

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Bakalářská práce

Vliv mikroplastů na vodní organismy– přehledová studie

Autor: Lucie Žaloudková

Vedoucí bakalářské práce: dr hab. Ing. Josef Velišek, Ph.D.

Konzultant bakalářské práce: Ing. Nikola Třešňáková

Studijní program a obor: B1601 Ekologie a ochrana prostředí, Ochrana vod

Forma studia: Prezenční

Ročník: 3.

České Budějovice, 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce, i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, dne

podpis

Poděkování

Ráda bych poděkovala vedoucímu své bakalářské práce dr hab Ing. Josefu Velíškovi, PhD. za odborné konzultace a velmi rychlé jednání. Dále bych chtěla poděkovat konzultantce své bakalářské práce a mé rodině.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2020/2021

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: **Lucie ŽALOUKOVÁ**
Osobní číslo: **V19B041P**
Studijní program: **B1601 Ekologie a ochrana prostředí**
Studijní obor: **Ochrana vod**
Téma práce: **Vliv mikroplastů na vodní organismy – přehledová studie**
Zadávací katedra: **Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický**

Zásady pro vypracování

Neustále rostoucí množství plastových odpadů v mořích, oceánech a vodních tocích je velký problém, který vyvolává znepokojení odborníků i laické veřejnosti. Jedná se jak o velké plastové předměty, tak o malé plastové částice zvané mikroplasty. Mikroplasty je označení užívané pro různorodé úlomky plastů o velikosti od 100 nanometrů až po 5 milimetrů, které jsou součástí znečištění ve všech sférách biosféry (ovzduší, vody, půdy i sedimentů). První zmínka o nález mikroplastů ve vodním ekosystému je již ze začátku sedmdesátých let minulého století. Zejména v posledních deseti letech se znečištění vodních ekosystémů mikroplasty stalo globálním problémem. Jejich nebezpečnost pro vodní organismy tkví v jejich malé velikosti, kdy si je vodní organismy mohou splést s přirozenou potravou či je nepřímo konzumovat přes kořist. Mikroplasty svým relativně velkým povrchem umožňují adsorpci nebezpečných látek a patogenů či toxické látky přímo obsahují. Cílem bakalářské práce je vypracovat přehledovou studii shrnující nejnovější poznatky o mikroplastech ve vodním prostředí a jejich vlivu na vodní organismy. K vypracování bakalářské práce budou použity informace z dostupné literatury.

Rozsah pracovní zprávy: **30-50 stran**
Rozsah grafických prací: **2 grafy, 1 tabulka**
Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná**

Seznam doporučené literatury:

- Anbumani, S., Kakkar, P., 2018. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 14373-14396.
- Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: a review. *Marine Pollution Bulletin* 119: 12-22.
- Devriese, L.I., van der Meulen, M.D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frère, L., Robbens, J., Vethaak, A.D., 2015. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Marine Pollution Bulletin* 98: 179-187.
- Ma, J., Niu, X., Zhang, D., Lu, L., Ye, X., Deng, W., Li, Y., Lin, Z., 2020. High levels of microplastic pollution in aquaculture water of fish ponds in the Pearl River Estuary of Guangzhou, China. *Science of the Total Environment* 744: 140679.
- Mei, W., Chen, G., Bao, J., Song, M., Li, Y., Luo, C., 2020. Interactions between microplastics and organic compounds in aquatic environments: A mini review. *The Science of the Total Environment*, 736: 139472.
- Paul-Pont, I., Lacroix, C., González Fernández, C., Hégaret, H., Lambert, C., Le Goic, N., Frere, L., Cassone, A.L., Sussarellu, R., Fabioux, C., Guyomarch, J., Albertosa, M., Huvet, A., Soudant, P., 2016. Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. *Environmental Pollution* 216, 724-737.
- Tourinho, P.S., Kočí, V., Loureiro, S., van Gestel, C.A.M., 2019. Partitioning of chemical contaminants to microplastics: sorption mechanisms, environmental distribution and effects on toxicity and bioaccumulation. *Environmental Pollution* 252: 1246-1256.

Velíšek, J., Svobodová, Z., Blahová, J., Máchová, J., Stará, A., Dobšíková, R., Šírká, Z., Modrá, H., Valentová, O., Randák, T., Štěpánová, S., Kocour Kroupová, H., Maršálek, P., Grabic, R., Zusková, E., Bartošková, M., Stancová, V., 2018. Vodní toxikologie pro rybáře. 2. upravené vydání, FROV JU, Vodňany, 658 s.

Zhang, Y., Pu, S., Lv, X., Gao, Ya., Ge L., 2020. Global trends and prospects in microplastics research: A bibliometric analysis. Journal of Hazardous Materials 400: 123110.

Vedoucí bakalářské práce: **dr. hab. Ing. Josef Velíšek, Ph.D.**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Konzultant bakalářské práce: **Ing. Nikola Třešňáková**

Datum zadání bakalářské práce: **8. ledna 2021**

Termín odevzdání bakalářské práce: **2. května 2022**


prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD
Zátiší 728/II
389 25 Vodňany


prof. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 25. ledna 2021

OBSAH

1. ÚVOD	7
2. MIKROPLASTY	9
2.1. Hlavní typy polymerů:	12
2.1.1. Polyethylen (PE, Polymethandiyl).....	12
2.1.2. Polypropylen (PP, poly(1-methylethan-1,2-diyl)	13
2.1.3. Polyvinylchlorid (PVC, poly(1-chloroethylen)	13
2.1.4. Polystyren (PS, poly(1-fenylethan-1,2-diyl).....	14
2.1.5. Polyethylentereftalát (PET, poly(oxyethan-1,2-diloxytereftaloyl).....	14
2.1.6. Polytetrafluorethylen (PTFE, poly(1,1,2,2-tetrafluoroethylene)	15
3. VÝSKYT MIKROPLASTŮ VE VODNÍCH EKOSYSTÉMECH	16
3.1. Mořské vody	18
3.1.1. Pláže.....	18
3.1.2. Hladina moře	19
3.1.3. Mořské dno	19
3.2. Sladkovodní vody	19
3.3. Metody odběrů vzorků.....	20
3.4. Identifikace polymerů	20
3.4.1. Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR)	20
3.4.2. Ramanova spektroskopie	21
4. VLIV MIKROPLASTŮ NA VODNÍ ORGANISMY	23
4.1. Vliv mikroplastů na vodní obratlovce	24
4.2. Vliv mikroplastů na fytoplankton a vodní bezobratlé	30
4.3. Vliv adsorbovaných či obsažených toxických látek v mikroplastech na vodní organismy	35
5. ZÁVĚR.....	39
6. POUŽITÁ LITERATURA	40

7.	ABSTRAKT	52
8.	ABSTRACT	53

1. ÚVOD

Od doby, kdy se objevil první plně syntetický plast, uběhlo již více než sto let. Postupně tento materiál začal nahrazovat materiály jako kov, sklo a dřevo, a proto si dnes život bez plastů dokážeme jen těžko představit (Encyklopedie plastů, 2021). Vlastnosti, které činí plasty nejpoužívanějším materiálem po celém světě, jsou především nízká hmotnost, vysoká pevnost, vysoká odolnost a jejich plasticita. Všechny tyto vlastnosti způsobují obtížnou degradaci plastových materiálů (Thompson a kol., 2009; Li a kol., 2018; Encyklopedie plastů, 2021). S obtížnou degradací, nedostatečným managementem nakládání s odpady a neustále se zvyšujícím se počtem černých skládek, se plasty v různých velikostech stávají nebezpečným odpadem vyskytujícím se ve všech složkách životního prostředí (půda, voda, vzduch a biota) (Thompson a kol., 2009; Li a kol., 2018; Parkerová, 2019).

Plasty se v životním prostředí vlivem fyzikálně-chemických procesů postupně rozpadají na menší částice o velikosti 100 nm - 5 mm, nazývané mikroplasty. Ty se podle velikosti dále rozdělují na primární a sekundární mikroplasty. Jako primární mikroplasty se označují částice, které se záměrně vyrábí za účelem jejich využívání v kosmetickém či farmaceutickém průmyslu. Jejich velikost je variabilní a závisí na účelu pozdějšího využití. Oproti tomu, sekundární mikroplasty vznikají opotřebením plastových výrobků či plastových tkanin. Jejich velikost je také velmi variabilní a závisí na stupni fragmentace. Jak primární, tak sekundární mikroplasty mají nepříznivý vliv na všechny složky životního prostředí (půda, voda, vzduch a biota) (Thompson a kol., 2009; Li a kol., 2018).

Vodní ekosystémy jsou pro lidstvo nezastupitelným zdrojem pro úpravu pitné vody a potravy. Potřeba chránit tyto ekosystémy je důležité nejen z hlediska lidských potřeb, ale například i z ohledu zachování biodiverzity, produkce kyslíku a klimatických podmínek na Zemi. Mikroplasty, které se do vodních ekosystémů dostávají splachem z obydlených a zemědělských oblastí během silných dešťů či v případě primárních mikroplastů prochází ČOV, tak znečišťují přirozené vodní prostředí a mohou negativně ovlivňovat vodní organismy (NGČ, 2012; OSN, 2017).

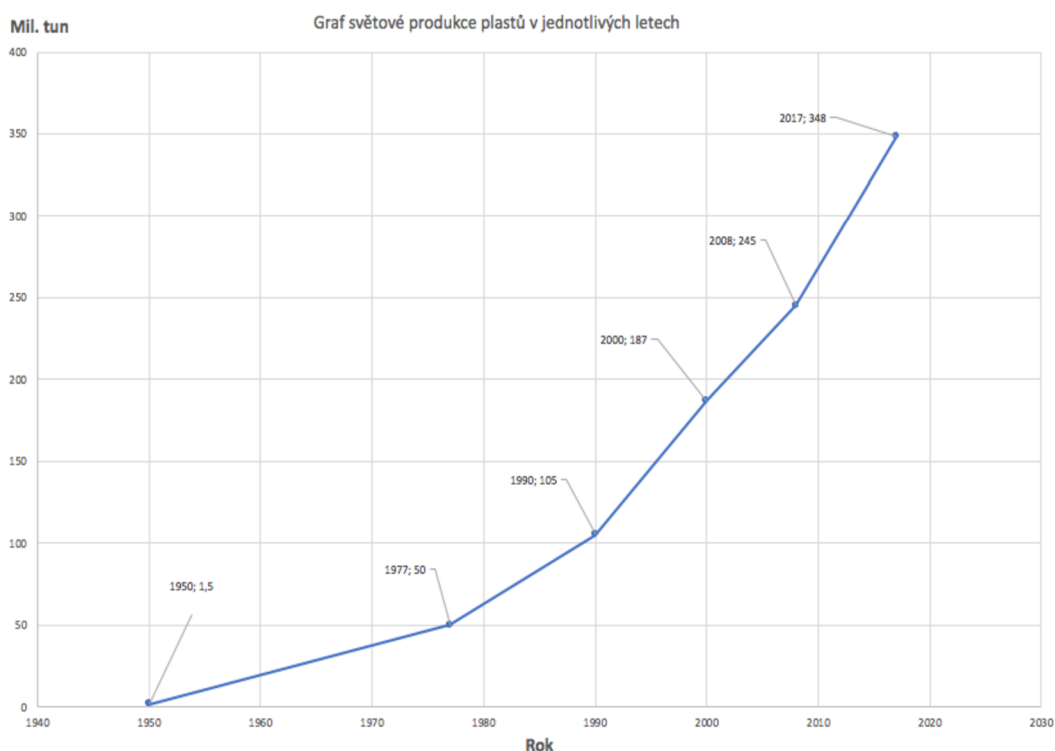
Následkem znečištění vodních ekosystémů mikroplasty, tak dochází ke snížení růstu a reprodukce vodních organismů, což v konečném důsledku může mít vliv na celkovou kondici organismu nebo celé populace (NGČ, 2012; OSN, 2017). Existují již studie o výskytu mikroplastů ve vzduchu, v pitné vodě i potravním řetězci (Andrady, 2017;

Jurík a kol., 2017). Navíc schopnost kumulace mikroplastů nejen v tělech vodních organismů, ale i lidí, tak činí celou tuto problematiku ještě závažnější. Nebezpečí pro organismus ale nepředstavují jen čistě mikroplasty, ale i toxické látky, které se na ně mohou vázat. Mikroplasty mohou na svůj povrch velmi dobře adsorbovat různé polutanty (např. polychlorované bifenyly (PCB), polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) či pesticidy) i patogenní mikroorganismy. Mikroplasty navíc přímo obsahují i zdraví škodlivé látky (např. ftaláty či bisfenol-A) (Andrady, 2017).

Donedávna byly mikroplasty v životním prostředí zanedbávaným tématem. Až v posledních letech se o tento problém zajímají nejen vědci, ale i laická veřejnost. I tak je pro nás ale problematika mikroplastů stále do jisté míry neznámá. Důvodem je hlavně to, že metody vzorkování mikroplastů ve vodních ekosystémech ani testování účinků mikroplastů v tělech vodních organismů nejsou zatím standardizované. Je proto velmi obtížné porovnávat odborné studie a vyvodit z nich jasné závěry (Horton a kol., 2017). Proto cílem této bakalářské práce bylo shrnout dostupné informace o mikroplastech, jejich výskytu ve sladkovodních a mořských ekosystémech a jejich účincích na vodní organismy.

2. MIKROPLASTY

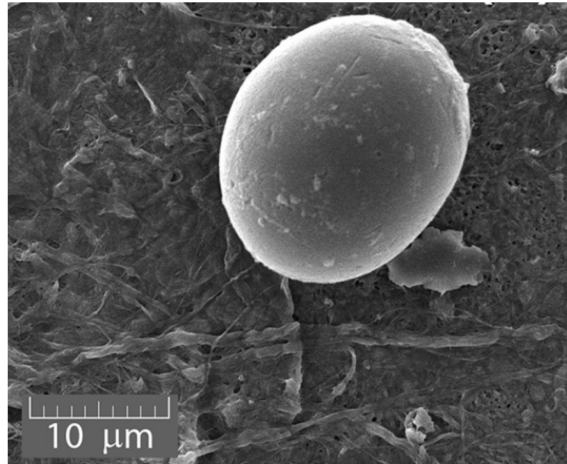
První plně syntetický plast byl objeven již v roce 1909 a nesl název bakelit. Ale například PET (polyethylentereftalátové) lahve se na trhu objevily až v roce 1977 (Svoboda, 2016). Dnes se jedná o nejvíce používaný materiál, jehož celosvětová produkce se každým rokem zvyšuje (Graf č. 1). Problém spojený s plasty, spočívá především v nedostatečné recyklaci a likvidaci obecně. Plastový odpad tudíž velmi často končí na legálních i nelegálních skládkách. Z těchto skládek se pak plasty nejčastěji dostávají do životního prostředí (Ervoeco, 2021).



Graf č. 1: Roční světová produkce plastů (upraveno podle Ervoeco, 2021).

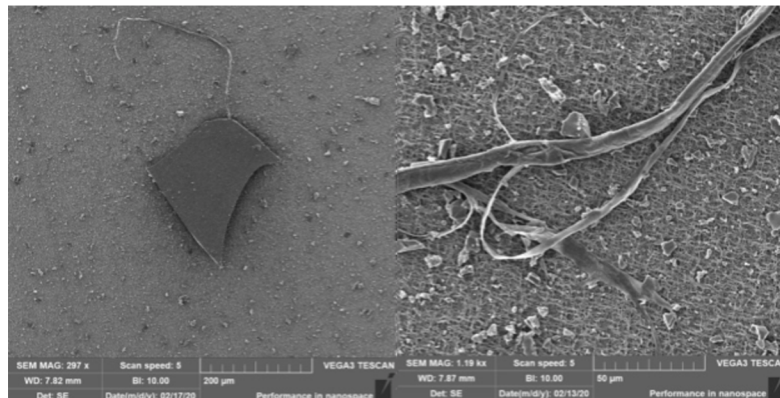
Plasty se podle jejich velikosti dělí na makroplasty a mikroplasty. Makroplasty, což jsou plasty o velikosti větší než 2,5 cm, vyvolávají ve vodním prostředí dlouhou dobu značné znepokojení veřejnosti, a to hlavně proto, že jsou vidět. Způsobují například mechanické poškození i úhyn mořských i sladkovodních živočichů, komplikují rybolov. V poslední době je pozornost zaměřována hlavně na mikroplasty. Jako mikroplasty označujeme částice plastového polymeru, jež jsou menší než 5 mm a větší než 100 nm. Termín mikroplast byl poprvé použit v roce 2004 (Thompson a kol., 2004). Mikroplasty dělíme na dva typy, a to na primární a sekundární (Pivokonský a kol., 2018).

