



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA CHEMICKÁ

FACULTY OF CHEMISTRY

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

VLIV BIODEGRADABILNÍCH POLYMERŮ NA PŮDNÍ VLASTNOSTI A ROSTLINNOU BIOMASU

EFFECTS OF BIODEGRADABLE POLYMERS ON SOIL PROPERTIES AND PLANT BIOMASS

DIZERTAČNÍ PRÁCE

DOCTORAL THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Ing. Martin Brtnický

ŠKOLITEL

SUPERVISOR

prof. Ing. Jiří Kučerík, Ph.D.

BRNO 2025

OBSAH

Abstrakt	2
Abstract	3
ÚVOD	4
TEORETICKÁ ČÁST	5
1.1 Plasty v zemědělství	5
1.2 Hlavní vstupy plastů do zemědělských půd	5
1.3 Biologicky rozložitelné plasty	7
1.4 P3HB	9
1.5 Vliv P3HB na půdní vlastnosti	11
1.6 Vliv P3HB na růst rostlin a rostlinnou biomasu	12
CÍLE PRÁCE	13
VÝSLEDKY A DISKUZE	16
1. Vliv přídatku P3HB na dynamiku živin v půdě a kvalitu půdní organické hmoty ve vztahu ke změně půdního mikrobiomu	16
2. Vliv změny ve stechiometrii živin v půdě na růst rostlin a tok živin do rostliny	19
3. Vliv půdního prostředí na biodegradaci P3HB	21
4. Možnosti snížení negativních účinků biodegradace P3HB na růst rostlin	22
ZÁVĚR	24
SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ	25
Životopis	45

Abstrakt

Biodegradabilní plasty jsou stále častěji využívány jako náhrada konvenčních, biologicky nerozložitelných, plastů. Nicméně, zatímco vliv konvenčních plastů a jejich fragmentů na životní prostředí je již rozsáhle studován, výzkum týkající se vlivu biodegradabilních plastů na půdu je zatím na počátku. První studie v této oblasti potvrdily opodstatněnou obavu týkající se možného vlivu biodegradace na rovnováhu půdních živin, nicméně detailní studie mechanismů, účinků na půdní mikrobiom, a především možných řešení doposud chyběly.

Tato práce si klade za cíl tyto mezery alespoň částečně zaplnit. Z tohoto důvodu byla provedena série experimentů studujících vliv biodegradace poly-3-hydroxybutyrátu (P3HB) na půdy s variabilními vlastnostmi a růst rostlin. Studovány byly především vlivy na změnu aktivity půdního mikrobiomu, kvalitu půdní organické hmoty, tok živin, nárůst a kvalitu rostlinné biomasy a míru/ rychlost degradace P3HB. Byly také testovány možné přístupy pro potlačení negativního vlivu P3HB na růst rostlin. Výsledky prokázaly, že biodegradace P3HB způsobuje nárůst mikrobiální aktivity a určitý posun v biodiverzitě, nerovnováhu a změny v toku živin vytvářejících stres, který negativně ovlivnil růst rostlin. Jako možné snížení stresu se ukázala aplikace digestátu, který zmírnil negativní vliv biodegradace P3HB na růst rostlin.

Biodegradabilní plasty, včetně P3HB, představují jednu z možností řešení plastového znečištění, nicméně, ani jejich vliv na životní prostředí není benigní. Proto je důležité důkladně pochopit jejich vliv na životní prostředí a předcházet tak potencionálním rizikům při jejich použití i likvidaci.

Klíčová slova

Poly-3-hydroxybutyrát, půdní mikrobiom, půdní enzymatická aktivita, DNA, biodegradace, půdní organická hmota, environmentální stres.

Abstract

Biodegradable plastics are increasingly being used as alternatives to conventional, non-biodegradable plastics. However, while the environmental impacts of conventional plastics and their fragments have been extensively studied, research on the effects of biodegradable plastics on soil is still in its early stages. Initial studies in this field have confirmed justified concerns regarding the potential impact of biodegradation on soil nutrient balance. However, detailed studies into the mechanisms, effects on the soil microbiome, and especially potential mitigation strategies have so far been lacking.

This study aims to partially fill these gaps. A series of experiments was conducted to investigate the effects of poly-3-hydroxybutyrate (P3HB) biodegradation on soils with varying properties and on plant growth. The research focused primarily on changes in soil microbial activity, soil organic matter quality, nutrient fluxes, plant biomass growth and quality, and the extent and rate of P3HB degradation. Potential approaches to mitigate the negative impact of P3HB on plant growth were also tested. The results demonstrated that P3HB biodegradation lead to increased microbial activity, shifts in microbial biodiversity, imbalances and changes in nutrient fluxes, ultimately creating stress conditions that negatively affected plant growth. Digestate application was identified as a promising strategy to mitigate the negative impacts of P3HB degradation on plant development.

Although biodegradable plastics, including P3HB, represent a potential solution to plastic pollution, their environmental impact is not entirely benign. Therefore, it is essential to thoroughly understand their interactions with the environment to anticipate and prevent potential risks associated with their use and disposal.

Key words

Poly-3-hydroxybutyrate, soil microbiome, soil enzyme activity, DNA, biodegradation, soil organic matter, environmental stress.

ÚVOD

Termín plasty se běžně používá pro označení široké škály syntetických nebo polosyntetických materiálů, které se používají v obrovském a stále rostoucím množství aplikací. Od zahájení masové výroby ve 40. letech 20. století se plasty staly všudypřítomnou součástí lidského života. V roce 2019 se celosvětová produkce plastů zvýšila na téměř 368 milionů tun. Očekává se, že do roku 2050 se výroba plastů ztrojnásobí a bude představovat pětinu celosvětové spotřeby ropy (www.statista.com). Se zvýšenou produkcí a spotřebou plasty je nezbytně spojena i zvýšená kontaminace životního prostředí a dále pak tvorba plastových fragmentů, mikro a nanoplastů (MP a NP) – téma, které rezonuje společností, a které je i přes rostoucí počet vědeckých prací stále ještě prozkoumáno velmi povrchně.

Předložená disertační práce se zaměřuje na biodegradabilní plasty, které bezesporu představují jedno z možných řešení plastové kontaminace. Nicméně, jak naznačují výsledky nedávných studií, jejich vliv na životní prostředí nemusí být úplně benigní, jak je některými jejich propagátory naznačováno. Dojde-li v budoucnu ke snížení ceny biodegradabilních plastů a tím i k podpoře jejich masivního využití, je nutné dostatečně dopředu prozkoumat i jejich případná negativa, aby se společnost vyhnula případným environmentálním problémům.

Tato práce se tematicky zaměřuje na důležitou část tohoto problému, konkrétně na vliv biodegradabilních plastů na produkční a mimoprodukční funkce půdy. Samotná disertační práce je organizována do několika kapitol. V teoretické části se zaměřuje na plasty v zemědělství, je popisován vliv MP a mikrobioplastů na fyzikální, chemické a mikrobiologické vlastnosti půdy a na růst rostlin. V této části práce jsou brány v potaz vlivy jak nebiodegradabilních, tak i biodegradabilních plastů. Důvodů je několik, mezi nejdůležitější patří především i) nejasná hranice oddělující biodegradabilní a nebiodegradabilní plasty, ii) prolínání biotických a abiotických faktorů vedoucích k tvorbě MP v reálných podmínkách, iii) podobnost vlivu na životní prostředí, přinejmenším v počátečních stádiích kontaminace a iv) podobnost cest, jakým ke kontaminaci životního prostředí dochází. V další části jsou pak na základě literární rešerše definovány cíle disertační práce a výzkumné otázky. V poslední části jsou pak uvedena a diskutována některá zjištění s odkazem na autorem publikované práce a na práci v recenzním řízení. Všechny relevantní publikace autora jsou pak součástí poslední části práce ve formě příloh.

TEORETICKÁ ČÁST

1.1 Plasty v zemědělství

V zemědělství je používána celá škála plastů s různými mechanickými a fyzikálně-chemickými vlastnostmi. Mezi nejčastější patří vysokohustotní polyethylen (HDPE), který nachází uplatnění jako materiál pro výrobu zemědělských sítí (Castellano et al. 2008) a mulčovací fólie (Steinmetz et al. 2016), stejně tak jako lineární nízkohustotní polyethylen (LLDPE) (Espí et al. 2016). Polypropylen (PP) je využíván pro výrobu netkaných textilií (Castellano et al. 2008) a společně s polyvinylchloridem (PVC) pak jako materiál pro zavlažovací trubky nebo hadice (Scarascia-Mugnozza et al. 2012). PVC, polyolefiny, ethylen-vinylacetát (EVA) nebo kopolymery ethylen-butyl-akrylátu (EBA) se také používají jako kryty skleníků (včetně speciálních typů, např. fólie blokující blízké infračervené záření (NIR) s kovovými pigmenty, ultratermické fólie, průchozí tunely a kryty nízkých tunelů (Espí et al. 2016; Maraveas 2019). Polykarbonát (PC) a polymethylmetakrylát (PMMA) jsou často využívány jako dvouvrstvé (alveolární) tepelně izolační kryty skleníků (Scarascia-Mugnozza et al. 2012). Polystyren (PS) a polyuretan byly v minulosti hojně používány pro tzv. coating hnojiv (Yang et al. 2012; Qu et al. 2019a). Tento seznam není kompletní, ale ilustruje široké využití plastů v zemědělství a příbuzných oborech, a tedy i potencionální zdroje kontaminace půdy (a dalších složek životního prostředí) plastovými fragmenty (Jansen et al. 2019).

1.2 Hlavní vstupy plastů do zemědělských půd

Jak již bylo naznačeno v předcházejících kapitolách, hlavní vstupy plastů do zemědělských půd zahrnují:

- i. časté používání plastových materiálů a zařízení, jakými jsou mulčovací fólie, sítě a nádrže, hadice zavlažovacích systémů, kompozity minerálních hnojiv a bioplastů, coating hnojiv atd. (Castellano et al. 2008; Espí et al. 2016; Steinmetz et al. 2016; Maraveas 2019);
- ii. hnojení zemědělskými kaly, komposty, statkovým a drůbežím hnojem, které jsou (navzdory metodám třídění a screeningu před kompostováním i po něm) stále kontaminovány MP v koncentracích od 2,38–180 mg/kg (Blasing a Amelung 2018); jiné zdroje pak uvádí 1,2 g/kg (Gao et al. 2019a);
- iii. hnojení čistírenskými kaly (aplikovanými bez kompostování/s kompostováním, obsahujícími MP filtrované a koncentrované v čistírnách odpadních vod) (Nizzetto et

- al. 2016b; Willen et al. 2017; Ng et al. 2018; Khalid et al. 2020; Milojevic a Cydzik-Kwiatkowska 2021);
- iv. zavlažování recyklovanou odpadní vodou nebo sladkou vodou (kontaminovanou MP z komunálního odpadu) (Corcoran et al. 2010; Mintenig et al. 2017) – MP byly nalezeny jak v evropských (Sadri a Thompson 2014), tak i severoamerických (Zbyszewski et al. 2014) a asijských (Free et al. 2014) povrchových vodách;
 - v. atmosférická depozice (expozice může dosahovat až 280 ks/m² MP za den) (Dris et al. 2016), přičemž důležitým zdrojem je například silniční doprava (Baensch-Baltruschat et al. 2021); a
 - vi. méně významné, ale nikoliv zanedbatelné, jsou zdroje, jakými jsou odpadky (littering) a pouliční splachy (Blasing a Amelung 2018).

V praxi jsou plastové odpady ponechávány na polích nebo podél vodních toků, spalovány na volném prostranství, zakopávány do půdy (Zalasiewicz et al. 2016) nebo ukládány na skládky, odkud se při nesprávném uložení mohou šířit do životního prostředí (Scalenghe 2018). Nevhodná likvidace zemědělského plastového odpadu způsobuje kontaminaci půdy (He et al. 2019) a vody, těžké látky se uvolňují do ovzduší (Horton a Dixon 2018) a všechny tyto zdroje znečištění pak mohou mít za následek kontaminaci potravin (Bouwmeester et al. 2015), zhoršování kvality půdy a agroekosystému a estetické znečištění (Kyriakou a Briassoulis 2007) a také zhoršování stavu krajiny (Briassoulis et al. 2013). Díky tomu začíná být pro zemědělskou praxi doporučováno používání biodegradabilních plastových materiálů (Vox et al. 2016).

Jak vyplývá z výše uvedeného výčtu, mezi hlavní zdroje primárních MP patří čistírenské kaly, které obsahují MP z produktů osobní hygieny nebo pro domácnost (Zubris a Richards 2005), včetně polyesteru a nylonu, hlavních polymerů používaných v syntetických textilích, a mikroperliček a třpytek v kosmetice na bázi polyethylenu (PE) nebo PP. Následkem toho bylo v půdách se známou historií aplikace čistírenských kalů nalezeno výrazně vyšší množství právě syntetických mikrovláken než v půdách, kde se kaly neaplikovaly (Zubris a Richards 2005). Syntetická mikrovláknna byla na některých polích nalezena i 15 let po poslední aplikaci kalů (Zubris a Richards 2005).

Současné předpisy týkající se škodlivých látek v kalech aplikovaných na půdu nepovažují MP za hrozbu (byť se situace mění), takže množství MP, které se ročně neúmyslně dostanou do půdy, může být vyšší než je odhadováno (Nizzetto et al. 2016a).

Hlavní zdroj sekundárních MP pak představuje mulčování, které se používá k ochraně sazenic a výhonů prostřednictvím izolace, udržování půdního mikroklimatu (Kasirajan

a Ngouajio 2012), teploty (Ham et al. 1993), zabránění odpařování půdní vody (Kader et al. 2017), úpravy propustnosti nebo odrazivosti specifických vlnových délek dopadajícího slunečního záření, úpravy kořenové zóny (Tarara 2000; Ibarra-Jimenez et al. 2011) a regulaci výměny plynů (Diaz-Perez 2010; Torres-Oliver et al. 2018). Současné předpisy v různých zemích se snaží problém produkce MP z mulčování řešit, např. v Evropské unii je povoleno nahradit mulčovací fólie z konvenčních plastů biologicky rozložitelnými plasty (EN_17033 2018). Tato změna, jak je diskutováno dále, však nemůže „MP problém“ uspokojivě vyřešit.

1.3 Biologicky rozložitelné plasty

Chemické složení plastů determinuje výskyt a vznik MP, jejich přenos, perzistenci, rozložitelnost a potenciální škodlivé účinky. Z těchto důvodů se do centra pozornosti dostávají biologicky odbouratelné plasty, které, jak již bylo zmíněno v úvodu, mohou hrát zásadní roli při řešení problémů s likvidací plastů z ekonomického i environmentálního hlediska (Thakur et al., 2018).

Biologicky rozložitelné (nebo též biodegradabilní) plasty jsou obvykle směsí biologicky rozložitelných polymerů s různými přísadami. Lze je rozdělit do tří hlavních skupin: (i) přírodní polymery (škrob, celulóza a lignin), (ii) polymery z biomasy, buď syntetizované, nebo vzniklé při fermentaci (kyselina polymlečná – PLA; polyhydroxyalkanoát – PHA); a (iii) polymery syntetizované z fosilních zdrojů, jako polybutylen adipát-ko-tereftalát (PBAT), poly(ϵ -kaprolakton) (PCL), polybutylensukcinát (PBS) a polykarbonát (PC) (Ng et al. 2018; Gioia et al. 2021). Biodegradabilní plasty se vyrábějí převážně z obnovitelných zdrojů a mohou být rozkládány a metabolizovány celou škálou organismů včetně bakterií a hub (Kale et al., 2015).

