

Mikroplasty v kosmetickém průmyslu

Bc. Sabina Hanáková

Zvolte typ práce
2024



Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická

Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická
Ústav technologie tuků, tenzidů a kosmetiky

Akademický rok: 2023/2024

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: **Bc. Sabina Hanáková**
Osobní číslo: **T22586**
Studijní program: **N0711A130011 Biomateriály a kosmetika**
Forma studia: **Kombinovaná**
Téma práce: **Mikroplasty v kosmetickém průmyslu**

Zásady pro vypracování

V teoretické části této práce se student/ka detailně zaměří na procesy, které vedou ke vzniku mikroplastů v kosmetickém průmyslu.

Popíše také vliv mikroplastů na životní prostředí a organismy.

Práce se bude opírat o aktuální zdroje, přičemž většina citované literatury bude stará méně než 3 roky.

Dalším bodem bude vysvětlení mechanismu biodegradace polymerů.

Student/ka popíše, jak probíhá proces rozkladu polymerů přirozenými biologickými mechanismy.

V praktické části diplomové práce bude sledována biodegradace vybraných mikroplastů, které mohou vznikat v kosmetickém průmyslu.

Dále bude pozorován výskyt mikroorganismů na povrchu testovaných polymerů v průběhu biodegradčního experimentu.

Vzorky budou odebírány v pravidelných intervalech, aby mohla být porovnána kolonizace povrchu mikroorganismy na začátku a konci experimentu a také mezi jednotlivými vzorky.

Forma zpracování diplomové práce: **tištěná/elektronická**

Seznam doporučené literatury:

- [1] 99Bher, Anibal, Pooja C. Mayekar, Rafael A. Auras, and Carlos E. Schvezov. 2022. "Biodegradation of Biodegradable Polymers in Mesophilic Aerobic Environments." *International Journal of Molecular Sciences*. <https://doi.org/10.3390/ijms232012165>.
- [2] Cubas, Anelise Leal Vieira, Ritanara Tayane Bianchet, Izamara Mariana Aparecida Souza dos Reis, and Isabel C. Gouveia. 2022. "Plastics and Microplastic in the Cosmetic Industry: Aggregating Sustainable Actions Aimed at Alignment and Interaction with UN Sustainable Development Goals." *Polymers*. <https://doi.org/10.3390/polym14214576>.
- [3] Miri, Saba, Rahul Saini, Seyyed Mohammadreza Davoodi, Rama Pulicharla, Satinder Kaur Brar, and Sara Magdoui. 2022. "Biodegradation of Microplastics: Better Late than Never." *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131670>.
- [4] Saifullah, Salim, Muhammad Imran, Jawadur Rehman, Muhammad Imran Malik, and Muhammad Raza Shah. 2021. "Microscopy of Polymers." In *Molecular Characterization of Polymers: A Fundamental Guide*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819768-4.00001-4>.
- [5] Surendran, U., M. Jayakumar, P. Raja, Girish Gopinath, and Padmanaban Velayudhaperumal Chellam. 2023. "Microplastics in Terrestrial Ecosystem: Sources and Migration in Soil Environment." *Chemosphere* 318. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137946>.
- [6] Zhou, Yuwen, Veeramuthu Ashokkumar, Ayodeji Amobonye, Gargi Bhattacharjee, Ranjna Sirohi, Vijai Singh, G. Flora, et al. 2023. "Current Research Trends on Cosmetic Microplastic Pollution and Its Impacts on the Ecosystem: A Review." *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121106>.

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Jana Šerá, Ph.D.**
Ústav inženýrství ochrany životního prostředí

Datum zadání diplomové práce: **9. února 2024**
Termín odevzdání diplomové práce: **10. května 2024**

L.S.

prof. Ing. Roman Čermák, Ph.D.
děkan

Ing. Lucie Urbánková, Ph.D.
ředitel ústavu

PROHLÁŠENÍ AUTORKY DIPLOMOVÉ PRÁCE

Beru na vědomí, že:

- diplomová práce bude uložena v elektronické podobě v univerzitním informačním systému a dostupná k nahlédnutí;
- na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb. o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon) ve znění pozdějších právních předpisů, zejm. § 35 odst. 3;
- podle § 60 odst. 1 autorského zákona má Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně právo na uzavření licenční smlouvy o užití školního díla v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona;
- podle § 60 odst. 2 a 3 autorského zákona mohu užít své dílo – diplomovou práci nebo poskytnout licenci k jejímu využití jen s předchozím písemným souhlasem Univerzity Tomáše Bati ve Zlíně, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly Univerzitou Tomáše Bati ve Zlíně na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše);
- pokud bylo k vypracování diplomové práce využito softwaru poskytnutého Univerzitou Tomáše Bati ve Zlíně nebo jinými subjekty pouze ke studijním a výzkumným účelům (tj. k nekomerčnímu využití), nelze výsledky diplomové práce využít ke komerčním účelům;
- pokud je výstupem diplomové práce jakýkoliv softwarový produkt, považují se za součást práce rovněž i zdrojové kódy, popř. soubory, ze kterých se projekt skládá. Neodevzdání této součásti může být důvodem k neobhájení práce.

Prohlašuji,

- že jsem na diplomové práci pracovala samostatně a použitou literaturu jsem citovala. V případě publikace výsledků budu uvedena jako spoluautorka.
- že odevzdaná verze diplomové práce a verze elektronická nahraná do IS/STAG jsou obsahově totožné.

Ve Zlíně dne:

Jméno a příjmení studentky: Sabina Hanáková

.....
podpis studentky

ABSTRAKT

Tato diplomová práce je zaměřena na mikroplasty v kosmetickém průmyslu. V teoretické části byla popsána problematika mikroplastů v životním prostředí. Především různé zdroje mikroplastů, jejich klasifikace a následná degradace. Objasněno bylo i znečištění životního prostředí částicemi mikroplastů a jejich negativní vliv na lidské zdraví. Dále byly definovány vybrané druhy biokompozitních materiálů, jejich výroba, vlastnosti a využití. Biokompozity byly srovnány s konvenčními plasty z hlediska problematiky mikroplastů. V praktické části byly připraveny čtyři kompozitní filmy s různými hmotnostními poměry polyhydroxybutyrátu a acetylovaného ligninu. Pomocí biodegradačních testů byla srovnána rychlost biodegradace těchto kompozitních filmů v půdním prostředí. V první fázi biodegradace materiálů byla také pomocí fluorescenční mikroskopie a kitu LIVE/DEAD sledována a srovnána tvorba mikrobiálního biofilmu na povrchu biokompozitů s různým obsahem acetylovaného ligninu.

Klíčová slova: mikroplasty, biokompozitní materiály, lignin, biodegradace, kosmetický průmysl

ABSTRACT

This thesis mainly focuses on the microplastics in the cosmetic industry. In the theoretical part, the issue of microplastics in the environment, was described. Primarily, different sources of microplastics, their classification and subsequent degradation. The environmental pollution, due to microplastic fragments, was described, as well as their negative effect on people's health. In addition, various types of biocomposite materials, as well as their production, properties and use, were defined. In terms of microplastic issues, biocomposites were compared with conventional plastics. In the practical part, the four composite films with diverse mass proportions of polyhydroxybutyrate and acetylated lignin were prepared. Biodegradation tests were performed to evaluate the rate of biodegradation of composite films in soil environment. In the first phase of biodegradation of the materials, the formation of microbial biofilm on the surface of biocomposites with different acetylated lignin content was also monitored and compared using fluorescence microscopy and LIVE/DEAD kit.

Keywords: microplastics, biocomposite materials, lignin, biodegradation, cosmetic industry

Především děkuji své vedoucí Ing. Janě Šeré, Ph.D. z Univerzity Tomáše Bati ve Zlíně za trpělivost, cenné rady, poskytnutí studijních materiálů a odborné vedení během vypracování této diplomové práce.

Prohlašuji, že odevzdaná verze bakalářské/diplomové práce a verze elektronická nahraná do IS/STAG jsou totožné.

OBSAH

ÚVOD	9
I TEORETICKÁ ČÁST	10
1 KOMPOZITNÍ MATERIÁLY	11
1.1 DĚLENÍ KOMPOZITNÍ MATERIÁLŮ	11
1.2 VYUŽITÍ A VLASTNOSTI KOMPOZITNÍ MATERIÁLŮ	13
1.3 KOMPOZITNÍ MATERIÁLY V KOSMETICKÉM PRŮMYSLU	14
1.4 VYBRANÉ BIOKOMPOZITY PRO KOSMETICKÝ PRŮMYSL	15
1.4.1 Biokompozitní materiály na bázi rostlinných vláken.....	15
1.4.2 Biokompozitní materiály na bázi škrobu	16
1.4.3 Biokompozitní materiály na bázi chitosanu	16
1.4.4 Biokompozitní materiály na bázi ligninu	18
2 MIKROPLASTY	20
2.1 DEFINICE MIKROPLASTŮ.....	20
2.2 DĚLENÍ MIKROPLASTŮ.....	20
2.2.1 Primární mikroplasty.....	21
2.2.2 Sekundární mikroplasty	22
2.3 ZDROJE MIKROPLASTŮ	22
2.4 MIKROPLASTY V KOSMETICKÉM PRŮMYSLU	24
2.5 MIKROPLASTY VZNIKAJÍCÍ Z BIOKOMPOZITŮ	27
2.6 BIODEGRADACE POLYMERŮ	28
2.7 ZNEČIŠTĚNÍ ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ MIKROPLASTY.....	29
2.7.1 Šíření v životním prostředí.....	30
2.7.2 Negativní vliv na lidské zdraví	32
II PRAKTICKÁ ČÁST	34
3 CÍLE PRÁCE	35
4 MATERIÁL A PŘÍSTROJE	36
4.1 MATERIÁL A CHEMIKÁLIE	36
4.2 PŘÍSTROJE A LABORATORNÍ POMŮCKY	36
5 METODIKA	38
5.1 SYNTÉZA ACETYLOVANÉHO LIGNINU	38
5.2 OVĚŘENÍ ACETYLACE POMOCÍ INFRAČERVENÉ SPEKTROSKOPIE.....	39
5.3 PŘÍPRAVA KOMPOZITNÍCH FILMŮ	39
5.4 BIODEGRADAČNÍ EXPERIMENT	39
5.4.1 Příprava inkubací	39
5.4.2 Měření mineralizace.....	41
5.4.3 Zpracování dat získaných z hmotnostního analyzátoru plynů	42

5.5	FLUORESCENČNÍ MIKROSKOPIE	43
6	VÝSLEDKY A DISKUZE	44
6.1	ACETYLOVANÝ LIGNIN	44
6.2	BIOKOMPOZITNÍ FILMY PHB/ACETYLOVANÝ LIGNIN	46
6.3	VLASTNOSTI PŮDY	48
6.4	BIODEGRADACE KOMPOZITŮ V PŮDĚ	48
6.5	TVORBA BIOFILMU NA POVRCHU VZORKŮ	51
	ZÁVĚR	54
	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	55
	SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK	64
	SEZNAM OBRÁZKŮ	66
	SEZNAM TABULEK	67

ÚVOD

S rychlým celosvětovým nárůstem produkce plastů a výskytem mikroplastů (Thacharodi et al., 2024), vznikl i zvýšený nárok na jejich identifikaci a kvantifikaci (Miloloža et al., 2021). Jsou kladeny požadavky na monitorování, na předcházení vzniku a také na posouzení jejich dopadu. Důležitou část prevence výskytu mikroplastů tvoří i znalost jejich chování v životním prostředí, které ovlivňuje řada různých faktorů. Mikroplasty mohou totiž s okolním prostředím interagovat a ovlivňovat ho (například strukturu půdy či diverzitu a aktivitu mikroorganismů; Miloloža et al., 2021).

Společně s těmito přístupy se zároveň implementují i nejrůznější alternativy pro nahrazení tradičních, konvenčně známých plastů ekologičtějšími možnostmi (Thompson et al., 2009). Jedná se o důležité aspekty pro budoucí zachování zdraví planety, jednotlivých organismů, a dokonce i samotného lidského zdraví (Samanta et al., 2022).

Jednou z možných alternativ pro některé aplikace konvenčních plastů mohou být biokompozitní materiály. Kompozitní materiály, označované současně také jako plniva (Khalid et al., 2022), jsou v současnosti hojně diskutované, mimo jiné proto, že přinášejí a kombinují jak zajímavé, tak i vysoce efektivní vlastnosti. Kompozity se primárně skládají z matrice, do které jsou vloženy různé nespojitě fáze v různém množství a poměru. Tohoto lze využít v široké škále průmyslových odvětvích, a také při výzkumu nových technologií (Rajak et al., 2019).

Biokompozitní materiály jsou kompozitní materiály založené na kombinaci syntetických a přírodních, biologicky odbouratelných bází. Jako příklad mohou být uvedeny biokompozity na bázi lněných, konopných, kopřivových, sisalových a kenafových vláken, škrobu, chitosanu, ligninu a mnoho dalších (Ngo, 2020; Mahardika et al., 2023; Azmana et al., 2021; Rosova et al., 2021). Tyto materiály mohou představovat udržitelnou alternativu ke konvenčním plastům, které se využívají například pro výrobu obalů v kosmetickém průmyslu. Výzkum chování biokompozitů v životním prostředí je klíčový pro pokrok v návrhu a vývoji biokompozitů. Takový průzkum umožňuje lépe porozumět interakcím těchto materiálů s okolím a poskytuje informace pro optimalizaci jejich vlastností pro konkrétní aplikace

I. TEORETICKÁ ČÁST

1 KOMPOZITNÍ MATERIÁLY

Návrh, výroba a využití kompozitních materiálů je dnes důležitou součástí výzkumu moderních technologií (Rajak et al., 2019). Tyto materiály, označované také jako plniva, mohou sloužit jako náhrada některých tradičních kovů a slitin (Khalid et al., 2022). Jsou vyvíjeny především za účelem zisku zajímavých vlastností, kterých by jednotlivé komponenty samy o sobě nedosáhly. Výhoda takovýchto materiálů spočívá v tom, že kombinují silné stránky jednotlivých složek, zatímco minimalizují jejich slabé stránky (Rajak et al., 2019).

Tento koncept není nový. Je převzat z přirozeně se vyskytujících kompozitních materiálů. Příkladem je dřevo, které je tvořeno dlouhými vláknitými řetězci molekul celulózy v matrici ligninu nebo kost, která je složená z hydroxyapatitu (HA), tvořícího tvrdou a odolnou složku v matrici kolagenu, která naopak poskytuje potřebnou pružnost a flexibilitu. (Ngo, 2020; Rajak et al., 2019).

V současné době jsou kompozity tvořené kombinací dvou či více různých složek a materiálů (Khalid et al., 2022). Mohou být tvořeny polymery, kovy, keramikou, sklem, vlákny, pryskyřicí, dřevem a dalšími přírodními či chemickými látkami (Hsissou et al., 2021). Mohou také kombinovat různé vrstvy, částice, úlomky nebo vlákna, které se vzájemně propojují (Rajak et al., 2019).

Dnešnímu trhu začínají dominovat biokompozity s využitými přírodními, biologicky odbouratelnými materiály. Dostávají se do popředí nejen z ekologických důvodů s cílem minimalizovat negativní dopad na planetu, ale také kvůli tomu, že mohou snížit náklady spojené s výrobou (Rajak et al., 2019). Současné studie ukazují, že zájem právě o tyto kompozity po celém světě rychle stoupá (Ngo, 2020).

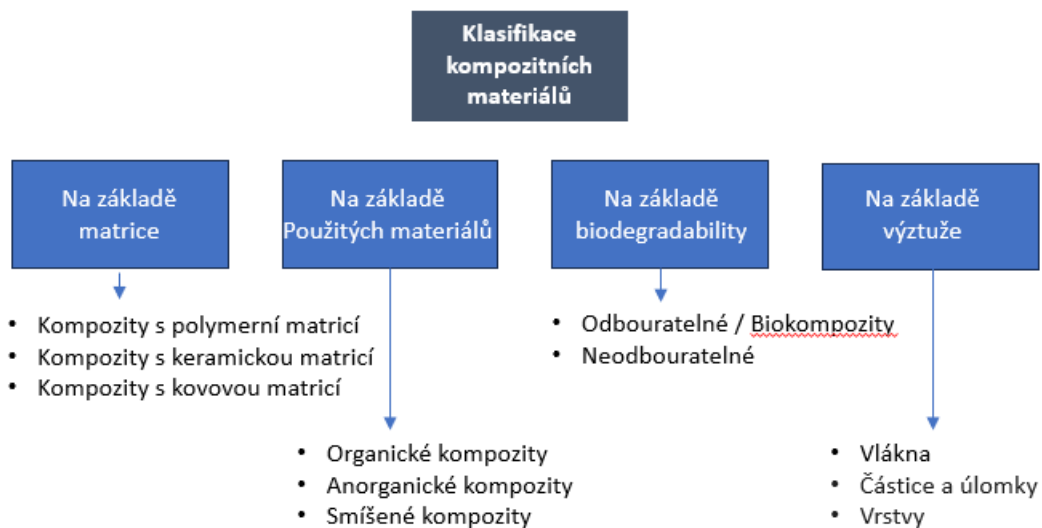
Výroba kompozitních materiálů je složitý a specifický proces, při kterém je třeba dbát na vhodně zvolený postup s ohledem na jeho zamýšlené použití. Celý proces zahrnuje různé techniky. Může kombinovat dvě či více metod tak, aby vytvořily požadovaný produkt s optimálními výsledky (Rajak et al., 2019).

1.1 Dělení kompozitní materiálů

Kompozitní materiály se skládají ze dvou základních částí. První je matrice nebo taky spojitá či fixní fáze, která funguje jako hlavní stavební kámen a je tedy základem celého kompozitu. Její funkcí je zajistit soudržnost vzniklého produktu (Hsissou et al., 2021).

Do ní jsou poté vloženy různé počty nespojitých výplňových fází (jedna či více; Khalid et al., 2022), které mohou být tvořeny různými materiály a vlákny, která jsou dispergována nebo umístěna v matici. Tyto nespojitě fáze se označují jako výztuž nebo výztužný materiál a jsou zodpovědné za poskytování specifických vlastností (Rajak et al., 2019). V případě, že je do matrice přidáno několik nespojitých fází různé povahy, pak se výsledný produkt označuje jako hybridní (Hsissou et al., 2021).

Kompozitní materiály mohou být děleny do několika různých skupin. Jako příklad může být zmíněno rozřazení podle jejich funkce nebo rozdělení do tří základních kategorií, kterými jsou organické, minerální a kovové (Hsissou et al., 2021). Možnost dělení, podle typu použitých složek, je znázorněno na Obrázku 1 (Rajak et al., 2019).



Obrázek 1 Klasifikace kompozitních materiálů podle typu použitých složek.
Převzato a upraveno z Rajak et al., (2019).

Další možná klasifikace je na základě velikosti. Zde je nutné zmínit mikrokompozity, které obsahují vložené materiály a struktury v řádu mikrometrů, a jsou tak použity například v takových oblastech, jako jsou mikroelektronika či mikrooptika. Dále to jsou makrokompozity, které jsou tvořeny viditelnými nebo makroskopickými strukturami. Tyto struktury lze vidět pouhým okem a jsou běžně používány v různých průmyslových odvětvích. Poslední skupinu tvoří dnes velmi oblíbené a hojně zkoumané nanokompozity, které obsahují částice o velikosti nanometrů. Tyto kompozity jsou přednostně využívány zejména v oblasti nanotechnologií, a také v biomedicíně. Zde jsou například určeny pro zubní ošetření, pro inženýrství kostní tkáně nebo pro obalový materiál pro podávání léků při léčbě rakoviny (Rajak et al., 2019).

1.2 Využití a vlastnosti kompozitní materiálů

Kompozitní materiály jsou využívány v široké škále různých průmyslových odvětví, jako je například stavebnický, elektronický, zdravotnický, námořní nebo kosmetický průmysl. Jejich využití je různorodé právě kvůli tomu, že se tímto způsobem může dosáhnout unikátních a specifických rysů výsledného výrobku (Rajak et al., 2019).

Mezi přední a vyhledávané vlastnosti těchto materiálů patří například odolnost proti opotřebení (tření a nárazy), korozi a celkově vlivům okolního prostředí, dále teplotní stabilita, elektrická izolace a v neposlední řadě také designová flexibilita a tvarovatelnost. Opomenout nelze ani pevnost a tuhost, které se dosahuje hlavně přidáním vláken, a také lehkost (Hsissou et al., 2021; Khalid et al., 2022).