- Primární mikroplasty (Obr. č. 1) se přímo vyrábí buďto ve formě mikrokuliček za účelem jejich cíleného přidávání do farmaceutických či kosmetických přípravků (např. peeling) či ve formě peletek, které se využívají při výrobě plastových produktů.



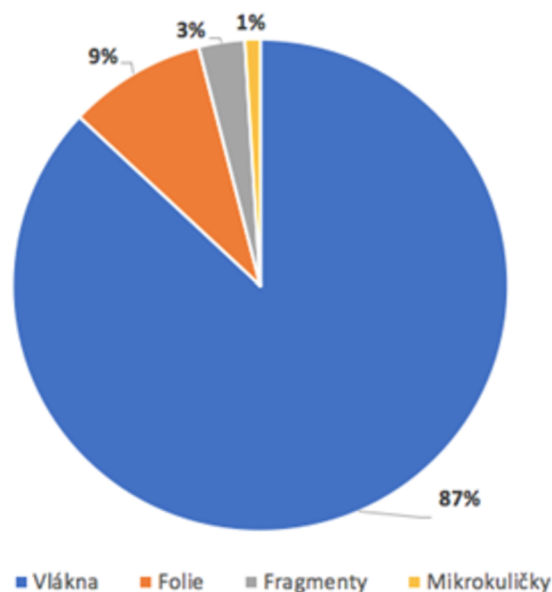
Obr. č. 1: Primární mikroplast (převzato a upraveno z Pivokonský a kol., 2018).

- Sekundární mikroplasty (Obr. č. 2) se tvoří degradací větších kusů plastů, a to buď chemickými, nebo mechanickými procesy (jedná se o různé fragmenty či vlákna).



Obr. č. 2: Sekundární mikroplasty (převzato a upraveno z Pivokonský a kol., 2020).

Mikroplasty mají v životním prostředí variabilní velikost, tvar a jsou tvořeny z různých materiálů (Andrady, 2017). Nejčastěji se mikroplasty vyskytují ve vodách či sedimentech ve formě vláken (Graf č. 2). Tyto vlastnosti ovlivňují způsob vstřebávání do těl organismů (Franzellitti a kol., 2019).



Graf č. 2: Formy mikroplastů v sedimentu estuária řeky Derwent v Austrálii (upraveno podle Willis a kol., 2017).

Mikroplasty představují problém pro životní prostředí, jelikož se obtížně přirozeně rozkládají a mohou tudíž v životním prostředí setrvávat stovky i více let a po celou dobu interagovat s organismy. Můžeme je tedy považovat za perzistentní polutanty. Organismy, jež jsou vystaveny expozici mikroplastů, nejsou schopny rozeznávat mikroplasty od jejich přirozené potravy, proto mohou přijímat tyto polymery aktivně i náhodně. V tělech organismů může po importu polymerů do těla dojít například k poškození tkání, ale i k poruchám metabolismu, poškození DNA, histologickým, neurologickým a imunologickým poruchám (Guerrera a kol., 2021). Podrobněji se negativními účinky tato práce zabývá v kapitole 4 a jejích podkapitolách.

Mikroplasty mají schopnost adsorbovat anorganické (např. toxické kovy) i organické polutanty (např. polychlorované bifenylly – PCB, polyaromatické uhlovodíky – PAU) a následně tyto polutanty uvolňovat do vodních ekosystémů, ať už sladkovodních či mořských nebo do těl vodních organismů (Anbumani a Kakkar., 2018; Tourinho a kol., 2019; Mei a kol., 2020). Ve vodním prostředí se dnes tyto částice vyskytují ve velmi vysokých koncentracích a nepříznivě ovlivňují vodní organismy. Jako určující faktor pro biologické účinky mikroplastů se ukázala velikost, tvar a jejich povrchové fyzikálně-chemické vlastnosti (Ma a kol., 2020). V posledních letech je diskutovaným jevem také kombinovaná toxicita mikroplastů a jiných polutantů (např. fluorantenu) (Paul-Pont a

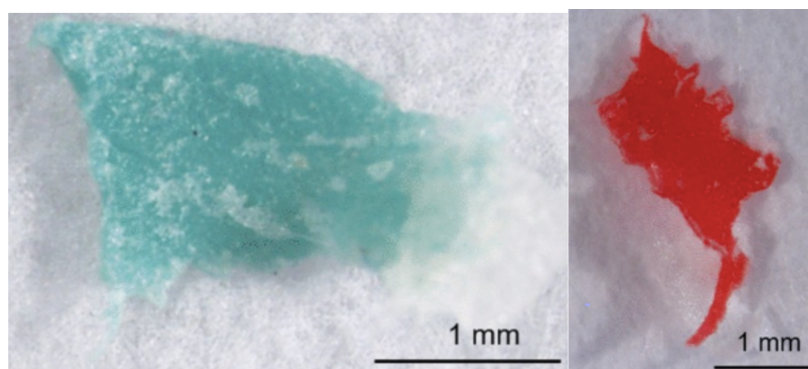
kol., 2016). Dosud ovšem nebylo zcela objasněno, zda kombinované znečištění způsobuje kombinovanou toxicitu (Zhang a kol., 2020).

Nejčastěji se vyskytující typy polymerů jsou polyethylen (PE), polypropylen (PP), polyvinylchlorid (PVC), polystyren (PS), polyethylentereftalát (PET) a polytetrafluorethylen (PTFE). Všechny tyto druhy polymerů patří do skupiny termoplastů. Termoplast je označení pro plast, který je po zahřátí tvárný a po zchlazení pevný. Oproti tomu reaktoplasty se po zpevnění už nestanou vlivem tepla znovu tvárnými (Ducháček, 2006).

2.1. Hlavní typy polymerů:

2.1.1. Polyethylen (PE, Polymethandiyl)

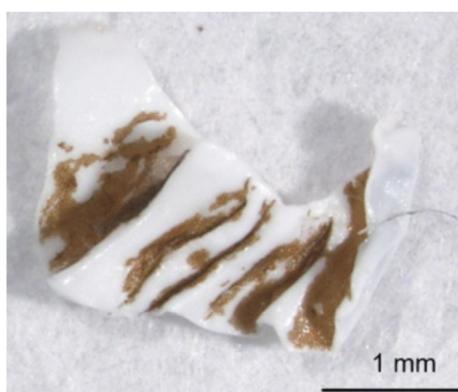
Polyethylen (C_2H_4)_n, Obr. č. 3), je termoplast, jež vzniká polymerací ethenu a svou strukturou se řadí mezi nejjednodušší plasty. Jeho výroba spočívá buďto v polymeraci za použití tzv. Zieglerových katalyzátorů, nebo v polymeraci za katalýzy oxidy kovů. V případě použití Zieglerových katalyzátorů hovoříme o nízkotlaké polymeraci. Zieglerovy katalyzátory jsou připravovány z alkylderivátů hliníku a chloridu titaničitého. V případě použití katalyzátorů oxidů kovů hovoříme o středotlaké polymeraci, jež probíhá při tlaku do 7 MPa a teplotách do 300°C. Tento typ plastového polymeru se dělí na nízkohustotní (LDPE, z angl. *Low Density PolyEthylene*) a vysokohustotní (HDPE, z angl. *High Density PolyEthylene*). Nízkohustotní PE má lepší elektroizolační schopnosti a je flexibilnější než vysokohustotní PE. Má ovšem mnohem nižší mechanickou pevnost a má vyšší propustnost par než HDPE. Mezi LDPE patří různé nízkohustotní PE folie. Nejznámější HDPE se nazývá mikroten (Ducháček, 2006).



Obr. č. 3: Fragменты polyethylenu nalezené ve vodních ekosystémech (převzato a upraveno z de Carvalho a kol., 2021).

2.1.2. Polypropylen (PP, poly(1-methylethan-1,2-diyl))

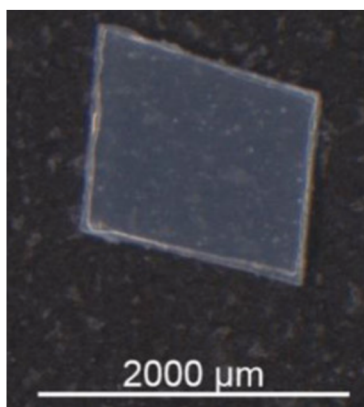
Polypropylen (C_3H_6)_n, Obr. č. 4), je jeden z nejpoužívanějších plastů. Vzniká polymerací propylenu, za pomoci katalyzátorů Zieglerova typu. Mezi jeho výhody patří zdravotní nezávadnost, odolnost vůči mechanickému a chemickému zatížení a nízká hořlavost. Nezpopochybnitelnou výhodou je také jeho dobrá recyklovatelnost. Využívá se k výrobě potrubních systémů, bazénů či lan. V životním prostředí se s tímto polymerem setkáme hlavně ve formě fragmentů v důsledku opotřebení těchto výrobků (Ducháček, 2006).



Obr. č. 4: Fragment polypropylenu nalezený ve vodním ekosystému (převzato a upraveno z de Carvalho a kol., 2021).

2.1.3. Polyvinylchlorid (PVC, poly(1-chloroethylen))

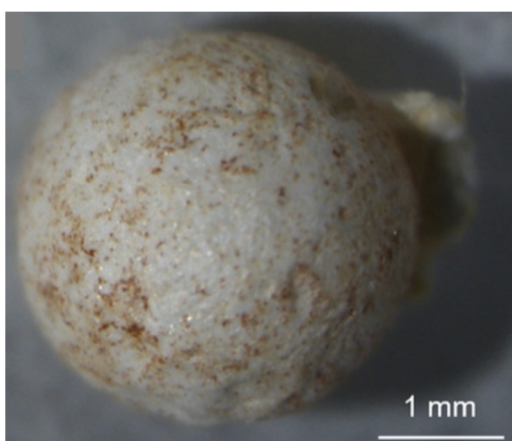
Polyvinylchlorid (C_2H_3Cl)_n, Obr. č. 5), je odolný, dobře tvarovatelný materiál s vysokou životností. Princip jeho výroby spočívá v suspenzní či emulzní polymeraci. Pevnost a tvarovatelnost tohoto materiálu může být velmi variabilní, záleží, zda se PVC zpracovává se změkčovadly či nikoli. Za přítomnosti změkčovadel se jedná například o různé nádoby nebo fólie. Se změkčováním PVC klesá jeho chemická i mechanická odolnost. V opačném případě se využívá různých modifikátorů, stabilizátorů a maziv, přičemž vznikají tvrdé desky nebo trubky. Značná nevýhoda PVC spočívá v nemožnosti zpracovávat ho dohromady s jinými druhy plastů, kvůli nižšímu bodu tavení a uvolňování chloru při jeho zahřívání (Ducháček, 2006).



Obr. č. 5: Fragment polyvinylchloridu nalezený ve vodním ekosystému (převzato a upraveno z Lares a kol., 2019).

2.1.4. Polystyren (PS, poly(1-fenylethan-1,2-diyl))

Polystyren (C_8H_8)_n, Obr. č. 6) vzniká polymerací styrenu všemi známými polymeračními technikami. Styren dokáže dokonce na 80 % polymerovat i samovolně. PS je tvrdý, ale velmi křehký, tudíž se hodí hlavně pro výrobu spotřebního zboží, jako jsou například kelímky. Pěnový PS našel využití především ve stavebnictví. PS kuličky se využívají jako výplně (např. polštářů) (Ducháček, 2006).

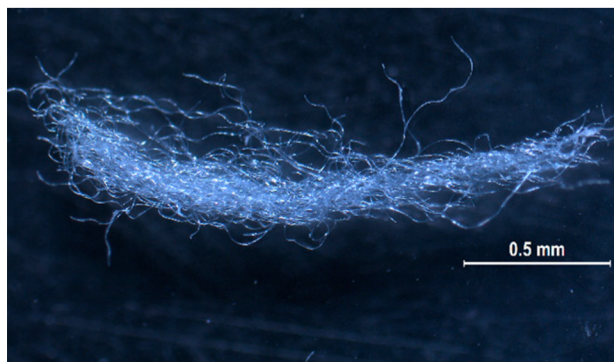


Obr. č. 6: Mikrokulička polystyrenu nalezena ve vodním ekosystému (převzato a upraveno z de Carvalho a kol., 2021).

2.1.5. Polyethyltereftalát (PET, poly(oxyethan-1,2-diloxytereftaloyl))

Polyethyltereftalát ($C_{10}H_8O_4$)_n, Obr. č. 7), je konstrukční termoplast, který se vyrábí buďto za a) dvoufázovým dimethyltereftalátovým procesem, kdy se v první fázi dimethyltereftalát transesterifikuje ethylenglykolem za uvolnění methylalkoholu a v druhé fázi vzniká vydestilováním přebytečného ethylenglykolu polymer; nebo za

b) z kyseliny tereftalové. Výhodou PET je poměrně snadná mechanická recyklace. Polyethylentereftalové vlákno, jež nese obecné označení polyester, se využívá v textilním průmyslu. Vstřikovacím vyfukováním polyethylentereftalátu se vyrábí „PET lahve“ (Ducháček, 2006).



Obr. č. 7: Mikrovlákna polyethylentereftalátu nalezená ve vodním ekosystému (převzato a upraveno z Bayo a kol., 2022).

2.1.6. Polytetrafluorethylen (PTFE, poly(1,1,2,2-tetrafluoroethylene))

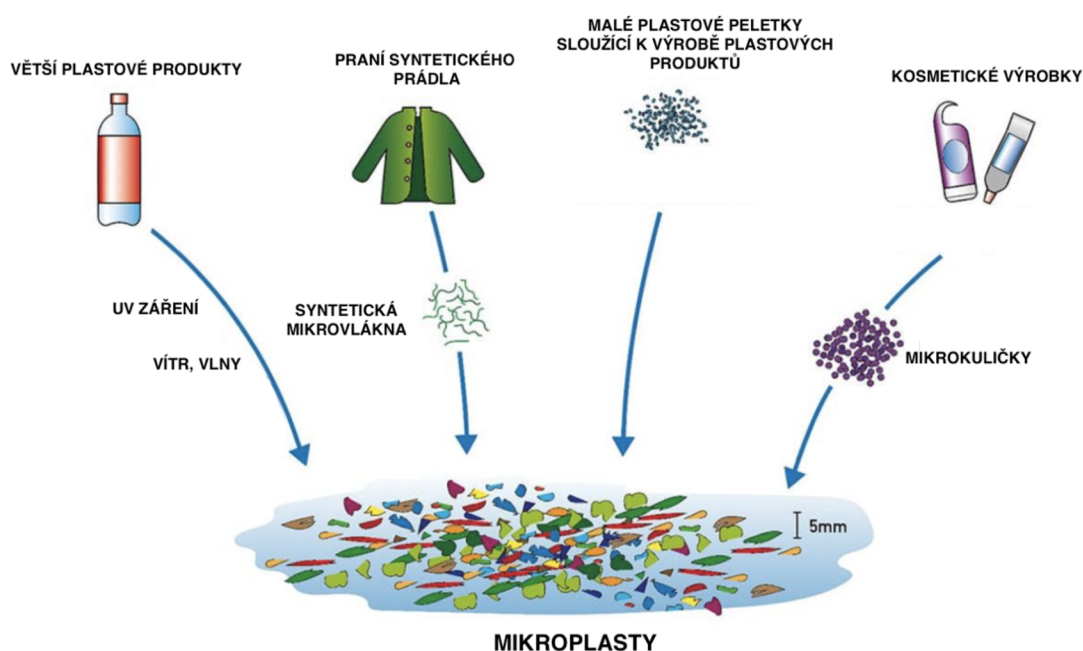
Polytetrafluorethylen (C_2F_4)_n, Obr. č. 8) je známý plast pod názvem teflon, který disponuje velkou tepelnou a chemickou odolností. Jedná se o tzv. fluoroplast, což znamená, že vodíkové atomy v makromolekulách polyolefinů jsou nahrazeny atomy fluoru, a to buďto úplně, nebo společně s atomy chloru. V domácnostech se PTFE používá v podobě poteflonovaných pánví (Ducháček, 2006; Encyklopedie plastů, 2021).



