Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra mikrobiologie, výživy a dietetiky

Mikroplasty v potravinách a jejich vliv na lidské zdraví

Bakalářská práce

Dorota Horáčková

Výživa a potraviny

Ing. Monika Sabolová, Ph.D.

© 2021 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

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

V Praze dne 2.5.2021 _____

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala paní Ing. Monice Sabolové, Ph.D. za odborné vedení bakalářské práce, rady, ochotu a čas, který mi věnovala. Dále děkuji svému otci, MUDr. Danielu Horáčkovi za konzultace a pomoc během psaní a své rodině a příteli za trpělivost a podporu během studia.

Mikroplasty v potravinách a jejich vliv na lidské zdraví

Souhrn

Tato bakalářská práce se zabývá výskytem mikroplastových částic v potravinách a posouzením jejich vlivu na lidské zdraví.

Bylo prokázáno, že mikroplasty jsou člověkem přijímány prostřednictvím mořských ryb a mořských plodů, jako jsou slávky, ústřice a kraby. Výskyt mikroplastů byl v několika studiích potvrzen také v pitné vodě, alkoholických nápojích, soli, cukru a medu. S touto problematikou souvisejí také plastové obaly a jednorázové nádoby na přepravu pokrmů.

Jsme vystavení expozici těchto syntetických látek, jejichž množství, které náš organismus přijímá, je zatím stále nejasné. Víme, že mikroplasty putují do našich střev, plic a dalších orgánů. Jsou schopny se vstřebávat skrz střevní stěnu, šířit se oběhovým systémem a hromadit se v tkáních lidského těla. Kromě orgánů byly mikroplasty detekovány v krvi, žluči, mozkomíšním moku, moči a lidské stolici. V důsledku možného poškození lidských tkání mikroplasty mohou vzniknout různá onemocnění a zdravotní komplikace, například obezita, nádorové bujení, poškození tkání a fibróza. Některé studie uvádějí dokonce neplodnost.

Toxický pro lidský organismus není jen samotný plast, ale také persistentní organické polutanty a chemická aditiva, která se používají při výrobě plastů. K adsorpci těchto nebezpečných látek na mikroplasty dochází nejen úmyslným přidáním během výroby, ale také z okolního prostředí.

Úroveň našich vědomostí o vlivu mikroplastů na lidský organismus je v počátcích našeho poznání. Vzhledem k možným negativním účinkům mikroplastů na lidské zdraví je potřeba rozvíjet zpřesňující metody detekce mikroplastů v potravinách, ale i v lidském těle. Je potřeba upřesnit chování mikroplastů na molekulární úrovni, jejich osud po vstupu do lidských tkání a odpověď lidského organismu na jejich přítomnost.

Klíčová slova: mikroplasty, lidské zdraví, riziko, konzumace, jídlo

Microplastics in food and their effect on human health

Summary

This bachelor thesis deals with the occurrence of microplastic particles in food and their effect on human health.

It has been proved that microplastic are ingested by humans through fish and seafood such as mussels, oysters and crabs. Several studies have also confirmed the presence of microplastics in drinking water, alcoholic beverages, edible salt, sugar and honey. Plastic packaging and disposable food containers are related to this issue as well.

The amount of these synthetic substances, which enter our body is still unclear. We know that microplastics are transferred to our intestines, lungs and other organs. They can be absorbed through the intestinal wall, spread through the circulatory system and accumulate in the tissues of the human body. Microplastics had been detected besides from organs in blood, bile, cerebrospinal fluid, urine and human stool. Various diseases and health complications such as obesity, cancer, tissue damage, and fibrosis may be the result of the damage of the human tissues caused by micrioplastics. Some studies reported that microplastics are the cause of infertility.

Toxic to the human body is not only the plastic itself, but also persistent organic pollutants and chemical additives used in the production of plastics. These hazardous substances are adsorbed on microplastics throughout the production as well as from the environment.

The level of our knowledge about the influence of microplastics on the human body is at the early beginning. Because of the possible negative effects of microplastics on human health, it is necessary to develop more accurate methods for the detection of microplastics in food as well as in the human body. It is necessary to specify the behaviour of the microplastics at the molecular level, their future after entering the cells of human tissue and the response of the human body to their presence.

Keywords: microplastic, human health, risk, consumption, food

Obsah

1 Úvod 1

2 Cíl práce 2

3 Literární rešerše 3

3.1 Definice plastů a mikroplastů 3

3.1.1 Klasifikace 3

3.1.2 Výroba 5

3.1.3 Produkce plastů 6

3.1.4 Toxické látky 7

3.2 Legislativa 8

3.2.1 Makroplasty 9

3.2.2 Mikroplasty 9

3.2.3 Vize do budoucna 10

3.2.4 Evropská unie 11

3.2.5 Spojené státy americké 13

3.2.6 Čína 14

3.2.7 Jižní Korea 14

3.3 Metody analýzy výskytu mikroplastů 14

3.3.1 Prostředí 14

3.3.2 Potraviny 15

3.3.3 Způsob vyjádření množství mikroplastů v potravinách 16

3.4 Mikroplasty v prostředí 16

3.4.1 Voda 16

3.4.2 Vzduch 17

3.4.3 Půda 17

3.5 Dietární příjem 18

3.5.1 Ryby a mořské plody 18

3.5.2 Pitná voda 22

3.5.3 Pivo 23

3.5.4 Med a cukr 24

3.5.5 Jedlá sůl 24

3.5.6 Shrnutí dietárních zdrojů mikroplastů 26

3.5.7 Plastové obaly 26

3.6 Osud mikroplastů v lidském organismu 28

3.6.1 Vstřebávání 28

3.6.2 Distribuce mikroplastů 32

3.6.3 Vylučování 32

3.7 Vliv na zdraví člověka 33

4 Závěr 37

5 Literatura 38

1 Úvod

Plast je v dnešní době díky svým chemickým a fyzikálním vlastnostem a nízkým výrobním nákladům velmi užitečný a praktický materiál, který je takřka všudypřítomný a většina lidí si bez něj nedokáže svůj každodenní život představit. Svačinové sáčky, krabičky na přepravu pokrmů, oblečení, auta, zdravotnická technika, hračky a mnohem víc.

Odhaduje se, že přibližně 40 % celosvětově vyráběných plastů je pouze na jedno použití. Kvůli nedostatku přísných předpisů o jejich likvidaci končí významné procento v životním prostředí, což vede k vážnému znečištění. Plastový odpad je velmi odolný vůči chemické degradaci, ale rozpadá se na malé částečky, které nazýváme mikroplasty a nanoplasty. Ty se v životním prostředí hromadí, kontaminují vzduch, který dýcháme, vodu, kterou pijeme, živočichy, které konzumujeme a půdu, nezbytnou pro naši obživu. Pronikají tak do potravního řetězce a dostávají se až do lidského organismu.

Zatímco výskyt mikroplastů v životním prostředí, především v oceánech, a jejich vliv na mořské organismy je poměrně dobře dokumentován, v oblasti bezpečnosti potravin a vlivu na lidské zdraví potřebné výzkumy stále chybí. První písemné zmínky o znečištění životního prostředí plasty byly publikovány v letech 1971 a 1972. Od té doby bylo publikováno mnoho dalších studií, na základě kterých je výskyt syntetických polymerů v přírodě nepopiratelný. V současné době se ale začalo několik studií věnovat také výskytu mikro- a nanoplastových částic v potravinách a jejich vlivu na zdraví člověka.

Nejvýraznější kontaminace mikroplasty se odehrává v oceánu, který nejenže tvoří 71 % povrchu naší planety, ale zároveň představuje 96,54 % zásob vody celého světa. Pro některé země je oceán v rámci rybolovu základním zdrojem obživy a konzumace ryb a mořských plodů je specialisty doporučována díky obsahu omega-3 mastných kyselin a lehce stravitelných bílkovin. Právě v rybách a mořských živočiších bylo detekováno výrazné množství plastových mikročástic.

2 Cíl práce

Mikroplasty jsou obsaženy v široké škále potravin a mohou mít negativní dopady na lidské zdraví.

Cílem bakalářské práce bylo zpracování literární rešerše zaměřené na mikroplasty, jejich výskyt v potravinách a vliv jejich konzumace prostřednictvím potravin na lidské zdraví.

3 Literární rešerše

3.1 Definice plastů a mikroplastů

3.1.1 Klasifikace

Plasty jsou syntetické, organické polymery vyráběné z jednoduchých organických látek takzvanou polyreakcí (Skácel 2013). Velkou skupinu syntetických polymerů tradičně dělíme do čtyř skupin. Termoplasty, což jsou polymery, které se taví nad určitou teplotu, při které mohou být tvarovány a tuto vlastnost si zachovávají i po ochlazení a opětovném zahřátí. Reaktoplasty (dříve termosety), které se používají jako výchozí látka pro výrobu plastů a které jsou po termickém tvarování znovu netvarovatelné. Dále pak rozlišujeme elastomery a syntetická vlákna (Lehner et al. 2019).

Většina plastů patří do jedné z šesti kategorií (Kosuth et al. 2018):

1. **Polyethyleny s vysokou hustotou (HDPE)** jsou tuhé, pevné a mají vysokou teplotu tání. Jedná se o jeden z nejpoužívanějších plastů. Nalezneme je například v lahvích, fóliích a obalových materiálech (Kusuktham & Teeranachaideekul 2014).
2. **Polyethyleny s nízkou hustotou (LDPE)** jsou nejčastěji používaným polymerním materiálem pro balení potravin. Jejich výhodou je vysoká pevnost, nízká hmotnost, odolnost vůči vodě a vysoká stabilita (Siročić et al. 2014).
3. **Polypropylen (PP),** vykazuje výborné elektroizolační vlastnosti. Má dobrou chemickou odolnost, pevnost a tvrdost v ohybu. Propustnost pro plyny a páry je minimální, je však velmi citlivý vůči oxidaci. Slouží k výrobě trubek, desek a fólií. Fólie se běžně používají v obalové technice na obaly například těstovin, bonbónů, masných produktů. Uplatnění našel také jako plast pro výrobu vláken, která se využívají k výrobě netkaných textilií, jako podkladové tkaniny a vlasové příze na tkané a všívané koberce a jsou součástí sportovního a dětského oblečení (Gogela 2008).
4. **Polyvinylchlorid (PVC),** je sám o sobě tvrdý, křehký a nestabilní. Velmi snadno podléhá destrukčním účinkům tepla a světla. Proto obsahuje kromě chloru, který je největším zdrojem dioxinů pro životní prostředí, i stabilizátory. Používá-li se PVC v potravinářském průmyslu (obalový materiál), nesmí být stabilizátor jedovatý a nesmí zapáchat. Dalšími složkami jsou pigmenty a změkčovadla (například ftaláty). Používání těchto změkčovadel je pro lidské zdraví problematické. U ftalátů byla prokázána toxicita na lidský organismus při dlouhodobé expozici i nízkými dávkami. PVC se využívá v potravinářství, stavebnictví, automobilovém průmyslu, elektronice a zdravotnictví. O jeho využití ve zdravotnictví se vedou vážné debaty. Převládají snahy nahradit tento polymer alternativními materiály (sklo, PP, silikon). Stále se však využívá, především kvůli jeho nízké ceně (Divilová 2006).

5. **Polystyren (PS)** najdeme dnes v každé domácnosti. Používá se k výrobě televizí, počítačů, potravinářských obalů, jednorázových talířů a příborů. Nalezneme ho také například v kelímkách na jogurty a pěnových podložkách pod maso. V roce 1986 americká agentura pro ochranu životního prostředí (EPA) oznámila, že proces výroby polystyrenu je pátým největším zdrojem nebezpečného odpadu. Vyrábí se z monomeru styrenu (vinylbenzenu), který je spojován s nepříznivými účinky na lidské zdraví a roku 2014 byl uveden jako možný karcinogen. Navzdory rostoucím důkazům o jeho toxicitě, není produkt polymerace styrenu, PS, považován za nebezpečný (Farrelly & Shaw 2017).
6. **Polyethylentereftaláty (PET)** jsou termoplasty s nízkou schopností přirozeného rozkladu, které nalezneme například v lahvích, obalových fóliích, filmech a textilních vláknech. Většina světové produkce (více než 60 %) je využita pro výrobu syntetických vláken. Výroba PET lahví představuje asi 30 % celosvětové poptávky po polyethylentereftalátu. Důsledkem obrovské produkce PET produktů je vážné znečištění životního prostředí a jejich recyklace je v mnoha zemích problematická (Jankauskaite et al. 2008).

Přesná definice mikroplastů se často liší. Podle Evropské agentury pro chemické látky jsou mikroplasty obecně definovány jako malé plastové částečky o velikosti 0,1 μm až 5 mm (De-la-Torre 2020) složené ze směsí polymerů a funkčních přísad. Skládají se převážně z šesti hlavních typů polymerů na bázi ropy: polyethylenu (PE), polypropylenu (PP), polystyrenu (PS), polyvinylchloridu (PVC), polyamidu (PA), známého jako nylon a polyethylentereftalátu (PET) (Lam et al. 2018).

Rozdělujeme primární a sekundární mikroplasty. Primární mikroplasty jsou v mikroskopické velikosti již vyrobeny a do prostředí se dostávají lidskou činností. Používají se záměrně například jako médium pro podání léků, v zubních pastách, kosmetice, textilním průmyslu (Freidinger 2020). Najdeme je ale například i v hnojivech, přípravcích na ochranu rostlin, čistících prostředcích pro domácnost, barvách. Používají se také jako měkké výplně materiálů na sportovních hřištích s umělým povrchem (ECHA 2020). Vědci identifikovali tři hlavní zdroje primárních mikroplastů. Prvním z nich je praní prádla ze syntetických vláken, při kterém se uvolňují miniaturní mikrovlákna. Během jednoho pracího cyklu se například z fleecové bundy může uvolnit až milion mikrovláken (Freidinger 2020). Z pěti kilogramů oblečení ze syntetických vláken by počet uvolněných mikrovláken mohl dosáhnout více než šest miliónů (Lam et al. 2018). Ta následně končí v odpadních vodách. I když část zachytí čističky odpadních vod, zbytek končí v řekách a následně v oceánech. Jako druhý podstatný zdroj mikroplastů je zmíněn kosmetický průmysl, kde jsou využívány plastové mikrokuličky. Trojici uzavírá oděr pneumatik automobilů (Freidinger 2020). Syntetický kaučuk je nejvíce zastoupenou složkou pneumatik. Je variací plastu a i když má jiné vlastnosti než plast, například pružnost, je to taktéž polymer na bázi uhlovodíků (Wright & Kelly 2017).

Sekundární mikroplasty vznikají rozpadem větších plastů v důsledku fotolýzy, mechanické fragmentace a biologické degradace. Zdrojem jsou především mikrovlákna z látek obnošeného oblečení, z lan a vrstev nátěrů (De-la-Torre 2020). Dále pak například úlomky z rybářského náčiní, plastových obalů a lahví (Barboza et al. 2018). Obsah těchto látek v půdě

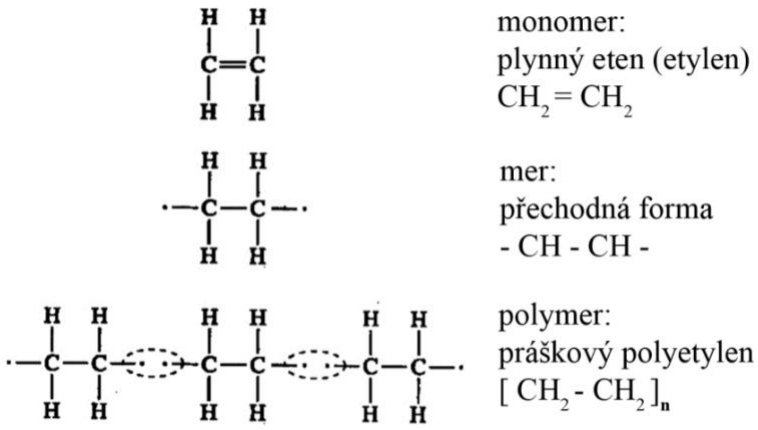
může snížit kvalitu zemědělských produktů a zvýšit tak obavy o bezpečnosti potravin (Lam et al. 2018).

Nanoplasty jsou v kontrastu s mikroplasty méně prozkoumanou skupinou. Jsou to částice velikosti od 1 nm do 1 μm vznikající převážně degradací plastu, rozpadem mikroplastů během výroby nebo během používání. Mohou způsobovat koloidní charakter látky. Ve sloupci mořské vody byly nalezeny rozptýlené částečky PVC. K tomu došlo v důsledku změny velikosti částic z makroskopické velikosti na nanočástice. Makroskopické částice se usazují jako sedimenty. Když částice dosáhnou mikroskopického měřítka, mohou ovlivňovat chování mikroorganismů, jako jsou bakterie a fytoplankton. Ve chvíli, kdy velikost částic dosáhne nanoměřítka, srážky s molekulami vody a jinými ionty zabraňují sedimentaci a dochází k Brownovu pohybu, náhodnému pohybu částic ve vodě (Gigault et al. 2018).

3.1.2 Výroba

Polyreakce, je chemická reakce, která vede ke vzniku, zániku nebo změně polymerů a dělí se na polymeraci, polykondenzaci, polyadici. Základní princip těchto reakcí je postaven na procesu, kdy ze vstupní nízkomolekulární organické sloučeniny, monomeru, vzniká během polyreakce přechodná forma. Následně vzájemnou vazbou velmi reaktivních konců rozštěpených vazeb vzniká polymer (Skácel 2013).

