



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

SEPARACE A IDENTIFIKACE MIKROPLASTŮ V PŮDÁCH A APLIKACE FTIR METOD

SEPARATION AND IDENTIFICATION OF MICROPLASTICS IN SOILS AND APPLICATION OF
FTIR METHODS

DIPLOMOVÁ PRÁCE

MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Bc. Ulyana Vishneuskaya

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Mgr. Helena Doležalová Weissmannová, Ph.D.

BRNO 2025

Zadání diplomové práce

Číslo práce: FCH-DIP2022/2024 Akademický rok: 2024/25
Ústav: Ústav chemie a technologie ochrany
životního prostředí
Studentka: **Bc. Ulyana Vishneuskaya**
Studijní program: Environmentální chemie a technologie
Studijní obor: bez specializace
Vedoucí práce: **Mgr. Helena Doležalová**
Weissmannová, Ph.D.

Název bakalářské práce:

Separace a identifikace mikroplastů v půdách a aplikace FTIR metod

Zadání diplomové práce:

- Rešerše zaměřená na problematiku separace a identifikace vybraných mikroplastů v půdách.
- Základní charakterizace půd. Separace mikroplastů z reálných půdních vzorků, aplikace FTIR metod.
- Vyhodnocení dat a interpretace výsledků.

Termín odevzdání diplomové práce: 5.5.2025:

Diplomová práce se odevzdává v děkanem stanoveném počtu exemplářů na sekretariát ústavu. Toto zadání je součástí bakalářské práce.

Bc. Ulyana Vishneuskaya
studentka

Mgr. Helena Doležalová
Weissmannová, Ph.D.
vedoucí práce

prof. Ing. Jozef Krajčovič, Ph.D.
vedoucí ústavu

V Brně dne 3.2.2025

prof. Ing. Michal Veselý, CSc.
děkan

ABSTRAKT

Diplomová práce se zaměřuje na problematiku separace a identifikace mikroplastů v půdním prostředí, a to s využitím infračervené spektroskopie (ATR-FTIR). Práce zahrnuje rešerši současného stavu poznání v oblasti výskytu, zdrojů a transportu mikroplastů v půdách a metod jejich separace a analýzy. V experimentální části bylo analyzováno osm typů půd. Pro izolaci mikroplastů z půdního prostředí byla použita hustotní separace s různými flotačními médii. Samostatně byla hodnocena účinnost ATR-FTIR spektroskopie pro detekci čtyř typů polymerů (PET, PP, PHB, PLA) v půdní matrici. Byly vytvořeny kalibrační a validační modely pro jednotlivé kombinace plastu a typu půdy a vyhodnoceny parametry jako korelační koeficient (R), koeficient determinace (R^2), RMSECV a RPD.

Výsledky ukazují, že ATR-FTIR spektroskopie je vhodná pro identifikaci a kvantifikaci mikroplastů v půdách. Byla prokázána možnost detekce všech studovaných polymerů, s různou účinností v závislosti na jejich koncentraci a typu půdní matrice. Hustotní separace vykazuje dobrou účinnost i při nízkých koncentracích plastů.

ABSTRACT

This diploma thesis focuses on the separation and identification of microplastics in soil using infrared spectroscopy (ATR-FTIR). The thesis includes a literature review of current knowledge regarding the occurrence, sources, and transport of microplastics in soils, as well as methods for their separation and analysis. The experimental part involved the analysis of eight different soil types. Density separation with various flotation media was used to isolate microplastics from the soil matrix. Separately, the effectiveness of ATR-FTIR spectroscopy was evaluated for detecting four types of polymers (PET, PP, PHB, PLA) in the soil samples. Calibration and validation models were developed for each combination of polymer and soil type, with parameters such as correlation coefficient (R), coefficient of determination (R^2), RMSECV and RPD being assessed.

The results demonstrate that ATR-FTIR spectroscopy is suitable for the identification and quantification of microplastics in soils. All studied polymers were successfully detected, with varying levels of efficiency depending on their concentration and the type of soil matrix. Density separation proved to be effective even at low plastic concentrations.

KLÍČOVÁ SLOVA

Mikroplasty, půda, hustotní separace, FTIR, ATR, PET, PP, PHB, PLA

KEYWORDS

Microplastics, soil, density separation, FTIR, ATR, PET, PP, PHB, PLA

VISHNEUSKAYA, Ulyana. *Separace a identifikace mikroplastů v půdách a aplikace FTIR metod*. Diplomová práce. Helena DOLEŽALOVÁ WEISSMANNOVÁ (vedoucí práce). Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2025.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citovala. Diplomová práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího diplomové práce a děkana FCH VUT.

.....

Ulyana Vishneuskaya

PODĚKOVÁNÍ

Na tomto místě bych chtěla poděkovat vedoucí mé diplomové práce Mgr. Heleně Doležalové Weissmanové, Ph.D. za její čas, trpělivost, odborné rady a pomoc při psaní mé práce. Dále bych chtěla poděkovat příteli a rodině za velkou podporu při psaní této práce.

OBSAH

1. ÚVOD	7
2. TEORITICKÁ ČÁST	8
2.1. Plasty	8
2.1.1 Syntetické plasty	8
2.1.2 Bioplasty	9
2.2. Mikroplasty.....	10
2.3. Mikroplasty v půdě.....	11
2.3.1 Zdroje mikroplastů v půdě	12
2.3.1.1. Zemědělský sektor.....	12
2.3.1.2. Domácí sektor.....	12
2.3.1.3. Sektor dopravy	13
2.3.1.4. Stavební sektor	13
2.3.1.5. Průmyslový sektor	13
2.3.2 Výskyt a polymerní vlastnosti půdních mikroplastů	13
2.3.2.1. Vlastnosti polymeru	14
2.4. Přenos mikroplastů v půdě	15
2.4.1 Externí mechanismus přenosu mikroplastů v půdě	15
2.4.1.1. Abiotické mechanismy	16
2.4.1.2. Biologické mechanismy	16
2.4.1.3. Antropogenní činnost	17
2.4.2 Vnitřní mechanismy přenosu mikroplastů v půdě	17
2.4.2.1. Charakteristika mikroplastů	18
2.4.2.2. Vlastnosti půdy ovlivňující přenos mikroplastů.....	19
2.4.2.3. Koexistující látky	20
2.5. Separace mikroplastů.....	20
2.5.1 Hustotní separace	21
2.5.2 Separace olejem	24
2.5.3 Elektrostatická separace.....	25
2.5.4 Magnetická separace	25
2.6. Identifikace a kvantifikace mikroplastů	26
2.6.1 Identifikační metody	26
2.6.2 Metody kvantifikace	27
3. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	28
3.1. Vzorky a základní charakteristika půd	28

3.1.1.	Odběr vzorků	28
3.1.2.	Úprava vzorků.....	28
3.1.3.	Stanovení sušiny půdy	29
3.1.4.	Stanovení pH půdy.....	29
3.1.5.	Stanovení rtuti v půdě na přístroji AMA 254	29
3.2.	Detekce mikroplastů v půdních vzorcích pomocí ATR-FTIR	30
3.2.1.	Příprava směsných vzorků půdy a mikroplastů	30
3.2.2.	Spektroskopická analýza mikroplastů pomocí ATR-FTIR.....	31
3.2.3.	Vyhodnocení dat a interpretace vibračních spekter	32
3.2.3.1.	Kalibrační a korelační modely.....	32
3.2.3.2.	Validační modely	32
3.3.	Separace mikroplastů ze vzorků půdy	33
4.	VÝSLEDKY A DISKUZE	35
4.1.	Základní charakteristika půd	35
4.1.1.	Stanovení sušiny půdy	35
4.1.2.	Stanovení pH půdy.....	35
4.1.3.	Výsledky stanovení rtuti v půdě	36
4.2.	ATR-FTIR	37
4.2.1.	PET	40
4.2.2.	PLA	44
4.2.3.	PP	46
4.2.4.	PHB.....	50
4.2.5.	Vyhodnocení obsahu plastů ve vzorcích půdy.....	53
4.3.	Separace mikroplastů z půdních vzorků	55
5.	ZÁVĚR	58
6.	SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ	59
7.	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ.....	71
8.	PŘÍLOHY	72

1. ÚVOD

Plast je v současnosti jedním z nejrozšířenějších materiálů v moderní společnosti. Jeho nízká cena, mechanická odolnost, variabilita vlastností a dlouhá životnost vedly k jeho masivnímu využití v řadě průmyslových odvětví – od balení potravin až po stavebnictví či zdravotnictví. S rostoucí produkcí plastů však narůstá i objem plastového odpadu, který představuje významné environmentální riziko.

Zvláštní pozornost si v posledních letech získaly mikroplasty – plastové částice menší než 5 mm, které se postupně stávají všudypřítomnými kontaminanty všech ekosystémů. Jejich přítomnost byla prokázána v oceánech, sladkých vodách, atmosféře, ale také v půdách. Terestrické ekosystémy však zůstávají z hlediska výzkumu mikroplastů méně prozkoumané, přestože půda představuje klíčovou složku životního prostředí ovlivňující zemědělství, biodiverzitu i zdraví člověka.

Teoretická část práce je zaměřena na současný stav poznání v oblasti výskytu, distribuce a vlastností mikroplastů v půdách. Zvláštní pozornost je věnována metodám separace mikroplastů z půdních vzorků, včetně hustotní separace, elektrostatických a magnetických metod, které jsou kritickým krokem před samotnou analytickou identifikací. Jednou z perspektivních analytických metod pro identifikaci mikroplastů je infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR), která umožňuje i nedestruktivní kvantitativní analýzu polymerních materiálů na základě jejich vibračních spekter.

Tato diplomová práce se zaměřuje na separaci a identifikaci vybraných mikroplastů (PET, PP, PHB, PLA) v reálných půdních vzorcích, odebraných z osmi lokalit. Cílem této práce je i stanovení základních půdních charakteristik odebraných vzorků, jako je pH, obsah sušiny a těžkých kovů (konkrétně rtuti). Jádrem experimentální práce je aplikace ATR-FTIR spektroskopie pro identifikaci vybraných typů polymerů (PET, PLA, PP, PHB) v půdních vzorcích a vývoj kalibračních a validačních modelů pro jejich kvantifikaci.

2. TEORITICKÁ ČÁST

2.1. Plasty

V posledních několika desetiletích poptávka po plastech s dostupnou cenou, univerzální plasticitou a dlouhou životností neustále roste z důvodu jejich nejrůznějších aplikací. Plasty jsou stále důležitými a nepostradatelnými materiály pro téměř každý sektor ekonomiky, včetně automobilového průmyslu, stavebnictví, balení, spotřebního zboží a zdravotnictví [1].

Od svého objevu v 19. století a následné průmyslové výroby v 50. letech 20. století způsobil plast skutečnou revoluci ve výrobě široké škály levných a odolných produktů. V roce 2022 dosáhla celosvětová produkce plastů 400,3 milionů tun. Podíl Evropy na světové výrobě plastů klesl z 22 % v roce 2006 na 14 % v roce 2022 a sestavil 58,7 milionů tun. Pokud budou současné trendy ve výrobě a nakládání s odpady pokračovat, odhaduje se, že skončí do roku 2050 přibližně 12 000 Mt plastového odpadu na skládkách nebo v životním prostředí [2; 3].

2.1.1 Syntetické plasty

Syntetické plasty se vyznačují širokou škálou charakteristik, díky čemuž jsou používány v mnoha odvětvích, od obalových materiálů až po high-tech aplikace. Různé typy plastů mají jedinečné vlastnosti, jako je pevnost, odolnost vůči chemikáliím a teplotním změnám, což určuje jejich rozsah použití. Následující tabulka poskytuje popis různých typů syntetických plastů, jejich hlavní charakteristiky a oblasti použití [1].

Tabulka 1: Běžně používané typy plastů a jejich aplikace [1; 4]

Typ plastu	Zkratka	Vlastnosti	Aplikace
Polyethylentereftalát	PET	Transparentní, lehký, odolný proti vlhkosti a propustnosti plynů, recyklovatelný na vysoce kvalitní výrobky.	Nápojové lahve, nádoby na potraviny a obaly.
Polypropylen	PP	Semikrystalický, lehký, vysoká chemická odolnost, odolnost proti únavě, vynikající tepelná a vlhkostní ochrana.	Automobilové díly (nárazníky, palubní desky), opakovaně použitelné nádoby na potraviny, textil (netkané textilie).
Polystyren	PS	Tvrký, křehký, tepelně izolační, levný, vynikající rozměrová stabilita, odolný vůči UV záření.	Balení potravin (kelímky, podnosy, víčka), jednorázové příbory, izolační materiály (tepelně izolační desky).
Polyethylen s nízkou hustotou	LDPE	Elastický, odolný proti nárazu a vlhkosti, dobrá chemická odolnost, nízká teplota tání.	Jemné kamenivo, smršťovací fólie, zemědělské fólie.

Typ plastu	Zkratka	Vlastnosti	Aplikace
Polyethylen s vysokou hustotou	HDPE	Vysoká pevnost v tahu, odolnost proti nárazům, vlhkosti a mnoha chemikáliím, nízká propustnost.	Lahve na prací prostředky, vodovodní potrubí, beton, bedny.
Polyvinylchlorid	PVC	Pružnost, nízká hmotnost, dobrá tepelná a chemická odolnost, poměrně vysoká pevnost a tuhost.	Kabely, dráty, potrubí, okenní a dveřní rámy, zdravotnické prostředky a obaly.
Polykarbonát	PC	Vysoká optická průhlednost, tepelná odolnost, pevnost, odolnost proti nárazu, odolnost vůči některým chemikáliím (např. kyselinám, olejům).	Brýlové čočky, ochranné helmy, zdravotnické prostředky (např. injekční stříkačky).
Polyuretan	PU	Elastický, odolný, s vysokou odolností proti oděru, pružný při nízkých teplotách, vynikající tepelně izolační vlastnosti.	Pěnová izolace, tlumící materiály (matrace, autosedačky), lepidla.

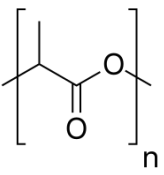
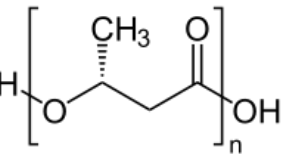
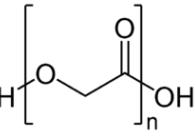
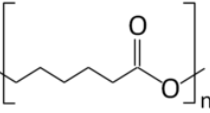
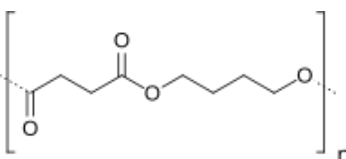
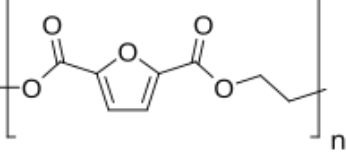
2.1.2 Bioplasty

Od vynálezu prvních bioplastů, vyrobených člověkem v roce 1855, došlo v této oblasti k exponenciálnímu růstu výroby a využití bioplastů díky biologické rozložitelnosti, recyklovatelnosti, udržitelnosti a sníženým emisím uhlíku [5].

Ačkoli jsou biologicky odbouratelné plasty a bioplasty propagovány jako náhrada běžných plastů, nejsou zcela neškodné. Bioplasty mají obecně menší uhlíkovou stopu ve srovnání s běžnými plasty a mohou být opakovaně recyklovány. Je však důležité poznamenat, že ne všechny bioplasty jsou biologicky rozložitelné, což je důležitý faktor při hodnocení jejich ekologických výhod. Rozklad některých biologicky odbouratelných plastů vyžaduje zvláštní podmínky. Veřejnost se však může mylně domnívat, že tyto plasty jsou naprosto neškodné pro životní prostředí, což může vést například k nesprávné likvidaci do půdy. Technologie recyklace se musí rozvíjet současně s výrobou bioplastů, aby byly plně využity jejich výhody při snižování emisí uhlíku [6].

V současnosti lze biomasu využít k výrobě téměř všech monomerů potřebných k vytvoření polymerů, které jsou chemicky identickými náhražkami polymerů pocházejících z fosilních paliv. Kromě toho může biomasa podporovat syntézu nových polymerů, které je obtížné získat z fosilních paliv [5]. Chemické struktury některých hlavních bioplastů jsou shrnuty v tabulce č.2.

Tabulka 2: Chemické struktury některých bioplastů a jejich použití [5; 6]

Typ plastů	Zkratka	Strukturní vzorec	Aplikace
Kyselina polyléčná	PLA		Obaly, systémy s trvalým uvolňováním pesticidů a hnojiv, mulčovací fólie a kompostové sáčky
Polyhydroxybutyrát	PHB		Lahve, sáčky, balicí fólie, jednorázové plenky, nosiče léků s řízeným uvolňováním
Kyselina glutamová	PGA		Řízené uvolňování léků, implantovatelné kompozity, díly pro fixaci kostí
Polykaprolakton	PCL		Mulčovací a jiné zemědělské fólie, nádoby na sazenice, systémy pro pomalé uvolňování léků
Polybutylensukcinát	PBS		Obaly potravin i kosmetiky, rybářské sítě, systémy pro pomalé uvolňování léků
Polyethylen-furan-2,5-dikarboxylát	PEF		Obaly na potraviny, lahví, textilní vlákna, fólie

Degradace velkých plastových výrobků v ekosystému vede k tvorbě menších plastových částic různých velikostí [7].

2.2. Mikroplasty

Termín "mikroplasty" (MPs) byl zaveden v roce 2004 profesorem Richardem Thompsonem k popisu malých plastových částic nalezených v různých prostředích [8]. V roce 2009 Arthur a kol. (2009) navrhli horní hranici velikosti pro původní termín mikroplast, známý jako "částice plastu menší než 5 mm" [9]. Tato definice byla dále upřesněna v roce 2011, kdy Cole a kol. (2011) rozdělili mikroplasty podle jejich původu na primární (vyráběny v rozsahu velikostí <5 mm) a sekundární (vznikají v důsledku fragmentace a degradace větších plastů) [10].

Plasty jsou citlivé na účinky UV záření a vysoké teploty, které mohou způsobit chemické změny, díky nimž jsou plasty křehké a tím náchylnější k fragmentaci. Fragmentace zvyšuje povrchovou plochu a počet částic na jednotku hmotnosti. Jak vystavení slunečnímu záření, tak působení vln jsou primárními příčinami fragmentace plastů v mořských vodách. Na souši, zejména na povrchu půdy, se předpokládá, že k fragmentaci plastů dochází v důsledku přímého vystavení UV záření, podporovaného také teplotními výkyvy [7].

Pokud jde o velikost, stále neexistuje shoda ohledně horní a dolní hranice velikosti mikroplastů, i když nejpoužívanější je definice navržená Arthur a kol. (2009) [9]. Další pojem, který se vyskytuje je nanoplasty. Nanoplasty jsou částice velikosti v rozmezí od 1 do 1000 nm [11].

Jiné aspekty, jako je barva, nejsou považovány za rozhodující pro definování mikroplastů, protože barevná diferenciací je subjektivní a sama o sobě nemůže podporovat vizuální identifikaci mikroplastů [12]. Registrace barvy mikroplastů je však považována za důležitou pro výzkum týkající se vodních a suchozemských organismů, protože se předpokládá, že některé jejich druhy mohou mikroplasty potenciálně konzumovat na základě preference barev [13].

Mikroplasty se vyznačují potenciální toxicitou, prodlouženou perzistencí v prostředí a snadnou absorpcí živými organismy. Mikroplasty se mohou dostat do lidského těla různými cestami, včetně dýchání, absorpce kůží a potravního řetězce [14]. Potenciální nepříznivé účinky mikroplastů na lidské zdraví zahrnují reakce na oxidační stres, poškození buněk, zánět tkání a chemickou toxicitu [15].

Mikroplasty významně ovlivňují fyzikální a chemické vlastnosti půdy, včetně zadržování vlhkosti, objemové hustoty a pH [16]. V důsledku různých fyzikálních, chemických a biologických procesů může dojít ke stárnutí a fragmentaci mikroplastů v půdních matricích. Kromě toho mohou mikroplasty sloužit jako přenašeči těžkých kovů, organických znečišťujících látek, patogenních mikroorganismů a antibiotik [17], přičemž jejich adsorpční kapacita se zvyšuje ve vztahu ke specifické ploše povrchu během stárnutí. Stárnutí a fragmentace mikroplastů proto mohou zhoršit potenciální rizika spojená s těmito kontaminanty v životním prostředí [14]. Kromě toho se ze stárnoucích polymerů mohou vyluhovat chemické přísady přítomné v plastech (jako jsou pigmenty, změkčovadla, stabilizátory, zpomalovače hoření a antioxidanty), čímž se potenciálně nebezpečné látky mohou dostat do okolního ekosystému [18].

V posledním desetiletí zaznamenalo zaměření na problematiku mikroplastů jako nové znečišťující látky velký nárůst investic do této nové oblasti výzkumu a zvýšenou pozornost médií po celém světě k problémům spojeným se znečištěním životního prostředí mikroplasty. Navzdory rostoucí pozornosti zůstává komplexní pochopení jejich kvantifikace, zdrojů, emisí, přenosu, degradace a akumulace v půdách neúplné [19].

2.3. Mikroplasty v půdě

Znečištění půdy je pro lidské oko nepostřehitelné, ale zhoršuje kvalitu jídla, které jíme, vody, kterou pijeme, a vzduchu, který dýcháme, a ohrožuje lidské zdraví a životní prostředí. Většina

znečišťujících látek pochází z lidských činností, jako jsou průmyslové procesy a těžba, nesprávné nakládání s odpady, neudržitelné zemědělské postupy, nehody od malých úniků chemikálií až po havárie v jaderných elektrárnách a četné následky ozbrojených konfliktů. Znečištění půdy brání dosažení mnoha cílů Organizace spojených národů v oblasti udržitelného rozvoje, včetně cílů souvisejících s likvidací chudoby, vymýcení hladu a posílení zdraví a kvality života. Dodávky bezpečné pitné vody jsou ohrožené vyluhováním kontaminantů z půd do podzemních vod. Znečištění půdy přispívá k degradaci půdy a ztrátě pozemní a vodní biodiverzity. [20]

Odhaduje se, že roční množství plastového odpadu vstupujícího do suchozemských ekosystémů překračuje množství odpadu vstupujícího do oceánů 4 až 23krát [21].

2.3.1 Zdroje mikroplastů v půdě

Mikroplasty mohou dostat do půdy přímo jako malé částice, tj. menší než 5 mm, nebo mohou být s časem fragmentovány v důsledku procesů fyzikálního, chemického a biologického rozkladu [21]. V literatuře se to často označuje půdní primární mikroplasty a půdní sekundární mikroplasty. Zdroje primárních a sekundárních mikroplastů v půdě lze rozdělit na přímé a nepřímé [14].

2.3.1.1. Zemědělský sektor

Hlavní zdroje mikroplastů v zemědělské činnosti pocházejí ze zemědělských plastových výrobků, mezi které patří mulčovací fólie, skleníky, plastové potrubí a aplikace hnojiv a zavlažování odpadní vodou [19]. Celosvětové využití zemědělských plastových fólií, včetně mulče, krytů skleníků a silážových fólií, vzrostlo ze 4,4 milionu tun v roce 2012 na 7,4 milionu tun v roce 2019 [22]. Pouze využití samotné mulčovací fólie překročilo 3 miliony tun ročně [23] a pokrývá více než 20 milionů hektarů půdy po celém světě [24]. Tyto plastové materiály se časem degradují, například podléhají fragmentaci, chemickému stárnutí a biodegradaci, což vede k tvorbě mikroplastů [25]. Kromě toho bylo zjištěno, že kompost získaný z organického odpadu a kalu obsahuje mikroplasty [26]. Polymerní povlaky, které se používají v chemických hnojivech k pomalému uvolňování živin, se také časem rozkládají na mikroplasty, o čemž svědčí detekce mikrokapslí v japonských rýžových polích po aplikaci takových hnojiv [27]. Je důležité poznamenat, že perfluoroalkylové a polyfluoroalkylové látky se často používají jako povlaky na plastové díly a během rozkladu plastů mohou tyto látky dostávat do životního prostředí [28]. Kromě toho zavlažování odpadní vodou vede k tomu, že vlákna nebo fragmenty mikroplastů unikají z odpadních vod do půdy, což do značné míry přispívá ke znečištění půdy mikroplasty [19].

2.3.1.2. Domácí sektor

Jedním z hlavních zdrojů mikroplastů v půdě je domácí odpad, včetně plastových obalových materiálů, předmětů pro domácnost a jednorázových výrobků [19]. Zejména služby rozvozu jídla do značné míry využívají jednorázové plastové sáčky a nádoby. Používání jednorázových plastových výrobků vede k významné akumulaci plastového odpadu. Za prvé, část komunálního plastového odpadu je vyhozena nevhodně nebo nelegálně podél silnic a vodních

ploch, kde tyto odpady jsou vystaveny rozkladu na mikroplasty nebo přenášeny na vzdálená místa větrem nebo odtokem [19]. Kromě toho se značné množství odpadu ukládá na skládkách odpadů, které se následně stávají bodovými zdroji znečištění mikroplasty v hlubších vrstvách půdy a podzemních vodách [29].

2.3.1.3. Sektor dopravy

Doprava je neoddelitelně spojena s přítomností mikroplastů v půdě. Hlavními zdroji těchto mikroplastů jsou opotřebení pneumatik, brzd, silničního asfaltu a dopravního značení [19]. Goehler a kol. (2022) v São Paulu zjistili, že roční tok mikroplastů z opotřebení pneumatik je $4,1 \times 10^{11}$ MP/km² za rok [30]. Ročně se v Nizozemsku v důsledku opotřebení leteckých pneumatik vytvoří přibližně 158 tun mikroplastů, což představuje asi 2 % celkových emisí v důsledku opotřebení pneumatik [31]. Järskog a kol. (2022) zjistili ve Švédsku, že měsíční úroveň oděru silničního asfaltu se pohybuje od 10 g/m² do 25 g/m² [32]. Kromě asfaltu se také rozbije barva na dopravním značení a uvolňují se polymerní částice [33]. Pevné částice vzniklé opotřebením pneumatik a jinými formami oděru souvisejícími s přepravou motorových vozidel se dostávají do půdy sousedící s vozovkou v důsledku usazování prachu a odtoku dešťové vody [31]. Baensch-Baltruschat a kol. (2021) vypočítali, že emise částic pneumatik z německé silniční sítě do půdy se pohybují mezi 57 300 a 65 400 tunami ročně [34].

2.3.1.4. Stavební sektor

Během nejrůznějších stavebních činností může dojít k neočekávané kontaminaci půdy mikroplasty. Například při výstavbě se používají plastové sítě ke zmírnění rozptylu prachu a k zajištění bezpečnosti pracovníků. Tyto sítě se však mohou podléhat fragmentaci v důsledku dlouhodobého vystavení větru a slunečnímu záření, což v konečném důsledku přispívá ke kontaminaci půdy. Současně řada stavebních materiálů, včetně barev, zvukových a tepelných izolačních desek buď obsahuje plasty, nebo je zcela vyrobena z plastů. Vše výše uvedené může být potenciálním zdrojem mikroplastů v půdě [19; 35].

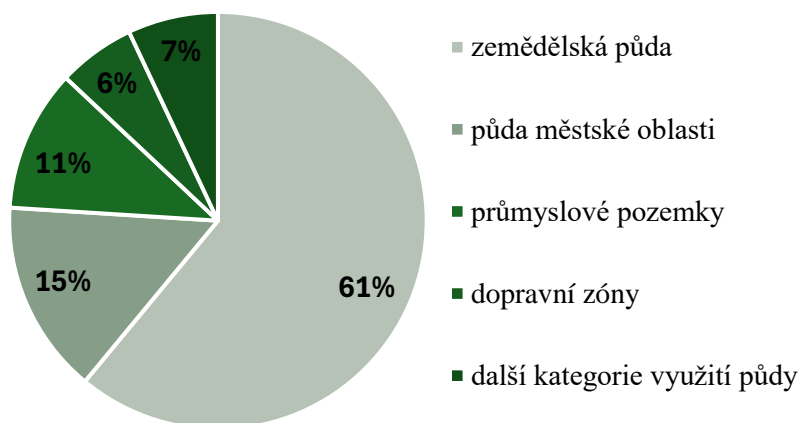
2.3.1.5. Průmyslový sektor

K znečištění půdy přispívají také průmyslové činnosti, včetně zpracování plastů, textilní výroby a recyklace použitých plastů. Spolu s emisemi, jako jsou odpadní vody a výfukové plyny průmyslových podniků, mohou mikroplasty proniknout do půdy srážením a odtokem. V současné době neexistují žádné odhady emisí mikroplastů pocházejících z průmyslu [19; 36].

2.3.2 Výskyt a polymerní vlastnosti půdních mikroplastů

Mikroplasty se nacházejí v půdách na všech 7 kontinentech. Rozsáhlé studie půdních mikroplastů se provádějí především ve Evropě, Spojených státech, východní a jižní Asii. Stejně jako u studií mikroplastů ve vodním prostředí je vývoj standardizovaných protokolů měření a hlášení mikroplastů v půdě důležitý pro přesné posouzení budoucích trendů a potenciálních ekologických rizik. Kromě toho je téměř ve všech studiích kontaminace půdy mikroplasty pozorována v horní vrstvě půdy (do 30 cm), což vede k omezenému pochopení kontaminace v hlubších vrstvách půdy [19].

Znečištění mikroplasty se vyskytuje v nejrůznějších odvětvích využití půdy. Podle výsledků jednotlivých studií o znečištění půdy mikroplasty, tvoří největší podíl zemědělská půda (orná půda, zeleninové zahrady, sady, pastviny atd.) - 61 %; půda městské oblasti (parky, obytné oblasti, komerční zóny, trávníky atd.) tvoří 15 %; průmyslové pozemky (továrny, skládky odpadu atd.) - 11 %; dopravní zóny - 6 %; další kategorie využití půdy (včetně výstavby, přírodních rezervací, lesů, pláží a volných pozemků) dohromady tvoří 7 % (obrázek 1) [19].



Obrázek 1: Znázornění výskytu mikroplastů v různých odvětvích využití půdy [19]

2.3.2.1. Vlastnosti polymerů

Půda obsahuje rozmanitou škálu polymerů souvisejících s mikroplasty, které přesahují tradiční plastové výrobky. Některé studie zahrnují částice syntetického kaučuku, silikonu, fluorkaučuku, stejně jako částice syntetických vláken, jako je viskóza, nylon, celofán a polyester, které jsou klasifikovány jako mikroplasty. Tato rozmanitost výrazně rozšiřuje potenciální zdroje mikroplastů [19]. Chai a kol. (2020) identifikovali 60 typů mikroplastů v půdě ze skládek elektronického odpadu a přilehlých oblastí, včetně upravené celulózy, gumy a kopolymerů plastů. Je pozoruhodné, že likvidace elektronického odpadu byla definována jako významný faktor přispívající k rozmanitosti mikroplastů [37]. Perfetti-Bolaño a kol. (2022) objevili v povrchové vrstvě antarktické půdy dva typy mikroplastů – PET a fenolformaldehydovou pryskyřice [38]. Liu a kol. (2023) identifikovali 26 typů mikroplastů v půdě vzdálených pastvin Tibetské náhorní plošiny, přičemž převládajícími polymery byly polyuretan (22,5 %) a silikon (20,4 %). To naznačuje, že atmosférický přenos hraje klíčovou roli v transportu mikroplastů [39].

Obecně platí, že polyethylen (PE), polypropylen (PP), polystyren (PS), polyethyltereftalát (PET), polyvinylchlorid (PVC) a polyamid (PA) jsou nejčastěji se vyskytující polymery v různých typech půd. Nejvýznamnějším polymerem je polyetylen. Tyto polymery jsou nejrozšířenějšími plasty na petrochemické bázi [3]. V přirozených podmínkách rozklad těchto plastů obvykle probíhá v následujícím pořadí: PE > PS > PET > PVC > PP > PA [40]. Vysoké tempo výroby a nízké tempo rozkladu těchto materiálů jsou hlavními příčinami jejich všudypřítomnosti v životním prostředí. Polyethylen a polypropylen jsou široce používány v

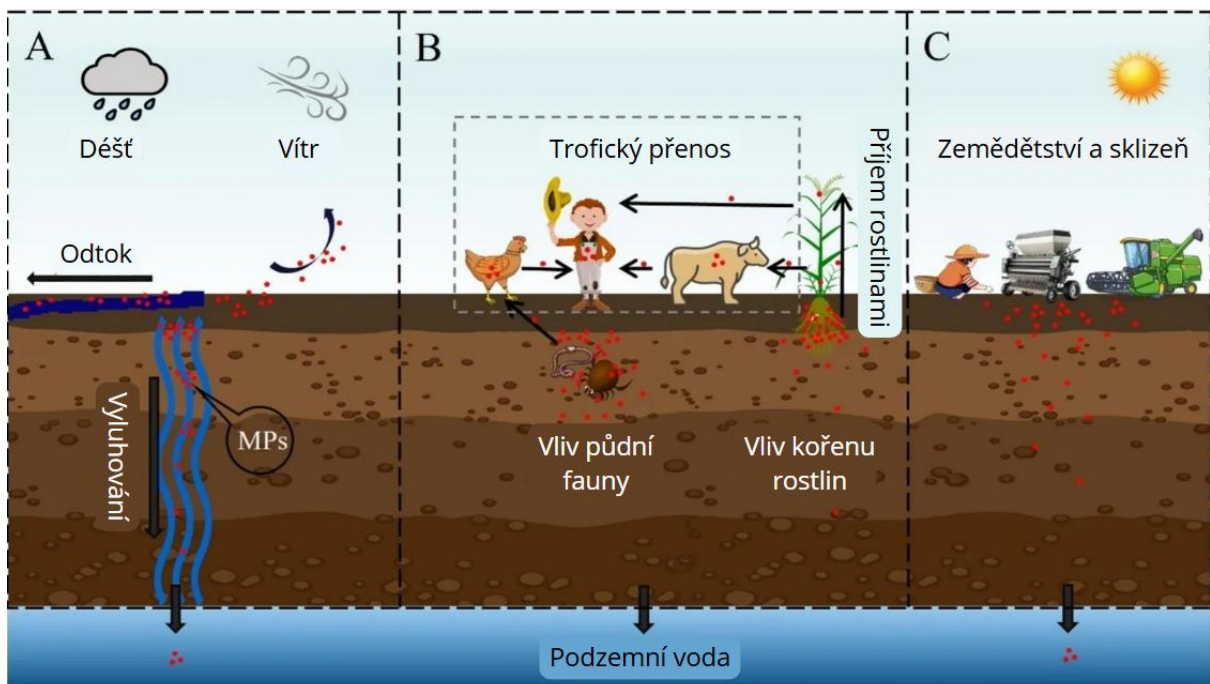
každodenním životě a zemědělství jako obalové materiály, mulčovací fólie a skladovací kontejnery, což vede k vysoké frekvenci jejich detekce v zemědělských i městských půdách. SBS (poly (styren-butadien-styren)) se nachází pouze v půdě související s dopravou, pravděpodobně kvůli jeho širokému použití jako přísady do asfaltu, používané ke zlepšení jeho vlastností. Navíc další kaučuky, které jsou běžně používány při výrobě pneumatik, jsou také často detekovány v půdách souvisejících s dopravou v důsledku opotřebení pneumatik. Proto je možné předpovědět převládající typy mikroplastů v půdě na základě využívání půdy, což zdůrazňuje potřebu dalšího výzkumu v této oblasti [19].