Obr. č. 8: Polytetrafluorethylenový film nalezený ve vodním ekosystému (převzato a upraveno z Bayo a kol., 2022).

3. VÝSKYT MIKROPLASTŮ VE VODNÍCH EKOSYSTÉMECH

Na výskyt mikroplastů ve vodních ekosystémech se v poslední době zaměřuje značný počet studií. Důvodem je potřeba znát množství mikroplastů k vyhodnocení celkového zatížení ekosystému a jejich druh a původ, aby bylo možné snížit jejich přísun do vodního recipientu. Mikroplasty se mohou do vodních ekosystémů dostávat vlivem spotřebovávání různých produktů či již při procesu výroby těchto produktů (Obr. č. 9). Do budoucna je nutno standardizovat metody pro vyhodnocení zatížení těmito částicemi ve vodních ekosystémech, a to zejména množství těchto částic ve vodě, sedimentech i jednotlivých složkách potravního řetězce (Horton a kol., 2017; Tsai a kol., 2017).



Obr. č. 9: Zdroje mikroplastů a jejich cesty do recipientu (převzato a upraveno z Encounter Edu, 2020).

Mikroplasty se dnes již vyskytují ve vodách po celém světě. Dokonce byly také detekovány v Arktickém ledu (Obbard a kol., 2014). Je zřejmé, že mikroplasty se budou více hromadit v městských a zemědělských oblastech, avšak vlivem větrů či přívalových dešťů se mohou dostat i do vzdálenějších míst. Obecně existuje mnohem více studií, zaměřujících se na výskyt mikroplastů v mořských vodách (1104 studií na Web of Science) než ve sladkovodních ekosystémech (378 studií na Web of Science). Důvodem může být i to, že sladkovodní systémy se považují pouze za transportní cestu mikroplastů do oceánů (Horton a kol., 2017).

Primární mikroplasty se do vodního prostředí dostávají komunálními odpadními vodami. Čistírny odpadních vod nejsou schopny zachytit všechny mikroplasty, i když moderní čistírny jsou schopny zachytit většinu těchto částic. Při sekundárním stupni čištění odpadních vod dochází ke značnému poklesu koncentrace mikročástic. Při terciálním stupni čištění jsou mikročástice o velikosti 45 až 400 μm zcela odstraněny (Carr a kol., 2016; Murphy a kol., 2016). V případě využití pouze sekundárního stupně čištění odtéká z čistíren odpadních vod voda obohacená o mikroplasty. Řekami jsou poté mikroplasty dopraveny do mořských vod, kde se kumulují a dostávají se i na břehy (Horton a kol., 2017). Mikroplasty, které jsou v ČOV vyfiltrovány, jsou zadrženy v čistírenském kalu. Tento kal se využívá v zemědělství jako hnojivo. V EU se každý rok na zemědělskou půdu aplikuje 4 až 5 milionů tun sušiny kalů z ČOV (Willén a kol., 2017). Z takto ošetřené zemědělské půdy se poté mikroplasty, v závislosti na jejich velikosti, dostávají do recipientu buďto splachem nebo atmosférickou depozicí (Horton a kol., 2017).

Sekundární mikroplasty se ve vodním prostředí vyskytují v důsledku fragmentace plastových částic, ke které dochází před vstupem do vodních ekosystémů, například fragmentace plastů ze zemědělství na orné půdě (obaly, sítoviny, plastové mulče atd.) nebo přímo ve vodních ekosystémech. V případě fragmentace mimo vodní ekosystém se sekundární mikroplasty dostávají do recipientu splachy či větrem v případě nízkohustotních polymerů (Carr a kol., 2016). Fragmentace je nejvíce ovlivněna UV zářením a teplotou. Sekundární mikroplasty ovšem nevznikají jen fragmentací větších kusů plastů, ale uvolňují se například i při praní syntetických textilií (polyester, nylon) ve formě mikrovláken. Takto vzniklé sekundární mikroplasty se do vodních ekosystémů dostávají společně s mikroplasty primárními (Browne a kol., 2011; Horton a kol., 2017).

Mikroplasty se vyskytují v podstatě v celém vodním sloupci, z důvodu rozdílné hustoty jednotlivých polymerů (Horton a kol., 2017). Bylo však zjištěno, že částice s nižší hustotou než voda, které by se měly držet při hladině, se nacházejí i v sedimentech. Podle Hortona a kol. (2017) by tento jev mohl být zapříčiněn seskupením těchto mikroplastů s organickými materiály nebo biologickým znečištěním těchto částic.

Vzhledem k nestandardizaci metod je počet částic, nalézáných v mořích, sladkých vodách i sedimentech, velmi proměnlivý (Tab. č. 1). V mořských vodách se koncentrace mikroplastů pohybují od desítek až po desítky částic na litr vody (Carson a kol., 2013; Song a kol., 2014). Obecně záleží na místě odběru a velikosti ok u vzorkovacích sítí (Dris a kol., 2015; Horton a kol., 2017). Do planktonních sítí s velikostí ok 80 μm je

zachyceno více mikroplastů než do manta sítě s velikostí ok 330 μm (Dris a kol., 2015). V oblastech s hustým osídlením se mikroplasty vyskytují ve vyšších koncentracích. Obsah mikroplastů v sedimentech v mořských i sladkých vodách je srovnatelný (Horton a kol., 2017).

Tabulka č. 1: Výskyt a množství mikroplastů ve vodách a sedimentech.

Řeka	Stát	Množství MP	Reference
Tisa (sediment)	Ukrajina	$\sim 3800 \text{ MP} \cdot \text{kg}^{-1}$	Kiss a kol. (2021)
Tisa (sediment)	Maďarsko	$\sim 2500 \text{ MP} \cdot \text{kg}^{-1}$	Kiss a kol. (2021)
Pearl river – poblíž průmyslové oblasti (voda)	Čína	$>20\,000 \text{ MP} \cdot \text{m}^{-3}$	Yan a kol. (2019)
Pearl river – daleko od měst (voda)	Čína	$<8\,000 \text{ MP} \cdot \text{m}^{-3}$	Yan a kol. (2019)
Negro (sediment) odběrové místo 1	Brazílie	$>8\,000 \text{ MP} \cdot \text{kg}^{-1}$	Gerolin a kol. (2020)
Negro (sediment) odběrové místo 2	Brazílie	$<6\,000 \text{ MP} \cdot \text{kg}^{-1}$	Gerolin a kol. (2020)

3.1. Mořské vody

3.1.1. Pláže

Plastový odpad se na plážích vyskytuje buďto v důsledku jeho vyplavení z moře nebo jde o čistě suchozemský odpad. Plasty na plážích jsou sledovány především z estetického hlediska. Navíc plastový odpad je na pláži velice náchylný k degradaci na mikroplasty vlivem UV záření. Mikroplasty se poté do moře dostanou z pláží snadněji a dochází tak k další kontaminaci. Problém je, že nevíme, do jaké míry množství odpadu na plážích souvisí s mikroplasty v moři. Plastový odpad z pláže se může vlivem počasí či přílivů a odlivů dostat do moře, může se ale vyskytovat pouze na pláži a do moře se nikdy nedostat. (Galgani a kol., 2015).

3.1.2. Hladina moře

Mikroplasty, které se díky jejich nízké hustotě vyskytují na hladině, jsou zde k dispozici pro organismy, které se zde živí (některé ryby či vodní ptáci). Tyto částice zde zůstanou, než vlivem znečištění neztěžknou a nepotopí se ke dnu či nebudou vyplaveny na pláž. Mikroplasty i plasty na vodní hladině dobře degradují vlivem UV záření a vodních proudů (Běhálek, 2015; Andrady, 2017). Pro odběr vzorků je v tomto případě vhodná neustonová planktonová síť (Horton a kol., 2017).

3.1.3. Mořské dno

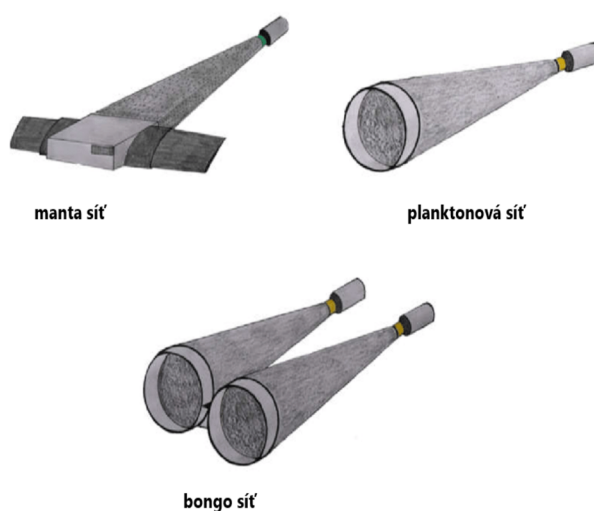
Plasty lze dnes nalézt na dně všech moří na světě. Tato oblast moří je z hlediska znečištění mikroplasty prozkoumána nejméně. Údaje o zatížení dna jsou důležité, neboť více než 50 % mikroplastů klesá v moři ke dnu (Bergmann, 2009; Engler, 2012). Vzorky z mořského dna se odebírají vlečnými sítěmi, které se ukázaly být nejvhodnější. I přesto, že vzorky z vlečných sítí mohou podhodnocovat skutečné zatížení mikroplasty a vlákna sítí mohou vzorky kontaminovat. Rychlost degradace plastových polymerů se na dně značně snižuje. Důvodem je absence světla a nízké teploty (Galgani a kol., 2015).

3.2. Sladkovodní vody

O zatížení těchto ekosystémů mikroplasty máme méně informací, než je tomu u vod mořských. Sladkovodní ekosystémy jsou hojně zásobovány primárními i sekundárními (textilní mikrovlákna) mikroplasty prostřednictvím výpustí z ČOV a kalového hospodářství. To, zda budou mikroplasty transportovány do oceánů nebo se budou hromadit ve sladkovodních systémech, závisí hlavně na hustotě mikroplastů a také na jejich velikosti a tvaru (Eerkes-Medrano a kol., 2015; Li a kol., 2018). Je také zřejmé, že mikroplasty z řek budou unášeny do moří (v závislosti na jejich vlastnostech), zatímco mikroplasty v uzavřených systémech s pomalou výměnou vody (jezera atd.) se zde budou spíše hromadit. Nejvíce mikroplastů budeme nalézat ve vodách, které jsou blízko lidským sídlům (Free a kol., 2014; Li a kol., 2018). Po studii vzorků odpadních vod ze sedmnácti ČOV v USA bylo odhadnuto, že se do povrchových vod může dostávat až 13 miliard mikročástic denně (Mason a kol., 2016). Problémem je, že zhruba 40 % světových odpadních vod je v nečištěné podobě vypouštěno do recipientu (Mateo-Sagasta a kol., 2015).

3.3. Metody odběrů vzorků

V praxi se setkáváme se dvěma druhy odběrů, a to odběrů hromadných a objemově redukovaných. K objemově redukovaným odběrům se používají planktonové sítě, manta sítě či bongo sítě (Obr. č. 10). Tato metoda odběru vzorků z vody je obecně rozšířenější. Mikroplasty s nižší hustotou, než je hustota vody, se pohybují při hladině, zatímco mikroplasty s hustotou vyšší postupně klesají vodním sloupcem až na dno a usazují se v sedimentech (Hidalgo-Ruz a kol., 2012; Li a kol., 2018). Při objemově redukovaných odběrech se využívají průtokoměry ke změření objemu vody, jež byla skrz síť přefiltrována (Free a kol., 2014).



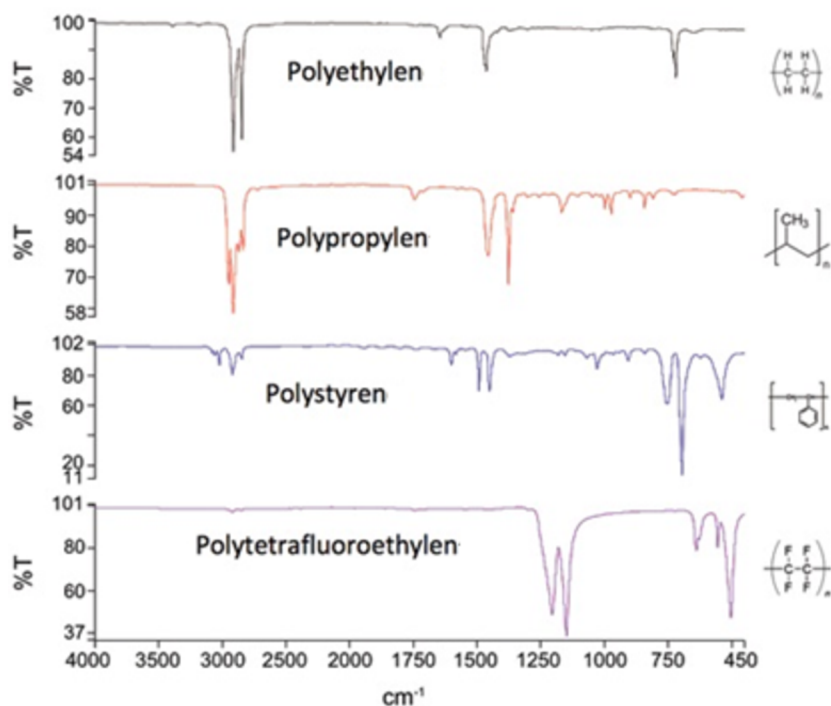
Obr. č. 10: Typy sítí k odběru mikroplastů (převzato a upraveno ze Silva a kol., 2018).

3.4. Identifikace polymerů

Mikroplasty můžeme identifikovat pomocí Ramanovy spektroskopie nebo pomocí infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR) (Horton a kol., 2017).

3.4.1. Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR)

Princip infračervené spektroskopie spočívá v absorpci IR záření při průchodu vzorkem, v tomto případě mikroplastem. Jak se mění dipólový moment molekuly mikroplastu, dochází při absorpci záření ke změně rotačně vibračních energetických stavů molekuly. Výsledkem je grafické zobrazení závislosti energie na vlnové délce (Obr. č. 11). Z tohoto grafu poté probíhá identifikace polymeru (VŠCHT, 2013).

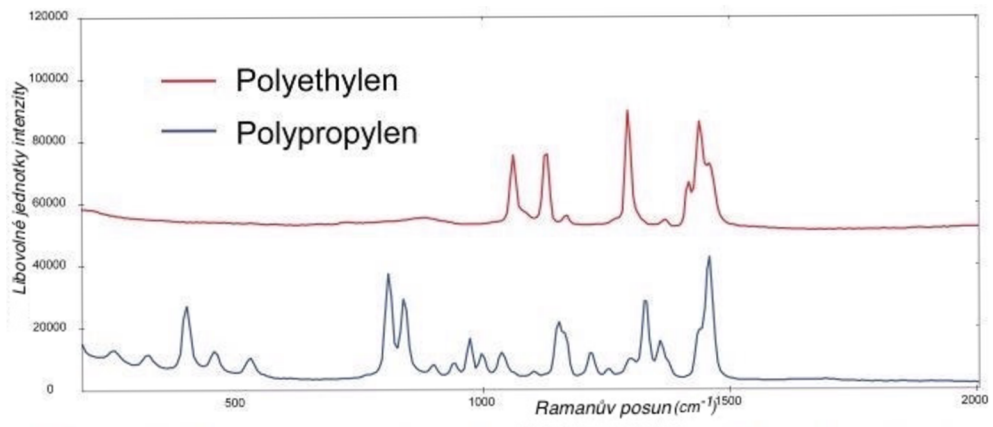


Obr. č. 11: Infračervená spektra jednotlivých polymerů (převzato a upraveno z Azo Materials, 2015).

Při metodě FTIR dojde k tzv. Fourierově transformaci, tedy k převodu signálu z časové oblasti do oblasti frekvenční (Klíč a kol., 2002). Metoda FTIR je vhodná především ke stanovení mikroplastů o velikosti od 10 do 400 μm (Wimmerová a kol., 2021). U infračervené spektroskopické metody se setkáme také s technikou zeslabeného úplného odrazu (ATR). Tato technika spočívá v odrazení infračerveného paprsku, který je pod správným úhlem vyslán na krystal s dostatečným indexem lomu (například sulfid zinečnatý). Pokud máme krystal přitlačený na vzorku, dojde k částečné absorpci záření a zeslabení odraženého paprsku. Paprsek pronikne jen do malé hloubky vzorku. Výsledkem je infračervené spektrum vzorku (Kania, 2006). Tato metoda (FTIR-ATR) je vhodná pro mikroplasty o velikosti větší než 400 μm (Wimmerová a kol., 2021).