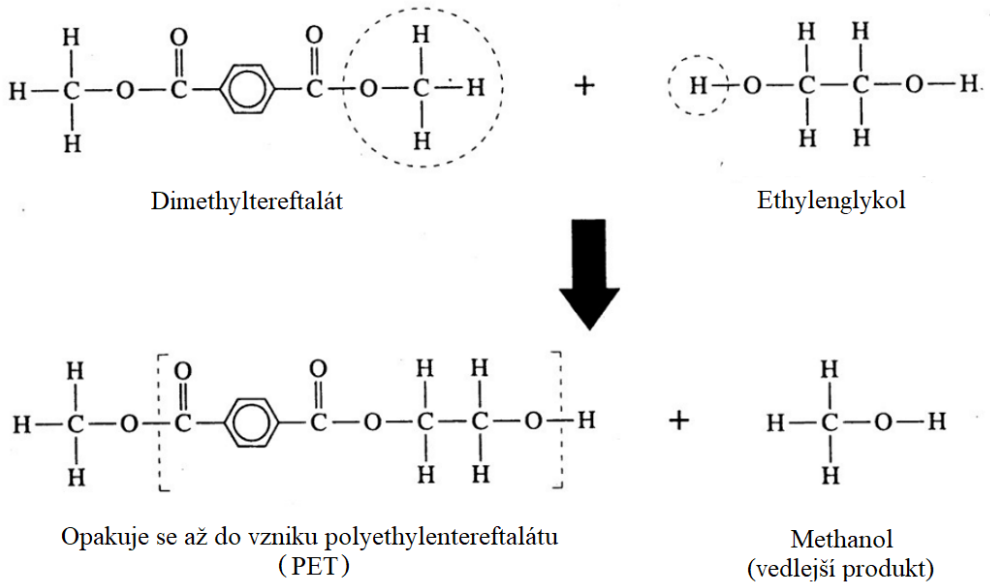
Polymerace probíhá naštěpením násobných vazeb a následným vznikem reakčních míst (merů), které se dále řetězí (viz Obrázek 1). Vznikají tak polyolefiny, chlorové plasty, styrénové plasty (Skácel 2013).



Obrázek 1 Příklad polymerace

(Skácel 2013)

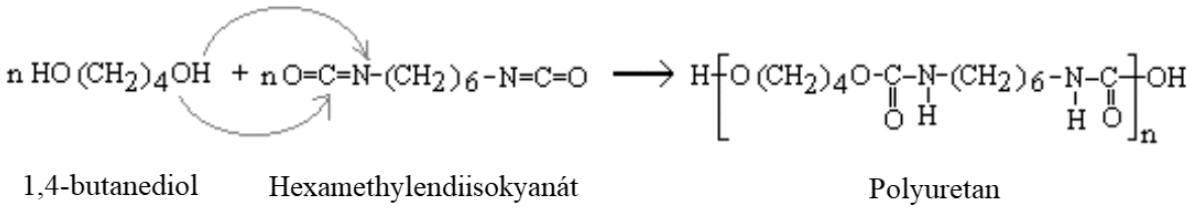
Polykondenzace je vzájemná reakce organických látek. Vede ke vzniku požadovaného polymeru a kondenzátu, vedlejšího produktu (viz Obrázek 2). Tímto způsobem získáváme polyestery, polyamidy a fenoplasty (Skácel 2013).



Obrázek 2 Příklad polykondenzace

(Skácel 2013)

Polyadice je polyreakce dvou různých monomerů bez vzniku vedlejšího produktu (viz Obrázek 3). Dochází k absorpci všech prvků reakce a přesunutí atomu vodíku. Tímto způsobem vznikají polyuretany (Skácel 2013).



Obrázek 3 Příklad polyadice

Převzato z: https://eluc.kr-olomoucky.cz/verejne/lekce/2537

Polymery se stále převážně získávají z ropných surovin (Lehner et al. 2019). Lze je ale syntetizovat i z biomasy různého původu. Například z kukuřice, obilnin, brambor a cukrové řepy (Sharma & Chatterjee 2017).

3.1.3 Produkce plastů

V posledních 45 letech vrostla světová produkce plastů z 30 miliónů tun (rok 1970) (Kosuth et al. 2018) až na 359 miliónů tun (rok 2018) (da Costa et al. 2020). Použití plastových produktů však i nadále dramaticky roste a jejich produkce se v roce 2050 pravděpodobně vyšplhá až k 33 biliónům tun (Wang et al. 2020). V dnešní době představuje Asie téměř 50 %

celosvětové produkce plastu. Evropa a Severní Amerika produkují celosvětově asi 18-19 % (Lam et al. 2018).

Od počátku masového využití plastů ve čtyřicátých letech minulého století byla optimalizována technika výroby plastů tak, že dnes vznikají lehké, odolné, perzistentní a korozivzdorné plasty (Mitrano & Wohlleben 2020). Hlavní problém mikroplastů souvisí s jejich dlouhou dobou rozkladu v životním prostředí, schopností uvolňovat plastové monomery, aditiva a chemikálie a schopnost adsorpce dalších znečišťujících látek z prostředí (Sobhani et al. 2020).

Zatímco určitá část plastového odpadu je recyklována, většina skončí na skládce, kde se odpad rozkládá až několik století (viz Obrázek 4) (Cole et al. 2011). Naději ke snížení produkce by měla zajistit především vyspělá infrastruktura a recyklace odpadu. Například Evropa v roce 2012 zrecyklovala 26 % jednorázových plastů, zatímco Spojené státy americké ohlásily míru recyklace nižší než 8,8 % (Kosuth et al. 2018). Vývoj přinesl také biologicky rozložitelné plasty, kterými jsou v dnešní době nahrazovány běžné igelitové tašky, talíře a příbory na jedno použití. I tento materiál však může být zdrojem mikroplastů a nemusí být zcela rozložen. Obvykle se skládá ze směsi syntetických polymerů a škrobu, rostlinných olejů nebo speciálních chemických látek, které jsou vyrobeny tak, aby byla zvýšena rychlost jejich rozkladu (Cole et al. 2011).

Obrázek 4 Rozklad plastového odpadu

Převzato z: http://www.fotokompas.cz/cestovani-zero-waste/

3.1.4 Toxické látky

Plasty jsou hydrofobní a jsou schopny adsorbovat a přenášet chemikálie z okolního prostředí (Kosuth et al. 2018). K adsorpci dochází již při výrobě, během jejich používání, nebo přímo v životním prostředí. Mezi tyto látky patří například vinylchlorid, styren, polychlorované

bifenyly (PCBs), polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) (Barboza et al. 2018), polybromované difenylethery (PBDEs) (Kosuth et al. 2018; Rainieri & Barranco 2019) a dichlorodifenyltrichlorethan (DDT) (Sharma & Chatterjee 2017). Veškeré tyto organické chemikálie jsou po pozření živočichy, vstřebávány ve střevech (Kosuth et al. 2018). Polutanty a aditiva se z mikroplastů mohou vstřebat do tkání živočichů a poškodit klíčové funkce pro zachování zdraví a biodiverzity (Barboza et al. 2018).

Plasty na sebe také mohou vázat syntetická aditiva jako ftaláty, alkylfenoly a bisfenol A (BPA) (Kosuth et al. 2018). Zvláštní pozornost si zaslouží ftaláty a bisfenol A. Jejich toxicita byla potvrzena na zvířatech a najdeme je hojně jak v životním prostředí, tak v lidském těle (Barboza et al. 2018). Kromě toho na sebe mohou mikroplasty vázat bakterie (Kosuth et al. 2018) a toxické kovy (Barboza et al. 2018).

Je velmi znepokojující, že široké spektrum chemikálií, které se používají již při výrobě plastů, je považováno pro zvířata a člověka za velmi toxické (Barboza et al. 2018).

Některá aditiva jsou do plastů přidávána cíleně. Jejich účelem je například zvýšení trvanlivosti, plastičnosti nebo snížení viskozity. Přidávaná barviva, tepelné stabilizátory, změkčovadla mají tendenci unikat z plastů a znečišťovat životní prostředí. Například nonylfenol migruje do vod a je takzvaným endokrinním distributorem. Jsou obavy z jeho působení na člověka a může narušovat fyziologické funkce endokrinních hormonů (Lam et al. 2018).

3.2 Legislativa

Snížení kontaminace životního prostředí plasty je jednou z hlavních enviromentálních výzev dnešní společnosti. Široká veřejnost požaduje opatření, která by problémy týkající se znečištění životního prostředí plasty řešila. Vlády a organizace obavy z nadměrného množství plastů aktivně řeší prostřednictvím rozvoje nových iniciativ a předpisů. Schopnost utvářet nové normy a vést politiku proti tomuto problému však nelze sdílet rovnoměrně po celém světě. Poptávka po výrobcích z alternativních materiálů bude s velkou pravděpodobností uskutečněna pouze lidmi z vyšších socioekonomických tříd (Mitrano & Wohlleben 2020).

Pevné částice a vlákna nano- a mikroplastů byly detekovány v každém vzorku nebo oblasti, která byla dosud zkoumána. Je předpokládáno, že většina těchto materiálů pochází ze špatně zpracovaného odpadu, který následně zůstává v životním prostředí (Mitrano & Wohlleben 2020). Je tedy nutné provést právní předpisy, které omezují nebo zakazují určité druhy plastů jak pro výrobce, tak pro spotřebitele (Lam et al. 2018).

Německo zavedlo svou počáteční politiku související s plasty roku 1991 s cílem snížit spotřebu plastových tašek. Tento krok byl úspěšnou strategií pro kontrolu znečištění plasty na regionální úrovni. Jedním z klíčových úspěchů této strategie je snížení používání sáčků z polyethylenu s nízkou hustotou (LDPE) (Lam et al. 2018). Keňa dokonce nedávno zavedla pokutu 40 000 USD nebo trest až 4 roky vězení za výrobu, prodej a použití plastových tašek (da Costa et al. 2020) a Wales byl první zemí ve Velké Británii, která zavedla 5 pencí, jako poplatek za jednorázový sáček. Německý počin tak úspěšně postupně následovalo mnoho dalších zemí. Mezi nimi například Portugalsko, Nizozemí, Austrálie a severské země (Lam et al. 2018). V dnešní době zavedlo určitou formu právních předpisů zaměřenou na postupný zákaz používání jednorázových plastů téměř 150 zemí (da Costa et al. 2020).

3.2.1 Makroplasty

Mnoho nevládních organizací, jako například Greenpeace, Světový fond pro ochranu přírody a Světová unie pro ochranu přírody, hraje významnou roli a zajímají se především o odpady v oceánech. Jiné nevládní organizace většinou naopak jednaly přímo v rámci jednoho problému. Nevládní organizace tak přinesly pozitivní vlnu, která vyústila ve významnou změnu politiky a vládních předpisů (Lam et al. 2018).

Velmi důležitou kampaň pro čisté moře započala i OSN. Ta silně prosazuje myšlenku nových politických počinů za snižování plastů, povzbuzuje průmysl a obchod k minimalizaci plastových obalů a jejich recyklaci. OSN vytváří tlak na vlády, aby nabádaly spotřebitele ke změně chování s ohledem na jednorázové plastové výrobky (Lam et al. 2018). V roce 1994 vstoupila v platnost úmluva OSN o mořském právu (UNSCLOS). Jedná se o bezprostřední pokus o regulaci všech aspektů týkajících se moře. Z 320 článků se 46 věnuje ochraně a zachování mořského prostředí. Protože však nejsou celosvětově jasně definované zdroje a hranice znečištění, je často obtížné určit, kam až opatření přijatá UNCLOS sahají a mnoho států tak tento rozsáhlý dokument a jeho normy nedodržuje (da Costa et al. 2020).

Další dokument, který obsahuje možná opatření zaměřená na boj proti rostoucímu šíření mořského odpadu, je zaměřen na prevenci a snižování ekologických dopadů mořských sutin na lidské zdraví a ekonomiku. Tento dokument byl vytvořen programem OSN pro životní prostředí (UNEP) a programem amerického Národního úřadu pro oceán a atmosféru (NOAA). Jeho použití je však omezeno na vůli zúčastněných zemí (da Costa et al. 2020).

Dalším klíčovým mezinárodním regulačním nástrojem, který řeší znečištění oceánů odpady, je Úmluva o zabránění znečištění z lodí (MARPOL). Tato úmluva vyžaduje, aby všechny lodě zneškodňovaly vzniklý odpad v pozemních odpadních zařízeních. V roce 2016 tuto úmluvu přijalo více než 154 států. Kromě MARPOL, byly Mezinárodní oceánografickou komisí (IOC) a Organizací pro výživu a zemědělství (FAO) vypracovány pokyny pro průzkum a sledování mořského odpadu, který zahrnuje i ztracené, opuštěné, nebo vyřazené rybářské vybavení. FAO se také podílela na zřízení komise pro ochranu antarktických mořských zdrojů a vydala kodex chování pro odpovědný rybolov. Tento kodex byl přijat již roku 1995. Je však dobrovolný a jeho dodržování je často omezené (da Costa et al. 2020).

3.2.2 Mikroplasty

Kromě redukce makroplastů, jako jsou plastové sáčky a igelitové tašky, se právní předpisy některých zemí začaly věnovat také primárním i sekundárním mikroplastům. Celosvětově došlo v posledních třech desetiletích k vývoji legislativy zaměřené na snížení rizik kontaminace životního prostředí mikroplasty. Například provincie Ontario v Kanadě přijala předpisy zakazující výrobu mikroplastů již v roce 2015 (da Costa et al. 2020). Vzhledem k tomu, že právní předpisy o mikroplastech byly stanoveny teprve nedávno, chybí údaje o vlivu těchto opatření na snížení kontaminace životního prostředí.

Jedním z kroků redukce mikroplastů byl zákaz použití plastových mikrokuliček ve spotřebních výrobcích, především oplachových výrobcích (Mitrano & Wohlleben 2020). Vznikla například organizace Beat the Microbead, která uvedla veřejně přístupný seznam produktů, které mohou obsahovat plastové mikrokuličky (Lam et al. 2018). Mikrokuličky

z kosmetiky putují do odpadních vod, následně do moří a řek, kde na sebe váží mnoho toxických látek. Kumulují se v těle vodních živočichů, kteří jsou součástí naší stravy. Nizozemská vláda v roce 2015 zakázala mikrokuličky v mýdlech, zubních pastách, koupelových a sprchových gelech, peelingu, které jsou vyráběny jako primární zdroj mikroplastů. Komplexní právní předpisy omezující mikroplasty v kosmetice fungují ve Spojených státech amerických, Kanadě a Velké Británii (Lam et al. 2018).

Další formou mikroplastů, kterou je potřeba regulovat, jsou vlákna, která znečišťují odpadní vody v důsledku praní syntetických textilií (Lam et al. 2018). Vodní filtry nejsou schopny tato malá vlákna zachytit. Ta se tak dostávají až do řek a moří, kumulují se v mořských živočiších, které následně konzumujeme. Prací prostředky v prášku obsahují anorganické sloučeniny nerozpustné ve vodě, které potencionálně zvyšují tření s vlákny a tím zvyšují jejich uvolnění. Dle výzkumů by použití změkčovače, který má schopnost snižovat tření, mohlo uvolňování vláken během praní snížit až o 35 %. Zároveň se zjistilo, že je velmi důležitá délka vláken příze, která má rozhodující vliv na množství uvolněných mikrovláken. Na základě těchto výsledků by mohla být stanovena politika, která podporuje použití delších přízí a tekutého pracího prášku na úkor práškových forem. Na materiály s kratší délkou příze by se uplatnila daň. Tato opatření by tak mohla hodnoty znečištění odpadních vod výrazně snížit (Lam et al. 2018).

V poslední době program OSN pro životní prostředí (UNEP) v Nairobi přijal návrh usnesení o mořském odpadu a mikroplastech. Vyzývá země, aby odpovědně využívaly plasty a usilovaly o omezení jejich zbytečného použití. Aby podporovaly alternativy vhodné pro životní prostředí. V návaznosti na usnesení o mořském odpadu a mikroplastech vzniklo několik dohod mezi jednotlivými odvětvími průmyslu a obchodu. Jednou z nich je například dohoda o prevenci uvolňování mikroplastů do vodního prostředí během praní syntetických textilií, kterou navrhla skupina evropských průmyslových sdružení, zastupující kolektivní členství přibližně 180 000 společností. Vzhledem k přítomnosti mikroplastů i v antarktické oblasti se Organizace pro výživu a zemědělství (FAO) podílela na zřízení komise pro ochranu antarktických mořských zdrojů (da Costa et al. 2020).

3.2.3 Vize do budoucna

Kampaně, které téma plastového odpadu řeší, si získaly širokou podporu veřejnosti, vědců i průmyslu a obchodu. A to především v případě jednoduchých a levných alternativ. Ve chvíli, kdy se chceme pokusit o snížení využití plastů a jejich nahrazení, musíme si položit několik otázek. Jaké jsou jejich dopady na životní prostředí a zdraví organismů? Jaké v současné době existují alternativy poskytující podobnou funkci? Jaká bude výše nákladů spojená s novým materiálem? Může být dosaženo lepšího výsledku a zároveň méně nepříznivých důsledků? Je důležité mít na paměti, že mnoho plastů je během jejich životního cyklu problematických. Příkladem jsou potravinové obaly, jejichž použití často nelze snadno nahradit a alternativy nemusí zajišťovat lepší udržitelnost (Mitrano & Wohlleben 2020). Přestože je v nádobách na potraviny a nápoje používání toxických látek, jako například bisfenol A (BPA), úspěšně zakázáno, je nutné provést další případové studie týkající se přísad do plastů, které mohou snížit rizika s nimi spojená (Lam et al. 2018).

Důležitá je recyklace a transformace plastového odpadu tak, aby se minimalizovaly jakékoli nepříznivé dopady na životní prostředí. Pokud plastový odpad skončí na skládce, nebo v oceánu, je třeba provést hodnocení rizik a dopadů na životní prostředí, aby bylo možné vyhodnotit potencionální rizika pro lidské zdraví. Posouzení lze následně použít pro vyhodnocení současné plastové legislativy a podpořit nová nařízení.

