

Interakce mikroplastů s půdní organickou hmotou

Bc. Barbora Vand'urková

Diplomová práce
2025



Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická

Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická
Ústav inženýrství ochrany životního prostředí

Akademický rok: 2024/2025

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: Bc. Barbora Vandůrková
Osobní číslo: T23254
Studijní program: N0712A030001 Environmentální inženýrství
Forma studia: Prezenční
Téma práce: Interakce mikroplastů s půdní organickou hmotou

Zásady pro vypracování

V teoretické části práce bude provedena literární rešerše zabývající se výskytem a biodegradací mikroplastů v půdním prostředí, s důrazem na jejich interakce s půdní organickou hmotou.
Předmětem praktické části DP bude posouzení vlivu mikroplastů na množství půdní organické hmoty v půdních vzorcích. Pro měření množství organické hmoty bude využito UV-VIS. Dále bude měřena biodegradace mikroplastů v půdě pomocí hmotnostního analyzátoru plynů.

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

Seznam doporučené literatury:

AHAMAD, Arif; SINGH, Pardeep a TIWARI, Dhanesh. *Plastic and microplastic in the environment: management and health risks*. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, 2022. ISBN 9781119800897.

MALINCONICO, Mario. *Soil Degradable Bioplastics for a Sustainable Modern Agriculture. Green Chemistry and Sustainable Technology*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2017.

- ALI, Imran et al. Interaction of microplastics and nanoplastics with natural organic matter (NOM) and the impact of NOM on the sorption behavior of anthropogenic contaminants – A critical review. *Journal of Cleaner Production*. 2022, vol. 376, s. 134314. ISSN 0959-6526.

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

Datum zadání diplomové práce: **2. ledna 2025**
Termín odevzdání diplomové práce: **9. května 2025**

L.S.

prof. Ing. Roman Čermák, Ph.D.
děkan

doc. Ing. Jaroslav Filip, Ph.D.
ředitel ústavu

Ve Zlíně dne 17. února 2025

PROHLÁŠENÍ AUTORA DIPLOMOVÉ PRÁCE

Beru na vědomí, že

- odevzdáním diplomové práce souhlasím se zveřejněním své práce podle zákona č. 111/1998 Sb., v platném znění bez ohledu na výsledek obhajoby;
- diplomová práce bude uložena v elektronické podobě v univerzitním informačním systému a bude dostupná k nahlédnutí;
- jedno vyhotovení diplomové práce v listinné podobě bude ponecháno Univerzitě Tomáše Bati ve Zlíně k uložení;
- 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 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 pracoval(a) samostatně a použitou literaturu jsem řádně citoval(a); v případě publikace výsledků budu uveden(a) jako spoluautor;
- odevzdaná verze diplomové práce a verze elektronická nahraná do IS/STAG jsou obsahově totožné.

Ve Zlíně, dne

.....
podpis autora

ABSTRAKT

Tato diplomová práce se zabývá vlivem mikroplastů z vybraných polymerů na půdní prostředí s důrazem na interakci těchto mikroplastů s půdní organickou hmotou. Teoretická část práce pojednává o mikroplastech jako takových, jejich osudu v životním prostředí a především o jejich vlivu na vlastnosti půdy (např. půdní organickou hmotu či půdní mikrobiální konsorcium). V praktické části byla srovnána rychlost biodegradace mikroplastů z biologicky rozložitelných polymerů (PHB, PBSA a PBAT) a z konvenčního polymeru (V1). Mineralizace polymerů byla hodnocena měřením produkce oxidu uhličitého za pomoci hmotnostního spektrometru s membránovým vstupem. Dle očekávání probíhala biodegradace biodegradabilních polymerů PHB a PBSA rychleji než polymeru PBAT, a to v obou použitých reálných půdách – kambizemi luvické i černozemi luvické. Konvenční polymery se v půdním prostředí za normálních podmínek téměř nerozkládají, což koresponduje s výsledky této práce. Byly také sledovány povrchové změny těchto mikroplastů pomocí rastrovací elektronové mikroskopie. V průběhu biodegradace byly pozorovány trhliny i mikrobiální osídlení polymerů. Změny na povrchu materiálů i mikrobiální osídlení korespondovaly s mírou biodegradace daných polymerů. Pro posouzení vlivu vybraných mikroplastů na množství organické hmoty v půdě bylo provedeno její stanovení jako množství huminových a fulvových kyselin extrakcí a následným měřením pomocí UV/VIS spektrofotometrie. Množství huminových i fulvových kyselin v průběhu pokusu kolísalo, ale rozdíly ve srovnání s negativními kontrolami nebyly významné, a tudíž nebyl prokázán jednoznačný vliv přítomnosti mikroplastů na tvorbu půdní organické hmoty.

Klíčová slova: půdní organická hmota, mikroplasty, půda, biodegradace, biodegradabilní polymery.

ABSTRACT

This diploma thesis deals with the impact of microplastics from selected polymers on the soil environment, with an emphasis on the interaction of these microplastics with soil organic matter. The theoretical part discusses microplastics as such, their fate in the environment, and especially their influence on soil properties (e.g., soil organic matter or soil microbial consortia). In the practical part, the biodegradation rate of microplastics from biodegradable polymers (PHB, PBSA, and PBAT) and a conventional polymer (V1) was compared. Polymer mineralization was evaluated by measuring carbon dioxide production using a membrane inlet mass spectrometer. As expected, the biodegradation of the biodegradable polymers PHB and PBSA occurred faster than that of PBAT, and this was observed in both real soils types used – luvisol cambisol and luvisol chernozem. Conventional polymers degrade very under normal conditions, which is consistent with the findings of this work. Surface changes of these microplastics were also monitored using scanning electron microscopy (SEM). During biodegradation, cracks and microbial colonization of polymers were observed. These surface changes and microbial presence corresponded with the degree of polymer biodegradation. To assess the impact of selected microplastics on the amount of organic matter in the soil, its content was determined by extracting humic and fulvic acids and subsequently measuring them using UV/VIS spectrophotometry. The amounts of humic and fulvic acids fluctuated during the experiment, but differences compared to negative controls were not significant, and thus, no clear influence of microplastics on the formation of soil organic matter was demonstrated.

Keywords: soil organic matter, microplastics, soil, biodegradation, biodegradable polymers.

Tímto bych ráda poděkovala vedoucí mé diplomové práce Ing. Janě Šeré, Ph.D. za její odborné vedení, cenné rady, ochotnou pomoc, vstřícnost a za čas, který mi věnovala. Mé poděkování patří také Ing. Lence Trhlíkové za provedení elementární analýzy a Ing. Markétě Kadlečkové, Ph.D. za pořízení snímků SEM. Dále děkuji celému Ústavu inženýrství ochrany životního prostředí za možnost rozvíjet své znalosti v podnětném a přátelském prostředí.

Mé díky patří také přátelům ze Snídaňového klubu za slova podpory, jejich smysl pro humor, motivaci, rozveselení i v těch nejtěžších chvílích a víru ve mě i ve chvílích, kdy jsem nevěřila ani já sama. Děkuji také svému příteli za trpělivost a všechny mňamky, kterými mě během psaní této práce zásoboval a díky kterým byla i ta nejnáročnější kapitola o něco sladší. A nakonec z celého srdce děkuji své rodině za to, jakou mi byli oporou a za tu nekonečnou lásku, kterou mi poskytovali během celé doby mého studia.

„Má-li problém řešení, nemá smysl dělat si starosti. Když řešení nemá, starosti nepomohou.“

– Dalajláma

OBSAH

ÚVOD.....	13
I TEORETICKÁ ČÁST.....	14
1 MIKROPLASTY.....	15
1.1 DĚLENÍ MIKROPLASTŮ	15
1.1.1 Primární mikroplasty.....	15
1.1.2 Sekundární mikroplasty	16
1.2 BIODEGRADABILNÍ MIKROPLASTY.....	16
1.2.1 Využití biodegradabilní polymery.....	19
1.3 MIKROPLASTY V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ.....	20
1.3.1 Mikroplasty v ovzduší.....	20
1.3.2 Mikroplasty ve vodě.....	21
1.3.3 Mikroplasty v půdě	22
2 VLIV MIKROPLASTŮ NA PŮDNÍ PROSTŘEDÍ.....	25
INTERAKCE MIKROPLASTŮ S BIOTICKOU ČÁSTÍ PŮDY	25
2.1 INTERAKCE MIKROPLASTŮ S ABIOTICKOU ČÁSTÍ PŮDY	27
2.2 INTERAKCE MIKROPLASTŮ S PŮDNÍ ORGANICKOU HMOTOU	28
II PRAKTICKÁ ČÁST.....	31
3 CÍLE PRÁCE	32
MATERIÁL A PŘÍSTROJE	33
3.1 MATERIÁL A CHEMIKÁLIE	33
3.1.1 Použité polymery	33
3.1.2 Použité půdy.....	33
3.1.3 Chemikálie a materiál	33
3.2 PŘÍSTROJE A POMŮCKY	34
3.2.1 Použité přístroje	34
3.2.2 Použité pomůcky	34
4 METODIKA	35
4.1 PŘÍPRAVA POLYMERŮ	35
4.2 CHARAKTERIZACE POUŽITÝCH PŮD.....	36
4.3 PŘÍPRAVA INKUBACÍ	38
4.3.1 Příprava inkubací pro stanovení půdní organické hmoty.....	38
4.3.2 Příprava inkubací pro biodegradační experiment	38
4.3.3 Příprava inkubací pro mikroskopické pozorování	39
4.4 STANOVENÍ MNOŽSTVÍ PŮDNÍ ORGANICKÉ HMOTY (IZOLACE HA/FA).....	39
4.4.1 Metodika měření	40
4.4.2 Kalibrace	42
4.4.3 Vyhodnocení naměřených dat.....	42

4.5	BIODEGRADAČNÍ EXPERIMENT (MĚŘENÍ MINERALIZACE)	43
4.5.1	Metodika měření.....	44
4.5.2	Příprava kalibrační reakce	45
4.5.3	Vyhodnocení naměřených dat	46
4.6	MIKROSKOPICKÁ ANALÝZA	47
5	VÝSLEDKY A DISKUZE	48
5.1	CHARAKTERISTIKY POLYMERŮ.....	48
	CHARAKTERISTIKY POUŽITÝCH PŮD.....	48
5.2	STANOVENÍ PŮDNÍ ORGANICKÉ HMOTY (IZOLACE HA/FA)	49
5.3	VÝSLEDKY BIODEGRADACE.....	55
5.4	MIKROSKOPICKÁ ANALÝZA	61
	ZÁVĚR.....	67
	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	69
	SEZNAM OBRÁZKŮ	81
	SEZNAM TABULEK.....	82
	SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK	83

ÚVOD

Plasty jsou různorodou skupinou syntetických polymerních materiálů. Jejich všestrannost, stabilita, nízká hmotnost a nízké výrobní náklady z nich učinily nezbytné materiály, v důsledku čehož poptávka po plastech a jejich produkce rok od roku roste (Yang et al., 2021). Masivní výroba a používání plastových výrobků vede k jejich hromadění a znečišťování životního prostředí, kde tento plastový odpad podléhá fragmentaci vlivem slunečního záření, teploty nebo mechanického namáhání, a tím vznikají mikroplasty – polymerní částice menší než 5 mm (Behera a Das, 2023).

Mikroplasty jsou všudypřítomné, objevují se v různých environmentálních matricích, pitné vodě, potravinách, a dokonce i v lidském těle. Mikroplasty byly detekovány v zemědělských půdách, kde mohou být akumulovány a přenášeny do potravního řetězce (Guo et al., 2020). Zdroje mikroplastů v půdním prostředí jsou rozmanité a zahrnují například aplikaci čistírenských kalů a kompostů, zavlažování, plastové mulčování, odhazování odpadků, ale také atmosférickou depozici (Yang et al., 2021).

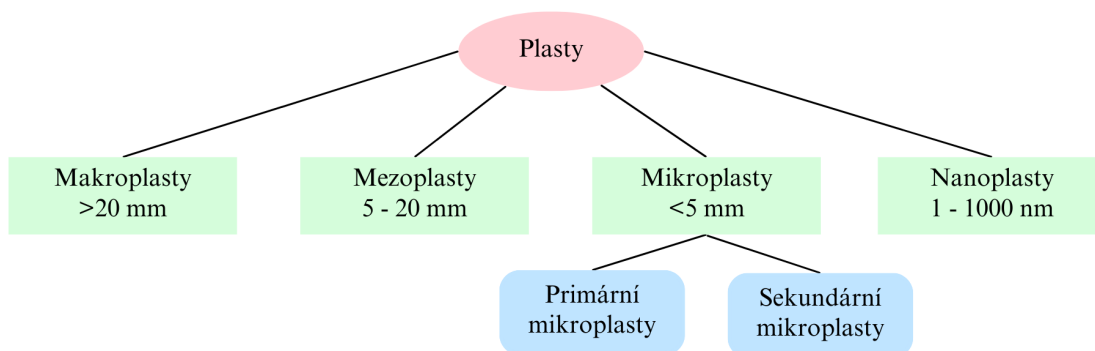
Přítomnost mikroplastů může ovlivnit jak biotické, tak abiotické vlastnosti půdy. Mikroplasty mohou narušovat mikrobiální aktivitu i složení mikrobiálních společenstev, měnit strukturu půdy, její pH, schopnost zadržovat vodu nebo také narušovat koloběhy prvků, jako je dusík nebo uhlík (Brochado et al., 2024). Mikroplasty jsou také spojovány s různými účinky na půdní organickou hmotu. Množství a kvalita organické hmoty v půdě je klíčová pro úrodnost půdy, výživu rostlin, mikrobiální aktivitu, koloběh živin i ukládání uhlíku (Wang et al., 2022).

Kromě mikroplastů pocházejících z konvenčních polymerů mohou do životního prostředí vstupovat i mikroplasty z biodegradabilních (biologicky rozložitelných) polymerů. Biodegradabilní polymery jsou považovány za slibný materiál budoucnosti. Po skončení své životnosti jsou tyto polymery mikroorganismy zcela rozloženy a mohou tak snížit dlouhodobě přetrvávající zahlcení plastovým odpadem (Sabet, 2025). Míra a úplnost jejich degradace však výrazně závisí na konkrétních podmínkách prostředí, jako jsou teplota, vlhkost, přítomnost mikroorganismů nebo přístup kyslíku – pokud tyto podmínky nejsou ideální, může docházet k neúplné degradaci a vzniku mikroplastů (Šerá et al., 2022).

I. TEORETICKÁ ČÁST

1 MIKROPLASTY

Mikroplasty (MP) jsou fragmenty polymerních materiálů o velikosti menší než 5 mm v průměru. Tyto částice mohou mít rozdílné chemické složení, strukturu i hustotu. Mezi nejběžnější mikroplasty patří polyethylen (PE), polypropylen (PP), polystyren (PS), polyvinylchlorid (PVC) a polyethylentereftalát (PET) (Koelmans et al., 2019). Mikroplasty jsou všudypřítomné a představují jednu z nejvýznamnějších ekologických výzev. Rozšíření mikroplastů v ekosystému se stalo celosvětovým problémem a nedávné studie naznačují, že toto znečištění v hojné míře postihuje jak vodní, tak půdní ekosystémy (Behera a Das, 2023).



Obrázek 1 Klasifikace plastů dle jejich velikosti (Napper & Thompson, 2023)

1.1 Dělení mikroplastů

Mikroplasty se hromadí z primárních a sekundárních zdrojů – primární a sekundární mikroplasty (viz **obrázek 1**). Rozdíl mezi těmito dvěma druhy je založen na tom, zda byly částice původně vyrobeny v rozsahu velikosti mikroplastů (primární mikroplasty), nebo zda vznikly fragmentací větších celků (sekundární mikroplasty) (Napper & Thompson, 2023).

1.1.1 Primární mikroplasty

Jedná se o polymerní částice, které jsou cíleně vyráběny ve formě mikroplastů. Mezi hlavní zdroje primárních mikroplastů patří domácí, kosmetické a průmyslové výrobky. Typickým příkladem jsou plastové pelety nebo mikroplasty využívané při výrobě produktů osobní péče – mikroperličky v mýdlech na ruce, exfolianty v šamponech a sprchových gelech, zubních

pastách nebo peelingy na obličej. Přestup mikroplastů z produktů osobní péče do životního prostředí je zapříčiněn především přímým splachováním odpadních vod produkovaných např. při jejich oplachování, a odvod do čistíren odpadních vod, kde mikroplasty nejsou zachyceny a dále putují do vodních toků (An et al., 2020).

Mikroplasty však slouží také jako součást plniv v polymerních materiálech a barvách. Dalšími příklady jsou náplně do 3D tiskáren, tonery do tiskáren, průmyslová abraziva, běžecké dráhy z tartanu (vyroben z polyuretanu) nebo granule v umělých trávnicích (An et al., 2020; Behera a Das, 2023).

1.1.2 Sekundární mikroplasty

Sekundární mikroplasty jsou vytvářeny rozkladem větších plastových celků. Mezi zdroje sekundárních mikroplastů můžeme řadit komunální odpad jako jsou plastové sáčky a lahve, rybářský odpad (např. rybářské sítě), oděr pneumatik, zemědělské plastové fólie, textilní výrobky a další větší plastové odpady (Kurniawan et al., 2021).

Rychlost rozkladu makroplastů a následného uvolňování mikroplastů závisí na mnoha faktorech. Nejvýznamnější roli hraje působení slunečního a UV záření, mechanické a chemické opotřebovávání materiálu a jeho namáhání nebo biologické interakce (Surendran et al, 2023). Velkou roli hrají také další faktory prostředí, jako je teplota, vlhkost, pH prostředí, ale také typ polymeru, neboť většina plastů je špatně odbouratelná a celý tento proces tak může trvat několik desítek či stovek let (Bher et al., 2022; Brich et al., 2020).

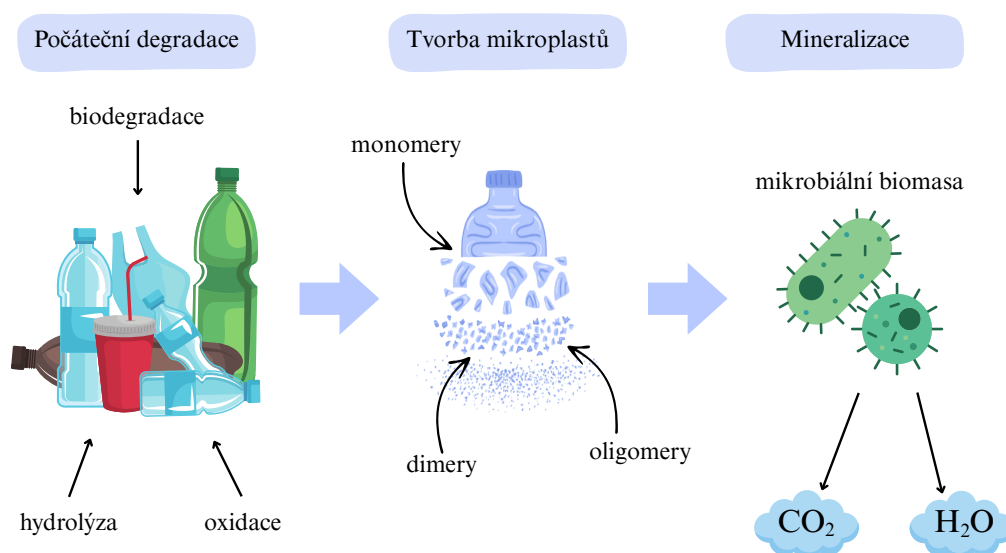
1.2 Biodegradabilní mikroplasty

Z hlediska interakce mikroplastů s půdními mikroorganismy a jejich sklonu k akumulaci, lze mikroplasty rozdělit na konvenční (PE, PP, aj.) a biodegradabilní (PHA, PBAT aj.). Konvenční polymery jsou zpravidla vyrobeny z ropy a nejsou biologicky odbouratelné, i když lze dosáhnout jejich částečné degradace v půdě. Díky své odolnosti vůči mikrobiální degradaci se tak hromadí v životním prostředí. Biologicky odbouratelné polymery jsou nejčastěji polyestery, většinou alifatické. Tyto esterové vazby mohou být štěpeny mikroorganismy a materiál je tak následně v půdě degradován typicky během několika měsíců (Šerá et al., 2022; Vroman a Tighzert, 2009).

Biodegradace probíhá působením enzymů a/nebo chemickým poškozením spojeným s živými organismy. Tento děj probíhá ve třech krocích. Prvním z nich je uchycení (adheze) mikroorganismů na povrchu polymeru a modifikace jejich povrchových vlastností.

Následuje fragmentace polymerů, kdy polymery ztrácejí svou mechanickou stabilitu, křehnou a rozpadají se na druhy s nižší molekulovou hmotností buď abiotickými reakcemi, tj. oxidací, fotodegradací nebo hydrolýzou, nebo biotickými reakcemi, tj. degradace mikroorganismy, které využívají polymer jako zdroj uhlíku a energie. Posledním krokem je bioasimilace polymerních fragmentů mikroorganismy a jejich mineralizace, tj. rozklad na vodu a oxid uhličitý. Jednotlivé kroky mikrobiální biodegradace polymerů jsou vyobrazeny na **obrázku 2** (Lucas et al., 2008; Miri et al., 2022; Omidoyin et al., 2023).

Většina uhlíku uvolněného z polymerního řetězce v průběhu biodegradace se přemění na oxid uhličitý, ale část uhlíku může být začleněna do biomasy nebo vstoupit do zásoby organického uhlíku v půdě (Zumstein et al., 2018).



Obrázek 2 Kroky mikrobiální biodegradace polymerů
(vytvořeno podle Miri et al., 2022)

Biologická odbouratelnost závisí nejen na původu polymeru, ale také na jeho chemické struktuře a podmínkách prostředí v průběhu degradace (Vroman a Tighzert, 2009). Jelikož se při tomto procesu využívá mikroorganismů přítomných ve zvoleném likvidačním prostředí, je nutné jasně definovat „prostředí likvidace“ při diskuzi nebo hlášení biologické rozložitelnosti produktu – např. biologická rozložitelnost v kompostovacím prostředí (kompostovatelný plast), biologická rozložitelnost v půdním prostředí, biologická rozložitelnost v anaerobním prostředí skládky nebo za anaerobních podmínek, biologická rozložitelnost v mořském prostředí, atd. Dalším důležitým požadavkem je uvádění času do

úplného biologického rozkladu, nebo přesněji času potřebného pro úplnou mikrobiální asimilaci plastu ve vybraném prostředí pro likvidaci (Malinconico, 2017).

Biodegradabilní plasty můžeme rozdělit na ty vyráběné z obnovitelných zdrojů a na ty, které jsou vyráběny ze zdrojů neobnovitelných (např. z ropy). Mezi biodegradabilní polymery na bázi obnovitelných zdrojů můžeme zařadit:

- škrob,
- celulózu,
- chitosan,
- proteiny,
- kyselinu polymlečnou – PLA,
- polyhydroxyalkanoáty: poly(3-hydroxybutyrát) - PHB.