3.4.2. Ramanova spektroskopie

Při této metodě je měřen rozdíl energií vibračních hladin molekuly. Princip této metody spočívá v tom, že se na vzorek vyše laserový paprsek o dané vlnové délce, který je zdrojem fotonů. Fotony předají molekulám vzorku svou energii a následně excitují. Fotony se poté rozptýlí a sleduje se jejich vlnová délka (Obr. č. 12). Ramanova spektroskopie dokáže identifikovat mikroplasty od velikosti 1 μm (Horton a kol., 2017).



Obr. č. 12: Ramanova spektra polyethylenu a polypropylenu (převzato a upraveno z *Azo Materials*, 2021).

4. VLIV MIKROPLASTŮ NA VODNÍ ORGANISMY

Mikroplasty představují pro vodní organismy velkou hrozbu, proto se na tuto problematiku zaměřil značný počet studií a jejich počet se stále zvyšuje. Mikroplasty mohou škodit buďto přímo (poranění, ucpání střev apod.) nebo nepřímo (jako nosiče perzistentních organických látek (POPs), změkčovadel, patogenů apod.) (Andrady, 2017).

Jeden z největších problémů spojovaných s mikroplasty spočívá v tom, že jsou okamžitě dostupné zejména pro vodní živočichy, kteří v domnění, že se jedná o přirozenou potravou, tyto částice pozřou. Tento způsob příjmu mikroplastů se označuje jako aktivní požití. Oproti tomu s pasivním požitím se setkáváme hlavně v případě filtrátorů, kteří nevědomě pozřou mikroplasty spolu se svou přirozenou potravou (Chagnon a kol., 2018). Po pozření mikroplastů dochází k pocitu sytosti, snižuje se tedy výživová hodnota potravy. V důsledku dlouhodobého přijímání menšího množství energie dochází ke zhoršování fyzické kondice organismů, to má následně vliv na růst a rozmnožování. V důsledku požívání mikroplastů může také docházet k poranění nebo až ucpání trávicího traktu, to může skončit až vyhladověním jedince (Foekema a kol., 2013; Rummel a kol., 2016).

Další negativní vliv je přenášení různých organismů na povrchu mikroplastů. Pokud se na povrchu mikroplastu usídí patogenní bakterie nebo parazité, může docházet k jejich přenosu na těla nebo do těl organismů, a to se pak projevuje na jejich zdravotním stavu a kondici (Kiessling a kol., 2015).

Mikroplasty na sebe výborně adsorbují toxické látky, jako například persistentní organické polutanty (PCB, PAU, pesticidy apod.) nebo toxické kovy. Největší problém těchto látek je, že se v tělech organismů kumulují a dochází tak k přenosu trofickými úrovněmi. Těla vrcholových predátorů pak mohou obsahovat značné množství těchto nechvalně známých látek. Výroba a používání PCB, dioxinů, pesticidů jako například DDT (Dichlordifenyltrichlorethan, (1,1,1-trichlor-2,2-bis(4-chlorfenyl)ethan) a dalších perzistentních polutantů byla eliminována Stockholmskou úmluvou o perzistentních organických polutantech přijatou v roce 2001. I navzdory Stockholmské úmluvě se tyto nebezpečné látky stále v přírodě vyskytují. Hlavním důvodem je jejich velmi obtížná degradace. Velkým problémem jsou polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), které vznikají při nedokonalém spalování organických sloučenin (Velíšek a kol., 2018). Účinky těchto látek na organismy jsou uvedeny v následujících podkapitolách.

Různé nebezpečné látky se ovšem k plastovým polymerům přidávají i záměrně v průběhu výrobního procesu. Mezi tento typ látek patří například změkčovadla, stabilizátory a zpomalovače hoření. Tyto látky mohou být biologicky dostupné pro vodní organismy (Oehlmann a kol., 2009). Hlavně změkčovadla se používají v koncentracích až 50 %. Mezi ně patří ftaláty, z nichž největší obavy vzbuzuje bis(2-ethylhexyl)ftalát (DEHP) a di-n-butyl ftalát (DBP) (Blahová, 2018a). Velmi nebezpečná jsou i jiná aditiva, jako například bisfenol-A, (2,2-bis(4-hydroxyfenyl)propan), (BPA). Kvůli obavám z nebezpečného BPA se začal používat méně prozkoumaný bisfenol-S, (bis(4-hydroxyfenyl)sulfon), (BPS). Studie ovšem ukazují, že i BPS je pro organismy nebezpečný (Žalmanová a kol., 2016). Účinky těchto látek budou blíže popsány v následujících podkapitolách.

Obavy také vzbuzuje degradace mikroplastů na nanoplasty, které jsou stejně nebezpečné díky snadnějšímu pronikání přes buněčné membrány a tím pádem jsou pro vodní organismy biologicky více dostupné než mikroplasty (de Sá a kol., 2018).

4.1. Vliv mikroplastů na vodní obratlovce

Toxicita mikroplastů pro vodní obratlovce přímo závisí na jejich velikosti, jejich množství v těle organismu, schopnosti akumulace v tkáních či buňkách a na množství a druhu adsorbovaných polutantů na jejich povrchu (Walczak a kol., 2015; Fiorentino a kol., 2015; Prokić a kol., 2019). Bylo pozorováno, že mikroplasty o menších velikostech (<100 μm) jsou pro organismus toxičtější. Důvodem je snazší prostup mikroplastů buněčnými membránami (Gigault a kol., 2018). Mikroplasty se do těl vodních obratlovců dostávají různými způsoby, a to buďto přes trávicí ústrojí, žábry nebo kůži. Způsob importu mikroplastů do organismů závisí na jejich velikosti. Bylo zkoumáno, že mikroplasty způsobují hematologické a biochemické změny a způsobují chudokrevnost u ryb (Guerrera a kol., 2021). Mikroplasty o malé velikosti se mohou dostávat do krevního oběhu, což je velký problém, neboť jsou tak snadno dostupné pro všechny orgány včetně mozku (Ding a kol., 2018).

Hematologické a biochemické vyšetření je velice důležitý ukazatel pro hodnocení zdravotní kondice, fyziologického stavu vodních organismů a kvality vody (Fazio a kol., 2012, 2019). Hodnoty krevních testů vodních organismů odrážejí znečištění vod, tudíž mohou mít velký význam při posuzování míry antropogenního znečištění vody (Guerrera a kol., 2021). Navíc můžeme z krve zjistit i poškození orgánů (např. ledvin, jater) nebo

poruchu v syntéze či produkce některých hormonů. U krevního obrazu, což je základní vyšetření krve, se hodnotí (Svobodová a kol., 2012):

- Bílé krvinky (WBC),
- Červené krvinky (RBC),
- Hemoglobin (Hb),
- Hematokrit (Hct, PCV),
- Střední objem erytrocytu (MCV),
- Střední korpuskulární hemoglobin (MCH),
- Střední korpuskulární koncentrace hemoglobinu (MCHC),
- Trombocyty.

U tlamouna nilského (*Oreochromis niloticus*) vystaveného mikroplastům, došlo k poklesu počtu červených krvinek, bílých krvinek a krevních destiček, dále pak došlo ke snížení koncentrace hemoglobinu, střední koncentrace korpuskulárního hemoglobinu a snížení koncentrace hematokritu. Pozorován byl nárůst středního objemu erytrocytu a středního korpuskulárního hemoglobinu (Hamed a kol., 2019). Můžeme tedy soudit, že mikroplasty jsou pro vodní živočichy toxické, jelikož tyto změny krevních parametrů ovlivňují obranný mechanismus. U ryb, s přítomností mikroplastů v těle, můžeme sledovat také změny aktivity jaterních enzymů v krvi. Haghi a kol. (2017) pozorovali u kapra obecného (*Cyprinus carpio*) vystaveného mikroplastům zvýšení aktivity alanin aminotransferázy (ALT), aspartát aminotransferázy (AST) a alkalické fosfatázy (ALP). Změna aktivity těchto enzymů označuje poškození jaterního parenchymu a je nejcitlivějším indikátorem porušení celistvosti membrány hepatocytů (Banaee a kol., 2014). Déle Haghi a kol. (2017) také pozorovali u kaprů zvýšení hladiny kreatininu (CREA) a glukózy (GLU). Glukóza je významným zdrojem energie pro organismus a její zvýšení u ryb je vnímáno jako stresový indikátor (Faggio a kol., 2016). Hematologické parametry považuje Guerrera a kol. (2021) jako vhodné biomarkery mikroplastové kontaminace.

Do mozku se z krevního oběhu mikroplasty dostávají přes hematoencefalickou bariéru, která odděluje mozkovou tkáň od krevního oběhu (Guerrera a kol., 2021). Přes tuto bariéru jsou schopny procházet mikroplasty o velikosti do 10 μm (Barboza a kol., 2018; Campanale a kol., 2020). Plasty o velikosti zhruba 20 nm se mohou do mozku dostávat dokonce již v raných vývojových stádiích, tedy ještě předtím, než je hematoencefalická bariéra plně vyvinuta. Plasty o takhle malé velikosti

se už ale označují jako nanoplasty (Sökmen a kol., 2020). Neurotoxicita mikroplastů i nanoplastů byla studována na několika druzích ryb. Bylo pozorováno, že u ryb, jež byly vystaveny mikroplastům, se objevil oxidativní stres. Bylo také pozorováno, že testované ryby mají vyšší aktivitu acetylcholinesterázy (AChE). AChE je enzym, který rozkládá acetylcholin, jež funguje jako neurotransmitter, tedy přenašeč vzruchů, centrální i periferní nervové soustavy (Dvořák a kol., 2020). U exponovaných ryb byla také pozorována zvýšená míra peroxidace lipidů. Exponované druhy byly v tomto případě: mořčák evropský (*Dicentrarchus labrax*), makrela atlantská (*Scomber colias*) a kranas (*Trachurus*) (Barboza a kol., 2020). Ukázalo se, že PS mikroplasty mohou zapříčinit down regulaci fenylalaninu a tyrosinu (Ding a kol., 2020).

U dania pruhovaného (*Danio rerio*) byly při expozici mikroplastů pozorovány anomálie v chování (nekontrolované pohyby). Autoři předpokládají, že změny chování byly způsobeny expresí neurotransmitterů, například acetylcholinu (Ozawa a kol., 1998). U larev dania pruhovaného může inhibice AChE ovlivnit funkci nervového systému, a to může vést ke zpomalení růstu nebo až k paralýze a smrti (Worek a kol., 2002; Pereira a kol., 2012). U tlamouna nilského bylo zjištěno, že PS mikroplasty o velikosti okolo 5 μm dokázaly významně inhibovat aktivitu AChE v mozku (Ding a kol., 2018). Mikroplasty mohou do těl ryb vnášet různé toxické látky. V mozku i jiných orgánech dania pruhovaného byla prokázána akumulace bisfenolu-A (BPA). Společná expozice mikroplastů a BPA zapříčiňuje neurotoxické účinky a významnou inhibici AChE (Chen a kol., 2017).

Při expozici mikroplastů může také docházet k akumulaci reaktivních forem kyslíku, které vznikají jako vedlejší produkt okysličování a látkové výměny v těle organismů. Tyto volné radikály mohou reagovat s buňkami a způsobit jejich poškození (Kashiwada, 2006; Bhattacharya a kol., 2010; Browne a kol., 2013).

Mikroplasty se do těl vodních organismů dostávají hlavně přes gastrointestinální trakt společně s potravou (Grigorakis a kol., 2017). Nepříznivé účinky mikroplastů na vodní organismy závisí na jejich morfologii (tvaru, velikosti), množství a na kontaminaci mikroplastů toxickými látkami či patogeny (Miao a kol., 2019; Kögel a kol., 2020). Poškození organismů může být mechanické či chemické. Mechanické poškození spočívá v poškození střevní výstelky nebo ucpání střeva. Po poranění střeva může dojít k tvorbě vředů či zánětů. Mikroplasty mohou také narušovat přirozenou střevní mikroflóru (Jin a kol., 2018). U mořčáků evropských, z nichž jedna skupina byla krmena nekontaminovanými mikroplasty ($1-5 \mu\text{m}$, $0,024 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ – $12 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) a druhá

skupina byla krmena kontaminovanými mikroplasty (obsahovaly rtuť – Hg) po dobu 90 dnů, bylo u obou skupin pozorováno poškození střevní tkáně a došlo k oxidativnímu poškození lipidů (Barboza a kol., 2018). Naproti tomu studie Jovanović a kol. (2018) uvádí i to, že nebylo pozorováno poškození trávicího traktu organismů. U larev karase zlatého (*Carassius auratus*) byl zjištěn zhoršený růst, který způsobily PS mikroplasty a nanoplasty o velikostech 5 μm a 70 nm. V závislosti na koncentraci (10, 100 a 1000 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) a velikosti mikroplastů (popř. nanoplastů) docházelo během sedmi denní expozice k inhibici aktivity katalázy (CAT), superoxid dismutázy (SOD) a glutathion peroxidázy (GPx). U PS o velikosti 70 nm docházelo ve všech třech časových bodech (1., 3. a 7. den) k inhibici aktivity CAT v závislosti na koncentraci. U PS o velikosti 5 μm byla pozorována inhibice aktivity CAT v koncentraci 100 a 1000 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 1. den expozice a 3. den expozice při koncentraci 1000 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. Významná inhibice aktivity SOD byla pozorována sedmý den expozice při koncentraci 1000 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ a velikosti 70 nm, ale při koncentraci 10 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (velikost 70 nm) byla 3. den expozice pozorována indukce aktivity SOD. V případě PS o velikosti 5 μm byla pozorována indukce aktivity SOD 1. den expozice v koncentraci 1000 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ a 7. den expozice v koncentraci 100 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. Snížení aktivity GPx bylo pozorováno 1. a 7. den expozice v koncentraci 1000 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 70 nm PS a 3. den expozice 1000 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 5 μm PS. Aktivita GPx byla zvýšena 1. a 3. den expozice v koncentraci 10 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (velikost: 70 nm) a 3. den expozice v koncentraci 100 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (velikost: 70 nm). Hladiny reaktivních forem kyslíku (ROS) byly podobné u obou velikostí mikroplastů (popř. nanoplastů) a zvyšovaly se s rostoucí koncentrací a dobou expozice (Yang a kol., 2020). U larev kapra obecného bylo po expozici PVC mikroplastů pozorováno snížení růstu (hmotnosti a délky) (Xia a kol., 2020). Barboza a kol. (2018) popisují výskyt mikroplastů v trávicím traktu volně žijících ryb. Existují také obavy, že malé částice mohou prostupovat skrze střevní epitel do oběhové soustavy. Vysoké koncentrace mikroplastů působí cytotoxicky, jelikož mohou vyvolat oxidativní stres a záněty (Guerrera a kol., 2021). Mikroplastová vlákna mají prokazatelně horší vliv na trávicí trakt, než fragmenty (Qiao a kol., 2019). Závažnější toxické účinky lze pozorovat u embryolarválních stadií (Guerrera a kol., 2021). Toxické účinky byly odhaleny skrz zvýšenou expresi cytochromu P450, což je detoxikační enzym a významný biomarker toxicity některých látek (např. PAU či PCB) (Mak a kol., 2019).

Pokud projdou mikroplasty střevní stěnou, dostávají se oběhovou soustavou do jater. Podle výzkumů by takto mohly prostupovat pouze mikroplasty s velikostí do 5 μm

(Guerrera a kol., 2021). Játra jsou centrálním orgánem metabolismu. Podílí se na detoxikaci organismu a slouží jako zásobárna glykogenu, vitamínů, minerálů a probíhá v nich syntéza bílkovin krevní plazmy (Dvořák a kol., 2020). Velmi znepokojivý fakt je, že v cytoplazmě jaterních buněk byly nalézány mikroplasty. Pozorována byla buněčná nekróza, úbytek glykogenu a překrvení jater (Holmes a kol., 2012; Jabeen a kol., 2018). U keříčkovce červenolemého (*Clarias gariepinus*) byly po expozici mikroplastů pozorovány známky zánětu a akumulace lipidů (Karami a kol., 2016). Velmi zajímavý je také vztah mezi mikroplasty v játrech a kontaminací bisfenolem-A (BPA). U ryb, jejichž játra obsahovala mikroplasty, byly detekovány vyšší koncentrace BPA. Naopak u jater bez mikroplastů nebyl BPA detekován vůbec (Akhbarizadeh a kol., 2020).