Mezi biologicky rozložitelné polymery používané v zemědělství patří například výše zmíněné PLA, PCL, PBS, PBAT, PHA, stejně jako celulózy a škrob (Ng et al. 2018; Mo et al. 2023). Biodegradabilní plasty se zpravidla používají jako zemědělský mulč, často také jako obalový materiál. Mezi další aplikace patří trubky pro kapkovou závlahu a stíněné skleníkové tunely a materiály s prodlouženým uvolňováním pesticidů a hnojiv (Mo et al. 2023). Protože biologicky rozložitelné plasty mají obecně horší mechanické (tuhost, houževnatost) a tepelné vlastnosti, jsou buď míseny s jinými polymery (např. PLA a PBAT) (Colnik et al. 2020), nebo s přísadami, jakými jsou stabilizátory, změkčovadla, antioxidanty, oxidační promotory, povrchově aktivní látky prodlužující řetězce, kompatibilizátory a další (Cui et al. 2021).

Jak již bylo naznačeno, biodegradace v půdě probíhá v několika krocích a její rychlost závisí na podmínkách prostředí, jako je teplota, koncentrace živin, zda jsou přítomné organismy schopné biodegradace, vlhkost a obsah a kvality půdní organická hmota. Kromě toho hraje

důležitou roli také velikost a tvar biologicky rozložitelného materiálu a přísady použité pro zlepšení mechanických vlastností. Nicméně, vzhledem k rychlosti různých fází degradace, biologicky rozložitelné plasty mohou vytvářet tzv. mikrobioplasty (MBP), analogické částice k MP, a to dokonce mnohem rychleji v porovnání s MP (Sintim et al. 2023).

Jako příklad lze uvést studii autorského kolektivu (Li et al. 2023), kteří pozorovali, že MP PBAT/PLA vytvářely v půdním mikrobiálním společenstvu sítě s menší složitostí a více kompetitivními interakcemi než částice PE. To bylo vysvětleno jako důsledek toho, že mikročástice PLA/PBAT mají na svém povrchu více mikroskopických anomálií a více kontaktních míst pro tvorbu mikrobiálního biofilmu než částice, které nejsou biologicky rozložitelné. Kromě toho, využití polymerních sloučenin biologicky rozložitelných plastů zvyšuje množství dostupného C v půdě a snižuje množství dostupného N (Zhou et al. 2021a). To vedlo ke změně enzymatické aktivity půdního mikrobiomu v důsledku adaptace společenstva na tento substrát (Zhou et al. 2021a). Ve srovnání s rozsahem a variabilitou bakteriálních druhů schopných degradovat různé typy konvenčních organo-polymerních materiálů je početnost a rozšíření různých taxonů s metabolickými nástroji pro katabolismus biodegradabilních plastů větší (Awasthi et al. 2022). Důvodem je skutečnost, že řada biodegradabilních polymerů, jako jsou PLA, PHA a (samozřejmě) plasty na bázi celulózy, škrobu, ligninu, je rovněž na biologické bázi a mikrobiálně biosyntetizována.

Ne všechny bioplasty však lze považovat za biologicky odbouratelné a stejně tak ne všechny biologicky odbouratelné polymery jsou biosyntetizovány (Awasthi et al. 2022). Například PBAT vyrobený z petrochemických surovin je degradován houbami *Candida antarctica* (Xu et al. 2023) a různými bakteriálními kmeny (Thumarat et al. 2012; Bulpach et al. 2018), *Saccharomonospora viridis* (Kawai et al. 2014) a termofilním kmenem *Thermomonospora fusca* z kompostu (Witt et al. 2001), které patří mezi aktinobakterie. Dále pak *Bacillus sp.* JY35 (Cho et al. 2022) a také zástupci rodů *Clostridium*, *Streptococcus* a *Caldicoprobacter*, nalezení v termofilních reaktorech pro rozklad směsi PLA/PBAT (Tseng et al. 2020). Vedle chemické syntézy se PLA biosyntetizuje také pomocí metabolicky upravené *Escherichia coli* (Jung et al. 2010), pomocí lipázy izolované z *Candida rugosa* (Whulanza et al. 2018) nebo pomocí *Yarrowia lipolytica* (Lajus et al. 2020). Velké množství mikroorganismů vykazuje schopnosti rozkladu PLA, např. bakterie z rodu *Actinobacteria*, rody *Geobacillus* a *Bacillus* (Tomita et al. 2003), druhy *Stenotrophomonas pavanii* a *Pseudomonas geniculata* (Bulpach et al. 2018), anaerobní *Tepidimicrobium xylanilyticum* (Tseng et al. 2020), houbové rody *Amycolatopsis* (Ikura a Kudo 1999), *Aspergillus* (Maeda et al. 2005), *Fusarium* (Torres et al. 1996), *Penicillium* (Jeszeova et al. 2018). Polykaprolakton (PCL) byl popsán jako

biodegradovatelný lipázami *Candida antarctica* (Ma et al. 2020), *Pseudomonas cepacia* (Sivalingam et al. 2003), *Aspergillus fumigatus* (Hakkarainen a Albertsson 2002), *Fusarium* (Abe et al. 2010; Jeszeova et al. 2018). Polybutylensukcinát (PBS), syntetizovaný polykondenzací kyseliny jantarové a butandiolu, je degradován kutinázami z *Roseateles depolymerans* TB-87 a *Pseudozyma antarctica* JCM 10317 (Shinozaki et al. 2013), *Pseudomonas cepacia* (Taniguchi et al. 2002), dále *Thermobifida alba*, *T. cellulositytica*, *T. fusca*, *Thermomonospora curvata* (Gamerith et al. 2017; Pan et al. 2018), *Aspergillus fumigatus* (Jung et al. 2018), *Fusarium solani* (Kitamoto et al. 2011) a *Pichia pastoris* (Peñas 2023). Polykarbonáty (PC), které se hojně vyskytují např. na skládkách, jsou biologicky rozložitelné mnoha bakteriemi, jako jsou *Pseudoxanthomonas* sp. NyZ600 (Yue et al. 2021), *Bacillus cereus* a *B. megaterium* (Arefian et al. 2020), rody *Arthrobacter*, *Enterobacter* (Goel et al. 2008), *Duganella*, *Pseudomonas*, *Ralstonia*, *Roseateles*, *Variovorax*, *Acinetobacter* (Artham a Doble 2008) a houbami rodů *Fusarium*, *Ulocladium*, *Chrysosporium*, *Penicillium*, *Rhizopus* (Arefian et al. 2013). PHA jsou striktně bakteriálně produkované polymerní plasty (Behera et al. 2022), proto enzymy pro jejich degradaci produkují především mikrobi schopní PHA biosyntetizovat. Nicméně, PHA degraduje i mnoho dalších mikroorganismů – rody *Pseudomonas* (Mohanana et al. 2020; Manoli et al. 2022), *Thermobifida* sp. (Phithakrotchanakoon et al. 2009), *Variovorax*, *Alcaligenes faecalis* (Sun et al. 2015), *Streptomyces exfoliatus* (Martinez et al. 2015), *Bacillus megaterium* (Chen et al. 2009). Degradaci PHA zvládají i četné houbové taxony, např. rod *Penicillium* (degradují také PLA) (Gowda a Shivakumar 2015; Jeszeova et al. 2018), nebo zástupci rodu *Fusarium*, kteří jsou schopni degradovat i PVA (polyvinylalkohol) (Abe et al. 2010; Jeszeova et al. 2018).

1.4 P3HB

Tato disertační práce studuje vlivy biodegradabilních plastů na půdu a růst rostlin. Jako modelový zástupce byl vybrán P3HB, zástupce ze skupiny polyalkanoátů, jehož vlastnosti jsou zde uvedeny pouze ve zkratce, důkladnější rešerše je potom prezentována v již publikovaných pracích.

Polyhydroxyalkanoáty (PHA) představují skupinu přírodních biodegradabilních plastů (BP), které jsou považovány za perspektivní materiály jedna díky svým fyzikálně-chemickým a mechanickým vlastnostem, možnosti termoplastického zpracování (Alcântara et al. 2020) a také schopnosti podléhat jak aerobní, tak anaerobní biodegradaci (Sehgal a Gupta, 2020; Shah a Kumar, 2021). Mezi nejrozšířenější a nejvíce studované zástupce této skupiny patří polyhydroxybutyráty (PHB), zejména P3HB a jeho kopolymer poly(3-hydroxybutyrát-co-3-

hydroxyvalerát) (PHBV) (Fuessl et al. 2012). PHB lze nicméně syntetizovat i z jiných monomerů například 2-HB a 4-HB což umožňuje vznik polymerů různých délek monomerních řetězců, včetně poly-2-HB, poly-3-HB a poly-4-HB (Sudesh et al., 2000).

P3HB, jako nejčastěji studovaný PHA, je syntetizován celou řadou prokaryotických bakterií, včetně půdních, za podmínek nerovnováhy živin (přebytek C a nedostatek N) (Grousseau et al. 2013; Lee 1996) jako zásobní molekula uhlíku a zdroj energie (Alves et al., 2017), což jej činí velmi vhodným pro široké spektrum aplikací (Yu et al., 2006; Albuquerque et al., 2020).

Biodegradace P3HB probíhá v mikrobiálně aktivním prostředí, včetně sladkovodních a mořských ekosystémů (Briassoulis et al., 2019), anaerobních kalů (Cazaudehore et al., 2023), sedimentů (Eich et al., 2021) a půdě (Serrano-Ruiz et al., 2023). Rychlá a úplná rozložitelnost je klíčovou vlastností, díky níž jsou PHA, zejména P3HB, považovány za environmentálně příznivé polymery (Vroman a Tighzert, 2009; Luckachan a Pillai, 2011) a vhodnou alternativu ke konvenčním, nerozložitelným plastům (Bonartseva et al., 2003). Enzymy podílející se na biodegradaci P3HB, jako jsou depolymerázy a hydrolázy, byly identifikovány u několika mikrobiálních taxonů (Kadouri et al., 2003; Shah et al., 2007; Panayotidou et al., 2014; Roohi a Kuddus, 2018). PHB-depolymerázy jsou zodpovědné za štěpení polymerních řetězců na monomer kyseliny 3-hydroxymáselné, která je dále plně využitelná mikroorganismy (Altaee et al., 2016; Jendrossek et al., 2002; Kozlovskii et al., 1999).

P3HB v posledních letech stále více zkoumán jako polymer využitelný v různých zemědělských aplikacích. Rostoucí zájem o udržitelné zemědělské technologie podporuje využívání P3HB jako zatím sice ekonomicky nevýhodného, ale potenciálně ekologicky příznivého materiálu (Ngo, 2020). Nicméně s rostoucím uplatněním PHA v zemědělských aplikacích může narůst jejich koncentrace v půdním prostředí, přičemž v případě využití jako mulčovací fólie, by mohly zbytkové koncentrace překročit 1,5 % (Palucha et al., 2024). To samozřejmě vyvolává obavy ohledně jejich potenciálního dopadu na agroekosystémy.

Konkrétní známé aplikace P3HB v zemědělství zahrnují mulčovací materiály (Kaisrajan a Ngouajio, 2012), coating hnojiv pro řízené uvolňování (Volova et al., 2016), nosičové systémy pro mikroorganismy (Boyandin et al., 2016), a také použití v květináčích a výsevních páscích či při aplikaci agrochemikálií s řízeným uvolňováním (Touchaleaume et al., 2016; Vroman a Tighzert, 2009).

1.5 Vliv P3HB na půdní vlastnosti

P3HB se z a příznivých podmínek biologicky rozkládá poměrně rychle, a to v řádu týdnů až měsíců (Kawashima et al., 2019). Nicméně, příznivé podmínky se vyskytují především v půdách s vyšším obsahem půdní organické hmoty (SOM), dostatkem živin, vyšší mikrobiální aktivitou, a vhodným nasycením vodou. Přirozená koncentrace P3HB v půdě kolísá, přirozené množství je v mikrogramech na gram mikrobiálního uhlíku (Elhottova et al., 2000). V půdě je P3HB využíván širokou škálou mikroorganismů, včetně saprofytických hub (Altaee et al., 2016) a bakterií (Volova et al., 2017), a proto tvoří přirozenou součást půdního potravního řetězce (White et al., 2021). Z tohoto důvodu, nadměrné množství P3HB částic může vyvolávat nežádoucí účinky a to především snižovat dostupnost organické hmoty pro mikroorganismy (Pathan et al., 2020) ovlivňovat distribuci živin (Zhao et al., 2021) včetně kyslíku (Brtnicky et al., 2024b) a tím narušovat půdní potravní řetězec (Rillig et al., 2019), stimulovat půdní respiraci a zvyšovat emise CO₂ (Liu et al., 2019), měnit složení mikrobiálního společenstva ve prospěch druhů schopných jeho degradace (Fernandes et al., 2020) a snižovat pH půdy (Volova et al., 1998). S ohledem na fyzikální vlastnosti půdy, MP z P3HB zvyšují rychlost odpařování vody a podporují vysychání půdy, podobně jako MP z PET (Fojt et al., 2022) a to změnou supramolekulární struktury SOM, což ovlivňuje vodní kapacitu (WHC), pohyb vody i její dostupnost pro rostliny. Vyšší koncentrace P3HB v půdě proto nejsou bez rizika, jak se dříve předpokládalo.

Patrně nejzásadnějším problémem je stechiometrická nerovnováha způsobená nadbytkem snadno dostupného uhlíku (Brown et al., 2023), vzhledem k tomu, že optimální poměr C:N v půdě je ca 7–8,6 (Manzoni et al., 2017; Spohn, 2015). Výsledný nárůst tohoto poměru vede ke zvýšené poptávce po N, který mikroorganismy získávají z SOM pomocí produkce N-hydroláz (Zhu et al., 2021). Tímto způsobem dochází k intenzivnějšímu využití zdrojů a ke zpřístupnění N, který by jinak byl dostupný rostlinám, s možnými negativními důsledky pro kvalitu SOM (Brown et al., 2023; Serrano-Ruiz et al., 2023). Mikrobiální společenstva na změnu poměru C:N také reagují šířením degradérů, kteří následně ovlivňují strategie rostlin i složení rhizobiomu. Přestože několik studií toto téma zkoumalo (Altaee et al., 2016; Serrano-Ruiz et al., 2023; Volova et al., 2022; Zhou et al., 2021a), stále není jasné, jak míra biodegradace, množství zbytků plastu a aktivita degradátorů souvisí s konkrétními půdními parametry a toky živin.

Schopnost půdy degradovat P3HB do značné míry závisí na jejím biotickém složení – jak na makroorganismech (např. žížaly, Sanchez-Hernandez et al., 2020), tak na mikrobiálních společenstvech (Abou-Zeid et al., 2004; Rychter et al., 2006). Právě struktura mikrobiálního

společenstva bývá označována jako klíčový faktor rychlé a účinné biodegradace (Guo et al., 2010; Vogel et al., 2021). K degradačně aktivním mikroorganismům patří saprofytické houby (Sang et al., 2002; Altaee et al., 2016) a bakterie z rodů *Bacillus*, *Paenibacillus*, *Streptomyces*, *Arthrobacter*, *Azospirillum* a *Pseudomonas* (Ito et al., 1998; Manna et al., 1999; Volova et al., 2017), včetně některých rhizobakterií (Bonartseva et al., 2003; Kadouri et al., 2003; Jeszeova et al., 2018). Aktivita mikrobů degradujících P3HB je proto úzce vázána na rovnováhu a dostupnost živin v půdě. Rozklad probíhá efektivněji při dostatku limitujících prvků, především N (Nishide et al., 1999; Sang et al., 2004; Muneer et al., 2020; Zhou et al., 2021c).

