

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra zoologie a rybářství**



**Česká zemědělská  
univerzita v Praze**

**Vliv mikroplastů na chování a fyziologii ryb a vodních  
živočichů**

**Bakalářská práce**

**Šárka Blinková**

**Zootechnika  
Speciální chovy**

**doc. Ing. Pavel Horký, Ph.D.**

## Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci **Vliv mikroplastů na chování a fyziologii ryb a vodních živočichů** jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce.

Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne.....

Podpis.....

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. Ing. Pavlovi Horkému, Ph.D. za odborné a organizační vedení při zpracování této práce, rodině a přátelům za morální a technickou pomoc.

# Vliv mikroplastů na chování a fyziologii ryb a vodních živočichů

## Souhrn

Tato bakalářská práce, zpracovaná formou rešerše odborné literatury, se zabývá vlivem znečištění mikroplasty na chování a fyziologii vodních organismů. Znečištění planety plasty je velmi aktuální a neustále se zhoršující proces. Velké úlomky plastů působením přírodních procesů degradují na menší kousky až v mikroplasty. Nezanedbatelné množství mikroplastů v životním prostředí ale tvoří i mikroplasty primární (například mikrokuličky ve sprchových gelech). Velikost mikroplastů se popisuje od 100 nanometrů až po 5 milimetrů. Tyto částice se vyskytují nejen ve vodním prostředí, ale i ve vzduchu a v půdě a představují nebezpečí pro živé organismy včetně člověka. Vyskytují se po celém světě od rovníku po póly. Největší obavy vyvolává množství mikroplastů v ústí řek a pobřežních zónách průmyslových oblastí, a to kvůli množství kontaminujících látek, s potenciálem se na mikroplasty navázat. Znečištění mikroplasty představuje jednu z největších antropogenních změn na Zemi.

Mikroplasty ovlivňují organismy svým chemickým složením, ale zejména na sebe sorpcí navazují další nebezpečné kontaminanty jako rtuť, léčiva nebo i hydrofobní látky. Menší částice představují větší nebezpečí díky své zvýšené schopnosti produkce reaktivních kyslíkových forem. Obavy vyvolává možnost kumulace těchto látek v tělech organismů a jejich potenciál způsobovat teratogenní či mutagenní účinky. Negativní vliv má i pouhá akumulace částic v těle, vznikají záněty a blokace trávicího systému. Jednou z nejdůležitějších látek obsažených v plastech jsou ftaláty a bisfenoly používané při výrobě plastů. Působí především na hormonální a pohlavní funkce, například ovlivňují produkci vitellogeninu a syntézu androgenů i estrogenů. U některých obojživelníků v důsledku jeho působení dochází k teratogenní aktivitě. Samotný bisfenol A je považován za syntetický estrogen. Mikroplasty působí nejen na fyziologii, ale ovlivňují i chování. Mimo jiné byla zaznamenána snížená aktivita, schopnost predace či změna hejnového chování. Na základě realizované rešerše lze shrnout, že mikroplasty prokazatelně ovlivňují fyziologii a chování vodních živočichů a způsobují řadu závažných problémů od zánětů či poruch metabolismu po ztrátu plodnosti. Vzhledem k tomu lze doporučit, aby se problematice nadále věnovala zvýšená pozornost, a to i z důvodu negativních dopadů na lidské zdraví.

**Klíčová slova:** toxikologie, vodní prostředí, znečištění, chování, fyziologie

# **Impact of microplastics on the behavior and physiology of fish and aquatic organisms**

## **Summary**

The submitted bachelor's degree thesis, based on a critical review of scientific literature, deals with the impact of microplastic pollution on the behaviour and physiology of animals living in the aquatic environment. Plastic pollution of the planet Earth is a very actual and ever-worsening issue. Large plastics in nature degrade into smaller pieces, even to micro plastics, a significant amount is also formed by primary microplastics in the environment (namely microspheres in shower gels). The size of microplastics is described as being from 100 nanometers to 5 millimeters. These particles occur not only in the aquatic environment, but also in the air and soil. They can be regarded as a serious and ever-worsening problem which can be a potential threat to living organisms, including humans. They occur all over the world, from the equator to the poles. The greatest concern is the number of microplastics in estuaries and coastal zones of industrial areas – this is due to the amount of contaminants. Microplastic pollution is one of the biggest anthropogenic changes on Earth.

Due to their chemical composition, microplastics affect organisms mainly from the adsorption they bond other dangerous contaminants, such as mercury, drugs and hydrophobic substances. Smaller particles can be regarded as a possible threat due to their increased ability to produce reactive oxygen species. The possibility of the accumulation of these substances in the bodies of organisms and their potential to have teratogenic or mutagenic effects raises concerns. What also has a negative effect is a mere accumulation of particles in the body, causing inflammation and blockage of the digestive system. One of the most significant substances which plastics are comprised of are phthalates and bisphenols which are used while making plastics. They influence mainly hormonal and sexual functions, for example they affect the production of vitellogenin and the synthesis of both androgens and estrogens. In some amphibians, teratogenic activity occurs as a result of its action. Bisphenol A itself is considered a synthetic estrogen. Based on the research, it can be concluded that microplastics have been shown to affect the physiology and behavior of aquatic animals and behavior of aquatic animals and cause number of serious problems from inflammation or metabolic disorders to loss of fertility. In view of this, it can be recommended that the issue continue to receive increased attention, also due to negative effects on human health.

**Keywords:** toxicology, aquatic environment, pollution, behaviour, physiology

# Obsah

|  |    |
|--|----|
| Úvod .....                                   | 8  |
| Cíl práce .....                              | 9  |
| 1. Plast .....                               | 10 |
| 1.1. Výskyt plastů ve vodním prostředí ..... | 11 |
| 2. Mikroplasty .....                         | 13 |
| 2.1. Mikroplasty ve vodním prostředí .....   | 14 |
| 2.2. Mechanismus působení mikroplastů .....  | 17 |
| 3. Důsledky působení plastů .....            | 20 |
| 3.1. Přímý vliv na živé organismy .....      | 20 |
| 3.2. Vliv mikroplastů na fyziologii .....    | 25 |
| 3.3. Vliv mikroplastů na chování .....       | 32 |
| 3.4. Vliv na člověka .....                   | 35 |
| 4. Závěr .....                               | 38 |
| 5. Literatura .....                          | 39 |

# Úvod

Plasty. Když v roce 1855 Alexander Parkes vytvořil první plast, konkrétně parkesin, chemický nitrát celulózy, změnil tím svět. Dnes už se moderní člověk bez plastu neobejde a denně se setkává s bezpočtem výrobků, jejichž základem je právě plastová hmota v nejrůznějších podobách. Největší rozvoj zažily plasty po první světové válce, kdy se začaly vyrábět první vinylové plasty jako polystyren a PVC, později byl vynalezen například nylon. Náš každodenní život plasty a výrobky z nich začaly ovlivňovat po konci druhé světové války, kdy nahradily původní materiály jako sklo, ocel, dřevo či kovy.

Plasty mají svou značnou výhodu i nevýhodu ve své trvanlivosti, dalo by se říci, že jsou téměř věčné (odhad rozkladu polystyrenu se pohybuje v řádu tisíců let). Velkým problémem je výroba plastových výrobků pouze k jednomu použití. To má za následek hromadění plastového odpadu v životním prostředí, kde se degraduje a rozpadá (Rocha-Santos & Duarte 2015). Dle Verly et al. (2019a) se předpokládá, že 60-80 % odpadu v moři je tvořeno plasty. Ti samí autoři dále uvádí, že nejčastějším drobným odpadem je polypropylen, polystyren, polyvinylchlorid, polyetylen a polyethylentereftalát.

Lidský odpad, včetně plastů, si nevyhnutelně našel cestu do vodního prostředí, včetně světových oceánů, ale i do ovzduší a půdy. Odhady naznačují, že v současné době je hustota plastu v oceánech až 13 000 kusů na každém kilometru čtverečním (Allsopp et al. 2006). Plasty a jejich zbytky se do mořského prostředí dostávají z kontinentálních zdrojů prostřednictvím řek, průmyslových a městských odpadních vod, plážovými sedimenty, ale také přímým vstupem průmyslovou činností na moři (akvakultura, těžba zemního plynu a ropy) a zbytky rybářské činnosti (sítě apod.). Plasty se působením přírodních vlivů rozpadají na menší kousky a částice a vznikají z nich tzv. mikroplasty, které svým působením a všudypřítomností ovlivňují v podstatě veškeré vodní ekosystémy, mořské i sladkovodní (Dimzon et al. 2017).

V rešerších na ISI Web of Science společnosti Thomson Reuters se v 1228 pracích objevuje výraz mikroplast. Pouze ve 45 z těchto publikací (3,7 %) se vyskytuje pojem „sladkovodní“ (Lambert & Wagner 2017), což naznačuje nedostatek znalostí o chování a vlivu mikroplastů ve vodním prostředí mimo moře a oceány. O těchto možných rizicích je třeba zjistit co nejvíce a zaměřit se na bezpečnost při používání a tvorbě mikroplastů a jiných kontaminantů životního prostředí.



## **Cíl práce**

Znečištění vodního prostředí různými novými polutanty se stává stále více akcentovaným problémem nejen ve vědecké komunitě. Specifické postavené v této oblasti mají mikroplasty, tedy částice plastů o velikosti 100 nanometrů až po 5 milimetrů. Je známo, že tyto částice se vyskytují nejen ve vodním prostředí, ale i ve vzduchu a v půdě. Cílem této bakalářské práce je shromáždit ve vědecké literatuře dostupné údaje o vlivu mikroplastů na chování a fyziologii ryb a vodních organismů a následně vyhodnotit míru jejich závažnosti pro volně žijící organismy.

# 1. Plast

Plasty jsou jedním z nejoblíbenějších materiálů v moderní době charakterizované globálním vlivem lidstva na zemský ekosystém, tzv. antropocén. Jsou to organické polymery syntetizované polymerací monomerů extrahovaných z fosilních surovin jako je ropa či zemní plyn (Verla et al. 2019a). Prvním syntetickým polymerem vstupujícím do masové výroby byl bakelit, fenolformaldehydová pryskyřice, vyvinutá belgickým chemikem Leem Baekelandem v roce 1909 (Vlachopoulos & Strutt 2003). Vulkanizace přírodního kaučuku Charlesem Goodyearem se stala jedním z klíčových průlomů výroby plastů (Stevenson et al. 2008).

Nejpoužívanější vstupní surovinou pro výrobu plastu a plastových výrobků je ropa, tedy směs kapalných uhlovodíků, především alkanů, která vznikla z odumřelých mořských mikroorganismů a drobných živočichů před mnoha miliony let. Plasty se skládají ze dvou hlavních kategorií – z termoplastů a termosetů.

Termoplasty jsou od určité teploty plastické, tvárné až kapalné a pevnými se stávají po ochlazení, přičemž tyto teplotou (teplotní rozsah tání běžných termoplastů se pohybuje mezi 100 °C a 130 °C) dané změny tvárnosti mohou nastávat opakovaně. Jsou tedy tzv. reverzibilní a jejich tvar lze snadno změnit změnou teploty. Skládají se z lineárních makromolekul s dlouhým řetězcem. Termoplasty patří k dobře zpracovatelným materiálům, protože je lze snadno odlévat nebo lisovat. Lze jmenovat ku příkladu polypropylen (PP), patřící mezi nejběžněji využívané plasty, například v odvětvích textilního a potravinářského průmyslu; dále silný, houževnatý materiál polykarbonát (PC); izolační hmota expandovaný polystyren (EPS); měkký, křehký a levný polystyren (PS); polyethylentereftalát (PET), hojně využívaný k výrobě plastových lahví; třetí nejvyžívanější plast na Zemi polyvinylchlorid (PVC); nebo polyamidy (PA).

Termosety známe dnes spíše jako reaktoplasty jsou zesíťované polymery, které vytvářejí prostorovou trojrozměrnou síť, které vlivem opětovného vlivu jako je teplo, katalyzátory, tlak a záření nelze roztavit, jsou například epoxidové pryskyřice, obsažené v lepidlech, polyuretan (PUR), akrylová pryskyřice, či silikony (Běhálek 2015).

## 1.1. Výskyt plastů ve vodním prostředí

Přibližně 80 % plastů znečišťujících mořské prostředí pochází z pevninského zdroje (Browne et al. 2008). Každoročně se tak do moře dostává přibližně 8 milionů metrických tun plastového odpadu (Thevenon 2017). Největšími vektory jsou odpadní vody nesoucí znečištění z měst a obcí. Nejčastějším znečištěním bývají pouliční odpadky, jednorázové kelímky, brčka, kondomy, stříkačky, ale také zbytky po rybolovu, zahrnující rybářské vlasce, sítě, kádě, krabičky od návnad, a další odpad z lodí a člunů (Allsopp et al. 2006). Tyto plasty v prostředí přetrvávají a akumulují se v otevřených oceánech (Hirai et al. 2011) ale i na plážích po celém světě, jak je pozorováno a zaznamenáváno nejméně od roku 1970 (Pruter 1987).

Na obrázku vidíme příklady nalezeného plastového odpadu ve vodním prostředí z lidských zdrojů.