Mikroplasty jsou často nalézány i v ledvinách ryb, a to jak v laboratorních studiích, tak u jedinců z volných vod (Karbalaei a kol., 2019). V některých případech bylo zjištěno poškození ledvin v důsledku expozice mikroplastů (Guerrera a kol., 2021). Ledviny jsou velmi důležitým orgánem, u ryb uloženým v břišní dutině pod páteří. Přední část slouží ke krvetvorbě, zatímco zbytek ledvin má význam ve filtraci krve, kde se odstraňují škodlivé látky (Dvořák a kol., 2020). Studie vlivů mikroplastů na ledviny ryb se liší. Některé studie neuvádí žádné poškození ledvin po expozici mikroplastům (Choi a kol., 2018; Hu a kol., 2020). Jiné studie naopak uvádějí glomerulopatii, glomerulomegalii, zvětšování Bowmanova váčku a nefrogenezi (Zhu a kol., 2020).

Mikroplasty vstupují do těl ryb i prostřednictvím žaber. U ryb byla zjištěna stejná či dokonce vyšší akumulace mikroplastů v žábrách než ve střevě (Wang a kol., 2019; Huang a kol., 2020a). Akumulace mikroplastů v žábrách závisí na jejich velikosti a době expozice (Zitouni a kol., 2021). Byla prokázána kratší životnost epiteliálních žaberních buněk v důsledku expozice PS mikroplastů (Bussolaro a kol., 2019). Patologický nález ukázal vyšší množství hlenu na žábrách, obnažení epitelu na žaberních obloucích, fúzi primárních lamel, ektázie na sekundárních lamelách, edém vnitřní operkulární membrány (Hu a Palic, 2020). Mikroplasty mohou způsobit také rozpad žaberních filament (Jabeen a kol., 2018). Mikroplasty v žábrách vyvolávají oxidativní stres, který může způsobit oddělení žaberních lamel a další strukturální poškození (Wang a kol., 2019). Pozorována byla také snížená aktivita sodno-draselné pumpy (Na^+/K^+ -ATPáza) po expozici PS mikroplastů, což by mohlo nepříznivě ovlivnit osmotickou rovnováhu v žábrách (Huang a kol., 2020b). Větší částice mohou ovlivnit změnu spotřeby kyslíku, což může vést k respiračnímu stresu (Yin a kol., 2019). V tabulce č. 2 je uveden souhrn vlivů mikroplastů na žábry ryb.

Tabulka č. 2: Vliv mikroplastů na žábry ryb.

Testovaný organismus	Typ a velikost MP	Koncentrace	Doba expozice	Účinky	Reference
Karas zlatý (<i>Carassius auratus</i>)	0,1-1000 μm PVC	0,1; 0,5 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	4 dny	Žádný vliv na CAT, SOD, GST, Žádné histopatologické poškození	Romano a kol. (2020)
Karas zlatý-larva (<i>Carassius auratus</i>)	70 nm a 5 μm PS	10, 100, 1000 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	1, 3, 7 dní	Fragmentace žaberních filament	Yang a kol. (2020)
Živorodka duhová (<i>Poecilia reticulata</i>)	32-40 μm PS	100 a 1000 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	28 dní	↓ aktivita sodno-draselné pumpy	Huang a kol. (2020a)
Dánio pruhované (<i>Danio rerio</i>)	cca 70 μm PA, PE, PP, PVC	0,001-10 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	10 dní	Žádné histologické poškození	Lei a kol. (2018)
	cca 70 μm PA, PE, PP, PVC	0,001-10 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	20 dní	↑ sekrece hlenu, koncentrace neutrofilních leukocytů, Fúze sekundárních lamel	Limonta a kol. (2019)
Mořčák evropský (<i>Dicentrarchus labrax</i>)	1-5 μm	0,26; 0,69 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	96 h	↑ aktivity CAT, GST, SOD, ↑ hladina peroxidace lipidů	Barboza a kol. (2018)
Halančík černotečkovaný (<i>Oryzias melastigma</i>)	10 μm PS	20, 200 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	60 dní	↑ produkce reaktivních forem kyslíku ↓ SOD, CAT, GST, Zkracování a ztlušťování žaberních lamel, Ektázie v žaberních lamelách	Wang a kol. (2019)

Poznámka: ↑ - zvýšení, ↓ - snížení, CAT - kataláza, SOD - superoxid dismutáza, GST - glutathion-S-transferáza.

Výsledky laboratorních testů na přítomnost či efekt mikroplastů v tělech vodních obratlovců jsou často nekonzistentní. Některé studie přítomnost mikroplastů v různých orgánech potvrzují. Jiné studie naopak ukazují to, že žádné mikroplasty v jednotlivých orgánech nebyly detekovány. Využití různých testovaných organismů, odlišná doba expozice či použití různých velikostí, druhů a koncentrací mikroplastů mohou být důvodem odlišnosti efektů mikroplastů na vodní organismy v jednotlivých studiích (Guerrera a kol., 2021).

U vodních obratlovců je také významný trofický přenos. Mikroplasty, které jsou pozřeny prostřednictvím kořisti se kumulují v trávicím traktu větších predátorů, z kterého pak mohou přecházet do dalších orgánů (Chagnon a kol., 2018). Byl například zkoumán trofický přenos mikroplastů mezi tuňákem žlutoploutvým (*Thunnus albacares*) a jeho kořisti letounem novokaledonským (*Cheilopogon rapanouiensis*). Mikroplasty byly nalézány v trávicím traktu letounů, pozřených tuňákem, nicméně trávicí trakt tuňáka mikroplasty neobsahoval (Chagnon a kol., 2018). Trofický přenos mikroplastů byl pozorován i mezi korýši a rybami (Zhang a kol., 2019).

Mikroplasty byly také detekovány v trávicím traktu ptáků, kteří se živí rybami či jinými vodními organismy. Mikroplasty jsou nejčastěji detekovány v bolusech racků šedokřídých (*Larus glaucescens*), což znamená, že mikroplasty jsou ohrožena i ptačí mláďata. To potvrzuje i fakt, že trávicí trakt mláďat buňáků ledních (*Fulmarus glacialis*) obsahoval více mikroplastů než trakt dospělců. Zatím nebyla pozorována ptačí úmrtí v důsledku požití mikroplastů (van Franeker, 2011; Lindborg a kol., 2012; Lusher, 2015).

Jen málo studií se zaměřuje na detekci mikroplastů v tělech mořských savců. Je ale prokázáno, že mikroplasty se nalézaly v tělech rybožravých kytovců a tuleňů. Výskyt mikroplastů v tělech savců je pravděpodobně zapříčiněn trofickým přenosem (Lusher, 2015).

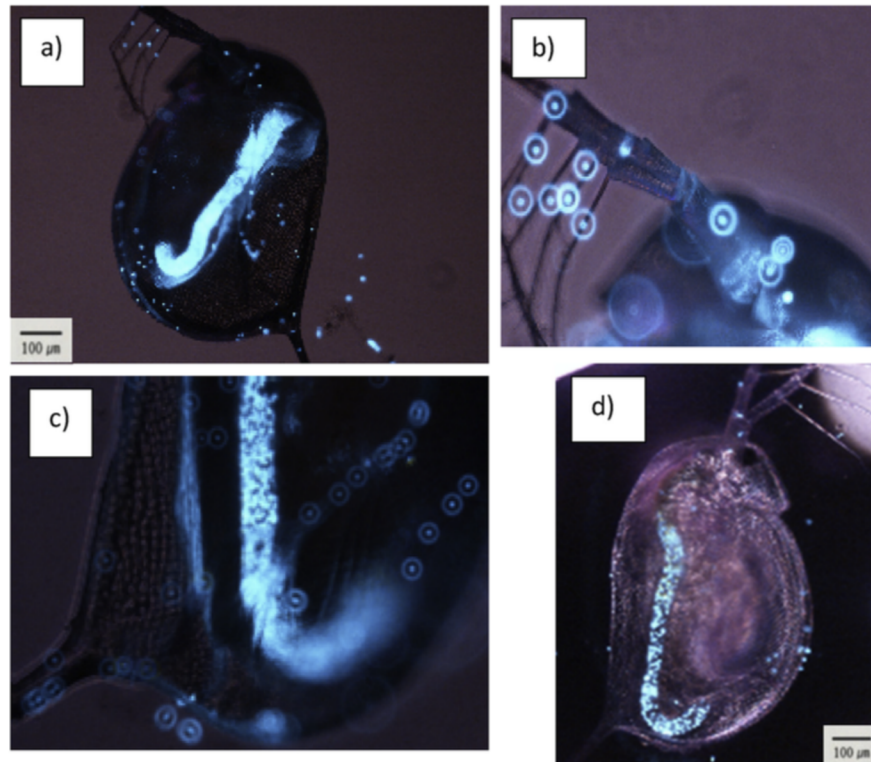
4.2. Vliv mikroplastů na fytoplankton a vodní bezobratlé

Fytoplankton a vodní bezobratlí živočichové představují velice širokou škálu organismů. Mezi vodní bezobratlé živočichy řadíme vodní měkkýše, zooplankton a ostatní vodní korýše. Organismy, označované jako fytoplankton, jsou významnými primárními producenty a slouží jako potrava pro zooplankton. Zooplankton patří též mezi významnou složku potravní sítě, neboť představuje potravu pro planktonožravé ryby a zároveň brání fytoplanktonu v masivním rozvoji. Další skupinou jsou vodní měkkýši, kteří jsou doposud nejvíce zkoumání ve vztahu s mikroplasty. Ti fungují jako vodní

filtrátoři a zároveň jako potrava pro vyšší trofické úrovně (i pro člověka). Vliv mikroplastů se také testoval na všežravých korýších (krabi, krevety, garnáti), kteří se žíví i detritem. Zároveň jsou tito živočichové taktéž zdrojem potravy jiných vodních organismů (Sedlák, 2005).

Doposud je velmi málo publikovaných výsledků o vlivu mikroplastů na fytoplankton. Byly zkoumány účinky PS mikroplastů o velikosti 0,1 mm a 1 mm a koncentraci 30, 50 a 100 mg · l⁻¹ na růst řasy *Chlorella pyrenoidosa* po dobu 30 dní. Růst *Ch. pyrenoidosa* byl inhibován při vystavení mikroplastům o velikosti 0,1 mm. Dále bylo vyzorováno, že se zvyšující se koncentrací mikročastic, se také zvyšovala inhibice růstu. Vědci pozorovali delší dobu trvání logaritmické fáze, což znamenalo vyšší hustotu fytoplanktonu. Největší inhibice fotosyntetické aktivity byla pozorována čtvrtý a šestý den expozice. Od konce logaritmické fáze začala být ovšem fotosyntéza stimulována v závislosti na koncentraci mikroplastů. V případě morfologických změn bylo pozorováno poškození buněčné membrány, deformace tylakoidů (membránové struktury v sinicích a v chloroplastech řas a vyšších rostlin v kterých sídlí fotosyntetický aparát a probíhá fotosyntéza) a nebylo možné rozlišit v buňce pyrenoidy (bílkovinné tělísko, obsahující enzym rubisco). Vlivem přítomnosti mikroplastů byla také patrná ztluštělá buněčná stěna. Po 25 dnech expozice byla, ale morfologie většinou bez detekování škodlivých účinků. Můžeme se tedy domnívat, že mikroplasty fytoplankton poškodí, nicméně aktivita i morfologie se po určité době regeneruje (Mao a kol., 2018). Pozorována byla také určitá míra heteroagregace PS mikroplastů s některými druhy fytoplanktonu ve stacionární fázi růstu, což může být zapříčiněno tím, že fytoplankton uvolňuje extracelulární polysacharidy, jež mají lepidivé vlastnosti (Long a kol., 2017).

Jako modelový organismus při testování účinků mikroplastů na zooplankton bývá nejčastěji využita hroznatka velká (*Daphnia magna*). U jednotlivých jedinců se po laboratorním experimentu zjistilo, že nejvíce mikroplastů se nachází ve střevech, pozorovány byly ale i na povrchu těl (Obr. č. 17). Raná vývojová stadia byla v testech toxicity zranitelnější než dospělí jedinci. Hodnota EC50 (koncentrace, která způsobí úhyn nebo imobilizaci 50 % testovacích organismů) byla u juvenilů asi o 50 % vyšší. Nebyla prokázána významná míra mortality v důsledku kontaminace mikroplasty, což dokazuje fakt, že na konci experimentu, který prováděli Eltemsah a Bohn (2019), bylo 60 % jedinců *Daphnia magna* stále naživu. Bylo prokázáno, že mikroplasty mají nepříznivý efekt na růst zooplanktonu a také na velikost potomků (Eltemsah a Bohn, 2019).

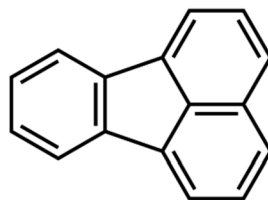


Obr. č. 17: Distribuce plastových mikročastic u hrotnatky velké (*Daphnia magna*) při kombinaci viditelného a fluorescenčního světla (převzato a upraveno z Eltemsah a Bohn, 2019).

Další skupinou vodních bezobratlých jsou měkkýši. Z této skupiny jsou mušle díky svému přisedlému životu ideálními organismy pro testování toxicity, jelikož odrážejí celkovou kontaminaci prostředí. Navíc jsou to bentičtí filtrátoři, což znamená, že se hodí pro studium mikroplastů, jelikož je mohou z vody neúmyslně vychytávat. Je prokázán výskyt mikroplastů v tělech měkkýšů volných vod (Li a kol., 2015). Berglund a kol. (2019) odebrali 64 jedinců škeble říční (*Anodonta anatina*) ze dvou řek ve Švédsku. Ve všech vzorcích měkkých tkání škeblí našli mikrovlákna. Dohromady bylo nalezeno 1620 vláken. Většinou se jednalo o textilní polyesterová vlákna různých barev. Mikroplastová vlákna obsahovaly i slávky jedlé (*Mytilus edulis*) (De Witte a kol., 2014). Mikroplasty mají negativní účinek na antioxidační kapacitu a mohou poškozovat DNA. Byly také pozorovány známky neurotoxicity a oxidativního poškození měkkýšů. Během experimentu se skrobikulou plochou (*Scrobicularia plana*), která byla vystavena PS mikroplastům, byly tyto částice detekovány v hemolymfě, jejímž prostřednictvím se dostávaly do orgánů, kde se akumulovaly. Mikroplasty se také akumulovaly v trávicím traktu a žábách. Pozorována byla zvýšená aktivita antioxidačních enzymů katalyzujících oxidativní stres – katalázy (CAT), superoxid dismutázy (SOD), glutathion-

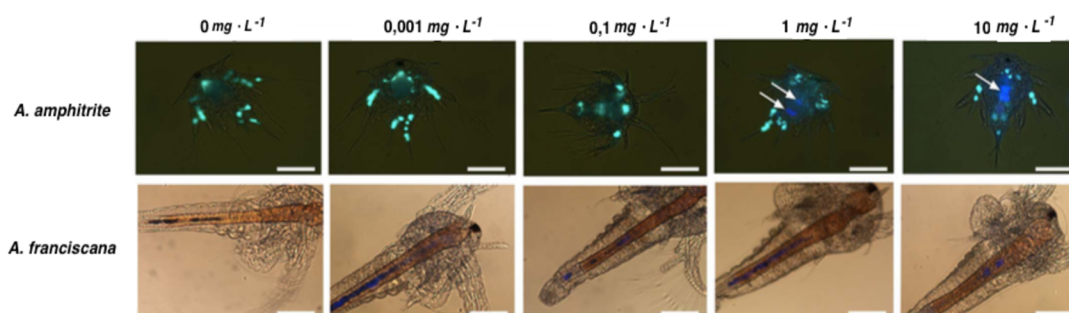
S-transferázy (GST) a glutathion peroxidázy (GPx). Významně se snížila aktivita acetylcholinesterázy (AChE). V trávicím traktu byla pozorována vyšší hladina peroxidace lipidů než v žábách (Ribeiro a kol., 2017).