Přítomnost PHA také ovlivňuje půdní mikroorganismy prostřednictvím změn v taxonomickém i funkčním složení společenstva (Brown et al., 2023; Dey a Tribedi, 2018; Sang et al., 2002; Zhou et al., 2021a). Dochází k obohacení půdy o PHA-degradující taxony, jako jsou *Alphaproteobacteria* (Lian et al., 2022; Liu et al., 2023), *Actinobacteria* (Lian et al., 2022; Liu et al., 2023; Meng et al., 2021), *Ascomycota* (Liu et al., 2023), pravděpodobně i *Gammaproteobacteria* (Chen et al., 2020). Tyto změny vedou k posunům v abundanci funkčních skupin, například kopiotrofů (Rüthi et al., 2020), oligotrofů (Moore-Kucera et al., 2014), nitrifikačních prokaryot (Di Mola et al., 2021) a *Firmicutes* (Ong a Sudesh, 2016). Mezi rozpoznané PHA-degradující houby patří zástupci fyly *Ascomycota* (Šerá et al., 2020; Matavulj a Molitoris, 1992; Tanunchai et al., 2021), *Basidiomycota* (Matavulj a Molitoris, 1992) a *Deuteromycetes* (Lee et al., 2005). Vyšší zastoupení skupiny *Nitrospirae* po přidavku PHBV poukazuje na změny v koloběhu N (Zhou et al., 2021).

Jen málo studií (Barak et al., 1991; Boyandin et al., 2011; Palucha et al., 2024) se detailně zabývá vztahem mezi mírou biodegradace P3HB a rozkladem autochtonní SOM. Například autoři studie Palucha et al. (2024) zaznamenali po několika měsíčním experiment pokles SOM až o 15 % v černici, 5 % v kambizemi a 3 % v černozemi, což bylo přičítáno stimulaci mikrobiální aktivity, která vedla k intenzivnějšímu rozkladu SOM.

Navzdory řadě hypotéz však zatím chybí cílené a komplexní studie, které by podrobně popsaly změny půdního mikrobiomu v souvislosti s přítomností P3HB. Současné poznatky však naznačují, že MP P3HB přeměrovávají půdní toky z ukládání C, N a dalších živin do půdní organické hmoty směrem k jejich zvýšené spotřebě, což má zásadní dopad na dostupnost N a celkovou funkčnost půdního ekosystému (Brtnicky et al., 2022).

1.6 Vliv P3HB na růst rostlin a rostlinnou biomasu

Nerovnováha živin v půdě vyvolaná biodegradací P3HB může vést ke snížení primární produkce rostlin v důsledku konkurence o zdroje mezi rostlinami, půdními mikroorganismy

a rhizobiotou (Brtnický et al., 2024b) díky imobilizaci makroživin, což negativně ovlivňuje růst rostlin (Reay et al., 2024). To bylo potvrzeno na pro růst salátu napříč bez ohledu na půdní texturu (Brtnický et al. 2022), rajčata (Serrano-Ruiz et al. 2023), kukuřice (Brown et al. 2023), a pšenice (Zhou et al., 2021b). Autoři studie Malik et al. (2015) navíc uvedli, že akumulace P3HB v semenech transgenní rostliny *Camelina sativa* negativně ovlivnila klíčení, vzcházení i přežívání semenáčků. Fytotoxický účinek P3HB na vodní rostliny však doposud nebyl prokázán (Prochazkova et al., 2023).

Přestože kyselina 3-hydroxymáselná (3-HB), hlavní degradační produkt P3HB, má pKa 4,41 a tedy její uvolňování nevede přímo k silné acidifikaci (Bruss et al., 2008), může být působení kyseliny zesíleno přidavkem NPK hnojiv. P3HB zároveň ovlivňuje cyklus N v půdě v důsledku změn mikrobiální aktivity, diverzity a metabolismu, což má dopad na výživu a růst rostlin. Vedle přímého vlivu na růst rostlin se ukazuje, že degradační produkty P3HB mohou také ovlivňovat molekulární procesy v rostlinných buňkách. Bylo prokázáno, že kyselina 3-HB hraje významnou signální roli v regulaci eukaryotických buněk (Puchalska a Crawford, 2017). Mierziak et al. (2020) zjistili, že exogenní aplikace 3-HB u lnu (*Linum usitatissimum L.*) ovlivnila vzorce DNA de-/metylace a tím potenciálně i expresi genů spojených s fenylpropanoidní drahou. Tato dráha, mimo jiné, hraje důležitou roli v inaktivaci reaktivních forem kyslíku a odpovědi na abiotické stresy (Sharma et al., 2019). Nedávná studie také ukázala, že PHB vystavený zvětrávání v terénu vykazuje silnější inhibiční účinek na růst rostlin než čerstvý, dosud nerozložený bioplast (Serrano-Ruiz et al., 2023).

Tyto výsledky zdůrazňují potřebu dalšího výzkumu zaměřeného na pochopení mechanismů účinku PHA v půdě, identifikaci ovlivňujících faktorů a vývoj strategií pro řízenou aplikaci a biodegradaci těchto materiálů v zemědělství.

CÍLE PRÁCE

Jak vyplývá z literární rešerše, MP z nebiodegradovatelných plastů ovlivňují jak vlastnosti půdy, tak i růst rostlin. Ačkoliv mají biodegradabilní plasty těmito negativním efektům plastů zabránit, prvotní experimenty naznačují, že způsobují nejen podobné problémy jako nebiodegradovatelné MP (změna pH, vliv na biodiverzitu), ale i řadu problémů nových. Cílem této práce bylo primárně ozřejmit vliv na produkční a mimoprodukční vlastnosti půdy, nicméně během řešení této práce se objevila i další témata, na která se tato práce pokouší alespoň částečně odpovědět. Dále je třeba také dodat, že tato práce rozvíjí přecházející disertační práci Dr. Fojta „Studium degradačních procesů bioplastů“, která byla zaměřena na studium procesů

biodegradace biodegradabilních plastů a analýzu jejich reziduí v půdě. Zmíněná práce se také dotkla tématu týkajícího se vlivu biodegradace P3HB na růst rostlin a prolíná se s tématem této disertační práce publikací „Effect of biodegradable poly-3-hydroxybutyrate amendment on the soil biochemical properties and fertility under varying sand loads“ publikovanou v roce 2020 v časopise Chemical and Biological Technologies in Agriculture. Na této publikaci Dr. Fojt spolupracoval, předložená disertační práce pak celé téma biodegradace P3HB rozvíjí a prohlubuje.

Jak je patrné z literární rešerše týkající se P3HB, dosavadní informace o vlivu PHB a jejich MP na kvalitu půdy a růst rostlin jsou oproti konvenčním MP stále neporovnatelně menší, i když se situace v posledních letech postupně mění (což mimo jiné podtrhuje i aktuálnost zvoleného tématu). Většina prvotních studií se zaměřila především na biodegradovatelnost P3HB jako takového, a proto v půdách bez rostoucí rostliny. To přineslo celou řadu originálních poznatků o vlivu půdních podmínek na biodegradaci jako takovou. Nicméně rhizosféra je unikátní a svojí podstatou se velmi liší od okolní půdy. Interakce mezi rostlinami a mikroby ovlivněnými nadbytkem labilního substrátu jsou proto zásadní pro pochopení environmentálních rizik spojených s využitím P3HB, obzvláště vezmeme-li v úvahu fakt, že celá řada rhizosferních mikroorganismů má enzymový aparát umožňující metabolizaci P3HB. Dále pak půdní mikrobiom rychle reaguje na dostupnost uhlíku, což vede k šíření degradérů, kteří významně ovlivňují strategie rostlin a tím i rhizobiom. Jak vyplývá z literární rešerše, touto problematikou se již zabývalo několik studií, nicméně některé otázky zůstávají stále nezodpovězené. Jde především o to, zda a jak míra biodegradace, podíl zbytků bioplastů a aktivita degradátorů souvisí s konkrétními parametry půdy, toky živin a jejich příjmem rostlinami. Nejasná zůstávají i některá témata týkající se kvality půdní organické hmoty kontaminované P3HB a také hodnoty kritické koncentrace P3HB v půdě. Na základě výše uvedených úvah bylo definováno několik významných souhrnných obsahových výstupů práce zastřešujících odlišné tematické celky, které jsou shrnuty v pracích již publikovaných anebo v práci zaslané k recenznímu řízení (viz dále příloha této disertační práce). Konkrétně se jedná o následující tematické celky, které disertační práce objasňuje:

1. Vliv přídavku P3HB na dynamiku živin v půdě a kvalitu půdní organické hmoty ve vztahu ke změně půdního mikrobiomu.
2. Vliv změny ve stechiometrii živin v půdě na růst rostlin a tok živin do rostliny.
3. Vliv půdního prostředí na biodegradaci P3HB.
4. Možnosti snížení negativních účinků biodegradace P3HB na růst rostlin.

Práce, na něž je odkazováno jsou řazeny následovně:

1. Brtnicky, M., Kucerik, J., Skarpa, P., Mustafa, A., Siddiqui, M.H., Hammerschmiedt, T., Naveed, M., Kintl, A., Baltazar, T., Holatko, J., 2025. Dose-dependent effects of poly-3-hydroxybutyrate on soil quality and maize development: A trade-off between soil quality and crop productivity. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 295, 118131. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118131>
2. Brtnicky, M., Holatko, J., Hammerschmiedt, T., Mustafa, A., Kamenikova, E., Kintl, A., Radziemska, M., Baltazar, T., Malicek, O., Kucerik, J., 2024. Effect of stabilized organic amendments on biodegradability of poly-3-hydroxybutyrate, soil biological properties, and plant biomass. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1007/s13762-024-06061-1>
3. Brtnicky, M., Pecina, V., Kucerik, J., Hammerschmiedt, T., Mustafa, A., Kintl, A., Sera, J., Koutny, M., Baltazar, T., Holatko, J., 2024. Biodegradation of poly-3-hydroxybutyrate after soil inoculation with microbial consortium: Soil microbiome and plant responses to the changed environment. *Sci. Total Environ.* 946, 174328. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174328>
4. Brtnicky, M., Pecina, V., Holatko, J., Hammerschmiedt, T., Mustafa, A., Kintl, A., Fojt, J., Baltazar, T., Kucerik, J., 2022. Effect of biodegradable poly-3-hydroxybutyrate amendment on the soil biochemical properties and fertility under varying sand loads. *Chem. Biol. Technol. Agric.* 9, 75. <https://doi.org/10.1186/s40538-022-00345-9>
5. Brtnicky M., Mustafa A., Holatko J., Gunina A., Ondrasek G., Naveed M., Hammerschmiedt T., Kamenikova E., Alamri S., Siddique M.H., Kintl A., Baltazar T., Malicek O., Kucerik J. (2025): Soil texture-driven modulation of poly-3-hydroxybutyrate (P3HB) biodegradation: Microbial shifts, and trade-offs between nutrient availability and lettuce growth, *Environmental Research*, Volume 278, 2025, 121618, ISSN 0013-9351. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121618>
6. Brtnicky M., Holatko J., Koutny M., Kucerik J., Hammerschmiedt T., Baltazar T., Sera J., Kintl A., Pecina V. Biodegradable microplastics impact on soil: How poly-3-hydroxybutyrate alters microbial diversity and nitrogen mineralization processes. Zasláno do časopisu *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*.

Dále se pak téma biodegradace P3HB a vliv na půdu diskutuje ve třech dalších pracích, jichž je autor disertační práce spoluautor. Tyto práce tvoří základ této disertační práce, a proto

nejsou uvedeny v příloze, nicméně, téma s nimi souvisí. Jedná se o následující práce, na něž je v některých částech diskuze odkazováno:

1. Fojt, J., Denková, P., Brtnický, M., Holátko, J., Řezáčová, V., Pecina, V., Kučerík, J., 2022. Influence of Poly-3-hydroxybutyrate Micro-Bioplastics and Polyethylene Terephthalate Microplastics on the Soil Organic Matter Structure and Soil Water Properties. *Environ. Sci. Technol.* 56, 10732–10742. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c01970>
2. Palucha, N., Fojt, J., Holátko, J., Hammerschmiedt, T., Kintl, A., Brtnický, M., Řezáčová, V., De Winterb, K., Uitterhaegen, E., Kučerík, J., 2024. Does poly-3-hydroxybutyrate biodegradation affect the quality of soil organic matter? *Chemosphere* 352, 141300. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141300>
3. Trojan, M., Koutný, M., Brtnický, M., Holátko, J., Zlámalová Gargošová, H., Fojt, J., Procházková, P., Kalčíková, G., Kučerík, J., 2024. The Interaction of Microplastics and Microbioplastics with Soil and a Comparison of Their Potential to Spread Pathogens. *Appl. Sci.* 14, 4643. <https://doi.org/10.3390/app14114643>

VÝSLEDKY A DISKUZE

1. Vliv přídavku P3HB na dynamiku živin v půdě a kvalitu půdní organické hmoty ve vztahu ke změně půdního mikrobiomu

Dynamika živin v půdě a kvalita půdní organické hmoty úzce souvisí s aktivitou a složením půdního mikrobiomu. Mikroorganismy hrají klíčovou roli v koloběhu základních živin (hlavně C, N, P) a jejich dostupnost rostlinám často závisí na mikrobiomem zprostředkovaných procesech, jako je mineralizace, nitrifikace či fixace N. Kvalita půdní organické hmoty, zejména její chemické složení a poměr a obsah labilní a stabilní organické hmoty, ovlivňuje nejen rychlost mikrobiálního rozkladu, ale i strukturu mikrobiálních společenstev. Stabilnější formy organické hmoty podporují dlouhodobou akumulaci uhlíku v půdě (především ve formě organo-jílových komplexů), zatímco snadno rozložitelné látky stimulují mikrobiální aktivitu a krátkodobou mineralizaci živin. Interakce mezi půdní organickou hmotou a mikrobiálními procesy tak určují jak efektivitu cyklování živin, tak i celkovou půdní úrodnost a ekologickou stabilitu agroekosystémů.

Na otázku týkající se vlivu přídatku P3HB na dynamiku živin v půdě a kvalitu půdní organické hmoty ve vztahu ke změně půdního mikrobiomu je možné odpovědět těmito závěry:

Dynamika živin v půdě byla ovlivněna zvýšenou mikrobiální aktivitou při rozkladu P3HB výrazně ovlivňující koloběh živin, zejména C, N, P a S. Studie ukázaly, že P3HB stimuluje enzymy jako dehydrogenázu (DHA), ureázu (Ure), fosfatázu (Phos), N-acetyl-glukosaminidázu (NAG) a arylsulfatázu (ARS). DHA je enzym indikující celkovou mikrobiální aktivitu, protože se podílí na redoxních reakcích při buněčném dýchání a vzhledem k energetické náročnosti tvorby tohoto enzymu jeho zvýšená hladina naznačuje degradaci spíše komplexnějších organických struktur. Ure je produkována jak půdními mikroorganismy, tak i rostlinami, katalyzuje přeměnu močoviny na amoniak a oxid uhličitý a naznačuje tedy zvýšenou potřebu N. Podobně pak Phos, která uvolňuje anorganický P z organických sloučenin, což je klíčové pro dostupnost P rostlinám. NAG je enzym rozkládající chitin, čímž přispívá k uvolňování N z organické hmoty v půdě. Chitin tvoří stěny hub, exoskelety hmyzu a dalších půdních organismů, NAG tedy představuje indikátor mikrobiálního metabolismu N a rozkladu organické hmoty. Podobně ARS, která štěpí organické sloučeniny obsahující S a podílí se tedy na jejím cyklu v půdě. Zvýšená aktivita těchto enzymů proto svědčí o intenzivní mineralizaci těchto prvků, o zvýšeném toku živin a vychýlení přirozených mechanismů z rovnováhy.

