

Zavádění analytické metody pro kvalitativní stanovení mikroplastů ve vodách

Implementation of new analytical method for qualitative analysis of microplastics in the water environment

Robert Kvaček¹ | Pavla Šmejkalová¹ | Soňa Hermanová²

INFORMACE O ČLÁNKU

DOI 10.35933/ENTECHO.2020.004

HISTORIE

Datum doručení: 12. 3. 2020

Datum revize: 29. 10. 2020

Datum akceptace: 31. 10. 2020

AFILACE

¹ Ústav technologie vody a prostředí VŠCHT Praha

² Ústav polymerů VŠCHT Praha

kvacekr@vscht.cz

0000-0002-3355-7855

smejkalp@vscht.cz

0000-0002-5107-227X

KLÍČOVÁ SLOVA

mikroplasty; peroxid vodíku; mikrofiltrace

KEYWORDS

microplastics; hydrogen peroxide; microfiltration

ABSTRAKT

Přítomnost reziduí plastů v životním prostředí je v poslední době diskutována napříč společností kvůli zamořování oceánů a nedostatečné recyklaci plastových výrobků. Okem nepostřehnutelné mikroplasty, které se do vody dostávají užíváním produktů osobní péče a rozkladem syntetických polymerů nejsou v současnosti dostatečně odstraňovány při úpravě vody a mohou se dostávat do trávicího traktu konzumentů. Zdravotní rizika pro člověka nejsou doposud známá, přesto lze předpokládat, že bude výskyt mikroplastů ve vodách monitorován.

Naším cílem bylo vypracování finančně dostupné a dostatečně přesné metody pro následnou analýzu mikroplastů ve vodách, jež by mohla být rutinně prováděna v kontrolních laboratořích.

Vzorky vláken byly podrobeny předúpravě sloužící k izolaci syntetických mikrovláken od ostatních materiálů, které mohou způsobit zkreslení kvantitativní analýzy mikroplastů. Byla sledována reakce dvou testovaných materiálů na jejich expozici různým teplotním a oxidačním podmínkám s využitím peroxidu vodíku jako oxidačního činidla a změna barvy vláken.

Jako optimální se jeví osmihodinová expozice vzorku v 30% roztoku peroxidu vodíku při teplotě 60 °C s následnou analýzou mikroplastů infračervenou spektroskopií (ATR-IR). Naše výsledky by mohly být využity při vytváření komplexní metodiky kvalitativního a kvantitativního hodnocení mikroplastů.

ABSTRACT

Occurrence of plastics in the natural environment is one of the hot topics in the area of environmental studies due to the ocean contamination and insufficient amount of plastics' recycling. Microplastics which cannot be seen by the naked eye are not effectively removed from the water during drinking water treatment and afterwards they enter the human body through the digestive tract. Even though there is no evidence of harmful effects on health, it is assumed that the presence of microplastics in water will be monitored.

Our work was aimed on the development of a methodology for the pretreatment of synthetic microfibers based microplastics followed by their subsequent infrared analysis, which can be routine performed in laboratories. Microfibers were subjected to various thermal and oxidative conditions, where hydrogen peroxide was used as an oxidizing agent. Effects of the exposure on changes in chemical structure and colour of fibers were analysed.

Optimal exposure conditions for plastic microfibers' pretreatment concerns the exposure in 30% solution of hydrogen peroxide at 60 °C for 8 hours followed by infrared spectroscopy (ATR-IR). We believe that our results can be utilized for the creating complex methodology of qualitative and quantitative microplastics' evaluation.

1 Úvod

Jedním z nejvíce diskutovaných témat nejen ve vodárenství je v poslední době problematika mikropolutantů. Díky pokročilým analytickým metodám je dnes možné rozpoznat koncentrace látek v jednotkách i desítkách ng/l a stanovit tak velké množství zbytkových léčiv, jejich metabolitů, pesticidů a produktů osobní péče (PPCP). Jejich analýza se již běžně provádí a množství těchto látek v pitné i surové vodě je pravidelně kontrolováno. Na většinu úpraven vody se také zavádějí technologie pro odstranění tohoto znečištění, z nichž se nej-

častěji používá sorpce na aktivní uhlí či pokročilé oxidační procesy (AOP).