U klínovky rýhované (*Atactodea striata*) se studovala rychlost depurace (clearance). Bylo zjištěno, že rychlost depurace byla při expozici mikroplastů významně nižší, to může být obranný mechanismus, kterým se sníží množství požitých mikroplastů. U škeblí, které byly vystaveny vyšší koncentraci mikroplastů, se našly mikroplasty i ve výkalech. Při delší době expozice byla také pozorována nižší frekvence dýchání (Xu a kol., 2017). Zajímavé je také zjištění, že slávky středomořské (*Mytilus galloprovincialis*) byly schopné se po opakované expozici mikroplastů do jisté míry přizpůsobit a mikroplasty se v jejich tělech nekumulovaly (Détrée a Gallardo-Escárate, 2018). Zkoumána byla také kombinovaná toxicita PS mikroplastů a fluorantenu (PAU, Obr. č. 18) na slávkách (*Mytilus spp.*). Bylo zjištěno, že slávky, které byly vystaveny kombinaci mikroplastů s fluorantenem, měly v tělech více fluorantenu než slávky, které byly vystaveny samotnému fluorantenu. Slávky vystaveny kombinované expozici vykazovaly nejvyšší histopatologická poškození a nejvyšší hladiny antioxidačních enzymů. Lze tedy předpokládat, že PS mikroplasty mohly zvýšit toxicitu fluorantenu (Paul-Pont a kol., 2016).



Obr. č. 18: Strukturální vzorec fluorantenu (převzato a upraveno z Douben, 2003).

Nauplia korýše *Amphibalanus amphitrite*, která byla vystavena PS mikroplastům o velikosti $0,1 \mu\text{m}$ v koncentracích 1 a $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, byla po 48 hodinách expozice pozorována snížená rychlost plavání, tyto změny nebyly pozorovány po 24 hodinách expozice. Naproti tomu u nauplií korýše *Artemia franciscana* byla inhibice rychlosti plavání pozorována již po 24 hodinách při koncentraci mikroplastů $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Pozorováno bylo také požívání mikroplastů a následná kumulace v trávicím traktu u více než 80 % testovaných korýšů. Je také zajímavé, že *Amphibalanus amphitrite* požívali a akumulovali mikroplasty jen při vyšších koncentracích, zatímco *Artemia franciscana* požívala a vylučovala mikroplasty i při nižších koncentracích (Obr. č. 19).



Obr. č. 19: Mikroplasty v trávicím traktu *A. amphitrite* a *A. franciscana* po 48h expozici různým koncentracím MP (převzato a upraveno z Gambordella a kol., 2017).

Hojně testovaným korýšem je také krab říční (*Eriocheir sinensis*). Studie zaměřující se na imunitu krabů, vystavených mikroplastům, ukázala, že při nízké koncentraci či krátké době expozice mikroplastům se aktivoval imunitní systém. Oproti tomu při delší expozici či vyšší koncentraci se ale začal snižovat počet hemocytů a klesala aktivita enzymů alkalické fosfatázy (ALP), fenoloxidázy (PO) a lysozymu (LSZ). To může naznačovat, že mikroplasty jsou schopny poškodit imunitní systém krabů. Zároveň to naznačuje, že jsou krabi schopni se znečištění přizpůsobit. Při dlouhé expozici či vysokých koncentracích znečištění však již nemusí dojít k obnově homeostázy. Také bylo zjištěno, že mikroplasty mohou při delší expozici měnit kulturu střevní mikroflóry (Liu a kol., 2019). Další laboratorní studie, zaměřená na kontaminaci mikroplasty kraba pobřežního (*Carcinus maenas*) a kraba říčního, zjistila, že 100 % jedinců kraba říčního obsahovalo na konci experimentu mikroplasty. U kraba pobřežního to bylo pouze 71,3 %. Dále se ukázalo, že orgány jedinců krabů říčních obsahovaly více mikroplastů než orgány krabů pobřežních. Nejčastější typ mikroplastů v tělech krabů byla plastová vlákna rozmanitých barev (Obr. č. 20) (McGoran a kol., 2020).



Obr. č. 20: Příklad plastových částic nalezených v trávicím traktu kraba říčního (*Eriocheir sinensis*) (převzato z McGoran a kol., 2020).

Yu a kol. (2018) ve svém experimentu zjistili, že rychlost růstu kraba říčního se snižuje se zvyšující se koncentrací mikroplastů. Dále byla zjištěna kumulace mikroplastů v tkáních kraba. Vše také nasvědčuje tomu, že mikroplasty i zde vyvolaly oxidativní stres.

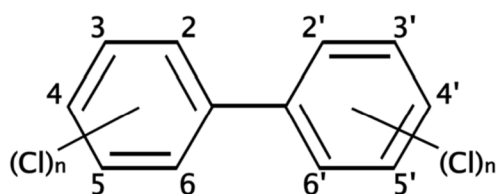
Studie na garnátu obecném (*Crangon crangon*) z jižní oblasti Severního moře a Lamanšského průlivu odhalily, že 104 ze 165 odebraných jedinců mělo v těle mikroplasty. Zjistilo se, že velikost garnátů neovlivňuje příjem mikroplastů. Garnáti opět konzumovaly hlavně syntetická vlákna, to může být způsobeno buďto tím, že garnáti si záměrně vybírají ke konzumaci plastová vlákna nebo tím, že se mikrokuličkám náhodně úspěšně vyhýbají. Mikroplastová vlákna byla pravděpodobně vylučována společně s pískem (Devriese a kol., 2015).

4.3. Vliv adsorbovaných či obsažených toxických látek v mikroplastech na vodní organismy

Jak již bylo zmíněno, nejen mikroplasty samotné, ale i látky v nich obsažené a na nich adsorbované mohou mít toxické účinky na vodní organismy. Mikroplasty se ve vodním prostředí dobře spojují s POPs a toxickými kovy. Navíc mikroplasty obsahují i různá aditiva. Níže budou popsány účinky některých těchto látek (polycyklické aromatické uhlovodíky, bromované zpomalovače hoření, ftaláty bisfenol-A a dichlordifenyltrichloretan) na vodní organismy.

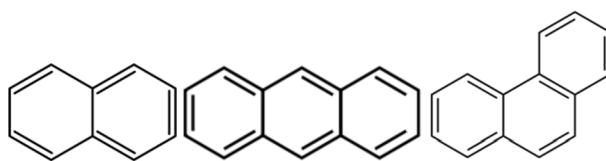
První skupinou látek, která vyvolává obavy, jsou polychlorované bifenyly (PCB, obr. č. 13). Jedná se o látky, které vykazují toxické účinky na živé organismy již při nízkých koncentracích. Existuje 209 kongenerů PCB, jelikož vodíkové atomy na bifenylovém jádru jsou nahrazeny různým počtem atomů chloru (Erickson a Kaley, 2011).

PCB jsou nerozpustné ve vodě, nehořlavé a velice stabilní. I přes to, že se již upustilo od jejich využívání, stále je nacházíme ve vodních ekosystémech, kde se většinou vyskytují v sedimentech nebo adsorbované na různých předmětech. Tyto látky se metabolizují velmi pomalu přes cytochromy P450, které nám slouží jako biomarkery. PCB jsou pro vodní organismy vysoce toxické, nicméně vzhledem k jejich koncentraci ve vodách pozorujeme hlavně chronickou toxicitu. Pozorovány byly negativní účinky na imunitní systém, reprodukční systém, pohlavní hormony, štítnou žlázu, na vývoj nervové soustavy, játra a intracelulární receptory pro Ca^{2+} . PCB jsou také podezřívány z karcinogenity. Míra toxicity závisí na jednotlivých kongenerech (Šířoká a kol., 2018).

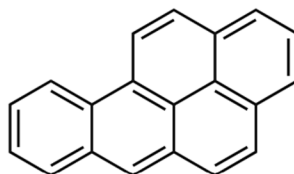


Obr. č. 13: Obecný strukturní vzorec polychlorovaných bifenyliů (převzato a upraveno z Wiegela a Wu, 2000).

Další skupinou nebezpečných látek jsou polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU, obr. č. 14). Tyto látky vstupují do životního prostředí spalovacími procesy. Například při grilování jsou PAU emitovány do atmosféry a následně se vážou na pevné částice a mohou být přenášeny. Následně se suchou či mokrou depozicí dostávají do vod i na pevninu. V životním prostředí následně velmi dlouho přetrvávají. Ve vodním prostředí se stejně jako PCB vyskytují v sedimentech nebo adsorbované na různé částice. PAU mohou vykazovat genotoxické, mutagenní, teratogenní a karcinogenní účinky. Problémem jsou hlavně metabolity PAU, které jsou vysoce reaktivní a mohou tvořit vazby s bílkovinami, lipidy i DNA, čímž může dojít k mutaci buněk. Nejvíce nebezpečný PAU je benzo(a)pyren (Obr. č. 15), který má prokazatelně karcinogenní účinky (Blahová, 2018b).



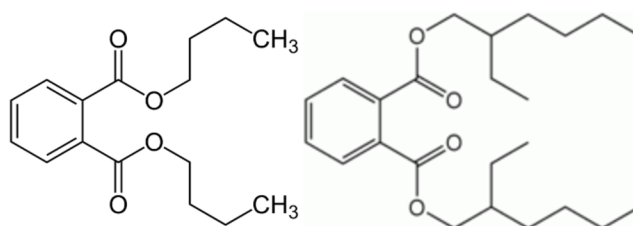
Obr. č. 14: Strukturální vzorce vybraných PAU. Zleva naftalen, antracen, fenantren (převzato a upraveno z Douben, 2003).



Obr. č. 15: Strukturální vzorec benzo(a)pyrenu (převzato a upraveno z Douben, 2003).

Bromované zpomalovače hoření (BFR) se zcela běžně přidávají do plastů v procesu výroby pro zlepšení jejich vlastností. V životním prostředí vykazují schopnost perzistence a bioakumulace. Z tohoto důvodu je třeba tyto látky v přírodě sledovat. Při spalování těchto látek vznikají polybromované dibenzofurany a polybromované dibenzodioxiny, které také vykazují toxické účinky. Do těl organismů se tyto látky dostanou při pozření mikroplastu, či při průchodu mikroplastu přes žábry. Jedná se o lipofilní látky, takže se v těle poměrně rychle absorbují a ukládají do tukové tkáně. Pro vodní organismy nevykazují akutní toxicitu, vzhledem k jejich množství ve vodním prostředí. Ale bylo pozorováno, že tyto látky mohou indukovat tvorbu radikálních forem kyslíku a tím i oxidativní stres. Byla prokázána embryotoxicita, hepatotoxicita, estrogenní účinky a hematologické změny v krevních parametrech. Bromované zpomalovače hoření mají i neurotoxické účinky, vliv na zpomalení rychlosti růstu a vznik různých morfologických malformací (Blahová, 2018c).

Dalšími organickými polutanty, které jsou záměrně přidávány do plastů, jsou ftaláty. Používají se při výrobě plastů jako změkčovadla a mohou se přidávat v poměru až 40 %. Tyto látky nejsou v polymerech nijak vázány, tudíž se velmi snadno uvolňují do okolního prostředí. Do těl vodních organismů se dostávají spolu s pozřenými mikroplasty či prostupem přes žábry. Nejnebezpečnějšími ftaláty (Obr. č. 16) jsou di-n-butyl ftalát (DBP) a di(2-ethylhexyl) ftalát (DEHP). Tyto látky jsou podezřelé z endokrinní disrupce. Pozorovány jsou nepříznivé účinky na reprodukci vodních organismů, imunotoxicita, cytotoxicita, hepatotoxicita, poruchy vývoje a růstu, neurotoxicita (Blahová, 2018a).



Obr. č. 16: Strukturální vzorec di-*n*-butyl fthalátu (vlevo) a di(2-ethylhexyl) fthalátu (vpravo)
(převzato a upraveno z Velišek a Hajšlová, 2009)

Bisfenol-A, (2,2-bis(4-hydroxyfenyl)propan), (BPA) je látka používaná při výrobě polykarbonátových produktů (např. lahve, folie, nosiče CD). Z těchto výrobků se tato látka uvolňuje do potravin a životního prostředí. Nalezena byla i ve vodě. Bisfenol-A může u organismů způsobovat onemocnění srdce a diabetes II. typu. Navíc je tato látka označována jako endokrinní disruptor, což znamená, že negativně ovlivňuje hormonální soustavu živočichů. Konkrétně zvyšuje produkci inzulínu v buňkách slinivky břišní. Tato látka navíc pravděpodobně působí negativně na reprodukční schopnost živočichů. Existuje také podezření na její karcinogenní účinky (Patočka, 2010; Háchová, 2015).

Dichlordifenyltrichlorethan, (1,1,1-trichlor-2,2-bis(4-chlorfenyl)ethan), (DDT), zprvu oblíbený pro své insekticidní účinky, je v dnešní době velice problémovou látkou. Ačkoli se v ČR již od roku 1974 nepoužívá, v životním prostředí ho nacházíme stále. Je totiž velice perzistentní a jeho poločas rozpadu se pohybuje v řádu desítek let. Velice dobře se adsorbuje na mikroplasty a proniká tak do těl živočichů. U vodních živočichů inhibuje žaberní ATPázy, čímž se zhoršuje osmoregulace. Vlivem působení DDT může docházet až k nekróze žaber. Tato látka dále ovlivňuje vápníkový metabolismus, což může vést ke ztenčování skořápky vajec vodních ptáků. DDT je řazen mezi možné karcinogeny a jeho metabolity mají negativní účinek na nadledviny. DDT je také řazen mezi potenciální imunosupresivní látky (Široká a kol., 2018).

5. ZÁVĚR

Cílem této bakalářské práce bylo shrnout informace o mikroplastech, jejich výskytu ve sladkovodních a mořských systémech a jejich účincích na vodní organismy. Donedávna byly totiž mikroplasty v životním prostředí zanedbávaným tématem. Až v posledních letech se o tento problém zajímají nejen vědci, ale i laická veřejnost. I tak je pro nás, ale problematika mikroplastů stále do jisté míry neznámá.

Z této práce vyplývá, že mikroplasty mají potenciál způsobovat poškození vodních organismů, oxidační stres a zvyšovat biologickou dostupnost perzistentních látek. Mikroplasty se mohou taktéž akumulovat v potravní síti, jejich koncentrace v tělech vrcholových predátorů může být tedy velmi vysoká. Mikroplasty mohou také zvyšovat toxicitu některých látek (např. fluorantenu). Je ale obtížné si udělat ucelený obrázek o celkovém množství a negativních efektech mikroplastů ve vodních ekosystémech. Jednotlivé studie se totiž mnohdy neshodují, jelikož jsou využívány různé testy, testuje se na odlišných organismech, při různých koncentracích či druzích mikroplastů a dobách expozice. Metody odběrů vzorků vody ke zjištění množství mikroplastů se také v jednotlivých studiích liší. Celá problematika mikroplastů bude do budoucna vyžadovat další výzkumy.

6. POUŽITÁ LITERATURA

- Akhbarizadeh, R., Dobaradaran, S., Nabipour, I., Tajbakhsh, S., Darabi, A.H., Spitz, J., 2020. Abundance, composition, and potential intake of microplastics in canned fish. *Marine Pollution Bulletin* 160, 111633.
- Anbumani, S., Kakkar, P., 2018. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 14373-14396.
- Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: a review. *Marine Pollution Bulletin* 119, 12-22.
- Azo Materials, 2015. Identity Verification and Quality Testing of Polymers Using Mid Infrared Spectroscopy. Dostupné z: <https://www.azom.com/article.aspx?ArticleID=12386>, (navštíveno 15. 11. 2021).
- Azo Materials, 2021. The Determination of Microplastics via Portable Raman Microscopy. Dostupné z: <https://www.azom.com/article.aspx?ArticleID=20884>, (navštíveno 15. 11. 2021).
- Banaee, M., Sureda, A., Zohiery, F., Hagi, B.N., Garanzini, D.S., 2014. Alterations in biochemical parameters of the freshwater fish, *Alburnus mossulensis*, exposed to sub-lethal concentrations of Fenpropathrin. *International Journal of Aquatic Biology* 2, 58-68.
- Barboza, L.G.A., Lopes, C., Oliveira, P., Bessa, F., Otero, V., Henriques, B., Raimundo, J., Caetano, M., Vale, C., Guilhermino, L., 2020. Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. *Science of the Total Environment* 717, 134625.
- Barboza, L.G.A., Vieira, L.R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., Guilhermino, L., 2018. Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquatic Toxicology* 195, 49-57.
- Bayo, J., Ramos, B., López-Castellanos, J., Rojo, D., Olmos, S., 2022. Lack of Evidence for Microplastic Contamination from Water-Soluble Detergent Capsules. *Microplastics* 1, 121-140.
- Běhálek, L., 2015. *Polymery*. Verze knihy: 15. Online, Code Creator, ISBN 978-80-88058-66-3.
- Berglund, E., Fogelberg, V., Nilsson, P.A., Hollander, J., 2019. Microplastics in a freshwater mussel (*Anodonta anatina*) in Northern Europe. *Science of the Total Environment* 697, 134192.
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., (Eds.), 2009. *Marine anthropogenic litter*. Springer, 456 s.