Kompozitní materiály jsou lehčí než kovové materiály, mají nižší hustotu a jsou tak vhodné k použití v automobilovém, kosmickém nebo leteckém průmyslu, kde je třeba jednak neustále upravovat či inovovat interiér a další součástky, tak je i nutné snižovat hmotnost karoserií a spotřebu paliva. To vše vede k lepší palivové účinnosti a k nižším emisím (Hsissou et al., 2021). Za zmínku stojí brzdové materiály z karbidu křemíku (SiC) vyztuženého uhlíkovými vlákny, která jsou konkurenčním brzdovým materiálem pro vysokorychlostní vlak, těžká vozidla a záchranné brzdové jeřáby, nebo také vlákna Luffa, která disponují vynikajícími vlastnostmi, kterou je pohlcování zvuku. Tyto kompozity s vysoce tlumící schopností umožňují jejich využívání v mnoha aplikacích pro izolaci zvuku a vibrací. Příkladem jsou automobily, jachty, vrtulníky a architektura (Rajak et al., 2019).

V elektro průmyslu se kompozitní materiály používají pro různé jističe, měřicí přístroje, rozvaděče a podobně (Rajak et al., 2019; Ngo, 2020). Kompozity se také používají v různých dalších inženýrských konstrukcích zahrnující antény, lopatky kompresorů a ventilátorů, raketové motory, domácí spotřebiče a další (Khalid et al., 2022; Ngo, 2020).

Dostávají se ale i do popředí v lékařském průmyslu, kde se využívají například pro lékařské implantáty (Hsissou et al., 2021). Zajímavý je například chitosanový kompozit, který je jednak biologicky vstřebatelný a díky své porézní struktuře, která podporuje adheenci, proliferaci a migraci buněk, tedy zajišťuje prostup plynů, zvýšenou schopnost absorbovat vodu a interakci buněk s léčivem, je deklarován jako vhodný obvazový materiál. Využívá se pro hojení ran, u těžkých poškození kůže, nebo tam, kde je nutné rychlé zotavení po transplantaci kůže (Rajak et al., 2019).

Ve stavebnictví se pak pomocí vlněných výztuží v cementové matrici pro malty a omítky zlepšily tepelně izolační vlastnosti (Rajak et al., 2019). Využití tato matrice našla i ve dveřích, v lištách a zastřešení, ve sprchových koutech, bazénech, stěnových panelech, a také v okenních rámech. Kompozity se používají přes konstrukce až po opravu nejrůznějších budov, mostů, pilířů, silnic a železnic (Ngo, 2020).

Kompozity jsou využívány také ve vojenském průmyslu. Nedávno vyvinutá vlákna vyztužená epoxidovým matricovým kompozitem nahradila konvenční pláty z aramidové tkaniny, které se používaly především jako brnění pro osobní ochranu. Tyto odolné kompozitní materiály se používají k výrobě neprůstřelných vest, kde zajišťují lepší mobilitu a pohodlí uživatele, a také v balistických systémech, například pro pancéřové pláty a obklad vozidel (Rajak et al., 2019).

Velký význam mají i v energetickém odvětví (Ngo, 2020). Zde lze zmínit čedičová vlákna, která neabsorbují jaderné záření, a právě proto slouží k přepravě a skladování radioaktivních jaderných materiálů či jiných chemikálií. Využívají se jako ochranné kryty odolné proti tomuto záření a korozi. Kromě toho, se v tomto průmyslu používají i pro výrobu solárních panelů, větrných turbín a dalších zařízení (Rajak et al., 2019).

1.3 Kompozitní materiály v kosmetickém průmyslu

V kosmetickém průmyslu se kompozitní materiály používají nejen v samotných kosmetických výrobcích, jako jsou různé kosmetické a hygienické produkty a produkty péče o pleť a pokožku, ale také v jejich obalech, což mohou být tuby, kelímky, lahve, lahvičky a jejich uzávěry (víčka). Rovněž můžeme hovořit i o nejrůznějších aplikátorech, hřebenech, kartáčích či etiketách, jichž jsou tyto materiály také součástí (Cinelli et al., 2019; Aguiar et al., 2022).

Vytvářejí se produkty, které splňují různé požadavky, standardy a očekávání zákazníků, ať už se jedná o oplachové a bezoplachové produkty nebo make-up (Goyal & Jerold, 2023). Mezi přední požadavky a vlastnosti, které mohou kompozitní materiály měnit, se řadí barva, textura, aplikovatelnost, trvanlivost, udržitelnost a řada dalších faktorů, které následně ovlivňují výsledný uživatelský dojem a účinnost těchto výrobků. Výběr vhodných kompozitů v kosmetickém průmyslu může znamenat rozdíl mezi úspěchem a neúspěchem produktu (Cinelli et al., 2019).

Pro matrici biokompozitních materiálů pro tento druh průmyslu jsou hojně využívány biodegradabilní a biopolymery. Konkrétně polyestery (PES) jako jsou například polyhydroxybutyrát (PHB), polyhydroxybutyrátkovalerát (PHBV) a kyselina polymléčná

(PLA) nebo proteiny jako lepek a sójový proteinový izolát, přírodní kaučuk získávaný z latexu některých rostlin, polysacharidy jako například sójová mouka a další. Jednou z výhod použití těchto matric je, že na konci jejich životnosti je lze jednoduše rozdrtit a kompostovat (Alix et al., 2008).

Jedním z nejslibnějších a široce používaných biopolymerů, který již byl uveden na trh, je PLA. Jedná se o komerčně dostupný materiál, který se vyrábí polymerací monomerů kyseliny mléčné, které jsou získávány fermentací cukrů, které byly extrahovány z biomasy. Jako příklad biomasy může být uveden kukuřičný škrob, tapioka, cukrová třtina nebo cukrová řepa (Connolly et al., 2019).

Mezi přední nanokompozitní materiály na biologické bázi, které jsou hojně zkoumány, lze uvést kompozity obsahující některý z výše uvedených biopolymerů a jílu. Jílové částice mohou zlepšit bariérové vlastnosti a omezit tak průnik plynů a tekutin. Právě proto jsou tyto biokompozity využívány jako alternativní, udržitelný materiál k plastovým obalům různých kosmetických produktů (Connolly et al., 2019).

1.4 Vybrané biokompozity pro kosmetický průmysl

1.4.1 Biokompozitní materiály na bázi rostlinných vláken

Odbouratelné biokompozity na bázi rostlinných vláken se skládají především ze lněných, konopných, kopřivových, sisalových a kenafových vláken nebo z jejich kombinací. Přičemž kenafové vlákno je materiál odvozený z kenafových rostlin, konkrétně z rostliny *Crotalaria juncea*. Jedná se o tropickou rostlinu, která je široce pěstována pro svá dlouhá vlákna, která se nacházejí ve stoncích a lodyhách (Akil et al., 2011).

Tyto povětšinou hybridní biokompozity na bázi rostlinných vláken vykazují dobré mechanické vlastnosti, a také vysokou pevnost v tahu a v ohybu. Své využití našly v celé škále různých odvětvích. Jsou využívány například v automobilovém či stavebním průmyslu. Za zmínku stojí také elektrický, kde jsou použity pro různé elektrické izolace, zhášecí komory a obloukové štíty (Rajak et al., 2019; Ngo, 2020).

Využívány jsou i pro sportovní vybavení a náčiní nebo pro produkci obuvi nebo oděvů. Biokompozitní textilie jsou lehké a poskytují dobré antibakteriální a funkční vlastnosti, jako je například termoregulace nebo prodyšnost (Rajak et al., 2019).

Konopné vlákno a epoxid, lněné vlákno a polypropylen (PP) nebo lněné vlákno a polyethylen (PE) jsou zase velmi atraktivním materiálem v obalovém průmyslu. Jejich vývoj a aplikace je však omezena kvůli jejich vysoké absorpci vlhkosti. Tato absorpce

vede ke změnám v hmotnosti a rozměrech. Rostlinné vlákno je navíc vystaveno biologickému rozkladu, a tak s postupem času a vlivem působení světla tmavnou a slábnou (Akil et al., 2011; Alix et al., 2008).

1.4.2 Biokompozitní materiály na bázi škrobu

Škrob je jednou z nejrozšířenějších obnovitelných surovin (Wang et al., 2023). Skládá se z glukózy, amylozy a amylopektinu a jeho chemické a fyzikální vlastnosti jsou jedinečné ve srovnání se všemi ostatními sacharidy. Zdrojem tohoto polysacharidu jsou zrna luštěnin a obilovin, brambory a některé druhy ovoce (Zhang et al., 2014).

Mezi nepoužívanější škroby pro výrobu kompozitních materiálů patří yamový, maniokový, ságový, kukuřičný, rýžový a škrob z cukrové palmy. Mají však omezené použití, protože jsou citlivé na vlhkost, mají vysokou propustnost pro vodní páru a omezené mechanické vlastnosti (Mahardika et al., 2023).

Biokompozity obsahující škrob mají široké využití ve farmaceutickém průmyslu. Jejich vysoká kompatibilita, vstřebatelnost a rozložitelnost může být využita pro materiály tkáňového inženýrství. Navíc hydrogely na bázi škrobu mají vynikající aplikační potenciál při řízeném uvolňování léčiv v těle (Wang et al., 2023).

Mimo to nacházejí také uplatnění v různém obalovém materiálu, v jednorázovém nádobí či v kosmetických produktech, kde nabízí různé benefity, včetně exfoliace, hydratace, matování a značně omezují lesk tím, že absorbují nadbytečný olej (Mahardika et al., 2023).

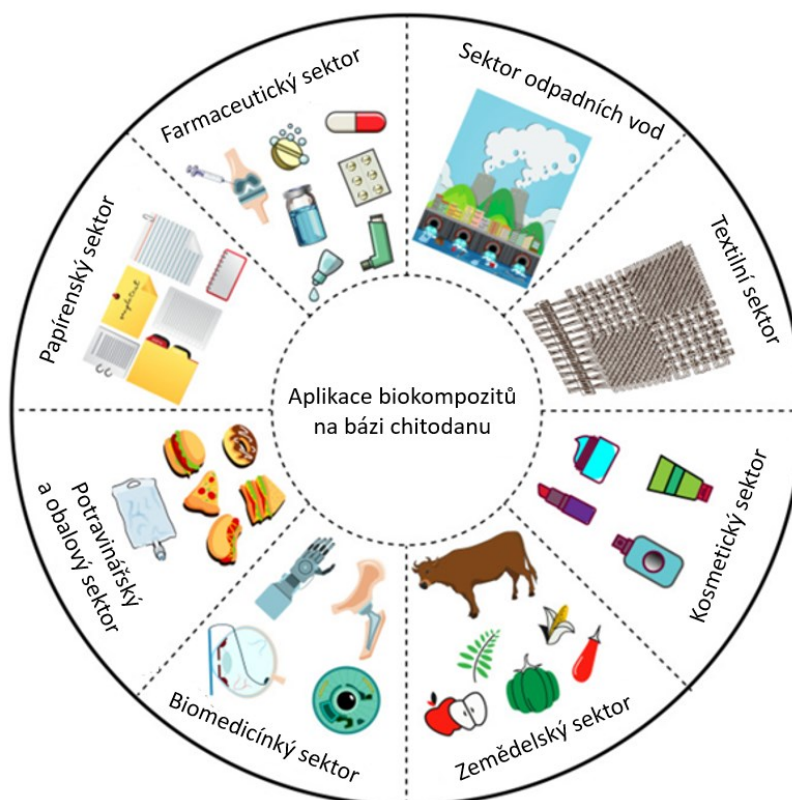
1.4.3 Biokompozitní materiály na bázi chitosanu

Chitosan, jeden z nejběžnějších přírodních kopolymerů, je lineární polysacharid s řadou jedinečných vlastností, mezi které patří i pozoruhodná afinita k proteinům a polykationtová povaha (Azmana et al., 2021). Je získávaný z chitinu, který se nachází jak v exoskeletech korýšů, jako jsou krevety a kraby, tak i v kutikulách hmyzu a v buněčných stěnách hub. Pro medicínské aplikace se chitin převádí na svůj deacetylovaný derivát, chitosan, chemickou nebo enzymatickou hydrolýzou (Zhang et al., 2014).

Materiály na této bázi však mají jednu podstatnou nevýhodu, která brání jejich plnému využití v biomedicíně, konkrétně ve tkáňovém inženýrství. Chitosan silně bobtná v kapalných médiích, což vede jednak k výraznému zhoršení jeho mechanických vlastností, tak i ke značným změnám v morfologii povrchu. To způsobuje negativní účinek na adhezi a proliferaci buněk na jeho vnější straně. V současné době však přitahuje

značnou pozornost výzkumníků, kteří začali vlastnosti chitosanu kombinovat s ligninem (Rosova et al., 2021).

Využití biokompozitů na bázi chitosanu v různých průmyslových odvětvích je zobrazeno na Obrázku 2 (Azmana et al., 2021).



Obrázek 2 Využití biokompozitů na bázi chitosanu v průmyslových odvětvích.

Převzato a upraveno z Azmana et al., (2021).

V kosmetických přípravcích jsou používány například pro schopnost vázat vodu a udržovat hydrataci pokožky, pro antioxidační vlastnosti, které chrání pokožku před volnými radikály a pomáhají obnově pokožky v omlazujících a hojivých produktech nebo také pro transportní vlastnosti a dodání lipozomů do kůže, což vede ke zlepšení vstřebávání a zvýšené účinnosti kosmetiky (Azmana et al., 2021).

Jako konkrétní příklady pak mohou být zmíněny krémy proti stárnutí, které obsahují kvarternizovaný karboxymethyl chitosan a organický nanokompozit montmorillonitu, vykazují vynikající schopnost ochrany proti ultrafialovému (UV) záření a schopnost zadržovat vlhkost. Nebo opalovací krém založený na chitosanu a oxidu titaničitém (TiO_2), který dokáže odstranit až 99,7 % bakterií během 2 hodin (Azmana et al., 2021).

1.4.4 Biokompozitní materiály na bázi ligninu

Lignin je obecný termín pro velkou skupinu aromatických polymerů, který byl poprvé použit švýcarským botanikem v roce 1813 (Bajwa et al., 2019). Jedná se o komplexní, organické látky, které vznikají oxidativní kombinatorickou vazbou především 4-hydroxyfenylpropanoidů (Ralph et al., 2004).

Nacházejí se především v rostlinných buněčných stěnách, které jsou sekundárně ztluštělé (Vanholme et al., 2010). Hrají důležitou podpůrnou roli, dodávají pevnost a tuhost buněčné stěny, což umožňuje růst nahoru. Typickým projevem snížené hladiny ligninu je ovlivnění růstu a vývoje rostlin. Lignin totiž také poskytuje vaskulárnímu systému hydrofobicitu potřebnou pro transport vody a rozpuštěných látek a umožňují rostlinám značnou flexibilitu při vypořádávání se s různými environmentálními stresy (Ralph et al., 2004; Vanholme et al., 2008).

K jeho biosyntéze dochází při různých biotických a abiotických stresových podmínkách, jako je poranění, infekce patogeny, metabolický stres a poruchy ve struktuře buněčné stěny (Vanholme et al., 2010).

Srovnávací genomické studie založené na dostupných rostlinných genomech ukázaly, že biosyntetická dráha se poprvé objevila v mechu, ale chyběla u zelených řas. Pozdější studie však detekovaly pravděpodobný výskyt ligninu i u mořské červené řasy *Calliarthron* (Vanholme et al., 2010).

Jedná se o jeden z hlavních, přirozených komponentů rostlinného dřeva. Tvoří 15 % až 30 % celkové biomasy dřevin (Kim et al., 2023). Jde o vedlejší produkt papírenského a dřevozpracujícího průmyslu, což znamená, že je relativně levný, biokompatibilní, biodegradabilní, tedy šetrný k životnímu prostředí a dostupný. Jeho využitím lze snížit odpad a zvýšit efektivitu využití dřevní hmoty. Má však i své nevýhody. Lignin může být náchylný k degradaci, například pokud je vystaven slunečnímu záření nebo povětrnostním podmínkám (Vanholme et al., 2010).

Navzdory některým technickým problémům při získávání a depolymerizaci, je lignin považován za slibný materiál pro výrobu biokompozitů (Yu & Kim, 2020). Přičemž jeho světová roční produkce činí kolem 100 milionů metrických tun v hodnotě přibližně 732,7 milionů USD (Bajwa et al., 2019). V současnosti se asi 95 % průmyslového ligninu spaluje v teplárnách a elektrárnách, protože se při tomto procesu může uvolňovat velké množství energie. Jako palivo se využívá i z toho důvodu, že jeho struktura brání přímému

průmyslovému využití. Zhruba jen 5 % vyprodukovaného materiálu se po úpravě dále používá (Sun, 2020).

V poslední době bylo zkoumáno také využití ligninu jako plniva nebo vyztužujícího materiálu v kompozitních materiálech (Yu & Kim, 2020). Přičemž se toto použití neustále vyvíjí a stále probíhají výzkumy na zdokonalení výrobních procesů a dosažení optimálních vlastností materiálů (Sun, 2020).

Za vhodný příklad využití biokompozitů, v nichž je jednou ze složek lignin, mohou být uvedena některá barviva, lepidla, stavební materiály a pomůcky, jako jsou dřevotřísky či dřevotextílie nebo hnojiva v zemědělství (Yu & Kim, 2020). V poslední době byla značná pozornost věnována i takovým odvětvím, jako je lékařský, elektrochemický, energetický, spotřební nebo kosmetický sektor, kde lze lignin významně zhodnotit (Sun, 2020).

Ligniny mohou být také použity pro elektrochemické energetické materiály a 3D tisk. Také může být použit jako prekurzor při výrobě uhlíku (C) a grafitu s vysokou vodivostí, které zaujímají velkou plochu. Toto se využívá při výrobě akumulátorů, senzorů a elektrod pro lithium-iontové baterie (Yu & Kim, 2020).

V lékařském průmyslu mohou být kompozity obsahující lignin použity například jako obvazy na rány. V současnosti je lignin považován za slibný materiál pro výrobu hydrogelů, protože lignin má skvělé antioxidační a antibakteriální vlastnosti. Kromě toho mají tyto hydrogely vysokou absorpční kapacitu, což jim umožňuje účinně odstraňovat nežádoucí metabolity z rány a díky pevnosti ligninu chrání ránu před dalším poraněním nebo kontaminací (Yu & Kim, 2020).

Nové výzkumy také naznačují, že lignin může adsorbovat a vázat různé mikroorganismy, endogenní a exogenní toxiny, ionty těžkých kovů a radioaktivní izotopy (Rosova et al., 2021), čehož může být využito například při čištění vod, dále povrchově aktivní látky a cholesterol, které mohou jinak negativně ovlivnit lidské zdraví. Toto zjištění by mohlo potenciálně vést k vývoji nových strategií pro oblast prevence kardiovaskulárních onemocnění (Gil-Chávez et al., 2021).

Co se týče kosmetických produktů, tak zde slouží jako plnivo, které reguluje obsah olejů. Disponuje totiž výbornými absorpčními a antioxidačními vlastnostmi. Také se používá jako zahušťovadlo, které pomáhá udržovat konzistenci produktu jako jsou krémy, lotiony nebo masky a zlepšovat jeho aplikaci. Má schopnost zvyšovat viskozitu produktu a přispívat k celkové stabilizaci (Rosova et al., 2021).

2 MIKROPLASTY

Celosvětová produkce plastů za posledních několik desetiletí výrazně vzrostla. Ročně se vyrobí přibližně 360 milionů tun plastů, přičemž pouze 7 % se zpětně recykluje. Zbytek je poté spalován nebo umístěn na skládkách či volně ponechán v prostředí (Thacharodi et al., 2024).

Mezi významné vlastnosti plastů patří snadná zpracovatelnost do různých tvarů a velikostí, trvanlivost a dlouhá životnost, nízká hmotnost, odolnost vůči degradaci, všestrannost, flexibilita, dostupnost a také nízká cena. Právě díky těmto vlastnostem nahradily v moderní společnosti mnoho přírodních materiálů (Bher et al., 2022).

Hlavně ekonomická dostupnost polymerních materiálů z nich tak činí nepostradatelnou součástí našich každodenních životů, která nás ať už přímo nebo nepřímo ovlivňuje (Zhou et al., 2023).

2.1 Definice mikroplastů

Mikroplasty jsou malé fragmenty polymerních materiálů různého chemického složení, struktury a hustoty, které jsou pouhým okem téměř neviditelné. Jedná se o různé úlomky plastu, které vznikají rozpadem větších plastových objektů nebo jsou přímo vyráběny v mikroskopických rozměrech. To znamená, že mají velikost přibližně od 5 mm (horní hranice) až do 0,1 μm (spodní hranice; Cubas et al., 2022).

Jde o nejrůznější pevné částičky, granule, vlákna či tenké filmy (Samanta et al., 2022). Tyto úlomky se postupem času fragmentují na stále menší částice, až se z nich nakonec stávají nanoplasty, které mohou potenciálně vstoupit do jiných finálních oblastí a mít tak i odlišné následky (Lambert & Wagner, 2016).