Mezi biodegradabilní polymery vyráběné z ropy řadíme:

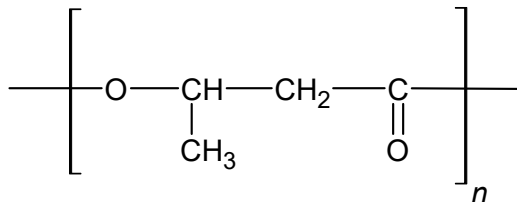
- alifatické polyestery a kopolyestery (např. poly(butylen sukcinát) – PBS nebo poly(butylen sukcinát-ko-adipát) – PBSA),
- aromatické kopolyestery (např. poly(butylen adipát tereftalát) – PBAT),
- poly(ϵ -kaprolakton) – PCL,
- polyesteramidy – PEA,
- poly(vinylalkohol) – PVA (Rudnik, 2008).

Kromě již zmíněných polymerů existují i mikroplasty biologické povahy, které nejsou biologicky rozložitelné. Jedná se například o biologický poly(ethyilentereftalát) (Bio-PET), biologický poly(propylen) (Bio-PP), biologický poly(ethylen) (Bio-PE) nebo biologický poly(vinylchlorid) (Bio-PVC). Celkově tedy můžeme rozlišit čtyři skupiny polymerů podle zdroje jejich vstupní suroviny a jejich schopnosti degradovat – polymery biologické povahy (biopolymery) biologicky nerozložitelné, biopolymery biologicky rozložitelné, polymery odvozené z fosilních zdrojů, které vykazují vlastnosti biologické odbouratelnosti a poslední skupinou jsou konvenční polymery, které pocházejí z fosilních zdrojů a nejsou biologicky rozložitelné (Bher et al., 2022).

1.2.1 Využité biodegradabilní polymery

Poly-β-hydroxybutyrát (PHB)

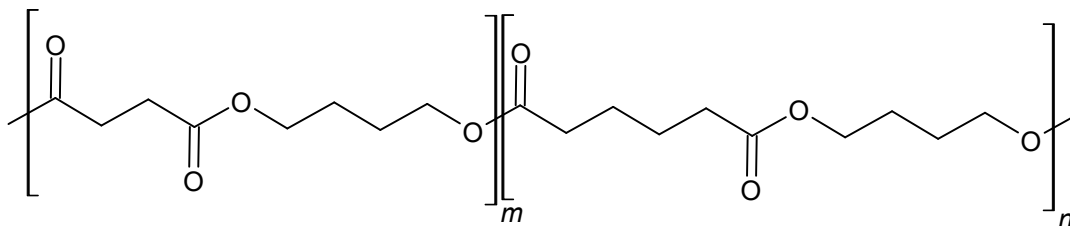
Polyhydroxyalkanoáty (PHA), mezi něž patří i PHB, jsou lineární polyestery syntetizované mikroorganismy jako látky uchovávající uhlík a energii. Jako první byl izolován a charakterizován homopolymer polyhydroxybutyrát (PHB). Monomerem pro syntézu poly-β-hydroxybutyrátu je derivát kyseliny máselné – kyselina β-hydroxymáselná. Strukturní vzorec PHB je znázorněn na **obrázku 3**. Tato látka má vyšší krystalinitu a nižší propustnost pro kyslík než jiné typy PHA. Je považován za potenciální náhradu v některých aplikacích polymerů na bázi ropy s podobnými fyzikálními vlastnostmi, jako je polypropylen (PP) a polyethylen (PE). Navíc díky tomu, že esterové vazby jsou na hlavním řetězci a methylové funkční skupiny na postranním řetězci, má PHB lepší bariérovou propustnost a termoplasticitu než polymery na bázi ropy. Vynikající biokompatibilita a biologická rozložitelnost tak činí z PHB atraktivního kandidáta pro biomedicínské materiály. Mezi jeho nedostatky patří ale vyšší křehkost a nižší tepelná stabilita. Vlastnosti PHB mohou být zlepšeny např. mícháním s plastifikátory (Wang et al., 2024).



Obrázek 3 Strukturní vzorec PHB

Poly(butylen sukcinát-ko-adipát) (PBSA)

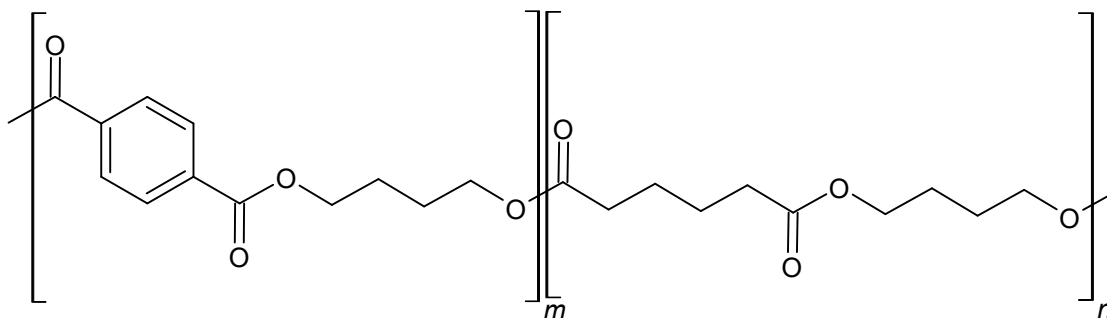
Poly(butylen sukcinát-ko-adipát) je biologicky odbouratelný polymer patřící mezi alifatické kopolyestery. Je obecně vyráběný polykondenzační reakcí 1,4-butandiolu v přítomnosti kyseliny jantarové a kyseliny adipové. Strukturní vzorec tohoto polymeru je znázorněn na **obrázku 4**. Ve srovnání s PBS má tento kopolymer nižší krystalinitu, což má pozitivní vliv na rychlost biodegradace (Niaounakis, 2015).



Obrázek 4 Strukturní vzorek PBSA

Poly(butylen adipát tereftalát) (PBAT)

Poly(butylen adipát tereftalát) je aromatický kopolyester, který se vyznačuje svou biologickou odbouratelností. Jeho strukturní vzorek je znázorněn na **obrázku 5**. Jedná se o polymer na bázi polyesteru běžně používaný například k výrobě flexibilních obalových fólií (Roy et al., 2024).



Obrázek 5 Strukturní vzorec PBAT

1.3 Mikroplasty v životním prostředí

Rostoucí používání plastů vede k jejich ukládání v životním prostředí. Z plastů se působením různých vlivů stávají mikroplasty, které jsou považovány za znečišťující látku globálního významu (Behera a Das, 2023). Různé možné zdroje znečištění mikroplasty, které ovlivňují suchozemské i vodní prostředí jsou znázorněny na **obrázku 6**.

1.3.1 Mikroplasty v ovzduší

Okolní vzduch zahrnuje suspendované částice, což jsou pevné nebo kapalné částice, které v důsledku zanedbatelné pádové rychlosti přetrvávají dlouhou dobu v atmosféře. Tyto částice v ovzduší představují významné riziko pro lidské zdraví a na rozdíl od plynných znečišťujících látek nemají specifické složení, tzn. složení i velikost těchto částic je ovlivněno zdrojem, ze kterého pochází. Konkrétně v okolním vzduchu můžeme rozlišovat celkové suspendované částice (TSP), částice s aerodynamickým průměrem $<10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}) a jemné částice s aerodynamickým průměrem $<2,5\ \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$). Mikroplasty jsou definovány

jako polymerní částice menší než 5 mm, což znamená, že mohou i ony být považovány za suspendované částice v ovzduší. V závislosti na velikosti jsou částice ve vzduchu náchylné k horizontálnímu a přeshraničnímu pohybu a vertikální distribuci ve vyšších nadmořských výškách (O'Brien et al. 2023).

Jak již bylo zmíněno, tyto částice představují zdravotní riziko, neboť částice menší než 100 μm jsou vdechovány do horních cest dýchacích (nosohltanu). Menší částice (PM_{10}) se mohou dostávat pod hrtan do dolních cest dýchacích a $\text{PM}_{2,5}$ jsou schopny pronikat až do plicních sklípků (O'Brien et al. 2023). Mikroplasty byly detekovány například ve vzorcích lidských plic (Pauly et al., 1998) nebo vzorku GGN (Ground Glass Nodules; „uzly typu matného skla“), což je forma nádoru plic (Chen et al., 2022).

Uvolňování mikroplastů do atmosféry může probíhat na rozhraní vody a vzduchu. Mořská mlha, která obsahuje jemné kapičky mořské vody, může rovněž působit jako zdroj mikroplastů (Allen et al., 2020). Dalším faktorem přispívajícím k rozptylu mikroplastů je abraze způsobena větrem (Rezaei et al., 2019). Skládky obsahující velké množství plastového odpadu představují další významný zdroj, v těchto oblastech dochází k postupnému rozkladu plastového odpadu a uvolňování drobných plastových částic do ovzduší. Během každodenního používání a praní syntetického oblečení, při odvětrávání u mechanického sušení syntetických materiálů nebo při oděru pneumatik dochází také k uvolňování mikroplastů. Možná překvapivým zdrojem jsou také nehtové salony, kde se při úpravě nehtů používají syntetické materiály, včetně plastových pilníků, gelů a laků. Tyto materiály se mohou během procesu uvolňovat jako mikroplasty, které se následně dostávají do ovzduší (O'Brien et al. 2023).

1.3.2 Mikroplasty ve vodě

Díky svým vlastnostem, jako je velikost, hustota nebo hydrofobicita, se mohou mikroplasty snadno pohybovat mezi prostředími a fragmenty s vyšší hustotou se mohou usazovat a hromadit na vodním dně. K pronikání mikroplastů do vodních systémů dochází prostřednictvím různých zdrojů (Kye et al., 2023).

V zemědělství jsou využívána hnojiva s postupným uvolňováním. Značné množství těchto hnojiv je zapouzdřeno polymery, které umožňují pomalé uvolňování živin. Tento plastový obal však pomalu degraduje a vytvářejí se mikroplasty, které se mohou dostávat nejen do půdy, ale také do podzemních vod (Surendran et al, 2023). Takto se mikroplasty

mohou dostávat až do mořského ekosystému, kdy proudí do oceánů například prostřednictvím zavlažovacích kanálů rýžových polí (Katsumi et al., 2020).

Mikroplasty uvolňované při oděru pneumatik vozidel patří mezi další významné zdroje znečištění. Tyto částice jsou unášeny větrem a mohou se dostávat až do moře a oceánů (Evangelidou et al., 2020).

Dalším zdrojem mikroplastů vstupujících přímo do vodních systémů je například rybolov (používání rybářských sítí), rybí líhně nebo pobřežní vrty (Barboza et al., 2018).

Nedostatky při nakládání s odpady způsobují znečištění vodních systémů mikroplasty. Uvolňování vláken při praní syntetických textilií a používání výrobků osobní péče obsahující polymerní mikrokuličky, jako jsou například mýdla, zubní pasty nebo peelingy, jsou považovány za významný zdroj mikroplastů ve vodních tocích. Plastové fragmenty unášené spolu s odpadními vodami nejsou čistírnami odpadních vod úspěšně eliminovány, a tak se mohou dostávat do vodních toků a následně až do oceánů (Naji et al., 2021).

1.3.3 Mikroplasty v půdě

Plasty, zejména mikroplasty, v půdě jsou celosvětově považovány za závažný ekologický problém, jsou v pozemských systémech všudypřítomné a jejich přítomnost v zemědělských půdách se enormně zvyšuje zejména díky plastovému mulčování, plastovým skleníkům a používání pesticidů či hnojiv s řízeným uvolňováním. Také použití materiálů ke zvýšení úrodnosti, jako je kompost, sedimenty, kaly z čistíren odpadních vod nebo zavlažování kontaminovanou vodou může zapříčinit neúmyslné znečištění zemědělské půdy mikroplasty (Surendran et al., 2023; Šerá et al., 2022).

Kromě již výše zmíněných možností uvolňování jak primárních, tak sekundárních mikroplastů do životního prostředí, může docházet v půdě ke kontaminaci také díky využívání fóliovníků, kontejnerů, obalových a sítovinových materiálů, silážních plachet atd. Tyto materiály podléhají degradaci a fragmentují různými procesy zvětrávání a dezintegrace a vytváří se tak sekundární mikroplasty. Tato degradace je zesílena působením slunečního záření i dalšími přírodními vlivy (Horton et al., 2017).

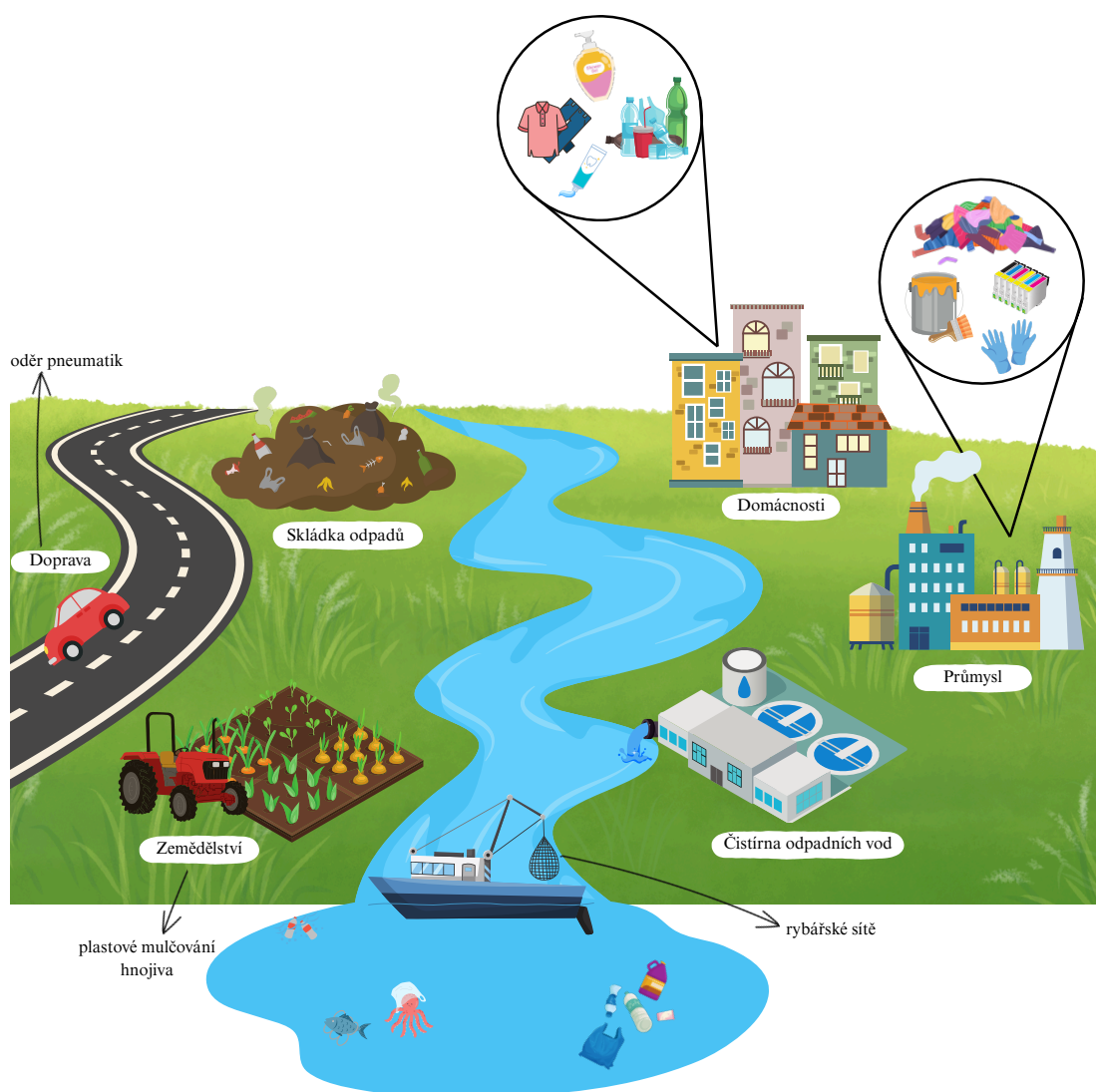
Plastového mulčování se využívá ke snížení odpařování vody, ke zvýšení efektivity využití vody, živin a také ke snížení růstu plevelů. Díky tomu má plastové mulčování významné ekonomické výhody, kdy se sníží náklady na pracovní sílu a v konečném důsledku selepší výnos plodin a kvalita produkce. Během procesu mulčování je plastová

fólie zapuštěna do půdy. Použité mulčovací materiály se třští na malé kousky a tím vznikají mikroplasty. (Kasirajan et al., 2012). Tyto plastové mulčovací materiály jsou vyráběny z polyethylenu (PE), nedegradují se dokonale a zbytky zůstávají v půdě mnoho let a ovlivňují funkce půdy (Tian et al., 2022). Alternativou k v současnosti používaným polyethylenovým plastovým mulčovacím fóliím mohou být plasty zcela biologicky odbouratelné v půdě nebo kompostovatelné (Malinconico, 2017).

Hnojiva s řízeným uvolňováním jsou hnojiva, kterými se živiny uvolňují řízeným způsobem do půdy a tím se zvyšuje účinnost využití těchto živin a snižují se ztráty způsobené odtokem a vyluhováním. Mnohé z těchto hnojiv jsou zapouzdřeny polymery a tento plastový povlak umožňuje pomalé uvolňování živin jako je dusík, fosfor nebo draslík. Zároveň tento polymer ale pomalu degraduje, tvoří mikroplasty, a to vede ke kontaminaci půdy (Surendran et al, 2023).

K uvolňování mikroplastů do půdy přispívá, jak již bylo zmíněno, také chráněné pěstování ve sklenících. V jejich konstrukcích je používáno mnoho plastů s ohledem na jejich nízkou cenu a vysokou spolehlivost. Také využívání organických hnojiv, která vznikají recyklací domácího a průmyslového odpadu kompostováním, přispívá ke znečištění půd mikroplasty (Weithmann et al., 2018).

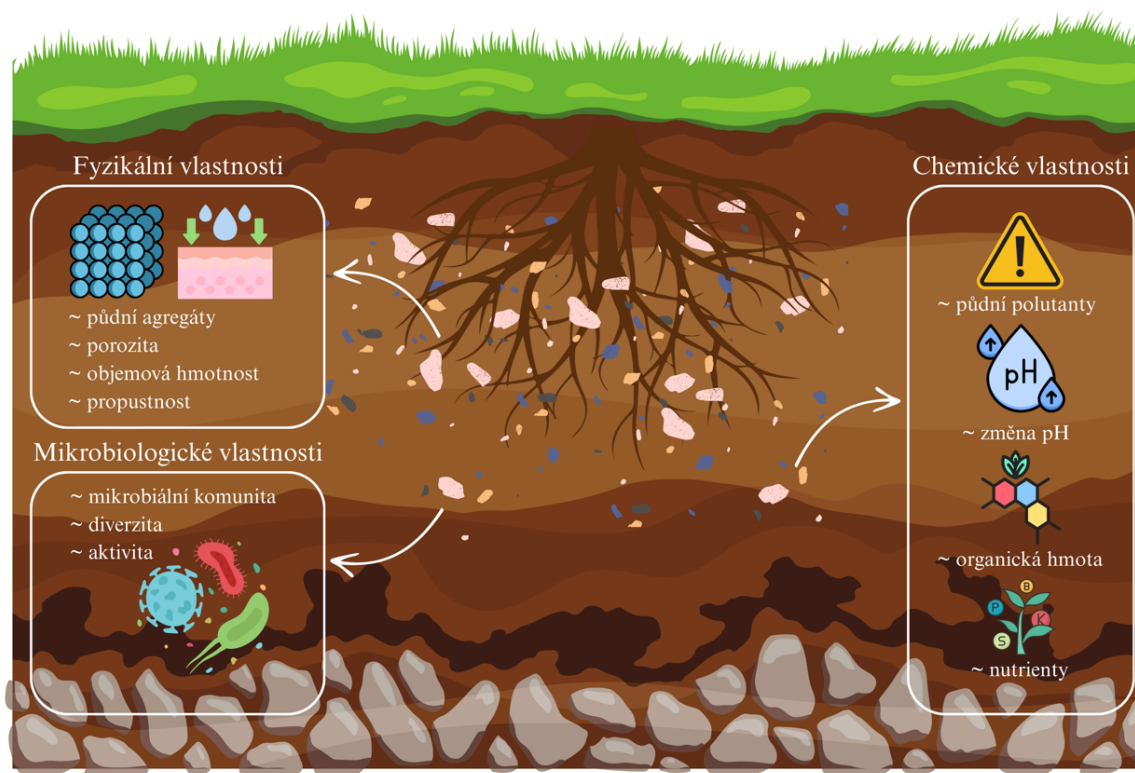
Dne 17. října 2023 vstoupilo v platnost nařízení EU o záměrně přidávaných mikroplastech, čímž nebyly omezeny jen prací prostředky, peelingy nebo další kosmetické produkty, ale i umělé sportovní povrchy a produkty, které přímo souvisejí s půdou a zemědělstvím – granulované přípravky, hnojiva, pesticidy a samotná semena. Zákaz pro hnojiva bude platit od října 2028, pro přípravky na ochranu rostlin od října 2031. Zákaz bude platit pro syntetické plasty, které v životním prostředí přetrvávají řady let (Nařízení Komise (EU) 2023/2025, 2023).



Obrázek 6 Zdroje mikroplastů v životním prostředí
(vytvořeno podle Behera a Das, 2023)

2 VLIV MIKROPLASTŮ NA PŮDNÍ PROSTŘEDÍ

Mikroplasty z konvenčních i biologicky rozložitelných polymerních materiálů se v posledních letech stávají velkým problémem. Dostávají se do prostředí a v půdě mohou ovlivňovat jak abiotické, tak biotické vlastnosti. Jak je shrnuto na **obrázku 7**, mikroplasty mohou ovlivňovat fyzikální vlastnosti, chemické vlastnosti a také mikrobiální společenství v půdě (Amobonye et al., 2021; Brochado et al., 2024).



Obrázek 7 Vlastnosti půdy ovlivněné přítomností mikroplastů
(vytvořeno podle Brochado et al., 2024)

Interakce mikroplastů s biotickou částí půdy

Půdní biotu tvoří mikroorganismy (bakterie, houby, archea a řasy), rostliny (jednoděložné a dvouděložné) a půdní živočichové (hád'átka, prvoci, roztoči, chvostoskoci, pavouci, hmyz a žížaly) (Liwarska-Bizukoje, 2021).

Přestože se dosud předpokládalo, že mikroplasty nemají významný nepříznivý vliv na mikroorganismy v půdě, jejich přítomnost má vliv na složení mikrobiálního společenstva, mikrobiální biomasu, půdní dýchání a aktivitu vybraných enzymů (Zhou et al., 2021).