- Bhattacharya, P., Lin, S., Turner, J.P., Ke, P.C., 2010. Physical adsorption of charged plastic nanoparticles affects algal photosynthesis. *Journal of Physical Chemistry C* 114, 16556-16561.
- Blahová, J., 2018a. Ftaláty. In: Velíšek, J., Svobodová, Z., Blahová, J., Máchová, J., Stará, A., Dobšíková, R., Šířoká, Z., Modrá, H., Valentová, O., Randák, T., Štěpánová, S., Kocour Kroupová, H., Maršálek, P., Grabic, R., Zusková, E., Bartošková, M., Stancová, V., 2018. *Vodní toxikologie pro rybáře. 2. upravené vydání*, FROV JU, Vodňany, s. 440-449.
- Blahová, J., 2018b. Polycyklické aromatické uhlovodíky. In: Velíšek, J., Svobodová, Z., Blahová, J., Máchová, J., Stará, A., Dobšíková, R., Šířoká, Z., Modrá, H., Valentová, O., Randák, T., Štěpánová, S., Kocour Kroupová, H., Maršálek, P., Grabic, R., Zusková, E., Bartošková, M., Stancová, V., 2018. *Vodní toxikologie pro rybáře. 2. upravené vydání*, FROV JU, Vodňany, s. 414-426.
- Blahová, J., 2018c. Bromované zpomalovače hoření. In: Velíšek, J., Svobodová, Z., Blahová, J., Máchová, J., Stará, A., Dobšíková, R., Šířoká, Z., Modrá, H., Valentová, O., Randák, T., Štěpánová, S., Kocour Kroupová, H., Maršálek, P., Grabic, R., Zusková, E., Bartošková, M., Stancová, V., 2018. *Vodní toxikologie pro rybáře. 2. upravené vydání*, FROV JU, Vodňany, s. 427-439.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology* 45, 9175-9179.
- Browne, M.A., Niven, S.J., Galloway, T.S., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2013. Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Current Biology* 23, 2388-2392.
- Bussolaro, D., Wright, S.L., Schnell, S., Schirmer, K., Bury, N.R., Arlt, V.M., 2019. Co-exposure to polystyrene plastic beads and polycyclic aromatic hydrocarbon contaminants in fish gill (RTgill-W1) and intestinal (RTgutGC) epithelial cells derived from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Pollution* 248, 706-714.
- Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., Uricchio, V.F., 2020. A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17, 1212.
- Carr, S.A., Liu, J., Tesoro, A.G., 2016. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants, *Water Research* 91, 174-182.
- Carson, H.S., Nerheim, M.S., Carroll, K.A., Eriksen, M., 2013. The plastic-associated microorganisms of the North Pacific Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 75, 126-132.
- de Carvalho, A.R., Imbert, A., Parker, B., Euphrasie, A., Bouletreau, S., Britton, R., Cucherousset, J., 2021. Microplastic in angling baits as a cryptic source of contamination in European freshwaters. *Scientific Reports* 11, 11255.

- de Sá, L.C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T.P., Futter, M.N., 2018. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our effort in the future? *Science of the Total Environment* 645, 1029-1039.
- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin* 85, 146-155.
- Détrée, C., Gallardo-Escárate, C., 2018. Single and repetitive microplastics exposures induce immune system modulation and homeostasis alteration in the edible mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Fish and Shellfish Immunology* 83, 52-60.
- Devriese, L.I., van der Meulen, M.D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frère, L., Robbens, J., Vethaak, A.D., 2015. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Marine Pollution Bulletin* 98, 179-187.
- Ding, J., Huang, Y., Liu, S., Zhang, S., Zou, H., Wang, Z., Zhu, W., Geng, J., 2020. Toxicological effects of nano- and micro-polystyrene plastics on red tilapia: Are larger plastic particles more harmless? *Journal of Hazardous Materials* 396, 122693.
- Ding, J., Zhang, S., Razanajatovo, R.M., Zou, H., Zhu, W., 2018. Accumulation, tissue distribution, and biochemical effects of polystyrene microplastics in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Environmental Pollution* 238, 1-9.
- Douben, P.E.T., 2003. PAHs: An ecotoxicological perspective. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, UK, 392 pp.
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B., 2015. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry* 12 (5), 592-599.
- Ducháček, V., 2006. Polymery – výroba, vlastnosti, zpracování, použití. 2. vydání, Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. 280 s.
- Dvořák, P., Pyszko, M., Velišek, J., Dvořáková Lišková, Z., Andreji, J., 2020. Anatomie a fyziologie ryb. 2. upravené vydání, FROV JU, Vodňany, 231 s.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C., 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research* 75, 63-82.
- Eltemsah, Y.S., Bohn, T., 2019. Acute and chronic effects of polystyrene microplastics on juvenile and adult *Daphnia magna*. *Environmental Pollution* 254, 112919.
- Encounter Edu, 2020. Where do microplastic come from? Dostupné z: <https://encounteredu.com/multimedia/images/sources-of-microplastics>, (navštíveno online 17. 2. 2022).

- Encyklopedie plastů, 2021. Dostupné z: <https://www.samosebou.cz/2021/07/02/plastiveda-plasty-a-plastove-obaly-a-jejich-vyuziti/>, (navštívené online 2. 8. 2021).
- Engler, R.E., 2012. The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean. *Environmental Science & Technology* 46 (22), 12302-12315.
- Erickson, M.D., Kaley, R.G., 2011. Applications of polychlorinated biphenyls. *Environmental Science and Pollution Research* 18, 135-151.
- Ervoeco, 2021. Produkce plastů ve světě. Dostupné z: <https://www.ervoeco.com/blog/produkce-plastu-ve-svete-1950-2017/>, (navštívené online 1. 8. 2021).
- Faggio, C., Pagano, M., Alampì, R., Vazzana, I., Felice, M.R., 2016. Cytotoxicity, haemolympathic parameters, and oxidative stress following exposure to sub-lethal concentrations of quaternium-15 in *Mytilus galloprovincialis*. *Aquatic Toxicology* 180, 258-265.
- Fazio, F., Filiciotto, F., Marafioti, S., DiStefano, V., Assenza, A., Placenti, F., Buscaino, G., Piccione, G., Mazzola, S., 2012. Automatic analysis to assess haematological parameters in farmed gilthead sea bream (*Sparus aurata* Linnaeus, 1758). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 45, 63-73.
- Fazio, F., Saoca, C., Sanfilippo, M., Capillo, G., Spanò, N., Piccione, G., 2019. Response of vanadium bioaccumulation in tissues of *Mugil cephalus* (Linnaeus 1758). *Science of the Total Environment* 689, 774-780.
- Fiorentino, G., Ripa, M., Protano, G., Hornsby, C., Ulgiati, S., 2015. Life Cycle Assessment of Mixed Municipal Solid Waste: Multi-input versus multi-output perspective. *Waste Management* 46, 599-611.
- Foekema, E.M., De Gruijter, C., Mergia, M.T., van Franeker, J.A., Tinka A., Murk, J., Koelmans, A.A., 2013. Plastic in North Sea fish. *Environmental Science and Technology* 47, 8818-8824.
- Franzellitti, S., Canesi, L., Auguste, M., Wathsala, R.H.G.R., Fabbri, E., 2019. Microplastic exposure and effects in aquatic organisms: A physiological perspective. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 68, 36-51.
- Free, Ch.M., Jensen, O.P., Mason, S.A., Eriksen, M., Williamson, N.J., Boldgiv, B., 2014. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin* 85, 156-163.
- Galgani, F., Hanke, G., Maes, T., 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., (Eds.), *Marine anthropogenic litter*. Springer, pp. 29-56.
- Gambardella, C., Morgana, S., Ferrando, S., Bramini, M., Piazza, V., Costa, E., Garaventa, F., Faimali, M., 2017. Effects of polystyrene microbeads in marine planktonic crustaceans. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 145, 250-257.

- Gerolin, C.R., Pupim, F.N., Sawakuchi, A.O., Grohmann, C.H., Labuto, G., Semensatto, D., 2020. Microplastics in sediment from Amazon rivers, Brazil. *Science of the Total Environment* 749, 141604.
- Gigault, J., ter Halle, A., Baudrimont, M., Pascal, P.Y., Gauffre, F., Phi, T.L., El Hadri, H., Grassl, B., Reynaud, S., 2018. Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution* 235, 1030-1034.
- Grigorakis, S., Mason, S.A., Drouillard, K.G., 2017. Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere* 169, 233-238.
- Guerrera, M.C., Aragona, M., Porcino, C., Fazio, F., Laurà, R., Levanti, M., Montalbano, G., Germanà, G., Abbate, F., Germanà, A., 2021. Micro and Nano Plastics Distribution in Fish as Model Organisms: Histopathology, Blood Response and Bioaccumulation in Different Organs. *Applied Sciences* 11, 5768.
- Haghi, B.N., Banaee, M., 2017. Effects of micro-plastic particles on paraquat toxicity to common carp (*Cyprinus carpio*): Biochemical changes. *International Journal of Environmental Science and Technology* 14, 521-530.
- Háčhová, J., 2015. Bisfenol-A. Dostupné z: <https://arnika.org/toxicke-latky/databaze-latek/bisfenol-a>, (navštíveno dne 29. 3. 2022).
- Hamed, M., Soliman, H.A.M., Osman, A.G.M., Sayed, A.E.D.H., 2019. Assessment the effect of exposure to microplastics in Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) early juvenile: I. blood biomarkers. *Chemosphere* 228, 345-350.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environment Science & Technology* 46 (6), 3060-3075.
- Holmes, L.A., Turner, A., Thompson, R.C., 2012. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution* 160, 42-48.
- Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities, *Science of the Total Environment* 586, 127-141.
- Hu, L., Chernick, M., Lewis, A.M., Ferguson, P.L., Hinton, D.E., 2020. Chronic microfiber exposure in adult Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *PLoS ONE* 15, e0229962.
- Hu, M., Palic, D., 2020. Micro- and nano plastics activation of oxidative and inflammatory adverse outcome pathways. *Redox Biology* 37, 101620.
- Huang, J.N., Wen, B., Meng, L.J., Li, X.X., Wang, M.H., Gao, J.Z., Chen, Z.Z., 2020a. Integrated response of growth, antioxidant defense and isotopic composition to microplastics in juvenile guppy (*Poecilia reticulata*). *Journal of Hazardous Materials* 399, 123044.

- Huang, J.S., Koongolla, J.B., Li, H.X., Lin, L., Pan, Y.F., Liu, S., He, W.H., Maharana, D., Xu, X.R., 2020b. Microplastic accumulation in fish from Zhanjiang mangrove wetland, South China. *Science of the Total Environment* 708, 134839.
- Chagnon, C., Thiel, M., Antunes, J., Ferreira, J.L., Sobral, P., Ory, N.Ch., 2018. Plastic ingestion and trophic transfer between Easter Island flying fish (*Cheilopogon rapanouiensis*) and yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) from Rapa Nui (Easter Island). *Environmental Pollution* 243, 127-133.
- Chen, Q., Yin, D., Jia, Y., Schiwy, S., Legradi, J., Yang, S., Hollert, H., 2017. Enhanced uptake of BPA in the presence of nanoplastics can lead to neurotoxic effects in adult zebrafish. *Science of the Total Environment* 609, 1312-1321.
- Choi, J.S., Jung, Y.J., Hong, N.-H., Hong, S.H., Park, J.W., 2018. Toxicological effects of irregularly shaped and spherical microplastics in a marine teleost, the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). *Marine Pollution Bulletin* 129, 231-240.
- Jabeen, K., Li, B., Chen, Q., Su, L., Wu, C., Hollert, H., Shi, H., 2018. Effects of virgin microplastics on goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere* 213, 323-332.
- Jin, Y., Xia, J., Pan, Z., Yang, J., Wang, W., Fu, Z., 2018. Polystyrene microplastics induce microbiota dysbiosis and inflammation in the gut of adult zebrafish. *Environmental Pollution* 235, 322-329.
- Jovanović, B., Gökdag, K., Güven, O., Emre, Y., Whitley, E.M., Kideys, A.E., 2018. Virgin microplastics are not causing imminent harm to fish after dietary exposure. *Marine Pollution Bulletin* 130, 123-131.
- Jurík, L., Halászová, K., Sedmáková, M., 2017. Water Resources-Related Ecosystem Services for Landscape. *Životné prostredie*, 51, 221-226.
- Kania, P., 2006. Infračervená spektrometrie. VŠCHT Praha. Dostupné z: <https://www.vscht.cz/files/uzel/0005766/Infračervená+spektrometrie.pdf?redirected>, (navštíveno online 20. 12. 2021).
- Karami, A., Romano, N., Galloway, T., Hamzah, H., 2016. Virgin microplastics cause toxicity and modulate the impacts of phenanthrene on biomarker responses in African catfish (*Clarias gariepinus*). *Environmental Research* 151, 58-70.
- Karbalaci, S., Golieskardi, A., Hamzah, H.B., Abdulwahid, S., Hanachi, P., Walker, T.R., Karami, A., 2019. Abundance and characteristics of microplastics in commercial marine fish from Malaysia. *Marine Pollution Bulletin* 148, 5-15.
- Kashiwada, S., 2006. Distribution of nanoparticles in the see-through medaka (*Oryzias latipes*). *Environmental Health Perspectives* 114, 1697-1702.
- Kiessling, T., Gutow, L., Thiel, M., 2015. Marine litter as habitat and dispersal vector. *Marine Anthropogenic Litter* 2015, 141-181.

- Kiss, T., Fórián, S., Szatmári, G., Sipos, G., 2021. Spatial distribution of microplastics in the fluvial sediments of a transboundary river. A case study of the Tisza River in Central Europe. *Science of The Total Environment* 785, 147306.
- Klíč, A., Volka, K., Dubcová, M., 2002. Fourierova transformace (s příklady z infračervené spektroskopie). Dostupné z: <http://old.vscht.cz/mat/Pavel.Pokorny/students/ft/skripta/Four.pdf>, (navštíveno online 20. 12. 2021).
- Kögel, T., Refosco, A., Maage, A., 2020. Surveillance of Seafood for Microplastics. In: *Handbook of Microplastics in the Environment*. Springer: Cham, Switzerland, doi: 10.1007/978-3-030-10618-8-28-1.
- Lares, M., Ncibi, M.C., Sillanpaa, M., Sillanpaa, M., 2019. Intercomparison study on commonly used methods to determine microplastics in wastewater and sludge samples. *Environmental Science and Pollution Research* 26, 12109-12122.
- Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K.M., He, D., 2018. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of the Total Environment* 619-620, 1-8.
- Li, J., Liu, H., Chen, J.P., 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research* 137, 362-374.
- Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K., Shi, H., 2015. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental Pollution* 207, 190-195.
- Limonta, G., Mancina, A., Benkhalqui, A., Bertolucci, C., Abelli, L., Fossi, M.C., Panti, C., 2019. Microplastics induce transcriptional changes, immune response and behavioral alterations in adult zebrafish. *Scientific Reports* 9, 15775.
- Lindborg, V.A., Ledbetter, J.F., Walat, J.M., Moffett, C., 2012. Plastic consumption and diet of Glaucous-winged gulls (*Larus glaucescens*). *Marine Pollution Bulletin* 64, 2351-2356.
- Liu, Z., Yu, P., Cai, M., Wu, D., Zhang, M., Chen, M., Zhao, Y., 2019. Effects of microplastics on the innate immunity and intestinal microflora of juvenile *Eriocheir sinensis*. *Science of the Total Environment* 685, 836-846.
- Long, M., Pont, I.P., Hegaret, H., Moriceau, B., Lambert, Ch., Huvet, A., Soudant, P., 2017. Interactions between polystyrene microplastics and marine phytoplankton lead to species-specific hetero-aggregation. *Environmental Pollution* 228, 454-463.
- Lusher, A., 2015. Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. *Marine Anthropogenic Litter*, 245-295.
- Ma, J., Niu, X., Zhang, D., Lu, L., Ye, X., Deng, W., Li, Y., Lin, Z., 2020. High levels of microplastic pollution in aquaculture water of fish ponds in the Pearl River Estuary of Guangzhou, China. *Science of the Total Environment* 744, 140679.