Mikroplasty se nacházejí na nejrůznějších místech celé planety (Zhou et al., 2023). Jsou přítomny ve vodě (sladké i slané), ve vzduchu, v půdě, v sedimentech, v ekologicky chráněných a odlehlých oblastech a byly objeveny také v potravinách a v živých organismech (Golwala et al., 2021; Prata et al., 2020).

2.2 Dělení mikroplastů

Mikroplasty lze dělit na základě několika kritérií. Jedno z možných rozdělení, je dělení na základě tvaru. Zde hovoříme zejména o fragmentech, pěnách, hřidelích, vláknech, vločkách, a také o jejich vzájemné kombinaci (Su et al., 2019).

Jiné články pak uvádějí různé další klasifikace. Za zmínku stojí například dělení na mikroperly, vlákna a různé další částice plastu (Hale et al., 2020). Mikrovlákna jsou tenká, podlouhlá (De Falco et al., 2018), mikroperly jsou malé, pravidelné, kulovité (Napper et al., 2015) a mikročástičky jsou naopak nepravidelné, drobné a pevné fragmenty plastu (Samanta et al., 2022).

Polymery mohou být rovněž rozřazeny podle jejich daných fyzikálních vlastností nebo podle konkrétního chemického složení. Mikroplasty, které se skládají hlavně z nylonů, polyvinylchloridu (PVC), polykarbonátu (PC) a polyethylentereftalátu (PET) jsou podstatně těžší, a je také pravděpodobnější, že snáze klesnou a potopí se. Naopak ty, které jsou složeny z polystyrenu (PS), PE nebo PP jsou lehčí a budou tedy na vodě spíše plavat (Auta et al., 2017). Přičemž tyto fragmenty mohou být jak homogenního, tak heterogenního charakteru (Hale et al., 2020).

Dělit se mohou také podle biologické báze, odvozené z bio nebo fosilních zdrojů a na základě a délce jejich odbouratelnosti. Bioplasty mohou být neodbouratelné (bioPE, bioPET, bioPP a PVC) či naopak odbouratelné (celulóza, PLA, polyhydroxyalkanoáty (PHA) a škrob). Stejným způsobem lze do dvou skupin rozdělit i polymery odvozené ze zdrojů fosilních. A to na neodbouratelné (PS, PVC, PE a PET) a na druhou skupinu (polyvinylalkohol (PVA), polybutylensukcinát (PBS) a polykaprolakton (PCL)) označenou jako odbouratelnou, tedy biodegradabilní (Bher et al., 2022).

Mezi nejrozšířenější a nejznámější dělení však patří dělení podle způsobu jejich vzniku na primární a sekundární mikroplasty (Samanta et al., 2022).

2.2.1 Primární mikroplasty

Jedná se o částice, které jsou ve formě mikroplastů úmyslně vyráběny pro nejrůznější účely. Následně jsou pak využívány jako součásti konkrétních produktů či výrobků. Jsou záměrně vytvářeny v malých rozměrech, aby splňovaly určité požadavky na vlastnosti nebo funkce (Samanta et al., 2022).

V současnosti jsou hlavními přispěvateli mikroplastů domácí, potravinářské, kosmetické, a v neposlední řadě také průmyslové výrobky. Jako příklad lze zmínit mikroplastové perličky v mýdlech na ruce, ve sprchových gelech a šampónech, v zubních pastách nebo v peelingových kosmetických výrobcích (Su et al., 2019).

Dalšími příklady jsou potom plniva v polymerových materiálech a barvách, tonery do tiskáren, náplně do 3D tiskáren, brusiva v průmyslových odvětvích nebo plniva,

stabilizátory a konzervanty v potravinářských produktech nebo granule v umělém trávníku pro sportovní aktivity (Salthammer, 2022; Surendran et al., 2023).

2.2.2 Sekundární mikroplasty

Tato skupina mikroplastů vzniká ať už cíleným nebo náhodným rozpadem větších plastových celků, jako jsou nejrůznější sáčky a obaly, plastové lahve, nádobí, pneumatiky, syntetické tkaniny, hračky a tak dále (Samanta et al., 2022).

To, jak rychle bude uvolňování a rozklad těchto částic probíhat záleží na mnoha okolnostech. Největší význam zde hraje působení slunečního a UV záření, chemické a mechanické opotřebení či namáhání, frekvence otírání nebo různé biologické interakce (Surendran et al., 2023). Velký podíl zaujímá teplota, vlhkost, pH prostředí a typ a stavba polymeru. Nezanedbatelný je také faktor času a to, že více stresorů může působit současně (Birch et al., 2020).

Důležité je myslet na to, že většina plastů je špatně odbouratelná a celý proces je tak zdlouhavý, v řádu až několika desítek či stovek let (Bher et al., 2022).

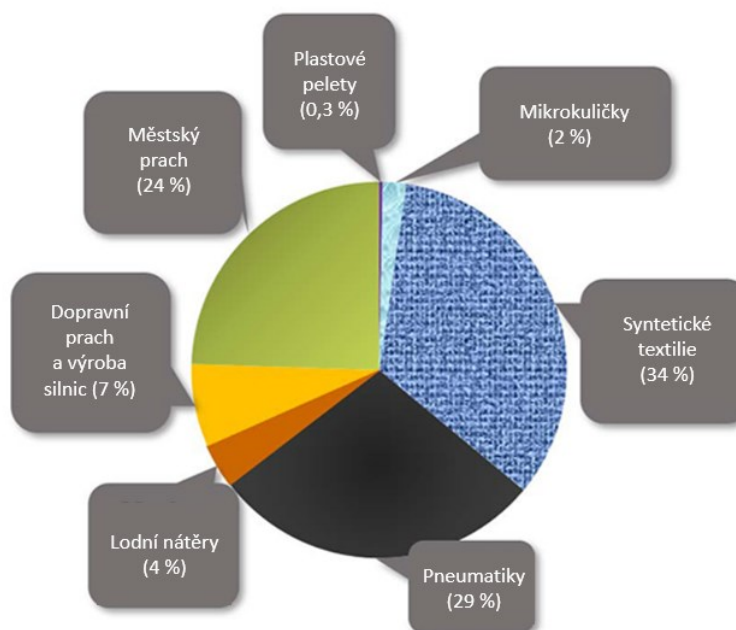
2.3 Zdroje mikroplastů

Jako příklad zdrojů mikroplastů může být uveden široký rozsah průmyslových odvětví. Například spotřebitelský (plastové nádobí, kelímky, lahve), lékařský (lékové nosiče, chirurgické komponenty), energetický (kabely, vodiče, izolace), zemědělský (hadice, skleníky, zahradní nářadí), stavebnický (potrubí), ale i automobilový (těsnění, pneumatiky) nebo vesmírný sektor (vesmírné trosky, sondy, satelity). Významným přispěvatelem je i potravinářské odvětví, a to hlavně rychlé občerstvení (obaly, čajové sáčky). Již z tohoto výčtu lze vidět různorodost původců mikroplastů (Bher et al., 2022; Chinthapalli et al., 2019).

Nejznámějším producentem jsou průmyslové procesy. Hovoříme zejména o samotné výrobě a zpracování plastů (výroba plastových fólií, barviv, nátěrů, polyuretanových (PUR) pěn, lan a pásek), při kterém se vytvářejí, a zároveň také uvolňují malé částice do prostoru (Samanta et al., 2022).

Významným přispěvatelem jsou i mikroplastová vlákna, která mají svůj původ v textilním průmyslu (De Falco et al., 2018). Jako příklad lze uvést síť, látky či oblečení vyrobené z PES, akrylu nebo nylonu, přičemž se během jednoho praní uvolní více než 1900 vláken (Browne et al., 2011).

Předními identifikovanými zdroji jsou již zmíněné syntetické textilie a obuv (34 %), opotřebení pneumatik během jízdy (29 %), městský prach (24 %), dopravní prach a výroba silnic a infrastruktury (7 %), lodní nátěry (4 %), mikrokuličky v kosmetických produktech (2 %), a také plastové pelety (0,3 %). Přičemž městský prach zahrnuje mikroplasty vygenerované otěrem, povětrnostními vlivy a litím, umělý trávník, nátěry budov a další. Grafické a přehledné znázornění zdrojů mikroplastů je možné pozorovat na Obrázku 3 (Birch et al., 2020).



Obrázek 3 Zdroje mikroplastů.

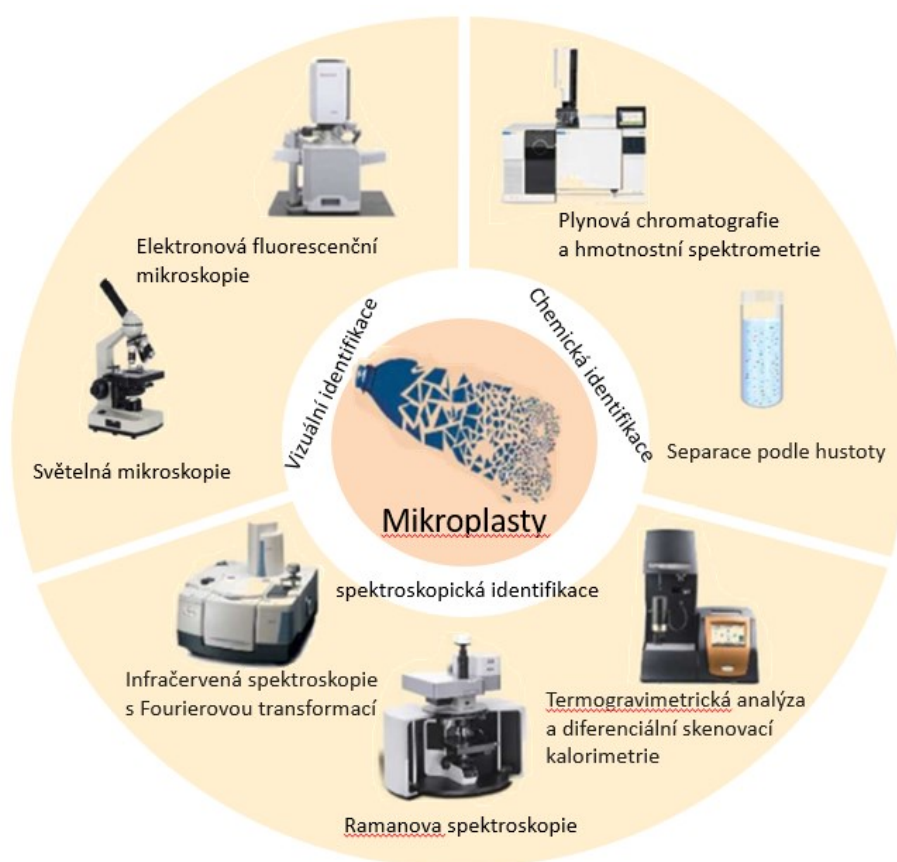
Převzato a upraveno z Birch et al., (2020).

Relativně novým a málo skloňovaným zdrojem jsou i jednorázové chirurgické roušky, respirátory, obličejové masky a štíty, návleky, brýle, ochranné pláště, rukavice, testovací sady, injekční stříkačky a ventilační systémy, jejichž spotřeba vysoce vzrostla s vypuknutím a rozšířením světové pandemie koronavirového onemocnění 2019 (COVID-19), způsobeného koronarovirem-2 souvisejícím s těžkým akutním respiračním syndromem (SARS-CoV-2; Akarsu et al., 2020). Od roku 2019 jsou tedy tyto účinné a levné ochranné prostředky široce používány nejen zdravotnickým personálem, ale i veřejností v globálním měřítku (Mohana et al., 2023).

2.4 Mikroplasty v kosmetickém průmyslu

Produkty kosmetického průmyslu oslovují stále větší počet spotřebitelů, kteří mají vysoké nároky na složení, přípravu a balení (Cubas et al., 2022). V důsledku toho jsou požadovány stále hojnější a kvalitnější testy. Časté jsou testy na toxicitu, karcinogenitu, fototoxicitu, na leptavost a dráždivost nebo na mikrobiální a patogenické znečištění, kterým se zhodnocuje přímý dopad na zdraví, a také případné vedlejší účinky spojené s používáním kosmetických produktů. Využívání vyššího množství nejrůznějších testů, také vede ke zvýšené produkci mikroplastových částic. Právě i z tohoto důvodu je v současnosti zkoumáno zastoupení mikroplastů ve finálních výrobcích s cílem jejich regulace (Akhtar et al., 2022).

Velký důraz je kladen především na identifikaci a kvantifikaci mikroplastů. Jejich stanovení vyžaduje rychlé a spolehlivé analytické metody (Miloloža et al., 2021). V současné době jsou široce využívány vizuální, mikroskopické, spektroskopické a chemické techniky. Konkrétní příklady možných způsobů identifikace mikroplastů jsou znázorněny na Obrázku 4 (Samanta et al., 2022).



Obrázek 4 Příklady možných způsobů identifikace mikroplastů.
Převzato a upraveno ze Samanta et al., (2022).

Vizuální a mikroskopické metody slouží k primární identifikaci mikroplastů na základě jejich morfologie, velikosti, barvě, tvaru a struktury (Samanta et al., 2022). Přičemž techniky založené na mikroskopii jsou jasnou volbou pro analýzu povrchové a objemové morfologie polymerů, která je úzce spjata s jejich fyzikálními vlastnostmi (Saifullah et al., 2021). Chemická analýza má tu výhodu, že je pomocí jejího využití možné rozlišit větší počet vzorků. Stejnou schopností disponuje i spektroskopická analýza, která využívá optických principů. Opět lze díky ní detekovat více vzorků najednou, a navíc lze materiál po analýze uchovat pro kvantitativní analýzu, jakou je například oxidace částic (Samanta et al., 2022).

Vhodný výběr metody a způsobu přípravy vzorku je stěžejní pro charakterizaci polymerů (Saifullah et al., 2021). V praxi se používá kombinace několika různých technologií z toho důvodu, aby byl výsledek, pokud možno, co nejpřesnější (Samanta et al., 2022).

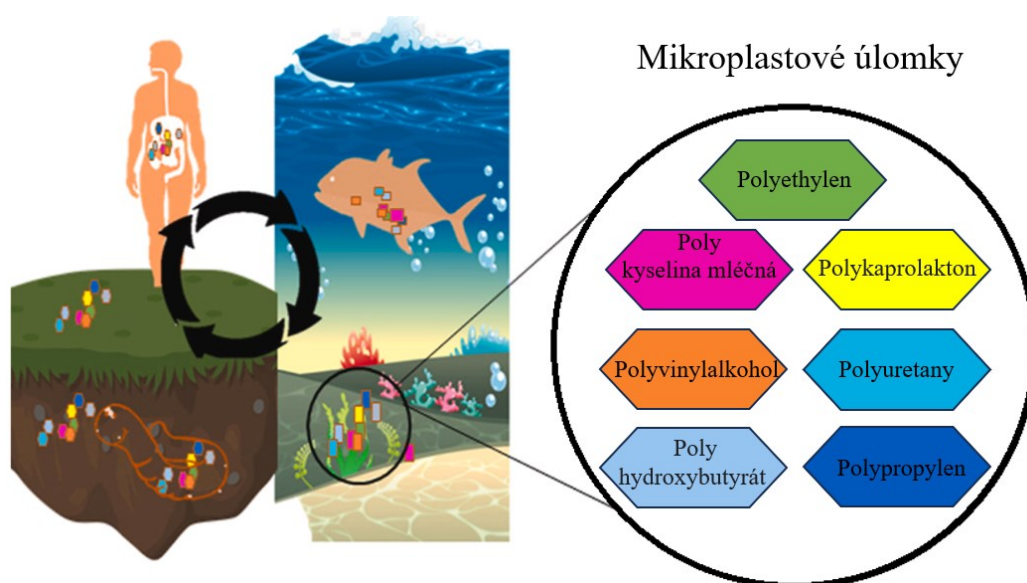
Mezi největší producenty kosmetických produktů v posledních dvou desetiletích patří například L'Oréal, Johnson & Johnson, The Body Shop, Amore Pacific, Unilever, Colgate/Palmolive a Proctor & Gamble. Identifikace předních konkrétních kosmetických společností, které se pravděpodobně řadí mezi největší producenty mikroplastů, může být obtížná, protože přesná data o jejich produkci nejsou vždy snadno dostupná nebo zveřejněná (Goyal & Jerold, 2023).

Mikroplasty obsažené v kosmetických či čistících produktech (peelingy, zubní pasty, sprchové gely a tak podobně) mohou být přítomny ve dvou formách. Zprvce v primární formě. To znamená, že jsou zde obsaženy jako složky přípravků (Napper et al., 2015). Zadruhé mohou být přítomny jako takzvané sekundární plasty, které jsou odvozené ze samotných kosmetických obalů, z jejich aplikátorů, kartáčů nebo z hygienických potřeb (Cubas et al., 2022; Singh et al., 2023).

Kosmetické produkty, obsahující tyto hojně diskutované částice, zahrnují jednak hygienické produkty a produkty péče o pleť a pokožku, kam spadají například mýdla, šampony, kondicionéry, opalovací, hydratační a čistící krémy, tak kosmetické produkty, jako jsou například fixační a rozjasňující spreje, laky a barvy na vlasy nebo obočí, deodoranty, laky na nehty, oční stíny, řasenky, rtěnky, pudry, tvářenky, podkladové báze a krémy nebo make-up (Aguilar et al., 2022; Singh et al., 2023).

Typická kosmetika obsahuje průměrně asi 15 až 20 ingrediencí v závislosti na druhu produktu, značce a účelu výrobku (Goyal & Jerold, 2023). V kosmetických obalech se často nachází PE, PP, PET, PHA, PS, PLA, PVC, PUR, polymethylmethakrylát (PMMA),

polysacharidy a silikony (Cinelli et al., 2019; Singh et al., 2023). Obecně jsou pak hlavní plastové úlomky, které jsou ve formě mikroplastů uvolňovány do životního prostředí, zobrazeny na Obrázku 5 (Miri et al., 2022).



Obrázek 5 Hlavní plastové úlomky uvolňované do životního prostředí. Převzato a upraveno z Miri et al., (2022).

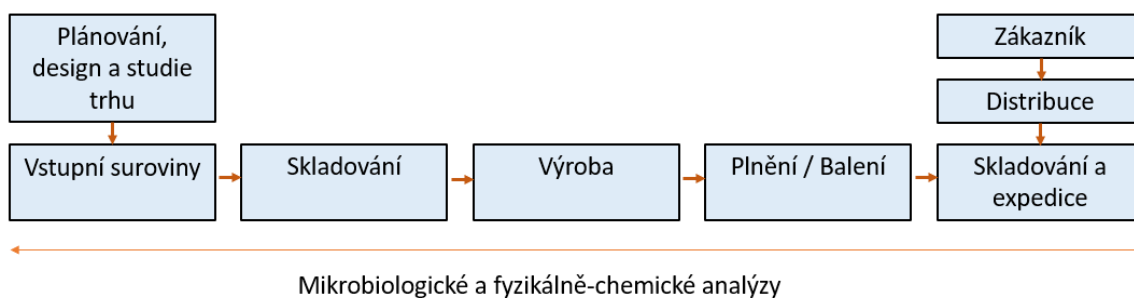
Mikroplasty v kosmetických a čistících výrobcích nacházejí široké uplatnění. Přední důvody, proč je výrobci přidávají do svých produktů, jsou zřejmé. Tyto částice se zpravidla využívají k exfoliaci, k čištění a leštění pokožky či k podpoře a zlepšení textury jejich produktů. Zde slouží tyto mikroplastové částice jako pojiva, elastomery, objemová činidla, filmtvorné látky, regulátory viskozity, kalící činidla, třpytky nebo jako kondicionovací složka. Jsou založeny na způsobu kontrolovaného a postupného uvolňování daných aktivních složek (Zhou et al., 2023).

Jsou přidávány kvůli své schopnosti odstranit odumřelé buňky kůže, zbavit se nečistoty a mastnoty a zanechat ji hladkou a svěží. Mikroplasty jsou také přidávány za účelem prodloužení trvanlivosti, udržení vůně a pro lepší stabilitu, rozpouštění a distribuci produktů, což může vést k lepší aplikaci a rovnoměrnějšímu výsledku. Navíc jsou produkty s těmito částicemi více odolné vůči vlhkosti, oxidaci a rozkladu než produkty, které je neobsahují (Zhou et al., 2023).

V obalovém materiálu jsou tyto částice zastoupeny hned z několika důvodů, přičemž mezi hlavní patří zlepšení vzhledu a designu obalu nebo ochranná funkce kosmetického produktu. Již v raných fázích vývoje kosmetického obalu, konkrétně už při jeho návrhu, se ve velké míře posuzuje celkový dopad na životní prostředí. V současnosti je kladen

poměrně vysoký důraz na minimalizaci balení a na udržitelnost produktů v celém jejich životním cyklu (Bianchet et al., 2020).