2.4. Přenos mikroplastů v půdě

Mikroplasty mohou nejen migrovat v půdě, ale také se dostávat do jiných prostředí (voda a vzduch) a živých organismů pomocí různých mechanismů. Půdní částice jsou transportovány do řek, jezer a dalších vodních ploch odtokem odkud dál mohou dostat do oceánů. Kromě toho mohou mikroplasty být uvolňovány jako aerosoly z ornice a přenášeny větrem do atmosféry. V rámci půdního profilu mají mikroplasty schopnost šířit se jak příčně, tak vertikálně, pronikat do hlubších vrstev půdy a potenciálně dosáhnout podzemní vody. Kromě toho mohou půdní mikroplasty být absorbovány jak kořeny rostlin, tak půdní faunou, čímž se integrují do potravního řetězce. A tím pádem mohou být tyto mikroplasty potenciálně přeneseny na vyšší tropické úrovně, což může mít důsledky pro lidské zdraví [19].

2.4.1 Externí mechanismus přenosu mikroplastů v půdě

Vnější mechanismy, které řídí přenos, lze rozdělit do 3 hlavních aspektů: abiotické faktory (např. vítr, vyluhování a odtok), biologické procesy a lidské aktivity [19].



Obrázek 2: Vnější mechanismy ovlivňující transport mikroplastů v půdě. A) abiotické mechanismy, B) biologické mechanismy, C) lidské činnosti [19]

2.4.1.1. Abiotické mechanismy

Rychlost větru

Rychlost větru je primárním faktorem ovlivňujícím přenos mikroplastů na povrch půdy. Analýza trajektorií pohybu vzdušných hmot ukazuje, že mikroplasty mohou být přenášeny atmosférou na vzdálenost až 95 km [41]. Experimenty v aerodynamickém tunelu odhalily, že tvar částic mikroplastů významně ovlivňuje jejich přenos v atmosféře, přičemž vláknité částice mikroplastů vykazují vyšší sklon k přenosu ve srovnání s mikročásticemi [42].

Vyluhování

Přítomnost pórů a trhlin ve struktuře půdy přispívá k vertikálnímu přenosu mikroplastů s rozměry částic menšími než pórový prostor půdy v procesu vyluhování [19]. Dong a kol. (2022) zjistili, že některé částice mohou zůstat suspendovány ve vnitřní tekutině porézních médií, což jim umožňuje se pohybovat uvnitř pórů [43]. Zhao a kol. (2022) pozorovali sestupný přenos mikroplastů ze samotné ornice o hloubce 0-10 cm do segmentu 10-50 cm, zejména při zesílení procesů vyluhování [44]. Studie ukazují, že pouze nejmenší částice plastu, zejména menší než 5 μm , jsou náchylné k vyluhování v půdních maticích [45]. Polyethylen a polypropylen, zejména s velikostí částic mezi 20 a 535 μm , jsou převážně vyluhovány v horních 0-10 cm půdního profilu [46]. Dalším problémem je to, že v důsledku vyluhování mohou mikroplasty proniknout do hlubších půdních horizontů a potenciálně dosáhnout i podzemních vod [45].

Odtok

Odtok může podporovat horizontální šíření mikroplastů v půdních vrstvách [19]. Zhang a kol. (2022) simulovali odtokový efekt způsobený srážkami a určili, že takový odtok by mohl potenciálně vytlačit mikroplasty z ornice do vzdálenějších oblastí [47]. Kromě toho mohou půdní mikroplasty překonat značné vzdálenosti s povrchovým odtokem, a nakonec migrovat do řek, jezer a dalších sladkovodních vodních ploch [48]. Například studie identifikovaly termoplastické fragmenty značení silnic po proudu odtoku dešťové vody, které lze přičíst odtoku z vozovky [21]. Studie znečištění mikroplasty v krasových systémech ukázaly, že mikroplasty jsou transportovány do jeskynních vod povrchovými vodními toky [49].

2.4.1.2. Biologické mechanismy

Rostliny hrají klíčovou roli při přenosu mikroplastů. Kvůli svému rozsáhlému a nepravidelnému povrchu mohou rostliny zachytit vzduchem přenášené mikroplasty, které se následně dostávají do půdy, když listy přirozeně stárnou a opadávají [50]. Aktivita kořenů rostlin, včetně růstu a absorpce vody, významně ovlivňuje pohyb mikroplastů v půdě. Lee a kol. (2021) zkoumali vliv kořenových systémů kukuřice, sóji a jílku na přenos mikroplastů v půdě. Jejich výsledky ukázaly, že kořeny těchto plodin buď vytlačují mikroplasty nahoru, nebo udržují mikroplasty v určitých vrstvách půdy, což je proces ovlivněný úrovněmi hydratace biopórů a charakteristikami mikroplastů, jako je hustota a hydrofilnost. Ačkoli rostlinné exsudáty mohou ovlivnit stabilitu a pohyb mikroplastů v půdě, komplexní studie zabývající se tímto aspektem zůstávají omezené [51].

Půdní fauna, včetně žížal, chvostoskoků a roztočů, hraje významnou roli při regulaci přenosu mikroplastů v půdě. Tyto organismy podporují jak boční, tak vertikální distribuci mikroplastů kopáním nor, připojením mikroplastů k jejich povrchům, konzumací a vylučováním [19]. Rillig a kol. (2017) zjistili, že žížaly zvyšují koncentraci mikroplastů v podzemních vrstvách půdy, přičemž PE mikroplasty se pohybují do hloubky až 10 cm [52]. Huerta Lvanga a kol. (2017) prokázali, že žížaly *Lumbricus terrestris* jsou schopny zabudovat až 73,5 % povrchových mikroplastů do stěn nor, čímž přenášejí mikroplasty do hlubších vrstev půdy. Studie ukazují, že žížaly převážně přesouvají mikroplasty o velikosti 50 μm a méně, zatímco pohyb mikroplastů o velikosti od 63 μm do 150 μm je relativně omezený [53]. Specifické půdní mikroartropody, jako je *Folsomia candida* a *Proisotoma minuta*, přispívají k bočnímu pohybu mikroplastů v půdní matici [54]. Zhu a kol. (2018) upozornili na schopnost různých zástupců půdní fauny, včetně chvostoskoků a roztočů, transportovat částice mikroplastů na velké vzdálenosti [55].

Trofický přenos

Mikroplasty přítomné v půdě jsou přijímány rostlinami i zvířaty [56]. V důsledku biomagnifikace se mikroplasty hromadí ve vyšších trofických úrovních, což zvyšuje riziko expozice člověka mikroplasty [19]. Liu a kol. (2022 b) studovali nanoměřítko (80 nm) a mikroskopická měřítko (1 μm) polystyrenových mikrosfér v kořenech rýže a našli významnou akumulaci v buněčných stěnách a mezibuněčných prostorech [57]. Li a kol. (2020 b) zjistili, že částice polystyrenu a polymethylmethakrylátu submikronové a mikronové velikosti pronikají do kořenů pšenice a salátu-latuku bočními kořenovými štěrbinami a pohybují se směrem ke stonkům, řapíkům a listům [58]. Che a An (2020) sledovali, jak mikroplasty přecházejí z půdy do fazolí mungu a poté do hlemýžďů *Achatina fulica*, čímž zdůraznili možnost mikroplastů pronikat do potravního řetězce prostřednictvím rostlin [59].

2.4.1.3. Antropogenní činnost

Zpracování půdy a sklizeň hrají klíčovou roli při distribuci mikroplastů v zemědělských půdách. Tyto aktivity mění stratifikaci půdy, čímž ovlivňují vertikální přenos mikroplastů. Různé metody pěstování ovlivňují hloubku integrace mikroplastů různými způsoby. Například orba působí především na horních 20-30 cm půdy, což usnadňuje transport mikroplastů z povrchu do hlubších vrstev [60]. Mechanické obdělávání s vysokou intenzitou, na rozdíl od metod s nízkou intenzitou, může vést k fragmentaci většího plastového odpadu, což následně urychluje šíření mikroplastů v půdě a zvyšuje stupeň kontaminace [61]. Navíc sklizeň podzemních plodin může způsobit výměnu mezi povrchovými a podpovrchovými vrstvami půdy, což také ovlivňuje pohyb mikroplastů, přičemž míra této výměny se liší podle typu pěstované plodiny [60].

2.4.2 Vnitřní mechanismy přenosu mikroplastů v půdě

Přenos mikroplastů v půdě je ovlivněn různými vnitřními mechanismy, včetně charakteristik mikroplastů, fyzikálně-chemických vlastností půdy a přítomnosti koexistujících látek v půdní matici [19].

2.4.2.1. Charakteristika mikroplastů

Tvar

Morfologie mikroplastů v půdě významně ovlivňuje jejich nebiologický transport, protože různé formy mikroplastů interagují různými způsoby s částicemi půdy [62]. Částice mikroplastů vykazují větší pohyblivost v půdě ve srovnání s fragmenty, vlákny, filmy nebo pěnou [63]. Naopak vláknité mikroplasty mají tendenci se vázat na částice půdy, což vede k tvorbě větších agregátů [64]. Dong a kol. (2021 b) zjistili, že mikroplasty PET ve tvaru fragmentů vykazují sníženou pohyblivost v porézních médiích ve srovnání s granulárními/sférickými mikroplasty, pravděpodobně kvůli nepravidelnému tvaru, který přispívá k větší retenci v porézním prostředí [65]. Částicové mikroplasty se usazují snadněji v odtoku, zatímco vláknité mikroplasty mají sníženou rychlost sedimentace; usazovací chování mikroplastů úzce souvisí s jejich velikostí: větší částice jsou výrazněji ovlivněny tvarem [66].

Barva

Barva mikroplastů významně ovlivňuje jejich biologický transport, zejména potravním řetězcem, protože mnoho zvířat, hlavně vizuálně orientované predátory, často vybírá kořist podle barvy. Například studie provedené na sokolech na Floridě odhalily převahu modrých a průhledných mikroplastů v jejich stravě [67]. V podobné studii Zhu a kol. (2019 a) zkoumali akumulaci mikroplastů u ptačích druhů na ostrově Yongxing v Jihočínském moři a 91,1 % identifikovaných mikroplastů bylo modrých [68]. Tento výsledek naznačuje, že ptáci mohou neúmyslně zaměnit číré nebo modré mikroplasty za potravu nebo hnízdní materiály [67; 68]. Zatímco byl proveden rozsáhlý výzkum dopadu barvy mikroplastů na jejich transport ve vodním prostředí, relevantní studie v suchozemských ekosystémech zůstávají relativně vzácné [19]. Balestra a kol. (2023) definovali černou barvu mikroplastů jako běžnou barvu v podzemních krasových systémech, mikroplasty této barvy mohou být mylně vnímány jako trofické zdroje a konzumovány organismy [49]. Budoucí studie by proto mohly dále studovat roli barev při přenosu mikroplastů v půdě a zaměřit se na aspekty, jako je foto a biodegradace mikroplastů různých barev a barevné preference půdní fauny [19].

Hustota

Difúze a sedimentace mikroplastů jsou ovlivněny jejich hustotou, což je zase důležité pro abiotické transportní procesy. Částice s vyšší hustotou se obvykle zadržují v půdě a mají tendenci migrovat do hlubších vrstev, zatímco částice s nižší hustotou jsou náchylnější k rozptylu větrem a povrchovým odtokem. Toto zvýšené rozptylování zvyšuje pravděpodobnost jejich přenosu do různých vodních a suchozemských ekosystémů [69]. Částice polypropylenu a polyethylenu mají nižší hustotu než voda, což snižuje jejich schopnost vertikálního přenosu v půdních prostředích vystavených proudění vody [70]. Naopak mikroplasty z PVC a PET mají vyšší hustotu, což zvyšuje jejich tendenci se usazovat v proudu vody a zůstat v prostředí při horizontálním pohybu [71].

Vlastnosti povrchu

Vlastnosti povrchu mikroplastů, včetně funkčních skupin, hydrofobity, povrchového náboje a drsnosti, významně ovlivňují jejich transport. Záporný povrchový náboj mikroplastů v životním prostředí je často způsoben různými příčinami: ztrátou funkčních skupin, adsorpcí záporně nabitých látek, jako je například organická hmota, a tvorbou záporně nabitých metabolitů v důsledku růstu mikroorganismů [72]. Starší mikroplasty mají zvýšenou hydrofilitu a vykazují větší mobilitu než hydrofobní, což usnadňuje jejich transport v porézních médiích [73]. Studie ukazují, že mikroplasty obsahující více –NH skupin mají potíže s transportem ve srovnání s mikroplasty obsahujícími –COOH skupiny v důsledku elektrostatické přitažlivosti k poréznímu prostředí [74]. Povrchový náboj podporuje heterogenní agregaci s půdními minerály a usnadňuje transport dolů [75]. PP vykazuje větší transportní schopnost než PE kvůli drsnějšímu povrchu a větší adsorpční ploše [76]. Vlastnosti povrchu ovlivňují agregaci mikroplastů, interakci s okolím a adsorpční procesy s jinými látkami a formují jejich transportní chování [19].

2.4.2.2. Vlastnosti půdy ovlivňující přenos mikroplastů

pH

Zvýšení pH vede ke snížení adsorpce mikroplastů půdou [77]. Wu a kol. (2020) zkoumali účinnost transportu nanočástic polystyrenu v podmínkách charakterizovaných hodnotami pH 4,97, 6,57 a 9,75 a zjistili, že se zvýšením pH se účinnost transportu nanočástic PS výrazně zvyšuje. Tento jev lze vysvětlit vlivem pH na povrchový náboj půdních minerálů. Zejména se zvýšeným pH půdy se negativní náboj půdy stává výraznější, což vede ke zvýšenému elektrostatickému odpuzování mezi půdou a záporně nabitými mikroplasty [78].

Velikost pórů

Velikost pórů přenosného média významně ovlivňuje vyluhování mikroplastů [19]. Xing a kol. (2021) zkoumali chování mikroplastů při přenosu v různých typech půdy a pozorovali různé distribuce mikroplastů v rámci každého typu půdy a zjistili, že zvýšení pórovitosti půdy má za následek odpovídající zvýšení hloubky pronikání částic mikroplastů [79]. Gao a kol. (2021) provedli studii s použitím písku tří různých velikostí (<0,21 mm, 0,21 – 0,60 mm a 0,60 – 2,0 mm), aby prozkoumali vztah mezi velikostí částic mikroplastů a velikostí pórů. Po 4 týdnech experimentálního období vědci zjistili, že maximální hloubka pronikání částic mikroplastů do jemného písku byla 2,5 cm, do středního písku 7-8 cm a do hrubého písku částice mikroplastů zcela pronikly na dno 25centimetrového sloupce. Tato data naznačují, že menší průměr pórů v půdě výrazně ztěžuje transport mikroplastů [80].

Organická hmota půdy

Organická hmota ovlivňuje přenos mikroplastů v půdních systémech. Bylo zjištěno, že přidání huminové kyseliny do porézního média zvyšuje prostorový odpor a elektrostatický odpor mezi mikroplasty, což vede k disperznějšímu rozložení těchto částic [80]. Adsorpce huminových kyselin na povrchu mikroplastů navíc vede ke snížení jejich hydrofobnosti [65]. Organická hmota proto přispívá k vertikálnímu přenosu pevných částic, což může potenciálně vést k

negativním účinkům na podzemní struktury. Byla však nalezena pozitivní korelace mezi adsorpční kapacitou pěti různých typů půd ve vztahu k mikroplastům a koncentrací organického uhlíku v půdě, což naznačuje, že mikroplasty je pravděpodobnější, že budou zadržovány v půdě s větším obsahem organického uhlíku [77]. Zdá se, že vliv organické hmoty na transport mikroplastů se v laboratorních podmínkách a v terénu liší, potenciálně kvůli rozdílům v adsorpci a zvýšené stabilitě. Půdní organická hmota, charakterizována vysokým specifickým povrchem a porézní strukturou, účinně adsorbuje částice mikroplastů. Kromě toho organická hmota interaguje s minerálními částicemi půdy a vytváří organominerální komplexy, které stabilizují strukturu půdy, snižují intersticiální prostory mezi částicemi, a proto omezují transport mikroplastů. Budoucí studie by proto měly vzít v úvahu různé faktory, které ovlivňují přenos mikroplastů v reálném prostředí, zejména v souvislosti s organickou hmotou půdy [19].

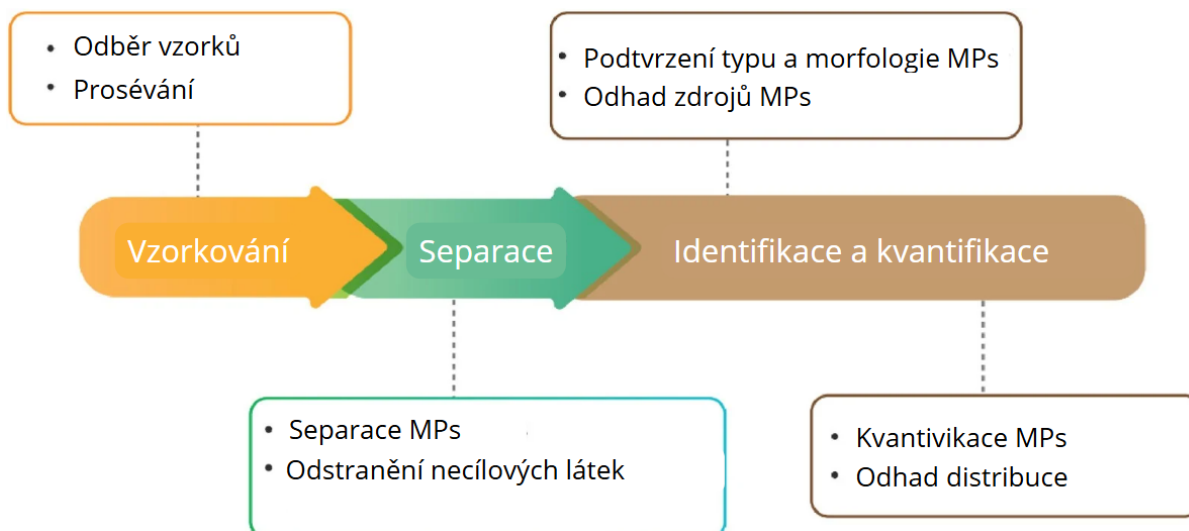
2.4.2.3. Koexistující látky

Antropogenní aktivity vedly k obohacení půdy různými koexistujícími látkami. Tyto látky mají potenciál interagovat s mikroplasty, přičemž jejich dopad závisí na faktorech, jako je typ půdy a podmínky prostředí [19]. Tong a kol. (2020) prokázali, že jak biouhel, tak magnetický biouhel (Fe_3O_4 -biouhel) zlepšují zadržování částic mikroplastů v porézním prostředí, čímž snižují jejich transport. Zejména bylo zjištěno, že magnetický biouhel je účinnější než biouhel při bránění transportu mikroplastů. Retenční mechanismus biouhlu je přičítán jeho vysoké specifické povrchové ploše, efektu zachycení pórů a drsnosti povrchu [81].

Těžké kovy, které se dostávají do půdního prostředí v důsledku těžby, metalurgie a likvidace odpadu, jsou adsorbovány mikroplasty v půdě [82]. Tento proces přeměňuje mikroplasty na nosiče těchto kovů (např. Cd, Cr, Pb, Ag, Cu, Sb, Hg, Fe a Mn) a mění jejich biologickou dostupnost [83]. Interakce mezi mikroplasty a těžkými kovy zvyšuje vstřebávání kovů rostlinami, což vede k toxicitě a představuje významnou hrozbu pro bezpečnost potravního řetězce [84]. Navíc tato interakce může potenciálně změnit strukturu půdních mikrobiálních komunit, narušit metabolickou aktivitu mikroorganismů a tím zhoršit zdraví půdy a její ekologické funkce [85].

2.5. Separace mikroplastů

Při analýze mikroplastů typicky se postupy skládají z podobných kroků, jako je odběr vzorků, extrakce, identifikace a kvantifikace (obrázek 3). Pro přesnou detekci a analýzu znečištění mikroplasty je důležité efektivně extrahovat mikroplasty ze vzorků životního prostředí [86].

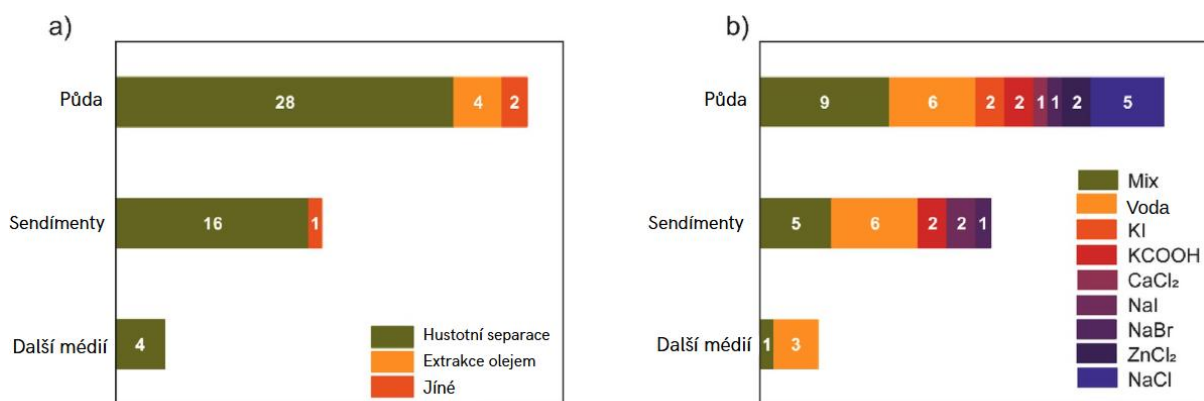


Obrázek 3: Obecné procesy analýzy mikroplastů [86]

Oddělení mikroplastů od půdy může být náročné kvůli jejich malé velikosti a složité povaze půdní matrice. Mikroplasty se mohou vázat na jemné částice půdy pomocí různých mechanismů, včetně iontových interakcí, výměny ligandů, přenosu náboje a/nebo Van der Waalsovy síly. Například Van der Waalsovy síly podporují fyzickou adsorpci, zatímco elektrostatické interakce, včetně iontových sil, vznikají mezi nabitými mikroplasty a částicemi půdy. V některých případech mohou vodíkové vazby hrát roli také v důsledku přitažlivých sil mezi určitými atomy mikroplastů a složkami půdy a sedimentů. Specifické interakce závisí na charakteristikách typů mikroplastů, povaze půdní matice a podmínkách prostředí (jako je pH a iontová síla), které ovlivňují složité mechanismy vazby mikroplastů na půdu nebo sedimenty. Bylo vyvinuto několik metod pro izolaci mikroplastů ze vzorků půdy [87].

2.5.1 Hustotní separace

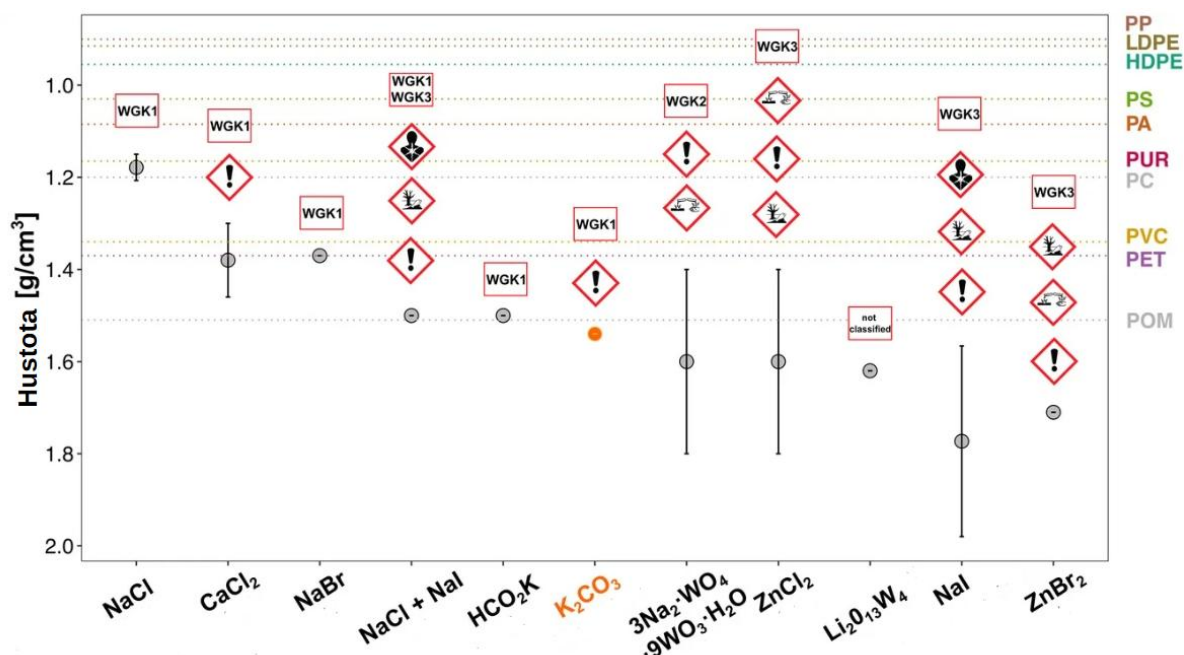
Hustotní separace se široce používá k extrakci mikroplastů ze spodních sedimentů a půd (obrázek 4A). Díky své hydrofobnosti většina plastů neabsorbuje vodu a plave ve vodném roztoku určité hustoty. Hustota roztoku je regulována přidáním různých solí do vody. Rozdělení podle hustoty se obvykle provádí pomocí solí NaCl a $ZnCl_2$ (obrázek 4B). NaCl má vyšší dostupnost a je relativně bezpečný pro životní prostředí. Roztok $ZnCl_2$ má vysokou hustotu, která umožňuje efektivní oddělení polymerů s různou hustotou. Smíšené roztoky se také často používají k extrakci mikroplastů z půd. Míchání roztoků NaCl a $ZnCl_2$ může vést ke zvýšení hustoty a snížení nákladů ve srovnání s použitím pouze čisté soli. Polymery s nízkou hustotou (jako je polyethylen) lze extrahovat pomocí NaCl kvůli jejich nízké hustotě. Při výběru soli pro stanovení hustoty je třeba vzít v úvahu dva důležité faktory. Za prvé, mikroplasty nejsou čistými polymery, protože jsou vyrobeny z komerčních produktů, jejichž hustota je určena složením a výrobním procesem. Za druhé, mikroplasty obsažené v půdě mohou interagovat s minerálními a organickými látkami a měnit svoji hustotu během procesu zpracování. Použití roztoku s vyšší hustotou by sloužilo dvojímu účelu dosažení vyššího celkového extrakčního výkonu a odstranění nečistot z mikroplastů [86].



Obrázek 4: Četnost studií při extrakci mikroplastů z půd, sedimentů a dalších médií (kalů a biosolidů) na základě a) metod používaných v extrakčních studiích MPs (n = 55); b) typy solí používaných v metodě separace hustoty (n = 48) [86]

Metoda hustotní separace je zvláště užitečná v půdách s vysokým stupněm znečištění mikroplasty, zejména v písčitéch půdách, kde se plasty snadněji oddělují díky rozdílu v hustotě. Tato metoda je však méně účinná v jílovitých půdách, kde vyšší obsah minerálů může bránit procesu extrakce. V jílovitých půdách je stupeň extrakce mikroplastů nižší, přičemž maximální extrakce částic větších než 250 μm je 87,5 %. Naproti tomu písčité půdy vykazují vyšší míru extrakce, která dosahuje 98,6 %, protože vliv minerálů je méně výrazný [88].

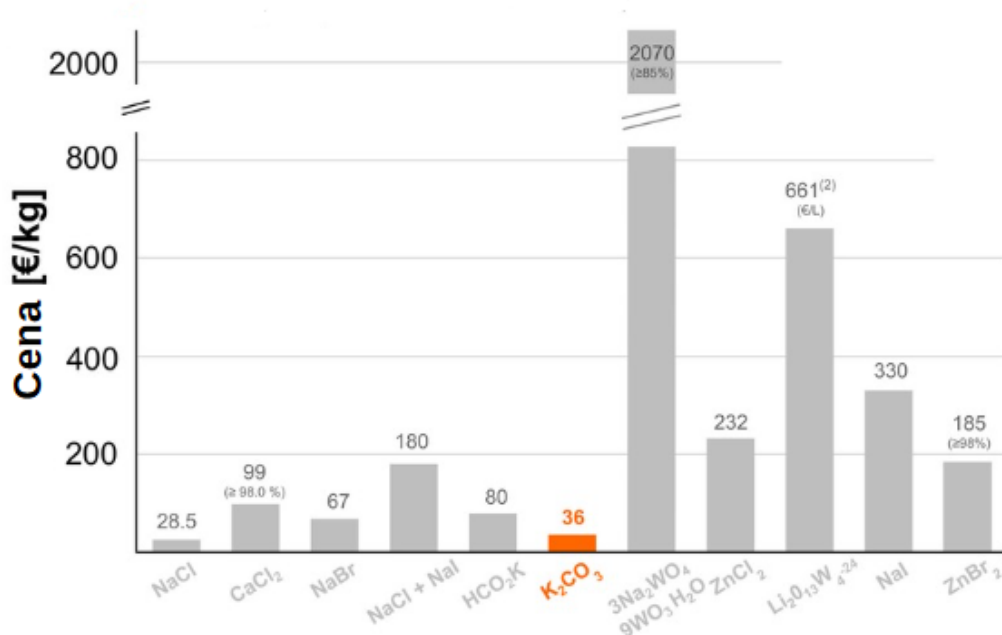
Průměrná hustota nejběžnějších polymerních plastů se pohybuje od 0,9 do 1,5 g/cm³, což znamená, že všechny polymery s hustotou stejnou nebo menší, než u flotačního média mohou být odděleny od anorganického substrátu pomocí suspenze. Použití mnoha dostupných flotačních médií však nese s sebou četné potíže, vezmeme-li v úvahu například jejich účinnost, toxicitu a náklady (obrázek 5) [89].



Obrázek 5: Hustoty nejčastěji používaných flotačních médií a plastů [89]

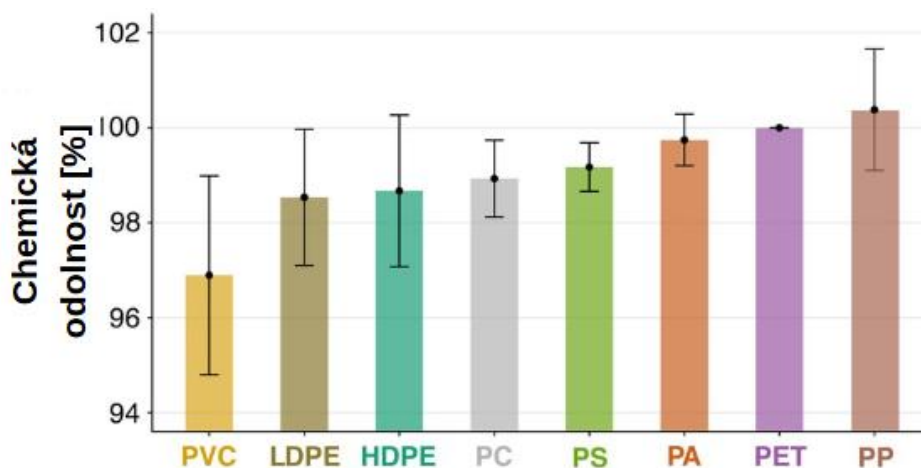
Běžně používané flotační médií jsou často drahé nebo škodlivé pro životní prostředí a uživatele. Netoxickým a levným flotačním médiem je nasycený roztok chloridu sodného [8]. Polymery s hustotou větší než 1,2 g/cm³, jako je polyvinylchlorid nebo polyethylentereftalát, však nelze extrahovat pomocí tohoto média (obrázek 5) [89]. Tyto polymery však představují téměř pětinu Evropské poptávky po plastech [3]. Použití NaCl proto podceňuje obsah mikroplastů ve vzorcích prostředí, protože nezohledňuje značné množství potenciálně přítomných částic. Naproti tomu flotační média s vysokou hustotou, jako chlorid zinečnatý, jodid sodný nebo bromid zinečnatý jsou schopné extrahovat PVC, PET a další plasty (obrázek 5). Tyto sloučeniny jsou však toxické pro vodní organismy, a kromě toho mají relativně vysokou cenu, a proto použití těchto roztoků je nepraktické a nepohodlné pro rozsáhlý výzkum [89].

Uhličitan draselný (K₂CO₃) je nové, levné, netoxické a vysokohustotní flotační médium pro separaci mikroplastů. Uhličitan draselný má řadu výhod oproti aktuálně používaným médiím, zejména s ohledem na jeho environmentální udržitelnost, toxicitu, fyzikálně-chemické vlastnosti a cenu (obrázek 6). Například ve srovnání s chloridem zinečnatým, což je roztok těžkého kovu, který je třeba po použití sbírat a likvidovat s velkými finančními a materiálovými náklady, lze K₂CO₃ zlikvidovat zředěním v odpadních vodách bez poškození životního prostředí. Především ve srovnání s jinými flotačními médii je uhličitan draselný levný a snadno dostupný, což je nezbytná podmínka pro provádění studií zahrnujících velké množství vzorků [89].



Obrázek 6: Relativní náklady [€/kg] různých flotačních medií (Čistota 99 %) [89]

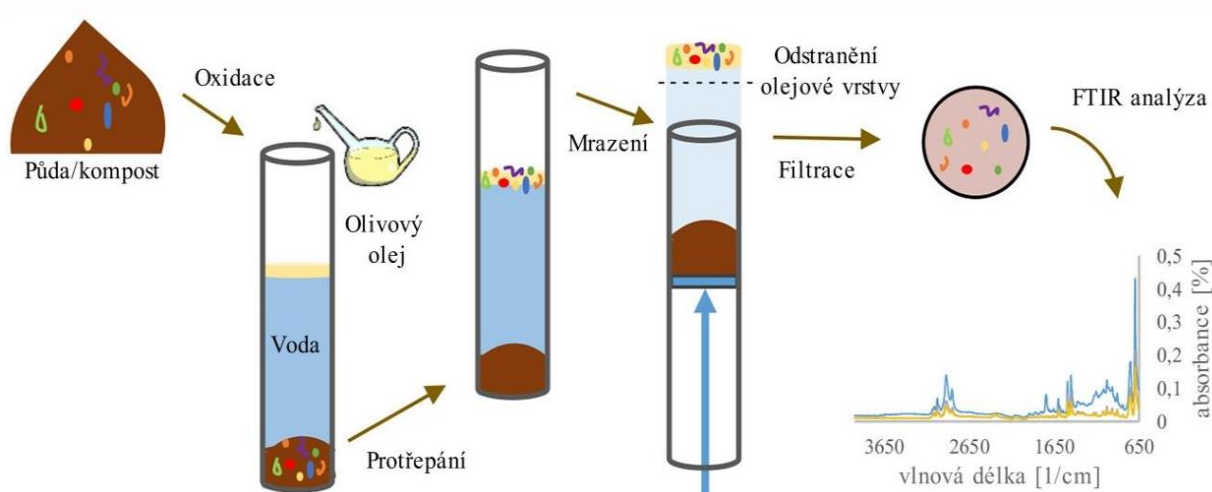
Konvenční plasty jsou relativně odolný vůči expozici K₂CO₃. Průměrná chemická odolnost se pohybuje od 96,89 % u PVC do 100,38 % u PP (obrázek 7). Kromě toho vizuální studie mikroplastových částic po zpracování K₂CO₃ neodhalily optické změny ve struktuře a tvaru [89].