Byla identifikována řada mikrobiálních kmenů s potenciálem biologicky rozložit mikroplasty v životním prostředí, včetně půd na skládkách, odpadu z mulčovacích fólií, mořské vody, půd kontaminovaných ropou, skládek a kalů z čistíren odpadních vod (Krueger et al., 2015). Mikroorganismy se vyskytují všude v přírodě a jsou schopny se přizpůsobit různým podmínkám prostředí, včetně podmínek extrémních. Jejich komplexní enzymatický systém, schopnost využívat různé organické a anorganické substráty pro růst a schopnost přizpůsobit se extrémním podmínkám prostředí jsou faktory, které přispívají k jejich schopnosti rozkládat širokou škálu kontaminantů životního prostředí. Mikroplasty v dnešní době vytvářejí novou niku pro mikroorganismy tím, že jim poskytují podpůrný systém pro kolonizaci, růst a zdroj živin. Kolonizace různých mikroorganismů (např. bakterií, aktinomycet, hub, protistů, řas) na povrchy mikroplastů jim poskytuje prostředí umožňující tvorbu biofilmů (Yuan et al., 2020). Výsledek mikrobiálních enzymatických aktivit vede ke strukturální deformaci a ztrátě vlastností mikroplastů (Miao et al., 2019). Z různých prostředí byly izolovány různé kategorie mikroorganismů schopných degradovat mikroplasty (Park a Kim, 2019).

Výzkumy odhalily, že různé typy mikroplastů mohou selektivně stimulovat proliferaci specifických půdních mikrobiálních taxonů. Zajímavé bylo zjištění, že v půdním prostředí jsou mikrobiální diverzita a počty mikroorganismů na povrchích mikroplastů jedinečné a méně rozmanité než mikrobiální společenstva nalezená na povrchích přírodních materiálů, jako je dřevo. Pro svou jedinečnost byla mikrobiální společenstva na mikroplastech označena jako mikroplastisféra nebo plastisféra (Omidoyin et al., 2023).

Půdní enzymy působí aktivně jako biologické mediátory uvnitř žijících půdních organismů i mimo ně (extracelulárně). Jsou do půdy aktivně vylučovány kořeny rostlin, houbami a také mikroorganismy (Bakshi a Varma, 2010). Tyto enzymy jsou úzce spjaty s půdními biochemickými procesy, působí jako indikátory úrodnosti půdy a hrají zásadní roli v regulačním cyklu půdních živin, jako je P, C a N. Studie prokázaly, že mikroplasty mají významné účinky na aktivitu enzymů produkovaných mikroorganismy, jako jsou například kataláza, ureáza, fenoloxidáza a fluoresceindiacetáthydroláza, což může významně ovlivnit kvalitu půdy (Ahamad et al., 2022).

Je známo, že mezofauna (např. žížaly, roztoči, chvostoscoci) je životně důležitá pro udržení kvality půdy, nicméně intenzivní zemědělské systémy obvykle vedou ke ztrátě mezofaunální abundance (George et al., 2017). V důsledku toho by další ztráta těchto základních organismů (např. vlivem mikroplastů) mohla představovat velkou hrozbu pro

dlouhodobé fungování agroekosystému. Huerta Lwanga a kol. studovali přežití žížal vystavených mikroplastům v podestýlce v koncentracích 7 %, 28 %, 45 % a 60 % suché hmotnosti. Po inkubaci po dobu 60 dní měly žížaly v prostředí 28 %, 45 % a 60 % koncentrace mikroplastů ve vrhu vyšší úmrtnost a významně nižší rychlost růstu ve srovnání s kontrolami a u 7% koncentrace mikroplastů v podestýlce (Huerta Lwanga et al., 2016).

2.1 Interakce mikroplastů s abiotickou částí půdy

Voda je zásadní pro kvalitu a úrodnost půdy. Půda ji dokáže zadržovat a následně ji využívají mikroorganismy a rostliny. Zároveň voda slouží i jako transportní médium pro živiny ve formě rozpuštěných iontů a umožňuje průběh řady chemických reakcí. Přítomnost mikroplastů může měnit fyzikálně-chemické vlastnosti půdy, například její stabilitu, velikost pórů v půdě a také ovlivňují schopnost půdy vodu zadržovat. Mohou také narušovat infiltrační schopnost půdy a mohou měnit celkový obsah dusíku nebo fosforu v půdě. Tyto změny mohou následně ovlivnit koloběh uhlíku a jeho ukládání v půdě, což může mít negativní dopad na mikrobiální společenství v půdě (Castro-Aguirre et al., 2017; Guo et al., 2022; Rilling et al., 2017).

Mikroplasty mohou kromě koloběhu uhlíku mít vliv i na jiné prvky v půdě, například dusík, který je nejen klíčovou živinou pro rostliny, ale má význam i pro mikrobiální aktivitu. Půda obsahuje různé formy dusíku, které procházejí systematickými přeměnami. V procesu fixace dusíku, mikroorganismy přemění dusík na amoniak, který je poté asimilován a absorbován jako organický dusík. Extracelulární enzymy rozkládají organický dusík v půdě, uvolňují oligomery nebo monomery, které jsou absorbovány mikroorganismy, a ty uvolňují amonné ionty do půdy. Za aerobních podmínek jsou amonné ionty bakteriemi oxidovány na dusitany až dusičnany (nitrifikace). Za podmínek anaerobních dochází díky denitrifikačním bakteriím k redukci dusičnanů až na plynný dusík (denitrifikace), který je vrácen zpět do atmosféry. Mikroorganismy, jejich klíčové enzymy a funkční geny spojené s transformací dusíku reagují na přítomnost mikroplastu, čímž je ovlivněn koloběh dusíku (Wang et al., 2024).

Pokud jde o chemické vlastnosti, pH půdy je rozhodujícím ukazatelem. Studie uvádějí pokles pH půdy po kontaminaci některými mikroplasty. Tento pokles je přičítán např. uvolňování kyseliny mléčné při mineralizaci kyseliny polymléčné (PLA). Biologicky nerozložitelné mikroplasty, jako je polyethylen (PE) nebo polypropylen (PP), však mohou ovlivnit pH odlišně (Brochado et al., 2024). Například Yang et al. ve své studii prokázali, že

zavedení vyšších aplikačních dávek mikroplastů vysokohustotního polyethylenu (HDPE) vedlo ke zvýšení pH půdy (Yang et al., 2021). Většině rostlin se nejlépe daří v rozmezí pH 5,5–7,5, tedy v půdách neutrálních či mírně kyselých nebo zásaditých. Hodnota pH významně ovlivňuje různé vlastnosti půdy, včetně minerální vazebné kapacity, dynamiky půdního organického uhlíku, biologickou dostupnost základních živin, adsorpci kontaminantů, složení a aktivitu mikrobiálního společenství (Rousk et al., 2010; Zhao et al., 2021).

2.2 Interakce mikroplastů s půdní organickou hmotou

Půdní organická hmota (Soil Organic Matter, SOM) je chápána jako souhrn organických sloučenin v půdě. SOM je vytvářena především autotrofními organismy, které z anorganických látek vytvářejí látky organické s využitím světelné energie (fotoautotrofní rostliny, řasy, sinice) nebo energie z chemických reakcí (chemoautotrofní mikroorganismy). Druhým zdrojem organických látek v půdě jsou organické zbytky hoření, saze, uhlíky, které se vzhledem k tmavé barvě označují jako „černý uhlík“ (black carbon). V ekosystémech, kde často dochází k požárům, může černý uhlík tvořit až 60 % organického uhlíku v půdě. Dalším zdrojem je atmosféra, kdy heterotrofní mikroorganismy (některé bakterie a zejména houby) „vychytávají“ stopová množství organických sloučenin. Nepravidelným zdrojem mohou být i spady, záplavy, splachy z okolí, popř. i závlahová voda (Šimek et al., 2021).

Množství a kvalita půdní organické hmoty ovlivňuje fyzikálně-chemické vlastnosti půdy, připadá na ni více než třetina celkové kationtové výměnné kapacity, ovlivňuje stabilitu půdních agregátů a schopnost půdy zadržovat vodu. Půdní organické látky tvoří komplexy s kovy, kdy organická látka je donorem elektronů a vznikají cheláty. Ty jsou pro mikroorganismy přístupnější formou mikroživin než kovy v iontové formě. Pro valnou většinu mikroorganismů je SOM hlavním zdrojem živin a energie. Obsah organické hmoty ovlivňuje i úrodnost půdy (Sanaullah et al., 2020; Šimek et al., 2021; Wood et al., 2018).

SOM se skládá z primární (labilní), stabilní a inertní organické hmoty. Labilní organická hmota je rychle reaktivní a poskytuje energii a živiny půdním mikroorganismům a také uvolňuje část živin pro využití rostlinami. Její poločas rozpadu je několik dní až let. Stabilní organická hmota je rezervoárem a její hlavní a nejdůležitější funkcí je kationtová výměna. Její poločas rozpadu je několik let až desetiletí. Inertní organická hmota je téměř nereaktivní a ovlivňuje fyzikální vlastnosti půdy. Její poločas rozpadu je několik desetiletí až staletí (Strosser, 2010).

Celková organická hmota (Total Organic Matter, TOM) se skládá ze dvou fází – částicová organická hmota (Particulate Organic Matter, POM) a rozpuštěná organická hmota (Dissolved Organic Matter, DOM). Rozpuštěná organická hmota je definována jako frakce organické hmoty v roztoku, která projde filtrem s póry o velikosti 0,45 μm . Jedná se však pouze o malou část celkové organické hmoty v půdě, která je ale nejmobilnější a nejaktivnější frakcí. Ovlivňuje spektrum biochemických procesů jak ve vodním, tak v suchozemském prostředí. V literatuře se můžeme setkat i s termínem rozpuštěný organický uhlík (Dissolved Organic Carbon, DOC), který představuje celkový organický uhlík v roztoku, který prochází filtrem s póry 0,45 μm . Vzhledem k tomu, že uhlík představuje většinu elementárního složení organické hmoty (cca 67 %), DOM se často kvantifikuje obsahem uhlíku a označuje se právě jako DOC (Bolan et al., 2011).

Množství organické hmoty v půdě se dá kvantifikovat i jako množství huminových látek. Termín huminové látky označuje skupinu heterogenních, tmavě zbarvených polydisperzních látek nacházejících se v půdách, rašelinách, přírodních vodách a sedimentech. Předpokládá se, že vznikají degradací a transformací biomolekul organických zbytků a kondenzačních reakcí volných radikálů. Tento proces je označován jako humifikace. Na základě rozpustnosti v alkáliích se huminové látky dělí na huminové kyseliny (Humic Acids, HA; rozpustné, srážené při pH <2), fulvokyseliny (Fulvic Acids, FA; rozpustné při všech hodnotách pH) a huminy (nerozpustný zbytek) (Zavarzina et al., 2021).

Fotosyntézou je uhlík ve formě oxidu uhličitého (CO_2) transformován na organické látky (glukózu). Rozklad půdní organické hmoty představuje cestu pro v půdě vázaný uhlík k opětovnému vstupu do atmosféry, kdy je dříve či později při průchodu potravními řetězci respirační rozkládán zpět na CO_2 . Část uhlíku je přitom dočasně vázána ve formě humusu v půdách, který se však posléze také rozkládá a vzniklý oxid uhličitý doplňuje zásobu uhlíku v atmosféře. Tato přirozená „respirace půdy“ je velmi významná, v globálním měřítku několikrát převyšuje současné emise CO_2 ze spalování fosilních paliv (Lin et al., 2025; Šimek et al., 2021).

Vzhledem k tomu, že mikroplasty mohou ovlivnit aktivitu mikroorganismů zodpovědných za rozklad organických látek, mohou tím též zasahovat do přirozených procesů respirační aktivity půdy. Změny v mikrobiální aktivitě a efektivitě rozkladu mohou mít vliv na celkový příspěvek půdní respirace k emisím CO_2 do atmosféry. Tento vliv může mít důsledky pro globální změnu klimatu, neboť jakékoli změny koloběhu uhlíku mohou

ovlivnit koncentrace skleníkových plynů a tím i klimatické procesy. Mikroplasty tak mohou představovat nový, doposud málo zkoumaný faktor ovlivňující klimatickou změnu (Zhao et al., 2024).

Jak bylo dříve zmíněno v kapitolách 2.1 a 2.2, mikroplasty mohou měnit vlastnosti půdy, jako je schopnost zadržovat vodu nebo pH. Tyto vlastnosti spolu se změnami ve složení mikrobiálních konsorcií a biomasy vyvolanými přítomností mikroplastů v půdě, mohou vést ke změnám koloběhu uhlíku, jeho ukládání v půdách a mohou mít dlouhodobé účinky na dynamiku půdní organické hmoty (Moreno a Moreno, 2008).

Mikroplasty v půdě jsou spojovány s různými účinky na obsah organické hmoty, přímo ovlivňující úrodnost půdy, výživu rostlin a mikrobiální aktivitu (Wang et al., 2022). Například Liu et al. ve své studii pozorovali, že rozpuštěná organická hmota se rozkládá méně rychle v půdách s 28 % (w/w) polypropylenových (PP) částic (Liu et al., 2017). Mikroplasty mohou přispívat k vyšším hladinám DOC. Půdní bakterie mohou degradovat mikroplasty (zejména bioplasty) na rozpustný uhlík, což má za následek vyšší koncentrace DOC v půdách s vyššími hladinami mikroplastů (Wang et al., 2022). Shi et al. uvádějí významné zvýšení půdního DOC po přidání 1 % (w/w) mikroplastů do různých půd. Při inkubaci v 25 °C vykazovala půda obsahující 1 % kyseliny polymléčné (PLA) o 16 % vyšší hodnoty DOC v černozemi a o 24 % vyšší hodnoty DOC ve sprašové půdě ve srovnání s kontrolou (Shi et al., 2022).

Některé studie naznačují, že některé biodegradabilní mikroplasty v půdě mohou vyvolat tzv. priming efekt, kdy přítomnost snadno dostupného uhlíku z mikroplastů stimuluje mikrobiální rozklad stabilnější organické hmoty, což může vést k uvolňování uhlíku z půdy, která je významným rezervoárem uhlíku (Xiao et al., 2021).

II. PRAKTICKÁ ČÁST

3 CÍLE PRÁCE

Z literární rešerše vyplývá, že mikroplasty přítomné v půdě mohou interagovat s půdním prostředím, a proto cílem práce je:

- sledovat vliv mikroplastů z vybraných polymerů na množství organické hmoty ve dvou typech zemědělských půd,
- porovnat rychlost biodegradace mikroplastů z vybraných polymerů ve dvou typech zemědělských půd,
- sledovat povrchové změny těchto mikroplastů v průběhu jejich biodegradace.

MATERIÁL A PŘÍSTROJE

3.1 Materiál a chemikálie

3.1.1 Použité polymery

Poly(butylene adipate terephthalate) – PBAT (BASF, Německo)

Polyhydroxybutyrate – PHB (TianAn Biopolymer/TianAn Biologic Material Co., Čína)

Poly(butylene succinate-co-adipate) – PBSA (Mitsubishi Chemical Group, Spojené království)

V1 (polyolefin – konvenční plast)

3.1.2 Použité půdy

Reálné půdy odebrané ze zemědělských lokalit v ČR:

Kambizem luvická – Bohuňovice

Černozem luvická – Klenovice

3.1.3 Chemikálie a materiál

Huminová kyselina (Sigma-Aldrich, Německo)

Fulvová kyselina (IHSS, USA)

Chlorid draselný (PENTA s.r.o., ČR)

Celulóza mikrokrytalická (Sigma-Aldrich, Irsko)

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

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

Hydroxid sodný (PENTA s.r.o., ČR)

Perlit

Dusík (Linde, Německo)

Parafilm

Demineralizovaná voda

3.2 Přístroje a pomůcky

3.2.1 Použité přístroje

Hmotnostní spektrometr s membránovým vstupem HPR-40 DSA; Hiden Analytical Inc., Spojené království

Spektrofotometr UNICAM UV500, Thermo Spectronic, Cambridge, UK

Centrifuga ROTANTA 460R (Andreas Hettich, Německo)

pH/ion metr InoLab pH 720 WTW – kombinovaná pH elektroda, Německo

Elementární analyzátor EA Flash 2000 CHNS/O, Thermo Fisher Scientific Inc., USA

PhenomTM XL G2 Deskop SEM, Thermo Fisher Scientific Inc., Waltham, USA

Analytické váhy KERN ABJ 2204-NM (KERN & Sohn, Německo)

Analyzátor vlhkosti MB25 (OHAUS Corporation, USA)

Orbitální třepačka BIOSAN Multi-Shaker PSU 20, Litva

3.2.2 Použité pomůcky

Automatické pipety

Filtrační papír

Biometrické 580 ml lahve s plynotěsnými uzávěry se septy ze silikonového kaučuku

Mikrofiltry o porozitě 0,45 μm

Filtr ze skleněných vláken

Provzdušňovací aparatura

Silikonová septa

Tloušťkoměr, mikrometr (Somet CZ, ČR)

Běžné laboratorní sklo a pomůcky

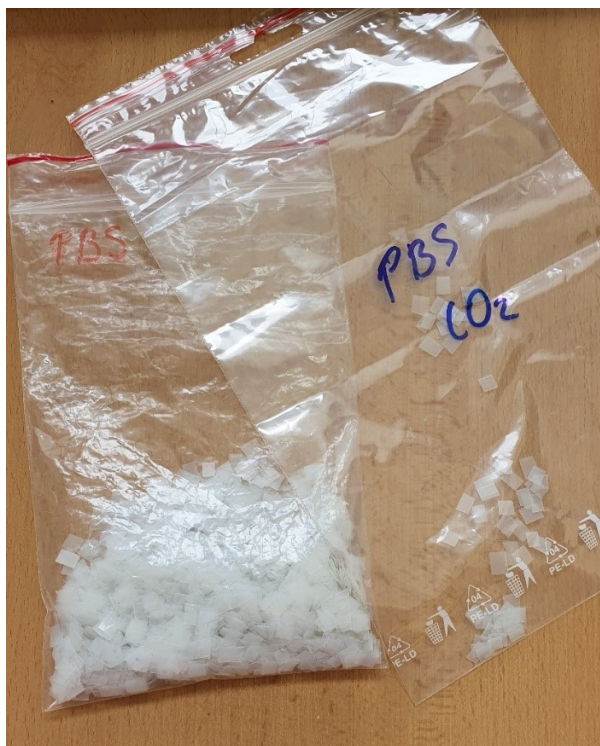
4 METODIKA

4.1 Příprava polymerů

Pro měření byly použity tři typy polyesterů a jeden polyolefin. Z polyesterů ve formě granulátu byly vylisovány fólie. Pro výrobu fólií bylo použito 3,5 g granulátu. Fólie byly lisovány na mechanickém lisu při teplotě 200 °C po dobu dvou minut. Výsledné fólie o rozměrech 12 x 12 cm a tloušťce přibližně 120 μm byly nařezány na kousky o rozměrech 5 x 5 mm (viz **obrázek 8**). Polyolefin byl použit ve formě malých vloček o velikosti 0,5 - 2 mm (viz **tabulka 1**).

Tabulka 1 Základní charakteristika použitých polymerů

Polymer	Typ polymeru	Forma	Tloušťka [μm]
PHB	polyester	film	± 120
PBSA	polyester	film	± 120
PBAT	polyester	film	± 120
V1	polyolefin	vločky	± 50



Obrázek 8 Ilustrační obrázek připravených nařezaných vzorků polyesteru

Pro jednotlivé filmy byla provedena elementární analýza pro stanovení procentuálního zastoupení uhlíku v každém polymeru. Měření probíhalo na Flash elementárním analyzátoru 1112 (Thermo Scientific, Waltham, USA) ve spolupráci s paní Ing. Lenkou Trhlíkovou.

4.2 Charakterizace použitých půd

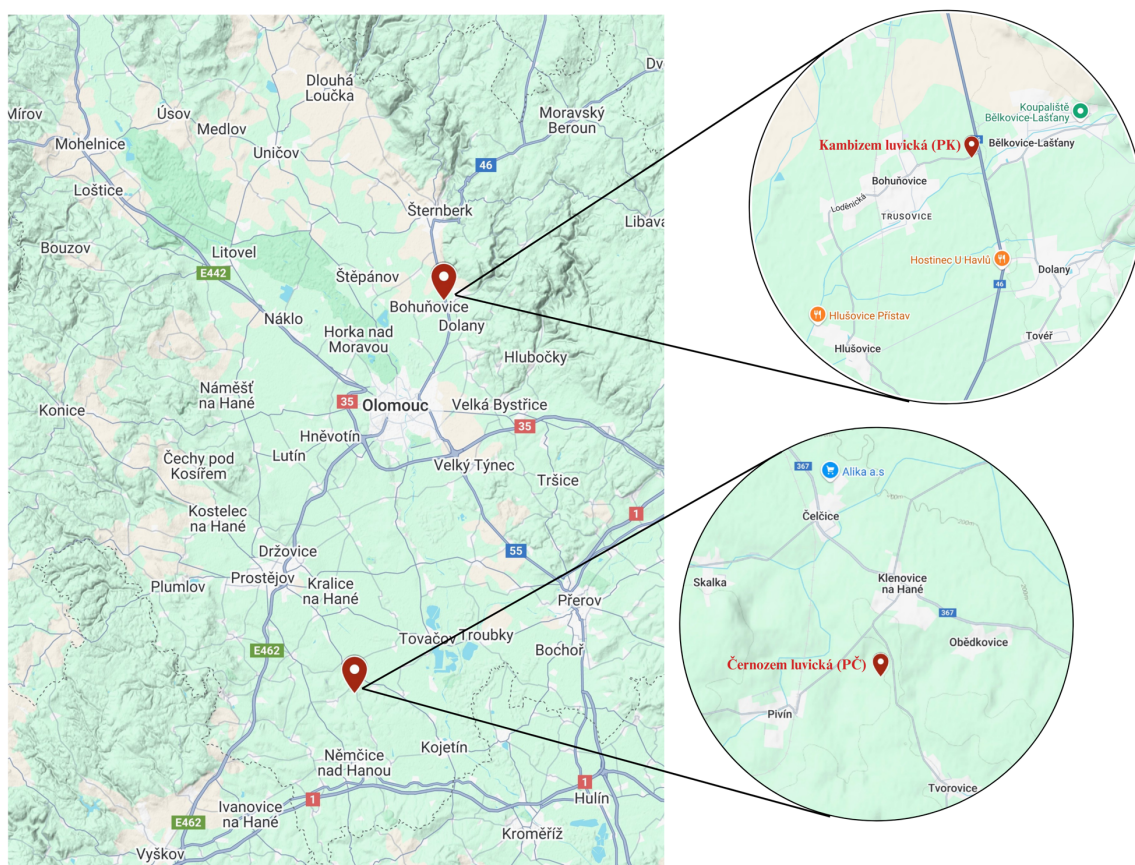
Pro testování byly použity dva typy zemědělských půd odebraných na území ČR – kambizem luvická a černozem luvická (viz **tabulka 2, obrázek 9**). Původní půda byla přeseta přes síto s velikostí pórů 2 mm. Pro charakterizaci použitých zemědělských půd byla stanovena jejich sušina a bylo provedeno měření pH.