Obrázek 1  
Příklady plastového odpadu  
Choy A, Drazen, JC 2013

Podle odhadů se již v mořském prostředí na hladině moří našlo více než 5 bilionů plastových fragmentů a částic (Eriksen et al. 2014). Ve vysoce osídlené oblasti východní Indonésie je plasty zasaženo až 90 % břehů a pobřeží (Unepetty & Evans 1997). Až 100 000

plastových částic na m<sup>3</sup> bylo nalezeno v přístavní vodě v oblasti s výrobním závodem na polyethylen (PE) ve Švédsku (Noren & Naustvoll 2010). Nejen tyto čísla zapříčinily vznik spolku KIMO, který se zabývá sjednocením místní samosprávy, předcházení znečištění a ochrany, zachování a zlepšování moře a pobřežní vody v regionech severovýchodního Atlantiku a Baltského moře. (Kimo, 2016)

Plasty se ale ve značném množství vyskytují i ve sladké vodě, jak bylo zdokumentováno například v čínském jezeře Taihu, třetím největším jezeře Číny v jedné z nejrozvinutější čínské oblasti, kde byly naměřeny nejvyšší hodnoty znečištění ze všech dosud měřených sladkovodních jezer (Su et al. 2016).

V této tabulce jsou počty plastového odpadu v mořské vodě napříč naší planetou.

| lokality a období                          | počet částic na km <sup>2</sup> | autor                   |
|--|---------------------------------|-------------------------|
| Aljaška, ostrov Kodiak (1994-1996)         | 22 – 31.5<br>7.8 – 18.8         | Hess et al. 1999        |
| Baltské moře (1992-1998)                   | 126                             | Galgani et al. 2000     |
| Severní moře (1992-1998)                   | 156                             | Galgani et al. 2000     |
| Keltské moře (1992-1998)                   | 528                             | Galgani et al. 2000     |
| Biskajský záliv (1992-1998)                | 142                             | Galgani et al. 2000     |
| Lví záliv (1992-1998)                      | 143                             | Galgani et al. 2000     |
| SV střeozemní moře (1992-1998)             | 1935                            | Galgani et al. 2000     |
| Střeozemní moře, pobřeží Řecka (1997-1998) | 89 and 240                      | Stefatos et al. 1999    |
| Indonézie, Ambon bay (1994-1995)           | 0.05 to 0.69 per m <sup>2</sup> | Unepetty and Evans 1997 |

Tabulka 1  
Tabulka počtu plastového odpadu v různých částech světa  
Allsopp et al. 2006

U různých druhů vázaných na vodní prostředí bylo zaznamenáno zapletení se do zbytků plastů, kdy se otvory či smyčky zapletou na různé přívěsky těla či uvězní celé tělo, nebo úmyslné či náhodné požití a jejich vstup do trávicího traktu, které způsobují zranění či smrt.

Interakce jsou mnohem rozšířenější a běžnější, než se dříve myslelo, oba druhy interakce mohou působit poranění či smrt u jednotlivých zvířat různých druhů. Prokazatelně ovlivněny jsou želvy, ptáci, tuleni, lachtani, velryby a ryby (Laist 1997). Odhadované množství úmrtí,

souvisejících s plasty, může být podhodnocené, jelikož většina obětí pravděpodobně klesne ke dnu nebo je pozřena predátory (Derraik 2002).

Odhaduje se, že 50 až 80 % procent uhynulých mořských želv prokazatelně pozřelo plastové předměty, což má negativní dopad na přirozenou želví populaci (Two Oceans Aquarium 2020). K úhynu dochází v důsledku blokace nebo poškození trávicího traktu, následované podvýživou a vyhladováním. Zapletení do plastového odpadu ovlivní přibližně 8 % populace lachtanů a tuleňů (Boland & Donohue, 2003). U tuleňů je tímto způsobem ovlivněno až 58 % druhů, včetně endemického tuleň havajského (*Neomonachus schauinslandi* Matschie, 1905), australského lachtana šedého (*Neophoca cinerea*, Péron, 1816) a Novozélandského lachtana Forsterova (*Arctocephalus forsteri*, Lesson, 1828). Laist (1997) tvrdí, že také američtí kapustňáci širokonosí (*Trichechus manatus*, Linnaeus, 1758) nesou doživotně známky zapletení, jako jsou jizvy či chybějící ploutve.

## 2. Mikroplasty

Pojem mikroplast zahrnuje heterogenní částice lišící se velikostí, tvarem i chemickým složením. Jedná se o fragmenty plastů, do velikosti menší než 5 mm, zatěžující životní prostředí a představující potenciální nebezpečí pro živé organismy, a to i včetně člověka (Rocha-Santos & Duarte 2015). Mikroplasty dělíme na primární a sekundární.

Dle Cole et al. (2011), primárními mikroplasty rozumíme průmyslově vyrobené částice menší než 5 mikrometrů, které jsou původně vyrobeny menší než 5 mm a nacházejí se nejčastěji léčích a přípravcích spadajících do osobní péče (například pleťové a tělové peelingy). Využití primárních mikroplastů se již začíná omezovat v rámci zákonů, například ve Velké Británii platí od roku 2018 zákon zakazující prodej kosmetických přípravků s obsahem mikroplastů.

Sekundární mikroplasty vznikají rozpadem větších plastových částic. Velké plastové úlomky v životním prostředí podléhají degradaci přirozenými procesy (Eriksson & Burton 2003). Například vystavení mikroplastů ultrafialovému (UV) záření katalyzuje fotooxidaci plastu a způsobuje jeho křehkost vedoucí k rozpadu na menší částice (Galgani et al. 2013). Sekundární mikroplasty tvoří většinu mikroplastů v prostředí (Eriksen et al. 2014). Tento materiál je spolu s plastovými mikrovláknami z oděvů vypraných v pračce, vyplavován přímo do vodních ekosystémů.

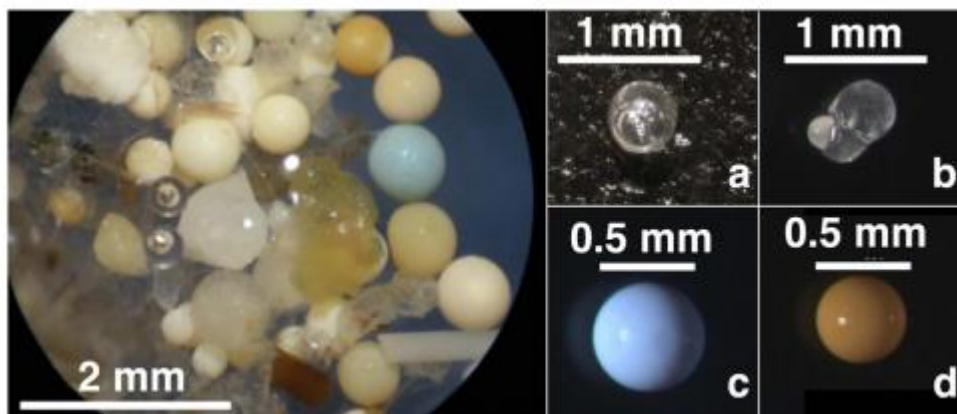
Je nezbytné zdůraznit, že produkce mikroplastů každoročně roste přibližně o 3 % (Verla et al. 2019) a tak se tento problém neustále prohlubuje. Znečištění mikroplasty pravděpodobně patří mezi jeden z nejrozšířenějších a nejdéletrvavějších antropogenních vlivů na Zemi (Barnes et al. 2009).

## **2.1. Mikroplasty ve vodním prostředí**

Mikroplasty dnes najdeme v podstatě ve všech sférách životního prostředí, v půdě, sedimentech, ve vzduchu i v živých organismech (Hirai et al. 2011). Ve vodním prostředí vzhledem k jejich malé velikosti a přítomnosti v pelagických i bentických ekosystémech prochází celým potravním řetězcem od biofilmů a filtrátorů jako jsou například zooplankton, bezobratlí či larvy ostnokožců, kteří jsou náchylnější k požití mikroplastů díky snížené schopnosti rozlišovat mezi plastovými částicemi a potravou, po vyšší organismy jako jsou rybovití obratlovci nebo velryby (Deraik, 2002; GESAMP, 2016; Lambert & Wagner 2017, Cole et al. 2011).

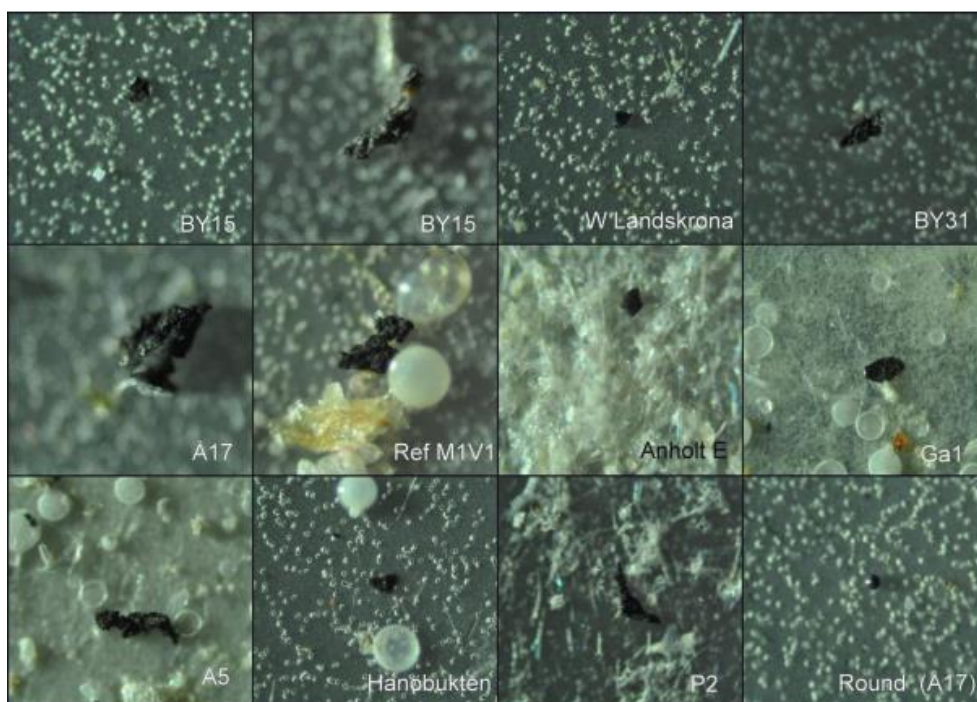
Zdrojem mikroplastů pro sladkovodní ekosystémy jsou především čistírny odpadních vod, kam se dostanou plasty a jejich fragmenty z průmyslu i z domácností. Také kaly z nich, využívané pro zúrodnění zemědělské půdy, obsahují syntetická oděvní vlákna (Zubris & Richards 2005), která se vodní erozí s následným splavováním, rovněž mohou dostat zpátky do vodního prostředí. Obecně jsou za rizikové oblasti z hlediska znečištění mikroplasty považované ústí a delty velkých řek a pobřežní zóny průmyslových oblastí (Isobe et al. 2015).

Například ve vzorcích z povrchové vody západoevropské řeky Rýn v Německu dosahují koncentrace mikroplastů průměrné hodnoty 892 777 částic na km<sup>2</sup> s maximální koncentrací 3,9 milionu částic na km<sup>2</sup> (Mani et al. 2015). Na obrázku 2 jsou zobrazeny mikročástice nalezeny přímo v této řece.



Obrázek 2  
Mikročástice plastů – Rýn, Německo  
Mani et al. 2015

Zde jsou zobrazeny různé typy černých mikroplastů nalezených při průzkumu ve švédských vodách. Kulatá částice v pravém dolním rohu má průměr pouhých 10  $\mu\text{m}$ .

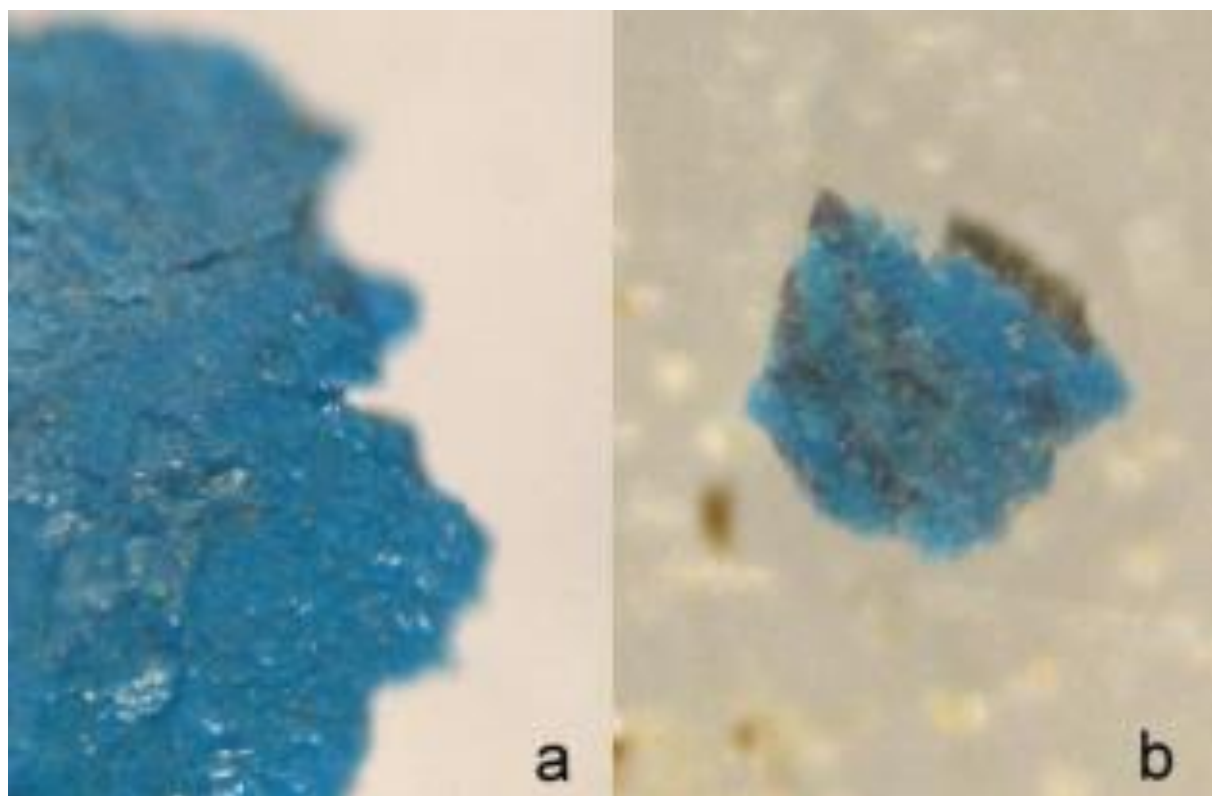


Obrázek 3  
Mikroplasty nalezené při průzkumu Švédských vod  
Naustvoll L, Norén F. 2010

Mikroplasty byly detekovány v rybách i dalších vodních organismech. Například Güven et al. (2017) prokázali výskyt mikroplastů v žaludku nebo ve střevech u 58 % z 28 různých druhů ryb. Autoři dále uvádějí, že z nalezených částic v organismech představovala 70 %



vlákna, 20,8 % tvrdý plast, dále nylon 2,7 % a pryž 0,8 %. Nejčastější barva detekovaných částic byla modrá (Güven et al. 2017) jako například částice na dalším obrázku. Jiná studie realizovaná v Severním Tichém oceánu potvrdila výskyt zbytků mikroplastů u 19 % ryb (Choy & Drazen 2013).