Obrázek 7: Chemická odolnost různých typů plastů [89]

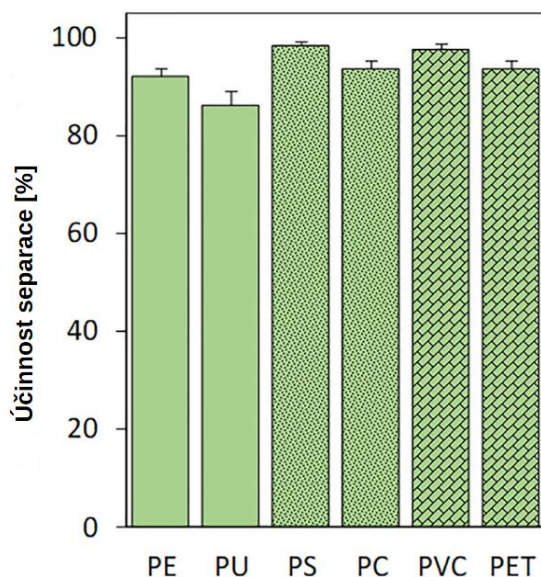
2.5.2 Separace olejem

Druhou často používanou metodou je olejová extrakce, která využívá lipofilní vlastnosti povrchu plastů (obrázek 4A). Minerální frakce půdy a mikroplastů smíchané s olejem a vodou mohou vést k oddělení vrstev. Oddělení plovoucí olejové vrstvy a další kroky čištění povrchu mikroplastů však mohou být obtížné [86]. Jeden z možných postupů provedení olejové separace mikroplastů ze vzorků půdy pomocí olivového oleje uveden na obrázku 8.



Obrázek 8: Postup olejové extrakce mikroplastů [90]

Tato metoda je dobrou alternativou k metodám separace hustoty, protože poskytuje dobrou výtěžnost (obrázek 9), ale nevyžaduje žádné nebezpečné solné roztoky. Kromě toho metody založené na separaci hustoty často nejsou schopny extrahovat polymery s vysokou hustotou, jako je PET nebo PVC, na rozdíl od olejové extrakce [90].



Obrázek 9: Účinnost separace mikroplastů pro každý polymer v polymerních skupinách s nízkou hustotou (prostý), střední hustotou (tečkovaný) a vysokou hustotou (šikmé cihly) [90]

2.5.3 Elektrostatická separace

Další metodou pro separaci mikroplastů ze vzorků je elektrostatická separace. Tato metoda využívá elektrostatické vlastnosti polymerů k jejich izolaci z jiných materiálů přítomných ve vzorku [91]. Mikroplasty se například mohou přilnout k povrchu pomocí elektrostatického náboje, zatímco částice půdy zůstávají nedotčené [87]. Tento typ separace je účinný i při velkém obsahu organické hmoty v půdě [91]. Bylo prokázáno, že při elektrostatické separaci je stupeň extrakce 90-100 % pro mikroplasty v rozmezí velikosti od 63 μm do 5 mm [92].

2.5.4 Magnetická separace

Při magnetické separaci se používají funkcionalizované nanočástice železa s hydrofobním "ocasem", které se vážou na povrch mikroplastů a dočasně je magnetizují. Tyto mikroplasty lze pak snadno extrahovat pomocí magnetů [93]. Ukázalo se, že magnetické sorbenty jsou účinné při odstraňování mikroplastů, ale nejsou ani ekonomicky výhodné, ani šetrné k životnímu prostředí. Zeolitický imidazolátový rámec (ZIF-8) magnetický porézní nanokompozit modulovaný n-butylaminem (nano-Fe@ZIF-8) byl syntetizován ve vodě o pokojové teplotě, aby se zabránilo těmto omezením. Tento nanokompozit se ukázal jako vysoce výkonný materiál pro rychlé a účinné odstranění rozpustných organických znečišťujících látek a mikročástic organických znečišťujících látek [94].

Separace podle hustoty je však stále preferovanou metodou, protože nevyžaduje žádné speciální vybavení (obr. 3A). Je důležité si uvědomit, že žádná jednotlivá metoda není dokonalá a různé techniky mohou být vhodnější pro různé typy půdy a mikroplastů. Proto se doporučuje používání kombinaci metod ke zvýšení účinnosti a přesnosti separace mikroplastů ve vzorcích půdy a sedimentů, ale standardizace metod je nezbytná pro zajištění konzistence výzkumu mikroplastů a monitorování životního prostředí [87].

2.6. Identifikace a kvantifikace mikroplastů

2.6.1 Identifikační metody

Identifikace mikroplastů zahrnuje určení zdrojů mikroplastů a jejich rozložení podle velikosti. Proces identifikace obvykle začíná získáním mikroskopických snímků používaných pro optické třídění. V současnosti byl vyvinut automatizovaný software založený na obrázcích pro detekci mikroplastů. Pro klasifikaci extrémně heterogenních směsí mikroplastů je nezbytné třídit mikroskopické obrázky ručně nebo elektronicky. Obě metody jsou však náchylné k chybám, jako jsou falešně pozitivní výsledky, kde jsou částice, které nejsou mikroplasty, omylem klasifikovány jako mikroplasty kvůli například nesprávné interpretaci barvy [95].

Pro snížení výše uvedených chyb lze vysoce zvětšené obrázky získat pomocí rastrovací elektronové mikroskopie (SEM). Zavedení SEM je však časové a finanční náročné, ale tento přístup umožňuje komplexní analýzu vzorků a poskytuje cenné poznatky o chemickém složení a morfologii. Za účelem získání komplexnějších informací lze analýzu SEM kombinovat s dalšími technikami, jako je například infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR) [45].

Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR) umožňuje identifikaci materiálů na základě informací o molekulárních vazbách a funkčních skupinách. IČ analýza se nejčastěji používá k identifikaci půdních mikroplastů po předběžném optickém třídění pomocí mikroskopických snímků [86]. FTIR je spolehlivou metodou identifikace mikroplastů, protože umožňuje zaznamenávat specifické chemické vazby sloučenin. Každá molekula nebo chemická struktura vytváří jedinečný spektrální otisk prstu a srovnání získaných spekter s databázovou knihovnou umožňuje nejen potvrdit přítomnost plastových částic, ale také identifikovat typ polymeru [96]. Ve srovnání s metodou FTIR poskytuje Ramanova spektroskopie lepší úroveň detekce malých částic mikroplastů (1-20 μm) [97]. Režim odrazu (ATR-FTIR) se však ukázal jako účinnější než Ramanova spektroskopie, protože vysoký výkon laseru u Ramanove spektroskopie může způsobit tání mikroplastů. Kromě toho jsou FTIR i Ramanova spektroskopie ovlivněny zbytky organické hmoty, které mohou interferovat s výsledky. ATR-FTIR spektroskopie se běžně používá k identifikaci mikroplastů v půdních maticích, protože vyžaduje minimální přípravu vzorku. [98].

Mikroplasty jsou často identifikovány pomocí termoanalytických technik, jako je termogravimetrická analýza (TGA) a pyrolýza s plynovou chromatografií a hmotnostní spektrometrií (py-GC-MS). Tyto termoanalytické metody umožňují identifikovat pouze část polymerů a neposkytují informace o morfologických vlastnostech, jako jsou rozměry a tvar. Kromě toho jsou tyto metody ovlivněny organickou hmotou, což může vést k nepřesným výsledkům [86].

Volba metody identifikace do značné míry závisí na velikosti mikroplastů. Při rozměrech mikroplastů nad 500 μm lze použít optické metody a při rozměrech od 500 do 30 μm lze použít FTIR nebo Ramanovu spektroskopii. Pomocí py-GC-MS lze analyzovat vzorky pod 30 μm , protože částice této velikosti je obtížné extrahovat z půdy [86].

2.6.2 Metody kvantifikace

Kvantifikace mikroplastů se obvykle provádí současně s identifikací. Optické počítání je jedním ze způsobů kvantifikace pomocí analýzy mikroskopických snímků mikroplastů pomocí vestavěného softwaru [95]. Částice mikroplastů s malými rozměry (například menší než 20 μm) jsou náročné na počítání, protože optická klasifikace má omezení a počet částic se zvyšuje se snížením velikosti [99]. Optický (vizuální) počítání může vyjadřovat pouze počet částic v přepočtu na hmotnost půdy. Jejich tvar, objem a hmotnost se však velmi liší a je obtížné tyto hodnoty porovnat pro srovnatelné studie [86].

Termoanalytické metody (jako TGA a py-GC-MS) umožňují simultánní analýzu velkého množství vzorků. Výsledky py-GC-MS jsou často ovlivněny organickou hmotou půdy i po dvou fázích extrakce [100]. Proto je nutné nejprve zpracovat vzorky půdy, aby se snížil vliv nečistot a zvýšila se spolehlivost detekce mikroplastů. Kvantitativní analýza je také ovlivněna přítomností různých typů mikroplastů v jednom vzorku, protože stanovení mikroplastů může být ovlivněno interakcí při společné pyrolýze [101].

Relativně velké mikroplasty lze kvantifikovat optickým tříděním a vážením. Kvantitativní stanovení hmotnosti mikroplastů v půdách je však obtížné kvůli distribuci anorganických a organických látek. Analýza celkového obsahu organického uhlíku (TOC) umožňuje určit celkové množství mikroplastů po rozkladu a oddělení organické hmoty. Podle nedávné studie, byla nalezena silná korelace mezi hodnotami TOC a obsahem mikroplastů v půdě [102].

Spektroskopické metody představují klíčový nástroj nejen pro identifikaci, ale i pro kvantifikaci mikroplastů v půdním prostředí. Mezi nejčastěji používané techniky patří ATR-FTIR a μFTIR , které umožňují stanovení koncentrací plastových částic na základě intenzity absorpčních pásů odpovídajících specifickým polymerům [96].

Obecně platí, že mnoho problémů souvisejících s kvantifikací mikroplastů v půdách vyžaduje pokračování výzkumu a experimentů. Vzhledem k rozmanitosti složení půdy a složitým interakcím mezi mikroplasty a organickou hmotou je nutné zdokonalit a ověřit metody kvantifikace [86].

3. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

Experimentální část této diplomové práce spočívá v kvalitativní a kvantitativní detekci mikroplastů PET, PP, PLA a PHB v reálných vzorcích půdy pomocí FTIR spektrometru Alpha II německé společnosti Bruker s využitím modulu ATR. Práce se také věnuje separaci mikroplastů z reálné půdy pomocí hustotní separace. Kromě toho součástí práce je základní charakteristika půdy a měření rtuti pomocí přístroje AMA 254.

3.1. Vzorky a základní charakteristika půd

3.1.1. Odběr vzorků

Pro experimentální část diplomové práce bylo odebráno 8 vzorků půd. Odběr byl proveden v letě v roce 2023 v zahraničí. Údaje k odběru jsou uvedeny v tabulce 3.

Tabulka 3: Seznam vzorků, jejich původ a popis

Číslo vzorku	Popis lokality	Souřadnice odběru	Datum
1	Centr velkého města (v blízkosti silnice)	53°55'56.040"N, 27°38'56".282"E	01.08.2023
2	Potenciálně čistá lokalita (venkov)	53°38'1.658"N, 28°37'44.653"E	28.07.2023
3	Centr menšího města (v blízkosti silnice)	53°8'49.667"N, 29°13'19.456"E	24.07.2023
4	Centr evropského města	54°40'58.644"N, 25°16'32.736"E	03.08.2023
5	V blízkosti nádraží ve městě	53°8'15.767"N, 29°11'45.643"E	24.07.2023
6	V blízkosti továrny plastových výrobků	53°54'36.877"N, 27°27'21.210"E	02.08.2023
7	V blízkosti skládky odpadů	53°41'0.664"N, 28°29'33.884"E	28.07.2023
8	V blízkosti továrny na výrobu polymerní produkce	53°54'48.627"N, 27°27'21.776"E	02.08.2023

3.1.2. Úprava vzorků

Hned po odběru byly ze vzorků odebrány hrubé nečistoty (kamení, koření rostlin apod.) a vzorky byly přemístěny do polyetylenových sáčků s hermetickým uzavíráním a označeny číslem vzorku, datem a místem odběru.

Následně jednotlivé vzorky půd byly přesypány na filtrační papíry, kde byly sušeny na vzduchu za laboratorní teploty. Vysušené vzorky pak byly prosety přes síto s velikostí ok 0,507 mm. Podsítná frakce byla uchovávána v polyethylenovém sáčku se správným popisem a poté použita pro následné analýzy.

3.1.3. Stanovení sušiny půdy

Stanovení půdní sušiny bylo provedeno gravimetrickou metodou podle normy ČSN ISO 11465. Do předem vysušených hlinitých misek o známé hmotnosti bylo naváženo 3-5 gramů vzorku půdy s přesností na čtyři desetinná místa. Poté byly všechny hlinité misky se vzorky vloženy do sušárny, předem vyhřáté na teplotu $105\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$. Jednotlivé vzorky byly sušeny po dobu 4 hodin. Následně byly vzorky přesunuty do exikátoru k vychladnutí. Po vychladnutí byly vzorky zase zváženy na analytických vahách s přesností na čtyři desetinná místa. Na základě rozdílu hmotnosti byla stanovena sušina jednotlivých vzorků [103].

3.1.4. Stanovení pH půdy

Stanovení pH vzorků půd bylo provedeno podle normy ČSN EN ISO 10390. Do polyethylenových nádobek o objemu 100 ml bylo naváženo 4 g půdy a přidáno 20 ml 0,01 M roztoku CaCl_2 . Následně byly vzorky promíchány a umístěny na třepací zařízení na dobu 60 min. Po třepání byly vzorky ponechány v klidu a před samotným vložením skleněné elektrody pH metru zase promíchány. Hodnoty pH po ustálení byly zapsány [104].

3.1.5. Stanovení rtuti v půdě na přístroji AMA 254

Ke stanovení rtuti byl použit jednoúčelový atomový absorpční spektrometr AMA254 (Advanced mercury analyser). Tento přístroj využívá techniku generování par kovové rtuti a jejich následné zachycení na zlatém amalgátoru. Výhodou této metody je možnost měření rtuti ve vzorcích v pevném skupenství.

Před samotným měřením bylo nutné přístroj spustit a otevřít přívod kyslíku z tlakové láhvi. Na počítači byl spuštěn příslušný program k přístroji. Následně byl spektrometr ponechán přibližně 30 minut se rozehrívát na provozní teplotu. Po zahřátí přístroje bylo nutné provést jeho čištění, které probíhalo přednastaveným čistícím programem, jehož parametry jsou uvedeny v tabulce 4. Pro vyčištění přístroje bylo do speciální kovové lodičky nadávkováno mikropipetou 100 μl MiliQ vody a samotné čištění se provádělo, dokud hodnota absorbance nebyla pod 0,005. Čištění bylo také prováděno po každých 6 měřeních a na konce celkového měření před vypnutím přístroje. Po vyčištění byla ověřena správnost měření a fungování přístroje pomocí certifikovaného referenčního materiálu Metranal 1, který byl změřen třikrát. Dále následovalo samotné měření vzorků. Navážka jednotlivého vzorku půdy byla přibližně 50 mg (s přesností na 4 desetinná místa). Každý vzorek byl změřen třikrát. Po skončení měření byl přístroj ponechán 30 minut vychladnout, byl zastaven přítok kyslíku, a nakonec byl přístroj a počítač vypnut.

Tabulka 4: Parametry nastavení přístroje pro jednotlivé procesy

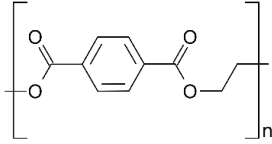
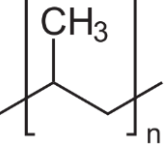
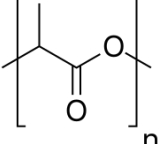
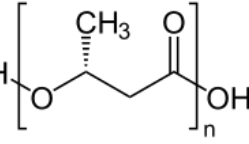
Proces	Sušení [s]	Rozklad [s]	Čekání [s]
Čištění	60	60	45
Měření standardu	60	150	45
Měření vzorku	60	150	45

3.2. Detekce mikroplastů v půdních vzorcích pomocí ATR-FTIR

3.2.1. Příprava směsných vzorků půdy a mikroplastů

Pro přípravu směsných vzorků půdy a mikroplastů byly použity 4 různých typu plastů: dva konvenčních – PET, PP a dva biodegradabilních – PLA, PHB. PET byl dodán firmou Petka cz a.s. a byl přesítován na velikost pod 63 μm. PP, PLA a PHB byly dodány ústavem chemie a technologie ochrany životního prostředí VUT FCH a velikost jejich částic není známá (obrázek 10). Údaje k jednotlivým typům plastů jsou uvedeny v tabulce 5.

Tabulka 5: Použité plasty a jejich charakteristika [5; 105]

Zkratka	PET	PP	PLA	PHB
Název polymeru	Polyethyltereftalát	Polypropylen	Kyselina polymléčná	Polyhydroxybutyrát
Strukturní vzorec				
Sumární vzorec	$C_{12}H_{14}O_4$	C_3H_6	$C_3H_4O_2$	$C_4H_6O_2$
Molekulová hmotnost jedné monomerní jednotky polymeru [g/mol]	222,24	42,08	72,06	86,09



Obrázek 10: Přehled použitých typů plastů

Směsné vzorky byly připraveny smícháním výše uvedených typů plastů a vzorků reálné půdy v poměrech přibližně 1:0,15; 1:0,05; 1:0,02. Přesné navážky pro půdu č.1 jsou uvedeny v tabulce č.6, tabulky navážek pro ostatní typy půdy se nacházejí v příloze (Přílohy 1-7).

Tabulka 6: Připravené směsné vzorky půdy č.1 a PET, PP a PLA

Polymer	Číslo vzorku	$m_{\text{půdy}}$ [g]	m_{polymeru} [g]
PET	B.1.1	0,5003	0,0751
	B.1.2	0,5003	0,0751
	B.1.3	0,5001	0,0250
	B.1.4	0,5001	0,0250
	B.1.5	0,5003	0,0099
	B.1.6	0,4997	0,0098
PP	p.1.1	0,2501	0,0375
	p.1.2	0,2500	0,0375
	p.1.3	0,2505	0,0125
	p.1.4	0,2497	0,0124
	p.1.5	0,2498	0,0051
	p.1.6	0,2502	0,0050
PLA	L.1.1	0,2506	0,0375
	L.1.2	0,2495	0,0378
	L.1.3	0,2500	0,0125
	L.1.4	0,2505	0,0128
	L.1.5	0,2501	0,0049
	L.1.6	0,2504	0,0047

3.2.2. Spektroskopická analýza mikroplastů pomocí ATR-FTIR

Pro kvalitativní a kvantitativní analýzu mikroplastů byl použit infračervený spektrometr Alpha II s modulem ATR od německé společnosti Bruker (obrázek 11). Před samotným měřením vzorků vždy bylo změřeno pozadí, aby předešlo nežádoucím interferencím. Vzorky nebylo nutné před měřením upravovat, byly pouze důkladně protřepané, aby byly co nejvíc zhomogenizovány. Malé množství vzorku bylo pomocí špachtle převedeno na diamantový krystal a každý vzorek byl změřen třikrát. Výstupem měření bylo infračervené spektrum závislosti intenzity absorpance na vlnočtu v oblasti $4000-400 \text{ cm}^{-1}$ při rozlišení 4 cm^{-1} . Pro každý vzorek bylo uděláno 32 snímků s dobou skenování 40 s.



Obrázek 11: ATR-FTIR spektrometr ALPHA II společnosti Bruker

3.2.3. Vyhodnocení dat a interpretace vibračních spekter

Všechna měření a následné zpracování dat probíhalo pomocí softwaru OPUS 8.1. Tento program umožňuje jak kvalitativní, tak kvantitativní analýzu infračervených spekter, včetně možnosti vytváření kalibračních a validačních modelů.

Nejdřív byla provedena vizuální analýza spekter půd a čistých mikroplastů za účelem identifikace absorpčních pásů charakteristických pro mikroplasty, které zároveň nebyly ovlivněny signály půdní matrice. Pro každý typ mikroplastu byly následně vybrány spektrální oblasti, které vykazovaly nejvýraznější lineární nárůst absorpance v závislosti na koncentraci plastu.

3.2.3.1. Kalibrační a korelační modely

Pomocí funkce Setup Quant Method byly vytvořeny kalibrační modely, v nichž byly zaznamenány závislosti mezi absorpencí a známými hmotnostními podíly plastů a také byly vytvořeny závislosti mezi predikovanými a skutečnými hmotnostmi plastů v směsných vzorcích. Výsledné modely byly popsány pomocí lineárních rovnic, jejichž kvalita byla vyhodnocena pomocí koeficientů korelace a determinace (R , R^2).

3.2.3.2. Validační modely

Pomocí funkce Setup Quant 2 Method byly vytvořeny validační modely (tzv. cross-validation), které sloužily k ověření správnosti a robustnosti kalibračních závislostí. Pro validaci modelů byly využity stejné spektrální oblasti jako při kalibraci.

Validační výsledky byly hodnoceny pomocí následujících statistických parametrů:

- RMSECV (Root Mean Square Error of Cross Validation) – střední kvadratická chyba křížové validace,
- RPD (Residual Prediction Deviation) – poměr směrodatné odchylky referenčních dat ku chybě predikce,
- R^2 – koeficient determinace, který vyjadřuje shodu mezi predikovanými a skutečnými hodnotami.

3.3. Separace mikroplastů ze vzorků půdy

Separace mikroplastů z půdních vzorků byla provedena flotační metodou s využitím roztoku uhličitanu draselného (K_2CO_3) pro PET a PHB a s využitím vody pro PP. Výběr těchto médií byl podmíněn jejich optimální hustotou, která umožňuje efektivní oddělení většiny běžných typů polymerů od anorganických složek půdy.

Pro každý testovaný polymer byly připraveny směsné vzorky s jednotlivými typy půd v hmotnostních poměrech 1:0,15 a 1:0,02. Přesné navážky půdy a mikroplastů byly provedeny na analytických vahách s přesností na čtyři desetinná místa. Konkrétní hodnoty navážek pro PP jsou uvedeny v tabulce 7, zatímco navážky ostatních polymerů a kontrolních vzorků půdy bez mikroplastů jsou prezentovány v příloze (Příloha 8-10).

Samotná separace probíhala ve zkumavkách, do nichž byl přidán směsný vzorek půdy a mikroplastů a příslušné flotační médium (K_2CO_3 nebo voda) v dostatečném množství. Po intenzivním protřepání byl každý vzorek nechán přes noc pro lepší odseparování mikroplastů od půdy při laboratorní teplotě. Následně byla vrstva obsahující mikroplasty převedena do další zkumavky a doplněna flotačním médiem, zase protřepána a nechána přes noc. Tento postup separace byl opakován třikrát pro nejúčinnější odstranění zbytků půdy. Nakonec byla vrstva obsahující mikroplasty převedena do injekční stříkačky a přefiltrována přes stříkačkový membránový filtr s velikostí pórů 22 μm (pro PET a PHB) a s velikostí pórů 45 μm (pro PP).

Kromě směsných vzorků byly analyzovány i kontrolní vzorky obsahující pouze půdu bez mikroplastů. Tyto kontrolní měření sloužily k identifikaci případných interferencí způsobených půdní matrice nebo separačním médiem.

Po ukončení separace byly filtry se zachycenými mikroplasty vysušeny při laboratorní teplotě a následně analyzovány gravimetricky pro stanovení účinnosti separace jednotlivých typů polymerů.

Tabulka 7: Navážky směsných vzorků půdy a PP

Číslo lokality	Koncentrace plastu [%]	$m_{půdy}$ [g]	m_{plastu} [g]	Název vzorku
1	15	0,4998	0,0750	PP 1.1
	2	0,4997	0,0098	PP 1.2
2	15	0,4999	0,0750	PP 2.1
	2	0,4999	0,0101	PP 2.2
3	15	0,5000	0,0751	PP 3.1
	2	0,4998	0,0098	PP 3.2
4	15	0,5004	0,0748	PP 4.1

Číslo lokality	Koncentrace plastu [%]	m _{půdy} [g]	m _{plastu} [g]	Název vzorku
	2	0,5004	0,0099	PP 4.2
5	15	0,4999	0,0748	PP 5.1
	2	0,5003	0,0097	PP 5.2
6	15	0,5003	0,0749	PP 6.1
	2	0,5005	0,0100	PP 6.2
7	15	0,5001	0,0748	PP 7.1
	2	0,4999	0,0097	PP 7.2
8	15	0,5000	0,0750	PP 8.1
	2	0,5000	0,0097	PP 8.2

4. VÝSLEDKY A DISKUZE

4.1. Základní charakteristika půd

4.1.1. Stanovení sušiny půdy

Stanovení sušiny bylo provedeno podle postupu, popsaného v bodě 3.1.3 experimentální části. Hmotnostní podíl sušiny (w_{dm}), vyjádřený v procentech s přesností na 0,1 %, byl vypočítán podle následujícího vzorce:

$$w_{dm} = \frac{m_2 - m_0}{m_1 - m_0} \cdot 100 \quad (1)$$

kde m_0 je hmotnost prázdné hlinité misky s víčkem, v g; m_1 je hmotnost hlinité misky se vzorkem vyschlým na vzduchu, v g; m_2 je hmotnost hlinité misky se vzorkem vysušeným v sušárně, v g [103]. Hmotnostní podíl sušiny různých typů půd je shrnout v tabulce 8.

Tabulka 8: Sušina půdy

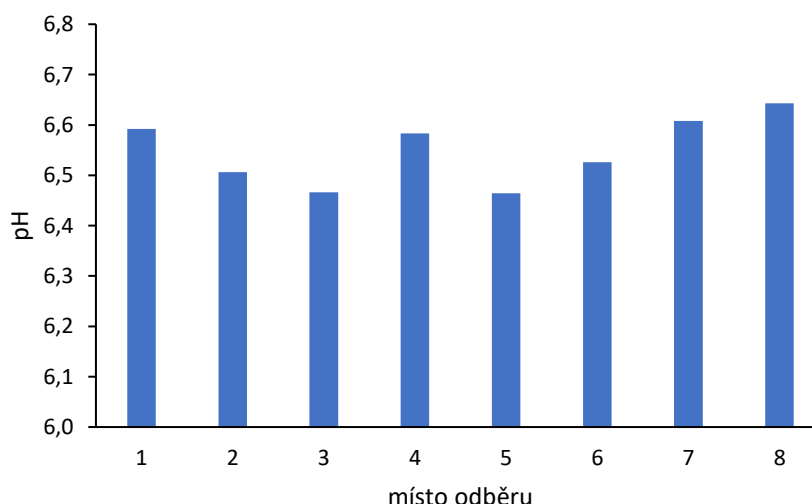
Číslo vzorku	1	2	3	4	5	6	7	8
w_{dm} [%]	98,4	99,1	99,1	99,2	98,9	98,9	99,8	99,0

4.1.2. Stanovení pH půdy

Pro stanovení pH půdních vzorků byl využit postup, popsaný v bodě 3.1.4 experimentální části. Naměřené hodnoty jsou uvedeny v tabulce 9 a jejich přehledné grafické znázornění je součástí následujícího grafu (obrázek 11).

Tabulka 9: Naměřené hodnoty pH v půdních vzorcích

Místo odběru	1	2	3	4	5	6	7	8
pH	6,59	6,51	6,47	6,58	6,46	6,53	6,61	6,64



Obrázek 12: Grafické znázornění pH vzorků

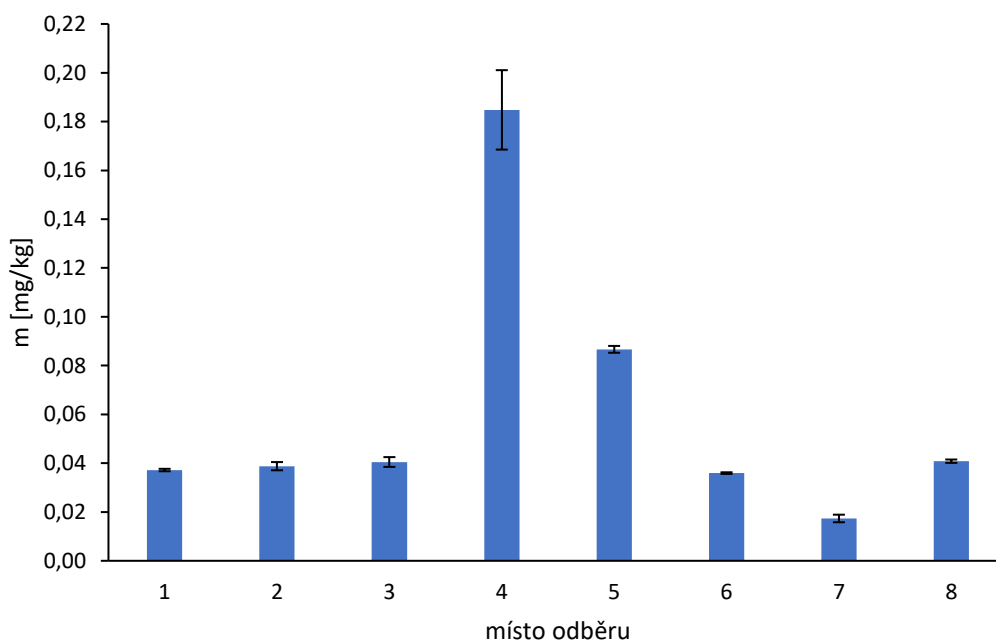
Z výsledků měření vyplývá, že většina lokalit vykazuje pH v neutrálním až mírně kyselém rozmezí.

4.1.3. Výsledky stanovení rtuti v půdě

Ve všech analyzovaných vzorcích půdy byl stanoven celkový obsah rtuti pomocí jednoúčelového analyzátoru AMA 254. Každý vzorek byl měřen třikrát, přičemž z naměřených hodnot byly vypočteny průměrné koncentrace, směrodatné odchylky a relativní směrodatné odchylky (RSD). Výsledky jsou uvedeny v tabulce 10 a graficky znázorněny na obrázku 12. Chybové úsečky v grafech odpovídají směrodatným odchylkám.

Tabulka 10: Obsah rtuti v půdě dle místa odběru

Lokalita	m [mg/kg]	Směrodatná odchylka	RSD [%]
1	0,037	0,0005	1,35
2	0,039	0,0017	4,33
3	0,040	0,0020	4,97
4	0,185	0,0163	8,81
5	0,087	0,0014	1,61
6	0,036	0,0003	0,90
7	0,017	0,0016	8,94
8	0,041	0,0007	1,69

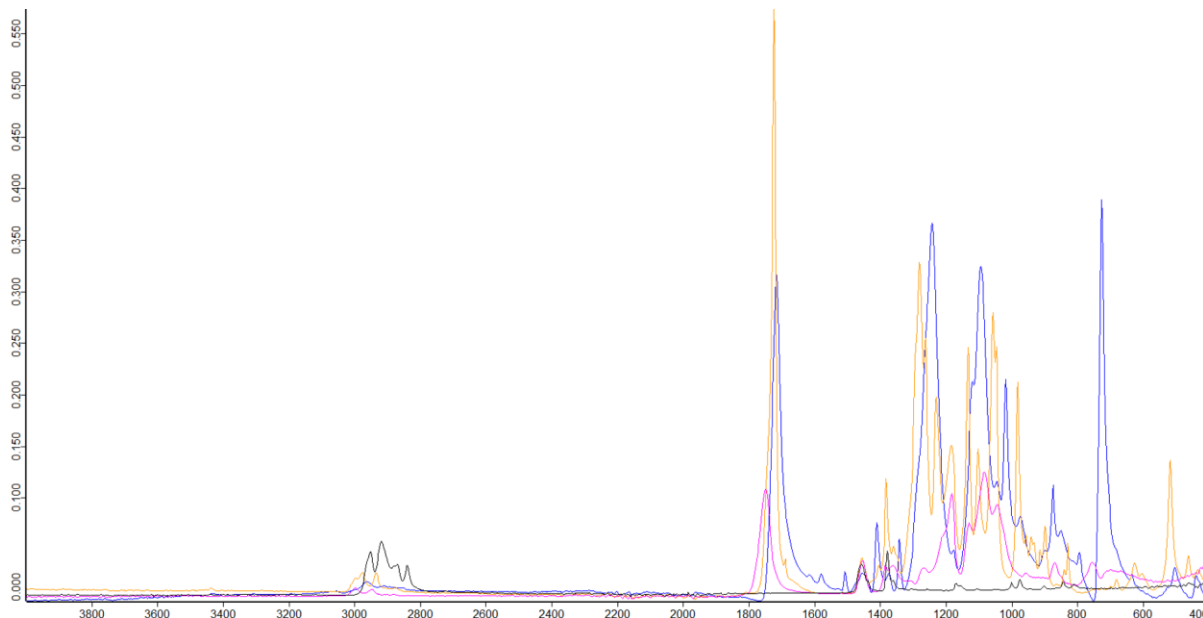


Obrázek 13: Obsah rtuti v jednotlivých lokalitách

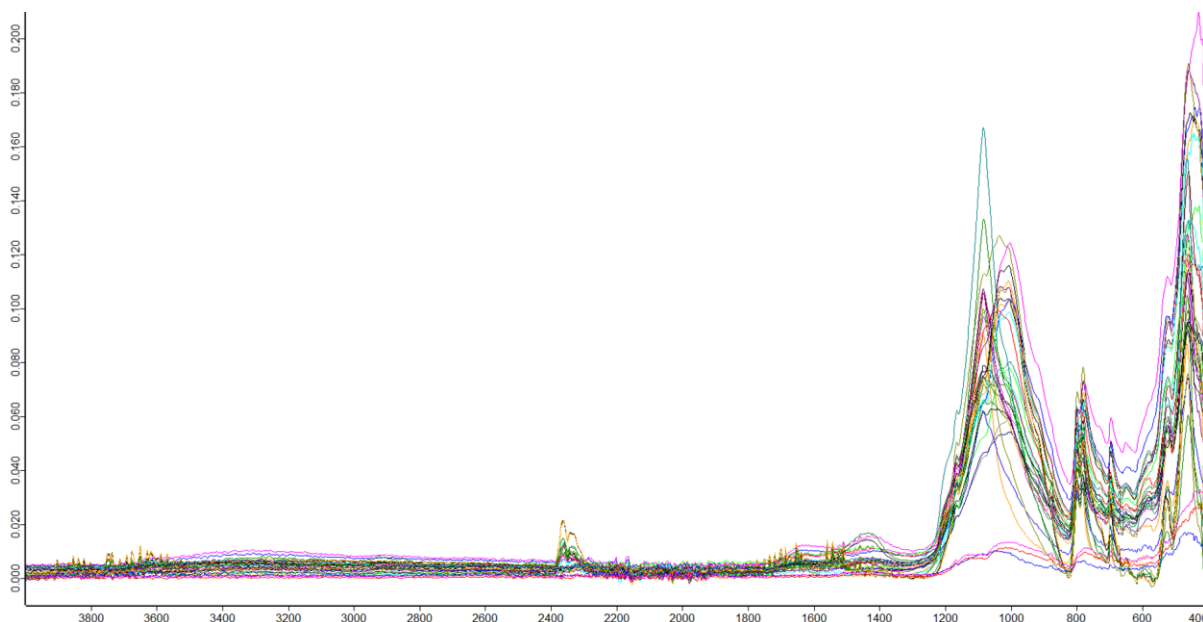
Nejvyšší koncentrace rtuti byl naměřena ve vzorku 4 ($0,185 \pm 0,0163$ mg/kg), tato hodnota nepřesahuje limitní hodnotu ($0,3$ mg/kg) danou vyhláškou č. 153/2016 Sb. Nejmenší obsah rtuti v půdě byl identifikován ve vzorku 7 ($0,017 \pm 0,0016$ mg/kg). Všechny analyzované lokality nebyly zatížený žádným průmyslem, takže zvýšený obsah rtuti ve vzorcích nebyl očekáván.