Pro klasifikaci půdních typů na odběrových místech byla využita mapa půdního pokryvu České republiky České geologické služby, kde je vyjádřena typologická příslušnost půdy v Taxonomickém klasifikačním systému půd ČR (Němeček, 2011).

Nejrozšířenější skupinou půd jsou u nás kambisoly, kam patří půdní typ kambizem. Chemicky jde o velmi variabilní skupinu, značně ovlivněnou chemismem substrátu, na němž se vytváří (pískovce, břidlice, bazalty, žuly) a který ovlivňuje i fyzikální vlastnosti těchto půd. Společným znakem je přítomnost horizontu B, který vzniká na místě (nikoli transportem) intenzivním vnitropůdním zvětráváním – u kambizemí se tento proces nazývá hnědnutí. Černozem patří do skupiny černosolů. Černosoly jsou půdním typem vyvinutým na sypkých karbonátových substrátech (sprašcích) hlavně v oblastech suššího a teplého klimatu. Z hlediska zemědělství se jedná o půdy velmi kvalitní, úrodné, s optimálním chemickým složením minerálního i organického podílu a také s příznivými fyzikálními vlastnostmi a stabilní půdní strukturou. Přívlastek „luvická“ znamená, že jde o půdu s horizontem obohaceným jílem (Pavlů, 2019).

Tabulka 2 Základní charakteristika použitých zemědělských půd

Označení půdy	Typ půdy	Místo odběru	
PK	Kambizem luvická	Bohuňovice	N 49°39.976', E 17°18.210'
PČ	Černozem luvická	Klenovice	N 49°23.386', E 17°12.389'



Obrázek 9 Geografické zobrazení míst odběru zemědělských půd
(vytvořeno pomocí Google My Maps)

Podstatou stanovení sušiny bylo zahřátí půdního vzorku na teplotu, při níž se odpařila voda a následně se z rozdílu hmotností stanovil procentuální obsah sušiny (ČSN EN ISO 11465, 1998). Pro stanovení sušiny použitých půd byl použit Analyzátor vlhkosti MB25 OHAUS. Na hliníkovou destičku přístroje byly naváženy 2 až 3 gramy půdního vzorku, přístroj byl uzavřen a zapnut. Po několika minutách byly odečteny hodnoty sušiny půdního vzorku.

Stanovení pH probíhalo dle normy ČSN EN ISO 10390 Půdy, upravený bioodpad a kaly – Stanovení pH. Principem metody bylo stanovení aktivity H_3O^+ iontů ve výluhu vzorku půdy. Výluhováním se zabezpečilo ustanovení rovnováhy mezi vodíkovými ionty v roztoku a vázanými na částice sorpčního komplexu půdy. Měření pH probíhalo za pomoci skleněné elektrody v suspenzi půdy a roztoku 1M chloridu draselného. Výluhy půdy byly připraveny v poměru 5:2 - ke 20 g sušiny půdy bylo přidáno 50 ml 1M roztoku KCl. Směs byla ponechána 2 hodiny stát a poté byla přefiltrována přes filtrační papír. Získaný filtrát byl použit k měření pH (ČSN EN ISO 10390, 2022).

Data o obsahu organického uhlíku v půdách nám poskytla Mendelova univerzita v Brně a celkový obsah dusíku v půdách byl stanoven elementární analýzou. Měření probíhalo na Flash elementárním analyzátoru 1112 (Thermo Scientific, Waltham, MA, USA) ve spolupráci s paní Ing. Lenkou Trhlíkovou.

4.3 Příprava inkubací

4.3.1 Příprava inkubací pro stanovení půdní organické hmoty

Pro stanovení huminových (HA) a fulvových kyselin (FA) byla připravena směs smícháním 10 g půdy a 50 mg vzorku polymeru a směs byla poté zvlhčena převařenou vodou. Byl také připraven slepý pokus – bez přídavku vzorku polymeru. Vzorky byly připraveny v triplicátech. Izolace a detekce huminových a fulvových kyselin probíhala po 6 a 12 měsících inkubace. Slepý vzorek byl detekován také před inkubací (0 m). Vzorky byly pravidelně zvlhčovány převařenou odstátou vodou. Vzorky byly inkubovány ve tmě při teplotě 25 °C.

4.3.2 Příprava inkubací pro biodegradační experiment

Měření mineralizace jednotlivých polymerů probíhalo v prostředí dvou různých půd. Pokus probíhal v předem sterilizovaných skleněných lahvích o objemu 580 ml, do kterých byly nadávkovány následující komponenty:

- 50 mg vzorku,
- 15 g suché půdy,
- 10 ml převařené vody vytemperované na laboratorní teplotu,
- 5 g perlitu.

Lahve byly inkubovány při teplotě 25 °C ve tmě. Po dobu 14 dní byly lahve s půdou předinkubovány pro ustálení podmínek a až poté byly přidány polymerní vzorky. Do lahví označených jako slepý pokus nebyl přidáván žádný vzorek. Do lahví označených „standard“ byla jako vzorek použita celulóza. Přesné hmotnosti použitých vzorků byly zaznamenány a použity pro pozdější výpočty. Inkubace byly připraveny v triplicátech. Lahve byly uzavřeny plynotěsnými uzávěry se septy ze silikonového kaučuku. Na **obrázku 10** lze vidět jednu z připravených testovaných lahví.



Obrázek 10 Přípravená láhev pro měření mineralizace

4.3.3 Příprava inkubací pro mikroskopické pozorování

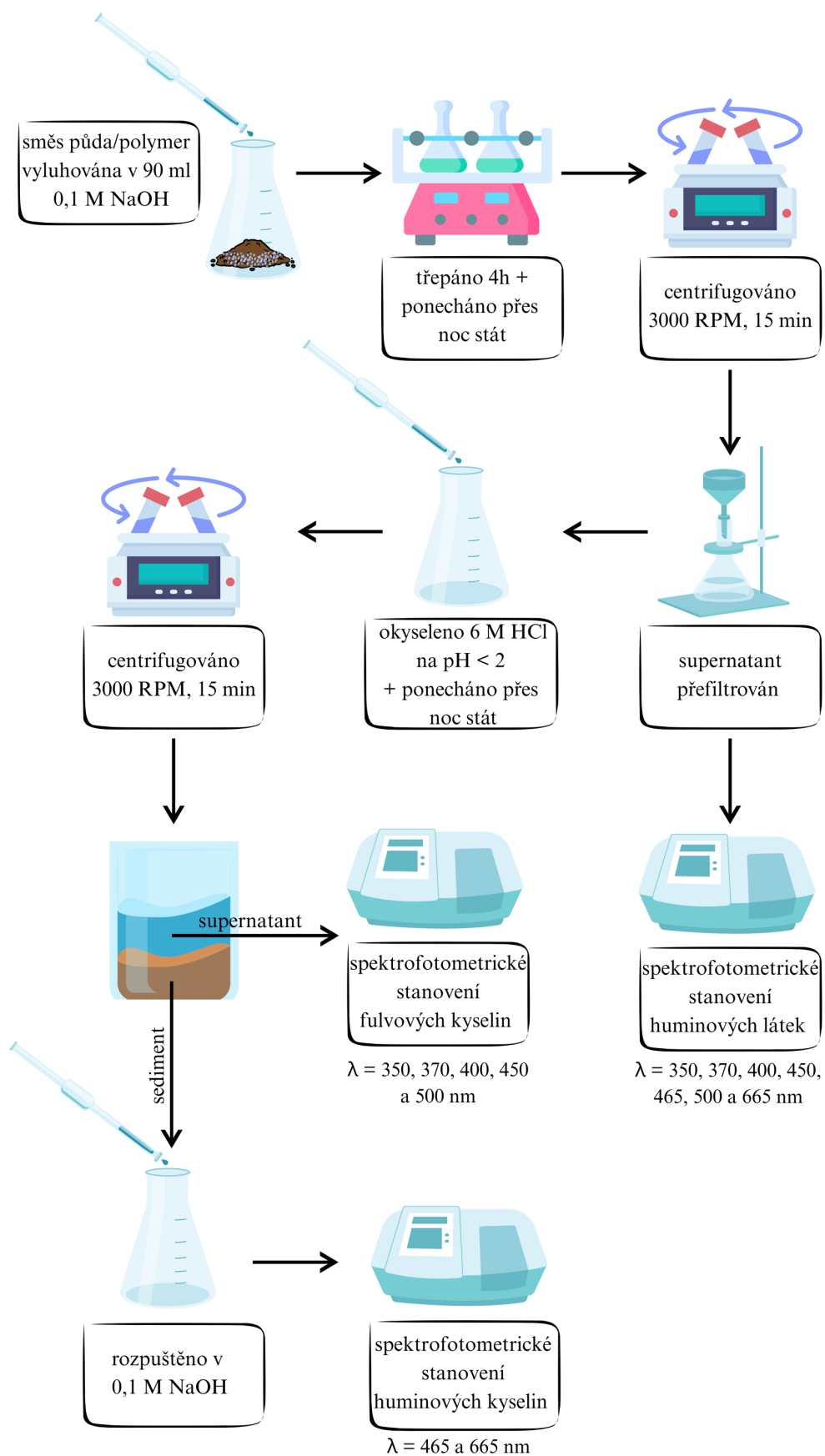
Pro dosažení optimálních podmínek pro biodegradaci prošla půda preinkubací trvající 20 dní. Jednotlivé směsi byly poté připraveny smícháním 30 g půdy, 10 ml převařené vody a 500 mg vzorku polymeru. Vzorky polymerů byly inkubovány v půdách a analyzovány v intervalech 1, 3, 6 a 12 měsíců. Po celou dobu inkubace byly směsi každých 7 dní provzdušňovány a zvlhčovány přidáním převařené a odstáté vody. Vzorky byly inkubovány ve tmě při teplotě 25 °C.

4.4 Stanovení množství půdní organické hmoty (izolace HA/FA)

Podle Zumstein et al. lze částečné zabudování polymerního uhlíku do látek půdní organické hmoty zkoumat měřením množství fulvových a huminových kyselin (Zumstein et al., 2018). Měření koncentrace huminových látek v půdě probíhalo pomocí extrakce a následným měřením pomocí UV/VIS spektrofotometrie na spektrofotometru UNICAM UV500 (Thermo Spectronic, Cambridge, UK). Fulvové a huminové kyseliny z inkubací s polymery a blanky byly extrahovány modifikovanou metodou NaOH, která byla popsána ve studii E.A. Ghabbour a kol. (Ghabbour a Davies, 2009).

4.4.1 Metodika měření

Na začátku izolace byla směs půda/polymer vyluhována v 90 ml 0,1 M NaOH za použití lahví propláchnutých N_2 a uzavřených parafilmem. Směs byla protřepávána po dobu 4 hodin při 200 RPM. Po protřepání se suspenze nechala přes noc usadit a supernatant se dále oddělil od sedimentu centrifugací při 3000 RPM po dobu 15 minut. Supernatant byl přefiltrován přes filtr ze skleněných vláken a byl změřen celkový obsah huminových látek pomocí UV/VIS spektrofotometrie při vlnových délkách 350, 370, 400, 450, 465, 500 a 665 nm. Jako blank byla použita destilovaná voda. Všechna měření byla provedena třikrát. Následně byl supernatant okyselen na $pH < 2$ přidáním 6M roztoku kyseliny chlorovodíkové. Suspenze byla ponechána stát dalších 12 až 16 hodin a poté byla centrifugována při 3000 RPM po dobu 15 minut pro oddělení huminových a fulvových kyseliny. Supernatant obsahující FA byl dekantován a odměřen jeho objem, vysrážené HA byly znovu rozpuštěny v 0,1M NaOH a analyzovány pomocí UV/VIS spektrofotometrie. HA byly měřeny při vlnových délkách 465 a 665 nm, FA při 350, 370, 400, 450 a 500 nm. Pro měření fulvových kyselin byla jako blank použita destilovaná voda, pro měření huminových kyselin byl jako blank použit roztok 0,1M NaOH. Postup měření je graficky znázorněn na **obrázku 11**.



Obrázek 11 Schéma spektrofotometrického stanovení HA/FA
(vytvořeno podle Šerá et.al., 2022)

4.4.2 Kalibrace

Pro optimalizaci a stanovení spolehlivosti metody byl získán referenční materiál huminové kyseliny (HA) (humic acid technical standard material) od společnosti Sigma-Aldrich (Německo) a referenční materiál kyseliny fulvové (FA) (Suwannee River Fulvic Acid Standard II) z International Humic Substances Society (IHSS, Denver, CO, USA). Pro stanovení huminových (HA) a fulvových kyselin (FA) ve vzorcích byly připraveny kalibrační roztoky FA a HA z referenčních materiálů o koncentracích 0, 20, 40, 60, 80 a 100 mg/l. U jednotlivých kalibračních roztoků byla změřena jejich absorbance při daných vlnových délkách. HA byly měřeny při vlnových délkách 465 a 665 nm, FA při 350, 370, 400, 450 a 500 nm. Pro každou vlnovou délku byla sestavena kalibrační křivka jako závislost absorbance standardu při dané vlnové délce na koncentraci standardu. Hodnoty v grafu byly proloženy lineární spojnici trendu a pro pozdější výpočet HA a FA ve vzorcích byl zaznamenán absolutní člen a směrnice přímky.

4.4.3 Vyhodnocení naměřených dat

Koncentrace huminových (HA) a fulvových kyselin (FA) ve vzorcích byla stanovena dle vzorce:

$$A = k \cdot c + q \rightarrow c = \frac{A - q}{k}$$

kde:

A	-	absorbance měřena při dané vlnové délce	[-]
q	-	absolutní člen získaný z rovnice lineární regrese kalibrace	[-]
k	-	směrnice přímky z rovnice lineární regrese kalibrace	[-]
c	-	koncentrace HA nebo FA ve vzorku	[mg/l]

Z jednotlivých koncentrací HA nebo FA byl vypočítán průměr pro každou měřenou vlnovou délku a následně i průměr koncentrací HA nebo FA všech měřených vlnových délek. Koncentrace HA/FA byla následně vztažena na sušinu půdy:

$$c_s = \frac{c \cdot V_{HA/FA}}{m_s}$$

kde:

c_s	-	koncentrace HA/FA ve vzorku vztažena na sušinu půdy	[mg/kg]
c	-	koncentrace HA/FA ve vzorku	[mg/l]
$V_{HA/FA}$	-	objem vzorku	[l]
m_s	-	hmotnost suchého vzorku	[kg]

kde m_s se vypočítá jako:

$$m_s = \frac{m_p}{s}$$

kde:

m_s	-	hmotnost suchého vzorku	[kg]
m_p	-	navážka půdy	[kg]
s	-	sušina dané půdy	[%]

Jako objem vzorku byl u výpočtu koncentrace HA použit objem 0,1M NaOH, kterým byla rozpuštěna sraženina HA. Jako objem vzorku u výpočtu koncentrace FA byl použit objem supernatantu obsahujícího FA.

4.5 Biodegradační experiment (měření mineralizace)

Sledování průběhu biodegradace jednotlivých polymerů bylo založeno na měření produkce oxidu uhličitého, který vzniká jako produkt při aerobní biodegradaci. Měření probíhalo pomocí hmotnostního spektrometru s membránovým vstupem HPR-40 DSA (Hiden Analytical, Spojené království) metodou kalibrační křivky.

Parametry přístroje:

- hmotnostní rozsah: 1-200 amu (atomic mass unit),
- inlet: kapilára (nerezová ocel, PEEK nebo sklo lemované plastem),
- typ ionizace: elektronová ionizace,
- analyzátor: kvadrupólový analyzátor,
- detektory: elektronový násobič,
- detekční limit: 1 ppm.

4.5.1 Metodika měření

Přístroj bylo zapotřebí zapnout minimálně půl hodiny před samotným měřením, aby došlo k ustálení hodnot. Před každým měřením bylo nutné nastavit plyny, které mají být sledovány – byla měřena produkce CO_2 a jako plyný standard byl využit argon.

Před začátkem měření byl vždy vyměněn mikrofiltr o porozitě $0,45\ \mu\text{m}$ nacházející se před kapilárou. Kapilární jehlou bylo propíchnuto septum, což umožnilo průchod analyzovaných plynů z lahve do přístroje. Jehla byla po každém nápichu pročištěna.

Měření probíhalo první tři měsíce pokusu každý týden, poté byla intenzita měření snížena na měření jednou za dva týdny.

Vždy po analýze byly lahve provzdušněny po dobu 5 minut vzduchem, který byl pomocí čerpadel vháněn přes promývací láhev s destilovanou vodou do inkubačních lahví. Tímto je zajištěn dostatečný přístup kyslíku pro udržení aerobního prostředí a zároveň dochází k odstranění mikroorganismy vyprodukovaného oxidu uhličitého a jelikož byl vháněný vzduch zvlhčený, tak došlo i k zvlhčení vnitřního prostředí lahví (viz **obrázek 12**).

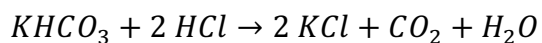
Několikrát v průběhu pokusu byla vyměněna septa v uzávěrech lahví, aby byla zajištěna jejich plynotěsnost.



Obrázek 12 Měření mineralizace – propíchnutí septa plynotěsného uzávěru kapilární jehlou (vlevo), provzdušňování lahví po analýze (vpravo)

4.5.2 Příprava kalibrační reakce

Při kalibraci bylo využíváno reakce hydrogenuhličitanu draselného s kyselinou chlorovodíkovou:



Na analytických vahách bylo s přesností na čtyři desetinná místa naváženo 1,1 g hydrogenuhličitanu draselného (KHCO_3). Navážka byla kvantitativně převedena do 100 ml odměrné baňky a rozpuštěna v destilované vodě, baňka byla doplněna po rysku destilovanou vodou. Do inkubačních lahví o objemu 580 ml bylo napipetováno určené množství roztoku. Pro sestavení kalibrační křivky byly stanovovány koncentrace 0; 0,2; 0,45; 1; 1,5; 2; 3 a 8 % KHCO_3 . Do lahví k hydrogenuhličitanu byla vložena zkumavka s 10 ml 1 M kyseliny chlorovodíkové (HCl). Lahve byly pevně uzavřeny plynotěsným uzávěrem se septem, zkumavky byly převrhnuty a roztoky byly smíchány. Lahve

s kalibračními roztoky byly ponechány odstát alespoň po dobu jedné hodiny, aby reakce mohla kompletně proběhnout.

Kalibrační křivka byla vytvořena jako závislost koncentrace KHCO_3 na poměru odezvy detektoru pro CO_2 a argon. Hodnoty v grafu byly proloženy lineární spojnici trendu a z rovnice lineární regrese byl zaznamenán absolutní člen a směrnice přímky pro další výpočty. Kalibrace byla provedena při každém měření.

4.5.3 Vyhodnocení naměřených dat

Signál vzorku:

$$s_{vz} = \frac{s_{CO_2}}{s_{Ar}}$$

kde:

s_{vz}	-	poměr odezvy detektoru pro CO_2 a argonu (Ar)	[-]
s_{CO_2}	-	odezva detektoru pro CO_2	[-]
s_{Ar}	-	odezva detektoru pro argon (Ar)	[-]

Denní produkce uhlíku vyjádřena ve formě oxidu uhličitého:

$$m_c = \frac{p \cdot (s_{vz} - q) \cdot V_L}{100 \cdot k \cdot R \cdot T} \cdot M_c$$

kde:

m_c	-	množství vyprodukovaného uhlíku ve formě CO_2	[mg]
M_c	-	atomární hmotnost uhlíku	[g/mol]
p	-	atmosférický tlak v době provzdušňování	[kPa]
R	-	molární plynová konstanta	[J/(mol·K)]
T	-	termodynamická teplota v době provzdušňování	[K]
V_L	-	plynný objem inkubační lahve	[ml]
q	-	absolutní člen získaný z rovnice lineární regrese kalibrace	[-]
k	-	směrnice přímky z rovnice lineární regrese kalibrace	[-]
s_{vz}	-	poměr odezvy detektoru pro CO_2 a argon (Ar)	[-]

Kumulativní produkce uhlíku vyjádřená ve formě oxidu uhličitého:

$$m_{(k)C}(2) = m_{(k)C}(1) + m_C(2)$$

kde:

$m_{(k)C}(2)$	-	kumulativní produkce uhlíku z aktuálního měření	[mg]
$m_{(k)C}(1)$	-	kumulativní produkce uhlíku z předchozího měření	[mg]
$m_C(2)$	-	denní produkce uhlíku z aktuálního měření	[mg]

Substrátová produkce uhlíku vyjádřena jako kumulativní produkce oxidu uhličitého v inkubačních lahvích se vzorky snížena o produkci oxidu uhličitého ze slepých pokusů vzorků:

$$m_{(s)} = m_C - \phi m_C$$

kde:

$m_{(s)}$	-	substrátová produkce uhlíku ve formě CO ₂	[mg]
m_C	-	denní produkce uhlíku ve formě CO ₂	[mg]
ϕm_C	-	průměrná denní produkce uhlíku ve formě CO ₂	[mg]

Procentuální mineralizace uhlíku z hlediska produkce oxidu uhličitého:

$$D_C = \frac{m_{(s)C}}{m_m \cdot TC \cdot 0,01} \cdot 100$$

kde:

D_C	-	procentuální mineralizace uhlíku z hlediska produkce CO ₂	[%]
$m_{(s)C}$	-	substrátová produkce uhlíku ve formě CO ₂	[mg]
m_m	-	hmotnost vzorku	[mg]
TC	-	obsah celkového uhlíku. ve vzorku	[%]

4.6 Mikroskopická analýza

Rastrovací elektronová mikroskopie (SEM) byla použita k vizualizaci povrchových změn polymerních fólií během procesu biodegradace. Jednotlivé vzorky polymerů byly analyzovány pomocí přístroje SEM Phenom Pro (ThermoFisher Scientific, Waltham, MA, USA). Vzorky byly potaženy slitinou zlata a platiny a byly pozorovány při urychlovacím napětí 10 kV v režimu zpětně odražených elektronů. Měření probíhalo ve spolupráci s Ing. Markétou Kadlečkovou Ph.D.

5 VÝSLEDKY A DISKUZE

5.1 Charakteristiky polymerů

Jak již bylo uvedeno v kapitole 6.1, nejprve byly vylisovány polyesterové fólie, které byly následně nařezány na kousky o rozměrech 5 x 5 mm reprezentující mikroplasty. Polyolefin byl použit ve formě malých vloček o velikosti 0,5–2 mm.