Obrázek 4  
Modrá částice mikroplastu  
Naustvoll L, Norén F. 2010

Působení mikroplastů nejsou ušetřeni ani další na vodu vázaní živočichové v poměrně odlehlých částech Země. Mikroplasty tak byly detekovány například u lachtanů *Arctocephalus spp.* na ostrově Macquarie v jihozápadní části Tichého oceánu asi v polovině vzdálenosti mezi Austrálií a Antarktidou (Burton & Eriksson 2003). Elektronové mikrofotografie ukázaly, že žádná z nalezených mikroplastických částic nemůže být identifikována jako surovina plastových pelet. Mohly být rozděleny do dvou kategorií, fragmentované podél krystalických linií a pravděpodobně výsledkem rozpadu UV a opotřebením tvořící nepravidelné tvary se zaoblenými rohy. Nejběžnějšími barvami byla bílá, hnědá, zelená, žlutá a modrá. Složeny byly z 5 polymerních skupin; polyethylen 93 %, polypropylen 4 %, poly (1-CL-1-butenylen) polychloropren 2 %, melamin-močovinná pryskyřice 0,5 % a celulóza (lanové vlákno) 0,5 %. Většina z nich (cca. 70 %) dosáhla své konečné formy broušením, pravděpodobně způsobeného



rozpadem plastů vyplavených a rozemletých na kamenných plážích. Předpokládá se, že plastové částice byly vyplaveny na moře a poté spotřebovány lampovníky jihooceánskými (*Electrona subaspera*, Günther, 1864), kteří byli následně uloveni lachtany (Burton & Eriksson 2003). Částice se tedy kumulovaly jak v rybách, tak v lachtanech. Na následujícím obrázku 5 jsou fotografie z ostrova Macquarie.



Obrázek 5  
Fotografie z ostrova Macquarie  
Eriksson C, Burton, A. 2003

Na základě těchto poznatků lze usuzovat, že působení mikroplastů je komplexní. Často na organismus působí v různých formách a sloučeninách a zároveň se jim v současné době v podstatě nelze vyhnout. To dokládají i další obdobné nálezy v polárních vodách Antarktidy a Arktidy (Bergmann et al. 2015).

## 2.2. Mechanismus působení mikroplastů

Mikroplasty mohou na živé organismy působit přímou cestou nebo mohou vzhledem ke svým vlastnostem sloužit jako přenašeče dalších látek, které následně na organismy působí (Li et al. 2018). K navázání dalších látek dochází převážně fyzikální a chemickou adsorpcí i procesy vyplňování pórů, přičemž sílu vazeb ovlivňují změny pH, teploty a iontové síly v prostředí (Delle Site, 2001). Fyzická adsorpce je reverzibilní na povrchy polymerní matice a

nezahrnuje tvorbu kovalentních vazeb, zatímco chemická adsorpce zahrnuje chemické reakce mezi povrchem polymeru a sorbátem. K vyplnění pórů dochází, když hydrofobní znečišťující látky vstupují do polymerní matice. Celý proces závisí na průměru pórů konkrétní polymerní struktury a molekulární velikosti chemické látky.

Vlastnosti částic ovlivňuje také jejich tvar. Například částice jehlicovitého tvaru snadněji přilnou k povrchům, zatímco částice hranatého tvaru se hůře uvolňují než ty oblé a mohou způsobit například ucpání žaber a zažívacího traktu u ryb (Lambert & Wagner 2018). Na obrázku 6 je zachyceno více různých typů tvarů mikroplastů.



Obrázek 6  
Různé tvary mikroplastů  
Naustvoll L, Norén F. 2010

Obecně platí, že menší částice produkují více reaktivních kyslíkových forem než větší částice a tím zvyšují pravděpodobnost negativního vlivu na organismus (Rist et al. 2018). Je to způsobeno mimo jiné větší plochou povrchu a související rozsáhlejší adsorpcí toxinů. V tomto ohledu vyčnívají mikročástice polyethylenu, které na svém povrchu shromažďují více organických polutantů (plynná, tekutá či pevná chemická látka, která má v určitých

koncentracích a délce působení škodlivý vliv na živé organismy) než ostatní plasty (Wang et al. 2018). Mikroplasty mohou působit také jako nosiče různých toxinů používaných v průmyslových výrobních procesech a perzistentních kontaminantů (Li et al. 2018). Například se na ně vážou látky jako kovy (kadmium, nikl, zinek, mangan, hliník, olovo, měď), léčiva, hydrofobní kontaminanty a další (Rochman et al. 2014).

Některé z těchto látek jsou uvedeny ve Stockholmské úmluvě pro jejich potenciální nepříznivé účinky na zdraví, jiné jsou spojeny s mutagenními, teratogenními a karcinogenními účinky (Verla et al. 2019). Zdroj chemikálií na peletách plastů pravděpodobně pochází z okolní vody (Endo et al. 2005). Toxické látky přenášené mikroplasty se dělí na hydrofobní chemikálie, adsorbující se hydrofobnímu povrchu plastů a přísady, monomery a oligomery, které jsou původními komponenty plastových hmot (Teuten et al. 2009; Vandermeersch et al. 2015). Dle Wang et al. (2016) mikroplasty na svém povrchu adsorbují i perzistentní organické polutanty (POPs), například polycyklické aromatické uhlovodíky, polychromované bifenyly, polybromované difenylethery, alkyfenoly, endokrinní disruptory, pesticidy a další polutanty, které mají vyšší afinitu k hydrofobnímu povrchu plastu ve srovnání s mořskou vodou.

Vzhledem k jejich poměru povrchové plochy k objemu se mohou mikroplasty kontaminovat až šestkrát více než okolní mořská voda (Hirai et al. 2011). Mimo potenciálu transportovat kontaminující látky tedy zvyšují i jejich stálost v prostředí a koncentraci, v které následně působí na vodní organismy. Koncentrace sorbovaných toxických chemikálií se liší rovněž podle lokality (Verla, 2019).

Zejména industrializované oblasti, kde dochází k činnostem spojeným s ropou, mají vyšší koncentrace než oblasti s nižší mírou industrializace. Vyšší koncentrace sorbovaných látek obsahují i více degradované zažloutlé mikroplasty (Verla, 2019). Nelze ale vyloučit, že adsorpcí specifických toxických látek by mikroplasty mohly potencionálně snížit jejich toxicitu (Walczak et al. 2015). Lze shrnout, že mikroplasty mohou působit jako dopravník dalších toxických látek do organismu. Obavy v tomto ohledu mikroplasty vyvolávají i u veřejných a vládních orgánů (Li et al. 2018).

### 3. Důsledky působení plastů

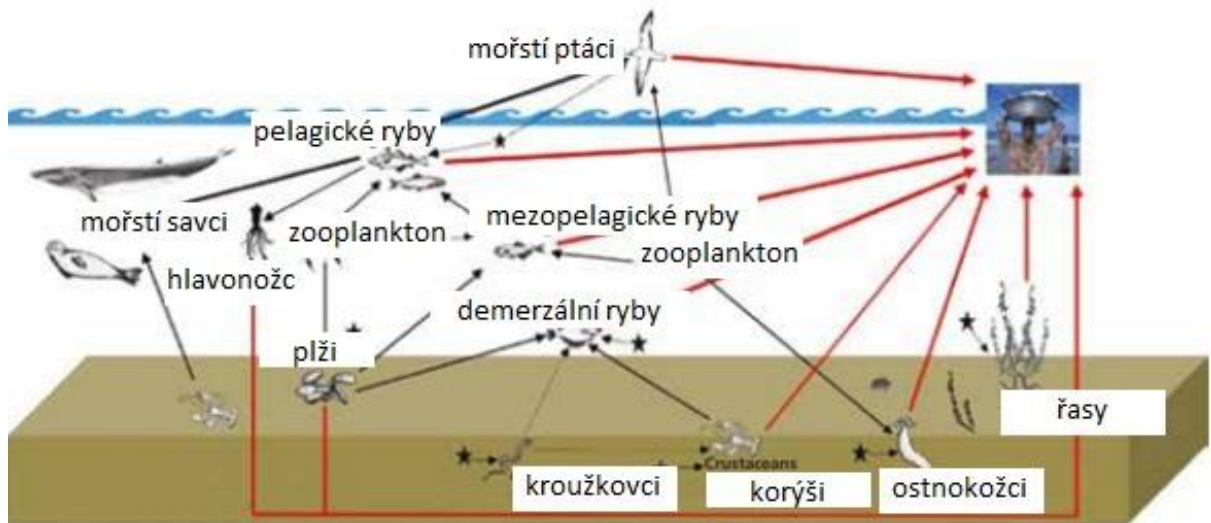
Plasty ovlivňují celý ekosystém planety Země. Svou pouhou existencí v biosféře mohou měnit životní prostředí pro celou řadu zvířat, kterým například ničí jejich ekologickou niku či ji naopak rozšiřují. Plasty z přírody samy bez přičinění člověka nezmizí, jejich trvanlivost a stálost znemožňuje přirozený rozklad v bioneutralní hmotu.

#### 3.1. Přímý vliv na živé organismy

Plasty mohou na živé organismy působit i přímo. Do živého organismu se mikroplasty dostávají několika způsoby a to perorálně, inhalačně, skrz pokožku, aktivně či pasivně. Zaujímají podobnou velikost jako sedimenty a některé planktonní organismy a jsou tak potenciálně dostupné pro širokou škálu organismů. Mnoho z nich má omezenou míru selektivnosti potravy a pohltní vše ve vhodné velikosti. I když některé ryby lovící malý zooplankton mohou pravděpodobněji pohltnout podobně vypadající a barevně odpovídající částice, tedy bílý, žlutohnědý a žlutý plast (Shaw & Day 1994).

Po požití mikroplastů může dojít k jejich vstupu do různých tkání a buněk, kde probíhají různé nepříznivé účinky. Jsou způsobeny přímo částicemi (ucpání, fyzické poškození či reakce na chemické složení) nebo chemikáliemi absorbovanými do povrchu, kdy může dojít ke karcinogenezi a endokrinním poruchám (Oehlmann et al. 2009). Dle Galgani et al. (2010) má biokumulace mikroplastů v tělech organismů za následek poškození střev a změny metabolických procesů. Dále mohou ucpat a zablokovat potravní cesty mořských bezobratlých nebo se zanořit do tkání (Derraik, 2002). Přesný pohyb mikroplastů v tělech nicméně ještě není plně znám (Wang et al. 2016; Teuten et al. 2009).

Na obrázku 7 vidíme interakci mikroplastů s mořskými organismy a jejich potenciální přenos do lidí.



Obrázek 7  
Interakce mikroplastů s mořskými organismy  
Lusher et al. 2017

Mikroplasty pohlcují v potravním řetězci nízko položení filtrátoři, detritivoři a planktivoři, ale i větší organismy. Například plejtvák myšok (*Balaenoptera physalus*, Linnaeus, 1758), jeden z největších filtrátorů, pohltní přibližně 70 000 litrů vody najednou, během čehož může dojít k požití značného množství mikroplastů (Fossi et al. 2014). Mnoho bezobratlých se živí sběrem, tříděním a trávením částic. Jednou požitý mikroplast je tak většinou zadržen v zažívacím traktu či zanesen do dalších tělesných tkání. Například u pískovníka rybářského (*Arenicola marina*, Linnaeus, 1758) byly nalezeny částice polyvinylchloridu ve výkalech (Thompson et al. 2004). Častý zooplankton hrotnatka velká (*Daphnia magna*, Straus, 1820) přijímá částice do velikosti 20-70  $\mu\text{m}$ , proto je pravděpodobným vstupním bodem nanočástic do vodního potravinového řetězce (Mattson et al. 2015).