Mezi mikropolutanty se řadí také mikroplasty. Tyto částice o velikosti 1 µm až 5 mm se do prostředí dostávají buď z použitých plastových výrobků, které se časem rozpadají se na menší a menší částice, nebo přímo ve formě mikroplastů jako součást produktů osobní péče. Jejich negativní dopad na lidské zdraví nebyl dosud prokázán, přesto lze očekávat, že bude třeba koncentrace tohoto polutantu sledovat. I přes mnoho důkazů o přítomnosti mikroplastů ve vodách nebyla dosud vyvinuta jednotná metodika jejich stanovení.

Cílem naší práce bylo navrhnout vhodnou metodiku pro předúpravu vzorku obsahujícího mikroplasty pro zpřesnění následné kvalitativní i kvantitativní analýzy.

1.1 Mikroplasty

Termín „mikroplast“ byl v souvislosti se znečištěním životního prostředí použit poprvé v roce 2004 (Thompson et al., 2004). Byl popsán jako částice pocházející z rozpadu větších plastových předmětů (Thompson et al., 2004). První definice zohledňující konkrétní fyzikální vlastnosti mikroplastů byla uveřejněna ve sborníku amerických vědců v roce 2009 a zahrnovala stanovení maximální velikosti částic do 5 mm (Arthur et al., 2009). Od té doby se definice ještě několikrát změnila, jelikož s přibývajícím zájmem o tuto problematiku rostl i počet publikací, ve kterých se autoři mnohdy neshodovali na tom, jak přesně mikroplasty definovat. Rozdíly byly jak v definici rozměru, která se pohybovala od 1 až 20 µm do 0,5 až 5 mm, tak v určování tvaru (Gigault et al., 2018; Ryan, 2015; Van Cauwenbergh et al., 2015).

Mikroplasty byly také rozděleny na primární, částice vyráběné jako mikroplasty pro použití např. v kosmetickém průmyslu, a sekundární, částice vzniklé degradačními a fragmentačními procesy větších plastových výrobků v prostředí (Cole et al., 2011). Ostatní vlastnosti nebyly pro jejich definování klíčové, i když na nich může záviset osud částic v životním prostředí. Příkladem může být barva částic, dle které se živočiškové rozhodují, zda částici pozřou, či nikoliv (Shaw a Day, 1994; Wright et al., 2013). Na základě předchozí publikační činnosti byla vyslovena definice, o kterou se lze opřít při vytváření mezinárodní legislativy. Její plné znění je: „Mikroplasty jsou pevné částice umělého původu s polymerním základem, mají pravidelný či nepravidelný tvar, rozměry od 1 µm do 5 mm. Zahrnují primární i sekundární částice a jsou nerozpustné ve vodě“ (Frias a Nash, 2019).

1.2 Nakládání s plastovým odpadem

Vstup mikroplastů do životního prostředí je úzce spojen s odpadovým hospodářstvím, konkrétně s nakládáním s plasty. Plastové materiály se od počátku 50. let 20. století, kdy začala jejich masová produkce, staly nedílnou součástí našich životů. Neutuchající rozvoj a vývoj nových materiálů s vhodnějšími vlastnostmi, které v každém oboru lidské činnosti nahradily část skleněných, kovových či dřevěných předmětů, ve výsledku přispěl ke zkvalitnění životní úrovně, ale vyvolal řadu otázek ohledně udržitelného rozvoje. Z několika jednotek milionu tun (Mt) plastů za rok produkováných krátce po 2. světové válce se výroba rozrostla na 380 Mt v roce 2015, z čehož byly pouze 4 Mt biodegradovatelné materiály, a dále stoupá (Geyer et al., 2017). Primárním zdrojem pro výrobu plastů jsou neobnovitelné zdroje, ropa a zemní plyn. Největšími konzumenty těchto zdrojů jsou obalový a stavební průmysl, kdy doba životnosti výrobku, zejména jako obalu, je většinou méně než 1 rok. Od roku 1950 bylo vyrobeno 8 300 Mt plastů, z nichž bylo vyprodukováno 6 300 Mt odpadu. 9% odpadu bylo recyklováno (jen 0,9% opakovaně), 12% spáleno a zbytek skládkován, či jen neřádně deponován do životního prostředí (Geyer et al., 2017). V posledních letech se zvyšuje snaha o recyklaci, které však brání velká pestrost produkováných plastů a také velmi nízká výrobní cena nových výrobků z primárních zdrojů, kvůli které se podnikům nevyplatí recyklovat použité zboží. Materiály, které se nerecyklují, končí v lepším případě ve spalovnách, v horším případě v přírodě. Snahu o změnu reprezentuje nařízení Evropské unie, která se snaží redukovat počet používaných jednorázových plastů a nastolit přísnější limity pro jednotlivé typy nakládání s odpadem (EC, 2018). Plasty odložené v životním prostředí se rozkládají i několik stovek let, tudíž se s přihlednutím k množství produkce kumulují v přírodě. Kromě uvolňování nebezpečných látek z jejich struktur do prostředí jsou rizikové i drobné částičky, na něž se rozkládají. Mikroplasty se poté dostávají do ovzduší či do vody, kde přichází do kontaktu s živými organismy.