Procentuální zastoupení uhlíku v každém polymeru bylo stanoveno elementární analýzou, dle které byl uhlík zastoupen v polymeru PHB z 55,64 %, v PBSA z 56,88 %, v PBAT z 62,30 % a nejvíce uhlíku je zastoupeno v polymeru V1, kde bylo celkové množství uhlíku 85,63 % (viz **tabulka 3**).

Tabulka 3 Celkové množství uhlíku v použitých polymerech.

Polymer	Celkové množství uhlíku [%]
PHB	55,64
PBSA	56,88
PBAT	62,30
V1	85,63

Charakteristiky použitých půd

Procentuální obsah sušiny byl stanoven z rozdílu hmotností před a po odpaření veškeré vody. Sušina půdy PK byla 92,20 % a půdy PČ 95,56 % (viz **tabulka 4**).

Hodnota pH půdy PK byla 6,01 a půdy PČ 6,70 (viz **tabulka 4**). Získané hodnoty pH naznačují, že půda vykazuje vlastnosti příznivé pro růst a proliferaci mikroorganismů. Optimální pH pro mikrobiální kultivaci se pohybuje v rozmezí 6 až 7,5, což odpovídá neutrálním až mírně kyselým podmínkám. Při hodnotách pH mimo toto ideální spektrum může docházet k narušení biochemických procesů, jež jsou nezbytné pro mikrobiální metabolismus, což může omezit dostupnost živin a negativně tak ovlivnit aktivitu mikroorganismů (Zhao et al., 2021).

V půdě PK bylo 2,13 % organického uhlíku a v půdě PČ 1,64 % (viz **tabulka 4**). Vyšší obsah organického uhlíku má pozitivní vliv na metabolickou aktivitu a množství mikroorganismů (Hartmann a Six, 2023).

Celkový obsah dusíku v půdě PK byl 0,25 % a v půdě PČ 0,44 % (viz **tabulka 4**). Celkový obsah dusíku v ornici může kolísat v rozmezí 0,03–0,5 %, především v závislosti na stanovišti a dlouhodobém průběhu hospodaření (Balík et al., 2012).

Tabulka 4 Stanovené charakteristiky použitých půd

Označení půdy	pH [-]	Sušina [%]	C _{org} [%]	N _{tot} [%]
PK	6,01	92,20	2,13	0,25
PČ	6,70	95,56	1,64	0,44

5.2 Stanovení půdní organické hmoty (izolace HA/FA)

Půdní organická hmota byla stanovena jako množství huminových látek, resp. huminových a fulvových kyselin. Koncentrace huminových (HA) a fulvových kyselin (FA) byla sledována v inkubacích se vzorky polymerů, ve slepém pokusu (blank, bez přídavku polymeru) a také v půdě před inkubací.

Obrázky 13 a 14 ukazují naměřenou koncentraci fulvových (FA) a huminových kyselin (HA) po 0 (nejsvětlejší barva), 6 (střední) a 12 (nejtmavší barva) měsících inkubace vybraných polymerů ve dvou testovaných půdách – kambizemi luviské (PK, modrá barva) a černozemi luviské (PČ, zelená barva). Výsledky jsou shrnuty v **tabulce 5** (FA) a **tabulce 6** (HA).

Z výsledků je patrné, že množství půdní organické hmoty vyjádřené jako koncentrace huminových a fulvových kyselin bylo v půdě PK významně vyšší než u půdy PČ po celou dobu pokusu.

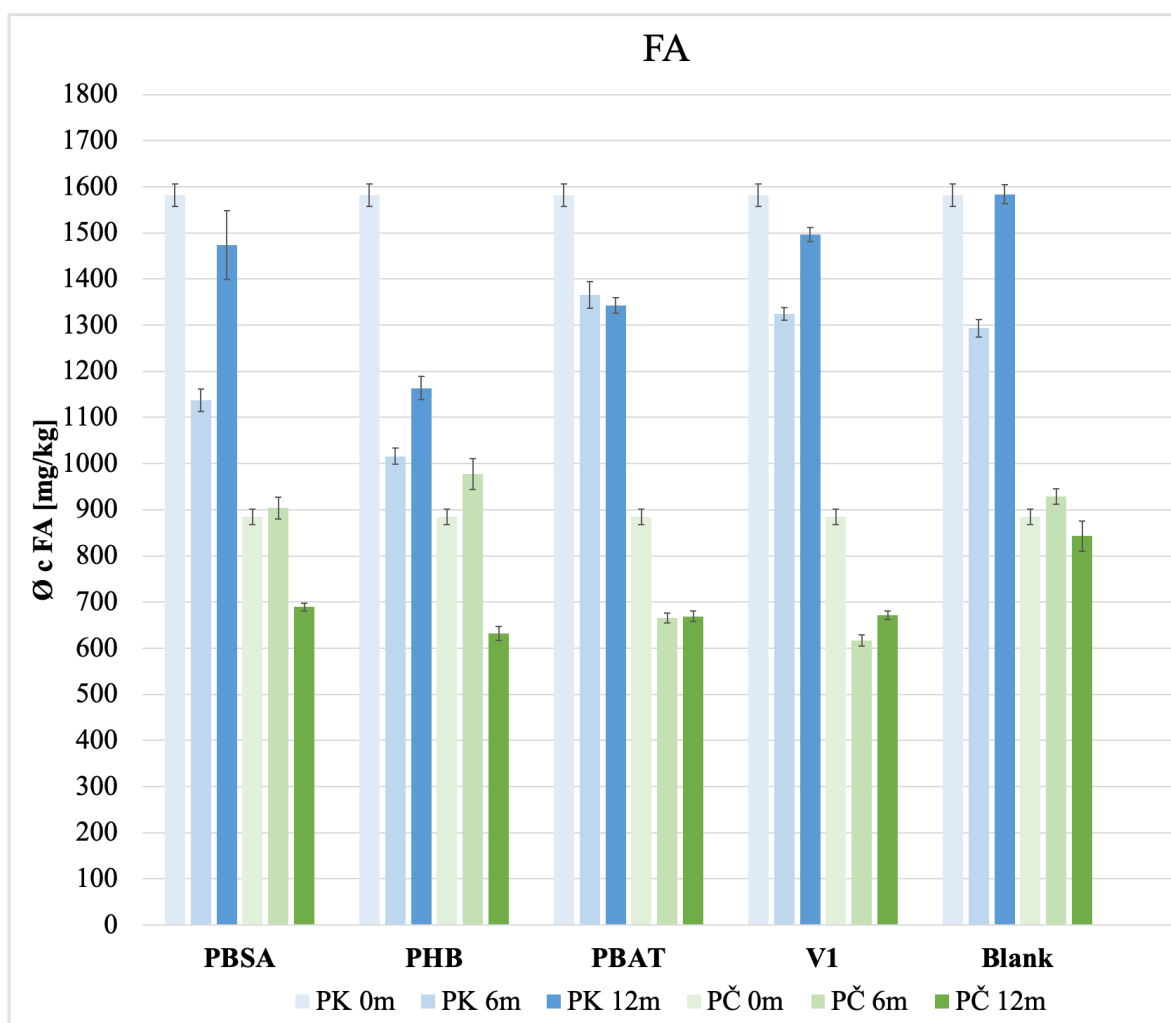
Množství fulvových kyselin po 6 měsících pokusu kleslo u všech testovaných polymerů při inkubaci v **kambizemi luviské**. Nejmarkantnější snížení množství FA po 6 měsících bylo pozorováno u vzorku PHB, kdy hodnota klesla z 1582 ± 24 mg/kg na 1016 ± 18 mg/kg. Po dalších 6 měsících, tj. u odběru po 12 měsících inkubace byl pozorován nárůst množství FA oproti odběru po 6 měsících pokusu u všech testovaných vzorků, kromě vzorku PBAT, kde hodnota zůstala přibližně stejná. Největší množství FA bylo stanoveno v inkubaci polyolefinu V1 v kambizemi luviské. Nejméně fulvových kyselin bylo v této půdě stanoveno u inkubace s polymerem PBSA po 6 měsících a po 12 měsících s polymerem PHB. Srovnáme-li toto pozorování s výsledky mineralizace, tak můžeme konstatovat, že u rychleji degradovatelných polymerů (PHB, PBSA) bylo stanoveno menší množství

fulvových kyselin než u polymerů hůře rozložitelných (např. V1). Při porovnání s negativní kontrolou je patrné, že množství fulvových kyselin po 6 měsících inkubace bylo nižší u vzorků polyesterů a u vzorku polyolefinu bylo množství nepatrně vyšší než u blanku. Po 12 měsících inkubace bylo množství FA ve srovnání s blankem mírně nižší u polymerů PHB a PBSA.

Při inkubaci v **černozemi luvické** byl pozorován nárůst množství fulvových kyselin po 6 měsících u vzorků PBSA a PHB. U zbylých vzorků (PBAT a V1) byl pozorován pokles, což jsou diametrálně odlišné výsledky než u kambizemě, kde došlo právě u těchto polymerů k největšímu poklesu množství fulvových kyselin po 6 měsících pokusu. Po 12 měsících inkubace v této půdě u vzorků PBSA a PHB bylo množství FA nižší při porovnání s odběrem po půl roce. Vzniklé látky byly pravděpodobně labilní a brzy po svém vzniku byly metabolizovány, což mohlo podpořit biodegradaci dalších labilnějších látek. Ve srovnání se začátkem experimentu (0 m) jsou hodnoty množství fulvových kyselin nižší u všech testovaných vzorků. K největšímu poklesu za celou dobu experimentu došlo u polyesteru PHB, kdy množství FA v této půdě kleslo z původních 885 ± 17 mg/kg na 632 ± 15 mg/kg. Tento výsledek již koresponduje s výsledky inkubací v kambizemi, kde byl v průběhu experimentu také pozorován největší pokles FA právě u tohoto polymeru. Oproti negativní kontrole, kde se množství fulvových kyselin drželo během celého experimentu zhruba na stejných hodnotách, byl pozorován u vzorků s polymery mírný pokles FA v průběhu pokusu.

Tabulka 5 Výsledky stanovení organické hmoty – izolace fulvových kyselin

Název vzorku	Ø c FA [mg/kg]					
	PK 0 m	PČ 0 m	PK 6 m	PČ 6 m	PK 12 m	PČ 12 m
PBSA	1582 ± 24	885 ± 17	1137 ± 25	904 ± 23	1473 ± 75	689 ± 8
PHB			1016 ± 18	977 ± 33	1163 ± 25	632 ± 15
PBAT			1365 ± 29	665 ± 11	1343 ± 17	669 ± 11
V1			1324 ± 14	617 ± 12	1497 ± 15	671 ± 9
Blank			1293 ± 20	929 ± 17	1584 ± 21	843 ± 33



Obrázek 13 Množství fulvových kyselin (FA) po 0, 6 a 12 měsících inkubace vybraných polymerů ve dvou různých půdách

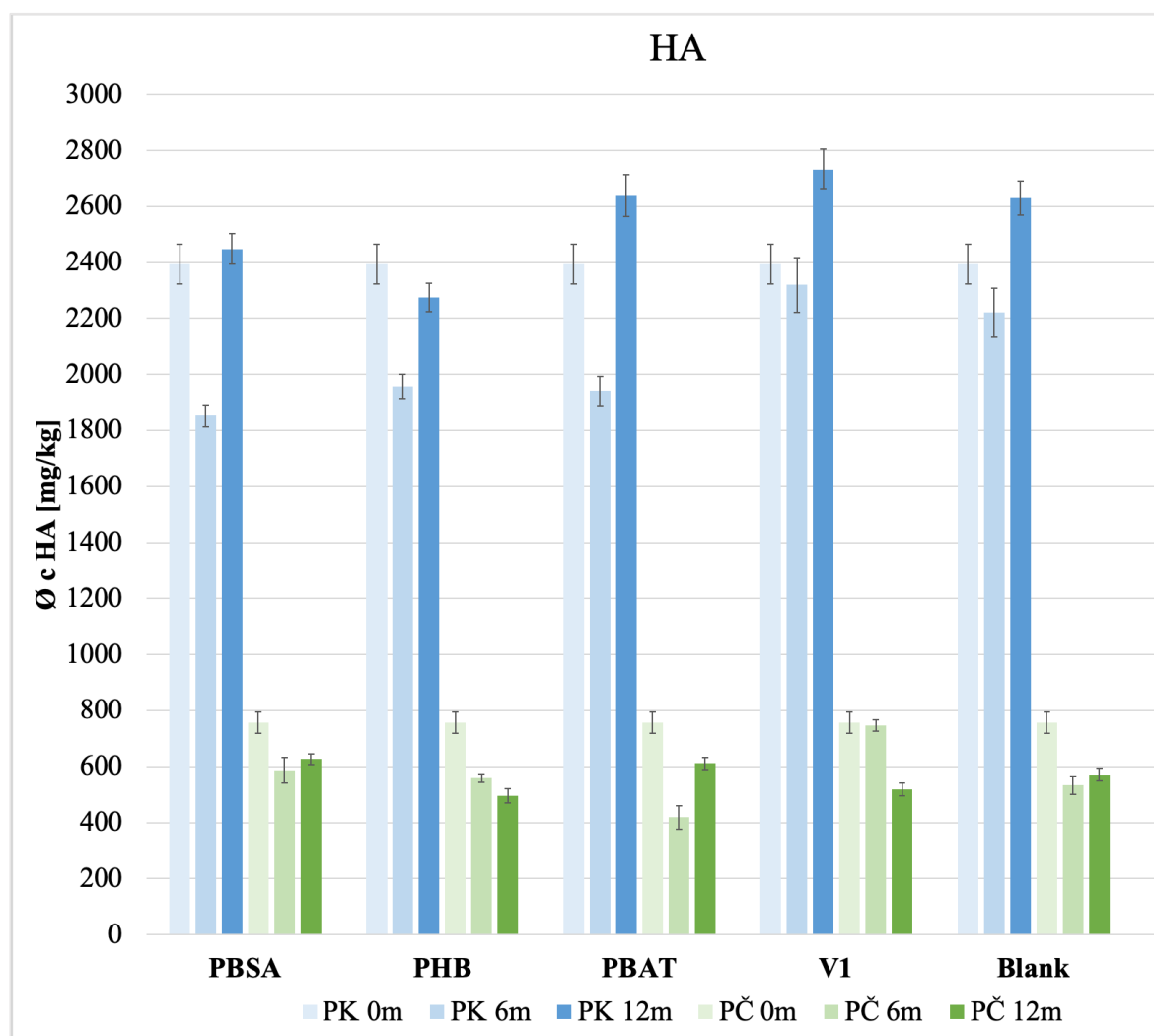
Co se týče huminových kyselin, tak u všech vzorků došlo po půlroční inkubaci v půdě **PK** k poklesu jejich množství celkově i ve srovnání se slepým pokusem. Největší pokles byl pozorován u vzorku PBSA, kdy se množství HA snížilo z 2393 ± 71 mg/kg na 1852 ± 39 mg/kg. Po dalších 6 měsících inkubace, tj. odběr po 12 měsících pokusu, došlo k nárůstu množství huminových kyselin oproti hodnotám na začátku experimentu u všech vzorků kromě inkubace s polymerem PHB, kdy hodnota byla přibližně stejná jako na začátku (0 m). Množství HA bylo pozitivně ovlivněno přítomností polymeru V1, kdy došlo za 12 měsíců inkubace tohoto polymeru v kambizemi luvické k nárůstu z 2393 mg/kg na 2732 mg/kg. Pro srovnání, u slepého pokusu došlo ke změně množství huminových látek z 2393 mg/kg na 2630 ± 61 mg/kg. Mírně vyšší množství HA oproti blanku bylo pozorováno také u vzorku PBAT, tento rozdíl je ale v rámci směrodatné odchylky zanedbatelný.

Při inkubacích v půdě **PČ** došlo opět nejprve k poklesu hodnot HA po 6 měsících. Při odběru po roce experimentu byly hodnoty ve srovnání s hodnotami na začátku pokusu nižší u všech vzorků. U inkubací s polymery PBSA a PBAT však došlo k mírnému nárůstu oproti odběrům po půl roce. Při srovnání výsledků stanoveného množství huminových kyselin v inkubacích s polymery a bez nich lze říct, že u odběru po 6 měsících je množství HA vyšší u polymerů PBSA, PHB a V1. U odběru po 12 měsících inkubace se jedná o polymery PBSA a PBAT. Je nutné ale konstatovat, že v průběhu inkubace došlo k poklesu huminových látek i u slepého pokusu, a to z hodnoty 757 ± 38 mg/kg na 572 ± 23 mg/kg.

Huminové kyseliny se po roce inkubace vytvořily v inkubaci se vzorkem konvenčního polyolefinu (V1), kde byla omezená produkce CO₂. Toto množství je však při srovnání s kontrolou zanedbatelné. Ve srovnání s kontrolními vzorky nebylo během inkubací vytvořeno žádné významné množství nových HA a FA ve vzorcích biodegradabilních polymerů.

Tabulka 6 Výsledky stanovení organické hmoty – izolace huminových kyselin

Název vzorku	Ø c HA [mg/kg]					
	PK 0 m	PČ 0 m	PK 6 m	PČ 6 m	PK 12 m	PČ 12 m
PBSA	2393 ± 71	757 ± 38	1852 ± 39	587 ± 46	2448 ± 54	627 ± 19
PHB			1957 ± 44	558 ± 16	2275 ± 50	496 ± 25
PBAT			1941 ± 51	419 ± 42	2638 ± 75	611 ± 22
V1			2319 ± 99	747 ± 21	2732 ± 72	519 ± 23
Blank			2220 ± 87	533 ± 32	2630 ± 61	572 ± 23



Obrázek 14 Množství huminových kyselin (HA) po 0, 6 a 12 měsících inkubace vybraných polymerů ve dvou různých půdách

Ve studii, kde byla sledována biodegradace polymeru PBAT, bylo zjištěno částečné začlenění uhlíku pocházejícího z polymeru do mikrobiální biomasy (Zumstein et al., 2018). Výsledky studie Gao et al. ukázaly, že přidání mikroplastu z konvenčních polymerů (PE nebo PVC) do zemědělské půdy zvýšilo obsah rozpuštěného organického uhlíku a specifických složek organické hmoty (fulvokyselin a huminových kyselin) (Gao et al., 2025). Toto zjištění je podpořeno i studií Shi et al., kde ve srovnání s kontrolou aplikace mikroplastů PE zvýšila koncentraci organického uhlíku v půdě o 9–16 % (Shi et al., 2023). Meng et al. prokázali, že inkubace mikroplastů z biologicky rozložitelných polymerů může způsobit výkyvy v množství půdní organické hmoty v závislosti na druhu polymeru (Meng et al., 2022). Srovnáme-li výsledky této diplomové práce se zmíněnými studiemi, tak lze říct, že nedošlo k významnému výkyvu v množství organické organické hmoty v půdě vlivem přítomnosti mikroplastů z konvenčních ani biodegradabilních polymerů.

Výsledky experimentu naznačují, že aplikace polymerů mohla mírně ovlivnit množství fulvových a huminových kyselin v půdách, a to jak v krátkodobém, tak dlouhodobém horizontu. Typ půdy (kambizem vs. černozem) se ukázal jako klíčový faktor, který ovlivnil rozklad materiálů a jejich vliv na cyklus těchto kyselin. Na základě zjištění této diplomové práce bylo konstatováno, že testované polymery neměly jednoznačný dopad na tvorbu půdní organické hmoty. Ovlivnění množství fulvových a huminových kyselin bylo pouze mírné a nejednoznačné, což naznačuje, že jejich vliv na půdní organickou hmotu byl zanedbatelný a nekonzistentní.

5.3 Výsledky biodegradace

Schopnost vybraných polymerů rozkládat se v půdním prostředí byla hodnocena měřením oxidu uhličitého pomocí hmotnostního spektrometru s membránovým vstupem HPR-40 DSA (Hidden Analytical, Spojené království). K vyhodnocení výsledků byla použita metoda kalibrační křivky. Biodegradačnímu experimentu předcházela předinkubace lahví s půdou ve tmě při teplotě 25 °C trvající 14 dní. Měření produkce oxidu uhličitého probíhalo po 7 a po 14 dnech od zahájení pokusu. Průměrná hodnota naměřené produkce uhlíku po prvním týdnu byla pro půdu PK 1,2 mg (směrodatná odchylka měření 0,3) a po 14 dnech 2,1 mg (směrodatná odchylka měření 0,4). Pro půdu PČ byla průměrná hodnota změřené produkce C po týdnu 1,3 mg (směrodatná odchylka měření 0,2) a po 14 dnech 2,1 mg (směrodatná odchylka měření 0,3) (viz **tabulka 7**). Na základě těchto hodnot lze říct, že došlo k vhodnému ustálení podmínek, poněvadž produkce CO₂ se v jednotlivých lahvích příliš nelišila a aktivita mikroorganismů byla tedy ve všech vzorcích srovnatelná. Zvolené půdy je tak možné považovat za mikrobiálně aktivní.

Tabulka 7 Výsledky předinkubace

Půda	Inkubace [dny]	Průměrná kumulativní produkce C vyjádřená ve formě CO ₂ [mg]	Směrodatná odchylka
PK	7	1,2	0,3
	14	2,1	0,4
PČ	7	1,3	0,2
	14	2,1	0,3

Na základě výsledků provedené předinkubace byl proveden samotný biodegradační pokus u 4 vzorků polymerů (PHB, PBSA, PBAT a V1) a také u celulózy použité jako standard. Lahve byly opět inkubovány při teplotě 25 °C ve tmě. Biodegradační experiment probíhal 423 dní. První tři měsíce od založení pokusu probíhalo měření mineralizace každý týden a poté byla intenzita snížena na měření jednou za dva týdny.

Výsledky mineralizace jsou shrnuty v **tabulce 8** a grafech – **obrázek 15** (PK) a **obrázek 16** (PČ). Celulóza, která byla použita jako kontrolní látka, degradovala dle

předpokladu nejrychleji a u obou půd přesáhla 60 % mineralizace, jak požaduje norma EN ISO 17556, 2019. Konkrétně v půdě PK byla celulóza rozložena z $98,1 \pm 19,5$ % již 402. den experimentu. V půdě PČ byla celulóza zdegradována na konci experimentu ze $78,0 \pm 7,8$ % (ČSN EN ISO 10390, 2022).

Rychlejší průběh mineralizace bylo možné pozorovat u polymerů PBSA a PBAT inkubovaných v kambizemi luvické (PK) při srovnání s inkubací v černozemi luvické (PČ). Tato půda měla vyšší obsah organického uhlíku, což mohlo podpořit metabolickou aktivitu mikroorganismů i jejich množství. Organický uhlík má pozitivní vliv na strukturu půdy, vodní režim a také poskytuje živiny mikroorganismům (Hartmann a Six, 2023).