Je nutné zajistit, aby plastové výrobky splňovaly bezpečnostní normy, jako je australská norma AS/NZS 2070 pro plastové výrobky v potravinářství (Lam et al. 2018). Tato norma říká, že při výrobě plastových předmětů určených pro styk s potravinami je nezbytné používat pouze surové materiály, které jsou zde specifikovány a jsou bezpečné při kontaktu s potravinou. Výroba těchto materiálů vyžaduje kontrolu vstupních surovin, jejich správné používání a vhodně zvolené pomůcky při zpracování. Je důležité dbát na prevenci kontaminace, hygienu a následnou identifikaci hotových plastových výrobků.

Doporučuje se vypracovat politiku podporující používání bioplastů jako náhradu k plastům konvenčním. Došlo by tak opět ke snížení současných dopadů degradace plastového odpadu na životní prostředí a lidské zdraví. Bioplast se rozloží společně s potravinami a působí tak v přírodním prostředí méně toxickým způsobem (Lam et al. 2018).

Plastové materiály by měly být klasifikovány jako prioritní nebezpečné látky, stejně jako například olovo, arsen, dusičnany a různé patogeny (Waterlogic 2020), které jsou definovány v americkém zákoně o čisté vodě. Tyto prioritní znečišťující látky se používají při stanovení norem kvality vody, zejména pak u vod odpadních (Lam et al. 2018).

Legislativa by měla být součástí povinného politického rámce. Může tak poskytnout informace o rizikách pro lidské zdraví, které produkty přinášejí. Zároveň by tyto zákony mohly zlepšit postupy nakládání s odpady a zabránit tak hromadění plastového odpadu v životním prostředí (Lam et al. 2018).

Povzbudivé je, že veškeré uvedené regionální plány ilustrují existující iniciativu a úsilí dosáhnout statutu dobrého životního prostředí, GES (Good Environmental Status) (da Costa et al. 2020).

3.2.4 Evropská unie

Jedním z mnoha příkladů aktivního řešení problémů týkajících se plastového znečištění životního prostředí je poměrně rychlé vytvoření strategie Evropské unie pro plasty v oběhovém hospodářství (Mitrano & Wohlleben 2020). Na základě obav o životní prostředí a zdraví lidí již několik členských států EU přijalo nebo navrhlo vnitrostátní zákazy úmyslného používání mikroplastů ve spotřebních výrobcích (ECHA 2020).

Evropská unie uvedla v červnu 2019 v platnost směrnici o snižování dopadu určitých plastových výrobků na životní prostředí. Tato směrnice vyžaduje, aby všechny členské státy zajistily šetrné nakládání s odpady. Pro různé sféry využití plastů jsou dány různé strategie zahrnující tržní omezení a snižování spotřeby, které postupně povedou k podpoře přechodu na oběhové hospodářství plastů. Toho se docílí prostřednictvím rozvoje inovativních, udržitelných materiálů (da Costa et al. 2020).

Směrnicí EU týkající se znečištění moří je směrnice MSFD (Marine Strategy Framework Directive) nebo směrnice 2008/56/ES. Cílem je chránit zdroje, na nichž závisí hospodářská a sociální činnosti spojená s mořem, zachování biologické rozmanitosti. Kromě směrnic

týkající se regulace znečištění mořských vod vydala EU předpisy v oblasti nakládání s obaly a odpady z obalů (da Costa et al. 2020).

Evropské země využily v roce 2014 více než 50 % svého plastového odpadu na energii a v kombinaci s běžnou mírou recyklace bylo využito více než 90 % plastového odpadu. Tento fakt znamená, že méně než 10 % plastových odpadů skončilo na skládkách. Snížilo se tak potencionální nebezpečí úniku látek do životního prostředí (Lam et al. 2018).

Celkově se odhaduje, že se v EU každý rok použije přibližně 145 000 tun mikroplastů (ECHA 2020). Zákaz jejich používání je součástí „plastové" strategie EU. Díky ní se Evropa stala prvním kontinentem, který do roku 2021 začal zakazovat mnoho druhů plastů na jedno použití (EEB 2019).

Množství 10 000 až 60 000 tun mikroplastů záměrně přidávaných do produktů, které uniká ročně do životního prostředí je, dle Evropské chemické agentury, nemožné odstranit. Mikroplasty se v přírodě hromadí a přetvářejí. Agentura tak dospěla k závěru, že je nutné přísady těchto látek omezit podle chemické politiky Evropské unie (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals - REACH), nejpřísnějšího souboru chemických zákonů na světě (EEB 2019). REACH osvobozuje Evropskou unii od regulací polymerů, včetně funkčních polymerů a pevných plastů. Důvodem je nízká biologická dostupnost. Regulována jsou však aditiva, pokud je jich vyrobeno nebo importováno více než jedna tuna. REACH také od roku 2022 navrhuje omezení primárních pevných mikroplastů. Zakázány budou v případě, kdy mají tendenci se rozptýlit v životním prostředí. Tyto látky budou přípustné, pokud nehrozí jejich únik do životního prostředí, nebo pokud v průběhu průmyslové výroby ztratí povahu mikročástic. Tyto skutečnosti bude nutné dovozci doložit. Nařízením nepodléhají biologicky rozložitelné, přírodní nebo rozpustné polymery (Mitrano & Wohlleben 2020).

Několik průzkumů dospělo k závěru, že neexistuje nanospecifická toxicita. U různých částic, stejné velikosti, totiž nebyly prokázány stejné nebo podobné negativní účinky. Nejdůležitějším parametrem toxicity se stalo složení částic. Dokumentace dané látky by se tedy podle nařízení REACH měla týkat všech jejích forem. Od ledna 2020 je třeba při registraci nanoforem popsat další vlastnosti jako jsou prašnost a disperzní stabilita ve vodních médiích. V případě, kdy jsou tyto vlastnosti příznivé, jsou přeneseny na malé polymerní částice a polymery. Ty pak v porovnání s ostatními nanoformami nemusí podléhat kontrole REACH. Ačkoli je biologická dostupnost makromolekul nad 10 000 g/mol nízká, nebezpečné může být vyplavování aditiv obsažených v plastu. Hodnocení rizik mikroplastů však není dokonalé, stejně jako hodnocení jejich expozice. Je nezbytné provést další výzkum účinného a měřitelného snížení úniku mikroplastů do životního prostředí (Mitrano & Wohlleben 2020).

S novými předpisy REACH jsou mikroplasty otázkou řízení chemických rizik. Dříve nařízení REACH stanovilo zásadu „žádný trh bez údajů", aby bylo zajištěno bezpečné používání chemických látek. Původní předpisy kategoricky vyloučily polymery z registračního režimu, protože byly, díky jejich vysoké molární hmotnosti, považovány za biologicky nedostupné. Ovšem malé molekuly aditiv vyskytující se v polymerech jsou předmětem REACH registrace a proto musejí být testovány, zda nejsou nebezpečné pro člověka a životní prostředí (Mitrano & Wohlleben 2020).

Nedávno společnost SAPEA (Science Advice for Policy by European Academies) zveřejnila zprávu hodnotící aktuální vědecky dostupné důkazy o problematice mikroplastů. V této chvíli závěry poněkud překvapivě říkají, že znečištění mikroplasty nepředstavuje riziko.

Pokud však bude situace znečištění životního prostředí nekontrolovatelná, znečištění v kombinaci s persistencí tohoto materiálu povede k hraničním hodnotám koncentrace, které budou během století představovat stále větší riziko. Není tedy překvapením, že zpráva nabádá k rozumným a přiměřeným opatřením. Z dlouhodobého hlediska je asi nejlepší vzdělávací strategie široké odborné i laické veřejnosti (da Costa et al. 2020).

Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA) přezkoumal roku 2016 dostupné důkazy o mikro- a nanoplastech v potravinách. Odborníci však zjistili, že je třeba získat o úrovních výskytu těchto látek v potravinách a o jejich možných účincích na lidské zdraví více údajů. Za tímto účelem EFSA uspořádala v roce 2021 vědecké setkání, kde bylo v této oblasti diskutováno o současném stavu a probíhajícím výzkumu (ECHA 2020).

Roku 2017 požádala Evropská komise Evropskou agenturu pro chemické látky (ECHA), aby na úrovní EU posoudila vědecké důkazy pro přijetí regulačních opatření týkající se mikroplastů, které se záměrně přidávají do produktů. V lednu 2019 navrhla agentura ECHA rozsáhlé omezení pro mikroplasty ve výrobcích uváděných na trh Evropského hospodářského prostoru, aby se zabránilo nebo omezilo jejich uvolňování do životního prostředí. EFSA na tento návrh obdržela mnoho připomínek a očekává se, že tento návrh v průběhu příštích dvaceti let zamezí úniku 500 000 tun mikroplastů. Další možnosti snížení úniku sekundárních mikroplastů ve vodním prostředí budou pravděpodobně součástí strategie v oblasti plastů a nového akčního plánu pro oběhové hospodářství. Výbor pro posuzování rizik (RAC), který na žádost ECHA vydává stanoviska ohledně rizik pro lidské zdraví a životní prostředí tento návrh podpořil a přijal v červnu roku 2020. Doporučil také přísnější kritéria pro odchylky od biologicky rozložitelných polymerů. Rovněž doporučil zákaz mikroplastů používaných jako výplň umělých trávníků po přechodném období šesti let. Očekává se, že komise připraví svůj návrh na základě zprávy agentury ECHA, který se bude věnovat omezení mikroplastů ve výrobcích uváděných na trh EU. O návrhu komise na změnu seznamu látek, které podléhají omezení podle přílohy XVII nařízení REACH, budou členské státy EU hlasovat ve výboru REACH. Před přijetím omezení podléhají návrhy kontrole Evropského parlamentu a Rady (ECHA 2020).

3.2.5 Spojené státy americké

Stejně jako EU i Spojené státy americké mají několik právních nástrojů zaměřených proti znečištění moří a pobřeží plasty. Rovněž však v této souvislosti zohledňují veřejné zdraví a bezpečnost lidí i hospodářství (da Costa et al. 2020).

Ve Spojených státech amerických je realizován zákon o kontrole toxických látek (Toxic Substance Control Act, TSCA). Na základě tohoto zákona polymery, které splňují kritéria polymerů s nízkým dopadem na lidské zdraví a životní prostředí, nepotřebují předvýrobní potvrzení a mohou být uvedeny na trh. Za takové jsou považovány polymery, které splňují specifická kritéria týkající se molární hmotnosti (pod 1 000 a 10 000 g/mol). Předmětem TSCA jsou i například aditiva, regulovány jsou zde taktéž primární pevné mikroplasty. Zákaz použití plastových mikrokuliček v kosmetice vzešel v platnost roku 2015 a platí na federální úrovni (Microbead Free Water Act). V rámci primárních pevných mikroplastů jsou zavedena i jiná nařízení a nová jsou stále v jednání (Mitrano & Wohlleben 2020).

3.2.6 Čína

Čína eviduje seznam povolených chemických látek (Inventory of Existing Chemicial Sunstance in China, IECSC). V případě dovozu nebo výroby nových látek, které nejsou na seznamu, je třeba podat speciální oznámení. Stejné pravidlo platí i v rámci nových aditiv. Čína také uvedla obecný plán, který zakazuje výrobu mikroplastů od 31. prosince 2020 a prodej je zakázán od 31. prosince 2022 (Mitrano & Wohlleben 2020).

3.2.7 Jižní Korea

V roce 2019 byla v Jižní Koreji zahájena registrace polymerů (Act on Registration and Evaluation of Chemicals in South Korea, K-REACH), včetně funkčních polymerů a pevných částic. Všechny tyto látky, které jsou vyráběny či dováženy v množství nejméně 1 t/rok, musí být zaregistrovány. Na tonáži závisí termín, do kdy musí registrace proběhnout a množství informací, které musí být předloženo. K-REACH registrace zahrnuje také aditiva. Zákon o kosmetice zakazuje použití plastových mikrokuliček. Zároveň jsou však v Jižní Koreji projednávány další otázky ohledně typů polymerů, které jsou spojené se znečištěním životního prostředí (Mitrano & Wohlleben 2020).

3.3 Metody analýzy výskytu mikroplastů

3.3.1 Prostředí

Spolehlivá detekce nanočástic na bázi polymerů ve vzorcích získaných z různého prostředí nebo ze vzorků biologického materiálu (např. mozek zkoumaného živočicha) je, vzhledem k jejich malé velikosti a chemickému složení podobnému složení organické hmoty, velmi náročná. Proto je spolehlivých metod stále nedostatek. Navíc detekce nanoplastových částic na základě jejich velikosti není dostačující a k jejich identifikaci je vždy zapotřebí i jejich chemická charakterizace (Lehner et al. 2019).

Ter Halle et al. (2017) jako jediná ve své publikaci popisuje detekci a chemickou analýzu nanoplastů v získaných vzorcích z vodního prostředí. Pro prokázání výskytu nanočástic ve vodě ze Severoatlantského subtropického gyru byla využita nejprve ultrafiltrace vody a následně dynamický rozptyl světla (DLS, dynamic light scattering). K vyhodnocení chemického původu částic byla provedena pyrolýza spojená s plynovou chromatografií s využitím hmotnostního detektoru. Výsledky této studie odhalily výskyt asi 73 % PVC (±18 %), 18 % PET (±16 %) a 9 % PS (±10 %) (Lehner et al. 2019).

Slibnou metodou k detekci chemických charakteristik nanoplastových částic ve složitých matricích je hyperspektrální zobrazovací technologie. Je vhodná pro detekci vzorků z oceánů i půdy. Jedná se o nedávno zavedenou techniku, která kvantifikuje intenzitu odrazu světla v mikroskopických vzorcích v rozsahu 400-1 000 nm, aby při vysokém rozlišení generovala spektra specifická pro materiál. Bylo zjištěno, že bílý PE a jeho částice o velikosti 1-5 mm a 0,5-1 mm lze detekovat s přesností 84 % a 77 %, zatímco černý PE a jeho částice stejné velikosti lze detekovat s 58 % a 76 % přesností. Hyperspektrální zobrazovací technologie byla použita také při analýze mozkové tkáně ryb. Detekovány byly polystyrenové nanočástice o průměru 52 nm. Mozky byly homogenizovány a polystyren byl spektrálně mapován

a identifikován na exponovaných obrázcích mozku pomocí tzv. Spectral Angle Mapper algoritmu (Lehner et al. 2019).

Pro obecnou charakterizaci nanoplastových částic lze použít také metody jako jsou UV-Vis spektrometrie, elektronová mikroskopie, frakcionace tokem v polích (FFF, field flow fractionation), nebo technika dynamického rozptylu světla (DLS). Tyto metody je však nutné kombinovat, aby se dosáhlo potvrzení chemické identity materiálu. Spolehlivých metod je stále nedostatek (Lehner et al. 2019).

3.3.2 Potraviny

Ke stanovení množství a původu mikročástic plastového materiálu lze využít například stereoskopickou mikroskopii a infračervenou spektroskopii s Fourierovou transformací (FTIR) (Iñiguez et al. 2017), která se společně s Ramanovou spektroskopií (Liebezeit & Liebezeit 2014) stala jednou z nejpopulárnějších metod používaných k potvrzení výskytu a složení mikroplastů. Například ve studii zkoumající výskyt mikroplastových částic v soli bylo postupováno následovně: bylo odebráno 21 vzorků soli stejné hmotnosti, přičemž všechny vzorky pocházely ze Španělska. Přibližně 200 g každého typu soli bylo rozpuštěno v 1 l destilované vody a byla stanovena hustota směsi pomocí pyknometru a roztok byl umístěn do odstředivky, aby se oddělil případný písek. Roztok byl okamžitě po odstředění přefiltrován pomocí vakuového systému přes nitrocelulózový filtrační papír. Následně byl filtrační papír vložen do čisté Petriho misky s víkem a byl sušen při pokojové teplotě, aby se mohl později zkoumat celkový počet mikročástic pod mikroskopem. Celý tento proces se opakoval pro každý vzorek třikrát. Filtry byly pozorovány pod polarizovaným světlem mikroskopu a množství mikročástic bylo stanoveno manuálním počítáním na filtrech. Aby se vyloučila možnost kontaminace během manipulace, bylo provedeno i tzv. slepé měření. Některá náhodně vybraná vlákna byla vybrána pro analýzu pomocí FTIR (Iñiguez et al. 2017).

U každého měření pomocí infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR) je potřeba nastavit rozsah spektra při určitém počtu skenů a rozlišení pro všechny vzorky. Výsledná spektra mohou být porovnána s knihovnou spekter Thermo Scientific Infrared, popřípadě jinou databází (Du et al. 2020).

Hojně se ke sledování výskytu mikroplastových částic v potravinách využívají mikroskopy. Du et al. (2020) se například věnoval vlastnostem vnitřních povrchů plastových nádob používaných na přepravu jídla z restaurací, z nichž mohou být potraviny kontaminovány malými úlomky a mikročásticemi plastů. Byl použit skenovací (rastrovací) elektronový mikroskop, který poskytuje zobrazení povrchu materiálu ve vysokém rozlišení.

Pro chemickou identifikaci mikroplastů v potravinářských obalech použil Sobhani et al. (2020) křemennou mikrováhu (QCM, Quartz Crystal Microbalance) opět v kombinaci s FTIR. Zároveň k fyzickému vizualizování mikroplastů pro další zkoumání jejich morfologie byla použita skenovací (rastrovací) elektronová mikroskopie (SEM).

V současné době nejsou k dispozici žádné rutinní metody, které by umožňovaly detekci nanoplastů v potravinách, a proto nejsou k dispozici žádné další údaje, které by přesahovaly výše uvedené výzkumné práce s mikroplastovými částicemi (Lehner et al. 2019).