1.3 Zdravotní dopad na člověka

Mikroplasty se mohou do organismu dostávat vdechnutím či požitím. Při vdechnutí mikroplastu může dojít k dráždění s podobným projevem jako u prachových částic (Kožíšek a Kazmarová, 2019). Vzhledem k řádově nižším koncentracím mikroplastů v ovzduší oproti ostatním částicím je jejich toxicita aktuálně jen v podnicích vyrábějících polymerní vlákna, zejména v textilním průmyslu (Prata, 2018). V takovém případě hrozí akutní i chronické onemocnění plic podobně jako u dalších povolání vystavených silnému znečištění ovzduší v chemickém a hutnickém průmyslu (Wright a Kelly, 2017).

Požítí velmi malých částic není organismu cizí. V potravě se vždy vyskytovaly i mikroskopické anorganické části hornin a půdy (Powell et al., 2010; Wright a Kelly, 2017). V poslední době se do trávicího traktu dostávají také přípravky používané jako protispéčavé látky, především křemičitany, a také mikroplasty (Kožíšek a Kazmarová, 2019). Organismem všechny tyto částice ve většině případů pouze projdou. Pokud se nějaké podaří tělu vstřebat, jsou vzhledem k jejich inertnímu charakteru poměrně rychle vyloučeny z organismu močí či stolicí (Kožíšek a Kazmarová, 2019). Akumulace mikroplastů v tkáni nebyla dosud prokázána. Mikroplasty s sebou mohou vnést do organismu i jiné látky či organismy sorbované na jejich povrchu, nebo se mohou vyluhovat přímo z nich samotných. Diskutovanou látkou v této oblasti je bisfenol A (Galloway, 2015). I tento typ intoxikace se však nejeví být problematickým z důvodu toxikologicky nezajímavého množství látek přijímaných tímto způsobem (Kožíšek a Kazmarová, 2019). Nicméně vzhledem k tomu, že jsou mikroplasty nacházeny v potravinách a vodě, které konzumujeme, je třeba pokračovat ve sledování možných negativních vlivů na lidský organismus (Cox et al., 2019).

1.4 Výskyt mikroplastů ve vodách

Vzhledem k omezeným možnostem analytické chemie v dřívějších letech nelze určit, zda se mikroplasty vyskytovaly ve vodách už od počátku užívání plastů či nikoliv. Faktem přesto zůstává, že v posledních deseti letech bylo publikováno velké množství studií potvrzujících výskyt polymerních mikročástic ve vodách odpadních, pitných i povrchových po celém světě.

Znečištění produkované domácnostmi lze nejlépe pozorovat na čistírnách odpadních vod. I přes poměrně účinné zachytávání mikroplastů v čistírenském procesu (účinnost odhadována mezi 70–99%) (Mason et al., 2016; Mintenig et al., 2017), je toto znečištění pouze zakonzentrováno do čistírenského kalu (Leslie et al., 2017). Jako vhodné řešení pro odstranění znečištění se jeví spalování kalů, při kterém je kontaminant definitivně zlikvidován a zároveň je získána energie uvolněná ze zbytků přítomných látek (Leslie et al., 2017).

Ve vzorcích vody analyzovaných na čistírnách odpadních vod převažují mezi částicemi vlákna před ostatními tvary (fragments, koule apod.). Při analýzách bylo zjištěno, že vlákna jsou vyrobená zejména z polyesterů, polyamidů a polyakrylnitrilu (Browne et al., 2011). Tkaniny z polymerních vláken se používají v textilním průmyslu a jsou dnes součástí velké většiny běžně nošeného oblečení. Při praní a sušení těchto výrobků se určitá část vláken uvolňuje a odtéká odpadem do kanalizace (Browne et al., 2011; Eerkes-Medrano et al., 2015; Leslie et al., 2017). Tento způsob kontaminace je považován za majoritní a v budoucnu by mu měla být věnována patřičná pozornost. Experimentální část této využívá jako zdroj mikroplastů právě znečištění tohoto původu. Další kontaminanty z domácností se vyskytují například v kosmetických přípravcích (Browne et al., 2011).

