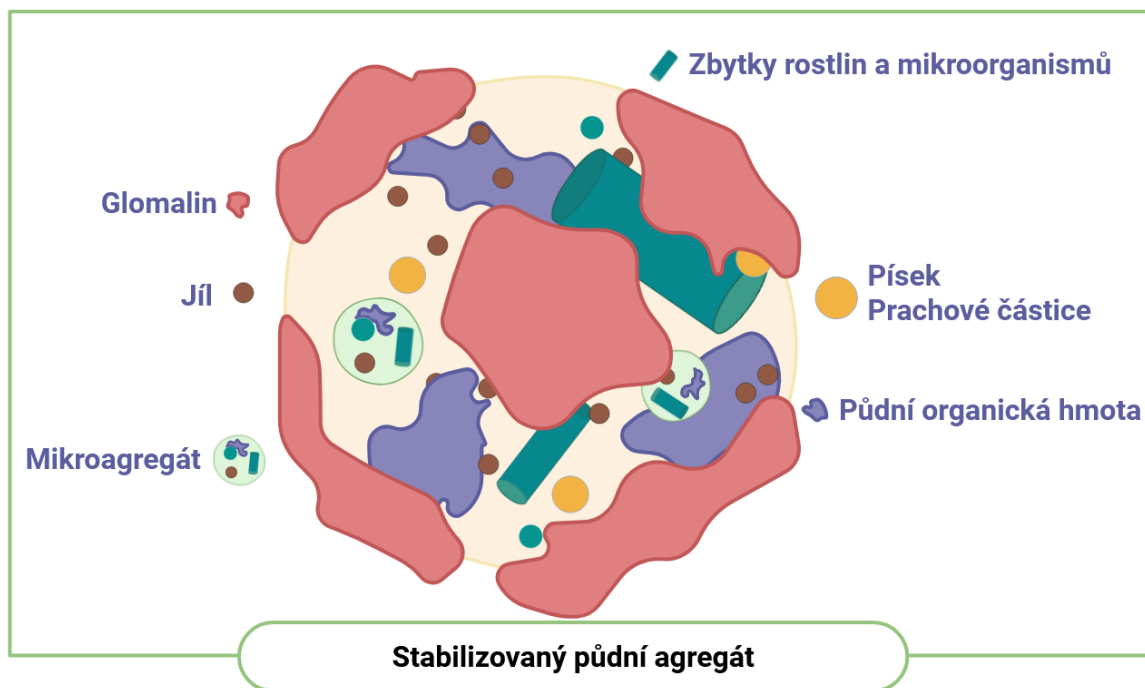


ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE



PŮDNÍ ORGANICKÁ HMOTA - HODNOCENÍ VYBRANÝCH INDIKÁTORŮ KVALITY

Jiří Balík a kolektiv



Půdní organická hmota - hodnocení vybraných indikátorů kvality

Autoři: prof. Ing. Jiří Balík, CSc., dr. h. c. ¹
Ing. Jindřich Černý, Ph.D. ¹
doc. Ing. Martin Kulháněk, Ph.D. ¹
doc. Ing. Lenka Pavlů, Ph.D. ¹
Ing. et Ing. Simona Procházková ¹
prof. Ing. Pavel Ryant, Ph.D. ²
Ing. Michaela Smatanová, Ph.D. ³
Ing. Ondřej Sedlář, Ph.D. ¹
Ing. Pavel Suran, Ph.D. ¹

Pracoviště: Česká zemědělská univerzita v Praze ¹
Mendelova Univerzita v Brně ²
Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský ³

**Certifikovaná metodika byla zpracována v rámci
řešení projektu NAZV číslo QK21010124**

Kontakty: prof. Ing. Jiří Balík, CSc., dr. h. c.
balik@af.czu.cz
Ing. Pavel Suran, Ph.D.
suranp@af.czu.cz

Oponenti: prof. Ing. Radim Vácha, Ph.D.
Ing. Václav Kadlec

Náklad: 40 kusů

Počet stran: 118

Rok vydání: 2025

Vydání: první

Doporučená cena: neprodejné

ISBN 978-80-213-3511-0

1. Abstrakt.....	4
2. Úvod.....	6
3. Cíle metodiky	7
3.1. Inovativnost metodiky.....	8
3.2. Popis uplatnění metodiky.....	8
4. Metodika polních pokusů a monitoringu	9
4.1. ÚKZÚZ I: Ověření různých systémů organického hnojení	9
4.2. ÚKZÚZ II: Sledování vlivu stupňované intenzity hnojení na výnosy plodin, na organické vlastnosti půd a na bilanci živin	11
4.3. ČZU monokultura kukuřice na siláž	12
4.4. ČZU rotace plodin (ČZU-RP).....	14
4.5. Dlouhodobé polní pokusy MENDELU.....	16
4.6. Bazální monitoring půd ÚKZÚZ (BMP)	17
5. Hodnocení jednotlivých indikátorů kvality půdní organické hmoty.....	18
5.1. Hodnocení metody barevného kvocientu Q4/6.....	18
5.1.1. Teoretický popis metody	18
5.1.1.1. Humusové látky	18
5.1.1.2. Barevný kvocient Q4/6	19
5.1.1.3. Zkušenosti s kvocientem Q4/6 v polních podmínkách	20
5.1.2. Materiál a metody	22
5.1.2.1. Laboratorní analýzy	22
5.1.2.2. Výpočty.....	23
5.1.3. Výsledky a hodnocení testované metody	24
5.1.3.1. Vliv stanovištních podmínek na barevný kvocient Q4/6.....	24
5.1.3.2. Vliv varianty hnojení na barevný kvocient Q4/6.....	26
5.1.3.3. Výsledky Bazálního monitoringu půd	28
5.1.4. Seznam publikací předcházejících metodice	29
5.1.4.1. Publikace s impakt faktorem.....	29
5.1.4.2. Ostatní publikace	29
5.1.5. Citovaná literatura	30
5.2. Hodnocení metody extrakce „labilního C“ horkou vodou (C _{HWE})	33
5.2.1. Teoretický popis metody	33
5.2.2. Materiál a metody	33
5.2.2.1. Laboratorní analýzy	33
5.2.3. Výsledky a hodnocení testované metody	37
5.2.3.1. Vliv půdního typu a půdního druhu na podíl C _{HWE} v C _{SOM}	37
5.2.3.2. Vztah mezi obsahem C _{HWE} a obsahem glomalinu	38
5.2.3.3. Vliv zpracování půdy.....	38
5.2.3.4. Vliv hnojení na obsah C _{HWE}	39
5.2.4. Seznam publikovaných prací předcházející metodice.....	41
5.2.4.1. Publikace s impakt faktorem.....	41
5.2.4.2. Ostatní publikace	41
5.2.5. Citovaná literatura	41
5.3. Hodnocení metody extrakce glomalinu (GRSP).....	43
5.3.1. Teoretický popis metody	43
5.3.1.1. Význam AMF pro sekvestraci uhlíku v půdě	47
5.3.1.2. Tvorba půdních agregátů	49
5.3.1.3. Persistence GRSP v půdě.....	51
5.3.1.4. Faktory ovlivňující obsah GRSP	51
5.3.1.5. Souhrnný přehled vlastností a funkcí GRSP.....	56

5.3.1.6. Laboratorní analýzy	58
5.3.1.7. Výpočty.....	59
5.3.2. Výsledky a hodnocení testované metody	61
5.3.2.1. Vliv kultury zemědělské půdy	61
5.3.2.2. Vliv hloubky půdního profilu	62
5.3.2.3. Vliv stanoviště	65
5.3.2.4. Vliv vybraných kvalitativních parametrů půdy	66
5.3.2.5. Vliv hnojení na obsah a kvalitu GRSP.....	67
5.3.2.6. Hodnocení sledovaných variant.....	69
5.3.2.7. Vliv GRSP na stabilitu půdních agregátů	70
5.3.2.8. Vliv způsobu zpracování půdy	71
5.3.2.9. Vliv monokultury a osevního sledu.	74
5.3.2.10. Vliv termínu odběru půdních vzorků.....	76
5.3.3. Seznam publikovaných prací předcházející metodice.....	78
5.3.3.1. Publikace s impakt faktorem.....	78
5.3.3.2. Ostatní publikace	78
5.3.4. Citovaná literatura	79
5.4. Hodnocení kvality půdní organické hmoty pomocí infračervené spektroskopie ve střední oblasti (PWI a iAR).....	87
5.4.1. Teoretický popis metody	87
5.4.1.1. MIR spektrometry	89
5.4.1.2. Techniky měření MIR spekter půdních vzorků	90
5.4.1.3. Spektrální pásy půd.....	92
5.4.1.4. Limity MIR spekter půd	94
5.4.1.5. Kvantifikace MIR spekter.....	94
5.4.2. Materiál a metody	97
5.4.2.1. Laboratorní analýzy	97
5.4.2.2. Výpočty.....	97
5.4.3. Výsledky a hodnocení testované metody	99
5.4.4. Seznam publikovaných prací předcházející metodice.....	104
5.4.4.1. Publikace s impakt faktorem.....	104
5.4.5. Citovaná literatura	104
6. Závěry pro odbornou praxi.....	107
6.1. Závěry pro využití metody barevného kvocientu Q4/6.....	107
6.2. Závěry pro extrakci uhlíku horkou vodou (CHWE)	108
6.3. Závěry pro metodu extrakce GRSP.....	108
6.4. Závěry pro využití infračervené spektroskopie ve střední oblasti	109
6.5. Souhrn pro sledované indikátory	110
7. Ekonomický aspekt	111
7.1. Ekonomický aspekt extrakce humusových látek a metody barevného kvocientu Q4/6.....	111
7.2. Ekonomický aspekt metod extrakce EE-GRSP a T-GRSP.....	113
7.3. Ekonomický aspekt využití infračervené spektroskopie ve střední oblasti (PWI a iAR).....	115
7.4. Cena přístrojů	115
7.5. Souhrn klíčových informací.....	115
7.6. Další aspekty	116

1. Abstrakt

Cílem metodiky bylo kriticky zhodnotit vybrané indikátory obsahu a kvality půdní organické hmoty: obsah GRSP (glomalin-related soil protein; půdní proteiny související s glomalinem), barevný kvocient $Q_{4/6}$, index smáčivosti (PWI – potential wettability index), index aromaticity (iAR – aromaticity index) a obsah „labilního uhlíku“ (extrakce horkou vodou). Kvalita těchto indikátorů byla posuzována ve vztahu k etablovaným indikátorům kvality půdní organické hmoty (poměr uhlíku huminových kyselin a uhlíku fulvokyselin, humifikační index, míra humifikace, procento uhlíku huminových kyselin) a k vodostabilitě půdních agregátů. Hodnocení bylo provedeno na základě systému dlouhodobých stacionárních pokusů České zemědělské univerzity v Praze (ČZU), Ústředního kontrolního zkušebního ústavu zemědělského (ÚKZÚZ), Mendelovy univerzity v Brně (MENDELU) i Bazálního monitoringu půd (v dikci ÚKZÚZ). Obsah labilního uhlíku v půdě (extrakce uhlíku horkou vodou, C_{HWE}) není univerzálně použitelný ukazatele kvality půdní organické hmoty, ale jeho význam spočívá v kombinovaném hodnocení s dalšími indikátory. Obsah celkového glomalinu (T-GRSP) je dle prezentovaných výsledků spolehlivý indikátor změn v kvalitě půdní organické hmoty podmíněných systémem hospodaření, osevním sledem a zpracováním půdy. Využití spektrálních parametrů (PWI, iAR) získaných metodou DRIFTS představuje méně nákladný a rychlý způsob, jak nahradit chemické analýzy. Metodu barevného kvocientu $Q_{4/6}$ lze využít pro hodnocení kvality půdní organické hmoty v rámci různých stanovišť. Barevný kvocient $Q_{4/6}$ však nelze doporučit k hodnocení vlivu hnojení v rámci jednoho stanoviště. Stanovení barevného kvocientu $Q_{4/6}$ a obsahu GRSP je metodicky jednoduché, časově nenáročné a vyžaduje relativně dostupné laboratorní vybavení. Ve srovnání s tradiční frakcionací huminových látek (C_{HA} , C_{FA}) představují tyto metody výrazně levnější alternativu s menší náročností na práci a čas v laboratoři.

Klíčová slova: půdní organická hmota (SOM); huminové kyseliny; barevný kvocient $Q_{4/6}$; obsah glomalinu (GRSP); obsah „labilního“ uhlíku; index smáčivosti (PWI)

The objective of the methodology was to critically evaluate selected indicators of the content and quality of soil organic matter (SOM): the content of GRSP (glomalin-related soil protein), the color quotient E4/E6, the potential wettability index (PWI), the aromaticity index (iAR), and the content of “labile carbon” (hot-water extractable carbon). The quality of these indicators was assessed in relation to established SOM quality parameters (the ratio of carbon in humic acids to carbon in fulvic acids, the humification index, the degree of humification, and the percentage of carbon in humic acids) and the water stability of soil aggregates. The evaluation was carried out using data from long-term stationary field experiments at the Czech University of Life Sciences Prague (ČZU), the Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture (ÚKZÚZ), Mendel University in Brno (MENDELÚ), as well as from the Basal Soil Monitoring Program (under the auspices of ÚKZÚZ). The content of labile carbon in soil (hot-water extractable carbon, C_{HWE}) cannot be considered a universally applicable indicator of SOM quality; its relevance lies primarily in combined evaluation with other indicators. By contrast, the content of total glomalin (T-GRSP) is, according to the presented results, a reliable indicator of changes in SOM quality driven by management system, crop rotation, and soil tillage. The use of spectroscopic parameters (PWI, iAR) obtained by the DRIFTS method provides a less expensive and rapid alternative to chemical analyses. The colour quotient E4/E6 can be applied to assess SOM quality across different sites; however, it cannot be recommended for evaluating the effects of fertilization within a single site. Determination of the color quotient Q4/6 and GRSP content is methodologically straightforward, time-efficient, and requires only relatively accessible laboratory equipment. Compared to traditional humic substance fractionation (C_{HA} , C_{FA}), these methods represent a significantly more cost-effective alternative with lower demands on labor and laboratory time.

Keywords: Soil organic matter (SOM); humic acids; colour quotient E4/E6; glomalin content (GRSP); „labile“ carbon content; potential wettability index (PWI)

2. Úvod

Přeložená metodika je výsledkem řešení projektu: „Půdní organická hmota – hodnocení vybraných indikátorů kvality“ (NAZV - QK21010124). Metodika je členěna do 4 okruhů:

- a) Hodnocení barevného kvocientu Q4/6,
- b) Hodnocení extrakce „labilního C“ horkou vodou,
- c) Hodnocení obsahu GRSP (glomalin-related soil protein),
- d) Hodnocení kvality půdní organické hmoty pomocí infračervené spektroskopie ve střední oblasti (PWI a iAR).

Hodnocení je provedeno na základě systému dlouhodobých stacionárních pokusů České zemědělské univerzity v Praze (ČZU), Ústředního kontrolního zkušebního ústavu zemědělského (ÚKZÚZ), Mendelovy univerzity v Brně (MENDELU) i Bazálního monitoringu půd (v dikci ÚKZÚZ). V závěrečné kapitole jsou souhrnně uvedeny nejdůležitější výsledky pro odbornou veřejnost.

3. Cíle metodiky

Cílem metodiky je kriticky zhodnotit vybrané indikátory obsahu a kvality půdní organické hmoty: obsah GRSP (glomalin-related soil protein; půdní proteiny související s glomalinem), barevný kvocient Q4/6, index smáčivosti (PWI – potential wettability index), index aromaticity (iAR – aromaticity index) a obsah „labilního uhlíku“ (extrakce horkou vodou).

Lze konstatovat, že předmětem řešení projektu je nalezení relativně jednoduchého, spolehlivého indikátoru kvality půdní organické hmoty, který bude odrazem dlouhodobého systému hospodaření, včetně systému hnojení. Kvalita těchto indikátorů je posuzována ve vztahu k etablovaným indikátorům kvality půdní organické hmoty (poměr uhlíku huminových kyselin a uhlíku fulvokyselin, humifikační index, míra humifikace, procento uhlíku huminových kyselin) a k vodostabilitě půdních agregátů.

3.1. Inovativnost metodiky

- Metodika systematicky propojuje klasické ukazatele kvality půdní organické hmoty s méně tradičními indikátory (Q4/6, GRSP, C_{HWE} , spektrální parametry), a to na základě rozsáhlého souboru dat z dlouhodobých stacionárních pokusů a Bazálního monitoringu půd v rámci celé ČR. Tím je umožněno kritické zhodnocení jejich spolehlivosti, citlivosti a praktické využitelnosti.
- Zvláštní pozornost je věnována hodnocení obsahu GRSP, hodnocení barevného kvocientu Q4/6, a to z důvodu:
 - nízké laboratorní a časové náročnosti,
 - nejednotných a často protichůdných výsledků českých i zahraničních zdrojů.
- Nové poznatky o labilním uhlíku ukazují, že extrakce uhlíku horkou vodou (C_{HWE}) není univerzálně použitelným ukazatelem půdní organické hmoty, ale jeho význam spočívá v kombinovaném hodnocení s dalšími indikátory.
- Obsah celkového glomalinu (T-GRSP) je dle prezentovaných výsledků spolehlivým indikátorem změn v kvalitě půdní organické hmoty podmíněných systémem hospodaření, osevním sledem a zpracováním půdy. V kombinaci s malou laboratorní náročností se jedná o zajímavý způsob hodnocení změn kvality půdní organické hmoty.
- Využití spektrálních parametrů (PWI, iAR) získaných metodou DRIFTS představuje méně nákladný, a rychlý způsob, jak doplnit chemické analýzy. Klíčovou výhodou je možnost relativně rychle a lehce zahustit síť monitorovaných lokalit.
- Posuzování těchto indikátorů je hodnoceno také ve vztahu k sekvestraci uhlíku v půdě v důsledku různých hnojařských opatření.

3.2. Popis uplatnění metodiky

Metodika je určena zemědělcům, zemědělským poradcům, vlastníkům zemědělské půdy, výzkumným pracovníkům, specializovaným laboratořím, vzdělávacím organizacím a orgánům státní správy.

4. Metodika polních pokusů a monitoringu

K sestavení této metodiky byly využity výsledky sedmi dlouhodobých přesných polních pokusů realizovaných Českou zemědělskou univerzitou v Praze (ČZU), Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským (ÚKZÚZ) nebo Mendelovou univerzitou v Brně (MENDELU). Dále byly hodnoceny výsledky Bazálního monitoringu půd provedeného v roce 2023 (garance ÚKZÚZ).

4.1. ÚKZÚZ I: Ověření různých systémů organického hnojení

Dlouhodobé polní pokusy ÚKZÚZ byly založeny mezi roky 1993 a 2000 na deseti experimentálních stanovištích v ČR s různými půdně-klimatickými podmínkami (tab. 1). Průměrný obsah uhlíku v půdní organické hmotě (C_{SOM}) na těchto stanovištích se nachází v rozsahu 0,81 až 1,50 %. Na těchto stanovištích je střídáno šest plodin v následujícím pořadí: hrách; řepka; pšenice ozimá; ječmen jarní; řepa cukrová/brambory a ječmen jarní.

Tabulka 1. Charakteristika a rok založení pokusných stanovišť ÚKZÚZ

Stanoviště	okres	Založeno		Nadm. výška (m)	Srážky (mm/rok) ¹	Teplota (°C) ¹	Půdní typ ³	C_{SOM} (%)
		ÚKZÚZ I	ÚKZÚZ II					
Horažďovice	Klatovy	1994	1994	472	585	7,8	Cambisol	1,34
Hradec n. S.	Svitavy	1993	1981	460	616	7,4	Haplic Luvisol	1,19
Chrastava	Liberec	2000	1977	345	738	8	Haplic Luvisol	1,08
Jaroměřice	Třebíč	1994	1975	425	488	8,2	Haplic Luvisol	1,26
Lípa	Havl. Brod	1993	1993	505	594	7,5	Cambisol	1,35
Lednice ²	Břeclav	1994	-	172	461	9,6	Chernozem	1,57
Pusté Jakartice ²	Opava	1994	1979	290	584	8,3	Cambisol	0,88
Staňkov	Domažlice	1994	1981	370	549	8,3	Haplic Luvisol	1,05
Věrovany ²	Olomouc	1993	-	207	502	8,7	Chernozem	1,29
Vysoká	Příbram	2000	2000	595	611	7,1	Cambisol	1,48
Uh. Ostroh	Uh. Hradiště	-	1972	196	521	9,1	Modal Cambisol	1,23

¹ dlouhodobé (30 let) průměrné hodnoty, ² jako okopanina pěstována řepa místo brambor, ³ Půdní typ dle mezinárodní půdní klasifikace od World Reference Base (2022); C_{SOM} – průměrný obsah organického uhlíku v půdě v roce 2020.

Jak vyplývá z tab. 2, bylo studováno šest variant hnojení: nehnojená varianta (kontrola), minerální hnojení (NPK), aplikace statkového hnoje (Hnůj), kombinace

statkového hnoje a minerálního hnojení (Hnůj + NPK), zaorání rostlinných zbytků (ZRZ) a kombinace zaorání rostlinných zbytků a minerálního hnojení (ZRZ + NPK). Dávky minerálních hnojiv byly stanoveny s ohledem na potřeby pěstovaných plodin a zároveň na udržení optimální („dobré“) hladiny přístupných živin v půdě podle extrakce Mehlich 3 (K: 170 – 310 mg/kg, P: 80 – 115 mg/kg). Na lokalitách Lednice, Pusté Jakartice a Věrovany byla pěstována cukrová řepa namísto brambor, což vedlo k zapravení řepného chrástu do půdy (viz tab. 1 a 2). Zapravení slámy obilnin a řepky bylo doprovázeno aplikací 40 kg N/ha, resp. 20 kg N/ha. Každá varianta hnojení měla čtyři opakování.

Tabulka 2. Vstup uhlíku (t/ha) a poměr C/N v organických hnojivech jednotlivých variant

Plodina	Org. hnojivo	Varianta					
		Kontrola	NPK	Hnůj	Hnůj + NPK	ZRZ	ZRZ + NPK
Hrách	Sláma ječmene					1,58 C/N 82	1,58 C/N 82
						0,43 C/N 25	0,43 C/N 25
Řepka	Sláma hrachu			2,10 C/N 30	2,10 C/N 30		
Pšenice ozimá	Sláma řepky	1,55 C/N 70	1,55 C/N 70	1,55 C/N 70	1,55 C/N 70	1,55 C/N 70	1,55 C/N 70
Ječmen jarní	Sláma pšenice					1,58 C/N 82	1,58 C/N 82
Brambory/ cukrovka	Sláma ječmene			2,80 C/N 30	2,80 C/N 30	1,58 C/N 82	1,58 C/N 82
Ječmen jarní	řepný chrást *					1,89 C/N 16	1,89 C/N 16
Suma vstupů C za celou rotaci		1,55	1,55	6,45	6,45	6,73 (8,61*)	6,73 (8,61*)
Vážený průměr poměru C/N za celou rotaci		70,0	70,0	38,0	38,0	75,7 (60,7*)	75,7 (60,7*)

* Pro cukrovou řepu. Množství organického hnojiva aplikovaného v čerstvé hmotě: 4 t/ha slámy obilnin; 4 t/ha slámy řepky; 1 t/ha slámy hrachu; 30 t/ha řepného chrástu a 40 t/ha hnoje aplikovaného k řepce, respektive bramborám/cukrovce.

4.2. ÚKZÚZ II: Sledování vlivu stupňované intenzity hnojení na výnosy plodin, na organické vlastnosti půd a na bilanci živin

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ) založil v letech 1975 až 2000 dlouhodobé polní pokusy na luvisolech (5 lokalit) a kambisolech (4 lokality) v různých klimatických podmínkách na území České republiky. Charakteristiky pokusných lokalit jsou uvedeny v [tab. 1](#). V rámci těchto pokusů se střídalo sedm plodin v následujícím sledu: jetel, ozimá pšenice, rané brambory, ozimá pšenice, jarní ječmen, brambory a jarní ječmen s podsevem jetele. Ve všech lokalitách byl použit shodný systém zpracování půdy a stejné odrůdy plodin.

Kromě nehnojené kontroly bylo v jednotlivých variantách prováděno vápnění dle potřeby, a to na základě hodnoty pH (CaCl_2) a půdního druhu. Pokusy byly ve všech lokalitách založeny s náhodným blokovým uspořádáním s třemi opakováními.

Bylo hodnoceno pět variant hnojení: nehnojená kontrola (Kontrola), hnůj (Hnůj) a kombinace hnoje se třemi úrovněmi minerálního hnojení (Hnůj+M1, Hnůj+M2, Hnůj+M3) (dávky živin v [tab. 3](#)). Rostlinné zbytky nebyly do půdy zapravovány. Hnůj v množství 40 t/ha čerstvé hmoty byl aplikován k raným bramborám a polopozdním bramborám, tedy dvakrát během jednoho osevního sledu. Použit byl vyžralý hnůj (uskladněný minimálně šest měsíců před aplikací). Dávky minerálních hnojiv byly stanoveny tak, aby odpovídaly nízké, střední a vysoké intenzitě hnojení (varianta M1, M2 a M3) běžné v České republice na počátku pokusu. Minerální hnojiva byla aplikována v následujících formách: dusík – ledek amonný s vápencem (27,5 % N), fosfor – trojitý superfosfát (21 % P), draslík – 60% draselná sůl (50 % K). Po celé období pokusu byly dávky hnojiv neměnné.

Tabulka 3. Množství aplikovaných živin v minerálních hnojivech

Varianta	Průměrná roční dávka živin v minerálních hnojivech (kg/ha)		
	N	P	K
Kontrola	0	0	0
Hnůj	0	0	0
Hnůj + M1	57	13	33
Hnůj + M2	85	26	66
Hnůj + M3	114	53	133

4.3. ČZU monokultura kukuřice na siláž

Dlouhodobé přesné polní pokusy České zemědělské univerzity v Praze s monokulturou kukuřice na stanovištích Suchdol a Červený Újezd byly založeny v roce 1993. V experimentu jsou náhodně uspořádány pokusné varianty do celkem čtyř bloků. V každém bloku se opakují všechny varianty (charakteristika stanovišť v tab. 4). Výsev kukuřice (80 000 rostlin/m²) probíhal koncem dubna až začátkem května s roztečí řádků 70 cm. Minerální dusíkatá hnojiva byla aplikována každoročně na jaře před setím, bez dalšího vápnění nebo přidavku jiných živin. Po aplikaci (říjen) byly kaly ihned zapraveny do půdy orbou do hloubky 25 cm. Čistírenský kal byl po celou dobu pokusu dodáván ze stejné čistírny odpadních vod a vyráběn shodnou technologií.

Tabulka 4. Popis stanovišť s monokulturou kukuřice

GPS souřadnice	Praha - Suchdol	Červený Újezd (Praha – západ)
Nadmořská výška (m. n. m.)	289	410
Průměrná roční teplota (°C)	9,1	7,7
Průměrné roční srážky (mm)	495	493
Půdní typ ¹	Haplic Chernozem	Haplic Luvisol
Půdní druh ¹	Silt loam	Loam
Jíl (%) (<0,002 mm)	2,2	5,4
Prach (%) (0,002 - 0,05 mm)	71,8	68,1
Písek (%) (0,05 – 2 mm)	26	26,5
Objemová hmotnost (g/cm ³)	1,42	1,5
C _{SOM} (%) ²	1,88	1,26
pH _{CaCl2}	7,5	6,5
KVK (mmol ₍₊₎ /kg)	262	118

¹ půdní druh a půdní typ dle mezinárodní půdní klasifikace od World Reference Base (2022); ² stanoveno na CNS analyzátoru; KVK – kationtová výměnná kapacita

Na stanovišti Suchdol bylo testováno pět variant: i) nehnojená kontrola (kontrola), ii) minerální hnojení ve formě ledku amonného s vápencem (N120), iii) minerální hnojení ve formě ledku amonného s vápencem (N240), iv) čistírenské kaly (ČK120) a iv) čistírenské kaly (ČK240).

Variety N120 a N240 byly hnojeny dávkami 120 a 240 kg N/ha/rok ve formě ledku amonného s vápencem, zatímco varianty ČK120 a ČK240 obdržely stejné dávky dusíku ve formě čistírenských kalů (vypočteno na základě analýzy kalu). Průměrné dávky

čistírenských kalů činily 10,17 t sušiny/ha/3 roky (360 kg N/ha/3 roky) a 20,34 t sušiny/ha/3 roky (720 kg N/ha/3 roky) pro varianty ČK120 a ČK240. V průběhu pokusu byly změny v kvalitě kalu zanedbatelné. Průměrné dávky hlavních živin a poměr C:N jsou uvedeny v [tab. 5](#).

Tabulka 5. Roční dávky živin v jednotlivých variantách (kg/ha), stanoviště Suchdol

Varianta	N	P	K	C	C/N
Kontrola					
N120	120				
N240	240				
ČK120	120	82	16	879	7,32/1
ČK240	240	164	31	1758	

Čistírenské kaly byly aplikovány každé 3 roky na podzim (říjen); dávky dusíku byly tedy 360 kg N/ha/3 roky a 720 kg N/ha/3 roky pro varianty ČK120 a ČK240.

Na stanovišti Červený Újezd zahrnoval pokus čtyři varianty: nehnojenou kontrolu (kontrola), DAM 390 (N), kejda skotu (KS) a čistírenské kaly (ČK). Od roku 1993 bylo minerální hnojivo s dusíkem aplikováno každoročně na jaře před setím. Organická hnojiva byla aplikována každý rok na podzim (říjen) v různých dávkách tak, aby dávka dusíku odpovídala 120 kg N/ha. Okamžitě po aplikaci byla hnojiva zapravena do půdy orbou (do hloubky 25 cm).

Na variantě s minerálním hnojením N (N) nebyly aplikovány žádné další živiny ani vápnění za celou dobu pokusu. Dávka organických hnojiv byla určena podle obsahu celkového dusíku ([tab. 6](#)).

Tabulka 6. Roční dávky živin v jednotlivých variantách (kg/ha), stanoviště Červený Újezd

Varianta	N	P	K	C	C/N
Kontrola					
N	120				
ČK	120	82	16	579	7,32/1
KS	120	23	104	610	5,08/1

4.4. ČZU rotace plodin (ČZU-RP)

Vliv hnojení na obsah a kvalitu půdní organické hmoty v půdě byl sledován v dlouhodobých polních pokusech zahájených v roce 1996 na pěti experimentálních stanovištích České zemědělské univerzity. Jedná se o dlouhodobé stacionární polní pokusy na stanovištích Suchdol, Červený Újezd, Lukavec, Humpolec a Hněvčeves (tab. 7). V rámci pokusů byly každoročně pěstovány tři plodiny v následující rotaci: brambory/kukuřice, následované ozimou pšenicí a jarním ječmenem. Kukuřice byla pěstována v rotaci pouze na stanovišti v Červeném Újezdu.

Tabulka 7. Charakteristika pěti stanovišť s dlouhodobými stacionárními pokusy

Stanoviště	Suchdol	Humpolec	Lukavec	Hněvčeves	Červený Újezd
Okres	Praha	Pelhřimov	Pelhřimov	Hr. Králové	Praha - západ
Nadmořská výška (m)	289	525	610	265	410
Průměrná roční teplota (°C)	9,1	7,0	7,7	8,2	7,7
Průměrné roční srážky (mm)	495	665	666	573	493
Půdní typ ¹	Haplic Chernozem	Stagnic Cambisol	Stagnic Cambisol	Haplic Luvisol	Haplic Luvisol
Půdní druh ¹	Silt loam	sandy loam	sandy loam	clay loam	loam
Jíl (%) (<0,002 mm)	2,2	5,8	3,2	4,4	5,4
Prach (%) (0,002 - 0,05 mm)	71,8	43,6	37,1	77,0	68,1
Písek (%) (0,05 – 2 mm)	26,0	50,6	59,7	18,7	26,5
Objemová hmotnost (g/cm ³)	1,43	1,40	1,27	1,50	1,47
C _{SOM} (%) ²	1,88	1,38	1,27	1,06	1,30
pH _{CaCl2}	7,5	5,1	5,3	5,9	6,5
KVK (mmol ₍₊₎ /kg)	262	90	45	116	118

¹ půdní druh a půdní typ dle mezinárodní půdní klasifikace od World Reference Base (2022); ² stanoveno na CNS analyzátoru; KVK – kationtová výměnná kapacita

Varianty s různými hnojivy byly náhodně rozmístěny ve čtyřech blocích. Každá varianta byla tedy čtyřikrát opakována. Pokus zahrnoval sedm variant: (1) nehnojená kontrola (Kontrola), (2) čistírenské kaly (ČK1), (3) trojnásobná dávka čistírenských kalů (ČK3), (4) chlévský hnůj (Hnůj), (5) poloviční dávka chlévského hnoje + minerální dusík (Hnůj1/2 + N1/2), (6) minerální dusíkaté hnojení (N), (7) minerální dusík, fosfor a draslík (NPK) a (8) sláma obilnin + minerální dusík (N + Sl). S výjimkou nehnojené kontroly a trojnásobné dávky čistírenských kalů bylo na všech variantách aplikováno 330 kg N/ha za rotaci.

Organická hnojiva (chlévkový hnůj, čistírenské kaly, sláma) byla aplikována vždy na podzim (říjen) ke kukuřici nebo bramborám a ihned zapravena do půdy orbou do hloubky přibližně 25 cm. Dávky dusíku jsou uvedeny v [tab. 8](#). Minerální dusíkaté hnojivo (ledek amonný s vápencem - LAV, 27,5 % N) bylo aplikováno na jaře před setím (jednorázově 120 kg N/ha brambory a kukuřice, 70 kg N/ha ječmen jarní). U ozimé pšenice byla dávka LAV rozdělena na dvě části: první dávka byla aplikována ve fázi BBCH 21, druhá ve fázi BBCH 31 – 32.

Tabulka 8. Aplikované dávky dusíku v dlouhodobých stacionárních pokusech (kg/ha)

Varianta	Brambory/ kukuřice	Pšenice ozimá	Ječmen jarní	kg N/ rotaci
Kontrola	0	0	0	0
ČK1	330	0	0	330
ČK3	990	0	0	990
Hnůj1	330	0	0	330
Hnůj1/2 + N1/2	165	115	50	330
N	120	140	70	330
NPK	120	140	70	330
N + Sl	120	140	70	358 ¹

¹ průměrný vstup dusíku ve slámě činil cca 28 kg N/ha za rotaci; ČK1 – čistírenský kal; ČK3 – čistírenský kal v trojnásobné dávce; Sl – sláma

4.5. Dlouhodobé polní pokusy MENDELU

Dlouhodobé přesné polní pokusy na stanovišti Žabčice v okrese Brno - venkov byly založeny na podzim roku 1969 na Polní pokusné stanici Mendelovy univerzity (MENDELU). První pokus se zaměřuje na monokulturu jarního ječmene. Druhý pokus s Norfolským osevním postupem zahrnuje čtyři plodiny: jetel nebo vojtěšku, ozimou pšenici, kukuřici na zrno s aplikací 25 t/ha chlévského hnoje od roku 2002 (v dřívějších letech cukrovka) a jarní ječmen (tab. 9).

Tabulka 9. Popis stanoviště MENDELU

Stanoviště	MENDELU
Nadmořská výška (m. n. m.)	180
Průměrná roční teplota (°C) ¹	10,3
Průměrné roční srážky (mm) ¹	491
Půdní typ ²	Gleyic Fluvisol
Půdní druh ²	silty clay
Jíl (%) (<0,002 mm)	48,5
Prach (%) (0,002 - 0,05 mm)	44,5
Písek (%) (0,05 – 2 mm)	7,00
pH _{KCl}	5,6
Vodivost (mS/cm)	0,23
KVK (mmol ₍₊₎ /kg)	219

¹ průměrné roční hodnoty za období 30 let (1991-2020); ² půdní druh a půdní typ dle mezinárodní půdní klasifikace od World Reference Base (2022); KVK – kationtová výměnná kapacita

Mezi experimentální faktory zařazené do dlouhodobých pokusů patří: i) dva způsoby zpracování půdy - orba (Or, hloubka 22 cm) a redukované zpracování/kypření (RZ, hloubka 12 - 14 cm), ii) dva způsoby nakládání se slámou - odvoz slámy z pole (SO) a drcení slámy s následným zapravením do půdy (SZ), iii) tři hloubky odběru půdních vzorků - 0 - 10 cm (D₀₋₁₀), 10 - 20 cm (D₁₀₋₂₀) a 20 - 30 cm (D₂₀₋₃₀).

Pokusy jsou vedeny jako stacionární maloparcelový pokus, uspořádaný jako kombinace dělených pásových parcel (pruhy s různým způsobem zpracování půdy) (Krejčíř, 1996). Jednotlivé varianty jsou čtyřikrát opakovány.

4.6. Bazální monitoring půd ÚKZÚZ (BMP)

Pokusná stanoviště sledovaná Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským (ÚKZÚZ) v letech 2012 – 2023 byla pečlivě vybrána pro účely hodnocení a zahrnovala 68 monitorovacích ploch na orné půdě s různými půdně-klimatickými podmínkami. Na každé lokalitě byly v roce 2023 odebrány tři půdní vzorky z hloubky 0 – 30 cm. Tyto plochy se nacházely na pozemcích obhospodařovaných konvenčním způsobem místními zemědělci. Charakteristiky monitorovaných ploch shrnuje [tab. 10](#).

Tabulka 10. Základní popis sledovaných stanovišť

Proměnná	Q 0,25	Q 0,75	Průměr	Medián
pH _{CaCl2}	5,75	7,10	6,34	6,20
Nadmořská výška (m. n. m.)	237	406	295	321
Průměrná teplota (°C)	9,08	10,12	9,57	9,65
Průměrné roční srážky (mm)	512	622	569	564
Průměrný roční výnos obilnin (t/ha)	5,00	6,89	5,90	6,02
Zastoupení obilnin v osevním postupu (%)	36,4	54,5	47,1	45,5
Vstup C v organických hnojivech (t/ha)	3,22	12,60	8,97	8,10
P _{M3} (mg/kg)	37,0	106,5	97,0	83,4
K _{M3} (mg/kg)	149	262	242	195
Ca _{M3} (mg/kg)	1428	4831	3372	2430
Mg _{M3} (mg/kg)	152	335	257	229
Pórovitost (% objemu)	45,1	48,9	45,1	44,7
Objemová hmotnost (g/cm ³)	1,33	1,52	1,42	1,45
C _{SOM} (%)	1,18	2,00	1,59	1,45
N _T (%)	0,120	0,170	0,177	0,145
KVK (mmol ₍₊₎ /kg)	162	246	212	192

C_{SOM} – obsah organické uhlíku v půdě; N_T – celkový dusík v půdě; KVK – kationtová výměnná kapacita; P_{M3}; K_{M3}; Ca_{M3}; Mg_{M3} – obsah fosforu, draslíku, vápníku a hořčíku stanovený metodou Mehlich 3.

5. Hodnocení jednotlivých indikátorů kvality půdní organické hmoty

5.1. Hodnocení metody barevného kvocientu Q4/6

5.1.1. Teoretický popis metody

5.1.1.1. Humusové látky

Hospodaření na půdě do značné míry ovlivňuje množství a kvalitu humusových látek v půdě (Raiesi et al., 2021), přičemž klíčovou roli sehrává aplikace organických hnojiv (Liu et al., 2024).

Humusové látky (C_{HL}) se dělí na huminové kyseliny, fulvokyseliny a huminy na základě jejich rozpustnosti ve vodě, kyselých nebo zásaditých roztocích. Huminové kyseliny mohou pozitivně ovlivňovat fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy, včetně textury, struktury, schopnosti zadržovat vodu, kationtové výměnné kapacity, pH, půdního uhlíku, enzymů, koloběhu dusíku a dostupnosti živin. Důvodem je schopnost huminových kyselin dlouhodobě odolávat rozkladu a vytvářet komplexní sloučeniny (Ampong et al., 2022). Stablnější komplex huminových kyselin s půdními částicemi má rovněž význam v sekvestraci uhlíku v půdě (Kunlanit et al., 2019; Datta et al., 2022), neboť uhlík v labilnějších vazbách může být snadno oxidován a následně uniknout do atmosféry ve formě CO_2 (Segnini et al., 2019).

K pochopení rovnováhy mezi ztrátami a procesy tvorby půdní organické hmoty a při studiu vlivu pěstebních postupů na dynamiku půdní organické hmoty a sekvestraci uhlíku v půdě se uplatňují vzájemné poměry jednotlivých frakcí půdního organického uhlíku (C_{SOM}) (Raiesi et al., 2021).

Poměr uhlíku huminových kyselin (C_{HK}) ku uhlíku fulvokyselin (C_{FK}), obvykle označovaný jako C_{HK}/C_{FK} , je nejpoužívanějším ukazatelem kvality půdní organické hmoty a odráží stupeň polymerizace humusových látek. Vyšší poměr (tj. více HK než FK) naznačuje buď vyšší stupeň polymerizace alkalicky extrahovatelného uhlíku humusových látek, nebo ztrátu labilnější frakce fulvokyselin (Raiesi et al., 2021). Zvyšující se hodnoty humifikačního indexu ($HI = C_{HK}/C_{SOM}$), míry humifikace ($HR = C_{HL}/C_{SOM}$) a procentuálního zastoupení uhlíku huminových kyselin ($PHA = C_{HK}/C_{HL}$) indikují zvýšení

složitosti struktury humusových látek, pravděpodobně v důsledku nižšího podílu snadněji rozložitelných látek (Iqbal et al., 2010; Wang et al., 2015).

Zvýšení hodnot těchto indikátorů kvality půdní organické hmoty je spjato se zlepšením struktury a stability půdní organické hmoty (Wang et al., 2015).

5.1.1.2. Barevný kvocient $Q4/6$

Dalším parametrem kvality organické hmoty v půdě je kvantifikátor absorbance $Q4/6$, v zahraniční literatuře častěji uváděn jako $E4/E6$, příp. $A400/A600$. Původ tohoto stanovení sahá do poloviny 50. let 20. století. Pro charakterizaci půdní organické hmoty se při něm používají různé poměry absorbancí, například 472/664 nm, 400/600 nm, 472/666 nm nebo 465/675 nm (Korak et McKay, 2024). Vyšší hodnota barevného kvocientu $E4/E6$ indikuje méně vyzrálé humusové frakce složené převážně z nízkomolekulárních látek (Oktaba et al., 2018). Naopak huminové kyseliny, které mají vysokou molekulovou hmotnost, mají nízký kvocient $Q4/6$ (obvykle pod 5) (Kagan et al., 2024). Takové hodnoty jsou typické pro dlouhodobě organicky hnojené půdy (Wang et al., 2016) a indikují větší stabilitu a humifikaci organického uhlíku (Kunlanit et al., 2019; Datta et al., 2022). Naproti tomu fulvokyseliny s nižší molekulovou hmotností se vyznačují vyššími hodnotami tohoto poměru (mezi 5 a 10) (Kagan et al., 2024). Z důvodu významných rozdílů v hodnotách kvocientu $Q4/6$ mezi huminovými a fulvokyselinami, lze usuzovat, že tato metoda je velmi vhodná pro sledování molekulárních změn humusových látek (Zalba et al., 2016).

Barevný kvocient $Q4/6$ je typicky vyšší u fulvokyselin než u huminových kyselin, přičemž tento poměr klesá od podzolových půd k černozemím, což lze vysvětlit úbytkem postranních alifatických řetězců ve struktuře půdní organické hmoty rozpuštěné na základě alkalické extrakce. Tuto interpretaci však později zpochybnili Chen et al. (1977), kteří tvrdili, že kvocient $Q4/6$ je primárně ovlivněn velikostí částic nebo molekulovou hmotností. Hodnoty kvocientu $Q4/6$ souvisely v jejich výzkumu s koncentrací volných radikálů, obsahem kyslíku, uhlíku, karboxylových skupin a celkovou kyselostí, což jsou vlastnosti spjaté s velikostí částic či molekul. Vztah mezi $Q4/6$ a relativním obsahem kondenzovaných aromatických struktur naopak zaznamenán nebyl a hodnota $Q4/6$ nezávisela ani na koncentraci huminových či fulvokyselin, minimálně v testovaném rozmezí 100 - 500 ppm. Na druhou stranu je třeba uvést například studii Thai et al. (2022) prováděnou v podmínkách České republiky na fluvizemi, jejíž výsledky ukazují na středně silnou korelaci mezi kvocientem $Q4/6$ a indexem aromaticity uvádějícím podíl organického

uhlíku vázaného právě v aromatických strukturách. Pro zajištění správných výsledků by měl být barevný kvocient Q4/6 měřen při pH výluhu v rozmezí 7 až 8, jelikož jeho hodnota je na pH závislá (Chen et al., 1977).

Jednou z možností využití kvocientu Q4/6 je hodnocení kvality čistírenských kalů a následně vyrobených kompostů. Výzkum Vaca et al. (2008) ukázal, že kompostované kaly podporují tvorbu stabilnějších struktur s nižším Q4/6 oproti nekompostovaným kalům. Barevný kvocient Q4/6 je také důležitým nástrojem v půdoochranných a environmentálních studiích. Používá se například: při hodnocení kvality půd po kontaminaci (ropné látky, těžké kovy) (Reddy et al., 2014), v ekologickém zemědělství jako indikátor dlouhodobé udržitelnosti (Kale et al., 2022) a při plánování krajinných úprav a rekultivací těžebních prostorů (Galatini et al., 2016). V kombinaci s mapováním a prostorovou analýzou lze Q4/6 využít i v GIS aplikacích a modelování změn půdních parametrů v krajině (Zalba et al., 2016).

Ačkoli je stanovení kvocientu Q4/6 poměrně snadné, má určité limity: (1) citlivost na extrakční činidlo a podmínky (např. zvolený poměr a koncentrace NaOH a $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ nejsou ve všech studiích stejné), (2) možnost interferencí způsobených nerozpuštěnými částicemi nebo přítomností pigmentů a pravděpodobná indikace molekulové hmotnosti namísto aromaticity humusových látek (Audette et al., 2000; Korak et McKay, 2024).

Současný výzkum týkající se kvocientu Q4/6 se zaměřuje na: kombinaci Q4/6 s pokročilou spektroskopií (2D fluorescence, synchrotronová FTIR) (Chen et al., 2015), nové korelační spektrometrické metody umožňující popsat historický vývoj dynamiky půdní organické hmoty (Wang et al., 2020) a modelování změn půdní organické hmoty ve vztahu ke stanovištím a klimatickým scénářům (Ceriotti et al., 2020).

Z výše uvedeného vyplývá, že potenciál kvocientu Q4/6 je značný nejen pro výzkumné účely, ale i jako rozhodovací nástroj pro zemědělce.