3.3.3 Způsob vyjádření množství mikroplastů v potravinách

Způsoby vyjádření množství mikroplastových částic v potravinách se značně liší. Například Hernandez et al. (2019) ve své studii uvádí počet mikročástic/kus a zároveň používá množství mikroplastů/gram potraviny. De-la-Torre (2020) ve svém výzkumu uvedla data o množství mikroplastů ve slávkách jedlých (*Mytilus edulis*) v jednotkách/gram.

3.4 Mikroplasty v prostředí

3.4.1 Voda

Odhaduje se, že celosvětově se v mořích a oceánech vyskytuje více než pět trilionů plastových sutin (Barboza et al. 2018) a tvoří zde přibližně 80 % veškerého mořského odpadu (da Costa et al. 2020). Plastové zbytky vstupují do oceánů mnoha způsoby a rychlost vstupu z pevniny do oceánů může být urychlena extrémním počasím, jako jsou hurikány a záplavy (Cole et al. 2011). V dnešní době mají více než 250 000 tun plovoucích plastů na svědomí znečištěné řeky, odpadní vody, průmysl, ale také například turismus a rybolov (Barboza et al. 2018). Filtrační systémy vody sice zamezí průniku větších kusů, nicméně velké procento mikroplastů nezastaví ani filtry (Cole et al. 2011). Mikroplasty byly nalezeny v mořích i sladkovodních ekosystémech (ECHA 2020), neustále se zde hromadí (De-la-Torre 2020) a v relativně studeném vodním prostředí bez půdních mikrobů se prodlouží i délka jejich rozkladu (Cole et al. 2011). Procesy degradace mohou nastat ve vodním prostředí abiotickými nebo biotickými cestami. Abiotická degradace plastů je iniciována tepelně, hydrolyticky a UV zářením. Dochází tak k rozložení plastových materiálů na menší polymerní fragmenty. Biotická degradace je spojena s aktivitou mikroorganismů. Ty vylučují enzymy, kterými biodegradaci aktivují (Lam et al. 2018).

Očekává se, že rozptýlené zdroje plastů, včetně mikroplastů, negativně ovlivňují kvalitu vody v oceánech, jezerech i řekách. Stále ale probíhají snahy o pochopení procesu, jak se budou v těchto ekosystémech chovat odlišné druhy mikroplastů a jaké negativní dopady jejich výskyt přináší (Mitrano & Wohlleben 2020). Tyto znečišťující látky mají následně neblahý dopad na mořské organismy jako jsou ryby, mlži, korýši i vodní savci (De-la-Torre 2020). Velkým nebezpečím jsou pro ně především nylonové sítě a menší kusy plastů, které často zamění s jejich přirozenou potravou. Nelze zanedbat ani příjem mikroplastů v rámci vody, kterou živočichové neustále filtrují (Barboza et al. 2018). Malé ryby jako kořist pak předávají kontaminanty svým predátorům (Barboza et al. 2018). U mikrořas mikroplasty omezují průběh fotosyntézy a v důsledku jejich celkový růst (De-la-Torre 2020).

Rybolov a lodní doprava jsou v porovnání se zdroji znečištění z pevniny zanedbatelné, i když rybářské sítě jsou taktéž velkým rizikem (Cole et al. 2011). Průmysl, znečištění řek vlévajících se do mořské vody, turismus a urbanizace jsou mnohem závažnějším problémem (De-la-Torre 2020). Odpadní vodou se do oceánů dostávají mikročástečky využívané v kosmetickém a potravinářském průmyslu. Turismus a rekreace sebou přináší velké množství odpadu vyhozeného na plážích (Cole et al. 2011).

3.4.2 Vzduch

Měli bychom pamatovat, že jsme vystaveni i jiným zdrojům mikroplastů, nanoplastů a tím je například i vzduch (De-la-Torre 2020). Mikroplasty a mikrokuličky jsou do atmosféry přenášeny například rozpadem zemědělských PE fólií, při sušení oděvů ze syntetických materiálů, a z kontaminovaných kalů z čistírenských odpadních vod, které jsou použity jako zemědělská hnojiva (Sharma & Chatterjee 2017). Jakmile je kal usušen, vítr může plastové částice dále transportovat (Lehner et al. 2019). Dalšími zdroji mohou být aerosoly s mořskou solí vznikající působením vln, které obsahují polymerní částice vhodné velikosti. Ty mohou být transportovány větrem do pobřežního prostředí (Lehner et al. 2019).

V poslední době bylo zjištěno, že potencionální příjem mikrovláken skrz prach ve vzduchu během konzumace jídla, může být vyšší než příjem během konzumace slávek (De-la-Torre 2020).

Studie zabývající se pracovním prostředím zjistila, že zaměstnanci pracující v textilním průmyslu, kde se používají umělá vlákna jako vinylchlorid nebo polyvinylchlorid, jsou během práce potencionálně vystavěni vysoké koncentraci mikroplastů ve vzduchu, která může ohrožovat jejich zdraví (Wang et al. 2020).

Ve Spojených státech amerických byly srovnány koncentrace mikroplastů ve vnitřním a venkovním vzduchu. Ve dvou soukromých bytech a jedné kanceláři byla naměřena koncentrace mezi 1,0 až 60,0 mikrovlákny/m^3, zatímco venkovní koncentrace byla mezi 0,3 až 1,5 mikrovlákny/m^3. Přibližně 33 % mikrovláken bylo petrochemického původu, přičemž převládal polypropylen. Zbývajících 67 % tvořila převážně celulóza. O množství nebo koncentraci aerosolizovaných nanoplastů však nebyly dosud k dispozici žádné údaje. Víme jen, že naměřená čísla jsou mnohonásobně menší, než je maximální přípustná expozice 5 mg/m^3 vdechovaného prachu během 8 hodin pracovního dne, která je stanovena Úřadem pro bezpečnost a ochranu zdraví při práci ve Spojených státech amerických. Koncentrace mikroplastů ve vzduchu se tak zdá jako ne příliš velký problém v rámci účinků na lidské zdraví. Nicméně je zapotřebí více údajů, které přihlédnou k fyzikálně-chemickým vlastnostem plastových materiálů obsažených ve vzduchu a k jejich velikosti (Lehner et al. 2019). Wright & Kelly (2017) uvádějí hodnocení celkového atmosférického spadu mikroplastů v hustě osídlených městských částech a předměstských oblastí Paříže. Většina pozorovaných mikročástic byla vlákna, z nichž 30 % pocházela z plastu a téměř 25 % vláken mělo délku 100-500 μm. Bylo hlášeno až 355 mikročástic/m^2/den, průměrně 110 ±96 mikročástic/m^2/den.

3.4.3 Půda

Zatímco výskyt mikroplastů ve vodním prostředí je poměrně hluboce zkoumán, terestrický ekosystém je poněkud zanedbáván (De Souza Machado et al. 2019) a dopad mikroplastů v půdách a sedimentech je dosud podceňovanou hrozbou (Lehner et al. 2019). O rozkladu mikroplastů organismy v rhizosféře je jen velmi málo informací. Víme, že mikroplasty v půdě mohou značně pozměnit rostlinou biomasu. Určitý vliv mají na složení primárních pletiv, růst a stavbu kořenů i na aktivitu půdních mikroorganismů (De Souza Machado et al. 2019). Zdrojem kontaminace mikroplasty jsou v tomto případě například nesebrané plastové odpadky, které se velmi dlouho rozkládají. Dále ochranné vrstvy

osiva a kapsle s hnojivy (Mitrano & Wohlleben 2020), široké použití plastových fólií v zemědělství (Dong et al. 2021). Bylo také zjištěno, že vedlejší produkty kalů z čističek odpadních vod, které jsou aplikovány na zemědělskou půdu, obsahují syntetická oděvní vlákna, která přetrvávají v kalovém i půdním sloupci 5 až 15 let po aplikaci (Wright & Kelly 2017). Obsah mikroplastů v půdě se mění s hloubkou. V rámci evropské zemědělské půdy však lze říct, že mikroplastové znečištění je zde relativně malé (Dong et al. 2021).

Mikroplasty v půdě mohou zničit půdní strukturu, snížit prosakování dešťové i závlahové vody a negativně ovlivnit schopnost půdy zadržovat vodu. Mohou snížit absorpci tepla a ovlivnit tak aktivitu půdních enzymů. Značný vliv mají také na rozmanitost půdních mikroorganismů a tím i na fyzikální a chemické vlastnosti půdy (Dong et al. 2021). Dong et al. (2021) také uvádí, že mikroplasty mají negativní dopad na cykly organického uhlíku a dusíku v půdě, mikrobiální aktivitu a přenos živin, což může ovlivnit růst plodin. Podle Dong et al. (2021) rovněž existují studie, které prokázaly inhibici růstu kukuřice, řeřichy, rajčat a toxicitu pro sazenice rýže.

Výskyt mikroplastů byl prokázán v jedlém druhu plžů *Helix aperta, Helix aspersa* a *Helix pomatia* (De-la-Torre 2020). Jsme tak znovu vystaveni dalšímu zdroji mikroplastů z naší stravy.

3.5 Dietární příjem

3.5.1 Ryby a mořské plody

Konzumace ryb a mořských plodů je známá svým přínosem pro lidský organismus díky vysokému obsahu bílkovin, omega-3 mastných kyselin, minimu nasycených tuků a také významnému obsahu vitaminu D. Zároveň mořské plody poskytují přibližně 20 % příjmu živočišných bílkovin téměř 3 miliardám lidí světa, ryby 15 % příjmu živočišných bílkovin asi 4,3 miliardám lidí (Wright & Kelly 2017). Avšak právě tito živočichové snadno podléhají kontaminaci (nejen) mikroplasty z vodního prostředí a jsou tak považováni za jeden z jejich hlavních dietárních zdrojů (De-la-Torre 2020).

V mořích přítomné antropogenní materiály a s nimi související toxické chemické látky začaly vyvolávat obavy, jak mohou tyto látky pozřené mořskými živočichy ovlivnit lidské zdraví. Tyto obavy podnítily společné úsilí vládních i mimovládních organizací k posouzení dopadů kontaminace vody v mořích a oceánech na zdraví lidí a životní prostředí. Velmi často se však dospělo k závěru, že je zapotřebí dalšího výzkumu, který by objasnil vliv cizorodých materiálů na člověka. Otázkou také je, zda nás nedostatečně účinné strategie nakládání s odpady nedostihnou při konzumaci potravin získaných z moří a oceánů (Rochman et al. 2015).

Schopnost ryb přijímat mikroplasty byla prokázána laboratorně. Používaly se však podstatně vyšší koncentrace mikroplastů než je jejich běžný výskyt v přírodě (Wright & Kelly 2017). Studie Hernandez et al. (2019) však prokázala výskyt mikroplastů i u mořských živočichů prodávaných na tržištích a v konzervovaných rybách, kdy v jedné rybě může být nalezeno přibližně 0,2 až 1,9 mikročástic a u mořských živočichů, především mušlí, mezi 0,3 až 0,5 mikročástic/g. Cox et al. (2019) na základě své studie ve Spojených státech amerických zhodnotil, že průměrná koncentrace mikroplastů v mořských plodech je 1,48 mikročástic/g. Hodnotí také potraviny z mořských živočichů z hlediska obsahu

mikroplastů jako jedny z nejrizikovějších potravin pro člověka. Navzdory tomuto tvrzení je však velmi důležité brát v potaz, že některé země mají mnohem vyšší spotřebu potravin z mořských živočichů, než je světový průměr. Naopak v zemích bez přístupu k moři bude roční spotřeba velmi nízká.

Mořské organismy nejsou schopny svými enzymy štěpit syntetické polymery. To znamená, že mikroplasty nemohou být stráveny a jsou zadrženy v těle organismu. Vytvoří jakousi blokádu v trávicím traktu a neumožňují průchod přirozené potravy (De-la-Torre 2020). Mořští živočichové tak přicházejí o energii potřebnou k růstu (Barboza et al. 2018), dochází k vyhladovění a následně k úmrtí (Sharma & Chatterjee 2017). Tento fakt dokazuje studie na humrech norských. Ti byli krmeni malými rybkami, které prvně pozřely plastová mikrovlákna. Po 24 hodinách byla tyto mikrovlákna nalezena v trávicím traktu všech testovaných humrů (Cole et al. 2011).

Pokud se mikroplasty nachází v trávicím traktu mořských živočichů, nepředstavují pro člověka přímé riziko, protože tuto část běžně nekonzumujeme. Výjimkou jsou určité druhy měkkýšů (slávky, ústřice), které pozřeme celé i s vnitřnostmi (Barboza et al. 2018). Části ryb, které lidé nekonzumují, lze ale použít jako přísady do krmiv pro zvířata. Mikroplasty tak mohou být šířeny do dalších zdrojů lidské výživy (Rainieri & Barranco 2019). Ani eviscerace (vyjmutí vnitřních orgánů) však není zárukou nekontaminovaného masa. U některých sušených ryb byla kontaminace masa dokonce větší než kontaminace vnitřních orgánů (Barboza et al. 2018). Nedávné studie na dániu pruhovaném (*Danio rerio*) a mořském vlkovi (*Dicentrarchus labrax*) poukázaly na to, že ve svalové tkáni ryb, které byly krmeny krmivem obsahujícím kombinaci kontaminujících látek a mikroplastů, lze detekovat vyšší koncentrace polychlorovaných bifenylů (PCB) a bromovaných retardérů hoření (BFR). Ve srovnání s rybami, které byly krmeny krmivem obsahující pouze kontaminující látky bez mikroplastů, byl výskyt těchto látek ve svalovině nižší. Z důvodu konzumace svalové tkáně ryb člověkem by měly být tyto výsledky dále prozkoumány (Rainieri & Barranco 2019).

Pokud se totiž mikroplasty po požití vstřebají skrz střevní stěnu, šíří se oběhovým systémem. Vstupují do různých tkání a buněk. To přináší další neblahé následky, které mohou být způsobeny přímo mikroplastem, popřípadě chemikálií přidanou během výroby nebo která se do plastu dostane z prostředí (Barboza et al. 2018).

Kromě střev se mikroplasty dále hromadí v žábrách a játrech. V těle ryb pak způsobují záněty, hromadění tuků v játrech a oxidační stres (De-la-Torre 2020). Ryby a mořské plody v důsledku akumulace mikroplastů v jejich orgánech mění své chování, často mají problémy s pohybem (Barboza et al. 2018) a reprodukcí (De-la-Torre 2020), kdy dochází ke zpoždění ovulace a neplodnosti (Sharma & Chatterjee 2017).

Problémová jsou samozřejmě i aditiva, která se do plastů přidávají. Například polychlorované bifenyly (PCB) mohou změnit regulaci klíčových hormonů, včetně estrogenu, testosteronu a tyroxinu. Právě tento jev společně s hladověním může být důvodem změny chování ryb a mořských živočichů. Hladový jedinec je agresivnější nebo naopak apatický. Může se u něj také zvyšovat teritorialita (Kumar et al. 2020).

Asi největším zdrojem mikroplastů pro člověka jsou měkkýši. Tito živočichové se živí čerpáním velkého množství vody skrz paliální dutinu v jejich skořápce a jsou tak přímo vystaveni mikroplastům z vodního sloupce (Wright & Kelly 2017).

Výzkum zabývající se vyšlechtěnými ústřicemi z pobřeží Číny prokázal, že 84 % vzorků bylo kontaminováno mikroplasty (De-la-Torre 2020). Další výzkumy nám poskytla data o slávkách jedlých (*Mytilus edulis*). Z šesti různých tržišť ve Velké Británii byly odebrány vzorky a výsledky prokázaly vyšší koncentraci mikroplastů v předvařených slávkách (1,4 jednotek/g) než ve slávkách čerstvých (0,9 jednotek/g). To poukazuje na fakt, že proces předvaření slávek sebou nese větší rizika výskytu mikroplastů v důsledku nedostatečných hygienických standardů a kontaminace nemusí nutně pocházet pouze ze životního prostředí (De-la-Torre 2020).

V pěti různých zemích (Francie, Itálie, Dánsko, Španělsko, Nizozemí) byly mikroplasty zaznamenány nejen u slávky jedlé (*Mytilus edulis*) ale také u slávky středomořské (*Mytilus galloprovincialis*) (Barboza et al. 2018). V komerčních mušlích z Belgie bylo stanoveno 3-5 plastových vláken na 10 g mušlí. V korýších a měkkýších Perského zálivu bylo naměřeno 3,7-17,7 jednotek/kus (Barboza et al. 2018).

Příjem mikroplastů lidským tělem samozřejmě závisí na mnoha faktorech. Jedním z nich je například životní styl člověka, množství zkonzumovaných mořských plodů a také míra jejich konzumace. Nejvyšší spotřebu mořských plodů na jednoho obyvatele má Jižní Korea. Zároveň je v korejských pobřežních vodách a plážových sedimentech vysoká koncentrace mikroplastů. Průměrný Korejec jenom prostřednictvím ústřic, slávek, mušlí (Tapeska filipínská, *Ruditapes philippinarum*) a hřebenatek přijme každým rokem až 212 jednotek na osobu (viz Tabulka 1) (Cho et al. 2019). V Japonsku se konzumuje až 104,2 g mořských plodů za den. Tato spotřeba představuje příjem 154 mikročástic za den (Cox et al. 2019). Odhadovaný příjem mikroplastů v jiných zemích je uveden v Tabulce 2.

Tabulka 1 Odhadovaný roční příjem mikroplastů korejskou populací prostřednictvím spotřeby mlžů (Cho et al. 2019).