Na základě dosud prezentovaných informací není překvapivé, že byly mikroplasty detekovány ve vodách v hustě obydlených lokalitách, například kolem Velkých jezer v Severní Americe (Eriksen et al., 2013), v Číně (Su et al., 2016) či v Nizozemsku (Leslie et al., 2017). Nálezy těchto částic byly ale zaznamenány i na místech, kde je hustota zalidnění mizivá, např. v odlehleém jezeře Hovgol v Mongolsku (Free et al., 2014).

Na základě těchto zjištění lze tvrdit, že se mikroplasty v povrchových vodách vyskytují v určitém množství po celém světě. Důkazy o jejich přítomnosti přichází i z výzkumu vody v mořích a oceánech, kde je plastové znečištění už nějakou dobu diskutováno.

Vzhledem k vysoké účinnosti úpraven vod při odstraňování mikroplastů až do řádu několika desítek mikrometrů byla ve studiích věnována pozornost menším částicím. Srovnání balených vod prokázalo, že kontaminace může pocházet i ze samotného obalu, kdy v PET láhvích byly polyestery zastoupeny v rozmezí 80 až 90%, zatímco v láhvích skleněných převažovaly PP a PE (Oßmann et al., 2018).

V dalších studiích zkoumajících pitnou vodu byl majoritním materiálem polyester (Mintenig et al., 2019; Pivokonsky et al., 2018). Velikostní frakce 1–10 µm je nejhůře odstraňována úpravou vody (Pivokonsky et al., 2018) a analýze jejího zastoupení prozatím nebyla věnována velká pozornost, přestože takto malé částice nesou největší riziko potenciálního ohrožení zdraví organismů a je žádoucí se jejich výskytu, analýze a případným opatřením proti úniku do prostředí více věnovat.

2 Metodika práce

Byl proveden screening vhodných teplotních a oxidačních podmínek pro odstranění balastních látek, tak aby mohla být izolována a následně analyzována syntetická mikrovlákna. Na základě poznatků z literatury byla zvolena tzv. mokrá oxidace peroxidem vodíku (WPO).

K přípravě modelových vzorků byla použita vlákna odebraná z filtru sušičky prádla. Tento zdroj byl vybrán proto, že je jedním z hlavních kontaminantů povrchové vody. První vzorek (materiál A) byl odebrán z nečistěného filtru s předpokladem větší pestrosti jednotlivých materiálů. U druhého vzorku (materiál B) odebraného po vyčištění sušičky a praní textilií výhradně ze syntetických tkanin bylo předpokládáno vyšší zastoupení polyesterových vláken.

Vyvíjená metodika zpracování vzorku zahrnovala nejprve mikrofiltraci a následně vystavení působení 30% roztoku peroxidu vodíku. Vzorky s peroxidem vodíku byly na různé dlouhou dobu vloženy do termoboxu.

Vzorky byly zpracovány ve dvou sériích, přičemž v první bylo připraveno šest vzorků z materiálů A a B ve druhé čtyři vzorky pouze z materiálu A. Referenční vzorky (bez působení peroxidu vodíku) byly využity ke srovnání s vlákny přítomnými v původním materiálu.

Doby expozice a hodnoty teploty pro všechny vzorky shrnuje **Tab. 1**.

Lze předpokládat, že při vyšší teplotě dojde k masivnější oxidaci a vyššímu úbytku organické hmoty. Výsledků testů expozice vzorku nižší teplotě (40 °C) bylo využito především pro ověření, zda při vysokých teplotách nedochází k oxidaci též části syntetických polymerních vláken. Na základě výsledků testů první řady pak byly ve druhém měření podmínky expozice optimalizovány. Poté byly vzorky znovu filtrovány a připraveny pro analýzu.