Na Obrázku 6 lze vidět postup výroby kosmetických produktů, včetně všech jednotlivých fází od plánování až po finální obdržení zákazníkem, při kterých se mohou uvolňovat mikroplasty do okolí (Cubas et al., 2022).



Obrázek 6 Schéma procesu výroby kosmetických produktů.
Převzato a upraveno z Cubas et al., (2022).

2.5 Mikroplasty vznikající z biokompozitů

Důležité je brát na vědomí, že biologicky odbouratelné polymery, které mají být ekologicky příznivější alternativou k tradičním plastům, vyžadují pro svůj celkový rozklad plnou kontrolu. Proto může být problematické a obtížné zajistit úplnou degradaci potenciálně zcela rozložitelných materiálů (Shruti & Kutralam-Muniasamy, 2019).

Nekontrolovaně likvidované biokompozity se tak mohou neúplně rozložit, což vede ke vzniku nezanedbatelného množství kontaminantů, které jsou podobné těm, které tvoří konvenční polymery (Zuo et al., 2019).

V mořském prostředí se prokázalo, že jak biokompozity, tak i plasty na bázi ropy mohou negativně ovlivnit jednak různé biologické funkce mořských organismů žijících na dně, tak i jejich životní prostředí (Straub et al., 2017). Například písečný červ *Arenicola marina* a evropská ústřice plochá *Ostrea edulis*, krmená potravou jak s konvenčními plasty, tak s biokompozity, změnili své chování při krmení (Green, 2016).

Naopak u korýše *Daphnia magna* byly zaznamenány velké rozdíly ve vlivu mikroplastů vznikajících z tradičních a biodegradabilních polymerů. Organismy, které byly ve styku s běžnými plasty (konkrétně PS), vykazovaly vysokou mortalitu, sníženou rychlost krmení a snížený reprodukční výkon, zatímco korýši, kteří byli ve styku s biokompozity PLA, nevykazovali žádné významné změny biologických funkcí ani žádné změny ve svém chování (Shruti & Kutralam-Muniasamy, 2019).

Výsledky studií, které se zabývaly vlivem mikroplastů vznikajících z konvenčních a biodegradabilních polymerů vykazují často různé výsledky (Shruti & Kutralam-Muniasamy, 2019).

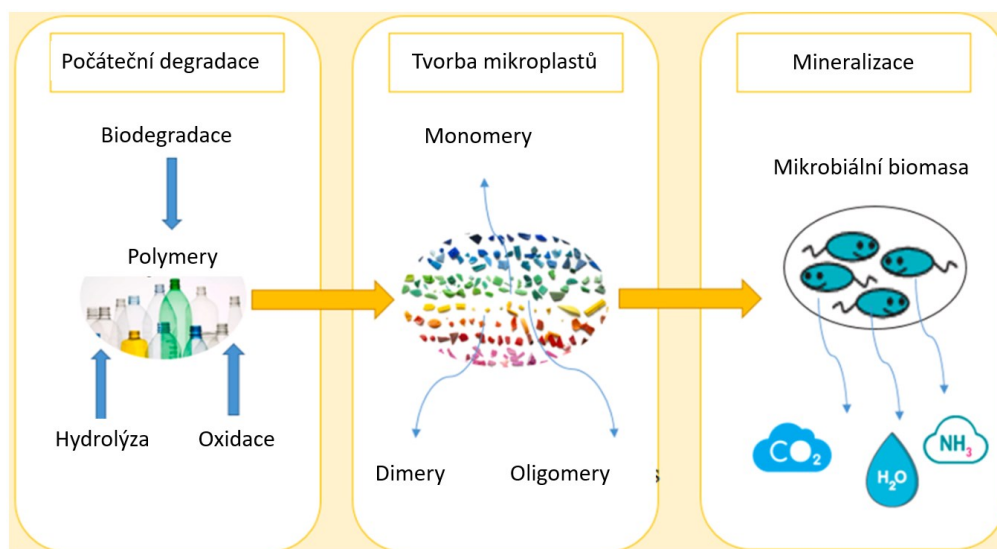
Jiné studie pak vyhodnocovaly a srovnávaly rozložitelnost jednotlivých plastů. Výzkumy naznačují, že větší množství obsahu přírodního plniva v biokompozitech vede většinou také k rychlejší biodegradaci (Sugumaran et al., 2018).

Například bylo prokázáno, že zatímco čisté polymery PP nebo PE s nízkou hustotou (LDPE) nepodléhaly žádné biodegradaci, tak biokompozity, připravené v kombinaci s práškem z bramborových slupek, jí podléhaly. Biokompozity založené na PP dosahovaly maximální degradace přibližně do 10 % a LDPE pak do 1 % (Sugumaran et al., 2018).

2.6 Biodegradace polymerů

K odstranění polymerů z životního prostředí byly již v minulosti použity různé fyzikálně-chemické možnosti a postupy. Ukázalo se však, že některé z těchto procesů jsou dražší než procesy založené na bioremediaci. Jako příklad bioremediace mohou být uvedeny metody fytoextrakce, kompostování nebo enzymaticky zprostředkovaná biodegradace (Miri et al., 2022).

Proces biodegradace zahrnuje několik kroků, které jsou stručně shrnuty na Obrázku 7 (Miri et al., 2022). Jedná se o počáteční degradaci polymerů a jejich následný rozklad na oligomery, dimery a monomery. Jako finální krok je pak na Obrázku 7 znázorněna mineralizace vzniklých mikroplastů mikrobiální biomasou (Bahl et al., 2021).



Obrázek 7 Kroky mikrobiální biodegradace
Převzato a upraveno z Miri et al., (2022).

Důležitou roli při biodegradaci hrají vlastnosti prostředí. Zejména světlo, pH, salinita, teplota nebo vlhkost (Gong et al., 2012). Kromě tohoto jsou důležité i vlastnosti plastů. Za příklad může být uvedena jejich krystalinita, molekulová hmotnost, druh funkčních skupin a substituentů přítomných v jeho struktuře a také typ a množství přísad přidávaných do polymerů (Bahl et al., 2021).

V dnešní době se výzkum zaměřuje také na možnosti, jak proces biodegradace urychlit. Mezi zkoumané techniky patří především zvýšení rychlosti enzymatické biodegradace, biostimulace, která souvisí hlavně s přidáváním živin (Miri et al., 2022), a také bioaugmentace, která se týká především použití čistých kultur, jejich konsorcií nebo geneticky upravených mikroorganismů pro zvýšení biodegradčních aktivit (Kalogerakis et al., 2015).

Výzkumy se zabývají také tím, jaká vhodná plniva do biokompozitních materiálů zvolit, protože i ta mohou výrazným způsobem ovlivnit a urychlit celý proces samotné biodegradace (Miri et al., 2022; Bahl et al., 2021).

2.7 Znečištění životního prostředí mikroplasty

Tyto drobné úlomky plastu jsou příčinou takzvaného znečištění mikroplasty, které by potenciálně mohlo mít negativní, a také dalekosáhlý dopad jednak na životní prostředí, biodiverzitu a ekosystémovou rovnováhu, tak i na vztah mezi různými druhy, a také na zdraví jak zvířat, tak dokonce i lidí samotných (Thompson et al., 2009; Bheret al., 2022).

Mikroplasty kromě tohoto přispívají rovněž i k estetické kontaminaci, která má nepříznivý účinek na turismus, vizuální vzhled a celkový dojem z okolí. Jedná se tak o jeden z nejnaléhavějších, a hlavně globálních, problémů životního prostředí 21. století (Golwala et al., 2021).

Přenosu, distribuci, množství a výskytu mikroplastů do okolního prostředí napomáhá řada různých faktorů (Miloloža et al., 2021). Mezi nejvýznamnější patří dešťové srážky, sních, záplavy, přenos pomocí zvířat a v neposlední řadě také vítr, biologická a lidská činnost, která je rozšiřuje na velké vzdálenosti. Přičemž právě lidé, prostřednictvím různých antropogenních činností, šíření a uvolňování plastů do životního prostředí, přispívají nejvíce (Yadav et al., 2020; Bheret al., 2022).

Hlavními nástroji, jak zmírnit takovéto znečištění je zamezení kontaminace okolního prostředí, recyklovatelnost, redukce materiálu a zároveň také snížení odpadu a změny v nakládání s ním. Klíčovým bodem je snaha dávat přednost čistším technologiím, omezit

používání agresivních chemikálií, využívat přírodní zdroje, čistou energii, a také biomateriály (Cubas et al., 2022). Důležité je také zdůraznit, že zavedení těchto alternativ vyžaduje spolupráci a angažovanost od všech úrovní. To znamená od spotřebitelů až po výrobce a samotné vládní orgány (Samanta et al., 2022).

2.7.1 Šíření v životním prostředí

Vysoká produkce plastů je spjata s jejich vysokou spotřebou, která vede k rychlé, a zároveň i nekvalitní likvidaci. Ta často není nijakým způsobem kontrolována nebo regulována a monitorována, protože ji provádí samotný spotřebitel. Odpad tak většinou míří přímo na skládky nebo na jiná, často nevhodná místa (Samanta et al., 2022).

Fragmenty plastu se do přírody dostávají mimo jiné přes odpadní vody, kam se dostanou hlavně z průmyslových zařízení a domácnosti při procesu praní, čištění nebo chlazení (Aguiar et al., 2022). Čistírny odpadních vod mají omezenou kapacitu, a navíc se zde mikroplasty obtížně zadržují či odfiltrovávají, a tak se některé částice dostávají přímo do vodních toků a následně přes moře až do jednotlivých oceánů (Samanta et al., 2022).

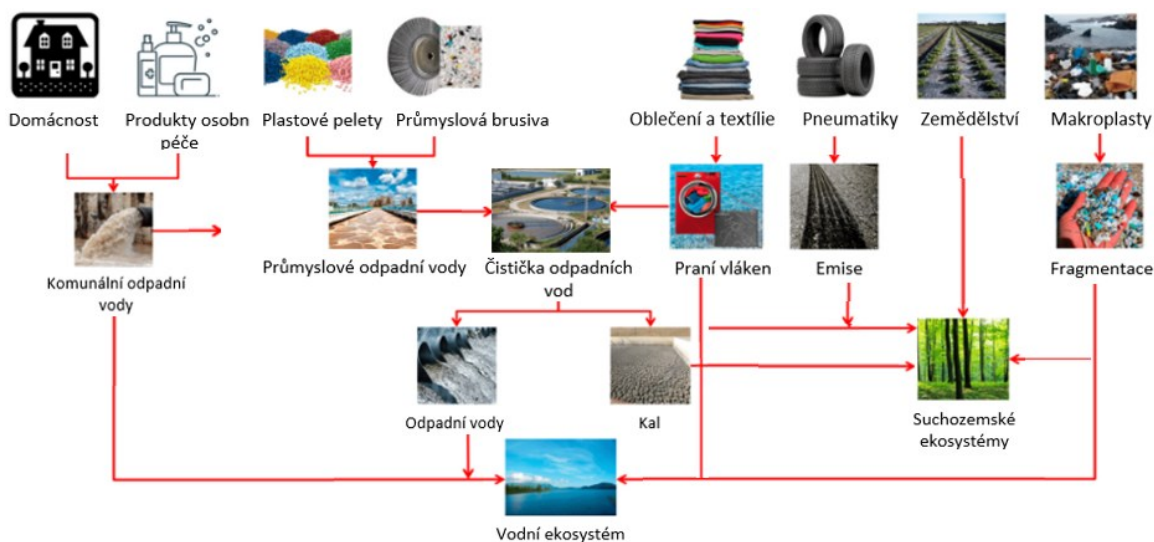
Částice mikroplastů jsou v mořském prostředí detekovány zhruba od počátku 70. let, což ukazuje na dlouhodobý a přetrvávající problém s jejich akumulací (Thacharodi et al., 2024). Studie dokazují, že většina plastového odpadu v oceánu a mořích (zhruba 80 %) pochází právě z pevninských, pobřežních oblastí (Jambeck et al., 2015). Zde je pak přibližně 94 % přichyceno na mořském dně, zatímco pouze asi 1 % je situováno na povrchu a zbytek (5 %) je rozmístěn v prostoru (Birch et al., 2020). Přičemž asi 54,5 % mikroplastů plovoucích v oceánu tvoří PE, 16,5 % PP a zbytek zahrnuje PVC, PS, PES a polyamidy (PA; Akarsu et al., 2020).

Tyto mikročástice se hromadí také v tělech mořských živočichů, fytoplanktonu, řas, a v dalším biotu. Studie potvrdily jejich přítomnost u několika mořských druhů používaných k lidské spotřebě, jako jsou mlži a ryby, v nichž díky své velikosti mohou prostupovat jejich tkáněmi (Dehaut et al., 2016). Konkrétním příkladem výskytu jsou larvy garnátů (Gray et al., 2022), plži (Wang et al., 2022), rýžové ryby nebo kaspické bílé ryby (Chisada et al., 2021). Současné výsledky naznačují, že již téměř 700 vodních druhů na světě bylo nepříznivě ovlivněno zavedením mikroplastů do jejich přirozeného prostředí, včetně mořských želv nebo tučňáků (Akarsu et al., 2020).

Jak již bylo naznačeno, výskyt byl potvrzen nejen v mořské vodě, ale i v kohoutkové a balené vodě, v cukru, soli, medu nebo dokonce i v pivu. Do těchto produktů se dostávají

především z obalového materiálu. (Karami et al., 2017; Liebezeit & Liebezeit, 2013, Liebezeit & Liebezeit, 2014; Yang et al., 2015; Schymanski et al., 2018).

Jednotlivé cesty částic mikroplastů, z jejich základních původců, až po výsledné umístění v životním prostředí, a to jak ve vodním či suchozemském ekosystému, jsou stručně zachyceny na Obrázku 8 (Miloloža et al., 2021).



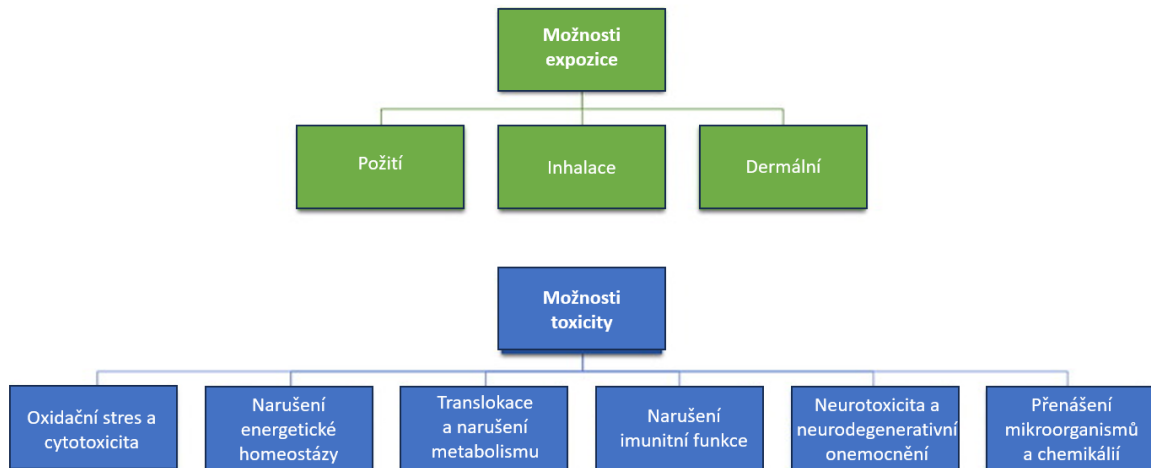
Obrázek 8 Základní původci mikroplastů a jejich cesta do životního prostředí. Převzato a upraveno z Miloloža et al., (2021).

Z Obrázku 8 je možné také vidět, že problém tkví i v dalších, zejména zemědělských odvětvích, kde pak především proces mulčování vede k nedobrovolnému šíření mikroplastů do okolí (Edo et al., 2022). Neméně významným přispěvatelem mikroplastů jsou odpadní kaly, skládky, které jsou hlavním úložištěm plastového odpadu (Golwala et al., 2021), plastové skleníky, zahradní nářadí, zemědělské stroje, komposty a v neposlední řadě i rozsáhlé používání různých chemických postřiků, hnojiv a pesticidů (Surendran et al., 2023).

Půda znečištěná takovými částicemi může mít pozměněné fyzikální vlastnosti, včetně její struktury, textury a propustnosti. Ovlivňují také přístup vzduchu a retenci vody. Tímto způsobem může být změněno přirozené fungování, složení a aktivita nejen jednotlivých rostlin, ale i celého půdního mikrobiálního společenství (Guo et al., 2020; Xu et al., 2020). Podrobné výzkumy zaznamenaly i příjem takovýchto částic rostlinami (Chae & An, 2020).

2.7.2 Negativní vliv na lidské zdraví

Všudypřítomná povaha mikroplastů vede k nevyhnutelnému vystavení člověka těmto částicím prostřednictvím několika cest. Potenciální možnosti expozice a toxicity mikroplastů pro lidské tělo jsou znázorněny na Obrázku 9 (Prata et al., 2020).



Obrázek 9 Potenciální možnosti expozice a toxicity mikroplastů pro lidské tělo. Převzato a upraveno z Prata et al., (2020).

V lidském těle tyto částice mohou mít dopad na různé biologické procesy jako je životaschopnost, růst a vývoj (již od embrya), životní cyklus, pohyb a plodnost (Kumar et al., 2021).

Celkově tak tedy ovlivňují reprodukční a nervový systém (změny v chování, kognitivní funkce a další) přítomností různých organických a anorganických kontaminantů, které mohou být na mikroplasty sorbovány (Campanale et al., 2020; Li et al., 2018).

Jako další negativní vliv na lidské zdraví pak může být zmíněno poškození plic, změny jaterních funkcí či narušený metabolismus mastných kyselin (Karbalaeei et al., 2018; Prata et al., 2020; Kumar et al., 2021).

Mikroplasty jsou v těle transportovány krevním oběhem nebo lymfatickým systémem. Shromažďují se pak v tkáních, a také například i v placentě (Thacharodi et al., 2024). Při této cestě mohou uvolňovat nejrůznější toxiny a podobně škodlivé látky, které mohou být karcinogenní nebo mohou vést ke snížení imunitní odpovědi (Wang et al., 2018; Auta et al., 2017).

Velký vliv na průchod mikroplastů do lidských těl mají i hojně používané obličejové masky, které jsou umístěny přes ústa a nos, což vytváří dokonalou atmosféru pro vdechování

uvolněných mikroplastových částic. Některé studie ukázaly, že většina těchto úlomků se ukládá hlavně v přední třetině nosní dutiny (Mohana et al., 2023).

Mnoho druhů živých organismů vnímá mikroplasty také jako svoji potravu, a to i přes to, že požití je pro ně škodlivé, ve velké míře až smrtelné (Cole et al., 2013). Stejně nepříznivě působí i pro trávicí systém samotných lidí, protože lidské tělo není uzpůsobeno jejich trávení (Cubas et al., 2022).

II. PRAKTICKÁ ČÁST

3 CÍLE PRÁCE

Teoretická část práce:

- Shrnout současné poznatky o mikroplastech se zaměřením na kosmetický průmysl
- Zaměřit se na biokompozitní materiály využívané v kosmetickém průmyslu jako alternativu ke konvenčním plastům
- Popsat proces biodegradace a vznik mikroplastů z kompozitních materiálů

Praktická část práce:

- Příprava biokompozitních filmů PHB/acetylovaný lignin
- Sledování vlivu různých koncentrací acetylovaného ligninu na rychlost rozpadu těchto připravených materiálů v půdním prostředí v první fázi biodegradace
- Pozorování vzniku biofilmu na povrchu biokompozitů PHB s různým množstvím acetylovaného ligninu v první fázi biodegradace
- Vyhodnocení výsledků a formulace závěrů práce

4 MATERIÁL A PŘÍSTROJE

4.1 Materiál a chemikálie

Anhydrid kyseliny octové (99 %; PENTA s.r.o., ČR)

Destilovaná voda

Hydrogenuhlíčan draselný (PENTA s.r.o., ČR)

Chlorid draselný (PENTA s.r.o., ČR)

Kyselina chlorovodíková (PENTA s.r.o., ČR)

Lignin (Organosolv; Chemicalpoint, Německo)

LIVE/DEAD® BacLight Bacterial Viability Kit (Thermo Fisher Scientific, USA)

Perlit

Polyhydroxybutyrát (PHB; TianAn Biopolymer/Tianan Biologic Material Co., Čína)

Pyridin (99,8 %; Sigma-Aldrich, USA)

Reálná půda odebraná ze zemědělské lokality v ČR

4.2 Přístroje a laboratorní pomůcky

Analytické váhy AGB, KERN 770 (KERN & Sohn, Německo)

Analyzátor vlhkosti MB25 (OHAUS Corporation, USA)

Autokláv Thermo H+P Varioklav 75S (Profcontrol, Německo)

Automatické pipety Nichipet (Schoeller Pharma Praha, Česko)

Běžné laboratorní sklo a pomůcky

Centrifuga ROTANTA 460R (Andreas Hettich, Německo)

Digestoř (NUVIA Instruments, Německo)

Elektromagnetické míchadlo (Thermo Fisher Scientific, USA)

Fluorescenční mikroskop Olympus BX53M (EVIDENT Technology, Německo)

Hmotnostní analyzátor plynů UGA 300 (AGC Instruments, Irsko)

Inkubační lahve

Laboratorní sterilizátor Adolf Wolf SANOclav (Thermo Fisher Scientific, Velká Británie)

Lednice Whirlpool combi WBE 34162

Mechanický lis

Mikroextrudér Haake MiniLab II (Thermo Fisher Scientific, Německo)

Nylonový filtr 13 mm (Agilent Technologies, USA)

pH metr WTW inoLab pH/ION 7310 S4 SenTix 81 (Thermo Fisher Scientific, Německo)

Provzdušňovací aparatura

Předvážky KERN EW 1500-2M (KERN & Sohn, Německo)

Spektrometr Nicolet iS10 FTIR (Thermo Fisher Scientific, USA)

Silikonová septa (KALINA industries, Česko)

Tloušťkoměr, mikrometr (Somet CZ, Česko)

5 METODIKA

Měření probíhalo na Ústavu inženýrství ochrany životního prostředí (UIOŽP) Univerzity Tomáše Bati ve Zlíně.