Poměrně zajímavý je v tomto ohledu nárůst DHA, která funguje jako bioindikátor rovnováhy mezi akumulací a mineralizací SOM. Jeho vysoká aktivita může být výhodná v produkčních systémech s dostatkem čerstvé organické hmoty, ale ve zranitelných půdách bez obnovy organických vstupů může vést k degradaci půdní kvality. DHA je často využívána jako ukazatel celkové mikrobiální aktivity v půdě, protože dehydrogenázy jsou intracelulární enzymy zapojené do dýchacího řetězce mikroorganismů. Tyto enzymy katalyzují redoxní reakce, při nichž mikroorganismy přenášejí elektrony z organických substrátů na akceptory elektronů (např. kyslík nebo dusičnany), což je základní proces pro rozklad organické hmoty a uvolňování energie. Biodegradace P3HB mění strukturu SOM, v některých případech zvyšuje podíl stabilizovaných frakcí, ale zároveň může vést ke zrychlené mineralizaci původní SOM vlivem intenzivní mikrobiální aktivity. Tato „C-mining“ strategie vede k degradaci kvalitativně cenné SOM, což může dlouhodobě snižovat půdní úrodnost. Zde je tedy určité riziko, pokud se P3HB rozkládá v půdním prostředí, které je narušené. V této souvislosti se uvádí, že v České republice je více než 50 % půd ve velmi špatném stavu, celosvětově pak přibližně 33 % (VÚMOP, FAO). Poškozené půdy mají tendenci podléhat intenzivněji pozitivnímu priming efektu (proces spojený s degradací organické hmoty), podobně jak ukazuje práce Palucha et al. (2024).

Na téma P3HB v půdě a pozitivní priming efekt může zaznít námitka, že se jedná o polymer, který je syntetizován půdními organismy, a proto by měly priming efekt způsobovat i ostatní přírodní polymery, které se běžně v půdě vyskytují. Ve skutečnosti tomu tak opravdu je, pozitivní priming efekt byl pozorován i u dalších čistých látek jako jsou glukóza, fruktóza, alanin, celulóza, škrob a dokonce i u některých rostlinných zbytků (např. sláma) (Blagodatskaya et al., 2014; Blagodatskaya and Kuzyakov, 2011; Conde et al., 2005; Hamer and Marschner, 2005). U priming efektu způsobeného P3HB (a obecně čistými látkami) se jedná především o otázku množství P3HB, které se do půdy dostane, o rychlost, s jakou je plast degradován, a v neposlední řadě i o využitelnost C, tj. zda je P3HB využito více pro respiraci nebo pro tvorbu biomasy (z té pak stává nekromasa, která buď přispívá k tvorbě stabilních struktur, nebo je dále metabolizována).

Na druhou stranu se také ukázalo, že v krátkodobém horizontu může P3HB nahradit půdní organickou hmotu jako C-zdroj, čímž dochází k přesunu mikrobiální aktivity z přirozených substrátů na samotný polymer. Toto bylo pozorováno především u půdy s vysokým obsahem písku (nízkým obsahem organické hmoty), které jsou obvykle limitovány na většinu živin včetně C. P3HB jako labilní substrát mění směr mikrobiálního metabolismu, na jednu stranu stimuluje rozklad původní SOM (priming efekt, viz výše), ale zároveň přináší nový C, který může dočasně zvýšit celkový obsah C v půdě.

Velmi zajímavé jsou výsledky pro substrátem indukované respirace u půd kontaminovaných P3HB. V mnoha případech, po přidavku jiného labilního C-substrátu (glukóza, trehalóza), došlo k nárůstu respirační aktivity oproti kontrole, přičemž zvýšení také vykazovala i bazální respirace. To ukazuje paradoxní situaci, že i přes evidentní přebytek labilního C jsou stále v půdě mikroorganismy, které postrádají zdroj C a jsou patrně v dormantním stavu.

Rychlost rozkladu, ale především povaha P3HB, způsobuje změnu složení mikrobiálních společenstev. Přídavek negativně ovlivnil některé bakteriální rodiny např. Nitrososphaeraceae, Xanthobacteriaceae, což narušuje procesy nitrifikace a celkovou mineralizaci N, v důsledku čehož došlo k poklesu dostupného NO_3^- -N v půdě a inhibici růstu rostlin. Podobně pak pokles Gaiellaceae může souviset se snížením dostupného fosforu (P). Naopak Oxalobacteraceae, Sphingomonadaceae a Comamonadaceae byly jeho působením stimulovány (většina jejich zástupců jsou nepatogenní organismy, nicméně některé mohou být potenciálně patogenní, např. *Acidovorax avenae* způsobuje choroby trav a rýže). Přirozeně narůstá podíl P3HB-degradujících taxonů (např. Actinobacteria, Tetracladium). Houbové společenstvo reagovalo výrazněji již při nízké dávce P3HB. Saprotrofní houby *Exophiala* a *Tetracladium*, které se podílejí na rozkladu organické hmoty, byly silně stimulovány, a naopak relativní zastoupení

původně běžných rodů *Gibellulopsis* a *Fusarium* se výrazně snížilo. V některých variantách byly stimulovány i *Pseudeurotium* a *Cyberlindnera*. Reakce indexů biodiverzity ukázaly mírný pokles diverzity u variant s vyšší dávkou P3HB, což naznačuje ekologický stres a selektivní tlak.

2. Vliv změny ve stechiometrii živin v půdě na růst rostlin a tok živin do rostliny

Stechiometrie živin v půdě, tedy poměr mezi hlavními prvky (hlavně C, N a P), hraje klíčovou roli v regulaci růstu rostlin a toku živin do jejich pletiv. Rostliny mají specifické požadavky na poměry živin, a pokud je rovnováha narušena, může dojít k omezení příjmu některých prvků i při jejich dostatečném množství v půdě. Například příliš vysoký poměr C:N (přibližně nad 25) může zpomalit mineralizaci N, čímž se sníží jeho dostupnost pro rostliny. Naopak, nízký poměr N:P může signalizovat P limitaci, která omezuje růst kořenového systému, a tím i efektivitu příjmu ostatních živin.

Mikrobiální komunita v půdě reaguje na stechiometrii dostupných zdrojů a aktivně ovlivňuje koloběh živin. Pokud je například v půdě přebytek uhlíku, mikroorganismy intenzivně rostou a konkurují rostlinám o N a P, čímž může dojít k jejich dočasné imobilizaci. Vyvážená stechiometrie živin proto podporuje efektivní mikrobiální transformace a zajišťuje stálý tok živin směrem k rostlině. Tím je ovlivněna nejen rychlost růstu, ale i odolnost rostlin vůči stresu a schopnost využívat půdní zdroje v plném rozsahu. Například nadbytek N při nedostatku P může vést k neefektivnímu růstu biomasy bez odpovídající tvorby kořenového systému, což snižuje celkovou schopnost rostlin využívat dostupné zdroje.

Na otázku týkající se vlivu změny ve stechiometrii živin v půdě na růst rostlin a tok živin do rostliny se dá odpovědět takto:

V pracích se jednoznačně ukázalo, že problémem u variant s rostlinou oproti variantám bez rostliny je kompetice o živiny mezi mikroorganismy a pěstovanými rostlinami. Rychlá biodegradace P3HB podporuje růst mikroorganismů, které k metabolismu C potřebují zároveň i N a P, tím vzniká mikrobiální poptávka po N a P, která není uspokojena z polymeru samotného. Proto dochází ke krátkodobé imobilizaci živin, mikroorganismy si N a P „zabírají“ pro sebe a omezují jejich dostupnost pro rostliny. Jako relativně bezpečná se zdá být dávka nepřesahující 0,1 %, i když jiní autoři uvádějí tento limit dokonce o řád nižší (Brown et al., 2023). Výsledkem je dříve diskutovaná mineralizace SOM a ztráta těchto klíčových živin nebo jejich forem využitelných rostlinami (zejména NO_3^- -N a ortofosfátů). V praktickém důsledku dochází k výraznému poklesu obsahu NO_3^- -N v půdě a k inhibici procesů nitrifikace (úbytek *Nitrososphaeria*, *Nitrospira*), což dále snižuje tok N k rostlinám. Rostliny tak trpí deficitem minerálního N, což se projevuje redukcí nadzemní i kořenové biomasy; u salátu i kukuřice byl

pozorován pokles suché biomasy o 80–99 % a to i při relativně nízkých dávkách (1 %). Tento pokles byl nejvýraznější při vyšších dávkách (5–10 %) a v písčitéjších půdách, které mají nižší pufrací a zásobní schopnosti. Růst rostlin nebyl podpořen ani inokulací půdy mikroorganismy schopnými fixovat N nebo solubilizovat P, což potvrzuje, že změna stechiometrie je natolik silná, že překonává potenciální přínos těchto mikrobiálních funkcí. Otázkou samozřejmě také zůstává, zda přidavek alochtonních organismů vyvolá takovou změnu v půdním mikrobiomu, která bude schopna živinovou nerovnováhu vyvážit.

Co se týká toku živin do rostliny, zásadním nutrientem se jeví N. Při biodegradaci dochází k jeho mikrobiální imobilizaci, větší část N je „uvězněna“ v mikrobiální biomase a není dostupná pro kořeny rostlin. To vede ke stresu rostliny, ta se snaží nedostatek kompenzovat regulací kořenových exudátů a nárůstem aktivity enzymů jako je ureáza, nicméně ani zvýšená exudace nevede k vyšší dostupnosti pro rostliny. Nutno dodat, že je to mimo jiné i tím, že rostlina má i nedostatek dalších prvků a musí své potřeby prioritizovat (což vede ke změně složení kořenových exudátů).

Obsah draslíku (K) v půdě nebyl identifikován jako limitující faktor růstu rostlin, bylo zjištěno že růst salátu byl výrazněji ovlivněn nedostatkem N a P. Také nebyl zaznamenán pokles enzymů či fyzikálně-chemických ukazatelů, které by signalizovaly zhoršený tok K. Ostatní stopové prvky nebyly sledovány, nicméně je možné, že inhibice růstu rostlin může být způsobena nejen nedostatkem makroživin, ale i mikronutrienty, které nebyly analyzovány, ale jejich role by mohla být významná zvláště při vysoké mikrobiální konkurenci.

Přídavek P3HB a jeho následná mikrobiální degradace může ovlivnit pH půdy, a tím i celou řadu půdních procesů. Při rozkladu P3HB vznikají organické kyseliny (např. butyrát, acetát), které mohou lokálně snižovat pH a způsobit mírné okyselení půdního prostředí. Tento jev je zvláště významný v půdách s nižší pufrací schopností (např. písčitéjších), kde se pH sníží snadněji než v půdách s vyšším obsahem jílu a organické hmoty.

Změna pH má přímý dopad na dostupnost živin, např. P se stává méně dostupným při silně kyselém nebo zásaditém pH kvůli tvorbě nerozpustných forem. N ve formě amonného iontu (NH_4^+) je stabilnější při nižším pH, zatímco nitrifikace (přeměna NH_4^+ na NO_3^-) je omezena, protože nitrifikační bakterie (např. Nitrososphaeria) jsou na pH citlivé a jejich aktivita klesá v kyselém prostředí. To přispívá k pozorovanému poklesu nitrifikace a snížení obsahu NO_3^- -N v půdě s P3HB. Současně došlo k nárůstu anaerobních taxonů, např. Clostridium, což může naznačovat změnu redoxních podmínek a nepřímo i pH (kyselé a anaerobní prostředí často jdou ruku v ruce při vysoké spotřebě O_2 mikroorganismy).

Byla pozorována změna poměru bakterie:houby. Houby byly v některých případech po přidavku P3HB více zastoupené (*Tetracladium*, *Exophiala* aj.), což může být dáno lepší tolerancí k nízkému pH. Nutno dodat, že z pohledu rostlin může okyselení rizosféry ovlivnit i kořenový růst, protože nízké pH omezuje příjem některých živin (např. P, Ca, Mg) a zároveň zvyšuje toxicitu jiných prvků (např. Al, Mn).

3. Vliv půdního prostředí na biodegradaci P3HB

Půdní prostředí má zásadní vliv na rychlost a účinnost biodegradace bioplastů, a to včetně P3HB. Klíčovými faktory, které ovlivňují rozklad těchto materiálů, jsou především teplota, vlhkost, pH, obsah organické hmoty, dostupnost živin a složení půdního mikrobiomu. Vyšší teplota a dostatečná vlhkost zpravidla urychlují aktivitu mikroorganismů zodpovědných za degradaci bioplastů, protože podporují růst bakterií a hub schopných produkovat specifické enzymy (např. PHB depolymerázy). Naopak extrémně suché, chladné nebo kyselé/alkalické podmínky mohou biodegradaci výrazně zpomalit.

Důležitá je také kvalita a množství půdní organické hmoty – půdy s vyšším obsahem rozložitelného C obecně podporují mikrobiální aktivitu, avšak mohou zároveň způsobit kompetici o živiny, čímž se biodegradace bioplastů oddálí. Kromě toho může být degradace ovlivněna i typem půdy – například jílovité půdy s vyšším obsahem sorpčně aktivních částic mohou zpomalovat přístup enzymů k povrchu bioplastu.

Složení a diverzita mikrobiální komunity hraje rovněž významnou roli. Půdy bohaté na specializované mikroorganismy (např. určité druhy *Bacillus*, *Pseudomonas* nebo *Streptomyces*) vykazují vyšší degradační potenciál. Celkově lze říci, že biodegradace bioplastů je velmi citlivá na podmínky půdního prostředí, a pochopení těchto interakcí je klíčové pro efektivní využití bioplastů v zemědělské praxi nebo při environmentálních aplikacích.

Během studia vlivu biodegradace P3HB na půdu bylo zaznamenáno několik zajímavých výsledků týkajících se témat, na které předcházející práce neodpověděly, nebo je jejich autoři nediskutovali.

Půdní textura výrazně ovlivňuje rychlost a průběh biodegradace. Písčité půdy mají nižší sorpční kapacitu a nižší aktivitu půdní biomasy, to vede k pomalejšímu rozkladu P3HB, ale současně méně mikrobiální konkurence o živiny. Půdy bohaté na organickou hmotu nebo jemné částice (jíly, hlína) podporují rychlejší kolonizaci polymeru mikroorganismy a vyšší aktivitu enzymů rozkládajících P3HB. Nicméně existuje určitá „optimální textura půdy“, která zajišťuje lepší provzdušnění, patrně i distribuci a zadrž vody. To naznačuje, že v těžkých půdách může být degradace pomalejší než v lehčích, může dojít ke snižování kyslíkové dostupnosti a k vyšší mikrobiální kompetici.

Udržování optimální půdní vlhkosti (~60 % vodní kapacity) je klíčové, všechny experimenty s řízenou vlhkostí vedly k úspěšné degradaci. V suchých půdách (nebo při nedostatečné hydrataci půdy) se degradace výrazně zpomaluje. P3HB je slabě hydrofilní (Fojt et al., 2022), což omezuje kontakt s vodním filmem, degradace může být pomalejší bez dobrého zavlažování. Přílišná vlhkost však může vést k anaerobióze, která zpomaluje aerobní degradaci a může měnit spektrum degraderů (např. nárůst *Clostridium*). Výsledky naznačily, že v některých variantách P3HB stimuloval anaerobní mikroorganismy, což naznačuje změny v mikroprostředí (např. v mikroporech kolem plastu nebo plastisféry (Trojan et al., 2024).

Experimenty probíhaly při mírných teplotách (18–22 °C). Výsledky ukázaly, že i bez vysokých teplot lze dosáhnout účinné degradace P3HB, pokud jsou přítomny aktivní mikroorganismy a vlhkost. Vyšší teploty (např. v kompostu nebo letní polní podmínky) by degradaci pravděpodobně ještě urychlily. V publikovaných pracích nebyly testovány, nicméně jsou finalizovány další práce, v rámci jejichž experimentů se vliv zvýšené teploty v půdě jednoznačně projevil.

Původní půdní mikrobiom má zásadní význam, přítomnost bakterií rodu *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Streptomyces*, *Azospirillum*, *Actinobacteria* nebo saprofytických hub (*Tetracladium*) výrazně zvyšuje degradační aktivitu. Inokulace mikrobiálním konsorciem (PGPR + N-fixující mikroorganismy) vedla ke zrychlení biodegradace (např. z 46 % na 65 % u 1 % dávky P3HB za 56 dní), zvýšení enzymatické aktivity (DHA, GLU, Phos aj.), nevedla ale k efektivnímu potlačení negativního vlivu P3HB na růst rostlin. Studie potvrdily, že při vyšším podílu písku dochází k relativnímu nárůstu poměru houby vs. bakterie, což může změnit profil degradace.