Polyestery PBSA a PHB byly mineralizovány rychleji než PBAT, jak bylo předpokládáno. Biodegradace PBAT v půdě je omezená, což koresponduje s výsledky předchozích pokusů prováděných na Ústavu inženýrství ochrany životního prostředí a uvedenými v literatuře (Šerá et al., 2020; Šerá et al., 2016). Mineralizace polyolefinu (V1) byla v obou půdách nejpomalejší, což bylo očekáváno, neboť se jedná o konvenční polymer. Konvenční plasty za normálních podmínek v půdě téměř nepodléhají biologickému rozkladu. To, že se tento polymer v půdě téměř nerozkládá dokazují i výsledky mikroskopické analýzy (snímky SEM), kde nejsou pozorovány téměř žádné povrchové změny. Polymer PHB byl na konci experimentu v půdě PK (kambizem luvická) degradován z $64,1 \pm 2,6$ %. V půdě PČ (černozem luvická) probíhala jeho mineralizace rychleji a na konci pokusu byl tento polymer degradován z $72,5 \pm 8,9$ %. Polymer PBSA dosáhl, stejně jako celulóza, téměř kompletní mineralizace po zhruba 400 dnech v půdě PK. V půdě PČ byla jeho degradace pomalejší a polymer byl zdegradován z $62,6 \pm 4,6$ %. Nižší úroveň mineralizace vykazoval polymer PBAT v obou půdách ve srovnání s PHB nebo PBSA. V půdě PK byl degradován pouze z $31,9 \pm 4,5$ % a v půdě PČ byla jeho mineralizace ještě nižší, a to $20,6 \pm 2,0$ %. Polymer PBAT je aromatický kopolyester a právě jeho aromatická struktura mohla způsobit jeho pomalejší biologickou rozložitelnost. Jak bylo očekáváno, polyolefin V1 byl mineralizován nejpomaleji v obou testovaných půdách. V kambizemi (PK) dosáhl tento materiál degradace z $9,1 \pm 0,4$ % a obdobně tomu bylo v černozemi, kde byl vzorek degradován z $9,7 \pm 1,3$ %.

Vyšší odchylky mezi jednotlivými replikacemi lze přičíst přirozené heterogenitě půdního prostředí, zejména co se týče mikrobiální aktivity a půdních vlastností. I přes snahu o standardizaci podmínek se v půdních systémech těžce dosahuje úplné homogenity, což se

následně může odrazit v rozdílných rychlostech biodegradace mezi jednotlivými opakováními.

Dřívější výzkumy prováděné na Ústavu inženýrství ochrany životního prostředí využívající stejné metody měření, tj. měření produkce oxidu uhličitého uvolňujícího se při biodegradaci polymeru, uvádějí, že polymer PHB ve formě filmu byl degradován z 85 % po 240 dnech biodegradace v půdě. Biologicky aktivní půda použitá pro tento experiment pocházela z lesa, její pH bylo 6,9 a obsah uhlíku byl v pevné fázi $16,9 \pm 1,36$ % (Julinová et al., 2023). V publikaci Fayyazbakhsh et al. je uvedeno, že k úplné biodegradaci fólií PHB v půdě došlo po 198 dnech experimentu (Fayyazbakhsh et al., 2022). V další studii autoři uvádějí, že polymer PHB byl téměř kompletně degradován po 1 roce pokusu probíhajícího v půdě (Šerá et al., 2022). V této práci byl polymer PHB degradován pomaleji (v půdě PK došlo k $64,1 \pm 2,6$ % mineralizace a v půdě PČ k $72,5 \pm 8,9$ % mineralizace). Pomalejší biodegradace tohoto polymeru byla způsobena použitím jiného půdního typu.

V publikaci Šerá et al., 2022 byla sledována i biodegradace polymeru PBAT. Mineralizace tohoto polymeru dosáhla téměř 25 % za rok (Šerá et al., 2022). Ve studii Han et al., 2021 byl posuzován biologický rozklad PBAT detekcí tvorby CO_2 . Biodegradace tohoto polymeru se pohybovala od 0,3 do 16 % mineralizace po 120 dnech inkubace v závislosti na půdním typu. Výsledky této studie ukazují, že biodegradace tohoto polymeru se liší podle půdního typu, což naznačuje že parametry půdy jsou důležitými faktory ovlivňujícími degradaci tohoto biodegradabilního polyesteru (Han et al., 2021). Při srovnání s výsledky této práce můžeme usoudit, že kambizem byla vhodným prostředím pro biodegradaci polymeru PBAT, protože v této půdě došlo téměř k 32 % mineralizaci.

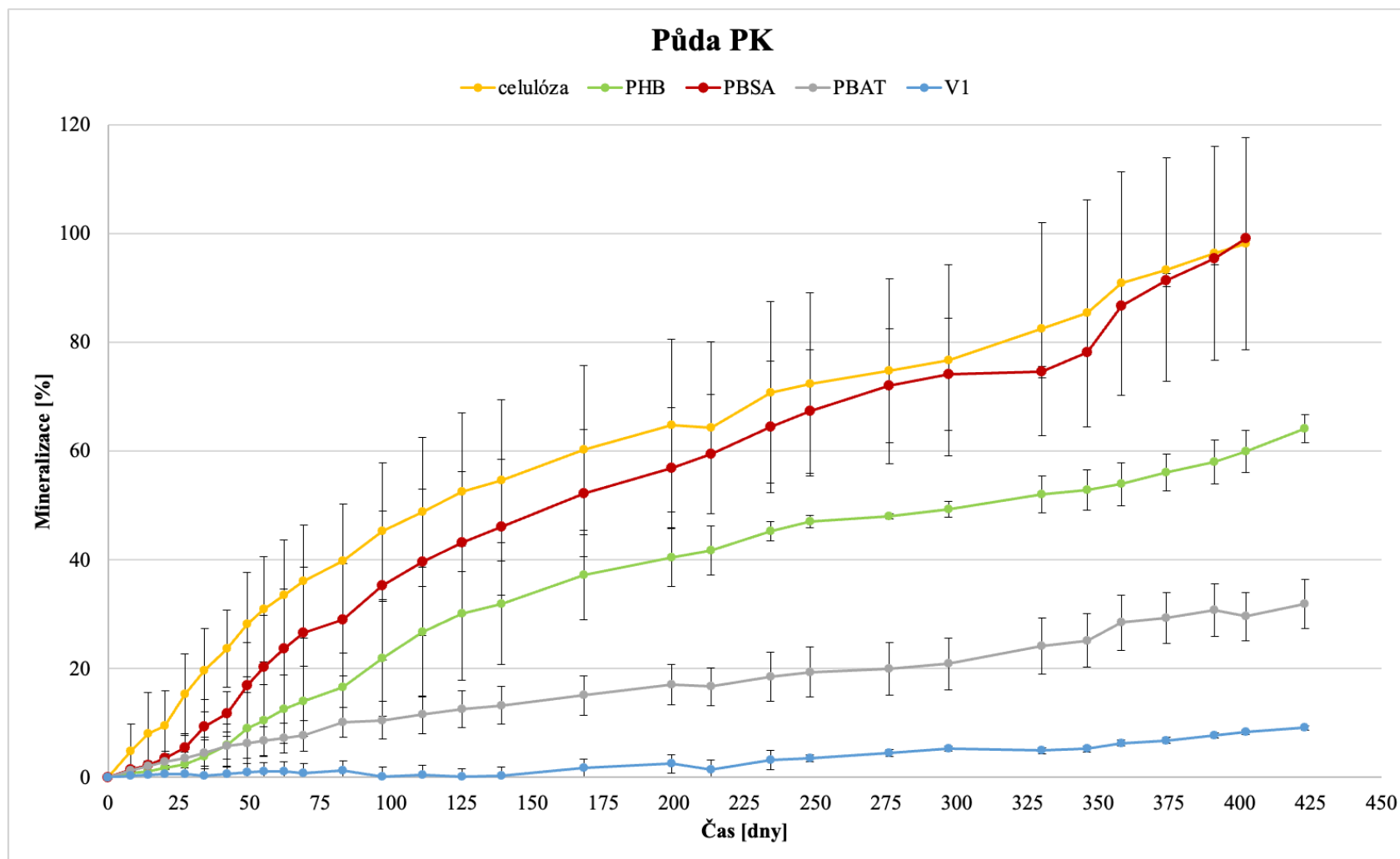
Polymer PBSA je jeden z nejslibnějších biologicky odbouratelných plastů. Ve studii Purahong et al. autoři uvádějí, že se gravimetrická a molární hmotnost tohoto polymeru po 328 dnech v polních půdních podmínkách snížila o 28–33 %. Molární hmotnost byla stanovována pomocí gelové permeační chromatografie a gravimetrický úbytek hmotnosti byl stanovován za pomoci analytických vah. V této studii byl stupeň rozložení polymeru posuzován i pomocí SEM. V průběhu experimentu byly pozorovány četné strukturní změny v materiálu PBSA srovnatelné s těmi, které byly pozorovány v rámci této diplomové práce. Byla popsána také biodegradace polymeru v čase, kde byly rozlišeny tři fáze – kolonizace, enzymatická depolymerace a mikrobiální využití polymerního uhlíku a ačkoli nešlo tyto fáze striktně časově oddělit, rozhodující charakteristiky těchto tří fází bylo možné určit pro doby odběru vzorků 30, 180 a 328 dní (Purahong et al., 2021).

V **tabulce 8** jsou uvedeny výsledné hodnoty biodegradačního experimentu po 423 dnech v prostředí dvou půd – kambizemě luviské (PK) a černozemě luviské (PČ) pro vzorky vybraných polymerů – PHB, PBSA, PBAT a V1.

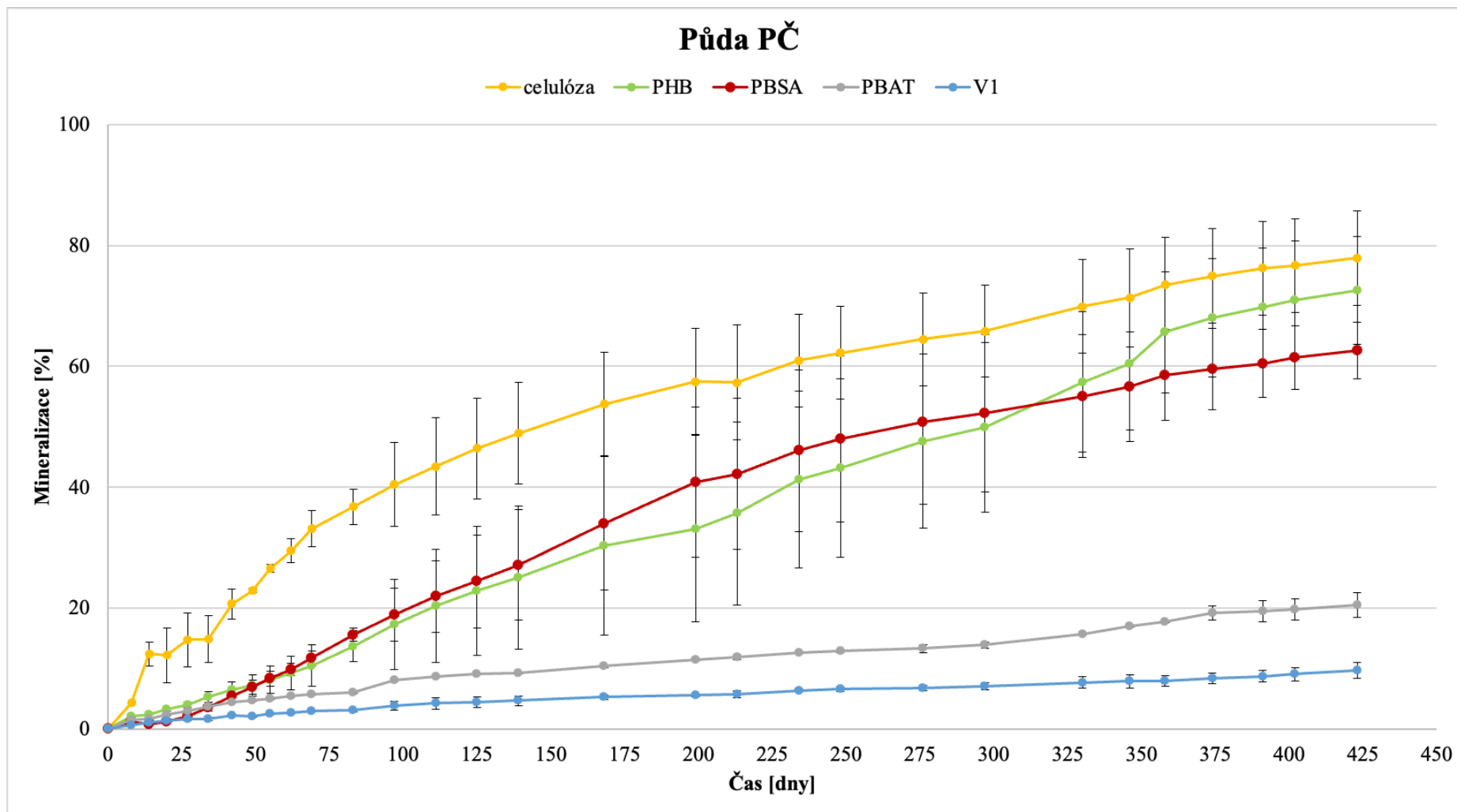
Tabulka 8 Souhrn výsledků biodegradačního experimentu

Název vzorku	Mineralizace [%]	
	Půda PK	Půda PČ
PHB	$64,1 \pm 2,6$	$72,5 \pm 8,9$
PBSA	$99,1 \pm 0,2^*$	$62,6 \pm 4,6$
PBAT	$31,9 \pm 4,5$	$20,6 \pm 2,0$
V1	$9,1 \pm 0,4$	$9,7 \pm 1,3$

*měření biodegradace ukončeno po 402 dnech



Obrázek 15 Graf závislosti procent mineralizace jednotlivých polymerů na čase pro půdu PK



Obrázek 16 Graf závislosti procent mineralizace jednotlivých polymerů na čase pro půdu PČ

5.4 Mikroskopická analýza

K vizualizaci povrchových změn polymerních fólií během procesu biodegradace byla využita rastrovací elektronová mikroskopie (SEM). Snímky SEM jednotlivých polymerů po daných dobách inkubace ve dvou vybraných půdách jsou na obrázcích 17 (PHB), 18 (PBSA), 19 (PBAT) a 20 (V1). Snímky byly vytvořeny při zvětšení 1000x a bylo použito měřítko 80 μm .

U všech vzorků biodegradabilních polymerů byly pozorovány jasné známky biodegradace doprovázené detekcí mikrobiální biomasy. Zejména u vzorků polymerů inkubovaných v PK byla pozorována výraznější přítomnost mikroorganismů na povrchu vzorků. U vzorků polymerů SEM snímky odhalily tvorbu trhlin a povrchovou erozi v průběhu inkubace. Polyolefin (V1) a polyester PBAT byly na základě pozorování pro degradační mikroorganismy méně atraktivní, což vedlo k menšímu množství pozorovaných změn na jejich povrchu v porovnání se zbylými polymery. Toto pozorování koresponduje s výsledky biodegradačního experimentu, kde výsledky naznačují, že se jedná o pomaleji rozkládající se polymery.

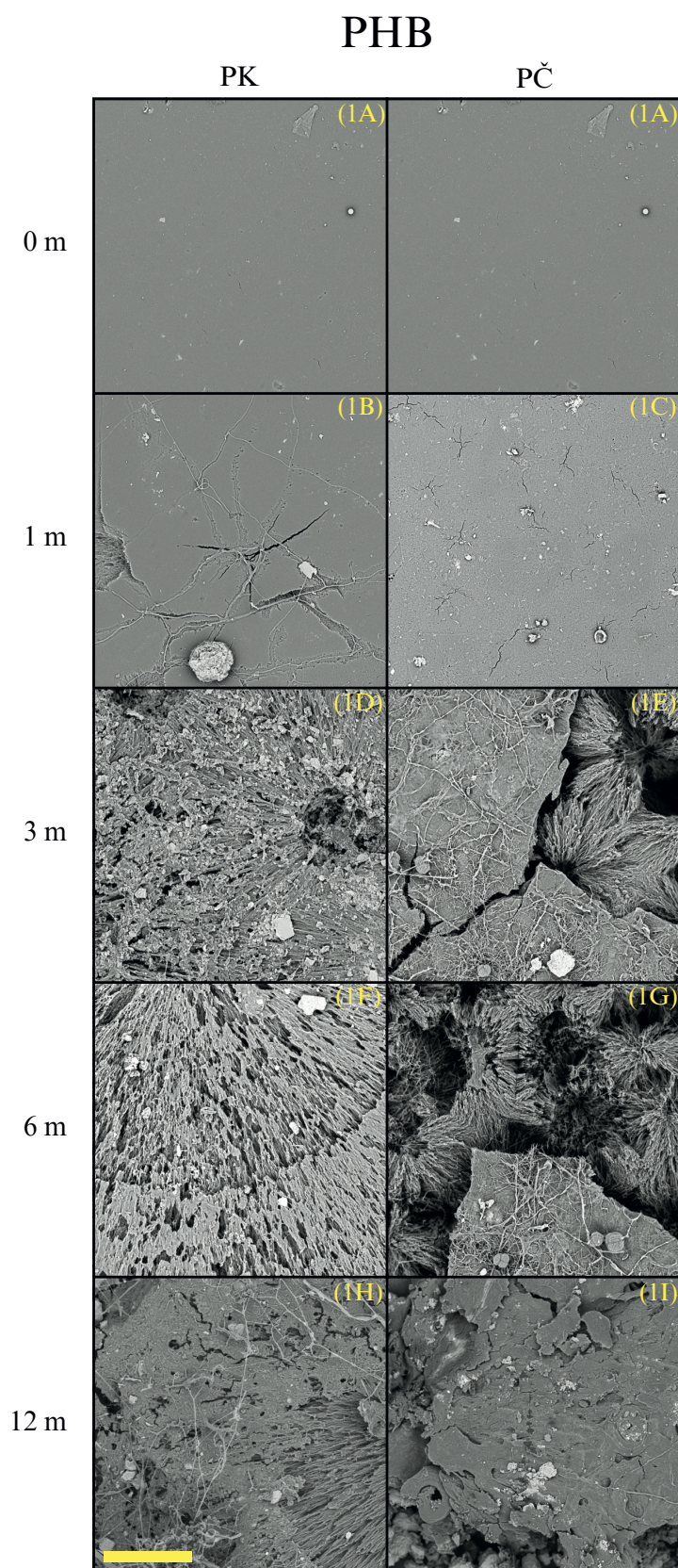
U polymeru PHB (viz **obrázek 17**) byly již po měsíční inkubaci v kambizemi luvické (obrázek 1B) jasné pozorovatelné trhliny na rozdíl od inkubace v černozemi luvické. Byla zde také pozorována vlákna mikroorganismů a bylo vidět, že trhliny se tvoří pod vlákny mikroorganismů. Soudě dle jejich velikosti a morfologie lze vlákna přiřadit k některým z mikroskopických hub. K přesnějšímu určení mikroorganismů by bylo potřeba využít molekulárně biologických metod. V následujících odběrech byly již povrchové změny markantnější u obou půd, kde můžeme pozorovat četné perforace. Na povrchu polymeru PHB se během inkubace tvořil hustý biofilm. SEM snímky odhalily tvorbu sférolitické struktury, která byla pozorovatelná v pozdějších stádiích biodegradace polymeru PHB u obou půd (obrázky 1D, 1E, 1F, 1G). Sfěrolity jsou typické pro tento polymer a jsou pozorovatelné po odkrytí vrchní vrstvy polymeru vlivem biodegradace (Julinová et al., 2023). Na základě pozorování lze říct, že polymer PHB se lépe rozkládá v půdě PČ. Tento fakt je podpořen také biodegradačním experimentem.

Povrchové změny u polymeru PBSA (viz **obrázek 18**) byly při inkubaci v půdě PK pozorovatelné již po prvním měsíci (obrázek 2B), kdy můžeme vidět praskliny i mikrobiální oživení. Na snímcích lze pozorovat vlákna mikroorganismů i kolonie kulovitěho tvaru. Při inkubaci v černozemi byly povrchové změny polymeru PBSA viditelné

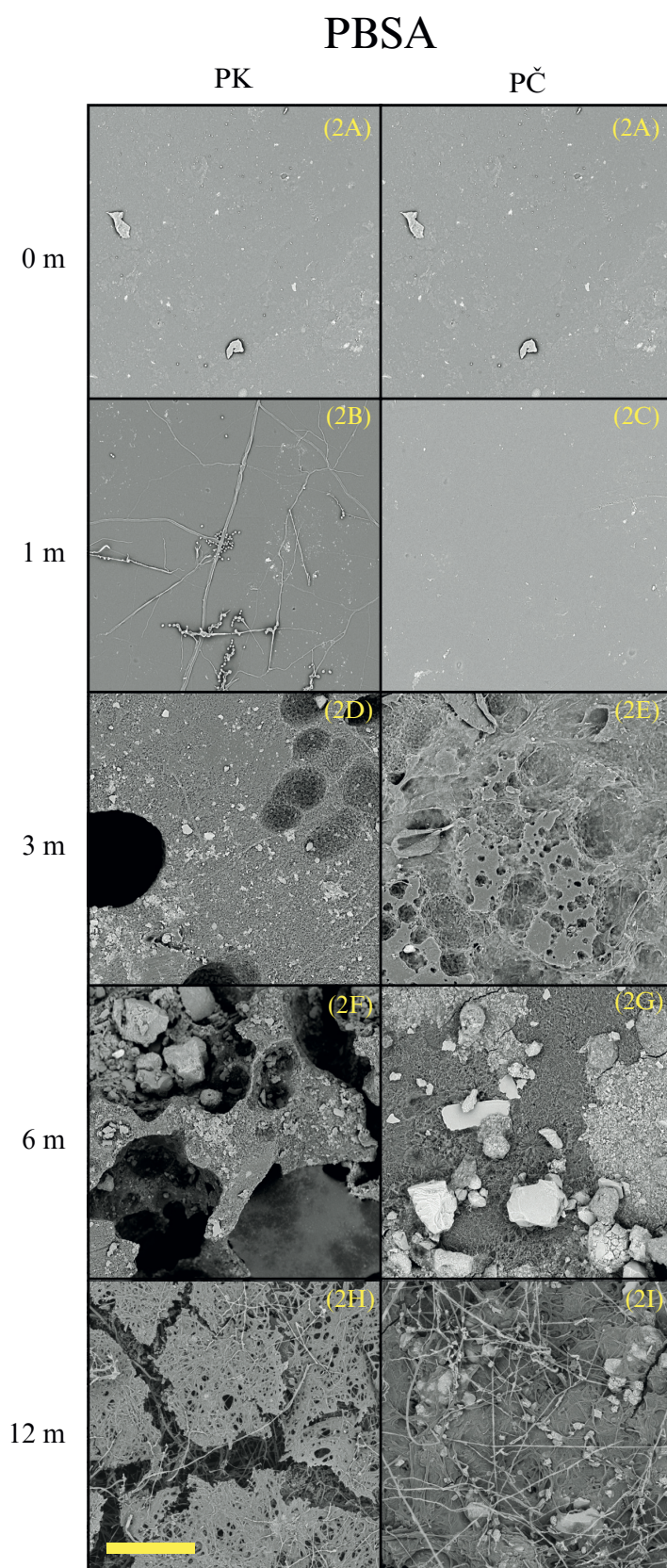
až po třech měsících (obrázek 2E), kdy bylo patrné již velké množství kulovitých otvorů. Po šestiměsíční inkubaci polymeru v půdě PK (obrázek 2F) byla pozorována povrchová eroze. Na obrázku stejně dlouho trvající inkubace polymeru v půdě PČ (obrázek 2G) byly pozorovatelné velké trhliny a husté mikrobiální osídlení. Na povrchu polymeru PBSA po roční degradaci v obou půdách (obrázky 2H a 2I) byl pozorován hustý biofilm tvořen především vláknitými mikroorganismy, byly ale pozorovatelné i kolonie kulovitého tvaru.