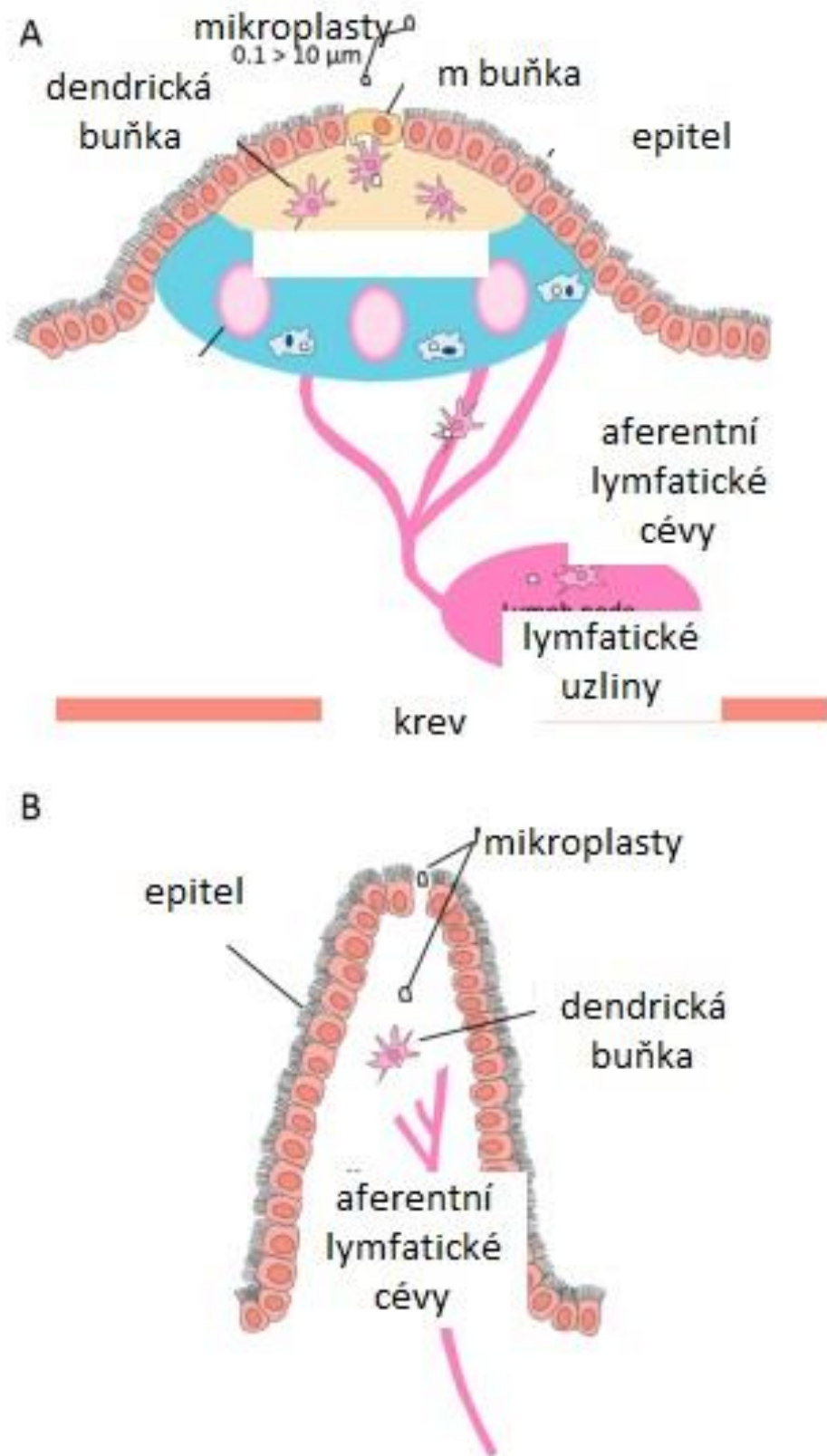
V horním vodním sloupci je zaznamenáno množství lehkých mikroplastů s nízkou hustotou, například polyethylenu., které mají vzhledem k podobné hmotnosti jako řasy velký potenciál být zaměňovány za kořist planktivorů a filtrátorů (Brillant & MacDonald 2000). Prevalence mikroplastů s nízkou hustotou na mořské hladině naznačuje, že zooplankton, včetně larválních stádií komerčně využívaných živočichů, je náchylný k požití mikroplastů. Naopak detritivoři se nejvíce setkají s plasty s vysokou hustotou, například s polyvinylchloridem, který se dostává do usazenin a bentosu. Tam je mohou požit bioturbací různí živočichové jako například mnohoštětinatý červ pískovník rybářský (*Arenicola marina*, Linnaeus, 1758), nebo sumýši (*Thyonella gemmata*, Pourtales, 1852) a sumýš lenivý (*Cucumaria frondosa*, Gunnerus,

1767). Jako další konzument mikroplastů byl prokázán dravý korýš humr norský (*Nephrops norvegicus*, Linnaeus, 1758) (Graham & Thompson, 2009).

Andrady (2011) uvádí, že pozření planktonem má větší vliv na celý potravní řetězec, protože predátoři vyšších trofických úrovní jsou následně vystaveni velkým kontaminacím ze své kořisti (Teuten et al. 2009). Přenos mikroplastů byl například prokázán z řas do zooplanktonu a dále do sladkovodní ryby (Mattsson et al. 2015) nebo ze zooplanktonu do ryby a z ní dále do rybího predátora vyšší trofické úrovně (Chae et al. 2018).

Existují obavy, že dlouhodobá expozice může vést k bioakumulaci submikronových částic s širšími dopady na zdraví. Zvýšení množství mikroplastů v mořském prostředí také ovlivňuje jeho biologickou dostupnost, jelikož je vyšší šance, že se s ním organismus setká (Browne et al. 2008).

Na následujícím obrázku 8 vidíme předpokládané cesty vstupu mikroplastů do gastrointestinálního traktu (GIT).



Obrázek 8  
 Vstup mikroplatů do organismu  
 Kelly FJ, Wright SL. 2017



Slávka jedlá (*Mytilus edulis*, Linnaeus, 1758) byla použita ke zkoumání požití, translokace a hromadění plastových úlomků (Browne et al. 2008). Počáteční experimenty ukázaly, že při požití se ve střevě mikroplasty nahromadily. Slávky byly vystaveny mořské vodě obsahující mikroplasty. Po přesunu do čistého prostředí byly mikroplasty sledovány v hemolymfě. Částice ze střev se během tří dní translokovaly do oběhového systému a tam přetrvávaly déle než 48 dní. Množství menších částic bylo po celou dobu experimentu hojnější než větších, mají tedy větší potenciál k akumulaci v tkáních organismu.

Cílem této studie byl výzkum absorpce a biologických důsledků požití mikroskopických částic polystyrenu. Slávka jedlá byla vybrána jako modelový organismus díky svému velkému geografickému rozsahu a důležitou rolí jako potrava predátorů včetně lidí. Mikroplasty se nashromáždily ve střevní dutině a zaživacích tubulech, v oběhové tekutině, obě velikosti se nacházely v hemolymfě a hemocytech. Nebylo zjištěno žádné ovlivnění funkce hemolymfy, životaschopnosti či fagocytární aktivity hemocytů nebo aktivity krmení. U všech však bylo zjištěno rychlejší stárnutí všech biologických procesů. Oxidační stav hemolymfy byl o více než 35% vyšší.

V další studii byly ústřice velké (*Crassostrea gigas*, Thunberg, 1793) krmené mikroplasty po dobu 2 měsíců. (Sussarellu et al. 2016). Během této studie byly zkoumány účinky na ekofyziologické parametry; buněčné, transkriptomické (studium transkriptomu – veškeré RNA v buňkách) a proteomické odezvy (studium proteinů a jejich vlastností), plodnost a vývoj potomstva. Spotřeba mikrořas a účinnost absorpce byly vyšší u exponovaných ústřic, předpokládá se tedy kompenzační a fyzikální účinek na trávení. Zapříčinily úbytek počtu oocytů (-38 %) a rychlosti spermií (-29 %). Počet larev potomstva exponovaných rodičů se snížily o 41 %. Studie dokázala, že mikroplasty způsobují změny krmení a narušení reprodukce s významným dopadem na potomstvo.

Mikroplasty jsou zasaženi nejen malí ale také i obrovští živočichové. Například díky studii Fossi et al. (2014) byl prokázán vliv mikroplastů na velké filtrátory jako jsou velryby a žraloci. Konkrétně byl sledovaný dopad na plejtváka myšoka (*Balaenoptera physalus*, Linnaeus, 1758), jedinou velrybu žijící ve Středozemním moři a žraloka velikého (*Cetorhinus maximus*, Gunnerus, 1765), jednoho ze tří druhů žraloků filtrujících mořskou vodu kvůli planktonní potravě. Tato velká zvířata mohou být exponována chronicky, neexistuje způsob, jak by mohla mikroplasty selektovat z filtrované potravy. Ve studii bylo analyzováno šest vzorků svaloviny náhodně uloveného žraloka v italských vodách a vzorky tuku a svalů z pěti velryb uvíznutých mezi lety 2007 a 2012 na pěti různých místech italského pobřeží. Vzorky byly pozitivně analyzovány na ftaláty a organochloriny používané jako potencionální indikátory mikroplastů,



přičemž koncentrace sledovaných chemikálií byla vyšší u velryb než u žraloka. Rozdíl v bioakumulaci u těchto dvou druhů může být spojen s odlišnou schopností vylučování.

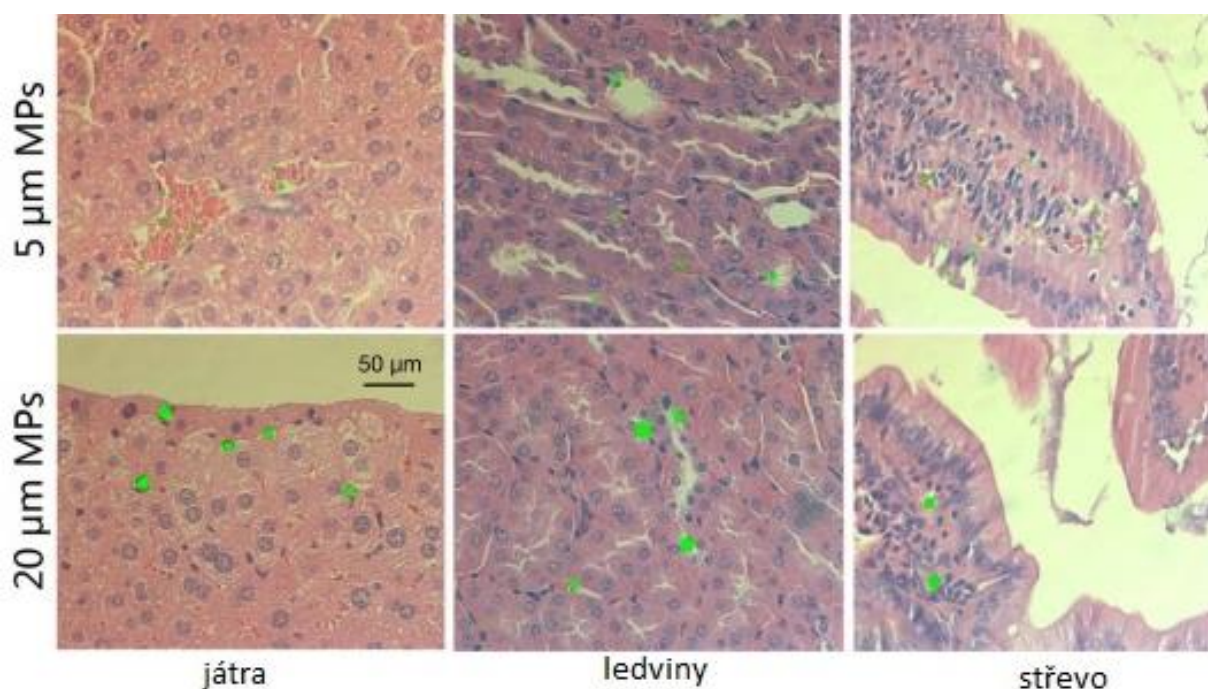
Existují obavy, že dlouhodobá expozice může vést k bioakumulaci submikronových částic s širšími dopady na zdraví. Zvýšení množství mikroplastů v mořském prostředí také ovlivňuje jeho biologickou dostupnost, jelikož je vyšší šance, že se s ním organismus setká (Browne et al. 2008).

### **3.2. Vliv mikroplastů na fyziologii**

Mikroplasty způsobují zánětlivá onemocnění v okolních tkáních, aktivaci imunitní reakce makrofágy a produkce cytokinů (Prata, 2017). Vyvolávají neimunologickou reakci na cizí těleso, částice se lokalizují do buněk a sousedních cév, kde dochází k transportu přes perivaskulární lymfatické prostory (Willert et al. 1996). Při dlouhodobé expozici může následovat poškození tkáně, fibróza, karcinogeneze, oxidativní stres, mohou působit genotoxicky a zapříčinit apoptózu či nekrózu tkáně. Buněčná odezva se pohybuje od několika rozptýlených buněk po rozsáhlé agregace makrofágů (Urban et al. 2000).