Jak již bylo zmíněno dříve, P3HB může mírně okyselit půdu díky vzniku 3-hydroxybutyrátu, ale ve studiích bylo potvrzeno, že při pH neutrální půdě (okolo 7,3) to není limitující faktor degradace. Nicméně v kyselých půdách by toto okyselení mohlo ovlivnit aktivitu mikroorganismů i růst rostlin (ačkoliv některé houby jsou schopny degradovat P3HB i za kyselejších podmínek).

4. Možnosti snížení negativních účinků biodegradace P3HB na růst rostlin

Biodegradace labilních substrátů v půdě, v tomto případě P3HB, se ukázala jako problematická pro růst rostlin. Nicméně labilní substráty (cukry, organické kyseliny), mohou mít i pozitivní účinky. Je to dáno především zvýšením mikrobiální aktivity a mineralizace živin, protože labilní substráty slouží jako rychlý zdroj energie pro půdní mikroorganismy, což

podporuje jejich růst a činnost. Aktivní mikrobiální komunita následně rozkládá složitější organické látky a uvolňuje živiny (zejména N a P), které jsou pak dostupné rostlinám.

Další aspektem je zlepšení struktury půdy, produkty mikrobiální aktivity, jako jsou exopolysacharidy, mohou zlepšit agregaci půdy, což přispívá k lepšímu provzdušnění, vodnímu režimu a tím i podpoře kořenového růstu. Nakonec i vytvořená nekromasa přispívá k ukládání organického C. V neposlední řadě je třeba zmínit i stimulaci rhizosférních interakcí, protože uvolňování labilních uhlíkatých látek může stimulovat symbiotické vztahy, např. s mykorrhizními houbami, což dále zlepšuje příjem živin.

Jak ukázaly výsledky, negativní vliv P3HB na růst rostlin se objevuje především kvůli konkurenci mezi zvýšenou mikrobiální aktivitou způsobenou degradací P3HB a požadavky rostliny pro růst. Vzhledem k tomu, že se P3HB jeví jako zajímavý materiál v zemědělství, byla v rámci vybraných experimentů snaha daný proces zvrátit jak inokulací PGPR tak i některými amendmenty s následujícími výsledky:

Použití inokula obsahujícího *Azospirillum*, *Azotobacter*, *Bacillus*, *Pseudomonas* apod. mělo za cíl zvýšit fixaci N, podpořit mineralizaci P a urychlit samotnou degradaci P3HB. Výsledek ukázal, že inokulace zvýšila rychlost degradace P3HB i enzymatickou aktivitu půdy, nicméně již nezmírnila negativní dopad na růst rostlin, protože rostlinná biomasa zůstala snižená i při přítomnosti inokulantu. Tento typ inokulace se tedy ukázal jako nedostačující, mikroorganismy z aplikovaného inokula samy spotřebovávají živiny, což zvyšuje konkurenční boj o živiny, tj. o N a P. Při aplikaci inokula se ovšem nabízí již výše diskutovaná otázka o smysluplnosti využití alochtonních bakterií při podpoře procesů biodegradace a obecně při využití pro zvýšení úrodnosti. Celá řada autorů tuto strategii podporuje, jiní jsou skeptičtí vzhledem k tomu, že autochtonní organismy jsou vždy v obrovském přebytku a je jen otázkou času, kdy po inokulaci dojde k ustanovení původní mikrobiologické rovnováhy.

Další strategie pro potlačení negativních účinků biodegradace P3HB zahrnovala využití stabilizovaných organických substrátů, jakými jsou digestát a kompost, přičemž tyto amendmenty měly zajistit dodatečný N a P, které mikrobiální biomasa potřebuje pro růst. Výsledkem bylo zmírnění negativních účinků P3HB na růst rostlin, i když výsledky nedosáhly stejných hodnot růstu jako v kontrole bez P3HB. Nicméně kombinace P3HB s N- a P-bohatými organickými amendmenty, ale i hnojivy, představuje nadějnou strategii pro vyrovnaní živinové bilance. V této souvislosti je třeba zmínit i to, že roli hraje patrně i původní substrát pro tvorbu

těchto amendmentů. Dále lze předpokládat, že zvýšení dávek by proces biodegradace kompletně vyrovnalo.

Další možnosti, které se s ohledem na znalosti procesů biodegradace nabízejí, zahrnují optimalizaci půdního prostředí (pH, vlhkost, struktura), vzhledem k tomu, že neutrální pH, dostatečná vlhkost a bohatá organická hmota podporují zdravý mikrobiom i růst rostlin. V dobře strukturovaných a mírně jílovitých půdách byl dopad P3HB méně výrazný než v písčítých substrátech. Volba vhodného půdního typu a jeho úprava může tlumit negativní účinky.

Dalším faktorem může být aplikační strategie a načasování. Aplikace P3HB před výsadbou rostlin (např. s časovým předstihem několika týdnů) může umožnit počáteční degradaci a imobilizaci živin mikrobiomem a následně uvolnění živin zpět do půdy (mineralizace druhé vlny). Tato strategie zatím nebyla testována, ale může být relevantní hypotézou pro budoucí výzkum.

ZÁVĚR

P3HB má obrovský potenciál uplatnění v celé řadě odvětví, včetně zemědělství, kde díky jeho biodegradabilitě v kombinaci s dalšími vlastnostmi dochází k jeho narůstajícímu uplatnění. Je to právě rychlá biodegradabilita, která je podstatným přínosem pro tyto aplikace. V půdě, kde je určité množství přirozeně biosyntetizovaného P3HB, degraduje tento substrát za příznivých podmínek také poměrně rychle. Nicméně právě tato rychlost se zdá být faktorem limitujícím vstup většího množství P3HB do půdy. Tato situace je analogií výroku připisovaného Paracelsovi (Philippus Aureolus Theophrastus Bombastus von Hohenheim, 1492–1541) „Všechny sloučeniny jsou jedy. Neexistuje sloučenina, která by jedem nebyla. Rozdíl mezi lékem a jedem tvoří dávka.“ I zde se zdá, že větší množství P3HB v půdě (ať už pocházející z aplikace v zemědělství nebo v budoucnu i z jiných zdrojů), lze již považovat za problematické, a že je tedy možné označit P3HB za kontaminant, který narušuje půdní prostředí a posunuje jak živinovou, tak i mikrobiální rovnováhu.

Nicméně pochopení problému může také vést k jeho nápravě. Aplikací postupů, které práce naznačuje, lze tyto problémy nejen eliminovat, ale i využít ku prospěchu, například pro ukládání C v půdě, případně za účelem oživení půdního mikrobiomu. Na závěr lze tedy konstatovat, že využití P3HB v zemědělských aplikacích má svůj potenciál, je však třeba brát ohledy na některá rizika spojená s jeho použitím.

SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

Abe M., Kobayashi K., Honma N. and Nakasaki K. (2010): Microbial degradation of poly(butylene succinate) by fusarium solani in soil environments. *Polymer Degradation and Stability*, 95(2): 138-143. doi: 10.1016/j.polymdegradstab.2009.11.042.

Abou-Zeid, D.M., Muller, R.J., Deckwer, W.D. (2004): Biodegradation of aliphatic homopolyesters and aliphatic-aromatic copolyesters by anaerobic microorganisms. *Biomacromolecules* 5 (5), 1687–1697. doi: 10.1021/bm0499334.

Albuquerque R., Meira H., Silva I., Silva C., Almeida F., Amorim J., Vinhas G., Costa A. and Sarubbo L. (2020): Production of a bacterial cellulose/poly(3-hydroxybutyrate) blend activated with clove essential oil for food packaging. *Polymers and Polymer Composites*, 29: 096739112091209. doi: 10.1177/0967391120912098.

Alcântara JMG, Distanto F, Storti G, Moscatelli D, Morbidelli M, Sponchioni M. (2020): Current trends in the production of biodegradable bioplastics: the case of polyhydroxyalkanoates. *Biotechnol Adv.*;42:107582. doi: 10.1016/j.biotechadv.2020.107582.

Altaee N., El-Hiti G.A., Fahdil A., Sudesh K. and Yousif E. (2016): Biodegradation of different formulations of polyhydroxybutyrate films in soil. *Springerplus*, 5(1): 762. doi: 10.1186/s40064-016-2480-2.

Alves, M. I., Macagnan K.L., Rodrigues A.A., de Assis D.A., Torres M.M., de Oliveira P.D., Furlan L., Vendruscolo C.T., da S. Moreira A. (2017). Poly(3-hydroxybutyrate)-P(3HB): Review of Production Process Technology. *Industrial Biotechnology*. 13, 192-208. doi: 10.1089/ind.2017.0013.

Arefian M., Tahmourespour A. and Zia M. (2020): Polycarbonate biodegradation by newly isolated bacillus strains. *Archives of Environmental Protection*, 46(1): 14-20. doi: 10.24425/aep.2020.132521.

Arefian M., Zia M., Tahmourespour A. and Bayat M. (2013): Polycarbonate biodegradation by isolated molds using clear-zone and atomic force microscopic methods. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10(6): 1319-1324. doi: 10.1007/s13762-013-0359-0.

Artham T. and Doble M. (2008): Biodegradation of aliphatic and aromatic polycarbonates. *Macromolecular Bioscience*, 8(1): 14-24. doi: <https://doi.org/10.1002/mabi.200700106>.

Awasthi S.K., Kumar M., Kumar V., Sarsaiya S., Anerao P., Ghosh P., Singh L., Liu H., Zhang Z. and Awasthi M.K. (2022): A comprehensive review on recent advancements in biodegradation and sustainable management of biopolymers. *Environ Pollut*, 307: 119600. doi: 10.1016/j.envpol.2022.119600.

Baensch-Baltruschat B., Kocher B., Kochleus C., Stock F. and Reifferscheid G. (2021): Tyre and road wear particles - a calculation of generation, transport and release to water and soil with special regard to german roads. *Science of The Total Environment*, 752: 141939. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141939>.

Barak, P., Coquet, Y., Halbach, T.R., Molina, J.A.E. (1991): Biodegradability of Polyhydroxybutyrate(co-hydroxyvalerate) and Starch-Incorporated Polyethylene Plastic Films in Soils. *J. Environ. Qual.* 20(1), 173-179. doi: 10.2134/jeq1991.00472425002000010028x

Behera S., Priyadarshane M., Vandana and Das S. (2022): Polyhydroxyalkanoates, the bioplastics of microbial origin: Properties, biochemical synthesis, and their applications. *Chemosphere*, 294: 133723. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133723>.

Blagodatskaya E., Khomyakov N., Myachina O., Bogomolova I., Blagodatsky S. and Kuzyakov Y. (2014): Microbial interactions affect sources of priming induced by cellulose. *Soil Biology and Biochemistry*, 74: 39-49. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.02.017>.

Blagodatskaya, E., Kuzyakov, Y. (2011): Priming effects in relation to soil conditions mechanisms. In: Glin' ski, J., Horabik, J., Lipiec, J. (Eds.), *Encyclopedia of Agrophysics. Encyclopedia of Earth Sciences Series*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 657–667.

Blasing M. and Amelung W. (2018): Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Sci Total Environ*, 612: 422-435. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.086.

Bonartseva GA, Myshkina VL, Nikolaeva DA, Kevbrina MV, Kallis-tova AY, Gerasin VA A. Iordanskii L., Nozhevnikova A. N. (2003): Aerobic and anaerobic microbial degradation of poly-beta-hydroxybutyrate produced by *Azotobacter chroococcum*. *Appl Biochem Biotechnol* 109(1–3):285–301. doi: 10.1385/abab:109:1-3:285

Bouwmeester H., Hollman P.C. and Peters R.J. (2015): Potential health impact of environmentally released micro- and nanoplastics in the human food production chain: Experiences from nanotoxicology. *Environ Sci Technol*, 49(15): 8932-8947. doi: 10.1021/acs.est.5b01090.

Boyandin, A.N., Rudnev, V.P., Ivonin, V.N., Prudnikova, S.V., Korobikhina, K.I., Filipenko, M.L., Volova, T.G., Sinskey, A.J. (2011): Biodegradation of Polyhydroxyalkanoate Films in Natural Environments, 2nd International Conference on Recycling and Reuse of Materials and their Products (ICRM), SI ed. Wiley-V C H Verlag Gmbh, Kottayam, INDIA, pp. 38-42.

Boyandin A.N., Zhila N.O., Kiselev E.G. and Volova T.G. (2016): Constructing slow-release formulations of metribuzin based on degradable poly(3-hydroxybutyrate). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 64(28): 5625-5632. doi: 10.1021/acs.jafc.5b05896.

Briassoulis D., Babou E., Hiskakis M., Scarascia G., Picuno P., Guarde D. and Dejean C. (2013): Review, mapping and analysis of the agricultural plastic waste generation and consolidation in europe. *Waste Manag Res*, 31(12): 1262-1278. doi: 10.1177/0734242X13507968.

Briassoulis, D., Pikasi A., Briassoulis Chr., Mistriotis A., (2019): Disintegration behaviour of bio-based plastics in coastal zone marine environments: A field experiment under natural conditions. *Science of The Total Environment*. 688, 208-223. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.129.

Brown, R. W., Chadwick D.R., Zang H., Graf M., Liu X., Wang K., Greenfield L.M., Jones D.L. (2023): Bioplastic (P3HBV) addition to soil alters microbial community structure and negatively affects plant-microbial metabolic functioning in maize. *Journal of Hazardous Materials*. 441, 129959. doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.129959.

Brtnicky, M., Holatko, J., Hammerschmiedt, T., Mustafa, A., Kamenikova, E., Kintl, A., Radziemska, M., Baltazar, T., Malicek, O., Kucerik, J. (2024a). Effect of stabilized organic amendments on biodegradability of poly-3-hydroxybutyrate, soil biological properties, and plant biomass. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1007/s13762-024-06061-1>

Brtnicky, M., Kucerik, J., Skarpa, P., Mustafa, A., Siddiqui, M.H., Hammerschmiedt, T., Naveed, M., Kintl, A., Baltazar, T., Holatko, J. (2025a): Dose-dependent effects of poly-3-hydroxybutyrate on soil quality and maize development: A trade-off between soil quality and crop productivity. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 295, 118131. doi: 10.1016/j.ecoenv.2025.118131

Brtnicky M., Mustafa A., Holatko J., Gunina A., Ondrasek G., Naveed M., Hammerschmiedt T., Kamenikova E., Alamri S., Siddique M.H., Kintl A., Baltazar T., Malicek O., Kucerik J.

(2025b): Soil texture-driven modulation of poly-3-hydroxybutyrate (P3HB) biodegradation: Microbial shifts, and trade-offs between nutrient availability and lettuce growth, *Environmental Research*, Volume 278, 2025, 121618, ISSN 0013-9351, doi: 10.1016/j.envres.2025.121618.

Brtnicky M., Pecina V., Holatko J., Hammerschmiedt T., Mustafa A., Kintl A., Fojt J.F., Baltazar T. and Kucerik J. (2022): Effect of biodegradable poly-3-hydroxybutyrate amendment on the soil biochemical properties and fertility under varying sand loads. *Chem Bio Agro*, 9(1):75. doi:10.1186/s40538-022-00345-9

Brtnicky, M., Pecina V., Kucerik J., Hammerschmiedt T., Mustafa A., Kintl A., Sera J., Koutny M., Baltazar T., Holatko J. (2024b): Biodegradation of poly-3-hydroxybutyrate after soil inoculation with microbial consortium: Soil microbiome and plant responses to the changed environment. *Science of The Total Environment*. 946, 174328.

Bruss M.L. (2008): Chapter 4–Lipids and ketones. In: Kaneko JJ, Harvey JW, Bruss ML (eds) *Clinical Biochemistry of Domestic Animals*, 6th edn. Academic Press, San Diego, pp 81–115

Bubpachat T., Sombatsompop N. and Prapagdee B. (2018): Isolation and role of polylactic acid-degrading bacteria on degrading enzymes productions and pla biodegradability at mesophilic conditions. *Polymer Degradation and Stability*, 152: 75-85.