5.1 Syntéza acetylovaného ligninu

Pro acetylaci ligninu bylo použito přesně 10 g ligninu naváženého za pomoci předvážek a analytických vah. Lignin byl předem důkladně vysušen v sušárně ve vakuu při 60 °C. Doba sušení byla 24 hodin.

Dobře vysušený lignin byl poté smíchán s anhydridem kyseliny octové a pyridinem. Přičemž anhydrid kyseliny octové byl předem smíchán s pyridinem v objemu 1:1 tak, aby výsledné množství celkového objemu činilo 100 ml. Ve 250ml odměrné baňce se tak tedy smíchalo 50 ml anhydridu kyseliny octové a 50 ml pyridinu. Celá příprava probíhala v digestoři. Výsledná směs byla poté intenzivně míchána na elektromagnetické míchačce po dobu 48 hodin. Míchání probíhalo bez přerušení, při stále stejné intenzitě, při pokojové teplotě.

Po uplynutí stanovené doby byla do této směsi postupně přikapávána studená destilovaná voda (asi 350 ml), která byla dopředu chlazená v lednici. Všechny jednotlivé kroky a manipulace probíhaly opět v digestoři. Po každém přidání vychlazené destilované vody byla směs mírně promíchávána. Díky tomuto postupu se ze směsi postupně vysrážel acetylovaný lignin. Poté byla všechna tato směs centrifugována. Parametry centrifugy byly nastavené na 5000 otáček za minutu při 25 °C. Samotná centrifugace probíhala 20 minut.

Následně byl supernatant ze všech odměrných zkumavek slit v digestoři do jedné odpadní nádoby a ke vzniklému sedimentu byla opět dolita čistá destilovaná voda. Vše bylo znovu zcentrifugováno podle již zmíněných parametrů (5000 otáček za minutu, 25 °C, 20 minut). Tento postup byl opakován celkem šestkrát z toho důvodu, aby se odstranil pyridin, nezreagovaný anhydrid kyseliny octové a následně vzniklé vedlejší produkty kyseliny octové. Cílem bylo získat pevný čistý produkt.

Po posledním slití se nechal výsledný usazený pelet v odměrných zkumavkách stát a sušit. Sušení probíhalo nejprve volně v digestoři, po dobu 24 hodin, a následně v sušárně za přítomnosti vakua, opět při 60 °C po dobu 24 hodin (Kim et al., 2023).

5.2 Ověření acetylace pomocí infračervené spektroskopie

Pro ověření správnosti acetylace ligninu byla provedena Infračervená spektroskopie (IČ) pomocí spektrometru. Malé množství původního ligninu (1 g) a acetylovaného ligninu (1 g) bylo testováno pomocí metody IČ s Fourierovou transformací (FTIR analýza).

Bylo využito režimu zeslabené celkové odrazivosti (ATR). Spektra FTIR-ATR byla získána v rozsahu $4000\text{--}550\text{ cm}^{-1}$ (Kim et al., 2023).

5.3 Příprava kompozitních filmů

Kompozitní filmy PHB/acetylovaný lignin byly smíchány pomocí mikroextrudéru. Celkem byly připraveny čtyři biokompozity PHB/acetylovaný lignin s různými hmotnostními poměry. Konkrétně 0 %, 5 %, 10 % a 20 % acetylovaného ligninu v PHB. Všechny biokompozity byly připraveny ve spolupráci s doc. Ing. Martinou Poláškovou Ph.D.

Vysušené filmy PHB/ acetylovaný lignin byly na závěr ještě lisovány za horka při $200\text{ }^{\circ}\text{C}$. Byl použit mechanický lis s vyvinutým tlakem 10 MPa. Topné desky použité při lisování měly rozměry 20 a 20 cm, přičemž forma, která zajišťovala tvar filmů a nepřilnutí materiálu, byla vyřezaná z PET a měla rozměry 15 a 15 cm. Proces lisování probíhal po dobu 1 minuty a lisovaly se přibližně 3 g jednotlivých vzorků. Aby nedošlo k deformaci, tak po uplynutí této doby byly vylišované filmy ještě ponechány ve studeném lisu k vychladnutí. Chladnutí trvalo přibližně 15 minut, dokud se teplota kompozitních filmů nesrovnala s pokojovou teplotou.

Rozměry každého jednotlivého filmu byly ověřeny pomocí tloušťkoměru (Kim et al., 2023). Tloušťky získaných filmů byly přibližně stejné. Pro jednotlivé filmy byla následně provedena také elementární analýza, která probíhala ve spolupráci s paní Ing. Lenkou Trhlíkovou.

5.4 Biodegradační experiment

5.4.1 Příprava inkubací

Bylo připraveno 30 lahví o objemu 500 ml, které byly předem sterilizovány v autoklávu po dobu 30 minut na $125\text{ }^{\circ}\text{C}$. Do každé lahve bylo pak pomocí automatických pipet přidáno 7 ml předem převařené kohoutkové vody pokojové teploty, 5 g perlitu, který byl odvážen na předvážkách a předem řádně promyt a vysušen v sušárně, a nakonec ještě 15 g sušiny půdy.

Původní půda byla přeseť přes sítko o velikosti 2 mm a byla stanovena její sušina. Stanovení probíhalo pomocí analyzátoru vlhkosti. Dále bylo stanoveno pH použité půdy dle ČSN ISO 10390 (836221). pH bylo měřeno pomocí skleněné elektrody v suspenzi půdy a roztoku chloridu draselného s koncentrací 1 mol/l (pH-KCl). pH bylo změřeno ve spolupráci s Ing. Dagmar Šašinkovou.

Všechny lahve byly důkladně očíslovány a uzavřeny plynotěsnými uzávěry (septum). Uzávěry byly před použitím sterilizovány pod UV zářením po dobu 20 minut. Příklad toho, jak vypadaly výsledné lahve, je zachyceno na Obrázku 10.



Obrázek 10 Lahve připravená k předinkubaci

Lahve byly inkubovány při teplotě 25 °C ve tmě bez přístupu světla. Po dobu 14 dnů byla půda předinkubována, aby došlo k ustálení podmínek. Až poté byly přidány vzorky. Měření produkce oxidu uhličitého (CO₂) probíhalo po 7 a 14 dnech od přípravy inkubací. Po 14 dnech předinkubace bylo do 25 lahví přidáno vždy 50 mg vzorku (filmy byly nastříhány na vzorky velikost 0,5 a 0,5 cm reprezentující mikroplasty), který byl navážen na analytických vahách a navážka byla zapsána.

Do 5 lahví bylo gravimetricky odměřeno čisté, práškové PHB (vzorek označen jako PHB). Tyto vzorky sloužily jako pozitivní kontrola. Do následujících 20 lahví byly pak již přidány připravené filmy. Do 5 lahví byl přidán vzorek PHB, který obsahoval acetylovaný lignin s koncentrací 0 % (L0), dalších 5 lahví obsahovalo poté PHB s 5 % acetylovaného ligninu (L5), dalších 5 lahví PHB s 10 % acetylovaného ligninu (L10) a zbylých 5 lahví PHB s 20 % acetylovaného ligninu (L20). Do posledních 5 lahví se vzorek

nepřidával. Tyto lahve sloužily jako negativní kontrola (NK). Jednotlivé navážky do příslušných lahví jsou zaznamenány v Tabulce 1.

Tabulka 1 Navážka vzorků do jednotlivých lahví pro proces mineralizace (mg)

Materiál	Navážka [mg]				
	Pro 1. lahev	Pro 2. lahev	Pro 3. lahev	Pro 4. lahev	Pro 5. lahev
PHB	49,7	51,2	50,3	51,3	51,1
L0	49,3	50,1	51,3	50,8	49,6
L5	51,6	51,5	51,0	49,7	50,4
L10	50,6	51,3	50,9	51,2	50,5
L20	50,3	50,4	50,1	50,2	50,7

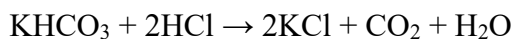
Následně byly všechny lahve inkubovány opět při teplotě (25 °C) ve tmě, bez přístupu světla. Produkce CO₂ byla měřena po 7 dnech po dobu 1 měsíce stejným způsobem, jako u procesu předinkubace.

5.4.2 Měření mineralizace

Měření probíhalo na hmotnostním analyzátoru plynů UGA 300, na kterém byla měřena produkce CO₂ a argonu (Ar). Toto zvolení nebylo náhodné. CO₂ se uvolňuje při aerobní biodegradaci a Ar byl využit jako standard.

Nejprve bylo na přístroji zapnuto napájení systému, jednotka řízení vakua, a také spínač čerpadel vakuové řídicí jednotky. Tím se spustilo turbo a podpůrná čerpadla. Důležité bylo také zapnout vyhřívání. Bylo také nastaveno, aby přístroj měřil signál námi zvolených plynů. K měření byl použit elektronový násobič jako detektor. Přístroj byl zapnut vždy minimálně hodinu před měřením, aby došlo k ustálení hodnot.

Před samotným měřením vzorků musela být sestavena kalibrační křivka, která je založena na reakci hydrogenuhličitanu draselného s kyselinou chlorovodíkovou za vzniku CO₂ podle rovnice:



K přípravě kalibrační řady byly nejdříve nachystány roztoky. Jako první byla zapsána teplota a tlak. Poté bylo 1,1 g hydrogenuhličitanu draselného (KHCO₃), naváženého na analytických vahách, rozpuštěno ve 100ml odměrné baňce a doplněno po rysku destilovanou vodou. Z tohoto roztoku bylo pomocí automatických pipet odpipetováno do lahví o objemu 500 ml 0; 0,2; 0,45; 1; 1,5; 2; 3 a 8 % KHCO₃. Do zkumavek, které byly vloženy do lahví tak, aby se jejich obsah nevyžil, bylo pipetováno 10 ml 1M kyseliny

chlorovodíkové (HCl). Následně byly lahve uzavřeny, roztoky uvnitř smíchány a ponechány 2 hodiny odstát, aby se CO₂ dostal do celého objemu lahve.

Aby nedocházelo k ucpávání, tak byl před měřením na hmotnostním analyzátoru plynů UGA 300 vyměněn filtr před kapilárou (nylonový filtr s hydrofilní membránou z polytetrafluorethylenu (PTFE), průměr 13 mm, pórovitost 0,45 μm). Při analýze bylo pomocí tenké kapiláry propíchnuto septum měřené lahve. To umožnilo průchod plynů do přístroje. Při každém novém napichování byla kapilára vyčištěna. A to tak, že byla protažena tenkým drátkem a profouknuta vzduchem pomocí stříkačky.

Pomocí softwaru UGA byla výsledná data zachycena na počítači. Hodnoty byly zaznamenány. Z měření pak bylo možné sestavit graf závislosti tlaku na čase.

Po každém měření byly ještě všechny lahve provzdušněny pomocí provzdušňovací aparatury, která se skládá ze silikonových hadiček, čerpadla a promývací lahve. Provzdušňování každé jednotlivé lahve trvalo 5 minut. Došlo tak k odstranění veškerého kumulovaného CO₂.

5.4.3 Zpracování dat získaných z hmotnostního analyzátoru plynů

Denní produkce uhlíku:

$$m_C = \frac{p \cdot (s_{coa} - q) \cdot V_g}{100 \cdot k \cdot R \cdot T} \cdot M_C$$

m_C	Množství CO ₂ neboli vyprodukovaného C [mg]
p	Atmosférický tlak v době provzdušňování [kPa]
s_{coa}	Poměr pro CO ₂ a Ar mezi odezvou detektoru [-]
q	Absolutní člen získaný z lineární regrese pro kalibraci [-]
V_g	Plynný objem biometrické lahve [ml]
k	Směrnice přímky získaná z lineární regrese pro kalibraci [-]
R	Molární plynová konstanta; $R = 8,314 [J \cdot mol^{-1} \cdot K^{-1}]$
T	Termodynamická teplota v době provzdušňování [K^{-1}]
M_C	Atomární hmotnost C; $M_C = 12,0107 [g \cdot mol^{-1}]$

Kumulativní produkce CO₂ neboli C:

$$m_{(k)Cs} = m_{(k)Cm} + m_{(d)Cs}$$

$m_{(k)Cs}$	Kumulativní produkce C ze současného měření [mg]
$m_{(k)Cm}$	Kumulativní produkce C z minulého měření [mg]
$m_{(d)Cs}$	Denní produkce C ze současného měření [mg]

Substrátová produkce C:

Produkce CO₂ neboli C vyjádřená jako kumulativní produkce C a snižená o produkci C ze slepých pokusů, vztažená k denní produkci:

$$n_{(s)C} = m_{(k)C_v} + m_{(k)C_{nk}}$$

$n_{(s)C}$	Substrátová produkce CO ₂ neboli C [mg]
$m_{(k)C_v}$	Kumulativní produkce C z lahve se vzorkem [mg]
$m_{(k)C_{nk}}$	Denní produkce C z lahve označené jako NK [mg]

Produkce CO₂ neboli procentuální mineralizace C:

$$D_C = \frac{n_{(s)C}}{m \cdot SC}$$

D_C	Produkce CO ₂ neboli procentuální mineralizace C [%]
$n_{(s)C}$	Substrátová produkce CO ₂ neboli C [mg]
m	Hmotnost testovaného materiálu [mg]
SC	Celkový obsah C v testovaném materiálu [%]

5.5 Fluorescenční mikroskopie

Po 21 dnech inkubace vzorků byla z měření vyřazena vždy 1 lahev pro každou koncentraci acetylovaného ligninu v PHB. Byly odebrány vzorky biokompozitů a čistého PHB, na jejichž povrchu byla pozorována tvorba mikrofilmu pomocí fluorescenční mikroskopie.

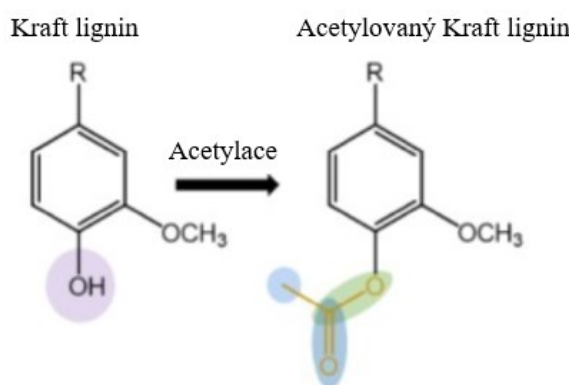
Pro přípravu preparátů bylo využito kitu LIVE/DEAD® BacLight Bacterial Viability Kit pro sledování živých a mrtvých buněk na povrchu vzorků (Emerson et al., 2017). Barvicí roztok obsahoval 1,5 µl barviva SYTO® 9 a 1,5 µl propidium jodidu (PI). Obě části byly smíchány s 1 ml destilované vody. Do takto připraveného roztoku byly vloženy vzorky. Barvení probíhalo 10 sekund. Následně byl vzorek omyt a přenesen na podložní sklíčko s kapkou destilované vody a překryt krycím sklíčkem.

Takto připravené preparáty byly pozorované ve fluorescenčním mikroskopu při zvětšení okuláru 10x a objektivu 20x a 40x. Všechny mikroorganismy byly viditelné jako zeleně fluoreskující, ale pouze mrtvé mikroorganismy s narušenými membránami se projevovaly červeně. Analýza obrazového materiálu byla zpracována pomocí programu mikroskopu.

6 VÝSLEDKY A DISKUZE

6.1 Acetylovaný lignin

Úvodní analýzou této práce byla příprava acetylovaného ligninu. Acetylace hydroxylových skupin ligninu byla provedena z důvodu zamezení tvorby agregátů ligninu při přípravě biokompozitů. Očekávané změny jsou zachycené na Obrázku 11 pro Kraft lignin, získaný od dodavatele Moorim P&P, Ulsan, Korea (Kim et al., 2023).



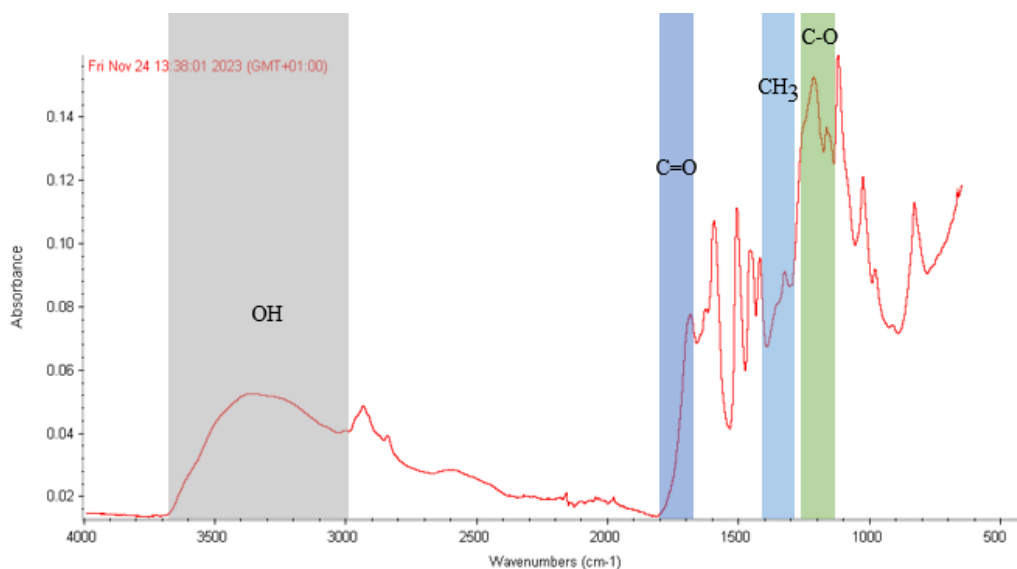
Obrázek 11 Očekávané změny po acetylaci Kraft ligninu
Převzato a upraveno z Kim et al., (2023).

Vizuální pozorování ukázalo, že hnědý prášek ligninu po procesu acetylace mírně změnil svoji původní barvu. Tato změna zabarvení mohla být zapříčiněna modifikací fenolických hydroxylových skupin v ligninu. Acetylovaný lignin je možné vidět na Obrázku 12.



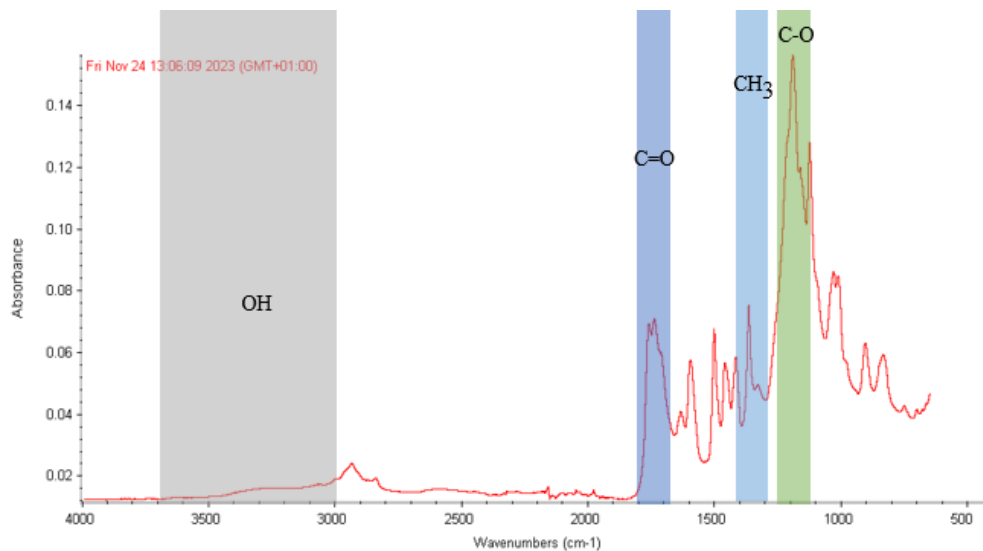
Obrázek 12 Lignin po acetylaci

Úspěšná substituce hydroxylových skupin acetylovými skupinami v ligninu byla rovněž ověřena i pomocí IČ, konkrétně pak FTIR. Hlavním cílem využití této metody tedy bylo zachytit změny, které po provedení acetylce nastaly. Jako první byly získány spektra pro původní, neacetylovaný lignin, která jsou možná vidět na Obrázku 13.