Druh	**Příjem mlžů (g/osobu/den)**	**Průměrná koncentrace MPs v mlžích (n/g)**	**Dietární příjem MPs Korejskou populací (n/osobu/rok)**
Ústřice	0,84	0,07	21
Slávky	0,67	0,12	29
Manila škeble	1,25	0,34	155
Hřebenatky	0,25	0,08	7
Celkem			212

n, počet mikročástic; MPs, mikroplasty

Tabulka 2 Odhadovaný roční dietární příjem mikroplastů konzumací měkkýšů v různých zemích (Cho et al. 2019)

Země	Konzumace měkkýšů (g/osobu/rok)	Koncentrace MPs v mlžích		Dietární příjem MPs konzumaci měkkýšů (n/osobu/rok)
		Koncentrace[a] (n/g)	Druh	
Jižní Korea	3 475[b] (10 426)[c]	0,15 (0,07-0,34)	ústřice, slávky, manila škeble, hřebenatky	521 (243-1 182)
Čína	2 765 (8 296)	2,4	slávky	6 636
Francie	2 424 (7 272)	0,47	ústřice	1 139
Francie	2 424 (7 272)	0,06	slávky	145
Španělsko	2 181 (6 544)	0,04	slávky	87
Itálie	1 437 (4 312)	8,33	slávky	11 970
Belgie	1 369 (1 408)	0,35	slávky	479
Velká Británie	379 (1 136)	0,9	slávky	341
Kanada	1 133 (3 398)	7,42	slávky	8 407

n, počet mikročástic; MPs, mikroplasty

[a]Průměrná koncentrace MPs měřená v mlžích z tržnic různých zemí

[b]Hmotnost měkkých tkání měkkýšů (přepočítaná z celkové hmotnosti měkkýšů včetně schránky)

[c]Hmotnost měkkýšů včetně schránky

Mikroplasty byly mimo jiné nalezeny v tresce obecné (*Gadus morhua*), mořské štice (*Merluccius merluccius*), parmici nachové (*Mullus barbatus*) a sardince obecné (*Sardina pilchardus*) (Barboza et al. 2018).

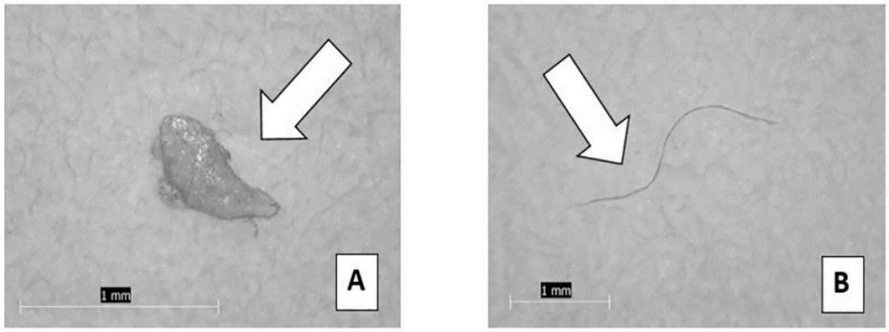
Rochman et al. (2015) posuzoval přítomnost antropogenních úlomků v rybách a měkkýších, kteří jsou prodáváni k lidské spotřebě. Vzorky pocházely z trhů v Makassaru v Indonésii a z Kalifornie ve Spojených státech amerických. Antropogenní zbytky byly extrahovány z trávicího traktu ryb a měkkýšů pomocí 10 % roztoku KOH a kvantifikovány pod mikroskopem. V Indonésii bylo zakoupeno 76 celých ryb z 11 různých druhů (například tuňák, sleď, tilápie, makrela). Antropogenní zbytky byly nalezeny u 28 % jednotlivých ryb a 55 % všech druhů. Ve Spojených státech amerických byly výsledky podobné. Bylo zpracováno 64 jednotlivých ryb z 12 různých druhů (například sardel, makrela, losos, tuňák). Antropogenní zbytky byly nalezeny u 25 % jednotlivých ryb a 67 % všech druhů. Zpracováno bylo také 12 jednotlivých vzorků měkkýšů, konkrétně ústřice tichomořské. Zde kontaminace dosáhla 33 % jednotlivých vzorků. V případě Indonésie se jednalo především o plastové fragmenty, zatímco ve Spojených státech amerických převažovala primárně vlákna. Tato odlišnost byla pravděpodobně dána rozdílným nakládáním s odpady.

3.5.2 Pitná voda

Studie zabývající se výskytem velkého množství antropogenních mikročástic v jídle a nápojích zkoumala obsah mikroplastových vláken ve 159 vzorcích kohoutkové vody z celého světa. Voda pocházela například z Kuby, Ekvádoru, Anglie, Francie, Německa, Indie, Irska, Itálie, Slovenska, Švýcarská a Spojených států amerických. Obsah antropogenních mikročástic byl potvrzen v 81 % vzorků. Jednalo se především o vlákna (viz Obrázek 5) délky mezi 0,10-5,00 mm. Rozsah antropogenních mikročástic ve všech vzorcích kohoutkové vody byl 0-61 mikročástic/l s celkovým průměrem 5,45 mikročástic/l. Nejnižší průměrný obsah plastových mikročástic měla voda ze států Evropské Unie. Vzorek vody z Itálie sice malé množství antropogenních úlomků obsahoval, nicméně hodnoty byly nižší než u slepého vzorku. Studie tak uvádí 0 mikročástic/l. Druhá nejnižší hodnota 0,91 mikročástic/l byla naměřena ve vzorku vody pocházející z Německa. Naopak nejvyšší obsah 9,24 plastových mikročástic/l byl zjištěn ve vodě ze Spojených států amerických (Kosuth et al. 2018). Odlišná studie ve Spojených státech amerických, zabývající se taktéž obsahem mikročástic v pitné vodě, uvádí průměrnou koncentraci mikroplastů v kohoutkové vodě 4,23 mikročástic/l (Cox et al. 2019).

Do studie Kosuth et al. (2018) byly zahrnuty také tři značky balené vody v lahvích. Průměrně v nich bylo stanoveno 3,57 mikročástic/l, což bylo méně než celkový průměr. Avšak vzorků balených vod bylo v tomto projektu málo a podle autorů je potřeba mnohem rozsáhlejší studie (Kosuth et al. 2018). Baleným vodám se ve své studii věnoval také Cox et al. (2019), který uvádí průměrnou koncentraci mikroplastů v balené vodě až 94,37 mikročástic/l.

Zajímavé bylo zjištění nižšího průměrného počtu mikročástic/l v rozvojových zemích, kde většinou chybí filtrační systémy vody a kde nemají k dispozici svoz a likvidaci komunálního odpadu. Voda pocházející ze států Evropské Unie, Spojených států amerických a Libanonu obsahovala 6,85 mikročástic/l, zatímco voda z méně rozvinutých zemí jako je Kuba, Ekvádor, Indie, Indonésie a Uganda obsahovala 4,26 mikročástic/l (Kosuth et al. 2018).



Obrázek 5 Plastové částice nalezeny v kohoutkové vodě

(Kosuth et al. 2018)

V souvislosti s pitnou vodou nelze opominout materiál, ze kterého jsou vyrobeny čajové sáčky. V lepším případě jsou z přírodních materiálů, jako je například konopí a celulózová vlákna ze dřeva. K zajištění nezbytných technických vlastností je ale nutné přidání malého množství syntetických termoplastických vláken. Ve snaze vytvořit luxusnější plastové čajové

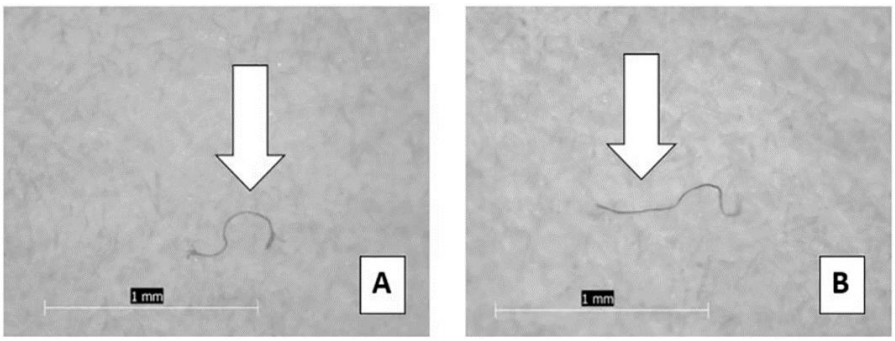
sáčky je v dnešní době využíván k výrobě čajových sáčků nylon a polyethylen. Při vložení jediného sáčku s čajem do vody o teplotě 95 °C se uvolní přibližně 11,6 biliónů mikroplastů a 3,1 biliónů nanoplastů. To vše v jednom šálku horkého nápoje (Hernandez et al. 2019).

Člověk by měl za den vypít 2,2 až 3 litry tekutin. Pokud je hlavním komponentem pitného režimu kohoutková voda, popřípadě nápoje z ní (káva, čaj, ovocné šťávy z koncentrátů), ženy mohou ročně pozřít v průměru kolem 4 400 antropogenních mikročástic, muži přes 5 800 (Kosuth et al. 2018).

3.5.3 Pivo

Vědci se také zabývali mimo jiné kontaminací mikroplasty u piva. Studie zabývající se výskytem mikroplastů v pivě vybrala 12 vzorků, které byly vařeny z vody pocházející z jednoho z pěti Velkých jezer Severní Ameriky. Alkoholický nápoj byl balen jak v plechovkách, tak skleněných lahvích. Ve všech vzorcích byly nalezeny mikročástice antropogenního původu, z nichž 99 % tvořily právě mikroskopická vlákna (viz Obrázek 6). Průměrně se v pivě vyskytovalo 4,05 mikročástic/l. Rozmezí výskytu se pohybovalo od 0-14,3 mikročástic/l (Kosuth et al. 2018). Dle výsledků a průměrného počtu mikročástic nalezených u dvanácti značek testovaných vzorků by člověk, který konzumuje denně jedno pivo o objemu 350 ml, mohl přijmout téměř 520 mikročástic ročně. Vzhledem k tomu, že mezi značkami byly v množství mikročástic rozdíly, mohlo by být roční požití plastových mikročástic z tohoto alkoholického nápoje zanedbatelné nebo poměrně vysoké, až 1 800 mikročástic (Kosuth et al. 2018). Ve studii z roku 2014 byl zjištěn výskyt syntetických polymerů také ve 24 značkách německého piva o objemu 0,33 a 0,5 litrů. Dvanáct z nich bylo plzeňského typu, pět bylo pšeničných a sedm nealkoholických. Výsledky byly přepočítány na litr nápoje. Piva byla filtrována skrz celulózový filtr a následně proběhlo barvení přírodních organických mikročástic. Neobarvený materiál byl označen za mikroplast. Nebyla však použita spektroskopická analýza FTIR nebo Ramanova spektroskopie, které jsou uznávané jako metody, poskytující jednoznačný důkaz, že se u neobarvených mikročástic jedná o částice syntetické povahy. Filtry byly po vysušení zkoumány pod mikroskopem. Nebyly provedeny žádné pokusy ke stanovení délek vláken nebo typů polymerů. V této studii se většinou jednalo o fragmenty a v několika případech byla nalezena také vlákna. Vysoká variabilita výsledků mezi vzorky z různých dat výroby naznačuje, že zatížení hotového výrobku cizími částicemi závisí na podmínkách výroby, kdy jedním ze zdrojů kontaminace může být vnitřní vzduch. Dalším potencionálním zdrojem jsou použité materiály (filtry, lahve) ve výrobním procesu. Do jaké míry jsou mikročástice přítomny již v základních surovinách jako je ječmen a chmel, není známo. Ale ve vzorcích pšeničných a žitných zrn bylo nalezeno velké množství fragmentů a vláken, která nemohla být obarvena bengálskou červení. Tímto barvením lze zjistit přítomnost vláken a úlomků syntetické povahy, která zůstanou neobarvená (Liebezeit & Liebezeit 2014). Cox et al. (2019) uvádí průměrnou koncentraci mikroplastů v alkoholu 32,27 mikročástic/l. K dispozici však měl jen vzorky piva.

Malý počet mikroplastů v pivu nemusí být alarmující. Jejich výskyt však potvrzuje přítomnost plastových mikročástic v dalších potravinách a naznačuje, že lidské prostředí je rozsáhle kontaminováno syntetickými polymery.



Obrázek 6 Plastová vlákna nalezena v pivě

(Kosuth et al. 2018)

3.5.4 Med a cukr

Med je jeden z mála produktů na trhu, který je považován za ryze přírodní. Proto se jen velmi málo mluví o jeho možné kontaminaci. Jsou však důkazy, že se v něm můžou vyskytovat například pesticidy, antibiotika, nebo těžké kovy, které se do medu dostanou během jeho zpracování nebo přímo od včel. Roku 2013 bylo analyzováno 19 vzorků medů pocházejících převážně z Německa, dále pak Francie, Itálie, Španělska a také Mexika. Výzkum se zabýval výskytem nepolárních mikročástic a kvantifikována byla pouze zbarvená vlákna a fragmenty, které byly nalezeny ve všech vzorcích. Obsah vláken se pohyboval od 40 do 660 mikrovláken/kg medu, průměr byl stanoven na 166 ±147 mikrovláken/kg medu. Fragmenty představovaly menší zastoupení, a to 0-38 mikrofragmentů/kg, v průměru 9 ±9 mikrofragmentů/kg medu. Dále bylo analyzováno pět komerčních cukrů. Ve všech byla rozpoznána vlákna, průměrně v množství 217 ±123 mikrovláken/kg, i fragmenty 32 ±7 mikrofragmentů/kg cukru. U nerafinovaného třtinového cukru byla čísla vyšší (560 mikročástic v podobě vláken/kg, 540 mikročástic v podobě fragmentů/kg). Délka vláken se pohybovala od 40 µm po 9 mm a velikost fragmentů kolem 10-20 µm (Liebezeit & Liebezeit 2013). Cox et al. (2019) zjistil ve své studii provedené ve Spojených státech amerických průměrnou koncentraci mikroplastů v medu 0,10 mikročástic/g, v cukru 0,44 mikročástic/g.

3.5.5 Jedlá sůl

Mikročástice byly potvrzeny i v jedlé soli. Rozdílné studie ukazují velmi rozporuplné výsledky a uvádějí množství mikročástic v soli v rozmezí od 0 do 680 mikročástic/kg. Neuvádějí však příčiny těchto rozdílu. Bylo nalezeno několik chyb ve vybraných experimentálních postupech. Problém rozdílných výsledků stojí především na použití odlišných filtrů s odlišnými velikostmi pórů (Iñiguez et al. 2017).

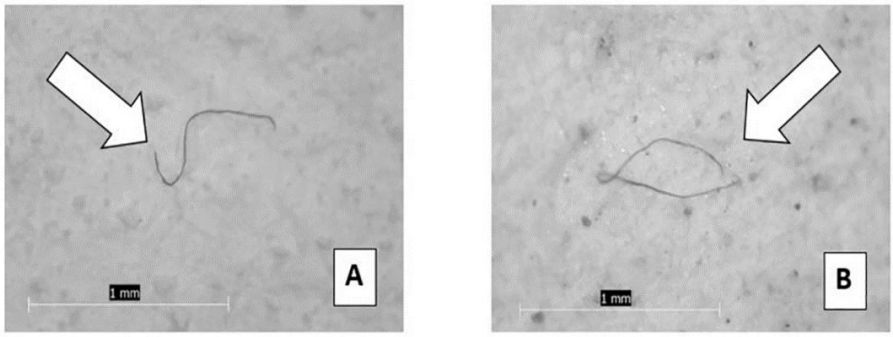
Ve studii Iñiguez et al. (2017) bylo analyzováno 21 různých vzorků komerční soli ze Španělska. Ve většina případech byla využita sůl mořská, pět vzorků zahrnovalo sůl kamennou. Zjištěno bylo mezi 50 až 280 mikročásticemi/kg a nebyly pozorovány velké rozdíly v množství mikroplastových vláken mezi jednotlivými druhy soli. Množství a povaha nalezených mikroplastů byly analyzovány pomocí stereoskopické mikroskopie a také FTIR. Velikost plastových vláken se u všech vzorků pohybovala v rozmezí od 30 µm do 3,5 mm. Pomocí FTIR

bylo identifikováno několik typů mikroplastů, přičemž nejčastějším polymerem byl polyethylentereftalát (PET), který představoval 83 % zjištěných vláken. V menším množství sůl obsahovala polypropylen (PP) a polyethylen (PE). Všechny tři druhy plastového materiálu jsou nejčastěji používané plasty na světě.

Ve srovnání s výsledky Yang et al. (2015), který se zabýval analýzou patnácti různých značek soli ze supermarketů v Číně, je na tom Španělská sůl výrazně lépe. Obsah mikroplastů je v případě čínské mořské soli více než dvojnásobný (7-680 mikročástic/kg). Obsah mikroplastů v mořské soli byl 550-681 mikročástic/kg, v soli kamenné 7-204 mikročástic/kg. Yang et al. (2015) tak naznačuje, že výskyt mikroplastových částic v mořské soli je významně vyšší než v soli kamenné. Tato hypotéza se však nepotvrdila u studie soli ze Španělska, kde bylo množství mikroplastů ze všech zdrojů podobné. Tyto odchylky pravděpodobně souvisí s různou úrovní znečištění plasty v mořích odlišných zemí (Iñiguez et al. 2017).

Kosuth et al. (2018) ve své studii vybral dvanáct značek mořské soli z šesti obchodů v Minneapolis a Minenesotě. Balena byla v plastu, kartonu a skle. Ve všech dvanácti vzorcích různých značek komerční mořské soli byl potvrzen výskyt plastových mikročástic. Bylo identifikováno 461 různých antropogenních částic vyrobených člověkem. Z toho asi 99,3 % mikročástic byla klasifikována jako vlákna, zatímco zbylé mikročástice byly identifikovány jako fragmenty (viz Obrázek 7). Průměry množství mikročástic v jednotlivých značkách soli se pohybovaly od 4,6 do 806 mikročástic/kg s celkovým průměrem 212 mikročástic/kg. Cox et al. (2019) zjistil průměrnou koncentraci mikroplastů v soli 0,11 mikročástic/g. V článku nebyl uveden původ ani druh soli.