Se zmenšující velikostí mikroplastů roste jejich potenciál akumulace ve tkáních. Nanoplasty jsou tudíž velice nebezpečné (Browne et al. 2008). Malé částice do velikosti 2,5 nanometrů mohou být zadržovány v plicích, procházejí skrz tkáňové epitely. Bylo zjištěno, že u ryb způsobují mikroplasty několik nepříznivých účinků, včetně snížené schopnosti predece, endokrinní disrupce, poškození jater a další (de Sá et al. 2014). Požití plasty byly nalezeny ve střevě, játrech a ledvinách (Deng et al. 2017).

Patologické změny ve střevě zahrnují snížení vylučování hleny dysfunkci střevní bariéry, střevní záněty a disbiózu střevní mikroflóry (Lu et al. 2018; Luo et al. 2019; Jin et al. 2018). Patologie jater zahrnuje zánět a akumulaci lipidů či změny lipidového profilu (Lu et al. 2018). Metabolická analýza naznačuje, že expozice mikroplastů vyvolala změny metabolických profilů v rybích játrech a narušila lipidový a energetický metabolismus (Lu et al. 2016, Deng et al. 2017) a metabolismus žlučových kyselin (Jin et al. 2018). Na následujícím obrázku jsou zobrazeny mikroplasty ve tkáních.



Obrázek 9  
Mikroplasty nalezeny v játrech, ledvinách a ve střevě  
Deng et al. 2017

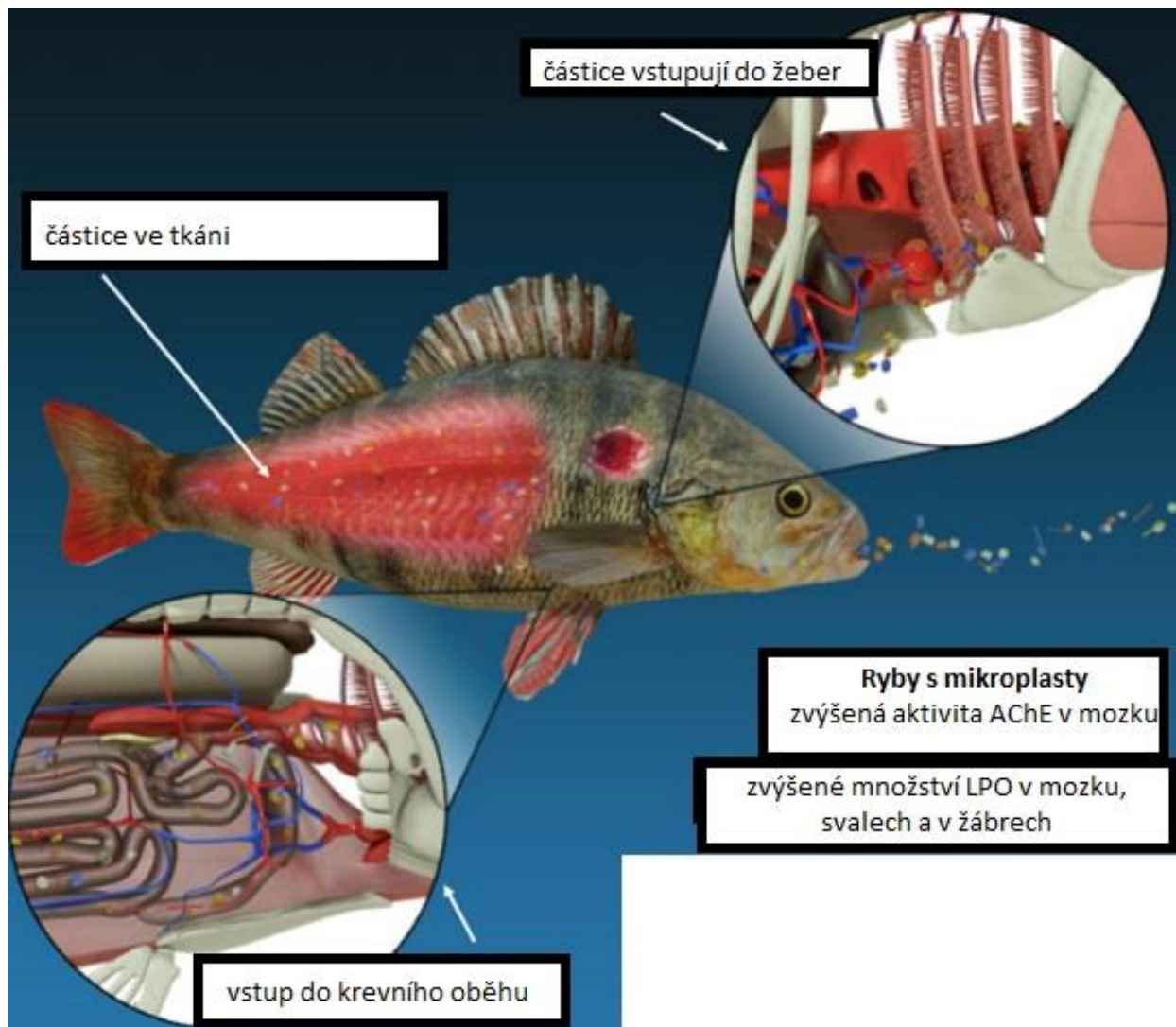
Expozice samice během gravidity způsobuje metabolické poruchy u potomků (Luo et al. 2019). Ryby s mikroplasty ve střevě a jiných tkáních měly významně vyšší hladiny peroxidace lipidů v mozku, žábřácích a hřbetních svalů a zvýšenou aktivitu AChE (acetylcholinesteráza) v mozku ve srovnání s rybami, u kterých nalezen nebyl (Barboza et al. 2019), což silně naznačuje, že absorpce je obecným stresovým faktorem pro mořské obratlovce.

Absorpce a akumulace polystyrenových mikroplastů (PS-MP) byla detekována v rybách dáníích pruhovaných (*Danio rerio*, Hamilton-Buchanan, 1822). Po 7 dnech expozice se mikroplasty o průměru 20  $\mu\text{m}$  akumulovaly pouze v rybích žábřácích a střevech. Histopatologická analýza ukázala, že jak 5  $\mu\text{m}$ , tak i 70 nm mikroplasty způsobily zánět a akumulaci lipidů v játrech. Dále také indukovaly významně zvýšenou aktivitu superoxid dismutázy a katalázy, což naznačuje, že po vlivu mikroplastů byl indukován oxidační stres (Lu et al. 2016).

Toxické účinky mikroplastů byly zkoumány také u morčáka evropského (*Dicentrarchus labrax*, Linnaeus, 1758), mořskou rybu široce používanou jako potravu pro člověka (Barboza et al. 2018). Krátkodobá laboratorní biologická zkouška byla provedená expozicí mikroplastů, rtuti a binárních směsí na nedospělé ryby. Samotné mikroplasty způsobily neurotoxicitu

inhibicí AChE (acetylcholinesteráza), zvýšenou oxidací lipidů (LPO) v mozku a svalech a změny v aktivitě energeticky závislých enzymů LDH (laktátdehydrogenáza) a IDH (isocitrát dehydrogenáza). Všechny směsi s rtuť způsobily významnou inhibici aktivity AChE v mozku a ve svalech ale nikoli způsobem závislým na koncentraci. Směsi obsahující nízké koncentrace mikroplastů způsobily různé účinky na aktivitu IDH a LDH. Dále byla při analýze zjištěna interakce mezi rtuť a mikroplasty. Rozpad rtuti ve vodě se zvyšoval s koncentrací mikroplastů a byl vyšší v přítomnosti ryb než v jejich nepřítomnosti. Pokles koncentrace mikroplastů po 48 hodinách expozice ryb se pohybovala od 27 % do 32 %, pokles koncentrace rtuti ve vodě za 24 hodin bylo od 68 % do 91 %. Nejvyšší pokles byl v nádržích s největší koncentrací mikroplastů.

Také přítomnost ryb velmi ovlivnila pokles. Rtuť byla nalezena v tkáních ryb s významnými rozdíly dle koncentrace plastových částic. Ryby vystavené největší koncentraci rtuti měly významně vyšší koncentrace kovu v mozku a ve svalech než zvířata vystavená nižším koncentracím. Tyto výsledky naznačují, že mikroplasty ovlivňují bioakumulaci rtuti nedospělými rybami. Mikroplasty, rtuť a jejich směsi způsobují neurotoxicitu, oxidační stres a poškození a změny v činnosti energetických enzymů u morčáka evropského (*Dicentrarchus labrax*, Linnaeus, 1758). Směsi s nejnižšími a nejvyššími koncentracemi vyvolaly různé účinky na biomarkery. Za následek měli významnou inhibici aktivity AChE v mozku (50 %), svalové aktivity IDH (50 %), významné zvýšení hladin LPO v mozku (2,2 krát) a ve svalů (2,1 krát), významnou indukci aktivity LDH (1,6 krát) a rozdíly ve svalové aktivitě ChE. To vzbuzuje obavy ohledně zdraví ekosystému kontaminovaných vysokými koncentracemi rtuti i mikroplastů. Na přiloženém obrázku 10 vidíme vstup mikročástic do těla ryby prostřednictvím filtrace vody skrz žábry.



Obrázek 10  
Vstup mikroplastů do těla ryby skrze žábry  
Barboza et al. 2019

Tato zjištění a další publikovaná literatura o této problematice vyvolávají obavy ohledně dravců ve vyšších trofických úrovních a lidí konzumujících ryby vystavené mikroplastům a těžkým kovům a zdůrazňují potřebu dalšího výzkumu tohoto tématu.

Rochman (2017) provedl výzkum se škeblemi korbikuly japonské (*Corbicula fluminea*, O. F. Müller, 1774). Jsou jednou z nejběžnějších škeblí v Severní Americe, v lidské stravě nepoužívané kvůli své schopnosti akumulovat velké koncentrace znečišťujících látek. Byly vystaveny environmentálně relevantním koncentracím polyethylentereftalátu, polyethylenu, polyvinylchloridu nebo polystyrenu s polychlorovanými bifenoly a bez nich po dobu 28 dní. Jejich predátorům, jeseterům bílým (*Acipenser transmontanus*, Richardson, 1836), byly po

dobu studie předloženy jako potrava. U obou druhů byla zkoumána bioakumulace PCB (polychlorované bifenyly) a účinky (imunohistochemie, histologie, chování, stav, úmrtnost).

Histopatologie ukázala tubulární dilataci u škeblí vystavených mikroplastům s PCB, pouze mírné účinky u samotného vystavení jen PCB. Cílem studie bylo změřit tři potenciální mechanismy, kterými by různé typy mikroplastů s PCB či bez mohly přímo ovlivnit jeho predátora, a to kvůli různým polymerům, které se liší výskytem nebezpečných monomerů, přítomnost PCB a interakce mezi mikroplasty a PCB. Mezi měřené účinky patřila exprese proteinů významných pro metabolismus toxických látek a funkci endokrinního systému (vitellogenin), změny v tkáních prostřednictvím histopatologie, změny v chování při krmení a úmrtnost u kořisti i predátora. U obou druhů byla měřena hladina vitellogeninu, u škeblí nebyl žádný významný rozdíl mezi skupinami. Škeble přijímaly všechny typy mikroplastu, jejich kousky byly nalezeny ve většině žaludků škeblí. Jediné histologické změny byly pozorovány v zažívacích žlázách. Zdálo se, že tubulární dilatace je způsobena vlivem mikroplastů a posílena vlivem PCB. Mortalita u škeblí byla minimální, pouze u pár nádrží byla 3-10 % bez zjevného důvodu, ve zbývajících nádržích bylo 100 % přežití. U ryb se významně lišila hladina vitellogeninu v důsledku polymeru a interakce mezi polymerem a PCB. Trendem byla menší koncentrace vitellogeninových proteinů u ryb krmených polyethylenem (s PCB i bez něj) a polystyrenem (bez PCB). Vyčerpání glykogenu bylo pozorováno pouze u 3 ryb, z toho jedno těžké u ryby ze skupiny s PVC i PCB, mírné vyčerpání u ryby s PET i PCB a ryby s polystyrenem. Úmrtnost všech ryb se rovnala nule (Rochman et al. 2017).

Slávka jedlá (*Mytilus edulis*, Linnaeus, 1758) byla vybrána jako modelový organismus s velkým geografickým rozšířením a významný zdroj potravy predátorů včetně lidí ke zkoumání požití, translokace a hromadění mikroskopických částic polystyrenu (Browne et al. 2008). Počáteční experimenty ukázaly, že po expozici v mořské vodě obsahující mikroplasty došlo k jejich hromadění ve střevě. Po přesunu do čistého prostředí byly mikroplasty sledovány v hemolymfě. Částice ze střev se během tří dní translokovaly do oběhového systému a tam přetrvávaly déle než 48 dní. Množství menších částic bylo po celou dobu experimentu hojnější než větších, mají tedy větší potenciál k akumulaci v tkáních organismu. Nebylo zjištěno žádné ovlivnění funkce hemolymfy, životaschopnosti či fagocytární aktivity hemocytů nebo potravní aktivity. U všech testovaných jedinců ale bylo zjištěno rychlejší stárnutí. Oxidační stres hemolymfy byl o více než 35 % vyšší (Browne et al. 2008). U ústřice velké (*Crassostrea gigas*, Thunberg, 1793) krmené mikroplasty po 2 měsících zapříčinily úbytek počtu oocytů a rychlosti spermií (Sussarellu et al. 2016).