Obrázek 13 Infračervená spektroskopie pro lignin před acetylací

Následně byla také připravená spektra pro druhý vzorek, kterým byl již acetylovaný lignin. Výsledek je na Obrázku 14.

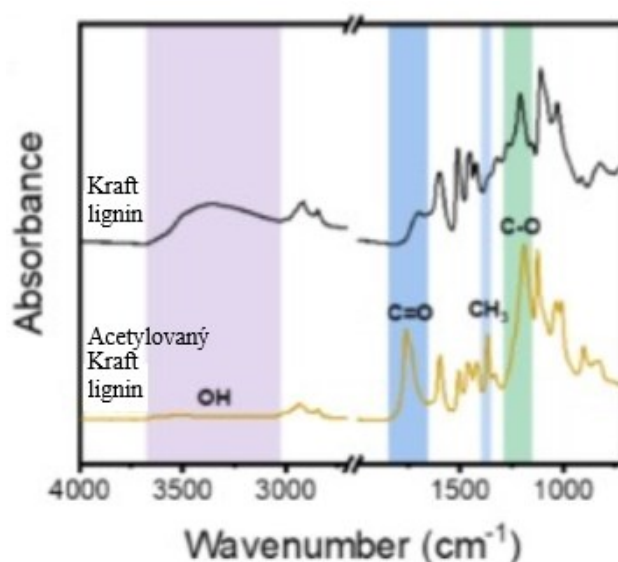


Obrázek 14 Infračervená spektroskopie pro lignin po acetylaci

Na Obrázku 14 je možné vidět, že ve FTIR spektru není patrná -OH skupina, která byla na Obrázku 13 reprezentována píkem v oblasti $3700\text{--}3000\text{ cm}^{-1}$. To poukazuje na pokles obsahu hydroxylů v ligninu během průběhu celého acetylačního procesu.

Kromě toho se ve spektrech ligninu před a po acetylaci ukázaly značné změny u píků, které reprezentovaly jednoduchou vazbu mezi atomy C a kyslíku (O) při 1200 cm^{-1} a jednoduchou vazbu mezi atomy C a vodíku (H) při 1380 cm^{-1} a dvojnou vazbou mezi těmito atomy při 1750 cm^{-1} .

Tyto výsledky jsou také shodné s výsledky, které studovaly obdobné změny a byly již dříve publikovány pro jiný, výše zmíněný druh ligninu (Kraft). Změny ze studie jsou zachyceny na Obrázku 15 (Kim et al., 2023).



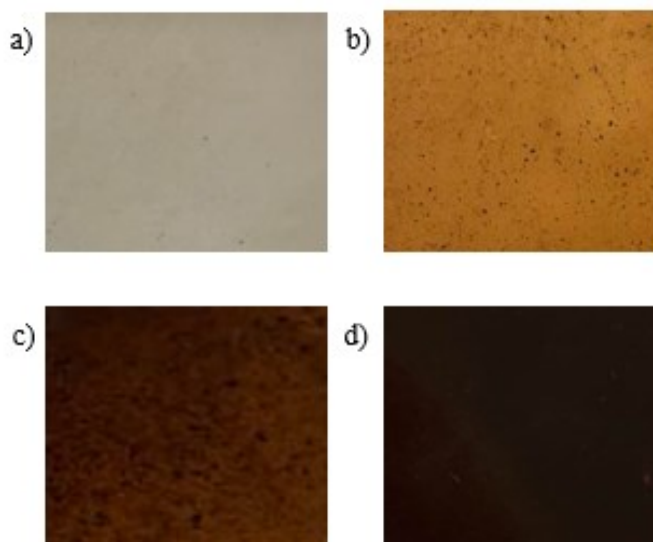
Obrázek 15 Infračervená spektroskopie pro Kraft lignin, před a po acetylaci
Převzato a upraveno z Kim et al., (2023).

Pomocí IČ spektroskopie byla prokázána úspěšná acetylace ligninu.

6.2 Biokompozitní filmy PHB/acetylovaný lignin

Pomocí mikroextrudéru byly připraveny biokompozitní materiály o různých koncentracích acetylovaného ligninu (0, 5, 10, 20 %) v PHB. Lignin byl zvolený z toho důvodu, že jeho přítomnost v biokompozitech má mimo jiné antioxidační a antimikrobiální účinky, a může tak prodloužit funkční období PHB při zemědělské aplikaci.

Ze získaných materiálů byly vylisovány filmy, jejichž mineralizace byla v dalším kroku měřena. Je možné pozorovat, že se zvyšující se hladinou acetylovaného ligninu v PHB se jednotlivé filmy stávaly tmavšími. Výřezy vylisovaných filmů jsou zachycené na Obrázku 16.



Obrázek 16 Výřezy vylisovaných filmů a) polyhydroxybutyrát s 0 % acetylovaného ligninu b) polyhydroxybutyrát s 5 % acetylovaného ligninu c) polyhydroxybutyrát s 10 % acetylovaného ligninu d) polyhydroxybutyrát s 20 % acetylovaného ligninu

V průběhu míchání nevznikaly velké agregáty acetylovaného ligninu v PHB. Acetylace tak měla na přípravu kompozitů pozitivní vliv a bylo možné vyrobit do značné míry homogenní kompozity. V kompozitech, které obsahovaly 10 % a 20 % acetylovaného ligninu, nebylo ale tvorbě agregátů zamezeno úplně. Přípravě filmů obsahující lignin se již v minulosti věnovali některé výzkumy (Kim et al., 2023, Mousavioun et al., 2012), avšak optimalizace míchání a přípravy filmů nebyla součástí této práce a v budoucnu se jí budou věnovat jiné studie.

Shrnutí výsledků po provedení elementární analýzy pro jednotlivé výchozí materiály je zachyceno v Tabulce 2. Výsledné hodnoty ukazují, že samotné práškové PHB mělo vyšší obsah C než PHB použité k přípravě kompozitních filmů. Také je zde možné pozorovat, že zvyšující se obsah acetylovaného ligninu v kompozitním materiálu měl vliv na zvyšující se procentuální obsah C v testovaných vzorcích.

Tabulka 2 Obsah jednotlivých prvků v testovaném materiálu (%)

Obsah prvků (%)	Typ testovaného materiálu				
	Práškové PHB	0L	5L	10L	20L
C	55,92	55,81	55,87	56,74	57,25
H	7,13	7,13	7,04	6,94	6,75
N	0	0,20	0,23	0,32	0,35

6.3 Vlastnosti půdy

Získaná hodnota sušiny půdy byla 85,38 %, přičemž do lahví mělo být přidáno 15 g sušiny půdy. Do každé lahve bylo tedy naváženo 17,57 g půdy. Půdu po vysušení je možné vidět na Obrázku 17.



Obrázek 17 Půda připravená pro inkubační testy

Výsledné pH půdy bylo 6,9, což naznačovalo, že tato půda je vhodná k růstu a množení mikroorganismů a je také schopna podporovat bohatou biodiverzitu. Vhodné pH prostředí pro kultivaci je obvykle neutrální až mírně kyselé a pohybuje se v rozmezí pH 6 až 7,5. Pokud je pH mimo toto rozmezí, může to ovlivnit schopnost mikroorganismů absorbovat živiny a provádět různé biochemické reakce nezbytné pro jejich přežití.

6.4 Biodegradace kompozitů v půdě

Předinkubace lahví určených k biodegradacnímu experimentu proběhla úspěšně. Průměrná hodnota změřené produkce C při předinkubaci půdy po prvním týdnu byla 0,6472 mg (směrodatná odchylka měření 0,1749) a po 14 dnech od založení experimentu byla 1,4744 mg (směrodatná odchylka měření 0,3110).

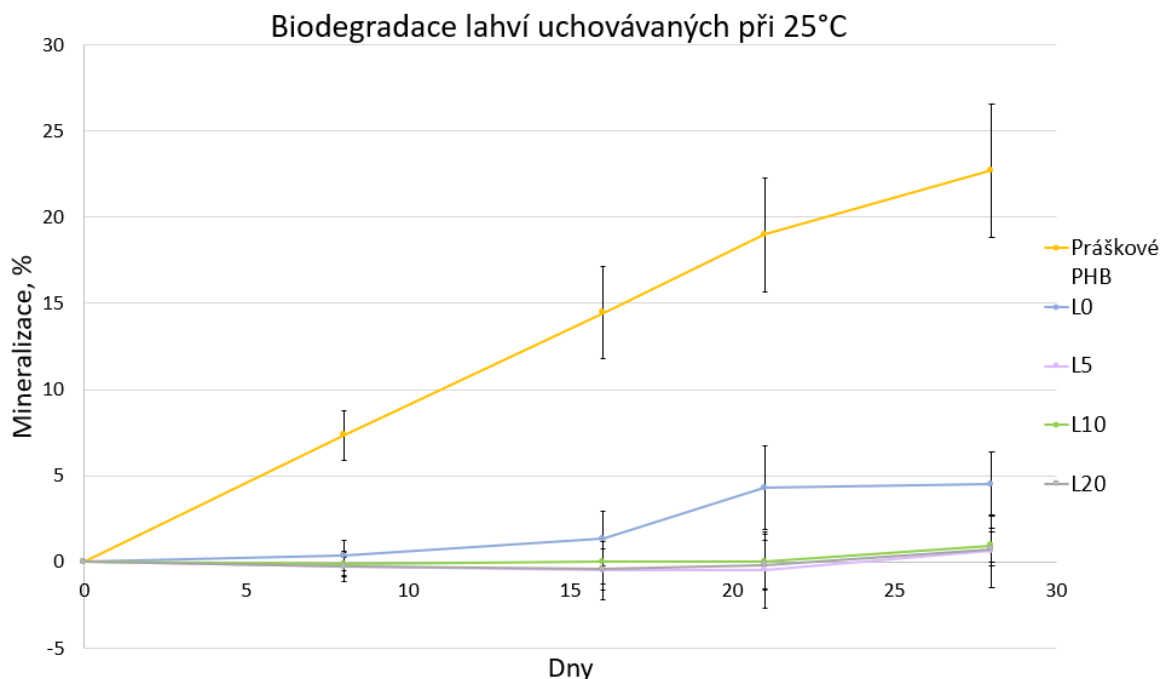
Tyto hodnoty prokazují vhodné ustálení podmínek, jelikož produkce CO₂ v jednotlivých lahvích se výrazně neliší, a mikrobiální aktivitu lze tedy ve všech lahvích považovat za velmi podobnou. Z výsledků je možné říct, že zvolená půda je tak mikrobiálně aktivní.

Na základě těchto výsledků byl poté proveden samotný biodegradační experiment, z jehož výsledků lze soudit, že u inkubací, které obsahovaly práškové PHB, nedocházelo k téměř žádné lag fázi. Již od prvních dní měření bylo ale možné vidět podstatně rychlejší biodegradaci než u inkubací, které obsahovaly připravené filmy. Ty měly proces biodegradace výrazně pomalejší. Tento rozdíl byl zřejmě zapříčiněn rozdílným charakterem prášku a připravených filmů. Menší částice mají menší specifický povrch a jsou tak mikroorganismům lépe přístupné, proto je jejich biodegradace rychlejší než biodegradace filmu (Husárová et al., 2014). Na rychlost biodegradace fólií mohla mít také vliv samotná příprava (zpracování v extrudéru, lisování fólií). Práškové PHB sloužilo také jako pozitivní kontrola.

Co se týče rychlosti biodegradace kompozitních filmů, nejrychleji docházelo k biodegradaci u filmu L0, který neobsahoval žádný přídavek acetylovaného ligninu. Lag fáze zde trvala přibližně 5 dní a následně již docházelo k exponenciální neboli log fázi. Přibližně po 21 dnech bylo zaznamenáno zpomalení mineralizace. Zřejmě se ale jedná pouze o menší výkyv a je předpoklad dalšího zrychlení mineralizace.

U ostatních inkubací, které disponovaly přídatkem acetylovaného ligninu (5, 10 a 20 %) nebyl prozatím, na začátku experimentu, zaznamenán zásadní rozdíl v rychlosti jejich rozkladu. U těchto inkubací bylo také možné vidět, že adaptace bakterií na nové prostředí trvala výrazně déle a během docházelo tak k pozvolnějšimu růstu produkce CO₂. K samotné biodegradaci začalo docházet přibližně až po 20 dnech inkubace.

Výsledky všech měření jsou zachycené na Obrázku 18. Obecně lze říct, že přídavek acetylovaného ligninu do matrice PHB měl za následek jejich pomalejší rozklad na začátku experimentu. Pro ověření však bude nutné provést další a rozsáhlejší studie.



Obrázek 18 Graf zachycující biodegradaci, závislost mineralizace uhlíku z hlediska produkce CO₂ na počtu dní uchovávaných při 25°C. Inkubace obsahující práškové PHB (polyhydroxybutyrát), L0 (PHB s 0 % acetylovaného ligninu), L5 (PHB s 5 % acetylovaného ligninu), L10 (PHB s 10 % acetylovaného ligninu) L20 (PHB s 20 % acetylovaného ligninu)

Rychlosti rozkladu směsi ligninu a PHB se již v minulosti věnovali jiné práce, které došly k podobnému výsledku. Například v průběhu 12 měsíců byly pomocí gravimetrické analýzy sledovány změny u filmů PHB a PHB/lignin v zahradní půdě. PHB filmy se rozpadly a ztratily 45 % hmotnosti hmoty, zatímco kompozity, obsahující 10 % ligninu, za stejnou dobu ztratily pouze 12 % hmotnosti, což naznačuje, že lignin zpomaloval rychlost degradace PHB. Přítomnost ligninu ve směsích mohla inhibovat kolonizaci povrchu mikroorganismy a způsobit tak, že byly tyto kompozity odolnější vůči mikrobiálnímu napadení. K tomu mohlo dojít buď biochemickým ochranným účinkem ligninu proti napadení PHB organismy nebo vyloučením ligninu ze směsi na povrch. Rozdíly mezi PHB a filmy PHB/lignin byly také sledovány pomocí diferenciální skenovací kalorimetrie (DSC), rentgenové fotoelektronové spektroskopie (XPS), skenovací elektronové mikroskopie (SEM) a FTIR (Mousavioun et al., 2012).

Rozdíly v biologické rozložitelnosti se věnovaly i další práce, kde byly srovnávány filmy PHB, PHB/PHA a PHB/PHA s přidavkem ligninu z hroznových jader. Kompostování bylo provedeno v kontrolovaném prostředí po dobu 90 dní a ukázalo, že film PHB dosáhl stupně rozložitelnosti 42,18 % a PHB/PHA s 50 % PHA 68,75 %. Filmy PHB/PHA obsahující 1 % ligninu podpořil biodegradaci o 14,88 % a 10 % ligninu o 6,94 %

oproti filmu PHB/PHA. Avšak přidání 5 % ligninu snížilo stupeň rozkladu o 13,13 % (Vostrejs et al., 2020)

I nejnovější výzkumy se věnují studii role ligninu ve vztahu ke kompostovatelnosti. V rámci studie provedené Feijoo et al., 2023 byly připraveny biokompozity z PHBV s 15 % čisté celulózy nebo s 15 % ligninu z dřevěné moučky. Všechny materiály mineralizovaly za méně než 60 dní a rozpadly se do 45 dní, přičemž filmy PHBV v kombinaci s celulózou vykazovaly rychlejší rychlost rozpadu než filmy PHBV/lignin. Také bylo zjištěno, že lignin zpomaluje bioasimilaci, což bylo v souladu s výsledky mikrobiální charakterizace, ve kterých byly počty mezofilních bakterií a hub pro biokompozity PHBV/lignin významně nižší (Feijoo et al., 2023).

Z časových důvodů bylo možné zaznamenat mineralizaci materiálů pouze v počáteční fázi experimentu. V měření bude pokračováno v rámci dalších studentských prací.

6.5 Tvorba biofilmu na povrchu vzorků

Pomocí fluorescenční mikroskopie byly detekovány mikroorganismy na povrchu připravených biokompozitních materiálů. Z každé inkubace byly odebrány 2 vzorky a pořízeny nejméně 3 fotografie z různých míst povrchu filmu. V práci je uvedena vždy 1 vybraná fotografie, která nejlépe reprezentovala výsledky pozorování. Byly pozorovány stejné folie, které byly použity pro biodegradační testy, odebrané 21. den z 1 lahve příslušných inkubací. Tyto lahve již nebyly používány pro měření biodegradace. Odběr vzorků již v první fázi inkubace byl zvolen proto, aby mohla být posouzena prvotní fáze tvorby biofilmu na povrchu vzorků.

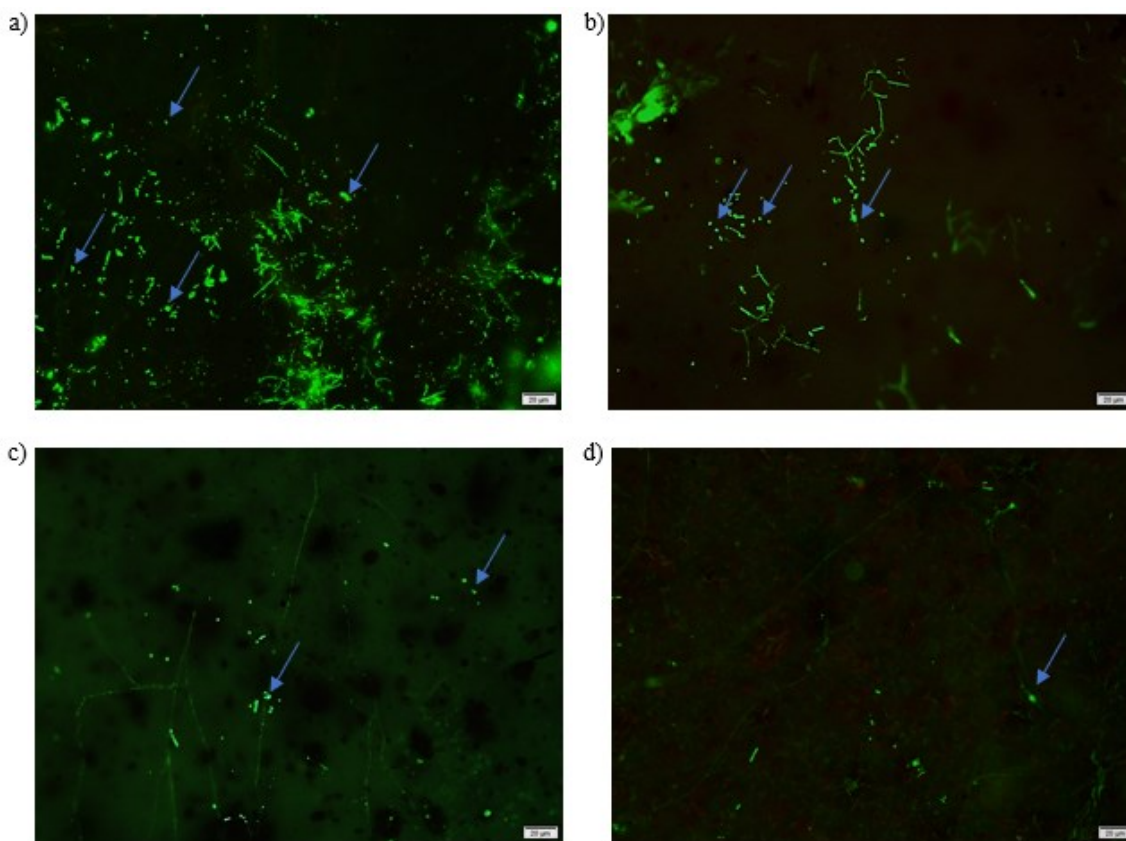
Sledovány byly jak živé (zeleně zbarvené), tak mrtvé (červeně zbarvené) mikroorganismy, a to zejména ve tvaru tyčinek, koků a vláknitých kolonií (zřejmě aktinomycety). Na povrchu vzorku L0 bylo po 21 dnech inkubace pozorováno nejvyšší množství bakterií. Na povrchu biokompozitů bylo mikroorganismů méně. Se vzrůstajícím obsahem acetylovaného ligninu klesalo množství pozorovaných mikroorganismů. Celkově lze říct, že s přibývajícím obsahem acetylovaného ligninu v matrici PHB klesal počet mikroorganismů na jejich povrchu. Mikroskopické pozorování tedy naznačuje, že přítomnost acetylovaného ligninu v biokompozitních materiálech snižuje rychlost tvorby biofilmu a množství mikroorganismů na povrchu kompozitů PHB/acetylovaný lignin.