4.2. ATR-FTIR

Pomocí infračerveného spektrometru ALFA II (Bruker) s modulem ATR byly změřené absorpční spektra čistých mikroplastů (PET, PHB, PLA, PP) (obrázek 13), reálných půd (obrázek 14) a následně směsné vzorky jednotlivých mikroplastů a reálných půd. Infračervené spektrum znázorňuje závislost absorpance na vlnočtu.

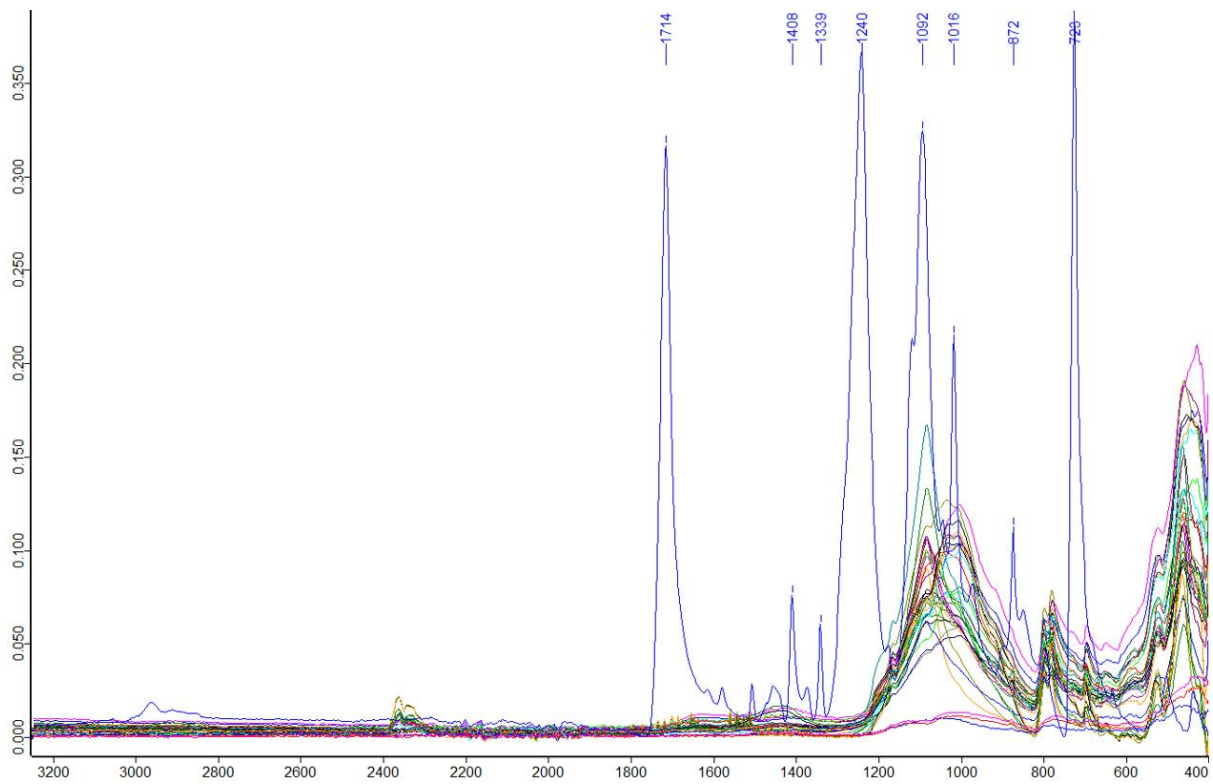


Obrázek 14: ATR spektra čistého PET (modrá), PHB (žlutá), PLA (růžová), PP (černá)

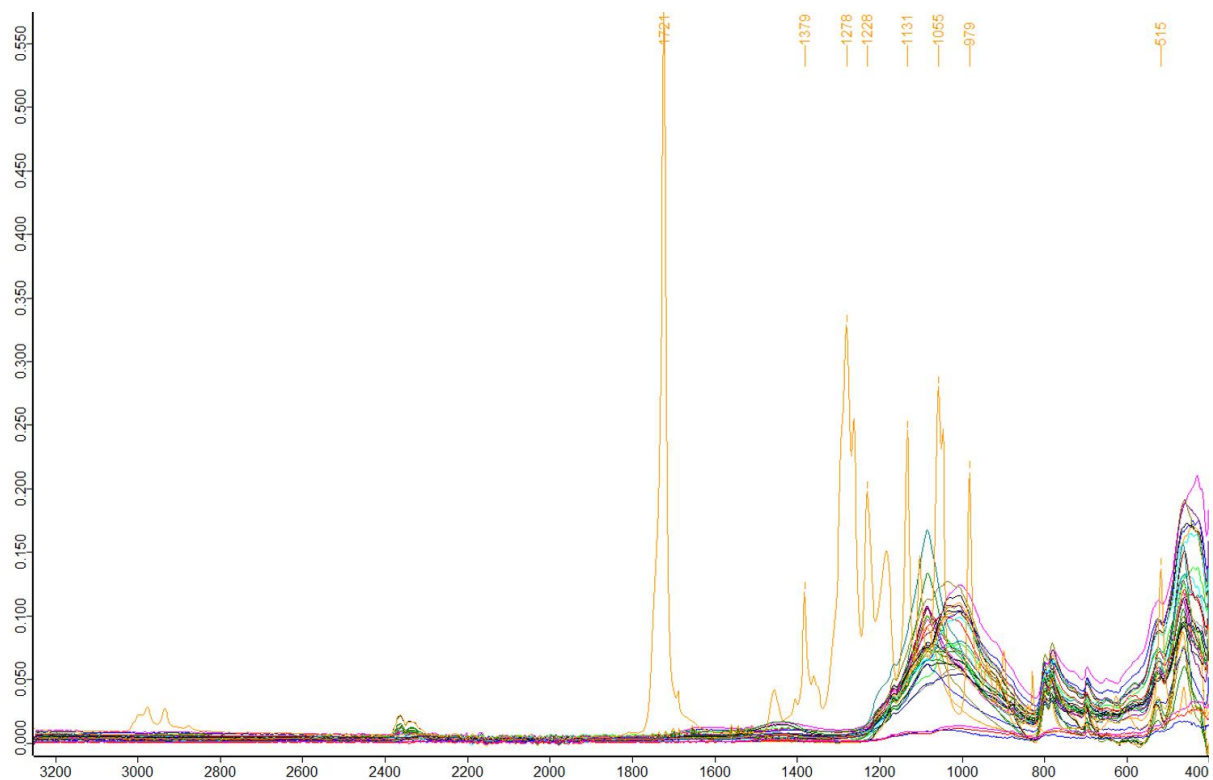


Obrázek 15: ATR spektra všech reálných půd

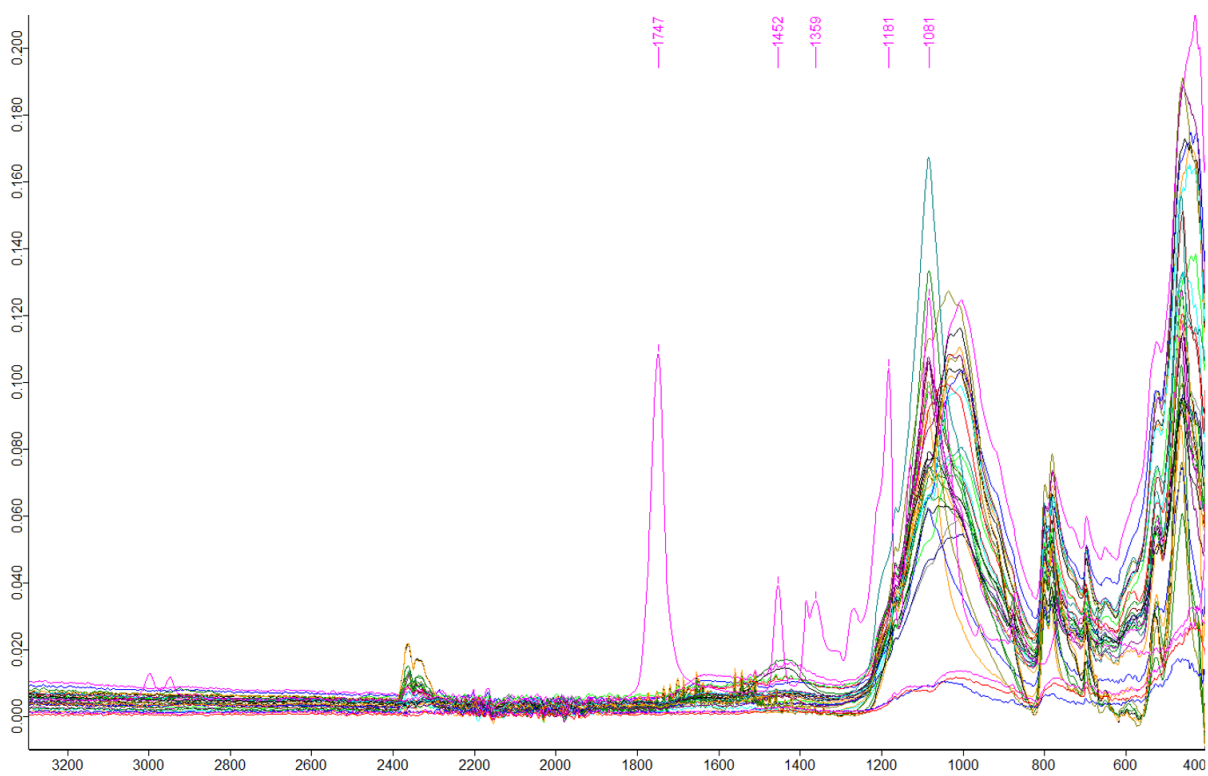
Pro každý typ mikroplastu byly v programu OPUS 8.1 označeny charakteristické píky pomocí funkce Peak Picking (obrázek 15-18). Jednotlivé píky odpovídají různým funkčním skupinám. Přehled možných funkčních skupin uveden v tabulce 11.



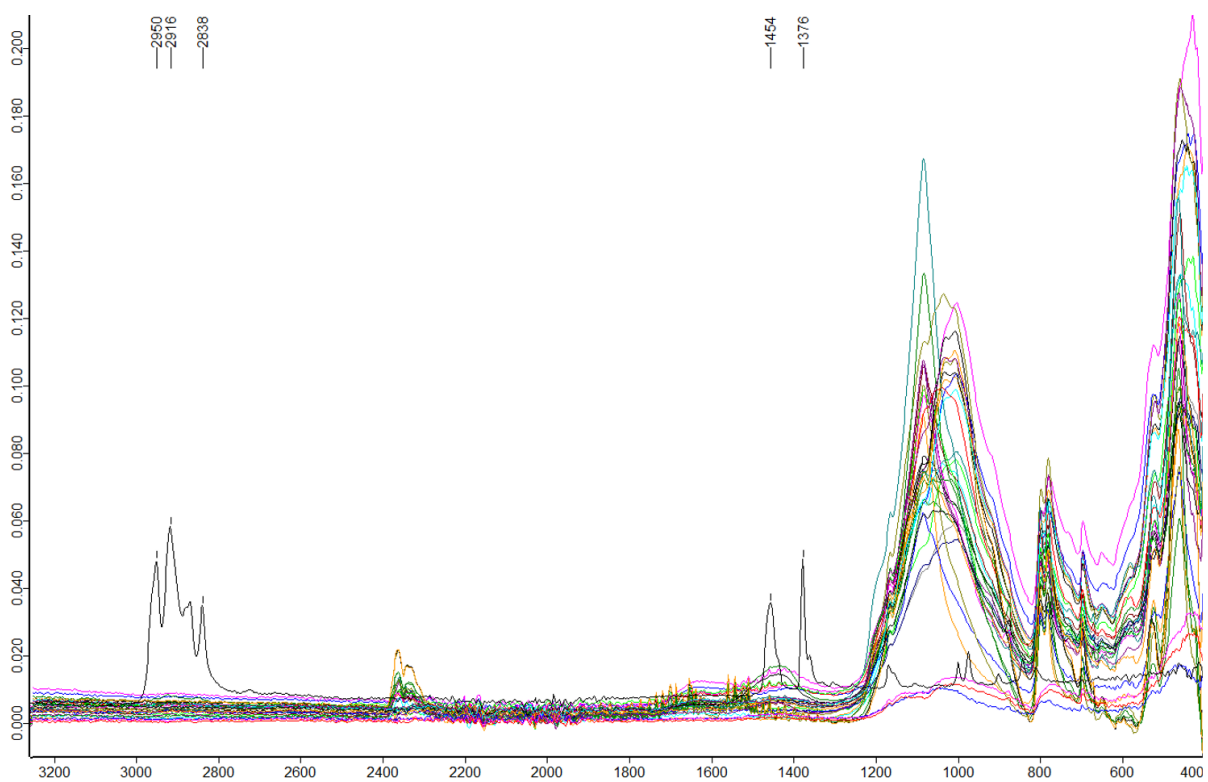
Obrázek 16: Charakteristické absorpční píky pro PET



Obrázek 17: Charakteristické absorpční píky pro PHB



Obrázek 18: Charakteristické absorpční píky pro PLA



Obrázek 19: Charakteristické absorpční píky pro PP

Tabulka 11: Charakteristické píky a jim odpovídající funkční skupiny pro PET, PP, PHB a PLA [106]

Polymer	PET							
Pík [cm ⁻¹]	1714	1408	1339	1240	1092	1016	872	729
Funkční skupiny	R-CO-R' Ar Ar-CO-O-R	-CHO -COO-	-C-H -CHO -COO-	R-CO-O-R' R-CO-R'	-O- R-CO-O-R' R-CO-R'	-O-	Ar -CHO	-CH2 Ar
Polymer	PP							
Pík [cm ⁻¹]	2950	2916	2838	1454	1376			
Funkční skupiny	-CH3	-CH2	-CH2	-CH2-C CH3-C	CH3-C			
Polymer	PLA							
Pík [cm ⁻¹]	1747	1452	1382	1389	1181	1081		
Funkční skupiny	-R-CO-O-R'	CH3-C	-COO- -CHO CH3-(C=O)-O- CH3-C-	-COO- -CHO CH3-(C=O)-O- CH3-C- -C-H	H-CO-O-R	-O-		
Polymer	PHB							
Pík [cm ⁻¹]	1721	1379	1278	1228	1131			
Funkční skupiny	R-CHO R-CO-R' -R-CO-O-R'	CH3-C -CHO -COO-	-R-CO-R'	-R-CO-O-R'	-O-			

Pro každý typ mikroplastu byly vybrány okolí charakteristických píků, ve kterých samotný plast silně absorbuje záření a zároveň které se nekryjí s charakteristickými píky půdy. Tyto absorpční pásy byly použity pro kalibraci.

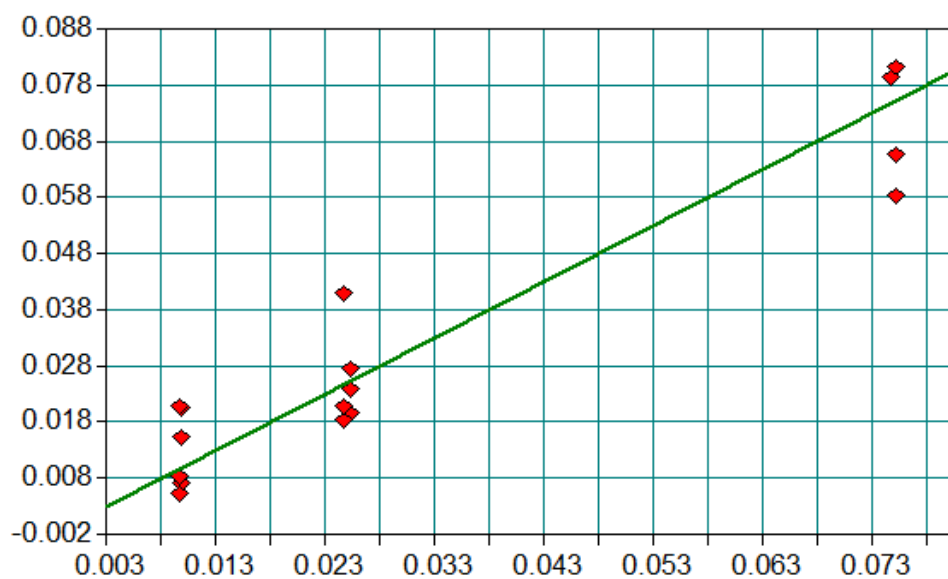
4.2.1. PET

Korelace mezi reálnými a teoretickými daty

Korelační analýza byla provedena za účelem ověření shody mezi spektroskopicky naměřenými hodnotami a teoretickými modely. Analýza se zaměřila na charakteristické absorpční oblasti odpovídající klíčovým funkčním skupinám vybraných polymerů. Výsledky zahrnují korelační grafy spolu s příslušnými statistickými parametry, jako jsou regresní rovnice a korelační koeficienty (R).

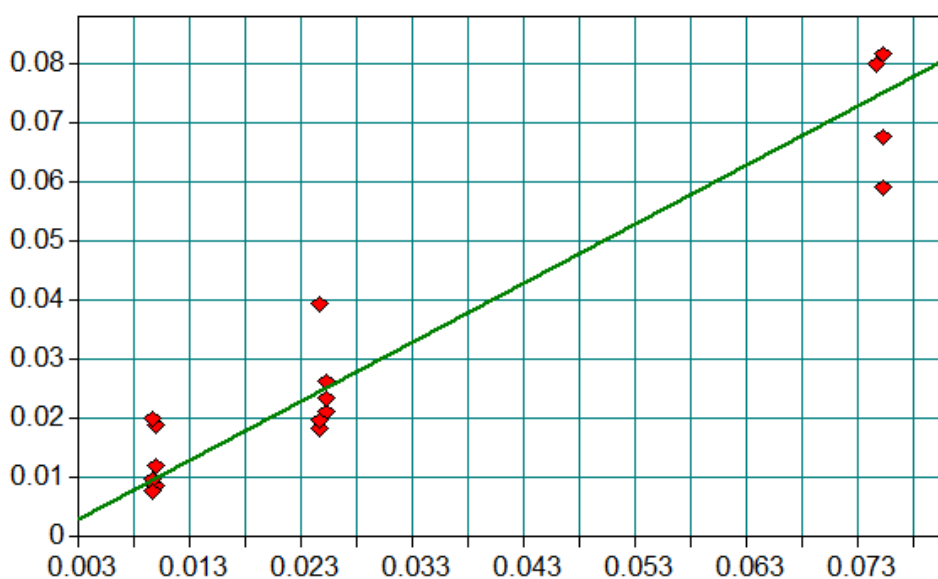
Následující obrázky představují korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PET ve směsi s půdou č.3 (obrázek 19-20), korelace pro všechny ostatní typy půdy jsou uvedeny v příloze (Příloha 11-17).

Pík 1714 cm^{-1}



Obrázek 20: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PET ve směsi s půdou č.3 v oblasti 1742–1690 cm^{-1}

Pík 1240 cm^{-1}



Obrázek 21: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PET ve směsi s půdou č.3 v oblasti 1279–1215 cm^{-1}

Pro některé typy půd byly udělány korelace také na pících 1408 cm^{-1} a 1339 cm^{-1} . Regresní rovnice a korelační koeficienty pro všechny typy půd jsou uvedeny v tabulce 12.

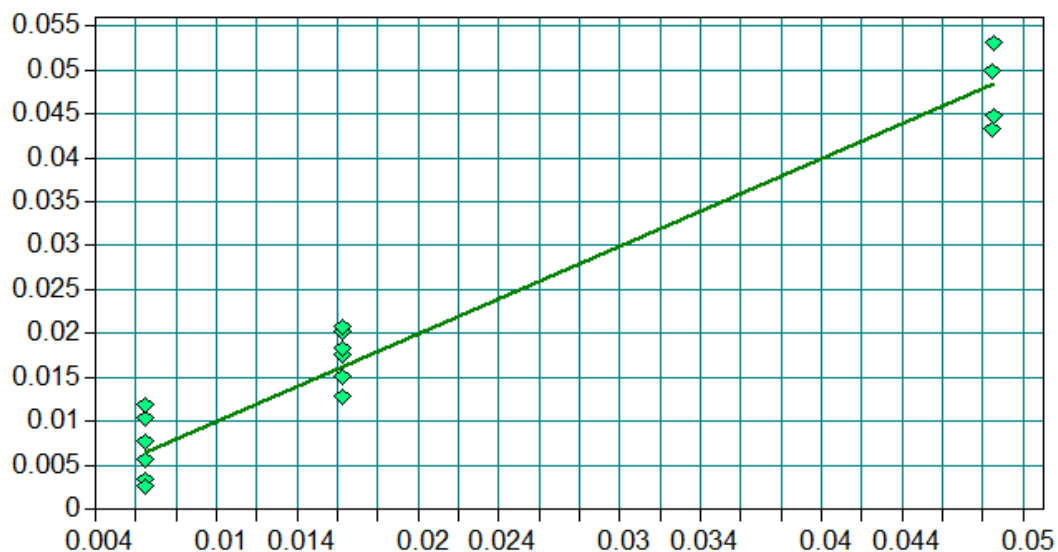
Tabulka 12: Regresní rovnice a korelační koeficienty pro vybrané oblasti spektra směsi PET a různých typů půd

Číslo lokality	Oblast pro kalibrace [cm ⁻¹]	Regresní rovnice	Korelační koeficient
1	1745-1685	$Y=0,0020055 +0,027301*X$	0,932
	1278-1213	$Y=0,00087415 +0,016821*X$	0,931
2	1745,5-1686	$Y=0,0068175 +0,019211*X$	0,914
	1281-1218	$Y=0,005603 +0,012173*X$	0,917
3	1742-1690	$Y=-0,0043596 +0,031758*X$	0,948
	1279-1215	$Y=-0,0065282 +0,018572*X$	0,958
4	1379-1690	$Y=-0,018227 +0,043613*X$	0,894
	1278-1210	$Y=-0,021613 +0,023432*X$	0,875
5	1738-1692	$Y=-0,013815 +0,054402*X$	0,884
	1281-1215,5	$Y=-0,01319 +0,029102*X$	0,890
6	1742-1691	$Y=-0,0034428 +0,036636*X$	0,901
	1311-1205	$Y=-0,0034428 +0,036636*X$	0,901
	1353,5-1326	$Y=-0,017985 +0,20436*X$	0,886
	1423-1395	$Y=-0,017224 +0,1728*X$	0,878
7	1746-1686	$Y=-0,0017889 +0,037615*X$	0,935
	1324-1203	$Y=-0,012764 +0,018471*X$	0,927
8	1324-1203	$Y=0,009432 +0,021238*X$	0,884
	1323-1206	$Y=0,0052672 +0,0099076*X$	0,889
	1356-1323	$Y=-0,0024195 +0,10876*X$	0,869
	1423-1390	$Y=-0,0045827 +0,092479*X$	0,857

Jako hlavní kritérium pro posouzení shody mezi naměřenými a teoretickými hodnotami sloužil korelační koeficient R. Analýza prokázala, že hodnoty tohoto koeficientu se pohybují v rozmezí 0,857 až 0,958. Většina měření dosáhla hodnot nad 0,9, které jsou považovány za výjimečně dobré, zatímco i minimální zjištěná hodnota 0,857 stále představuje uspokojivý predikční model.

Validace

Metodika validace vycházela z předchozí korelační analýzy, přičemž byly využity identické charakteristické absorpční oblasti. Validační modely byly vytvořeny pomocí softwaru OPUS pomocí funkce Setup Quant 2 Method, přičemž software automaticky upravoval použité pro korelaci spektrální oblasti pro vytvoření predikčního modelu. Validační proces byl založen na principu porovnání spektroskopicky získaných dat s teoretickými výpočty obsahu uhlíku v polymerních jednotkách. Pro výpočet teoretického obsahu uhlíku byly použity molární hmotnosti uhlíku (12,01 g/mol) a příslušných polymerů. Validační model pro směs PET a půdy č.5 je uveden na obrázku 21, validační modely pro ostatní půdy se nacházejí v příloze (Příloha 18-24).



Obrázek 22: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PET a půdy č. 5

Jako klíčové parametry pro hodnocení kvality modelu sloužily koeficient determinace R^2 , střední kvadratická chyba křížové validace (RMSECV) a poměr směrodatné odchylky referenčních dat ku chybě predikce (RPD). Tyto statistické parametry pro směsi PET s každým typem půdy jsou představeny v tabulce 13.

Tabulka 13: Parametry získané z validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsný vzorky PET a půdy

Číslo lokality	R^2	RMSECV	RPD
1	77,57	0,00865	2,12
2	92,51	0,00492	3,65
3	87,11	0,00601	2,80
4	92,08	0,00517	3,56
5	95,75	0,00342	4,87
6	91,31	0,00516	3,42
7	78,76	0,00779	2,22
8	84,19	0,00696	2,52

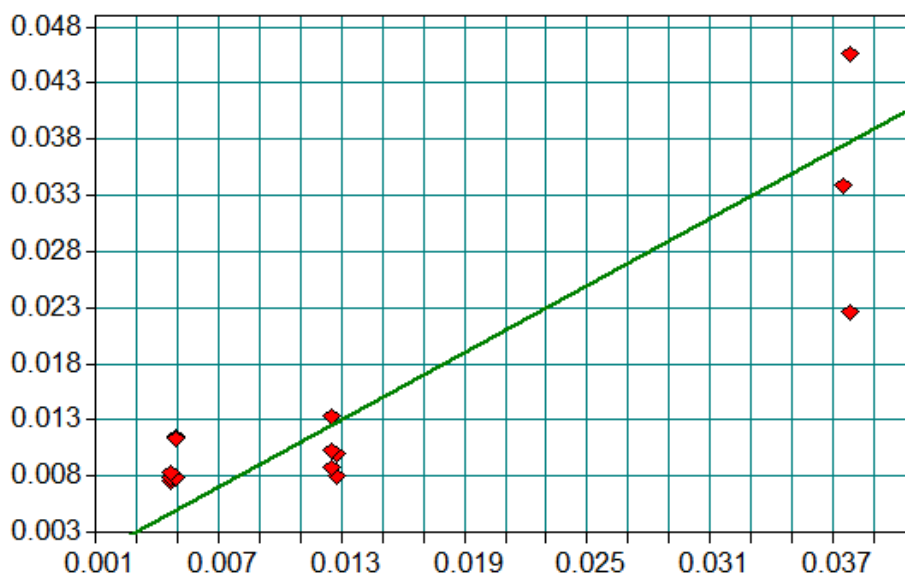
Tabulka prezentuje výsledky validace predikčního modelu pro stanovení organického uhlíku v závislosti na lokalitě. Analýza ukazuje, že model dosahuje velmi dobrých predikčních schopností, což potvrzují hodnoty koeficientu determinace R^2 v rozmezí 77,57 až 95,75 %. Nejlepších výsledků bylo dosaženo u lokality 5, kde R^2 je 95,75 % doprovázený nízkou hodnotou RMSECV 0,00342 a vysokým RPD 4,87, což indikuje výjimečnou přesnost modelu. Podobně výborné výsledky vykazují i lokality 2, 4 a 6 s R^2 nad 90 %, což potvrzuje robustnost použité metody. U lokalit 1 a 7 hodnoty R^2 jsou nižší (kolem 78 %), ale stále se pohybují v přijatelném rozmezí pro predikční modely. Hodnoty RMSECV se pohybují v rozmezí 0,00342-0,00865, přičemž nejnižší chyby byly dosaženy právě u lokalit s nejvyššími R^2 . Parametr RPD překračuje ve všech případech hodnotu 2 (2,12 - 4,87), což dále potvrzuje dobrou predikční schopnost modelu. Výsledky ukazují, že model je obecně velmi spolehlivý.

4.2.2. PLA

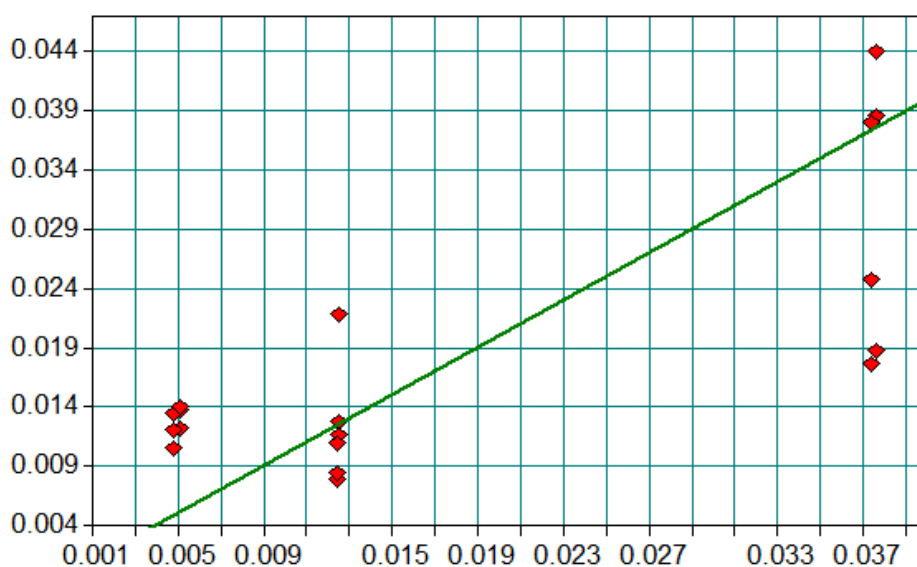
Korelace mezi reálnými a teoretickými daty

Kvůli nižší účinnosti ATR-FTIR metody pro analýzu PLA, která je způsobena především větší velikostí částic tohoto polymeru (obrázek 10) a následně obtížnější homogenizací vzorků s půdní matricí, byla analýza provedena pouze se dvěma typy půd (č. 1 a 2). Následující obrázky 23 a 24 představují korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PLA ve směsi s půdou.

Pro korelace byl vybrán charakteristický pas v okolí píku 1747 cm^{-1} .



Obrázek 23: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PLA ve směsi s půdou č.1 v oblasti $1745\text{--}1685\text{ cm}^{-1}$



Obrázek 24: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PLA ve směsi s půdou č.2 v oblasti $1767,8\text{--}1728,7\text{ cm}^{-1}$

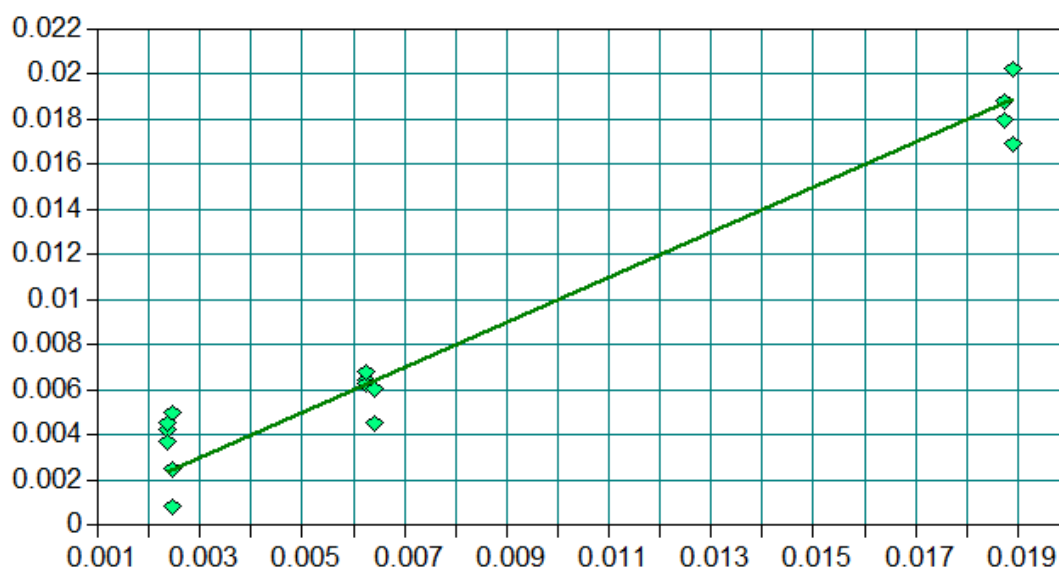
Tabulka 14: Regresní rovnice a korelační koeficienty pro vybrané oblasti spektra směsi PLA a různých typů půd

Číslo lokality	Oblast pro kalibrace [cm ⁻¹]	Regresní rovnice	Korelační koeficient
1	1745-1685	$Y = -0,0011491 + 0,019263 * X$	0,884
2	1767,8-1728,7	$Y = -0,0011093 + 0,076889 * X$	0,767

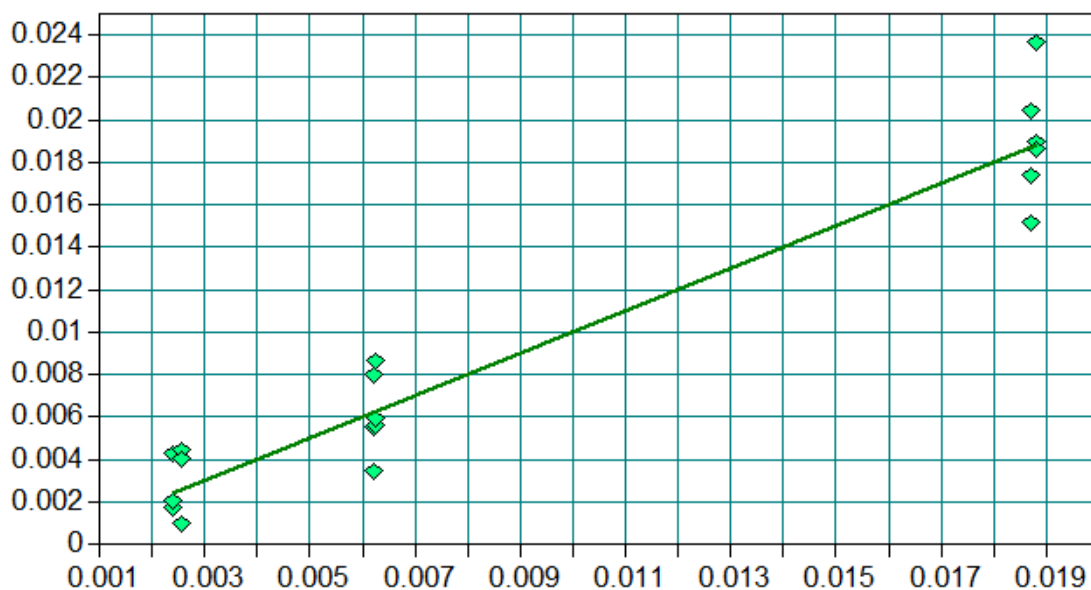
Naměřené hodnoty korelačních koeficientů 0,884 pro půdu č. 1 a 0,767 pro půdu č. 2 indikují uspokojivou, nikoliv však optimální shodu mezi predikovanými a reálnými daty. Analýza prokázala, že u směsných vzorků PLA a půdy byla pozorována lineární závislost absorbance na hmotnosti polymeru pouze v oblasti charakteristického píku 1747 cm⁻¹. Ve srovnání s výsledky pro jiné typy polymerů (PET, PP, PHB) lze říct, že ATR-FTIR spektroskopie není pro kvantitativní stanovení PLA v půdních matricích nejvhodnější metodou.