Vlivem mikroplastů na fyziologii se zabýval také Mattson et al. (2015). Potravní řetězec pokusu se sestával ze tří úrovní, řasy (*Scenedesmus sp.*), hrotnatky (*Daphnia magna*, Straus, 1820) a karase (*Carassius carassius*, Linnaeus, 1758). Pokus probíhal ve dvou řetězcích, kdy jednomu byly podávány nanočástice v upravené vodě z vodovodu a druhý v čisté. Byly zjištěny jejich vlivy a následný přenos do ryb, kterým změnil metabolizmus. Změny hladin metabolitů umožnily nahlédnout do stavu organismů. NMR spektroskopie byla použita ke studiu metabolických rozdílů v jednotlivých orgánech. V játrech a ve svalových tkáních byly významné rozdíly při požití mikroplastů. Také byly významně těžší s výrazně vyšším obsahem vody. Dále byly zvýšené koncentrace leucinu, fenyl-alaninu a tyrosinu v játrech, ethanol byl naopak významně nižší ve svalech. Mozek a svaly se lišily ve struktuře a barvě, mozek nanočásticové ryby byl mnohem nadýchanější, bělejší a vypadal otekle.

Ftaláty a BPA (bisfenol A, využívaný při výrobě umělých hmot) ovlivňují reprodukci bezobratlých, ryb a obojživelníků, zhoršují vývoj u korýšů a obojživelníků a vyvolávají genetické aberace (Oehlmann et al. 2009). Ftaláty jsou součástí polyvinylchloridu (PVC), ale byly použité také jako repelenty proti hmyzu (Ferguson et al. 1946). Jako změkčovadla plastů se používají estery kyseliny ftalové neboli ftaláty. Například DEHP (diethylhexylftalát) přeměňuje PVC z tuhého plastu do jeho měkčené formy (Grafnetterová et al. 2015). Ryby jsou pravděpodobně vystaveny ftalátům z vodního sloupce, potravy i sedimentů.

Ftaláty a BPA obsažené v plastech mohou ovlivnit vývoj a reprodukci u široké škály druhů volně žijících živočichů poruchami reprodukce a vývoje, počtem vyprodukovaných potomků, snížení úspěšnosti líhnutí, narušení vývoje larev, změnu sezónnosti. Mají vlastnosti narušující endokrinní systém živočichů (Norman et al. 2007, Harris et al. (1997)

DEHP (bis(2-ethylhexyl)-ftalát) a DBP (dibutylftalát) změnily aktivitu enzymů podílejících se na syntéze endogenních steroidních hormonů a jejich metabolismu u kapra obecného (*Cyprinus carpio*, Linnaeus, 1758). Tyto vlivy mohou vést ke změně rovnováhy mezi endogenními estrogeny a androgeny, a tudíž změny v jejich reprodukční fyziologii (Thibaut & Porte, 2004). U lososa obecného (*Salmo salar*, Linnaeus, 1758) vedlo vystavení 1500 mg/kg DEHP kg v potravě po delší dobu (čtyři měsíce) během raného života k výskytu 3 % intersexuálních jedinců, expozice tedy může vést k vzájemnému ovlivňování s diferenciací pohlavních žláz (Normal et al. 2007). Prokázalo se, že se váží na estrogenový receptor a vyvolávají slabě estrogenní reakci v kulturách rybích buněk (Jobling et al. 1995). U samice medaky japonské (*Oryzias latipes*, Temminck & Schlegel, 1846) způsobila expozice koncentracím DEHP výrazné snížení jak VTG, tak i procento samic obsahujících zralé oocyty, což naznačuje antiestrogenní způsob účinku (Kim et al. 2002). Ten je pravděpodobně

zapříčiněn konkurencí endogenních estrogenů pro receptor. Studie interakce receptorů in vitro také ukázaly, že BBP (butyl-benzyl-ftalát) a DEHP mají antiandrogenní aktivitu (Sohoni & Sumpter 1998).

BBP je estrogenní a indikuje syntézu VTG (vitellogenin) u jelečka velkohlavého (*Pimephales promelas*, Rafinesque, 1820) při koncentraci 100 mikrogramů / liter ve vodě (Harries et al. 2000). Podobně indukuje VTG u kapra obecného (*Cyprinus carpio*, Linnaeus, 1758) vystavené 1-20 DEP (diethylftalát) mikrogramů/litr po dobu čtyř týdnů, bylo prokázáno, že expozice nízkým koncentracím DEP vyvolává změny v řadě enzymů v játrech a svalech, včetně fosfatáz a transamináz, což ovlivňuje metabolické funkce (Barse et al. 2007).

BPA byl původně vytvořen při hledání syntetických estrogenů pro klinické použití. Byla sice prokázána estrogenní aktivita BPA u ovariktomizovaných potkanů, ale později byl nalezen účinnější syntetický estrogen (diethylstilboesterol) (Dodds et al. 1938). Thompson et al. (2009) uvádí, že v padesátých letech se znovu objevil BPA, když reagoval s fosgenem (dichlorid karbonylu) za vzniku polykarbonátového plastu a stal se využívaným ve výrobě plastů. Změkčující vlastnosti ftalátů a polymerace BPA způsobily jejich široké využití při výrobě plastů a dnes se vyskytují v mnoha sériově vyráběných výrobcích. Bohužel jejich původní účel, tedy estrogenní působení (Dodds et al. 1938), nebyl při rozšíření do výroby dostatečným varováním z hlediska možnosti nežádoucích účinků na živé organismy.

Dle Bauer & Herrmann (1997) tvoří ftaláty až 50 % z celkové hmotnosti plastů z PVC a roční produkce tvoří 2,7 milionů tun, zatímco roční produkce BPA je 2,5 milionů tun (Staples et al. 2002). BPA je sice snadno degradovatelný ale i tak je často detekován ve vodních ekosystémech díky neustálému uvolňování do životního prostředí. Studie in vitro jasně prokázaly, že BPA je schopen vyvolat reakci podobnou reakci vyvolané přírodními estrogeny, ovšem koncentrace nutná k vyvolání účinku byla mnohem vyšší než u estradiolu, je tedy klasifikován jako slabý environmentální estrogen u obratlovců (Olea et al. 1996).

Bylo prokázáno, že BPA má feminizující účinky in vivo a indukuje syntézu proteinů VTG u různých druhů ryb. Byly popsány histologické změny pohlavních žláz a porovnávány s hladinami vitellogeninu a pohlavních steroidů. Narušuje také syntézu androgenů a estrogenů. Nízké koncentrace BPA snižují poměr estrogenu k androgenu v plazmě, vysoké naopak poměr zvyšují. Dle výzkumu Mandicha et al. (2007) způsoboval BPA u samců závažné změny struktury varlat, někteří jedinci vykazovali intersexualitu (27 %). U obojživelníků BPA vyvolává širokou škálu nežádoucích účinků. Ovlivňuje sexuální vývoj a způsobuje reverzi pohlaví v semistatických expozicích (Kloas et al. 1999). Teratogenní účinky u embryí drápatky vodní (*Xenopus laevis*, Daudin, 1802) zahrnují křivé obratle, abnormální vývoj hlavy a

abdomenu či apoptózu v centrální nervové soustavě (Iwamuro et al. 2003). Pulci skokana hnědého (*Rana temporaria*, Linnaeus, 1758) v kombinaci s ultrafialovým zářením (UVB), vyvolává zvýšenou úmrtnost pulců (Koponen & Kukkonen 2002).

Dle Sohoni et al. (2001) jsou další změny ve vývoji pohlavních žláz a kvalitě gamet u ryb, a to i při koncentracích zjištěných v životním prostředí změny ve struktuře gonád u samce kapra obecného (*Cyprinus carpio*, Linnaeus, 1758). Zvýšení atrézie v oocytech u samice, při velmi vysokých hladinách vyvolává intersex (Mandich et al. 2007). U pakambaly velké (*Scophthalmus maximus*, Linnaeus, 1758) zvýšená frekvence mikrojadér v erytrocytech, tedy schopnost této sloučeniny indukovat poškození DNA. U pstruha obecného potočního (*Salmo trutta f. Fario*, Linnaeus, 1758) způsobuje, jak tvrdí Lahnsteiner et al. (2005), sníženou kvalitu spermií a opožděnou ovulaci a inhibici ovulace s potenciální hrozbou dopadu na populační úroveň, kdy potomstvo vyprodukuje v méně příznivých sezónních podmínkách.

Koncentrace BPA v sedimentech je o několik řádů vyšší než ve vodním sloupci. Měkkýši, korýši a obojživelníci jsou na tyto sloučeniny obzvláště citliví, u ryb se většina účinků (vyjma poruchy spermatogeneze) objevuje až při vyšších koncentracích. Koncentrace v laboratorních testech byly totožné s koncentracemi v přírodě, nalezené účinky tedy mohou být stejné i na divoká zvířata (Oehlmann et al. 2009).

### 3.3. Vliv mikroplastů na chování

Mikroplasty je ovlivněno také chování živočichů. Přímé a nepřímé účinky mikroplastů a nanoplastů na pohybovou aktivitu byly zkoumány u dánia pruhovaného (*Danio rerio*, Hamilton-Buchanan, 1822). Výsledky ukázaly, že samotné mikroplasty nevykazovaly žádné významné účinky s výjimkou regulované vizuální exprese zfrho, zatímco nanoplasty inhibovaly aktivitu a snižovaly délku těla larev o 6 %, inhibovaly aktivitu acetylcholinesterázy o 40 % a významně zvýšily expresi genu gfap,  $\alpha$ 1-tubulin, zfrho a zfbblue. Při společné expozici 2  $\mu$ g / l 17  $\alpha$ -ethynylestradiolu (EE2) vedly mikroplasty ke zmírnění inhibičního účinku EE2 na pohyb, což bylo pravděpodobně způsobeno sníženou koncentrací volně rozpuštěného EE2.

Mikroplasty vykazovaly silnější adsorpční schopnost pro EE2, ale ryby více ovlivňoval ve spojení s nanoplasty, kdy byly ryby aktivnější. To bylo zřejmě způsobeno vyšším oxidačním poškozením a menší délkou těla. Samotné nanoplasty potlačovaly délku těla larev a obě částice při vystavení EE2 mění plavání larev (Chen et al. 2017).



U různých druhů působí mikroplasty na potravní chování různým způsobem. U některých druhů spotřeba potravy vrůstá; například ústřice spotřebují větší množství řas, což naznačuje kompenzační a fyzikální účinky (Sussarellu et al. 2016), u jiných klesá, jelikož se organismus cítí mechanicky nasycen (Rochman et al. 2017). U hlaváče obecného (*Pomatoschistus microps*, Kroyer, 1838) významně mikroplasty ovlivnily schopnosti predace (65 %) a účinnost lovu (50 %). Snížení příjmu potravy může snížit životaschopnost jedince i populace (de Sá, 2014). V jeho studii ryby vykazovaly významné snížení schopnosti predovat.

Vědci ve studii podali mikročástice polystyrenu velikosti organismům žijícím a lovícím ve vodním potravinovém řetězci, od řas (*Scenedesmus sp.*) přes hrotnatky velké (*Daphnia magna*, Straus, 1820) a byly studovány účinky na jejich chování a metabolismus po působení nanočástic ve vodním ekosystému. Polystyrenové částice vybrali, protože jsou jedním z pěti hlavních typů vyráběných plastů a běžně se nacházejí ve vodním prostředí. Cílem bylo zjistit, zda a jak tyto nanosizované částice transportované potravním řetězcem ovlivňují metabolismus a chování vrcholného konzumenta – ryb. Za použití statistické analýzy videí krmení se studovali rozdíly v aktivitě a v chování hejn mezi kontrolními rybami a rybami krmenými nanočásticemi.

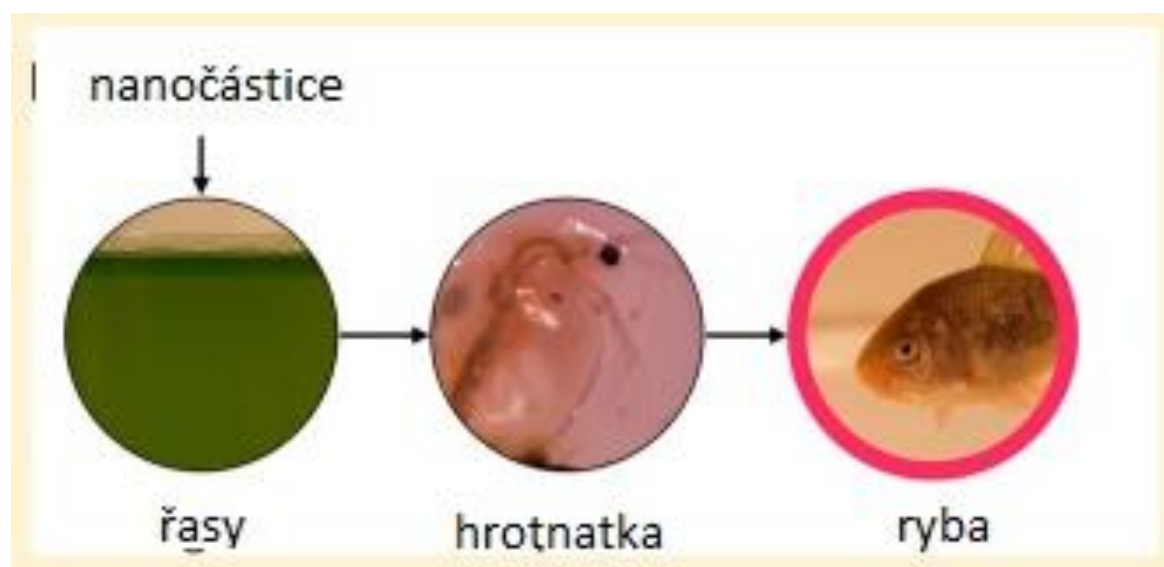
Hrotnatky krmili řasami s mikroplasty, karasy obecné (*Carassius carassius*, Linnaeus, 1758) krmili hrotnatkami. Ve dvanácti akváriích bylo po čtyřech karasech. Hrotnatky po požití mikroplastů nevykazovaly žádné změny v chování. Chování ryb bylo monitorováno natáčením. Sulfonované polystyrenové nanočástice byly zkrmeny rybám skrz potravní řetězec přes řasy a zooplankton. Bylo pozorováno chování ryb před, během a po krmení. Před přidáním jídla do akvária měly všechny ryby nízkou aktivitu. Přidáním zooplanktonu došlo ke zvýšení aktivity a jasným rozdílem v loveckém chování mezi kontrolní a pokusnou skupinou. Po nakrmení se aktivita ryb pomalu klesala do úrovně jako před krmením. Rozdíly mezi skupinami postupně narůstaly.