Světová zdravotní organizace (WHO) doporučuje přijímat maximálně 5 gramů soli denně. Průměrný spotřebitel například Španělské soli by tak z této potraviny každý rok zkonzumoval maximálně 510 plastových mikročástic, což není v porovnání s jinými zdroji mikroplastů velké množství (Iñiguez et al. 2017). Americké Centrum pro kontrolu a prevenci nemocí dokonce nedoporučuje konzumovat více jak 2,3 gramů soli denně (Kosuth et al. 2018). Reálný příjem soli je však téměř trojnásobný (cca 15 g). Pokud se opět jako v případě kohoutkové vody a piva budeme snažit průměrně stanovit množství antropogenních mikročástic, které člověk za rok konzumací soli přijme, je to od 40 do 680 mikročástic za rok (Kosuth et al. 2018).



Obrázek 7 Plastová vlákna nalezena ve stolní soli

(Kosuth et al. 2018)

3.5.6 Shrnutí dietárních zdrojů mikroplastů

Pokud vezmeme v potaz všechny tři dosud uvedené zdroje antropogenních mikročástic (kohoutková voda, pivo, mořská sůl), výsledky ukazují, že člověk přijme přes 5 800 mikročástic syntetického odpadu, z toho 88 % z kohoutkové vody, asi 9 % z piva a kolem 3 % ze soli. Zatím co množství soli můžeme v naší stravě snížit, pivo omezit, pití vody je potřeba ponechat v doporučeném množství tekutin na den (Kosuth et al. 2018).

Fadare et al. (2020) ve své metaanalýze dokonce uvádí, že pokud vezmeme v potaz veškeré potravinové zdroje mikroplastů jako jsou sůl, konzervované sardinky, pivo, mořské ryby, med, cukr, čajové sáčky (respektive čaj), minerální a pitná voda, odhaduje se spotřeba mezi 37 až více než miliardou plastových mikročástic na jednotlivce za rok.

Do kalkulací o dietárním příjmu mikroplastů nejsou ale zahrnuty potraviny jako je například maso, mléčné výrobky, zrna a zelenina, a to z důvodu nedostatku dat o obsahu mikroplastů v nich. Počáteční zjištění týkající se drůbežího masa nasvědčují, že kuřata chovaná na domácích zahradách mají ve svých žaludcích 62,5 mikroplastových částic a ve voleti 10,9 mikroplastových částic (Cox et al. 2019).

3.5.7 Plastové obaly

Rychlý rozvoj a průmyslová revoluce v rozvíjejících se ekonomikách zahájila éru dodávání potravin, což vedlo k rozsáhlému každodennímu používání plastových obalů (Du et al. 2020). Na základě požadavků spotřebitelů a trendu průmyslové výroby směřovat k mírné konzervaci, čerstvosti a kvalitě výrobků vznikají nové technologie balení. K prodloužení trvanlivosti jakéhokoli druhu balených potravin je potřeba neustále rozvíjet vlastnosti obalových materiálů. Mezi mnoha druhy materiálů mají dnes důležitou roli zejména při balení potravin právě polymery. Polyethylen s nízkou hustotou je nejčastěji používaným polymerním materiálem pro balení potravin. Jeho výhodou je vysoká pevnost, nízká hmotnost, odolnost vůči vodě a velká stabilita. Jeho hlavní nevýhodou je vysoká propustnost pro kyslík, kterou lze zlepšit přidáním různých aditiv (Siročić et al. 2014).

Objednat si jídlo v plastových obalech je pohodlné a levné. Nelze však přehlížet bezpečnost potravin. Materiály, ze kterých jsou nádoby vyrobeny jsou často špatně tepelně odolné, přitom jsou v nich většinou přepravována teplá jídla (Du et al. 2020). Sobhani et al. (2020) zjistil, že mikroplasty lze vytvářet i během jednoduchých každodenních úkolů, jako je stříhání nůžkami a řezaní plastových materiálů. Zároveň se mikroplasty uvolňují během ručního otvíráním plastového obalu čokolády a igelitových sáčků, kroucení plastovými víčky nápojů, kdy se mikroplasty uvolňují během přerušení spojů bezpečnostního kroužku víčka. Tyto procesy mohou generovat asi 0,45-250 mikroplastů/cm. Množství je samozřejmě závislé na tuhosti, tloušťce a hustotě plastových materiálů.

V následujících odstavcích jsou sepsané některé studie zabývající se detekcí mikroplastových částic v obalových materiálech využívaných k uchování a přenosu potravin. Nutno podotknout, že studie byly provedeny v laboratorních podmínkách a byla provedena „kontrola“, aby se prokázal případný účinek sekundární kontaminace.

Sobhani et al. (2020) vybral a shromáždil několik plastových obalů ze supermarketů v Austrálii, které běžně denně používáme. Jednalo se o nákupní tašky, balicí fólie, plastové

lahve, rukavice a balicí pěny, u kterých byly pozorovány významné změny hmotnosti při trhání, řezání nožem a stříhání nůžkami. Nůžky i nůž byly vždy před použitím čištěny acetonem, ethanolem a vodou. Proces stříhání a řezání určitého materiálu se několikrát opakoval. Hromadné změny hmotnosti byly přisuzovány generovaným mikroplastům, i když křemenná mikrováha (QCM) zachytila pouze část mikroplastových částic, které na její povrch dopadly. To znamená, že většina mikročástic byla rozptýlena do vzduchu, nebo spadla mimo plochu mikrováhy. Čísla mimo jiné také ovlivnil například odlišný způsob trhání, rychlost a délka střihu. Potvrzení přítomnosti mikroplastů bylo dosaženo pomocí rastrovací elektronové mikroskopie (SEM) a FTIR. Obrázky z mikroskopu ukázaly, že většina generovaných tvarů mikroplastů byly fragmenty a vlákna (viz Obrázek 8).

Obrázek 8 Ukázka vlákna a fragmentu získaných pomocí elektronové mikroskopie

(Sobhani et al. 2020)

Fadare et al. (2020) provedl identifikaci a charakterizaci plastových částic ve spotřebitelských plastových nádobách na potraviny a jednorázových plastových kelímcích na pití vyrobených z polypropylenu pocházejících ze supermarketů v Pekingu. Tyto dva typy plastových nádob se běžně používají k rychlému výdeji potravin, tzv. „take away“. Do nádob bylo nadávkováno 10 ml čisté vody a následně byly vloženy do mechanické třepačky. Tento proces byl dvakrát opakován. Posléze byly extrahované roztoky vakuově sušeny v sušičce a byla stanovena hmotnost extrahovaných částic. K zjištění přítomnosti plastových částic a jejich charakterizaci byla použita SEM a FTIR. Ukázalo se, že zakoupené plastové nádoby a kelímky, jsou potencionálním přímým zdrojem expozice plastových částic pro člověka. Z každého vzorku bylo získáno dvacet různých obrázků a bylo naměřeno minimálně 500 částic o velikosti mezi 0 až 210 nm, přičemž většina byla pod 50 nm, takže je řadíme do kategorie nanoplastů.

Du et al. (2020) shromáždil nádoby na přepravu jídla z běžných polymerních materiálů jako je polypropylen, polystyren, polyethylen a polyethylentereftalát. Nádoby pocházely od pěti dodavatelů z pěti měst v Číně a před vstupem do laboratoře byly zabaleny a zapečetěny v kartonových obalech, aby se zabránilo kontaminaci z okolí. Mikroplasty byly analyzovány při přímém proplachování, proplachování po ponoření do horké vody na 30 minut, při proplachování po mikrovlnném záhřevu po dobu jedné minuty (pouze u PP nádob) a proplachování po šestihodinovém chlazení (pouze u PP nádob). PET nádoby analyzovány pouze po přímém proplachování (kvůli nízké tepelné odolnosti) se k uchování horkých jídel nepoužívají. Autoři upozornili, že plasty, které nejsou vhodné k mikrovlnnému ohřevu nebo zmrazení, mohou po těchto krocích uvolňovat mikroplasty ve velkém množství a zvyšovat riziko expozice člověka. V této studii byly mikroplastové částice nalezeny ve všech vzorcích

v množství od 1 do 41 mikročástic/nádobu. Převládal tvar vláken, která představovala více než 50 % celkových mikroplastů. Ve vzorcích byl identifikován vysoký podíl mikroplastů o velikosti pod 500 µm, přičemž nejmenší velikost byla 43 µm. Nejvíce mikroplastů bylo nalezeno v nádobách z PS s drsným povrchem. Proto jsou pro balení potravin vhodnější hustší materiály s hladkým povrchem, aby se snížilo odlupování mikroplastů z nádoby. 30 % detekovaných mikroplastových částic tvořily polymery z původních obalů, odlupující se z povrchu nádob. Jak již bylo zmíněno, nejvyšší podíl odlupovaných mikroplastů byl u nádob z PS (62 %), následovaly PP nádoby (32 %), PE nádoby (22 %) a PET nádoby (3 %). Dále se ve vzorcích vyskytly i polymery polyesteru, umělého hedvábí, akrylu a nylonu. Tyto polymery byly považovány za kontaminanty z jiných zdrojů a pravděpodobně pocházely především z atmosféry a do obalů se dostaly během jejich výroby a distribuce.

Schymanski et al. (2018) ve své zprávě o přítomnosti mikroplastových částic v balené vodě uvádí 14 mikročástic/l v plastových lahvích na jedno použití. Zatímco u opakovaně použitelných, plastových lahvích bylo pozorováno 118 mikročástic/l. Většina těchto částic ve vodě z vratných plastových lahví byla identifikována jako mikročástice polyethylentereftalátu (PET), ze kterého jsou vyrobeny lahve, a polypropylenu (PP), využívaného k výrobě víček. Ve vodě v plastových lahví na jedno použití byly nalezeny pouze mikročástice PET. Zjištění naznačuje, že samotný obal může uvolňovat plastové mikročástice.

Du et al. (2020) také zjistil, že po úpravě horkou vodou se změnil povrch PP a PE nádob, zatímco na povrchu PS nádob nedošlo téměř k žádným změnám. Bylo zjištěno, že teplota (studená nebo horká voda) a otřesy nádob s potravinami nezvýší příjem mikroplastů. Obezřetní bychom ale měli být v případě vlivu teploty na aditiva, která se do plastů přidávají za účelem zlepšení jejich technologických vlastností. Jejich uvolňování se v tomto případě může zvýšit. Uvolňovány mohou být také fluorescenční přísady, bisfenol A a chemikálie, které narušují endokrinní systém. Například migrace bisfenolu A z polykarbonátových lahví do vody se zvyšovala s dobou ponoření lahve při zahřátí na 70 °C.

Autoři zmiňované studie odhadli příjem mikroplastů člověkem prostřednictvím plastových nádob na základě množství mikroplastů a četnosti objednávek úřednických pracovníků. Uvádí, že člověk, který si jídlo v těchto nádobách objedná 4-7krát týdně, může prostřednictvím nádob pozřít 12-203 mikroplastů za týden. Ale vzhledem k tomu, že se nádoby na tzv. „take away“ jídla nejčastěji vyrábějí z PP místo PS, je pravděpodobné, že rozsah 12-63 mikročástic za týden, který byl vypočítaný na základě dat z PP nádob bude realitě bližší. Podle výsledků této studie tak může člověk ročně skrz jednorázové plastové nádoby na jídlo přijmout 2 977 mikroplastů, což je podobné jako u jídla (Du et al. 2020).

Než bude možné provést a vyhodnotit další studie, měli bychom omezit používání plastových výrobků k balení potravin a využít jiné materiály.

3.6 Osud mikroplastů v lidském organismu

3.6.1 Vstřebávání

Jsou tři možné cesty přenosu plastových mikro- a nanočástic do lidského organismu. Nejvíce se člověk vystavuje mikroplastům inhalací, příjmem potravy a při kontaktu mikroplastů s lidskou kůží.

Plíce mají velmi velký alveolární povrch s velmi tenkou tkáňovou bariérou. To umožňuje nanočásticím proniknout do systému kapilární krve a distribuovat se v lidském těle (Lehner et al. 2019). Inhalované vzdušné mikroplasty pocházejí především ze syntetických látek, gumových pneumatik a městského prachu. Celkově se však dá říct, že koncentrace syntetických polymerních mikročástic ve vzduchu je nízká (Lehner et al. 2019).

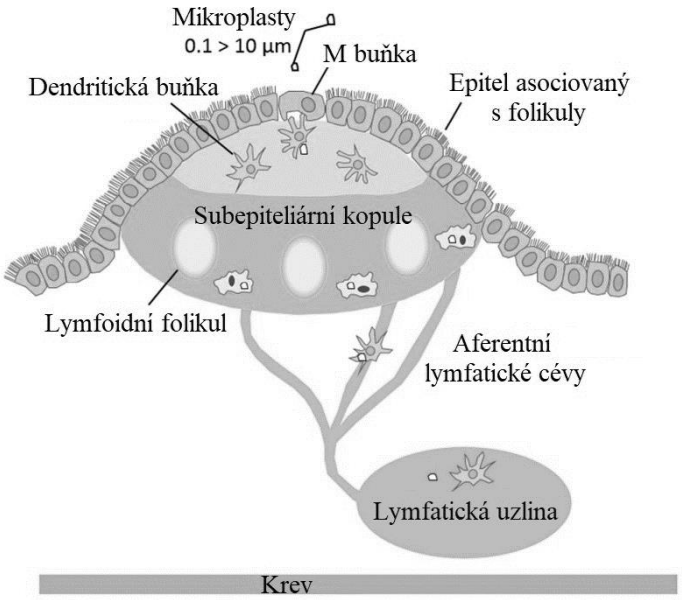
Primární expoziční místo pro příjem plastových mikročástic představuje gastrointestinální trakt s plochou asi 200 m^2 (Lehner et al. 2019). Kumulace nanoplastových částic byla prokázána u mnoha vodních organismů. Do našeho trávicího traktu se mikroplasty dostávají prostřednictvím konzumace potravin a nápojů kontaminovaných plasty nebo případně migrací nanoplastových částic z obalových materiálů do potravinářských výrobků (Lehner et al. 2019).

Vědci předpokládají, že mikroplasty větší než 150 µm se ve střevě nevstřebají a mohou vyvolat lokální střevní záněty (Barboza et al. 2018; Rainieri & Barranco 2019). Zatímco mikroplasty o velikosti menší, než je 150 µm, mohou být ze střeva transportovány do lymfy a celé oběhové soustavy. Nicméně se předpokládá, že absorpce těchto mikročástic je omezená (Barboza et al. 2018). Mikročástice menší než 1,5 µm už jsou schopny proniknout až do orgánů (Rainieri & Barranco 2019). Barboza et al. (2018) dokonce uvádí, že vstupu do orgánů jsou schopny už mikroplasty o velikosti menší než 20 µm a ty ještě menší (pod 10 µm) mohou vstoupit do všech orgánů, a to i skrz buněčné membrány a hematoencefalickou bariéru. Kromě toho byl přenos mikročástic také potvrzen skrz placentu až do oběhového systému plodu (Wright & Kelly 2017 Barboza et al. 2018). Částice velké několik mikrometrů nebo méně mohou být přímo přijímány buňkami v plicích, nebo ve střevě, zatímco částice do 10 µm mohou být absorbovány specializovanými buňkami v Peyerově plátu tenkého střeva. Částice velké 130 µm mohou vstoupit do tkáně paracelulárním transportem ve formě persorpce, ačkoli rychlost přenosu částic touto cestou do krve za 24 hodin může být pouze 0,002 %. Pokud jsou tato tvrzení pravdivá, pak je výskyt mikroplastů možný i v játrech, svalech a mozku (Barboza et al. 2018).

První vrstvou, se kterou mikročástice v gastrointestinálním traktu (GIT) interagují je hlen (mucus), který produkují epitelové buňky trávicí trubice. Hlen může způsobit agregaci mikročástic, zároveň povrchově aktivní látky snižují viskozitu hlenu a zvyšují absorpci těchto částic. Schopnost mikročástic procházet vrstvou hlenu a dostat se tak k epiteliálním buňkám ovlivňují také velikost a náboj mikroplastů. Menší velikost a záporný povrchový náboj mikročástic s největší pravděpodobností povede k jejich zvýšené absorpci. Primární cestou absorpce a translokace jsou endocytické dráhy GIT a persorpce. Pro GIT byl předpokládán transport nanočástic přes epitel průchodem mezibuněčnými prostory, nikoli přímo skrz buňky. Přestože jsou těsná spojení epitelu (tzv. tight junctions) extrémně účinná, jejich integrita může být poškozena, což potencionálně umožňuje průchod plastových nanočástic (Wright & Kelly 2017).