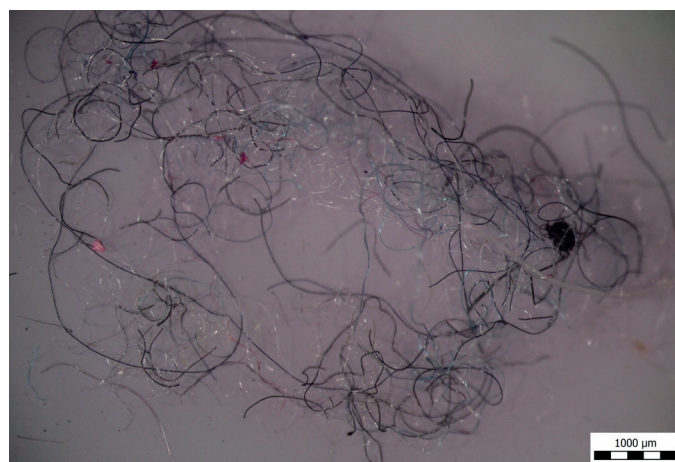
Tabulka 1: Přehled podmínek zpracování jednotlivých vzorků

měření	materiál	H ₂ O ₂	teplota [°C]	doba expozice [h]	
1	A	NE	–	–	
		ANO	70	1	
			100	7	
	ANO	40	24		
		B	NE	–	–
			ANO	70	1
100	7				
ANO	40	24			
	2	A	NE	–	–
			ANO	100	2
			ANO	75	8
ANO			60	24	

A materiál se směsí přírodních i syntetických vláken

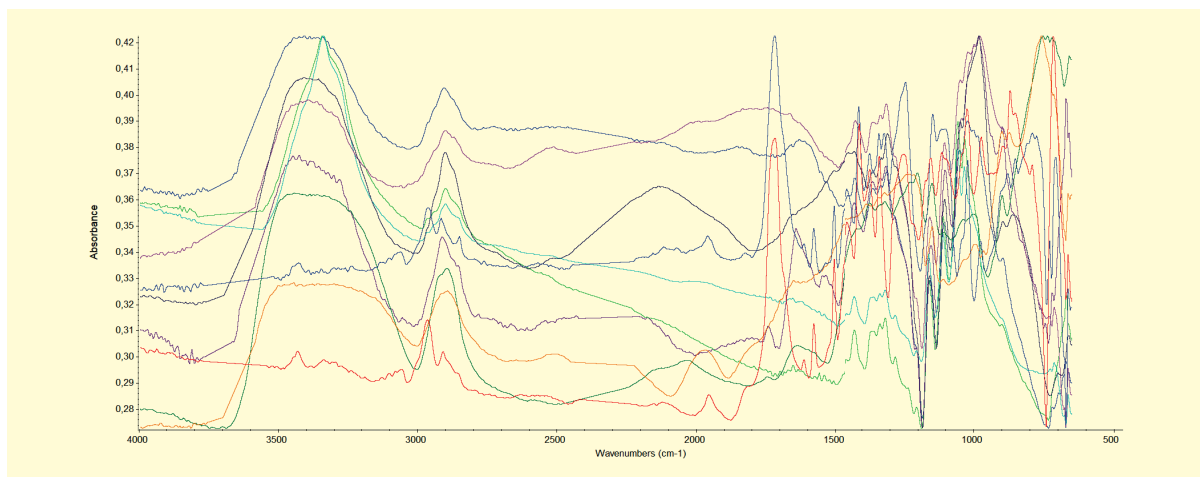
B materiál s předpokládaným vyšším zastoupením polyesterových vláken

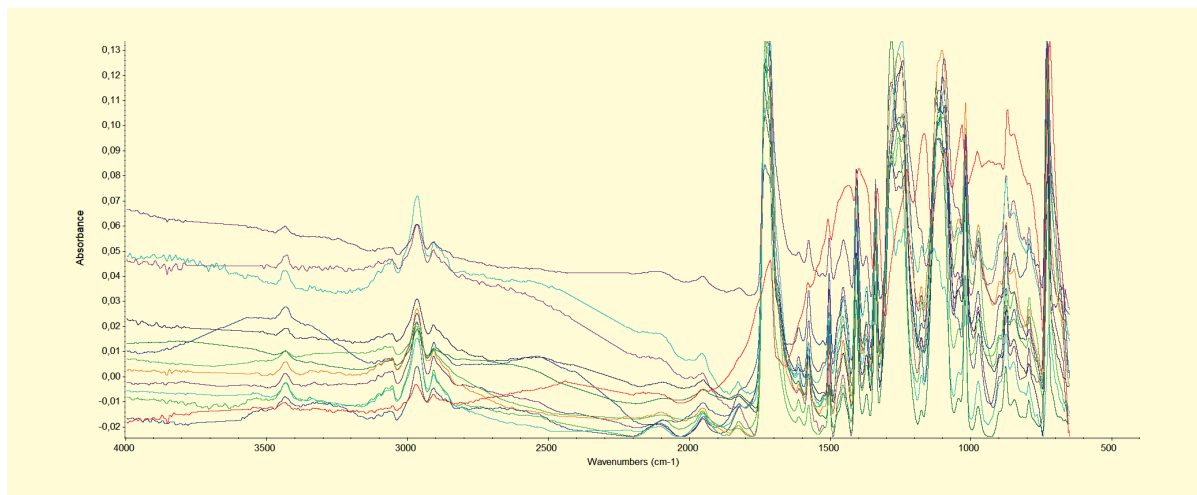
Po sledování vzorků optickým mikroskopem Leica (**Obr. 1**) byla provedena analýza ATR-IR spektroskopií (**Obr. 2** a **Obr. 3**). Očekávány byly nejčastěji používané syntetické polymerní materiály, jako jsou polyamidy, polyestery, polyakryláty, viskóza, ale také přírodní polymery