Polymer PBAT (viz **obrázek 19**) byl rozkládán pomaleji než ostatní testované polyestery. Jak již bylo zmíněno, biodegradace PBAT v půdním prostředí je omezená. Tomuto faktu odpovídají i snímky SEM, kde byly pozorovatelné první povrchové změny ve formě trhlin až po 3 měsících inkubace v kambizemi luviské (obrázek 3D) a až po roční inkubaci v černozemi luviské (obrázek 3I). Mikrobiální osídlení povrchu polymeru PBAT bylo však viditelné již od prvního měsíce inkubace (obrázky 3B a 3C). I v tomto případě byly pozorované mikroorganismy spíše vláknité.

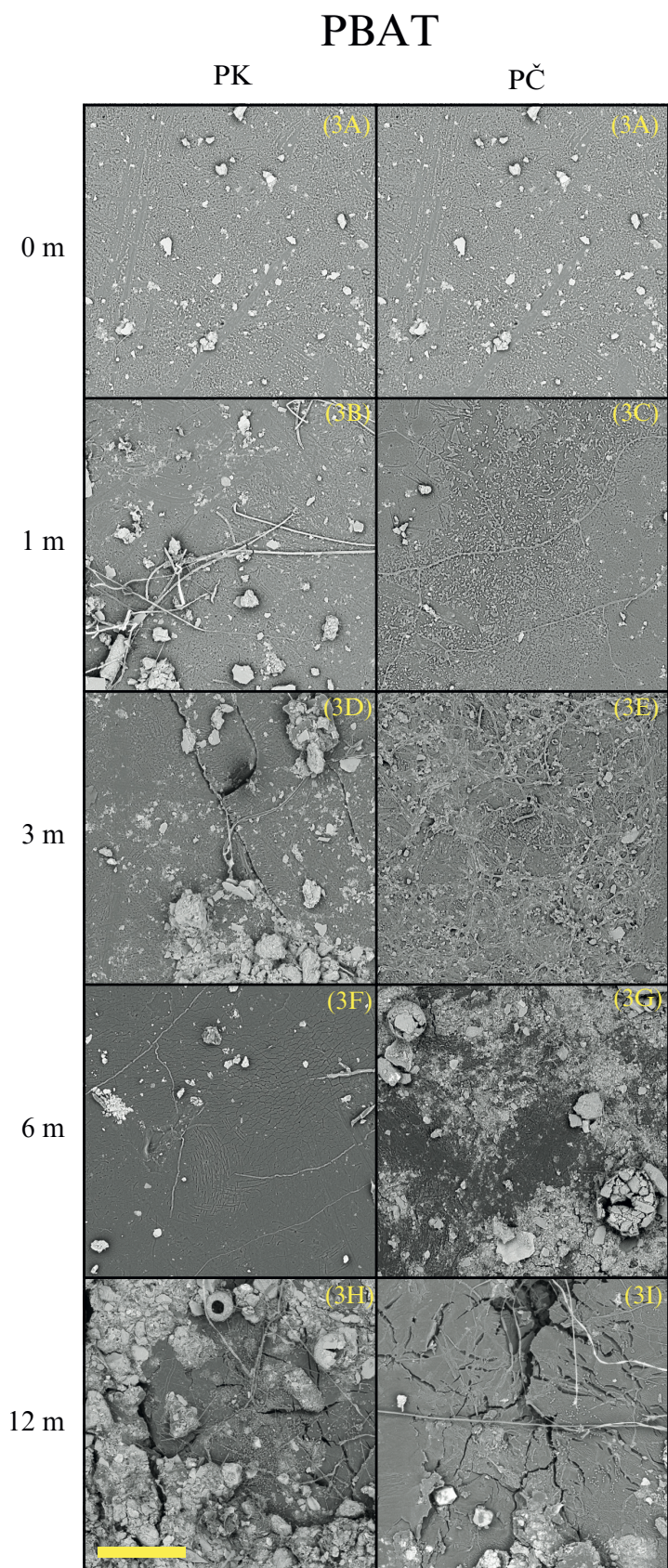
Mineralizace polyolefinu (V1) (viz **obrázek 20**) byla v obou půdách ze všech polymerů nejpomalejší, čemuž odpovídají i SEM snímky. Na povrchu tohoto polymeru při inkubacích nebyly pozorovány významné povrchové změny. U inkubací v obou půdách byly pozorovatelné jemné prasklinky a trhliny v průběhu pokusu. Přítomnost mikroorganismů na povrchu polymeru v průběhu inkubace rostla, ale i tak byla spíše sporadická při porovnání se zbylými polymery.



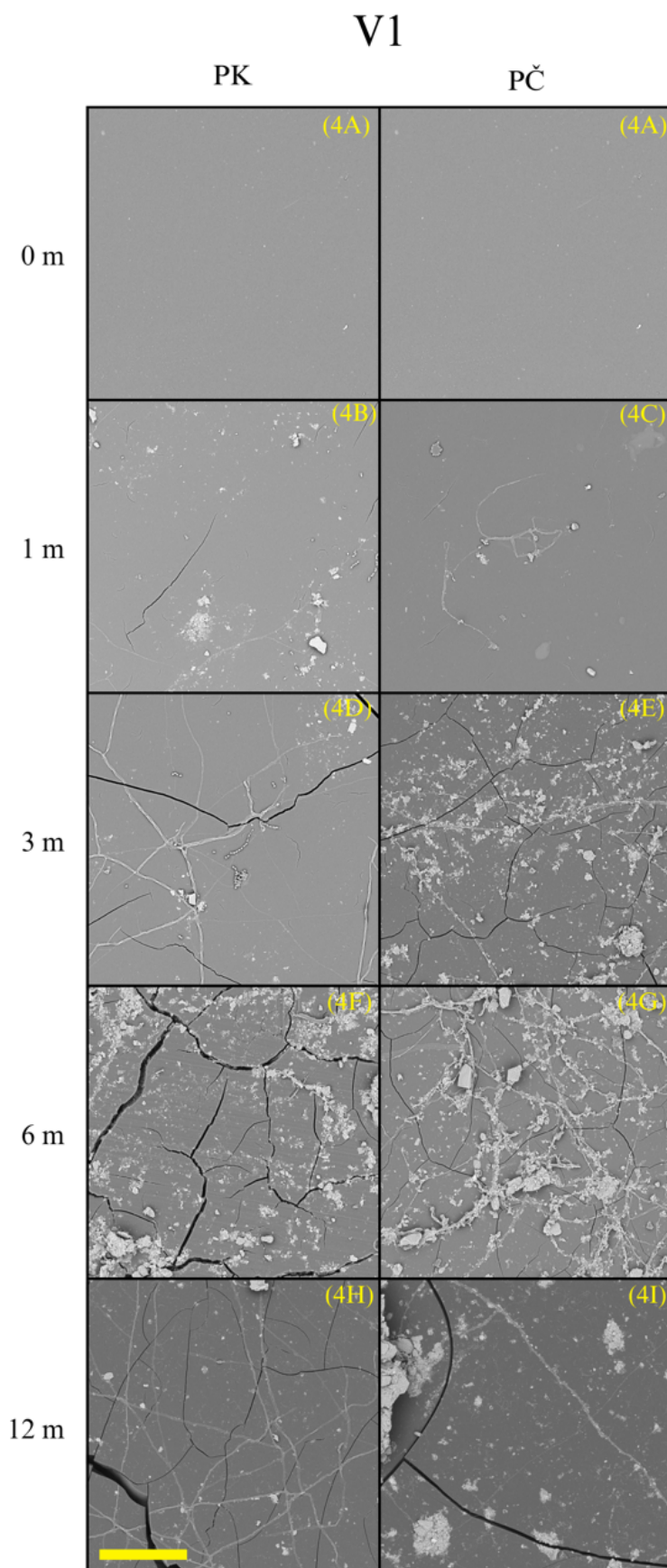
Obrázek 17 SEM snímky polymeru PHB v průběhu jeho biodegradace v půdním prostředí; zvětšení 1000x, měřítko odpovídá 80 μm



Obrázek 18 SEM snímky polymeru PBSA v průběhu jeho biodegradace v půdním prostředí; zvětšení 1000x, měřítko odpovídá 80 μm



Obrázek 19 SEM snímky polymeru PBAT v průběhu jeho biodegradace v půdním prostředí; zvětšení 1000x, měřítko odpovídá 80 μm



Obrázek 20 SEM snímky polymeru V1 v průběhu jeho biodegradace v půdním prostředí; zvětšení 1000x, měřítko odpovídá 80 μm

ZÁVĚR

Tato diplomová práce byla zaměřena na posouzení vlivu biodegradabilních mikroplastů PHB, PBSA, PBAT a konvenčního mikroplastu (V1) na půdní prostředí s důrazem na sledování interakce těchto mikroplastů s půdní organickou hmotou.

Prvním krokem byla příprava fólií z polymerů PHB, PBSA a PBAT. Výsledné fólie byly nařezány na fragmenty reprezentující mikroplasty. Konvenční polymer byl použit ve formě vloček. Pro testování byly použity dva typy zemědělských půd – kambizem luvická (PK) a černozem luvická (PČ). Tyto půdy se lišily svým pH, sušinou, obsahem organického uhlíku i obsahem dusíku.

Byla porovnána rychlost biodegradace vybraných polymerů v půdním prostředí. Schopnost polymerů se rozkládat byla hodnocena měřením produkce oxidu uhličitého pomocí hmotnostního spektrometru s membránovým vstupem. Biodegradační experiment probíhal 423 dní. Rychlejší průběh mineralizace byl pozorován u inkubací polymerů PBSA a PBAT v kambizemi luvické, což bylo přisouzeno faktu, že tato půda obsahovala více organického uhlíku, který měl pozitivní vliv na metabolickou aktivitu a množství mikroorganismů schopných tyto polymery rozkládat. Polyestery PHB a PBSA byly degradovány rychleji než PBAT. Polymer PHB byl mineralizován z $64,1 \pm 2,6$ % v kambizemi a z $72,5 \pm 8,9$ % v černozemi. Polymer PBSA byl rozložen z $99,1 \pm 0,2$ % v kambizemi již po 402 dnech inkubace a z $62,6 \pm 4,6$ % v černozemi. Pomaleji byl dle očekávání degradován polyester PBAT, který byl mineralizován z $31,9 \pm 4,5$ % v kambizemi a z $20,6 \pm 2,0$ % v černozemi. Tento polymer je aromatický kopolyester vyrobený z ropy, a právě jeho aromatická struktura mohla zapříčinit jeho pomalejší biodegradaci. Konvenční polymer byl rozložen z $9,1 \pm 0,4$ % v kambizemi a z $9,7 \pm 1,3$ % v černozemi. Míra biodegradace tohoto polymeru v půdách je v souladu s jeho očekávaným chováním, neboť konvenční polymery se za normálních podmínek v půdě téměř nerozkládají.

V průběhu biodegradace byly sledovány i povrchové změny jednotlivých polymerů, a to konkrétně po 1, 3, 6 a 12 měsících inkubace. K vizualizaci povrchových změn byla využita rastrovací elektronová mikroskopie (SEM). U polymeru PHB byly pozorovány trhliny a výskyt mikroorganismů již po měsíční inkubaci v kambizemi. V následujících odběrech jsou pozorovány povrchové změny polymerů již u inkubací v obou půdách. Snímky SEM také odhalily sférolity viditelné v pozdějších stádiích biodegradace polymeru PHB, které jsou pro tento polymer typické a pozorovatelné po odkrytí vrchní vrstvy

polymeru vlivem biologického rozkladu. Mikrobiální oživení a praskliny byly pozorovány na povrchu polymeru PBSA již po prvním měsíci inkubace v obou půdách, což nasvědčuje rychlému rozkladu tohoto polymeru. Pomaleji byl dle snímků SEM degradován polymer PBAT. Dle SEM snímků se konvenční mikroplast téměř nerozkládal. Výsledky této analýzy korespondují s výsledky biodegradačního experimentu.

Pro posouzení vlivu vybraných polymerů na množství půdní organické hmoty bylo provedeno její stanovení jako množství huminových látek, resp. huminových a fulvových kyselin, a to extrakcí modifikovanou metodou NaOH a následným měřením pomocí UV/VIS spektrofotometrie. Měření množství půdní organické hmoty probíhalo před, po 6 a 12 měsících inkubace. Koncentrace huminových i fulvových kyselin byla vyšší v kambizemi než v černozemi po celou dobu pokusu. V průběhu pokusu množství huminových i fulvových kyselin kolísalo, ale při srovnání s odběrem na začátku a na konci experimentu i při srovnání se slepými pokusy lze konstatovat, že nedošlo k významnému zvýšení či snížení koncentrace huminových a fulvových kyselin vlivem přítomnosti mikroplastů ani v jedné z testovaných půd.

Výsledky této diplomové práce neprokázaly jednoznačný vliv testovaných polymerů na proces tvorby půdní organické hmoty, což je žádoucí pro jejich využití v zemědělství (např. v mulčovacích fóliích). Čím dál častější využívání biodegradabilních polymerů, které podléhají rychlému biologickému rozkladu (např. PHB nebo PBSA), je z hlediska dlouhodobé ochrany půdy velmi důležité, neboť tyto materiály přispívají k omezení množství mikroplastů v životním prostředí.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

AHAMAD, Arif; SINGH, Pardeep a TIWARY, Dhanesh (ed.). *Plastic and Microplastic in the Environment*. Online. Wiley, 2022. ISBN 9781119800781. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/9781119800897>. [cit. 2025-04-04].

ALLEN, Steve; ALLEN, Deonie; MOSS, Kerry; LE ROUX, Gaël; PHOENIX, Vernon R. et al., 2020. Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. Online. *PLOS ONE*. 2020-5-12, roč. 15, č. 5. ISSN 1932-6203. Dostupné z: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232746>. [cit. 2025-03-23].

AMOBONYE, Ayodeji; BHAGWAT, Prashant; RAVEENDRAN, Sindhu; SINGH, Suren a PILLAI, Santhosh. Environmental Impacts of Microplastics and Nanoplastics: A Current Overview. Online. *Frontiers in Microbiology*. 2021, roč. 12. ISSN 1664-302X. Dostupné z: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.768297>. [cit. 2025-03-06].

AN, Lihui; LIU, Qing; DENG, Yixiang; WU, Wennan; GAO, Yiyao et al. Sources of Microplastic in the Environment. Online. In: HE, Defu a LUO, Yongming (ed.). *Microplastics in Terrestrial Environments*. The Handbook of Environmental Chemistry. Cham: Springer International Publishing, 2020, s. 143-159. ISBN 978-3-030-56270-0. Dostupné z: https://doi.org/10.1007/698_2020_449. [cit. 2025-03-05].

BAKSHI, Madhunita a VARMA, Ajit. Soil Enzyme: The State-of-Art. Online. In: SHUKLA, Girish a VARMA, Ajit (ed.). *Soil Enzymology*. Soil Biology. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2010, s. 1-23. ISBN 978-3-642-14224-6. Dostupné z: https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3_1. [cit. 2025-04-04].

BALÍK, Jiří; ČERNÝ, Jindřich; KULHÁNEK, Martin. *Bilance dusíku v zemědělství. Česká zemědělská univerzita*, 2012

BEHERA, Shivananda a DAS, Surajit. Environmental impacts of microplastic and role of plastisphere microbes in the biodegradation and upcycling of microplastic. Online. *Chemosphere*. 2023, roč. 334. ISSN 00456535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138928>. [cit. 2025-03-05].

BHER, Anibal; MAYEKAR, Pooja C.; AURAS, Rafael A. a SCHVEZOV, Carlos E. Biodegradation of Biodegradable Polymers in Mesophilic Aerobic Environments. Online. *International Journal of Molecular Sciences*. 2022, roč. 23, č. 20. ISSN 1422-0067. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/ijms232012165>. [cit. 2025-03-05].

BIRCH, Quinn T.; POTTER, Phillip M.; PINTO, Patricio X.; DIONYSIOU, Dionysios D. a AL-ABED, Souhail R. Sources, transport, measurement and impact of nano and microplastics in urban watersheds. Online. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 2020, roč. 19, č. 2, s. 275-336. ISSN 1569-1705. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09529-x>. [cit. 2025-03-05].

BOLAN, Nanthi S.; ADRIANO, Domy C.; KUNHIKRISHNAN, Anitha; JAMES, Trevor; MCDOWELL, Richard et al. Dissolved Organic Matter. Online. In: . *Advances in Agronomy*. Elsevier, 2011, s. 1-75. ISBN 9780123855312. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385531-2.00001-3>. [cit. 2025-04-28].

BROCHADO, Maura Gabriela da Silva; MAGALHÃES, Iara Barbosa; SOARES, Júlia Martins; LIMA, Alessandro da Costa; BORDIGNON, Laura et al. Does Microplastic Contamination in Agricultural Soils Decrease the Efficiency of Herbicides for Weed Control? Online. *Microplastics*. 2024, roč. 3, č. 4, s. 771-788. ISSN 2673-8929. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/microplastics3040048>. [cit. 2025-04-15].

CASTRO-AGUIRRE, E.; AURAS, R.; SELKE, S.; RUBINO, M. a MARSH, T. Insights on the aerobic biodegradation of polymers by analysis of evolved carbon dioxide in simulated composting conditions. Online. *Polymer Degradation and Stability*. 2017, roč. 137, s. 251-271. ISSN 01413910. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2017.01.017>. [cit. 2025-03-06].

ČSN EN ISO 10390, 2022. *Půdy, upravený bioodpad a kaly – Stanovení pH*. Praha: Úřad pro technologickou normalizaci, meteorologii a státní zkušebnictví.

ČSN EN ISO 11465, 1998. *Kvalita půdy – Stanovení hmotnostního podílu sušiny a hmotnostní vlhkosti půdy – Gravimetrická metoda*. Praha: Úřad pro technologickou normalizaci, meteorologii a státní zkušebnictví.

ČSN EN ISO 17556, 2019. *Plasty – Stanovení úplné aerobní biodegradability materiálů z plastů v půdě měřením spotřeby kyslíku v respirometru nebo měřením množství uvolněného oxidu uhličitého*. Praha: Úřad pro technologickou normalizaci, meteorologii a státní zkušebnictví.

EVANGELIOU, N.; GRYPHE, H.; KLIMONT, Z.; HEYES, C.; ECKHARDT, S. et al. Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. Online. *Nature Communications*. 2020, roč. 11, č. 1. ISSN 2041-1723. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>. [cit. 2025-04-01].

GAO, Shenghan; FU, Yunbo; PENG, Xinyi; MA, Silin; LIU, Yu-Rong et al. Microplastics Trigger Soil Dissolved Organic Carbon and Nutrient Turnover by Strengthening Microbial Network Connectivity and Cross-Trophic Interactions. Online. *Environmental Science & Technology*. 2025, roč. 59, č. 11, s. 5596-5606. ISSN 0013-936X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c12546>. [cit. 2025-03-28].

GHABBOUR, Elham A. a DAVIES, Geoffrey, 2009. *Spectrophotometric Analysis of Fulvic Acid Solutions - A Second Look*. Online. *Annals of Environmental Science*. Dostupné z: <https://openjournals.neu.edu/aes/journal/article/view/v3art2>. [cit. 2024-10-09].

GUO, Jing-Jie; HUANG, Xian-Pei; XIANG, Lei; WANG, Yi-Ze; LI, Yan-Wen et al. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. Online. *Environment International*. 2020, roč. 137. ISSN 01604120. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>. [cit. 2025-04-29].

GUO, ZiQi; LI, Peng; YANG, XiaoMei; WANG, ZhanHui; LU, BingBing et al. Soil texture is an important factor determining how microplastics affect soil hydraulic characteristics. Online. *Environment International*. 2022, roč. 165. ISSN 01604120. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107293>. [cit. 2025-03-06].

HARTMANN, Martin a SIX, Johan. Soil structure and microbiome functions in agroecosystems. Online. *Nature Reviews Earth & Environment*. 2023, roč. 4, č. 1, s. 4-18. ISSN 2662-138X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00366-w>. [cit. 2025-03-03].

HUERTA LWANGA, Esperanza; GERTSEN, Hennie; GOOREN, Harm; PETERS, Piet; SALÁNKI, Tamás et al., 2016. Microplastics in the Terrestrial Ecosystem *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae): Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). Online. *Environmental Science & Technology*. 2016-03-01, roč. 50, č. 5, s. 2685-2691. ISSN 0013-936X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05478>. [cit. 2025-04-05].

CHEN, Qiqing; GAO, Jiani; YU, Hairui; SU, Hang; YANG, Yan et al., 2022. An emerging role of microplastics in the etiology of lung ground glass nodules. Online. *Environmental Sciences Europe*. Roč. 34, č. 1. ISSN 2190-4707. Dostupné z: <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00605-3>. [cit. 2025-03-23].

CHEN, Yalan; GAO, Bo; YANG, Yan; PAN, Zezhen; LIU, Jie et al. Tracking microplastics biodegradation through CO₂ emission: Role of photoaging and mineral addition. Online. *Journal of Hazardous Materials*. 2022, roč. 439. ISSN 03043894. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129615>. [cit. 2025-03-28].

JULINOVÁ, Markéta; ŠAŠINKOVÁ, Dagmar; MINAŘÍK, Antonín; KASZONYIOVÁ, Martina; KALEDOVÁ, Alena et al., 2023. Comprehensive Biodegradation Analysis of Chemically Modified Poly(3-hydroxybutyrate) Materials with Different Crystal Structures. Online. *Biomacromolecules*. 2023-11-13, roč. 24, č. 11, s. 4939-4957. ISSN 1525-7797. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/acs.biomac.3c00623>. [cit. 2025-04-19].

KASIRAJAN, Subrahmaniyan a NGOUAJIO, Mathieu. Polyethylene and biodegradable mulches for agricultural applications: a review. Online. *Agronomy for Sustainable Development*. 2012, roč. 32, č. 2, s. 501-529. ISSN 1774-0746. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0068-3>. [cit. 2025-03-05].