Validace

Pro validaci modelu byl použit stejný charakteristický absorpční pás jako v případě předchozí korelační analýzy.



Obrázek 25: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PLA a půdy č. 1



Obrázek 26: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PLA a půdy č. 2

Tabulka 15: Parametry získané z validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsný vzorky PLA a půdy

Číslo lokality	R ²	RMSECV	RPD
1	95,64	0,0014	4,83
2	91,90	0,00198	3,53

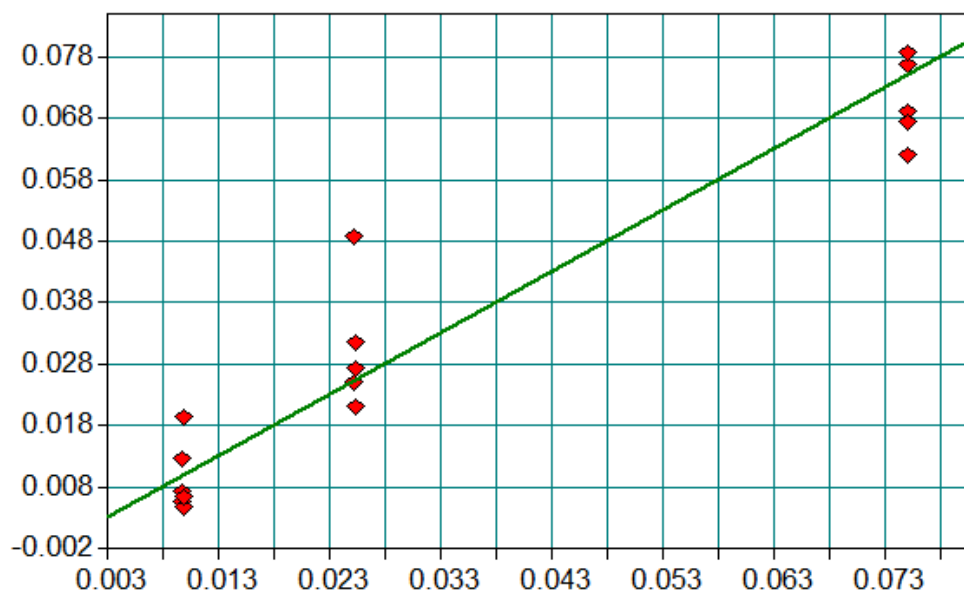
Naměřené hodnoty R² 95,64 % (lokality 1) a 91,90 % (lokality 2) ukazují výbornou predikční schopnost modelu. Velmi nízké hodnoty RMSECV (0,0014–0,00198) a vysoké RPD (3,53–4,83) dokládají přesnost a robustnost metody. Výsledky ukazují minimální rozptyl mezi predikovanými a skutečnými hodnotami u obou lokalit.

4.2.3. PP

Korelace mezi reálnými a teoretickými daty

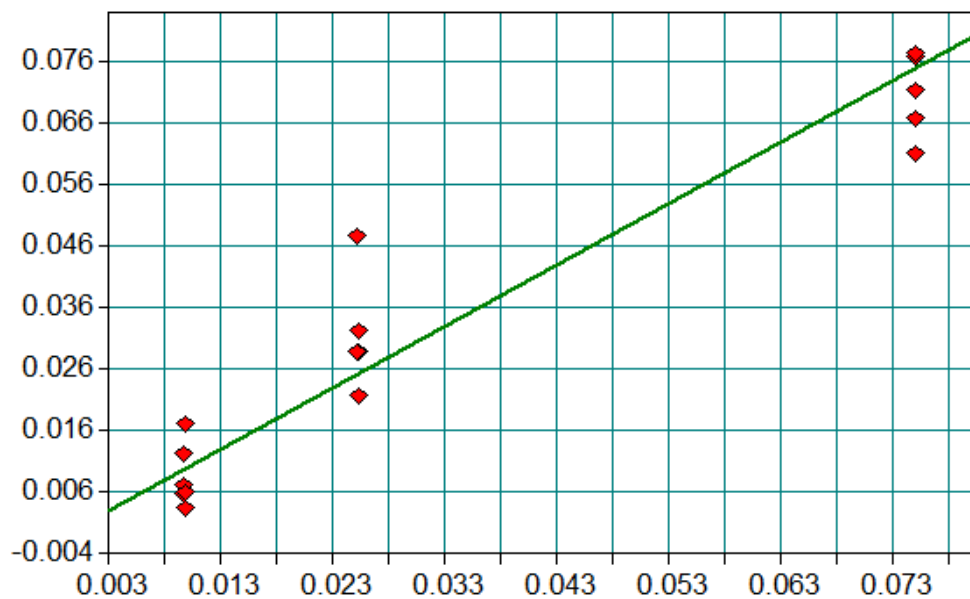
Následující obrázky představují korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PP ve směsi s půdou č.8 (obrázek 27-30), korelace pro všechny ostatní typy půdy jsou uvedeny v příloze (Příloha 25-29).

Pík 2916 cm^{-1}



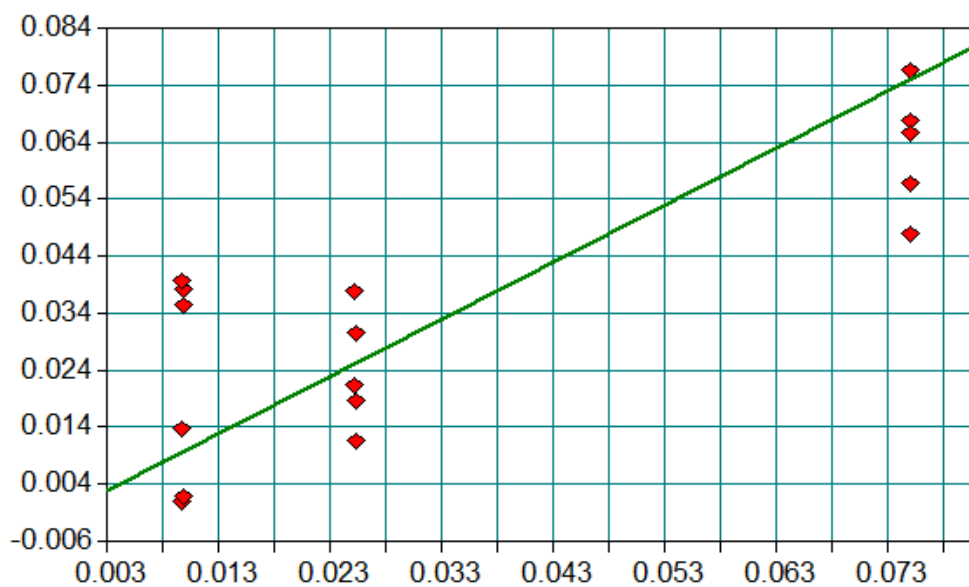
Obrázek 27: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PP ve směsí s půdou č. 8 v oblasti 2941–2896 cm^{-1}

Pík 2950 cm^{-1}



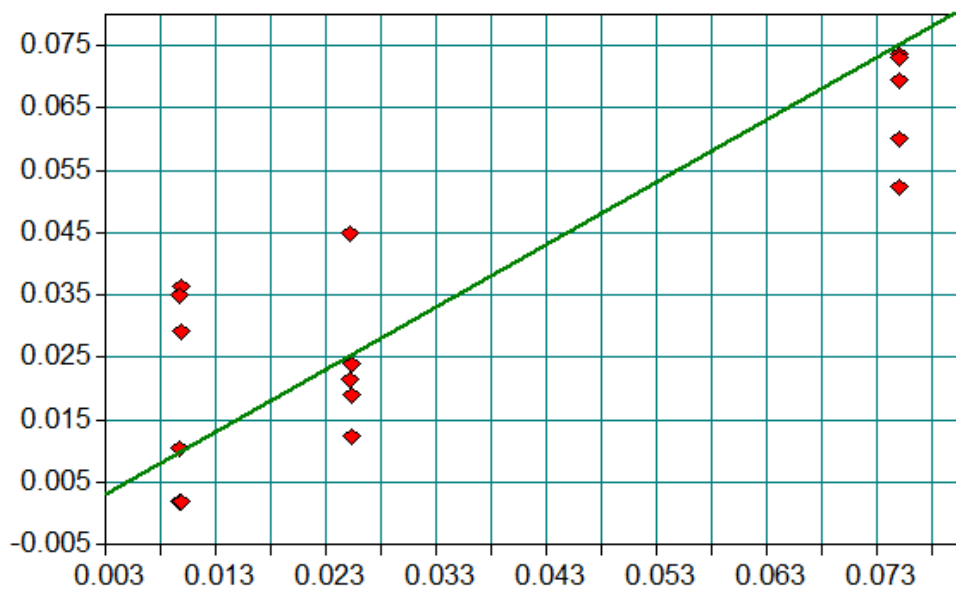
Obrázek 28: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PP ve směsí s půdou č. 8 v oblasti 2974–2940 cm^{-1}

Pík 1454 cm^{-1}



Obrázek 29: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PP ve směsi s půdou č. 8 v oblasti 1468,5–1441 cm^{-1}

Pík 1376 cm^{-1}



Obrázek 30: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PP ve směsi s půdou č. 8 v oblasti 1386–1368 cm^{-1}

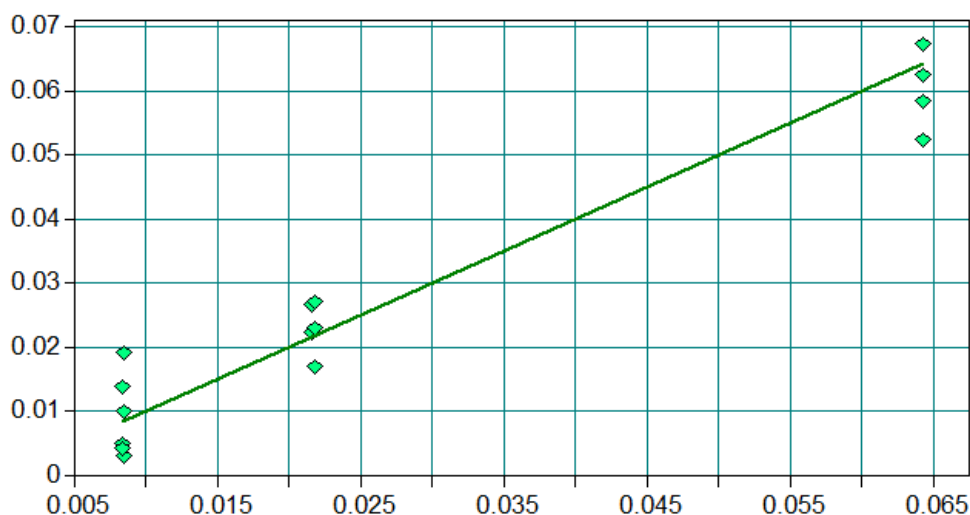
Tabulka 16: Regresní rovnice a korelační koeficienty pro vybrané oblasti spektra směsi PP a různých typů půd

Číslo lokality	Oblast pro kalibrace [cm ⁻¹]	Regresní rovnice	Korelační koeficient
1	2938-2888	$Y = -0,00936 + 0,075534 * X$	0,913
	1386-1365,5	$Y = -0,014709 + 0,19128 * X$	0,875
	1472-1440	$Y = -0,017169 + 0,13668 * X$	0,865
2	2937,4-2889,4	$Y = -0,019676 + 0,15333 * X$	0,944
	1386,9-1363,5	$Y = -0,021622 + 0,40866 * X$	0,926
	1472,8-1438,7	$Y = -0,024261 + 0,30466 * X$	0,926
3	2938-2892	$Y = -0,017873 + 0,10187 * X$	0,719
	2971-2939	$Y = -0,01939 + 0,16716 * X$	0,711
5	2937-2894	$Y = -0,015523 + 0,16833 * X$	0,899
	1387-1365	$Y = -0,032036 + 0,47405 * X$	0,930
	1469-1440	$Y = -0,034466 + 0,37732 * X$	0,930
	2972-2939	$Y = -0,028123 + 0,3038 * X$	0,918
7	2939-2890	$Y = 0,0056811 + 0,11502 * X$	0,879
	1386-1364	$Y = -0,02127 + 0,3369 * X$	0,865
	2982-2937	$Y = 0,00064234 + 0,17356 * X$	0,907
8	2941-2896	$Y = -0,031879 + 0,1979 * X$	0,956
	1468,5-1441	$Y = -0,097305 + 0,49404 * X$	0,814
	1386-1368	$Y = -0,083332 + 0,71696 * X$	0,859
	2974-2940	$Y = -0,036264 + 0,30692 * X$	0,958

Z tabulky č. 16 je vidět, že regresní modely různých oblastí spektra vykazují obecně dobrou až velmi dobrou korelaci, s korelačními koeficienty pohybujícími se v rozmezí 0,711 až 0,958, což indikuje silný lineární vztah mezi proměnnými. Nejvyšší korelační koeficienty ($R = 0,956$ a $0,958$) byly dosaženy u lokality č. 8. Vysoké korelační koeficienty byly rovněž získány u lokalit č. 2 a č. 5 ($R > 0,92$). Oproti tomu lokalita 3 vykazuje nižší korelační hodnoty ($R = 0,711 - 0,899$), což může souviset s vyšším podílem interferencí nebo heterogenitou půdního substrátu. Z výsledků je patrné, že volba vhodné spektrální oblasti má zásadní vliv na přesnost kalibračních modelů.

Validace

Pro validaci modelu byly použity stejné charakteristické absorpční pásy jako v případě předchozí korelační analýzy. Následující obrázek ukazuje validaci modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PP a půdy č. 8, validace modelu pro ostatní typy půd jsou uvedeny v příloze (Příloha 30-34).



Obrázek 31: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PP a půdy č. 8

Tabulka 17: Parametry získané z validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PP a půdy

Číslo lokality	R ²	RMSECV	RPD
1	84,96	0,00447	2,58
2	84,36	0,00919	2,53
3	88,53	0,00376	2,96
5	91,42	0,00643	3,42
7	74,83	0,01200	1,99
8	94,62	0,00552	4,31

Naměřené hodnoty ukazují variabilní, ale obecně uspokojivou predikční schopnost modelu. Koeficient determinace R² se pohybuje v rozmezí 74,83 až 94,62 %, přičemž nejvyšší spolehlivost (R² > 90 %) vykazují lokality 5 a 8. Lokality 1,2,3 dosahují dobrých hodnot R² mezi 84 a 89 %, zatímco lokalita 7 s R² 74,83 % představuje hraniční případ, který však stále splňuje základní požadavky na predikční model.

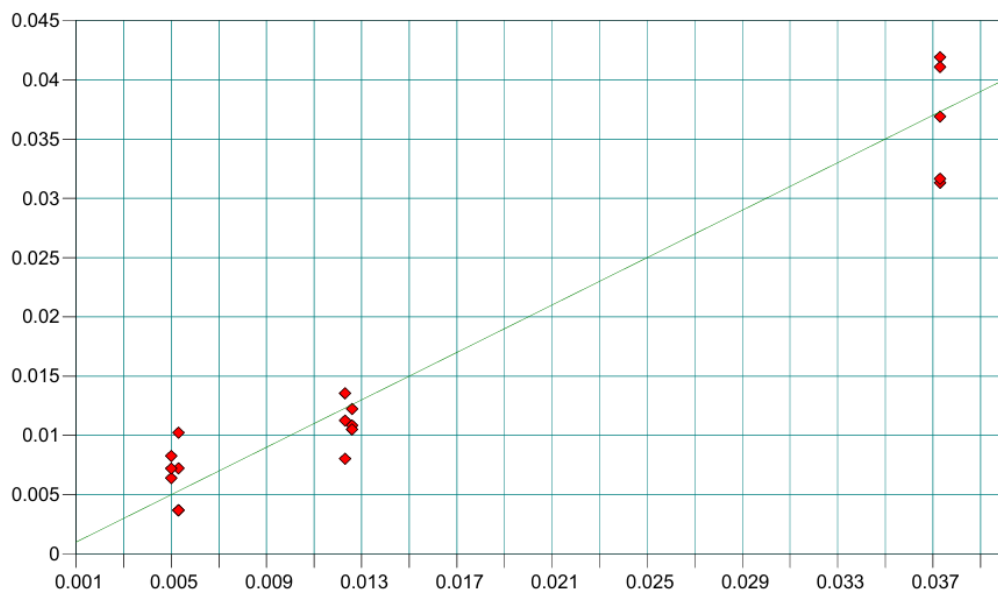
Hodnoty RMSECV (0,00376-0,01200) a RPD (1,99-4,31) korespondují s trendem pozorovaným u R². Nejlepších výsledků dosahuje lokalita 8 (RPD 4,31), naopak lokalita 7 (RPD 1,99) vyžaduje opatrnější interpretaci. Rozdíly mezi lokalitami pravděpodobně odrážejí variabilitu v charakteru vzorků nebo měřících podmínkách. Celkově lze model považovat za vhodný pro rutinní aplikace, s výjimkou případů vyžadujících extrémně vysokou přesnost.

4.2.4. PHB

Korelace mezi reálnými a teoretickými daty

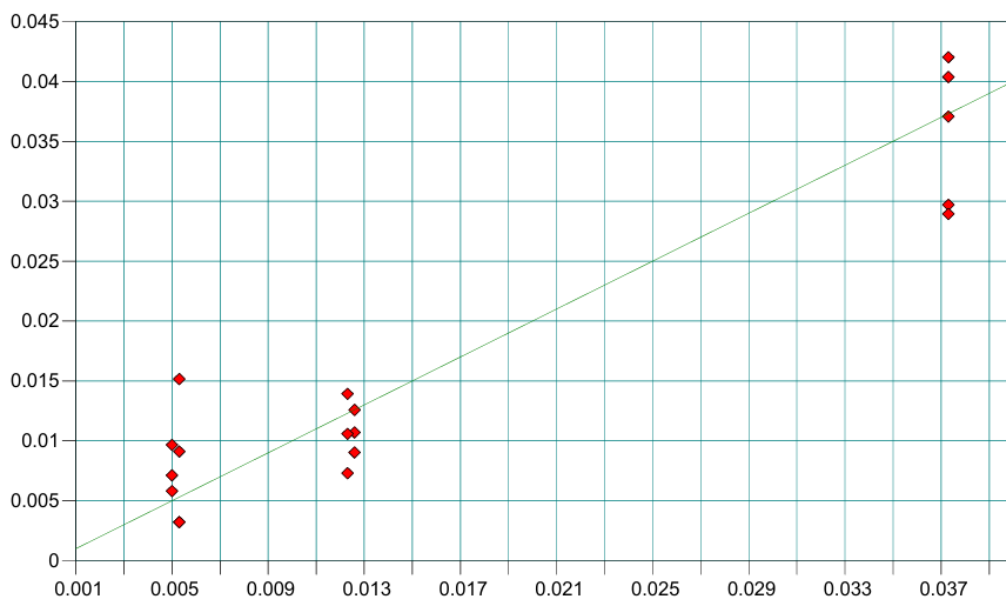
Následující obrázky představují korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PHB ve směsi s půdou č.5 (obrázek 32-34), korelace pro všechny ostatní typy půdy jsou uvedeny v příloze (Příloha 35-37).

Pík 1721 cm^{-1}



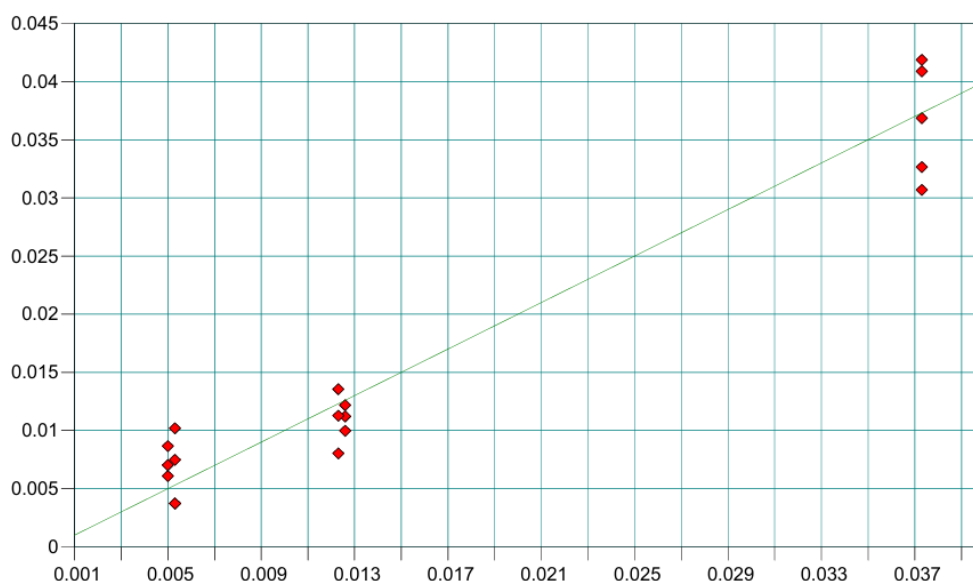
Obrázek 32: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace směsí PHB a půdy č. 5 v oblasti 1767,4–1691,5 cm^{-1}

Pík 1379 cm^{-1}



Obrázek 33: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace směsí PHB a půdy č. 5 v oblasti 1396–1364 cm^{-1}

Pík 1278 cm⁻¹



Obrázek 34: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace směsi PHB a půdy č. 5 v oblasti 1327–1255 cm⁻¹

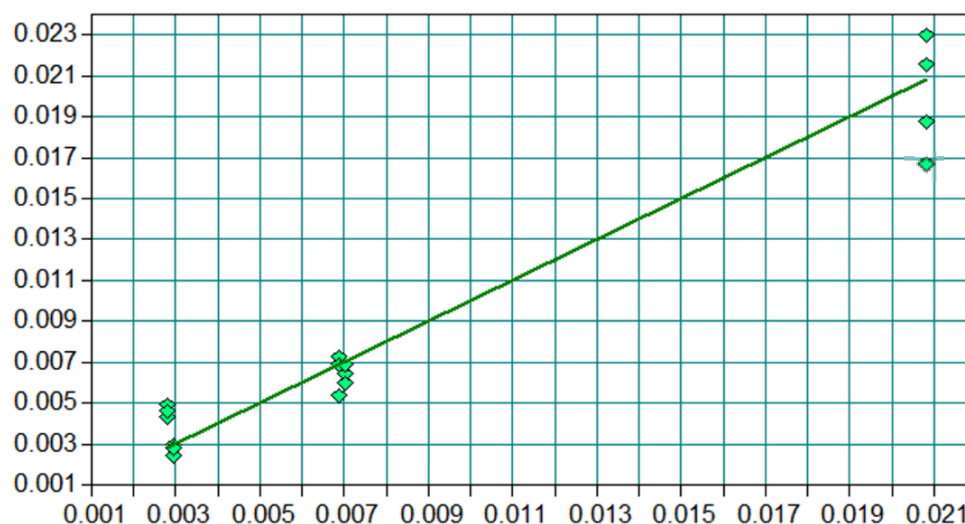
Tabulka 18: Regresní rovnice a korelační koeficienty pro vybrané oblasti spektra směsi PHB a různých typů půd

Číslo lokality	Oblast pro kalibrace [cm-1]	Regresní rovnice	Korelační koeficient
5	1767,4-1691,5	$Y=-0,001156 +0,01075*X$	0,970
	1327-1255	$Y=-0,00084443 +0,01001*X$	0,970
	1396-1364	$Y=-0,0055152 +0,05542*X$	0,941
6	1757-1708	$Y=-0,0024508 +0,016077*X$	0,930
	1757-1708	$Y=-0,011405 +0,094388*X$	0,907
	1331-1242	$Y=-0,004328 +0,012278*X$	0,927
7	1765-1708	$Y=-0,011657 +0,022872*X$	0,944
	1393-1365	$Y=-0,026209 +0,13405*X$	0,906
	1329-1267	$Y=-0,010381 +0,023196*X$	0,947
8	1765-1708	$Y=-0,0027839 +0,016998*X$	0,901
	1329-1267	$Y=-0,003262 +0,017948*X$	0,885

Z tabulky č. 18 je zřejmé, že všechny analyzované oblasti vykazují velmi silnou lineární závislost, s korelačními koeficienty (R) v rozmezí 0,885–0,970, což potvrzuje vysokou spolehlivost regresních modelů. Nejlepší korelace byla zaznamenána u lokality 5 (R = 0,970), což naznačuje výjimečnou shodu mezi naměřenými a predikovanými hodnotami. O něco nižší, ale stále velmi dobré výsledky (R > 0,885) vykazují i ostatní lokality. Celkově lze říct, že ATR-FTIR spektroskopie poskytuje v těchto oblastech spolehlivé výsledky pro kvantifikaci mikroplastů.

Validace

Pro validaci modelu byly použity stejné charakteristické absorpční pásy jako v případě předchozí korelační analýzy. Následující obrázek ukazuje validaci modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PHB a půdy č. 5, validace modelu pro ostatní typy půd jsou uvedeny v příloze (Příloha 38-40).



Obrázek 35: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PHB a půdy číslo 5

Tabulka 19: Parametry získané z validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsný vzorky PHB a půdy

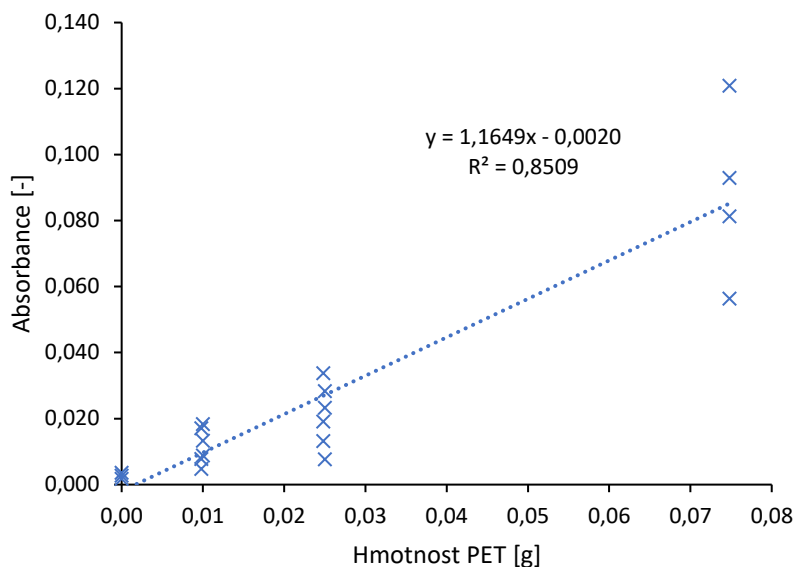
Číslo lokality	R ²	RMSECV	RPD
5	95,62	0,00156	4,79
6	76,56	0,00376	2,08
7	82,53	0,00303	2,41
8	90,36	0,00233	3,22

Analýza ukazuje výrazné rozdíly v kvalitě predikce mezi jednotlivými lokalitami. Lokalita 5 vykazuje výjimečné výsledky s koeficientem determinace R² 95,62 %, velmi nízkou chybou predikce (RMSECV = 0,00156) a vysokou predikční schopností (RPD = 4,79), což ji řadí mezi modely s vynikající přesností. Podobně parametry (R² 90,36 %, RPD 3,22) vykazuje lokalita 8. Naopak u lokalit 6 a 7 byly zjištěny nižší hodnoty determinačního koeficientu (76,56 % a 82,53 %), které sice splňují základní požadavky na predikční model, ale indikují potřebu další optimalizace. Rozdíly mezi lokalitami pravděpodobně odrážejí variabilitu ve složení vzorků nebo měřicích podmínkách.

4.2.5. Vyhodnocení obsahu plastů ve vzorcích půdy

PLA a PHB jsou biodegradabilní plasty, a proto se nevyskytují v životním prostředí v koncentracích které je schopna metoda ATR-FTIR detekovat. Tato kapitola je soustředěna na vyhodnocení obsahu konvenčních plastů (PET a PP) ve vzorcích reálné půdy.

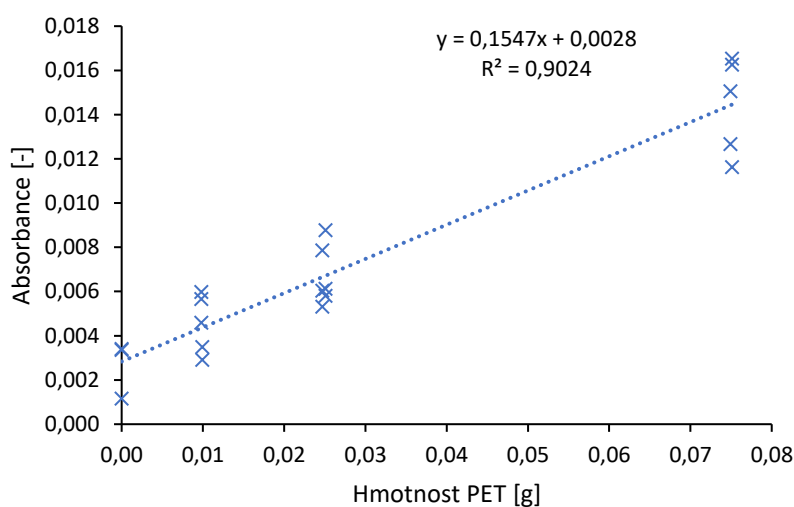
Pro sestavení kalibrace byla vybrána půda číslo 2, protože je odebraná z potenciálně čisté lokality ve vzdálenosti od průmyslu a města. Pro kalibrace obsahu PET byl vybrán pík 1714 cm^{-1} protože oblast tohoto píku se vyznačuje nejlepšími korelačními koeficienty u všech typu analyzovaných půd (obrázek 36).



Obrázek 36: Kalibrace pro PET ve směsi s půdou č.2

Pomocí kalibrační rovnice byly dopočítány hmotnosti PET ve vzorcích všech typů půd. Hmotnost PET se pohybovala od 0,0018 g do 0,0071 g, což je méně než 2 %, to znamená že všechny hodnoty se nacházejí pod limitem stanovitelnosti.

Pro sestavení kalibrační závislosti absorbance na obsahu PP byl vybrán pík 2916 cm^{-1} protože oblast tohoto píku se vyznačuje nejlepšími korelačními koeficienty u všech typů použitých půd (obrázek 37).



Pomocí kalibrační rovnice byly dopočítány hmotnosti PP ve vzorcích všech typů půd. Hmotnost PP se pohybovala od záporných hodnot do 0,0086 g, což ukazuje že všechny hodnoty se nacházejí pod limitem stanovitelnosti.

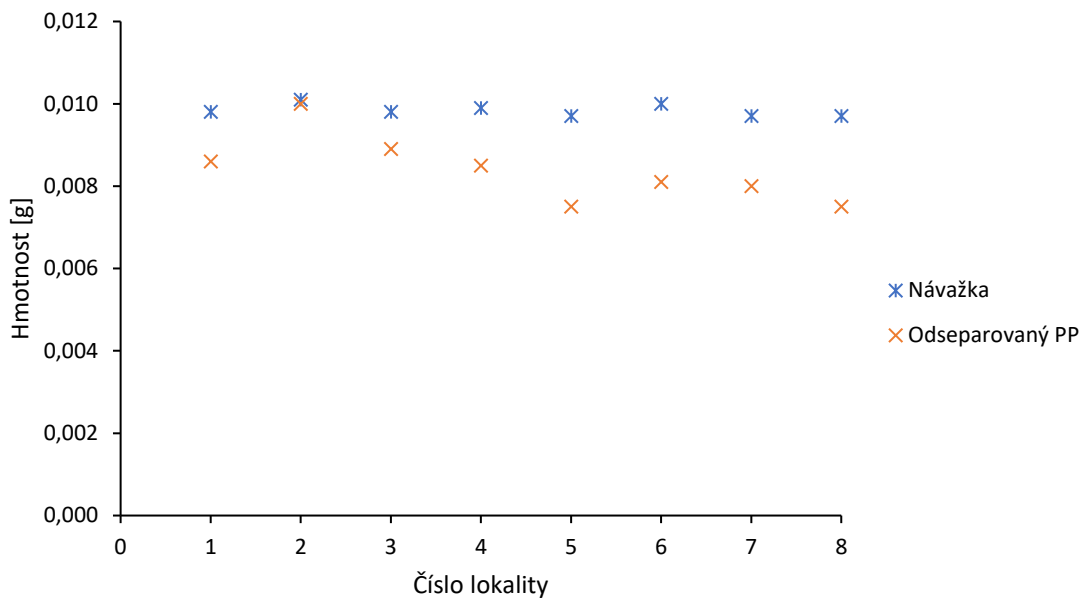
4.3. Separace mikroplastů z půdních vzorků

Pro separaci mikroplastů ze směsných vzorků půdy a plastů byla použita hustotní separace, která spočívá v oddělení mikroplastů od půdy na základě rozdílu hustot v příslušném médiu. Na základě rešerše odborných zdrojů bylo zjištěno, že hustotní separace v roztoku NaCl umožňuje izolovat polymery s nízkou hustotou z půdní matrice [8; 86; 89]. Experimentální ověření u polypropylenu prokázalo, že tento postup je méně efektivní ve srovnání se separací za využití vody nebo roztoku K_2CO_3 (obrázek 38). Vzhledem k nižším nákladům a širší dostupnosti byla jako optimální médium pro oddělení PP od půdy zvolena voda.

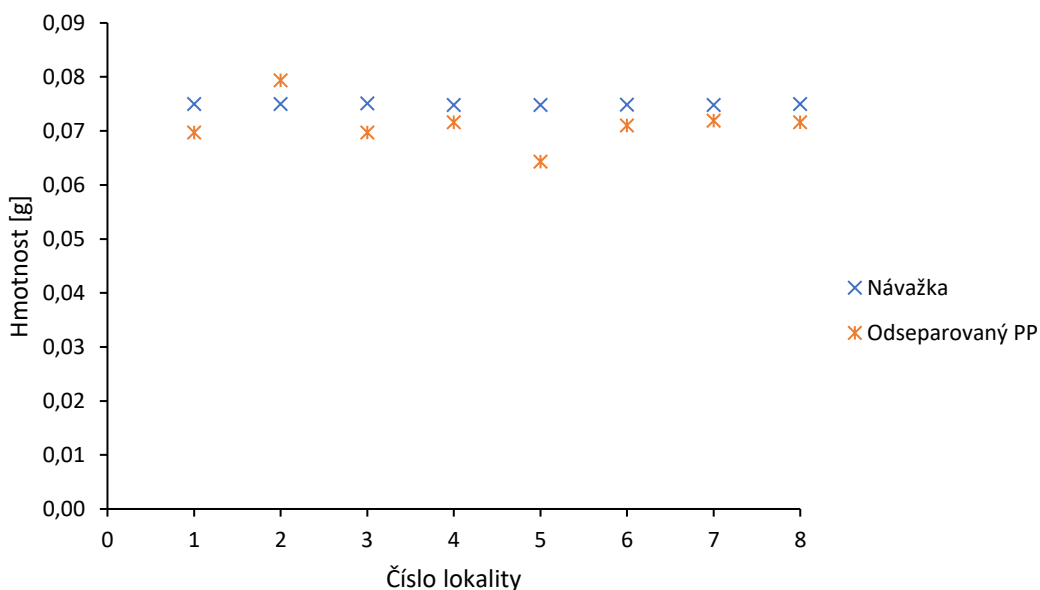


Obrázek 38: Porovnání účinnosti separace PP v různých médiích: A) voda, B) K_2CO_3 , C) NaCl

Před samotnou separací plastů ze směsných vzorků byl proveden kontrolní experiment pro každý typ analyzované půdy bez příměsi polymeru. Tento krok umožnil stanovení referenční hodnoty hmotnosti půdních částic zachycených na filtru po hustotní separaci ve vodě. Následně byla tato hodnota odečtena od výsledků získaných při separaci směsných vzorků (půda + plast), čímž byla eliminována potenciální chyba způsobená přítomností půdních částic s podobnou hustotou jako testovaný polymer. Grafické znázornění hmotnosti navážek plastu a výsledné hmotnosti odseparovaného plastů je uvedeno na obrázcích 39 a 40.