Obr. 1: Fotografie vzorku č. 9 (materiál A, oxidace H₂O₂: 8 h při 75 °C)

Obr. 2: Spektrogram FTIR: vzorek č. 1, materiál A, bez chemické oxidace





Obr. 3:
Spektrogram FTIR:
vzorek č. 5,
materiál B,
oxidace H₂O₂:
1 h při 70 °C a 7 h
při 100 °C

(bavlna, vlna, hedvábí) (Peets et al., 2019). Pozornost byla zaměřena na přítomnost přírodních organických látek a celistvost vláken syntetických. Metoda infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací byla vybrána pro svou dostupnost a možnost kvantitativní i kvalitativní analýzy (Záruba, 2016).

3 Výsledky a diskuse

Volba metody založené na chemické oxidaci peroxidem vodíku a ATR-IR analýza se ukázala jako vhodná pro kvalitativní stanovení mikroplastů.

Na základě výsledků získaných v první sérii měření, během které bylo pracováno v podmínkách převzatých z literatury, byla předúprava vzorku optimalizována. Dvouhodinová expozice při 100 °C byla provedena z důvodu testování odstranění přírodních vláken v kratším čase. Osmihodinová expozice při 75 °C a čtyřadvacetihodinová expozice při 60 °C sloužily k posouzení dostatečnosti těchto podmínek k odstranění přírodních vláken, která byla reprezentována zejména bavlnou a dalšími celulóзовými vlákny. Došlo k němu při minimální teplotě 60 °C. Výjimkou byl vzorek č. 8 (100 °C), u kterého bylo nalezeno vlákno materiálu na bázi celulózy. Nález souvisí s krátkou dobou expozice vzorku. Tyto i další údaje o způsobech úpravy vzorků, nalezených materiálech, jejich zastoupení a komentáře k jednotlivým nálezům jsou shrnuty v Tab. 2.

Při čtyřadvacetihodinové expozici vláken v peroxidu vodíku nastalo ve dvou ze tří případů snížení míry shody jednotlivých materiálů s knihovnou spekter, které bylo pravděpodobně způsobeno degradací vláken. Určité poškození bylo pozorováno i u vzorku 9 s dobou expozice osm hodin při 75 °C. Na míru degradace chemické struktury vláken má dle výsledků větší vliv doba expozice než příslušná teplota.

U šesti ze sedmi vzorků došlo chemickou oxidací k barevné změně, přičemž ve čtyřech případech se jednalo o výrazné vyblednutí. Souvislost změny barvy se současnou změnou chemické struktury vláken nebyla pozorována.

Na základě vyhodnocení jednotlivých vzorků se jeví jako optimální doba expozice osm hodin. Dvouhodinová expozice nestačila ani při nejvyšších testovaných teplotách odstranit veškerá přírodní vlákna. Delší než osmihodinové vystavení působení peroxidu způsobuje degradaci nejen přírodních, ale i syntetických vláken.

Nastavení teploty lze doporučit mezi 60 a 100 °C, jelikož při těchto teplotách dochází k degradaci nežádoucích biopolymerních vláken a v kombinaci se zvolenou dobou expozice nedochází k poškození polymerních vláken.