Castellano S., Scarascia Mugnozza G., Russo G., Briassoulis D., Mistriotis A., Hemming S. and Waaijenberg D. (2008): Plastic nets in agriculture: A general review of types and applications. *Applied Engineering in Agriculture*, 24(6): 799-808. doi: 10.13031/2013.25368.

Cazaudehore, G., Monlau F., Gassie C., Lallement A., Guyoneaud R. (2023): Active microbial communities during biodegradation of biodegradable plastics by mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. *Journal of Hazardous Materials*. 443, 13. doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.130208.

Colnik M., Knez-Hrncic M., Skerget M. and Knez Z. (2020): Biodegradable polymers, current trends of research and their applications, a review. *Chemical Industry and Chemical Engineering Quarterly*, 26(4): 401-418. doi: 10.2298/ciceq191210018c.

Conde, E., Cardenas, M., Ponce-Mendoza, A., Luna-Guido, M.L., Cruz-Mondragón, C., Dendooven, L. (2005): The impacts of inorganic nitrogen application on mineralization of ¹⁴C-labelled maize and glucose, and on priming effect in saline alkaline soil. *Soil Biol. Biochem.* 37, 681–691. doi: 10.1016/j.soilbio.2004.08.026.

Corcoran E., Nellesmann C., Baker E.K., Bos R., Osborn D.I. and Savelli H. (2010): Sick water?. The central role of wastewater management in sustainable development. A rapid response assessment.

Cui H., Gao W., Lin Y., Zhang J., Yin R., Xiang Z., Zhang S., Zhou S., Chen W. and Cai K. (2021): Development of microwave-assisted extraction and dispersive liquid–liquid microextraction followed by gas chromatography–mass spectrometry for the determination of organic additives in biodegradable mulch films. *Microchemical Journal*, 160: 105722. doi: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105722>.

Dey S and Tribedi P. (2018): Microbial functional diversity plays an important role in the degradation of polyhydroxybutyrate (PHB) in soil. *3 Biotech*. 8(3):171. doi:10.1007/s13205-018-1201-7.

Di Mola I., Ventrino V., Cozzolino E., Ottaiano L., Romano I., Duri L.G., Pepe O., Mori M. (2021): Biodegradable mulching vs traditional polyethylene film for sustainable solarization: Chemical properties and microbial community response to soil management. *Applied Soil Ecology*. 163(9):103921. doi:10.1016/j.apsoil.2021.103921.

Diaz-Perez J.C. (2010): Bell pepper (*capsicum annum l.*) grown on plastic film mulches: Effects on crop microenvironment, physiological attributes, and fruit yield. *Hortscience*, 45(8): 1196-1204. doi: 10.21273/hortsci.45.8.1196.

Dris R., Gasperi J., Saad M., Mirande C. and Tassin B. (2016): Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Mar Pollut Bull*, 104(1-2): 290-293. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006.

Eich A, Weber M, Lott C. (2021): Disintegration half-life of biodegradable plastic films on different marine beach sediments. *Peerj*. 9, 16. <https://doi.org/10.7717/peerj.11981>.

Elhottová, D., Tříska, J., Petersen, S., Santruckova H. (2000): Analysis of poly- β -hydroxybutyrate in environmental samples by GC-MS/MS. *Fresenius J Anal Chem* 367, 157–164. doi: 10.1007/s002160051617

EN_17033 (2018). *Plastics - biodegradable mulch films for use in agriculture and horticulture - requirements and test methods*. Brussels, Belgium, European Committee For Standardization.

Espí E., Salmerón A., Fontecha A., García Y. and Real A.I. (2016): Plastic films for agricultural applications. *Journal of Plastic Film & Sheeting*, 22(2): 85-102. doi: 10.1177/8756087906064220.

Fernandes, M., Salvador A., Alves M.M., Vicente A.A. (2020): Factors affecting polyhydroxyalkanoates biodegradation in soil. *Polymer Degradation and Stability*. 182, 14. doi: 10.1016/j.polymdegradstab.2020.109408

Fojt J. (2023): Studium degradačních procesů bioplastů Disertační práce. FCH VUT v Brně. vedoucí práce prof. Jiří Kučerík

Fojt J., Denkova P., Brtnický M., Holatko J., Rezacova V., Pecina V. and Kucerik J. (2022): Influence of poly-3-hydroxybutyrate micro-bioplastics and polyethylene terephthalate microplastics on the soil organic matter structure and soil water properties. *Environ Sci Technol*, 56(15): 10732-10742. doi: 10.1021/acs.est.2c01970.

Free C.M., Jensen O.P., Mason S.A., Eriksen M., Williamson N.J. and Boldgiv B. (2014): High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Mar Pollut Bull*, 85(1): 156-163. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.001.

Fuessl A, Yamamoto M, Schneller A. (2012): 5.03 - Opportunities in Bio-Based Building Blocks for Polycondensates and Vinyl Polymers, in: Matyjaszewski K, Möller, M. (Eds.), *Polymer Science: A Comprehensive Reference*. Elsevier, Amsterdam; 49-70.

Gamerith C., Vastano M., Ghorbanpour S.M., Zitzenbacher S., Ribitsch D., Zumstein M.T., Sander M., Herrero Acero E., Pellis A. and Guebitz G.M. (2017): Enzymatic degradation of aromatic and aliphatic polyesters by *p. Pastoris* expressed cutinase 1 from *thermobifida cellulositica*. *Frontiers in Microbiology*, 8. doi: 10.3389/fmicb.2017.00938.

Gao H., Yan C., Liu Q., Ding W., Chen B. and Li Z. (2019a): Effects of plastic mulching and plastic residue on agricultural production: A meta-analysis. *Sci Total Environ*, 651(Pt 1): 484-492. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.105.

Gioia C., Giacobazzi G., Vannini M., Totaro G., Sisti L., Colonna M., Marchese P. and Celli A. (2021): End of life of biodegradable plastics: Composting versus re/upcycling. *ChemSusChem*, 14(19): 4167-4175. doi: <https://doi.org/10.1002/cssc.202101226>.

Goel R., Zaidi M.G.H., Soni R., Lata K. and Shouche Y.S. (2008): Implication of arthrobacter and enterobacter species for polycarbonate degradation. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 61(2): 167-172. doi: 10.1016/j.ibiod.2007.07.001.

Gowda U.S.V. and Shivakumar S. (2015): Poly(-beta-hydroxybutyrate) (phb) depolymerase phaz (pen) from penicillium expansum: Purification, characterization and kinetic studies. *3 Biotech*, 5(6): 901-909. doi: 10.1007/s13205-015-0287-4.

Guo, W., Tao, J., Yang, C., Zhao, Q., Song, C., Wang, S. (2010): The rapid evaluation of material biodegradability using an improved ISO 14852 method with a microbial community. *Polym. Test.* 29 (7), 832–839. doi: 10.1016/j. polymertesting.2010.07.004.

Hakkarainen M. and Albertsson A.-C. (2002): Heterogeneous biodegradation of polycaprolactone – low molecular weight products and surface changes. *Macromolecular Chemistry and Physics*, 203(10-11): 1357-1363. doi: [https://doi.org/10.1002/1521-3935\(200207\)203:10/11<1357::AID-MACP1357>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/1521-3935(200207)203:10/11<1357::AID-MACP1357>3.0.CO;2-R).

Ham J.M., Kluitenberg G.J. and Lamont W.J. (1993): Optical properties of plastic mulches affect the field temperature regime. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 118(2): 188-193. doi: 10.21273/jashs.118.2.188.

Hamer, U., Marschner, B. (2005): Priming effects in different soil types induced by fructose, alanine, oxalic acid and catechol additions. *Soil Biol. Biochem.* 37, 445–454. doi: 10.1016/j.soilbio.2004.07.037.

He P., Chen L., Shao L., Zhang H. and Lu F. (2019): Municipal solid waste (msw) landfill: A source of microplastics? -evidence of microplastics in landfill leachate. *Water Res*, 159: 38-45. doi: 10.1016/j.watres.2019.04.060.

Horton A.A. and Dixon S.J. (2018): Microplastics: An introduction to environmental transport processes. *WIREs Water*, 5(2).

Chen H., Wang Y., Sun X., Peng Y. and Xiao L. (2020a): Mixing effect of polylactic acid microplastic and straw residue on soil property and ecological function. *Chemosphere*, 243: 125271. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125271.

Chen H.J., Pan S.C. and Shaw G.C. (2009): Identification and characterization of a novel intracellular poly(3-hydroxybutyrate) depolymerase from bacillus megaterium. *Applied and Environmental Microbiology*, 75(16): 5290-5299. doi: 10.1128/aem.00621-09.

Chen Y., Leng Y., Liu X. and Wang J. (2020b): Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb wuhan, central china. *Environmental Pollution*, 257: 113449.

Cho J.Y., Park S.L., Kim S.H., Jung H.J., Cho D., Kim B.C., Bhatia S.K., Gurav R., Park S.H., Park K. and Yang Y.H. (2022): Novel poly(butylene adipate-co-terephthalate)-degrading bacillus sp. Jy35 from wastewater sludge and its broad degradation of various bioplastics. *Waste Management*, 144: 1-10. doi: 10.1016/j.wasman.2022.03.003.

Ibarra-Jimenez L., Lira-Saldivar R.H., Valdez-Aguilar L.A. and Lozano-Del Rio J. (2011): Colored plastic mulches affect soil temperature and tuber production of potato. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 61(4): 365-371. doi: 10.1080/09064710.2010.495724.

Ikura Y. and Kudo T. (1999): Isolation of a microorganism capable of degrading poly-(l-lactide). *The Journal of general and applied microbiology*, 45(5): 247-251.

Ito, M., Saito, Y., Matsunobu, T., Hiruta, O., Takebe, H. (1998): Enzymatic degradation of poly(hydroxyalkanoate) by *Corynebacterium aquaticum* IM-1 isolated from activated sludge. *Polym. Degrad. Stab.* 61 (2), 319–327. doi: 10.1016/S0141-3910 (97)00216-4.

Jansen L., Henskens M. and Hiemstra F. (2019). Report on use of plastics in agriculture. Wageningen, The Netherlands: 19.

Jendrossek D, Handrick R. (2002): Microbial degradation of polyhydroxyal-kanoates. *Annu Rev Microbiol.*;56:403–32. doi: 10.1146/annurev.micro.56.012302.160838

Jeszeova L., Puskarova A., Buckova M., Krakova L., Grivalsky T., Danko M., Mosnackova K., Chmela S. and Pangallo D. (2018): Microbial communities responsible for the degradation of poly(lactic acid)/poly(3-hydroxybutyrate) blend mulches in soil burial respirometric tests. *World J Microbiol Biotechnol*, 34(7): 101. doi: 10.1007/s11274-018-2483-y.

Jung H.-W., Yang M.-K. and Su R.-C. (2018): Purification, characterization, and gene cloning of an aspergillus fumigatus polyhydroxybutyrate depolymerase used for degradation of polyhydroxybutyrate, polyethylene succinate, and polybutylene succinate. *Polymer Degradation and Stability*, 154: 186-194.

Jung Y.K., Kim T.Y., Park S.J. and Lee S.Y. (2010): Metabolic engineering of escherichia coli for the production of polylactic acid and its copolymers. *Biotechnology and bioengineering*, 105(1): 161-171.

Kader M., Senge M., Mojid M. and Ito K. (2017): Recent advances in mulching materials and methods for modifying soil environment. *Soil and Tillage Research*, 168: 155-166.

Kadouri D, Jurkevitch E, Okon Y (2003): Poly beta-hydroxybutyrate depolymerase (PhaZ) in *Azospirillum brasilense* and characterization of a phaZ mutant. *Arch Microbiol* 180(5):309–318. doi: 10.1007/s00203-003-0590-z

Kale, S.K., Deshmukh, A.G., Dudhare, M.S., Patil, V.B., 2015. Microbial degradation of plastic: a review. *J. Biochem. Technol.* 6 (2), 952–961.

Kasirajan S. and Ngouajio M. (2012): Polyethylene and biodegradable mulches for agricultural applications: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(2): 501-529. doi: 10.1007/s13593-011-0068-3.

Kawai F., Oda M., Tamashiro T., Waku T., Tanaka N., Yamamoto M., Mizushima H., Miyakawa T. and Tanokura M. (2014): A novel Ca^{2+} -activated, thermostabilized polyesterase capable of hydrolyzing polyethylene terephthalate from *Saccharomonospora viridis* ahk190. *Appl Microbiol Biotechnol*, 98(24): 10053-10064. doi: 10.1007/s00253-014-5860-y.

Khalid N., Aqeel M. and Noman A. (2020): Microplastics could be a threat to plants in terrestrial systems directly or indirectly. *Environ Pollut*, 267: 115653. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115653.

Kitamoto H.K., Shinozaki Y., Cao X.H., Morita T., Konishi M., Tago K., Kajiwara H., Koitabashi M., Yoshida S., Watanabe T., Sameshima-Yamashita Y., Nakajima-Kambe T. and Tsushima S. (2011): Phyllosphere yeasts rapidly break down biodegradable plastics. *AMB Express*, 1(1): 1-11. doi: 10.1186/2191-0855-1-44.

Kozlovskii A.G., Zhelifonova V.P., Vinokurova N.G., Antipova T.V., Ivanushkina N.E. (1999): Biodegradation of poly-beta-hydroxybutyrate by microscopic fungi. *Microbiology*. ; 68(3):290–5.

Kyrikou I. and Briassoulis D. (2007): Biodegradation of agricultural plastic films: A critical review. *Journal of Polymers and the Environment*, 15(2): 125-150. doi: 10.1007/s10924-007-0053-8.

Lajus S., Dusseaux S., Verbeke J., Rigouin C., Guo Z., Fatarova M., Bellvert F., Borsenberger V., Bressy M., Nicaud J.M., Marty A. and Bordes F. (2020): Engineering the

yeast *yarrowia lipolytica* for production of polylactic acid homopolymer. *Front Bioeng Biotechnol*, 8: 954. doi: 10.3389/fbioe.2020.00954.

Lee K.M., Gimore D.F., Huss M.J. (2005): Fungal Degradation of the Bioplastic PHB (Poly-3-hydroxy- butyric acid). *J. Polym. Environ.* 13(3):213-219. doi:10.1007/s10924-005-4756-4.

Lee SY (1996) Plastic bacteria? Progress and prospects for poly-hydroxyalkanoate production in bacteria. *Trends Biotechnol*14(11):431–438. doi: 10.1016/0167-7799(96)10061-5

Li K., Jia W., Xu L., Zhang M. and Huang Y. (2023): The plastisphere of biodegradable and conventional microplastics from residues exhibit distinct microbial structure, network and function in plastic-mulching farmland. *Journal of Hazardous Materials*, 442: 130011. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130011>.

Lian Y., Liu W., Shi R., Zeb A., Wang Q., Li J., Zheng Z. and Tang J. (2022): Effects of polyethylene and polylactic acid microplastics on plant growth and bacterial community in the soil. *Journal of Hazardous Materials*, 435: 129057. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129057>.

Liu K., Wang X., Wei N., Song Z. and Li D. (2019): Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health. *Environ Int*, 132: 105127. doi: 10.1016/j.envint.2019.105127.

Liu R., Liang J.W., Yang Y.H., Jiang H., Tian X.J. (2023): Effect of polylactic acid microplastics on soil properties, soil microbials and plant growth. *Chemosphere*. 329(8):138504. doi:10.1016/j.chemosphere.2023.138504.

Luckachan GE, Pillai CKS (2011): Biodegradable polymers—a review on recent trends and emerging perspectives. *J Polym Environ*19(3):637–676. doi: 10.1007/s10924-011-0317-1

Ma Q.F., Shi K., Su T.T. and Wang Z.Y. (2020): Biodegradation of polycaprolactone (pcl) with different molecular weights by *candida antarctica* lipase. *Journal of Polymers and the Environment*, 28(11): 2947-2955. doi: 10.1007/s10924-020-01826-4.