Délka krmení rostla u skupiny krmené mikroplasty až byla téměř dvakrát tak dlouhá jako u kontrolní skupiny. Během krmení měly kontrolní ryby vyšší aktivitu a aktivně vyhledávaly potravu, zatímco pokusné ryby se pohybovaly mnohem pomaleji. Zvýšená aktivita po vložení potravy nastávala u obou skupin, který následoval rychlý pokles aktivity. Ten byl mnohem hlubší u skupiny krmené mikroplasty. Kontrolní skupina stále vyhledávala potravu.

Dalším překvapivým rozdílem byla vzdálenost mezi jednotlivými rybami. Skupina krmená mikročásticemi mezi sebou měla menší rozestupy, což naznačuje, že se chovaly více jako skupina, a to i během krmení, kdy se ovšem rozestupy zvyšovaly v obou skupinách. Snížení vzdálenosti mezi rybami bylo opět rychlejší u pokusné skupiny.

Rozdíly byly pozorovány i v plaveckém vzoru. Ryba krmená nanočásticemi zabírala méně prostoru v akváriu. Kontrolní ryba naopak aktivně prozkoumávala celé akvárium při hledání a lovu potravy, zatímco ryby krmené mikročásticemi prozkoumávaly menší prostor. Jeden z vlivů mikročástic je tedy potlačení individuální aktivity.

Bylo prokázáno, že nanočástice mohou ovlivnit chování ryb a funkci jejich orgánů. V širším kontextu můžeme říct, že snížená krmná aktivita ryb povede ke snížení růstu a schopnosti se vyhýbat predátorům. Tím by byla snížena jejich zdatnost v přírodním ekosystému (Mattson et al. 2015). Na následujícím obrázku je zobrazen použitý potravní řetězec.



Obrázek 11  
Potravní řetězec použitý ve studii  
Mattson et al. 2015

Také jeseteři bílí (*Acipenser transmontanus*, Richardson, 1836) vykazovali rozdíly v chování, když byli krmeni škeblemi (*Corbicula fluminea*, O. F. Müller, 1774) krmenými mikroplasty PET, polyethylenu a PVC nebo polystyrenu, v závislosti na druhu polymeru ale ne přítomnosti PCB. Ryby vystavené mikroplastům přijímaly více potravy než ryby nevystavené. Předpokládá se, že účinek byl způsoben samotným mikroplastem než PCB (Rochman 2017).

Expozice BBP způsobila změny v chování při hejnování a krmení u koljušky tříostné (*Gasterosteus aculeatus*, Linnaeus, 1758), samci vykazovali zhoršenou otcovskou péči, nebyl rozdíl v počtu samců, kteří stavěli hnízda exponovaní samci stavěli hnízda výrazně později (Wibe et al. 2002).

Expozice DEP způsobila změny obecného chování kapra obecného (*Cyprinus carpio*, Linnaeus, 1758), kdy se testované ryby staly letargickými, změnily barvu a později reagovaly na vyrušení (Barse et al. 2007).

Negativní vliv mikroplastů potvrdila také současná metaanalýza (CITACE), která shromáždřovala údaje z dostupných vědeckých studií. Účinek se lišil mezi druhy, významný rozdíl byl u 6 z 19 druhů. Největší vliv mají na embrya a larvální stádia, poté na juvenilní jedince a nejmenší na dospělé.

Různé druhy mikroplasty účinkují různě díky odlišným fyziologickým, anatomickým i behaviorálním rozdílům. Menší vliv mají na ryby s malými ústy, protože nemohou polykat mikroplasty, které jsou větší, než ústní otvor. Byla prokázána přímá úměra mezi rozměrem larev a velikostí negativního účinku. Důležitá je rovněž doba účinku, dlouhodobá expozice má výraznější dopad.

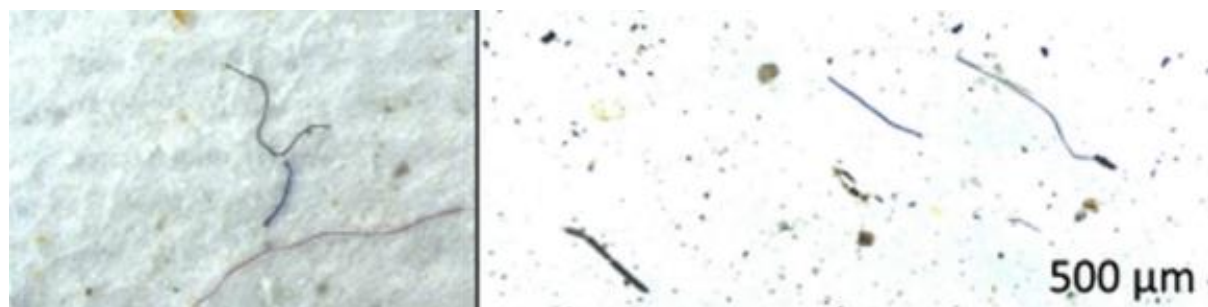
Mikroplasty mají obecně negativní účinek na funkční vlastnosti ryb bez ohledu na stanoviště. Expozice mikroplastům měla výrazný dopad na chování ryb. Největší vliv mají na schopnost získávání potravy, následně na chování, následkem je podvýživa a hladovění z důvodu nižšího příjmu energie, což ovlivňuje snížení růstu i obsahu bílkovin. Ryby s menším množstvím energie se stávají méně reaktivní a pomalejší při pohybu. Pohyb mohou ovlivnit také léze v orgánech způsobené požitím mikroplastů. To snižuje schopnost predace nebo naopak úniku před predátory.

Mikroplasty tak mohou ohrozit kondici ryb i fungování ekosystému (Andreou et al. 2021). Snížení dynamiky predátor – kořist může vést k narušení potravinové sítě za změny silných interakcí, kdy predátor je více ovlivněn než kořist. Míra ovlivnění závisí na kombinaci vlastností (například velikost, trofická úroveň, stanoviště), prostředí a vlastností mikročástic. Znečištění mikroplasty tedy působí jako významný stresor v životním prostředí (Berlino et al. 2021).

### **3.4. Vliv na člověka**

Člověk může být vystaven mikroplastům inhalací, požitím nebo dermální cestou (Verla et al. 2019). Dle Gasperi et al. (2018) mohou být inhalovatelné částice uloženy v horních dýchacích cestách po vstupu nosní dírkou či ústy, schopny dostat se a uložit se v plicích. Usazování inhalovaných mikroplastů dochází v horních dýchacích cestách (nosní dutina, hltan,

hrtan), dolních dýchacích cestách (průdušnice, primární průdušky a plíce). Na následujícím obrázku jsou zaznamenány vláknité mikroplasty.



Obrázek 12  
Vláknité mikroplasty  
Gasperi et al. 2018

Některé polymery s nižší hustotou a malým průměrem mají větší potenciál být dýchacelnými a dosahují až dolních dýchacích cest (Prata et al. 2017). Vláknité mikroplasty mají velkou plochu, vykazují vlastnosti bioperzistence, a proto mohou zůstat v plicích (Verla et al. 2019). Plastová mikrovláknina velikosti do 250 nanometrů byla detekována u téměř 90 % případů biopsie plic (Pauly et al. 1998).

Akumulací mikročástic v tělech vodních živočichů se mikročástice dostávají i do potravin mořského původu. Na lidském jídelníčku se objevuje množství divokých mořských organismů, které jsou potencionálně zasaženy mikroplasty (Li et al. 2015). Mohou to být ryby (např. kranasi, tuňáci, tresky, mořští okouni), mlži (ústřice, slávky) a korýši (krevety, humři, langusty). Zasažení se nevyhne ani akvakulturám, například mlžům pěstovaným v ústích řek a pobřežních lagunách, kde dochází k velké kontaminaci (Lusher et al. 2017). Znečištěná mikroplasty může být také rybí moučka využívaná ke krmení (GESAMP 2016).

Vzhledem k prevalenci mikroplastů je potrava z moře, která u mnoha národů tvoří základní složku stravy, očekávanou cestou expozice do lidského organismu, Mořské plody poskytují téměř 3 miliardám lidí na celém světě přibližně 20 % příjmu živočišných bílkovin (FAO 2012), ryby tvoří pro 4,3 miliardy lidí 15 % přijatých živočišných bílkovin (FAO 2012 & FAO 2014). Mlži prokazatelně přijímají obrovské množství mikroplastů díky filtraci vody (Browne et al. 2008).

V Číně se vyprodukuje více než 60 % plžů určených k lidské spotřebě, ovšem právě zde je obrovské množství pozemních zdrojů tvořící kontaminující látky s potenciálem se vázat na mikroplasty. U mlžů zakoupených na rybářském trhu v Šanghaji byla nalezena kontaminace

mikroplasty. Čínští spotřebitelé tak mohou být každoročně vystaveni 100 000 částicím mikroplastů (Li et al. 2015). Mikroplasty byly nalezeny v plžích i mimo Čínu, v Belgii byly nalezeny ve slávce a ústřici koupěných v obchodě. Dle obsažené koncentrace se odhaduje, že průměrný evropský konzument mušlí požije až 11 000 částic ročně (Van Cauwenberghe et al. 2014).

Není to tak dávno, co byly mikroplasty nalezeny i v pitné vodě a jejích zdrojích, což vyvolalo otázky na bezpečnost. Zatím neexistují žádné standardizované metody odběru vzorků, jejich extrakce a identifikace. Je tedy otázka, jak kvalitní jsou výsledky studií (Mintenig et al. 2018). Existuje více než 50 studií s údaji o koncentracích mikroplastů, způsoby získávání vzorků i následné analýzy. Lékařské studie na hlodavcích i na lidech prokázaly, že částice polyvinylchloridu a polystyrenu menší než 150  $\mu\text{m}$  se mohou transportovat ze střevní dutiny do lymfy a oběhového systému (Volkheimer, 1975; Hussain et al. 2001).

## 4. Závěr

Plastový odpad je všudypřítomný globální problém, který vyžaduje pozornost. Je příliš mnoho zdrojů umělých mořských trosků z lidské činnosti na souši i na Zemi. Výskyt mikroplastů byl zaznamenán po celém světě v různých mořských podmínkách s rostoucí rychlostí. Je potřeba zamezit dalšímu vstupu mikročástic do ekosystému, již nyní byly nalezeny ve všech sférách životního prostředí (Verla et al. 2019).

Existuje řada mezinárodních a národních iniciativ, které jsou zaměřeny na ochranu oceánů před mořským odpadem. Nejdůležitější z nich je Mezinárodní úmluva o zabránění znečištění z lodí (MARPOL, 1973). Mezi další opatření k řešení mořských trosků patří manuální čištění břehů a mořského dna i školní a veřejné vzdělávací programy. Je důležité snížit využívání plastů, a naopak, zvýšit jejich recyklovatelnost. Částečným řešením mohou být také biologicky degradovatelné plasty na místech, kde jsou považovány za nezbytné jako alternativa, rychle se rozpadají na zdravotně nezávadné látky.

S mikroplasty souvisejí potenciální chemická, částicová a mikrobiální rizika. U mikroplastů narážíme na jeden zásadní problém. Složení samotných mikroplastů živočichy ovlivňuje, ftaláty a bisfenoly mění hormonální a pohlavní funkce organismů, produkci vitellogeninu, způsobují teratogenní aktivitu u obojživelníků, mění hejnové chování a schopnost predace. Bisfenol A je syntetickým estrogenem, způsobuje poruchy reprodukce, vývoje, změnu sezónnosti či změny pohlavních žláz.

Ftaláty mění aktivitu enzymů podílejících se na syntéze endogenních steroidních hormonů a jejich metabolismu, tím narušují rovnováhu mezi endogenními estrogeny a androgeny. Narušují reprodukční fyziologii, snižují množství zralých oocytů, způsobují feminizaci (antiandrogenní aktivita), ovlivňují metabolické funkce organismu, mění chování.

Mikroplasty mají potenciál vázat na sebe kontaminanty, například rtuť či jiné těžké kovy, které organismy také ovlivňují. Vliv mikroplastů byl prokázán řadou studií, většina z nich se shoduje na negativním ovlivnění organismů. Na organismy mají dopad samotné mikroplasty, kdy dochází k blokaci gastrointestinálního traktu, zánětům či jinému fyzickému poškození. Jejich vliv je v současné době vidět nejvíce na malých organismech, které nejsou tak populární jako velká zvířata.