Tabulka 2: Přehled materiálů v jednotlivých vzorcích a jejich stav

materiál – číslo vzorku	způsob úpravy	nalezené materiály – četnost	komentář
A – 1 a 7	bez chemické oxidace	celulóza – vysoká bavlna – střední netextilní materiál – nízká polyester – nízká polyuretan – nízká	ve vzorku přítomna světlešedá a tmavá vlákna se srovnatelnou četností
A – 2	H ₂ O ₂ 70 °C – 1 h 100 °C – 7 h	polyester – vysoká netextilní materiál – nízká polyuretan – nízká	odstranění veškerých přírodních vláken
A – 8	H ₂ O ₂ 100 °C – 2 h	polyester – střední polyakrylonitril – nízká celulóza – nízká	výrazné odbarvení vláken
A – 9	H ₂ O ₂ 75 °C – 8 h	polyester – veškerá vlákna	mírná ztráta zbarvení, mírné poškození struktury, odstranění veškerých přírodních vláken
A – 10	H ₂ O ₂ 60 °C – 24 h	polyester – veškerá vlákna	mírná ztráta zbarvení, odstranění veškerých přírodních vláken
A – 3	H ₂ O ₂ 40 °C – 24 h	celulóza – vysoká polyuretany – střední polyester – nízká	výrazné vybělení vláken, silné poškození struktury vláken, bez odstranění přírodních vláken
B – 4	bez chemické oxidace	polyester – vysoká celulóza – střední	ve vzorku přítomna vlákna mnoha barev
B – 5	H ₂ O ₂ 70 °C – 1 h 100 °C – 7 h	neurčeno – nízká polyester – veškerá vlákna	výrazné vyblednutí vláken, odstranění většiny přírodních vláken
B – 6	H ₂ O ₂ 40 °C – 24 h 40 °C – 24 h	polyester – střední celulóza – střední	odbarvení červených vláken, silné poškození struktury vláken, bez výrazného odstranění přírodních vláken

4 Závěr

Účelem práce bylo navrzení dostupné a dostatečně přesné metody pro kvalitativní a kvantitativní analýzu mikroplastů ve vodách. Byla vypracována metodika předúpravy vzorku polymerních vláken za účelem izolace syntetických materiálů odstraněním balastních materiálů způsobujících významné zkreslení kvantitativní analýzy. Vzorky byly exponovány dvou až čtyřadvacetihodinovému působení 30% peroxidu vodíku při teplotě 40 až 100 °C a dále analyzovány prostřednictvím infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací. Zvolená metoda chemické oxidace s následnou ATR-IR analýzou se ukázala jako vhodná pro kvalitativní stanovení mikroplastů, zejména polyesterových vláken.

V rámci experimentu byly testovány dvě směsi vláken, jedna s přírodními a syntetickými vlákny a druhá s vyšším zastoupením syntetických vláken, v různě intenzivních podmínkách. Volba odlišných podmínek během testování odhalila několik poznatků důležitých pro stanovení optimálního postupu přípravy vzorků.

Během dvouhodinové expozice nedochází k odstranění veškerých přírodních vláken. Při delší, než osmihodinové expozici vzorku peroxidu vodíku dochází k degradaci nejen přírodních, ale též syntetických vláken.

Při teplotách mezi 60 a 100 °C dochází k degradaci nežádoucích přírodních vláken a v kombinaci se zvolenou dobou expozice nedochází k poškození stanovených polymerních vláken.

Z podmínek, které byly testovány, lze doporučit osmihodinovou dobu expozice v peroxidu vodíku při teplotách mezi 60 a 100 °C v závislosti na zavedeném laboratorním provozu (např. využití nastavení stávajících termoboxů apod.).

5 Dodatek

Článek byl vytvořen v návaznosti na bakalářskou práci „Kvalitativní analýza mikroplastů ve vodě metodou barvení“ zpracovanou na ústavu technologie vody a prostředí pod vedením Dr. Ing. Pavly Šmejkalové v roce 2020.

6 Literatura

Arthur, C.; Baker, J.; Bamford, H. (Ed.), 2009. *Proceedings of the international research workshop on microplastic marine debris*, NOAA Technical Memorandum. NOAA Marine Debris Division, Silver Spring, MD, USA.