Výsledky z fluorescenční mikroskopie se shodují s výsledky biodegradačního experimentu zatím v tom, že byl pozorován rozdíl v rychlosti tvorby biofilmu a počtu mikroorganismů na povrchu filmů mezi PHB bez přídavku acetylovaného ligninu

a připravenými biokompozity obsahující acetylovaný lignin. Mikroorganismy kolonizovaly povrch všech testovaných vzorků již v prvních týdnech inkubace, přičemž na povrchu vzorku L0 byla tvorba biofilmu nejvíce intenzivní.

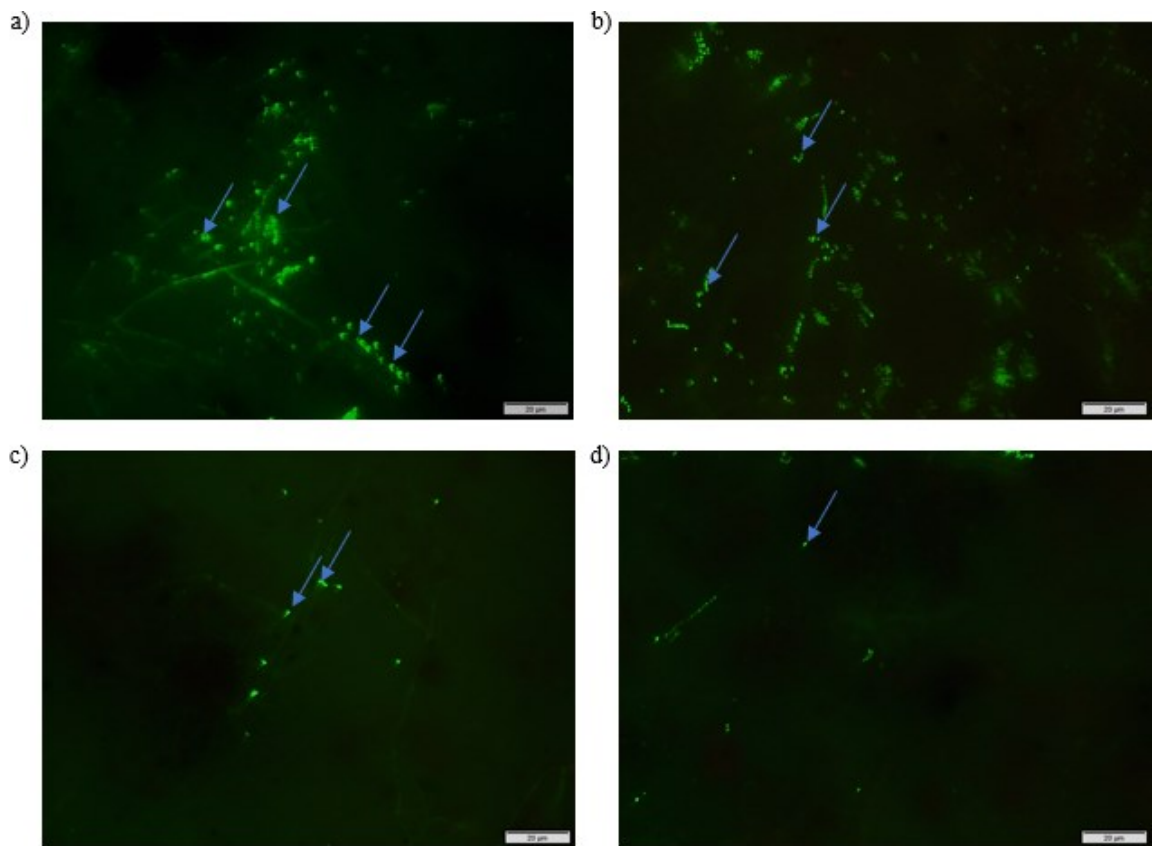
Na povrchu vzorku L0 byl pozorován nárůst vláknitých kolonií a shluků mikroorganismů, na povrchu biokompozitů se vyskytovaly spíše jednotlivé kolonie. Na povrchu testovaných vzorků nebyly patrné mrtvé mikroorganismy. Přídavek acetylovaného ligninu tedy dle předpokladů pravděpodobně neměl na mikroorganismy ekotoxický efekt.

Červené a zelené pozadí bylo způsobeno autofluorescencí vzorků. Nutné je dbát zřetel také na to, že samotné barvivo se dostávalo do rýh a škrábanců na povrchu fólií. Záznamy z fluorescenční mikroskopie jsou zachycené na Obrázku 19.



Obrázek 19 Mikroskopické pozorování biokompozitních filmů PHB/ acetylovaný lignin odebraných po 21 dnech inkubace a) polyhydroxybutyrát s 0 % acetylovaného ligninu b) polyhydroxybutyrát s 5 % acetylovaného ligninu c) polyhydroxybutyrát s 10 % acetylovaného ligninu d) polyhydroxybutyrát s 20 % acetylovaného ligninu. Šipka označuje mikroorganismy. Zvětšení 200x, měřítko 20 μ m

Na Obrázku 20 je poté množství mikroorganismů na povrchu jednotlivých filmů zobrazeno detailněji a pod větším zvětšením (400x).



Obrázek 20 Mikroskopické pozorování biokompozitních filmů PHB/ acetylovaný lignin odebraných po 21 dnech inkubace a) polyhydroxybutyrát s 0 % acetylovaného ligninu b) polyhydroxybutyrát s 5 % acetylovaného ligninu c) polyhydroxybutyrát s 10 % acetylovaného ligninu d) polyhydroxybutyrát s 20 % acetylovaného ligninu. Šipka označuje mikroorganismy. Zvětšení 400x, měřítko 20 µm

ZÁVĚR

První, teoretická část diplomové práce byla zaměřena na vypracování literární rešerše na téma mikroplasty a biokompozitní materiály jako alternativa k tradičním mikroplastům se zaměřením na kosmetický průmysl.

Druhá, experimentální část byla věnována mimo jiné výrobě acetylovaného ligninu, a také přípravě samotných biokompozitních filmů PHB/ acetylovaný lignin. Byla zavedena metoda přípravy 4 filmů obsahující 0, 5, 10 a 20 % acetylovaného ligninu.

Taktéž byl sledován vliv různých koncentrací acetylovaného ligninu na počáteční rychlost biodegradace těchto připravených materiálů v půdě. Připravené fólie byly degradovány pomaleji než příslušné kontroly (práškové PHB). Nejrychlejší biodegradaci disponovaly inkubace obsahující film bez přídavku acetylovaného ligninu. Ty inkubace, které obsahovaly acetylovaný lignin měly biodegradaci nejpomalejší. Obecně lze říct, že přídavek acetylovaného ligninu (5, 10 a 20 %) snižoval rychlost jejich samotného rozkladu.

Fluorescenční mikroskopie zhotovená po 21 dnech inkubace naznačila, že i přes to, že se na všech testovaných fóliích vyskytovaly mikroorganismy, tak zvyšující se obsah acetylovaného ligninu v matrici PHB vedl k nižší hustotě mikrobiálního osídlení.

Kompozity vyrobené z acetylovaného ligninu a PHB mohou sloužit jako ekologická alternativa konvenčních plastů například v obalovém průmyslu či zemědělství, kdy přídavek acetylovaného ligninu zpomalí degradaci PHB, a prodlouží tak životnost produktu. Důležitým aspektem je také získávání ligninu z odpadových materiálů, což podporuje principy cirkulární ekonomiky a zvyšuje udržitelnost celého procesu výroby.

Diplomová práce představuje screeningovou studii na dané téma. Tomuto tématu se budou na pracovišti UIOŽP v budoucnu věnovat další práce, které budou zaměřené na optimalizaci metodiky a rozšíření experimentů.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- AGUIAR, Joana B.; MARTINS, Ana M.; ALMEIDA, Cristina; RIBEIRO, Helena M. a MARTO, Joana, 2022. Water sustainability: A waterless life cycle for cosmetic products. Online. *Sustainable Production and Consumption*. roč. 32, s. 35-51. ISSN 23525509. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.spc.2022.04.008>. [cit. 2023-10-15].
- AKARSU, Ceyhun; KUMBUR, Halil; GÖKDAĞ, Kerem; KIDEYŞ, Ahmet E. a SANCHEZ-VIDAL, Anna, 2020. Microplastics composition and load from three wastewater treatment plants discharging into Mersin Bay, north eastern Mediterranean Sea. Online. *Marine Pollution Bulletin*. Roč. 150. ISSN 0025326X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110776>. [cit. 2024-03-08].
- AKHTAR, Asma; KAZI, Tasneem Gul; AFRIDI, Hassan Imran a KHAN, Mustafa, 2022. Human exposure to toxic elements through facial cosmetic products: Dermal risk assessment. Online. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. roč. 131. ISSN 02732300. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2022.105145>. [cit. 2023-10-14].
- AKIL, H.M.; OMAR, M.F.; MAZUKI, A.A.M.; SAFIEE, S.; ISHAK, Z.A.M. et al., 2011. Kenaf fiber reinforced composites: A review. Online. *Materials & Design*. Roč. 32, č. 8-9, s. 4107-4121. ISSN 02613069. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.matdes.2011.04.008>. [cit. 2023-12-06].
- ALIX, S.; MARAIS, S.; MORVAN, C. a LEBRUN, L., 2008. Biocomposite materials from flax plants: Preparation and properties. Online. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*. Roč. 39, č. 12, s. 1793-1801. ISSN 1359835X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2008.08.008>. [cit. 2023-12-06].
- AUTA, H.S.; EMENIKE, C.U a FAUZIAH, S.H, 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. Online. *Environment International*. roč. 102, s. 165-176. ISSN 01604120. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>. [cit. 2023-10-24].
- AZMANA, Motia; MAHMOOD, Syed; HILLES, Ayah Rebhi; RAHMAN, Azizur; ARIFIN, Mohd Azmir Bin et al., 2021. A review on chitosan and chitosan-based bionanocomposites: Promising material for combatting global issues and its applications. Online. *International Journal of Biological Macromolecules*. Roč. 185, s. 832-848. ISSN 01418130. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2021.07.023>. [cit. 2023-12-11].
- BAHL, Shashi; DOLMA, Jigmat; JYOT SINGH, Jashan a SEHGAL, Shankar, 2021. Biodegradation of plastics: A state of the art review. Online. *Materials Today: Proceedings*. Roč. 39, s. 31-34. ISSN 22147853. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.06.096>. [cit. 2023-12-27].
- BAJWA, D.S.; POURHASHM, G.; ULLAH, A.H. a BAJWA, S.G., 2019. A concise review of current lignin production, applications, products and their environmental impact. Online. *Industrial Crops and Products*. Roč. 139. ISSN 09266690. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.111526>. [cit. 2023-11-03].
- BHER, Anibal; MAYEKAR, Pooja C.; AURAS, Rafael A. a SCHVEZOV, Carlos E., 2022. Biodegradation of Biodegradable Polymers in Mesophilic Aerobic Environments. Online. *International Journal of Molecular Sciences*. roč. 23, č. 20.

- ISSN 1422-0067. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/ijms232012165>. [cit. 2023-10-24].
- BIANCHET, Ritanara Tayane; VIEIRA CUBAS, Anelise Leal; MACHADO, Marina Medeiros a SIEGEL MOECKE, Elisa Helena, 2020. Applicability of bacterial cellulose in cosmetics – bibliometric review. Online. *Biotechnology Reports*. roč.27. ISSN 2215017X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00502>. [cit. 2023-10-24].
- BIRCH, Quinn T.; POTTER, Phillip M.; PINTO, Patricio X.; DIONYSIOU, Dionysios D. a AL-ABED, Souhail R., 2020. Sources, transport, measurement and impact of nano and microplastics in urban watersheds. Online. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. Roč. 19, č. 2, s. 275-336. ISSN 1569-1705. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09529-x>. [cit. 2024-03-08].
- BROWNE, Mark Anthony; CRUMP, Phillip; NIVEN, Stewart J.; TEUTEN, Emma; TONKIN, Andrew et al., 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks. Online. *Environmental Science & Technology*. roč. 45, č. 21, s. 9175-9179. ISSN 0013-936X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/es201811s>. [cit. 2023-10-24]
- CAMPANALE; MASSARELLI; SAVINO; LOCAPUTO, a URICCHIO, 2020. A Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on Human Health. Online. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. roč. 17, č. 4. ISSN 1660-4601. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>. [cit. 2023-10-24].
- CINELLI, Patrizia; COLTELLI, Maria; SIGNORI, Francesca; MORGANTI, Pierfrancesco a LAZZERI, Andrea, 2019. Cosmetic Packaging to Save the Environment: Future Perspectives. Online. *Cosmetics*. Roč. 6, č. 2. ISSN 2079-9284. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/cosmetics6020026>. [cit. 2023-11-03].
- COLE, Matthew; LINDEQUE, Pennie; FILEMAN, Elaine; HALSBAND, Claudia; GOODHEAD, Rhys et al., 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton. Online. *Environmental Science & Technology*. roč. 47, č. 12, s. 6646-6655. ISSN 0013-936X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/es400663f>. [cit. 2023-10-24]
- CONNOLLY, Mona; ZHANG, Yu; BROWN, David M.; ORTUÑO, Natalia; JORDÁ-BENEYTO, Maria et al., 2019. Novel polylactic acid (PLA)-organoclay nanocomposite bio-packaging for the cosmetic industry; migration studies and in vitro assessment of the dermal toxicity of migration extracts. Online. *Polymer Degradation and Stability*. Roč. 168. ISSN 01413910. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2019.108938>. [cit. 2023-12-06].
- CUBAS, Anelise Leal Vieira; BIANCHET, Ritanara Tayane; REIS, Izamara Mariana Aparecida Souza dos a GOUVEIA, Isabel C., 2022. Plastics and Microplastic in the Cosmetic Industry: Aggregating Sustainable Actions Aimed at Alignment and Interaction with UN Sustainable Development Goals. Online. *Polymers*. roč.14, č. 21. ISSN 2073-4360. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/polym14214576>. [cit. 2023-10-24].
- ČSN ISO 10390 (836221) Kvalita půdy - Stanovení pH [cit. 2023-10-24].
- DE FALCO, Francesca; GULLO, Maria Pia; GENTILE, Gennaro; DI PACE, Emilia; COCCA, Mariacristina et al., 2018. Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. Online. *Environmental Pollution*. roč. 236, s. 916-925. ISSN 02697491. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.057>. [cit. 2023-10-24].

- DEHAUT, Alexandre; CASSONE, Anne-Laure; FRÈRE, Laura; HERMABESSIERE, Ludovic; HIMBER, Charlotte et al., 2016. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. Online. *Environmental Pollution*. roč. 215, s. 223-233. ISSN 02697491. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018>. [cit. 2023-10-24].
- EDO, Carlos; FERNANDEZ-PIÑAS, Francisca a ROSAL, Roberto, 2022. Microplastics identification and quantification in the composted Organic Fraction of Municipal Solid Waste. Online. *Science of The Total Environment*. roč. 813. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151902>. [cit. 2023-10-24].
- EMERSON, Joanne B.; ADAMS, Rachel I.; ROMÁN, Clarisse M. Betancourt; BROOKS, Brandon; COIL, David A. et al., 2017. Schrödinger's microbes: Tools for distinguishing the living from the dead in microbial ecosystems. Online. *Microbiome*. Roč. 5, č. 1. ISSN 2049-2618. Dostupné z: <https://doi.org/10.1186/s40168-017-0285-3>. [cit. 2024-03-26].
- FEIJOO, Patricia; MARÍN, Anna; SAMANIEGO-AGUILAR, Kerly; SÁNCHEZ-SAFONT, Estefanía; LAGARÓN, José M. et al., 2023. Effect of the Presence of Lignin from Woodflour on the Compostability of PHA-Based Biocomposites: Disintegration, Biodegradation and Microbial Dynamics. Online. *Polymers*. Roč. 15, č. 11. ISSN 2073-4360. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/polym15112481>. [cit. 2024-04-22].
- GIL-CHÁVEZ, Joana; GURIKOV, Pavel; HU, Xihua; MEYER, Robert; REYNOLDS, Wienke et al., 2021. Application of novel and technical lignins in food and pharmaceutical industries: structure-function relationship and current challenges. Online. *Biomass Conversion and Biorefinery*. Roč. 11, č. 6, s. 2387-2403. ISSN 2190-6815. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s13399-019-00458-6>. [cit. 2023-11-03].
- GOLWALA, Harmita; ZHANG, Xueyao; ISKANDER, Syeed Md a SMITH, Adam L., 2021. Solid waste: An overlooked source of microplastics to the environment. Online. *Science of The Total Environment*. roč. 769. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144581>. [cit. 2023-10-27].
- GONG, Jixian; DUAN, Nan a ZHAO, Xueming, 2012. Evolutionary engineering of *Phaffia rhodozyma* for astaxanthin-overproducing strain. Online. *Frontiers of Chemical Science and Engineering*. Roč. 6, č. 2, s. 174-178. ISSN 2095-0179. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11705-012-1276-3>. [cit. 2023-12-27].
- GOYAL, Nishu a JEROLD, Frankline, 2023. Biocosmetics: technological advances and future outlook. Online. *Environmental Science and Pollution Research*. roč. 30, č. 10, s. 25148-25169. ISSN 1614-7499. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17567-3>. [cit. 2023-10-27].
- GRAY, Austin D.; WEINSTEIN, John E. a RIEGERIX, Rachele C., 2022. Assessment of acute toxicity and developmental transformation impacts of polyethylene microbead exposure on larval daggerblade grass shrimp (*Palaemon pugio*). Online. *Scientific Reports*. roč. 12, č. 1. ISSN 2045-2322. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-10999-y>. [cit. 2023-10-27].
- GREEN, Dannielle Senga, 2016. Effects of microplastics on European flat oysters, *Ostrea edulis* and their associated benthic communities. Online. *Environmental Pollution*. Roč. 216, s. 95-103. ISSN 02697491. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.043>. [cit. 2024-03-09].
- GREEN, Dannielle Senga; BOOTS, Bas; SIGWART, Julia; JIANG, Shan a ROCHA, Carlos, 2016. Effects of conventional and biodegradable microplastics on a marine

- ecosystem engineer (*Arenicola marina*) and sediment nutrient cycling. Online. *Environmental Pollution*. Roč. 208, s. 426-434. ISSN 02697491. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.010>. [cit. 2024-03-09].
- GUO, Jing-Jie; HUANG, Xian-Pei; XIANG, Lei; WANG, Yi-Ze; LI, Yan-Wen et al., 2020. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. Online. *Environment International*. roč. 137. ISSN 01604120. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>. [cit. 2023-10-27].
- HALE, Robert C.; SEELEY, Meredith E.; LA GUARDIA, Mark J.; MAI, Lei a ZENG, Eddy Y., 2020. A Global Perspective on Microplastics. Online. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. roč. 125, č. 1. ISSN 2169-9275. Dostupné z: <https://doi.org/10.1029/2018JC014719>. [cit. 2023-10-27].
- HIDALGO-RUZ, Valeria; GUTOW, Lars; THOMPSON, Richard C. a THIEL, Martin, 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. Online. *Environmental Science & Technology*. 2012-03-20, roč. 46, č. 6, s. 3060-3075. ISSN 0013-936X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/es2031505>. [cit. 2024-03-09].
- HSISSOU, Rachid; SEGHIRI, Rajaa; BENZEKRI, Zakaria; HILALI, Miloudi; RAFIK, Mohamed et al., 2021. Polymer composite materials: A comprehensive review. Online. *Composite Structures*. Roč. 262. ISSN 02638223. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.compstruct.2021.113640>. [cit. 2023-10-31].
- HUSÁROVÁ, Lucie; PEKAŘOVÁ, Silvie; STLOUKAL, Petr; KUCHARZCYK, Pavel; VERNEY, Vincent et al., 2014. Identification of important abiotic and biotic factors in the biodegradation of poly(l-lactic acid). Online. *International Journal of Biological Macromolecules*. Roč. 71, s. 155-162. ISSN 01418130. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2014.04.050>. [cit. 2024-04-23].
- CHAE, Yooeun a AN, Youn-Joo, 2020. Nanoplastic ingestion induces behavioral disorders in terrestrial snails: trophic transfer effects via vascular plants. Online. *Environmental Science: Nano*. roč. 7, č. 3, s. 975-983. ISSN 2051-8153. Dostupné z: <https://doi.org/10.1039/C9EN01335K>. [cit. 2023-10-27].
- CHINTHAPALLI, Raj; SKOCZINSKI, Pia; CARUS, Michael; BALTUS, Wolfgang; DE GUZMAN, Doris et al., 2019. Biobased Building Blocks and Polymers—Global Capacities, Production and Trends, 2018–2023. Online. *Industrial Biotechnology*. roč. 15, č. 4, s. 237-241. ISSN 1550-9087. Dostupné z: <https://doi.org/10.1089/ind.2019.29179.rch>. [cit. 2023-10-27].
- CHISADA, Shinichi; YOSHIDA, Masao a KARITA, Kanae, 2021. Polyethylene microbeads are more critically toxic to the eyes and reproduction than the kidneys or growth in medaka, *Oryzias latipes*. Online. *Environmental Pollution*. roč. 268. ISSN 02697491. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115957>. [cit. 2023-10-27].
- JAMBECK, Jenna R.; GEYER, Roland; WILCOX, Chris; SIEGLER, Theodore R.; PERRYMAN, Miriam et al., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. Online. *Science*. roč. 347, č. 6223, s. 768-771. ISSN 0036-8075. Dostupné z: <https://doi.org/10.1126/science.1260352>. [cit. 2023-10-27].
- KALOGERAKIS, Nicolas; ARFF, Johanne; BANAT, Ibrahim M.; BROCH, Ole Jacob; DAFFONCHIO, Daniele et al., 2015. The role of environmental biotechnology in exploring, exploiting, monitoring, preserving, protecting and decontaminating the marine environment. Online. *New Biotechnology*. Roč. 32, č. 1, s. 157-167. ISSN 18716784. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2014.03.007>. [cit. 2023-12-27].