Hlavním místem příjmu a translokace mikročástic v GIT jsou Peyerovy pláty (viz Obrázek 9), svazky lymfatických buněk nacházející se nejčastěji v ileu, nejhojněji v jeho

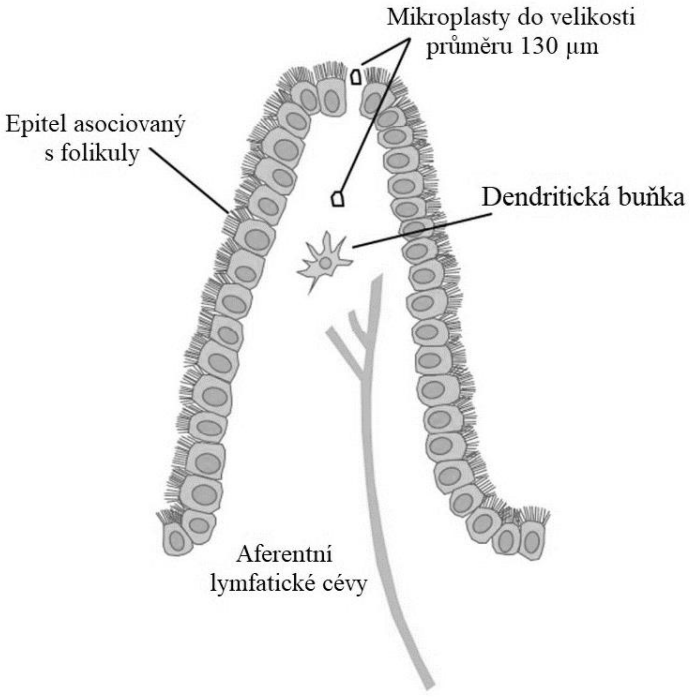
koncové části. Jedná se o oblasti specializované lymfatické tkáně, které mají za úkol identifikovat škodlivé látky, které by mohly poškodit organismus a v případě hrozby zajistit obranou reakci imunitního systému. Tyto klenuté oblasti jsou charakterizovány vrstvou M buněk (membránové epitelové buňky), které jsou schopny fagocytovat různé antigeny. Pod vrstvou těchto buněk se nachází subepiteliální kopule, dutina, která obsahuje lymfocyty a makrofágy. Ta funguje jako výlevka a bezpečně ukládá nerozložitelné mikročástice, které odtud odcházejí do lymfatických cest. Peyerovy pláty tvoří součást lymfoidních tkání spojených se střevem a hrají klíčovou roli v imunitní homeostáze. Odhaduje se, že prostřednictvím Peyerových plátů došlo u potkanů k absorpci 60 % nanočástic PS, které jim byly 5 dní perorálně podávány. Příjem mikroplastů byl skrz Peyerovy pláty potvrzen i u jiných savčích modelových systémů (Wright & Kelly 2017).



Obrázek 9 Peyerovy pláty

(Wright & Kelly 2017)

Další a možná nejjednodušší cestou absorpce pro mikroplasty v GIT je persorpce. Ta představuje mechanický přechod pevných mikročástic do průměru 130 µm mezerami v jednovrstevném epitelu na špičkách klků do oběhové soustavy (viz Obrázek 10). Ke studiu tohoto jevu byly využity mikročástice PVC o velikosti 5-110 µm a škrob. Tyto částice byly podány perorálně (ústy) nebo rektálně (konečníkem) potkanům, morčatům, králíkům, kuřatům, psům a prasatům. Koncentrace podávaných mikročástic však byly mnohem vyšší, než se kterými se setkáváme v běžném životě. Transport mikročástic PVC probíhal dvěma cestami. Lumenem lymfatických



Obrázek 10 Persorpce

(Wright & Kelly 2017)

cév a portálním jaterním oběhem. U psů došlo po požití k rychlému nárůst PVC mikročástic v krvi. Podány jim ale byly vysoké dávky PVC prášku v množství 200 g. Toto velké množství vedlo po 1-2 hodinách k výskytu 10-15 mikročástic PVC/ml venózní krve. Mikročástice byly následně nalezeny také ve žluči, moči a mozkomíšním moku. Větší mikročástice se nacházely v tkáních a orgánech. U potkanů byly malé mikročástice kumulovány v játrech (Wright & Kelly 2017).

Persorpce byla pozorována také u lidí. V tomto případě však jen u škrobových částic. Po požití 200 g škrobových částic byl jejich výskyt pozorován v moči, žluči, mozkomíšním moku, peritoneální tekutině a mateřském mléce. Bylo však shledáno, že koncentrace škrobových částic v krvi po 24 hodinách je nízká (0,002 %) a že persorpce je ovlivněna nejen tuhostí částic, ale také úrovní peristaltiky (Wright & Kelly 2017).

Míra příjmu a vstřebání mikroplastů a nanoplastů je závislá nejen na množství rizikových potravin, které sníme, ale také například na způsobu konzumace. U mořských živočichů, kteří bývají velmi často kontaminací mikroplasty zasaženi je důležité, zda sníme živočicha celého i s vnitřnostmi, nebo vykuchaného, což představuje mnohem menší riziko přijmu velkého množství mikroplastových částic. Dále má vliv například pohlaví a věk konzumenta (Hernandez et al. 2019). Stupeň absorpce mikroplastů a nanoplastů se bude lišit také na základě tvaru částic, jejich velikosti, rozpustnosti, chemických vlastností na povrchu, ale také na povaze interakce s různými biologickými strukturami (bílkoviny, epiteliální buňky, atd.) (Wright & Kelly 2017; Cox et al. 2019).

Většina znalostí týkající se interakcí nanoplastových částic ve střevech pochází ze studií buněčných kultur, kdy se využily právě střevní buňky. Několik studií *in vitro* zkoumalo strukturální přestavbu polystyrenových nanočástic jak v monokulturách střevních buněk, tak i ve složitějších modelech lidských střevních buněk (Lehner et al. 2019). Forte et al. (2016) uvedl, že polystyrenové nanočástice o průměru 44 nm se akumulují rychleji v cytoplazmě buněk adenokarcinomu žaludku než totožné částice o velikosti 100 nm. Kromě toho částice o velikosti 44 nm vykazovaly silný vliv na regulaci genů interleukinu-6 a 8, dvou nejdůležitějších cytokinů, které se podílejí na patologických změnách žaludku. Velikost částic je tedy v rámci jejich vstřebávání velmi důležitá. Druhým důležitým faktorem jsou chemické vlastnosti povrchu částic (Walczak et al. 2015). Tyto vlastnosti ovlivňují především změny pH v trávicím traktu (kyselé prostředí žaludku, neutrální prostředí tenkého střeva) a trávicí enzymy (Wright & Kelly 2017). Při stanovení translokace polystyrenových částic o průměru 50 a 100 nm, které měly kladně, záporně i nulově nabité povrchy, se ve třech modelech střevních buněk ukázalo, že i tento faktor je velmi důležitý a může ovlivnit rozsah a cestu translokace do sekundárních orgánů (Walczak et al. 2015; Wright & Kelly 2017). Dva typy povrchově záporně nabitých částic o stejné velikosti 50 nm, ale s různými chemickými vlastnostmi povrchu, měly více než třicetinásobný rozdíl v rychlosti translokace (Walczak et al. 2015). U krys došlo po orální jednorázové expozici nanočástic PS k nahromadění většího množství záporně nabitých nanočástic téměř ve všech sledovaných orgánech (ledviny, srdce, stěna žaludku, tenké střevo) (Wright & Kelly 2017).

Odhaduje se, že člověk za den přijme vzduchem a konzumací potravin kolem 203 až 332 plastových mikročástic (Du et al. 2020). Studiem kalorického příjmu u 15 % Američanů byla odhadnuta roční expozice mikroplastů potravou na 39 000 až 52 000 mikročástic. Počet mikroplastových částic byl hodnocen v běžně konzumovaných potravinách ve vztahu k jejich

doporučenému dennímu příjmu. Zároveň byly studie provedeny na základě dietních pokynů Ministerstva zdravotnictví Spojených států amerických a průměrné spotřeby jednotlivých potravin ve Spojených státech Amerických (Cox et al. 2019).

Pokud k potravě přidáme příjem mikroplastových částic inhalací, je to 74 000 až 121 000 mikroplastů na osobu za rok. Tato spotřeba mikroplastů v rámci dýchání byla hodnocena na základě hlášených koncentrací mikroplastů ve vzduchu ve Spojených státech amerických. Jednotlivci, kteří splňují doporučený příjem vody pouze z balených vod v lahvích, mohou navíc přijímat dalších 90 000 mikroplastů ročně. Pro srovnání lidé, kteří pijí pouze vodu z vodovodu přijmou asi 4 000 mikroplastů ročně. Tato čísla jsou však vzhledem k metodikám a omezenému množství dat pouze odhady, které mohou být dokonce podhodnoceny (Cox et al. 2019).

Třetí cestou pro mikroplasty do našeho těla je kůže, které naše tělo poměrně dobře před kontaminanty a zároveň mikroplasty chrání. Není však úplně dokonalá a nechtěné látky se mohou vstřebávat například skrze potní žlázy, otevřené rány a vlasové folikuly (De-la-Torre 2020). Na integritu kožní bariéry má také vliv UV záření, které narušuje buněčnou adhezi (Lehner et al. 2019).

3.6.2 Distribuce mikroplastů

Mikroplasty jsou odolné vůči chemické degradaci *in vivo* (Wright & Kelly 2017). Jakmile plastová mikročástice vstoupí do lidského těla, je schopna překonat primární tkáňové bariéry a být transportována krví do sekundárních orgánů. Studie *in vitro* ukázaly, že karboxylové polystyrenové nanočástice se mohou adsorbovat a pronikat do červených krvinek. V důsledku Waalsových elektrostatických a vodíkových vazeb a hydrofobních sil nejsou tyto částice okamžitě vyloučeny játry a slezinou. Prodlužuje se tak jejich cirkulace v lidském organismu (Mahler et al. 2012).

In vitro i *in vivo* studie prokázaly, že mikro- i nanočástice mohou být absorbovány do lidského těla, jsou schopny překonat tkáňové bariéry a interagovat s jednotlivými buňkami. Studie však probíhaly jen na komerčně dostupných polystyrenových částicích. Je tedy potřeba provést navazující studie pracující s různými materiály o různé velikosti (Mahler et al. 2012).

Lehner et al. (2019) nepovažuje prostup nanoplastových částic epitelovou bariérou ve střevě organismu za dostatečně prokázaný. Stále není jasné, do jaké míry se mohou nanoplastové částice po pozření odbourávat za kyselých podmínek ve střevech, nebo v lysozomech uvnitř buněk a zda tak nanočástic nezůstávají pouze v lumen střeva.

3.6.3 Vylučování

Mikroplasty přetrvávají v těle, dokud nejsou vyloučeny. Po persorpci nedegradovatelných plastových mikročástic v GIT byla pozorována jejich eliminace žlučí, močí, plicními alveolami a mateřským mlékem. Nalezeny byly také v peritoneální tekutině a mozkomíšním moku (Wright & Kelly 2017). Mikroplasty byly také nalezeny v lidské stolici (Wang et al. 2020). Eliminace žlučí začíná několik minut po perorální aplikaci, zatímco

vylučování močí nastává až do osmi hodin po expozici s tím, že největší množství se vyloučí v rámci prvních čtyř hodin (Wright & Kelly 2017).

Odstranění inhalovaných mikroplastů bude nejspíše záviset na velikosti a povrchových vlastnostech částic. Mikroplasty usazené v horních cestách dýchacích se pravděpodobně vyčistí mukociliárním transportem a dostanou se tak do GIT. Zatímco za odstranění plastových mikročástic usazených v alveolách jsou zodpovědné makrofágy (Wright & Kelly 2017).

3.7 Vliv na zdraví člověka

Současný výzkum se zaměřuje na řešení působení plastů především ve vodních systémech. Je pouze omezené množství studií, které se zabývají dopadem plastových mikročástic na lidské zdraví. Navzdory tomu, že jejich výskyt v životním prostředí roste a je pravděpodobný přenos na člověka skrz potravní řetězec (Lehner et al. 2019).

Mikroplasty a nanoplasty v lidském těle putují do střev, plic a dalších orgánů a v důsledku jejich možného poškození se mohou podílet na vzniku různých chorob a zdravotních komplikací (Wang et al. 2020). Bioperzistence mikroplastů by mohla vést k souboru biologických reakcí, včetně zánětu, genotoxicity, oxidačního stresu, apoptózy a nekrózy. Při dlouhodobém přetrvávání těchto podmínek v organismu může následně dojít k poškození tkání, fibrózám a karcinogenezi (Wright & Kelly 2017).

Příjem a toxicita několika typů polymerních nano- a mikročástic byly studovány na modelových systémech savců. Nálezy naznačují, že se tyto částice mohou translokovat přes živé buňky do lymfatického a oběhového systému, hromadit se v sekundárních orgánech a mít vliv na zdraví buněk (Wright & Kelly 2017). Cox et al. (2019) uvádí, že mikroplastové částice v průměru menší než 130 μm mají potenciál translokovat do lidských tkání a spustit lokalizovanou imunitní odpověď. Zároveň jsou schopny uvolnit toxické chemikálie, znečišťující látky včetně těžkých kovů a perzistentních organických polutantů jako polychlorované bifenyly (PCB) a dichlorodifenyltrichlorethan (DDT), které jsou na nich navázané.

Iñiguez et al. (2017) ve svém článku uvádí tři možné toxické účinky plastových mikročástic. Toxické jsou pro člověka jednak samotné plastové mikročástice. Za druhé uvolňované persistentní organické polutanty (POP), které jsou adsorbovány na povrchu plastových mikročástic z okolního prostředí. Při požití mořským organismem se POP přenášejí v mořském potravním řetězci. Dostávají se tak až do naší stravy a my je přijímáme do těla společně s mikroplastovými částicemi. Mikroplasty přicházejí do styku také s řasami. Řasy na ně reagují zvýšenou tvorbou fytotoxinů a tyto řasy se zvýšeným obsahem fytotoxinů se stávají součástí planktonu a bentosu, které slouží jako potrava pro měkkýše a korýše. Tak dochází (například) k průjmovým a paralytickým otravám těchto živočichů. Toxicita těchto živočichů může při jejich konzumaci negativně působit na lidský organismus (Sharma & Chatterjee 2017). Třetím problémem je vylouhování látek, které se do plastů přidávají jako aditiva (Iñiguez et al. 2017). Jedná se například o změkčovadla, bromované zpomalovače hoření, pigmenty nebo olovněné tepelné stabilizátory, které mají plastu zajišťovat jeho pružnost, barvu a stabilitu. Vzhledem k tomu, že tyto látky nejsou chemicky vázány na plast a mají nízkou molekulovou hmotnost, je známo, že některé z těchto chemikálií se mohou během svého životního cyklu dostat do organismu (Wright & Kelly 2017; Lehner et al. 2019). Expozice může

vést k narušení endokrinního systému nebo akutní toxicitě. Příkladem je bisfenol A (BPA), který se používá k výrobě polykarbonátu a epoxidových pryskyřic. BPA může mít u lidí nepříznivé účinky na zdraví včetně nepříznivého vlivu na vznik a rozvoj několika metabolických chorob (např. obezity a cukrovky (Háchová 2014)), zejména v důsledku své estrogenní aktivity. Vliv má také na reprodukci a vývoj organismu. Problémem jsou zejména polykarbonové lahve na pití pro novorozence, které vykazovaly vysoké hodnoty vyluhování BPA. Novorozenci jsou v tomto případě vystaveni mnohem vyššímu riziku než dospělá osoba. Očekává se totiž vyšší zátěž organismu (Lehner et al. 2019). Další chemická přísada, ftaláty, je pak schopná vázat se na molekuly v těle a narušovat hormonální systém (Wright & Kelly 2017).

V současné době existuje pět typů plastů klasifikovaných jako karcinogenní nebo karcinogenní a mutagenní. Zahrnují polyurethanoly, polyakrylonitrily, polyvinylchloridy, epoxidové pryskyřice a styrenové polymery (Wright & Kelly 2017; Lam et al. 2018). Toxicita těchto polymerů je výsledkem jejich monomerních složek. Za nejnebezpečnější toxické monomery jsou označovány 1,3-butadien, akrylonitril, epichlorhydrin a vinylchlorid (Lam et al. 2018). Vinylchlorid stimuluje v buňkách ledvin expresi bílkovin spojených s výskytem fibrózy a autofagie. Karcinogenní účinek vinylchloridu se projevuje například vznikem angiosarkomu v játrech. Studie mimo jiné naznačily, že vinylchlorid způsobuje několik mutací DNA (Wang et al. 2020).

Mikroplasty a nanoplasty dokáží inhibovat refluxní pumpy, transportéry zajišťující obranný mechanismus buňky, a tím způsobit cytotoxicitu v lidských střevních buňkách (Wang et al. 2020). Následně dochází k oxidativnímu stresu působením volných radikálů, které vznikají z reaktivních forem kyslíku (ROS) (Wang et al. 2020). O potenciálu mikro- a nanoplastů způsobovat cytotoxický efekt z hlediska oxidativního stresu se jako první zmiňuje studie na lidských mozkových a epiteliálních buňkách v podmínkách *in vitro*. Tyto výsledky tak podpořily vědecké spekulace o možných následcích expozice mikroplastů na lidské zdraví (Barboza et al. 2018). Oxidativní stres a zánětlivá reakce byly u lidských buněk v dalších letech potvrzeny během několika dalších studií *in vitro* (Mitrano & Wohlleben 2020). Konkrétní studie cytotoxicity polystyrenu (PS) *in vitro* byla provedena na dvou různých buněčných liniích. Jednalo se o mozkové a epiteliální lidské buňky. Buňky byly vystaveny během 24-48 hodin různým množstvím kontaminantů (mikroplastové PS částice, kovové nanočástice, nanočástice oxidů kovů, uhlíkové nanomateriály). V případě obou typů buněk přítomnost PS vyvolala vyšší tvorbu reaktivních forem kyslíku (ROS). Získané výsledky potvrzují, že oxidační stres je na buněčné úrovni jedním z mechanismů cytotoxicity (Schirinzi et al. 2017). Schopnost polystyrenových mikročástic indukovat produkci ROS byla potvrzena i v lidských jaterních buňkách. Několik dalších studií potvrdilo vznik ROS a oxidativního stresu v jedné ze tříd vířníků, monogonont, v myších játrech i lidských střevních buňkách. Nadměrná produkce ROS může ovlivnit homeostázu buněk zprostředkovanou antioxidanty. Tato situace nastává, pokud ROS převládnou nad antioxidanty. Antioxidanty jsou produkovány jako odpověď na poškozené buněčné části zahrnující DNA a další stavební i metabolické molekulární komplexy. Tato poškození jsou spojena s genovou nestabilitou, fyziologickými změnami a rakovinným bujením (Wang et al. 2020).