Maeda H., Yamagata Y., Abe K., Hasegawa F., Machida M., Ishioka R., Gomi K. and Nakajima T. (2005): Purification and characterization of a biodegradable plastic-degrading enzyme from *aspergillus oryzae*. *Applied microbiology and biotechnology*, 67: 778-788.

Malik M.R., Yang W., Patterson N., Tang J., Wellinghoff R.L., Preuss M.L., Burkitt C., Sharma N., Ji Y., Jez J.M., Peoples O.P., Jaworski J.G., Cahoon E.B., Snell K.D. (2015): Production of high levels of poly-3-hydroxy-butyrate in plastids of *Camelina sativa* seeds. *Plant Biotechnol J* 13(5):675–688. doi: 10.1111/pbi.12290

Manna, A., Giri, P., Paul, A.K. (1999): Degradation of poly(3-hydroxybutyrate) by soil streptomycetes. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 15 (6), 705–709. doi: 10.1023/a:1008980117018.

Manoli M.T., Nogales J. and Prieto A. (2022): Synthetic control of metabolic states in *pseudomonas putida* by tuning polyhydroxyalkanoate cycle. *Mbio*, 13(1): 19.

Manzoni S., Čapek P., Mooshammer M., Lindahl B.D., Richter A., Šantrůčková H. (2017): Optimal metabolic regulation along resource stoichiometry gradients. *Ecol. Lett.*; 20(9): 1182-1191. doi:10.1111/ele.12815.

Maraveas C. (2019): Environmental sustainability of greenhouse covering materials. *Sustainability*, 11(21): 6129. doi: 10.3390/su11216129.

Martinez V., de Santos P.G., Garcia-Hidalgo J., Hormigo D., Prieto M.A., Arroyo M. and de la Mata I. (2015): Novel extracellular medium-chain-length polyhydroxyalkanoate depolymerase from *streptomyces exfoliatus* k10 dsmz 41693: A promising biocatalyst for the efficient degradation of natural and functionalized mcl-phas. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(22): 9605-9615. doi: 10.1007/s00253-015-6780-1.

Matavulj M. and Molitoris H.P. (1992): Fungal degradation of polyhydroxyalkanoates and a semiquantitative assay for screening their degradation by terrestrial fungi. *FEMS Microbiol. Lett.* 103(2):323-331. doi:10.1016/0378-1097(92)90326-J.

Meng, F.R., Yang, X.M., Riksen M., Xu M.G., Geissen V. (2021): Response of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) growth to soil contaminated with microplastics. *Sci. Total Environ.* 755 (9):142516. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.142516.

Mierziak J., Wojtasik W., Kulma A., Dziadas M., Kostyn K., Dymińska L., Hanuza J., Żuk M., Szopa J. (2020): 3-Hydroxybutyrate is active compound in flax that upregulates genes involved in dna methylation. *Int J Mol Sci* 21(8):2887. doi: 10.3390/ijms21082887

Milojevic N. and Cydzik-Kwiatkowska A. (2021): Agricultural use of sewage sludge as a threat of microplastic (mp) spread in the environment and the role of governance. *Energies*, 14(19): 6293. doi: 10.3390/en14196293.

Mintenig S.M., Int-Veen I., Löder M.G.J., Primpke S. and Gerdt G.J.W.r. (2017): Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-fourier-transform infrared imaging. 108: 365-372.

Mo A., Zhang Y., Gao W., Jiang J. and He D. (2023): Environmental fate and impacts of biodegradable plastics in agricultural soil ecosystems. *Applied Soil Ecology*, 181: 104667. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104667>.

Mohanan N., Sharma P.K. and Levin D.B. (2020): Characterization of an intracellular poly(3-hydroxyalkanoate) depolymerase from the soil bacterium, *pseudomonas putida* ls46. *Polymer Degradation and Stability*, 175: 13. doi: 10.1016/j.polymdegradstab.2020.109127.

Moore-Kucera J., Cox S.B., Peyron M., Bailes G., Kinloch K., Karich K., Miles C., Inglis D.A., Brodhagen M. (2014): Native soil fungi associated with compostable plastics in three contrasting agricultural settings. *Appl Microbiol Biotechnol.* 98(14):6467-6485. doi:10.1007/s00253-014-5711-x.

Muneer F., Rasul I., Azeem F., Siddique M.H., Zubair M., Nadeem H. (2020): Microbial polyhydroxyalkanoates (PHAs): efficient replacement of synthetic polymers. *J Polym Environ* 28(9):2301–2323. doi: 10.1007/s10924-020-01772-1

Ng E.L., Huerta Lwanga E., Eldridge S.M., Johnston P., Hu H.W., Geissen V. and Chen D. (2018): An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Sci Total Environ*, 627: 1377-1388. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.341.

Ngo T.-D. (2020): Biobased and biodegradable polymers nanocomposites: Handbook of Nanomaterials and Nanocomposites for Energy and Environmental Applications, Springer International Publishing: 1-28. doi: 10.1007/978-3-030-11155-7_142-1.

Nishide H, Toyota K, Kimura M (1999): Effects of soil temperature and anaerobiosis on degradation of biodegradable plastics in soil and their degrading microorganisms. *Soil Sci Plant Nutr* 45(4):963–972. doi: 10.1080/00380768.1999.10414346

Nizzetto L., Futter M. and Langaas S. (2016a): Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environ Sci Technol*, 50(20): 10777-10779. doi: 10.1021/acs.est.6b04140.

Nizzetto L., Langaas S. and Futter M. (2016b): Pollution: Do microplastics spill on to farm soils? *Nature*, 537(7621): 488. doi: 10.1038/537488b.

Ong SY and Sudesh K. Effects of polyhydroxyalkanoate degradation on soil microbial community. *Polym. Degrad. Stabil.* 2016;131:9-19. doi:10.1016/j.polymdegradstab.2016.06.024.

Palucha N, Fojt J, Holátko J, Hammerschmiedt T, Kintl A, Brtnický M, Řezáčová V, De Winterb K, Uitterhaegen E, Kučerík J. (2024): Does poly-3-hydroxybutyrate biodegradation affect the quality of soil organic matter? *Chemosphere.* 352:141300. doi:10.1016/j.chemosphere.2024.141300

Pan W.J., Bai Z.H., Su T.T. and Wang Z.Y. (2018): Enzymatic degradation of poly(butylene succinate) with different molecular weights by cutinase. *International Journal of Biological Macromolecules*, 111: 1040-1046. doi: 10.1016/j.ijbiomac.2018.01.107.

Panayotidou E., Baklavaridis A., Zuburtikudis I., Achilias D.S. (2014): Nanocomposites of poly(3-hydroxybutyrate)/organomodifiedmontmorillonite: effect of the nanofiller on the polymer's bio-degradation. *J Appl Polym Sci.* doi: 10.1002/app.41656

Pathan S.I., Arfaioli P., Bardelli T., Ceccherini M.T., Nannipieri P., Pietramellara G. (2020): Soil pollution from micro- and nanoplastic debris: a hidden and unknown biohazard. *Sustainability.* 12(18):7255. doi: 10.3390/su12187255.

Peñas M.I. (2023). Poly (butylene succinate) and pbs copolyesters degradation *Encyclopedia.*

Phithakrotchanakoon C., Daduang R., Thamchaipenet A., Wangkam T., Srihirin T., Eurwilaichitr L. and Champreda V. (2009): Heterologous expression of polyhydroxyalkanoate depolymerase from *thermobifida* sp in *pichia pastoris* and catalytic analysis by surface plasmon resonance. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 82(1): 131-140. doi: 10.1007/s00253-008-1754-1.

Prochazkova P., Macova S., Aydin S., Zlamalova Gargosova H., Kalcikova G., Kucerik J. (2023): Effects of biodegradable P3HB on the specific growth rate, root length and chlorophyll content of duckweed, *Lemna minor.* *Heliyon.*; 9(12):e23128. doi:10.1016/j.heliyon.2023.e23128

Puchalska P., Crawford P.A. (2017): Multi-dimensional roles of ketonebodies in fuel metabolism, signaling, and therapeutics. *Cell Metab*25(2):262–284.

<https://doi.org/10.1016/j.cmet.2016.12.022>

Qu M., Kong Y., Yuan Y. and Wang D. (2019a): Neuronal damage induced by nanopolystyrene particles in nematode *caenorhabditis elegans*. *Environmental Science: Nano*, 6(8): 2591-2601. doi: 10.1039/C9EN00473D.

Reay, M., Graf, M., Greenfield, L., Bargiela, R., Onyije, C., Lloyd, C., Bull, I., Evershed, R., Golyshin, P., Chadwick, D., Jones, D. (2024): Microbial degradation of bioplastic (PHBV) is limited by nutrient availability at high microplastic loadings. *Environmental Science: Advances*. doi: 10.1039/D4VA00311J.

Rillig M.C., de Souza Machado A.A., Lehmann A. and Klumper U. (2019a): Evolutionary implications of microplastics for soil biota. *Environ Chem*, 16(1): 3-7. doi: 10.1071/EN18118.

Rillig M.C., Lehmann A., de Souza Machado A.A. and Yang G. (2019b): Microplastic effects on plants. *New Phytol*, 223(3): 1066-1070. doi: 10.1111/nph.15794.

Roohi ZMR, Kuddus M (2018) PHB (poly- β -hydroxybutyrate) and its enzymatic degradation. *Polymers Adv Technol* 29(1):30–40 doi: 10.1002/pat.4126

Rüthi J., Bölsterli D., Pardi-Comensoli L., Brunner I. and Frey B. (2020): The “plastisphere” of biodegradable plastics is characterized by specific microbial taxa of alpine and arctic soils. *Frontiers in Environmental Science*, 8. doi: 10.3389/fenvs.2020.562263.

Rychter, P., Biczak, R., Herman, B., Smylla, A., Kurcok, P., Adamus, G., Kowalczyk, M. (2006): Environmental degradation of polyester blends containing atactic poly(3-hydroxybutyrate). *Biodegradation in soil and ecotoxicological impact. Biomacromolecules* 7 (11), 3125–3131. doi: 10.1021/bm060708r.

Sadri S.S. and Thompson R.C. (2014): On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the tamar estuary, southwest england. *Mar Pollut Bull*, 81(1): 55-60. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.02.020.

Sang, B.I., Hori, K., Tanji, Y., Unno, H. (2002): Fungal contribution to in situ biodegradation of poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) film in soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 58 (2), 241–247. doi: 10.1007/s00253-001-0884- 5.

Sang BI, Hori K, Unno H (2004): Comparison of the degradation characteristics of poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) in water and soil by isolated soil microorganisms. European Symposium on Environmental Biotechnology. Oostende, Belgium. p327–30

Sang BI, Hori K, Tanji Y, Unno H. (2002): Fungal contribution to in situ biodegradation of poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) film in soil. *Appl Microbiol Biotechnol.* 58(2):241-247. doi:10.1007/s00253-001-0884-5.

Sanchez-Hernandez, J.C., Capowiez, Y., Ro, K.S. (2020): Potential use of earthworms to enhance decaying of biodegradable plastics. *ACS Sustain. Chem. Eng.* 8 (11), 4292–4316. doi: 10.1021/acssuschemeng.9b05450.

Scalenghe R. (2018): Resource or waste? A perspective of plastics degradation in soil with a focus on end-of-life options. *Heliyon*, 4(12): e00941. doi: 10.1016/j.heliyon.2018.e00941.

Scarascia-Mugnozza G., Sica C. and Russo G. (2012): Plastic materials in European agriculture: Actual use and perspectives. *Journal of Agricultural Engineering*, 42(3): 15. doi: 10.4081/jae.2011.28.

Sehgal R and Gupta R. Polyhydroxyalkanoate and its efficient production: an eco-friendly approach towards development. *3 Biotech.* 2020;10(12):549. doi:10.1007/s13205-020-02550-5.

Serrano-Ruiz, H., Martin-Closas L., Pelacho A.M. (2023): Impact of buried debris from agricultural biodegradable plastic mulches on two horticultural crop plants: Tomato and lettuce. *Science of the Total Environment.* 856, 9. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.159167.

Shah AA, Hasan F, Hameed A, Ahmed S (2007): Isolation and characterization of poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate)degrading Actinomycetes and purification of PHBV depolymerase from newly isolated *Streptovorticillium kashmirensis* AF1. *Ann Microbiol* 57(4):583–588. doi: 10.1007/bf03175359

Shah S and Kumar A. Polyhydroxyalkanoates: advances in the synthesis of sustainable bioplastics. *Eur. J. Environ. Sci.* 2021;10(2):76-88. doi:10.14712/23361964.2020.9.

Sharma A., Shahzad B., Rehman A., Bhardwaj R., Landi M., Zheng B. (2019): Response of phenylpropanoid pathway and the role of polyphenols in plants under abiotic stress. *Molecules* 24(13):2452. doi: 10.3390/molecules24132452

Shinozaki Y., Morita T., Cao X.H., Yoshida S., Koitabashi M., Watanabe T., Suzuki K., Sameshima-Yamashita Y., Nakajima-Kambe T., Fujii T. and Kitamoto H.K. (2013): Biodegradable plastic-degrading enzyme from *Pseudomonas antarctica*: Cloning, sequencing, and characterization. *Appl Microbiol Biotechnol*, 97(7): 2951-2959. doi: 10.1007/s00253-012-4188-8.

Sintim, H., Bary, A., Hayes, D., English, M., Schaeffer, S., Miles, C., Zelenyuk, A., Suski, K., Flury, M., 2019: Release of micro- and nanoparticles from biodegradable plastic during in situ composting. *Sci. Total Environ.* 675, 686–693. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.179>.

Sintim H.Y. and Flury M. (2017): Is biodegradable plastic mulch the solution to agriculture's plastic problem? *Environmental Science & Technology*, 51(3): 1068-1069. doi: 10.1021/acs.est.6b06042.

Sivalingam G., Chattopadhyay S. and Madras G. (2003): Solvent effects on the lipase catalyzed biodegradation of poly (ϵ -caprolactone) in solution. *Polymer degradation and stability*, 79(3): 413-418.

Spohn M. (2015): Microbial respiration per unit microbial biomass depends on litter layer carbon-to-nitrogen ratio. *Biogeosciences*;12(3):817-823. doi:10.5194/bg-12-817-2015

Steinmetz Z., Wollmann C., Schaefer M., Buchmann C., David J., Troger J., Munoz K., Fror O. and Schaumann G.E. (2016): Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Sci Total Environ*, 550: 690-705. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.153.

Sudesh, K., Abe, H., Doi, Y. (2000): Synthesis, structure and properties of polyhydroxyalkanoates: biological polyesters. *Prog. Polym. Sci.* 25 (10), 1503–1555. doi: 10.1016/s0079-6700(00)00035-6.

Sun J., Matsumoto K., Tabata Y., Kadoya R., Ooi T., Abe H. and Taguchi S. (2015): Molecular weight-dependent degradation of d-lactate-containing polyesters by polyhydroxyalkanoate depolymerases from *variovorax* sp c34 and *alcaligenes faecalis* t1. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(22): 9555-9563. doi: 10.1007/s00253-015-6756-1.

Šerá J., Serbruyns L., De Wilde B., Koutný M. (2020): Accelerated biodegradation testing of slowly degradable polyesters in soil. *Polym. Degrad. Stabil.* 171:109031. doi:10.1016/j.polymdegradstab.2019.109031.

Taniguchi I., Nakano S., Nakamura T., El-Salmawy A., Miyamoto M. and Kimura Y. (2002): Mechanism of enzymatic hydrolysis of poly(butylene succinate) and poly(butylene succinate-co-l-lactate) with a lipase from *Pseudomonas cepacia*. *Macromolecular Bioscience*, 2(9): 447-455. doi: <https://doi.org/10.1002/mabi.200290002>.