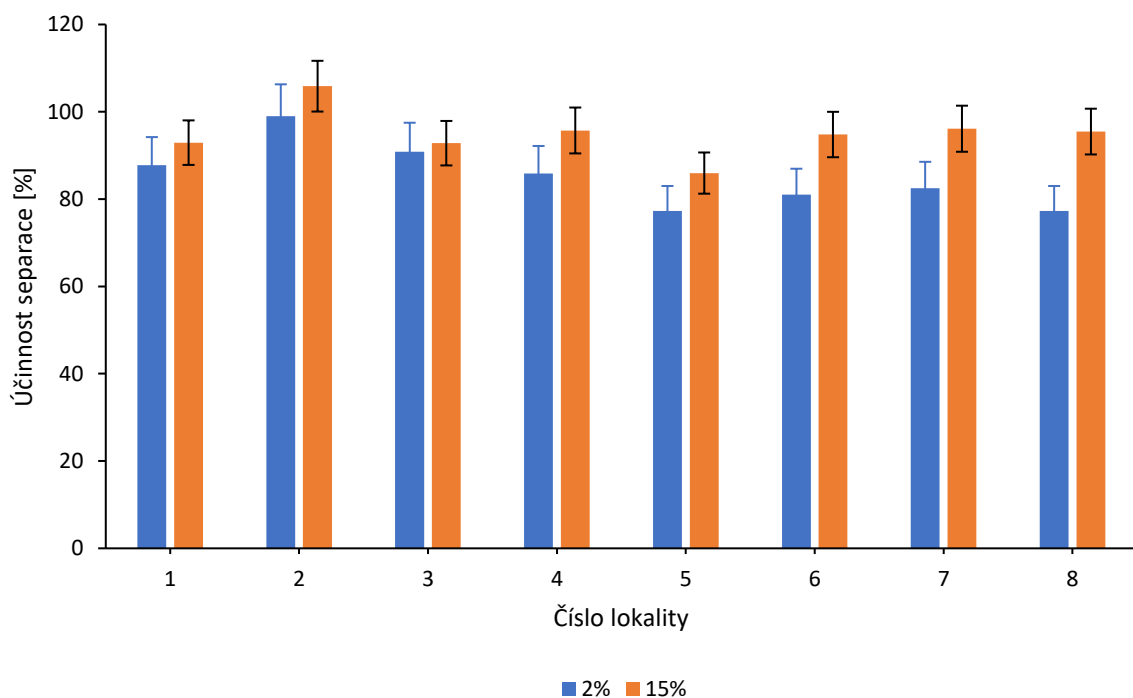


Obrázek 39: Hmotnosti naváženého a separovaného PP ze směsi obsahující 2 % plastu



Obrázek 40: Hmotnosti naváženého a separovaného PP ze směsi obsahující 15 % plastu

Následně byla stanovena účinnost separačního procesu pro každou separaci. Obrázek 41 vizualizuje vypočtené hodnoty separační účinnosti doplněné o směrodatnou odchylku. Analýza dat ukázala, že u směsi obsahující 2 % plastů střední účinnost separace, vyjádřená mediánem, dosáhla 84,17 % se směrodatnou odchylkou 7,35 % a u směsi s 15% podílem plastů dosáhla 95,13 % při nižší variabilitě výsledků (směrodatná odchylka 5,49 %). Rozdíl mezi mediánem a průměrem nepřesáhl 1,5 %, což potvrzuje symetrické rozdělení výsledků.



Obrázek 41: Účinnost separace PP ze směsných vzorků půdy a plastu

Pro směsné vzorky obsahující půdu s PET a půdu s PHB byla aplikována identická metodika separačního procesu. Klíčovým rozdílem mezi experimentálními podmínkami byl výběr separačního média – pro účinnou izolaci PET a PHB byl zvolen nasycený roztok K_2CO_3 , který svými vlastnostmi vyhovuje požadavkům na separaci těchto polymerů, protože hustota zvoleného roztoku výrazně převyšuje hustotní rozsahy obou cílových plastů. Průměrná účinnost separace pro jednotlivé typy polymerů je prezentována v tabulce 20.

Tabulka 20: Účinnost separace plastů

Polymer	Koncentrace plastu ve směsném vzorku [%]	Průměrná účinnost separace [%]
PP	2	85,19
	15	94,96
PET	2	81,17
	15	89,47
PHB	2	82,21
	15	89,19

Z výsledků vyplývá, že tato metoda je vhodná pro separace mikroplastů ze vzorků půdy. Účinnost separace je nejvyšší pro polypropylen z důvodu výrazně větší velikost částic ve srovnání s ostatními testovanými polymery a největším rozdílem v hustotě mezi polymerem a půdou. Vyšší účinnost separace u směsi s 15 % plastu může být způsobena vyšší robustností separační metody vůči koncentraci.

5. ZÁVĚR

Tato diplomová práce se zabývala problematikou separace a identifikace mikroplastů v půdním prostředí, přičemž hlavními použitými technikami byly hustotní separace a infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (ATR-FTIR). Součástí práce bylo stanovení sušiny, pH a koncentrace rtuti v osmi různých typech půdy, které byly odebrány v zahraničí.

Pro posouzení vhodnosti metody ATR-FTIR pro kvalitativní a kvantitativní analýzu různých typů mikroplastů v půdě byly připravené směsné vzorky půda-plast. Byly testovány 4 polymeru – PET, PP, PHB a PLA. Pro každý typ plastu byly směsné vzorky připraveny s každým typem půdy v poměrech 1:0,15; 1:0,05; 1:0,02. Měření probíhalo pomocí ATR-FTIR a spektra byly vyhodnoceny v softwaru Opus 8.1. Pro každý typ polymeru byly vybrány oblasti v okolí charakteristických píků, ve kterých plast silně absorbuje IČ záření a zároveň které se nekryjí s charakteristickými píky půdy. Tyto oblasti IČ spektra byly použity pro sestavení kalibračních závislosti a korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace plastu. Jako kritérium vhodnosti použité metody byl korelační koeficient R. Pro směsné vzorky půdy a PET korelační koeficient pohyboval v rozmezí 0,857 až 0,958, pro vzorky půdy a PP – od 0,711 do 0,958, pro vzorky půdy a PHB – od 0,885 do 0,970, pro vzorky půdy a PLA – od 0,767 do 0,884. Nižší korelační koeficienty u PP a PLA byly pravděpodobně způsobené obtížnější homogenizací směsných vzorků v důsledku většího rozměru částic mikroplastů.

Následně byly provedeny validace modelu pro každou kombinaci polymeru a půdy, které byly charakterizované koeficientem determinace (R^2), RMSECV a RPD. Pro směsné vzorky PET a půdy R^2 se pohyboval v rozmezí od 0,7757 do 0,9575, RPD od 2,22 do 4,87, pro vzorky s PP byl R^2 od 0,7483 do 0,9462, RPD od 1,99 do 4,31, pro vzorky s PHB byl R^2 od 0,7656 do 0,9562, RPD od 2,08 do 4,79, pro vzorky s PLA R^2 se pohyboval v rozmezí od 0,9190 do 0,9564, RPD byl vyšší než 3,5. Hodnoty RMSECV byly nízké a odpovídaly R^2 a RPD.

Pro vyhodnocení obsahu mikroplastů ve vzorcích reálné půdy byly použity kalibrační rovnice vygenerované pro oblasti těch píků, které se vyznačují nejlepšími korelačními koeficienty u všech typu použitých půd. Byl vyhodnocován obsah jenom konvenčních plastů (PET a PP), protože biodegradabilní plasty jako jsou PHB a PLA se nevyskytují v půdě v koncentracích které je schopna metoda ATR-FTIR detekovat. Výsledné hmotnosti PET a PP se pohybovaly pod 2 % což je pod limitem stanovitelnosti.

Pro separaci mikroplastů ze směsných vzorků půdy byla použita metoda hustotní separace. Testovány byly 3 různých polymeru – PET, PP a PHB, přičemž pro PP jako flotační médium byla vybrána voda, zatímco pro PET a PHB byl využit nasycený roztok uhličitanu draselného. S každým typem polymeru byly připraveny vzorky s každým typem půdy v poměrech 1:0,15 a 1:0,02. Účinnost separace byla stanovena gravimetricky a pohybovala mezi 81,17 % a 94,96 %, přičemž u vzorků s větší koncentrací plastu účinnost byla o 7 až 10 % lepší.

V celkovém zhodnocení získaných dat lze konstatovat, že metoda ATR-FTIR je vhodná pro posouzení kontaminace půdy různými typy mikroplastů a že metoda hustotní separace je účinná pro oddělení mikroplastů od půdní matrice.

6. SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

- [1] KHAIRUL ANUAR, Siti Zulaika, Abu Hassan NORDIN, Siti Muhamad NUR HUSNA, et al. Recent advances in recycling and upcycling of hazardous plastic waste: A review. *Journal of Environmental Management* [online]. 2025, 380 [cit. 2025-04-01]. ISSN 03014797. Dostupné z: doi:10.1016/j.jenvman.2025.124867
- [2] GEYER, Roland, Jenna R. JAMBECK a Kara Lavender LAW. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances* [online]. 2017, 2017-07-07, 3(7) [cit. 2024-12-04]. ISSN 2375-2548. Dostupné z: doi:10.1126/sciadv.1700782
- [3] Plastics – the fast Facts 2023. *Plastics Europe* [online]. 2024 [cit. 2024-11-25]. Dostupné z: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/>
- [4] CAMPISI, Luca, Concettina LA MOTTA a Dorota NAPIERSKA. Polyvinyl chloride (PVC), its additives, microplastic and human health: Unresolved and emerging issues. *Science of The Total Environment* [online]. 2025, 960 [cit. 2025-04-01]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2024.178276
- [5] RASHEED, Tahir, Suhail Hyder VATTATHURVALAPPIL, Mian Mobeen SHAUKAT, et al. Recent updates on biodegradability and recyclability of bioplastics - Towards a new era in sustainability. *Sustainable Materials and Technologies* [online]. 2024, 41 [cit. 2025-04-01]. ISSN 22149937. Dostupné z: doi:10.1016/j.susmat.2024.e01051
- [6] HUANG, Shirui, Qianhe DONG, Sichen CHE, Ronghua LI a Kuok Ho Daniel TANG. Bioplastics and biodegradable plastics: A review of recent advances, feasibility and cleaner production. *Science of The Total Environment* [online]. 2025, 969 [cit. 2025-04-01]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2025.178911
- [7] ANDRADY, Anthony L. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* [online]. 2011, 62(8), 1596-1605 [cit. 2024-12-04]. ISSN 0025326X. Dostupné z: doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030
- [8] THOMPSON, Richard C., Ylva OLSEN, Richard P. MITCHELL, Anthony DAVIS, Steven J. ROWLAND, Anthony W. G. JOHN, Daniel MCGONIGLE a Andrea E. RUSSELL. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science* [online]. 2004, 2004-05-07, 304(5672), 838-838 [cit. 2025-04-03]. ISSN 0036-8075. Dostupné z: doi:10.1126/science.1094559
- [9] ARTHUR, C a J BAKER. *Proceedings of the Second Research Workshop on Microplastic Marine Debris* [online]. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-39, November 5-6, 2010 [cit. 2024-11-25]. Dostupné z: <https://marinedebris.noaa.gov/microplastics/proceedings-second-research-workshop-microplastic-marine-debris>
- [10] COLE, Matthew, Pennie LINDEQUE, Claudia HALSBAND a Tamara S. GALLOWAY. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution*

- Bulletin* [online]. 2011, 62(12), 2588-2597 [cit. 2024-11-25]. ISSN 0025326X. Dostupné z: doi:10.1016/j.marpolbul.2011.09.025
- [11] GIGAULT, Julien, Alexandra ter HALLE, Magalie BAUDRIMONT, et al. Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution* [online]. 2018, 235, 1030-1034 [cit. 2024-11-26]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2018.01.024
- [12] LUSHER, A. L., N. A. WELDEN, P. SOBRAL a M. COLE. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical Methods* [online]. 2017, 9(9), 1346-1360 [cit. 2024-11-26]. ISSN 1759-9660. Dostupné z: doi:10.1039/C6AY02415G
- [13] WRIGHT, Stephanie L., Richard C. THOMPSON a Tamara S. GALLOWAY. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution* [online]. 2013, 178, 483-492 [cit. 2024-11-26]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2013.02.031
- [14] BHAT, Mansoor Ahmad, Kadir GEDIK a Eftade O. GAGA. Atmospheric micro (nano) plastics: future growing concerns for human health. *Air Quality, Atmosphere & Health* [online]. 2023, 16(2), 233-262 [cit. 2025-02-13]. ISSN 1873-9318. Dostupné z: doi:10.1007/s11869-022-01272-2
- [15] HE, Tongwei, Yi QU, Xinhan YANG, Lingxiao LIU, Fei XIONG, Daqin WANG, Manman LIU a Rongli SUN. Research progress on the cellular toxicity caused by microplastics and nanoplastics. *Journal of Applied Toxicology* [online]. 2023, 43(11), 1576-1593 [cit. 2025-02-13]. ISSN 0260-437X. Dostupné z: doi:10.1002/jat.4449
- [16] LI, Zhaolin, Yafeng YANG, Xiangmeng CHEN, et al. A discussion of microplastics in soil and risks for ecosystems and food chains. *Chemosphere* [online]. 2023, 313 [cit. 2025-02-13]. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2022.137637
- [17] REN, Zhefan, Xiangyang GUI, Xiaoyun XU, Ling ZHAO, Hao QIU a Xinde CAO. Microplastics in the soil-groundwater environment: Aging, migration, and co-transport of contaminants – A critical review. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2021, 419 [cit. 2025-02-13]. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2021.126455
- [18] HUANG, Wei, Biao SONG, Jie LIANG, et al. Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2021, 405 [cit. 2025-02-13]. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2020.124187
- [19] KANG, Qilin, Kun ZHANG, Stefan C. DEKKER a Jiefei MAO. Microplastics in soils: A comprehensive review. *Science of The Total Environment* [online]. 2025, 960 [cit. 2025-02-13]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2024.178298

- [20] FAO, UNEP. Global assessment of soil pollution - Summary for policymakers [online]. Rome, Italy: FAO ; UNEP, 2021 [cit. 2024-11-25]. ISBN 978-92-5-134448-4. Dostupné z: doi:10.4060/cb4827en
- [21] HORTON, Alice A., Alexander WALTON, David J. SPURGEON, Elma LAHIVE a Claus SVENDSEN. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment* [online]. 2017, 586, 127-141 [cit. 2025-02-13]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.01.190
- [22] FEYDEAU, M. Reduction of the environmental impact of the agronomic solutions of mulching and crops protection. *Acta Horticulturae* [online]. 2019, (1252), 115-120 [cit. 2025-02-13]. ISSN 0567-7572. Dostupné z: doi:10.17660/ActaHortic.2019.1252.16
- [23] SANDER, Michael. Biodegradation of Polymeric Mulch Films in Agricultural Soils: Concepts, Knowledge Gaps, and Future Research Directions. *Environmental Science & Technology* [online]. 2019, 2019-03-05, 53(5), 2304-2315 [cit. 2025-02-13]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.8b05208
- [24] MORMILE, Pasquale, Noam STAHL a Mario MALINCONICO. The World of Plasticulture. *Soil Degradable Bioplastics for a Sustainable Modern Agriculture* [online]. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2017, 2017-02-16, 1-21 [cit. 2025-02-13]. Green Chemistry and Sustainable Technology. ISBN 978-3-662-54128-9. Dostupné z: doi:10.1007/978-3-662-54130-2_1
- [25] STEINMETZ, Zacharias, Claudia WOLLMANN, Miriam SCHAEFER, et al. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Science of The Total Environment* [online]. 2016, 550, 690-705 [cit. 2025-02-13]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2016.01.153
- [26] MAHON, A. M., B. O'CONNELL, M. G. HEALY, I. O'CONNOR, R. OFFICER, R. NASH a L. MORRISON. Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Environmental Science & Technology* [online]. 2017, 2017-01-17, 51(2), 810-818 [cit. 2025-02-13]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.6b04048
- [27] KATSUMI, Naoya, Takasei KUSUBE, Seiya NAGAO a Hiroshi OKOCHI. Accumulation of microcapsules derived from coated fertilizer in paddy fields. *Chemosphere* [online]. 2021, 267 [cit. 2025-02-13]. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2020.129185
- [28] SANGKHAM, Sarawut. Global Perspective on the Impact of Plastic Waste as a Source of Microplastics and Per- and Polyfluoroalkyl Substances in the Environment. *ACS ES&T Water* [online]. 2024, 2024-01-12, 4(1), 1-4 [cit. 2025-02-13]. ISSN 2690-0637. Dostupné z: doi:10.1021/acsestwater.3c00607
- [29] DUIS, Karen a Anja COORS. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental*

Sciences Europe [online]. 2016, 28(1) [cit. 2025-02-13]. ISSN 2190-4707. Dostupné z: doi:10.1186/s12302-015-0069-y

- [30] GOEHLER, Luiza Ostini, Rodrigo Braga MORUZZI, Fabiano TOMAZINI DA CONCEIÇÃO, Antônio Aparecido Couto JÚNIOR, Lais Galileu SPERANZA, Rosa BUSQUETS a Luiza Cintra CAMPOS. Relevance of tyre wear particles to the total content of microplastics transported by runoff in a high-imperviousness and intense vehicle traffic urban area. *Environmental Pollution* [online]. 2022, 314 [cit. 2025-02-13]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2022.120200
- [31] KOLE, Pieter Jan, Ansje J. LÖHR, Frank VAN BELLEGHEM a Ad RAGAS. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health* [online]. 2017, 14(10) [cit. 2025-02-13]. ISSN 1660-4601. Dostupné z: doi:10.3390/ijerph14101265
- [32] JÄRLSKOG, Ida, David JARAMILLO-VOGEL, Juanita RAUSCH, Mats GUSTAFSSON, Ann-Margret STRÖMVALL a Yvonne ANDERSSON-SKÖLD. Concentrations of tire wear microplastics and other traffic-derived non-exhaust particles in the road environment. *Environment International* [online]. 2022, 170 [cit. 2025-02-13]. ISSN 01604120. Dostupné z: doi:10.1016/j.envint.2022.107618
- [33] JÄRLSKOG, Ida, David JARAMILLO-VOGEL, Juanita RAUSCH, Sébastien PERSEGUERS, Mats GUSTAFSSON, Ann-Margret STRÖMVALL a Yvonne ANDERSSON-SKÖLD. Differentiating and Quantifying Carbonaceous (Tire, Bitumen, and Road Marking Wear) and Non-carbonaceous (Metals, Minerals, and Glass Beads) Non-exhaust Particles in Road Dust Samples from a Traffic Environment. *Water, Air, & Soil Pollution* [online]. 2022, 233(9) [cit. 2025-02-13]. ISSN 0049-6979. Dostupné z: doi:10.1007/s11270-022-05847-8
- [34] BAENSCH-BALTRUSCHAT, Beate, Birgit KOCHER, Christian KOCHLEUS, Friederike STOCK a Georg REIFFERSCHIED. 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* [online]. 2021, 752 [cit. 2025-02-13]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141939
- [35] PRASITTISOPIN, Lapyote, Wahid FERDOUS a Viroon KAMCHOOM. Microplastics in construction and built environment. *Developments in the Built Environment* [online]. 2023, 15 [cit. 2025-02-23]. ISSN 26661659. Dostupné z: doi:10.1016/j.dibe.2023.100188
- [36] KLEIN, Malin a Elke K. FISCHER. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Science of The Total Environment* [online]. 2019, 685, 96-103 [cit. 2025-02-23]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2019.05.405
- [37] CHAI, Bingwen, Qiang WEI, Yingzhe SHE, Guining LU, Zhi DANG a Hua YIN. Soil microplastic pollution in an e-waste dismantling zone of China. *Waste Management*

- [online]. 2020, 118, 291-301 [cit. 2025-02-24]. ISSN 0956053X. Dostupné z: doi:10.1016/j.wasman.2020.08.048
- [38] PERFETTI-BOLAÑO, Alessandra, Alberto ARANEDA, Katherine MUÑOZ a Ricardo O. BARRA. Occurrence and Distribution of Microplastics in Soils and Intertidal Sediments at Fildes Bay, Maritime Antarctica. *Frontiers in Marine Science* [online]. 2022, 2022-2-2, 8 [cit. 2025-02-24]. ISSN 2296-7745. Dostupné z: doi:10.3389/fmars.2021.774055
- [39] LIU, Xuke, Peng CHENG, Jie ZHOU, et al. Microplastic Characteristics in Equus kiang (Tibetan Wild Ass) Feces and Soil on the Southern Tibetan Plateau, China. *Environmental Science & Technology* [online]. 2023, 2023-07-04, 57(26), 9732-9743 [cit. 2025-02-24]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.3c00582
- [40] MIN, Kyungjun, Joseph D. CUIFFI a Robert T. MATHERS. Ranking environmental degradation trends of plastic marine debris based on physical properties and molecular structure. *Nature Communications* [online]. 2020, 11(1) [cit. 2025-02-24]. ISSN 2041-1723. Dostupné z: doi:10.1038/s41467-020-14538-z
- [41] ALLEN, Steve, Deonie ALLEN, Vernon R. PHOENIX, Gaël LE ROUX, Pilar DURÁNTEZ JIMÉNEZ, Anaëlle SIMONNEAU, Stéphane BINET a Didier GALOP. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience* [online]. 2019, 12(5), 339-344 [cit. 2025-03-22]. ISSN 1752-0894. Dostupné z: doi:10.1038/s41561-019-0335-5
- [42] BULLARD, Joanna E., Annie OCKELFORD, Patrick O'BRIEN a Cheryl MCKENNA NEUMAN. Preferential transport of microplastics by wind. *Atmospheric Environment* [online]. 2021, 245 [cit. 2025-03-22]. ISSN 13522310. Dostupné z: doi:10.1016/j.atmosenv.2020.118038
- [43] DONG, Shunan, Mengzhu ZHOU, Xiaoting SU, Jihong XIA, Lei WANG, Huiyi WU, Emmanuel B. SUAKOLLIE a Dengjun WANG. Transport and retention patterns of fragmental microplastics in saturated and unsaturated porous media: A real-time pore-scale visualization. *Water Research* [online]. 2022, 214 [cit. 2025-03-22]. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2022.118195
- [44] ZHAO, Zeyu, Keyue ZHAO, Taishuo ZHANG, et al. Irrigation-facilitated low-density polyethylene microplastic vertical transport along soil profile: An empirical model developed by column experiment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* [online]. 2022, 247 [cit. 2025-03-22]. ISSN 01476513. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecoenv.2022.114232
- [45] BLÄSING, Melanie a Wulf AMELUNG. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of The Total Environment* [online]. 2018, 612, 422-435 [cit. 2025-03-22]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.086
- [46] O'CONNOR, David, Shizhen PAN, Zhengtao SHEN, Yinan SONG, Yuanliang JIN, Wei-Min WU a Deyi HOU. Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil

- due to small size and wet-dry cycles. *Environmental Pollution* [online]. 2019, 249, 527-534 [cit. 2025-03-22]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2019.03.092
- [47] ZHANG, Xiaoting, Yingxin CHEN, Xinyu LI, Yalin ZHANG, Wei GAO, Jie JIANG, Aoyun MO a Defu HE. Size/shape-dependent migration of microplastics in agricultural soil under simulative and natural rainfall. *Science of The Total Environment* [online]. 2022, 815 [cit. 2025-03-22]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2021.152507
- [48] NEMATOLLAHI, Mohammad Javad, Behnam KESHAVARZI, Fatemeh MOHIT, Farid MOORE a Rosa BUSQUETS. Microplastic occurrence in urban and industrial soils of Ahvaz metropolis: A city with a sustained record of air pollution. *Science of The Total Environment* [online]. 2022, 819 [cit. 2025-03-22]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2021.152051
- [49] BALESTRA, Valentina, Bartolomeo VIGNA, Sean DE COSTANZO a Rossana BELLOPEDE. Preliminary investigations of microplastic pollution in karst systems, from surface watercourses to cave waters. *Journal of Contaminant Hydrology* [online]. 2023, 252 [cit. 2025-03-22]. ISSN 01697722. Dostupné z: doi:10.1016/j.jconhyd.2022.104117
- [50] BI, Mohan, Qiang HE a Yi CHEN. What Roles Are Terrestrial Plants Playing in Global Microplastic Cycling? *Environmental Science & Technology* [online]. 2020, 2020-05-05, 54(9), 5325-5327 [cit. 2025-03-22]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.0c01009
- [51] LI, Haixiao, Xueqiang LU, Shiyu WANG, Boyang ZHENG a Yan XU. Vertical migration of microplastics along soil profile under different crop root systems. *Environmental Pollution* [online]. 2021, 278 [cit. 2025-03-22]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2021.116833
- [52] RILLIG, Matthias C., Lisa ZIERSCH a Stefan HEMPEL. Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific Reports* [online]. 2017, 7(1) [cit. 2025-03-22]. ISSN 2045-2322. Dostupné z: doi:10.1038/s41598-017-01594-7
- [53] HUERTA LWANGA, Esperanza, Hennie GERTSEN, Harm GOOREN, et al. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environmental Pollution* [online]. 2017, 220, 523-531 [cit. 2025-03-22]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2016.09.096
- [54] MAASS, Stefanie, Daniel DAPHI, Anika LEHMANN a Matthias C. RILLIG. Transport of microplastics by two collembolan species. *Environmental Pollution* [online]. 2017, 225, 456-459 [cit. 2025-03-22]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2017.03.009
- [55] ZHU, Dong, Qing-Fang BI, Qian XIANG, Qing-Lin CHEN, Peter CHRISTIE, Xin KE, Long-Hua WU a Yong-Guan ZHU. Trophic predator-prey relationships promote transport of microplastics compared with the single *Hypoaspis aculeifer* and *Folsomia*

- candida. *Environmental Pollution* [online]. 2018, 235, 150-154 [cit. 2025-03-22]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2017.12.058
- [56] LI, Lianzhen, Yongming LUO, Ruijie LI, et al. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode. *Nature Sustainability* [online]. 2020, 3(11), 929-937 [cit. 2025-03-23]. ISSN 2398-9629. Dostupné z: doi:10.1038/s41893-020-0567-9
- [57] LIU, Hao, Xiyuan WANG, Qingdong SHI, Yuying LIU, Haifeng LEI a Yutong CHEN. Microplastics in arid soils: Impact of different cropping systems (Altay, Xinjiang). *Environmental Pollution* [online]. 2022, 303 [cit. 2025-03-23]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2022.119162
- [58] LI, Lianzhen, Jie YANG, Qian ZHOU, Willie J. G. M. PEIJNENBURG a Yongming LUO. Uptake of Microplastics and Their Effects on Plants. *Microplastics in Terrestrial Environments* [online]. Cham: Springer International Publishing, 2020, 2020-06-22, 279-298 [cit. 2025-03-23]. The Handbook of Environmental Chemistry. ISBN 978-3-030-56270-0. Dostupné z: doi:10.1007/698_2020_465
- [59] CHAE, Yooeun a Youn-Joo AN. Nanoplastic ingestion induces behavioral disorders in terrestrial snails via vascular plants: trophic transfer effects via vascular plants. *Environmental Science: Nano* [online]. 2020, 2020-03-20, 7(3), 975-983 [cit. 2025-03-23]. ISSN 2051-8153. Dostupné z: doi:10.1039/C9EN01335K
- [60] RILLIG, Matthias C., Rosolino INGRAFFIA a Anderson A. DE SOUZA MACHADO. Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems. *Frontiers in Plant Science* [online]. 2017, 2017-10-18, 8 [cit. 2025-03-24]. ISSN 1664-462X. Dostupné z: doi:10.3389/fpls.2017.01805
- [61] MENG, Fanrong, Tinglu FAN, Xiaomei YANG, Michel RIKSEN, Minggang XU a Violette GEISSEN. Effects of plastic mulching on the accumulation and distribution of macro and micro plastics in soils of two farming systems in Northwest China. *PeerJ* [online]. 2020, 8 [cit. 2025-03-24]. ISSN 2167-8359. Dostupné z: doi:10.7717/peerj.10375
- [62] DE SOUZA MACHADO, Anderson Abel, Chung Wai LAU, Jennifer TILL, Werner KLOAS, Anika LEHMANN, Roland BECKER a Matthias C. RILLIG. Impacts of Microplastics on the Soil Biophysical Environment. *Environmental Science and Technology* [online]. 2018, 2018-09-04, 52(17), 9656-9665 [cit. 2025-03-24]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.8b02212
- [63] O'CONNOR, David, Shizhen PAN, Zhengtao SHEN, Yinan SONG, Yuanliang JIN, Wei-Min WU a Deyi HOU. Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles. *Environmental Pollution* [online]. 2019, 249, 527-534 [cit. 2025-03-24]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2019.03.092
- [64] ZHANG, G.S., F.X. ZHANG a X.T. LI. Effects of polyester microfibers on soil physical properties: Perception from a field and a pot experiment. *Science of The Total*

- Environment* [online]. 2019, 670, 1-7 [cit. 2025-03-24]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2019.03.149
- [65] DONG, Shunan, Jihong XIA, Liting SHENG, Weimu WANG, Hui LIU a Bin GAO. Transport characteristics of fragmental polyethylene glycol terephthalate (PET) microplastics in porous media under various chemical conditions. *Chemosphere* [online]. 2021, 276 [cit. 2025-03-24]. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2021.130214
- [66] KHATMULLINA, Liliya a Igor ISACHENKO. Settling velocity of microplastic particles of regular shapes. *Marine Pollution Bulletin* [online]. 2017, 114(2), 871-880 [cit. 2025-03-24]. ISSN 0025326X. Dostupné z: doi:10.1016/j.marpolbul.2016.11.024
- [67] CARLIN, Julia, Casey CRAIG, Samantha LITTLE, Melinda DONNELLY, David FOX, Lei ZHAI a Linda WALTERS. Microplastic accumulation in the gastrointestinal tracts in birds of prey in central Florida, USA. *Environmental Pollution* [online]. 2020, 264 [cit. 2025-03-24]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2020.114633
- [68] ZHU, Chunyou, Daning LI, Yuxin SUN, et al. Plastic debris in marine birds from an island located in the South China Sea. *Marine Pollution Bulletin* [online]. 2019, 149 [cit. 2025-03-24]. ISSN 0025326X. Dostupné z: doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110566
- [69] WU, Panfeng, Jinsheng HUANG, Yuling ZHENG, et al. Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety* [online]. 2019, 184 [cit. 2025-03-24]. ISSN 01476513. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecoenv.2019.109612
- [70] JIANG, Yanji, Xianqiang YIN, Xianglong XI, Duo GUAN, Huimin SUN a Nong WANG. Effect of surfactants on the transport of polyethylene and polypropylene microplastics in porous media. *Water Research* [online]. 2021, 196 [cit. 2025-03-24]. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2021.117016
- [71] DONG, Huike, Lanxiang WANG, Xiaoping WANG, Li XU, Mengke CHEN, Ping GONG a Chuanfei WANG. Microplastics in a Remote Lake Basin of the Tibetan Plateau: Impacts of Atmospheric Transport and Glacial Melting. *Environmental Science and Technology* [online]. [cit. 2025-03-24]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.1c03227
- [72] ATUGODA, Thilakshani, Meththika VITHANAGE, Hasintha WIJESEKARA, Nanthi BOLAN, Ajit K. SARMAH, Michael S. BANK, Siming YOU a Yong Sik OK. Interactions between microplastics, pharmaceuticals and personal care products: Implications for vector transport. *Environment International* [online]. 2021, 149 [cit. 2025-03-25]. ISSN 01604120. Dostupné z: doi:10.1016/j.envint.2020.106367
- [73] LIU, Jin, Tong ZHANG, Lili TIAN, Xinlei LIU, Zhichong QI, Yini MA, Rong JI a Wei CHEN. Aging Significantly Affects Mobility and Contaminant-Mobilizing Ability of Nanoplastics in Saturated Loamy Sand. *Environmental Science and Technology* [online].