- Mak, C.W., Yeung, K.C.F., Chan, K.M., 2019. Acute toxic effects of polyethylene microplastic on adult zebrafish. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 182, 109442.
- Mao, Y., Ai, H., Chen, Y., Zhang, Z., Zeng, P., Kang, L., Li, W., Gu, W., He, Q., Li, H., 2018. Phytoplankton response to polystyrene microplastics: Perspective from an entire growth period. *Chemosphere* 208, 59-68.
- Mason, S.A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D.L., 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution* 218, 1045-1054.
- Mateo-Sagasta, J., Raschid-Sally, L., Thebo, A., 2015. Global Wastewater and Sludge Production, Treatment and Use. *Wastewater* 1, 15-38.
- McGoran, A.R., Clark, P.F., Smith, B.D., Morrill, D., 2020. High prevalence of plastic ingestion by *Eriocheir sinensis* and *Carcinus maenas* (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in the Thames Estuary. *Environmental Pollution* 265, 114972.
- Mei, W., Chen, G., Bao, J., Song, M., Li, Y., Luo, C., 2020. Interactions between microplastics and organic compounds in aquatic environments: A mini review. *The Science of the Total Environment* 736, 139472.
- Miao, L., Chi, S., Wu, M., Liu, Z., Li, Y., 2019. Deregulation of phytoene- β -carotenesynthase results in derepression of astaxanthin synthesis at high glucose concentration in *Phaffia rhodozyma* astaxanthin-over producing strain MK19. *BMC Microbiology* 19, 133.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B., 2016. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science and Technology* 50, 5800-5808.
- NGČ, (National Geographic Česko). Proč musíme chránit oceány? Jak jejich záchrana může ovlivnit naše životy? 2012. Dostupné z: <https://www.national-geographic.cz/zachrante-ocean-pristine-seas/proc-musime-chranit-oceany-jak-jejich-zachrana-muze-ovlivnit-nase-zivoty.html>, (navštívené online 10. 10. 2021).
- Obbard, R.W., Sadri, S., Wong, Y.Q., Khitun, A.A., Baker, I., Thompson, R.C., 2014. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future* 2, 315-320.
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, V., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K.O., Wollenberger, L., Santos, E.M., Paull, G.C., Van Look, K.J.W., Tyler, C.R., 2009. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364, 2047-2062.
- OSN, (Organizace spojených národů), 2017. Oceány a změna klimatu. Dostupné z: <https://www.osn.cz/oceany-a-zmena-klimatu/>, (navštívené online 13. 11. 2021).
- Ozawa, S., Kamiya, H., Tsuzuki, K., 1998. Glutamate receptors in the mammalian central nervous system. *Progress in Neurobiology* 54, 581-618.

- Parkerová, L., 2019. Planeta, nebo plast? Překvapivých 91 % plastového odpadu neprojde recyklací! Dostupné z: <https://www.national-geographic.cz/video/planeta-nebo-plast-prekvapivych-91-plastoveho-odpadu-neprojde-recyklaci-20190120.html>, (navštívené online 16. 10. 2021).
- Patočka, J., 2010. Bisfenol-A: je opravdu nebezpečný? Dostupné z: <http://www.toxicology.cz/modules.php?name=News&file=print&sid=355>, (navštíveno dne 29. 3. 2022).
- Paul-Pont, I., Lacroix, C., González Fernández, C., Hégaret, H., Lambert, C., Le Goïc, N., Frère, L., Cassone, A.L., Sussarellu, R., Fabioux, C., Guyomarch, J., Albentosa, M., Huvet, A., Soudant, P., 2016. Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. *Environmental Pollution* 216, 724-737.
- Pereira, V.M., Bortolotto, J.W., Kist, L.W., de Azevedo, M.B., Fritsch, R.S., da Luz Oliveira, R., Pereira, T.C.B., Bonan, C.D., Vianna, M.R., Bogo, M.R., 2012. Endosulfan exposure inhibits brain AChE activity and impairs swimming performance in adult zebrafish (*Danio rerio*). *Neurotoxicology* 33, 469-475.
- Pivokonský, M., Čermáková, L., Novotná, K., Peer, P., Cajthaml, T., Janda, V., 2018. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of The Total Environment* 643, 1644-1651.
- Pivokonský, M., Pivokonská, L., Novotná, K., Čermáková, L., Klimtová, M., 2020. Occurrence and fate of microplastics at two different drinking water treatment plants within a river catchment. *Science of The Total Environment* 741, 140236.
- Prokić, M.D., Radovanovic, T.B., Gavric, J.P., Faggio, C., 2019. Ecotoxicological effects of microplastics: Examination of biomarkers, current state and future perspectives. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 111, 37-46.
- Qiao, R., Sheng, C., Lu, Y., Zhang, Y., Ren, H., Lemos, B., 2019. Microplastics induce intestinal inflammation, oxidative stress, and disorders of metabolome and microbiome in zebrafish. *Science of the Total Environment* 662, 246-253.
- Ribeiro, F., Garcia, A.R., Pereira, B.P., Fonseca, M., Mestre, N.C., Fonseca, T.G., Ilharco, L.M., Bebianno, M.J., 2017. Microplastics effects in *Scrobicularia plana*. *Marine Pollution Bulletin* 122, 379-391.
- Romano, N., Renukdas, N., Fischer, H., Shrivastava, J., Baruah, K., Egnew, N., Sinha, A.K., 2020. Differential modulation of oxidative stress, antioxidant defense, histomorphology, ion-regulation and growth marker gene expression in goldfish (*Carassius auratus*) following exposure to different dose of virgin microplastics. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 238, 108862.

- Rummel, Ch.D., Löder, M.G.J., Fricke, N.F., Lang, T., Griebeler, E.M., Janke, M., Gerdt, G., 2016. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 102, 134-141.
- Sedlák, E., 2005. *Zoologie bezobratlých*. Masarykova univerzita, 338 s.
- Silva, A.B., Bastos, A.S., Justino, C.I.L., da Costa, J.P., Duarte, A.C., RochaSantos, T.A.P., 2018. Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry – A review. *Analytica Chimica Acta* 1017, 1-19.
- Sökmen, T.Ö., Sulukan, E., Türkoglu, M., Baran, A., Özkaraca, M., Ceyhun, S.B., 2020. Polystyrene nanoplastics (20 nm) are able to bioaccumulate and cause oxidative DNA damages in the brain tissue of zebrafish embryo (*Danio rerio*). *Neurotoxicology* 77, 51-59.
- Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Kang, J.H., Kwon, O.Y., Han, G.M., Shim, W.J., 2014. Large Accumulation of Micro-sized Synthetic Polymer Particles in the Sea Surface Microlayer. *Environmental Science & Technology* 48, 9014-9021.
- Svoboda, R., 2016. Historie plastů od prvního celulóidu po dnešní vstříkování. Dostupné z: <https://factoryautomation.cz/historie-plastu-od-prvniho-celuloidu-po-dnesni-vstrikovani/>, (navštívené online 1. 1. 2022).
- Svobodová, Z., Pravda, D., Modrá, H., 2012. Metody hematologického vyšetřování ryb, Edice Metodik, FROV JU, Vodňany č. 122, 38 s.
- Šířká, Z., Dobšíková, R., Blahová, J., 2018. Perzistentní organické polutanty. In: Velišek, J., Svobodová, Z., Blahová, J., Máchová, J., Stará, A., Dobšíková, R., Šířká, Z., Modrá, H., Valentová, O., Randák, T., Štěpánová, S., Kocour Kroupová, H., Maršálek, P., Grabic, R., Zusková, E., Bartošková, M., Stancová, V., 2018. *Vodní toxikologie pro rybáře*. 2. upravené vydání, FROV JU, Vodňany, s. 375-404.
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304, 838.
- Thompson, R.C., Swan, S.H., Moore, C.J., vom Saal, F.S., 2009. Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364, 1973-1976.
- Tourinho, P.S., Kočí, V., Loureiro, S., van Gestel, C.A.M., 2019. Partitioning of chemical contaminants to microplastics: sorption mechanisms, environmental distribution and effects on toxicity and bioaccumulation. *Environmental Pollution* 252, 1246-1256.
- Tsai, K.P., Uzun, H., Karanfil, T., Chow, A.T., 2017. Dynamic Changes of Disinfection Byproduct Precursors following Exposures of *Microcystis aeruginosa* to Wildfire Ash Solutions. *Environmental Science & Technology* 51, 8272-8282.
- van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.L., Heubeck, M., Jensen, J.K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.O., Pedersen, J., Stienen, E.W.M., Turner, D.M., 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution* 159, 2609-2615.

- Velíšek, J., Hajšlová, J., 2009. Chemie potravin II. Osis, Havlíčkův Brod, 644 s.
- Velíšek, J., Svobodová, Z., Blahová, J., Máchová, J., Stará, A., Dobšíková, R., Šíroková, Z., Modrá, H., Valentová, O., Randák, T., Štěpánová, S., Kocour Kroupová, H., Maršálek, P., Grabic, R., Zusková, E., Bartošková, M., Stancová, V., 2018. Vodní toxikologie pro rybáře. 2. upravené vydání, FROV JU, Vodňany, 658 s.
- VŠCHT, 2013. Infračervená spektroskopie. Dostupné z: https://is.muni.cz/el/1431/podzim2013/C3804/Infracervena_Spektroskopie_VSCHT.pdf, (navštívené online 2. 1. 2022).
- Walczak, A.P., Hendriksen, P.J., Woutersen, R.A., van der Zande, M., Undas, A.K., Helsdingen, R., van den Berg, H.H., Rietjens, I.M., Bouwmeester, H., 2015. Bioavailability and biodistribution of differently charged polystyrene nanoparticles upon oral exposure in rats. *Journal of Nanoparticle Research* 17, 1-13.
- Wang, W., Gao, H., Jin, S., Li, R., Na, G., 2019. The ecotoxicological effects of microplastics on aquatic food web, from primary producer to human: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 173, 110-117.
- Wiegel, J., Wu, Q., 2000. Microbial reductive dehalogenation of polychlorinated biphenyls. *FEMS Microbiology Ecology* 32, 1-15.
- Willén, A., Junestedt, C., Rodhe, L., Pell, M., Jönsson, H., 2017. Sewage sludge as fertiliser – environmental assessment of storage and land application options. *Water Science and Technology* 75, 1034-1050.
- Willis, K.A., Eriksen, R., Wilcox, C., Hardesty, B.D., 2017. Microplastic Distribution at Different Sediment Depths in an Urban Estuary. *Frontiers in Marine Science* 4, 419.
- Wimmerová, L., Henzlová, L., Lexa, M., 2021. Mikroplasty ve vodách – jejich analýza a toxicita pro vodní organismy. Dostupné z: <https://vodnihospodarstvi.cz/mikroplasty-ve-vodach-jejich-analyza-a-%E2%80%Aftoxicita-pro-vodni-organismy/>, (navštíveno online 20. 12. 2021).
- Worek, F., Reiter, G., Eyer, P., Szinicz, L., 2002. Reactivation kinetics of acetylcholinesterase from different species inhibited by highly toxic organophosphates. *Archives of Toxicology* 76, 523-529.
- Xia, X., Sun, M., Zhou, M., Chang, Z., Li, L., 2020. Polyvinyl chloride microplastics induce growth inhibition and oxidative stress in *Cyprinus carpio* var. larvae. *Science of the Total Environment* 716, 136479.
- Xu, X.Y., Lee, W.T., Chan, A.K.Y., Lo, H.S., Shin, P.K.S., Cheung, S.G., 2017. Microplastic ingestion reduces energy intake in the clam *Atactodea striata*. *Marine Pollution Bulletin* 124, 798-802.
- Yan, M., Nie, H., Xu, K., He, Y., Hu, Y., Huang, Y., Wang, J., 2019. Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China. *Chemosphere* 217, 879-886.

- Yang, H., Xiong, H., Mi, K., Xue, W., Wei, W., Zhang, Y., 2020. Toxicity comparison of nano-sized and micron-sized microplastics to Goldfish *Carassius auratus* Larvae. *Journal of Hazardous Materials* 388, 122058.
- Yin, L., Liu, H., Cui, H., Chen, B., Li, L., Wu, F., 2019. Impacts of polystyrene microplastics on the behavior and metabolism in a marine demersal teleost, black rockfish (*Sebastes schlegelii*). *Journal of Hazardous Materials* 380, 120861.
- Yu, P., Liu, Z., Wu, D., Chen, M., Lv, W., Zhao, Y., 2018. Accumulation of polystyrene microplastics in juvenile *Eriocheir sinensis* and oxidative stress effects in the liver. *Aquatic Toxicology* 200, 28-36.
- Zhang, F., Wang, X., Xu, J., Zhu, L., Peng, G., Xu, P., Li, D., 2019. Food-web transfer of microplastics between wild caught fish and crustaceans in East China Sea. *Marine Pollution Bulletin* 146, 173-182.
- Zhang, Y., Pu, S., Lv, X., Gao, Y., Ge, L., 2020. Global trends and prospects in microplastics research: A bibliometric analysis. *Journal of Hazardous Materials* 400, 123110.
- Zhu, M., Chernick, M., Rittschof, D., Hinton, D.E., 2020. Chronic dietary exposure to polystyrene microplastics in maturing Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Aquatic Toxicology* 220, 105396.
- Zitouni, N., Bousserhine, N., Missawi, O., Boughattas, I., Chèvre, N., Santos, R., Belbekhouche, S., Alphonse, V., Tisserand, F., Balmassiere, L., Dos Santos, S.P., Mokni, M., Guerbej, H., Banni, M., 2021. Uptake, tissue distribution and toxicological effects of environmental microplastics in early juvenile fish *Dicentrarchus labrax*. *Journal of Hazardous Materials* 403, 124055.
- Žalmanová, T., Hošková, K., Nevoral, J., Prokešová, Š., Zámotná, K., Kotíková, Z., Petr, J., 2016. Story of Bisphenol S – Steps from Bad to Worse. *Anthropologia Integra* 7, 1.

7. ABSTRAKT

Cílem této bakalářské práce bylo vypracovat přehledovou studii shrnující poznatky o vlivu mikroplastů na vodní organismy. V posledních letech se začaly pozorovat negativní účinky mikroplastů na vodní organismy. V této práci jsou objasněny cesty vstupů mikroplastů do vodního recipientu a jejich výskyt ve vodních ekosystémech. Také byly v této práci popsány efekty mikroplastů na vodní organismy, a to jak obratlovce, tak i bezobratlé a fytoplankton. K vypracování práce byly použity domácí i zahraniční vědecké studie vyhledané v databázích odborných textů. K úplnému pochopení vlivu mikroplastů a vyvození jasných závěrů je ale potřeba ještě velké množství studií. Aby se ze studií mohly vyvodit obecné závěry, je třeba standardizovat metody odběrů vzorků vody i metody testování vlivů na organismy.

Klíčová slova: mikroplasty, mořské ekosystémy, sladkovodní ekosystémy, vodní obratlovci, vodní bezobratlí, fytoplankton

8. ABSTRACT

The aim of this bachelor thesis was to develop a review summarizing knowledge about the effect of microplastics on aquatic organisms. In recent years, negative impacts of microplastics on aquatic organisms have begun to be observed. This work clarifies the entry paths of microplastics to the water recipient and their occurrence in aquatic ecosystems. The effects of microplastics on aquatic organisms, both vertebrates and invertebrates and phytoplankton, were also presented. To work properly out this bachelor thesis, I have used Czech and foreign sources found in the scientist database. However, many studies are still needed to fully understand the impact of microplastics and deduce clear conclusions. In order to deduce general conclusions from the studies, it is necessary to standardize water sampling methods as well as methods for testing the effects on organisms.

Keywords: microplastics, marine ecosystems, freshwater ecosystems, aquatic vertebrates, aquatic invertebrates, phytoplankton