Tanunchai B., Juncheed K., Wahdan S.F.M., Guliyev V., Udovenko M., Lehnert A.-S., Alves E.G., Glaser B., Noll M., Buscot F., Blagodatskaya E., Purahong W. (2021): Analysis of microbial populations in plastic–soil systems after exposure to high poly(butylene succinate-co-adipate) load using high-resolution molecular technique. *Environ. Sci. Eur.* 33(1):105. doi:10.1186/s12302-021-00528-5.

Tarara J.M. (2000): Microclimate modification with plastic mulch. *Hortscience*, 35: 169-180.

Thumarat U., Nakamura R., Kawabata T., Suzuki H. and Kawai F. (2012): Biochemical and genetic analysis of a cutinase-type polyesterase from a thermophilic *Thermobifida alba* ahk119. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 95(2): 419-430. doi: 10.1007/s00253-011-3781-6.

Thakur, S., Chaudhary, J., Sharma, B., Verma, A., Tamulevicius, S., Thakur, V.K., 2018. Sustainability of bioplastics: opportunities and challenges. *Curr. Opin. Green Sustain. Chem.* 13, 68–75. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2018.04.013>.

Tomita K., Tsuji H., Nakajima T., Kikuchi Y., Ikarashi K. and Ikeda N. (2003): Degradation of poly (d-lactic acid) by a thermophile. *Polymer degradation and stability*, 81(1): 167-171.

Torres-Olivar V., Ibarra-Jimenez L., Cardenas-Flores A., Lira-Saldivar R.H., Valenzuela-Soto J.H. and Castillo-Campohermoso M.A. (2018): Changes induced by plastic film mulches on soil temperature and their relevance in growth and fruit yield of pickling cucumber. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 68(2): 97-103. doi: 10.1080/09064710.2017.1367836.

Torres A., Li S., Roussos S. and Vert M. (1996): Screening of microorganisms for biodegradation of poly (lactic-acid) and lactic acid-containing polymers. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(7): 2393-2397.

Touchaleaume F., Martin-Closas L., Angellier-Coussy H., Chevillard A., Cesar G., Gontard N., Gastaldi E. (2016): Performance and environmental impact of biodegradable polymers as agricultural mulching films. *Chemosphere* 144:433–439.

doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.09.006

Trojan, M., Koutný, M., Brtnický, M., Holátko, J., Zlámalová Gargošová, H., Fojt, J., Procházková, P., Kalčíková, G., Kučerík, J. (2024): The Interaction of Microplastics and Microbioplastics with Soil and a Comparison of Their Potential to Spread Pathogens. *Appl. Sci.* 14, 4643. doi: 10.3390/app14114643

Tseng H.-C., Fujimoto N. and Ohnishi A. (2020): Characteristics of *tepidimicrobium xylanilyticum* as a lactate-utilising bacterium in polylactic acid decomposition during thermophilic anaerobic digestion. *Bioresource Technology Reports*, 12: 100596. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100596>.

Vogel, F.A., Schlundt, C., Stote, R.E., Ratto, J.A., Amaral-Zettler, L.A. (2021): Comparative genomics of marine bacteria from a historically defined plastic biodegradation consortium with the capacity to biodegrade polyhydroxyalkanoates. *Microorganisms* 9 (1), 27. doi: 10.3390/microorganisms9010186.

Volova, T. G., Kiselev, E. G., Baranovskiy, S. V., Zhila, N. O., Prudnikova, S. V., Shishatskaya, E. I., Kuzmin, A. P., Nemtsev, I. V., Vasiliev, A. D., & Thomas, S. (2022): Degradable Poly(3-hydroxybutyrate)—The Basis of Slow-Release Fungicide Formulations for Suppressing Potato Pathogens. *Polymers*, 14(17), 3669. doi: 10.3390/polym14173669

Volova T.G., Prudnikova S.V. and Boyandin A.N. (2016): Biodegradable poly-3-hydroxybutyrate as a fertiliser carrier. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 96(12): 4183-4193. doi: 10.1002/jsfa.7621

Volova, T.G., Prudnikova, S.V., Vinogradova, O.N., Syrvacheva, D.A., Shishatskaya, E.I., (2017): Microbial degradation of polyhydroxyalkanoates with different chemical compositions and their biodegradability. *Microb. Ecol.* 73 (2), 353–367. doi: 10.1007/s00248-016-0852-3.

Volova, T. G., et al., 1998. Studies of biodegradation of microbial polyhydroxyalkanoates. *Applied Biochemistry and Microbiology*. 34, 488-492

Vox G., Loisi R.V., Blanco I., Mugnozza G.S. and Schettini E. (2016): Mapping of agriculture plastic waste. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 8: 583-591. doi: 10.1016/j.aaspro.2016.02.080.

Vroman I, Tighzert L (2009): Biodegradable polymers. *Materials*2(2):307–344. <https://doi.org/10.3390/ma2020307>Wan Y, Wu C, Xue Q, Hui X (2019) Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. *Sci Total Environ* 654:576–582. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.123

White, E. M., Horn J., Wang S., Crawford B., Ritchie B. W., Carraway D., Locklin J. (2021): Comparative Study of the Biological Degradation of Poly(3-Hydroxybutyrate-co-3-Hydroxyhexanoate) Microbeads in Municipal Wastewater in Environmental and Controlled Laboratory Conditions. *Environmental Science & Technology*. 55, 11646-11656. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00974>.

Whulanza Y., Rahman S.F., Suyono E.A., Yohda M. and Gozan M. (2018): Use of candida rugosa lipase as a biocatalyst for l-lactide ring-opening polymerization and polylactic acid production. *Biocatalysis and agricultural biotechnology*, 16: 683-691.

Willen A., Junestedt C., Rodhe L., Pell M. and Jonsson H. (2017): Sewage sludge as fertiliser - environmental assessment of storage and land application options. *Water Sci Technol*, 75(5-6): 1034-1050. doi: 10.2166/wst.2016.584.

Witt U., Einig T., Yamamoto M., Kleeberg I., Deckwer W.D. and Müller R.J. (2001): Biodegradation of aliphatic–aromatic copolyesters: Evaluation of the final biodegradability and ecotoxicological impact of degradation intermediates. *Chemosphere*, 44(2): 289-299. doi: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00162-4](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00162-4).

Xu P.-Y., Liu T.-Y., Huang D., Zhen Z.-C., Lu B., Li X., Zheng W.-Z., Zhang Z.-Y., Wang G.-X. and Ji J.-H. (2023): Enhanced degradability of novel pbat/cl copolyester: Study on the performance in different environment and exploration of mechanism. *European Polymer Journal*, 186: 111834. doi: <https://doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2023.111834>.

Yang Y.C., Zhang M., Li Y., Fan X.H. and Geng Y.Q. (2012): Improving the quality of polymer-coated urea with recycled plastic, proper additives, and large tablets. *J Agric Food Chem*, 60(45): 11229-11237. doi: 10.1021/jf302813g.

Yu L., Dean K. and Li L. (2006): Polymer blends and composites from renewable resources. *Progress in Polymer Science*, 31(6): 576-602. doi: 10.1016/j.progpolymsci.2006.03.002.

Yue W.L., Yin C.F., Sun L.M., Zhang J., Xu Y. and Zhou N.Y. (2021): Biodegradation of bisphenol-a polycarbonate plastic by pseudoxanthomonas sp. Strain nyz600. *Journal of Hazardous Materials*, 416: 11. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.125775.

Zalasiewicz J., Waters C.N., Ivar do Sul J.A., Corcoran P.L., Barnosky A.D., Cearreta A., Edgeworth M., Gajuszka A., Jeandel C., Leinfelder R., McNeill J.R., Steffen W., Summerhayes C., Wagemann M., Williams M., Wolfe A.P. and Yonan Y. (2016): The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the anthropocene. *Anthropocene*, 13: 4-17. doi: 10.1016/j.ancene.2016.01.002.

Zbyszewski M., Corcoran P.L. and Hockin A. (2014): Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the great lakes, north america. *Journal of Great Lakes Research*, 40(2): 288-299. doi: 10.1016/j.jglr.2014.02.012.

Zhao Z.Y., Wang P.Y., Wang Y.B., Zhou R., Koskei K., Munyasya A.N., Liu S.T., Wang W., Su Y.Z., Xiong Y.C. (2021): Fate of plastic film residues in agro-ecosystem and its effects on aggregate-associated soil carbon and nitrogen stocks. *Journal of Hazardous Materials* 416:125954. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.125954.

Zhou J., Gui H., Banfield C.C., Wen Y., Zang H., Dippold M.A., Charlton A. and Jones D.L. (2021a): The microplastisphere: Biodegradable microplastics addition alters soil microbial community structure and function. *Soil Biology and Biochemistry*, 156: 108211. doi: 10.1016/j.soilbio.2021.108211.

Zhou J., Wen Y., Marshall M.R., Zhao J., Gui H., Yang Y., Zeng Z., Jones D.L. and Zang H. (2021b): Microplastics as an emerging threat to plant and soil health in agroecosystems. *Science of The Total Environment*, 787: 147444. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147444.

Zhu Z.K., Zhou J., Shahbaz M., Tang H.M., Liu S.L., Zhang W.J., Yuan H.Z., Zhou P., Alharbi H., Wu J.S., Kuzyakov Y., Ge T.D. (2021): Microorganisms maintain C:N stoichiometric balance by regulating the priming effect in long-term fertilized soils. *Applied Soil Ecology*. 167(9):104033. doi:10.1016/j.apsoil.2021.104033.

Zubris K.A. and Richards B.K. (2005): Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environ Pollut*, 138(2): 201-211. doi: 10.1016/j.envpol.2005.04.013.

Životopis

Martin Brtnický

Adresa: Marie Pavlíkové 1895, Tišnov 66601

E-mail: martin.brtnicky@seznam.cz **Telefon:** +420 607036907

Pracovní zkušenosti

- 2019 – dosud Vedoucí výzkumné skupiny půdní ekologie, AF, Mendelova univerzita v Brně
- 2019/23 Technický pracovník, FCH, Vysoké učení technické v Brně
- 2015/22 Akademický pracovník, LDF, Mendelova univerzita v Brně
- 2015/18 Zástupce vedoucího ústavu, LDF, Mendelova univerzita v Brně
- 2016/19 Technický pracovník, CEITEC, Vysoké učení technické v Brně
- 2010/15 Akademický pracovník, AF, Mendelova univerzita v Brně

Vzdělání

- 2021 – dosud VUT v Brně, FCH, DSP: Chemie a technologie ochrany životního prostředí
- 2005 Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, AF, Agroekologie

Tuzemské projekty

Hlavní řešitel projektů:

- 2018/22 - Podpora funkční diverzity půdních organismů aplikací klasických a modifikovaných stabilních organických hmot při zachování produkčních vlastností půd
- 2019/23 - Systémy aplikace tekutých organických hnojiv jako prostředek ke zlepšení půdního prostředí, zvýšení využitelnosti živin rostlinami a jako prostředek k minimalizaci dopadů na životní prostředí
- 2019/23 - Využití odpadu produkovaného při výrobě bioplynu ke zlepšení půdních vlastností a zvýšení obsahu síry v rostlinách
- 2018/21 - Městské parky jako kvalitní sociální a přírodní prostředí pro život

Další řešitel a mentor projektů:

MZe (NAZV) - 7 projektů; TAČR – 6 projektů (z nich 3 mentor)

Zahraniční projekty

Další řešitel

2025/28 - Exploiting Modular Biochar and board production pilots to locally transform waste from traditional agrifood, feed and forestry industries into bio-materials with rEgional DEmand

Člen řešitelského týmu

2025/29 - Building climate resilience via large scale uptake of systemic solutions in agricultural ecosystems in the Pannonian region

2024/27 - Transforming Bio-Waste to Innovative Hydroponic Solutions

2023/26 - Achieving Remediation And GOverning Restoration of contaminated soils Now

2016/20 - New geomodels to explore deeper for High-Technology critical raw materials in Alkaline rocks and Carbonatites.

Pedagogické zkušenosti

2023/24 Odpadové hospodářství a technologie (náslechy)

2022/23 Konzultant diplomové práce – Ing. Veronika Stanislavová

2022/23 Soil chemistry (laboratorní cvičení)

2021/22 a 22/23 Praktikum z environmentálních technologií (náslechy)

Vedoucí bakalářské/diplomové práce: 22/6

Cvičící předmětů týkajících se půdoznalství, Garant předmětů: Degradace/regenerace krajiny

(2010/20) , Krajina a vliv člověka v evropském kontextu (2013/15) (Mendelova univerzita v Brně).

Publikace týkající se tématu disertační práce

- **Brtnicky, M.** a kol. (2025): Dose-dependent effects of poly-3-hydroxybutyrate on soil quality and maize development: A trade-off between soil quality and crop productivity. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 295, 118131. doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118131
- **Brtnicky, M.** a kol. (2024): Effect of stabilized organic amendments on biodegradability of poly-3-hydroxybutyrate, soil biological properties, and plant biomass. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* doi.org/10.1007/s13762-024-06061-1
- **Brtnicky, M.** a kol. (2024): Biodegradation of poly-3-hydroxybutyrate after soil inoculation with microbial consortium: Soil microbiome and plant responses to the changed environment. *Sci. Total Environ.* 946, 174328. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174328
- **Brtnicky, M.** a kol. (2022): Effect of biodegradable poly-3-hydroxybutyrate amendment on the soil biochemical properties and fertility under varying sand loads. *Chem. Biol. Technol. Agric.* 9, 75. doi.org/10.1186/s40538-022-00345-9
- **Brtnicky M.** a kol. (2025): Soil texture-driven modulation of poly-3-hydroxybutyrate (P3HB) biodegradation: Microbial shifts, and trade-offs between nutrient availability and lettuce

growth, Environmental Research, Volume 278, 2025, 121618, ISSN 0013-9351, doi: 10.1016/j.envres.2025.121618.

- Fojt, J. a kol. (2022): Influence of Poly-3-hydroxybutyrate Micro-Bioplastics and Polyethylene Terephthalate Microplastics on the Soil Organic Matter Structure and Soil Water Properties. Environ. Sci. Technol. 56, 10732–10742. doi.org/10.1021/acs.est.2c01970
- Palucha, N. a kol. (2024): Does poly-3-hydroxybutyrate biodegradation affect the quality of soil organic matter? Chemosphere 352, 141300. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141300
- Trojan, M. a kol. (2024): The Interaction of Microplastics and Microbioplastics with Soil and a Comparison of Their Potential to Spread Pathogens. Appl. Sci. 14, 4643. doi: 10.3390/app14114643

Publikační činnost

- více než 150 impaktovaných publikací dle WOS; h-index: **30**
- počet citací na WOS: **4018**; bez autocitací: **3774**
- patentů: **2**; užitných vzorů: **8**; funkčních vzorků: **2**; certifikovaných metodik: **19**; ověřených technologií: **16**

Ocenění

2023 - Cena rektora, Mendelova univerzita v Brně

2020 - 1. místo „Agronomy 10th Anniversary Best Paper Award“- Brtnický M. et.al.: „Long-Term Effects of Biochar-Based Organic Amendments on Soil Microbial Parameters

Konference a přednášky (vybrané v rámci studia)

- Pedologické dny 2024 (Slovensko)
- Applied Natural Sciences 2023 (Slovensko)
- AGROSYM 2023 (Bosna a Hercegovina)
- Ecology of Soil Microorganisms 2022 (Česká Republika)
- 22nd World congress of soil science (Skotsko)

Zahraniční pobyty

2025 - Faculty of Chemistry and Chemical Technology, University of Ljubljana, Slovinsko (3 dny)

2024 - Faculty of Chemistry and Chemical Technology, University of Ljubljana, Slovinsko (4 dny)

2024 - Francie – jednání a odběr vzorků v rámci projektu Horizon ARAGORN (5 dní)

2022 - Warsaw University of Life Sciences (6 týdnů)

2009 - Mongolian university of science and technology, Ulaanbaatar (2 týdny)

2007 - University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna (2 týdny)