- KARAMI, Ali; GOLIESKARDI, Abolfazl; KEONG CHOO, Cheng; LARAT, Vincent; GALLOWAY, Tamara S. et al., 2017. The presence of microplastics in commercial salts from different countries. Online. *Scientific Reports*. roč. 7, č. 1. ISSN 2045-2322. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/srep46173>. [cit. 2023-10-27].
- KARBALAEI, Samaneh; HANACHI, Parichehr; WALKER, Tony R. a COLE, Matthew, 2018. Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution. Online. *Environmental Science and Pollution Research*. roč. 25, č. 36, s. 36046-36063. ISSN 0944-1344. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3508-7>. [cit. 2023-10-27].
- KHALID, Muhammad Yasir; ARIF, Zia Ullah; AHMED, Waqas a ARSHAD, Hassan, 2022. Recent trends in recycling and reusing techniques of different plastic polymers and their composite materials. Online. *Sustainable Materials and Technologies*. Roč. 31. ISSN 22149937. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2021.e00382>. [cit. 2023-11-02].
- KIM, Jungkyu; BANG, Junsik; PARK, Sangwoo; JUNG, Minjung; JUNG, Seungoh et al., 2023. Enhanced barrier properties of biodegradable PBAT/acetylated lignin films. Online. *Sustainable Materials and Technologies*. roč. 37. ISSN 22149937. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2023.e00686>. [cit. 2023-10-27].
- KUMAR, Manish; CHEN, Hongyu; SARSAIYA, Surendra; QIN, Shiyi; LIU, Huimin et al., 2021. Current research trends on micro- and nano-plastics as an emerging threat to global environment: A review. Online. *Journal of Hazardous Materials*. roč. 409. ISSN 03043894. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124967>. [cit. 2023-10-27].
- LAMBERT, Scott a WAGNER, Martin, 2016. Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. Online. *Chemosphere*. roč. 145, s. 265-268. ISSN 00456535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.078>. [cit. 2023-10-27].
- LI, Jingyi; LIU, Huihui a PAUL CHEN, J., 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. Online. *Water Research*. roč. 137, s. 362-374. ISSN 00431354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>. [cit. 2023-10-27].
- LIEBEZEIT, Gerd a LIEBEZEIT, Elisabeth, 2013. Non-pollen particulates in honey and sugar. Online. *Food Additives & Contaminants: Part A*. roč. 30, č. 12, s. 2136-2140. ISSN 1944-0049. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/19440049.2013.843025>. [cit. 2023-10-27].
- LIEBEZEIT, Gerd a LIEBEZEIT, Elisabeth, 2014. Synthetic particles as contaminants in German beers. Online. *Food Additives & Contaminants: Part A*. roč. 31, č. 9, s. 1574-1578. ISSN 1944-0049. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/19440049.2014.945099>. [cit. 2023-10-27].
- MAHARDIKA, Melbi; AMELIA, Devita; AZRIL a SYAFRI, Edi, 2023. Applications of nanocellulose and its composites in bio packaging-based starch. Online. *Materials Today: Proceedings*. Roč. 74, s. 415-418. ISSN 22147853. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.11.138>. [cit. 2023-12-06].
- MILOLOŽA, Martina; KUČIĆ GRGIĆ, Dajana; BOLANČA, Tomislav; UKIĆ, Šime; CVETNIĆ, Matija et al., 2021. Ecotoxicological Assessment of Microplastics in Freshwater Sources—A Review. Online. *Water*. Roč. 13, č. 1. ISSN 2073-4441. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/w13010056>. [cit. 2023-12-12].
- MIRI, Saba; SAINI, Rahul; DAVOODI, Seyyed Mohammadreza; PULICHARLA, Rama; BRAR, Satinder Kaur et al., 2022. Biodegradation of microplastics: Better late

- than never. Online. *Chemosphere*. Roč. 286. ISSN 00456535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131670>. [cit. 2023-12-23].
- MOHANA, Anika Amir; ISLAM, Md Monjurul; RAHMAN, Mahbubur; PRAMANIK, Sagor Kumar; HAQUE, Nawshad et al., 2023. Generation and consequence of nano/microplastics from medical waste and household plastic during the COVID-19 pandemic. Online. *Chemosphere*. Roč. 311. ISSN 00456535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137014> [cit. 2023-12-12].
- MOUSAVIOUN, Payam; GEORGE, Graeme A. a DOHERTY, William O.S., 2012. Environmental degradation of lignin/poly(hydroxybutyrate) blends. Online. *Polymer Degradation and Stability*. Roč. 97, č. 7, s. 1114-1122. ISSN 01413910. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2012.04.004>. [cit. 2024-04-22].
- NAPPER, Imogen E.; BAKIR, Adil; ROWLAND, Steven J. a THOMPSON, Richard C., 2015. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. Online. *Marine Pollution Bulletin*. roč. 99, č. 1-2, s. 178-185. ISSN 0025326X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>. [cit. 2023-10-27].
- NGO, Tri-Dung, 2020. Introduction to Composite Materials. Online. In: NGO, Tri-Dung (ed.). *Composite and Nanocomposite Materials - From Knowledge to Industrial Applications*. IntechOpen, 2020-7-15. ISBN 978-1-78985-390-2. Dostupné z: <https://doi.org/10.5772/intechopen.91285>. [cit. 2023-11-03].
- PRATA, Joana Correia; DA COSTA, João P.; LOPES, Isabel; DUARTE, Armando C. a ROCHA-SANTOS, Teresa, 2020. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. Online. *Science of The Total Environment*. roč. 702. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>. [cit. 2023-10-27].
- RAJAK, Dipen Kumar; PAGAR, Durgesh D.; KUMAR, Ravinder a PRUNCU, Catalin I., 2019. Recent progress of reinforcement materials: a comprehensive overview of composite materials. Online. *Journal of Materials Research and Technology*. Roč. 8, č. 6, s. 6354-6374. ISSN 22387854. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2019.09.068>. [cit. 2023-10-31].
- RALPH, John; LUNDQUIST, Knut; BRUNOW, Gösta; LU, Fachuang; KIM, Hoon et al., 2004. Lignins: Natural polymers from oxidative coupling of 4-hydroxyphenylpropanoids. Online. *Phytochemistry Reviews*. Roč. 3, č. 1-2, s. 29-60. ISSN 1568-7767. Dostupné z: <https://doi.org/10.1023/B:PHYT.0000047809.65444.a4>. [cit. 2023-11-03].
- ROSOVA, Elena; SMIRNOVA, Natalia; DRESVYANINA, Elena; SMIRNOVA, Valentina; VLASOVA, Elena et al., 2021. Biocomposite Materials Based on Chitosan and Lignin: Preparation and Characterization. Online. *Cosmetics*. Roč. 8, č. 1. ISSN 2079-9284. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/cosmetics8010024>. [cit. 2023-12-06].
- SAIFULLAH, Salim; IMRAN, Muhammad; REHMAN, Jawadur; MALIK, Muhammad Imran a SHAH, Muhammad Raza., 2021. Microscopy of polymers. Online. In: *Molecular Characterization of Polymers*. Elsevier, 2021, s. 587-637. ISBN 9780128197684. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819768-4.00001-4>. [cit. 2023-12-23].
- SALTHAMMER, Tunga, 2022. Microplastics and their Additives in the Indoor Environment. Online. *Angewandte Chemie*. 2022-08-08, roč. 134,

- č. 32. ISSN 0044-8249. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/ange.202205713>. [cit. 2024-03-09].
- SAMANTA, Palas; DEY, Sukhendu; KUNDU, Debajyoti; DUTTA, Deblina; JAMBULKAR, Rohit et al., 2022. An insight on sampling, identification, quantification and characteristics of microplastics in solid wastes. Online. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*. roč. 36. ISSN 22141588. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.teac.2022.e00181>. [cit. 2023-09-16].
- SHRUTI, V.C. a KUTRALAM-MUNIASAMY, Gurusamy, 2019. Bioplastics: Missing link in the era of Microplastics. Online. *Science of The Total Environment*. Roč. 697. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134139>. [cit. 2024-03-09].
- SCHYMANSKI, Darena; GOLDBECK, Christophe; HUMPF, Hans-Ulrich a FÜRST, Peter, 2018. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. Online. *Water Research*. roč. 129, s. 154-162. ISSN 00431354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011>. [cit. 2023-10-27].
- SINGH, Astha a MISHRA, Brijesh Kumar, 2023. Microbeads in personal care products: An overlooked environmental concern. Online. *Journal of Cleaner Production*. Roč. 427. ISSN 09596526. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139082>. [cit. 2024-03-08].
- STRAUB, Sandrine; HIRSCH, Philipp E. a BURKHARDT-HOLM, Patricia, 2017. Biodegradable and Petroleum-Based Microplastics Do Not Differ in Their Ingestion and Excretion but in Their Biological Effects in a Freshwater Invertebrate *Gammarus fossarum*. Online. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. Roč. 14, č. 7. ISSN 1660-4601. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/ijerph14070774>. [cit. 2024-03-09].
- SU, Yinglong; ZHANG, Zhongjian; WU, Dong; ZHAN, Lu; SHI, Huahong et al., 2019. Occurrence of microplastics in landfill systems and their fate with landfill age. Online. *Water Research*. roč. 164. ISSN 00431354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114968>. [cit. 2023-10-27].
- SUGUMARAN, Vatsala; BHUNIA, Haripada a NARULA, Anudeep K., 2018. Evaluation of Biodegradability of Potato Peel Powder Based Polyolefin Biocomposites. Online. *Journal of Polymers and the Environment*. Roč. 26, č. 5, s. 2049-2060. ISSN 1566-2543. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10924-017-1103-5>. [cit. 2024-03-23].
- SUN, Run-Cang, 2020. Lignin Source and Structural Characterization. Online. *ChemSusChem*. 2020-09-07, roč. 13, č. 17, s. 4174-4174. ISSN 1864-5631. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/cssc.202001698>. [cit. 2023-11-03].
- SURENDRAN, U.; JAYAKUMAR, M.; RAJA, P.; GOPINATH, Girish a CHELLAM, Padmanaban Velayudhaperumal, 2023. Microplastics in terrestrial ecosystem: Sources and migration in soil environment. Online. *Chemosphere*. roč. 318. ISSN 00456535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137946>. [cit. 2023-10-27].
- THACHARODI, Aswin; MEENATCHI, Ramu; HASSAN, Saqib; HUSSAIN, Naseer; BHAT, Mansoor Ahmad et al., 2024. Microplastics in the environment: A critical overview on its fate, toxicity, implications, management, and bioremediation strategies. Online. *Journal of Environmental Management*. Roč. 349. ISSN 03014797. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119433>. [cit. 2023-12-11].

- THOMPSON, Richard C.; MOORE, Charles J.; VOM SAAL, Frederick S. a SWAN, Shanna H., 2009. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. Online. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. roč. 364, č. 1526, s. 2153-2166. ISSN 0962-8436. Dostupné z: <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0053>. [cit. 2023-10-27].
- VANHOLME, R; MORREEL, K; RALPH, J a BOERJAN, W, 2008. Lignin engineering. Online. *Current Opinion in Plant Biology*. Roč. 11, č. 3, s. 278-285. ISSN 13695266. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2008.03.005>. [cit. 2023-11-03].
- VANHOLME, Ruben; DEMEDTS, Brecht; MORREEL, Kris; RALPH, John a BOERJAN, Wout, 2010. Lignin Biosynthesis and Structure. Online. *Plant Physiology*. 2010-07-01, roč. 153, č. 3, s. 895-905. ISSN 1532-2548. Dostupné z: <https://doi.org/10.1104/pp.110.155119>. [cit. 2023-11-03].
- VOSTREJS, Pavel; ADAMCOVÁ, Dana; VAVERKOVÁ, Magdalena Daria; ENEV, Vojtech; KALINA, Michal et al., 2020. Active biodegradable packaging films modified with grape seeds lignin. Online. *RSC Advances*. 2020-08-07, roč. 10, č. 49, s. 29202-29213. ISSN 2046-2069. Dostupné z: <https://doi.org/10.1039/D0RA04074F>. [cit. 2024-04-22].
- WANG, Fayuan; WANG, Quanlong; ADAMS, Catharine A.; SUN, Yuhuan a ZHANG, Shuwu, 2022. Effects of microplastics on soil properties: Current knowledge and future perspectives. Online. *Journal of Hazardous Materials*. roč. 424. ISSN 03043894. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127531>. [cit. 2023-10-27].
- WANG, Fen; WONG, Charles S.; CHEN, Da; LU, Xingwen; WANG, Fei et al., 2018. Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review. Online. *Water Research*. roč. 139, s. 208-219. ISSN 00431354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.003>. [cit. 2023-10-27].
- WRIGHT, Stephanie L. a KELLY, Frank J., 2017. Plastic and Human Health: A Micro Issue?. Online. *Environmental Science & Technology*. roč. 51, č. 12, s. 6634-6647. ISSN 0013-936X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>. [cit. 2023-10-27].
- XU, Shen; MA, Jie; JI, Rong; PAN, Ke a MIAO, Ai-Jun, 2020. Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. Online. *Science of The Total Environment*. roč. 703. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699>. [cit. 2023-10-27].
- YADAV, Vinay; SHERLY, M.A.; RANJAN, Pallav; TINOCO, Rafael O.; BOLDRIN, Alessio et al., 2020. Framework for quantifying environmental losses of plastics from landfills. Online. *Resources, Conservation and Recycling*. roč. 161. ISSN 09213449. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104914>. [cit. 2023-10-27].
- YANG, Dongqi; SHI, Huahong; LI, Lan; LI, Jiana; JABEEN, Khalida et al., 2015. Microplastic Pollution in Table Salts from China. Online. *Environmental Science & Technology*. roč. 49, č. 22, s. 13622-13627. ISSN 0013-936X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03163>. [cit. 2023-10-27].
- YU, Osbert a KIM, Kwang Ho, 2020. Lignin to Materials: A Focused Review on Recent Novel Lignin Applications. Online. *Applied Sciences*. Roč. 10, č. 13. ISSN 2076-3417. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/app10134626>. [cit. 2023-11-03].
- ZHANG, Zheng; ORTIZ, Ophir; GOYAL, Ritu a KOHN, Joachim, 2014. Biodegradable Polymers. Online. In: *Principles of Tissue Engineering*. Elsevier, s. 441-473.

ISBN 9780123983589. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-398358-9.00023-9>. [cit. 2023-12-11].

ZHOU, Yuwen; ASHOKKUMAR, Veeramuthu; AMOBONYE, Ayodeji; BHATTACHARJEE, Gargi; SIROHI, Ranjna et al., 2023. Current research trends on cosmetic microplastic pollution and its impacts on the ecosystem: A review. Online. *Environmental Pollution*. roč. 320. ISSN 02697491. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121106>. [cit. 2023-10-27].

ZUO, Lin-Zi; LI, Heng-Xiang; LIN, Lang; SUN, Yu-Xin; DIAO, Zeng-Hui et al., 2019. Sorption and desorption of phenanthrene on biodegradable poly(butylene adipate co-terephthalate) microplastics. Online. *Chemosphere*. Roč. 215, s. 25-32. ISSN 00456535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.173>. [cit. 2024-03-09].

SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK

Ar	Argon
ATR	Zeslabená celková odrazivost
C	Uhlík
CO ₂	Oxid uhličitý
COVID-19	Koronavirové onemocnění 2019
DSC	Diferenciální skenovací kalorimetrie
FTIR	Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací
H	Vodík
HA	Hydroxyapatit
HCl	Kyselina chlorovodíková
IČ	Infračervená spektroskopie
KCl	Chlorid draselný
KHCO ₃	Hydrogenuhličitan draselný
L0	Polyhydroxybutyrát s 0 % acetylovaného ligninu
L5	Polyhydroxybutyrát s 5 % acetylovaného ligninu
L10	Polyhydroxybutyrát s 10 % acetylovaného ligninu
L20	Polyhydroxybutyrát s 20 % acetylovaného ligninu
NK	Negativní kontrola
O	Kyslík
PA	Polyamid
PBS	Polybutylensukcinát
PC	Polykarbonát
PCL	Polykaprolakton
PE	Polyethylen
PES	Polyester

PET	Polyethylentereftalát
PHA	Polyhydroxyalkanoát
PHB	Polyhydroxybutyrát
PHBV	Polyhydroxybutyrátkoalerát
PI	Propidium jodid
PLA	Kyselina polymléčná
PMMA	Polymethylmethakrylát
PP	Polypropylen
PS	Polystyren
PTFE	Polytetrafluorethylen
PUR	Polyuretan
PVA	Polyvinylalkohol
PVC	Polyvinylchlorid
SARS-CoV-2	Koronarovir-2 související s těžkým akutním respiračním syndromem
SiC	Karbid křemíku
SEM	Skenovací elektronová mikroskopie
TiO ₂	Oxid titaničitý
UIOŽP	Ústav inženýrství ochrany životního prostředí
UV	Ultrafialové záření
XPS	Rentgenová fotoelektronová spektroskopie

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1 Klasifikace kompozitních materiálů podle typu použitých složek.....	13
Obrázek 2 Využití biokompozitů na bázi chitosanu v průmyslových odvětvích.....	18
Obrázek 3 Zdroje mikroplastů.....	24
Obrázek 4 Příklady možných způsobů identifikace mikroplastů.....	25
Obrázek 5 Hlavní plastové úlomky uvolňované do životního prostředí.....	27
Obrázek 6 Schéma procesu výroby kosmetických produktů.....	28
Obrázek 7 Kroky mikrobiální biodegradace.....	29
Obrázek 8 Základní původci mikroplastů a jejich cesta do životního prostředí.....	32
Obrázek 9 Potenciální možnosti expozice a toxicity mikroplastů pro lidské tělo.....	33
Obrázek 10 Lahev připravená k předinkubaci.....	41
Obrázek 11 Očekávané změny po acetylaci Kraft ligninu.....	45
Obrázek 12 Lignin po acetylaci.....	45
Obrázek 13 Infračervená spektroskopie pro lignin před acetylací.....	46
Obrázek 14 Infračervená spektroskopie pro lignin po acetylaci.....	46
Obrázek 15 Infračervená spektroskopie pro Kraft lignin, před a po acetylaci.....	47
Obrázek 16 Výřezy vylisovaných filmů.....	48
Obrázek 17 Půda připravená pro inkubační testy	49
Obrázek 18 Graf zachycující biodegradaci, závislost mineralizace uhlíku z hlediska produkce CO ₂ na počtu dní uchovaných při 25°C.....	51
Obrázek 19 Mikroskopické pozorování biokompozitních filmů PHB/ acetylovaný lignin odebraných po 21 dnech inkubace.....	53
Obrázek 20 Mikroskopické pozorování biokompozitních filmů PHB/ acetylovaný lignin odebraných po 21 dnech inkubace.....	54

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 Navážka vzorků do jednotlivých lahví pro proces mineralizace (mg).....	42
Tabulka 2 Obsah jednotlivých prvků v testovaném materiálu (%).....	49