- 2019, 2019-05-10, 53(10), 5805-5815 [cit. 2025-03-25]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.9b00787
- [74] DONG, Zhiqiang, Ling ZHU, Wen ZHANG, et al. Role of surface functionalities of nanoplastics on their transport in seawater-saturated sea sand. *Environmental Pollution* [online]. 2019, 255 [cit. 2025-03-25]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2019.113177
- [75] YAN, Xinyu, Xinyao YANG, Zhang TANG, Jingjing FU, Fangmin CHEN, Ying ZHAO, Lili RUAN a Yuesuo YANG. Downward transport of naturally-aged light microplastics in natural loamy sand and the implication to the dissemination of antibiotic resistance genes. *Environmental Pollution* [online]. 2020, 262 [cit. 2025-03-25]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2020.114270
- [76] JIANG, Yanji, Xianqiang YIN, Xianglong XI, Duo GUAN, Huimin SUN a Nong WANG. Effect of surfactants on the transport of polyethylene and polypropylene microplastics in porous media. *Water Research* [online]. 2021, 196 [cit. 2025-03-25]. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2021.117016
- [77] LUO, Yuanyuan, Yangyang ZHANG, Yibo XU, Xuetao GUO a Lingyan ZHU. Distribution characteristics and mechanism of microplastics mediated by soil physicochemical properties. *Science of The Total Environment* [online]. 2020, 726 [cit. 2025-03-25]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2020.138389
- [78] WU, Xiaoli, Xueyan LYU, Zhengyu LI, Bin GAO, Xiankui ZENG, Jichun WU a Yuanyuan SUN. Transport of polystyrene nanoplastics in natural soils: Effect of soil properties, ionic strength and cation type. *Science of The Total Environment* [online]. 2020, 707 [cit. 2025-03-25]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2019.136065
- [79] XING, Xuguang, Miao YU, Tianjiao XIA a Li MA. Interactions between water flow and microplastics in silt loam and loamy sand. *Soil Science Society of America Journal* [online]. 2021, 85(6), 1956-1962 [cit. 2025-03-30]. ISSN 0361-5995. Dostupné z: doi:10.1002/saj2.20337
- [80] GAO, Jing, Shizhen PAN, Pengfei LI, Liuwei WANG, Renjie HOU, Wei-Min WU, Jian LUO a Deyi HOU. Vertical migration of microplastics in porous media: Multiple controlling factors under wet-dry cycling. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2021, 419 [cit. 2025-03-30]. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2021.126413
- [81] TONG, Meiping, Lei HE, Haifeng RONG, Meng LI a Hyunjung KIM. Transport behaviors of plastic particles in saturated quartz sand without and with biochar/Fe₃O₄-biochar amendment. *Water Research* [online]. 2020, 169 [cit. 2025-03-30]. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2019.115284
- [82] ZHANG, Xuanqi, Di WU, Xiangtao JIANG, Jiale XU a Jin LIU. Source, Environmental Behavior and Ecological Impact of Biodegradable Microplastics in Soil Ecosystems: A Review. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* [online]. 2024,

262(1) [cit. 2025-03-30]. ISSN 0179-5953. Dostupné z: doi:10.1007/s44169-023-00057-7

- [83] ZHOU, Yanfei, Xiaoning LIU a Jun WANG. Characterization of microplastics and the association of heavy metals with microplastics in suburban soil of central China. *Science of The Total Environment* [online]. 2019, 694 [cit. 2023-04-17]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2019.133798
- [84] WANG, Fangli, Xuexia WANG a Ningning SONG. Polyethylene microplastics increase cadmium uptake in lettuce (*Lactuca sativa* L.) by altering the soil microenvironment. *Science of The Total Environment* [online]. 2021, 784 [cit. 2025-03-30]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2021.147133
- [85] PINTO-POBLETE, Andrés, Jorge RETAMAL-SALGADO, María Dolores LÓPEZ, Nelson ZAPATA, Angela SIERRA-ALMEIDA a Mauricio SCHOEBITZ. Combined Effect of Microplastics and Cd Alters the Enzymatic Activity of Soil and the Productivity of Strawberry Plants. *Plants* [online]. 2022, 11(4) [cit. 2025-03-30]. ISSN 2223-7747. Dostupné z: doi:10.3390/plants11040536
- [86] SEO, Yoonjung, Venkata CHEVALI, Yunru LAI, Zhezhe ZHOU, Guangnan CHEN, Paulomi BUREY, Shaobin WANG a Pingan SONG. Microplastics in soils: A comparative review on extraction, identification and quantification methods. *Journal of Environmental Management* [online]. 2025, 377 [cit. 2025-04-03]. ISSN 03014797. Dostupné z: doi:10.1016/j.jenvman.2025.124556
- [87] SHARMA, Prabhakar, Prateek SHARMA a Kumar ABHISHEK. Sampling, separation, and characterization methodology for quantification of microplastic from the environment. *Journal of Hazardous Materials Advances* [online]. 2024, 14 [cit. 2025-04-03]. ISSN 27724166. Dostupné z: doi:10.1016/j.hazadv.2024.100416
- [88] ZHANG, Shaoliang, Xiaomei YANG, Hennie GERTSEN, Piet PETERS, Tamás SALÁNKI a Violette GEISSEN. A simple method for the extraction and identification of light density microplastics from soil. *Science of The Total Environment* [online]. 2018, 616-617, 1056-1065 [cit. 2025-04-03]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.213
- [89] GOHLA, Jan, Sandra BRAČUN, Gerwin GRETSCHER, Stephan KOBLMÜLLER, Maximilian WAGNER a Christian PACHER. Potassium carbonate (K₂CO₃) – A cheap, non-toxic and high-density floating solution for microplastic isolation from beach sediments. *Marine Pollution Bulletin* [online]. 2021, 170 [cit. 2025-04-03]. ISSN 0025326X. Dostupné z: doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112618
- [90] SCOPETANI, Costanza, David CHELAZZI, Juha MIKOLA, Ville LEINIÖ, Reijo HEIKKINEN, Alessandra CINCINELLI a Jukka PELLINEN. Olive oil-based method for the extraction, quantification and identification of microplastics in soil and compost samples. *Science of The Total Environment* [online]. 2020, 733 [cit. 2025-04-03]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139338

- [91] DEBRAJ, Devangshi a M. LAVANYA. Microplastics everywhere: A review on existing methods of extraction. *Science of The Total Environment* [online]. 2023, 893 [cit. 2025-04-03]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2023.164878
- [92] FELSING, Stefanie, Christian KOCHLEUS, Sebastian BUCHINGER, Nicole BRENNHOLT, Friederike STOCK a Georg REIFFERSCHIED. A new approach in separating microplastics from environmental samples based on their electrostatic behavior. *Environmental Pollution* [online]. 2018, 234, 20-28 [cit. 2025-04-03]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2017.11.013
- [93] GRBIC, Jelena, Brian NGUYEN, Edie GUO, Jae Bem YOU, David SINTON a Chelsea M. ROCHMAN. Magnetic Extraction of Microplastics from Environmental Samples. *Environmental Science & Technology Letters* [online]. 2019, 2019-02-12, 6(2), 68-72 [cit. 2025-04-04]. ISSN 2328-8930. Dostupné z: doi:10.1021/acs.estlett.8b00671
- [94] PASANEN, Finnian, Rebecca O. FULLER a Fernando MAYA. Fast and simultaneous removal of microplastics and plastic-derived endocrine disruptors using a magnetic ZIF-8 nanocomposite. *Chemical Engineering Journal* [online]. 2023, 455 [cit. 2025-04-04]. ISSN 13858947. Dostupné z: doi:10.1016/j.cej.2022.140405
- [95] PRIMPKE, S., C. LORENZ, R. RASCHER-FRIESENHAUSEN a G. GERDTS. An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis. *Analytical Methods* [online]. 2017, 9(9), 1499-1511 [cit. 2025-04-07]. ISSN 1759-9660. Dostupné z: doi:10.1039/C6AY02476A
- [96] SAHAI, Harshit, Ana M. AGUILERA DEL REAL, Alfredo ALCAYDE, M.J. Martínez BUENO, Chen WANG, María Dolores HERNANDO a Amadeo R. FERNÁNDEZ-ALBA. Key insights into microplastic pollution in agricultural soils: A comprehensive review of worldwide trends, sources, distribution, characteristics and analytical approaches. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* [online]. 2025, 185 [cit. 2025-04-07]. ISSN 01659936. Dostupné z: doi:10.1016/j.trac.2025.118176
- [97] MAURIZI, L., L. IORDACHESCU, I.V. KIRSTEIN, A.H. NIELSEN a J. VOLLERTSEN. It matters how we measure - Quantification of microplastics in drinking water by μ FTIR and μ Raman. *Heliyon* [online]. 2023, 9(9) [cit. 2025-04-07]. ISSN 24058440. Dostupné z: doi:10.1016/j.heliyon.2023.e20119
- [98] SCHEURER, Michael a Moritz BIGALKE. Microplastics in Swiss Floodplain Soils. *Environmental Science & Technology* [online]. 2018, 2018-03-20, 52(6), 3591-3598 [cit. 2025-04-07]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.7b06003
- [99] KOUTNIK, Vera S., Jamie LEONARD, Sarah ALKIDIM, Francesca J. DEPRIMA, Sujith RAVI, Eric M.V. HOEK a Sanjay K. MOHANTY. Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: Global analysis and framework for transport modeling. *Environmental Pollution* [online]. 2021, 274 [cit. 2025-04-07]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2021.116552
- [100] LIU, Huijun, Baoquan PAN, Jingkun ZHANG, Zhongping HUANG, Pingping LI a Jian SHEN. Determination of microplastics in agricultural soil by double-shot pyrolysis-gas

- chromatography combined with two-step extraction. *Journal of Separation Science* [online]. 2024, 47(1) [cit. 2025-04-07]. ISSN 1615-9306. Dostupné z: doi:10.1002/jssc.202300253
- [101] LOU, Fangfang, Jun WANG, Chen SUN, Jiaying SONG, Wanli WANG, Yuhan PAN, Qunxing HUANG a Jianhua YAN. Influence of interaction on accuracy of quantification of mixed microplastics using Py-GC/MS. *Journal of Environmental Chemical Engineering* [online]. 2022, 10(3) [cit. 2025-04-07]. ISSN 22133437. Dostupné z: doi:10.1016/j.jece.2022.108012
- [102] LIAO, Yu-liang, Qi-xuan TANG a Jin-yan YANG. Microplastic characteristics and microplastic-heavy metal synergistic contamination in agricultural soil under different cultivation modes in Chengdu, China. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2023, 459 [cit. 2025-04-07]. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2023.132270
- [103] ČSN ISO 11465. *Kvalita půdy - Stanovení hmotnostního podílu sušiny a hmotnostní vlhkosti půdy - Gravimetrická metoda*. Praha: Český normalizační institut. 1993, 8 s.
- [104] ČSN EN ISO 10390. *Půdy, upravený bioodpad a kaly - Stanovení pH*. Česká republika: Český normalizační institut. 2022, 16 s.
- [105] WU, Zeyu, Wei SHI, Teresa G. VALENCAK, Yanan ZHANG, Guangxu LIU a Daxi REN. Biodegradation of conventional plastics: Candidate organisms and potential mechanisms. *Science of The Total Environment* [online]. 2023, 885 [cit. 2025-05-01]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2023.163908
- [106] KANIA, Patrik. *Infračervená spektrometrie* [online]. Praha, 2007 [cit. 2025-04-27]. Dostupné z: https://web.vscht.cz/~uhlikovt/navody_IR_lab.pdf. VŠCHT Praha.

7. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

AMA 254 – advanced mercury analyzer 254

ATR – attenuated total reflectance; zeslabená úplná reflektance

FTIR – infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací

HDPE – polyethylen s vysokou hustotou

IČ – infračervené záření

LDPE – polyethylen s nízkou hustotou

MPs – mikroplasty

PA – polyamid

PBS – polybutylensukcinát

PC – polykarbonát

PCL – polykaprolakton

PEF – polyethylen-furan-2,5-dikarboxylát

PET – polyethylentereftalát

PGA – kyselina glutamová

PHB – polyhydroxybutyrát

PLA – kyselina polyléččná

PP – polypropylen

PS – polystyren

PU – polyuretan

PVC – polyvinylchlorid

Py-GC/MS – pyrolýza s plynovou chromatografií a hmotnostní spektrometrií

R – korelační koeficient

R^2 – koeficient determinace

RMSECV – střední kvadratická chyba křížové validace

RPD – poměr směrodatné odchylky referenčních dat ku chybě predikce

RSD – relativní směrodatná odchylka

TGA – termogravimetrická analýza

TOC – total organic carbon, celkový organický uhlík

8. PŘÍLOHY

Příloha 1: Tabulka navážek připravených směsných vzorků půdy č.2 a PET, PP a PLA

Polymer	Číslo vzorku	$m_{\text{půdy}}$ [g]	m_{polymeru} [g]
PET	B.2.1	0,5000	0,0748
	B.2.2	0,5001	0,0748
	B.2.3	0,4999	0,0248
	B.2.4	0,5001	0,0250
	B.2.5	0,5000	0,0098
	B.2.6	0,5000	0,0100
PP	p.2.1	0,5001	0,0751
	p.2.2	0,5003	0,0749
	p.2.3	0,4998	0,0251
	p.2.4	0,4994	0,0247
	p.2.5	0,4997	0,0099
	p.2.6	0,4998	0,0098
PLA	L.2.1	0,2493	0,0374
	L.2.2	0,2504	0,0376
	L.2.3	0,2504	0,0124
	L.2.4	0,2496	0,0125
	L.2.5	0,2497	0,0048
	L.2.6	0,2502	0,0051

Příloha 2: Tabulka navážek připravených směsných vzorků půdy č.3 a PET, PP a PLA

Polymer	Číslo vzorku	$m_{\text{půdy}}$ [g]	m_{polymeru} [g]
PET	B.3.1	0,5003	0,0747
	B.3.2	0,5001	0,0752
	B.3.3	0,5002	0,0247
	B.3.4	0,5001	0,0253
	B.3.5	0,4998	0,0097
	B.3.6	0,5002	0,0099
PP	p.3.1	0,2500	0,0374
	p.3.2	0,2499	0,0375
	p.3.3	0,2497	0,0124
	p.3.4	0,2498	0,0124
	p.3.5	0,2499	0,0048
	p.3.6	0,2504	0,0051
PLA	L.3.1	0,2496	0,0375
	L.3.2	0,2496	0,0376
	L.3.3	0,2505	0,0125
	L.3.4	0,2503	0,0126
	L.3.5	0,2499	0,0049
	L.3.6	0,2504	0,0051

Příloha 3: Tabulka navážek připravených směsných vzorků půdy č.4 a PET, PP a PLA

Polymer	Číslo vzorku	$m_{\text{půdy}}$ [g]	m_{polymeru} [g]
PET	B.4.1	0,4998	0,0747
	B.4.2	0,4999	0,0747
	B.4.3	0,5001	0,0249
	B.4.4	0,4999	0,0249
	B.4.5	0,4998	0,0099
	B.4.6	0,4998	0,0099
PP	p.4.1	0,4995	0,0748
	p.4.2	0,5007	0,0746
	p.4.3	0,4997	0,0251
	p.4.4	0,5001	0,0248
	p.4.5	0,5000	0,0103
	p.4.6	0,5002	0,0098
PLA	L.4.1	0,2501	0,0374
	L.4.2	0,2502	0,0377
	L.4.3	0,2503	0,0126
	L.4.4	0,2493	0,0125
	L.4.5	0,2507	0,0048
	L.4.6	0,2500	0,0047

Příloha 4: Tabulka navážek připravených směsných vzorků půdy č.5 a PET, PP a PHB

Polymer	Číslo vzorku	$m_{\text{půdy}}$ [g]	m_{polymeru} [g]
PET	B.5.1	0,4998	0,0748
	B.5.2	0,4998	0,0747
	B.5.3	0,5000	0,0250
	B.5.4	0,4997	0,0250
	B.5.5	0,4999	0,0100
	B.5.6	0,4999	0,0100
PP	p.5.1	0,4997	0,0749
	p.5.2	0,4996	0,0745
	p.5.3	0,4998	0,0250
	p.5.4	0,4995	0,0249
	p.5.5	0,4996	0,0098
	p.5.6	0,4998	0,0100
PHB	h.5.1	0,2504	0,0373
	h.5.2	0,2495	0,0373
	h.5.3	0,2497	0,0123
	h.5.4	0,2501	0,0126
	h.5.5	0,2501	0,0050
	h.5.6	0,2501	0,0053

Příloha 5: Tabulka navážek připravených směsných vzorků půdy č.6 a PET, PP a PHB

Polymer	Číslo vzorku	$m_{\text{půdy}}$ [g]	m_{polymeru} [g]
PET	B.6.1	0,4998	0,0749
	B.6.2	0,4999	0,0752
	B.6.3	0,4999	0,0251
	B.6.4	0,5001	0,0248
	B.6.5	0,5000	0,0100
	B.6.6	0,4997	0,0100
PP	p.6.1	0,5005	0,0747
	p.6.2	0,4996	0,0746
	p.6.3	0,4995	0,0247
	p.6.4	0,4999	0,0249
	p.6.5	0,5001	0,0098
	p.6.6	0,4998	0,0097
PHB	h.6.1	0,2501	0,0375
	h.6.2	0,2496	0,0372
	h.6.3	0,2505	0,0125
	h.6.4	0,2495	0,0122
	h.6.5	0,2505	0,0047
	h.6.6	0,2501	0,0048

Příloha 6: Tabulka navážek připravených směsných vzorků půdy č.7 a PET, PP a PHB

Polymer	Číslo vzorku	$m_{\text{půdy}}$ [g]	m_{polymeru} [g]
PET	B.7.1	0,5002	0,0752
	B.7.2	0,4999	0,0750
	B.7.3	0,5003	0,0249
	B.7.4	0,4998	0,0250
	B.7.5	0,4999	0,0101
	B.7.6	0,5002	0,0101
PP	p.7.1	0,4996	0,0753
	p.7.2	0,5002	0,0748
	p.7.3	0,4998	0,0245
	p.7.4	0,4998	0,0247
	p.7.5	0,5003	0,0095
	p.7.6	0,4998	0,0096
PHB	h.7.1	0,2503	0,0372
	h.7.2	0,2500	0,0378
	h.7.3	0,2500	0,0123
	h.7.4	0,2502	0,0123
	h.7.5	0,2506	0,0046
	h.7.6	0,2495	0,0047

Příloha 7: Tabulka navážek připravených směsných vzorků půdy č.8 a PET, PP a PHB

Polymer	Číslo vzorku	m _{půdy} [g]	m _{polymeru} [g]
PET	B.8.1	0,4997	0,0748
	B.8.2	0,5002	0,0752
	B.8.3	0,5001	0,0250
	B.8.4	0,5003	0,0247
	B.8.5	0,5000	0,0100
	B.8.6	0,4998	0,0100
PP	p.8.1	0,4998	0,0751
	p.8.2	0,5000	0,0751
	p.8.3	0,4995	0,0252
	p.8.4	0,4999	0,0254
	p.8.5	0,4999	0,0098
	p.8.6	0,5001	0,0097
PHB	h.8.1	0,2505	0,0376
	h.8.2	0,2506	0,0370
	h.8.3	0,2504	0,0123
	h.8.4	0,2504	0,0123
	h.8.5	0,2495	0,0049
	h.8.6	0,2499	0,0047

Příloha 8: Tabulka navážek připravených směsných vzorků pro separaci PET z půdy

Číslo lokality	Koncentrace plastu [%]	m _{půdy} [g]	m _{plastu} [g]	Název vzorku
1	15	0,5002	0,0752	PET 1.1
	2	0,4998	0,0098	PET 1.2
2	15	0,4997	0,0750	PET 2.1
	2	0,4999	0,0098	PET 2.2
3	15	0,4996	0,0752	PET 3.1
	2	0,5001	0,0097	PET 3.2
4	15	0,4998	0,0748	PET 4.1
	2	0,4997	0,0101	PET 4.2
5	15	0,5004	0,0746	PET 5.1
	2	0,5004	0,0098	PET 5.2
6	15	0,4997	0,0748	PET 6.1
	2	0,5004	0,0098	PET 6.2

Příloha 9: Tabulka navážek připravených směsných vzorků pro separaci PHB z půdy

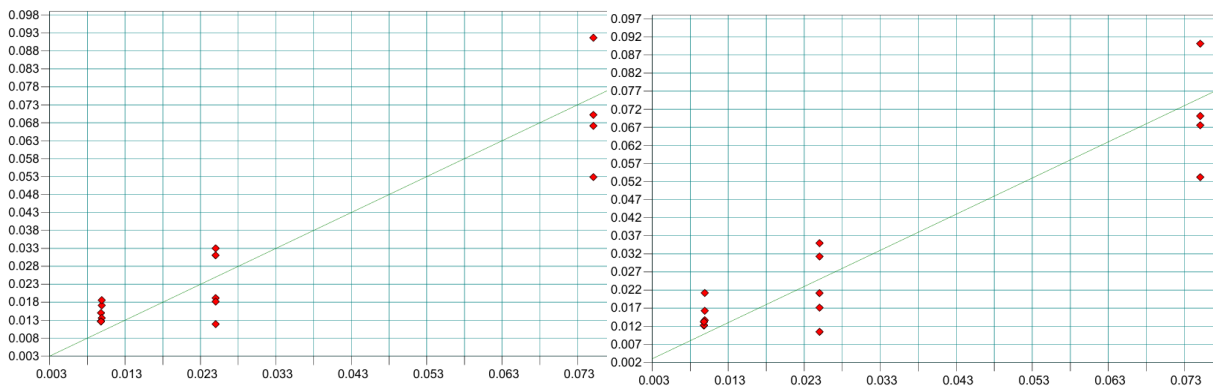
Číslo lokality	Koncentrace plastu [%]	m _{půdy} [g]	m _{plastu} [g]	Název vzorku
1	15	0,4998	0,0748	PHB 1.1
	2	0,4998	0,0102	PHB 1.2
2	15	0,4999	0,0749	PHB 2.1
	2	0,4995	0,0103	PHB 2.2
3	15	0,5000	0,0746	PHB 3.1

Číslo lokality	Koncentrace plastu [%]	$m_{\text{půdy}}$ [g]	m_{plastu} [g]	Název vzorku
	2	0,4997	0,0096	PHB 3.2
4	15	0,4997	0,0753	PHB 4.1
	2	0,5001	0,0098	PHB 4.2
5	15	0,4997	0,0748	PHB 5.1
	2	0,4997	0,0100	PHB 5.2
6	15	0,5000	0,0748	PHB 6.1
	2	0,4997	0,0099	PHB 6.2

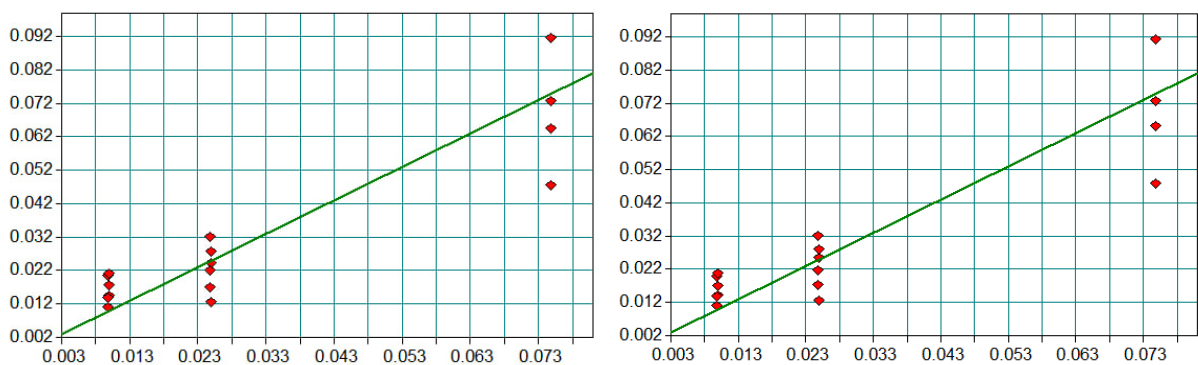
Příloha 10: Tabulka navážek připravených vzorků půdy pro separace

Číslo lokality	$m_{\text{půdy}}$ pro separace v K_2CO_3 [g]	$m_{\text{půdy}}$ pro separace ve vodě [g]
1	0,4998	0,4994
2	0,5003	0,4994
3	0,5004	0,5003
4	0,4998	0,4999
5	0,5004	0,5009
6	0,4998	0,4993
7	0	0,4988
8	0	0,4992

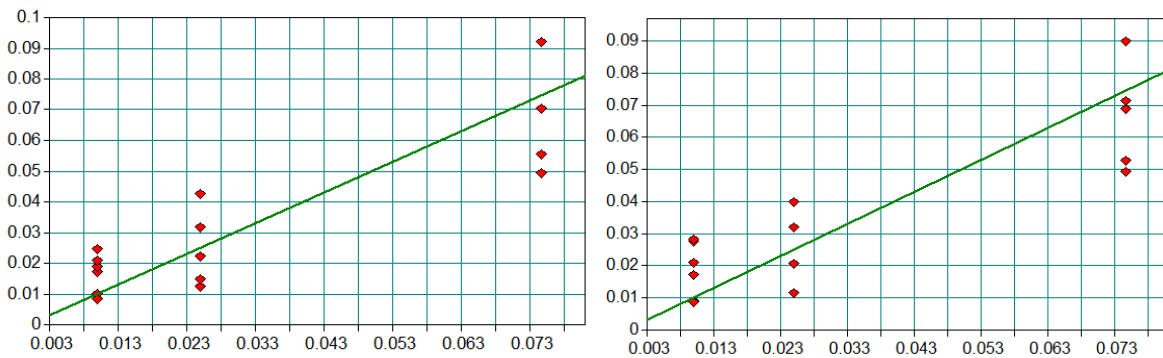
Příloha 11: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PET ve směsi s půdou č.1 v oblasti $1745\text{-}1685\text{ cm}^{-1}$ a $1278\text{-}1213\text{ cm}^{-1}$



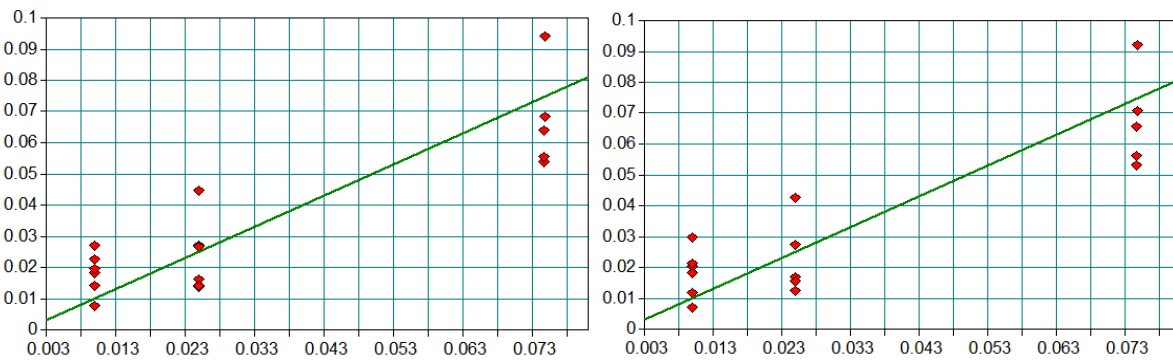
Příloha 12: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PET ve směsi s půdou č.2 v oblasti $1745,5\text{-}1686\text{ cm}^{-1}$ a $1281\text{-}1218\text{ cm}^{-1}$



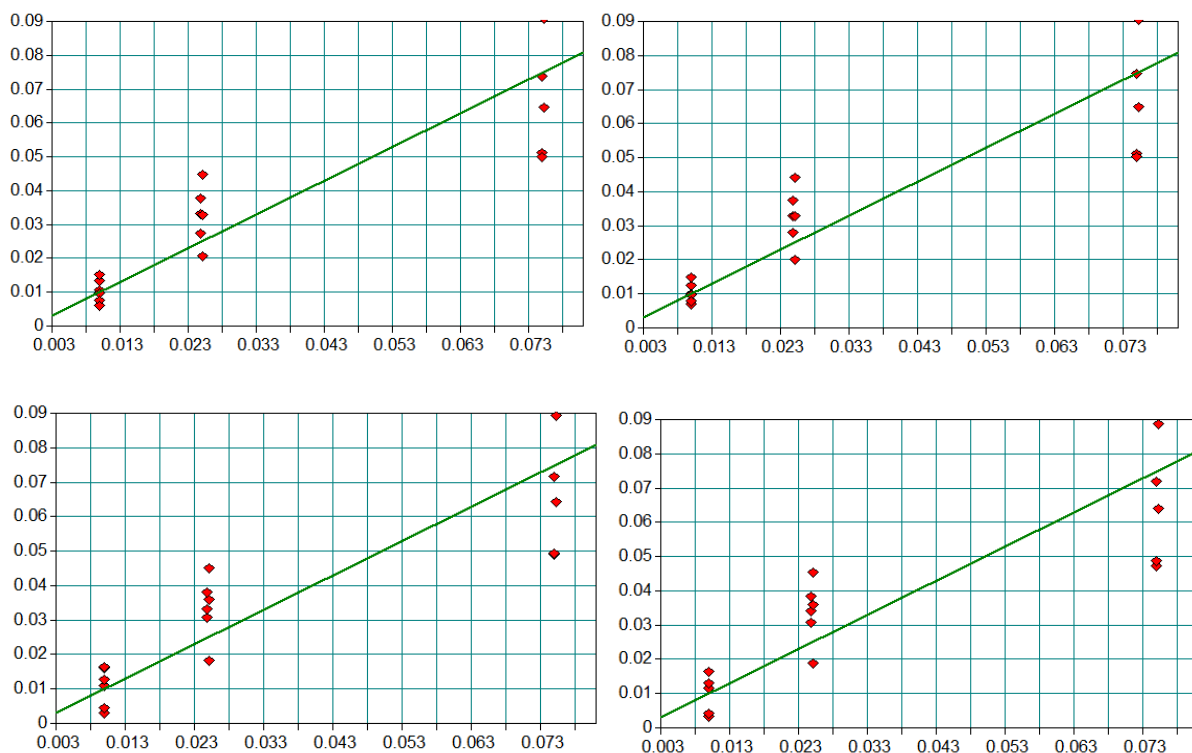
Příloha 13: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PET ve směsi s půdou č.4 v oblasti 1379-1690 cm^{-1} a 1278-1210 cm^{-1}



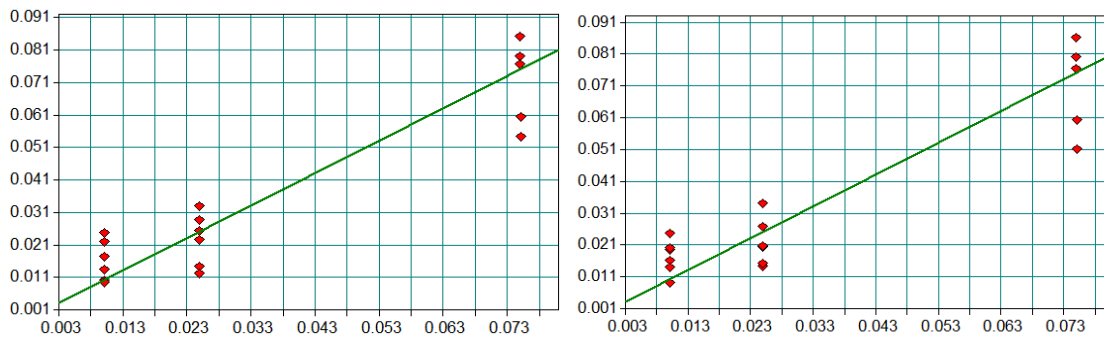
Příloha 14: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PET ve směsi s půdou č.5 v oblasti 1738-1692 cm^{-1} a 1281-1215,5 cm^{-1}



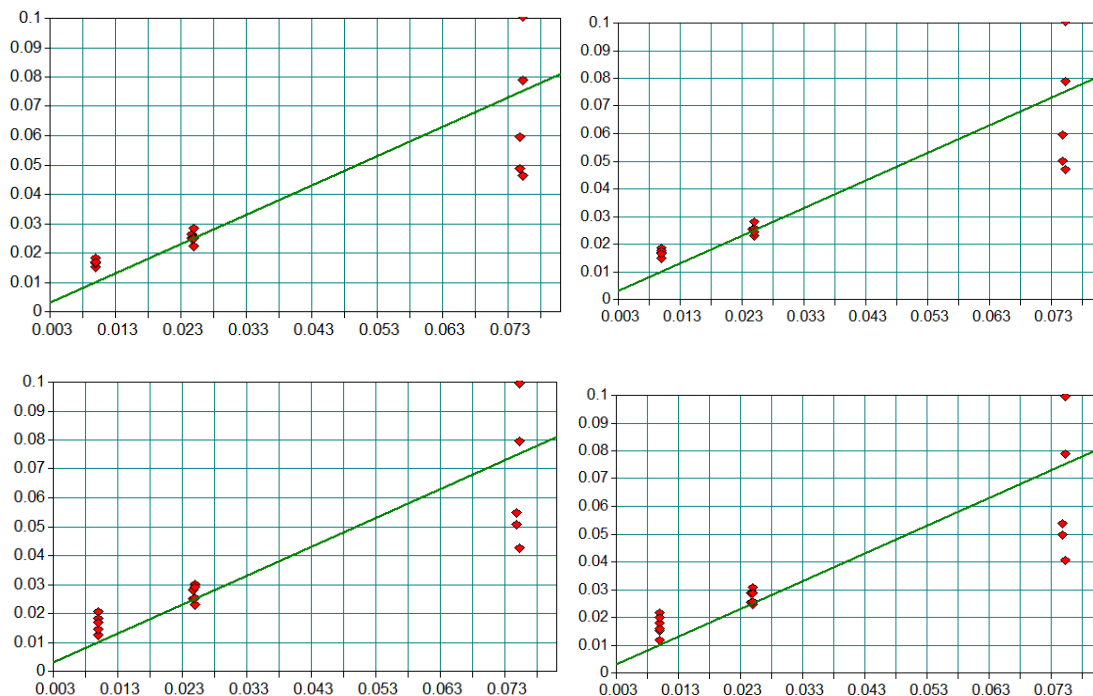
Příloha 15: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PET ve směsi s půdou č.6 v oblasti 1742-1691 cm^{-1} , 1311-1205 cm^{-1} , 1353,5-1326 cm^{-1} a 1423-1395 cm^{-1}



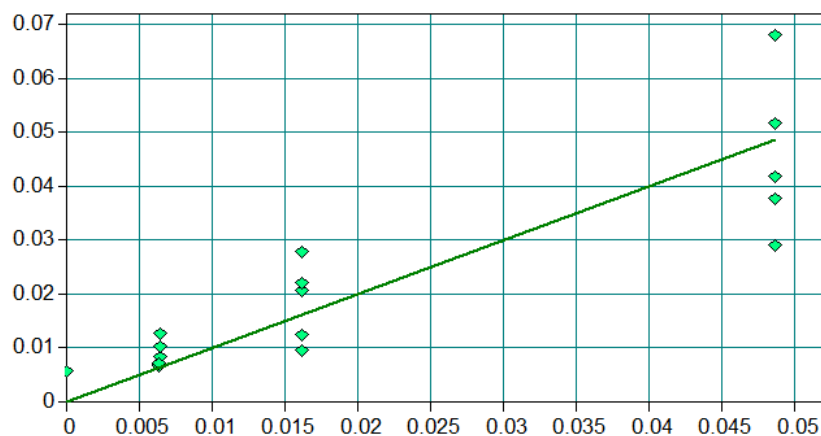
Příloha 16: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PET ve směsi s půdou č.7 v oblasti 1746-1686 cm^{-1} a 1324-1203 cm^{-1}



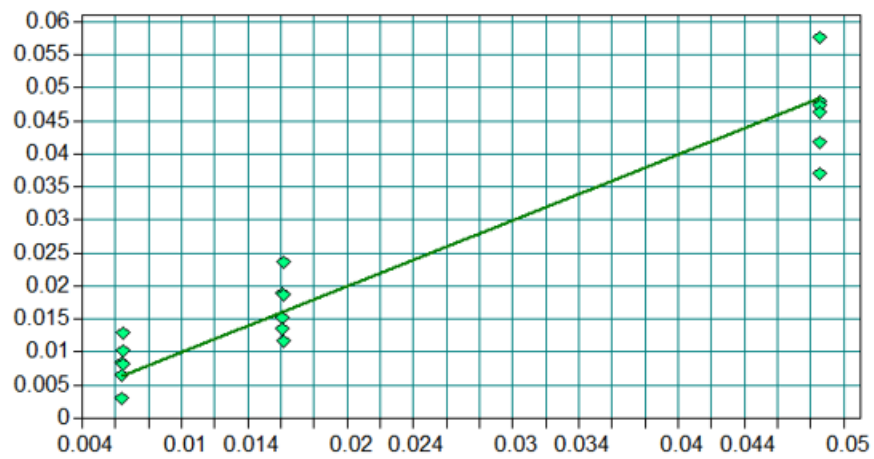
Příloha 17: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PET ve směsi s půdou č.8 v oblasti 1746-1690 cm^{-1} , 1323-1206 cm^{-1} , 1356-1323 cm^{-1} a 1423-1390 cm^{-1}