Mikroplastové částice polystyrenu (PS) mohou v důsledku zvyšování hladin argininu a tyrosinu ovlivnit metabolismus aminokyselin. Dokážou ovlivnit metabolismus žlučových

kyselin prostřednictvím zvýšení hladin kyseliny taurocholové, β-muricholové a cholesterolu. Ovlivňují také metabolismus lipidů v játrech změnou hladiny triacylglycerolů, celkového cholesterolu a pyruvátů. Zvyšují sekreci mucinu ve střevech a narušují rovnováhu střevní mikrobioty. Tyto procesy prokázalo několik studií na myších (Wang et al. 2020).

PS mikroplasty zvyšují množství acetylcholinesterázy, enzymu způsobujícího degradaci neurotransmiteru acetylcholinu na cholin a acetát, dále zvyšují množství neurotransmiterů jako jsou threonin a asparát (Wang et al. 2020). Akutní orální expozice pozitivně nabitých polystyrenových nanočástic může narušit střevní transport železa a jeho buněčnou absorpci (Mahler et al. 2012). Navíc mikroplasty a nanoplasty vyvolávají genotoxicitu a mění genovou expresi (Wang et al. 2020). Byl také prokázán vliv PS nanočástic o velikosti 30 nm na endocytózu v makrofázích a lidské nádorové bujení. Tyto částice vyvolaly tvorbu velkých struktur podobných vezikulám, které blokovaly transport pravých vezikul endocytového systému a distribuci bílkovin, které jsou vyžadovány při cytokinéze, což vedlo k tvorbě dvojjaderných buněk. Většina současných studií se zabývá PS mikročásticemi. Je tedy potřeba důkladné testování i dalších plastů jako jsou PE, PET a PP (Lehner et al. 2019).

Dietární příjem mikroplastů může také způsobit změnu chromozomů, což může vést k neplodnosti, obezitě a nádorovým onemocněním. U žen mohou chemikálie navázané na mikroplasty a imitující estrogen způsobit nádorové onemocnění prsu (Sharma & Chatterjee 2017). Dále dokáží narušit například endokrinní systém, vyvolávají neurotoxicitu a genové abnormality v rámci reprodukce s transgeneračním efektem (změny v genové expresi bez změny sekvence) (Wang et al. 2020). Kromě toho se očekává interakce mikro- a nanoplastů s imunitním systémem. Tato interakce může potencionálně vést k toxicitě a následně spustit nepříznivou reakci imunitního systému (utlumení imunitní reakce, zánět) (Barboza et al. 2018).

Mikroplasty mohou být kolonizovány střevními bakteriemi během průchodu GIT. Pokud mikroplasty přijdou do styku s bakterií v lidském těle, dochází k adhezi bakterie na povrch mikroplastu, k množení bakterií a organizaci bakterií v biofilm, který je imunitním mechanismům lidského organismu i antibiotikům odolný. Vzniklé biofilmy mohou zahrnovat lidské patogeny, jako jsou například kmeny *Vibrio spp*. Mikroplastové částice ale mohou být kolonizovány bakteriemi ještě před vstupem do GIT člověka a mohou následně způsobit změny v mikrobiálním složení trávicího traktu. Mikroby jsou schopny produkovat řadu toxických látek. To může mít vliv na hostitele, narušit imunitu a vyvolat zánět. Myši vykazovaly po dlouhodobé expozici mikrobiálními toxickými látkami změny ve složení a funkci mikrobiomu tlustého střeva. To přispělo k indukci prozánětlivých cytokinů v hostiteli (Wright & Kelly 2017).

Mitrano a Wohlleben (2020) se domnívají, že přímé nepříznivé účinky organických nanomateriálů na člověka dosud nebyly potvrzeny jako důsledek požití kontaminovaných potravin. Naproti tomu vlákna, pokud jsou dostatečně tuhá a dlouhá mohou být vdechnuta a následně mohou vést k fibróze a rakovině plic. Právě polymerní vlákna by měla být kvůli jejich potencionální plicní toxicitě podrobena hlubšímu zkoumání. Již během výrobního procesu plastů se mohou uvolňovat toxické složky, jako například styren. Pro pracovníky tento jev představuje značné zdravotní riziko při vdechnutí. Nízká expozice může způsobit podráždění dýchacích cest, zatímco expozice vysokých dávek vede až k chronické bronchitidě (Lam et al. 2018). U zaměstnanců v textilním průmyslu pracujících se syntetickými

vlákny (vinylchlorid, polyvinylchlorid) se častěji vyskytují nádorová onemocnění plic, žaludku a jícnu. Možnou příčinou mohou být právě mikroplasty ve vzduchu. U těchto zaměstnanců se také často objevují střevní a plicní onemocnění (Wang et al. 2020). Vinylchlorid je považován za potencionální karcinogen, který způsobuje nejčastěji angiosarkom jater (Wang et al. 2020).

V posledních letech byla zahájena významná práce při řešení otázek, jak mikroplasty interagují s organismy a jak ovlivňují jejich kondici. Pracuje se však s nízkou rozmanitostí testovaných organismů a omezené jsou také podmínky a rozmanitost plastových materiálů, s kterými jsou studie provedeny (Mitrano & Wohlleben 2020). Mnoho otázek ohledně vlivu mikroplastů na lidské zdraví je tak stále otevřených. Jednou z nich je například, zda mikroplasty hrají roli ve vývoji nádorových onemocnění u mořských živočichů a posléze také u lidské populace (Barboza et al. 2018). Jaké jsou tedy dlouhodobé následky pro lidský organismus, který je vystaven plastovým částečkám ze všech různých zdrojů? K tomu, abychom byli schopni vyhodnotit skutečný vliv na lidský organismus, nám chybí údaje o množství velmi malých mikroplastů schopných vstupu do buněk ve vodě, sedimentech, organismech a vzduchu (Barboza et al. 2018). Vzhledem k omezeným údajům stále přesně nevíme, jaké množství plastových mikročástic je pro lidské zdraví rizikové (Cox et al. 2019).

4 Závěr

- Plast je perzistentní látka, která má tendenci se akumulovat jak v přírodním prostředí, tak v organismu.
- Plastové částečky se ať už v mikro- nebo nanoformě vyskytují nejen v životním prostředí, ale také putují potravním řetězcem a dostávají se až do lidské stravy. Narážíme tak na rizika spojená s bezpečností potravin. Plastové částečky nalezneme například v balené či kohoutkové vodě, pivě, soli, cukru a medu. Značné množství bylo nalezeno v mořských rybách, korýších a měkkýších. Problémem jsou také plastové nádoby na přepravu potravin. Bohužel ale nejsou k dispozici údaje o jejich obsahu v potravinách, které konzumujeme každý den jako jsou maso, mléčné výrobky, zelenina či luštěniny.
- Hodnocení rizika mikroplastů v potravinách je stále ve velmi rané fázi a nikdo zatím neví, jaké množství mikroplastů konzumujeme. Uvádí se, že by člověk mohl za rok v rámci stravy přijmout 39 000 až 52 000 mikročástic. Stravou a inhalací poté 74 000 až 121 000 mikročástic.
- Vliv mikroplastů na lidský organismus je sice stále nejasný, mnohé studie se však věnovaly jejich efektu na ryby, myši, prasata a psi. Tyto studie nás varují před komplikacemi, které by mohly v těle člověka nastat. Plastové mikročástice se mohou vstřebávat v našem trávicím traktu, přejít do oběhového systému a hromadit se v konkrétních orgánech, jako jsou například játra, svaly a mozek. Pokud mikročástice dlouhodobě přetrvávají v organismu, může dojít k oxidativnímu stresu, genotoxicitě a cytotoxicitě, zánětlivým reakcím, reakcím imunitního systému, narušení endokrinního sytému, reprodukce a vývoje organismu. Může dojít k nádorovému bujení a změnám složení střevní mikrobioty.
- I přes veškeré studie je potřeba si uvědomit, že ve znalostech výskytu mikroplastů v potravinách jsou velké mezery. Máme nedostatek standardizovaných metod a technik, které by sledovaly množství v potravinách a v životním prostředí, nebo které by zjišťovaly vliv na lidské zdraví. Metody, které se v dosavadních studiích, kterých není mnoho, používají k analýze mikroplastových a nanoplastových částic, nejsou jednotné a je tak často velmi obtížné porovnat jejich výsledky.
- Do budoucna je potřeba zdokonalit a sjednotit analytické metody pro kvantifikaci těchto látek. U mořských živočichů by se mělo určit množství mikroplastů v poživatelných tkáních. Důležité je také prostudovat přestup mikroplastů různých velikostí do lidských tkání a vyvinout technologie schopné identifikovat přítomnost mikroplastů v lidském těle. Jejich množství v mořích, vzduchu, vodě i potravinách by mělo být pravidelně sledováno. Aby se snížily možné nepříznivé účinky na životní prostředí a člověka, bylo by užitečné zařadit mikroplasty mezi perzistentní organické polutanty (POP).

5 Literatura

Barboza LGA, Dick Vethaak A, Lavorante BRBO, Lundebye AK, Guilhermino L. 2018. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. Marine Pollution Bulletin **133**:336–348.

Cho Y, Shim WJ, Jang M, Han GM, Hong SH. 2019. Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. Environmental Pollution **245**:1107-1116.

Cole M, Lindeque P, Halsband C, Galloway TS. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. Marine Pollution Bulletin **62**:2588–2597.

Cox KD, Covernton GA, Davies HL, Dower JF, Juanes F, Dudas SE. 2019. Human Consumption of Microplastics. Environmental Science & Technology **53**:7068–7074.

da Costa JP, Mouneyrac C, Costa M, Duarte AC, Rocha-Santos T. 2020. The Role of Legislation, Regulatory Initiatives and Guidelines on the Control of Plastic Pollution. Frontiers in Environmental Science **8**:1–14.

De-la-Torre GE. 2020. Microplastics: an emerging threat to food security and human health. Journal of Food Science and Technology **57**:1601–1608.

de Souza Machado AA, Lau CW, Kloas W, Bergmann J, Bachelier JB, Faltin E, Becker R, Görlich AS, Rillig MC. 2019. Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance. Environmental Science and Technology **53**:6044–6052.

Divilová Ž. 2006. PVC a jeho aplikace v lékařství [Bc. Thesis]. Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně, Zlín.

Dong Y, Gao M, Qiu W, Song Z. 2021. Effect of microplastics and arsenic on nutrients and microorganisms in rice rhizosphere soil. Ecotoxicology and Environmental Safety 211 (e111899) DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.111899.

Du F, Cai H, Zhang Q, Chen Q, Shi H. 2020. Microplastics in take-out food containers. Journal of Hazardous Materials 399 (e122969) DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122969.

ECHA. 2020. Microplastics. European Chemicals Agency, Helsinky. Available from https://echa.europa.eu/hot-topics/microplastics (accessed February 2021).

EEB. 2019. EU moves to ban microplastics in most products. European Environmental Bureau, Belgie. Available from https://eeb.org/eu-moves-to-ban-microplastics-in-most-products/ (accessed February 2021).

ELUC. 2015. Syntetické polymery. ELUC. Available from https://eluc.krolomoucky.cz/verejne/lekce/2537 (accessed May 2021).

Fadare OO, Wan B, Guo LH, Zhao L. 2020. Microplastics from consumer plastic food containers: Are we consuming it? Chemosphere 253 (e126787) DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126787.

Farrelly TA, Shaw IC. 2017. Polystyrene as Hazardous Household Waste. Pages 45–60 in Mmereki D, editor. Household Hazardous Waste Management. IntechOpen, United Kingdom.

Forte M, Iachetta G, Tussellino M, Carotenuto R, Prisco M, De Falco M, Laforgia V, Valiante S. 2016. Polystyrene nanoparticles internalization in human gastric adenocarcinoma cells. Toxicology in Vitro **31**:126–136.

FotokOmpas. 2021. O cestování bez obalu Aneb co si (ne)sbalit na cesty. FotokOmpas. Available from http://www.fotokompas.cz/cestovani-zero-waste/ (accessed February 2021).

Freidinger J. 2020. Co jsou mikroplasty a proč je musíme omezit. Greenpeace, Česká republika. Available from https://www.greenpeace.org/czech/clanek/894/co-jsou-mikroplasty-a-proc-je-musime-omezit/ (accessed January 2021).

Gigault J, Baudrimont M, Pascal P. 2018. Current opinion : What is a nanoplastic?. Environmental Pollution **235**:1–5.

Gogela J. 2008. Možnosti recyklace výrobků z polypropylénů [Bc. Thesis]. Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně, Zlín.

Háchová J. 2014. bisfenol A. Arnika, Praha. Available from https://arnika.org/bisfenol-a (accessed April 2021).

Hernandez LM, Xu EG, Larsson HCE, Tahara R, Maisuria VB, Tufenkji N. 2019. Plastic Teabags Release Billions of Microparticles and Nanoparticles into Tea. Environmental Science and Technology **53**:12300–12310.

Iñiguez ME, Conesa JA, Fullana A. 2017. Microplastics in Spanish Table Salt. Scientific Reports **7**:1–7.

Jankauskaite V, Macijauskas G, Lygaitis R. 2008. Polyethylene terephthalate waste recycling and application possibilities: A review. Medziagotyra **14**:119–127.

Kosuth M, Mason SA, Wattenberg E V. 2018. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. PLoS ONE **13**:1–18.

Kumar S, Rajesh M, Km R, Nk S, Rasheeq A, Ks P, Critchell K, Hoogenboom MO. 2020. Effects of microplastic exposure on the body condition and behaviour of planktivorous reef fish (Acanthochromis polyacanthus). PLoS ONE **26**:1–19.

Kusuktham B, Teeranachaideekul P. 2014. Mechanical Properties of High Density Polyethylene/Modified Calcium Silicate Composites. Silicon **6**:179–189.

Lam CS, Ramanathan S, Carbery M, Gray K, Vanka KS, Maurin C, Bush R, Palanisami T. 2018. A Comprehensive Analysis of Plastics and Microplastic Legislation Worldwide. Water, Air, & Soil Pollution 229 (e345) DOI: 10.1007/s11270-018-4002-z.

Lehner R, Weder C, Petri-Fink A, Rothen-Rutishauser B. 2019. Emergence of Nanoplastic in the Environment and Possible Impact on Human Health. Environmental Science and Technology **53**:1748–1765.

Liebezeit G, Liebezeit E. 2013. Non-pollen particulates in honey and sugar. Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment **30**:2136–2140.

Liebezeit G, Liebezeit E. 2014. Synthetic particles as contaminants in German beers. Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment **31**:1574–1578.

Mahler GJ, Esch MB, Tako E, Southard TL, Archer SD, Glahn RP, Shuler ML. 2012. Oral exposure to polystyrene nanoparticles affects iron absorption. Nature Nanotechnology **7**:264–271.

Mitrano DM, Wohlleben W. 2020. Microplastic regulation should be more precise to incentivize both innovation and environmental safety. Nature Communications **11**:1-12.

Rainieri S, Barranco A. 2019. Microplastics, a food safety issue? Trends in Food Science and Technology **84**:55–57.

Rochman CM, Tahir A, Williams SL, Baxa D V., Lam R, Miller JT, Teh FC, Werorilangi S, Teh SJ. 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. Scientific Reports **5**:1–10.

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

Schymanski D, Goldbeck C, Humpf HU, Fürst P. 2018. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. Water Research **129**:154–162.

Sharma S, Chatterjee S. 2017. Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: a short review. Environmental Science and Pollution Research **24**:21530–21547.

Siročić AP, Rešček A, Ščetar M, Krehula LK, Hrnjak-Murgić Z. 2014. Development of low density polyethylene nanocomposites films for packaging. Polymer Bulletin **71**:705–717.

Skácel J. 2013. Technologie zpracování plastů [Bc. Thesis]. Vysoké učení technické v Brně, Brno.

Sobhani Z, Lei Y, Tang Y, Wu L, Zhang X, Naidu R, Megharaj M, Fang C. 2020. Microplastics generated when opening plastic packaging. Scientific Reports **10**:1–7.

Ter Halle A, Jeanneau L, Martignac M, Jardé E, Pedrono B, Brach L, Gigault J. 2017. Nanoplastic in the North Atlantic Subtropical Gyre. Environmental Science and Technology **51**:13689–13697.

Walczak AP, Kramer E, Hendriksen PJM, Tromp P, Helsper JPFG, Van Der Zande M, Rietjens IMCM, Bouwmeester H. 2015. Translocation of differently sized and charged polystyrene nanoparticles in in vitro intestinal cell models of increasing complexity. Nanotoxicology **9**:453–461.

Wang YL, Lee YH, Chiu IJ, Lin YF, Chiu HW. 2020. Potent impact of plastic nanomaterials and micromaterials on the food chain and human health. International Journal of Molecular Sciences **21**:1–14.

Waterlogic. 2020. Je voda z kohoutku bezpečná k pití? Waterlogic, Praha. Available from https://www.waterlogic.cz/blog/je-voda-z-kohoutku-bezpecna-k-piti/ (accessed February 2021).

Wright SL, Kelly FJ. 2017. Plastic and Human Health: A Micro Issue? Environmental Science and Technology **51**:6634–6647.

Yang D, Shi H, Li L, Li J, Jabeen K, Kolandhasamy P. 2015. Microplastic Pollution in Table Salts from China. Environmental Science and Technology **49**:13622–13627.