Mikroplasty ovlivňují počty a chování menších organismů na nižších úrovních potravního řetězce, trofickou kaskádou se dostávají právě do velkých organismů, kde se jejich výskyt také začíná projevovat.

## 5. Literatura

Allsopp et al. 2006. Plastic Debris in the World's Oceans. Greenpeace International, Amsterdam.

Andrady A. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. **41**: 1596-1605.

Andreou et al. 2021. Microplastics in freshwater fishes: Occurrence, Impact and future perspectives. doi: 10.1111/faf.125228

Barboza et al. 2018. A Microplastic 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*. **27**: 49-57.

Barboza et al. 2019. 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*. **47**: 1107-1135.

Barnes et al. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. **122**: 1985-1998.

Barse et al. 2007. Endocrine disruption and metabolic changes following exposure of *Cyprinus carpio* to diethyl phthalate. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. **11**: 36-42.

Bauer MJ, Herrmann R. 1997. Estimation of the environmental contamination by phthalic acid esters leaching from household wastes. *Science of The Total Environment*. **25**: 49-57.

Bergmann et al. 2015. Observations of floating anthropogenic litter in the Barents Sea and Fram Strait, Arctic. *Polar Biology*. **32**: 553-560.

Berlino et al. 2021. Microplastics and the functional traits of fishes: A global meta-analysis. *Global Change Biology*. doi: 10.1111/gcb.15570

Běhálek, Luboš. 2015. *Polymery*. Vydavatelství TUL, Liberec.

Boland RC, Donohue, MJ. 2003. Marine debris accumulation in the nearshore marine habitat of the endangered Hawaiian monk seal, *Monachus schauinslandi* 1999-2001. **23**: 1385-1394.

Browne et al. 2008. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*. **35**: 5026-5031.

Cole et al. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*. **41**: 2588-2597.

de Sá LC, Luís LG, Guilhermino L. 2014. Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): Confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental condition. *Environmental Pollution*. **28**: 359-362.

Delle Site Alessandro. 2001. Factors affecting sorption of organic compounds in natural sorbent/water systems and sorption coefficients for selected pollutants. *Journal of Physical and Chemical Reference*. **39**: 187-439.

Deng et al. 2017. Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. *Scientific Reports*. DOI: 10.1038/srep46687

Derraik, José GG, 2002. JC. 2013. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*. **43**: 842-852

Dimzon et al. 2017. Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment. DOI: 10.1007/978-3-319-61615-5\_3

Dodds et al. 1938. Oestrogenic Activity of Certain Synthetic Compounds. *Nature*. **67**: 247-248.



Duarte AC, Rocha-Santos T. 2015. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrACT Trends in Analytical Chemistry*. **34**: 47-53.

Endo et al. 2005. Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences. *Marine Pollution Environment*. **45**: 1103-1114

Eriksen et al. 2014. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *Plos One*. DOI: 10.1371/journal.pone.0111913

Eriksson C, Burton, A. 2003. Origins and Biological Accumulation of Small Plastic Particles in Fur Seals from Macquarie Island. *AMBIO A Journal of the Human Environment*. **32**: 380-384.

Ferguson et al. 1946. The Synthesis of Aromatic Aldehydes. *Chemical Reviews*. **21**: 227-254.

Florence AT, Hussain N, Jaitley V. 2001. Recent advances in the understanding of uptake of microparticulates across the gastrointestinal lymphatics. **14**: 107-142.

Fossi et al. 2012. Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin*. **51**: 2374-2379.

Galgani et al. 2013. Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science*. **87**: 1055-1064.

Gasperi et al. 2018. Microplastics in air: Are we breathing it in?. *Current Opinion in Environmental Science & Health*. **1**: 1-5.

Geyer et al. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*. DOI: 10.1126/sciadv.1700782

- Grafnetterová et al. 2015. Hladiny metabolitů ftalátů, polyaromatických uhlovodíků a bisfenolu a v moči českých studentů (pilotní studie). DOI: 10.21101/hygiena.a1368
- Graham ER, Thompson JT. 2009. Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. **42**: 22-29.
- Gregory Murray R. 1996. Plastic 'scrubbers' in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin*. **26**: 867-871.
- Güven et al. 2017. Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental Pollution*. **37**: 286-294.
- Harries et al. 2000. Development of a Reproductive Performance Test for Endocrine Disrupting Chemicals Using Pair-Breeding Fathead Minnows (*Pimephales promelas*). *Environmental Science & Technology*. **24**: 3003-3011.
- Harris et al. 1997. Normal reproductive organ development in CF-1 mice following prenatal exposure to bisphenol A. *Toxicological Sciences*. **13**: 36-44.
- Hart AG, Stallwood B, Stevenson K. 2008. Tire rubber recycling and bioremediation: A Review. *Bioremediation Journal*. DOI: 10.1080/10889860701866263
- Hirai et al. 2011. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin*. **41**: 1683-1692.
- Chae et al. 2018. Trophic transfer and individual impact of nano-sized polystyrene in a four-species freshwater food chain. *Scientific Reports*. DOI: 10.1038/s41598-017-18849-y
- Chen et al. 2017. Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity. *Science of the Total Environment*. **45**: 1022-1031.

- Choy A, Drazen, JC 2013. Plastic for diner? Observations of frequent debris ingestion by pelagic predatory fishes from the central North Pacific. *Marine Ecology Progress*. **34**: 155-163
- Isobe et al. 2015. East Asian seas: A hot spot of pelagic microplastics. *Marine Pollution Bulletin*. **45**: 618-623.
- Iwamuro et al. 2003. Tetatogenic and anti-metamorphic effects of bisphenol A on embryonic and larval *Xenopus laevis*. *General and Comparative Endocrinology*. **42**: 189-198.
- Jin et al. 2018. Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice. *Science of the Total Environment*. **46**: 308-317.
- Jobling et al. 1995. A variety of environmentally persistent chemicals, including some phthalate plasticizers, are weakly. estrogenic. *Environmental Health Perspect*. **23**: 582-587.
- Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. 2015. Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: A Global Assessment. International Maritime Organization, Londýn.
- Kelly FJ, Wright SL. 2017. Plastic and Human Heath: A Micro Issue?. *Environmental Science & Technology*. **12**: 6634-6647.
- Kim et al. 2002. Inhibition of oocyte development in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to di-2-ethylhexyl phthalate. *Environment International*. **24**: 359-365.
- Kloas et al. 1999, Amphibians as a model to study endocrine disruptors: II. Estrogenic activity of environmental chemicals in vitro and in vivo. *Science of the Total Environment*. **27**: 59-68.
- Koponen PS, Kukkonen JVK. 2002. Effects of bisphenol A and artificial UVB radiation on the early development of *Rana temporaria*. *Journal of Toxicology and Environmental Health*. **27**: 947-959.

Lambert S, Wagner, M. 2017. Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater Environments: An Overview. Pages 1-23. Lambert S, Wagner M. Freshwater Microplastics. Emerging Environmental Contaminants? Springer, Cham.

Laist DW. 1997. Impacts of Marine Debris: Entanglement of Marine Life in Marine Debris Including a Comprehensive List of Species with Entanglement and Ingestion Records. Pages 99-139. Springer Series on Environmental Management. Springer, Cham.

Li et al. 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*. **57**: 362-374.

Li et al. 2015. Microplastics in mussels along the coastal waters of China. *Environmental Pollution*. **29**: 177-184.

Lu et al. 2018. Polystyrene microplastics induce gut microbiota dysbiosis and hepatic lipid metabolism disorder in mice. *Science of the Total Environment*. **46**: 631-632.

Lu et al. 2016. Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Live. *Environmental Science & Technology*. **49**: 4054-4060.

Luo et al. 2019. Maternal polystyrene microplastic exposure during gestation and lactation altered metabolic homeostasis in the dams and their F1 and F2 offspring. *Environmental Science & Technology*. **51**: 10978-10992.

Lusher et al. 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture: Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. Pages 37-54. FAO. Office of Knowledge Exchange, Research and Extension, Rome.

Mandich et al. 2007. In vivo exposure of carp to graded concentrations of bisphenol A. *General and Comparative Endocrinology*. **46**: 15-24.

Mani et al. 2015. Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports*. DOI: 10.1038/srep17988

- Mattson et al. 2015. Altered behavior, physiology, and metabolism in fish exposed to polystyrene nanoparticles. *Environmental Science & Technology*. **48**: 553-561.
- Mintening et al. 2018. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*. **51**: 410-422.
- Naustvoll L, Norén F. 2010. Survey of microscopic anthropogenic particles in skagerrak. *TA* **12**: 1-12.
- Norman et al. 2007. Studies of Uptake, Elimination, and Late Effects in Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Dietary Exposed to Di-2-Ethylhexyl Phthalate (DEHP) During Early Life. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. **43**: 235-242.
- Oehlmann et al. 2009. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. **122**: 2047-2062.
- Olea et al. 1996. Estrogenicity of resin-based composites and sealants used in dentistry. *Environmental Health Perspectives*. **24**: 298-305.
- Pauly et al. 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Science*. **118**: 860-863.
- Prata JC. 2017. Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution*. **27**: 115-126.
- Pruter AT. 1987. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the ma-rine environment. *Marine Pollution Bulletin*. **17**: 305-310.
- Richards BK, Zubris KAV. 2005. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution*. **25**: 201-211.
- Shaw DG, Day, RH. 1994. Colour – and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*. **24**: 39-43.

Sohoni P, Sumpter JP. 1998. Several environmental oestrogens are also anti-androgens. *Journal of Endocrinology*. **61**: 327-329.

Sohoni et al. 2001. Reproductive Effects on Long-Term Exposure to Bisphenol A in the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). *Environmental Science & Technology*. **34**: 2917-2925.

Staples et al. 2002. A Multimedia Assessment of the Environmental Fate of Bisphenol A. *Human and Ecological Risk Assessment*. **17**: 1107-1135.

Strutt D, Vlachopoulos. 2003. Polymer processing. *Materials Science and Technology*. DOI: 10.1179/026708303225004738

Su et al. 2016. Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*. **26**: 711-719.

Sussarellu et al. 2016. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **112**: 2430-2435.

Rist et al. 2018. A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics. *Science of the Total Environment*. **72**: 720-726.

Rochman et al. 2014. Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment. *Science of the Total Environment*. **42**: 656-661.

Rochman et al. 2017. Direct and indirect effects of different types of microplastics on freshwater prey (*Corbicula fluminea*) and their predator (*Acipenser transmontanus*). *Plos One*. DOI: 10.1371/journal.pone.0187664

Teuten et al. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. **122**: 2027-2045.

The International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (MARPOL). 1973. Final Act of the International Conference on Marine Pollution. Londýn.

Thevenon, F. 2017. Tackling marine plastic pollution: monitoring, policies, and sustainable development solutions. Pages 353-378. Nunes et al. Handbook on the Economics and Management of Sustainable Oceans. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.

Thibaut R, Porte C. 2004. Effects of endocrine disrupters on sex steroid synthesis and metabolism pathways in fish. *The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*. **35**: 485-494.

Thompson et al. 2004. Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*. **124**: 838.

Thompson et al. 2009. Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. **122**: 1973-1976.

Uneputty PA, Evans SM. 1997. Accumulation of beach litter on islands of the Pulau Seribu Archipelago, Indonesia). *Marine Pollution Bulletin*. **27**: 652-655.

Urban et al. 2000. Dissemination of wear particles to the liver, spleen, and abdominal lymph nodes of patients with hip or knee replacement. *The Journal of Bone & Joint Surgery*. **101**: 457-476.

Van Cauwenberghe et al. 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*. **24**: 65-70.

Vandermeersch et al. 2015. A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environmental Research*. **48**: 46-55.

Verla et. al. 2019. Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks. *Environmental Monitoring and Assessment*. **38**: 668.

Volkheimer G. 1975. Hematogenous dissemination of ingested polyvinyl chloride particles. *Annals of the New York Academy of Sciences*. **152**: 164-171.

Walczak et al. 2015. Translocation of differently sized and charged polystyrene nanoparticles in in vitro intestinal cell models of increasing complexity. *Nanotoxicology*. **8**: 453-461.

Wang et al. 2018. Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review. *Water Research*. **51**: 208-219.

Wang et al. 2016. Sorption of 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl by microplastics: A case study of polypropylene. *Marine Pollution Bulletin*. **46**: 559-563.

Wang et al. 2016. The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. **46**: 7-17.

What we do: Prevent pollution, protect the seas – KIMO. Welcome to KIMO - healthy seas, thriving communities [online]. Copyright © 2016 [cit. 19.04.2022]. Dostupné z: <https://www.kimointernational.org/about-us/mission/>

Wibe AE, Jenssen BM, Rosenqvist G. 2002. Disruption of male reproductive behavior in threespine stickleback *Gasterosteus aculeatus* exposed to 17 beta-estradiol. *Environmental Research*. **35**: 136-141.

Willert HG, Semlitsch M. 1996. Tissue reactions to plastic and metallic wear products of joint endoprostheses. *Clinical Orthopaedics and Related Research*. **43**: 4-14.

2020. Two Oceans AQUARIUM. The plastic problem: How does plastic pollution affect wildlife? Available from <https://www.aquarium.co.za/blog/entry/the-plastic-problem-how-does-plastic-pollution-affect-wildlife> (accessed March 2021)