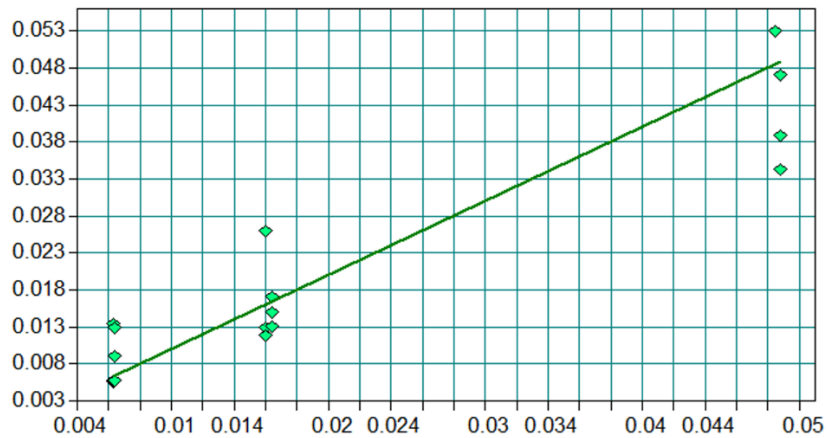
Příloha 18: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PET a půdy č. 1



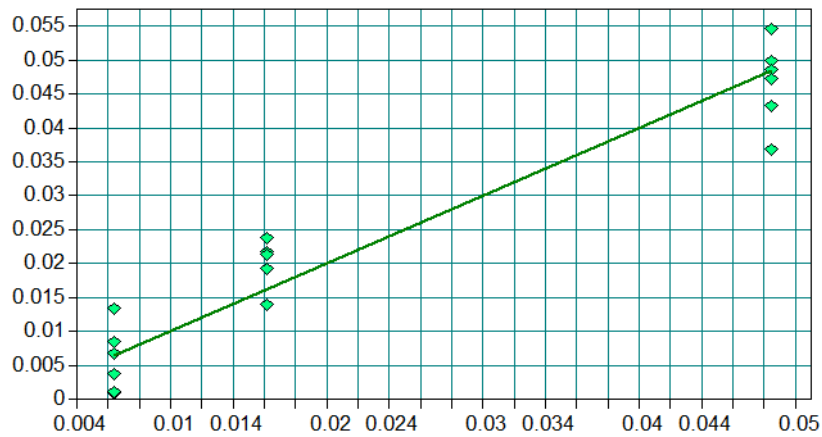
Příloha 19: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PET a půdy č. 2



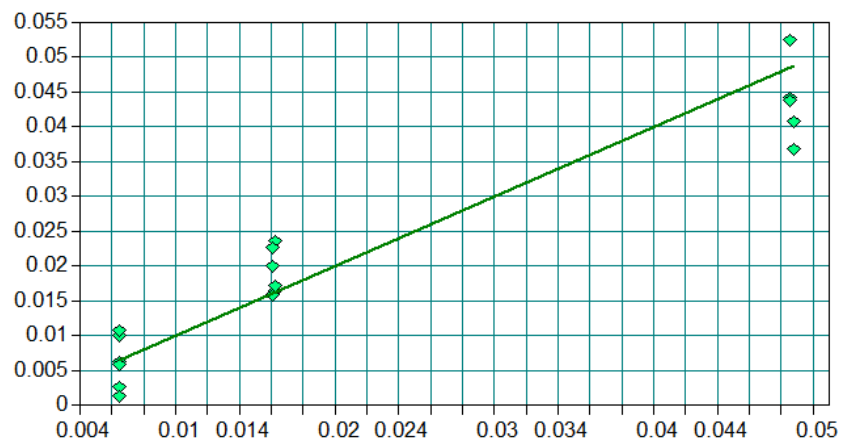
Příloha 20: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PET a půdy č. 3



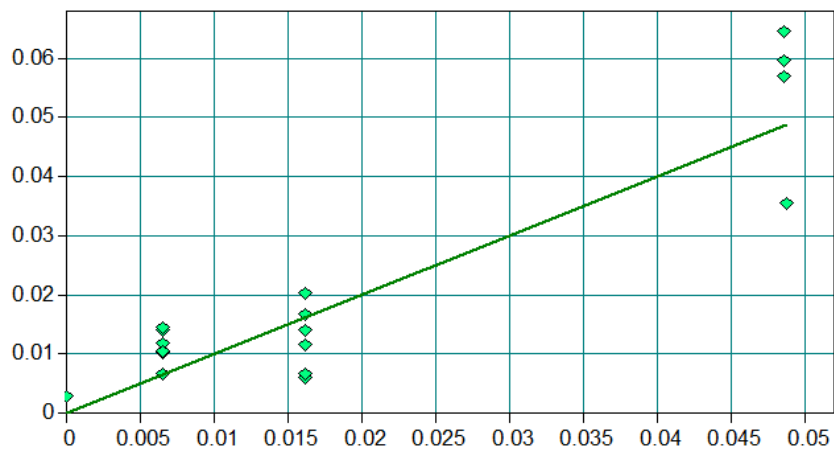
Příloha 21: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PET a půdy č. 4



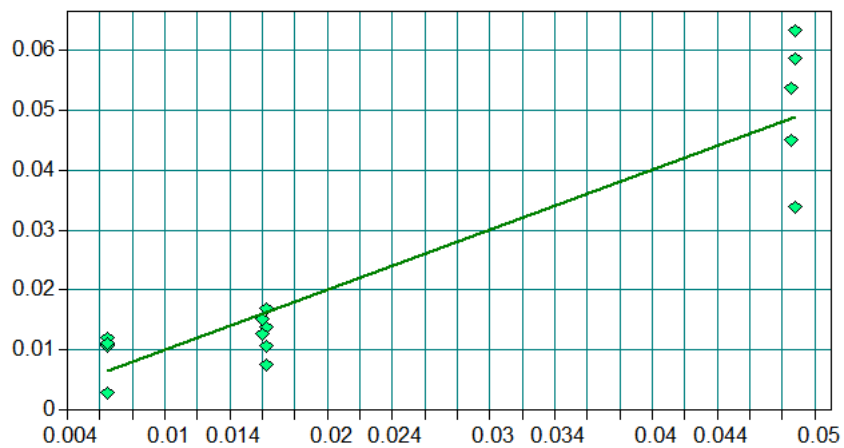
Příloha 22: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PET a půdy č. 6



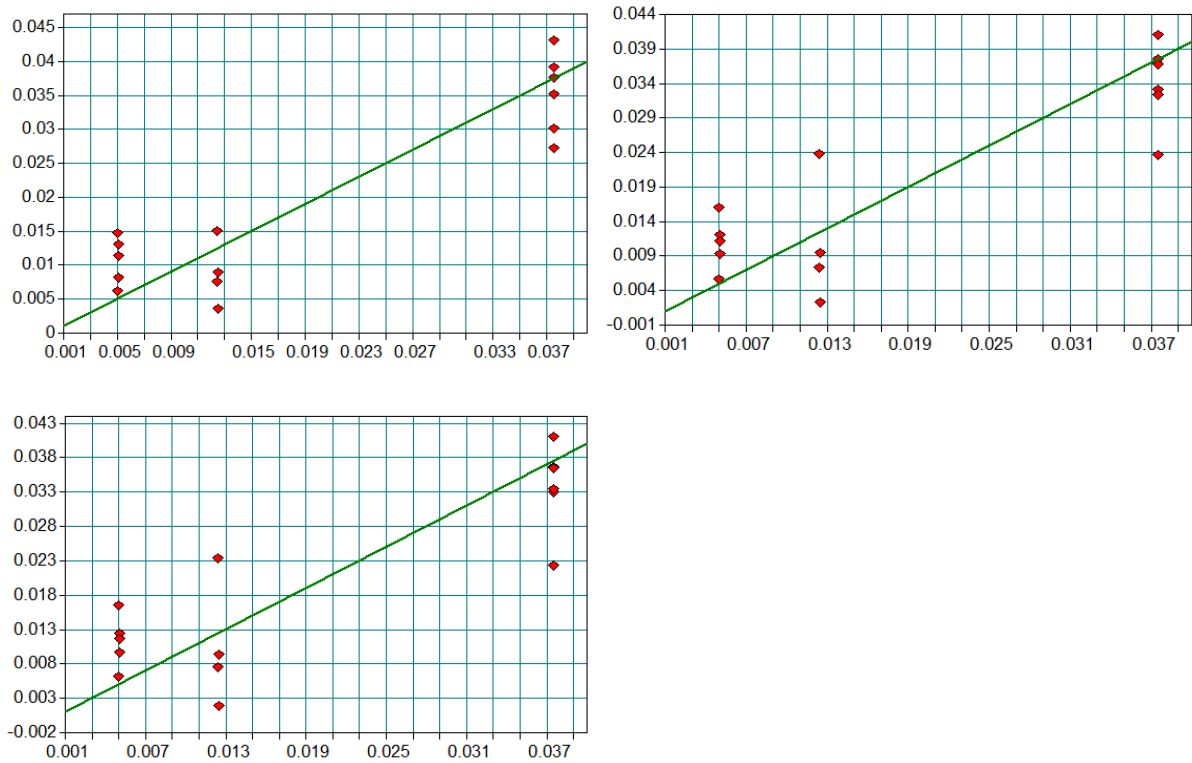
Příloha 23: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PET a půdy č. 7



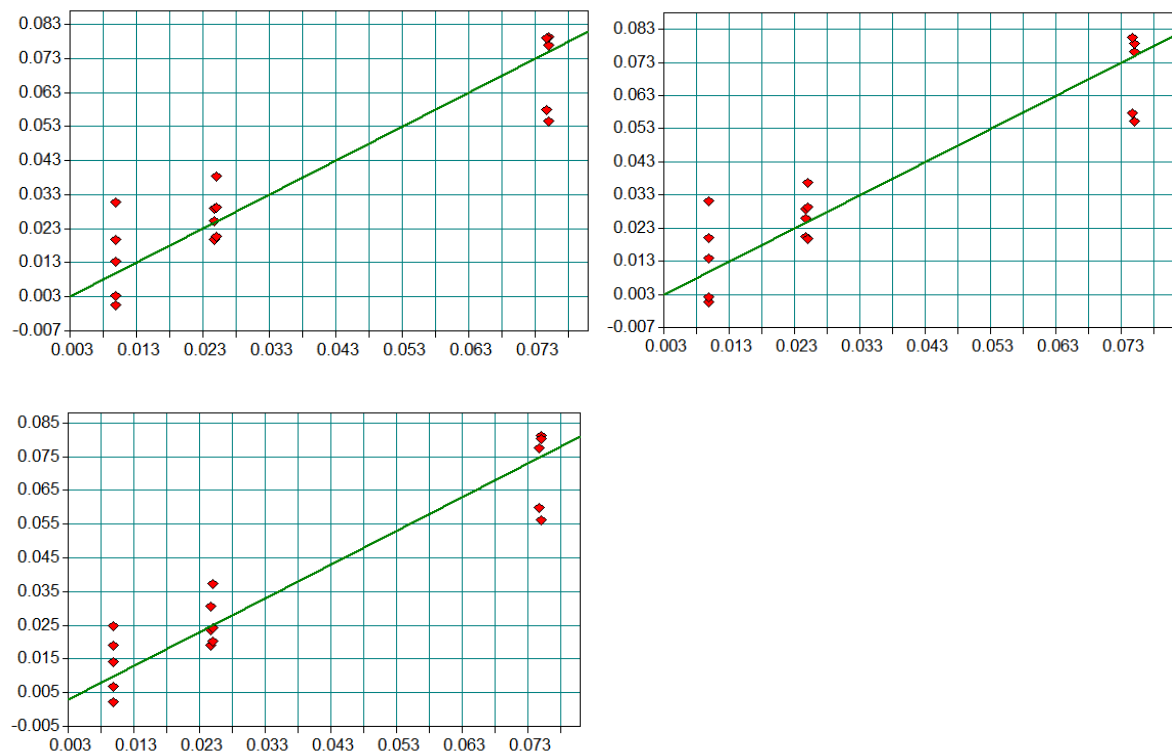
Příloha 24: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PET a půdy č. 8



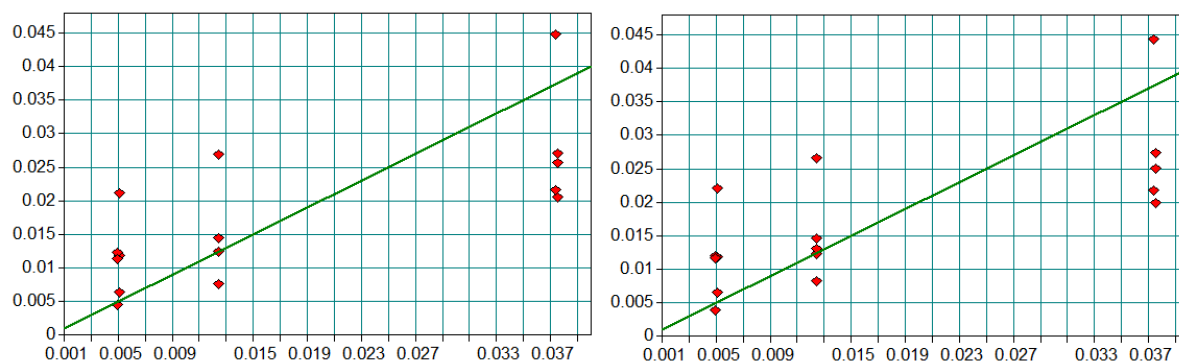
Příloha 25: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PP ve směsi s půdou č.1 v oblasti 2938-2888 cm^{-1} , 1386-1365,5 cm^{-1} a 1472-1440 cm^{-1}



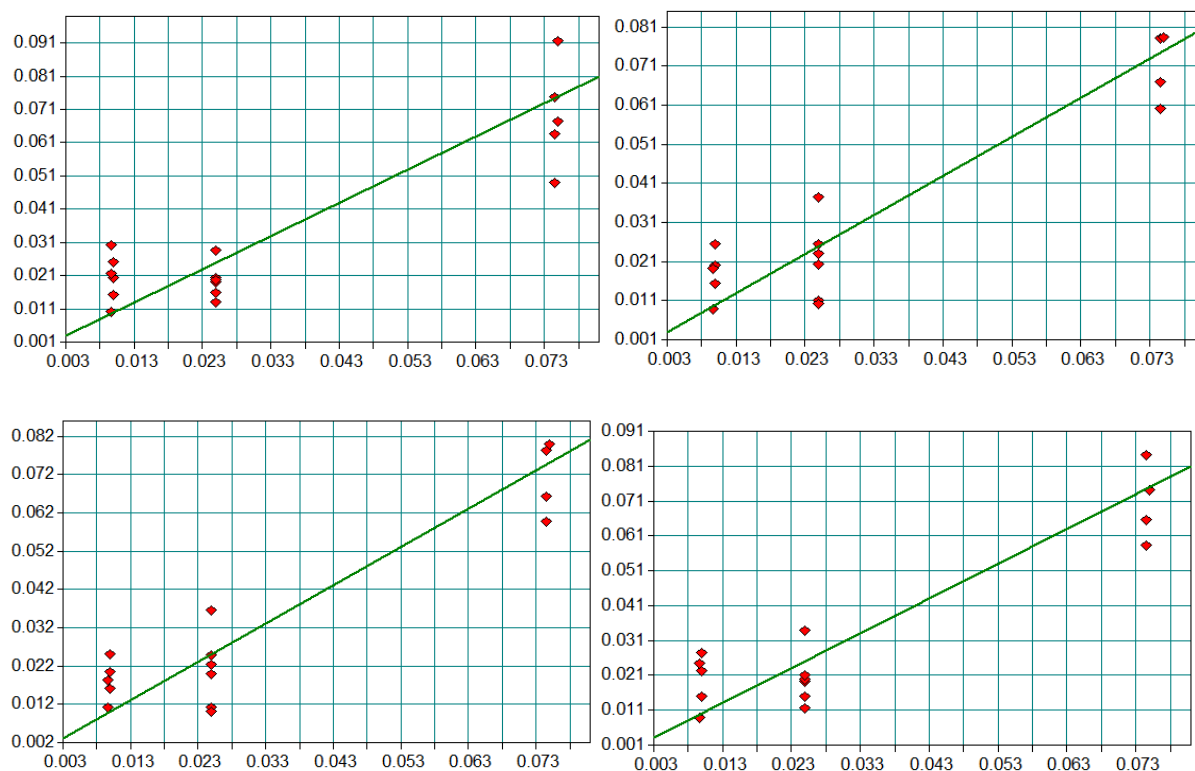
Příloha 26: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PP ve směsi s půdou č.2 v oblasti 1386,9-1363,5 cm^{-1} , 1472,8-1438,7 cm^{-1} a 2937,4-2889,4 cm^{-1}



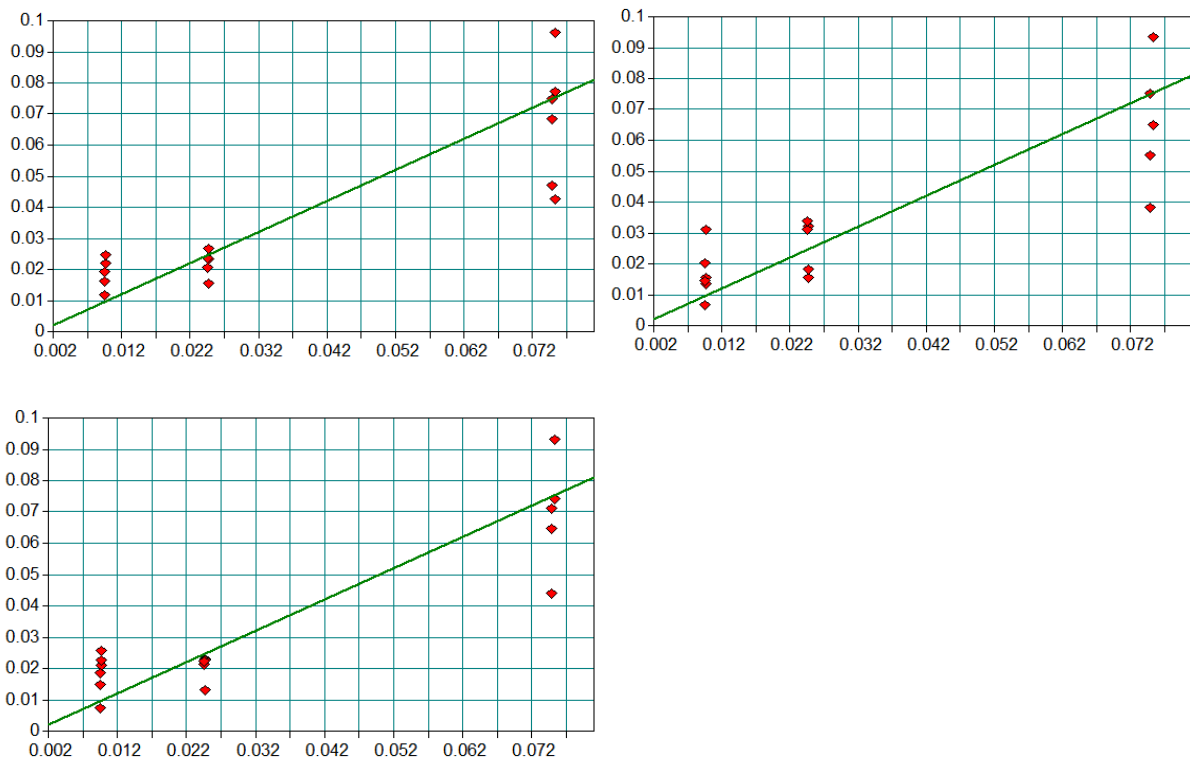
Příloha 27: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PP ve směsi s půdou č.3 v oblasti 2938-2892 cm^{-1} a 2971-2939 cm^{-1}



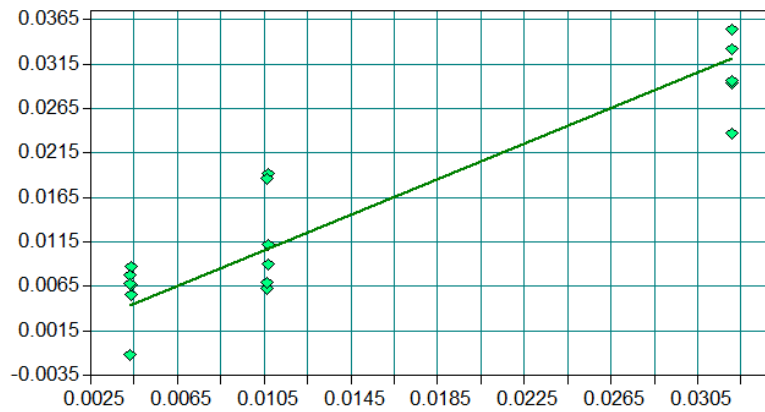
Příloha 28: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PP ve směsi s půdou č.5 v oblasti 2937-2894 cm^{-1} , 1387-1365 cm^{-1} , 1469-1440 cm^{-1} a 2972-2939 cm^{-1}



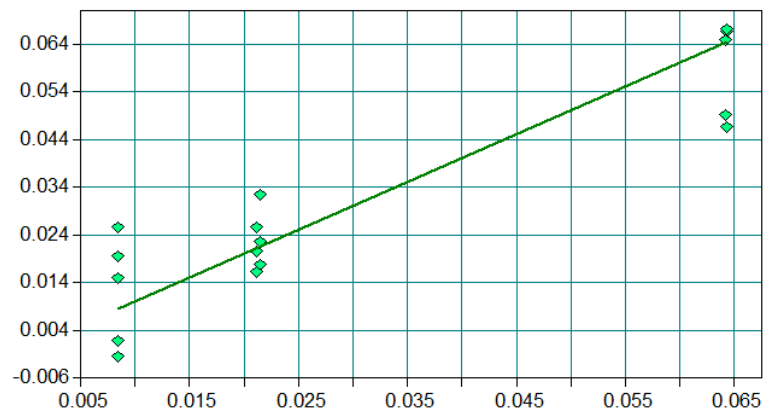
Příloha 29: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PP ve směsi s půdou č.7 v oblasti 2939-2890 cm^{-1} , 1386-1364 cm^{-1} a 2982-2937 cm^{-1}



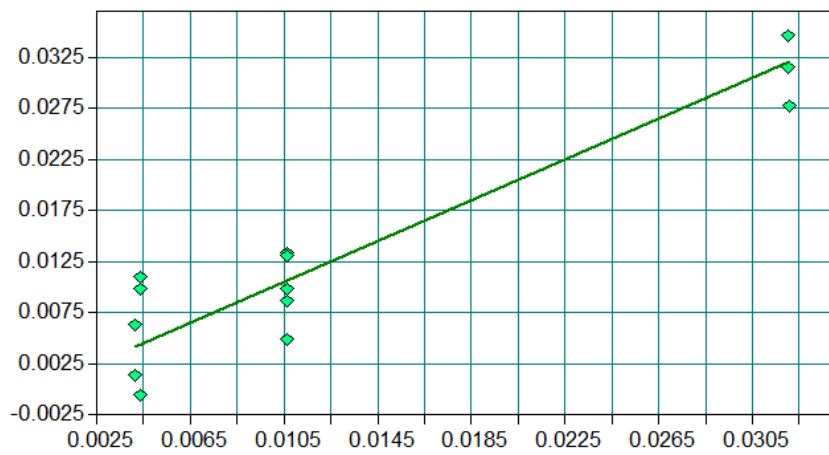
Příloha 30: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PP a půdy č. 1



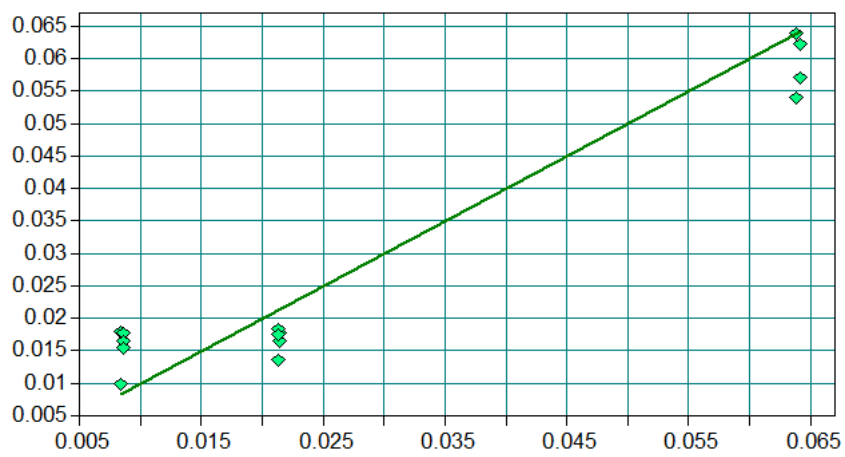
Příloha 31: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PP a půdy č. 2



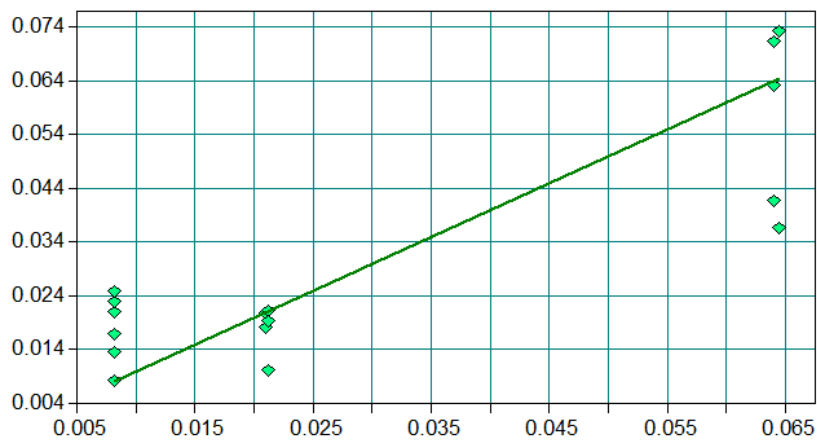
Příloha 32: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PP a půdy č. 3



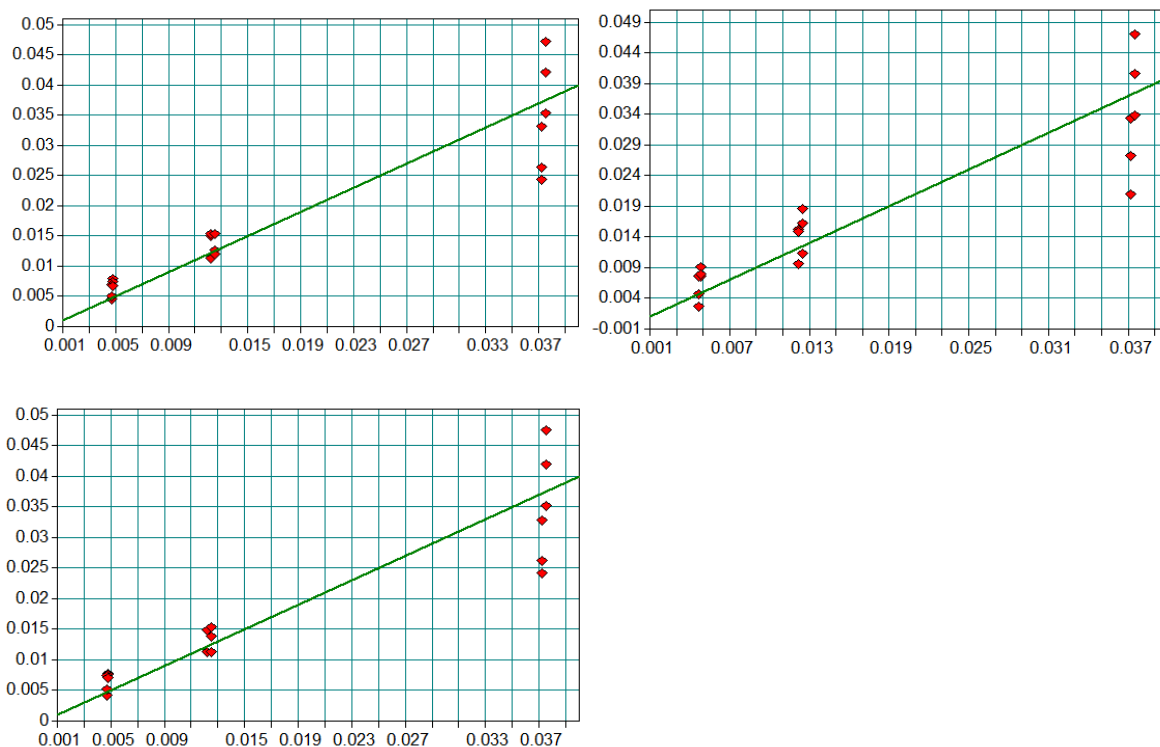
Příloha 33: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PP a půdy č. 5



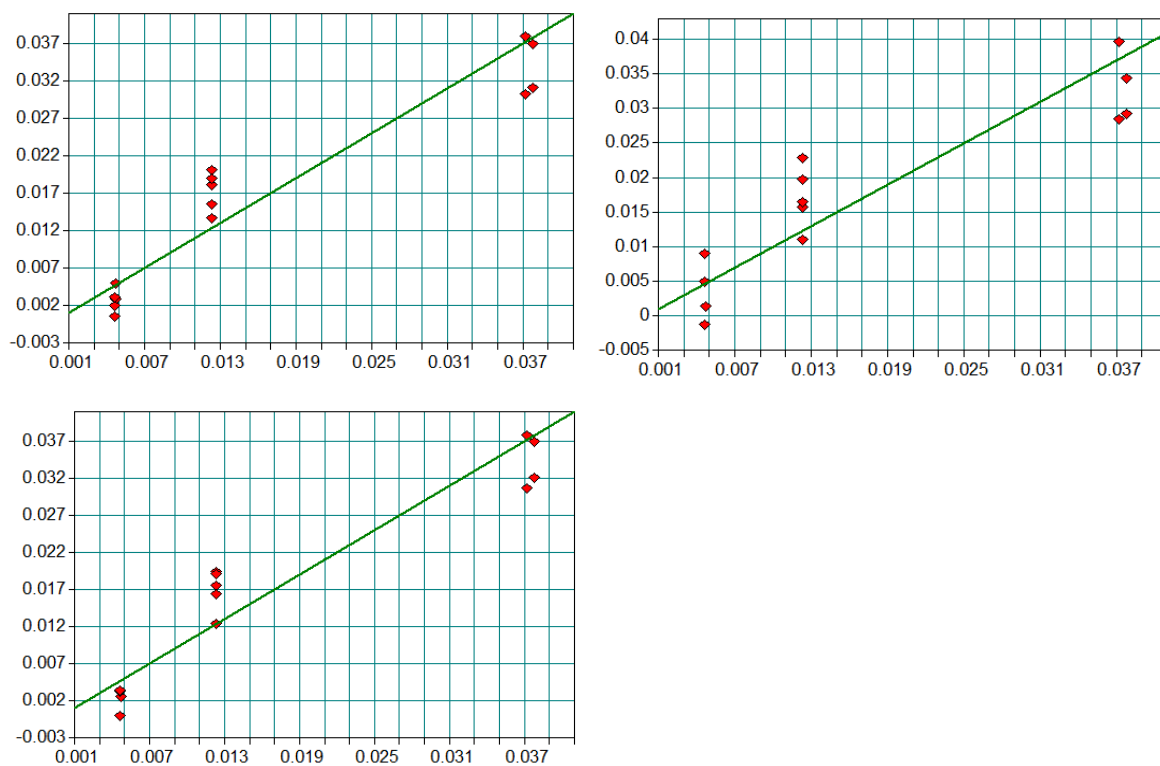
Příloha 34: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PP a půdy č. 7



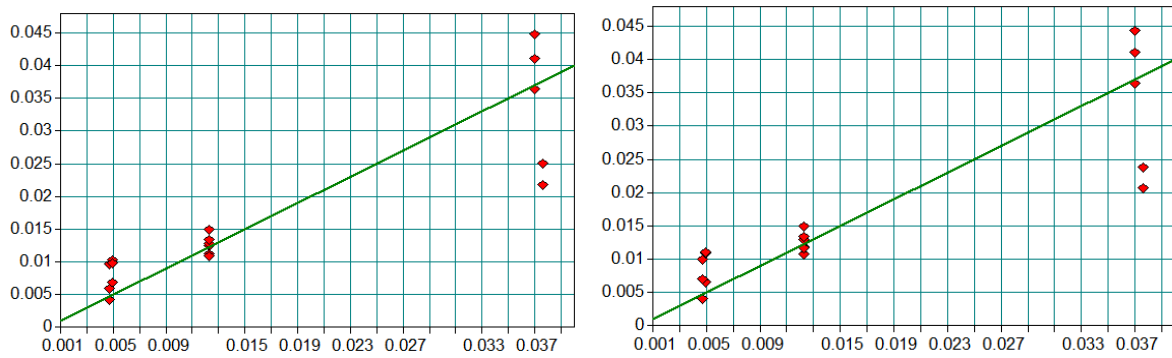
Příloha 35: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PHB ve směsi s půdou č.6 v oblasti 1757-1708 cm^{-1} , 1392-1367 cm^{-1} a 1331-1242 cm^{-1}



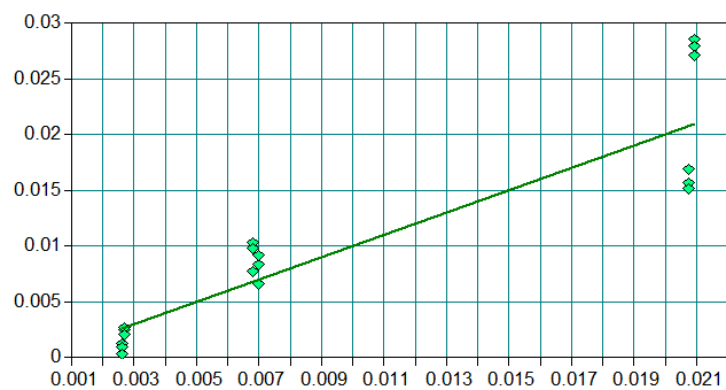
Příloha 36: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PHB ve směsi s půdou č.7 v oblasti 1765-1708 cm^{-1} , 1393-1365 cm^{-1} a 1329-1267 cm^{-1}



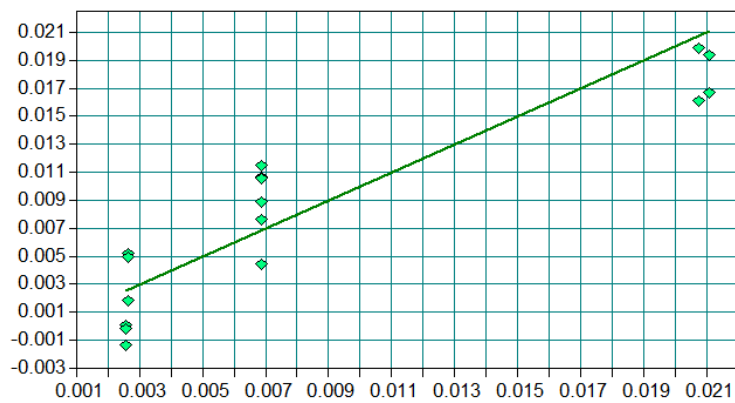
Příloha 37: Korelace mezi predikovanými a reálnými hodnotami koncentrace PHB ve směsi s půdou č.8 v oblasti 1765-1708 cm^{-1} a 1329-1267 cm^{-1}



Příloha 38: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PHB a půdy č. 6



Příloha 39: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PHB a půdy č. 7



Příloha 40: Validace modelu pro stanovení obsahu uhlíku pro směsné vzorky PHB a půdy č. 8