KATSUMI, Naoya; KUSUBE, Takasei; NAGAO, Seiya a OKOCHI, Hiroshi. The role of coated fertilizer used in paddy fields as a source of microplastics in the marine environment. Online. *Marine Pollution Bulletin*. 2020, roč. 161. ISSN 0025326X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111727>. [cit. 2025-04-01].

KOELMANS, Albert A.; MOHAMED NOR, Nur Hazimah; HERMSEN, Enya; KOOL, Merel; MINTENIG, Svenja M. et al. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. Online. *Water Research*. 2019, roč. 155, s. 410-422. ISSN 00431354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>. [cit. 2025-03-05].

KRUEGER, Martin C.; HARMS, Hauke a SCHLOSSER, Dietmar. Prospects for microbiological solutions to environmental pollution with plastics. Online. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 2015, roč. 99, č. 21, s. 8857-8874. ISSN 0175-7598. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6879-4>. [cit. 2025-04-23].

KURNIAWAN, Setyo Budi; SAID, Nor Sakinah Mohd; IMRON, Muhammad Fauzul a ABDULLAH, Siti Rozaimah Sheikh. Microplastic pollution in the environment: Insights into emerging sources and potential threats. Online. *Environmental Technology & Innovation*. 2021, roč. 23. ISSN 23521864. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101790>. [cit. 2025-03-05].

KYE, Homin; KIM, Jiyeon; JU, Seonghyeon; LEE, Junho; LIM, Chaehwi et al. Microplastics in water systems: A review of their impacts on the environment and their potential hazards. Online. *Heliyon*. 2023, roč. 9, č. 3. ISSN 24058440. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14359>. [cit. 2025-04-01].

LIN, Junjie; CHEN, Beibei; DONG, Hongxin; ZHANG, Wenling; KUMAR, Amit et al., 2025. Effects of soil moisture fluctuation and microplastics types on soil organic matter decomposition and carbon dynamics. Online. *Soil Biology and Biochemistry*. Roč. 205. ISSN 00380717. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2025.109781>. [cit. 2025-04-05].

LIU, Hongfei; YANG, Xiaomei; LIU, Guobin; LIANG, Chutao; XUE, Sha et al. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil. Online. *Chemosphere*. 2017, roč. 185, s. 907-917. ISSN 00456535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.064>. [cit. 2025-04-23].

LIWARSKA-BIZUKOJC, Ewa, 2021. Effect of (bio)plastics on soil environment: A review. Online. *Science of The Total Environment*. Roč. 795. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148889>. [cit. 2025-03-06].

LUCAS, Nathalie; BIENAIME, Christophe; BELLOY, Christian; QUENEUDEC, Michèle; SILVESTRE, Françoise et al. Polymer biodegradation: Mechanisms and estimation techniques – A review. Online. *Chemosphere*. 2008, roč. 73, č. 4, s. 429-442. ISSN 00456535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.06.064>. [cit. 2025-03-21].

MALINCONICO, Mario (ed.), 2017. *Soil Degradable Bioplastics for a Sustainable Modern Agriculture*. Online. Green Chemistry and Sustainable Technology. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. ISBN 978-3-662-54128-9. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-54130-2>. [cit. 2025-04-05].

MENG, Fanrong; YANG, Xiaomei; RIKSEN, Michel a GEISSEN, Violette. Effect of different polymers of microplastics on soil organic carbon and nitrogen – A mesocosm experiment. Online. *Environmental Research*. 2022, roč. 204. ISSN 00139351. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111938>. [cit. 2025-03-28].

MIAO, Lingzhan; WANG, Peifang; HOU, Jun; YAO, Yu; LIU, Zhilin et al. Distinct community structure and microbial functions of biofilms colonizing microplastics. Online. *Science of The Total Environment*. 2019, roč. 650, s. 2395-2402. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.378>. [cit. 2025-04-23].

MIRI, Saba; SAINI, Rahul; DAVOODI, Seyyed Mohammadreza; PULICHARLA, Rama; BRAR, Satinder Kaur et al. Biodegradation of microplastics: Better late than never. Online. *Chemosphere*. 2022, roč. 286. ISSN 00456535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131670>. [cit. 2025-03-21].

MORENO, M.M. a MORENO, A., 2008. Effect of different biodegradable and polyethylene mulches on soil properties and production in a tomato crop. Online. *Scientia Horticulturae*. Roč. 116, č. 3, s. 256-263. ISSN 03044238. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2008.01.007>. [cit. 2025-04-05].

NAJI, Abolfazl; AZADKHAH, Sharifeh; FARAHANI, Hadi; UDDIN, Saif a KHAN, Farhan R. Microplastics in wastewater outlets of Bandar Abbas city (Iran): A potential point source of microplastics into the Persian Gulf. Online. *Chemosphere*. 2021, roč. 262. ISSN 00456535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128039>. [cit. 2025-04-01].

NAPPER, I.E. a THOMPSON, R.C. Plastics and the Environment. Online. *Annual Review of Environment and Resources*. 2023, roč. 48, č. 1, s. 55-79. ISSN 1543-5938. Dostupné z: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112522-072642>. [cit. 2025-03-05].

Nařízení Komise (EU) 2023/2055 ze dne 25. září 2023, kterým se mění příloha XVII nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1907/2006 o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek (REACH), pokud jde o syntetické polymerní mikročástice, 2023.

NĚMEČEK, Jan, 2001. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. Praha: Česká zemědělská univerzita. ISBN 80-238-8061-6.

NIAOUNAKIS, Michael. Introduction. Online. In: *Biopolymers: Processing and Products*. Elsevier, 2015, s. 1-77. ISBN 9780323266987. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-26698-7.00001-5>. [cit. 2025-03-21].

O'BRIEN, Stacey; RAUERT, Cassandra; RIBEIRO, Francisca; OKOFFO, Elvis D.; BURROWS, Stephen D. et al., 2023. There's something in the air: A review of sources, prevalence and behaviour of microplastics in the atmosphere. Online. *Science of The Total Environment*. Roč. 874. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162193>. [cit. 2025-03-23].

OMIDOYIN, Kehinde Caleb a JHO, Eun Hea, 2023. Effect of microplastics on soil microbial community and microbial degradation of microplastics in soil: A review. Online. *Environmental Engineering Research*. 2023-12-28, roč. 28, č. 6, s. 220716-0. ISSN 1226-1025. Dostupné z: <https://doi.org/10.4491/eer.2022.716>. [cit. 2025-03-06].

PARK, Seon Yeong a KIM, Chang Gyun. Biodegradation of micro-polyethylene particles by bacterial colonization of a mixed microbial consortium isolated from a landfill site. Online. *Chemosphere*. 2019, roč. 222, s. 527-533. ISSN 00456535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.159>. [cit. 2025-04-23].

PAULY, J.L.; STEGMEIER, S.L.; ALLAART, H.A.; CHENEY, R.T.; MAYER, A.G. et al., 1998. Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissues. Online. *Cancer Epidemiology Biomarkers and Prevention*. S. 419-428. ISSN 10559965. Dostupné z: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/full-record/WOS:000073565800010>. [cit. 2025-03-23].

PAVLŮ, Lenka, 2019. *Základy pedologie a ochrany půdy*. V Praze: Česká zemědělská univerzita. ISBN 978-80-213-2952-2.

PURAHONG, Witoon; WAHDAN, Sara Fareed Mohamed; HEINZ, Daniel; JARIYAVIDYANONT, Katalee; SUNGKAPREECHA, Chanita et al. Back to the Future: Decomposability of a Biobased and Biodegradable Plastic in Field Soil Environments and Its Microbiome under Ambient and Future Climates. Online. *Environmental Science & Technology*. 2021, roč. 55, č. 18, s. 12337-12351. ISSN 0013-936X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02695>. [cit. 2025-04-26].

QI, Ruimin; JONES, Davey L.; LI, Zhen; LIU, Qin a YAN, Changrong. Behavior of microplastics and plastic film residues in the soil environment: A critical review. Online. *Science of The Total Environment*. 2020, roč. 703. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134722>. [cit. 2025-03-06].

REZAEI, Mahrooz; RIKSEN, Michel J.P.M.; SIRJANI, Elham; SAMENI, Abdolmajid a GEISSEN, Violette, 2019. Wind erosion as a driver for transport of light density microplastics. Online. *Science of The Total Environment*. Roč. 669, s. 273-281. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.382>. [cit. 2025-03-23].

RILLIG, Matthias C.; INGRAFFIA, Rosolino a DE SOUZA MACHADO, Anderson A. Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems. Online. *Frontiers in Plant Science*. 2017, roč. 8. ISSN 1664-462X. Dostupné z: <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01805>. [cit. 2025-03-06].

ROUSK, Johannes; BÅÅTH, Erland; BROOKES, Philip C; LAUBER, Christian L; LOZUPONE, Catherine et al. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. Online. *The ISME Journal*. 2010, roč. 4, č. 10, s. 1340-1351. ISSN 1751-7362. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/ismej.2010.58>. [cit. 2025-03-06].

ROY, Swarup; GHOSH, Tabli; ZHANG, Wanli a RHIM, Jong-Whan. Recent progress in PBAT-based films and food packaging applications: A mini-review. Online. *Food Chemistry*. 2024, roč. 437. ISSN 03088146. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2023.137822>. [cit. 2025-03-23].

RUDNIK, Ewa. Compostable polymer materials — definitions, structures and methods of preparation. Online. In: *Compostable Polymer Materials*. Elsevier, 2008, s. 10-36. ISBN 9780080453712. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/B978-008045371-2.50004-4>. [cit. 2025-03-21].

SABET, Maziyar. Exploring biodegradable polymer composites for sustainable packaging: a review on properties, manufacturing techniques, and environmental impacts. Online. *Iranian Polymer Journal*. 2025, roč. 34, č. 1, s. 123-142. ISSN 1026-1265. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s13726-024-01365-y>. [cit. 2025-04-29].

SHI, Jia; WANG, Jie; LV, Junfei; WANG, Zi; PENG, Yumei et al. Microplastic additions alter soil organic matter stability and bacterial community under varying temperature in two contrasting soils. Online. *Science of The Total Environment*. 2022, roč. 838. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156471>. [cit. 2025-04-23].

SHI, Jia; WANG, Zi; PENG, Yumei; FAN, Zhongmin; ZHANG, Ziyun et al. Effects of Microplastics on Soil Carbon Mineralization: The Crucial Role of Oxygen Dynamics and Electron Transfer. Online. *Environmental Science & Technology*. 2023, roč. 57, č. 36, s. 13588-13600. ISSN 0013-936X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c02133>. [cit. 2025-03-28].

STROSSER, Eduard. Methods for determination of labile soil organic matter: An overview. Online. *Journal of Agrobiology*. 2010, roč. 27, č. 2, s. 49-60. ISSN 1804-2686. Dostupné z: <https://doi.org/10.2478/s10146-009-0008-x>. [cit. 2025-04-28].

SURENDRAN, U.; JAYAKUMAR, M.; RAJA, P.; GOPINATH, Girish a CHELLAM, Padmanaban Velayudhaperumal. Microplastics in terrestrial ecosystem: Sources and migration in soil environment. Online. *Chemosphere*. 2023, roč. 318. ISSN 00456535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137946>. [cit. 2025-03-05].

ŠERÁ, Jana; HUYNH, Florence; LY, Faith; VINTER, Štěpán; KADLEČKOVÁ, Markéta et al. Biodegradable Polyesters and Low Molecular Weight Polyethylene in Soil: Interrelations of Material Properties, Soil Organic Matter Substances, and Microbial Community. Online. *International Journal of Molecular Sciences*. 2022, roč. 23, č. 24. ISSN 1422-0067. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/ijms232415976>. [cit. 2025-03-05].

ŠERÁ, Jana; KADLEČKOVÁ, Markéta; FAYYAZBAKHS, Ahmad; KUČABOVÁ, Veronika a KOUTNÝ, Marek. Occurrence and Analysis of Thermophilic Poly(butylene adipate-co-terephthalate)-Degrading Microorganisms in Temperate Zone Soils. Online. *International Journal of Molecular Sciences*. 2020, roč. 21, č. 21. ISSN 1422-0067. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/ijms21217857>. [cit. 2025-03-03].

ŠERÁ, Jana; STLOUKAL, Petr; JANČOVÁ, Petra; VERNEY, Vincent; PEKAŘOVÁ, Silvie et al. Accelerated Biodegradation of Agriculture Film Based on Aromatic–Aliphatic Copolyester in Soil under Mesophilic Conditions. Online. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 2016, roč. 64, č. 28, s. 5653-5661. ISSN 0021-8561. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.6b01786>. [cit. 2025-03-03].

TIAN, Lei; VAN PUTTEN, Robert-Jan a GRUTER, Gert-Jan M. *Plastic Pollution. The Role of (Bio)Degradable Plastics and Other Solutions*. Online. Scopus. 2022. Dostupné z: <https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-85140384236&origin=inward&txGid=e5c6036c207f76aee2b0b9a76fa78d2>. [cit. 2025-03-05].

VROMAN, Isabelle a TIGHZERT, Lan. Biodegradable Polymers. Online. *Materials*. 2009, roč. 2, č. 2, s. 307-344. ISSN 1996-1944. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/ma2020307>. [cit. 2025-03-21].

WANG, Fayuan; WANG, Quanlong; ADAMS, Catharine A.; SUN, Yuhuan a ZHANG, Shuwu. Effects of microplastics on soil properties: Current knowledge and future perspectives. Online. *Journal of Hazardous Materials*. 2022, roč. 424. ISSN 03043894. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127531>. [cit. 2025-04-23].

WANG, Jianfei; HUANG, Jiaqi a LIU, Shijie. The production, recovery, and valorization of polyhydroxybutyrate (PHB) based on circular bioeconomy. Online. *Biotechnology Advances*. 2024, roč. 72. ISSN 07349750. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2024.108340>. [cit. 2025-03-21].

WANG, Shutao; WANG, Wanqing; RONG, Sashuang; LIU, Guiming; LI, Yuxin et al. Key factors and mechanisms of microplastics' effects on soil nitrogen transformation: A review. Online. *Soil & Environmental Health*. 2024, roč. 2, č. 4. ISSN 29499194. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.seh.2024.100101>. [cit. 2025-04-28].

WEITHMANN, Nicolas; MÖLLER, Julia N.; LÖDER, Martin G. J.; PIEHL, Sarah; LAFORSCH, Christian et al. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. Online. *Science Advances*. 2018, roč. 4, č. 4. ISSN 2375-2548. Dostupné z: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060>. [cit. 2025-03-05].

XIAO, Mouliang; SHAHBAZ, Muhammad; LIANG, Yun; YANG, Jian; WANG, Shuang et al. Effect of microplastics on organic matter decomposition in paddy soil amended with crop residues and labile C: A three-source-partitioning study. Online. *Journal of Hazardous Materials*. 2021, roč. 416. ISSN 03043894. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126221>. [cit. 2025-04-28].

YANG, Ling; ZHANG, Yulan; KANG, Shichang; WANG, Zhaoqing a WU, Chenxi. Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk. Online. *Science of The Total Environment*. 2021, roč. 780. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146546>. [cit. 2025-04-29].

YANG, Min; HUANG, Dao-You; TIAN, Ying-Bing; ZHU, Qi-Hong; ZHANG, Quan et al. Influences of different source microplastics with different particle sizes and application rates on soil properties and growth of Chinese cabbage (*Brassica chinensis* L.). Online. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2021, roč. 222. ISSN 01476513. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112480>. [cit. 2025-03-06].

YUAN, Jianhua; MA, Jie; SUN, Yiran; ZHOU, Tao; ZHAO, Youcai et al. Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics. Online. *Science of The Total Environment*. 2020, roč. 715. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136968>. [cit. 2025-04-23].

ZAVARZINA, A.G.; DANCHENKO, N.N.; DEMIN, V.V.; ARTEMYEVA, Z.S. a KOGUT, B.M., 2021. Humic Substances: Hypotheses and Reality (a Review). *Eurasian Soil Science*. Roč. 2021, č. 54, s. 1826-1854. ISSN 1556-195X. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1134/S1064229321120164>.

ZHANG, Le; JIANG, Zicheng; TSUI, To-Hung; LOH, Kai-Chee; DAI, Yanjun et al. A Review on Enhancing *Cupriavidus necator* Fermentation for Poly(3-hydroxybutyrate) (PHB) Production From Low-Cost Carbon Sources. Online. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*. 2022, roč. 10. ISSN 2296-4185. Dostupné z: <https://doi.org/10.3389/fbioe.2022.946085>. [cit. 2025-03-21].

ZHAO, Shuling; RILLIG, Matthias C.; BING, Haijian; CUI, Qingliang; QIU, Tianyi et al. Microplastic pollution promotes soil respiration: A global-scale meta-analysis. Online. *Global Change Biology*. 2024, roč. 30, č. 7. ISSN 1354-1013. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/gcb.17415>. [cit. 2025-04-28].

ZHAO, Tingting; LOZANO, Yudi M. a RILLIG, Matthias C. Microplastics Increase Soil pH and Decrease Microbial Activities as a Function of Microplastic Shape, Polymer Type, and Exposure Time. Online. *Frontiers in Environmental Science*. 2021, roč. 9. ISSN 2296-665X. Dostupné z: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.675803>. [cit. 2025-03-06].

ZHOU, Jie; GUI, Heng; BANFIELD, Callum C.; WEN, Yuan; ZANG, Huadong et al. The microplastisphere: Biodegradable microplastics addition alters soil microbial community structure and function. Online. *Soil Biology and Biochemistry*. 2021, roč. 156. ISSN 00380717. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108211>. [cit. 2025-03-06].

ZUMSTEIN, Michael Thomas; SCHINTLMEISTER, Arno; NELSON, Taylor Frederick; BAUMGARTNER, Rebekka; WOEBKEN, Dagmar et al., 2018. Biodegradation of synthetic polymers in soils 2 and microbial biomass: Tracking carbon into CO₂ and microbial biomass. Online. *Science Advances*. 2018-07-06, roč. 4, č. 7. ISSN 2375-2548. Dostupné z: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aas9024>. [cit. 2025-03-03].

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1 Klasifikace plastů dle jejich velikosti (Napper & Thompson, 2023).....	15
Obrázek 2 Kroky mikrobiální biodegradace polymerů (vytvořeno podle Miri et al., 2022)	17
Obrázek 3 Strukturní vzorec PHB	19
Obrázek 4 Strukturní vzorek PBSA.....	20
Obrázek 5 Strukturní vzorec PBAT	20
Obrázek 6 Zdroje mikroplastů v životním prostředí (vytvořeno podle Behera a Das, 2023)	24
Obrázek 7 Vlastnosti půdy ovlivněné přítomností mikroplastů (vytvořeno podle Brochado et al., 2024)	25
Obrázek 8 Ilustrační obrázek připravených nařezaných vzorků polyesteru	35
Obrázek 9 Geografické zobrazení míst odběru zemědělských půd (vytvořeno pomocí Google My Maps).....	37
Obrázek 10 Připravená láhev pro měření mineralizace	39
Obrázek 11 Schéma spektrofotometrického stanovení HA/FA (vytvořeno podle Šerá et.al., 2022)	41
Obrázek 12 Měření mineralizace – propíchnutí septa plynotěsného uzávěru kapilární jehlou (vlevo), provzdušňování lahví po analýze (vpravo)	45
Obrázek 13 Množství fulvových kyselin (FA) po 0, 6 a 12 měsících inkubace vybraných polymerů ve dvou různých půdách	51
Obrázek 14 Množství huminových kyselin (HA) po 0, 6 a 12 měsících inkubace vybraných polymerů ve dvou různých půdách	53
Obrázek 15 Graf závislosti procent mineralizace jednotlivých polymerů na čase pro půdu PK	59
Obrázek 16 Graf závislosti procent mineralizace jednotlivých polymerů na čase pro půdu PČ	60
Obrázek 17 SEM snímky polymeru PHB v průběhu jeho biodegradace v půdním prostředí; zvětšení 1000x, měřítko odpovídá 80 μm.....	63
Obrázek 18 SEM snímky polymeru PBSA v průběhu jeho biodegradace v půdním prostředí; zvětšení 1000x, měřítko odpovídá 80 μm.....	64
Obrázek 19 SEM snímky polymeru PBAT v průběhu jeho biodegradace v půdním prostředí; zvětšení 1000x, měřítko odpovídá 80 μm.....	65
Obrázek 20 SEM snímky polymeru V1 v průběhu jeho biodegradace v půdním prostředí; zvětšení 1000x, měřítko odpovídá 80 μm.....	66

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 Základní charakteristika použitých polymerů.....	35
Tabulka 2 Základní charakteristika použitých zemědělských půd	36
Tabulka 3 Celkové množství uhlíku v použitých polymerech.....	48
Tabulka 4 Stanovené charakteristiky použitých půd	49
Tabulka 5 Výsledky stanovení organické hmoty – izolace fulvových kyselin.....	51
Tabulka 6 Výsledky stanovení organické hmoty – izolace huminových kyselin	53
Tabulka 7 Výsledky předinkubace.....	55
Tabulka 8 Souhrn výsledků biodegradačního experimentu.....	58

SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK

PHB	Poly- β -hydroxybutyrát
PBSA	Poly(butylen sukcinát-ko-adipát)
PBAT	Poly(butylen adipát tereftalát)
SEM	Rastrovací elektronová mikroskopie
UV/VIS spektrometrie	Ultrafialová a viditelná spektrometrie
MP	Mikroplasty
PE	Poly(ethylen)
PP	Poly(propylen)
PS	Poly(styren)
PVC	Poly(vinylchlorid)
PET	Poly(ethylen tereftalát)
UV záření	Ultrafialové záření
PHA	Polyhydroxyalkanoáty
PLA	Kyselina polymléčná
PBS	Poly(butylen sukcinát)
PCL	Poly(ϵ -kaprolakton)
PEA	Polyesteraminy
PVA	Poly(vinylalkohol)
Bio-PET	Biologický poly(ethylen tereftalát)
Bio-PP	Biologický poly(propylen)
Bio-PE	Biologický poly(ethylen)
Bio-PVC	Biologický poly(vinylchlorid)
TSP	Celkové suspendované částice (Total Suspended Particulate)
PM	Suspendované částice (Particulate Matter)
PM ₁₀	Suspendované částice s aerodynamickým průměrem <10 μm

PM _{2,5}	Suspendované částice s aerodynamickým průměrem <2,5 μm
GGN	„Uzly typu matného skla“ (Ground Glass Nodules)
EU	Evropská unie (European Union)
HDPE	Vysokohustotní poly(ethylen) (High Density Polyethylene)
TOM	Celková organická hmota (Total Organic Matter)
POM	Částicová organická hmota (Particulate Organic Matter)
DOM	Rozpuštěná organická hmota (Dissolved Organic Matter)
DOC	Rozpuštěný organický uhlík (Dissolved Organic Carbon)
PK	Půda kambizem luvická
PČ	Půda černozem luvická
HA	Huminové kyseliny (Humic Acids)
FA	Fulvové kyseliny (Fulvic Acids)