5.1.1.3. Zkušenosti s kvocientem Q4/6 v polních podmínkách

V této kapitole se zaměříme na praktické využití barevného kvocientu Q4/6, a to zejména na jeho porovnání s jinými vyjádřeními kvality půdní organické hmoty. Vybrány byly výsledky z polních pokusů probíhajících v podmínkách blízkých regionu střední Evropy.

V první řadě je při hodnocení výsledků potřeba zaměřit se vždy na podrobnou metodiku analýz. Těžiště námi hodnocených výsledků spočívá ve stanovení barevného

kvocientu Q4/6 přímo v alkalickém výluhu půdy, tedy extraktu obsahujícím rozpuštěné jak huminové, tak fulvokyseliny. Mnohé studie však hodnotí kvocient Q4/6 v extraktu huminových kyselin. V takovém případě je alkalický extrakční roztok okyselen, čímž dojde k oddělení fulvokyselin, které jsou rozpustnější v kyselé oblasti pH, a vysrážené huminové kyseliny jsou po této separaci rozpuštěny v alkalickém roztoku, v němž teprve probíhá samotné měření Q4/6. Takovým případem je polská studie autorů Kagan et al. (2024) (luvizem, 450 mm, 8,5 °C), která shledala barevný kvocient spolehlivým indikátorem kvality půdní organické hmoty při různých úrovních dusíkatého hnojení. Barevný kvocient Q4/6 huminových kyselin koreloval v tomto jednoletém polním pokusu středně silně s obsahem huminových kyselin v půdě, avšak pouze po sklizni řepky, nikoli po sklizni pšenice.

Silná negativní korelace byla mezi Q4/6 huminových kyselin a poměrem C_{HK}/C_{FK} , jenž uvádí stupeň polymerizace neboli zralosti půdní organické hmoty, zaznamenaná v čínské studii autorů Song et al. (2014) popisující výsledky 30letého polního pokusu (kambizem, 779 mm, 11,2 °C) porovnávající různé variace statkových hnojiv a/nebo NPK. V polské studii autorů Oktaba et al. (2018) byla zjištěna korelace mezi kvocientem Q4/6 huminových kyselin a obsahem huminových kyselin v půdě (600 mm, 8,5 °C). Avšak tato korelace byla pozitivní, což odporuje předpokladu, že vyšší hodnoty Q4/6 odpovídají nižšímu zastoupení huminových kyselin v humusových látkách. Česká studie Kopecký et al. (2022) z různých orných a lesních půd pak popisuje kvocient Q4/6 huminových kyselin jako indikátor poskytující „matoucí“ výsledky.

Další část už bude zaměřena výhradně na studie, při jejichž vypracování stanovovali jejich autoři barevný kvocient Q4/6 hned ve výluhu obsahujícím jak huminové kyseliny, tak fulvokyseliny. Německá studie autorů Marschner et al. (2005) zaznamenala středně silnou závislost mezi kvocientem Q4/6 a podílem labilního organického uhlíku z celkového obsahu půdního organického uhlíku v regozemi.

Horáček et al. (2017) porovnávali archivní vzorky půdy s novými z polních provozů na černozech v České republice; na všech stanovištích zjistili v průběhu času snížení obsahu huminových kyselin a poměru C_{HK}/C_{FK} , což koresponduje se současným zvýšením hodnot kvocientu Q4/6. Horáček et al. (2014) se v jiné studii prováděné tentokrát v dlouhodobých polních pokusech v Německu (luvizem, 670 mm, 7 °C) zaměřili na změnu kvality půdní organické hmoty v závislosti na hloubce odběru půdních vzorků: s hloubkou

klesala hodnota kvocientu Q4/6, což je dle autorů v souladu se zvyšujícím se poměrem C_{HK}/C_{FK} .

Česká studie autorek Fasurová et Pospíšilová (2011) zaznamenala silnou korelaci mezi kvocientem Q4/6 a stupněm humifikace definovaným jako podíl uhlíku huminových kyselin v celkovém organickém uhlíku v půdě (kambizemě a černozem).

Česká studie (fluvizemě, 450 mm, 11 °C) autorů Thai et al. (2022) nenalezla rozdíly v kvalitě humusových látek vyjádřených poměrem Q4/6 mezi jednotlivými variantami mulčovacích materiálů (nehnojená kontrola, sláma, dřevní štěpka, štěpka z kůry a kombinace všech mulčovacích materiálů). Naproti tomu jiná česká studie autorů Menšík et al. (2018) popisující výsledky dlouhodobého polního pokusu (luvizemě, 496 mm, 8,5 °C) uvádí průkazný vliv některých variant hnojení na barevný kvocient Q4/6, zatímco poměr C_{HK}/C_{FK} hnojením statisticky významně ovlivněn nebyl.

Při hodnocení půdní organické hmoty se často používají kombinace více indikátorů její kvality, neboť je tak možné lépe zachytit dynamiku humifikačních procesů. Mbarek et al. (2020) proto upozorňují, že Q4/6 by neměl být používán izolovaně a doporučují kombinovat jej např. s fluorescenční spektroskopií a dalšími doplňujícími metodami.

5.1.2. Materiál a metody

5.1.2.1. Laboratorní analýzy

Navážka 5 g suché jemnozeme (frakce < 2 mm) byla v třepací lahvi zalita 100 ml roztoku 0,1 mol/l pyrofosforečnanu sodného ($Na_4P_2O_7$) a 0,1 mol/l hydroxidu sodného (NaOH) při vyluhovacím poměru 1:20 (hmotnost/objem). Po 10 minutách třepání byl vzorek nechán přes noc odstát a druhý den byl po přidavku 25 ml nasyceného roztoku síranu sodného (Na_2SO_4) zfiltrován (filtrační papír KA4, fialový pruh). Pro účely měření barevného kvocientu byl filtrát spektrofotometricky proměřen při dvou vlnových délkách v oblasti viditelného světla ($\lambda = 465$ a 665 nm) (Song et al. 2014). Srovnávacím roztokem bylo samotné extrakční činidlo. Barevný kvocient Q4/6 byl vypočítán jako poměr absorbance (A) naměřené při 465 nm a 665 nm podle rovnice (1):

$$Q4/6 = \frac{A_{465}}{A_{665}} \quad (1)$$

Filtrát byl v případě potřeby ředěn extrakčním roztokem tak, aby absorbance při vlnové délce 465 nm dosahovala hodnot < 0,900.

Filtrát byl využit k vlastní frakcionaci:

- I. Stanovení obsahu uhlíku v humusových látkách (C_{HL}). Filtrát byl neutralizován kyselinou sírovou, a poté odpařen. Následovala jodometrická titrace (viz dále).
- II. Stanovení uhlíku ve fulvokyselinách (C_{FK}). Filtrát byl okyselen kyselinou sírovou na pH 1,00 - 1,50 a zahříván po dobu 30 minut. Po 24 hodinách skladování byl roztok přefiltrován a promyt roztokem kyseliny sírové o koncentraci 0,05 mol/l. Nově vzniklý filtrát byl odpařen. Následovala jodometrická titrace (viz dále).
- III. Stanovení obsahu uhlíku huminových kyselin (C_{HK}). Zbylá sraženina z kroku II byla rozpuštěna pomocí horkého 0,05 mol/l roztoku hydroxidu sodného a kvantitativně převedena. Po neutralizaci kyselinou sírovou a odpaření následovala jodometrická titrace.

Před jodometrickou titrací všech vzorků byla sušina vzniklá odpařováním rozpuštěna ve směsi 0,067 mol/l roztoku dichromanu draselného ($K_2Cr_2O_7$) a koncentrované kyseliny sírové (H_2SO_4) a zahřívána po dobu 45 minut.

5.1.2.2. Výpočty

Parametry kvality půdní organické hmoty byly vypočítány podle Raiesi (2021), Iqbal et al. (2010) a Bottino et al. (2021):

poměr uhlíku huminových kyselin a uhlíku fulvokyselin:

$$\frac{C_{HK}}{C_{FK}} \quad (2)$$

humifikační index (humification index):

$$HI = \frac{C_{HK}}{C_{SOM}} \quad (3)$$

míra humifikace (humification rate):

$$HR = \frac{C_{HL}}{C_{SOM}} \quad (4)$$

procento uhlíku huminových kyselin:

$$PHA = \frac{C_{HK}}{C_{HL}} \times 100 \quad (\%) \quad (5)$$

- C_{FK} je uhlík fulvokyselin (g/100 g),

- C_{HK} je uhlík huminových kyselin (g/100 g),
- C_{HL} je uhlík humusových látek (g/100 g),
- C_{SOM} je obsah organického uhlíku v půdě (g/100 g).

Účinnost sekvestrace uhlíku (CSE) byla vypočtena dle Wang et al. (2018):

$$CSE (\%) = \frac{TOC \text{ na variantě} - TOC \text{ na kontrole}}{TCI} \times 100 \quad (6)$$

- kde TOC je obsah organického uhlíku v půdě (C_{SOM}) vyjádřený v t/ha v orniční vrstvě a TCI je celkový vstup uhlíku v organických hnojivech za dobu trvání pokusu (t/ha).

5.1.3. Výsledky a hodnocení testované metody

5.1.3.1. Vliv stanovištních podmínek na barevný kvocient Q4/6

Na základě dlouhodobých polních pokusů ÚKZÚZ a ČZU-RP a Bazálního monitoringu půd (tab. 11) lze tvrdit, že na rozdíl od ostatních sledovaných indikátorů kvality půdní organické hmoty koreloval kvocient Q4/6 ve všech třech pokusech nejvýznamněji s podmínkami pokusných stanovišť (nadmořská výška, průměrný roční úhrn srážek, průměrná roční teplota vzduchu). Lze předpokládat, že hodnoty barevného kvocientu Q4/6 jsou nejvýznamněji ze všech sledovaných indikátorů kvality půdní organické hmoty ovlivněny stanovištními podmínkami. Pokud ovšem nezahrneme podmínky stanoviště, tak barevný kvocient Q4/6 nejvýznamněji koreloval, s poměrem C_{HK}/C_{FK} , následovaným procentuálním zastoupením uhlíku huminových kyselin (PHA), přičemž se vždy jednalo o negativní vztah. V pokusech ÚKZÚZ a v Bazálním monitoringu půd byly tyto korelace obvykle středně silné a v pokusu ČZU-RP byly silné.

Tabulka 11. Korelační matice parametrů kvality půdní organické hmoty a stanovištních podmínek, přičemž zelené hodnoty odpovídají kladnému korelačnímu koeficientu a červené hodnoty odpovídají zápornému korelačnímu koeficientu. ÚKZÚZ I 10 stanovišť, ÚKZÚZ II 10 stanovišť, ČZU-RP 5 stanovišť, BMP 68 stanovišť

ÚKZÚZ I	Průměr	Q0,25	Q0,75	Q4/6	C _{HK} /C _{FK}	HR	HI	PHA
Q4/6	5,58	4,87	6,31					
C _{HK} /C _{FK}	0,873	0,608	1,007	-0,311***				
HR	0,365	0,306	0,418	0,133*	-0,233***			
HI	0,145	0,120	0,166	-0,097	0,513***	0,207**		
PHA	0,421	0,331	0,470	-0,182**	0,565***	-0,620***	0,533***	
nadm. výška (m)	384	290	472	0,543***	-0,379***	0,135*	-0,011	-0,152*
srážky (mm/rok)	573	502	611	0,443***	-0,381***	0,036	-0,184**	-0,238***
prům. t (°C)	8,09	7,50	8,30	-0,518***	0,421***	-0,179**	0,041	0,240***
ÚKZÚZ II	Průměr	Q0,25	Q 0,75	Q4/6	C _{HK} /C _{FK}	HR	HI	PHA
Q4/6	6,37	5,39	7,10					
C _{HK} /C _{FK}	0,745	0,550	0,927	-0,338**				
HR	0,311	0,254	0,368	0,178***	-0,478***			
HI	0,106	0,088	0,119	-0,308***	0,604***	0,245**		
PHA	0,360	0,286	0,443	-0,362***	0,888***	-0,696***	0,481***	
nadm. výška (m)	393	290	472	0,504***	-0,192*	-0,032	-0,179*	-0,134
srážky (mm/rok)	581	521	611	0,566***	-0,397***	0,347***	-0,277***	-0,460***
prům. t (°C)	8,03	7,50	8,30	-0,628***	0,256**	-0,165*	0,163	0,288***
ČZU-RP	Průměr	Q0,25	Q 0,75	Q4/6	C _{HK} /C _{FK}	HR	HI	PHA
Q4/6	5,45	4,45	6,17					
C _{HK} /C _{FK}	1,006	0,572	1,267	-0,704***				
HR	0,275	0,234	0,302	-0,557***	0,713***			
HI	0,114	0,069	0,146	-0,700***	0,924***	0,770***		
PHA	0,402	0,276	0,506	-0,641***	0,823***	0,414***	0,891***	
nadm. výška (m)	420	289	525	0,953***	-0,725***	-0,565***	-0,724***	-0,682***
srážky (mm/rok)	578	495	665	0,767***	-0,645***	-0,463***	-0,700***	-0,710***
prům. t (°C)	7,94	7,70	8,20	-0,657***	0,875***	0,793***	0,913***	0,777***
BMP	Průměr	Q0,25	Q 0,75	Q4/6	C _{HK} /C _{FK}	HR	HI	PHA
Q4/6	5,80	4,93	6,79					
C _{HK} /C _{FK}	1,06	0,693	1,297	-0,460***				
HR	0,292	0,255	0,331	0,089	0,166*			
HI	0,128	0,104	0,147	-0,116	0,431***	0,592***		
PHA	0,447	0,383	0,491	-0,248***	0,243***	-0,398**	0,452***	
nadm. výška (m)	319	235	402	0,545***	-0,375***	0,022	-0,215**	-0,274***
srážky (mm/rok)	569	511	619	0,268***	-0,368***	-0,145*	-0,377***	-0,184**
prům. t (°C)	9,57	9,08	10,12	-0,414***	0,312***	0,132	0,347***	0,227**

Hodnoty korelačního koeficientu (r) označené hvězdičkami jsou statisticky významné na hladinách významnosti *p < 0,05, **p < 0,01 a ***p < 0,001. Q4/6 - barevný kvocient vyjádřený na základě absorbcí vlnových délek 465 a 665 nm, C_{HK}/C_{FK} - poměr uhlíku huminových kyselin ku uhlíku fulvokyselin, HR - C_{HL}/C_{SOM}, HI - C_{HK}/C_{SOM}, PHA - C_{HK}/C_{HL}, C_{HL} - uhlík humusových látek, C_{HK} - uhlík huminových kyselin, C_{FK} - uhlík fulvokyselin, C_{SOM} - celkový organický uhlík v půdě.

Dílčí závěr: Barevný kvocient Q4/6 koreloval nejvýznamněji s podmínkami pokusných stanovišť (nadmořská výška, teplota vzduchu, srážkový úhrn).

5.1.3.2. Vliv varianty hnojení na barevný kvocient Q4/6

V [tab. 12](#) je popsán vliv varianty hnojení na kvalitu půdní organické hmoty v dlouhodobých polních pokusech ÚKZÚZ a ČZU. Aby bylo toto porovnání možné, jsou všechny výsledky vyjádřeny v relativních hodnotách vztažených vždy k průměru nehnojené varianty za každé stanoviště. Protože na stanovištích v řepařské výrobní oblasti pokusu ÚKZÚZ I (Lednice, Pusté Jakartice a Věrovany) byl zaoráván řepný chrást, došlo na rozdíl od stanovišť v bramborářské oblasti (Horažďovice, Hradec nad Svitavou, Chrastava, Jaroměřice, Lípa, Staňkov, Vysoká) ke zvýšení vstupu dodaného uhlíku v organických hnojivech a změně poměru C:N. Z tohoto důvodu byla stanoviště spadající do řepařské oblasti ze souboru dat vyloučena.

Tabulka 12. Kvalita půdní organické hmoty u variant hnojení na jednotlivých stanovištích v relativním vyjádření za všechna stanoviště vždy vztažená k průměru nehnojené varianty.

Pokus	varianta	Q4/6 rel	C _{HK} /C _{FK} rel	HR rel	HI rel	PHA rel
ÚKZÚZ I	nehnojeno	1 ^{ab}	1 ^{cd}	1 ^a	1 ^a	1 ^{ab}
	NPK	0,986 ^{ab}	1,292 ^{ab}	1,024 ^a	1,066 ^{ab}	1,110 ^{abc}
	hnůj	1,057 ^b	1,339 ^b	1,073 ^a	1,046 ^{ab}	1,128 ^{bc}
	hnůj + NPK	1,022 ^b	1,300 ^{ab}	0,964 ^a	1,175 ^b	1,271 ^c
	sláma	0,914 ^a	1,125 ^{ad}	1,046 ^a	1,079 ^{ab}	1,058 ^{abc}
	sláma + NPK	0,986 ^{ab}	0,869 ^c	0,925 ^a	0,839 ^c	0,901 ^a
ÚKZÚZ II	nehnojeno	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a
	hnůj	1,010 ^a	1,189 ^b	0,926 ^a	1,054 ^a	1,144 ^{ab}
	hnůj + M1	1,075 ^b	1,113 ^{ab}	0,931 ^a	1,019 ^a	1,095 ^{ab}
	hnůj + M2	1,077 ^b	1,234 ^b	0,946 ^a	1,121 ^a	1,194 ^b
	hnůj + M3	1,065 ^b	1,212 ^b	0,927 ^a	1,091 ^a	1,209 ^b
ČZU-RP	nehnojeno	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^{ab}	1 ^a
	kal 1	1,000 ^a	1,071 ^{ab}	0,988 ^a	0,988 ^{ab}	1,012 ^a
	kal 3	1,059 ^b	1,070 ^{ab}	0,965 ^a	0,891 ^a	0,932 ^a
	Hnůj	1,031 ^{ab}	1,368 ^b	0,927 ^a	1,151 ^b	1,241 ^b
	hnůj ^{1/2} + N	1,011 ^{ab}	1,225 ^{ab}	0,991 ^a	1,061 ^{ab}	1,077 ^{ab}
	N	0,979 ^a	1,097 ^{ab}	1,012 ^a	0,936 ^{ab}	0,914 ^a
	NPK	0,992 ^a	1,012 ^a	1,043 ^a	0,986 ^{ab}	0,932 ^a
	N + sláma	0,997 ^a	1,284 ^{ab}	0,979 ^a	1,094 ^{ab}	1,124 ^{ab}

Hodnoty barevného kvocientu Q4/6 označené stejným písmenem ve sloupci se statisticky významně vzájemně neliší na hladině významnosti $p < 0,05$ (Tukey HSD test). Q4/6 - barevný kvocient vyjádřený na základě absorbancí vlnových délek 465 a 665 nm, C_{HK}/C_{FK} - poměr uhlíku huminových kyselin ku uhlíku fulvokyselin, HR - C_{HL}/C_{SOM}, HI - C_{HK}/C_{SOM}, PHA - C_{HK}/C_{HL}, C_{HL} - uhlík humusových látek, C_{HK} - uhlík huminových kyselin, C_{FK} - uhlík fulvokyselin, C_{SOM} - celkový organický uhlík v půdě.

Relativní vyjádření míry humifikace (HR) nebylo průkazně ovlivněno variantou hnojení v žádném ze sledovaných pokusů. V pokusu ÚKZÚZ I dosahovala varianta hnůj vyšších hodnot relativního poměru C_{HK}/C_{FK} a barevného kvocientu Q4/6 v porovnání s variantou hnojenou jen slámou. Varianty hnůj a hnůj + NPK dosahovaly nejvyšších hodnot relativního poměru C_{HK}/C_{FK} , zastoupení uhlíku huminových kyselin (PHA) a také Q4/6.

V pokusu ÚKZÚZ II dosahovaly varianty hnůj+M2 a hnůj+M3 vyšších relativních hodnot poměru C_{HK}/C_{FK} , PHA a současně také Q4/6 v porovnání s nehnojenou variantou. Ačkoli byly vyšší hodnoty relativního poměru C_{HK}/C_{FK} a PHA zaznamenány na variantě hnůj v porovnání s nehnojenou variantou a variantou hnojenou NPK, relativní vyjádření barevného kvocientu Q4/6 se mezi těmito třemi variantami hnojení nelišilo. Rovněž, na rozdíl od relativního vyjádření humifikačního indexu (HI) a PHA, nebyl zjištěn průkazný rozdíl v relativních hodnotách kvocientu Q4/6 mezi variantami kal 3 a hnůj.

Ačkoli se barevný kvocient Q4/6 projevil jako nejcitlivější indikátor kvality půdní organické hmoty ve vztahu k variantě hnojení, je nutné zmínit, že nebyly potvrzeny předpokládané negativní korelace mezi kvocientem Q4/6 a ostatními sledovanými indikátory kvality půdní organické hmoty.

Dílčí závěr: Při studiu vlivu varianty hnojení nebyla potvrzena hypotéza, že se vzrůstajícími hodnotami sledovaných indikátorů půdní organické hmoty nabývá barevný kvocient Q4/6 nižších hodnot.

5.1.3.3. Výsledky Bazálního monitoringu půd

Z tab. 13 vyplývá, že nejsilněji byl organickým hnojením v provozních pokusech ovlivněn barevný kvocient Q4/6 (středně silná korelace s aplikací slámy a váženým průměrem poměru C:N dodaných organických hnojiv), následovaný HI a poměrem C_{HK}/C_{FK} , přičemž posledně jmenované ukazatele kvality půdní organické hmoty korelovaly s aplikací organických hnojiv středně silně až slabě. Důležité je poukázat na výhradně negativní korelace mezi kvocientem Q4/6 a ostatními indikátory kvality půdní organické hmoty, což, jak vyplývá z tab 11, nebylo v dlouhodobých pokusech prokázáno. Právě negativní korelace kvocientu Q4/6 s ostatními indikátory kvality půdní organické hmoty jsou zcela v souladu s definicí kvocientu Q4/6.

Bazální monitoring půd však představuje jiný přístup v hodnocení půdních vlastností, neboť porosty na každém stanovišti jsou ošetřeny zcela specificky. Zjednodušeně to lze vyjádřit tak, že každé stanoviště představuje jednu variantu hnojení, a proto je vliv stanoviště u porovnávaných způsobů hnojení velmi významný na rozdíl od dlouhodobých pokusů, jejichž principem je zařazení všech variant hnojení na každém stanovišti.

Tabulka 13. Korelační matice kvality půdní organické hmoty a dávek uhlíku v organických hnojivech, kde zelené hodnoty odpovídají kladnému korelačnímu koeficientu a červené hodnoty odpovídají zápornému korelačnímu koeficientu.

	Průměry	C input 2012 - 2022	C input ve slámě	% zastoupení slámy	C/N hnojiv
C input 2012 – 2022	10,9				
C input ve slámě	7,15	0,642***			
% zastoupení slámy	66,4	-0,016	0,531***		
C/N hnojiv	53,9	0,093	0,570***	0,930***	
Q4/6	5,81	-0,155*	-0,409***	-0,405***	-0,401***
C_{HK}/C_{FK}	1,06	0,036	0,230***	0,279***	0,335***
HR	0,292	0,049	0,148*	0,071	0,157*
HI	0,128	0,012	0,288***	0,342***	0,391***
PHA	0,447	-0,097	0,124	0,253***	0,199

Hodnoty korelačního koeficientu (r) označené hvězdičkami jsou statisticky významné na hladinách významnosti *p < 0,05, **p < 0,01 a ***p < 0,001. Q4/6 - barevný kvocient vyjádřený na základě absorbancí vlnových délek 465 a 665 nm, HR - C_{HL}/C_{SOM} , HI - C_{HK}/C_{SOM} , PHA - C_{HK}/C_{HL} , C_{HL} - uhlík humusových látek, C_{HK} - uhlík huminových kyselin, C_{FK} - uhlík fulvokyselin, C_{SOM} - celkový organický uhlík v půdě.

Dílčí závěr: V provozních pokusech na stanovištích se širokým spektrem půdně-klimatických podmínek korelovalo organické hnojení významněji s barevným kvocientem Q4/6, než s indikátory kvality půdní organické hmoty stanovenými frakcionací půdního

organického uhlíku. Je třeba zdůraznit, že oproti dlouhodobým pokusům byly výsledky současně ovlivněny specifickými podmínkami jednotlivých stanovišť.

5.1.4. Seznam publikací předcházejících metodice

5.1.4.1. Publikace s impakt faktorem

1. Balík J., Kulháněk M., Černý J., Sedlár O., Suran P., Asrade D.A. (2022): The influence of organic and mineral fertilizers on the quality of soil organic matter and glomalin content. *Agronomy*. 12: 1375. <https://doi.org/10.3390/agronomy12061375>
2. Balík J., Ryant P., Suran P., Dryšlová T., Smutný V., Černý J., Kulháněk M., Sedlár O., Mazánek P. (2025): The glomalin-related soil protein content as influenced by crop rotation (spring barley monoculture/Norfolk crop rotation), straw application, and tillage. *Frontiers in Soil Science*. In print.
3. Balík J., Suran P., Černý J., Sedlár O., Kulháněk M., Procházková S. (2025): Changes in soil organic matter content and quality after application of different organic and mineral fertilisers in 27 years long-term field experiments on Luvisol. *Frontiers in Soil Science*. 5: 1540137. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2025.1540137>
4. Balík J., Suran P., Černý J., Sedlár O., Kulháněk M., Procházková S. (2025): Soil organic matter quality and glomalin-related soil protein content in Cambisol. *Agronomy*. 15: 745. <https://doi.org/10.3390/agronomy15030745>
5. Balík J., Suran P., Sedlár O., Černý J., Kulháněk M., Procházková S., Asrade D.A., Smatanová M. (2023): The effect of long-term farmyard manure and mineral fertilizer application on the increase in soil organic matter quality of Cambisols. *Agronomy*. 13: 2960. <https://doi.org/10.3390/agronomy13122960>
6. Černý J., Balík J., Suran P., Sedlár O., Procházková S., Kulháněk M. (2024): The content of soil glomalin concerning selected indicators of soil fertility. *Agronomy*. 14: 1731. <https://doi.org/10.3390/agronomy14081731>
7. Sedlár O., Balík J., Černý J., Kulháněk M., Smatanová M. (2023): Long-term application of organic fertilizers in relation to soil organic matter quality. *Agronomy*. 13: 175. <https://doi.org/10.3390/agronomy13010175>
8. Sedlár O., Balík J., Černý J., Suran P., Kulháněk M., Bihun T. (2025): Soil organic matter quality and carbon sequestration potential affected by straw return in 11-year on-farm trials in the Czech Republic. *Agronomy*. 15: 1277. <https://doi.org/10.3390/agronomy15061277>

5.1.4.2. Ostatní publikace

1. Balík J., Suran P., Černý J., Kulháněk M., Sedlár O. (2022): Kvalita půdní organické hmoty v závislosti na minerálním a organickém hnojení v dlouhodobých pokusech ČZU. Konference 50. let dlouhodobých polních pokusů, ÚKZUZ, Brno.
2. Černý J., Balík J., Kulháněk M., Sedlár O., Procházková S. (2023): Význam a přeměny organické hmoty v půdě – 1. díl. *Úroda* 2, 18-22
3. Černý J., Balík J., Procházková S., Kulháněk M., Sedlár O. (2023): Význam a přeměny organické hmoty v půdě – 2. díl. *Úroda* 3: 68-70
4. Černý J., Balík J., Sedlár O., Kulháněk M., Procházková S. (2023): Význam a přeměny organické hmoty v půdě – 3. díl. *Úroda* 10, 29-32
5. Černý J., Balík J., Sedlár O., Kulháněk M., Procházková S. (2023): Význam a přeměny organické hmoty v půdě – 4. díl. *Úroda* 11, 33-36

6. Černý J., Balík J., Sedlár O., Kulháněk M., Procházková S. (2024): Organická hmota v půdě, její balance a funkce. *Farmář* 10, 11-13.
7. Černý J., Balík J., Suran P., Procházková S., Sedlár O., Kulháněk M. (2025): Půdní organická hmota – od rostlin zpět k rostlinám. *Agromanuál* 1, 52-54
8. Sedlár O., Černý J., Kulháněk M., Bihun T., Smatanová M., Balík J. (2023): Organický uhlík v půdě ve vztahu k dlouhodobému hnojení. *Sborník konference Racionální použití hnojiv, ČZU v Praze*: 127-130.

5.1.5. Citovaná literatura

1. Ampong K., Thilakarathna M.S., Gorim L.Y. (2022): Understanding the role of humic acids on crop performance and soil health. *Frontiers in Agronomy*. 4: 848621, <https://doi.org/10.3389/fagro.2022.848621>
2. Audette Y., Longstaffe J.G., Gillespie A.W., Smith D.S., Voroney R.P. (2020): Validation and comparisons of NaOH and Na₄P₂O₇ extraction methods for the characterization of organic amendments. *Soil Science Society of America Journal*. 85: 1985 – 1998, <https://doi.org/10.1002/saj2.20195>
3. Bottino F., Souza B.P., Rocha R.J.S., Cunha-Santino M.B., Bianchini I. (2021): Characterization of humic substances from five macrophyte species decomposed under different nutrient conditions. *Limnetica*. 40: 267–278. <https://doi.org/10.23818/limn.40.18>
4. Ceriotti G., Tang F.H.M., Maggi F. (2020): Similarities and differences in the sensitivity of soil organic matter (SOM) dynamics to biogeochemical parameters for different vegetation inputs and climates. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. 34: 2229 – 2244. <https://doi.org/10.1007/s00477-020-01868-z>
5. Datta A., Choudhury M., Sharma P.C., Priyanka Jat H.S., Jat M.L., Kar S. (2022): Stability of humic acid carbon under conservation agriculture practices. *Soil and Tillage Research*. 216: 105240. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105240>
6. Fasurová N., Pospíšilová L. (2011): Spectroscopic characteristics of humates isolated from different soils. *Soil and Water Research*. 6: 147 – 152. <https://doi.org/10.17221/21/2010-SWR>
7. Galantini J.A., Senesi N., Brunetti G., Rosell R.A. (2004): Soil humic and fulvic acid properties in semi-arid Pampean soils under different management systems. *Soil and Tillage Research*. 77: 145 – 153. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.12.002>
8. Horáček J., Strosser E., Čechová V. (2014): Carbon fraction concentrations in a haplic Luvisol as affected by tillage. *Plant, Soil and Environment*. 60: 262 – 266. <https://doi.org/10.17221/7416-PSE>
9. Chen W., Habibul N., Liu X.-Y., Sheng G.-P., Yu H.-Q. (2015): FTIR and synchronous fluorescence heterospectral two-dimensional correlation analyses on the binding characteristics of copper onto dissolved organic matter. *Environmental Science & Technology*. 49: 2052 – 2058.
10. Chen Y., Senesi N., Schnitzer M. (1977): Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. *Soil Science Society of America Journal*. 41: 352 – 358. <https://doi.org/10.2136/sssaj1977.03615995004100020037x>
11. Iqbal M.K., Shafiq T., Hussain A., Ahmed K. (2010): Effect of enrichment on chemical properties of MSW compost. *Bioresource Technology*. 101: 5969 – 5977. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.105>
12. IUSS Working Group WRB. (2022): World Reference Base for Soil Resources. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps, fourth ed. International Union of Soil Sciences, Vídeň, 235 s.

13. Kagan K., Goraj W., Kuźniar A., Kruczyńska A., Sochaczewska A., Słomczewski A., Wolińska A. (2024): Exploring the synergy between humic acid substances, dehydrogenase activity and soil fertility. *Agronomy*. 14: 1031. <https://doi.org/10.3390/agronomy14051031>
14. Kale S.P., Bhakare B.D., Thakare R.S., Patil V.S., Durgude A.G. (2022): E4/E6 ratio and total acidity of soil humic and fulvic acids from different land use patterns. *International Journal of Agriculture and Food Science*. 4: 13 – 16. <https://doi.org/10.33545/2664844X.2022.v4.i2a.85>
15. Kopecký M., Kolář L., Perná K., Vachalová R., Mráz P., Konvalina P., Murindangabo Y.T., Ghorbani M., Menšík L., Dumbrovský M. (2022): Fractionation of soil organic matter into labile and stable fractions. *Agronomy*. 12: 73. <https://doi.org/10.3390/agronomy12010073>
16. Korak J.A., McKay G. (2024): Critical review of fluorescence and absorbance measurements as surrogates for the molecular weight and aromaticity of dissolved organic matter. *Environmental Science: Processes & Impacts*. 26: 1663 – 1702. <https://doi.org/10.1039/d4em00183d>
17. Krejčíř, J. (1996): Koncepce a metodika dlouhodobého stacionárního polního pokusu v Žabčicích a problematika jeho hodnocení, in: Anon (Eds.), Význam a perspektivy dlouhodobých polních pokusů v České republice. MZLU v Brně, Brno, 43 s.
18. Kunlanit B., Butnan S., Vityakon P. (2019): Land-use changes influencing C sequestration and quality in topsoil and subsoil. *Agronomy*. 9: 520. <https://doi.org/10.3390/agronomy9090520>
19. Liu Y., Lan X., Hou H., Ji J., Liu X., Lv Z. (2024): Multifaceted ability of organic fertilizers to improve crop productivity and abiotic stress tolerance: review and perspectives. *Agronomy*, 14: 1141. <https://doi.org/10.3390/agronomy14061141>
20. Marschner B., Winkler R., Jödemann D. (2005): Factors controlling the partitioning of pyrene to dissolved organic matter extracted from different soils. *European Journal of Soil Science*. 56: 299 – 306. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00678.x>
21. Mbarek H.B., Gargouri K., Mbadra C., Chaker R., Soudi Y., Abbas O., Baeten V., Rigane H. (2020): Change and spatial variability of soil organic matter humification after long-term tillage and olive mill wastewater application in arid regions. *Soil Research*. 54: 388 – 399. <https://doi.org/10.1071/sr19113>
22. Menšík L., Hlisnikovský L., Pospíšilová L., Kunzová E. (2018): The effect of application of organic manures and mineral fertilizers on the state of soil organic matter and nutrients in the long-term field experiment. *Journal of Soils and Sediments*. 18: 2813 – 2822. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1933-3>
23. Oktaba L., Odrobińska D., Uzarowicz Ł. (2018): The impact of different land uses in urban area on humus quality. *Journal of Soils and Sediments*. 18: 2823 – 2832. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1982-7>
24. Raiesi F. (2021): The quantity and quality of soil organic matter and humic substances following dry-farming and subsequent restoration in an upland pasture. *Catena*. 202: 105249. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105249>
25. Reddy S.B., Nagaraja M.S., Raj T.S.P., Dhumgond P. (2014): Elemental analysis, E4/E6 ratio and total acidity of soil humic and fulvic acids from different land use systems. *Journal of Soil Science and Agricultural Engineering*. 5: 1 – 9.
26. Segnini A., Xavier A.A.P., Otaviani P.L., Oliveira P.P.A., Pedroso A.D., Praes M.F.F.M., Rodrigues P.H.M., Milori D.M.B.P. (2019): Soil carbon stock and humification in pastures under different levels of intensification in Brazil. *Scientia Agricola*. 76: 33 – 40. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2017-0131>

27. Song X.Y., Liu S.T., Liu Q.H., Zhang W.J., Hu C.G. (2014): Carbon sequestration in soil humic substances under long-term fertilization in a wheat-maize system from North China. *Journal of Integrative Agriculture*. 13: 562 – 569. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(13\)60713-3](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60713-3)
28. Thai S., Davídek T., Pavlů L. (2022): Causes clarification of the soil aggregates stability on mulched soil. *Soil and Water Research*. 17: 91 – 99. <https://doi.org/10.17221/151/2021-SWR>
29. Vaca R., Lugo J.A., Esteller M.V., del Aguila P. (2008): Soil organic matter quality and zinc and lead sorption as affected by a sewage sludge or a sewage sludge compost application. *Compost Science & Utilization*. 16, 239 – 249. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2008.10702385>
30. Wang C.Y., He N.P., Zhang J.J., Lv Y.L., Wang L. (2015): Long-term grazing exclusion improves the composition and stability of soil organic matter in Inner Mongolian grasslands. *PLoS ONE*. 10: e0128837. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128837>
31. Wang H.-C., Chou C.-Y., Chiou C.-R., Tian G., Chiu C.-Y. (2016): Humic acid composition and characteristics of soil organic matter in relation to the elevation gradient of Moso bamboo plantations. *PLOS ONE*. 11: e0162193. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162193>
32. Wang S., Cheng X., Zheng D., Song H., Han P., Yuen P. (2020): Prediction of the soil organic matter (SOM) content from moist soil using synchronous two-dimensional correlation spectroscopy (2D-COS) analysis. *Sensors*. 20: 4822. <https://doi.org/10.3390/s20174822>
33. Wang S.C., Zhao Y.W., Wang J.Z., Zhu P., Cui X., Han X.Z., Xu M.G., Lu C.A. (2018): The efficiency of long-term straw return to sequester organic carbon in Northeast China's cropland. *Journal of Integrative Agriculture*. 17: 436 – 448. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(17\)61747-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(17)61747-6)
34. Zalba P., Amiotti N.M., Galantini J.A., Pistola S. (2016): Soil humic and fulvic acids from different land-use systems evaluated by E4/E6 ratios. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 47: 1675 – 1679. <https://doi.org/10.1080/00103624.2016.1206558>

5.2. Hodnocení metody extrakce „labilního C“ horkou vodou (C_{HWE})

5.2.1. Teoretický popis metody

Existují přesvědčivé důkazy, že organická hmota extrahovaná v horké vodě je labilní frakce půdní organické hmoty (Ghani et al., 2003). Körschens et al. (2013) uvádějí, že se jedná o možný indikátor kvality půdní organické hmoty. Silné korelace byly prokázány s parametry charakterizujícími labilní frakce půdní organické hmoty. Jedná se např. o respiraci v inkubačních testech (McNally et al., 2018) nebo obsah C mikrobiální biomasy (Sparling et al., 1998). Horká voda je mírné extrakční činidlo a podíl C_{HWE} z C_{SOM} je relativně malý. Z výsledků Ghani et al. (2003); Curlin et al. (2006); Chanting et al. (2016) je zřejmé, že podíl C_{HWE} činil 2 - 7,5 % z C_{SOM} . Množství extrahovaného uhlíku velmi těsně koreluje s množstvím a kvalitou mikroagregátů (Puget et al. 1999).

Přestože existuje mnoho postupů a modifikací extrakce horkou vodou (různé teploty, způsoby extrakce, zařízení apod.), je na pracovišti ČZU dlouhodobě využívána extrakce vzorku zeminy ve vroucí vodě (105 °C) po dobu jedné hodiny. Tato metoda se vyznačuje vysokou spolehlivostí, zejména díky vysoké opakovatelnosti i reprodukovatelnosti měření s různými vzorky (rozdílnými půdními druhy i typy) či při provádění metody různými osobami.

Metoda vychází z předchozích studií (Behm, 1988) a byla dále ověřována pro stanovení lehce extrahovatelných frakcí uhlíku i dusíku u vzorků zemin dlouhodobých polních pokusů (Körschens et al., 1990; Leinweber et al., 1995; Körschens et al., 1998) i jiných vzorků (např. Landgraf et al., 2006; Heler et Weiß, 2015). Pro minerální půdy byla tato metoda specifikována VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) jako standardní extrakční postup stanovení labilního uhlíku a dusíku (C_{HWE} a N_{HWE}) (Schulz et al., 2003).

5.2.2. Materiál a metody

5.2.2.1. Laboratorní analýzy

Pro analýzu byla využívána standardní jemnozem suchého vzorku zeminy (frakce < 2 mm). Navážka vzorku byla odvozena od množství a dostupnosti vzorku. V postupech pro řešení projektu bylo navažováno 5 g jemnozeme (vzorky ÚKZÚZ z dlouhodobých

polních pokusů) a u ostatních vzorků 6 g jemnozeme (vzorky dlouhodobých pokusů ČZU, vzorky odebírané na vybraných bodech BMP). Rozdíl v navážkách byl dán jen (ne)dostatkem zhomogenizovaného půdního materiálu. Vždy byl zachován extrakční poměr 1:5 w/v (tab. 14).

Tabulka 14. Navážky zeminy a objemy demineralizované vody pro extrakci horkou vodou

Navážka zeminy (g)	Objem vody (ml)	Extrakční poměr
5	25	1:5 w/v
6	30	1:5 w/v

Vzorky zemin byly navažovány do varných 100 ml baněk s plochým dnem (RG2, Behr, Německo). Kalibrovaným dávkovačem bylo přidáno odpovídající množství (25 ml, resp. 30 ml) demineralizované vody prosté C a N. Čistota analýzy byla ověřována slepým vzorkem bez navážky zeminy v každé sadě (20 vzorků) - obr. 1.

Obrázek 1. Sada varných baněk pro extrakci horkou vodou (vlevo) a panel s varnými baňkami osazenými zpětnými chladiči v topném hnízdě (vpravo) s údaji o teplotě (°C) a času (min.) do konce programu



Vlevo v popředí baňky s 6 g naváženého vzorku jemnozeme (vlevo dole), vzorek zalitý 30 ml demineralizované vody (uprostřed dole) a slepý vzorek bez zeminy (vpravo dole).

5.2.2.1.A. Extrakce v horké vodě

Jednotlivé varné baňky se zeminou a demineralizovanou vodou, vč. slepého vzorku, byly umístěny do stojanu (interní úprava ČZU) a vloženy do ohřívače s termoregulací (Gerhardt GmbH, Německo). Varné baňky byly následně osazeny zpětným chladičem (LK1, Behr, Německo) - [obr. 1](#). Ve zpětném chladiči dochází ke kondenzaci vodní páry vznikající při varu kapaliny a kondenzát se vrací zpět do varné baňky. Tím byl zachován objem vody a extrakční poměr.

Časování systému bylo nastaveno tak, aby po dosažení teploty obsahu varné baňky $\pm 105\text{ }^{\circ}\text{C}$ byly vzorky udržovány při slabém varu pod zpětným chladičem po dobu 60 minut. Po uplynutí této doby byl celý panel vyjmut z topného hnízda, čímž bylo omezeno překročení doby extrakce ve vroucí vodě.

5.2.2.1.B. Odštědění a ošetření vzorků před měřením

Vzorek byl přelit do centrifugačních kyvet o objemu 15 ml. Vzorky byly odstřeďovány po dobu 5 min při 3070 g (Z206A, Hermle, USA). Supernatant byl opatrně přelit (dekanován) do kyvet pro skladování vzorků. Pokud byly vzorky následně měřeny (do 2 dnů), byly uchovány v chladničce při teplotě $5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Při potřebě dlouhodobějšího uskladnění před analýzou byly vzorky zamrazeny při teplotě $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$. Následné rozmrazení před analýzou bylo postupné.

5.2.2.1.C. Měření obsahu uhlíku (C_{HWE}) v extraktu

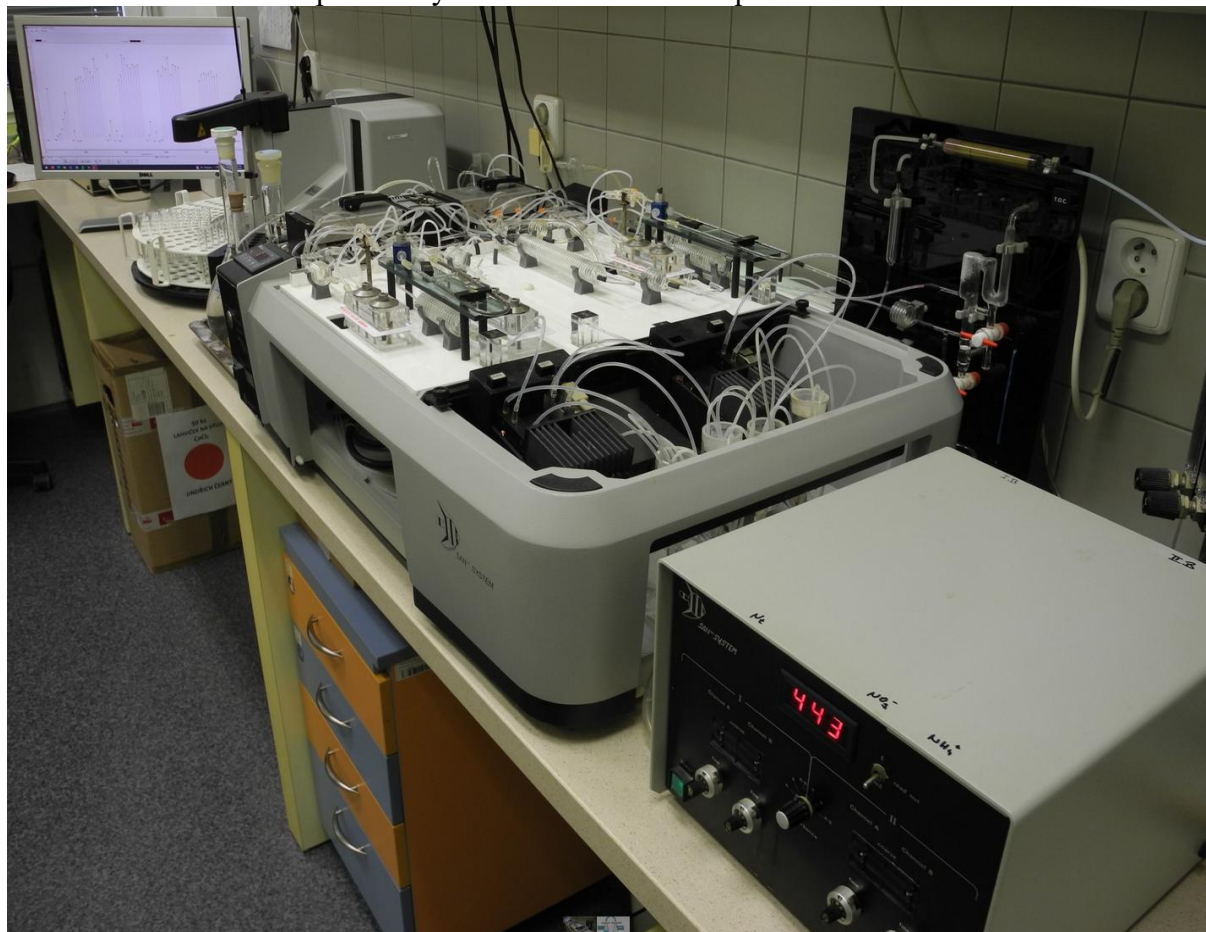
Pro vlastní analýzu bylo využito 2 - 6 ml extraktu s ohledem na případnou potřebu ředění vzorku v nastavení kalibračního rozsahu analyzátoru SKALAR plus SYSTEM (Skalar, Nizozemsko) ([obr. 2](#)).

Obsah uvolněného organického uhlíku je v extraktu možné měřit po převedení do formy CO_2 digestí. K tomu dochází po oxidaci uhlíku za účasti UV-záření a persíranu. Při tomto procesu také dochází k uvolnění podílu minerálního uhlíku, který by výsledky zkreslil. Uvolněný minerální uhlík je odstraněn z roztoku acidifikací kyselinou sírovou. Jako detektor CO_2 je využíván nedisperzní infračervený (NDIR) analyzátor, díky schopnosti CO_2 dobře absorbovat světlo v infračerveném pásmu.

Výsledky jsou dále vyjádřeny v mg C/kg suchého vzorku zeminy. Získané výsledky byly kontrolovány: i) prostřednictvím vnitřních standardů vzorků zemin z různých půdních typů a druhů, ii) u směsných vzorků z provozních ploch byl každý vzorek třikrát opakován. Při odchylce výsledku jednotlivého opakování $> 5\%$ hodnoty průměru byla analýza vzorku

opakována, iii) u vzorků odbíraných v opakováních (polní pokusy, BMP) byla analýza vzorku opakována při odchylce výsledku jednotlivého opakování $> 10 \%$ hodnot průměru odběrového bodu/varianty.

Obrázek 2. Kontinuální průtokový kolorimetr SKALAR plus SYSTEM



Na obrázku je možné vidět podavač (vlevo nahoře), kontinuální průtokový kolorimetr (uprostřed) a detektor (vpravo dole).

5.2.3. Výsledky a hodnocení testované metody

5.2.3.1. Vliv půdního typu a půdního druhu na podíl C_{HWE} v C_{SOM}

V našich experimentech jsme zjistili, že potenciálně využitelným indikátorem kvality půdní organické hmoty může být podíl C_{HWE} z C_{SOM} . S rostoucí kvalitou půdní organické hmoty klesá podíl C_{HWE} z C_{SOM} (tab. 15). Tento závěr koresponduje s našimi předchozími výsledky. Balík et al. (2022) uvádějí poměr C_{HWE}/C_{SOM} na stanovišti s černozemí 1,21 %, na stanovišti luvisol 1,97 % (Balík et al. 2023a) a na stanovišti kambisol 3,04 % (Balík et al. 2023b).

Tabulka 15. Vliv půdního typu na obsah uhlíku extrahovatelného horkou vodou

Skupiny půdního typu	C_{HWE}/C_{SOM} (%)
Černozemě ¹⁾	2,87 ^a
Luvisoly ²⁾	3,47 ^b
Kambisoly ³⁾	3,63 ^b
Fluvisoly ⁴⁾	3,07 ^{ab}

Scheffeho post hoc test; $p < 0,05$; $n = 213$. Různá písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi skupinami půdních typů. ¹⁾ Černozem + phaeozem ($n = 36$); ²⁾ luvisol + albeluvisol + planosol ($n = 90$); ³⁾ kambisol + leptosol ($n = 51$); ⁴⁾ fluvisol + gleysol + regosol ($n = 36$).

Kromě kvality organické hmoty je důležitým faktorem, který ovlivňuje množství C_{HWE} , obsah jílu. S rostoucím obsahem jílu (případně jílnatých částic) klesá podíl extrahovatelného uhlíku (tab. 16).

Tabulka 16. Vliv půdního druhu na obsah uhlíku extrahovatelného horkou vodou

Obsahu jílu	C_{HWE}/C_{SOM} (%)	n
< 18 %	2,87 ^a	72
18,0 – 24,5 %	3,47 ^b	69
> 24,5 %	3,63 ^b	72

Různá písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi skupinami půdních druhů (Scheffeho post hoc test; $p < 0,05$). Minimum = 6,3 %; maximum = 54,6 %.

Dílčí závěr: Na černozemi byl nižší podíl C_{HWE} v C_{SOM} v porovnání s kambisoly a luvisoly. S rostoucím obsahem jílu (případně jílnatých částic) klesá podíl C_{HWE} v C_{SOM} .

5.2.3.2. Vztah mezi obsahem C_{HWE} a obsahem glomalinu

Souvislost mezi obsahem C_{HWE} a obsahem glomalinu (GRSP) není jednoznačná. V dlouhodobých pokusech s různou intenzitou minerálního hnojení a aplikace hnoje byla stanovena těsná korelace mezi C_{HWE} a GRSP na stanovištích luvisol (Balík et al., 2023a) i kambisol (Balík et al., 2023b) (tab. 17). V dlouhodobých pokusech s monokulturou kukuřice a rozdílným organickým hnojením (čistírenský kal, kejda skotu) však nebyla zjištěna průkazná souvislost (Balík et al., 2022).

Tabulka 17. Souvislost mezi obsahem C_{HWE} a obsahem GRSP

Indikátor	EE-GRSP	T-GRSP	Reference
C_{HWE} luvisol	0,409 **	0,268 *	Balík et al. (2023a)
C_{HWE} kambisol	0,562 **	0,589 **	Balík et al. (2023b)

Pearsonův korelační koeficient; * $p < 0,05$; ** $p < 0,001$. $n = 75$ (luvisol); 60 (kambisol).

Dílčí závěr: Vzhledem k charakteru GRSP a metodice extrakce horkou vodou nelze předpokládat jejich vzájemnou souvislost. V případě signifikantních korelací mezi GRSP a C_{HWE} se jedná o výsledky dlouhodobých pokusů s organickými hnojivy, kdy došlo k významným změnám v půdní organické hmotě a oba indikátory (GRSP a C_{HWE}) na tuto změnu reagují.

5.2.3.3. Vliv zpracování půdy

Změny obsahu C_{HWE} indikují změny v systému zpracování půdy. Při dlouhodobě používaném redukovaném zpracování půdy (případně bez zpracování - NoTil) se zvyšuje obsah C_{HWE} i podíl C_{HWE}/C_{SOM} ve srovnání s orebním systémem (tab. 18).

Tabulka 18. Obsah C_{HWE} při orebním a redukovaném zpracování v pokusech s monokulturou ječmene

Způsob zpracování půdy	C_{HWE} (mg/kg)	C_{HWE}/C_{SOM} (%)	C_{HWE} (t/ha)
OZ	490	3,7	1,669 (100 %)
RZ	579	4,1	2,482 (149 %)

RZ – redukované zpracování; OZ – orební zpracování

Dílčí závěr: Při dlouhodobém používání redukovaného zpracování půdy se zvyšuje obsah C_{HWE} i podíl C_{HWE} v C_{SOM} ve srovnání s orebním systémem.

5.2.3.4. Vliv hnojení na obsah C_{HWE}

Dlouhodobá aplikace slámy zvyšuje obsah C_{HWE} i podíl C_{HWE} z C_{SOM} (graf 1.)

Graf 1. Vliv aplikace slámy na obsah C_{HWE} v dlouhodobých pokusech s monokulturou ječmene



Samotné minerální dusíkaté hnojení zvyšuje mineralizaci půdní organické hmoty. Přitom platí, že čím vyšší je dávka N, tím intenzivnější je mineralizace a nižší obsah C_{HWE} (tab. 19, 20).

Tabulka 19. Vliv hnojení na obsah C_{HWE} , dlouhodobé pokusy s monokulturou kukuřice, luvizem, Červený Újezd

Varianta	Kontrola	N	ČK	KS
C_{HWE} (mg/kg)	186 ^a	172 ^a	243 ^b	240 ^b

N – minerální hnojení; ČK – čistírenský kal; KS – kejda skotu; N – minerální dusík. N, ČK, KS – 120 kg N/ha/rok. Různá písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi variantami (Tukeyho HSD test; $p < 0,05$).

Tabulka 20. Vliv hnojení na obsah C_{HWE} , dlouhodobé pokusy s monokulturou kukuřice, černozem, Praha - Suchdol

Varianta	Kontrola	N120	N240	ČK120	ČK240
C_{HWE} (mg/kg)	196 ^{cd}	165 ^{ab}	148 ^a	172 ^{bc}	189 ^c

N120 – 120 kg N/ha minerální N; N240 – 240 kg N/ha minerální N; ČK120 – 120 kg N/ha v čistírenském kalu; ČK240 – 240 kg N/ha v čistírenském kalu. Různá písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi variantami (Tukeyho HSD test; $p < 0,05$).

Lze konstatovat, že organické hnojení (hnůj, kejda, čistírenský kal) zvyšují obsah C_{HWE} (tab. 19 - 21). Jak je zřejmé z tab. 22, vyvážená výživa (kombinace organického + minerálního hnojení) vede ke zvýšení obsahu C_{HWE} .

Tabulka 21. Vliv aplikace čistírenského kalu a hnoje v dlouhodobých pokusech s rotací plodin na obsah C_{HWE} (mg/kg)

Varianta/ půdní typ	Luvizem 1	Luvizem 2	Kambizem
Kontrola	306 ^a	232 ^a	350 ^a
Čistírenský kal	343 ^a	318 ^b	489 ^b
Hnůj	369 ^b	402 ^c	810 ^c

Různá písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi variantami (Tukeyho HSD test; $p < 0,05$). Čistírenský kal – 330 kg N/ha/3 roky = 9,38 t sušiny/ha/3 roky. Hnůj – 330 kg N/ha/3 roky = 15,82 t sušiny/ha/3roky.

Tabulka 22. Vliv vyváženého minerálního a organického hnojení na obsah C_{HWE} v pokusech ČZU s rotací plodin, kambizem

Varianta	Kontrola	Hn	Hn + M1	Hn + M2	Hn + M3
C_{HWE} (mg/kg)	394 ^a	405 ^{ab}	481 ^{bc}	495 ^c	518 ^c

HN – hnůj; M1 – malá intenzita minerálního hnojení; M2 – střední intenzita minerálního hnojení; M3 – zvýšená intenzita minerálního hnojení. Různá písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi variantami (Tukeyho HSD test; $p < 0,05$).

Dílčí závěr: Dlouhodobé organické hnojení (hnůj, kejda, čistírenský kal) zvyšuje obsah C_{HWE} v porovnání s nehnojenou kontrolní variantou. Dlouhodobé samostatné minerální hnojení N snižuje obsah C_{HWE} . Vyvážená výživa (kombinace organického + minerálního hnojení) vede ke zvýšení obsahu C_{HWE} .

5.2.4. Seznam publikovaných prací předcházející metodice

5.2.4.1. Publikace s impakt faktorem

1. Balík J., Kulhánek M., Černý J., Sedlář O., Suran P., Asrade D.A. (2022): The Influence of organic and mineral fertilizers on the quality of soil organic matter and glomalin content. *Agronomy*. 12: 1375. <https://doi.org/10.3390/agronomy12061375>
2. Balík J., Kulhánek M., Černý J., Sedlář O., Suran P., Procházková S., Asrade, D.A. (2022): The impact of the long-term application of mineral nitrogen and sewage sludge fertilizers on the quality of soil organic matter. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*. 9: 86. <https://doi.org/10.1186/s40538-022-00353-9>
3. Balík J., Ryant P., Suran P., Dryšlová T., Smutný V., Černý J., Kulhánek M., Sedlář O., Mazánek P. (2025): The glomalin-related soil protein content as influenced by crop rotation (spring barley monoculture/Norfolk crop rotation), straw application, and tillage. *Frontiers in Soil Science*. In print.
4. Balík J., Suran P., Sedlář O., Černý J., Kulhánek M., Procházková S., Asrade D.A., Smatanová M. (2023): Long-term application of manure and different mineral fertilization in relation to the soil organic matter quality of Luvisols. *Agronomy*. 13: 2678. <https://doi.org/10.3390/agronomy13112678>
5. Balík J., Suran P., Sedlář O., Černý J., Kulhánek M., Procházková S., Asrade D.A., Smatanová M. (2023): The effect of long-term farmyard manure and mineral fertilizer application on the increase in soil organic matter quality of Cambisols. *Agronomy*. 13: 2960. <https://doi.org/10.3390/agronomy13122960>
6. Černý J., Balík J., Suran P., Sedlář O., Procházková S., Kulhánek M. (2024): The content of soil glomalin concerning selected indicators of soil fertility. *Agronomy*. 14: 1731. <https://doi.org/10.3390/agronomy14081731>

5.2.4.2. Ostatní publikace

1. Procházková S., Černý J., Balík J. (2022): Stanovení uhlíku extrahovatelného horkou vodou na rozdílných půdách zemědělského podniku. *Sborník 28. konference Racionální použití hnojiv, ČZU v Praze*: 163 – 166.
2. Procházková S., Černý J., Balík J. (2023): Stanovení dusíku extrahovatelného horkou vodou na rozdílných půdách. *Sborník 29. konference Racionální použití hnojiv, ČZU v Praze*: 123 – 126.

5.2.5. Citovaná literatura

1. Balík J., Kulhánek M., Černý J., Sedlář O., Suran P., Asrade D.A. (2022b): The Influence of organic and mineral fertilizers on the quality of soil organic matter and glomalin content. *Agronomy*. 12: 1375. <https://doi.org/10.3390/agronomy12061375>
2. Balík J., Kulhánek M., Černý J., Sedlář O., Suran P., Procházková S., Asrade, D.A. (2022a): The impact of the long-term application of mineral nitrogen and sewage sludge fertilizers on the quality of soil organic matter. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*. 9: 86. <https://doi.org/10.1186/s40538-022-00353-9>
3. Balík J., Suran P., Sedlář O., Černý J., Kulhánek M., Procházková S., Asrade D.A., Smatanová M. (2023a): Long-term application of manure and different mineral fertilization in relation to the soil organic matter quality of Luvisols. *Agronomy*. 13: 2678. <https://doi.org/10.3390/agronomy13112678>
4. Balík J., Suran P., Sedlář O., Černý J., Kulhánek M., Procházková S., Asrade D.A., Smatanová M. (2023b): The effect of long-term farmyard manure and mineral fertilizer

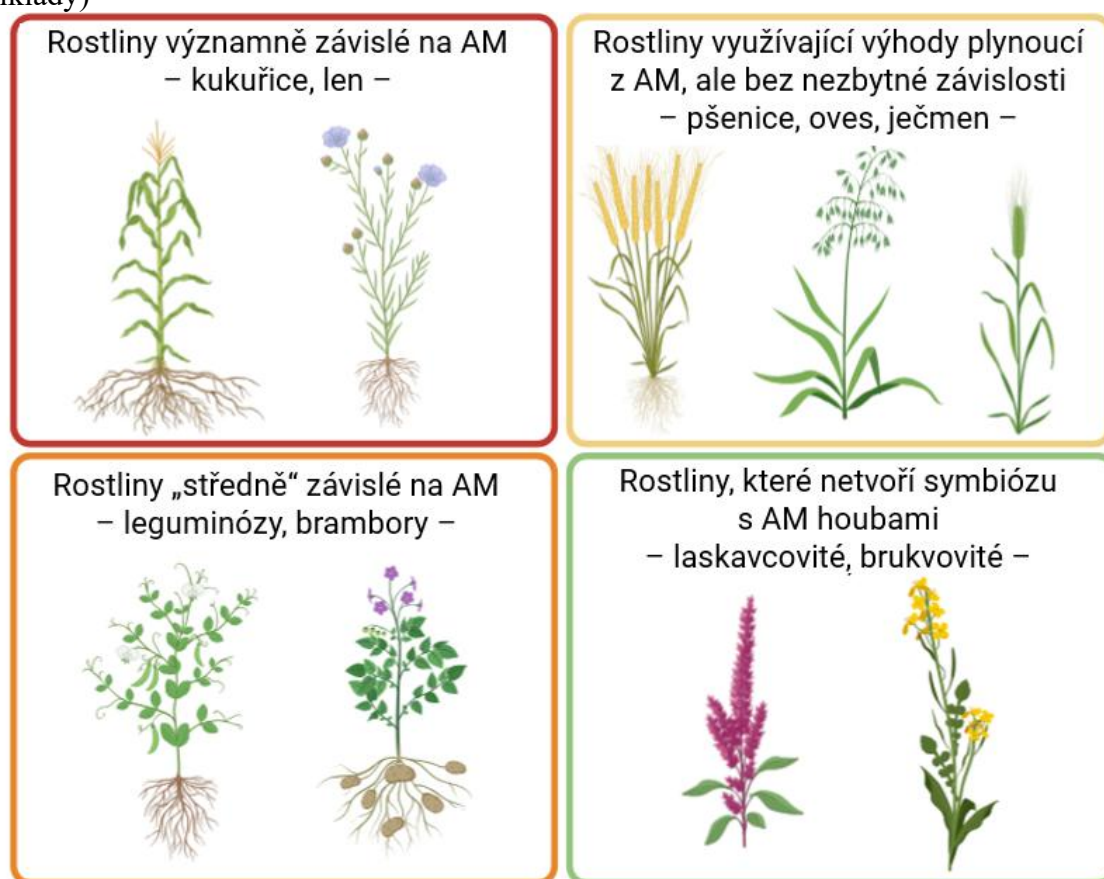
- application on the increase in soil organic matter quality of Cambisols. *Agronomy*. 13: 2960. <https://doi.org/10.3390/agronomy13122960>
5. Behm R. (1988): Untersuchungen zur Bestimmung der leicht umsetzbaren N-und C-Anteile im Heisswasserextrakt des Bodens-X. *Archiv für Acker-und Pflanzenbau und Bodenkunde*. 32: 333 – 335.
 6. Curtin D, Wright C.E., Beare M.H., McCallum F.M. (2006): Hot water-extractable nitrogen as an indicator of soil nitrogen availability. *Soil Science Society of America Journal*. 70: 1512 – 1521. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0338>
 7. Černý J., Balík J., Suran P., Sedlář O., Procházková S., Kulháněk M. (2024): The content of soil glomalin concerning selected indicators of soil fertility. *Agronomy*. 14: 1731. <https://doi.org/10.3390/agronomy14081731>
 8. Ghani A., Dexter M., Perrott K.W. (2003): Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*. 35: 1231 – 1243. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00186-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00186-X)
 9. Heller C., Weiß K. (2015): Approaching a standardized method for the hot-water extraction of peat material to determine labile SOM in organic soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 46: 1044 – 1060. <https://doi.org/10.1080/00103624.2015.1019082>
 10. Körschens M. (2013): Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. *Archives of Agronomy and Soil Science*. 59: 1017 – 1040. <https://doi.org/10.1080/03650340.2012.704548>
 11. Körschens M., Schulz E., Behm R. (1990): Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. *Zentralblatt für Mikrobiologie*. 145: 305 – 311. [https://doi.org/10.1016/S0232-4393\(11\)80045-4](https://doi.org/10.1016/S0232-4393(11)80045-4)
 12. Körschens M., Weigel A., Schulz E. (1998): Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances-tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. 16: 409 – 424. <https://doi.org/10.1002/jpln.1998.3581610409>
 13. Landgraf D., Leinweber P., Makeschin F. (2006): Cold and hot water-extractable organic matter as indicators of litter decomposition in forest soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 169: 76 – 82. <https://doi.org/10.1002/jpln.200521711>
 14. Leinweber P., Schulten H.R., Körschens M. (1995): Hot water extracted organic matter: chemical composition and temporal variations in a long-term field experiment. *Biology and fertility of soils*. 20: 17 – 23. <https://doi.org/10.1007/BF00307836>
 15. Puget P., Angers D.A., Chenu C. (1999): Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 31: 55 – 63. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00103-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00103-5)
 16. Schulz E., Deller B., Hoffmann G. (2003): Heißwasserextrahierbarer Kohlenstoff und Stickstoff. In: Anon (Eds.), *Methodenbuch I. 4. Teillieferung*, VDLUFA – Verlag, Bonn.
 17. Sparling G., Vojvodic-Vukovic M., Schipper L.A., (1998): Hot-water-soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: the relationship with microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*. 30: 1469 – 1472. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00040-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00040-6)

5.3. Hodnocení metody extrakce glomalinu (GRSP)

5.3.1. Teoretický popis metody

Arbuskulární mykorhizní houby (AMF) jsou důležitou půdní biotou, která hraje ústřední roli při podpoře udržitelné produkce plodin a slouží jako indikátor zdraví půdy (Gianinazzi et al., 2010; Gupta, 2020). AMF tvoří symbiotické vztahy s přibližně 72 % všech druhů suchozemských rostlin, které zásobují houby redukovanými organickými sloučeninami výměnou za živiny a vodu pocházející z půdy (Brundrett et Tedersoo, 2018) (základní popis na [obr. 3](#)).

Obrázek 3. Vztah různých druhů rostlin k AMF a charakteristika AM; dle významu arbuskulární mykorrhizy (AM) pro růst a výživu rostlin lze vytvořit toto rozdělení (příklady)



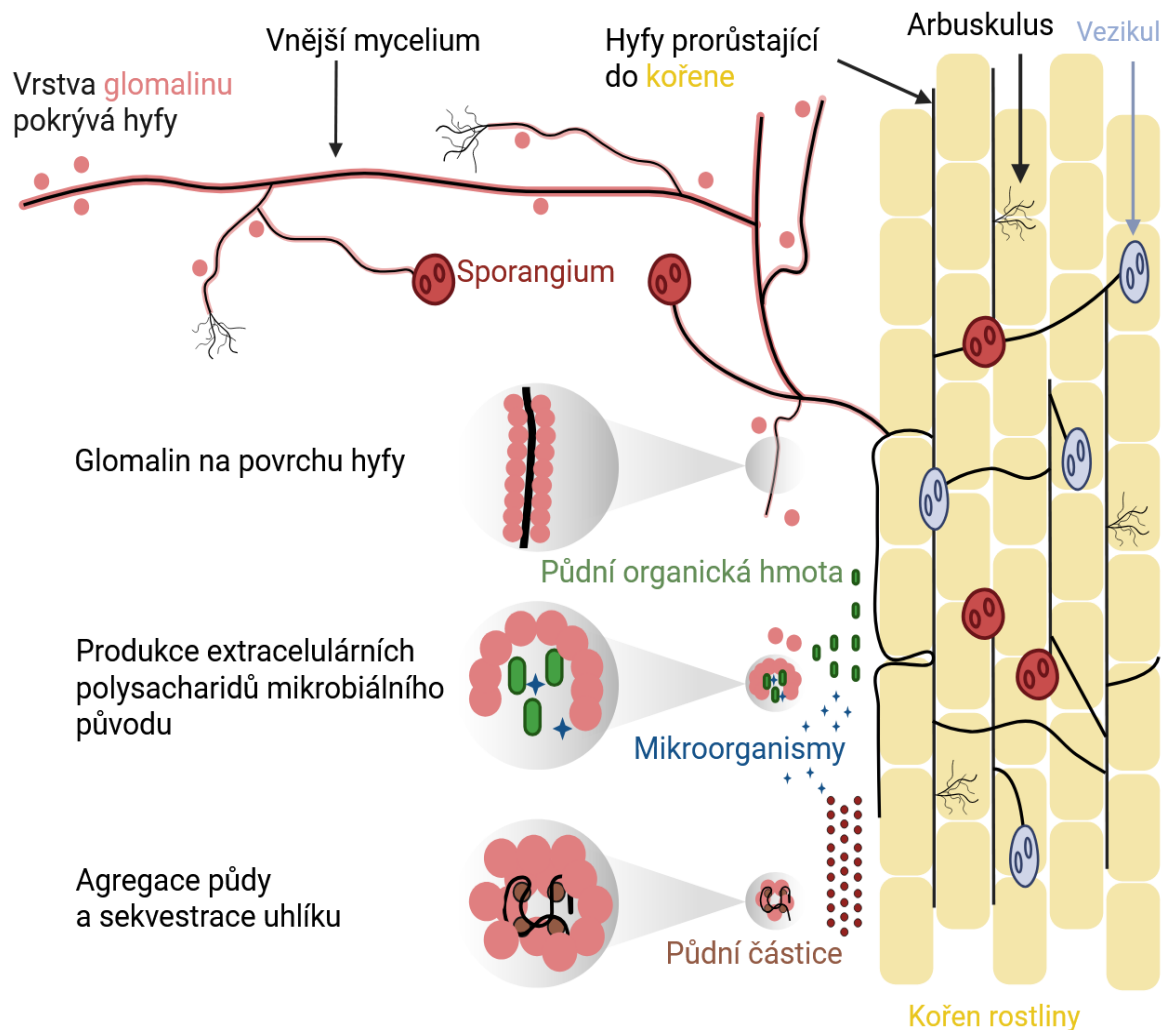
Parametry arbuskulární mykorrhizy

- Průměr AM hyf: 1 – 2 μm ,
- Celková délka hyf: 1 – 10 m/cm délky infikovaného kořene (až 50 m/g půdy),
- Délka života hyf: „standardní hyfy“ i několik týdnů, „absorpční hyfy“ 5 – 7 dnů,
- Respirace kořenů rostlin s AM je o 20 – 30 % vyšší proti nemykorhizním rostlinám a z toho až 87 % požadováno pro mykorhizní houby,
- Biomasa AMF až 20 % z biomasy kořenů.

Arbuskulární mykorrhiza zlepšuje zásobování rostlin vodou, a tím zvyšuje jejich odolnost proti nedostatku vody v půdě a snižuje také tlak patogenů na rostliny.

Arbuskulární mykorrhizní houby (AMF) produkují glykoprotein glomalin, konkrétněji půdní proteiny příbuzné glomalinu (GRSP) (Nichols, 2003; Rillig et al., 2001b; Schüßler et al., 2001) ([obr. 4](#)). GRSP byly v jejich nativní formě identifikovány jako odolné, hydrofobní a lepkavé glykoproteiny (Wright et al., 1998; Wright a Upadhyaya, 1996).

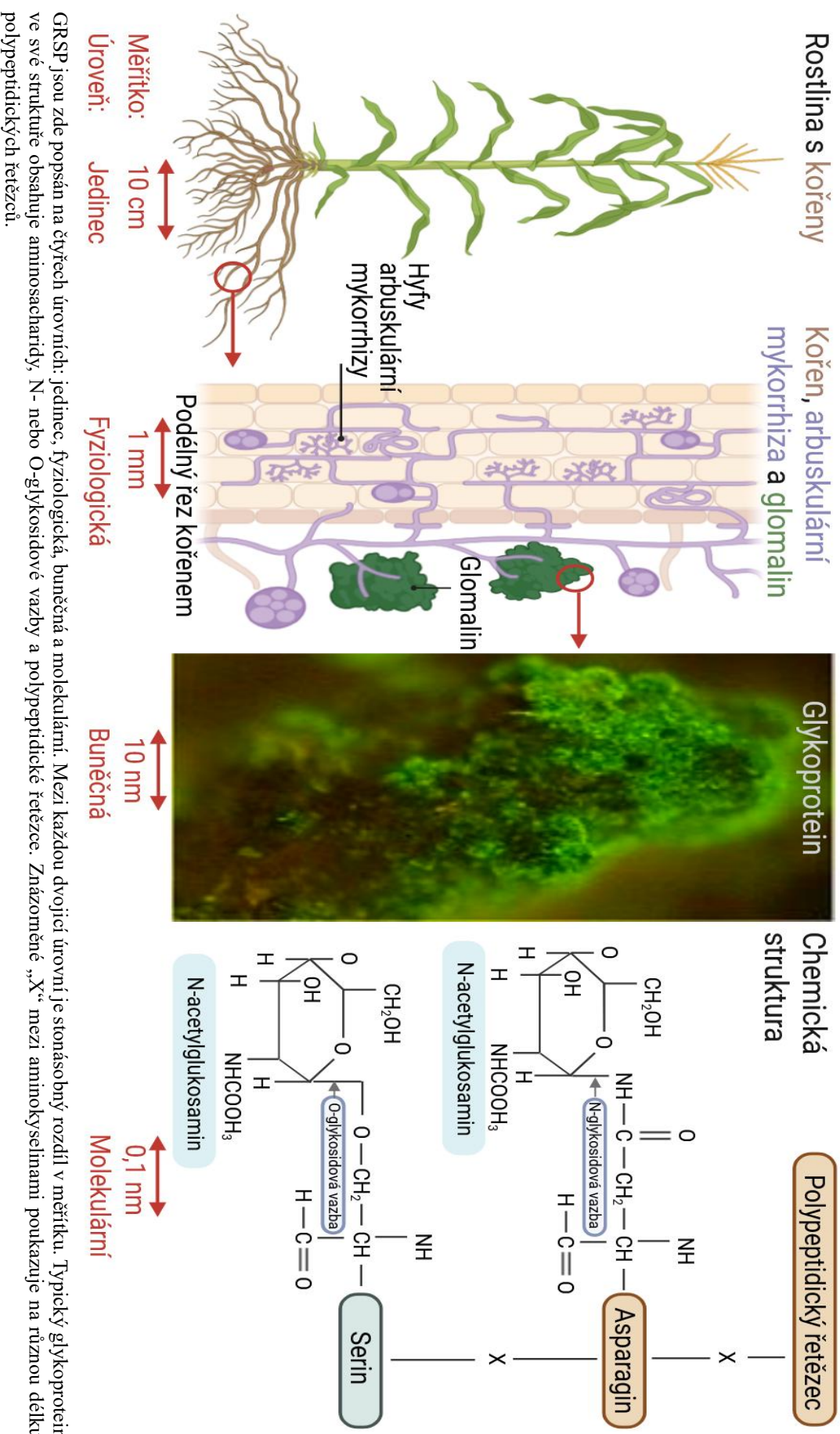
Obrázek 4. Tvorba arbuskulární mykorrhizy a produkce glomalinu na jejích hyfách (Agnihotri et al., 2022)



Arbuskulární mykorhiza prorůstá do kořene rostliny, odkud se následně šíří do půdy. Znáznorněny jsou vnější mycelia, hyfy prorůstající do kořene, sporangia, vezikuly. Dále jsou znázorněny hlavní funkce GRSP v půdě: 1) tvorba filmu na povrchu hyfy (zabraňuje ztrátě živin); 2) produkce extracelulárních polysacharidů mikrobiálního původu; 3) agregace půdních částic díky prorůstajícím hyfám, které produkují lepkavý GRSP, kdy zároveň dochází k sekvstraci uhlíku.

Přítomnost N-vázaných oligosacharidů na hyfách AMF a sacharidových zbytcích (Nichols, 2003; Wright et al., 1998) potvrzuje glykoproteinovou povahu GRSP ([obr. 5](#)). Glykosylované proteiny tvoří hlavní část GRSP a specifické glykanové domény jsou zodpovědné za zdánlivou rozmanitost GRSP (Bolliger et al., 2008; Wright et al., 1998; Agnihotri et al., 2022).

Obrázek 5. GRSP a jejich chemická struktura na kořenech rostlin a hyfách arbuskulární mykorrhizy (Agnihotri et al. 2022)



Někdy je zdůrazňována přítomnost proteinů v GRSP, které nepochází z AMF. Jedná se hlavně o proteiny bakterií. Předpokládá se, že tyto proteiny mohou být produktem bakteriálních transformací exsudátů a/nebo nekromasy AMF, nikoli samotným produktem mykorrhizy (Holátko et al., 2021). Naproti tomu mnoho studií uvádí pozitivní vztahy mezi akumulací GRSP a růstem hyf AMF (Lovelock et al., 2004; Steinberg et Rillig, 2003; Nichols et Wright, 2004; Driver et al., 2005; Wu et al., 2014; Wang et al., 2023) a vyšší produkcí GRSP v půdách s rostlinami, které byly inokulovány AMF (Selvakumar et al., 2018), což podporuje kauzální vztah mezi AMF a GRSP.

Bez ohledu na jejich původ, GRSP obecně obsahují rozmanité prvky, jako je uhlík (35 - 40 %), kyslík (33 - 49 %), dusík (2 - 4 %), hliník (1,3 - 4,8 %) (obr. 6) (Agnihotri et al., 2022). Jakmile jsou GRSP vytvořeny ve stěně hyf a jsou následně uvolněny do okolního prostředí, mohou vytvořit těžko rozpustnou, lepidlou vrstvu, která pokrývá povrch půdních agregátů (Driver et al., 2005; Rillig, 2005). Bylo zjištěno, že GRSP obsahují vysoké koncentrace alkylového C a aromatického C, které přispívají k tvorbě odolné struktury C_{SOM} (Schindler et al., 2007; Zhang et al., 2017). GRSP mohou adsorbovat živiny (ve formě kationtů) na své funkční skupiny, včetně karboxylových, hydroxylových a thiolových. Tyto funkční skupiny poskytují negativně nabitý povrch pro jejich vazbu.

Obrázek 6. Chemická struktura a složení GRSP

Prvky			Skupiny látek	
C 35-40%	O 33-49%	Si 3,0-9,7%	Alifatické skupiny 20-70%	Alifatický C 4-11%
H 4,0-6,0%	Fe 0,8-8,0%	Na 2,8-3,4%	Aromatický C 42-49%	Karboxylový C 24-30%
Al 1,3-4,8%	N 2,0-4,0%	K 1,2-2,7%	Sacharidy 3-6%	Polysacharidy 4-16%
Ca 0,3-0,7%	Mg 0,3-0,5%	P 0,03-0,3%	Proteiny 30-40%	

GRSP mají vysokou afinitu k rizikovým prvkům, jako jsou např. Pb a Cd. To vede ke zmírnění jejich toxicity (Gujre et al., 2021; Vlček et Pohanka, 2020). GRSP také snižují biologickou přístupnost Cu o 26 % a Zn o 5,8 % (Cornejo et al., 2008). Obdobně také některé rizikové organické látky, jako karcinogenní fenanthren, jsou adsorbovány na GRSP (Chen et al. (2019)).

Bylo zjištěno, že po uvolnění z hyf mají GRSP vysoký stupeň hydrofobicity. Díky tomu plavou na hladině vody, než dojde k jejich navázání na minerální nebo organické částice (Nichols et Wright, 2004). Například při pěstování rostlin pouze v písku a zálivce bylo zjištěno, že GRSP tvoří na hladině vody hnědou pěnu (Nichols et Wright, 2004). GRSP se v půdě vyskytují jako snadno extrahovatelný GRSP (EE-GRSP) a celkový GRSP (T-GRSP). Tyto frakce se odlišují dle rozdílných extrakčních postupů (Wright et Upadhyaya, 1996). EE-GRSP je v půdě relativně nedávno vytvořená frakce GRSP s vysokou imunoreaktivitou a rozpustností ve vodě, a proto je labilnější než T-GRSP (Wright et Upadhyaya, 1998). Produkce obou frakcí roste se zvyšující se kolonizací AMF (Agnihotri et al., 2018, 2021).

V půdě GRSP vytvářejí tmavě červené až hnědé sloučeniny. Toto zabarvení bylo v původní práci, která popisuje GRSP, spojeno s železem obsaženým ve struktuře této skupiny proteinů (Wright et Upadhyaya, 1998). Obě frakce GRSP jsou extrahovány autoklávováním půdy v alkalickém citrátovém pufru s následnou centrifugací (Wright et Upadhyaya, 1996). Molarita citrátového pufru a doba autoklávování určují extrahovanou skupinu GRSP (EE-GRSP, T-GRSP). T-GRSP je odolnější vůči působení extrakčních činidel a vyžaduje 50 mmol/l citrátového pufru (pH 8,0) a prodloužené autoklávování. Extrakce této frakce také vyžaduje opakované autoklávování jednoho vzorku. Konec extrakce nastává v momentu, kdy je poslední extrakt slámově zbarvený nebo téměř bezbarvý. To vyžaduje až sedm cyklů autoklávování (Wright et Upadhyaya, 1996, 1998). Žlutá barva extraktu naznačuje inherentní nespecifičnost extrakční metody: některé látky podobné fulvokyselinám a huminovým kyselinám jsou také současně extrahovány při pH 8,0. EE-GRSP je extrahován 20 mmol/l pufrům citrátu sodného (pH 7,0) (Nichols, 2003; Wright et Upadhyaya, 1998). Na rozdíl od T-GRSP stačí k získání EE-GRSP jeden extrakční cyklus. Ke kvantifikaci GRSP na pozadí různých dalších sloučenin extrahovaných citrátovým pufrům (např. fulvokyselin) je používán Bradfordův proteinový test.

5.3.1.1. Význam AMF pro sekvestraci uhlíku v půdě

5.3.1.1.A. Přímý vliv

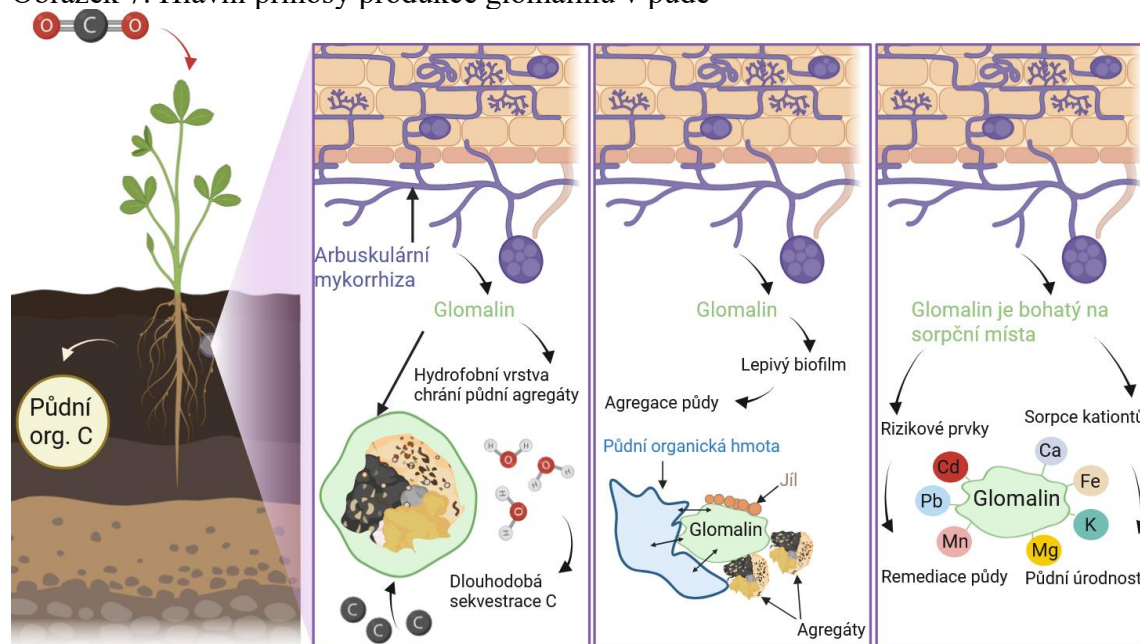
Přímý příspěvek mykorhizy k sekvestraci uhlíku v půdě lze shrnout do tří skupin procesů: i) tvorba a ukládání zbytků mykorhizy, ii) uvolňování oxidačních a hydrolytických enzymů mykorhizou, které zprostředkují rozklad rostlinných a mikrobiálních zbytků a také

půdní organické hmoty, iii) stimulace růstu rostlin (Treseder et Holden, 2013). Podpora růstu rostlin se promítá do zvýšené biomasy nadzemních částí rostlin a kořene. Tím se zvyšuje vstup uhlíku do půdy (biomasa kořenů a produkce kořenových exsudátů) (Zhou et al., 2020). Lze rozlišit dva typy hyf AMF: běžné („standardní“) hyfy a absorpční hyfy (obr. 4). Běžné (standardní) hyfy prorůstají do půdy, infikují další kořeny a spojují okolní kořeny hyfálními můstky a v půdě setrvávají několik týdnů (Zhu et Miller, 2003). Absorpční hyfy jsou krátkodobé (5 – 7 dní) a vyznačují se dichotomickým větvením (obr. 4), po kterém se následně vytvoří vějířovitá síť (Staddon et al., 2003). Ačkoliv není jasné, který typ hyf je spojen s větší produkcí GRSP, silnější hyfy jasně obsahují více GRSP než ty jemnější (Lovelock et al., 2004). Příspěvek GRSP k celkovému obsahu uhlíku v půdě je vyšší než příspěvek mikrobiální biomasy a příspěvek biomasy hyf (Rillig et al., 2001). V horní vrstvě půdy (0 – 10 cm) je v GRSP vázáno cca 5 % celkového N a 3,2 % C_{SOM} (Lovelock et al., 2004).

5.3.1.1.B. Nepřímý vliv

Nepřímý příspěvek AMF k sekvestraci C je klíčový. Tento příspěvek AMF k sekvestraci uhlíku spočívá v tom, že AMF neukládá uhlík přímo do své biomasy, ale ovlivňuje fyzikální a biologické procesy v půdě, které podporují dlouhodobé uchování organického C. AMF takto přispívá k sekvestraci uhlíku přemístěním exsudátů mimo rhizosféru - tj. mimo zónu s vyšší mikrobiální aktivitou (Zhu et Miller, 2003). AMF navíc stabilizuje strukturu půdy výrazným zvýšením obsahu organických sloučenin a hmotností půdních agregátů (Xu et al., 2014). Hyfy AMF mechanicky vážou částice, čímž umožňují tvorbu a další stabilizaci půdních agregátů (Comis, 2002; Rillig et al., 2002). Tak, jako samotná AMF, i její produkty se nepřímo podílí na sekvestraci C. GRSP se sorbují na organické látky, jíly a částice prachu. Mezi nepřímé účinky GRSP, na sekvestraci C_{SOM}, patří tvorba a stabilizace půdních agregátů, což vede ke zvýšené sekvestraci C prostřednictvím: i) fyzické ochrany C_{SOM}, ii) růstu kořenů do větší hloubky, iii) zvýšené mikrobiální aktivitě (Subramanian et al., 2019) a iv) zvýšené lokální vlhkosti půdy během období sucha (Carminati et al., 2011). Principiálně ochrana půdní organické hmoty funguje hlavně díky tomu, že lepidivé GRSP zprostředkují navázání půdních agregátů na sebe (Miller et Jastrow, 2000). Tím dojde k uzavření organické hmoty z rostlinné a mikrobiální nekromasy do půdních agregátů (Awad et al., 2013). Půdní organická hmota je tak chráněna před působením mikrobů a enzymů (obr. 7).

Obrázek 7. Hlavní přínosy produkce glomalinu v půdě



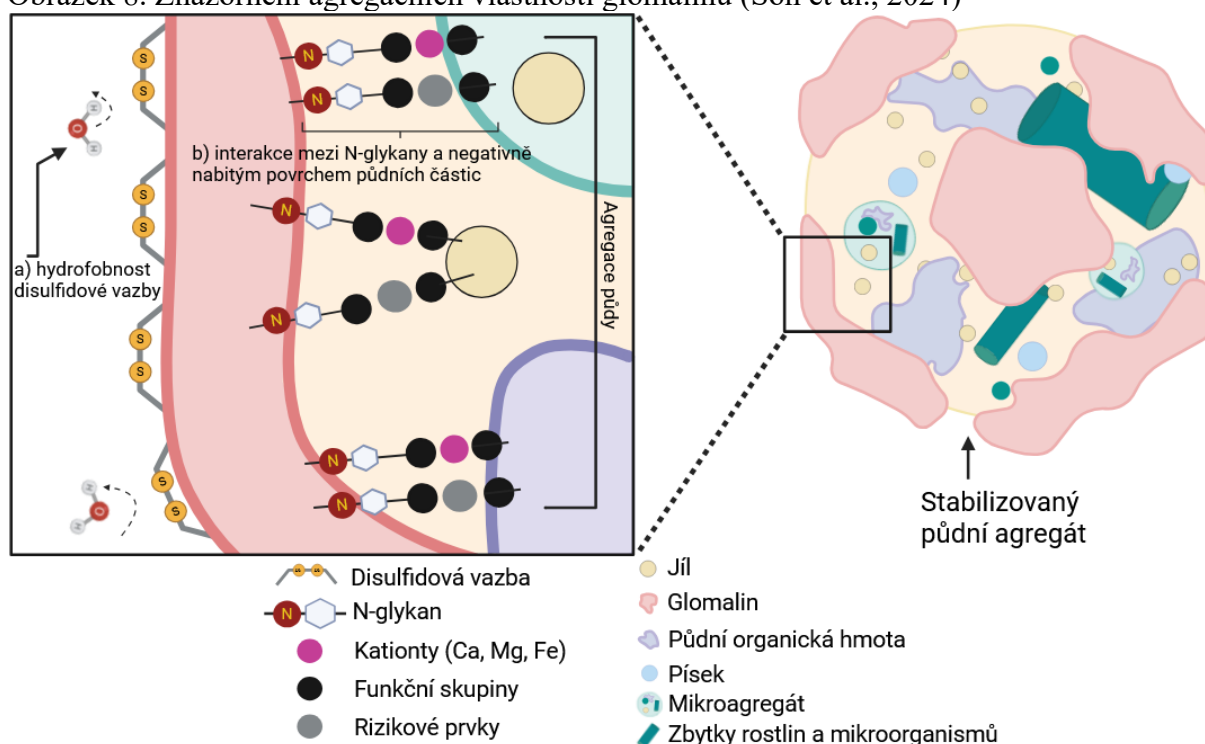
Mezi hlavní přínosy produkce GRSP v půdě patří dlouhodobá sekvestrace uhlíku, agregace půdních částic, remediace a dodání organické hmoty (ve které jsou vázány živiny). Arbuskulární mykorrhiza inokuluje kořen rostliny, odkud se následně hyfy šíří do okolní půdy. Při tomto procesu zároveň dochází k uvolnění GRSP do půdy. GRSP může v půdě podpořit dlouhodobou sekvestraci uhlíku tvorbou hydrofobní vrstvy na povrchu půdních agregátů. Zároveň dochází ke zvýšení agregace půdy vazbou organické hmoty na jílu. Lepivé vlastnosti GRSP podporují tvorbu mikroagregátů a makroagregátů. GRSP také může vázat rizikové prvky a snížit tak jejich přístupnost a toxicitu.

5.3.1.2. Tvorba půdních agregátů

Pojiva jsou klíčová pro vznik mikro a makroagregátů (Yudina et al., 2018). Lze rozlišit tři kategorie poživ: i) přechodná/labilní (mikrobiální a rostlinného původu), ii) dočasná (kořeny a hyfy) a iii) perzistentní (humifikovaná organická hmota, polyvalentní kovové komplexy, hlinitokřemičitany a seskvioxydy) (Miller et Jastrow, 2000; Gupta, 2011; Yudina et al., 2018). AMF patří do druhé kategorie poživ a zajišťuje dočasnou stabilizaci makroagregátů (Yudina et al., 2018; Zhang et al., 2016). GRSP patří do třetí kategorie poživ, tj. perzistentních poživ (Wright et Upadhyaya, 1996) a přispívají k tvorbě a stabilizaci mikro a makroagregátů (Nichols et Halvorson, 2013). Obsah GRSP pozitivně koreluje se stabilitou půdních agregátů (Nautiyal et al., 2019; Wright et Anderson, 2000; Wu et al., 2014), stejně jako s vodostabilitou půdních agregátů o průměru 0,25 - 0,50 mm (Wu et al., 2012). GRSP usnadňují adhezi mezi makroagregáty a mikroagregáty ve vnitřních prostorech makroagregátů (Wright et al., 2007). Mikroagregáty se tedy vážou do makroagregátů prostřednictvím kořenů a hyf AMF, ale také pomocí mikrobiálních a rostlinných přechodných/labilních poživ (Kleber et al., 2007; Totsche et al., 2018). AMF tedy prodlužuje dobu persistence půdní organické hmoty stabilizací makroagregátů (Miller

et Jastrow, 2000). Železo tvoří značnou část GRSP (obr. 6) a je zodpovědné za jeho typickou červenohnědou barvu (Wright et Upadhyaya, 1998). Železo také přeměňuje monomerní jednotky GRSP na multimerní komplexy a podílí se na vytváření struktury této skupiny proteinů (Nichols, 2003). Také další polyvalentní kationty (Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+}) mají pravděpodobně podobné účinky na strukturu a stabilizaci GRSP. Dále jsou GRSP spojeny s aktivitou β -glukosidázy a obsahem sacharidů v půdě. GRSP obsahují až 85 % polysacharidů, které jsou odolné vůči mikrobiálnímu rozkladu, a proto se podílejí na dlouhodobém vázání minerálních a organických částic na půdní agregáty (Gunina et Kuzyakov, 2015). GRSP tedy silně ovlivňují fyzikální a biologické vlastnosti půdy (Ahmed et al., 2018; Majumder et Kuzyakov, 2010). Agregaci a stabilizaci půdy usnadněnou prostřednictvím GRSP a AMF lze shrnout do následujících kroků: i) adheze uvnitř a mezi mikroagregáty pomocí GRSP, ii) stabilizace mikroagregátů labilními organickými sloučeninami (extracelulárními polysacharidy) produkovanými působením GRSP, iii) vazba mikroagregátů za vzniku makroagregátů hyfami AMF a kořeny rostlin, iv) stabilizace agregátů přemostěním mezer uvnitř agregátů organickými činidly, jako je GRSP, v) tvorba ochranné vrstvy GRSP na makroagregátech (Miller et Jastrow, 2000) (obr. 8).

Obrázek 8. Znázornění agregačních vlastností glomalinu (Son et al., 2024)



Mechanismy tvorby stabilních agregátů působením GRSP jsou následovné: a) disulfidové vazby v glomalinu pomáhají vytvořit lepivý, nerozpustný, hydrofobní biofilm na povrchu agregátu; b) N-glykosidové vazby v GRSP rozšiřují místa pro adsorpci kationtů a rizikových prvků, a zároveň pomáhají při vázání půdní organické hmoty, jílu a mikroagregátů, což vede k tvorbě stabilních agregátů.

5.3.1.3. Persistence GRSP v půdě

Doba persistence GRSP v půdě je mezi 6 a 42 roky, což odpovídá střední až dlouhodobé persistenci (Rillig et al., 2001b). Obdobně také Fokom et al. (2012) a Preger et al. (2007) uvádějí dlouhou dobu rozkladu GRSP v půdě. Důkazy jsou někdy založeny na pozorováních, změny způsob využití půdy (například přeměna pastvin na ornou půdu), kde dochází k rychlejšímu poklesu obsahu C_{SOM} než obsahu GRSP. Pomalejší tempo poklesu GRSP vede k relativnímu zvýšení poměru GRSP/ C_{SOM} . Některé studie dále uvádějí, že je vyšší podíl GRSP v C_{SOM} na půdách s nízkým obsahem C_{SOM} v důsledku jejich obhospodařování, jako jsou půdy vinohradů a intenzivně obdělávaných ploch s obilninami (Gispert et al., 2013; Wu et al., 2014). Wang et al. (2017) zjistili pokles obsahu GRSP s hloubkou půdního profilu. S hloubkou profilu však rychleji klesal obsah C_{SOM} . Proto se zvyšuje podíl GRSP v C_{SOM} s větší hloubkou půdního profilu. V hloubce 80 - 100 cm činil EE-GRSP/ C_{SOM} 2,2 % a T-GRSP/ C_{SOM} 19 %. Tyto poměry byly 1,34 - 1,5krát vyšší než v hloubce 0 - 20 cm.

5.3.1.4. Faktory ovlivňující obsah GRSP

Obsah GRSP v půdě je regulován rovnováhou mezi jeho produkcí a jeho mikrobiálním rozkladem. Produkce GRSP do značné míry závisí na asimilátech, které AMF přijímá z hostitelských rostlin (Treseder et Turner, 2007). Po uvolnění do půdy ztrácí frakce GRSP svou imunoreaktivitu (Nichols et Wright, 2004). Produkce GRSP a tvorba a stabilizace agregátů zprostředkovaná AMF závisí na široké škále faktorů: i) klima (teplota, srážky a četnost sucha) (Wang et al., 2020), ii) roční období, které může ovlivnit biomasu AMF (He et al., 2010), iii) vlastnosti půdy (typ, druh, hodnota pH, elektrická vodivost, obsah vody, obsah železa a fosforu, obsah organické hmoty a obsah polyvalentních kationtů, které ovlivňují růst hyf AMF), iv) různé cyklické procesy: smáčení a sušení; mrznutí a tání; smršťování a bobtnání jílu, v) architektura a morfologie hyf a kořenů, vi) druh AMF, vii) metabolické produkty AMF (jejich difúze a perzistence), viii) rostlinná biomasa a alokace asimilátů v rostlinách, ix) historie hospodaření s půdou - způsob zpracování, druhy pěstovaných plodin (Comis, 2002; He et al., 2010; Lovelock et al., 2004).

Teplota a srážky jsou obzvláště důležitými parametry pro produkci a rozklad GRSP (Wang et al., 2020). Nízké teploty inhibují rozklad hyf AMF (Miller et al., 1995) a zároveň zajišťují pokračující produkci GRSP. Vyšší teploty stimulují mikrobiální aktivitu, která

urychluje mineralizaci organické hmoty. GRSP se stávají více náchylnými k mikrobiálnímu působení, ztrácí svou imunoreaktivitu, a tím se jejich obsah snižuje (Adame et al., 2012; Comis, 2002). Ačkoli vyšší teploty zvyšují alokaci uhlíku do AMF a následně zvyšují biomasu AMF, oteplování snižuje obsah imunoreaktivního GRSP a stabilitu agregátů v důsledku vyšší mikrobiální aktivity rozkládající GRSP (Rillig et al., 2002).

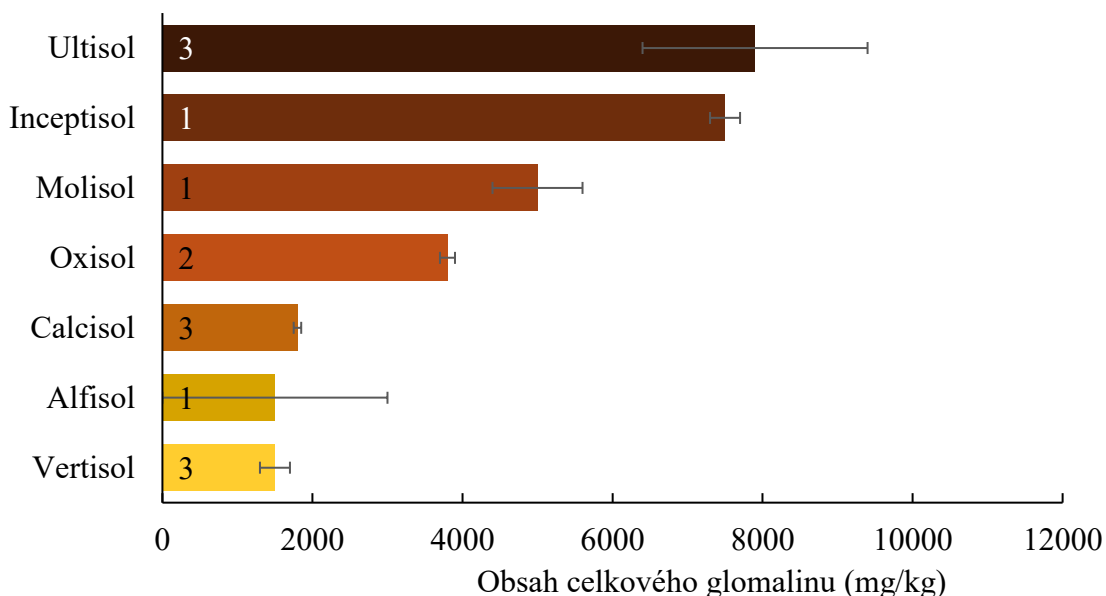
AMF zvyšují produkci GRSP za abiotických stresových podmínek (např. sucha), čímž je usnadněna proliferace hyf. I když podmínky s omezeným přístupem vody mají nepříznivý vliv na živou biomasu AMF (kolonizované kořeny a hyfy), obsah frakcí GRSP (EE-GRSP a T-GRSP) se zvyšuje spolu s podílem vodostabilních agregátů (0,25 - 1 mm) (Zou et al., 2013). GRSP chrání hyfy AMF před stresem ze sucha a zasolením, protože GRSP zadržují vodu, zajišťují turgor a flexibilitu buněčných stěn a tvoří ochranné biofilmy pro hyfy a agregáty. Vysoká vlhkost biofilmu GRSP představuje vlhký kanál, kterým se živiny pohybují ke kořenům a hyfám AMF i při nízké vlhkosti půdy.

Zvýšené hladiny CO₂ zvyšují kolonizaci AMF a obsah GRSP (Rillig et al., 2000). Za zvýšeného obsahu CO₂ mladé hyfy produkují větší množství imunoreaktivního GRSP (Haddad et Sarkar, 2003).

5.3.1.4.A. Vlastnosti půdy a obsah živin

Fyzikálně-chemické vlastnosti půdy ovlivňují obsah GRSP s klesající intenzitou v následujícím pořadí: objemová hmotnost > hodnota pH > elektrická vodivost (Zhang et al., 2017). Obsahy T-GRSP a EE-GRSP klesají se zvyšující se objemovou hmotností půdy (Vasconcellos et al., 2016). Dobře agregované půdy mají nižší objemovou hmotnost, podporují růst AMF a mají vyšší obsah GRSP (Zhong et al., 2017). Obsah GRSP v půdách je spojen s obsahem půdní organické hmoty a jílu (Nichols et Wright, 2005). Nižší obsah GRSP je běžný ve vápenitých půdách s nedostatkem železa, a dále v půdách s uhličitany, jako pojivem agregátů (Rillig et al., 2003; Wright et Upadhyaya, 1998). Hodnota pH půdy ovlivňuje jak složení, tak obsah GRSP (Wang et al., 2014). Rychlost rozkladu GRSP v kyselých půdách je pomalejší, protože se zvyšuje obsah seskvioxidů Fe a Al. To vede ke zvýšení odolnosti GRSP vůči degradaci. Zasolení půdy dále snižuje obsah GRSP (Kohler et al., 2010). Obsah GRSP je ovlivněn také půdním typem (Agnihotri et al., 2022) ([graf 2](#)).

Graf 2. Celkový obsah GRSP v půdě (mg/kg půdy) v závislosti na půdním typu (Agnihotri et al., 2022)



Průměrné hodnoty jsou popsány v mg T-GRSP/kg půdy společně se směrodatnou odchylkou. Číslo ve sloupci odpovídá počtu studií, které tyto hodnoty publikovaly. Obsah T-GRSP v půdě je prezentován jako průměr mezi různými zpracováními půdy a osevními postupy. Světlejší odstíny pro půdní typ odpovídají menšímu obsahu T-GRSP.

Vysoký obsah mobilních forem fosforu v půdě snižuje kolonizaci AMF (Sharma et al., 2015) a obsah EE-GRSP (Lovelock et al., 2004). Obsah GRSP klesá se zvyšujícími se hladinami Ca, Mg, P a K, což jsou pozitivní ukazatele úrodnosti půdy (Lovelock et al., 2004). Naproti tomu obsah GRSP se zvyšuje s ukazateli nižší úrodnosti půdy, jako je vysoký obsah mobilních forem Al a Fe (Lovelock et al., 2004). Byl však také pozorován rostoucí obsah GRSP se zvyšujícím se obsahem půdního organického uhlíku (C_{SOM}), celkového dusíku, přístupného obsahu fosforu a draslíku (Šarapatka et al., 2019). Důvody vyšší produkce GRSP v půdách s nižší úrodností jsou: i) zvýšená kolonizace a růst AMF, což odpovídá vyššímu podílu asimilátů alokovaných v půdě, ii) zvýšená produkce GRSP na jednotku délky AMF, iii) zvýšená persistence hyf, iv) pomalejší rozklad GRSP, v) posun směrem ke společenstvům AMF, které mají větší biomasu hyf a produkují více GRSP než ostatní druhy (Lovelock et al., 2004). GRSP poskytují dobré podmínky pro produkci mikrobiálních enzymů a zvyšuje aktivitu kyselých fosfatázy, ureázy, dehydrogenázy a β -glukosidázy, čímž se silně zapojují do koloběhu živin (Vasconcellos et al., 2016; Wu et al., 2012).

Přestože AMF nemají saprofytickou kapacitu, některé studie ukázaly, že AM houby mohou přímo využívat výhody organické hmoty v půdě (Govindarajulu et al., 2005).

Yang et al. (2018) uvádějí, že po aplikaci hnoje byl pozorován nárůst AMF a také jejich sporulace. Dlouhodobá aplikace drůbežího, vepřového nebo hovězího hnoje (Bertagnoli et al., 2020; Guo et al., 2019) a aplikace kompostu také zvyšovaly obsah GRSP (Turgay et al., 2015). Herman et al. (2012) uvádějí, že aplikace organické hmoty ovlivňovala růst a diverzitu AMF především prostřednictvím změny dostupnosti živin a dále změnou diverzity půdních mikroorganismů.

5.3.1.4.B. Rozdíly mezi druhy AMF

Druhy AMF mají různé genové sekvence zodpovědné za produkci GRSP a za specifické funkce GRSP, jako je účinnost agregace (Magurno et al., 2019). Druhy rodu *Glomus* se liší od ostatních rodů v reakci na aplikaci živin a požadavky na uhlík. Prosperují při aplikaci dusíku a zvýšeném obsahu CO₂ (Egerton-Warburton et Allen, 2000; Rillig et al., 2001; Rillig et al., 2000). Jednotlivé druhy AMF se velmi liší ve funkčních rysech, včetně kolonizační strategie, příjmu organických sloučenin od rostlin i využití živin (Mensah et al., 2015; Veresaglow et al., 2011). Lze proto konstatovat, že rozmanitější komunita AMF má tendenci tvořit stabilnější ekosystém.

5.3.1.4.C. Způsob zpracování půdy

Naorem et al. (2023) stanovili významně vyšší obsah půdní organické hmoty v hloubce 0 - 10 cm u technologie bez zpracování půdy (NoTil; 1,12 % C_{SOM}) ve srovnání s konvenčním způsobem (0,91 % C_{SOM}). U varianty NoTil byl také pozorován vyšší obsah makroagregátů. Byla zaznamenána tendence k poklesu agregovaného organického uhlíku s poklesem velikosti agregátů. Obsah EE-GRSP byl významně vyšší u NoTil než u konvenčního systému.

Curaqueo et al. (2011) stanovili významný nárůst C_{SOM} a GRSP při NoTil ve srovnání s konvenčním zpracováním půdy. Byly nalezeny signifikantní vztahy mezi celkovým nárůstem mycelia a obsahem GRSP, mezi obsahem GRSP a vodostabilitou půdních agregátů (WSA) a dále mezi obsahem GRSP a obsahem C_{SOM}. Borie et al. (2006) zjistili signifikantně vyšší obsahy GRSP při použití technologie NoTil ve srovnání s konvenčním zpracováním půdy. Ovšem poměr GRSP/C_{SOM} se téměř nelišil (NoTil - 4,6 %; konvenční - 5,0 %).

Konvenční zpracování půdy, v porovnání s NoTil, snižovalo množství hyf AMF (Brito et al., 2012; Sale et al., 2015), a to především v důsledku narušování sítě mycelia AMF (Jansa et al., 2006). V důsledku konvenčního zpracování půdy bylo také pozorováno

snížení druhové pestrosti AMF (Brito et al., 2012; Sale et al., 2015). Jak uvádějí Kabir (2005) a Sale et al. (2015), sporulace AMF se snižuje se zvýšenou hloubkou půdy. Ke snížené sporulaci v hlubších vrstvách půdy může, při hlubokém zpracování půdy, přispívat promíchání ornice a podorničí.

Výsledky autorů Gu et al. (2020), Brito et al. (2012) a Sale et al. (2015) dokazují pokles druhové rozmanitosti AMF při konvenčním zpracování ve srovnání s redukováným systémem nebo NoTil. Přitom různé druhy hub AM mají různou toleranci k narušení struktury půdy. Např. zástupci rodu *Scutellospora* jsou velmi citliví na zpracování, zatímco zástupci rodu *Glomus* se hojně vyskytují v půdách, kde je uplatňována orba (Jansa et al., 2002). Dále byl prokázán vliv zhutnění půdy na společenstvo hub AM v důsledku změn v obsahu vody a dostupnosti kyslíku (Epelde et al., 2017). Proto může hluboká orba, omezením zhutnění ornice, poskytnout lepší podmínky pro růst hub AM. Podpora růstu hostitelské rostliny umožňuje lepší zásobování hub organickými sloučeninami a může ovlivnit komunitu hub AM (Lie et al., 2012). Gu et al. (2020) zjistili, že zpracování půdy nejvíce determinuje rozvoj AMF a jejich komunity.

Přetrvání AMF v ekosystémech závisí na tvorbě a přežití propagulí (např. spor hyf a kolonizovaných kořenů). Vzhledem k tomu, že AMF jsou hojnější v ornici, může hluboká orba zředit jejich propagule ve větším objemu půdy, čímž se snižuje úroveň infekce kořene rostlin. Zpracování půdy je zvláště škodlivé pro AM hyfy, pokud se při obdělávání oddělí od kořene hostitelské rostliny. Při NoTil technologii přežívají AMF lépe, zvláště nacházejí-li se blízko hostitelské rostliny (Kabir, 2005).

Vnější mycelia zvětší objem půdy pro příjem živin a vytvoří most mezi rostlinami a půdou. V zemědělských půdách může činit délka hyf AMF až do 50 m/g půdy (Smith et Read, 1997) a hyfy se mohou rozšířit o více než 9 cm mimo kořeny rostlin (Camel et al., 1991). Výrazně vyšší sporulace AMF byla popsána při využití NoTil technologie v porovnání s konvenčním zpracováním půdy na pozemcích s pšenicí. Vliv zpracování půdy měl také vliv na míru zastoupení jednotlivých rodů AMF. Například zástupci rodu *Scutellospora* byli četnější při omezeném zpracování. Výskyt zástupců rodu *Glomus* byl vyšší při intenzivním obdělávání (Jansa et al., 2002). S počtem operací při zpracování půdy se snižuje množství hyf AMF (McGonighli et al., 1990). Hustota celkových a metabolicky aktivních hyf byla nejvyšší přímo v řádku kukuřice a s rostoucí vzdáleností od řádku se snižovala (Kabir et al., 1998).

Správné načasování zpracování půdy je rozhodující pro přežití hyf AMF (Kabir, 2004). Podzimní zpracování půdy může nepříznivě ovlivnit životaschopnost hyf pro následnou jarní plodinu (Kabir, 2005). Životaschopnost hyf AMF postupně klesá v nepřítomnosti hostitelských rostlin, jako například během ponechání pozemků ladem, a to i v systémech s NoTil. Důvodem je fakt, že AMF jsou biotrofní organismy. Zařazení mykotrofní krycí plodiny a její výsev hned po podzimním zpracování půdy může být přínosné pro rozvoj AMF i v orebních systémech. Konvenční zpracování půdy často vede k narušení struktury půdy a snížení mikrobiální diverzity, což nepříznivě ovlivňuje zdraví půdy a produktivitu plodin (Khandelwal et al., 2023).

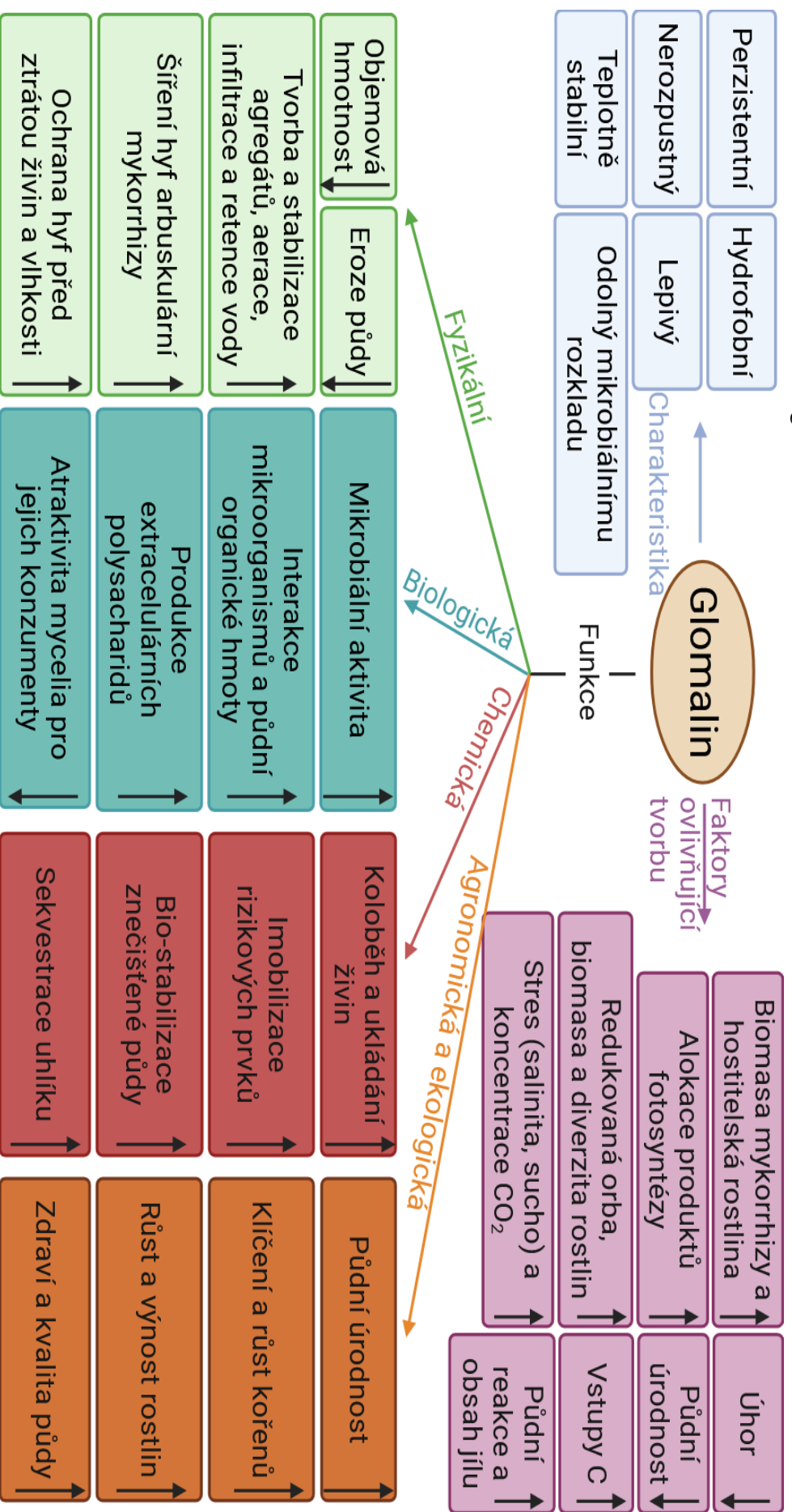
5.3.1.4.D. Zastoupení plodin v osevním sledu

Střídání plodin s mykotrofními hostiteli udržuje živou biomasu AMF, zvyšuje obsah GRSP a zlepšuje růst rostlin (Selvakumar et al., 2018). Naproti tomu populace AMF klesají po nemykorhizních plodinách (např. po rostlinách z čeledi brukvovitých, jako jsou květák, zelí, řepka) (Comis, 2002). Pozemky s rozmanitými druhy rostlin mají vyšší obsah GRSP než monokultury (Burrows, 2014). Zařazení luskovin fixujících dusík, jako je např. cizrna, zvyšuje rhizodepozici, což následně stimuluje růst AMF a produkci GRSP. Obsah GRSP v půdě ve variantě s mykorhizně inokulovanými rostlinami byl vyšší než ve variantě s neinokulovanými. Obsah GRSP byl také vyšší u kukuřice než u sóji (Agnihotri et al., 2014).

5.3.1.5. Souhrnný přehled vlastností a funkcí GRSP

Souhrnný přehled vlastností a funkcí GRSP je uveden na [obr. 9](#). GRSP jsou tepelně stabilní, lepkavé a hydrofobní glykoproteiny produkované na stěnách hyf AMF. GRSP jsou odolné vůči mikrobiálnímu rozkladu. V půdě přetrvávají po mnoho let, což umožňuje dlouhodobou sekvestraci uhlíku a stabilitu půdních agregátů. Obsah glykoproteinů v půdách se zvyšuje s obsahem jílnaté frakce, obsahem organických látek, ale klesá s objemovou hmotností půdy. Zpracování půdy má zpravidla negativní vliv na AMF.

Obrázek 9. Přehled vlastností a funkcí glomalinu



Charakteristika glomalinu komplikuje extrakci této látky z půdy. Fyzikální funkce glomalinu v půdě se týká ochrany agregátů a podpory šíření arbuskulární mykorrhizy. Biologická funkce glomalinu se týká zejména zlepšení kvality půdy a podpory mikrobiální aktivity. Chemické vlastnosti glomalinu vedou k biostabilizaci půdy. Agronomické a ekologické vlastnosti glomalinu podporují růst rostlin.

5.3.1.6. Laboratorní analýzy

Extrakce a následné stanovení obsahu EE-GRSP a T-GRSP vychází z metodiky Wright et Upadhyaya (1998). Množství 1,00 g suché jemnozeme (< 2 mm) bylo smícháno s 8 ml citronanu sodného (20 mmol/l; pH 7,0 pro EE-GRSP a 50 mmol/l; pH 8,0 pro T-GRSP) v 50 ml kónických zkumavkách (falkonky). Hodnota pH byla dle potřeby upravena kyselinou citronovou, nebo hydroxidem sodným. Suspenze byla následně zahřata při 121 °C v autoklávu po dobu 30 minut pro EE-GRSP, nebo 60 minut pro T-GRSP. Extrakt byl po vychladnutí centrifugován po dobu 5 minut při 5000 otáčkách za minutu. Výsledný supernatant byl slit do zkumavky. Pro extrakci T-GRSP byl celý proces opakován s jedním vzorkem minimálně čtyřikrát až do bodu, kdy se z posledního extraktu vytratí červeno-hnědé zbarvení typické pro GRSP, přičemž po každém odstředění a slití bylo vždy nutné opět vytvořit suspenzi důkladným rozmícháním sedimentu s nově přidaným roztokem citronanu sodného. Každý vzorek byl extrahován minimálně ve dvou opakováních. Vzorky je možné v chladničce uchovat 3 dny před měřením.

5.3.1.6.A. Popis kolorimetrického stanovení obsahu EE-GRSP a T-GRSP v extraktech

Kolorimetrické stanovení koncentrace EE-GRSP a T-GRSP z výsledných extraktů bylo identické. Pro přípravu barvicího činidla byl koncentrovaný roztok Bradfordova proteinového testu (BPA) (Bio-Rad, CA, Hercules, USA) naředěn destilovanou vodou v poměru 1:4. Pro jednu celou mikrotitrační destičku (96 pozic) bylo dostačující použití směsi 5 ml BPA a 20 ml destilované vody. Dále bylo nutné připravit standardy pro tvorbu kalibrační přímky. Jako standard byl využit hovězí sérový albumin (BSA) (Bio-Rad, CA, Hercules, USA). Do zkumavky je odpipetováno přesné množství BSA a doplněno do 1 ml destilovanou vodou. Příprava kalibrační řady standardů je znázorněna v [tab. 23](#).

Tabulka 23. Řada standardů pro kolorimetrické stanovení koncentrace EE-GRSP a T-GRSP

Standard číslo	Objem BSA (μl) *	Objem destilované vody (μl)	Korespondující obsah GRSP (μg GRSP/ml)
S1	17	983	25,67
S2	33	697	49,83
S3	50	950	75,50
S4	66	934	99,66
S5	83	917	125,33
S6	100	900	151,00
S7	116	884	175,16
S8	132	868	199,32

* Tabulka je platná pro roztok hovězího sérového albuminu, který obsahuje 1,51 mg BSA/ml

Do mikrotitrační destičky je po protřepání odpipetováno 10 µl z každého standardu. Každý standard je pipetován minimálně dvakrát. Dále je do mikrotitrační destičky po protřepání odpipetováno 10 µl z každého vzorku. Každý vzorek je pipetován dvakrát. Dále jsou na mikrotitrační destičce dvě buňky se slepým vzorkem (pouze barvicí činidlo BPA). Ke vzorkům a standardům je následně přidáno 200 µl barvicího činidla (BPA) vícekanálovou pipetou. Použití vícekanálové pipety je nezbytné z důvodu nutnosti okamžitého měření. Ihned po přidání barvicího činidla je mikrotitrační destička vložena do kolorimetru Tecan Infinite M Plex multimode microplate reader (Männedorf, Švýcarsko) (obr. 10). Odpovídající vlnová délka pro toto měření je 595 nm (A595). Měření je na destičce opakováno v pětiminutových intervalech. Měření obsahu EE-GRSP odpovídají celkem 3 intervaly. Měření obsahu T-GRSP odpovídá celkem 5 intervalů. Důvodem je fakt, že barvicí činidlo po chvíli začne vytvářet se vzorkem/standardem sraženinu, která znehodnocuje výsledek měření. Jako správný výsledek je nutné vybrat naměřené hodnoty v posledním intervalu před tvorbou sraženiny. Moment tvorby sraženiny lze poznat podle náhlé změny hodnot absorbance ve vzorku (obr. 10).

Obrázek 10. Grafické znázornění změn hodnot absorbance v čase v průběhu měření u čtyř vzorků (vlevo) a přístroj Tecan Infinite M Plex multimode microplate reader (Männedorf, Švýcarsko)



Nalevo (X) je vidět náhlá změna hodnot absorbance (modrá křivka) mezi druhým a třetím intervalem měření (mezi pátou až desátou minutou analýzy). Pro tento vzorek by správná hodnota byla odečtena v druhém intervalu měření (5 minut analýzy).

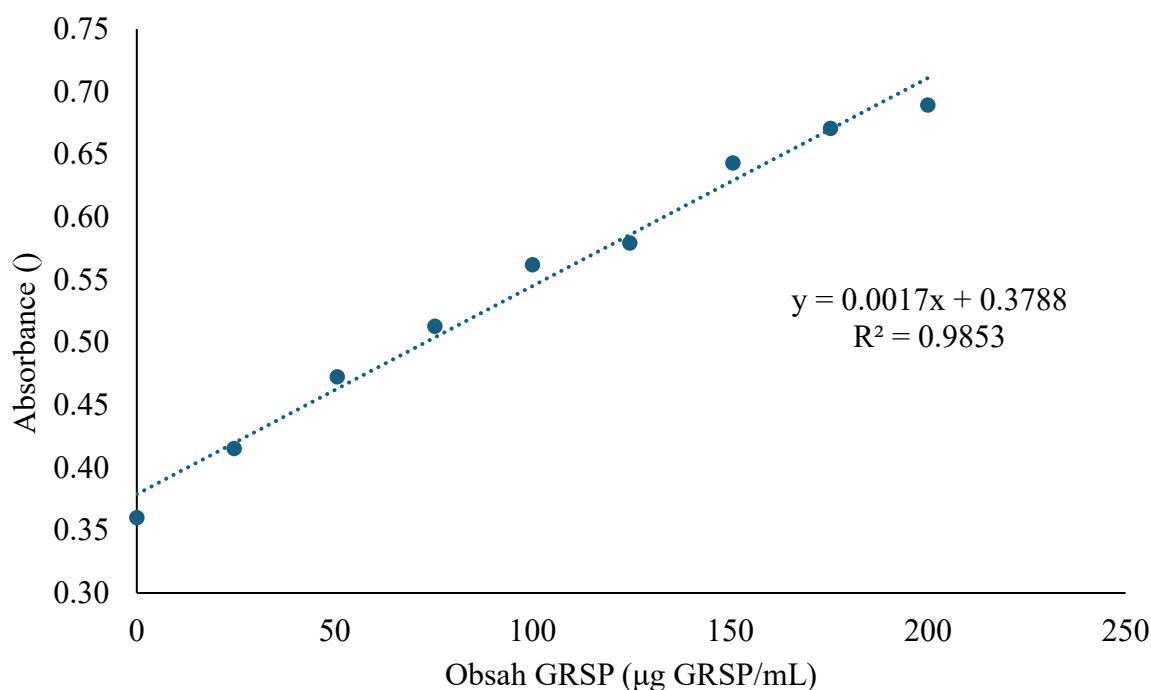
5.3.1.7. Výpočty

Pomocí kalibrační přímky (graf 3) je z hodnot absorbancí vzorků dopočítána hodnota obsahu GRSP (rovnice (7)). Při výpočtu je nutné zohlednit objem vzorku a přesnou navážku. Objem vzorku pro EE-GRSP je vždy 8 ml (extrakce se dělá jednou). Objem

vzorku pro T-GRSP jsou násobky 8 ml (při čtyřech opakováních extrakce je výsledný objem vzorku 32 ml).

Jeden půdní vzorek na konci analýzy poskytne čtyři výsledné hodnoty. Dvě navážky poskytnou dva extrakty. Každý extrakt se následně pipetuje dvakrát do mikrotitrační destičky. Při analýze je nutné přibližně 20 % všech vzorků opakovat. Kritérium pro rozhodování je odchylka hodnot vzorku o více jak 10 % od průměru hodnot všech opakování daného vzorku. V literatuře se obsah GRSP v půdě udává zpravidla v jednotkách mg GRSP/kg půdy (mg/kg), případně g GRSP/kg půdy (g/kg), nebo mg GRSP/g půdy (mg/g).

Graf 3. Příklad kalibrační přímky pro analýzu obsahu GRSP



První bod odpovídá hodnotě absorbance slepého vzorku. Další body odpovídají hodnotám absorbancí standardů (S1 až S8). R^2 – koeficient determinace (tab. 23).

$$\text{GRSP (mg/kg)} = \frac{A_{595} - \text{absolutní člen rovnice}}{\text{směrnice přímky}} * \frac{\text{objem vzorku}}{\text{navážka vzorku}} \quad (7)$$

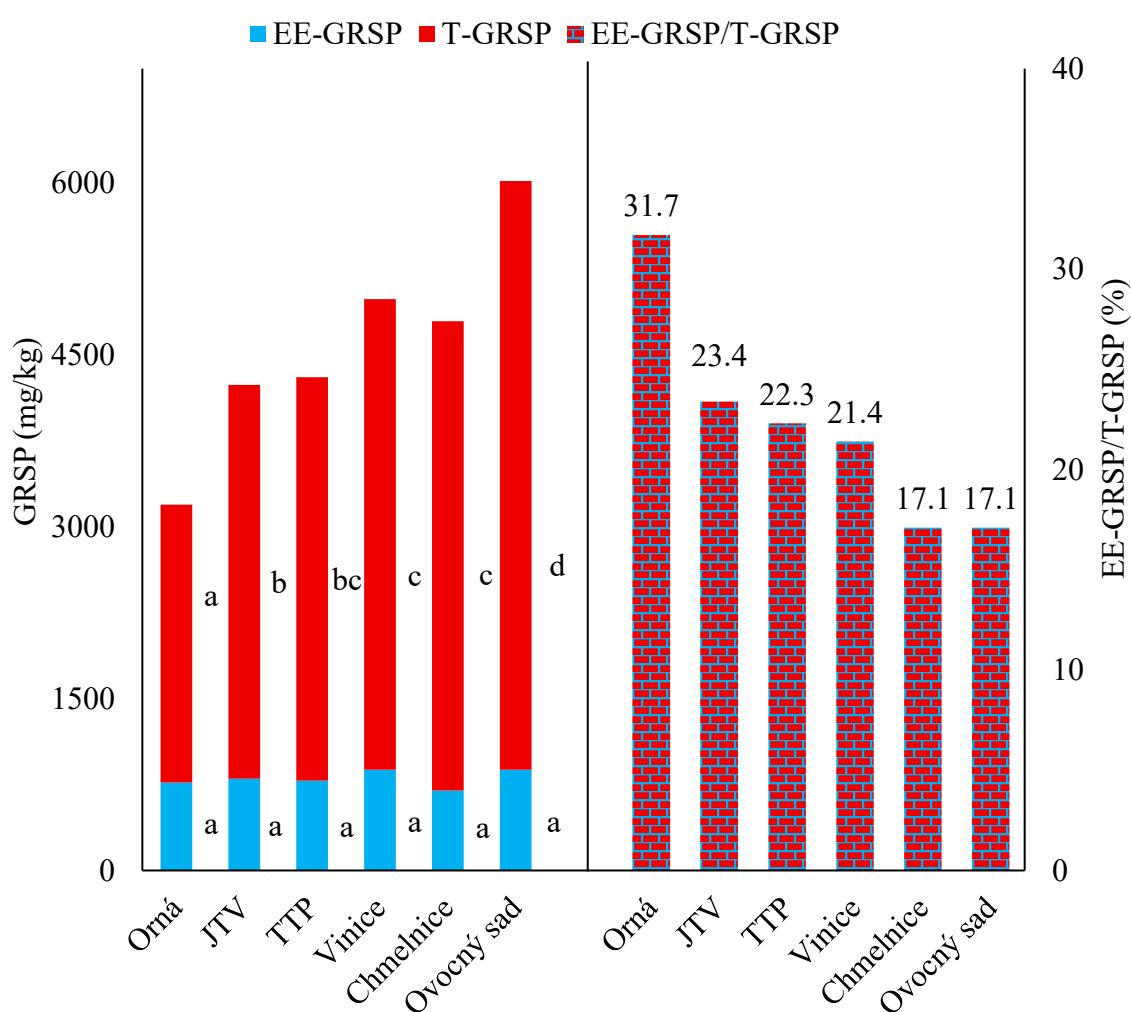
- A_{595} je absorbance vzorku při vlnové délce $\lambda = 595 \text{ nm}$,
- absolutní člen rovnice a směrnice přímky vycházejí z trendu lineární regrese standardů,
- objem vzorku je udáván v mililitrech (ml),
- navážka vzorku je udávána v gramech (g).

5.3.2. Výsledky a hodnocení testované metody

5.3.2.1. Vliv kultury zemědělské půdy

Nejnižší obsah T-GRSP byl zjištěn na orné půdě (graf 4). Významně vyšší obsah je ve vinicích, chmelnicích i v ovocných sadech na úrodných půdách. Nebyl zaznamenán signifikantní rozdíl mezi trvalými travními porosty (TTP) a jetelotravními porosty (JTV). Na orné půdě je signifikantně vyšší podíl EE-GRSP v T-GRSP ve srovnání s dalšími kulturami. Nejnižší je tento podíl u chmelnic a ovocných sadů.

Graf 4. Vliv kultury zemědělské půdy na obsah GRSP



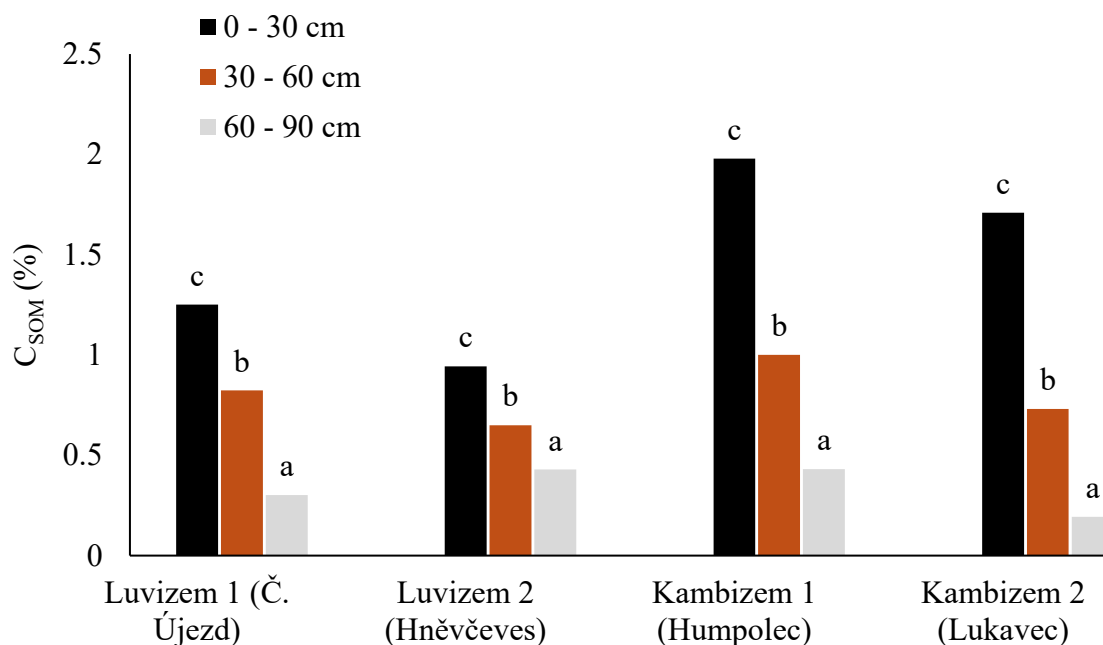
Rozdílná písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi kulturami (Tukey HSD test; $p < 0,05$).

Dílčí závěr: Na orné půdě je nejnižší obsah GRSP a nejvyšší podíl EE-GRSP v T-GRSP ve srovnání s ostatními kulturami zemědělské půdy.

5.3.2.2. Vliv hloubky půdního profilu

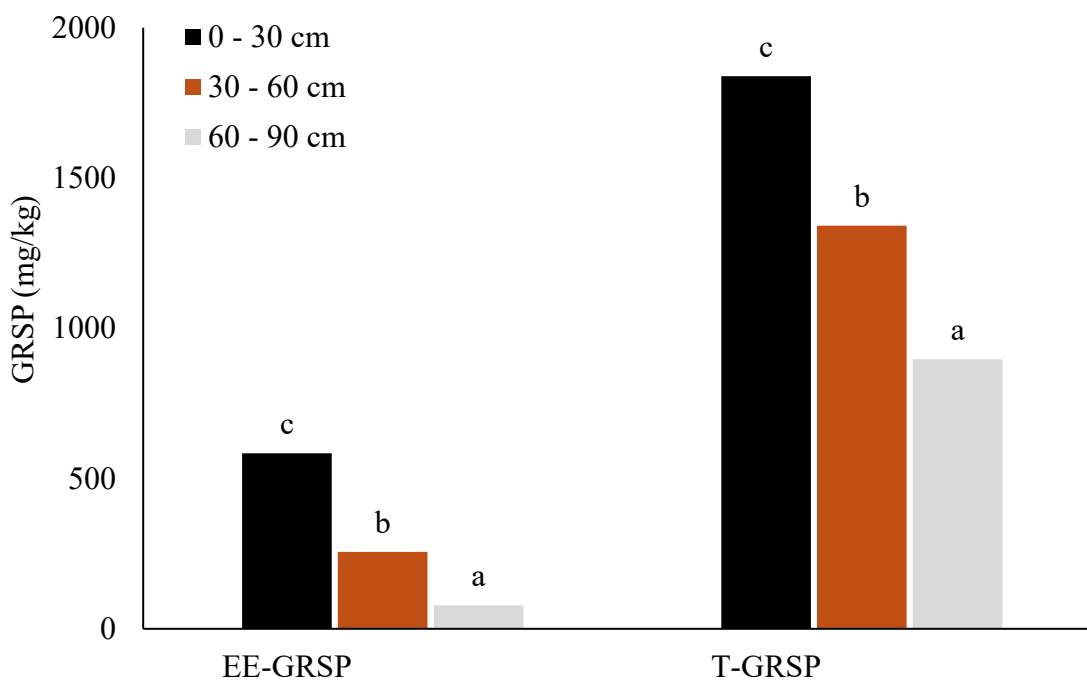
V ornici (0 - 30 cm) byl zaznamenán významně vyšší obsah C_{SOM} ve srovnání s profily podorníči (30 - 60 cm a 60 - 90 cm) (graf 5). Obdobné rozdíly platily i pro obsah EE-GRSP a T-GRSP (graf 6).

Graf 5. Vliv hloubky půdního profilu na obsah C_{SOM} ; dlouhodobé pokusy ČZU-RP



Rozdílná písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi hloubkami odběru (Tukey HSD test; $p < 0,05$).

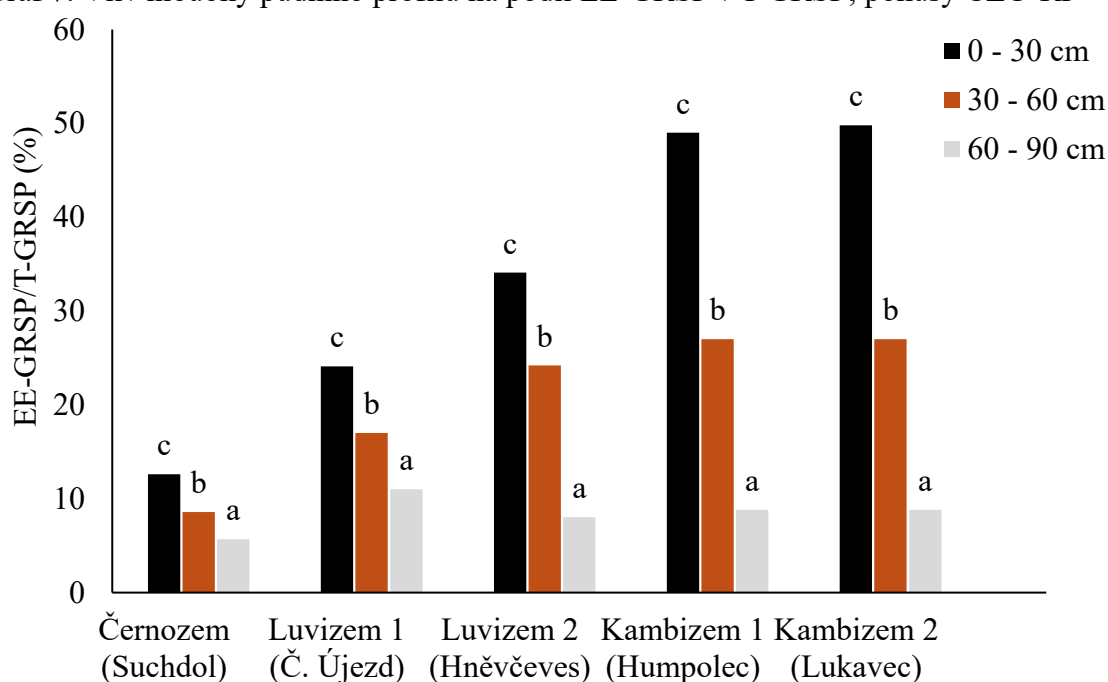
Graf 6. Vliv hloubky půdního profilu na obsah GRSP; dlouhodobé pokusy ČZU-RP; průměr z 5 stanovišť



Rozdílná písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi hloubkami odběru (Tukey HSD test; $p < 0,05$).

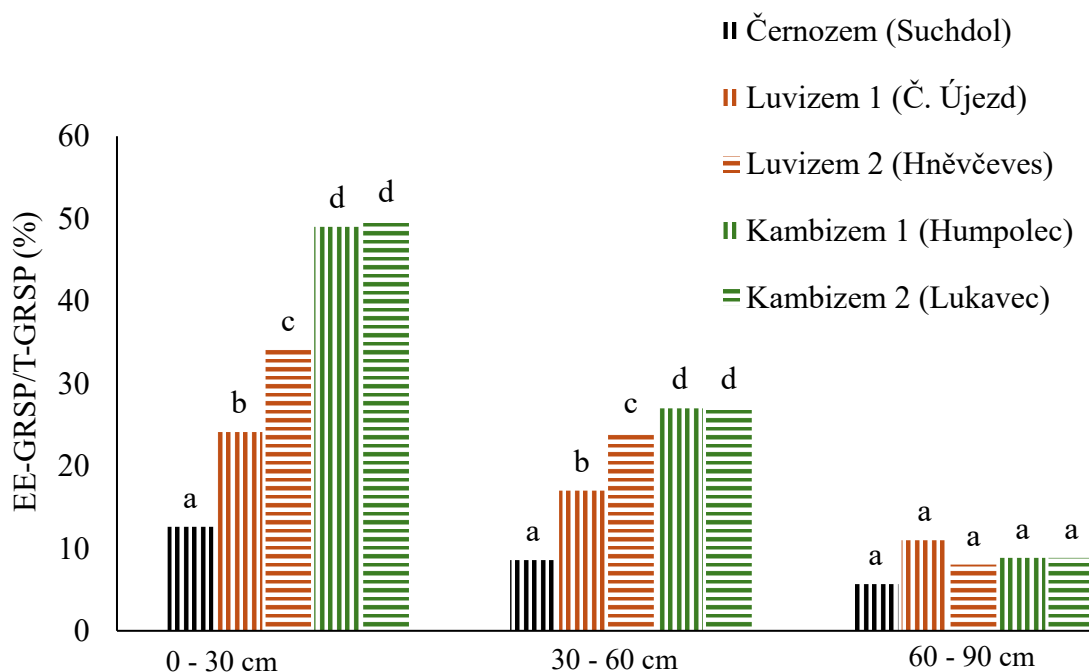
S hloubkou půdního profilu se signifikantně snižoval podíl EE-GRSP v T-GRSP (graf 7). Změny v podílu EE-GRSP v T-GRSP v závislosti na hloubce půdního profilu byly významně ovlivněny půdním typem (graf 8). Signifikantní rozdíly byly zaznamenány v ornici (0 - 30 cm) i v podorničí (30 - 60 cm). V půdním profilu 60 - 90 cm nebyly stanoveny signifikantní rozdíly mezi různými půdními typy.

Graf 7. Vliv hloubky půdního profilu na podíl EE-GRSP v T-GRSP; pokusy ČZU-RP



Rozdílná písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi hloubkami odběru (Tukey HSD test; $p < 0,05$).

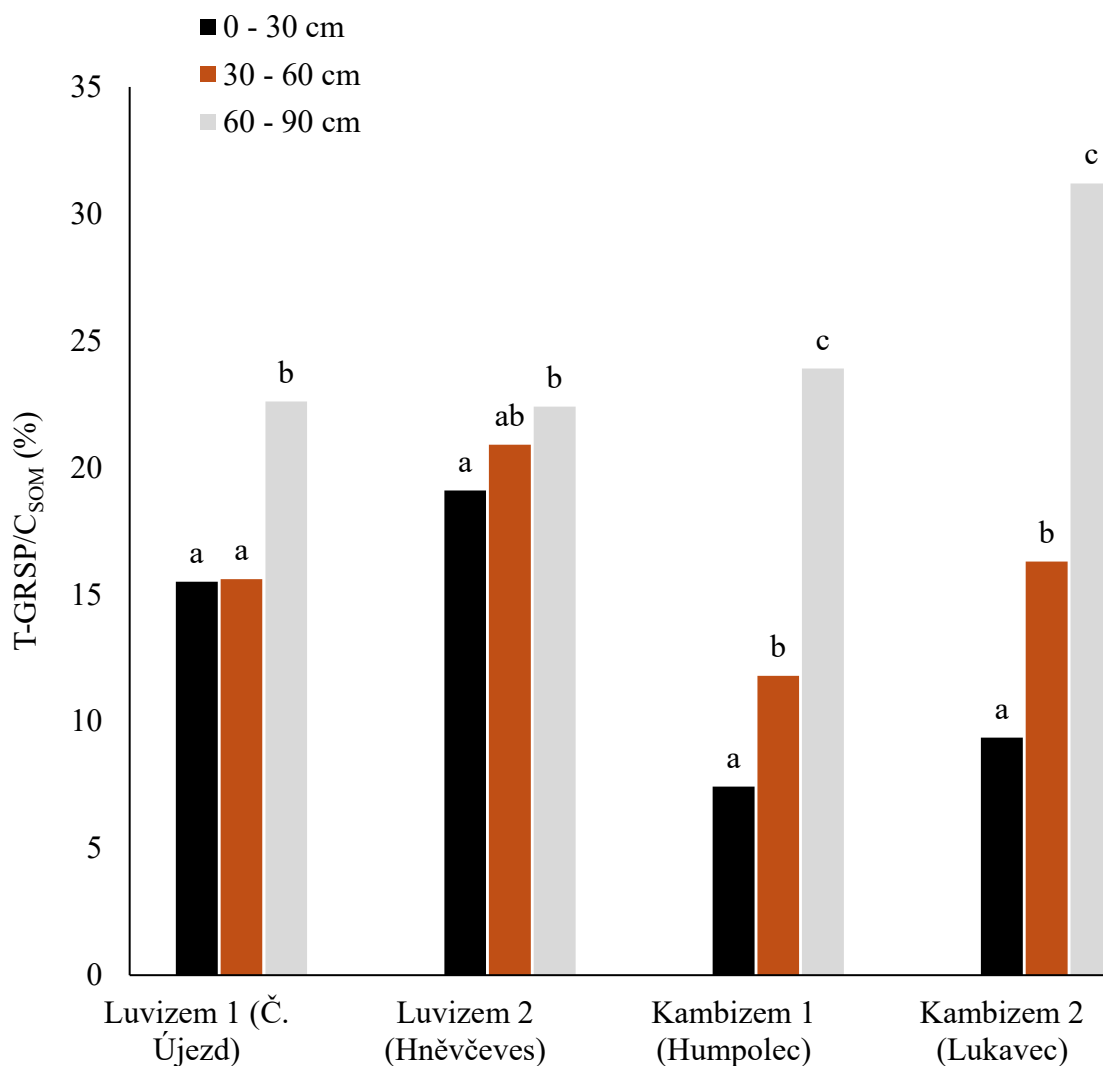
Graf 8. Vliv půdního typu na podíl EE-GRSP v T-GRSP; pokusy ČZU-RP



Rozdílná písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi stanovišti (Tukey HSD test; $p < 0,05$).

S hloubkou půdního profilu signifikantně vzrostl podíl T-GRSP v celkovém obsahu C_{SOM} (graf 9). Uvedený trend změn podílu T-GRSP v C_{SOM} nemusí platit pro černozemě na spraši, kde nejsou tak diametrální rozdíly mezi jednotlivými půdními profily.

Graf 9. Změny v poměru T-GRSP/ C_{SOM} v závislosti na hloubce profilu



Rozdílná malá písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi hloubkami odběru. Tukey HSD test; $p < 0,05$.

Dílčí závěr: Hloubka půdního profilu signifikantně ovlivňuje obsah EE-GRSP, T-GRSP, podíl EE-GRSP v T-GRSP a také podíl T-GRSP v C_{SOM} .

5.3.2.3. Vliv stanoviště

5.3.2.3.A. Vliv půdního typu.

Obsah T-GRSP byl významně ovlivněn půdním typem. U černosolů byl signifikantně nejvyšší obsah (tab. 24). Obsah EE-GRSP nebyl signifikantně ovlivněn půdním typem. U půd s kvalitnější půdní organickou hmotou byl signifikantně nejmenší podíl EE-GRSP v T-GRSP (tab. 24). U černosolů činil podíl EE-GRSP v T-GRSP 14,7 %. U luvisolů bylo stanoveno 27,3 %, u kambisolů 25,4 % a fluvisolů 22,9 %.

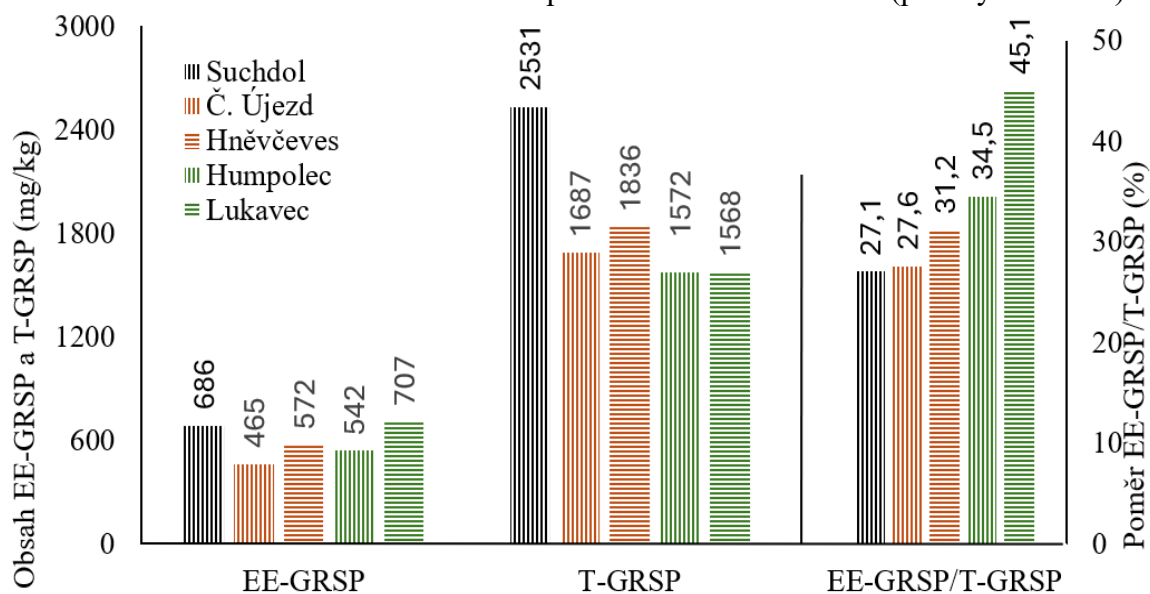
Tabulka 24. Vliv půdního typu na obsah C_{SOM} a GRSP v Bazálním monitoringu půd

Půdní typ/ indikátor	C_{SOM} (%)	EE-GRSP (mg/kg)	T-GRSP (mg/kg)	EE-GRSP/ T-GRSP (%)
Černosoly	1,88 ^b	745 ^a	5078 ^b	14,7 ^a
Luvisoly	1,43 ^a	663 ^a	2433 ^a	27,3 ^b
Kambisolý	1,68 ^b	720 ^a	2838 ^a	25,4 ^b
Fluvisoly	1,60 ^{ab}	675 ^a	2948 ^a	22,9 ^b

Různá písmena označují statistický významné rozdíly mezi půdními typy; Scheffeho test $p < 0,05$. Černosoly = černice + černozem; luvisoly = šedoze + hnědozem + luvize; kambisolý = kambize + peloze; fluvisoly = fluvize + koluvize.

V dlouhodobých pokusech ČZU činil u černozemě (Suchdol) tento podíl 27,1 %, u luvizemí (Hněvčevy a Červený Újezd) 31,2 % a 27,6 % a u kambizemí (Lukavec a Humpolec) 45,1 %, resp. 34,5 % (graf 10). Podíl T-GRSP v C_{SOM} je tím vyšší, čím vyšší je kvalita půdní organické hmoty.

Graf 10. Vliv stanoviště na obsah GRSP a poměr EE-GRSP/T-GRSP (pokusy ČZU-RP)



Dílčí závěr: U půdních typů s kvalitnější půdní organickou hmotou (např. černosoly) je signifikantně nižší podíl E-GRSP v T-GRSP ve srovnání s luvisoly a kambisolý.

5.3.2.3.B. Vliv půdního druhu

Čím vyšší je obsah jílu (těžší půda), tím vyšší je obsah C_{SOM} a zároveň i obsah T-GRSP. U EE-GRSP tato závislost nebyla stanovena (tab. 25). Zároveň platí, že čím je vyšší obsah jílu, tím nižší je podíl EE-GRSP v T-GRSP. Při nízkém obsahu jílu (< 18,0 %) činil tento podíl 29,9 % a u vysokého obsahu (> 24,5 %) to bylo 18,1 %. Na lehké půdě je také nižší podíl T-GRSP v C_{SOM} (tab. 25)

Tabulka 25. Vliv obsahu jílu na obsah C_{SOM} a GRSP v Bazálním monitoringu půd

Obsah jílu/ indikátor	C_{SOM} (%)	EE-GRSP (mg/kg)	T-GRSP (mg/kg)	EE-GRSP/ T-GRSP (%)
Nízký ¹⁾	1,56 ^a	719 ^a	2412 ^a	29,9 ^c
Střední ²⁾	1,45 ^a	701 ^a	3151 ^b	22,2 ^b
Vysoký ³⁾	1,76 ^b	658 ^a	3633 ^b	18,1 ^a

Různá písmena označují statisticky významné rozdíly mezi půdními typy; Scheffeho test $p < 0,05$. ¹⁾ obsah jílu < 18 %; ²⁾ obsah jílu 18 - 24,5 %; ³⁾ obsah jílu > 24,5 %.

Dílčí závěr: Obsah T-GRSP významně roste s obsahem jílu (případně jílnatých částic). Pro EE-GRSP nebyla tato souvislost prokázána.

5.3.2.4. Vliv vybraných kvalitativních parametrů půdy

Na základě Bazálního monitoringu půd byl zaznamenán pozitivní signifikantní vztah mezi obsahem T-GRSP a mezi:

- I) obsahem jílu
- II) obsahem jílnatých částic
- III) obsahem C_{SOM}
- IV) kvalitou organických látek (C_{HK}/C_{FK})
- V) hodnotou kationtové výměnné kapacity (KVK) (tab. 26)

Tabulka 26. Závislost obsahu T-GRSP na vybraných kvalitativních parametrech půdy

Nezávisle proměnná	Nezávisle proměnná/regresní rovnice	R^2
Obsah jílu	$y = 66,535x + 1583.4$	0,156 ***
Jílnaté částice	$y = 51,984x + 1164.9$	0,132 **
C_{SOM}	$y = 1859,6x + 100.88$	0,279 ***
C_{HK}/C_{FK}	$y = 1914,9x + 1041.7$	0,276 ***
KVK	$y = 6,0807x + 1775.4$	0,160 ***

* významné při $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; $n = 71$; R^2 - koeficient determinace. C_{SOM} - obsah organického uhlíku v půdě; C_{HL} - obsah uhlíku v humusových látkách; C_{HK}/C_{FK} - poměr obsahu uhlíku v huminových kyselinách a fulvokyselinách; KVK - kationtová výměnná kapacita.

Obsah EE-GRSP a T-GRSP je signifikantně závislý na stanovišti. Tato závislost platí i v rámci souboru stanovišť stejného půdního typu (tab. 27). V závislosti na stanovišti činil podíl EE-GRSP v C_{SOM} 3,3 – 7,6 %, podíl T-GRSP v C_{SOM} 14,7 – 27,0 %.

Tabulka 27. Vliv stanoviště na obsah C_{SOM} a GRSP v pokusech ÚKZÚZ I

Stanoviště	C_{SOM} (%)	EE-GRSP (mg/kg)	T-GRSP	EE-GRSP/T-GRSP
kambisol				
U. Ostroh	1,24 ^a	712 ^{ab}	1824 ^a	39,0 ^c
Lípa	1,43 ^b	603 ^a	2562 ^b	23,5 ^a
Horažďovice	1,72 ^c	782 ^{bc}	2744 ^b	28,5 ^b
Vysoká	1,64 ^c	888 ^c	4144 ^{bc}	21,4 ^a
luvisol				
Staňkov	1,37 ^c	894 ^c	3320 ^c	26,9 ^a
Chrastava	1,23 ^b	634 ^a	2712 ^{bc}	23,4 ^a
Jaroměřice	1,41 ^c	809 ^b	3078 ^{bc}	26,3 ^a
Hradec n. S.	0,93 ^a	702 ^a	2408 ^{ab}	29,2 ^a
Pusté Jakartice	1,15 ^b	706 ^a	1926 ^a	36,7 ^b

Rozdílná písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi stanovišti (Tukey HSD test; $p < 0,05$)

Dílčí závěr: V rámci stejného půdního typu existují signifikantní rozdíly v obsahu GRSP a kvalitě (EE-GRSP/T-GRSP) v závislosti na stanovišti.

5.3.2.5. Vliv hnojení na obsah a kvalitu GRSP.

5.3.2.5.A. Změny v obsahu C_{SOM} a GRSP

Vliv hnojení na obsah GRSP lze sledovat pouze v dlouhodobých stacionárních pokusech. Je to dáno charakterem GRSP a dále skutečností, že ke změnám ve frakcionaci půdní organické hmoty je nutný poměrně dlouhý časový interval. Uvedená problematika byla sledována v dlouhodobých pokusech ÚKZÚZ na 10 stanovištích a v pokusech ČZU na 5 stanovištích. V tab. 28 jsou uvedeny korelační koeficienty vztahů obsahu GRSP v závislosti na obsahu C_{SOM} a jeho frakcích. V dlouhodobých pokusech ÚKZÚZ na stanovištích kambizem i luvizem byl stanoven signifikantní vztah mezi obsahem C_{SOM} a obsahem EE-GRSP a T-GRSP. Obdobně pozitivní signifikantní vztah byl také s obsahem huminových kyselin (tab. 28).

V dlouhodobých pokusech ČZU byla stanovena těsná pozitivní souvislost mezi obsahem T-GRSP a obsahem huminových kyselin, a to na půdním typu luvizem i kambizem. V případě EE-GRSP těsný vztah platí pouze pro kambizem. Nebyla stanovena (případně byla stanovena záporná) závislost mezi obsahem GRSP a obsahem fulvokyselin

(tab. 28). Toto zjištění koresponduje s hypotézou, že GRSP je stabilní formou půdní organické hmoty a fulvokyseliny jsou labilnější frakcí půdní organické hmoty (SOM).

Tabulka 28. Pearsonovy korelační koeficienty vztahu obsahu GRSP v závislosti na obsahu C_{SOM} a jeho frakcích

Závisle proměnná	kambisol ÚKZÚZ	luvisol ÚKZÚZ	luvisol ČZU-RP	kambisol ČZU-RP
C_{SOM}				
EE-GRSP	0,551***	0,497***	0,455***	0,572**
T-GRSP	-0,635***	0,534***	0,071	0,780***
EE-GRSP/T-GRSP	0,440***	0,359*	0,467***	0,045
C_{HL}				
EE-GRSP	0,379**	0,032	0,128	-0,495**
T-GRSP	-0,748***	0,293*	0,250	0,528**
EE-GRSP/T-GRSP	0,671***	0,362*	0,513***	0,192
C_{HK}				
EE-GRSP	0,431***	0,406**	0,032	0,775***
T-GRSP	0,699***	0,421**	0,546***	0,753***
EE-GRSP/T-GRSP	0,538***	0,249	0,270	0,362
C_{FK}				
EE-GRSP			0,572***	0,077
T-GRSP			0,122	0,161
EE-GRSP/T-GRSP			0,371**	0,045

Korelace statisticky významné při ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Ve všech dlouhodobých pokusech byl stanoven signifikantní vztah mezi obsahem T-GRSP a obsahem huminových kyselin (C_{HK}). Přitom obsah C_{HK} je významným kvalitativním prvkem půdní organické hmoty a signifikantní vztah s GRSP podporuje závěr, že změny v obsahu T-GRSP indikují změny v kvalitě SOM.

Podíl EE-GRSP/T-GRSP souvisel s obsahem C_{SOM} , C_{HL} a C_{HK} pouze v pokusech ÚKZÚZ. V pokusech ČZU nebyla stanovena žádná souvislost (případně byla stanovena negativní souvislost). Je proto pravděpodobné, že se toto kritérium nedá využít pro hodnocení změn v kvalitě půdní organické hmoty.

Lze konstatovat, že změny v obsahu C_{SOM} a kvalitě SOM byly získány v dlouhodobých pokusech s různým organickým a minerálním hnojením. V těchto pokusech je také předpoklad dosažení průkaznějších výsledků než v běžné praxi zemědělských podniků.

Dílčí závěr: V dlouhodobých pokusech s různým organickým a minerálním hnojením byl stanoven signifikantní vztah mezi obsahem huminových kyselin a obsahem GRSP. Změny v obsahu T-GRSP způsobené hnojením indikují změny v kvalitě půdní organické hmoty.

5.3.2.6. Hodnocení sledovaných variant

Varianta dlouhodobě nehnojená organickými a minerálními hnojivy měla nižší obsah GRSP (tab. 29, 30). Z organických hnojiv měla aplikace hnoje pozitivní vliv na obsah C_{SOM} i obsah GRSP. Aplikace čistírenského kalu přispěla ke zvýšení obsahu C_{SOM} , ale s výrazně horší kvalitou SOM ve srovnání s aplikací hnoje. Při aplikaci slámy společně s minerálním dusíkatým hnojivem byla zpravidla stanovena vyšší kvalita SOM ve srovnání se samostatným dusíkatým hnojivem. U kombinace hnůj + NPK hnojení byl stanoven nárůst obsahu SOM a zejména zvýšení kvality SOM ve srovnání se samostatným organickým hnojením (tab. 29).

Tabulka 29. Vliv hnojení na relativní vyjádření indikátorů kvality půdní organické hmoty v pokusech ÚKZÚZ II

Indikátor	Kontrola	Hnůj	Hnůj + M1	Hnůj + M3	Průměr = 1
kambisol					
C_{SOM}	0,889 ^a	0,957 ^{ab}	1,01 ^{bc}	1,08 ^c	1,51 %
C_{HK}	0,850 ^a	0,929 ^{ab}	1,02 ^{ab}	1,04 ^{ab}	0,15 %
C_{HK}/C_{FK}	0,859 ^a	0,986 ^a	1,06 ^a	1,00 ^a	0,866
EE-GRSP	0,891 ^a	0,880 ^a	1,01 ^b	1,13 ^c	746 mg/kg
T-GRSP	0,885 ^a	0,954 ^{ab}	0,99 ^{ab}	1,14 ^c	2819 mg/kg
luvisol					
C_{SOM}	0,920 ^a	0,988 ^b	1,025 ^{bc}	1,05 ^c	1,22 %
C_{HK}	0,875 ^a	0,981 ^a	0,950 ^a	1,14 ^a	0,13 %
C_{HK}/C_{FK}	0,890 ^a	1,060 ^a	0,922 ^a	1,09 ^a	0,586
EE-GRSP	0,971 ^a	0,984 ^a	0,982 ^a	1,04 ^a	749 mg/kg
T-GRSP	0,805 ^a	0,969 ^{ab}	0,950 ^{ab}	1,22 ^c	2689 mg/kg

Rozdílná písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi variantami (Tukey HSD test; $p < 0,05$). Hodnoty ve sloupcích uvádějí násobek průměrné hodnoty. Průměr počítán ze všech variant na 4 stanovištích pro kambisol a 5 stanovištích pro luvisol.

Tabulka 30. Vliv hnojení na indikátory kvality půdní organické hmoty v pokusech ČZU-RP

Varianta/indikátor	Kontrola	Kal1	Kal3	Hnůj	N	N+SI
luvisol (Červený Újezd a Hněvčeves)						
C_{SOM} (%)	1,03 ^a	1,24 ^a	1,58 ^b	1,33 ^{ab}	1,11 ^a	1,18 ^a
C_{HK} (%)	0,107 ^{ab}	0,136 ^{abc}	0,147 ^c	0,179 ^d	0,105 ^a	0,138 ^{bc}
C_{HK}/C_{FK}	0,754 ^a	0,883 ^{ab}	0,845 ^{ab}	1,105 ^{ab}	0,875 ^{ab}	0,986 ^{ab}
EE-GRSP (mg/kg)	482 ^a	512 ^a	524 ^a	511 ^a	511 ^a	530 ^a
T-GRSP (mg/kg)	1443 ^a	1744 ^{ab}	1898 ^b	1965 ^b	1558 ^a	1706 ^{ab}
kambizem (Lukavec)						
C_{SOM} (%)	1,41 ^a	1,67 ^b	2,03 ^d	1,87 ^{cd}	1,56 ^{ab}	1,69 ^b
C_{HK} (%)	0,098 ^a	0,117 ^b	0,147 ^{cd}	0,174 ^e	0,137 ^c	0,152 ^d
C_{HK}/C_{FK}	0,462 ^a	0,580 ^b	0,610 ^{bc}	0,868 ^e	0,691 ^{cd}	0,737 ^d
EE-GRSP (mg/kg)	491 ^a	633 ^b	687 ^b	873 ^c	656 ^b	612 ^b
T-GRSP (mg/kg)	1252 ^a	1536 ^{abc}	1771 ^{bc}	1813 ^c	1513 ^{ab}	1596 ^{bc}

Rozdílná písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi variantami. Tukey HSD test; $p < 0,05$.

Dílčí závěr: Dlouhodobé hnojení minerálními organickými hnojivy signifikantně mění obsah i kvalitu půdní organické hmoty a obsah GRSP.

5.3.2.7. Vliv GRSP na stabilitu půdních agregátů

Vliv GRSP na tvorbu a stabilitu půdních agregátů je v literatuře poměrně dobře zdokumentován (Schindler et al., 2007; Yang et al., 2017). GRSP je soubor glykoproteinů, které ulpívají na organických a minerálních částicích a přispívají k tvorbě a stabilizaci půdních agregátů (Li et al., 2020). V [tab. 31](#), [32](#) a [33](#) jsou uvedeny regresní rovnice vyjadřující vztah mezi vodostabilitou půdních agregátů a obsahem GRSP. V dlouhodobých pokusech s monokulturou kukuřice nebyl tento vztah prokázán ([tab. 31](#)). Obdobné závěry byly stanoveny v dlouhodobých pokusech s rotací plodin (brambory, kukuřice – ozimá pšenice – jarní ječmen) na dvou stanovištích s luvizemí ([tab. 32](#)) a jednom stanovišti s kambizemí ([tab. 33](#)).

Tabulka 31. Závislost vodostability půdních agregátů (WSA) na vybraných indikátorech kvality půdní organické hmoty; černozem, monokultura kukuřice

Nezávisle proměnná	Regresní rovnice	R ²
C _{SOM}	$y = -0,2201x + 1,7782$	0,0084
C _{HK} /C _{FK}	$y = 1,1908x + 0,6098$	0,1197
EE-GRSP	$y = -0,0025x + 0,9925$	0,0001
T-GRSP	$y = -0,0313x + 2,094$	0,0001
EE-GRSP/T-GRSP	$y = 0,0269x + 0,469$	0,0017

Regrese statisticky nevýznamné; n = 20. R² – koeficient determinace.

Tabulka 32. Závislost vodostability půdních agregátů (WSA) na vybraných indikátorech kvality půdní organické hmoty; luvisol Červený Újezd a Hněvčeves, rotace plodin

Nezávisle proměnná	Regresní rovnice	R ²
C _{SOM}	$y = -0,0041x + 0,439$	0,001
C _{HK} /C _{FK}	$y = 0,0475x + 0,3872$	0,018
EE-GRSP	$y = -0,0001x + 0,5021$	0,008
T-GRSP	$y = -0,00002x + 0,4633$	0,002
EE-GRSP/T-GRSP	$y = -0,0014x + 0,4758$	0,004

Regrese statisticky nevýznamné; n = 64. R² – koeficient determinace.

Tabulka 33. Závislost vodostability půdních agregátů (WSA) na vybraných indikátorech kvality půdní organické hmoty; kambizem Lukavec, rotace plodin

Nezávisle proměnná	Regresní rovnice	R ²
C _{SOM}	$y = 0,0163x + 0,6879$	0,002
C _{HK} /C _{FK}	$y = 0,0228x + 0,7007$	0,002
EE-GRSP	$y = -0,00006x + 0,757$	0,110
T-GRSP	$y = 0,00002x + 0,6827$	0,004
EE-GRSP/T-GRSP	$y = -0,0027x + 0,8295$	0,037

Regrese statisticky nevýznamné; n = 64. R² – koeficient determinace.

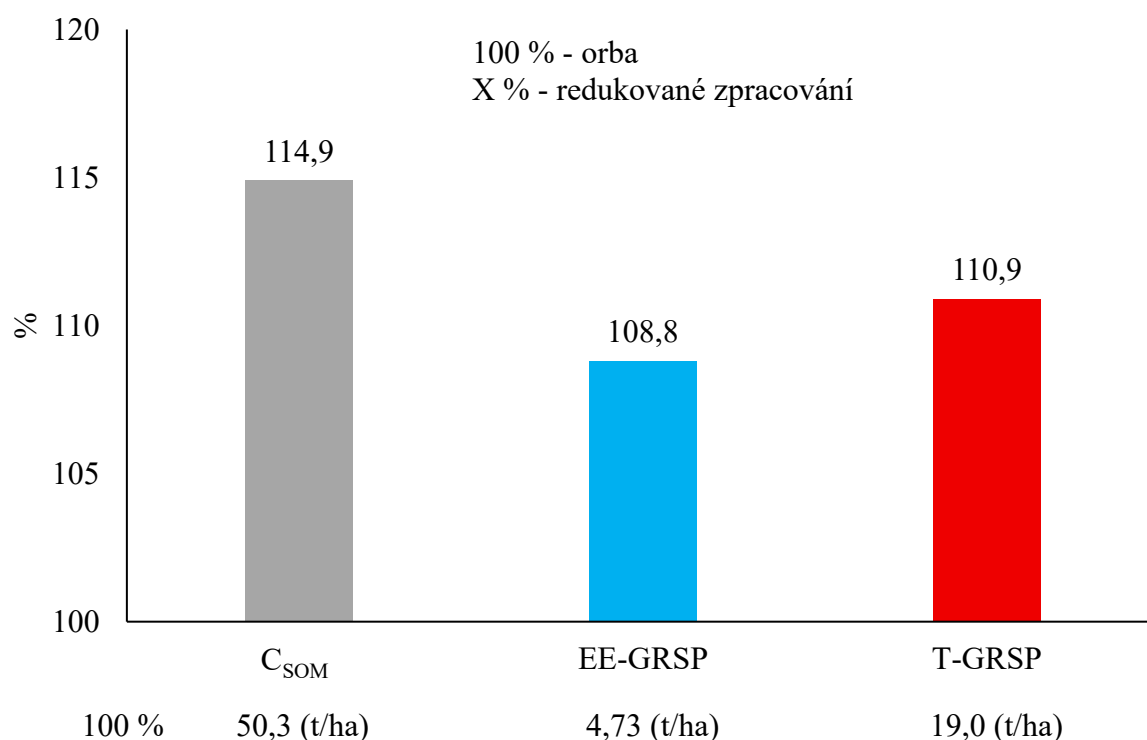
Tento výsledek je neočekávaný, protože na luvizemi i kambizemi aplikované hnojení zvyšovalo obsah C_{SOM} i GRSP. Zde je nutno zdůraznit, že GRSP není jediným faktorem, který determinuje stabilitu půdních agregátů. Důležitou roli hraje také obsah a kvalita minerální frakce, zejména obsah oxidů železa a hliníku. Jak uvádějí Stehlíková et al. (2024), je kambizem na stanovišti Lukavec, je charakterizována vysokou stabilitou půdních agregátů. Toto je způsobeno zejména vysokým obsahem oxidů železa a hliníku (4537 kg/kg; 2607 mg/kg).

Dílčí závěr: Přestože nebyl prokázán přímý vliv obsahu GRSP na vodostabilitu půdních agregátů, je třeba respektovat informace z vědecké literatury o významném příspěvku GRSP ke stabilitě agregátů.

5.3.2.8. Vliv způsobu zpracování půdy

Obecně je akceptována skutečnost, že redukované zpracování významně zvyšuje sekvestraci uhlíku v půdě. Na monokultuře ječmene jarního, u redukovaného zpracování (RZ), bylo zvýšeno množství C_{SOM} v ornici o 14,9 % ve srovnání s orebním zpracováním (OR) (graf 11). U RZ bylo také významně zvýšeno množství EE-GRSP (o 8,8 %) a T-GRSP (o 10,9 %) v ornici (0 - 30 cm).

Graf 11. Vliv redukovaného zpracování půdy a orby na množství C_{SOM} a GRSP v ornici; monokultura ječmene



V [tab. 34](#) jsou uvedeny obsahy GRSP v jednotlivých vrstvách ornice. Je zřejmé, že obsah T-GRSP byl signifikantně vyšší u RZ ve srovnání s OR ve vrstvě 0 – 10 cm a 10 – 20 cm, což také odpovídá hypotéze, že narušení mycelia AMF snižuje obsah T-GRSP. Přitom nejnižší obsah T-GRSP byl v obou systémech ve vrstvě 20 – 30 cm. Přestože nebyl zaznamenán signifikantní rozdíl v obsahu EE-GRSP v jednotlivých vrstvách mezi RZ a OR, po přepočtu na množství EE-GRSP v ornici (0 – 30 cm) byl stanoven signifikantní nárůst EE-GRSP u RZ (o 8,8 %) ([graf 11](#)).

Tabulka 34. Vliv zpracování půdy (RZ/OR) na obsah GRSP v systému bez zaorávky slámy; monokultura ječmene jarního (MENDELU)

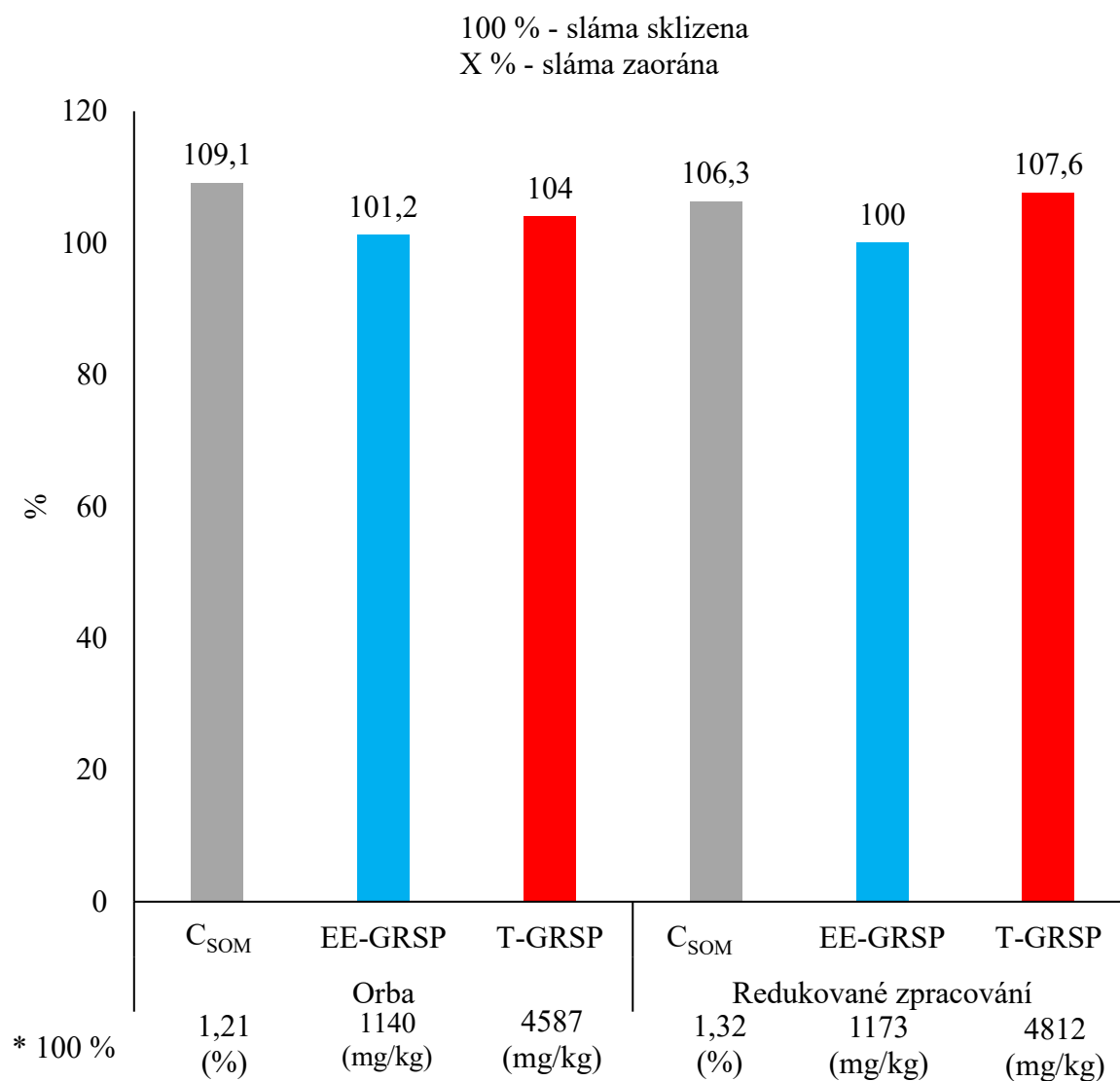
Indikátor	Zpracování půdy	Hloubka		
		D ₀₋₁₀	D ₁₀₋₂₀	D ₂₀₋₃₀
EE-GRSP (mg/kg)	OR	1151 ^{ab A}	1196 ^{b A}	1074 ^{a A}
	RZ	1188 ^{a A}	1201 ^{a A}	1129 ^{a A}
T-GRSP (mg/kg)	OR	4595 ^{ab A}	4721 ^{b A}	4444 ^{a A}
	RZ	4902 ^{b B}	4939 ^{b B}	4595 ^{a A}

OR - orba; RZ - redukované zpracování. D₀₋₁₀ - hloubka do 0 - 10 cm; D₁₀₋₂₀ - hloubka 10 - 20 cm; D₂₀₋₃₀ - hloubka 20 - 30 cm. Rozdílná malá písmena popisují statisticky významné rozdíly ve zvolených hloubkách (Tukey HSD test; $p < 0,05$). Rozdílná velká písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi způsoby zpracování půdy (Tukey HSD test; $p < 0,05$).

Změny v obsahu C_{SOM} a GRSP způsobené zaorávkou slámy v monokultuře ječmene jsou prezentovány v [grafu 12](#). Je zřejmé, že zaorávkou slámy bylo dosaženo zvýšení obsahu C_{SOM}. Přitom u OR bylo dosaženo vyššího nárůstu (+ 9,1 %) než u RZ (+ 6,3 %). Je to určeno výchozí srovnávací úrovní (OR - 1,20 % C_{SOM}, RZ - 1,32 % C_{SOM}). Vliv zaorávky slámy na obsah EE-GRSP byl téměř minimální. Obsah T-GRSP se v průměru při zaorávce slámy a OR zvýšil o 4,0 %. U RZ byl dominantní vliv slámy na obsah T-GRSP v ornici (+ 7,6 %). Přitom výchozí srovnávací úroveň zde byla vyšší než u OR. Zaorávka slámy v kombinaci s RZ zvyšuje obsah GRSP.

Také v pokusech ČZU s rotací plodin, orebním zpracováním půdy a zaorávkou slámy v kombinaci s N minerálním hnojením nebyl stanoven signifikantní nárůst obsahu GRSP ve srovnání se samotným N hnojením (Balík et al., 2025a; 2025b). Obdobně také Černý et al. (2024), v rámci monitoringu půd v ČR, neprokázali vliv aplikace slámy na zvýšení obsahu GRSP při orebním zpracování. Na základě vypočteného množství uhlíku v systému se zaorávkou slámy (56 364 t C/ha) a bez zaorávky slámy (51 667 t C/ha) a z množství dodávaného uhlíku slámou (cca 1,284 t C/ha/rok) byla vypočtena efektivnost sekvestrace uhlíku (CSE). Vypočtená hodnota činila v pokusech s monokulturou ječmene 6,9 %.

Graf 12. Vliv zapravení slámy na obsah C_{SOM} a GRSP v ornici v závislosti na způsobu zpracování půdy; monokultura ječmene



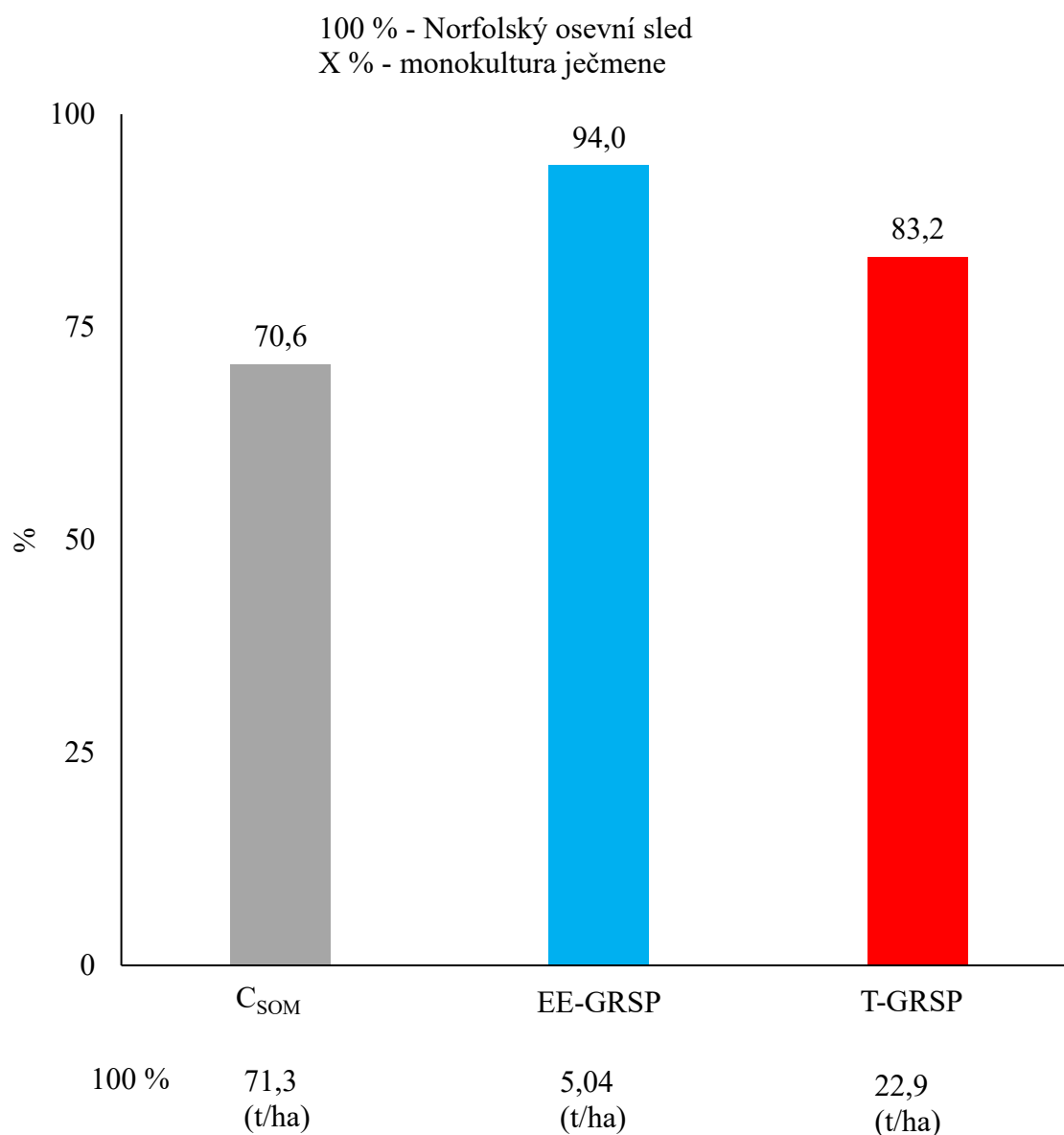
* Průměr počítán z celého půdního profilu (0 – 30 cm)

Dílčí závěr: Redukované zpracování půdy ve srovnání s orbou významně zvyšuje obsah C_{SOM} i obsah GRSP. Dlouhodobá aplikace slámy zvyšuje obsah GRSP v ornici.

5.3.2.9. Vliv monokultury a osevního sledu.

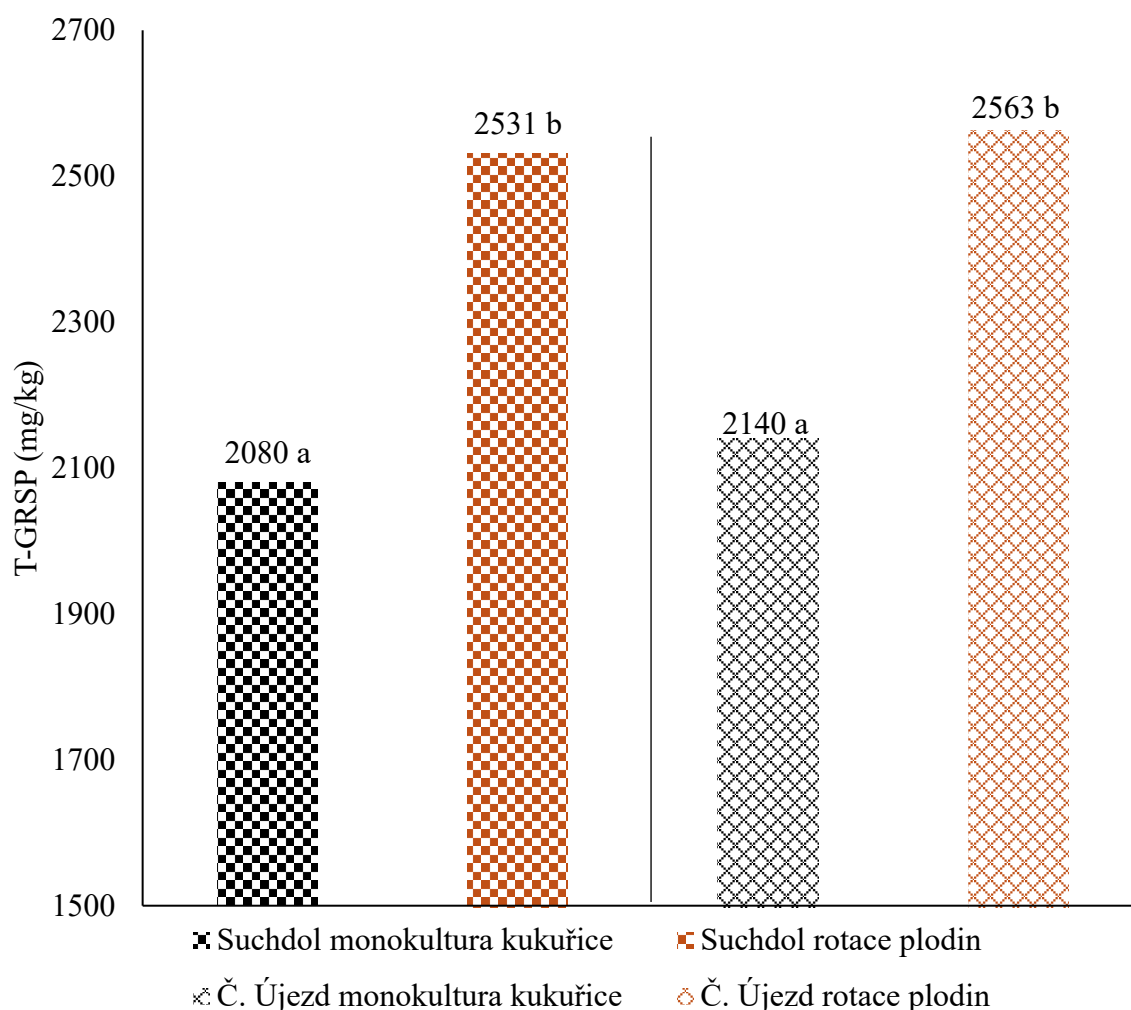
U systému s monokulturou ječmene (MJ) byl významně nižší obsah půdní organické hmoty i obsah GRSP v ornici ve srovnání s rotací plodin (graf 13). Tento rozdíl byl velmi vysoký zejména u orebného zpracování. U monokultury ječmene ve srovnání s Norfolským osevním sledem (NOS) bylo v ornici pouze 70,6 % množství C_{SOM} , 94 % EE-GRSP a 83,2 % T-GRSP. Při použití redukovaného zpracování se rozdíly mezi oběma systémy (MJ/NOS) zmenšily.

Graf 13. Vliv rotace plodin (Norfolský osevní sled) na množství C_{SOM} a GRSP v ornici ve srovnání s monokulturou ječmene



Pozitivní vliv rotace plodin na obsah T-GRSP ve srovnání s monokulturou kukuřice je zřejmý také z grafu 14. U rotace plodin (brambory - ozimá pšenice - ječmen jarní) byl v černozemi stanoven o 22 % vyšší obsah ve srovnání s monokulturou kukuřice. V luvizemi činil nárůst u rotace plodin (kukuřice – ozimá pšenice – ječmen jarní) 19 % ve srovnání s monokulturou kukuřice.

Graf 14. Vliv monokultury kukuřice a rotace plodin na obsah T-GRSP v ornici v dlouhodobých stacionárních pokusech



Rozdílná písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi monokulturou a osleveními sledy. Tukey HSD test; $p < 0,05$. Monokultura: Suchdol (1997) a Červený Újezd (1993) - kukuřice na siláž; Rotace plodin: Suchdol - brambory/oz. pšenice/j. ječmen; Červený Újezd - kukuřice na siláž/oz. pšenice/j. ječmen.

Dílčí závěr: Osevní sled pěstovaných rostlin je velmi důležitý faktor z hlediska sekvestrace uhlíku v půdě, kvality půdní organické hmoty a obsahu GRSP. Pěstování monokultury snižuje obsah GRSP.

5.3.2.10. Vliv termínu odběru půdních vzorků

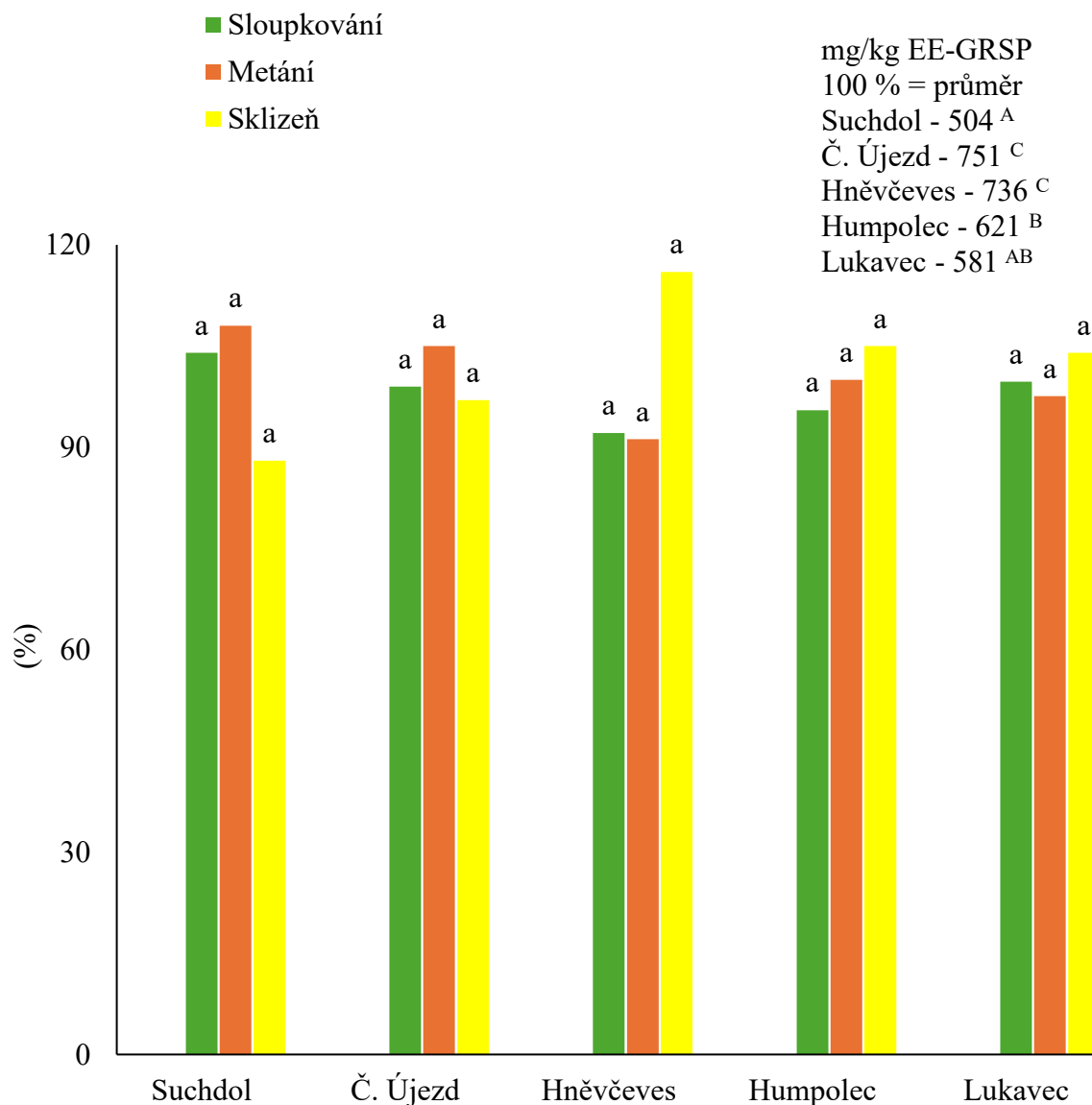
V [tab. 35](#) jsou obsahy T-GRSP stanovené v pokusech s monokulturou ječmene na vzorcích půdy odebíraných po sklizni. Půdní vzorky byly analyzovány z období 2017 až 2023. Nebyly zjištěny signifikantní rozdíly v obsahu T-GRSP v závislosti na termínu odběru. Obdobné závěry pro obsah T-GRSP byly stanoveny i v pokusech s rotací plodin (Norfolkský osevní sled). Je zřejmé, že obsah T-GRSP je relativně stabilní hodnotou, a to především v případě, že se nemění způsoby zpracování půdy, hnojení ani pěstované plodiny. Naproti tomu u EE-GRSP byl zaznamenán významný vliv ročníku, což také potvrzují výsledky s monokulturou ječmene ([tab. 35](#)) i osevním postupem. EE-GRSP tvoří méně stabilní frakci GRSP a podléhá změnám způsobených pěstovanou plodinou i vlivem vnějších pěstebních podmínek (teplota, srážky). Proto byla pozornost zaměřena na sledování změn obsahu EE-GRSP v průběhu vegetace. Jak je zřejmé z [grafu 15](#), nebyly zjištěny signifikantní rozdíly v obsahu EE-GRSP mezi fázemi růstu ozimé pšenice (sloupkování, metání, sklizně).

Tabulka 35. Vliv ročníku a hloubky půdního profilu na obsah GRSP; monokultura ječmene jarního

Indikátor	Rok	Hloubka		
		D ₀₋₁₀	D ₁₀₋₂₀	D ₂₀₋₃₀
EE-GRSP (mg/kg)	2017	1120 ^a	1207 ^{ab}	1227 ^b
	2019	1292 ^b	1233 ^b	1188 ^b
	2021	1167 ^{ab}	1226 ^{ab}	1133 ^{ab}
	2023	1022 ^a	1017 ^a	993 ^a
T-GRSP (mg/kg)	2017	4710 ^a	4916 ^a	4595 ^a
	2019	4817 ^a	5287 ^a	4660 ^a
	2021	5013 ^a	4966 ^a	4460 ^a
	2023	5086 ^a	4867 ^a	4395 ^a

Různá písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi roky. Tukey HSD test; $p < 0,05$. D₀₋₁₀ - hloubka 0-10 cm; D₁₀₋₂₀ - hloubka 10-20 cm; D₂₀₋₃₀ - hloubka 20-30 cm.

Graf 15. Vliv termínu odběru půdních vzorků na obsah EE-GRSP v průběhu vegetace ozimé pšenice



Rozdílná malá písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi termíny odběru. Rozdílná velká písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi průměry na stanovištích; průměr počítán ze všech tří termínů odběru (Tukey HSD test; $p < 0,05$).

Dílčí závěr: Obsah T-GRSP je poměrně stabilním indikátorem a není ovlivněn termínem odběru při stabilních pěstebních systémech (osevní sled, způsob zpracování půdy atd.). Meziroční změny byly pozorovány pro obsah EE-GRSP.

5.3.3. Seznam publikovaných prací předcházející metodice

5.3.3.1. Publikace s impakt faktorem

1. Balík J., Kulhánek M., Černý J., Sedlář O., Suran P., Asrade D.A. (2022): The Influence of organic and mineral fertilizers on the quality of soil organic matter and glomalin content. *Agronomy*. 12: 1375. <https://doi.org/10.3390/agronomy12061375>
2. Balík J., Kulhánek M., Černý J., Sedlář O., Suran P., Procházková S., Asrade, D.A. (2022): The impact of the long-term application of mineral nitrogen and sewage sludge fertilizers on the quality of soil organic matter. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*. 9: 86. <https://doi.org/10.1186/s40538-022-00353-9>
3. Balík J., Ryant P., Suran P., Dryšlová T., Smutný V., Černý J., Kulhánek M., Sedlář O., Mazánek P. (2025): The glomalin-related soil protein content as influenced by crop rotation (spring barley monoculture/Norfolk crop rotation), straw application, and tillage. *Frontiers in Soil Science*. In print.
4. Balík J., Suran P., Černý J., Sedlář O., Kulhánek M., Procházková S. (2025): Changes in soil organic matter content and quality after application of different organic and mineral fertilisers in 27 years long-term field experiments on Luvisol. *Frontiers in Soil Science*. 5: 1540137. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2025.1540137>
5. Balík J., Suran P., Černý J., Sedlář O., Kulhánek M., Procházková S. (2025): Soil organic matter quality and glomalin-related soil protein content in Cambisol. *Agronomy*. 15, 745. <https://doi.org/10.3390/agronomy15030745>
6. Balík J., Suran P., Sedlář O., Černý J., Kulhánek M., Procházková S., Asrade D.A., Smatanová M. (2023): The effect of long-term farmyard manure and mineral fertilizer application on the increase in soil organic matter quality of Cambisols. *Agronomy*. 13: 2960. <https://doi.org/10.3390/agronomy13122960>
7. Černý J., Balík J., Suran P., Sedlář O., Procházková S., Kulhánek M. (2024): The content of soil glomalin concerning selected indicators of soil fertility. *Agronomy*. 14: 1731. <https://doi.org/10.3390/agronomy14081731>
8. Sedlář O., Balík J., Černý J., Kulhánek M., Smatanová M. (2023): Long-term application of organic fertilizers in relation to soil organic matter quality. *Agronomy*. 13: 175. <https://doi.org/10.3390/agronomy13010175>
9. Sedlář O., Balík J., Černý J., Suran P., Kulhánek M., Bihun T. (2025): Soil organic matter quality and carbon sequestration potential affected by straw return in 11-year on-farm trials in the Czech Republic. *Agronomy*. 15: 1277. <https://doi.org/10.3390/agronomy15061277>

5.3.3.2. Ostatní publikace

1. Balík J., Kulhánek M., Suran P. (2023): Changes in glomalin content in long-term experiments on chernosem depending on organic and mineral fertilization. *Sborník z 55. konference Annual Conference 2023 of the German Society of Plant Nutrition, University of Hohenheim*, 25 – 27.
2. Balík J., Stýblo K., Procházková S., Suran P. (2021): Glomalin jako indikátor kvality půdní organické hmoty. *Sborník z 27. konference Racionální použití hnojiv, ČZU v Praze*: 121 – 124.
3. Kulhánek M., Balík J., Černý J., Suran P., Sedlář O., Procházková S. (2024): Glomalin content – an indicator of soil organic matter quality in arable soils of the Czech Republic. *Proceedings from the 56th Annual Conference, German Society of Plant Nutrition, Bonn*, s 53.

4. Suran P., Balík J., Černý J., Sedlár O., Procházková S., Kulháněk M., Pavlíková D. (2024): Carbon and nitrogen content of glomalin in the soil, a calculation – based approach. Sborník z 30. konference Racionální použití hnojiv, ČZU v Praze: 131 – 136.

5.3.4. Citovaná literatura

1. Adame M.F., Wright S.F., Grinham A., Lobb K., Reymond C.E., Lovelock C.E. (2012): Terrestrial-marine connectivity: patterns of terrestrial soil carbon deposition in coastal sediments determined by analysis of glomalin related soil protein. *Limnology and Oceanography*. 57: 1492 – 1502. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.5.1492>.
2. Agnihotri R., Prakash A., Ramesh A., Billore S.D., Sharma M.P. (2018): Coordination of crop and soil management practices built up higher mycorrhizal biomass which enhances soil carbon sequestration assessed in the rhizosphere of soybean in a longterm field trial. In: *Proceedings of the National Conference on Organic Waste Management for Food and Environment Security*. Bhopal, India, 8 s.
3. Agnihotri R., Sharma M.P., Prakash A., Ramesh A., Bhattacharjya S., Patra A.K., Manna M.C., Kurganova I., Kuzyakov Y. (2022): Glycoproteins of arbuscular mycorrhiza for soil carbon sequestration: Review of mechanisms and controls. *Science of Total Environment*. 806: 150571. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150571>
4. Agnihotri, R., Pandey, A., Ramesh, A., Patra, A., Hajela, K., Sharma, M.P. (2014): Impact of organic and inorganic management practices on mycorrhizal symbiosis and glomalin production in soybean-maize intercropping system. In: *Proceedings of International Soybean Research Conference*. Indaur, India, 217 s.
5. Ahmed M.A., Sanaullah M., Blagodatskaya E., Mason-Jones K., Jawad H., Kuzyakov Y., Dippold M.A. (2018): Soil microorganisms exhibit enzymatic and priming response to root mucilage under drought. *Soil Biology and Biochemistry*. 116: 410 – 418. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.041>.
6. Awad Y.M., Blagodatskaya E., Ok Y.S., Kuzyakov Y. (2013): Effects of polyacrylamide, biopolymer and biochar on the decomposition of ¹⁴C-labelled maize residues and on their stabilization in soil aggregates. *European Journal of Soil Science*. 64: 488 – 499. <https://doi.org/10.1111/ejss.12034>.
7. Balík J., Suran P., Černý J., Sedlár O., Kulháněk M., Procházková S. (2025a): Changes in soil organic matter content and quality after application of different organic and mineral fertilisers in 27 years long-term field experiments on luvisol. *Frontiers in Soil Science*. 5: 1540137. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2025.1540137>
8. Balík J., Suran P., Černý J., Sedlár O., Kulháněk M., Procházková S. (2025b): Soil organic matter quality and glomalin-related soil protein content in Cambisol. *Agronomy*. 15: 745. <https://doi.org/10.3390/agronomy15030745>
9. Bertagnoli B.G.P., Oliveira J.F., Barbosa G.M.C., Filho A.C. (2020): Poultry litter and liquid swine slurry applications stimulate glomalin, extraradicular mycelium production, and aggregation in soils. *Soil and Tillage Research*. 202: 104657. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104657>
10. Bolliger A., Nalla A., Magid J., de Neergaard A., Dole Nalla A., Boghansen T.C. (2008): Reexamining the glomalin-purity of glomalin-related soil protein fractions through immunochemical, lectin-affinity and soil labelling experiments. *Soil Biology and Biochemistry*. 40: 887 – 893. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.10.019>

11. Borie F., Rubio R., Rouanet J.L., Morales A., Borie G., Rojas C. (2006): Effects of tillage systems on soil characteristics, glomalin and mycorrhizal propagules in a Chilean Ultisol. *Soil and Tillage Research*. 88: 253 – 261. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.06.004>
12. Brito I, Goss MJ, de Carvalho M, Chatagnier O, van Tuinen D. (2012): Impact of tillage system on arbuscular mycorrhiza fungal communities in the soil under Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research*. 121: 63 – 67. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.01.012>
13. Brundrett MC, Tedersoo L. (2018) Evolutionary history of mycorrhizal symbioses and global host plant diversity. *New Phytology*. 220: 1108 – 1115. <https://doi.org/10.1111/nph.14976>
14. Burrows R.L. (2014): Glomalin production and infectivity of arbuscular-mycorrhizal fungi in response to grassland plant diversity. *American Journal of Plant Science*. 5: 103 – 111. <https://doi.org/10.4236/ajps.2014.51013>.
15. Camel S.B., Franson R.L., Brown M.S., Bethlenfalvay G.J. Reyes-Solis M.G., Ferrera-Cerrato R. (1991): Growth of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Mycelium through Bulk Soil. *Soil Science Society of America Journal*. 55: 289 – 393. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500020016x>
16. Carminati A., Schneider C.L., Moradi A.B., Zarebanadkouki M., Vetterlein D., Vogel H.-J., Hildebrandt A., Weller U., Schüler L., Oswald S.E. (2011): How the rhizosphere may favor water availability to roots. *Vadose Zone Journal*. 10: 988 – 998. <https://doi.org/10.2136/vzj2010.0113>.
17. Chan K.X., Phua S.Y., Van Breusegem F. (2019): Secondary sulfur metabolism in cellular signalling and oxidative stress responses. *Journal of Experimental Botany*. 70: 4237 – 4250. <https://doi.org/10.1093/jxb/erz119>
18. Comis D. (2002): Glomalin: Hiding place for a third of the world's stored soil carbon. *Agricultural Research*. 50: 4 – 7.
19. Cornejo P, Meier S, Borie G, Rillig MC, Borie F. (2008): Glomalin-related soil protein in a Mediterranean ecosystem affected by a copper smelter and its contribution to Cu and Zn sequestration. *Science of Total Environment*. 406: 154 – 160. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.045>
20. Costa O.Y.A., Raaijmakers J.M., Kuramae E.E. (2018): Microbial extracellular polymeric substances: ecological function and impact on soil aggregation. *Frontiers in Microbiology*. 9: 1 – 14. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01636>.
21. Curaqueo G., Barea J.M., Acevedo E., Rubio R., Cornejo P., Borie F. (2011): Effects of different tillage system on arbuscular mycorrhizal fungal propagules and physical properties in a Mediterranean agro-ecosystem in central Chile. *Soil and Tillage Research*. 113: 11 – 18. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.02.004>
22. Černý J., Balík J., Suran P., Sedlář O., Procházková S., Kulháněk M. (2024): The content of soil glomalin concerning selected indicators of soil fertility. *Agronomy*. 14: 1731. <https://doi.org/10.3390/agronomy14081731>
23. Driver J.D., Holben W.E. Rillig M.C. (2005): Characterization of glomalin as a hyphal wall component of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*. 37: 101 – 106. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.06.011>
24. Egerton-Warburton L.M., Allen E. (2000): Shifts in arbuscular mycorrhizal communities along an anthropogenic nitrogen deposition gradient. *Ecological Applications*. 10: 484 – 496. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0484:SIAMCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0484:SIAMCA]2.0.CO;2).

25. Emran M., Gispert M., Pardini G. (2012): Patterns of soil organic carbon, glomalin and structural stability in abandoned Mediterranean terraced lands. *European Journal of Soil Science*. 63: 637 – 649. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01493.x>
26. Epelde L., Lanzén A., Mijangos I., Sarrionandia E., Anza M., Garbisu C. (2017): Short-term effects of non-grazing on plants, soil biota and aboveground-belowground links in Atlantic mountain grasslands. *Scientific Reports*. 7: 1 – 11. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15345-1>
27. Fokom R., Adamou S., Teugwa M.C., Bagoude B.A.D., Nana W., Ngokeu M.E.I. (2012): Glomalin related soil protein, carbon, nitrogen and soil aggregate stability as affected by land use variation in the humid forest zone of south Cameroon. *Soil and Tillage Research*. 120: 69 – 75. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.11.004>
28. Gadkar V., Rillig M.C. (2006): The arbuscular mycorrhizal fungal protein glomalin is a putative homolog of heat shock protein 60. *FEMS Microbiology Letters*. 263: 93 – 101. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2006.00412.x>
29. Gianinazzi S., Gollotte A., Binet M.N., van Tuinen D., Redecker D., Wipf D. (2010): Agroecology: The key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. *Mycorrhiza*. 20: 519 – 530. <https://doi.org/10.1007/s00572-010-0333-3>
30. Gispert M., Emran M., Pardini G., Doni S., Ceccanti B. (2013): The impact of land management and abandonment on soil enzymatic activity, glomalin content and aggregate stability. *Geoderma*. 202 – 203: 51 – 61. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.012>
31. Govindarajulu M., Pfeffer P.E., Jin H., Abubaker J., Douds D.D., Allen J.W., Bucking H., Lammers P.J., Shachar-Hill Y. (2005): Nitrogen transfer in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Nature*. 435: 819 – 823. <https://doi.org/10.1038/nature03610>
32. Gu S., Wu S., Guan Y., Zhai C., Zhang Z., Bello A. (2020). Arbuscular mycorrhizal fungal community was affected by tillage practices rather than residue management in black soil of Northeast China. *Soil and Tillage Research*. 198: 104552. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104552>
33. Gujre N., Agnihotri R., Rangan L., Sharma M.P., Mitra S. (2021): Deciphering the dynamics of glomalin and heavy metals in soils contaminated with hazardous municipal solid wastes. *Journal of Hazardous Materials*. 416: 125869. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125869>
34. Gunina A., Kuzyakov Y. (2015): Sugars in soil and sweets for microorganisms: review of origin, content, composition and fate. *Soil Biology and Biochemistry*. 90: 87 – 100. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.07.021>
35. Guo Z., Zhang J., Fan J., Yang X., Han X., Wang D., Zhu P., Peng X. (2019): Does animal manure application improve soil aggregation? Insights from nine long-term fertilization experiments. *Science of Total Environ*. 600: 1029 – 1037. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.051>
36. Gupta M.M. (2020): Arbuscular Mycorrhizal Fungi: The potential soil health indicators. In: Giri B., Varma A., (Eds.), *Soil Health. Soil Biology*. Springer Cham, Germany. 183 s. https://doi.org/10.1007/978-3-030-44364-1_11
37. Haddad M.J., Sarkar D. (2003): Glomalin, a newly discovered component of soil organic matter: part II- relationship with soil properties. *Environmental Geosciences*. 10: 99 – 106. <https://doi.org/10.1306/eg100303005>
38. He X., Li Y., Zhao L. (2010): Dynamics of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in the rhizosphere of *Artemisia ordosica* Krasch. in Mu Us sandland, China. *Soil Biology and Biochemistry*. 42: 1313 – 1319. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.03.022>

39. Herman D.J., Firestone M.K., Nuccio E.E., Hodge A. (2012): Interactions between an arbuscular mycorrhizal fungus and a soil microbial community mediating litter decomposition. *FEMS Microbiology Ecology*. 80: 236 – 247. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2011.01292.x>
40. Holátko J., Brtnický M., Kučerík J., Kotianová M., Elbl J., Kintl A., Kynický J., Benada O., Datta R., Jansa J. (2021): Glomalin - Truths, myths, and the future of this elusive soil glycoprotein. *Soil Biology and Biochemistry*. 153: 108116. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108116>
41. Jansa J., Mozafar A., Kuhn G., Anken T., Ruh R., Sander I.R., Frossard E. (2003): Soil tillage affects the community structure of mycorrhizal fungi in maize roots. *Ecological Applications*. 13: 1164 – 1176. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)13\[1164:STATCSJ2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)13[1164:STATCSJ2.0.CO;2)
42. Kabir Z. (2005): Tillage or no-tillage: Impact on mycorrhizae. *Canadian Journal of Soil Science*. 85: 23 – 29. <https://doi.org/10.4141/P03-16>
43. Kabir Z., O'Halloran I.P., Widden P., Hamel C. (1998): Vertical distribution of arbuscular mycorrhizal fungi under corn (*Zea mays L.*) in no-till and conventional tillage systems. *Mycorrhiza*. 8: 53 – 55. <https://doi.org/10.1007/s005720050211>
44. Khandelwal S., Parwez S., Mehra M. (2023): Climate change: effects on health and nutrition. In: Caballero B., Prentice A., Allen L.H. (Eds.), *Encyclopedia of human nutrition*. Academic Press, Baltimore, United States of America, 369 – 378 s. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821848-8.00131-1>
45. Kleber M., Sollins P., Sutton R. (2007): A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry* 85: 9 – 24. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9103-5>.
46. Kohler J., Caravaca F., Roldán A. (2010): An AM fungus and a PGPR intensify the adverse effects of salinity on the stability of rhizosphere soil aggregates of *Lactuca sativa*. *Soil Biology and Biochemistry*. 42: 429 – 434. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.11.021>.
47. Li X., Han S., Luo X.S., Chen W.L., Huang Q.Y. (2020): Arbuscular mycorrhizal-like fungi and glomalin-related soil protein drive the distributions of carbon and nitrogen in a large scale. *Journal of Soils and Sediments*. 20: 963 – 972. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02421-4>
48. Lovelock C., Wright S.F., Clark D.A., Ruess R.W. (2004): Soil stocks of glomalin produced by arbuscular mycorrhizal fungi across a tropical rain forest landscape. *Journal of Ecology*. 92: 278 – 287. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00855.x>
49. Magurno F., Malicka M., Posta K., Wozniak G., Lumini E., Piotrowska-Seget Z. (2019): Glomalin gene as molecular marker for functional diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in soil. *Biology and Fertility of Soils* 55: 411 – 417. <https://doi.org/10.1007/s00374-019-01354-x>
50. Majumder B., Kuzyakov Y. (2010): Effect of fertilization on decomposition of ¹⁴C labelled plant residues and their incorporation into soil aggregates. *Soil and Tillage Research*. 109: 94 – 102. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.05.003>.
51. McGonigle T.P., Miller M.H., Evans D.G., Fairchild G.L., Swan J.A. (1990): A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular—arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytology*. 115: 495 – 501. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1990.tb00476.x>
52. Mensah J.A., Koch A.M., Antunes P.M. (2015): High functional diversity within species of arbuscular mycorrhizal fungi is associated with differences in phosphate

- and nitrogen uptake and fungal phosphate metabolism. *Mycorrhiza*. 25: 533 – 546. <https://doi.org/10.1007/s00572-015-0631-x>
53. Miller R., Reinhardt D., Jastrow J. (1995): External hyphal production of vesiculararbuscular mycorrhizal fungi in pasture and tallgrass prairie communities. *Oecologia* 103: 17–23. <https://doi.org/10.1007/BF00328420>.
 54. Miller R.M., Jastrow J.D. (2000): Mycorrhizal fungi influence soil structure. In: Kapulnik Y., Douds D.D. (Eds.), *Arbuscular Mycorrhizas: Physiology and Function*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 3 s. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-0776-3>.
 55. Naorem A., Jayaraman S., Sinha N.K., Mohanty M., Chaudhary R.S. (2023) Eight-year impacts of conservation agriculture on soil quality, carbon, storage, and carbon emission footprint. *Soil and Tillage Research*. 232: 105748. <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105748>
 56. Nautiyal P., Rajput R., Pandey D., Arunachalam K., Arunachalam A. (2019): Role of glomalin in soil carbon storage and its variation across land uses in temperate himalayan regime. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*. 21: 101311. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101311>.
 57. Nichols K.A. (2003): Characterization of Glomalin, a Glycoprotein Produced by Arbuscular Mycorrhizal Fungi. University of Maryland, College Park, United States of America.
 58. Nichols K.A., Halvorson J.J. (2013): Roles of biology, chemistry, and physics in soil macroaggregate formation and stabilization. *Open Agriculture Journal*. 7: 107 – 117. <https://doi.org/10.2174/1874331520131011003>.
 59. Nichols K.A., Wright S.F. (2004): Contributions of fungi to soil organic matter in agroecosystems. In: Fred M., Weil R.R. (Eds.), *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press, Boca Raton, United States of America, s 179 – 198.
 60. Nichols K.A., Wright S.F. (2005): Comparison of glomalin and humic acid in eight native U.S. soils. *Soil Science*. 170: 985 – 997. <https://doi.org/10.1097/01.ss.0000198618.06975.3c>.
 61. Preger A.C., Rillig M.C., Johns A.R., Du Preez C.C., Lobe I., Amelung W. (2007): Losses of glomalin-related soil protein under prolonged arable cropping: A chronosequence study in sandy soils of the South African Highveld. *Soil Biology and Biochemistry*. 39: 445 – 453. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.08.014>
 62. Redmile-Gordon M.A., Brookes P.C., Evershed R.P., Goulding K.W.T., Hirsch P.R. (2014): Measuring the soil-microbial interface: extraction of extracellular polymeric substances (EPS) from soil biofilms. *Soil Biolgy and Biochemistry*. 72: 163 – 171. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.01.025>.
 63. Rillig M.C. (2005): A connection between fungal hydrophobins and soil water repellency? *Pedobiologia*. 49: 395 – 399. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.04.004>
 64. Rillig M.C., Hernández G.Y., Newton P.C.D. (2000): Arbuscular mycorrhizae respond to elevated atmospheric CO₂ after long-term exposure: evidence from a CO₂ spring in New Zealand supports the resource balance model. *Ecological Letters*. 3: 475 – 478. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2000.00178.x>
 65. Rillig M.C., Maestre F.T., Lamit L.J. (2003): Microsite differences in fungal hyphal length, glomalin, and soil aggregate stability in semiarid Mediterranean steppes. *Soil Biology and Biochemistry*. 35: 1257 – 1260. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00185-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00185-8).

66. Rillig M.C., Wright S.F., Eviner V.T. (2002): The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in soil aggregation: Comparing effects of five plant species. *Plant and Soil*. 238: 325 – 333. <https://doi.org/10.1023/A:1014483303813>
67. Rillig M.C., Wright S.F., Nichols K.A., Schmidt W.F., Torn M.S. (2001): Large contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to soil carbon pools in tropical forest soils. *Plant and Soil*. 233: 167 – 177. <https://doi.org/10.1023/A:1010364221169>
68. Roldán A., Salinas-García J.R., Alguacil M.M., Caravaca F. (2007): Soil sustainability indicators following conservation tillage practices under subtropical maize and bean crops. *Soil and Tillage Research*. 93: 273 – 282. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.05.001>
69. Săle V., Aguilera P., Laczko E., Mäder P., Berner A., Zihlmann U. (2015): Impact of conservation tillage and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*. 84: 38 – 52. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.005>
70. Selvakumar G., Yi P.H., Lee S.E., Shagol C.C., Han S.G., Sa T., Chung B.N. (2018): Effects of long-term subcultured arbuscular mycorrhizal fungi on red pepper plant growth and soil glomalin content. *Mycobiology*. 46: 122 – 128. <https://doi.org/10.1080/12298093.2018.1461315>
71. Sharma M.P., Adholeya A. (2015): Parameters for selecting efficient arbuscular mycorrhizal fungi for plants under microcosm conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*. 85: 77 – 83. <https://doi.org/10.1007/s40011-013-0263-x>
72. Schindler F.V., Mercer E.J., Rice J.A. (2007): Chemical characteristics of glomalin-related soil protein (GRSP) extracted from soils of varying organic matter content. *Soil Biology and Biochemistry*. 39: 320 – 329. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.08.017>
73. Smith S.E., Read D.J. (2008): *Mycorrhizal Symbiosis*. Academic Press, Amsterdam, NEtherlands, s 787.
74. Son Y., Martínez C.E., Kao-Kniffin J. (2024): Three important roles and chemical properties of glomalin-related soil protein. *Frontiers in Soil Science*. 4: 1418072. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2024.1418072>
75. Staddon P.L., Ramsey C.B., Ostle N., Ineson P., Fitter A.H. (2003): Rapid turnover of hyphae of mycorrhizal fungi determined by AMS microanalysis of ¹⁴C. *Science*. 300: 1138 – 1140. <https://doi.org/10.1126/science.1084269>
76. Steinber P.D., Rillig M.C. (2003): Differential decomposition of arbuscular mycorrhizal fungal hyphae and glomalin. *Soil Biology and Biochemistry*. 35: 191 – 194. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00249-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00249-3)
77. Subramanian K.S., Vivek P.N., Balakrishnan N., Nandakumar N.B., Rajkishore S.K. (2019): Effects of arbuscular mycorrhizal fungus rhizoglopus intraradices on active and passive pools of carbon in long-term soil fertility gradients of maize based cropping system. *Archives of Agronomy and Soil Science*. 65: 549 – 565. <https://doi.org/10.1080/03650340.2018.1512100>
78. Šarapatka B., Alvarado-Solano D.P., Čížmár D. (2019): Can glomalin content be used as an indicator for erosion damage to soil and related changes in organic matter characteristics and nutrients? *Catena*. 181: 104078. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104078>
79. Totsche K.U., Amelung W., Gerzabek M.H., Guggenberger G., Klumpp E., Knief C., Lehdorff E., Mikutta R., Peth S., Prechtel A., Ray N., Kögel-Knabner I. (2018): Microaggregates in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 181: 104 – 136. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600451>

80. Treseder K.K., Turner K.M. (2007): Glomalin in ecosystems. *Soil Science Society of America Journal*. 71: 1257 – 1266. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0377>
81. Turgay O.C., Buchan D., Moeskops B., De Gussem B., Ortas I., De Neve S. (2015): Changes in soil ergosterol content, glomalin-related soil protein, and phospholipid fatty acid profile as affected by long-term organic and chemical fertilization practices in Mediterranean Turkey. *Arid Land Research and Management*. 29: 180 – 198. <https://doi.org/10.1080/15324982.2014.944246>
82. Vasconcellos R.L.F., Bonfim J.A., Baretta D., Cardoso E.J.B.N. (2016): Arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin-related soil protein as potential indicators of soil quality in a recuperation gradient of the Atlantic forest in Brazil. *Land Degradation and Development*. 27: 325 – 334. <https://doi.org/10.1002/ldr.2228>.
83. Veresoglou S., Rillig M.C. (2011): Suppression of fungal and nematode plant pathogens through arbuscular mycorrhizal fungi. *Biology Letters*. 8: 214 – 217. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0874>
84. Vlček V., Pohanka M. (2020): Glomalin-An interesting protein part of the soil organic matter. *Soil and Water Research*. 15: 67 – 74. <https://doi.org/10.17221/29/2019-SWR>
85. Wang H., Wang L., Zhang Y., Hu Y., Wu J., Fu X., Le Y. (2017): The variability and causes of organic carbon retention ability of different agricultural straw types returned to soil. *Environmental Technology*. 38: 538 – 548. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1201545>
86. Wang Q, Wu Y, Wang W.J., Zhong Z.L., Pei Z.X., Ren J. (2014): Spatial variations in concentration, compositions of glomalin related soil protein in poplar plantations in northeastern China, and possible relations with soil physicochemical properties. *The Scientific World Journal*. 13: 160403. <https://doi.org/10.1155/2014/160403>
87. Wang Q., Wang W., Zhong Z., Wang H., Fu Y. (2020): Variation in glomalin in soil profiles and its association with climatic conditions, shelterbelt characteristics, and soil properties in poplar shelterbelts of Northeast China. *Journal of Forestry Research*. 31: 279 – 290. <https://doi.org/10.1007/s11676-019-00909-w>.
88. Wang R., Li D., Zheng G., Gao Z., Deng F. (2023): Co-production of water-soluble humic acid fertilizer and crude cellulose from rice straw via urea assisted artificial humification under room temperature. *Chemical Engineering Journal*. 455: 140916. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.140916>
89. Wright S.F., Anderson R.L. (2000): Aggregate stability and glomalin in alternative crop rotations for the central Great Plains. *Biology and Fertility of Soils*. 31: 249 – 253. <https://doi.org/10.1007/s003740050653>
90. Wright S.F., Green V.S., Cavigelli M.A. (2007): Glomalin in aggregate size classes from three different farming systems. *Soil and Tillage Research*. 94: 546 – 549. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.08.003>.
91. Wright S.F., Upadhyaya A. (1996): Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Science*. 161: 575 – 586. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-199609000-00003>
92. Wright S.F., Upadhyaya A. (1998): A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*. 198: 97 – 107. <https://doi.org/10.1023/A:1004347701584>
93. Wu Q.S., Cao M.Q., Zou Y.N., He X.H. (2014): Direct and indirect effects of glomalin, mycorrhizal hyphae, and roots on aggregate stability in rhizosphere of trifoliate orange. *Scientific Reports*. 4: 5823. <https://doi.org/10.1038/srep05823>
94. Wu Q.-S., He X.-H., Zou Y.-N., He K.-P., Sun Y.-H., Cao M.-Q. (2012): Spatial distribution of glomalin-related soil protein and its relationships with root mycorrhization, soil aggregates, carbohydrates, activity of protease and β -

- glucosidase in the rhizosphere of Citrus unshiu. Soil Biology and Biochemistry. 45: 181 – 183. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.10.002>.
95. Xu F.-J., Zhang A.-Y., Yu Y.-Y., Sun K., Tang M.-J., Zhang W. (2021): Soil legacy of arbuscular mycorrhizal fungus *Gigaspora margarita*: The potassium-sequestering glomalin improves peanut (*Arachis hypogaea*) drought resistance and pod yield. Microbiological Research. 249: 126774. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2021.126774>
 96. Xu P., Liang L.Z., Dong X.Y., Shen R.F. (2014): Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on aggregate stability of a clay soil inoculating with two different host plants. Acta Agriculturae Scandinavica B – Soil and Plant Science. 65: 23 – 29. <https://doi.org/10.1080/09064710.2014.960887>
 97. Yang W., Gu S., Xin Y., Bello A., Sun W., Xu X. (2018): Compost addition enhanced hyphal growth and sporulation of arbuscular mycorrhizal fungi without affecting their community composition in the soil. Frontiers in Microbiology. 9: 169. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00169>
 98. Yudina A.V., Fomin D.S., Kotelnikova A.D., Milanovskii E.Y. (2018): From the notion of elementary soil particle to the particle-size and microaggregate-size distribution analyses:a review. Eurasian Soil Science. 51: 1326 – 1347. <https://doi.org/10.1134/S1064229318110091>.
 99. Zhang S., Wang R., Yang X., Sun B., Li Q. (2016): Soil aggregation and aggregating agents as affected by long term contrasting management of an anthrosol. Scientific Reports. 6: 1 – 11. <https://doi.org/10.1038/srep39107>.
 100. Zhang Z.H., Wang Q., Wang H., Nie S.M. Liang Z.W. (2017): Effects of soil salinity on the content, composition, and ion binding capacity of glomalin-related soil protein. Science of Total Environment. 581: 657 – 665. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.176>
 101. Zhou J., Zang H., Loeppmann S., Gube M., Kuzyakov Y., Pausch J. (2020): Arbuscular mycorrhiza enhances rhizodeposition and reduces the rhizosphere priming effect on the decomposition of soil organic matter. Soil Biology and Biochemistry. 140: 107641. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107641>.
 102. Zhu Y., Miller R.M. (2003): Carbon cycling by arbuscular mycorrhizal fungi in soil–plant systems. Trends in Plant Science. 8: 407 – 409. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(03\)00184-5](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(03)00184-5).
 103. Zou Y.-N., Srivastava A.K., Wu Q.-S., Huang Y.-M. (2013): Glomalin-related soil protein and water relations in mycorrhizal citrus (*Citrus tangerina*) during soil water deficit. Archives in Agronomy and Soil Science. 60: 1103 – 1114. <https://doi.org/10.1080/03650340.2013.867950>.

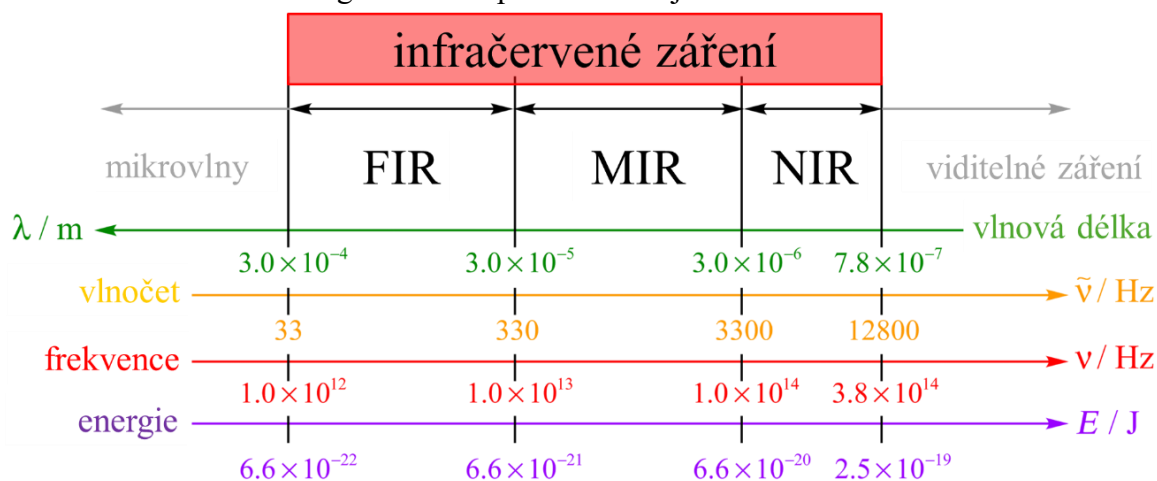
5.4. Hodnocení kvality půdní organické hmoty pomocí infračervené spektroskopie ve střední oblasti (PWI a iAR)

5.4.1. Teoretický popis metody

Infračervená spektroskopie je nedestruktivní analytická metoda využívaná v organické a anorganické chemii. Podstatou spektroskopie je interakce molekul studované látky a infračerveného záření. Díky ní dokážeme z hodnot vibračních energií, které jsou spojeny s pevností chemických vazeb, molekulovou geometrií a hmotnostmi jader jednotlivých atomů, identifikovat látky ve směsi nebo získat informace o molekulární struktuře látek.

Za infračervené záření (IČ) je považováno elektromagnetické záření (světlo) v oblasti vlnočtů 12500 až 20 cm^{-1} a vlnových délek 800 nm až $0,5\text{ mm}$, navazuje na jedné straně na viditelné záření, na druhé na záření mikrovlnné. Rozsah IČ záření můžeme dělit podle vlnových délek na vzdálenou (FIR, far infrared), střední (MIR, middle infrared) a blízkou (NIR, near infrared) oblast ([obr. 11](#)). Nejdůležitější oblastí pro identifikaci a určování chemické struktury látek je oblast střední infračervená ($4000 - 200\text{ cm}^{-1}$) (Stuart, 2004; Kania, 2007).

Obrázek 11. Část elektromagnetického spektra zahrnující infračervené záření

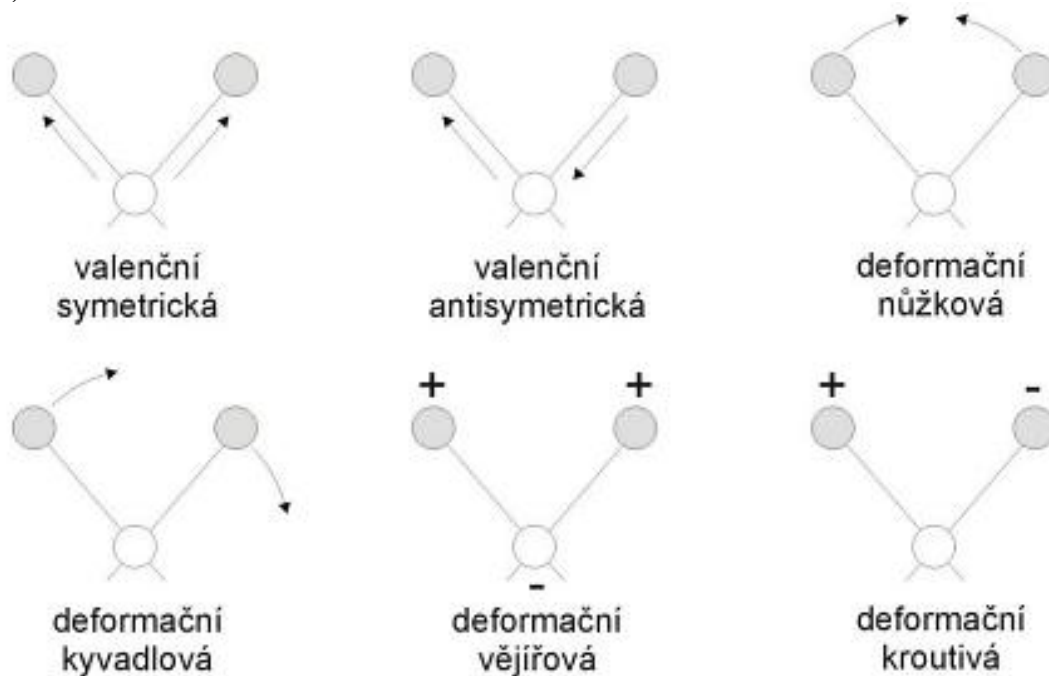


Energie fotonů infračerveného záření ($1\text{--}60\text{ kJ/mol}$) většinou nepostačuje pro excitaci elektronů v molekulových orbitalech, ale je dostatečná ke změně vibračního stavu (z pohledu fyziky ke zvětšení amplitudy vibrace) či rotačního stavu (ke zrychlení rotace)

molekuly. Uvědomíme-li si, že molekuly jsou tvořeny atomy, které nejsou spojeny rigidními vazbami, ale tyto vazby mají určitou pružnost, máme před sebou systém atomů, které mohou různými způsoby vibrovat. Při měření studovaných látek pomocí infračervené spektroskopie jde vlastně o určování frekvencí (vlnočtů), při kterých dochází k absorpci či emisi záření, tedy ke změně vibračního stavu v rámci téhož elektronového stavu. Tuto změnu vibračního stavu označujeme jako vibrační přechod.

Pokud se na vibrující molekulu díváme z pohledu fyziky (popis pomocí jader vibrujících kolem rovnovážných poloh), můžeme vibrace popisovat jako změny délek či úhlů vazeb. Mění-li se při vibraci především délka vazby, hovoříme o vibraci valenční, která se dále ještě klasifikuje jako symetrická a asymetrická (obr. 12). Při změně úhlů se jedná o vibraci deformační, které dále dělíme na rovinné a mimorovinné (pokud atom vibruje mimo rovinu ostatních atomů). Frekvence valenčních vibrací jsou vždy vyšší než frekvence odpovídajících deformačních vibrací dané funkční skupiny, což souvisí se skutečností, že na protažení vazby je třeba více energie než na její ohnutí (Stuart, 2004; Kania, 2007).

Obrázek 12. Znázornění některých vibračních pohybů molekuly z pohledu fyziky (Kania, 2007)



5.4.1.1. MIR spektrometry

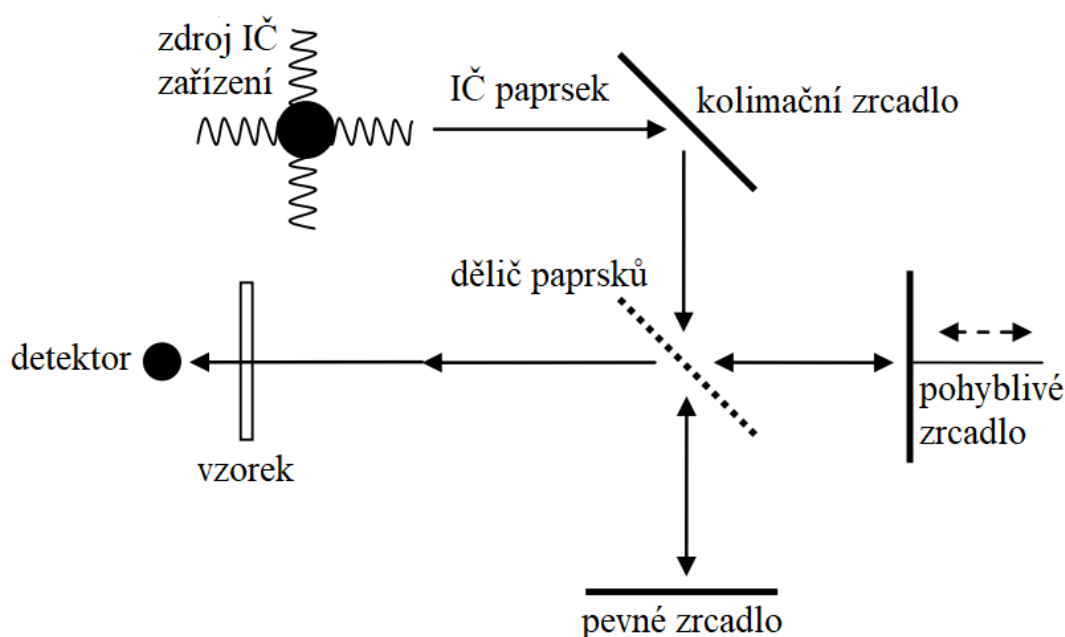
Existuje několik typů spektrometrů, ale mezi nejznámější patří dva, a to disperzní a nedisperzní. Od první poloviny 19. století se používaly spektrometry disperzní, které postupně nahradily spektrometry s Fouierovou transformací, tzv. FTIR spektrometry.

Rozdíl mezi disperzními spektrometry a FTIR spektrometry je ve způsobu sledování frekvencí, kdy u disperzních spektrometrů se sleduje každá frekvence zvlášť, zatímco pomocí FTIR spektrometrů jsou sledovány všechny frekvence najednou.

FTIR spektrometr pracuje pomocí Michelsonova interferometru, který se skládá ze čtyř ramen. Na prvním rameni se nachází zdroj IČ záření a kolimační zrcadlo, jehož funkcí je zajistit rovnoběžnost paprsků. Druhé rameno má na sobě upevněno pevné zrcadlo a na třetím je zrcadlo pohyblivé, jehož pohyb je znázorněn na [obr. 13](#). Na posledním čtvrtém rameni je detektor a vlastní měřený vzorek. Za hlavní část interferometru je považován dělič paprsků.

IČ světlo/svazek paprsků dopadá pod úhlem 45° na dělič paprsků s padesáti procentní propustností. To způsobí rozdělení svazku na dva, přičemž jeden projde děličem na pevné zrcadlo a druhý je odražen pohyblivým zrcadlem. Pohyb tohoto zrcadla (jeho vzdálenost od děliče) určuje tzv. dráhový rozdíl mezi paprsky. Po odrazu se rozdělené svazky paprsků vracejí zpět na dělič, kde dojde k jejich vzájemné konstruktivní či destruktivní rekombinaci. Rekombinovaný paprsek prochází prostorem se vzorkem a poté dopadá na detektor. Signál na detektoru je snímán v závislosti na pohybu zrcadla v interferometru. Rychlost pohybu zrcadla je přizpůsobena časové odezvě detektoru. Jelikož je na vstupu polychromatické záření, je signál opouštějící interferometr a dopadající na detektor součtem všech konstruktivních a destruktivních interferencí při všech možných frekvencích. Každý zaznamenaný interferogram tak obsahuje veškeré spektrální informace. Z jednoho pohybu zrcadla je získán jeden interferogram, který se Fourierovou transformací převádí z časové škály do frekvenční nebo vlnčtové na spektrum odpovídající jednomu skenu.

Obrázek 13. Schéma Michelsonova interferometru (upraveno dle Smith, 2011)



5.4.1.2. Techniky měření MIR spekter půdních vzorků

Infračervené spektrum látek lze změřit u látek všech skupenství. Pro půdní vzorky je výběr měřících technik omezený a dominantně se vzhledem k neprůhlednosti/neprůsvitnosti tohoto materiálu využívají techniky reflexní. Nicméně existuje i možnost využití technik transmittančních.

5.4.1.2.A. Transmittanční techniky

Nejpoužívanější technikou pro získání infračerveného spektra neznámé látky je transmittanční měření, mezi jehož techniky použitelné pro pevné vzorky náleží využití bromidových tablet nebo suspenze v Nujolu. Pevné vzorky často bývají měřeny ve formě prášku. Jelikož ale prášek silně rozptyluje světlo, v praxi bývá dispergován v médiu, čímž se rozptyl potlačí. Nejčastěji se jako médium používá bromid draselný nebo kapalný parafin. Bromid draselný se vyznačuje určitou plasticitou, díky čemuž je z něj možné ve vakuu a za vysokého tlaku vytvořit průhlednou tabletu, v níž je rozptýleno malé množství půdního vzorku. Touto tabletou pak ve spektrometru prochází IČ záření. Další technikou pro měření infračervených spekter práškového vzorku je vytvoření suspenze v Nujolu. Malé množství tekutého parafinu se nakape na jemně namletý vzorek a celá směs se promíchává, dokud nevznikne pastovitá struktura. Směs se poté rozetře mezi dvěma deskami jakéhokoli materiálu transparentního pro infračervené záření. Takto připraveným vzorkem prochází ve spektrometru paprsek IČ světla.

5.4.1.2.B. Reflexní techniky

Reflexní techniky, tedy techniky založené na odrazu záření od vzorku, lze rozdělit do dvou kategorií. Rovné tenké výbrusy a leštěné vzorky lze měřit pomocí zrcadlové (spekulární) reflexe. Oproti tomu pro vzorky s nerovným a nepravidelným povrchem nebo práškové látky, což je typický příklad vzorků půd, je výhodné použití difúzní reflexe, která je známa jako diffuse reflectance infrared Fourier transform spectroscopy (DRIFT). Oproti spekulární reflexi je měřena difúzně rozptýlená složka záření.

5.4.1.2.C. Metoda difúzní reflexe (DRIFT)

Jedná se o metodu, která pracuje s jemně mletými práškovými vzorky, které se v některých případech mohou ředit práškovým KBr, ovšem lze je měřit i v neředěné podobě. Při analýze se infračervené záření přivádí na práškový vzorek, jímž je část absorbována, část odrazena ve formě spekulární složky a část je rozptýlena. Difúzně rozptýlené záření je převedeno vhodným optickým zařízením na detektor spektroskopu. Difúzně-reflexní spektra jsou vyjádřena v lineárních jednotkách Kubelka-Munk (KM), které korespondují s jednotkami absorbance ve spektru měřeném KBr technikou (Machovič et Novák, 1998).

Tato metoda je v praxi nejběžněji používaná, protože vyžaduje minimální přípravu vzorku spočívající pouze v jeho vysušení a namletí na analytickou jemnost, má vysokou citlivost a je schopná analyzovat téměř neodrazivé materiály, neprůhledné a slabě absorbující materiály s nepravidelnými povrchy.

5.4.1.2.D. Metoda zeslabené totální reflexe (ATR)

Technika zeslabené totální reflexe ATR je založena na principu násobného úplného odrazu záření na fázovém rozhraní měřeného vzorku a měřicího krystalu z materiálu o vysokém indexu lomu. Jako standardní měřicí technika se používá převážně lichoběžníkového ZnSe krystalu v horizontálním uspořádání. Měřený vzorek je v dokonalém kontaktu s ATR krystalem a záření proniká částečně do analyzovaného materiálu. Pokud měřený vzorek absorbuje záření o určité frekvenci, pak tato složka bude v totálně odraženém světle zeslabena. Takto získané spektrum se do značné míry podobá spektru změřenému v transmitančním režimu. Penetrační hloubka do povrchu vzorku je řádově v jednotkách mm, tzn. že charakterizujeme pouze velmi tenké povrchové vrstvy, avšak vzhledem k násobnému odrazu na fázovém rozhraní získáme velmi kvalitní

spektrum. Jedná se o účinnou rychlou metodu, která obdobně jako DRIFT vyžaduje minimální přípravu vzorku pro analýzu.

Největšími výhodami IČ spektrometrie jsou její nedestruktivnost, tedy práce s minimálně upravenými vzorky (sušení, mletí) a komplexnost údajů (informace o mineralogii i funkčních skupinách půdní organické hmoty), které nám poskytuje v relativně krátkém čase měření. Spektrometrickými údaji lze do určité míry nahradit data obtížněji získávaná z časově i ekonomicky náročnějších chemických analýz. Zmíněná komplexnost IČ spekter je ovšem i limitujícím faktorem metody, se kterým je třeba při interpretaci získaných dat počítat, viz následující kapitoly.

5.4.1.3. Spektrální pásy půd

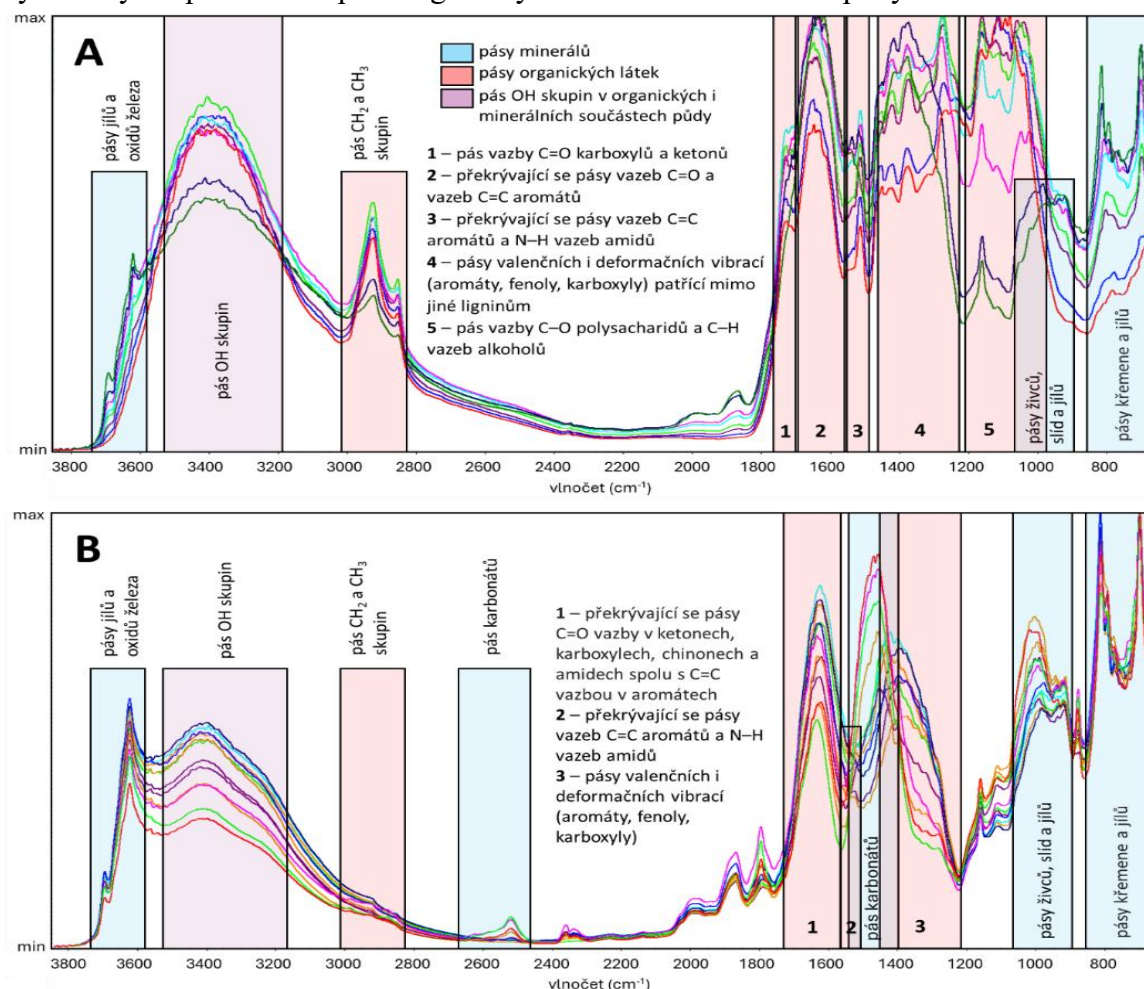
Půdní vzorky jsou směsí obsahující minerální i organické součásti v různých poměrech a formách, což dobře odráží IČ spektra. Jiné spektrální pásy se vyskytují v půdách bohatých na karbonáty, jiné v půdách kyselých, jiné v nadložních horizontech lesních půd a jiné například v orničních horizontech půd zemědělských. Následující výčet je tedy jakousi maximální variantou toho, co lze v MIR (střední infračervené oblasti) spektrech půd identifikovat. Jedná se o spektrální pásy spojené s přítomností půdní organické hmoty (SOM).

V rozsahu vlnočtů $3400\text{--}3300\text{ cm}^{-1}$ je pás vibrací O-H vazeb a N-H skupiny, $3070\text{--}3050\text{ cm}^{-1}$ je většinou málo patrný pás C–H vazeb na aromatických uhlovodících, $3000\text{--}2800\text{ cm}^{-1}$ je pás C–H vazeb na alifatických uhlovodících (CH_2 nebo CH_3 skupin), $1750\text{--}1720\text{ cm}^{-1}$ pásem vibrací C=O vazeb karboxylových kyselin a ketonů, $1660\text{--}1630\text{ cm}^{-1}$ pásem vazeb C=O amidů I, chinonů, H vázaného na konjugované ketony a C=C vazeb aromátů, pás okolo 1540 cm^{-1} náleží amidu II, 1512 cm^{-1} vazbě C=C aromatických uhlovodíků, $1460\text{--}1450\text{ cm}^{-1}$ vazbě C–H alifatických uhlovodíků (asymetrických), 1420 cm^{-1} vazbám C–O a O–H fenolů a alkoholů, $1280\text{--}1200\text{ cm}^{-1}$ vazbám C–O a OH z kyselin a v případě C–O i z aryl etherů (tato oblast bývá připisována ligninu) a pás v rozmezí $1125\text{--}1050\text{ cm}^{-1}$ vazbám alkoholů a polysacharidů. Ve spektrech půd se vyskytují i intenzivní spektrální pásy minerálních součástí půdy. Typické jsou pásy sekundárních alumosilikátů a oxidů železa v oblasti $3700\text{--}3600\text{ cm}^{-1}$. V oblasti $3400\text{--}3300\text{ cm}^{-1}$ je pás vibrací O–H, jak bylo zmíněno výše. Tento pás ale nemusí příslušet pouze organickým látkám, ale rovněž i OH skupině v gibbsitu ($\text{Al}(\text{OH})_3$) nebo OH vazbě ve vodě poutané v minerálech.

Dalšími dobře patrnými pásy (v karbonátových půdách) jsou dva pásy uhličitanů, a to v oblasti okolo 2500 cm^{-1} (tento pás je izolovaný a nepřekrývá se s jinými pásy) a v oblasti okolo 1450 cm^{-1} . Druhý zmíněný pás je intenzivnější a výrazně zasahuje do oblasti pásů organické hmoty. Ve spektrech většiny půd lze vidět dva výrazné pásy křemene (a částečně silikátů) v oblastech okolo 800 cm^{-1} a 700 cm^{-1} a pás primárních i sekundárních alumosilikátů okolo 1000 cm^{-1} . (Haberhauer et al., 1998; Madejová, 2003; Leue et al., 2010; Le Guillou et al., 2015; Tinti et al., 2015)

Obr. 14 ukazuje porovnání MIR spekter nadložních horizontů lesních půd a orničních horizontů (Ap) zemědělských půd na karbonátových i nekarbonátových substrátech. Je zřejmé, že spektra svrchních horizontů lesních půd jsou detailněji členěná a obsahují menší podíl pásů minerálů. Naopak v Ap horizontech je patrných a pro hodnocení kvality SOM využitelných pouze několik spektrálních oblastí, které nejsou skryté právě pásy minerálů. Navíc pásy organických látek jsou zde méně diferencované.

Obrázek 14. Příklady spekter nadložních horizontů lesních půd (A) a orničních horizontů zemědělských půd (B) v tzv. fullscale zobrazení (min/max rozsah na ose y) s vyznačením významných spektrálních pásů organických a minerálních složek půdy.



5.4.1.4. *Limity MIR spekter půd*

Zmíněné překryvy spektrálních pásů mohou značně limitovat identifikaci jednotlivých součástí půdní organické hmoty. Například vibrace OH skupiny v rozsahu $3440 - 3320 \text{ cm}^{-1}$ mohou patřit ke složkám organické hmoty nebo minerálům. Jiným příkladem může být peak v oblasti spektra minerálních půd (okolo 1520 cm^{-1}), který vznikl překryvem/součtem dvou pásů vyskytujících se v dané oblasti ($\text{C}=\text{C}$ vazba benzenových kruhů spolu s funkční skupinou amid II; odděleně jsou viditelné u spekter organických půd). Cunha et al. (2009) používají toto pásmo pro výpočet indexu popisujícího podíl aromatických složek v organické hmotě a Haberhauer et al. (1998) jej používají jako indikátor rozkladu organické hmoty. Ale v případě půdy vytvořené na karbonátových substrátech je tento peak zcela zakryt širokým a intenzivním pásem uhličitánů. Kromě překryvů pásů, může interpretaci spekter SOM znesnadnit i to, že se jednotlivé funkční skupiny, jejichž vibrace spektrum zachycuje, mohou vyskytovat v různých sloučeninách. Například vibrace benzenových jader může náležet ligninu, tedy málo přeměněné SOM rostlinného původu nebo minerálně asociované stabilní složce SOM prošlé mikrobiálním rozkladem. Z těchto příkladů je zřejmé, že identifikace složek SOM a interpretace spekter není triviální.

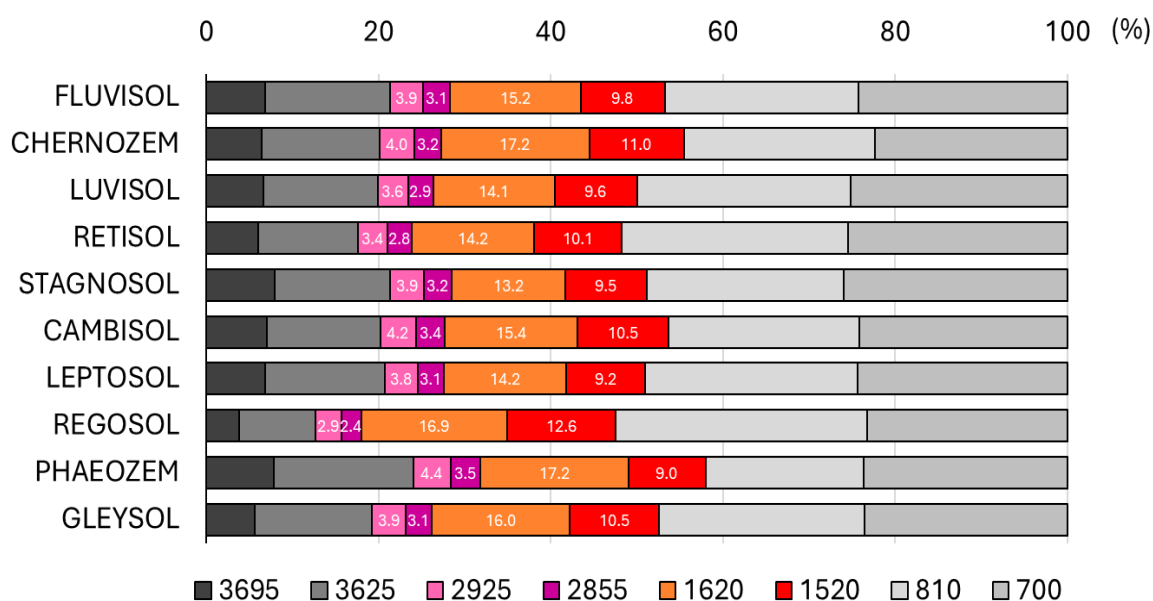
Vypovídací schopnost spekter je možné do určité míry zlepšit úpravou vzorku před měřením (např. odstraněním karbonátů) nebo matematickými úpravami již naměřeného spektra (rozlišení dílčích pásů v jednom širokém pásmu). Oboje ale může být zdrojem chyb, a mizí tím i výhoda rychlého získání dat. Jiným přístupem je i přes výše uvedené obtíže vybrat dobře definovaná pásma a použít je specificky, např. pro zjištění přítomnosti vybraných minerálů (např. Hahn et al., 2018) nebo pro hodnocení vlastností SOM, jako je její hydrofobnost/hydrofilnost (Ellerbrock et al., 2005; Leue et al., 2010; Thai et al., 2022) aromaticita (Cunha et al., 2009; Matamala et al., 2017, Pavlů et al., 2023a) nebo úroveň rozkladu (Haberhauer et al., 1998; Artz et al., 2006; Matamala et al., 2017).

5.4.1.5. *Kvantifikace MIR spekter*

Dalším zdrojem obtíží při práci s MIR spektry je jejich nekvantitativnost. Existuje několik způsobů, jak z těchto spekter získat kvantitativní informace využitelné pro další práci s daty. Jedním z přístupů je vyhodnocení spekter jako celku a získávání informací pomocí pokročilých matematických operací. Regrese metodou částečných nejmenších čtverců je nejběžnější chemometrickou metodou používanou při predikci vlastností půdy z

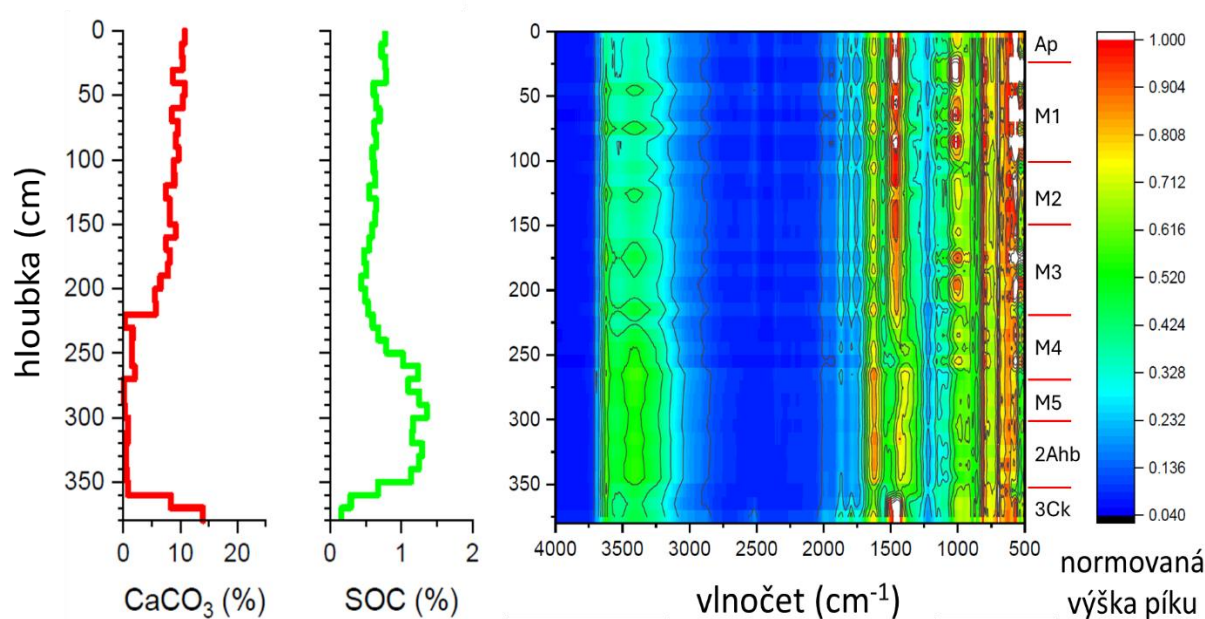
DRIFT spekter (Minasny et McBratney, 2008; Želazny et Šimon, 2022). Chceme-li pracovat s jednotlivými pásy ve spektru, lze využít přepočtu jejich intenzit na procentické zastoupení ve spektru (Gerzabek et al., 2006). V principu jde o to, identifikovat ve spektrech jednotlivé spektrální pásy (ve všech hodnocených spektrech to musí být tytéž; v žádném ze spekter nesmí být některý z nich skrytý), sečíst jejich intenzity (reflektance v případě DRIFT spekter vyjádřené v jednotkách Kubelka-Munk), a poté vyjádřit procentický podíl jednotlivých pásů z celku (z jejich součtu). Příklad takového vyjádření uvádí obr. 15. Lze tak hodnotit více parametrů najednou. Například spektrální pás kolem 810 cm^{-1} náležející křemenu je v Regosolech relativně nejvíce zastoupen, a to na úkor pásů jílu a oxidů v rozmezí $3\ 600 - 3\ 700\text{ cm}^{-1}$. Odpovídá to typicky písčité textuře Regosolů (regozemí) s nízkým podílem jílové frakce. Přesný opak je Phaeozem (černice), která v tomto konkrétním případě spadá do půdního druhu prachovitý jíl. Součet procent alifatických pásů přibližně odpovídá relativnímu zastoupení organické hmoty v půdách. Čím nižší je jejich procentický podíl, tím méně je v půdě organické hmoty. Nejnížší hodnoty má Regosol a nejvyšší Phaeozem. Takto získané informace o relativním podílu jednotlivých složek SOM lze dále statisticky zpracovávat. Příkladem může být korelační či faktorová analýza (Pavlů et al., 2024), na jejímž základě bylo zjištěno, že vyššímu obsahu jílu v půdě odpovídá vyšší podíl pásu okolo 1620 cm^{-1} , a potvrzeno i to, co obr. 15 jen naznačuje, tedy, že obsah C_{SOM} více koreluje s alifatickými složkami SOM než s aromatickými.

Obrázek 15. Ukázka procentického vyjádření zastoupení vybraných spektrálních pásů v MIR spektrech (Pavlů et al., 2024)



Jinou možností kvantifikace informací z celých spekter najednou je jejich normování. Využívá se jednoho konkrétního pásu - normálu, jehož intenzitou se celé spektrum vydělí a převede na relativní informace vzhledem právě ke zvolenému normálu. Tato metoda byla využita v práci Pavlů et al. (2023b). Pro normování byly využity pásy křemene, které jsou dobře definované, intenzivní, vyskytují se ve všech v práci studovaných spektrech, a i z hlediska faktického má toto normování význam, neboť vypočítáváme relativní podíl složek SOM a ostatních minerálů vůči minerálu, který je v půdě velice stabilní. Změny spekter koluvizemě, které byly v práci zkoumány pak zachycují změny půdních vlastností v jednotlivých sedimentovaných vrstvách. Příklad takzvané spektrální mapy půdního profilu koluvizemě z černozemní oblasti jižní Moravy dokumentuje [obr. 16](#). Mapa je doplněna i naměřenými hodnotami obsahu uhlíku a karbonátů. Je zřejmé, že spektrální mapa dobře dokumentuje změny v jejich koncentracích. Ostrá změna v obsahu CaCO_3 mezi pohřbeným Ah horizontem a půdotvorným substrátem – spraší je patrná v obou v pásech karbonátů ($1470 - 1420 \text{ cm}^{-1}$ a slaběji i $2550 - 2500 \text{ cm}^{-1}$). Pohřbené Ah horizonty a nejstarší sedimentovaná vrstva M5 v profilu jsou naopak téměř odvápněny. Od vrstvy M4 je pak ve spektrální mapě viditelný postupný nárůst obsahu CaCO_3 . Středověké a nedávno uložené vrstvy sedimentů s vysokým obsahem CaCO_3 odrážejí akumulaci materiálu přepravovaného z výrazně erodovaných částí pozemků, kde spraš vystupuje na povrch. Intenzita spektrálního pásma kolem 1620 cm^{-1} dobře popisuje rozložení organické hmoty v půdních profilech. Oranžové a červené barvy odpovídají pohřbenému Ah horizontu a nejstarší sedimentované vrstvě M5. V profilu se distribuce organické hmoty navíc také odráží v širokém pásmu OH vibrací v rozsahu $3500 - 3300 \text{ cm}^{-1}$.

Obrázek 16. ukázka zpracování MIR spekter do podoby spektrální mapy půdního profilu koluvizemě (Pavlů et al., 2023b)



Dále je možné získat kvantitativní informace pomocí různých indexů popisujících vzájemné poměry intenzit jednotlivých pásů. Může se jednat o poměr dvou pásů nebo dvou skupin pásů, vždy se ale pracuje s izolovanými hodnotami, nikoli s celými spektry. Takto získané informace jsou tedy cíleny na konkrétní parametr/vlastnost SOM. Jsou tedy nejčastěji používány právě pro hodnocení kvalitativních vlastností SOM.

5.4.2. Materiál a metody

5.4.2.1. Laboratorní analýzy

Připravený půdní vzorek je jednoduše umístěn do spektrometru a je změřeno jeho spektrum dle předem nastavených parametrů. Obvykle jsou spektra měřena v rozsahu 4000 - 400 cm^{-1} . Jako referenční pozadí je používáno zlaté zrcadlo. Pro získání kvalitních spekter (omezení šumu) v rozumném čase měření je dostačujících 64 skenů s rozlišením 4 cm^{-1} . S naměřenými spektry lze dále pracovat (zjišťovat hodnoty reflektancí jednotlivých spektrálních pásů) přímo v programu dodávaném se spektrometrem nebo po exportu dat v podobě souřadnic v jakémkoli tabulkovém editoru.

5.4.2.2. Výpočty

5.4.2.2.A. Aromaticita a smáčivost

Jak bylo zmíněno dříve, pro hodnocení kvality půdní organické hmoty z MIR spekter je u většiny půdních vzorků k dispozici pouze omezené množství spektrálních pásů,

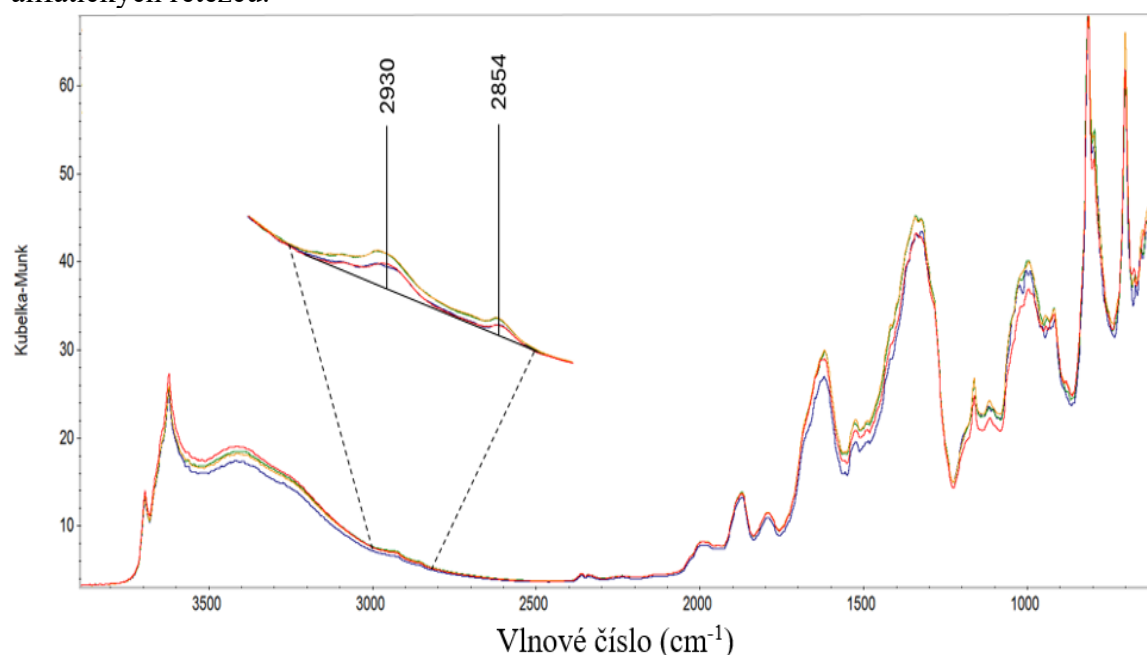
které navíc často zachycují vibrace více funkčních skupin. Většinou dobře definované jsou pásy vibrací CH vazby v CH₂ a CH₃ skupinách, tedy v alifatických řetězcích SOM. Tvoří ovšem pouze rameno širšího pásu OH skupin, a proto se obvykle jeho intenzita vztahuje k takzvané lokální základní čáře (baseline), viz [obr 17](#). V některých spektrech půd bývá v této oblasti znatelný i další pás (3070 - 3050 cm⁻¹), což je pás CH vazby na aromatických kruzích, který někdy bývá využíván při hodnocení aromaticity SOM (Cunha et al., 2009). Většinou ale není dobře rozlišitelný. Naopak dobře definované pásy zahrnující vibrace aromátů jsou v oblastech spektra kolem 1620 a 1520 cm⁻¹. Aromaticitu SOM lze tedy hodnotit na základě vzájemného poměru intenzit alifatických a aromatických pásů. Obvykle je používáno vyjádření ([rovnice \(8\)](#)):

$$iAR = AL / (AL + AR) \quad (8),$$

kde AL označuje sumu intenzit (výšek pásů v jednotkách Kubelka-Munk v případě DRIFT spekter) alifatických pásů (2930 a 2850 cm⁻¹) měřených od lokální baseline, AR označuje sumu intenzit pásů vibrací aromátů (nejčastěji v oblasti 1520 cm⁻¹). Výsledkem je bezrozměrná hodnota indexu. Čím je vyšší (bližší 1), tím menší je podíl aromátů v daném vzorku. Je třeba mít ale na paměti, že se vždy jedná jen o relativní srovnání jednotlivých vzorků půd, nikoli o absolutní stanovení podílu aromatické či alifatické složky SOM. Nevýhodou tohoto indexu je, že jej nelze využít v případě karbonátových půd, respektive u půdních vzorků obsahujících víc než 1 % uhličitánů (Pavlů et al., 2023b). Ve spektrech takových půd je pás v oblasti 1520 cm⁻¹ překryt právě pásem uhličitánů.

Jistou možností vyřešení tohoto problému je využití indexu kvality půdní organické hmoty (OMQ – organic matter quality index) definovaného v práci Pavlů et al. (2023b). Tento index využívá spektrálních pásů, které jsou dobře patrné i u půd karbonátových. Nicméně nelze mluvit o indikaci aromaticity, protože využívá poměru intenzit pásů alifatických CH vazeb a pásů v oblasti kolem 1620 cm⁻¹. Tento pás sice obsahuje i tzv. dýchací vibraci aromatických kruhů, ale také (a především) vibrace C=O vazeb v karboxylech a ketonech. Popisuje tedy spíš mobilitu nebo stabilitu SOM danou afinitou těchto složek k půdním minerálům a vodě.

Obrázek 17. Ukázka využití lokální baseline pro měření intenzit pásů CH skupin alifatických řetězců.



Právě odlišného chování (afinity k vodě) jednotlivých složek SOM využívá index popisující potenciální smáčivost (PWI - potential wettability index) či z druhé strany hydrofobicitu (HI – hydrophobicity index) organické hmoty (Ellerbrock et al., 2005, Leue et al., 2010, Stehlíková et al., 2024, Pavlů et al., 2024). Index dává do vzájemného poměru dvě složky SOM (rovnice (9)):

$$\text{PWI (HI)} = A/B \text{ (9)},$$

kde A označuje stejně jako v indexu aromaticity sumu intenzit pásů alifatických skupin měřených od lokální baseline a B pak sumu intenzit pásů v oblastech v rozmezích $1740 - 1698 \text{ cm}^{-1}$ a $1640 - 1600 \text{ cm}^{-1}$ měřených od základny. Zatímco pásy skupiny A indikují hydrofobní vlastnosti SOM, pásy skupiny B náležící vibracím C=O vazby karboxylových kyselin, ketonů a amidů spolu vibracemi C=C vazby aromatů indikují relativně hydrofobní složky SOM. Aromatické kruhy, ačkoli se obecně předpokládá, že označují hydrofobní skupiny, mohou mít hydrofilní vlastnosti, pokud jsou konjugovány se skupinami C=O (Morrison et Boyd, 1983).

5.4.3. Výsledky a hodnocení testované metody

Praktickou ukázkou uplatnění spektrální analýzy při hodnocení kvality SOM mohou být výsledky (tab. 36) publikace Pavlů et al. (2023a), ve které byly porovnávány vlastnosti SOM v širším spektru půdních typů a při různých způsobech hnojení. Zde bylo

prokázáno, že i když hnojení hnojem zvýšilo celkový obsah SOM v půdě, nezměnil se signifikantně poměr jednotlivých složek SOM. Ten je v tomto případě dominantně určován půdním typem, respektive mineralogickým složením půdy a selektivní vazbou jednotlivých složek SOM na půdní minerály.

Tabulka 36. Výsledky vícecestné analýzy rozptylu, kdy prvním třídícím kritériem byl půdní typ a druhým způsob hnojení (ÚKZÚZ I)

	C _{SOM}	PWI	OMQ	ΣAL	AR ₁₅₂₀	AR ₁₆₂₀
Půdní typ (F/p)	27,42 ***	107,0 ***	75,24 ***	3,98 **	12,14 ***	62,88 ***
Varianta (F/p)	7,07 ***	0,665	0,115	0,935	0,891	0,894
Chernozem (n=48)	1,433 ^a	0,014 ^d	4,62 ^a	0,363 ^a	0,574 ^a	0,938 ^a
Luvisol (n=96)	1,117 ^c	0,016 ^c	4,14 ^b	0,347 ^b	0,535 ^b	0,793 ^b
Retisol (n=48)	1,274 ^b	0,023 ^b	4,12 ^b	0,343 ^b	0,562 ^a	0,767 ^b
Kambisol (n=48)	1,306 ^b	0,031 ^a	3,47 ^c	0,363 ^a	0,489 ^c	0,693 ^c
kontrola (40)	1,207 ^b	0,019 ^a	4,11 ^a	0,349 ^{ab}	0,531 ^a	0,792 ^{ab}
NPK (40)	1,232 ^b	0,020 ^a	4,10 ^a	0,354 ^{ab}	0,542 ^a	0,801 ^{ab}
hnůj (40)	1,323 ^a	0,021 ^a	4,12 ^a	0,351 ^{ab}	0,539 ^a	0,797 ^{ab}
hnůj+NPK (40)	1,381 ^a	0,021 ^a	4,08 ^a	0,363 ^a	0,559 ^a	0,818 ^a
ZRZ (40)	1,145 ^b	0,020 ^a	4,11 ^a	0,350 ^{ab}	0,538 ^a	0,796 ^{ab}
ZRZ+NPK (40)	1,210 ^b	0,021 ^a	4,06 ^a	0,346 ^b	0,527 ^a	0,777 ^b

PWI – potential wettability index/index potenciální smáčivosti; OMQ – organic matter quality index/index kvality organické hmoty; DI – decomposability index/index rozložitelnosti organické hmoty; ΣAL – suma normalizovaných hodnot reflektancí spektrálních pásů alifatických funkčních skupin; AR₁₆₂₀ a AR₁₅₂₀ – normalizované hodnoty reflektancí spektrálních pásů aromatů s vlnovky 1 620 a 1 520 cm⁻¹ Rozdílná písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi variantami (Fisher LSD test; p < 0,05). ZRZ – zaorávka rostlinných zbytků.

Pokud hodnotíme jednotlivé půdní typy odděleně, je možné pomocí spektrálních parametrů v některých případech identifikovat změny kvality půdní organické hmoty při různých způsobech hnojení. Zatímco u kambizemí byl pomocí indexů PWI a iAR potvrzen rozdíl mezi variantami hnojenými hnojem s přidavkem minerálních hnojiv a variantou hnojenou pouze hnojem či variantou kontrolní (Balík et al., 2023a) (tab. 37), u luvizemí výsledky tak jednoznačné nejsou. V práci Balík et al. (2023b) se tyto rozdíly prokázat nepodařilo, ale na jiných dvou lokalitách v oblasti hnědozemí signifikantní rozdíl mezi kontrolní variantou a variantou hnojenou hnojem zjištěn byl (Balík et al., 2025) (tab. 38). Navíc zde byl prokázán i efekt aplikace čistírenského kalu na kvalitu SOM. Rovněž byla testována jedna lokalita na černozemi, kde byly rozdíly mezi variantami (stejnými jako v práci Balík et al., 2025) také patrné. Tato data dosud publikována nebyla. Obecně lze konstatovat, že testované způsoby hnojení půdy zvýšily obsah především méně aromatických součástí SOM, a to buď jejich přímým dodáním v případě hnoje, nebo

nepřímo podporou růstu kořenových systémů v případě minerálních hnojiv. Tyto složky omezují smáčivost půdy, a stabilizují tak například její jednotlivé strukturní elementy.

Tabulka 37. Vliv aplikace hnoje v kombinaci s různou intenzitou minerálního hnojení na hodnoty PWI a iAR v pokusech ÚKZÚZ II

Varianta/ indikátor	Kontrola	Hnůj	Hnůj + M1	Hnůj+ M2	Hnůj + M3	Průměr = 1
kambisol						
PWI (%)	0,786 ^a	0,960 ^{ab}	1,00 ^{abc}	1,03 ^{bc}	1,14 ^c	0,022
iAR (%)	0,884 ^a	0,965 ^{abc}	0,995 ^{abc}	1,03 ^{bc}	1,12 ^c	0,045
luvisol						
PWI (%)	0,961 ^a	0,969 ^a	0,979 ^a	1,00 ^a	1,09 ^a	0,017
iAR (%)	0,955 ^a	0,977 ^a	0,977 ^a	1,01 ^a	1,08 ^a	0,033

Rozdílná písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi variantami. Tukey HSD test; $p < 0,05$; $n = 12$. Hodnoty jednotlivých variant jsou vyjádřeny jako násobky průměru. M1 - nízká intenzita minerálního hnojení; M2 - střední intenzita minerálního hnojení; M3 – zvýšená intenzita minerálního hnojení.

Tabulka 38. Vliv různých organických hnojiv a minerálního N, luvizemě v pokusech ČZU-RP

Varianta	Kontrola	ČK1	ČK3	Hnůj	Hnůj1/2 + 1/2N	N	N + Sl
PWI (%)	0,010 ^a	0,016 ^{bc}	0,019 ^c	0,016 ^{bc}	0,014 ^{abc}	0,012 ^{ab}	0,014 ^{ab}
iAR (%)	0,220 ^a	0,032 ^{bc}	0,037 ^c	0,031 ^{bc}	0,028 ^{ab}	0,024 ^{ab}	0,027 ^{ab}

Rozdílná písmena popisují statisticky významné rozdíly mezi variantami. Tukey HSD test; $p < 0,05$; $n = 8$. ČK1 - čistírenský kal; ČK3 - trojnásobná dávka čistírenského kalu; Hnůj1/2 + N1/2 - polovina dávky N v podobě hnoje a druhá polovina v podobě minerálního N; N - minerální N; Sl – sláma

Na výše uvedených lokalitách a v citovaných publikacích (Balík et al., 2023a; 2023b a 2025) byly testovány i vztahy kvalitativních parametrů SOM stanovovaných přímými analytickými metodami (obsah C v humusových látkách, obsah GRSP aj.) se spektrálními parametry (PWI a iAR) získanými metodou DRIFT.

Bylo zjištěno, že běžně užívané parametry hodnotící kvalitu SOM, jakými jsou vzájemné poměry obsahu jednotlivých humusových látek (C_{HK} , Q4/6), či jejich poměru k celkovému obsahu uhlíku (míra humifikace/humification rate - HR, humifikační index/humification index - HI) nekorelují se spektrálními parametry. Tento výsledek není překvapivý. Spektrální parametry popisují veškerou organickou hmotu v půdě, zatímco čtyři jmenované se zaměřují pouze na část organické hmoty extrahovatelnou alkalickými rozpouštědly. Samotná extrakční metoda je v posledních desetiletích značně diskutována, a to mimo jiné v souvislosti s nekompletním uvolněním stabilních složek SOM. K metodickým omezením se připojují i zásadnější teoretické výhrady, které zpochybňují

samotnou platnost tradičního konceptu humifikace jakožto hlavního mechanismu vzniku stabilní půdní organické hmoty. Lehmann et Kleber (2015) poukazují na to, že látky získané alkalickou extrakcí, tedy humin, fulvokyseliny a huminové kyseliny, nejsou reálně existujícími složkami půdy, ale laboratorními artefakty vzniklými za nepřirozených chemických podmínek. Podle těchto autorů nevystihují extrahované frakce skutečné molekulární struktury ani funkce organické hmoty v půdě, a jejich používání jako reprezentativních vzorků tak může vést k nesprávnému pochopení jejich vlastností a funkcí v půdním prostředí.

Jiné parametry kvality SOM, jako je poměr C/N nebo obsah glomalinu, či poměr obsahů extrahovatelného a celkového glomalinu, se spektrálními parametry korelují pozitivně. Lze říct, že vyšší obsahy dusíku mohou souviset s vyšší mikrobiální přeměnou SOM, její vyšší aromaticitou, přítomností kyslíkatých funkčních skupin a nižší smáčivostí. GRSP, neboli hypotetický glykoprotein produkovaný AMF, svým složením odpovídá popisovaným spektrálním parametrům. Obsahuje dusíkaté látky, aromatická jádra a jeho produkce je navíc funkcí biologické aktivity. I v tomto případě je ale interpretace závislosti obtížná, neboť jde pouze o extrahovatelnou část SOM.

Dalším kvalitativním parametrem SOM je snadnost nebo obtížnost jejího rozkladu (v konvenční půdní analýze řešená například poměrem obsahu uhlíku a dusíku). I pro tento parametr SOM existují indexy využívající poměrů vybraných spektrálních pásů MIR spekter. Nejjednoznačnějším je index dávající do vzájemného poměru intenzitu pásu vibrací polysacharidů ($1100 - 1050 \text{ cm}^{-1}$), jako snadno rozložitelné složky SOM, a pásu relativně stabilních složek SOM v rozmezí 1700 až 1600 cm^{-1} (Artz et al., 2006). Nevýhodou tohoto indexu je, že pás vibrací polysacharidů je dobře patrný pouze u spekter půdních vzorků s vysokým podílem SOM, jako jsou například organozemě, pro něž byl index původně navržen, nebo u nadložních organických horizontů lesních půd, kde dobře zachycuje transformaci SOM (Thai et al., 2023).

Rovněž původně pro potřeby hodnocení nadložních horizontů lesních půd byl navržen index porovnávající intenzitu pásů okolo 1630 a 1510 cm^{-1} (Haberhauer et al., 1998). V půdách s vyšším podílem minerální složky splývá peak v oblasti 1510 cm^{-1} s peakem v oblasti 1540 cm^{-1} a výsledkem je v bezkarbonátových půdách dobře patrný a již několikrát zmíněný pás s maximem okolo 1520 cm^{-1} . Ten zachycuje vibrace aromátů a amidů. Tento index tedy popisuje poměr dvou spektrálních pásem, které obě zahrnují vibraci aromatických složek SOM. Pás kolem 1620 cm^{-1} zachycuje navíc vibrace

substitučních skupin s kyslíkem. Je známo, že organická hmota rostlinného původu obsahuje jako jednu z hojně zastoupených aromatických sloučenin lignin. Spektrum ligninu má dominantní aromatický pás při $1\,512\text{ cm}^{-1}$, zatímco vibrace benzenového kruhu ($1\,600\text{ cm}^{-1}$) jsou u ligninu méně intenzivní (Agnelli et al., 2000). Mikrobiální transformací polymerního ligninu dochází k jeho rozpadu na menší molekuly a k jeho oxidaci (tedy většímu zastoupení C=O vazeb (Thevenot et al., 2010). Nižší hodnota indexu (tedy vyšší relativní podíl pásu $1\,520\text{ cm}^{-1}$) může indikovat vyšší přítomnost méně transformovaných složek SOM rostlinného původu. Vyšší hodnoty indexu tedy indikují vyšší úroveň rozkladu SOM. Proto je index označován jako index dekompozice (DI – index dekompozice/decomposition index, Pavlů et al., 2024).

5.4.4. Seznam publikovaných prací předcházející metodice

5.4.4.1. Publikace s impakt faktorem

1. Balík J., Kulhánek M., Černý J., Sedlár O., Suran P., Asrade D.A. (2022): The influence of organic and mineral fertilizers on the quality of soil organic matter and glomalin content. *Agronomy*. 12: 1375. <https://doi.org/10.3390/agronomy12061375>
2. Balík J., Suran P., Černý J., Sedlár O., Kulhánek M., Procházková S. (2025): Changes in soil organic matter content and quality after application of different organic and mineral fertilisers in 27 years long-term field experiments on Luvisol. *Frontiers in Soil Science*. 5: 1540137. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2025.1540137>
3. Balík J., Suran P., Sedlár O., Černý J., Kulhánek M., Procházková S., Asrade D.A., Smatanová M. (2023): The effect of long-term farmyard manure and mineral fertilizer application on the increase in soil organic matter quality of Cambisols. *Agronomy*. 13: 2960. <https://doi.org/10.3390/agronomy13122960>
4. Pavlů L., Balík J., Procházková S., Galušková I., Borůvka L. (2024): How to measure soil quality? A case study conducted on cropland in the Czech Republic. *Soil and Water Research*. 19: 229 – 243. <https://doi.org/10.17221/118/2024-SWR>
5. Pavlů L., Balík J., Procházková S., Vokurková P., Galušková I., Sedlár O. (2023): Soil organic matter quality of variously managed agricultural soil in the Czech Republic evaluated using DRIFT spectroscopy. *Soil and Water Research*. 18: 281 – 291. <https://doi.org/10.17221/89/2023-swr>
6. Sedlár O., Balík J., Černý J., Kulhánek M., Smatanová M. (2023): Long-term application of organic fertilizers in relation to soil organic matter quality. *Agronomy*. 13: 175. <https://doi.org/10.3390/agronomy13010175>

5.4.5. Citovaná literatura

1. Agnelli A., Celi L., Degl'Innocenti A., Corti G., Ugolini F.C. (2000): Chemical and spectroscopic characterization of the humic substances from sandstone-derived rock fragments. *Soil Science*. 165, 314 – 326. <https://doi.org/10.1097/00010694-200004000-00003>
2. Artz R.R.E., Chapman S.J., Campbell C.D. (2006): Substrate utilization profiles of microbial communities in peat are depth dependent and correlate with whole soil FTIR profiles. *Soil Biology and Biochemistry*. 38: 2958 – 2962. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.017>
3. Balík J., Suran P., Černý J., Sedlár O., Kulhánek M., Procházková S. (2025): Changes in soil organic matter content and quality after application of different organic and mineral fertilisers in 27 years long-term field experiments on luvisol. *Frontiers in Soil Science*. 5:1540137. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2025.1540137>
4. Balík J., Suran P., Sedlár O., Černý J., Kulhánek M., Procházková S., Asrade D. A., Smatanová M. (2023a): The effect of long-term farmyard manure and mineral fertilizer application on the increase in soil organic matter quality of Cambisols. *Agronomy*. 13: 2960. <https://doi.org/10.3390/agronomy13122960>
5. Balík J., Suran P., Sedlár O., Černý J., Kulhánek M., Procházková S., Asrade D. A., Smatanová M. (2023b): Long-term application of manure and different mineral fertilization in relation to the soil organic matter quality of luvisols. *Agronomy*. 13, 2678. <https://doi.org/10.3390/agronomy13112678>
6. Cunha T.J.F., Novotny E.H., Madari B.E., Martin-Neto L., De O., Rezende M.O., Canelas L.P., De M., Benites V. (2009): Spectroscopy characterization of humic acids isolated from Amazonian Dark Earth Soils (Terra Preta de Índio). In: Woods W.I.,

- Teixeira W.G., Lehman J., Steiner C., Winklerprins A., Rebellato L. (Eds.), *Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision*. Berlin, Springer, s 363 – 372.
7. Ellerbrock R.H., Gerke H.H., Bachmann J., Goebel M.O. (2005): Composition of organic matter fractions for explaining wettability of three forest soils. *Soil Science Society of America Journal*. 69: 57 – 66. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0057>
 8. Gerzabek M.H., Antil R.S., Kögel-Knabner I., Knicker H., Kirchmann H., Haberhauer G. (2006): How are soil use and management reflected by soil organic matter characteristics: a spectroscopic approach. *European Journal of Soil Science*. 57: 485 – 494. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00794.x>
 9. Haberhauer G., Rafferty B., Strebl F., Gerzabek M.H. (1998): Comparison of the composition of forest soil litter derived from three different sites at various decompositional stages using FTIR spectroscopy. *Geoderma*. 83: 331 – 342. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(98\)00008-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(98)00008-1)
 10. Hahn A., Vogel H., Andó S., Garzanti E., Kuhn G., Lantzsch H., Schüürman J., Vogt Ch, Zabel M. (2018): Using Fourier transform infrared spectroscopy to determine mineral phases in sediments. *Sedimentary Geology*. 375: 27 – 35. <https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2018.03.010>
 11. Kania P. (2007): *Infračervená spektrometrie*. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha. Dostupné z: https://web.vscht.cz/~koplikr/IR_4.pdf [citace 25.2.2025].
 12. Le Guillou F., Wetterlind W., Viscarra Rossel R.A., Hicks W., Grundy M., Tuomi S. (2015): How does grinding affect the mid-infrared spectra of soil and their multivariate calibrations to texture and organic carbon? *Soil and Tillage Research*. 53: 913 – 921. <https://doi.org/10.1071/SR15019>
 13. Lehmann J., Kleber M. (2015): The contentious nature of soil organic matter. *Nature*. 528: 60 – 68. <https://doi.org/10.1038/nature16069>
 14. Leue M., Ellerbrock R.H., Gerke H.H. (2010): DRIFT mapping of organic matter composition at intact soil aggregate surfaces. *Vadose Zone Journal*. 9: 317 – 324. <https://doi.org/10.2136/vzj2009.0101>
 15. Madejová J. (2003): FTIR techniques in clay mineral studies. *Vibrational Spectroscopy*. 31: 1 – 10. [https://doi.org/10.1016/S0924-2031\(02\)00065-6](https://doi.org/10.1016/S0924-2031(02)00065-6)
 16. Machovič V., Novák F. (1998): Difúzně-reflexní infračervená spektroskopie půdních bitumenů z oblasti Šumavy. *Chemické Listy*. 92: 151 – 156.
 17. Matamala R., Caldéron F.J., Jastrow J.D., Fan Z., Hofmann S.M., Michaelson G., Mishra U., Ping C.L. (2017): Influence of site and soil properties on the DRIFT spectra of northern cold region soils. *Geoderma*. 305: 80 – 91. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.014>
 18. Minasny B., McBratney A.B. (2008): Regression rules as a tool for predicting soil properties from infrared reflectance spectroscopy. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*. 94: 72 – 79. <https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2008.06.003>
 19. Morrison R.T., Boyd R.N. (1983): *Lehrbuch der Organischen Chemie*. Verlag Chemie, Weinheim. s 591.
 20. Pavlů L., Balík J., Procházková S., Galušková I., Borůvka L. (2024): How to measure soil quality? A case study conducted on cropland in the Czech Republic. *Soil and Water Research*. 19: 229 – 243. <https://doi.org/10.17221/118/2024-SWR>
 21. Pavlů L., Balík J., Procházková S., Vokurková P., Galušková I., Sedlář O. (2023a): Soil organic matter quality of variously managed agricultural soil in the Czech Republic evaluated using DRIFT spectroscopy. *Soil and Water Research*. 18: 281 – 291. <https://doi.org/10.17221/89/2023-swr>
 22. Pavlů L., Zádorová T., Pavlů J., Tejnecký V., Drábek O., Reyes Rojas J., Thai S., Penížek V. (2023b): Prediction of the distribution of soil properties in deep Colluvisol

- in different pedogeographic regions (Czech Republic) using diffuse reflectance infrared spectroscopy. *Soil and Tillage Research*. 234: 105844. <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105844>
23. Smith B.C. (2011): *Fundamentals of Fourier Transform Infrared Spectroscopy*. CRC Press, Boca Raton, United States of America. <https://doi.org/10.1201/b10777>
 24. Stehlíková I., Kodešová R., Kunzová E., Czakó A., Mayerová M., Madaras M. (2024): Sixty-year impact of manure and NPK on soil aggregate stability. *Geoderma Regional*. 39: e00858. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00858>
 25. Stuart B.H. (2004): *Infrared Spectroscopy: Fundamentals and Applications*. John Wiley and Sons, Chippinham, United Kingdom, 242 s.
 26. Thai S., Davídek T., Pavlů L. (2022): Causes clarification of the soil aggregates stability on mulched soil. *Soil and Water Research*. 17: 91 – 99. <https://doi.org/10.17221/151/2021-SWR>
 27. Thai S., Pavlů L., Tejnecký V., Chovancová S., Hin L., Thet B., Němeček K., Drábek O. (2023): Temporal changes in soil chemical compositions in acidified forest soils. *European Journal of Forest Research*. 142: 883 – 897. <https://doi.org/10.1007/s10342-023-01564-x>
 28. Thevenot M., Dignac M.-F., Rumpel C. (2010): Fate of lignins in soils: A review. *Soil Biology and Biochemistry*. 42: 1200 – 1211. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.03.017>
 29. Tinti A., Tugnoli V., Bonora S., Francioso O. (2015): Recent applications of vibrational mid-Infrared (IR) spectroscopy for studying soil components: a review. *Journal of Central European Agriculture*. 16: 1 – 22. <https://doi.org/10.5513/JCEA01/16.1.1535>
 30. Želazny W.R., Šimon T. (2022): Calibration spiking of MIR-DRIFTS soil spectra for carbon predictions using PLSR extensions and Log-ratio transformations. *Agriculture*. 12: 682. <https://doi.org/10.3390/agriculture12050682>

6. Závěry pro odbornou praxi

6.1. Závěry pro využití metody barevného kvocientu Q4/6

- 1) Stanovení barevného kvocientu Q4/6 je finančně výhodnější v porovnání s frakcionací půdní organické hmoty: náklady na chemikálie jsou zhruba poloviční a úspory na lidské práci jsou ještě výraznější. Při studiu vědecké či odborné literatury lze však nalézt rozporuplné hodnocení barevného kvocientu Q4/6 jako indikátoru kvality půdní organické hmoty. Vysvětlení lze nalézt zejména ve způsobu jeho uplatnění a zčásti také v rozdílnosti metodiky jeho stanovení.
- 2) Nejsilnější korelace stanovištních podmínek právě s kvocientem Q4/6 jej předurčují k hodnocení kvality půdní organické hmoty v rámci různých stanovišť, kde ve srovnání s ostatními indikátory kvality nejvíce zohlednil jejich rozdílné vlastnosti. V takových podmínkách se projevil významný vztah hodnot barevného kvocientu Q4/6 s poměrem uhlíku huminových kyselin ku uhlíku fulvokyselin (C_{HK}/C_{FK}) a podílem uhlíku huminových kyselin (PHA). Míra humifikace (HR) a humifikační index (HI) měly slabší vztah k hodnotám kvocientu Q4/6.
- 3) Barevný kvocient Q4/6 však nelze doporučit k hodnocení vlivu hnojení v rámci jednoho stanoviště. V takovém případě lze zaznamenat nejednoznačné výsledky, které jsou často také protichůdné k definici barevného kvocientu.
- 4) Při porovnávání výsledků analýz barevného kvocientu Q4/6 je nezbytné věnovat pozornost vlastní metodice stanovení. Těžiště námi hodnocených výsledků spočívá ve stanovení barevného kvocientu Q4/6 přímo v alkalickém výluhu půdy, tedy v extraktu obsahujícím rozpuštěné jak huminové kyseliny, tak fulvokyseliny. Mnohé studie však hodnotí kvocient Q4/6 až v extraktu huminových kyselin, tedy po oddělení fulvokyselin. V takovém extraktu lze očekávat nižší hodnoty barevného kvocientu.

6.2. Závěry pro extrakci uhlíku horkou vodou (C_{HWE})

- 1) S rostoucí kvalitou půdní organické hmoty klesá podíl C_{HWE} v C_{SOM} . S rostoucím obsahem jílu (případně jílnatých částic) klesá podíl C_{HWE} v C_{SOM} .
- 2) Při dlouhodobém používání redukováného zpracování půdy se zvyšuje obsah C_{HWE} i podíl C_{HWE} v C_{SOM} ve srovnání s orebním systémem.
- 3) Dlouhodobé samostatné intenzivní minerální hnojení zvyšuje mineralizaci organické hmoty a snižuje obsah C_{HWE} . Vyvážená kombinace organického a minerálního hnojení vede ke zvýšení obsahu C_{HWE} .
- 4) Nelze stanovit obecná kritéria pro hodnocení obsahu C_{HWE} . Význam může mít pouze v kombinaci s dalšími indikátory při sledování změn na příslušném stanovišti. Jako doplňující kritérium lze využít podíl C_{HWE} v C_{SOM} . Z hlediska zemědělské praxe nelze doporučit tuto metodu pro významnější rozšíření.

6.3. Závěry pro metodu extrakce GRSP

- 1) Na orné půdě je signifikantně nejnižší obsah GRSP a nejvyšší podíl snadno extrahovatelného glomalinu (EE-GRSP) v celkovém GRSP (T-GRSP) ve srovnání s ostatními kulturami zemědělské půdy (trvalé travní porosty, vinice, chmelnice).
- 2) S hloubkou půdního profilu signifikantně roste podíl T-GRSP v celkovém obsahu C_{SOM} . Uvedený trend změn podílu T-GRSP v C_{SOM} nemusí platit pro černozemě na spraši, kde nejsou tak diametrální rozdíly mezi jednotlivými půdními profily. Zároveň platí, že s hloubkou půdního profilu se signifikantně snižuje podíl EE-GRSP v T-GRSP.
- 3) Obsah GRSP je významně určen půdním typem a půdním druhem. U půd s kvalitní půdní organickou hmotou (černosoly) je signifikantně nižší podíl EE-GRSP v T-GRSP ve srovnání s luvisoly a kambisoly. Na lehkých půdách je nižší obsah GRSP.
- 4) Byl stanoven signifikantní vztah mezi obsahem T-GRSP a mezi obsahem: a) jílu (případně jílnatých částic); b) obsahem C_{SOM} ; c) kvalitou organických látek (C_{HK}/C_{FK}); d) hodnotou kationtové výměnné kapacity (KVK).
- 5) V rámci stejného půdního typu existují signifikantní rozdíly v obsahu a kvalitě GRSP (EE-GRSP/T-GRSP) v závislosti na stanovišti.
- 6) Nelze stanovit kritéria pro hodnocení GRSP v půdě pro ornou půdu (např. kategorie nízký, střední, vysoký obsah).

- 7) V dlouhodobých pokusech s různým organickým a minerálním hnojením byl stanoven signifikantní vztah mezi obsahem C_{HK} a GRSP. Změny v obsahu T-GRSP způsobené hnojením indikují změny v kvalitě půdní organické hmoty.
- 8) Dlouhodobě nehnojená varianta organickými a minerálními hnojivy měla nižší obsah GRSP. Aplikace hnoje měla signifikantně vyšší vliv na obsah GRSP ve srovnání s čistírenským kalem a slámou.
- 9) Redukované zpracování půdy ve srovnání s orbou významně zvyšuje obsah C_{SOM} i obsah GRSP v ornici.
- 10) Osevní sled je velmi důležitý faktor z hlediska sekvestrace uhlíku v půdě, kvality půdní organické hmoty a obsahu GRSP. Dlouhodobé pěstování monokultury snižuje obsah GRSP.
- 11) Obsah T-GRSP lze využít jako důležitou informaci o změnách v kvalitě půdní organické hmoty na příslušném stanovišti. Vzhledem k relativně jednoduchému stanovení a dobré laboratorní spolehlivosti je podstatně vhodnější metodou než frakcionace půdní organické hmoty (humusové látky, huminové kyseliny, fulvokyseliny). Z dlouhodobého hlediska změny v obsahu GRSP významně korelovaly se změnami v systému hnojení i technologiemi zpracování půdy.

6.4. Závěry pro využití infračervené spektroskopie ve střední oblasti

- 1) Spektrální parametry půd jsou vhodné pro popis širší škály půdních vlastností než jen pro hodnocení kvality půdní organické hmoty. Nejspíše nemohou zcela nahradit analytické metody, ale mohou se velice dobře uplatnit tam, kde je potřeba zahustit či rozšířit síť hodnocených lokalit bez enormního navýšení nákladů na chemické analýzy.
- 2) Na základě získaných výsledků je možné konstatovat, že spektrální parametry popisující kvalitu půdní organické hmoty ve velké míře souvisí s mineralogickým složením půd, respektive s půdním typem. To je limitujícím faktorem pro obecné využití těchto indikátorů například při hodnocení managementových opatření na zemědělské půdě v rámci celé České republiky. Při zohlednění půdního typu a při cíleném využívání, s respektem k ostatním půdním parametrům mohou ale být spektrální parametry vhodným indikátorem skutečného stavu půdní organické hmoty bez její náročné extrakce.

6.5. Souhrn pro sledované indikátory

Závěrem lze konstatovat, že pro vyjádření kvality půdní organické hmoty lze využít následující testované indikátory: barevný kvocient Q4/6, obsah GRSP, PWI a iAR. Vhodné je využití více indikátorů současně. Na základě našich výsledků nelze ukázat na jediný zcela spolehlivý indikátor.

Zavedení metodiky do praxe vytváří ekonomické příležitosti pro specializované laboratoře a poradenské subjekty, které mohou nabídnout zemědělcům cílené a cenově dostupné analýzy. Metodika tak podporuje rozvoj služebního trhu v oblasti udržitelného zemědělství.

Indikátory uvedené v metodice mohou sloužit k efektivnějšímu cílení dotačních a podpůrných programů zaměřených na kvalitu půdy, případně půdní organické hmoty. Z hlediska podniků hospodařících na půdě, umožní výsledky optimalizovat systém hospodaření tak, aby byl ekonomicky i environmentálně udržitelný (např. volba vhodnější kombinace organického a minerálního hnojení).

7. Ekonomický aspekt

7.1. Ekonomický aspekt extrakce humusových látek a metody barevného kvocientu Q4/6

Tab. 39 srovnává náklady na chemikálie a lidskou práci potřebné pro analýzu kvality půdní organické hmoty její frakcionací s následnou titrací, respektive stanovením barevného kvocientu Q4/6. K výpočtu byly použity ceny s DPH na základě námi skutečně provedených objednávek chemikálií z let 2021 - 2024. Množství a ceny chemikálií jsou uvedeny v **tab. 39**, proto lze dosazením aktuálních cen této tabulky snadno vypočítat náklady na chemikálie z individuálních cenových nabídek. Stanovení kvality půdní organické hmoty na základě její frakcionace je z hlediska nákladů na lidskou práci vyjádřena dvěma různými postupy (A, B) podle provedených analýz. K tomuto kroku bylo přistoupeno z důvodu používání obou postupů v podmínkách České republiky: stanovení uhlíku huminových kyselin (C_{HK}) a stanovení fulvokyselin (C_{FK}) (postup A) a stanovení uhlíku huminových kyselin a humusových látek (HL), přičemž obsah uhlíku fulvokyselin je vypočítán ze vztahu $C_{FK} = C_{HL} - C_{HK}$ (postup B). Rozdíly v nákladech na chemikálie lze mezi oběma postupy zanedbat, neboť rozdíly spočívají v úpravě pH roztoku malými objemy silně zředěné kyseliny, resp. zásady.

Vzhledem k pracnosti frakcionace půdní organické hmoty můžeme na základě našich zkušeností doporučit 20 vzorků v sérii jako optimální počet. V každé takové dvacetikusové sérii doporučujeme mít zařazeny dva slepé vzorky, příp. jeden slepý vzorek a jeden referenční vzorek. Slepý vzorek má klíčový význam při výpočtu obsahu uhlíku každého vzorku, proto by bylo jeho nesprávné stanovení fatální. Zároveň je nutné počítat alespoň se dvěma opakováními. Naproti tomu lze v případě stanovení barevného kvocientu snadno analyzovat významně větší série vzorků.

Náklady na chemikálie nutné pro analýzu 20 vzorků dosahují v případě frakcionace 257 Kč, zatímco v případě barevného kvocientu se jedná o méně než poloviční částku 116 Kč. Náklady na práci potřebné pro analýzu opět dvaceti vzorků dosahují v případě barevného kvocientu 1001 Kč a v případě frakcionace jsou náklady 5447 Kč při stanovení uhlíku huminových kyselin a fulvokyselin, resp. 5644 Kč při dopočtu uhlíku fulvokyselin z rozdílu uhlíku humusových látek a huminových kyselin. Rozdíl v obou postupech frakcionace dosahuje necelých 4 %.

Z hlediska organizace práce je optimální nechat vzorky odstát celkem dvě noci v případě frakcionace a jednu noc v případě stanovení barevného kvocientu Q4/6. Přístrojové vybavení je pro obě metody, jen základní, běžně využívané v rámci dalších analýz. Proto nezohledňujeme jeho pořizovací náklady

Tabulka 39. Ekonomické zhodnocení náročnosti frakcionace organické hmoty, respektive stanovení barevného kvocientu Q4/6 z hlediska nákladů na chemikálie a práci

Frakcionace organické hmoty			stanovení Q4/6	
chemikálie (obvykle v kvalitě p.a.)				
chemikálie	spotřeba/vzorek (cena)	náklady/vzorek	spotřeba/vzorek (cena)	náklady/vzorek
Na ₄ P ₂ O ₇ ·10H ₂ O	4.46 g (1050 Kč/kg)	4,68	4,46 g (1050 Kč/kg)	4,68
NaOH	0,4 g (300 Kč/kg)	0,12	0,4 g (300 Kč/kg)	0,12
Na ₂ SO ₄	5 g (200 Kč/kg)	1,00	5 g (200 Kč/kg)	1,00
H ₂ SO ₄	16 ml (220 Kč/l)	3,50		
K ₂ Cr ₂ O ₇	0,6 g (2.300 Kč/kg)	1,38		
KI	0,4 g (5000 Kč/kg)	2,00		
Na ₂ S ₂ O ₃ ·5H ₂ O ¹	0,3 g (490 Kč/kg)	0,15		
škrob	0,01 g (1100 Kč/kg)	0,01		
chemikálie celkem na vzorek (Kč)		12,84	5,80	
činnost	odhadovaný čas	náklady ²	odhadovaný čas	náklady ²
navazování+extrakce	5 min/vzorek	24,6	5 min/vzorek	24,6
T,F	40 min	196,7	40 min	196,7
měření			2 min/vzorek	9,8
A. stanovení C _{HK} a C _{FK}				
pipetování+okyselení	5 min/vzorek	24,6		
rozpuštění HK	5 min/vzorek	24,6		
neutralizace	5 min/vzorek	24,6		
pipetování (2×)	4 min/vzorek	19,7		
převod a ředění (2×)	4 min/vzorek	19,7		
titrace (2×)	10 min/vzorek	49,2		
O,Z,F+promyv FK	255 min	1253,0		
práce celkem (Kč)	fixní	1450,5		
	na vzorek	187,0		
B. Stanovení C _{HK} a výpočet C _{FK} = C _{HL} – C _{HK}				
pipetování+alkalizace	5 min/vzorek	24,6		
pipetování+okyselení	5 min/vzorek	24,6		
rozpuštění HK	5 min/vzorek	24,6		
neutralizace	5 min/vzorek	24,6		
pipetování (2×)	4 min/vzorek	19,7		
převod a ředění (2×)	4 min/vzorek	19,7		
titrace (2×)	10 min/vzorek	49,2		
O,Z	195 min	958,8		
práce celkem (Kč)	fixní	1155,5	fixní	196,7
	na vzorek	211,6	na vzorek	34,4
náklady celkem (Kč) na sérii 20 vzorků		A 5447,3 B 5644,3	1000,8	
Náklady celkem (Kč) na vzorek ve 20 ks sérii		A 272,4 B 282,2	50,0	

¹ průměrná spotřeba Na₂S₂O₃·5H₂O byla na základě našich výsledků stanovena na 12 ml/vzorek, ² hrubá měsíční mzda v roce 2024 pro středoškolské vzdělání s maturitou 47121 Kč/měsíc ¹, tj. 295 Kč/hod. C_{FK} - uhlík fulvokyselin, C_{HK} - uhlík huminových kyselin, C_{HL} - uhlík humusových látek, F - filtrace, O - odpařování, T - třepání, Z - zahřívání.

¹ Český statistický úřad. Struktura mezd zaměstnanců – 2024. Staženo 25.9.2025.
<https://csu.gov.cz/produkty/struktura-mezd-zamestnancu-2024>

7.2. Ekonomický aspekt metod extrakce EE-GRSP a T-GRSP

Srovnání nákladů na provedení analýzy obsahu lehce extrahovatelného glomalinu (EE-GRSP) a celkového glomalinu (T-GRSP) je uvedeno v [tab. 40](#) (EE-GRSP) a [41](#) (T-GRSP). K výpočtu byly použity ceny s DPH na základě námi skutečně provedených objednávek chemikálií z let 2021 - 2024. Z tabulek je evidentní, že dominantní položkou je práce na provedení analýz. Cena práce se u extrakce GRSP odvíjí hlavně od počtu vzorků, které je laboratoř schopna analyzovat v jedné sérii. V naší laboratoři byla klíčová velikost autoklávu, ve kterém probíhá samotná extrakce. V našem případě umožnila velikost autoklávu pouze 48 vzorků. Na první pohled by se sice počet pozic v odstředivce mohl zdát také jako významný faktor. Při odstřeďování vzorků ovšem běží následující cyklus extrakce. Větší odstředivka by tedy měla význam pouze při použití většího autoklávu.

Samotné kolorimetrické měření obsahu GRSP je časově méně náročné. V běžném provozu je možné změřit zhruba 250 až 300 vzorků za den. Pro zjednodušení výpočtu byla zvolena varianta pro 48 vzorků. Při větším počtu vzorků se nemění cena standardů, protože vydrží celou pracovní dobu i pro větší analýzy.

Z provedených výpočtů je ekonomicky výhodnější extrakce EE-GRSP (1339 Kč za sérii 48 vzorků) ve srovnání s T-GRSP (3449 Kč za sérii 48 vzorků). Důvodem je fakt, že při této metodě je každý vzorek extrahován pouze jednou. Naproti tomu je T-GRSP extrahován opakovaně, a to minimálně čtyřikrát. V [tab. 41](#) je tento fakt zohledněn a modelový příklad je nastaven tak, že série 48 vzorků byla extrahována právě čtyřikrát. Není neobvyklé, že některé vzorky je nutno extrahovat vícekrát, což se promítne do nákladů, zejména kvůli zvýšenému objemu práce.

Z hlediska organizace práce je doporučeno: temperovat roztoky Bradford Assay a Bovine Albumin Serum do laboratorní teploty a odstřeďovat, zatímco jsou další vzorky již extrahovány v autoklávu. Součástí série extrahovaných vzorků je jeden slepý vzorek. Tento také prochází celou analýzou.

Tabulka 40. Ekonomický aspekt metody extrakce EE-GRSP

Chemikálie/vybavení EE-GRSP	Spotřeba/vzorek	Náklady/vzorek
Citronan sodný	0,047 g (401 Kč/kg)	0,019 Kč
BPA ¹	0,104 mL (3022 Kč/500 mL)	0,063 Kč
BSA ²	0,00199 mL (2822 Kč/20 mL)	0,28 Kč
Mikrotitrační destička 200 µL	48 vz. na 1 destičku (12 Kč/destička; balení po 50 kusech)	0,25 Kč
Pipetovací špička 20 µL	1 kus/1 vz. (balení po 1000 kusech)	0,275 Kč
Pipetovací špička 200 µL	8 kusů/48 vzorků (balení po 1000 kusech)	0,167 Kč (1 vz.) *
Celkem za chemikálie a vybavení na 1 vzorek		1,054 Kč
Činnost ³	Odhadovaný čas	Náklady ⁴
Navažování	48 min/48 vz.	236 Kč
Pipetování citronanu sodného	48 min/ 48 vz.	236 Kč
Extrakce	30 min/48 vz.	147,5 Kč
Odstředění	60 min/48 vz.	295 Kč
Příprava standardů BSA	20 min/48 vz.	98,3 Kč
Pipetování vz., BA, BSA do destičky	30 min/48 vz.	147,5 Kč
Příprava Bradford assay	10 min/48 vz.	29,5 Kč
Měření koncentrace EE-GRSP	20 min/48 vz.	98,3 Kč
Práce celkem na jeden cyklus autoklávu		1288,1 Kč (26,8 Kč/1 vz.)
Celkem práce, chemikálie a vybavení za cyklus 48 vzorků		1338,7 Kč (27,9 Kč/1 vz.)

¹ BPA – Bradfordův proteinový test); ² BSA - Bovine Serum Albumin - standard, hovězí sérový albumin; ³ činnost pro 48 vzorků z důvodu kapacity autoklávu; ⁴ hrubá měsíční mzda v roce 2024 pro středoškolské vzdělání s maturitou 47121 Kč/měsíc ¹, tj. 295 Kč/hod. * Na jednu sadu vzorků je bezpodmínečně nutné využití vícekanálové pipety a je tedy nutné současně použít několik (v našem případě 8) špiček současně.

Tabulka 41. Ekonomický aspekt metody extrakce T-GRSP

Chemikálie/vybavení T-GRSP	Spotřeba/vzorek	Náklady/vzorek
Citronan sodný	0,4704 g (401 Kč/kg)	0,189 Kč
BPA ¹	0,104 mL (3022 Kč/500 mL)	0,063 Kč
BSA ²	0,00199 mL (2822 Kč/20 mL)	0,28 Kč
Mikrotitrační destička 200 µL	48 vz. na 1 destičku (12 Kč/destička; balení po 50 kusech)	0,25 Kč
Pipetovací špička 20 µL	1 kus/1 vz. (balení po 1000 kusech)	0,275 Kč
Pipetovací špička 200 µL	8 kusů/48 vzorků (balení po 1000 kusech)	0,167 Kč (1 vz.)*
Celkem za chemikálie a vybavení na 1 vzorek		1,223 Kč
Činnost ³	Odhadovaný čas	Náklady ⁴
Navažování	48 min/48 vz.	236 Kč
Pipetování citronanu sodného	192 min/48 vz.	944 Kč
Extrakce	120 min/48 vz.	590 Kč
Odstředění	240 min/48 vz.	1180 Kč
Příprava standardů BSA	20 min/48 vz.	98,3 Kč
Pipetování vz., BA, BSA do destičky	30 min/48 vz.	147,5 Kč
Příprava Bradford assay	10 min/48 vz.	29,5 Kč
Měření koncentrace T-GRSP	35 min/48 vz.	172,1 Kč
Práce celkem na jeden cyklus autoklávu		3397,4 Kč (70,8 Kč/vz.)
Celkem práce, chemikálie a vybavení za cyklus 48 vzorků		3456,1 Kč (72,0 Kč/1 vz.)

¹ BPA - Bradfordův proteinový test; ² BSA - Bovine Serum Albumin - standard, hovězí sérový albumin; ³ činnost pro 48 vzorků z důvodu kapacity autoklávu; ⁴ hrubá měsíční mzda v roce 2024 pro středoškolské vzdělání s maturitou 47121 Kč/měsíc ¹, tj. 295 Kč/hod. * Na jednu sadu vzorků je bezpodmínečně nutné využití vícekanálové pipety a je tedy nutné současně použít několik (v našem případě 8) špiček současně.

¹ Český statistický úřad. Struktura mezd zaměstnanců – 2024. Staženo 25.9.2025.
<https://csu.gov.cz/produkty/struktura-mezd-zamestnancu-2024>

7.3. Ekonomický aspekt využití infračervené spektroskopie ve střední oblasti (PWI a iAR)

Namletí vzorku na analytickou jemnost 35 Kč/vzorek. Vzorek je následně možné analyzovat. Doba analýzy a vyhodnocení je 15 minut, což odpovídá 73,4 Kč/vzorek. Celková cena jednoho vzorku je tedy 108 Kč/vzorek.

7.4. Cena přístrojů

Uvedená cena jednotlivých přístrojů (tab. 42) vychází z reálných pořizovacích nákladů. Pořizovací ceny nejsou zahrnuty do cen jednotlivých analýz popsanych výše. Předpokládá se dlouhodobější využití přístrojů.

Tabulka 42. Orientační náklady na pořízení přístroje

Metoda	Cena přístroje (Kč)
$C_{HL} (C_{HK} + C_{FK})$ ¹	400 000
EE-GRSP ²	365 000
T-GRSP ²	365 000
PWI, iAR ³	3 000 000

¹ Měření PWI a iAR probíhá současně. ² Pro EE-GRSP a T-GRSP se jedná o stejné přístroje. ³ Metoda extrakce humusových látek (C_{HL}) se skládá z extrakce huminových kyselin (C_{HK}) a fulvokyselin (C_{FK}).

7.5. Souhrn klíčových informací

Podle ceny za vzorek jednotlivých analýz se nejlépe jeví metoda stanovení obsahu EE-GRSP (27,9 Kč/vzorek ve 48 ks sérii) a metoda stanovení barevného kvocientu Q4/6 (50,0 Kč/vzorek ve 20 ks sérii). Metoda stanovení obsahu T-GRSP je kvůli opakované extrakci vzorků dražší (72,0 Kč/vzorek ve 48 ks sérii). Využití metody FTIR již posouvá cenu analýzy vzorku. Cena analýzy je 108 Kč/vzorek. Hlavním plusem této metody ovšem je velmi vysoká rychlost a komplexnost výsledků. Nejvyšší cena analyzovaného vzorku byla vypočtena pro metodu extrakce humusových látek (272,4 resp. 282,2 Kč/vzorek ve 20 ks sérii).

7.6. Další aspekty

- 1) Stanovení barevného kvocientu $Q_{4/6}$ a obsahu GRSP je metodicky jednoduché, časově nenáročné a vyžaduje relativně dostupné laboratorní vybavení. Ve srovnání s tradiční frakcionací humusových látek (C_{HK} , C_{FK}) představují tyto metody výrazně levnější alternativu s menší náročností na práci a čas v laboratoři. GRSP přitom nabízí vysokou vypovídací schopnost, a je tak z hlediska nákladů i užitku vysoce efektivní metodou.
- 2) Využití infračervené spektroskopie (parametry PWI a iAR) umožňuje zahuštění sítě sledovaných lokalit bez nutnosti provádět nákladné chemické analýzy na všech vzorcích. To znamená významnou úsporu finančních prostředků při rozsáhlejších monitorovacích programech, například v rámci celostátních či regionálních projektů.
- 3) Využití GRSP jako stabilního indikátoru poskytuje přesnější obraz o kvalitě SOM a vlivu hospodaření než tradiční ukazatele. Přesnější informace vedou k lepší optimalizaci hnojařských opatření a zpracování půdy. Kombinované použití více indikátorů (např. $Q_{4/6}$, GRSP) minimalizuje riziko chybných závěrů, a tím i ekonomických ztrát z nesprávně zvolených opatření.

Tabulka 43. Seznam použitých zkratk

Zkratka	Význam	Jednotky
AMF	Arbuskulárně mykorhizní houby	-
ATR	Zeslabená totální reflexe	-
BMP	Bazální monitoring půd	-
BPA	Bradfordův proteinový test	-
BSA	Hovězí sérový albumin	-
C _{FK}	Uhlík fulvokyselin	%
C _{HK}	Uhlík v huminových kyselinách	%
C _{HK} /C _{FA}	Poměr obsahů uhlíku v huminových kyselinách a fulvokyselin	-
C _{HL}	Uhlík v humusových látkách	%
C _{HWE}	Uhlík extrahovatelný horkou vodou	mg/kg
C _{HWE} /C _{SOM}	Poměr obsahů uhlíku extrahovatelného horkou vodou a uhlíku v půdní organické hmotě	%
CSE	Efektivita sekvestrace uhlíku	%
C _{SOM}	Uhlík v půdní organické hmotě	%
C _{SOM} /N _T	Poměr obsahů uhlíku v půdní organické hmotě a celkového dusíku v půdě	%
C/N	Poměr obsahů uhlíku a dusíku	-
ČK	Čistírenský kal	-
ČZU	Česká zemědělská univerzita v Praze	-
ČZU-RP	Česká zemědělská univerzita v Praze – rotace plodin	-
D ₀₋₁₀ (D ₁₀₋₂₀ ; D ₂₀₋₃₀)	Hloubka půdního profilu 0 – 10 cm (10 – 20 cm; 20 – 30 cm)	cm
DRIFT	Difúzně reflektanční infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací	-
EE-GRSP	Lehce extrahovatelné půdní proteiny související s glomalinem	mg/kg
EE-GRSP/C _{SOM}	Poměr obsahů lehce extrahovatelných půdních proteinů souvisejících s glomalinem a uhlíku v půdní organické hmotě	%
EE-GRSP/T-GRSP	Poměr lehce extrahovatelného a celkového půdního proteinu souvisejícího s glomalinem	%
FTIR	Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací	-
GRSP	Půdní proteiny související s glomalinem (glomalin-related soil protein)	mg/kg
HI	Humifikační index	-
Hnůj + M1 (Hnůj + M2; Hnůj + M3)	Hnůj + minerální dusíkaté hnojivo (ve stupňované dávce)	-
HR	Míra humifikace	-
iAR	Index aromaticity	-
IČ	Infračervené vlnové délky	-
KVK	Kationtová výměnná kapacita	mmol ₍₊₎ /kg
KS	Kejda skotu	-
LAV	Ledek amonný s vápencem	-
MENDELU	Mendelova univerzita v Brně	-
MIR	Oblast střední infračervené vlnové délky	-
MJ	Monokultura ječmene jarního	-
NDIR	Nedisperzní infračervené světlo	-
N _{HWE}	Dusík extrahovatelný horkou vodou	mg/kg
NOS	Norfolkský osevní sled	-

Tabulka 43. Seznam použitých zkratk - pokračování

Zkratka	Význam	Jednotky
NPK	Hnojivo s minerálním N, P, a K	-
N _T	Celkový dusík v půdě	%
N + SI	Minerální dusík + sláma obilovin	-
OMQ	Index kvality organické hmoty	-
PWI	Index smáčivosti	-
Q4/6	Barevný kvocient absorbancí při 400 a 600 nm	-
SO	Odvoz slámy	-
SOM	Půdní organická hmota	-
SZ	Drcení slámy s následným zapravením	-
PHA	Zastoupení uhlíku huminových kyselin	-
TIC	Vstup uhlíku v organických hnojivech za celou dobu pokusu	t/ha
TOC	Uhlík v půdní organické hmotě vyjádřený v tunách na hektar	t/ha
T-GRSP	Celkový půdní proteiny související s glomalinem	mg/kg
T-GRSP/C _{SOM}	Poměr obsahů celkových půdních proteinů souvisejících s glomalinem a uhlíku v půdní organické hmotě	%
ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský	-
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten	-
ZRZ	Zaorání rostlinných zbytků	-

Název:	Půdní organická hmota – hodnocení vybraných indikátorů kvality
Autoři:	prof. Ing. Jiří Balík, CSc., dr. h. c. ¹ Ing. Jindřich Černý, Ph.D. ¹ doc. Ing. Martin Kulhánek, Ph.D. ¹ doc. Ing. Lenka Pavlů, Ph.D. ¹ Ing. et Ing. Simona Procházková ¹ prof. Ing. Pavel Ryant, Ph.D. ² Ing. Michaela Smatanová, Ph.D. ³ Ing. Ondřej Sedlář, Ph.D. ¹ Ing. Pavel Suran, Ph.D. ¹
Pracoviště:	Česká zemědělská univerzita v Praze ¹ Mendelova Univerzita v Brně ² Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský ³
Kontakty:	prof. Ing. Jiří Balík, CSc., dr. h. c. balik@af.czu.cz Ing. Pavel Suran, Ph.D. suranp@af.czu.cz
Oponenti:	prof. Ing. Radim Vácha, Ph.D. Ing. Václav Kadlec
Tisk:	Powerprint s.r.o., Brandejsovo náměstí 1219/1, Praha – Suchdol, 165 00
Vydavatel:	Česká zemědělská univerzita v Praze
Adresa vydavatele:	Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha – Suchdol, 165 00
Náklad:	40 kusů
Počet stran:	118
Rok vydání:	2025
Vydání:	první
Doporučená cena:	neprodejné

ISBN 978-80-213-3511-0

Název:	Půdní organická hmota – hodnocení vybraných indikátorů kvality
Autoři:	prof. Ing. Jiří Balík, CSc., dr. h. c. ¹ Ing. Jindřich Černý, Ph.D. ¹ doc. Ing. Martin Kulhánek, Ph.D. ¹ doc. Ing. Lenka Pavlů, Ph.D. ¹ Ing. et Ing. Simona Procházková ¹ prof. Ing. Pavel Ryant, Ph.D. ² Ing. Michaela Smatanová, Ph.D. ³ Ing. Ondřej Sedlář, Ph.D. ¹ Ing. Pavel Suran, Ph.D. ¹
Pracoviště:	Česká zemědělská univerzita v Praze ¹ Mendelova Univerzita v Brně ² Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský ³
Kontakty:	prof. Ing. Jiří Balík, CSc., dr. h. c. balik@af.czu.cz Ing. Pavel Suran, Ph.D. suranp@af.czu.cz
Oponenti:	prof. Ing. Radim Vácha, Ph.D. Ing. Václav Kadlec
Tisk:	Powerprint s.r.o., Brandejsovo náměstí 1219/1, Praha – Suchdol, 165 00
Vydavatel:	Česká zemědělská univerzita v Praze
Adresa vydavatele:	Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha – Suchdol, 165 00
Náklad:	40 kusů
Počet stran:	118
Rok vydání:	2025
Vydání:	první
Doporučená cena:	neprodejné
ISBN 978-80-213-3511-0	