Browne, M. A.; Crump, P.; Niven, S. J.; Teuten, E.; Tonkin, A.; Galloway, T.; Thompson, R., 2011. *Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks*. Environ. Sci. Technol. 45(21), 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>

Cole, M.; Lindeque, P.; Halsband, C.; Galloway, T. S., 2011. *Microplastics as contaminants in the marine environment: A review*. Marine Pollution Bulletin 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

Cox, K. D.; Covernton, G. A.; Davies, H. L.; Dower, J. F.; Juanes, F.; Dudas, S. E., 2019. *Human consumption of microplastics*. Environ. Sci. Technol. 53(12), 7068–7074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>

EC, 2018. *A European strategy for plastics in a circular economy* (Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European economic and social committee and the Committee of the regions). European Commission, Brussel.

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. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>

Eriksen, M.; Mason, S.; Wilson, S.; Box, C.; Zellers, A.; Edwards, W.; Farley, H.; Amato, S., 2013. *Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes*. Marine Pollution Bulletin 77(1), 177–182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>

Free, C. 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(1), 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>

Frias, J. P. G. L.; Nash, R., 2019. *Microplastics: Finding a consensus on the definition*. Marine Pollution Bulletin 138, 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>

Galloway, T. S., 2015. *Micro- and Nano-plastics and Human Health*, In: Bergmann, M.; Gutow, L.; Klages, M. (Ed.), Marine Anthropogenic Litter. Springer International Publishing, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_13

Geyer, R.; Jambeck, J. R.; Law, K. L., 2017. *Production, use, and fate of all plastics ever made*. Science Advances 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

Gigault, J.; Halle, A. ter; 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. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>

Kožíšek, F.; Kazmarová, H., 2019. *Mikroplasty v životním prostředí a zdraví*. Vodní hospodářství 69(9), 1–3.

Leslie, H. A.; Brandsma, S. H.; van Velzen, M. J. M.; Vethaak, A. D., 2017. *Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota*. Environment International 101, 133–142. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>

Mason, S. A.; Garneau, D.; Sutton, R.; Chu, Y.; Ehmman, 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. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.056>

Mintenig, S. M.; Int-Veen, I.; Löder, M. G. J.; Primpke, S.; Gerdt, G., 2017. *Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fouriertransform infrared imaging*. Water Research 108, 365–372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>

Mintenig, S. M.; Löder, M. G. J.; Primpke, S.; Gerdt, G., 2019. *Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources*. Science of The Total Environment 648, 631–635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178>

Oßmann, B. E.; Sarau, G.; Holtmannspötter, H.; Pischetsrieder, M.; Christiansen, S. H.; Dicke, W., 2018. *Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water*. Water Research 141, 307–316. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.027>

Peets, P.; Kaupmees, K.; Vahur, S.; Leito, I., 2019. *Reflectance FT-IR spectroscopy as a viable option for textile fiber identification*. Herit Sci 7(1), 93. <https://doi.org/10.1186/s40494-019-0337-z>

Pivokonsky, M.; Cermakova, L.; Novotna, K.; Peer, P.; Cajthaml, T.; Janda, V., 2018. *Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water*. Science of The Total Environment 643, 1644–1651. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102>

Powell, J. J.; Faria, N.; Thomas-McKay, E.; Pele, L. C., 2010. *Origin and fate of dietary nanoparticles and microparticles in the gastrointestinal tract*. Journal of Autoimmunity, The Environment, Geopidemiology and Autoimmune Disease 34(3), J226–J233. <https://doi.org/10.1016/j.jaut.2009.11.006>

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

- Ryan, P. G., 2015. *A brief history of marine litter research*, In: Bergmann, M.; Gutow, L.; Klages, M. (Ed.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing, Cham.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_1
- Shaw, D. G.; Day, R. H., 1994. *Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean*. *Marine Pollution Bulletin* 28(1), 39–43. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90184-8](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90184-8)
- Su, L.; Xue, Y.; Li, L.; Yang, D.; Kolandhasamy, P.; Li, D.; Shi, H., 2016. *Microplastics in Taihu Lake, China*. *Environmental Pollution* 216, 711–719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>
- 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(5672), 838–838.
<https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Van Cauwenberghe, L.; Devriese, L.; Galgani, F.; Robbins, J.; Janssen, C. R., 2015. *Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects*. *Marine Environmental Research, Particles in the Oceans: Implication for a safe marine environment* 111, 5–17.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- Wright, S. L.; Kelly, F. J., 2017. *Plastic and human health: A micro issue?* *Environ. Sci. Technol.* 51(12), 6634–6647.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- Wright, S. L.; Thompson, R. C.; Galloway, T. S., 2013. *The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review*. *Environmental Pollution* 178, 483–492.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Záruba, K., 2016. *Analytická chemie*. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha.