

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra pedologie a ochrany půd



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Změna kvality půdní organické hmoty po translokaci
tropických půd (Kamerun)**

Diplomová práce

**Bc. Klára Tesaříková
Hodnocení a ochrana půdy**

Vedoucí práce: RNDr. Václav Tejnecký, Ph. D.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Změna kvality půdní organické hmoty po translokaci tropických půd (Kamerun)" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 24. 7. 2020

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala RNDr. Václavovi Tejneckému, Ph.D. za odborné a důkladné vedení mé diplomové práce a za příležitost podílet se na projektu č. 18-20020S „Mechanismy přeměny organické hmoty v půdě v Konžské pánvi na gradientu intenzity zemědělství“, podporovaném Grantovou agenturou České republiky, v rámci kterého byla tato práce zpracovávána. Děkuji také doc. Ing. Lence Pavlů, Ph. D. za přínosné konzultace a všem členům Katedry pedologie a ochrany půd, kteří byli po celou dobu mého studia k dispozici a mohla jsem se na ně kdykoliv obrátit. V neposlední řadě patří díky všem rodinným příslušníkům a přátelům, kteří byli a jsou stále mou oporou.

Změna kvality půdní organické hmoty po translokaci tropických půd (Kamerun)

Souhrn

Množství i kvalita organické hmoty v půdě jsou závislé na působení mnoha přírodních i antropogenních faktorů. Z hlediska přírodních podmínek je důležitý typ ekosystému a pro něj typické vegetace, neboť právě rostlinné zbytky, opad či kořenové exudáty, jsou primárním zdrojem organické hmoty. Výsledná struktura organické hmoty je pak určena nejen zdroji, ze kterých vznikla, ale také aktivitou mikroorganismů, klimatickými poměry stanoviště a vlastnostmi půdy.

S expanzí populace dochází čím dál častěji k zabírání půd, původně pokrytých lesními porosty, které sloužili jako primární zdroj organické hmoty. Intenzivní zemědělskou činností tak může velmi často docházet k nenávratné ztrátě úrodnosti půd. V tomto případě je nutné organickou hmotu v půdě regulovat vhodnými vstupy, jako je dodání posklizňových zbytků či využití kvalitních organických hnojiv.

Kvalita organické hmoty je významnějším ukazatelem než její množství v půdě, a standardně se stanovuje několika způsoby. K posouzení kvality organické hmoty se tradičně užívají extrakční metody, konkrétně určení poměru C/N, dále stupeň polymerace, který je dán poměrem huminových a fulvokyselin. Ke stanovení této půdní vlastnosti slouží také barevný kvocient Q4/6 či spektroskopické metody, ke kterým je tendence přecházet vzhledem k větší přesnosti výsledků a menší časové náročnosti.

Tato práce je zaměřena na kvalitu organické hmoty v tropických půdách, kde je antropogenně ovlivněná ztráta organické hmoty umocňována navíc zrychlenou mineralizací vlivem vysokých teplot. Zkoumanou lokalitou pro stanovení změn struktury organické hmoty v půdě jako ukazatele změny kvality po translokaci půd byla oblast Konžské pánve ve státě Kamerun, a to ve vesnici Ebogo II.

V rámci sledování změn půdních vlastností byly provedeny translokace půdních výřezů o velikosti 1 m² na stanoviště s jiným typem využití půdy (primární les, sekundární les, kukuřičné pole, agrolesnictví – kakao). V časech 0, +3, +6 a +12 měsíců po translokaci byly sledovány hodnoty aktivního pH (pHH₂O), výměnného pH (pHCaCl₂), obsah výměnných kationtů a obsah organického uhlíku (C_{ox}). U všech odebraných vzorků (celkem 256) pak byly v rámci stanoviště sledovány také změny struktury organické hmoty. K tomuto účelu byla vzhledem k počtu vzorků a požadovaným výstupům využita infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací.

Mezi časy 0 a +12 byl patrný pokles aktivního pH po translokaci zemědělských půd do lesních ekosystémů, a to především ve svrchních vrstvách (0-5 cm), pro které je typická vyšší biologická aktivita a přítomnost rozpustných organických kyselin. Půdní výřezy, přemístěné z lesů na agrolesnické a kukuřičné pole vykazovaly naopak vzrůstající trend hodnot, a to především díky „slash-and-burn“ systému, který zajišťuje zlepšení půdních vlastností.

U výměnné půdní reakce byly trendy vývoje hodnot podobné, což je doloženo i hodnotou Pearsonova korelačního koeficientu $r = 0,966$, která poukazuje na těsnou závislost,

U všech variant translokace došlo během 12 měsíců k poklesu obsahu organického uhlíku ve svrchní 5 cm půdy. Nejvýznamnější rozdíl v průměrech z času 0 a +12 byl pak u půd translokovaných ze sekundárního lesa na kukuřičné pole, kde docházelo ke zrychlené mineralizaci organické hmoty. V hlubších vrstvách půdních výřezů docházelo převážně ke zvýšení obsahu organického uhlíku.

Index aromaticity a index potenciální smáčivosti vykazovaly stejný trend vývoje hodnot, který byl doložen hodnotou Pearsonova korelačního koeficientu $r = 0,993$. Ve všech případech je po přemístění půd patrný klesající trend hodnot ve svrchních vrstvách půd, tedy ztráta alifatické hydrofobní složky (-CH skupiny) a zvýšení potenciální smáčivosti organické hmoty. Oproti tomu vrstvy 5-20 cm vykazovaly převážně nárůst poměrů v čase +12 v porovnání s časem 0.

Klíčová slova: Infračervená spektroskopie, management půd, půdní organická hmota, tropické půdy

Changes in soil organic matter quality after translocation of tropical soils in Cameroon

Summary

The amount and quality of organic matter in the soil depends on the action of many natural and anthropogenic factors. From the point of view of natural conditions, the type of ecosystem and its typical vegetation is important for it, because it is plant residues, litter or root exudates that are the primary source of organic matter. The resulting structure of organic matter is then determined not only by the sources from which it originated, but also by the activity of microorganisms, the climatic conditions of the habitat and the properties of the soil.

With the expansion of the population, the lands originally covered with forest stands, which served as the primary source of organic matter, are increasingly being occupied. Intensive agricultural activity can very often lead to an irreversible loss of soil fertility. In this case, it is necessary to regulate the organic matter in the soil with suitable inputs, such as post-harvest residues or quality organic fertilizers.

The quality of organic matter is a more important indicator than its quantity in the soil and is standardly determined in several ways. To assess the quality of organic matter, extraction methods have traditionally been used, namely the determination of the C/N ratio, as well as the degree of polymerization, which is given by the ratio of humic and fulvic acids. The Q4/6 color quotient or spectroscopic methods, which tend to be switched over due to the greater accuracy of the results and less time consuming, are also used to determine this soil property.

This work is focused on the quality of organic matter in tropical soils, where the anthropogenically affected loss of organic matter is amplified by accelerated mineralization due to high temperatures. The investigated locality for determining changes in the structure of organic matter in the soil as an indicator of quality change after soil translocation was monitored in the Congo Basin in the state of Cameroon, namely in the village of Ebogo II.

As part of monitoring changes in soil properties, translocations of soil plots of 1 m² were carried out to habitats with a different type of land use (primary forest, secondary forest, maize crop field, cocoa agroforestry). At 0, 3, 6 and 12 months after translocation, the values of active pH (pHH₂O), exchange pH (pHCaCl₂), content of exchangeable cations and content of organic carbon (C_{ox}) were monitored. Changes in the structure of organic matter were also monitored within the site for all samples taken (256 in total). Due to the number of samples and the required outputs, Fourier transform infrared spectroscopy was used for this purpose.

Between times 0 and 12, a decrease in active pH (pHH₂O), was evident after translocation of agricultural soils to forest ecosystems, especially in the upper layers (0-5 cm), which is characterized by higher biological activity and the presence of soluble organic acids. Soil plots moved from forests to cocoa agroforestry and maize crop field showed an increasing trend of values, especially due to the "slash-and-burn" system, which ensures the improvement of soil properties.

For the exchange pH (pH_{CaCl₂}), the trends of the development of values were similar, which is also evidenced by the value of Pearson's correlation coefficient $r = 0.966$, which indicates a close dependence.

In all translocation variants, the organic carbon content in the upper 5 cm of soil decreased within 12 months. The most significant difference in the averages from time 0 and +12 was then in the soils translocated from the secondary forest to the corn maize field, where there was an accelerated mineralization of organic matter. In the deeper layers of soil plots, there was mainly an increase in organic carbon content.

The aromaticity index and the potential wettability index showed the same trend of values, which was evidenced by the value of Pearson's correlation coefficient $r = 0.993$. In all cases, after the translocation of the soils, a decreasing trend of values in the upper layers of soils is evident, which indicates the loss of the aliphatic hydrophobic component (-CH groups) and an increase in the potential wettability of the organic matter. In contrast, the 5-20 cm layers showed mostly an increase in the ratios at time +12 compared to time 0.

Keywords: infrared spectroscopy, soil management, soil organic matter, tropical soils

Obsah

1 Úvod	10
1 Vědecká hypotéza a cíle práce	11
2 Půdní organická hmota	12
3 Metody studia půdní organické hmoty	14
4 Specifika tropických půd.....	16
4.1 Půdotvorné procesy.....	16
4.1.1 Zbarvení tropických půd.....	17
4.2 Půdní typy.....	17
5 Management tropických půd	25
5.1 Tradiční zemědělské systémy	25
5.2 Komerční zemědělské systémy.....	26
5.2.1 Agrolesnictví.....	27
6 Degradace tropických půd	28
7 Ochrana tropických půd	31
8 Materiál a metody	33
8.1 Popis lokalit a odběr půdních vzorků	33
8.2 Půdní analýzy	35
8.2.1 Stanovení půdní reakce.....	35
8.2.2 Stanovení obsahu organického uhlíku modifikovanou Tjurinovou metodou	35
8.3 Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací.....	37
8.4 Zpracování dat	38
9 Vyhodnocení výsledků	39
9.1 Půdní reakce	39
9.1.1 Aktivní půdní reakce.....	39
9.1.2 Výměnná půdní reakce	42
9.2 Obsah organického uhlíku	45
9.3 Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací.....	48
10 Diskuze	60

10.1	Půdní reakce	60
10.2	Obsah organického uhlíku	61
10.3	Struktura organické hmoty	61
11	Závěr.....	63
12	Seznam literatury	64

1 Úvod

Půda, jakožto hlavní výrobní prostředek, byla dlouhá léta vnímána jako neomezený přírodní zdroj, prostřednictvím kterého byly produkovány potraviny pro obyvatele celého světa. S expanzí obyvatelstva, ke kterému docházelo a stále dochází, a to především v rozvojových zemích, začala být vnímána skutečnost, že schopnost půdy poskytovat výnosy není neomezená.

Nevhodné hospodaření s půdou může mít za následek trvalou ztrátu úrodnosti, což při současné poptávce po potravinách vede k zabírání dalších obrovských území, která pro zemědělskou činnost nejsou přirozeně vhodná.

Pro udržitelné hospodaření je nutné s půdou zacházet jako se zdrojem, který není nevyčerpatelný. Pro udržení zdravé půdy je tak nutné dbát především na přísun organické hmoty, která je nejen zdrojem živin, ale také zlepšujícím prostředkem v oblasti sorpčních vlastností, retence vody, strukturální stability půdy či udržení biodiverzity. Tuto organickou hmotu, která je v přirozených ekosystémech dodávána do půdy prostřednictvím rozložených živočišných a rostlinných zbytků, je při zemědělské činnosti nutné nahradit ponecháním posklizňových zbytků či hnojením.

Z hlediska množství organické hmoty v půdě je důležitý neustálý vegetační pokryv, a to především v tropických oblastech, kde je půda vystavena vysokým teplotám. V těchto podmínkách dochází ke zrychlené mineralizaci organické hmoty, což může vést k již zmíněné ztrátě úrodnosti. Ztráta organické hmoty je typická například pro oblasti, kde došlo k masivnímu odlesnění, a tedy odstranění primárního producenta organické hmoty a následnému intenzivnímu využívání k zemědělské produkci.

Pro půdu a její management je však důležitá také kvalita organické hmoty, která je dána její strukturou a závisí například na vlastnostech stanoviště a způsobu využití půdy. Vhodným antropogenním zásahem pro udržení kvality SOM jsou vstupy kvalitních organických látek z posklizňových zbytků či hnojiv.

Vedle ztráty množství a kvality organické hmoty je však půda ohrožena i dalšími formami degradace, v tropických oblastech pak především výmolnou erozí. Tato forma vodní eroze je zodpovědná za odnos obrovského množství půdy a její důsledky je opět možné zmírnit vhodnými opatřeními ve formě zatravněných pásů, vysazením stromů či vytvořením teras.

V rámci tlaku na ochranu půdy bývá v současné době prosazováno agrolesnictví, což je způsob hospodaření, který na zmíněné formy degradace klade důraz a snaží se je eliminovat. Na pozemcích, kterou jsou obhospodařovány touto formou, je v základu kladen důraz na neustálý vegetační pokryv v podobě výnosové plodiny a současné pěstování vzrostlých stromů pro půdoochrannou funkci.

1 Vědecká hypotéza a cíle práce

Hypotéza práce

Vlastnosti půdní organické hmoty (SOM) se po translokaci půd mění, dochází k degradaci a úbytku SOM po přesunu lesních půd na zemědělsky využívaná stanoviště.

Cíl práce

Stanovit změny ve struktuře SOM po translokaci tropických půd s rozdílným managementem pomocí infračervené spektroskopie.

2 Půdní organická hmota

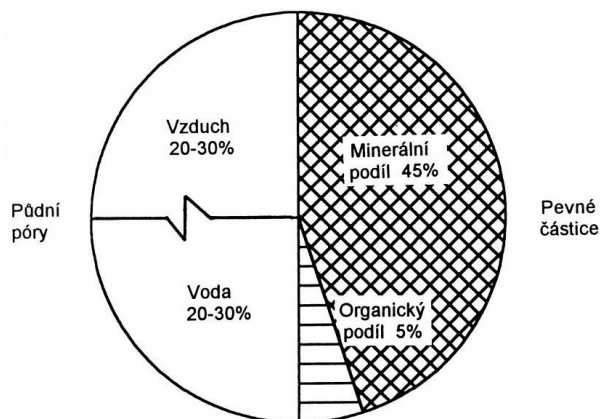
Základním a nejhojněji zastoupeným prvkem organické hmoty je uhlík (Osman 2012, Sánka et al. 2018). Jeho průměrné zastoupení v půdní organické hmotě se uvádí mezi 40-60 % (Jones et al. 2013). Z hlediska studia půdní organické hmoty je důležitý především uhlík v organických sloučeninách. Organický uhlík se zde vyskytuje ve formě alifatické, aromatické, fenolické, dále jako součást uhlovodíků, karboxylových kyselin či proteinů (Osman 2012).

Pojem organická hmota označuje veškerý neživý organický materiál v půdě či na jejím povrchu, a to od primární organické hmoty v podobě čerstvých a rozkládajících se zbytků rostlin a živočichů až po pravý humus (Morin & Todor 1977; Šarapatka 2014). Rostlinné a živočišné zbytky, jako mladší část organické hmoty, jsou důležité z hlediska koloběhu živin (Juo & Franzluebbbers 2003). Obsahují mnoho typů látek, jako jsou jednodušší cukry, celulóza, hemicelulóza, proteiny, lignin, vosky, trísloviny, lipidy a organické kyseliny (Osman 2012; Šarapatka 2014). Každá z těchto skupin látek po vstupu do půdního prostředí podléhá rozkladu (mineralizace) o různé rychlosti a intenzitě. Jednoduché cukry a proteiny jsou mikroorganismy rozloženy daleko dříve než například lignin a vosky (Osman 2012).

Humus je kompletně rozložená a nejstabilnější část organické hmoty, která je silně odolná vůči dalšímu mikrobiálnímu rozkladu (Juo & Franzluebbbers 2003; Osman 2012). Osman (2012) v jedné ze svých publikací uvádí, že k úplnému rozložení humusu je mnohdy zapotřebí až několik tisíc let.

Pro každou půdu je typický nejen jiný obsah půdní organické hmoty, ale také hloubka, do které je půda humusem obohacena. V tropických půdách je humusem obohacena převážně jen mělká povrchová část půd (Jones et al. 2013). Pro přehled množství organického uhlíku v půdách afrického kontinentu je přiložena mapa (Příloha 2). Z ní je patrné, že nejbohatší půdy na organický uhlík jsou v oblastech tropického klimatického pásu.

Množství organické hmoty v pevné fázi půdy se liší u každého půdního typu, a to v závislosti například na zeměpisné poloze a daném ekosystému, ve kterém se půda nachází (Jones et al. 2013). Průměrný obsah SOM se pak pohybuje převážně v řádech jen několika procent (průměrně 1-10 %) (Obr. 1), u rašelinných půd, které WRB klasifikuje jako Histosols (IUSS Working Group WRB 2015) však může dosahovat až 90 % (Vrba & Huleš 2005; Sánka et al. 2018).



Obr. 1: zastoupení půdních fází.

http://web2.mendelu.cz/af_291_projekty2/vseo/files/148/11165.jpg

Jak množství, tak kvalita půdní organické hmoty jsou určeny několika faktory, které se navzájem doplňují. Patří sem například srážky, teplota, náchylnost k erozi, postupy při zpracování půdy, textura půdy či její mineralogické složení. Nejdůležitějším faktorem je však množství a vlastnosti organického materiálu, který do půdy vstupuje (Juo & Franzluebbbers 2003).

Přirozeným zdrojem organické hmoty je primární produkce, jejíž množství se odvíjí od typu ekosystému či v případě zemědělské půdy pak od způsobu hospodaření (Šarapatka 2014). V lesním prostředí jsou tak hlavním zdrojem organické hmoty mikroby rozložené rostlinné zbytky, jako je opad či kořeny rostliny, dále živočišné zbytky včetně mikrobiální biomasy (Morin & Todor 1977; Binkley & Fisher 2012 & Fisher 2012). Podstatně odlišná je situace v případě zemědělci obdělávaných orných půd. Zde je přirozený vstup organické hmoty do půdy minimální a obecně tedy několikanásobně nižší než v lesních ekosystémech (Šarapatka 2014). Během hospodářského roku a v závislosti na klimatických podmínkách může pak množství organické hmoty na orných půdách kolísat (Juo & Franzluebbbers 2003).

Pro udržení schopnosti orné půdy poskytovat výnosy je nutné přísun organických látek zajistit, a to například zaoráním posklizňových zbytků či dodáním kompostu (Morin & Todor 1977).

Dodávka organické hmoty do půdy zajišťuje přísun důležitých živin pro rostliny. Patří mezi ně především dusík, fosfor a draslík, které jsou však v organické formě pro rostliny nevyužitelné. Ke vzniku přístupných forem, které rostliny dokážou za daných podmínek odebírat, dochází až mineralizací (Dalzell et al. 2007), pro příjem živin rostlinami je tedy důležitá mikrobiologická činnost v půdě. Dalším limitujícím faktorem pro přístupnost živin rostlinami je především hodnota pH (Sánka et al. 2018) a obsah a kvalita humusu. Jednotlivé frakce této složky organické hmoty mají totiž kromě jiného také schopnost živiny poutat. (Dalzell et al. 2007).

Zvýšení obsahu živin není jedinou důležitou funkcí, kterou organická hmota v půdě plní. Důležitý je vliv na tvorbu struktury, jež má za následek nejen snadnější obdělávání půdy, ale především také zlepšení schopnosti půdy zadržovat vodu (Dalzell et al. 2007; Morin & Todor 1977). Půda s dostatečným obsahem organické hmoty má také vyšší schopnost odolávat erozi (Dalzell et al. 2007).

3 Metody studia půdní organické hmoty

Jak již bylo zmíněno v předchozí kapitole, množství organické hmoty v půdě závisí na mnoha faktorech, ať už přirozených nebo antropogenních. Variabilitu obsahu půdní organické hmoty pak lze sledovat v rámci prostorových změn v daných oblastech, ale také při změně času. V jednom sledovaném bodě tak může docházet k hromadění či ke ztrátě půdní organické hmoty. Ukazatelem množství organického materiálu v půdě je pak obsah organického uhlíku. K jeho stanovení je nutné provádět pouze laboratorní měření, nelze jej stanovit přímo v terénu (Jones et al. 2013). Ke stanovení obsahu organického uhlíku v půdě pak slouží různé metody, které jsou založeny na dvou základních principech, podle kterých se dělí. Jde o spalování za sucha či stanovení za mokra, které je momentálně nejvyužívanější formou. Principem této metody je oxidace organického uhlíku, jehož množství je dále vypočítáno různými metodami. Výsledky pak mohou být prezentovány formou hodnocení množství organického uhlíku jako takového, či množství humusu (Tab. 1). Toho dosáhneme použitím Welteho přepočtového koeficientu s hodnotou 1,724. Obsah humusu tak získáme po vynásobení obsahu organického uhlíku tímto koeficientem. Předpokladem pro použití přepočtového koeficientu je však obsah uhlíku v huminových kyselinách minimálně 58 % (Sáňka & Materna 2004).

Tab. 1: hodnocení obsahu humusu v půdách (Sáňka et al. 2018).

Hmotnostní podíl humusu v půdě (%)	Zásoba humusu
<0,5	Extremně nízká
0,5-1	Velmi nízká
1-2	Nízká
2-3	Střední
3-5	Dobrá
>5	Velmi dobrá

Z hlediska dříve zmiňovaných funkcí organické hmoty v půdě je však více než kvantita významnější její kvalita. Pro účely stanovení kvality organické hmoty, která spočívá převážně v jejím chemickém složení, je možné využít několika metod.

Jedním z ukazatelů kvality organické hmoty v půdě je poměr organického uhlíku a celkového dusíku, označovaný obecně jako C/N. Optimální poměr v půdách je udáván jako 10/1. Při výsledném poměru nižším než 10/1 je organický materiál snadno a rychle mineralizován (Juo & Franzluebbbers 2003). Naopak s vyšším poměrem se snižuje kvalita humusu (Sáňka & Materna 2004).

Pro posouzení stupně polymerace, který může být taktéž ukazatelem kvality humusu, je vypočten podíl obsahu huminových kyselin a fulvokyselin. Za kvalitní humus je pak považován humus s výsledným poměrem 2 a více (Vrba & Huleš 2005). Sáňka & Materna (2004) považují tento ukazatel za spolehlivější, než je poměr C/N.

Další metodou je například stanovení barevného kvocientu Q4/6. Tyto zmíněné metody, založené na extrakci humusových frakcí z půdních vzorků, však nejsou zcela přesné, neboť neexistuje extrakční činidlo, které by spolehlivě vyextrahovalo veškeré složky půdní organické hmoty vázané na minerální podíl (Kubát et al. 2008).

Spektroskopické metody

Časově méně náročné a v posledních letech více využívané jsou spektroskopické metody, založené na interakci elektromagnetického záření se zkoumaným vzorkem. Pro dané účely jsou pak využívány spektroskopy s různými typy záření. Nukleární magnetická resonance (NMR) tak například využívá radiofrekvenčního záření. Další metodou je například rentgenová fotoelektronová spektroskopie. V té je, jak název napovídá, užíváno rentgenového záření (Smith 2011).

Široce užívanou metodou je také infračervená spektroskopie, která je založena na interakci vzorku s infračerveným zářením. V posledních letech pak na významu nabývají především blízká infračervené spektroskopie a spektroskopie ve střední oblasti infračerveného záření, doplněná Fourierovou transformací, které slouží ke kvalitativnímu i kvantitativnímu stanovení zastoupení zkoumaných prvků či látek ve vzorku (Smith 2011; Osman 2012). Kvalita je v tomto případě posuzována ze zastoupení jednotlivých pásem spektra, odrážejících zastoupení funkčních skupin organické hmoty ve vzorku. Vzhledem k časové nenáročnosti na přípravu vzorků je užívána difusní reflexe (DRIFT, diffuse reflectance infrared fourier transform spectroscopy). Tato metoda je vhodná především při sledování vlastností velkého množství vzorků (Kubát et al. 2008).

Principem většiny metod stanovení kvality SOM je extrakce půdy některými činidly, která však může způsobit změny ve struktuře SOM, a navíc při ní nedochází k úplné extrakci. Spektroskopické metody jsou oproti tomu nedestruktivní a nevyžadují žádnou časově náročnou přípravu vzorků ve formě ředění a extrahování (Kubát et al. 2008).

4 Specifika tropických půd

Půda, jakožto povrchová vrstva souše, je přírodní útvar složený z pevné, kapalné a plynné fáze (Binkley & Fisher 2012), a to v různém zastoupení (Obr. 1). Voda a vzduch tvoří přibližně polovinu objemu, dané zastoupení závisí však na mnoha faktorech, jako je například vlhkost půdy, vlhkostní režim či způsob hospodaření (utužení, provzdušňování). Pevná fáze je z převážné části tvořena minerálním a z menší organickým podílem.

Na základě zrnitosti půdy lze klasifikovat půdní druh. V České republice se ke klasifikaci půdního druhu tradičně užívá Nováková klasifikační stupnice, ve světovém měřítku je nejčastěji užívanou metodou klasifikační trojúhelník (Příloha 1). Jeho principem je pak vytvoření průsečíku kolmic všech stran, kde na každé straně vycházíme z procentuálního zastoupení částic jílu, písku nebo prachu.

4.1 Půdotvorné procesy

Vznik půd je dlouhodobý proces rozpadu hornin, při kterém se uplatňuje působení biotických i abiotických faktorů. Z biotických činitelů je to například působení kořenů, které je spolu s působením klimatických faktorů zodpovědné za fyzikální zvětrávání (Morin & Todor 1977; Dalzell et al. 2007; Jones et al. 2013). Tento proces se uplatňuje převážně v aridních oblastech (Šarapatka 2014).

Vznik kyseliny uhličité po rozpuštění CO₂ v dešťové vodě a následné působení na rozrušování hornin je základem procesu chemického zvětrávání (Morin & Todor 1977; Dalzell et al. 2007). To je typické naopak pro oblasti s vlhkým a teplým klimatem (Jones et al. 2013; Šarapatka 2014). Dalšími chemickými sloučeninami, které se uplatňují při tomto typu zvětrávání, jsou organické kyseliny. Ty vznikají při rozkladu rostlin či živočichů (Morin & Todor 1977; Dalzell et al. 2007).

Typ matečné horniny je pak důležitým abiotickým faktorem vzniku půd. Struktura a minerální složení matečné horniny určují nejen průběh celého procesu, ale také povahu (barva, minerální složení) nově vzniklé půdy. V počátečních fázích zvětrávání jde o nejdůležitější faktor, jeho vliv však v pokročilejších fázích tvorby půd klesá (Morin & Todor 1977; Jones et al. 2013).

Klimatické podmínky, čas či reliéf jsou dalšími působícími faktory. Vliv reliéfu je patrný na pohybu vody a rozpuštěných látek v krajině. V průběhu vzniku se může přidat činnost organismů, důležitý je také vliv člověka (Morin & Todor 1977; Jones et al. 2013).

V průběhu chemického zvětrávání, které je hlavním půdotvorným procesem při vývoji tropických půd, se z výše zmíněných faktorů uplatňuje především vliv klimatických podmínek a geologie stanoviště. Intenzita zvětrávání hornin je zde dána hlavně intenzitou a sezónním rozložením srážek. Spolu s teplotními poměry jsou pak vlhkostní podmínky tropických oblastí zodpovědné i za rychlost chemického zvětrávání (Morin & Todor 1977; Jones et al. 2013). To zde probíhá přibližně třikrát rychleji než v oblastech mírného klimatu a devětkrát rychleji než v oblasti Arktidy. Rychlost, s jakou se tyto půdy vyvíjely, spolu s délkou trvání celého procesu, byly příčinou vzniku desítky až stovky metrů hlubokých půd, které jsou typické přítomností křemene a seskvioxidů Fe a Al a sekundárních alumosilikátů, především pak kaolinitu (Morin & Todor 1977; Jenny 1995).

4.1.1 Zbarvení tropických půd

Tmavě červené či jasně žluté zbarvení půdy je často výsledkem právě chemického zvětrávání, a to především vyvřelých a metamorfovaných hornin a následnou oxidací prvků, především pak železa (Morin & Todor 1977; Šarapatka 2014). Nápadně červené půdy indikují výskyt vyššího množství oxidu železitého, který se do půdy dostává zvětráváním horniny obsahujících minerál s chemickým vzorcem Fe_2O_3 , hematit (Jenny 1995; Šarapatka 2014). Žlutá barva půdy je příčinou především vyššího obsahu hydratovaných oxidů hliníku, směsí oxidů hliníku a železa, a dokonce i některých organických sloučenin (Morin & Todor 1977). Za žluté zbarvení je pak zodpovědný také minerál goethit (Šarapatka 2014).

V podmínkách trvalého či periodického zamokření se železo vyskytuje ve dvojmočné formě a vyznačuje se modrošedým zbarvením. Šedá či tmavě šedá barva půdy tedy obecně poukazuje na špatný odtok. Vlivem vyluhování, jehož následkem dochází v humidních oblastech k vyplavování živin, je pak půda zbarvována do světlé šedé (Morin & Todor 1977; Šarapatka 2014)

Při popisu barev je nutné udávat i vlhkost půdy, neboť s její změnou se mění také odstíny barev půd. Pro popis barev je celosvětově nejpoužívanějším prostředkem Munsellův systém identifikace barev (Munsell color 2010)

Subtropické a tropické půdy s vysokým obsahem oxidů železa se vyznačují také přítomností konkréci těchto seskvioxidů. Ty mohou dosahovat i velikosti vlašských ořechů (Jenny 1995).

4.2 Půdní typy.

Stanovištní podmínky, charakteristické pro různé klimatické oblasti, daly po celé zemi vzniku mnoha odlišným půdním typům. V polárních oblastech je tak patrný především výskyt Cryosols (IUSS Working Group WRB 2015), který se vyznačuje přítomností permafrostu. Pro oblasti mírného pásu s příznivějšími klimatickými podmínkami je typický například výskyt úrodnějších Paheozems, Kastanozems, či Chernozems (IUSS Working Group WRB 2015). Pro tropické oblasti kolem rovníku jsou typické Ferralsols (IUSS Working Group WRB 2015), kyselé a minerálně chudé půdy s vysokým obsahem oxidů železa (Příloha 2).

Tropický klimatický pás je oblast kolem rovníků, která bývá zpravidla vymezena obratníky Raka ($23^\circ 26' 14.675''$ severní šířky) a Kozoroha ($23^\circ 26' 14.440''$ jižní šířky). Průměrná teplota v těchto oblastech neklesá pod 18°C (Jones et al 2013). Tropický klimatický pás zahrnuje čtyři podtypy oblastí, které se od sebe liší především úhrnem srážek a návaznosti na to také přirozeným výskytem různých typů ekosystémů.

Největší rozlohu oblasti tropického pásu zaujímají savany a listnaté lesy. Pro výskyt těchto ekosystémů je typické sezónní střídání klimatu. Tropické deštné lesy se přirozeně vyskytují na nejvlhčích stanovištích, oproti tomu na stanovištích se suššími podmínkami lze nalézt především keře a stromy bez souvislého travního porostu. Aridní oblasti s minimálním výskytem srážek zaujímají nejmenší rozlohu. Tyto oblasti pokrývají pouště. Celková rozloha tropického podnebného pásu je 4 950 mil. ha (Sanchez 2019).

Tropický klimatický pás prochází podstatnou částí Afriky, Jižní Ameriky (především povodí Amazonky s převahou Ferralsols) i Jižní Asie. Nejvyšší zastoupení mezi půdními typy v tropické Africe patří půdnímu typu Ferralsols, dále se zde vyskytují také Arenosols, Acrisols, Vertisols či úrodnější Nitisols (IUSS Working Group WRB 2015). Další půdní typy, které lze na africkém kontinentu klasifikovat, jsou také Gleysols, Luvisols, Plinthosols či Lixisols aj. (Jones et al. 2013).

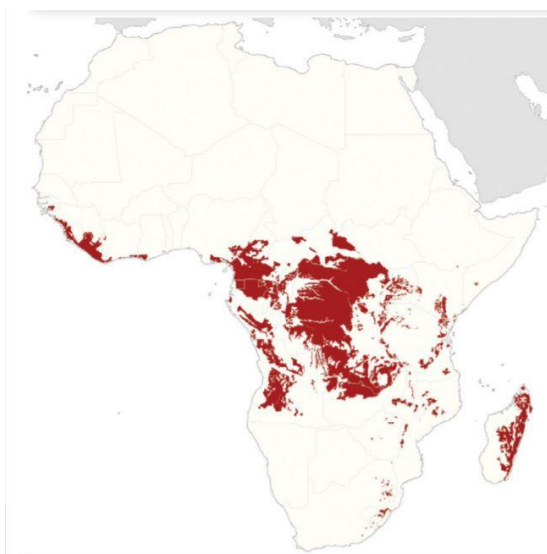
Ferralsols

Jedním z charakteristických znaků tohoto půdního typu je hromadění značného množství sloučenin železa a hliníku, od čehož je také odvozen název Ferralsols, užívaný klasifikací WRB (IUSS Working Group WRB 2015). Vedle těchto sloučenin, které se vyskytují převážně ve formách seskvioxidů (Fe_2O_3 , Al_2O_3), je zde patrná také přítomnost oxidů manganu (MnO_2) a titanu (IUSS Working Group WRB 2015). Pro tyto půdy, které se vyskytují v nízkých zeměpisných šířkách (Obr 2), je typické nápadné zbarvení, a to od sytě žluté až po odstíny červené. Zbarvení půd je diskutováno také v kapitole 3.2 Zbarvení tropických půd.

Ferralsoly se vyznačují mocnosti i několika desítek metrů. Důležitým faktorem při tvorbě těchto hlubokých půd je nejen intenzita zvětrávání a doba, po kterou probíhalo, ale také stále klimatické podmínky (Jones et al. 2013).

Ve vlhkém a teplém podnebí hojně se vyskytující ferralsoly mají přirozeně velmi nízkou sorpční schopnost, a tedy schopnost živiny poskytovat rostlinám (Jones et al. 2013). Jsou chudé na vápník, dusík a organické látky a jejich veškerý koloběh probíhá jen v humusem obohacených povrchových horizontech, kde se přístupné formy živin kumulují. Odběr živin rostlinami je tak v přirozených ekosystémech kompenzován opadem, jehož rozkladem dochází ke vstupu dostatečného množství živin pro rostliny (Šarapatka 2014). V případě zemědělského využití ferralosolů je nutné dodávku organické hmoty a koloběh živin regulovat hnojením.

Systém Soil Taxonomy tyto půdy klasifikuje jako Oxisols (USDA 2014).

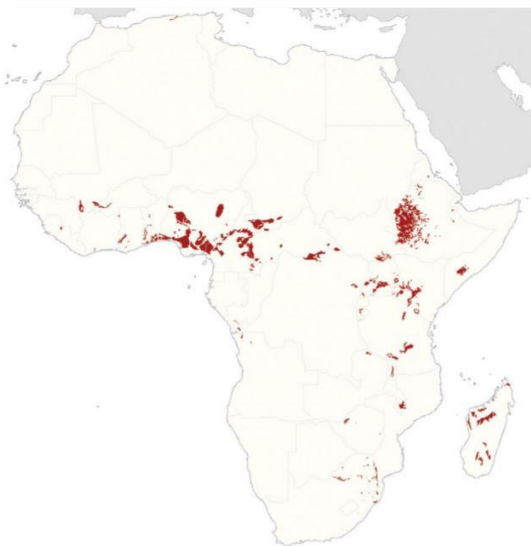


Obr. 2: rozšíření půdního typu Ferralsols v Africe (Jones et al. 2013).

Nitisols

Jde o hluboké a vysoce zvětralé červené půdy, které se vyvinuly převážně na bazických vyvěřelých horninách (Jones et al. 2013). Hlavním identifikačním znakem je vysoký obsah jílu v podpovrchovém horizontu. Tento horizont s obsahem jílu vyšším jak 30 % se nazývá nitic horizont (IUSS Working Group WRB 2015). Od ostatních červených půd se nitisoly liší vyšším obsahem organické hmoty a podstatně lepšími sorpčními schopnostmi (IUSS Working Group WRB 2015). Vzhledem k vysokému obsahu jílu a organické hmoty patří nitisoly (Obr. 3) k tropickým půdám s nejvyšší kationtovou výměnnou kapacitou a dobře vyvinutou půdní strukturou (Jones et al. 2013; Šarapatka 2014) Ve vlhkých tropech je tento půdní typ považován za nejúrodnější a je tedy využíván pro pěstování místně ekonomicky důležitých plodin, jako jsou kávovník, kakaovník či kaučukovník a některé druhy ovoce (Juo & Franzluebbers 2003).

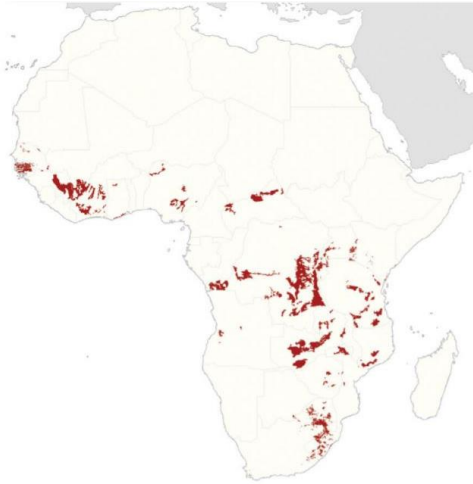
Klasifikačním systémem Soil Taxonomy jsou tyto půdy klasifikovány jako Oxisols či Ultisols (USDA 2014).



Obr. 3: rozšíření půdního typu Nitisols v Africe (Jones et al. 2013).

Acrisols

Tyto vysoce zvětralé půdy byly vyvinuty na kyselých horninách a vyznačují se tedy vysokou aciditou. Jde o minerálně chudé půdy, které nejsou schopny poutat dostatečné množství živin v sorpčním komplexu, neposkytují tedy vhodné podmínky pro pěstování plodin Jones et al. 2013; Šarapatka 2014). I přes tuto skutečnost jsou však acrisoly (Obr. 4) využívány k zakládání plantáží čajovníku, kaučukovníku či palmy olejné (Šarapatka 2014).



Obr. 4: rozšíření půdního typu Acrisols v Africe (Jones et al. 2013).

Vertisols

Vertisoly se vyznačují přítomností velkého množství bobtnavých jíílů, především pak skupiny montmorillonitu. Periodickým střídáním vlhkých a suchých období dochází ke vzniku prasklin, trhlin, skluzných ploch a k promíchávání materiálu v rámci půdního profilu (Morin & Todor 1977). Půdy jsou vysoce náchylné k erozi, za mokra se špatně obdělávají, a navíc představují velký problém při plánování logistiky. Těžké půdy jsou tak díky objemovým změnám a za mokra lepkavého stavu nevhodné pro výstavbu silniční sítě či letištních ploch (Morin & Todor 1977).

Tyto půdy často pokrývají rozsáhlé oblasti (Obr. 5) a nebývá pro ně nalezen uspokojivý způsob využití. Pro zemědělské využití je půdy nutné zavlažovat, odvodňovat a upravovat do brázd, což vyžaduje vyšší finanční náklady. Půdy navíc mohou trpět nedostatkem dusíku, fosforu a draslíku, což vyžaduje přihnojování (Morin & Todor 1977).

Možným řešením pro další využití půd je odstranění vrstvy bobtnavého materiálu či zásyp vrstvou písku za účelem lepšího hospodaření půdy s vodou. V některých oblastech však není pro zásyp dostatek dostupného materiálu. Chemická stabilizace vápněním je dalším možným způsobem úpravy těchto půd. Není však účinná pro půdy s vysokým obsahem organické hmoty ($> 5\%$) (Morin & Todor 1977).

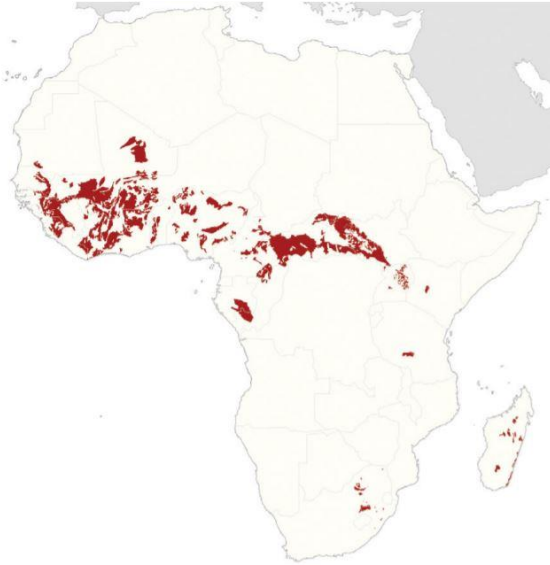
Zemědělským využitím je v současné době především pěstování bavlníku. Díky tomu jsou tyto půdy často nazývány jako černé bavlněné půdy (Juo & Franzluebbbers 2003).



Obr. 5: rozšíření půdního typu Vertisols v Africe (Jones et al. 2013).

Plinthosols

V oblastech deštných lesů a savan vznikl z rozpadu bazických hornin půdní typ Plinthosols (IUSS Working Group WRB 2015) (Obr. 6). Plinthit je směsí křemene a jílu, která je bohatá na oxidy železa, ale chudá na humus. Tyto půdy nejsou vhodné k zemědělství, neboť plinthit v období sucha tvrdne a zabraňuje tak vsakování vody a prorůstání kořenů (Šarapatka 2014). Využití těchto půd je spíše ve stavebnictví či využití ploch pro stavbu silnic a letišť (Jones et al. 2013).



Obr. 6: rozšíření půdního typu Plinthosols v Africe (Jones et al. 2013).

Andosols

Andosoly vznikly na vulkanických materiálech a patří mezi úrodnější typy půd, které jsou tedy vhodné pro zemědělskou produkci (Juo & Franzluebbbers 2003; Jones et al. 2013). Oproti výše zmíněným půdním typům se však v tropických oblastech Afriky vyskytují méně, jde spíše jen o humidní horské oblasti ve východní části kontinentu (Obr. 7). Půdy se vyznačují nízkou objemovou hmotností a vysokým obsahem stabilní organické hmoty (Juo & Franzluebbbers 2003).



Obr. 7: rozšíření půdního typu Andosols v Africe (Jones et al. 2013).

5 Management tropických půd

Již v 90. letech minulého století bylo uvedeno, že až 90 % nárůstu obyvatelstva pochází z rozvojových zemí převážně tropických oblastí. Vzhledem k této expanzi, která nebyla ztotožnitelná s možným uživením obyvatelstva s doposud obhospodařovanými plochami orné půdy, začaly být pro pěstování plodin, chov dobytka či těžbu palivového dřeva získávány další, ale již méně vhodné plochy (Lal 1990; Dalzell et al. 2007). Během několika posledních desetiletí jsme tak byli svědky masivního odlesňování, a to i na dosti svažitéch pozemcích, které pro pěstování plodin nejsou přirozeně vhodné (Lal 1990; Dalzell et al. 2007).

Udržitelnost půd na pozemcích s vyšším sklonem však při nevhodném hospodaření prudce klesá, a to především v důsledku eroze a zrychleného odtoku. Na půdách s původně lesním porostem po změně na ornou půdu pak bez dodávky potřebného hnojení nastává riziko odčerpání živin, které byly doposud přirozeně dodávány porostem (Morin & Todor 1977; Lal 1990; Dalzell et al. 2007).

5.1 Tradiční zemědělské systémy

V oblastech vlhkého tropického klimatu je dodnes využíván tradiční systém zemědělství s uplatněním rotačního systému střídání pozemků (Juo & Franzluebbers 2003; Barber et al. 2005). Principem je pěstování plodin na daném pozemku jen několik let, přičemž je poté pozemek ponechán ladem za účelem regenerace a plodiny jsou pěstovány opět na jiném pozemku (Jones et al. 2013). Tento způsob hospodaření je často kombinován s tzv. „slash-and-burn“ systémem, který spočívá v pokácení a spálení porostu na ploše, která má být obdělávána. V některých případech tak může docházet k mýcení pozemků, které plnily funkce lesa, v jiných pak porostů na pozemcích, který po několik let ležely ladem a přirozeně na nich byl vytvořen porost. Cílem spalování těchto porostů je zlepšení fyzikálních, chemických a biologických vlastností, ke kterým dochází při uvolňování tepla ze spalování. Míra změn pak závisí nejen na intenzitě a délce trvání spalování, ale také na teplotním gradientu půdy (Thomaz et al. 2014).

Nevýhodou vypalování je značný únik oxidu uhličitého do ovzduší. Tento fakt nabývá na významu především s intenzitou, ve které k tomuto vypalování dochází. S již zmíněnou expanzí populace probíhá v oblastech rozvojových zemí odlesňování ve velkém měřítku, a to nejen kvůli potřebě produkce potravin, ale také pro chov dobytka, těžbu palivového dřeva či stavbu silničních a železničních sítí (Barber et al. 2005).

Zmíněné způsoby hospodaření byly a jsou v rozvojových zemích využívány po staletí, s nárůstem hustoty populace však nestačí k pokrytí potřeby všech obyvatel. V této situaci je systém těžko udržitelný a ve snaze o maximalizaci výnosů dochází ke zkracování úhoru. Tím je však půda vystavována vyšším rizikům degradace, neboť doba, po kterou leží ladem, již nestačí k potřebné regeneraci (Barber et al. 2005). Neudržitelné zacházení s půdou tak vede k odčerpávání značného množství živin, které nejsou do půdy adekvátně dodávány a půda tak ztrácí schopnost produkce (Dalzell et al. 2007).

Tradiční zemědělství je však především menšími zemědělci dále využíváno, neboť vyžaduje minimální náklady a použití primitivních technologií. Přináší s sebou však vyšší

pracovní zatížení a rizika spojená s výskytem škůdců a možné škody způsobené klimatickými vlivy v podobě nadměrného zatížení slunečním zářením či nevyrovnaných srážek v průběhu roku (Dalzell et al. 2007).

5.2 Komerční zemědělské systémy

Jde o způsob intenzivního zemědělství, k jehož aplikaci je snaha přistupovat hlavně na základě nedostatku půdy po zvýšení hustoty obyvatelstva v rozvojových oblastech. Předpokladem tohoto systému jsou vyšší výnosy, které by měly být věst k uspokojení požadavků většiny obyvatel na produkci potravin. Zároveň by výsledek mohl být patrný na snížení nutnosti obhospodařování nevhodných půd na svazích a odlesňování (Dalzell et al. 2007).

Intenzivní zemědělství je spojeno s používáním modernější mechanizace a chemických vstupů do půdy, ať už ve formě průmyslových hnojiv či pesticidů (Juo & Franzluebbbers 2003; Dalzell et al. 2007). Důraz je však v rámci zvýšení výnosů kladen také na ochranu půdy před erozí (Juo & Franzluebbbers 2003). Principy moderního pojetí zemědělství tak spočívají také ve vysazení stromových pásů. Ty zajišťují snížení účinků vodní a větrné eroze a jsou přirozeným zdrojem organické hmoty. Řada těchto principů a opatření však vyžaduje vyšší náklady, což je často nepřijatelné hlavně pro malé zemědělce, kteří přechod na modernější způsob zemědělství odmítají s vidinou mnoha rizik. Vysoké náklady na vstupy pak znamenají také vyšší požadavky na zisk. Zvýšení cen potravin však v mnoha oblastech není ekonomicky možné (Dalzell et al. 2007).

Vedle finanční náročnosti (Juo & Franzluebbbers 2003) je zavedení pokročilejších zemědělských systémů v rozvojových oblastech spojeno i s dalšími úskalími, jako je například špatná logistika. V mnoha rozvojových zemích není dostatečně rozvinutá dopravní infrastruktura, která by zajišťovala spolehlivou distribuci agrochemikálií. Nežádoucí pak může pak také zvýšení nezaměstnanosti při užívání modernější mechanizace či potřeba znalostí této mechanizace a pokročilých zemědělských systémů vůbec (Dalzell et al. 2007).

Modernější způsoby hospodaření v rozvojových oblastech tak bývají uplatňovány především jen na úrodných půdách, kde dochází k pěstování potravin na vývoz. Místo produkce potravin pro místní trh tak potraviny putují za hranice států například za účelem splacení státního dluhu (Dalzell et al. 2007).

5.2.1 Agrolesnictví

Jedním z hlavních směrů udržitelných způsobů intenzivního zemědělství, který v současnosti nabývá na významu, je agrolesnictví. Tento způsob hospodaření v základu spočívá v pěstování sezónních plodin kombinaci s víceletými dřevinami a případně chovem dobytka. Cílem agrolesnictví je proti běžným postupům intenzivního hospodaření udržitelné využívání půdy s minimalizací její degradace a kontaminace vodních zdrojů (Lal 1990).

Hlavními prvky udržitelnosti ve smyslu ochrany půd je výsadba keřů či stromů, které plní hned několik důležitých funkcí. Dřeviny vyššího vzrůstu mohou sloužit k částečnému zastínění půdy, čímž dochází k tlumení teplotních výkyvů. Na pozemcích, obhospodařovaných tímto způsobem, tak vzniká jakési mikroklima, které je odlišné od okolního prostředí (Beer et al. 1998).

Dřeviny dále zajišťují pro půdu nepostradatelný přísun organické hmoty, a to především v podobě opadu či kořenových zbytků, které jsou organismy rozloženy a plní v půdě mnoho důležitých funkcí (viz Půdní organická hmota). Pěstované keře a stromy mohou mít také schopnost fixace dusíku, a navíc poskytují rostlinám živiny, čímž napomáhají k regulaci jejich koloběhu v daném místě (Beer et al. 1998; Dommergues nedat).

Z hlediska řízení výskytu některých druhů škůdců je však důležitý správný výběr dřevin, a to jak z hlediska intenzity zastínění, tak z důvodu hnízdění různých druhů ptáků, kterým může pro rostliny škodlivý hmyz sloužit jako potrava (Beer et al. 1998; Dommergues nedat.)

Přibližně polovina rozlohy zemí v tropických oblastech leží na svazích do 8 % sklonu (Lal 2005). Vzhledem k poptávce po potravinách, která převyšuje produktivitu potenciálně využitelných půd (Dalzell et al. 2007) na rovinatých územích, je nutné přecházet k obhospodařování půd s vyšším sklonem svahu. Ty jsou však mnohem více náchylné k vodní erozi, která kromě degradace půdy vede i ke kontaminaci životního prostředí v okolí. Právě v těchto případech se tedy jeví agrolesnictví jako vhodný zemědělský systém, který se snaží kombinovat udržitelnost produktivity půd s maximalizací výnosů. Například vysázením keřů na bázi živého plotu je tak snižována rychlost a množství odtoku, což snižuje riziko eroze. Živé ploty mohou vést k vytvoření teras, které však mohou být náchylné k poškození díky pohybu živočichů v půdě. (Lal 2005). V agrolesnickém hospodaření pak může být aplikován tradiční rotační systém pěstování plodin s využitím meziplodin pro zlepšení vlastností půdy (Lal 1990).

Některé tropické plodiny, jako například kávovník, lze bez problémů pěstovat v nezastíněných podmínkách. Funkce dřevin je však nutné nahrazovat vyššími agrochemickými vstupy, které mohou navíc způsobovat kontaminaci podzemních vod (Beer et al. 1998). Pro agrolesnictví je typické tyto vstupy v rámci ochrany životního prostředí a snížení nákladů kombinovat s aplikací kompostu (Dalzell et al. 2007).

6 Degradace tropických půd

Negativním působením mnoha přirozených i antropogenních faktorů může docházet k degradaci půdy. Tu lze definovat jako proces, při kterém vlivem změny fyzikálních, chemických i biologických vlastností dochází ke snížení kvality půdy, a tedy schopnosti poskytovat výnosy (Lal et al. 1998; Šarapatka 2014).

Faktory přirozené, kterými mohou být stanovištní podmínky, jako je reliéf či klimatické poměry, mohou být předpokladem pro potenciální ohrožení půdy degradací. Ta je však primárně řízena činností člověka. Nevhodným zacházením s půdou tak může během krátkého časového období dojít například k odnosu velkého množství materiálu či zrychlené mineralizaci organické hmoty (Lal et al. 1998; Šarapatka 2014).

Nejméně náchylné k degradaci jsou půdy tropických deštných pralesů. Tento stabilní ekosystém poskytuje půdě celoroční ochranu v podobě vegetačního pokryvu, a tím zamezuje působení přímého slunečního záření či eroze. Vysoké množství opadu pak zajišťuje potravu pro mikroby, které ho rozkládají a zajišťují tak vstup organické hmoty do půdy. Dalšími úlohami mikroorganismů jsou fixace dusíku či symbióza s rostlinami, které zajišťují dobré podmínky pro růst rostlin (Dalzell et al. 2007).

Značně náchylné jsou pak půdy v oblastech s nevyrovnanými srážkami a nestálým vegetačním pokryvem. Pokud půda nemá dostatečnou schopnost vodu zadržovat, značnou část roku bývá příliš suchá a snáze podléhá mnoha formám degradace (McSweeney 2019).

Nejčastěji se vyskytující antropogenní formy degradace na africkém kontinentu mapuje Obr. 8. Ochrana půdy před účinky degradace je věnována následující kapitola.

Eroze

Jak již bylo zmíněno v kapitole Management tropických půd, nárůst obyvatel v rozvojových zemích je spojen se získáváním nových pozemků pro pěstování potravin. V mnoha oblastech jsou tak využívány půdy na svazích, které pro pěstování většiny plodin nejsou zdaleka vhodné (Lal 1990; Dalzell et al. 2007). Se sklonem svahu se pak zvyšuje i riziko eroze. Tu lze odborně definovat například jako rozrušování půd a hornin vlivem klimatických faktorů, jako jsou srážky či vítr (McSweeney 2019). Igwe (2012) podává vysvětlení erozních procesů jako výsledek působení mnoha faktorů, díky kterým dochází k oddělení, sedimentaci či transportu půdních částic.

Tento přirozený proces pak může být řízen způsobem hospodaření s půdou (McSweeney 2019), tedy způsobem obdělávání, výběrem vhodných plodin či povahou agrotechniky. Těžké stroje mohou způsobovat zhutnění půdy, které je další formou degradace a projevuje se snížením infiltrační schopnosti půdy a zvýšeným odtokem (Igwe 2012).

Nejvýznamnější formou eroze v tropických oblastech je eroze výmolná, která v závislosti na vlastnostech půdy, intenzitě srážek a charakteristikách terénu vytváří různě hluboké a široké rokle a zářezy (Lal 1990). Dochází tak ke ztrátě živin a odplavení mnoha tun půdy, což má za následek ztrátu schopnosti půdy poskytovat výnosy (Morin & Todor 1977). McSweeney ve své práci z roku 2019 uvádí, že působení vodní eroze je každoročně příčinou celosvětové ztráty až 42 milionů tun dusíku a 26 milionů tun fosforu. Dopady působící eroze lze zmírnit vhodnými zemědělskými postupy (viz Ochrana tropických půd) (Morin & Todor 1977).

Ztráta organické hmoty

Jako důležité faktory se při rozkladu organické hmoty uplatňují teplotní a vlhkostní poměry stanoviště (Šarapatka 2014). Nejvýznamnější vliv těchto faktorů je patrný u tropických půd, kde dlouhodobé zahřívání půd bez porostu na teploty přesahující 40 °C zpravidla vede ke zvýšené oxidaci organické hmoty (Morin & Todor 1977; Šarapatka 2014).

Oxidace neboli rozklad organické hmoty je řízen především její kvalitou. Ta je stanovena na základě různých ukazatelů, které byly diskutovány v kapitole Metody studia půdní organické hmoty.

Řídícím faktorem a samotnou příčinou vzniku zrychlené mineralizace, a tedy ztráty organické hmoty, je zásah člověka. Již samotné odlesnění pozemků a tím i odstranění primárních producentů organické hmoty daného stanoviště vede přirozeně k jejich zrychlené mineralizaci (Jones et al. 2013; Šarapatka 2014). Způsob využívání půdy a nevhodný systém obhospodařování, jako je například nadměrná pastva dobytka či nevhodně zvolené osevnické postupy (McSweeney 2019) a nízké vstupy organických látek, mohou mít na vlastnosti půd nepříznivé účinky. Důsledkem tak může být nejen ztráta půdní organické hmoty, která je v tropických oblastech hlavním faktorem poklesu úrodnosti půd, ale také snížení druhové rozmanitosti půdní fauny (Morin & Todor 1977).

Desertifikace

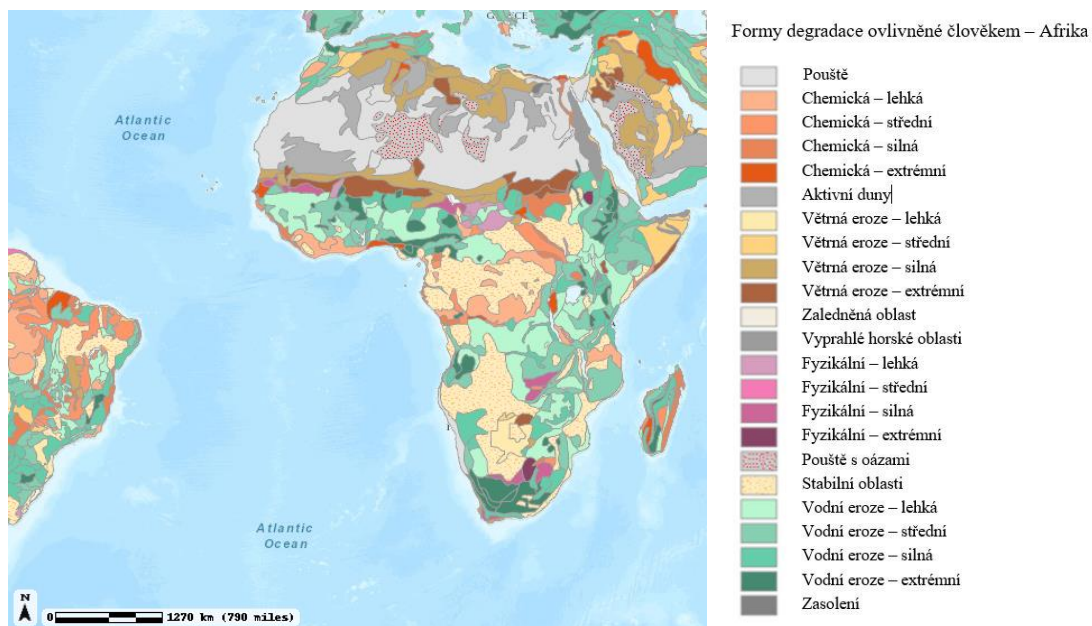
S oxidací organické hmoty souvisí také rozpad půdní struktury, který může být jejím důsledkem. S rozpadem půdní struktury se snižuje schopnost půdy zadržovat vodu, což vede k vyššímu výparu a rychlému vyčerpání zásob vody v období sucha. Důsledkem tohoto procesu může být nejen ztráta schopnosti půdy poskytovat výnosy, ale také extrémnější varianta v podobě rozšiřování pouští – desertifikace (Morin & Todor 1977). Problém rozšiřování pouští v současné době nabývá více na významu také vlivem globálního oteplování a výkyvy klimatu (McSweeney 2019).

Acidifikace

Nejzávažnější formou chemické degradace je acidifikace, způsobená vyplavením bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+}) a uvolněním značného množství iontů vodíku (H^{+}) a hliníku (Al^{3+}) do půdního roztoku (Bowman et al. 2008). Vedle přirozených forem může k okyselování půd docházet také nadužíváním průmyslových hnojiv (McSweeney 2019).

Vyčerpání živin

Vyčerpání živin (N, P, K, Zn, S) rostlinami z půdy, vedoucí ke ztrátě půdní úrodnosti, je další příčinou chemické degradace (McSweeney 2019). Ohrožení těmito typy degradace je závažnější pro přirozeně méně úrodné půdy s nízkým obsahem živin a nízkou sorpční kapacitou (Dalzell et al. 2007).



Obr. 8: antropogenní formy degradace půd v Africe. Upraveno podle <https://databasin.org/maps/new#datasets=7254137cabb042298cae0b769cba589f>

7 Ochrana tropických půd

Zvýšení obsahu živin, zadržování vlhkosti, strukturální stabilita a další již zmíněné účinky dodávky organických látek do půdy mají za následek snížení účinků různých forem degradace a zlepšení či zachování produktivity půd, užívaných pro produkci potravin (Dalzell et al. 2007).

Z finančního a logistického hlediska je pro zemědělce v rozvojových zemích vhodným řešením pro ochranu půdy především maximalizace využití místně dostupných organických odpadů ze zemědělství a zahradnictví (Beer et al. 1998, Dalzell et al. 2007). Dodávka místních organických materiálů, jako jsou například posklizňové zbytky, zvířecí trus či odpad z domácností do půdy může pak být řešením především pro malé farmy, které jsou důležitým producentem potravin pro velkou část obyvatelstva. Vhodnějším hospodařením pak lze zajistit větší potravinovou soběstačnost (Juo & Franzluebbbers 2003).

Před zapravením dostupných organických zbytků rostlin či živočichů do půdy je však vhodné je předem zkompostovat (Dalzell et al. 2007).

Výhody kompostování

- Menší objem a lepší struktura výsledného materiálu, který bude zapravován do půdy = snadnější aplikace, omezení pojezdů
- Nižší náklady na aplikaci v důsledku zmenšení objemu
- Usmrcení mnoha patogenů po vystavení teplotám 55-60 °C
- Vysoká kvalita výsledného produktu vzhledem k rozmanitosti vstupního materiálu
- Rozklad materiálu rychlejší než v půdě

Nevýhody kompostování

- Většina sazenic a semen vyžaduje plně vyzrálý kompost
- Potřeba znalosti procesu kompostování
- Nutná ochrana před silnými dešti pro zabránění vyplavování živin
- Práce pro zemědělce navíc
- Únik amoniaku při špatném provedení

(Dalzell et al. 2007).

Primárně je však pro vhodné hospodaření důležitý respekt k půdě, která má být vnímána jako systém, který potřebuje ochranu a správné zacházení, má-li být produktivní (Dalzell et al. 2007).

S dodávkou organické hmoty, a s tím souvisejícím zajištěním půdní úrodnosti, pak souvisí také termín terra preta, spojovaný především s oblastí povodí Amazonie. Vznik těchto antropogenních půd je založen na dodávce dřevěného uhlí a lidského odpadu z běžné a kuchyňské činnosti. Vysoký podíl dřevěného uhlí je zodpovědný za tmavé zbarvení půd a zajišťuje lepší hydrofyzikální vlastnosti a poutání živin. Kombinací se zbytky organismů, exkrementů a posklizňovými zbytky dochází k tomu, že půdy vykazují vyšší sorpční kapacitu a schopnost poutat živiny, což omezuje v humidních oblastech významné vyplavování. U těchto půd je dále významná vysoká aktivita mikroorganismů a přítomnost edafonu (Holub 2009; Vašků 2012)

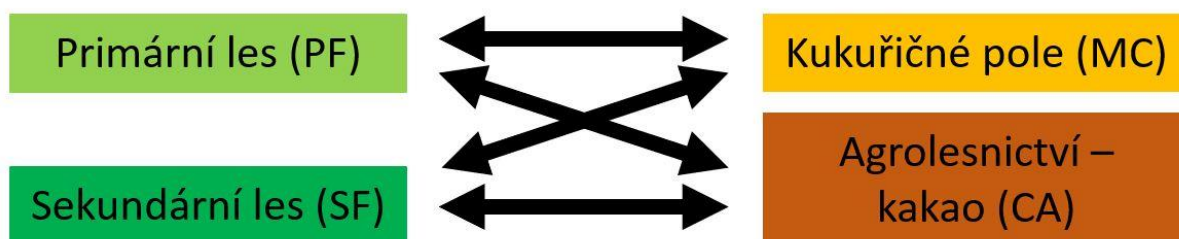
Podle dosud známých údajů byla v oblastech s výskytem půd terra preta vykazována několikanásobně vyšší půdní úrodnost než u okolních přirozeně málo úrodných tropických půd (Holub 2009; Vašků 2012). Hospodaření s jinak neúrodnými půdami v rozvojových oblastech tímto způsobem tak může být řešením pro zvýšení úrodnosti půd.

8 Materiál a metody

8.1 Popis lokalit a odběr půdních vzorků

Jako lokality pro tento výzkum byly zvoleny pozemky se stejnými geografickými, geologickými a klimatickými podmínkami, nacházející se v oblasti Konžské pánve, ve státě Kamerun, ve vesnici Ebogo II (GPS: 3.393928986042738, 11.471161041408777, přibližně 650 mm). Roční úhrn srážek pro tuto oblast je 1645 mm a průměrná teplota 24,3 °C. Veškeré půdy, na kterých následně probíhalo vzorkování, byly dle klasifikovány jako půdní typ plinthic ferralsols (IUSS Working Group WRB 2015) (Příloha 3).

V rámci translokace bylo vybráno 8 pozemků o velikosti 1 ha, přičemž vždy dva pozemky reprezentovali jeden typ využití půdy. Pro dlouhodobé pozorování změn půdních vlastností po změně využití území byly zvoleny tyto typy využití půdy: primární les, sekundární les, kukuřičné pole a plantáž kakaovníků (Příloha 4), na kterém probíhá hospodaření formou agrolesnictví. Mezi těmito stanovišti byly provedeny translokace (Obr. 9), v rámci kterých byly přemísťovány půdní výřezy o velikosti 1 m² (Příloha 5), a to vždy ve dvou vrstvách, 0-5 cm a 5-20 cm



Obr. 9: schéma translokace půd.

Půdní výřezy včetně horizontu opadanky (v případě lesních stanovišť), určené k translokaci, byly během 12 následujících hodin přemístěny v propustných pytlích na zvolená stanoviště. Pro porovnávání změn půdních vlastností mezi stanovišti proběhlo vzorkování nejprve v čase 0. Následné odběry půdních vzorků pro sledování vývoje změn půdních vlastností byly prováděny po 3, 6 a 12 měsících. Při každém vzorkování bylo odebráno 64 vzorků, ze kterých byla na místě odstraněna vrstva opadanky a kořeny o průměru větším než 1 cm. Veškeré vzorky byly převezeny do laboratoří KPOP, kde byly okamžitě vysušeny při teplotě 40 °C a dále homogenizovány a přesáty přes 2mm síto.

Tab. 2: přehled prováděných prací.

Druh práce	Zhotovitel, pracoviště
Odběr půdních vzorků	Tým projektu GAČR
Příprava půdních vzorků	Tým projektu GAČR, Bc. Klára Tesaříková
Půdní analýzy (pH, C _{ox})	Bc. Klára Tesaříková ve spolupráci s členy KPOP
Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací	Bc. Klára Tesaříková, doc. Ing. Lenka Pavlů, Ph.D., KPOP

8.2 Půdní analýzy

Půdní vzorky byly po převezení na Katedru pedologie a ochrany půd (ČZU) vysušeny při teplotě 40 °C, homogenizovány a přesáty přes 2 mm síto.

U všech půdních vzorků byly stanoveny hodnoty aktivního (pHH₂O) a výměnného (pHCaCl₂) pH, kationtová výměnná kapacita (dále jen KVK), obsah výměnných kationtů (Al³⁺, Fe³⁺, Mn²⁺, Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺, Na⁺, H⁺) a obsah organického uhlíku (dále jen C_{ox}). V čase 0 byla veškerá měření provedena v 8 opakováních, dále byla měření prováděna ve 4 opakováních. Pro účely této diplomové práce byly hodnoceny výsledky změn hodnot aktivního a výměnného pH a C_{ox} v čase. Za účelem kvalitativního hodnocení organické hmoty byly všechny půdní vzorky analyzovány metodou infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR).

8.2.1 Stanovení půdní reakce

Postup

Do polyethylenových lahvíček o objemu 50 ml byl aplikován půdní vzorek o objemu 5 ml. Pro potenciometrické stanovení aktivní půdní reakce (pHH₂O) bylo do každé lahvičky dávkováno 25 ml destilované vody. Pro zjištění hodnot výměnného pH (pHCaCl₂), jehož principem je vytěsnění vodíkových iontů ze sorpčního komplexu, byl ke vzorkům ve stejném poměru dávkován 0,01 M CaCl₂. Roztok CaCl₂ byl připraven navážením 1,47 g soli na 1 litr destilované vody. Dobře uzavřené lahvičky se suspenzí byly na 60 minut (±10 min) vloženy do třepačky a poté ponechány 1–3 hodiny v klidu při laboratorní teplotě (Cools & De Vos 2010).

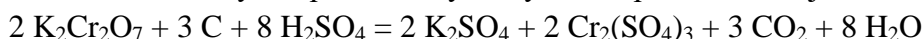
Pomocí kalibračních roztoků o známých hodnotách pH byla provedena kalibrace pH metru (Multi 3620 IDS, WTW, Germany), kterým byly následně měřeny hodnoty aktivního a výměnného pH v připravených suspenzích. Naměřené hodnoty byly zapisovány s přesností na dvě desetinná místa.

Stanovení půdní reakce probíhalo podle platné metodiky ISO/DIS 10390 (1992) v laboratořích KPOP.

8.2.2 Stanovení obsahu organického uhlíku modifikovanou Tjurinovou metodou

Postup

Ke kvantitativnímu stanovení obsahu organického uhlíku byla použita metoda spalování za mokra (Pospíšil 1964), která využívá principu oxidace organicky vázaného uhlíku dichromanem draselným v prostředí kyseliny sírové podle následující rovnice.



Půdní vzorky byly umlety na analytickou jemnost v achátovém mlýnu. Do kádinek o objemu 100 ml bylo naváženo 0,1-0,3 g vzorku (dle předpokládaného obsahu organické hmoty hodnoceného na základě zbarvení půdy). Pro tuto analýzu byly připraveny také tři slepé vzorky.

Dále byla připravena chromsírová směs, a to následujícím postupem. Do kádinky o objemu 500 ml bylo na analytické váze naváženo 19,6147 g $K_2Cr_2O_7$ a byl připraven roztok o molární hmotnosti 0,0667 M. Toto množství bylo rozpuštěno v 400 ml destilované vody a kvantitativně převedeno do odměrné baňky o objemu 1000 ml. Za stálého chlazení pod proudem studené vody bylo postupně přidáváno celkem 500 ml koncentrované H_2SO_4 . Destilovanou vodou byla baňka doplněna po rysku.

Ke každému vzorku bylo dávkováno 10 ml vychladlé chromsírové směsi. Zalité kádinky se vzorky byly zakryty hodinovými sklíčky, lehce promíchány a umístěny na 45 minut do sušárny, vyhřáté na 125 °C.

Nspotřebované množství dichromanu draselného bylo stanoveno potenciometrickou titrací. Jako oxidační činidlo byla použita Mohrova sůl, která byla připravena do byrety o objemu 50 ml. Při titraci byla použita magnetická míchačka s míchadlem a s galvanometrem s platinovými elektrodami. Vzorky byly titrovány do mrtvého bodu, který je indikován trvalým vychýlením ručičky na ukazateli galvanometru. Byly odečteny a zapsány spotřeby Mohrovy soli (ml) pro každý vzorek.

Výpočty

Množství zoxidovaného uhlíku bylo vypočteno na základě spotřeby oxidačního činidla podle následující rovnice

$$C_{ox} = (12 - 0,3 * S' * f) * 100/N [\%]$$

kde S' = spotřeba Mohrovy soli [ml], f = faktor Mohrovy soli, N = navážka [mg]

Faktor Mohrovy soli vypočteme dle následující vzorce

$$f = 40/a$$

kde a = průměrná spotřeba Mohrovy soli pro slepé vzorky

8.3 Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací

Postup

Malé množství vysušených a homogenizovaných půdních vzorků bylo umleto na analytickou jemnost pomocí achátového mlýnu a uchováno v plastových zkumavkách v laboratořích KPOP. Měření ve střední oblasti spektra infračerveného záření (4000 cm^{-1} – 400 cm^{-1}) probíhalo pomocí přístroje Nicolet iS10 (Thermo Scientific). K vyhodnocení byl použit software OMNIC. Výsledná spektra byla převedena na jednotky Kubelka-Munk. U spekter všech půdních vzorků byly sledovány a zaznamenány hodnoty absorbance při definovaných vlnových délkách (Obr. 10 a 11, Tab. 3). Pro oblast alifatických pásem byla použita lokální baseline: $3008,408\text{ cm}^{-1}$, $2809,776\text{ cm}^{-1}$. Dále byly sledovány změny hodnot absorbancí v některých oblastech spektra jako ukazatel ztráty či zvýšení některé složky organické hmoty.

Ze zaznamenaných hodnot byl následně vypočten index potenciální smáčivosti (PWI) (Leue et al. 2013) a index aromaticity (AI) (Cunha et al. 2009)

Výpočty

Index potenciální (Leue et al. 2013) smáčivosti byl vypočten dle vzorce

$$\text{PWI} = (\text{C-H}) / (\text{C=O})$$

kde C-H značí součet nejvyšších hodnot absorbance hydrofobních alifatických skupin v oblasti $\sim 2850\text{ cm}^{-1}$, $\sim 2920\text{ cm}^{-1}$, C=O značí součet nejvyšších hodnot absorbance karbonylových hydrofilních skupin v oblastech $1700\text{--}1740\text{ cm}^{-1}$ a $1600\text{--}1640\text{ cm}^{-1}$

Index aromaticity (Cunha et al. 2009) byl vypočten dle vzorce

$$\text{AI} = (\text{C-H}) / (\text{C-H} + \text{C=C})$$

kde C-H značí součet nejvyšších hodnot absorbance hydrofobních alifatických skupin v oblasti $\sim 2850\text{ cm}^{-1}$, $\sim 2920\text{ cm}^{-1}$, C=C značí nejvyšší hodnoty absorbance aromatických skupin v oblasti $1500\text{--}1535\text{ cm}^{-1}$.

8.4 Zpracování dat

Nejprve byly přepočítány hodnoty obsahu organického uhlíku a vypočteny indexy aromaticity (AI) a potenciální smáčivosti (PWI). Veškerá data byla shromážděna do přehledné tabulky v programu Microsoft Office Excel. Pro vývoj hodnot půdní reakce, změny obsahu organického uhlíku a změny hodnot indexů PWI a AI v čase byly vytvořeny grafické výstupy. Vzhledem k předpokladu normality dat byla jako statistická analýza zvolena ANOVA (analýza rozptylu), která byla provedena v programu STATISTICA 12 (StatSoft CR s.r.o.).

9 Vyhodnocení výsledků

9.1 Půdní reakce

9.1.1 Aktivní půdní reakce

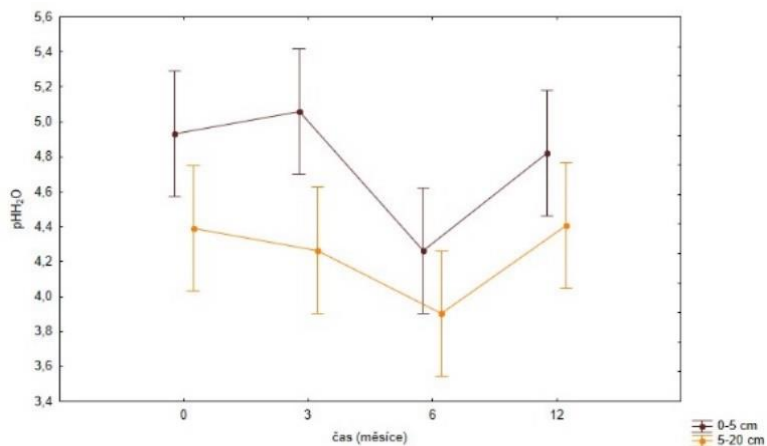
Vývoj průměrných hodnot aktivního pH v čase zobrazují grafy 1-8. Z grafů 1 a 2 je patrné, že ve svrchních vrstvách půd, přemístěných z agrolesnického pozemku do primárního a sekundárního lesa docházelo během 6 měsíců k významnému poklesu aktivního pH, v čase 12 byl pak zaznamenán mírný nárůst. Mezi časy 0 a +12 neexistuje statisticky významný rozdíl. Spodní vrstvy půdy vykazovaly téměř totožné změny.

V případě translokace z kukuřičného pole do primárního a sekundárního lesa je patrný klesající trend během celého období, a to především ve svrchních vrstvách. Statisticky významný je především pokles po translokaci do sekundárního lesa. U vrstev 5-20 cm byl významný pokles průměrné hodnoty aktivního pH pouze během prvních tří měsíců po translokaci do sekundárního lesa.

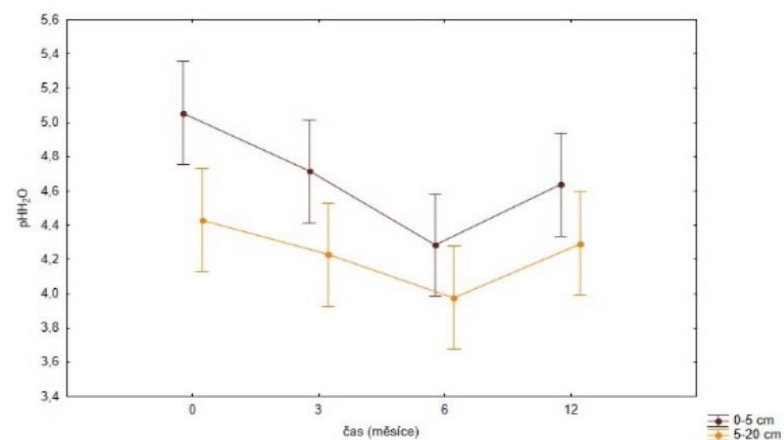
Oproti tomu půdy translokované z lesních ekosystému na zemědělské půdy vykazovaly spíše vzrůstající trend hodnot aktivního pH. Průběh změn hodnot byl však pro každou variantu odlišný. V případě přemístění z primárního i sekundárního lesa na pozemek se systémem agrolesnictví bylo v průběhu celého období patrné střídání nárůstů a poklesů.

Vzrůstající trend hodnot je pak patrný z grafu 8, který dokladuje průběh po translokaci ze sekundárního lesa na kukuřičné pole. U půdních výřezů, které byly na kukuřičné pole přemístěny z primárního lesa, došlo v průběhu 12 měsíců ke zvýšení aktivního pH v obou vrstvách, u spodní je však patrný znatelný pokles mezi časy +6 a +12.

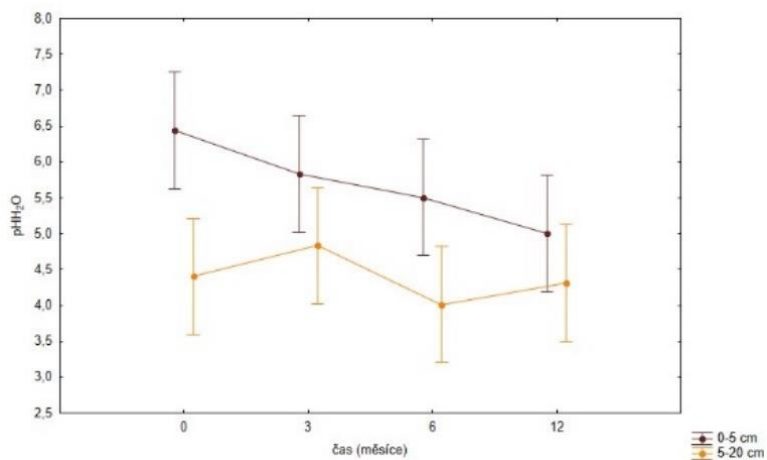
Graf 1: vývoj změn aktivního pH ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti).



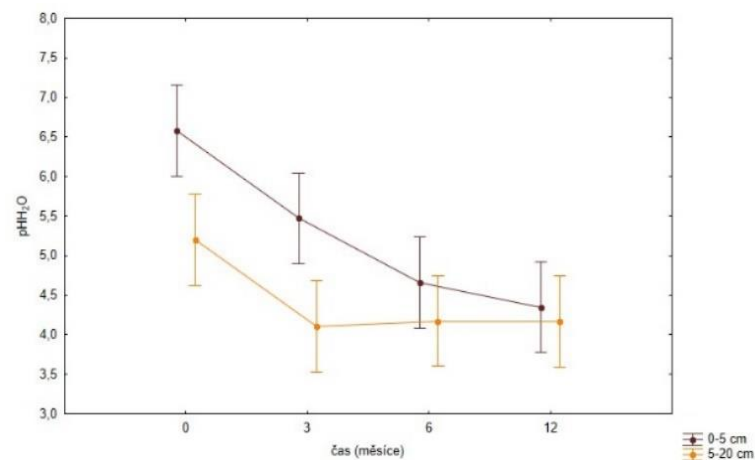
Graf 2: vývoj změn aktivního pH ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti).



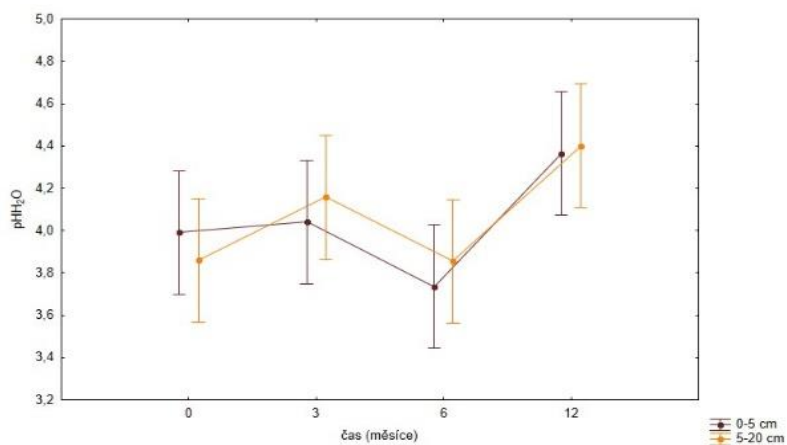
Graf 3: vývoj změn aktivního pH ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) v čase, typ translokace: kukuřičné pole → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti).



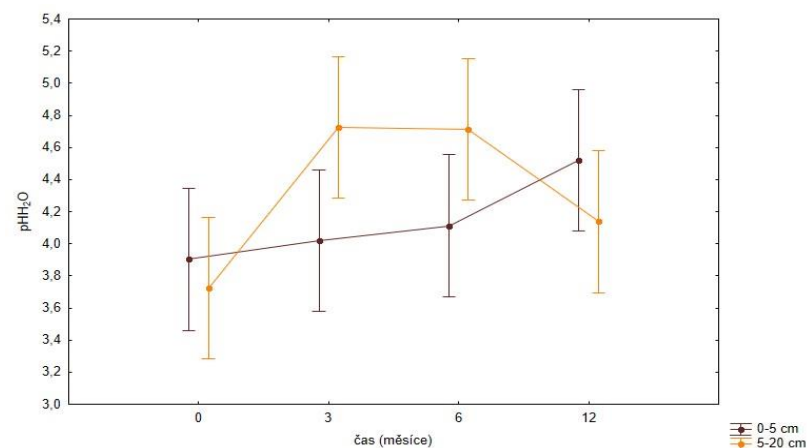
Graf 4: vývoj změn aktivního pH ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) v čase, typ translokace: kukuřičné pole → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti).



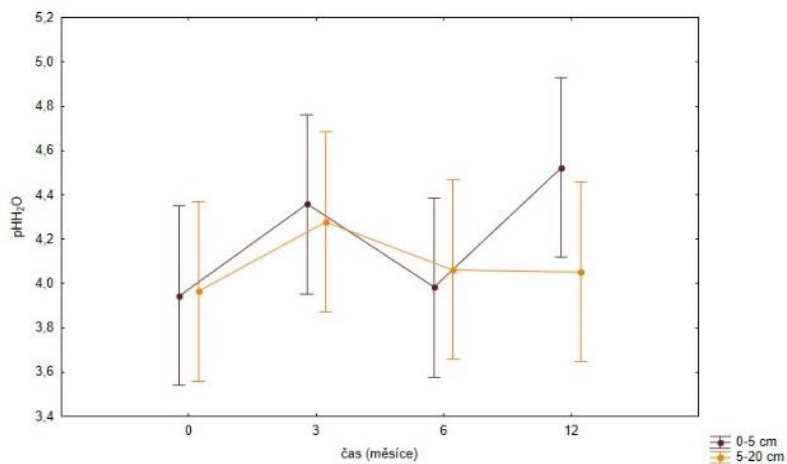
Graf 5: vývoj změn aktivního pH ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) v čase,
typ translokace: primární les → agrolesnictví (kakao)
(průměr a 95% interval spolehlivosti).



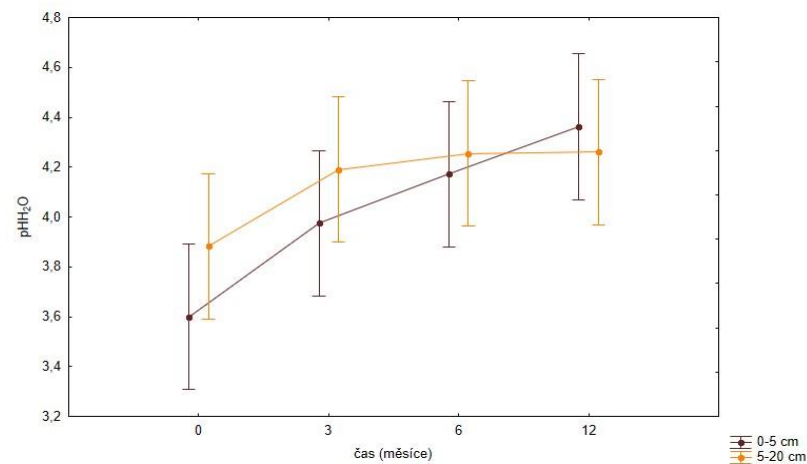
Graf 6: vývoj změn aktivního pH ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) v čase
typ translokace: primární les → kukuřičné pole
(průměr a 95% interval spolehlivosti).



Graf 7: vývoj změn aktivního pH ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) v čase,
typ translokace: sekundární les → agrolesnictví (kakao)
(průměr a 95% interval spolehlivosti).



Graf 8: vývoj změn aktivního pH ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) v čase,
typ translokace: sekundární les → kukuřičné pole
(průměr a 95% interval spolehlivosti).



9.1.2 Výměnná půdní reakce

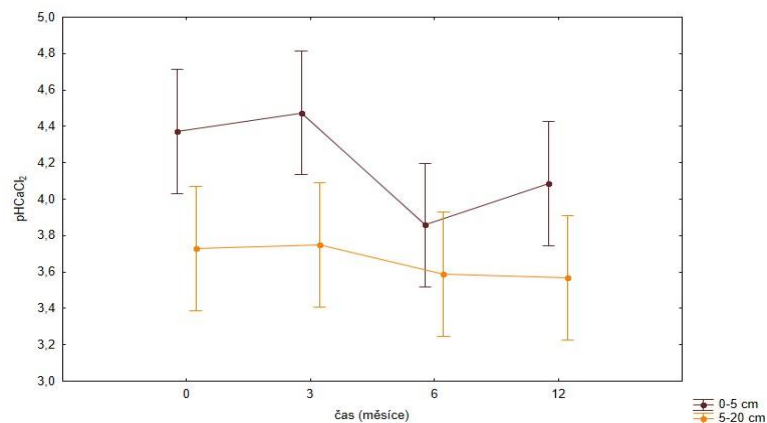
Grafy 9-16 zobrazují vývoj hodnot výměnného pH v čase. U půd, které byly přemístěny z hospodářsky využívaných půd do lesních ekosystémů (grafy 9-12), byl během 12 měsíců ve svrchní 5 cm půd patrný klesající trend hodnot výměnného pH. Nejvýznamnější pokles je pak patrný u translokací z kukuřičného pole do sekundárního lesa (graf 12). U spodních vrstev translokovaných půd je v těchto případech patrný jen mírný a nevýznamný pokles výměnného pH.

U vzorků z půd, které byly translokovány z lesních ekosystému na agrolesnické půdy (grafy 13 a 15), nebyl zaznamenán žádný statisticky významný rozdíl mezi průměrnou hodnotou výměnného pH v čase 0 a +12.

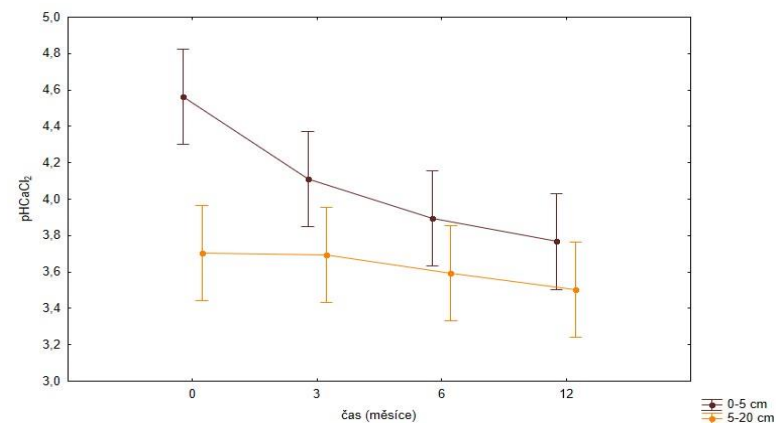
Z grafu 14 je patrné, že při translokaci půdních výřezů z primárního lesa na kukuřičné pole docházelo ve svrchních vrstvách (0-5 cm) k mírnému nárůstu výměnného pH. V půdních vrstvách 5-20 cm docházelo během prvních 6 měsíců k nárůstu, později pak ke znatelnému poklesu hodnot.

Půdní výřezy, translokované ze sekundárního lesa na kukuřičné pole, především pak svrchní vrstvy, vykazovaly výrazný nárůst v prvních 6 měsících, v následujícím období byl patrný u obou vrstev pokles výměnného pH.

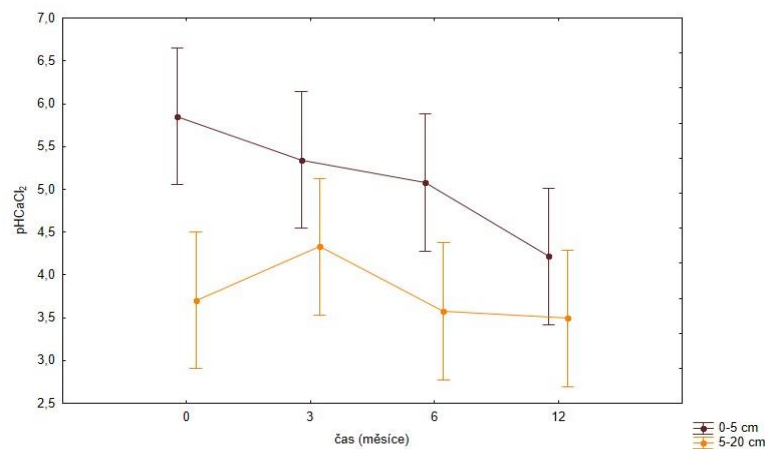
Graf 9: vývoj změn výměnného pH v čase,
typ translokace: agrolesnictví (kakao) → primární les
(průměr a 95% interval spolehlivosti).



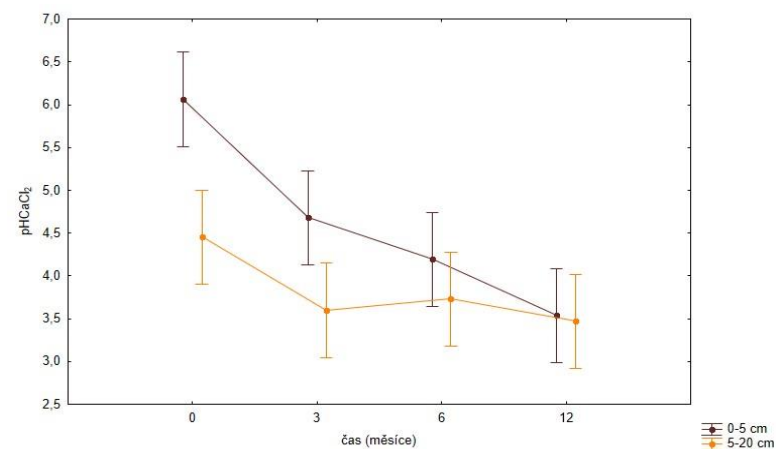
Graf 10: vývoj změn výměnného pH v čase,
typ translokace: agrolesnictví (kakao) → sekundární les
(průměr a 95% interval spolehlivosti).



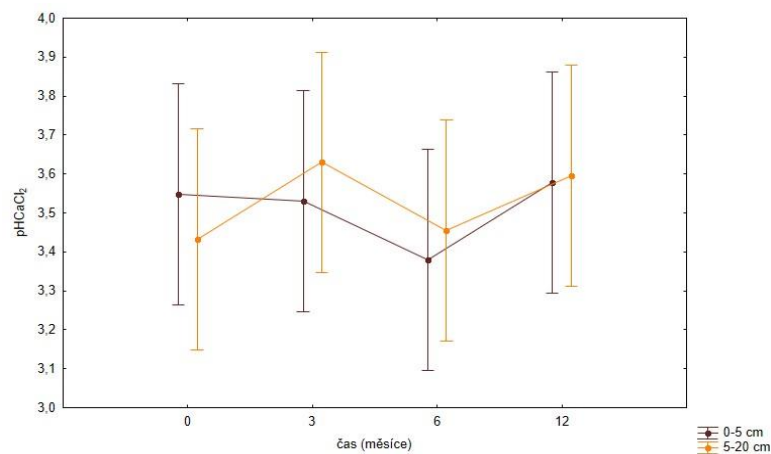
Graf 11: vývoj změn výměnného pH v čase,
typ translokace: kukuřičné pole → primární les
(průměr a 95% interval spolehlivosti).



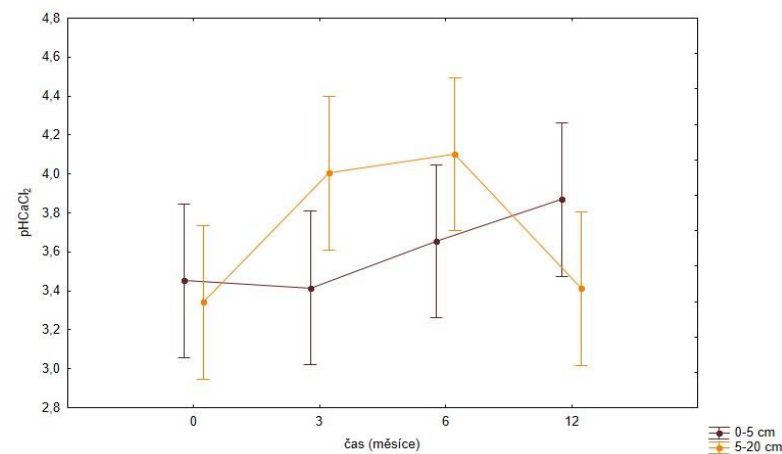
Graf 12: vývoj změn výměnného pH v čase,
typ translokace: kukuřičné pole → sekundární les
(průměr a 95% interval spolehlivosti).



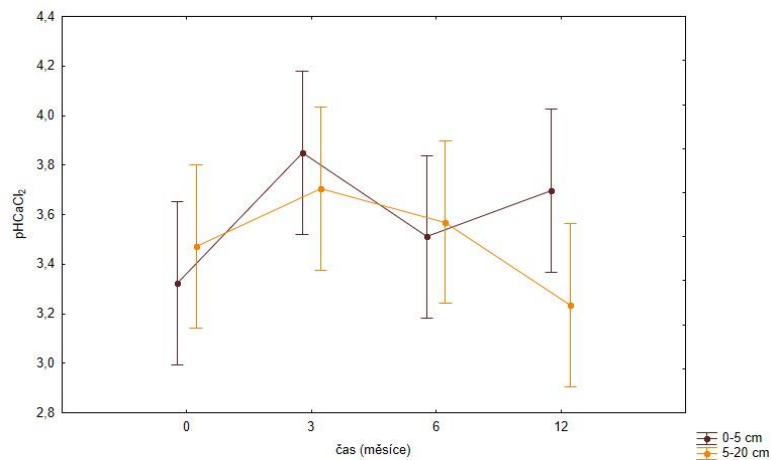
Graf 13: vývoj změn výměnného pH v čase,
typ translokace: primární les → agrolesnictví (kakao)
(průměr a 95% interval spolehlivosti).



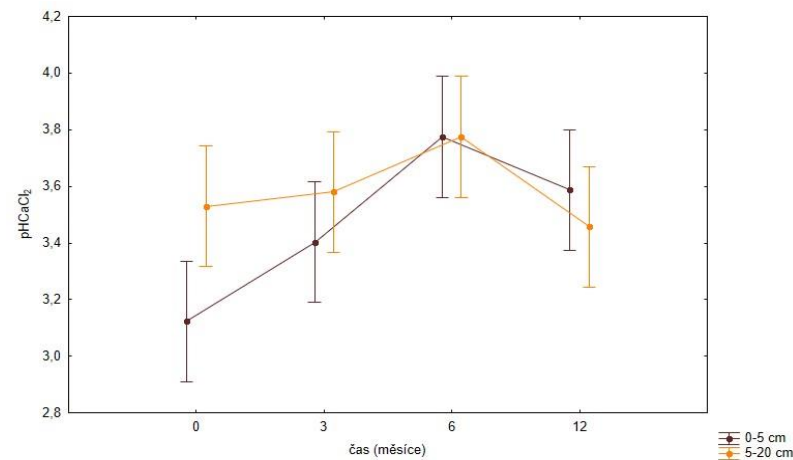
Graf 14: vývoj změn výměnného pH v čase,
typ translokace: primární les → kukuřičné pole
(průměr a 95% interval spolehlivosti).



Graf 15: vývoj změn výměnného pH v čase,
typ translokace: sekundární les → agrolesnictví (kakao)
(průměr a 95% interval spolehlivosti).



Graf 16: vývoj změn výměnného pH v čase
typ translokace: sekundární les → kukuřičné pole
(průměr a 95% interval spolehlivosti).



9.2 Obsah organického uhlíku

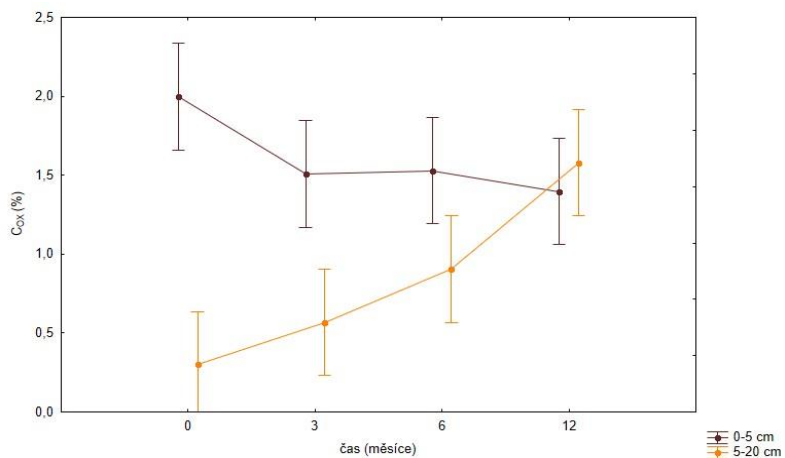
Z grafů 17-24 je patrný klesající trend obsahu organického uhlíku ve svrchních 5 cm půdy. K nejvýznamnějšímu poklesu v této vrstvě půdy docházelo po translokaci půdních výřezů ze sekundárního lesa na hospodářsky využívané půdy (grafy 23 a 24). Obsah organického uhlíku se zde během prvních 3 měsíců po translokaci několikanásobně snížil. Následující období probíhal už jen nepatrný pokles hodnot.

Statisticky významné rozdíly mezi průměrnou hodnotou obsahu C_{ox} ve svrchních vrstvách půdy v čase 0 a +12 byly zaznamenány ve většině případů. Nevýrazné změny jsou patrné pouze z grafu 19, který zobrazuje vývoj obsahu C_{ox} po translokaci půd z kukuřičného pole do primárního lesa a graf 21 zobrazující průměrný obsah C_{ox} po přemístění půd z primárního lesa na agrolesnický pozemek.

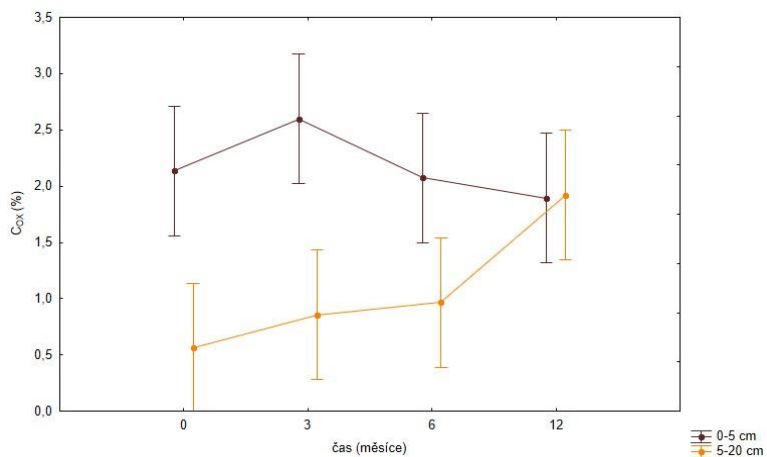
Ve spodních vrstvách translokovanych půd (5-20 cm) je patrný spíše opačný trend. Ve většině případů zde za období 12 měsíců došlo ke zvýšení obsahu C_{ox} . Pouze půdní výřezy, přemístěné z obou typů lesních ekosystémů na kukuřičné pole, vykazovaly oproti času 0 nepatrný pokles

V čase +12 je také patrné vyrovnání průměrných hodnot mezi svrchní a spodní vrstvou půdy oproti předchozím obdobím, a to u všech variant. Ve všech případech kromě translokace z primárního lesa na agrolesnický obhospodařovaný pozemek pak byla v čase +12 průměrná hodnota obsahu C_{ox} ve spodních vrstvách nepatrně vyšší než ve svrchních.

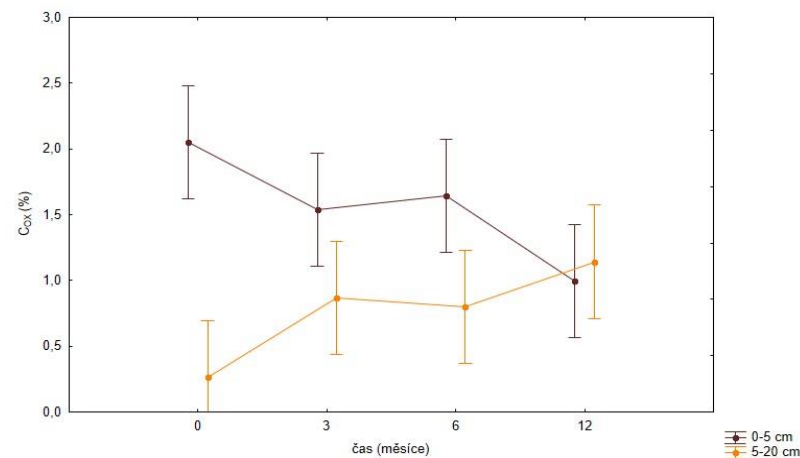
Graf 17: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti).



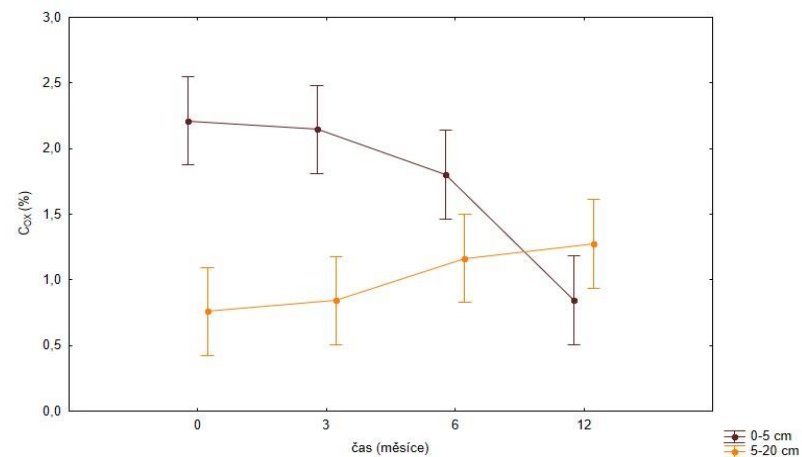
Graf 19: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: kukuřičné pole → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti).



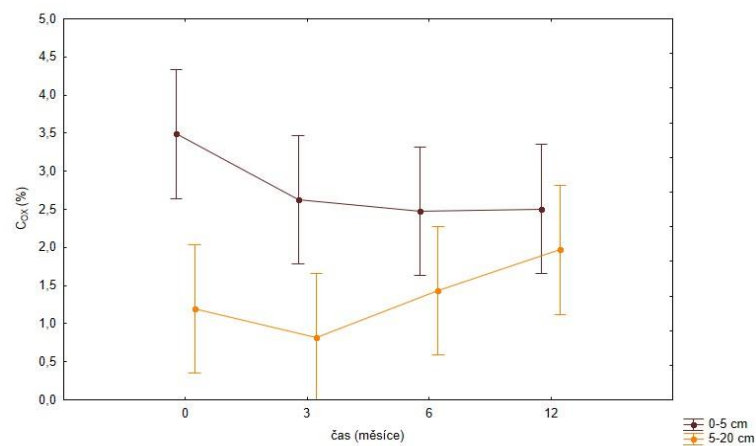
Graf 18: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti).



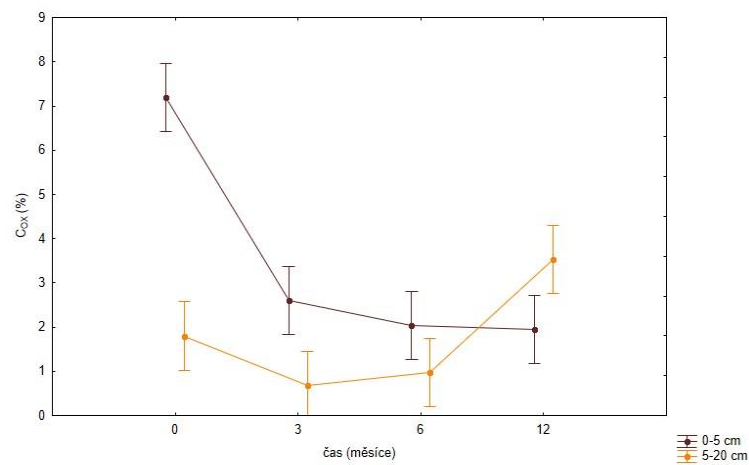
Graf 20: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: kukuřičné pole → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti).



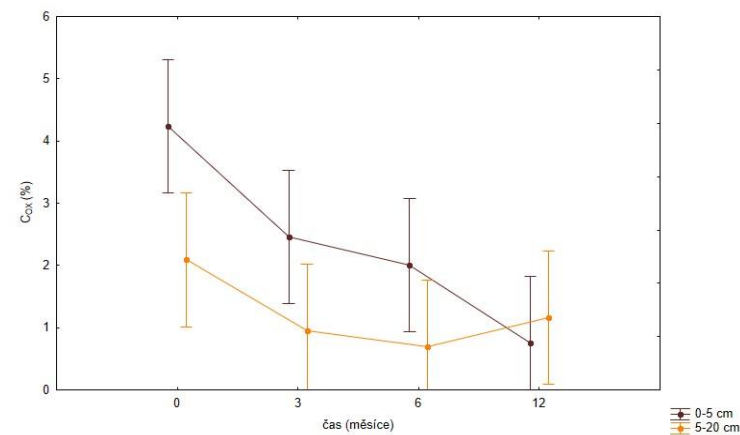
Graf 21: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: primární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti).



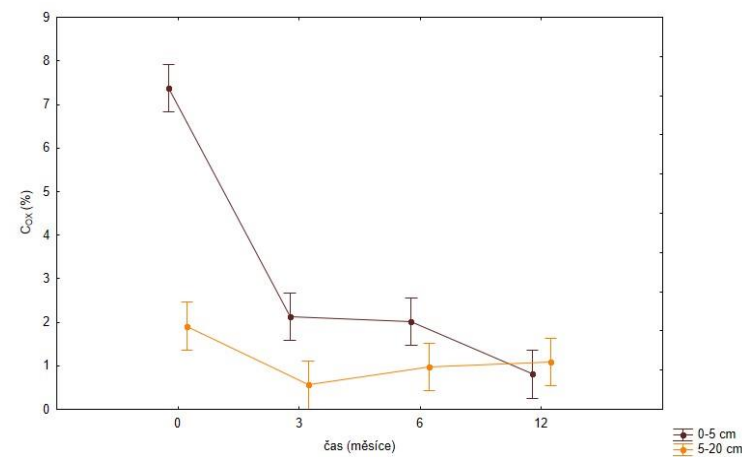
Graf 23: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: sekundární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti).



Graf 22: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: primární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti).

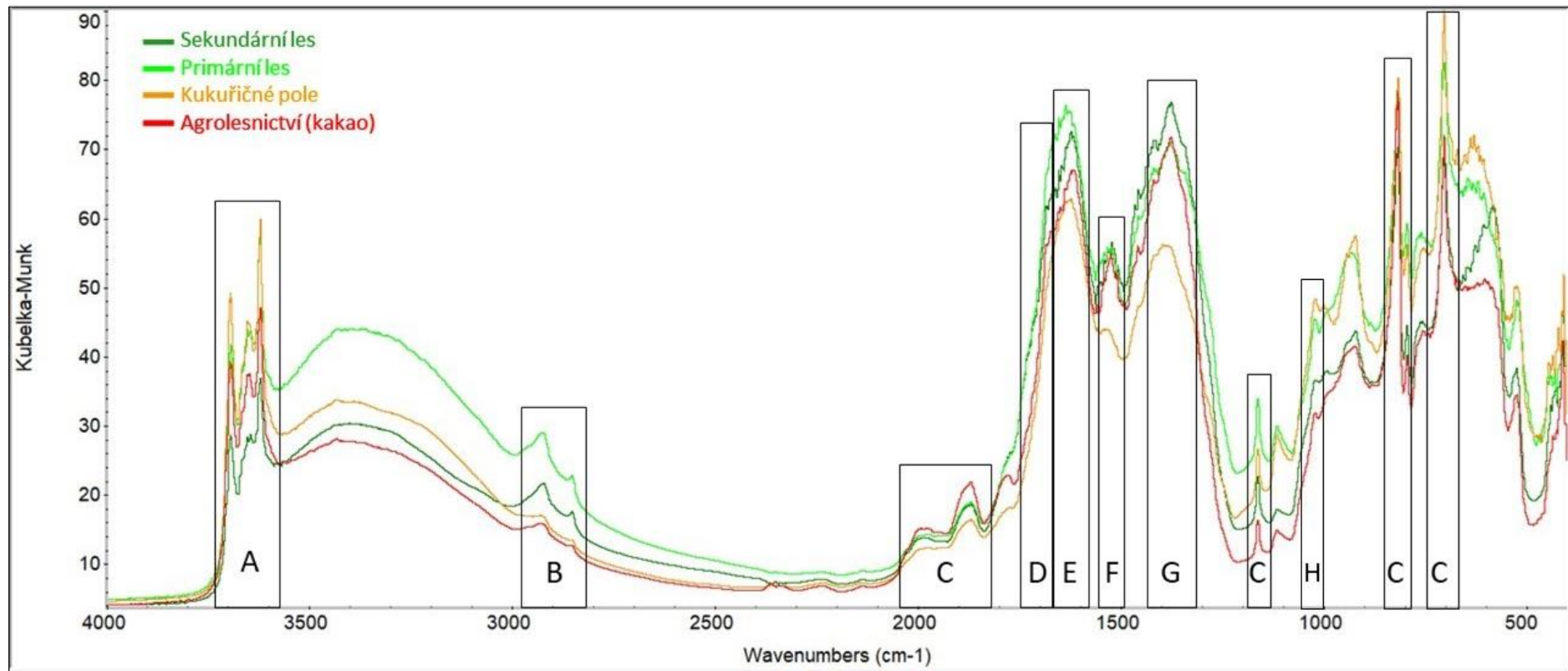


Graf 24: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: sekundární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti).

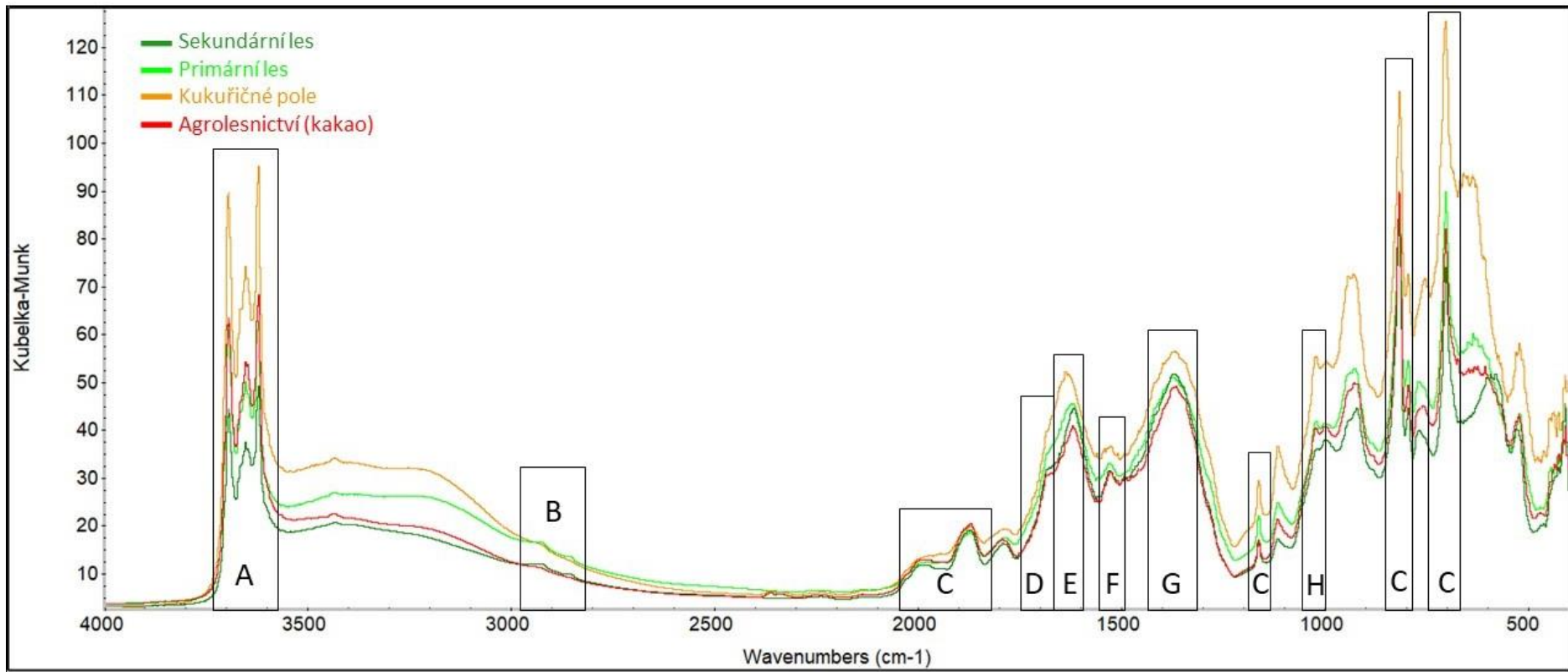


9.3 Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací

Průměrná spektra všech stanovišť v čase 0 dokladují vyšší hodnoty absorpance v oblastech B, D, E, F (Tab. 3) ve svrchních vrstvách půdy (Obr. 10). V porovnání mezi stanovišti byly nejvyšší hodnoty těchto pásů patrné pro primární les. Ve vrstvách 5-20 cm (Obr. 11) jsou patrné vyšší absorpance především v oblastech pásů A a C (Tab. 3). Nejvyšší hodnoty absorpance jsou zde ve všech oblastech patrné pro kukuřičné pole. Časový trend vývoje struktury organické hmoty po translokaci některých půd je patrný z vývoje hodnot AI a PW a z Obr. 12-14.



Obr. 10: průměrná spektra všech stanovišť v čase 0 s významnými organickými a minerálními pásy (Tab. 3), vrstva půdy: 0-5 cm.



Obr. 11: průměrná spektra všech stanovišť v čase 0 s významnými organickými a minerálními pásy (Tab. 3), vrstva půdy: 5-20 cm.

Tab. 3: sledované pásy střední oblasti infračerveného spektra půdních vzorků.

A	Pásy sekundárních alumosilikátů	3620 cm ⁻¹ , 3695 cm ⁻¹
B	Hydrofobní alifatické C-H skupiny (methylen)	~ 2850 cm ⁻¹ , ~ 2920 cm ⁻¹
C	Pásy minerálních součástí (křemen)	700 cm ⁻¹ , 800 cm ⁻¹ , 1160 cm ⁻¹ , 1870 cm ⁻¹ , 1990 cm ⁻¹
D	Pás karboxylových skupin (hydrofilní C=O skupiny)	1700-1740 cm ⁻¹
E	Hydrofilní C=O skupiny, C=C vazby aromatických kruhů	1600-1640 cm ⁻¹
F	C=C vazby aromatických kruhů, amidové vazby	1500-1535 cm ⁻¹
G	C=C vazby aromatických kruhů, fenolů a karboxylových skupin	1360-1370 cm ⁻¹
H	Pás C-O vazeb polysacharidů	1035 cm ⁻¹

Index aromaticity (AI)

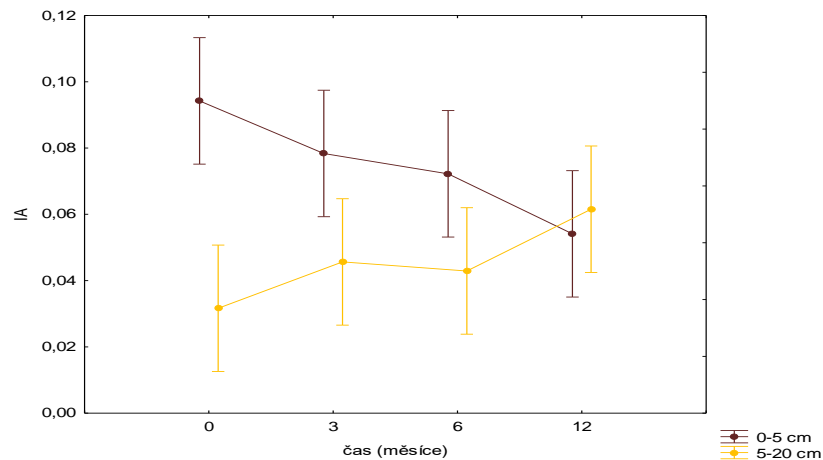
Index aromaticity byl vypočten z poměru nejvyšších hodnot absorpance pásů B/(B+F) (Tab. 3. Vývoj průměrných hodnot AI v obou sledovaných vrstvách během 12 měsíců zobrazují grafy 25-32. Z těchto grafů je patrný klesající trend hodnot v případě všech variant translokací půdy

Nejvyšší hodnoty AI ve svrchní vrstvě půdy (0-5 cm) v čase 0 byly zaznamenány na stanovištích primárního lesa (Grafy 29, 30). K nejvýznamnějšímu poklesu hodnot pak došlo v případě translokace půdy z primárního lesa na kukuřičné pole (Graf 30). Průměrná hodnota AI v čase 0 zde byla 0,19, oproti tomu v čase +12 byla 0,04. V případě translokace z primárního lesa na agrolesnický pozemek byl pokles méně významný než v případě kukuřičného pole.

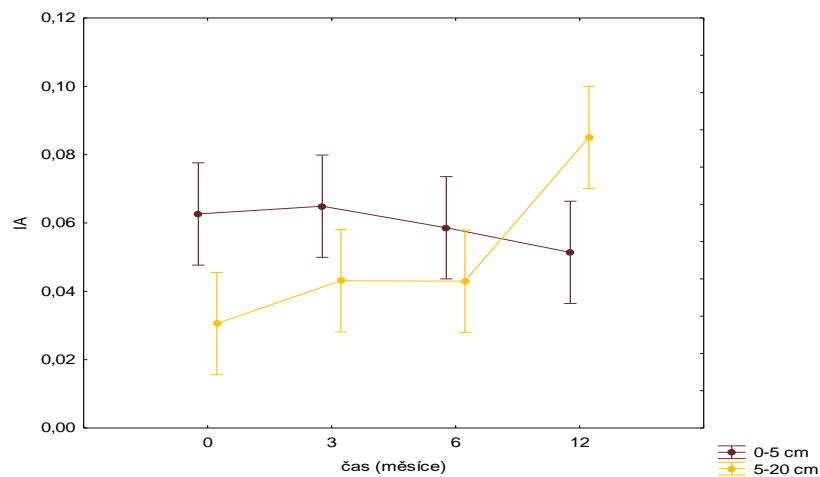
Statisticky významné změny hodnot AI jsou patrné také u obou variant translokací ze sekundárního lesa. Jen nepatrný a statisticky nevýznamný pokles hodnot AI ve svrchní vrstvě půdy mezi časy 0 a +12 je patrný z grafu 27, který zobrazuje vývoj hodnot po translokaci půdy z kukuřičného pole do primárního lesa. Stejně tak svrchní vrstvy výřezů přemístěných z kakaových polí do sekundárního lesa nevykazovali statisticky významné rozdíly hodnot AI.

U spodních vrstev translokovaných půd byl ve většině případů trend opačný, tedy vzrůstající. V případě přemístění z primárního i sekundárního lesa na hospodářsky využívané půdy však během prvních 3 měsíců došlo nejprve k prudkému poklesu hodnot AI a až následně k nárůstu.

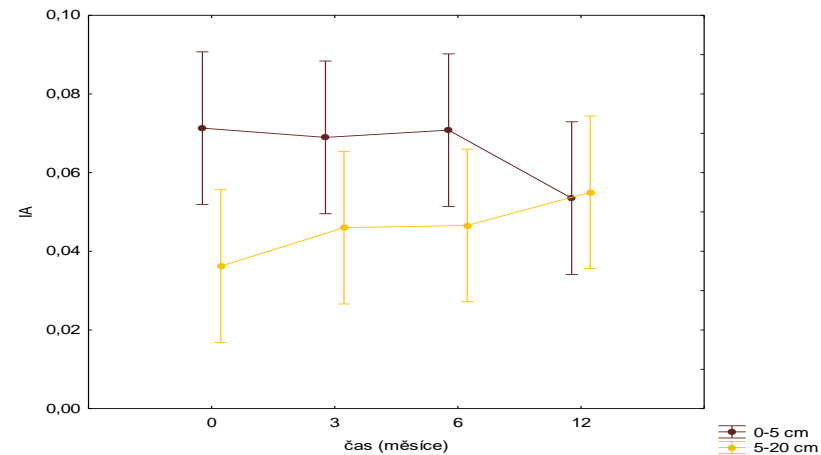
Graf 25: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti).



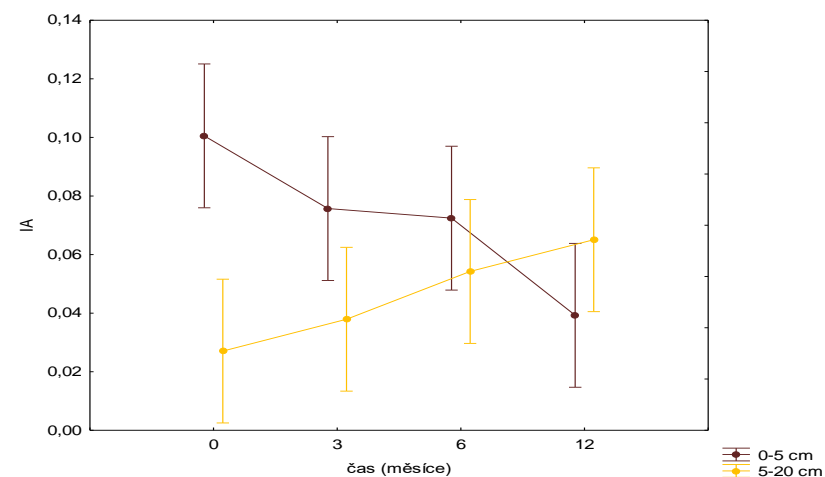
Graf 27: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: kukuřičné pole → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti).



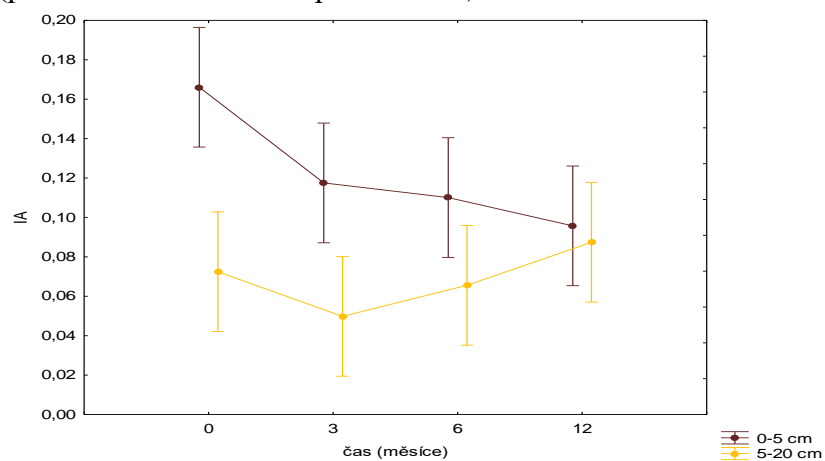
Graf 26: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti).



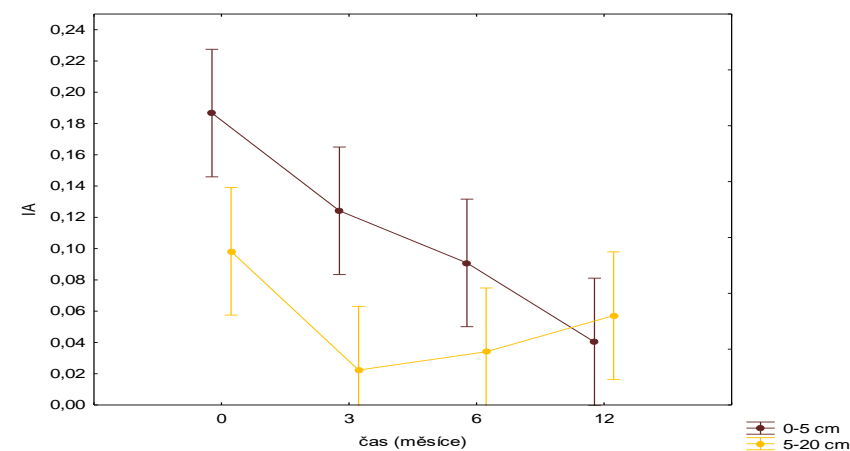
Graf 28: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: kukuřičné pole → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti).



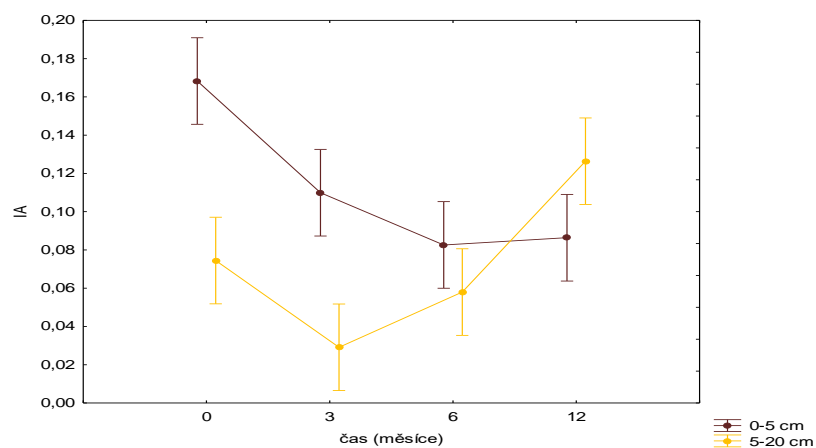
Graf 29: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: primární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti).



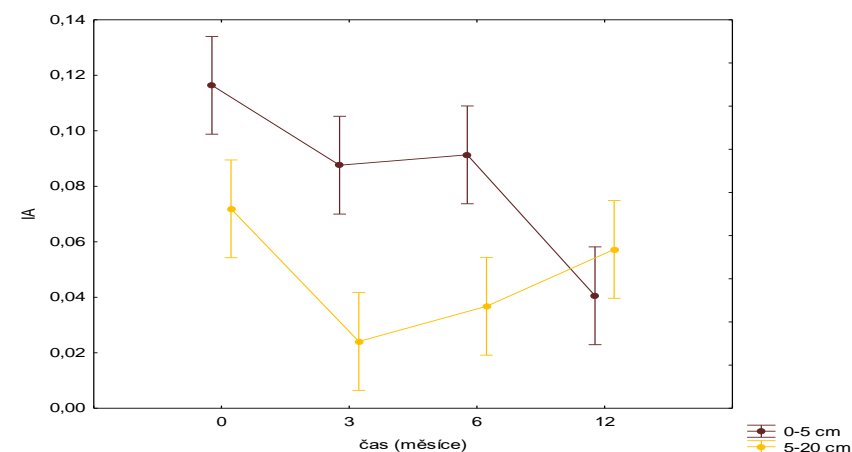
Graf 30: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: primární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti)



Graf 31: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: sekundární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti).



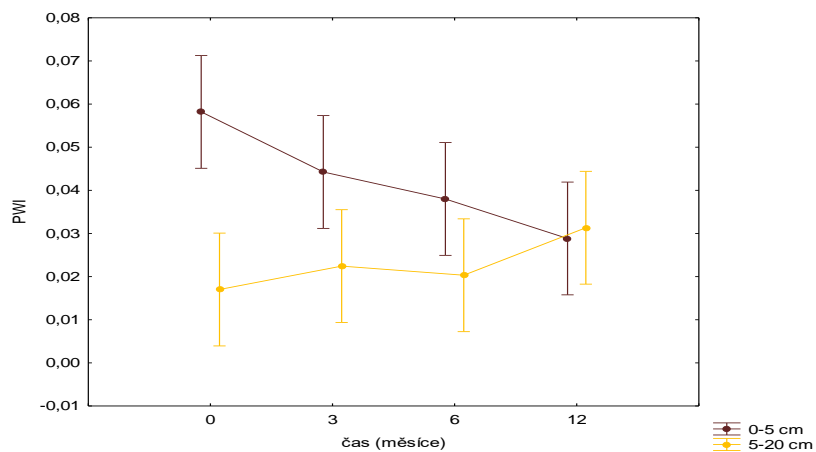
Graf 32: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: sekundární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti).



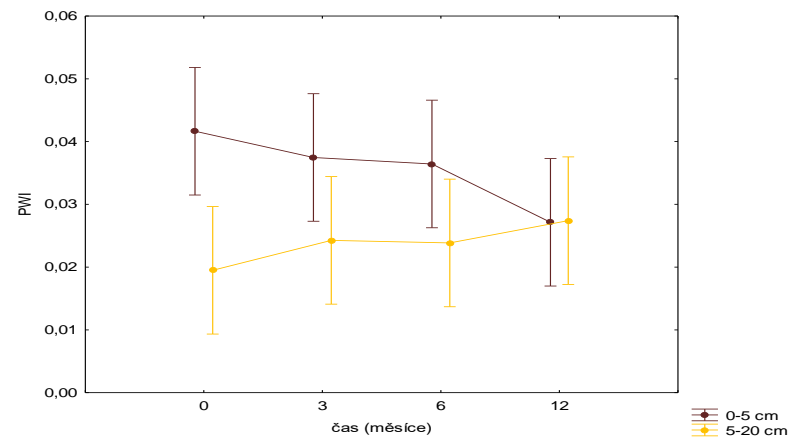
Index potenciální smáčivosti (PWI)

PWI byl vypočten z poměru nejvyšších hodnot absorpance pásů B/(D+E) (Tab. 3). Vývoj průměrných hodnot indexu potenciální smáčivosti (dále jen PWI) během 12 měsíců je zobrazen grafy 33-40. Z nich je patrné totožný trend vývoje jako v případě indexu aromaticity. Lze tedy opět mluvit o poklesu ve svrchních vrstvách půdy a nárůstu hodnot ve vrstvách 5-20 cm.

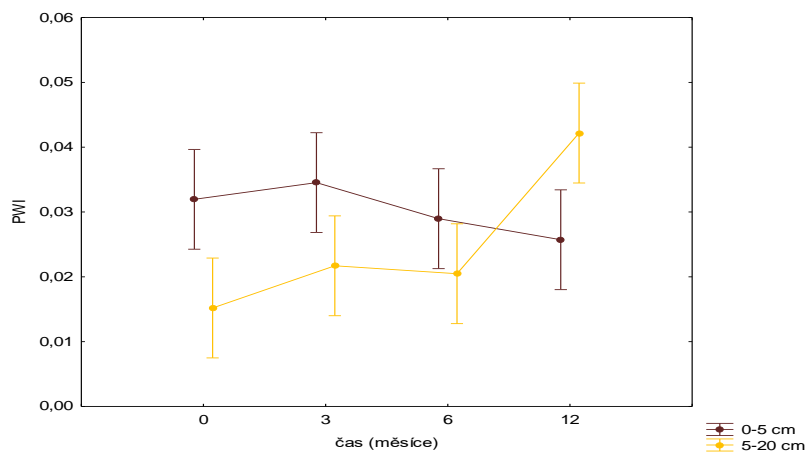
Graf 33: vývoj hodnot PWI
 typ translokace: agrolesnictví (kakao) → primární les
 (průměr a 95% interval spolehlivosti).



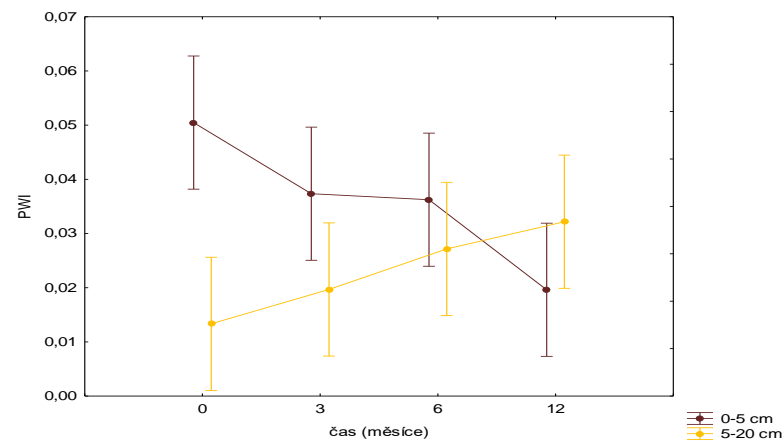
Graf 34: vývoj hodnot PWI
 typ translokace: agrolesnictví (kakao) → sekundární les
 (průměr a 95% interval spolehlivosti).



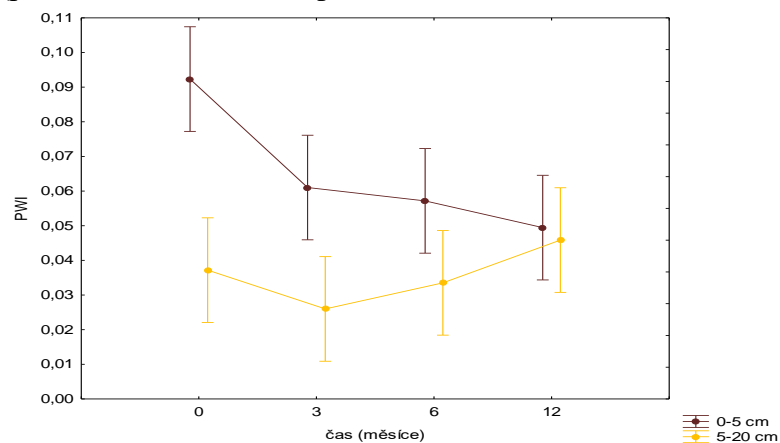
Graf 35 vývoj hodnot PWI
 typ translokace: kukuřičné pole → primární les
 (průměr a 95 % interval spolehlivosti).



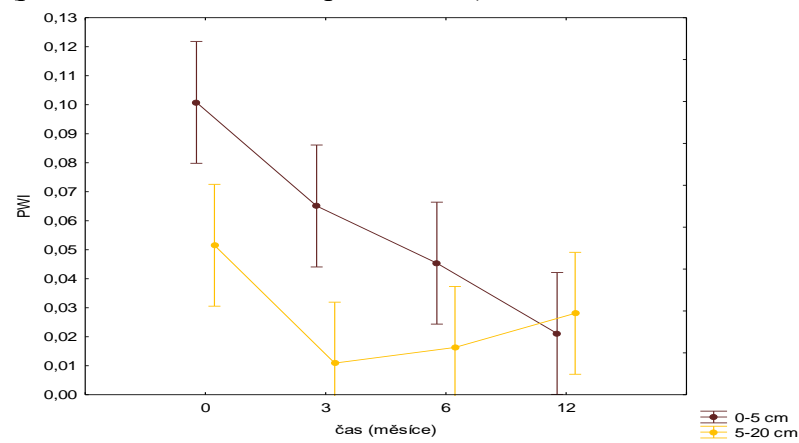
Graf 36: vývoj hodnot PWI
 typ translokace: kukuřičné pole → sekundární les
 (průměr a 95% interval spolehlivosti).



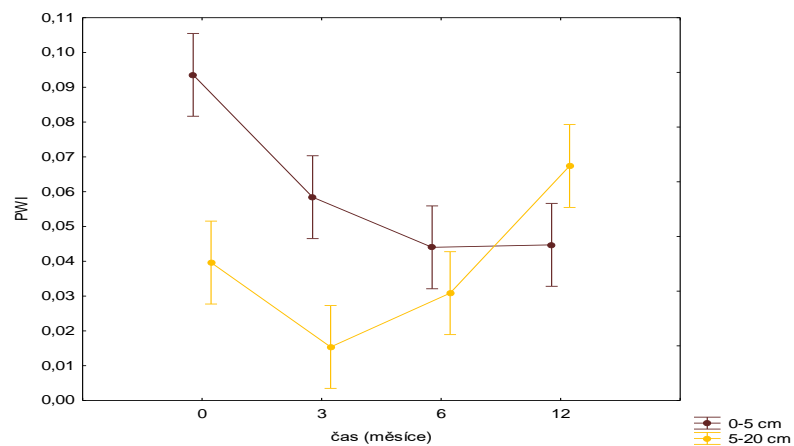
Graf 37: vývoj hodnot PWI
 typ translokace: primární les → agrolesnictví (kakao)
 (průměr a 95% interval spolehlivosti).



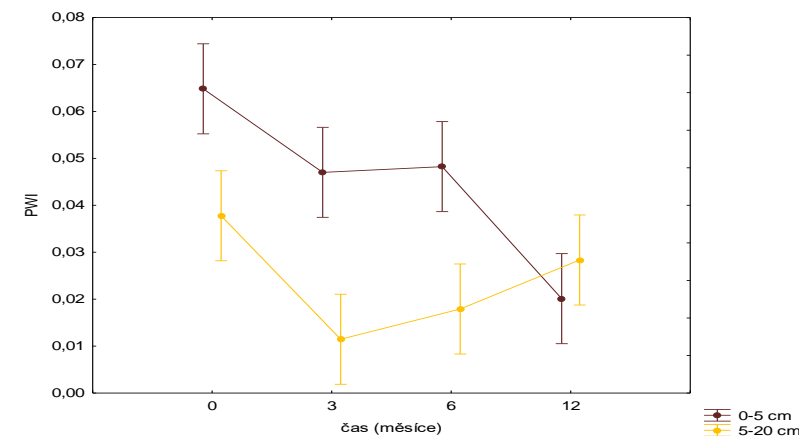
Graf 38: vývoj hodnot PWI
 typ translokace: primární les → kukuřičné pole
 (průměr a 95% interval spolehlivosti).



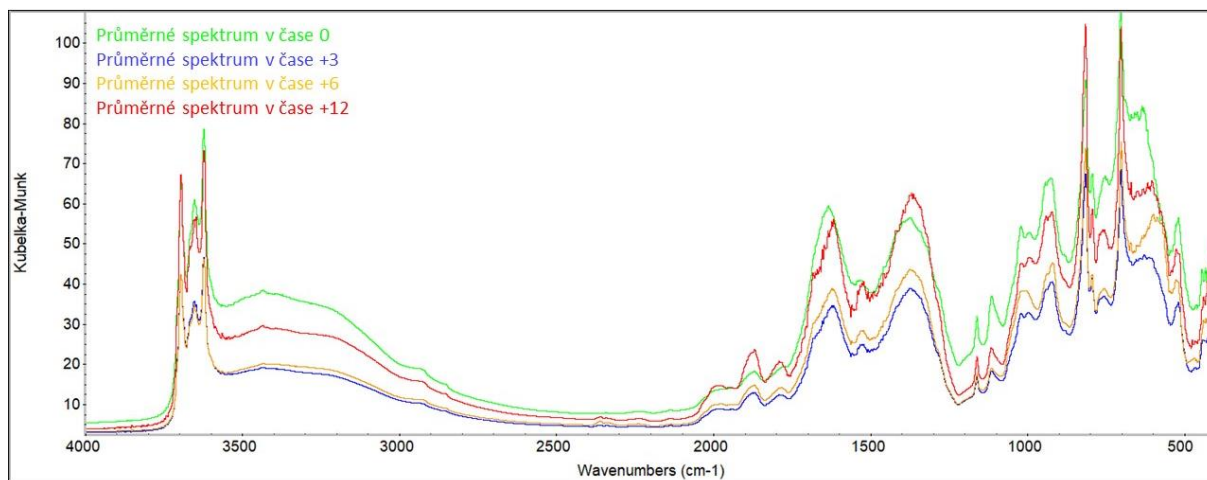
Graf 39: vývoj hodnot PWI
 typ translokace: sekundární les → agrolesnictví (kakao)
 (průměr a 95% interval spolehlivosti).



Graf 40: vývoj hodnot PWI
 typ translokace: sekundární les → kukuřičné pole
 (průměr a 95% interval spolehlivosti).

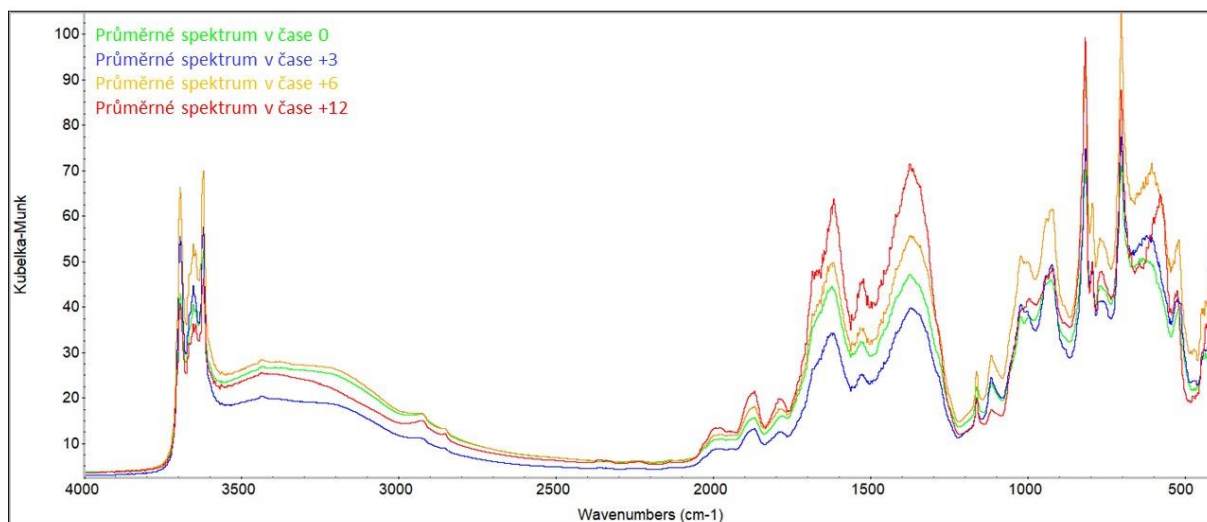


Po translokaci půd z kukuřičného pole do sekundárního lesa (Obr. 12) je v časech +3 a +6 patrný pokles všech složek oproti počátečnímu času. V čase +12 však došlo opět k nárůstu absorpance sledovaných pásů. Oproti času 0 byly však v čase +12 vyšší hodnoty absorpance jen v některých oblastech (1870 cm^{-1} , 1350 cm^{-1})



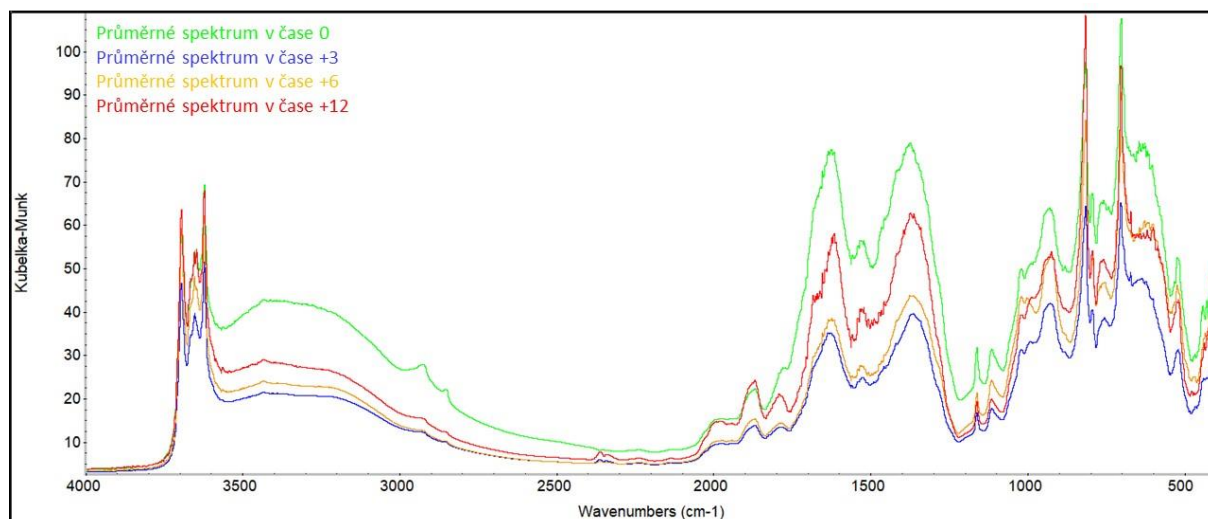
Obr. 12: průměrná spektra pro typ translokace: kukuřičné pole → sekundární les v pozorovacích časech 0, +3, +6, +12.

Půdní výřezy, přemístěné z primárního lesa na pozemek agrolesnictví (kakao), vykazovaly zcela odlišné průběhy (Obr. 13). V čase +3 je patrný pokles absorpance, oproti tomu v čase +6 a +12 docházelo k výraznému nárůstu. V oblastech spektra 1300 cm^{-1} – 3000 cm^{-1} je tak patrná nejvyšší hodnota absorpance v čase +12.



Obr. 13: průměrná spektra pro typ translokace: primární les → agrolesnictví (kakao) v pozorovacích časech 0, +3, +6, +12.

V čase 0 jsou pro primární les patrné nejvyšší hodnoty absorpance téměř ve všech oblastech spektra (Obr. 14). Po translokaci na kukuřičné pole je v časech +3 a +6 patrný výrazný pokles hodnot. V čase +12 došlo opět k nárůstu, absorpance byla vyšší než v časech



+3 a +6.

Obr. 14: průměrná spektra pro typ translokace: primární les → kukuřičné pole v pozorovacích časech 0, +3, +6, +12.

10 Diskuze

10.1 Půdní reakce

Většina tropických půd v oblasti rovníkové Afriky je výsledkem chemického zvětrávání, které bylo umocněno místními teplotními a vlhkostními poměry (Jones et al. 2013). Důsledkem tohoto dlouhodobého a intenzivního procesu byl právě v oblastech rovníkové Afriky vznik lateritu – hlubokých, vysoce zvětralých půd (Morin & Todor 1977), které jsou převážně silně kyselé (Příloha 8), chudé na bazické kationty a bohaté na seskvioxidy železa a hliníku (Morin & Todor 1977). Důvodem, proč na odběrových lokalitách vykazovaly půdy silně kyselé (Příloha 6) charakter je tedy půdotvorný proces a teplotní a vlhkostní podmínky stanoviště.

V průběhu sledování změn půdních vlastností docházelo u půd, které byly přemístěny z kakaového a kukuřičného pole do lesních ekosystémů v průběhu 12 měsíců, k poklesu aktivního i výměnného pH, a to především ve svrchních vrstvách. Pro lesní prostředí je typická přítomnost rozpustných organických kyselin v horizontu opadanky. Tyto kyseliny vznikají přirozeně při rozkladu organické hmoty a jsou tedy jedním z hlavních faktorů poklesu pH (Osman 2012). Biologická aktivita půdy, která je v lesních ekosystémech obecně vyšší než na zemědělských půdách, může být producentem oxidu uhličitého (CO_2), který za vzniku kyseliny uhličité způsobuje okyselení půdního roztoku (Osman 2012). Ferralsoly, na kterých studie probíhala, jsou navíc chudé na bazické kationty a organickou hmotu (Tab. 1). Mají tedy nízkou vyrovnávací kapacitou a jsou více náchylné ke změnám půdní reakce (Jones et al. 2013)

Jednou z příčin extrémního vychýlení aktivní půdní reakce při translokaci z agrolesnictví do primárního lesa mezi časy +3 a +6 mohlo být zvýšení biologické aktivity (Osman 2012). V případě výměnné půdní reakce však v období 6-12 již nedocházelo jako v případě $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ k výraznému nárůstu. Je tedy zřejmé, že při období dešťů (Příloha 7) došlo k vyplavení bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) a uvolnění iontů H^+ a Al^{3+} do půdního roztoku, neboť ferralsoly mají přirozeně nízkou sorpční a vyrovnávací kapacitu (IUSS Working Group WRB 2015). Stejný trend vývoje hodnot aktivního i výměnného pH je patrný také v případě translokací z agrolesnických pozemků do sekundárního lesa.

Zemědělské půdy jsou obecně méně kyselého charakteru než lesní půdy, u kterých, jak již bylo zmíněno, hraje významnou roli obsah rozpustných organických kyselin, které vznikají při rozkladu organické hmoty a biologická aktivita (Osman 2012) Kukuřičné pole bylo na zkoumaném stanovišti obhospodařováno tradičním místním systémem, kdy se po sklizni nechá půda ležet ladem a posklizňové zbytky jsou před dalším setím spáleny (Příloha 6). Tím jsou zajištěny lepší nejen lepší sorpční schopnosti půdy, ale také vyšší neutralizační kapacita (Thomaz et al. 2014). Ponechání posklizňových zbytků navíc zabraňuje zrychlené mineralizaci (Jones et al. 2013; Morin & Todor 1977; Šarapatka 2014), ke které by vlivem vysokých teplot mohlo na půdě bez vegetace dojít. U aktivní půdní reakce půdních výřezů, které byly přemístěny z lesních ekosystémů na zemědělské půdy byl tak patrný spíše vzrůstající trend hodnot, a to v celém profilu půdního výřezu.

Korelační koeficient (Tab. 4) pro $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ a $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ $r = 0,966$ poukazuje na extrémně těsnou závislost mezi aktivní a výměnnou půdní reakcí.

10.2 Obsah organického uhlíku

Nejvýraznější pokles obsahu C_{ox} byl patrný u půd, které byly translokovány z lesních ekosystémů na zemědělské půdy, a to v prvních 3 měsících. Na kukuřičném poli byl v čase 0 proveden výsev kukuřice (Příloha 7), půda byla tedy bez vegetačního pokryvu. Díky odstranění primárního producenta organické hmoty původně lesní půdy tak začala organická hmota v translokované půdě okamžitě podléhat zrychlené mineralizaci (Jones 2013; Šarapatka 2014). Stejnou příčinou došlo pravděpodobně k poklesu obsahu C_{ox} i u lesních půd, které byly přemístěny na kakaová pole, která byla obhospodařována systémem agrolesnictví. V čase translokace byly tyto zemědělské plochy po sklizni a kultivaci (Příloha 7), docházelo tedy opět k mineralizaci organické hmoty v důsledku odstranění jejího primárního producenta (Jones 2013; Šarapatka 2014).

V případě translokace půd z kukuřičného a kakaového pole do lesních ekosystémů nebyly ve svrchních vrstvách výrazné změny v obsahu C_{ox} , nepatrný pokles mohl být způsoben aktivitou mikroorganismů, která je v lesním prostředí přirozeně vyšší, (Morin & Todor 1977; Binkley & Fisher 2012; Šarapatka 2014) a mohla být zodpovědná za rychlejší rozklad organického podílu půdy. Zemědělské půdy se oproti lesním však vyznačují přítomností orničního horizontu. Ten se vlivem rozkladu rostlinných zbytků či v případě kukuřičného pole spalováním a následným zapravením organických zbytků, může vyznačovat vyšší kvalitou organické hmoty. Díky tomu podléhá organická hmota orniční část zemědělských půd rozkladu hůře a pomaleji (Juo & Franzluebbers 2003; Osman 2012). Hlubší vrstvy půdy již však obohaceny být nemusí a po přesunu do primárního i sekundárního lesa, které jsou přirozeně na organickou hmotu bohatší, byly organickým uhlíkem naopak obohaceny.

10.3 Struktura organické hmoty

Výrazné pásy v oblasti A u vrstvy půd 5-20 cm (Obr. 11, Tab. 3) značí vyšší množství sekundárních hlinitokřemičitanů oproti svrchní vrstvě. V tomto případě se jedná především o minerály skupiny kaolinitu, který je typickým produktem chemického zvětrávání ve vlhkých tropických oblastech (Morin, & Todor 1977). Vyšší absorpance v oblastech C (Obr. 11, Tab. 3) je důkazem přítomnosti křemene. Půdy, bohaté na kaolinit, křemen a seskvioxydy železa či hliníku, typické pro vlhké tropické oblasti, se nazývají laterit (Morin, & Todor 1977).

Pásy organických součástí půd (B, D, E, F, G, H) jsou výraznější ve svrchních vrstvách půd (Obr. 10), což dokladuje výraznější obohacení svrchní vrstvy organickou hmotou (Jones et al. 2013, Šarapatka 2014) oproti vrstvě od 5 cm směrem do hloubky. Alifatické pásy (oblast B) v čase 0 jsou výrazné především ve svrchních vrstvách půd lesních ekosystémů (Obr. 10). Trend vývoje hydrofobní alifatické C-H skupiny v poměru ke skupinám D, E a F (Tab. 3) byl sledován pomocí výpočtů indexu aromaticity (Cunha et al. 2009) a indexu potenciální smáčivosti (Leue et al. 2013). Oba indexy vykazovaly téměř totožný průběh, doložený hodnotou korelačního koeficientu (Tab. 4) $r = 0,993$ ($p = 0,05$).

Pokles hodnot PWI ve svrchních vrstvách všech translokovaných půd značí snížení poměru hydrofobních (C-H) a hydrofilních (C=O) skupin organické hmoty po změně managementu půd, tedy zvýšení potenciální smáčivosti organické hmoty. Ve svrchních vrstvách 5-20 cm docházelo naopak k nárůstu hodnot PWI, je tedy patrný nárůst alifatických hydrofobních -CH skupin.

Průběhy vývoje hodnot obou indexů AI a PWI korelovaly s obsahem C_{ox} (Tab. 4), což dokladují hodnoty korelačního koeficientu $r(PWI) = 0,780$ a $r(AI) = 0,776$, při $p=0,05$. Intenzita pásů B (Obr. 13, 14, Tab. 3) je tak zároveň srovnávacím ukazatelem množství organické hmoty na stanovištích s různým typem managementu v čase 0 (Obr. 13, 14). S poklesem obsahu organického uhlíku se tak z organické hmoty pravděpodobně vytrácí především hydrofobní alifatické C-H skupiny, což je případ především půd translokovaných z lesních ekosystémů na zemědělské pozemky (Grafy 21-24, Obr. 13, 14).

Pásky C značí minerální součást půdy, kterou je v tomto případě křemen, neboť jde o primární silikát, který je dobře odolný vůči zvětrávání a svou přítomností typický pro jinak vysoce zvětralé tropické půdy (Morin & Todor 1977).

Tab. 4: hodnoty korelačního koeficientu r jako ukazatele síly závislosti mezi proměnnými (pHH₂O, pHCaCl₂, C_{ox}, AI a PWI)

Proměnná	pHH ₂ O	pHCaCl ₂	C _{ox} (%)	AI	PWI
pHH ₂ O	1,000	0,966	-0,146	-0,235	-0,225
pHCaCl ₂	0,966	1,000	-0,124	-0,202	-0,190
C _{ox} (%)	-0,146	-0,124	1,000	0,776	0,780
AI	-0,235	-0,202	0,776	1,000	0,993
PWI	-0,225	-0,190	0,780	0,993	1,000

Pearsonovův korelační koeficient $r <-1, 1>$, hladina významnosti $p = 0,05$, počet platných členů všech proměnných pro každou korelaci $N = 256$

11 Závěr

Byl splněn cíl diplomové práce, kterým bylo stanovit změny ve struktuře SOM po translokaci tropických půd s rozdílným managementem, k čemuž byla použita metoda Infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací. Dále byly stanoveny změny obsahu organického uhlíku modifikovanou Tjurinovou metodou a změny půdní reakce (pH_{H_2O} , pH_{CaCl_2}) po translokaci půd. Bylo zjištěno, že po translokaci lesních půd na zemědělsky využívaná stanoviště dochází k poklesu množství organického uhlíku, a to především ve svrchních 5 cm půd. Zároveň docházelo ke změně struktury organické hmoty, převážně pak k poklesu poměru hydrofobních a hydrofilních složek. Je tedy zřejmé, že změna využití půdy z lesních ekosystémů na hospodářsky využívaná stanoviště má negativní vliv na obsah a strukturu půdní organické hmoty, čímž byla potvrzena hypotéza práce.

Z hlediska udržitelnosti zdraví a úrodnosti půd je tedy nutné obsah a kvalitu organické hmoty regulovat kvalitními organickými vstupy, a to převážně při využívání původně lesních půd, kde odlesněním došlo k odstranění primárního producenta organické hmoty a kde dochází k okamžité mineralici půdní organické hmoty, tedy její ztrátě. Možným řešením v tropických oblastech je systém agrolesnictví, který dbá na ochranu půdy.

12 Seznam literatury

- Barber, Ch., Persson, R., Gonzalez, P., Hassan, R., Mccallum, I., Nilsson, S., Pulhin, J., Rosenburg, B., Sastry, Ch. 2005. Forest and Woodland Systems. In: s. 585–621.
- Beer, J., Muschler, R., Kass, D., Somarriba, E. 1998. Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry Systems* [online]. 38, 139–164. Dostupné z: doi:10.1023/A:1005956528316
- Bowman, W. D., Cleveland, C. C., Halada L., Hreško, J., Baron, J. S. 2008. Negative impact of nitrogen deposition on soil buffering capacity. *Nature Geoscience* [online]. 1(11), 767–770. ISSN 17520894. Dostupné z: doi:10.1038/ngeo339
- Cools, N., De Vos, B. 2010. Manual on Methods and Criteria for Harmonised Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effect of Air Pollution on Forests. In: s. 767-770
- Cunha T.J.F., Novotný E.H., Madari B.E., Martin-Neto L., Rezende M.O., Canelas L.P., Benites V.M. 2009: Spectroscopy Characterization of Humic Acids Isolated from Amazonian Dark Earth Soils (Terra Preta De Índio). In: Woods W.I. et al. (eds): Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision. Springer Science+Business Media B.V.: 363–372.
- Dalzell, H. W., Biddelstone A. J., Gray K. R., Thurairanjan, A. K., 1987. Soil management: compost production and use in tropical and subtropical environments. *Coletin 56 de suelos de la FAO*. (6.6), 134.
- Dommergues, Y. R. n.d. The role of biological nitrogen fixation in agroforestry. *orld Agroforestry Centre*. Available from http://apps.worldagroforestry.org/Units/Library/Books/Book 07/agroforestry a decade of development/html/5_the role.htm?n=25
- Binkley, D., Fisher R. 2012. Ecology and Management of Forest Soils [online]. B.m.: Wiley. ISBN 9781118422328. Dostupné z: <https://books.google.cz/books?id=QdkZGEJg6ZEC>
- Holub, P: Terra Preta – Tajemství černé země. *Biom.cz* [online]. 2009-10-21 [cit. 2020-02-18]. Dostupné z WWW: <<https://biom.cz/cz/odborne-clanky/terra-preta-tajemstvi-cerne-zeme>>. ISSN: 1801-2655.
- Igwe, Ch. 2012. Gully Erosion in Southeastern Nigeria: Role of Soil Properties and Environmental Factors. In: [online]. ISBN 978-953-51-0839-9. Dostupné z: doi:10.5772/51020

- IUSS Working Group WRB, World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106, vol. 141, FAO, Rome, 2015, p. 198.
- Jenny H. 1995. Factors of soil formation. A system of quantitative pedology: by Hans Jenny. Dover Publications, New York, 1994. Paperback, 281 pp. Price: \$9.95. ISBN 0-486-68128-9. Geoderma [online]. B.m.: Elsevier, 68(4), 334–335 [vid. 2018-04-12]. ISSN 0016-7061. Dostupné z: doi:10.1016/0016-7061(95)90014-4
- Jones A, et al. 2013. Soil Atlas of Africa. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg. 176 pp. ISBN 978-92-79-26715-4, doi 10.2788/52319
- Juo, A. S. R., Franzluebbers K. 2003. Tropical Soils: Properties and Management for Sustainable Agriculture [online]. B.m.: Oxford University Press. Topics in Sustainable Agronomy. ISBN 9780195353877. Dostupné z: <https://books.google.cz/books?id=dVGgQcuoibAC>
- Kubát, J., Cerhanová D., Mikanová, O. 2008. Metodika hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách Metodika pro praxi. ISBN 9788087011652.
- Lal, R. 1990. Agroforestry systems to control erosion on arable tropical steeplands. Research needs and applications to reduce erosion and sedimentation in tropical steeplands. Proc., symposium, Suva, 1990. (192), 338–346.
- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. Forest Ecology and Management [online]. 220(1–3), 242–258. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2005.08.015
- Leue, M., Gerke H., Ellerbrock, R. 2013. Millimetre-scale distribution of organic matter composition at intact biopore and crack surfaces. European Journal of Soil Science [online]. 64. Dostupné z: doi:10.1111/ejss.12098
- McSweeney, R. 2019. Explainer: desertification and the role of climate change. Carbon Brief Ltd - Company No. 07222041. Available from <https://www.carbonbrief.org/explainer-desertification-and-the-role-of-climate-change>
- Ministerstvo zemědělství. 1998. Vyhláška č. 275 ze dne ze dne 12. listopadu 1998 o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků. Sbírka zákonů České republiky, 1998. Česká republika.
- Morin, W. J., Todor, P. C. 1977. Laterite and Lateritic Soils and Other Problem [online]. 1–92. ISSN 00280836. Dostupné z: doi:10.1038/170871c0
- Munsell Color (FIRM), 2010. Munsell soil color charts : with genuine Munsell color chips [online]. B.m.: 2009 year revised. Grand Rapids, MI: Munsell Color, 2010. Dostupné z: <https://search.library.wisc.edu/catalog/9910109259802121>

- Osman, K. T. 2012. *Soils: Principles, Properties and Management*. Springer Netherlands. <https://books.google.cz/books?id=pZ0rVya6CW4C>
- Sanchez, P. A. 2019. *Properties and Management of Soils in the Tropics* [online]. B.m.: Cambridge University Press. ISBN 9781107176058. Dostupné z: <https://books.google.cz/books?id=YKh7DwAAQBAJ>
- Sáňka, M., Materna, J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. *Planeta* [online]. 11, 84. Dostupné z: [http://www.mzp.cz/web/edice.nsf/CEFFC9BDDDD360E2EC1256FAF0040EEF6/\\$file/indikatory_el.pdf](http://www.mzp.cz/web/edice.nsf/CEFFC9BDDDD360E2EC1256FAF0040EEF6/$file/indikatory_el.pdf)
- Sáňka, M., Vácha, R., Poláková, Š., Fiala, P. 2018. Kritéria pro hodnocení produkčních ekologických vlastností půd [online]. B.m.: Ministerstvo životního prostředí. ISBN 9788072126279. Dostupné z: <https://books.google.cz/books?id=ErxJuwEACAAJ>
- Smith, B. C. 2011. *Fundamentals of Fourier Transform Infrared Spectroscopy* [online]. B.m.: CRC Press. ISBN 9781420069303. Dostupné z: https://books.google.cz/books?id=LR9HkK2cP_0C
- Šarapatka, B. 2014. *Pedologie a ochrana půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci. 232 s. ISBN: 9788024437361.
- Tejnecký, V. et al. 2020. The influence of land-use on tropical soil chemical characteristics with emphasis on aluminium. *Journal of Inorganic Biochemistry* [online]. B.m.: Elsevier, 204(July 2019), 110962. ISSN 18733344. Dostupné z: [doi:10.1016/j.jinorgbio.2019.110962](https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2019.110962)
- Thomaz, E. L., Antoneli, V., Doerr, S. H. 2014. Effects of fire on the physicochemical properties of soil in a slash-and-burn agriculture. *Catena* [online]. B.m.: Elsevier B. V., 122 (November), 209–215. ISSN 03418162. Dostupné z: [doi:10.1016/j.catena.2014.06.016](https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.06.016)
- USDA, 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, 12th ed. Change. 12, 327–328.
- Vašků, Z. 2012. *Hospodářský systém terra preta*. VESMÍR, spol. s r. o. Available from <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2012/cislo-10/hospodarsky-system-terra-preta.html>
- Vrba, V., Huleš, L. 2005. Humus - půda - rostlina (2) Humus a půda. *CZ Biom - České sdružení pro biomasu*. Praha 1. Available from <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/humus-puda-rostlina-2-humus-a-puda>

Seznam tabulek

Tab. 1: hodnocení obsahu humusu v půdách (Sáňka et al. 2018).

Tab. 2: přehled prováděných prací.

Tab. 3: sledované pásy střední oblasti infračerveného spektra půdních vzorků

Tab. 4: korelační matice sledovaných proměnných.

Seznam obrázků

- Obr. 1: zastoupení půdních fází (%).
- Obr. 2: rozšíření půdního typu Ferralsols v Africe (Jones et al 2013).
- Obr. 3: rozšíření půdního typu Nitisols v Africe (Jones et al 2013).
- Obr. 4: rozšíření půdního typu Acrisols v Africe (Jones et al 2013).
- Obr. 5: rozšíření půdního typu Vertisols v Africe (Jones et al 2013).
- Obr. 6: rozšíření půdního typu Plinthosols v Africe (Jones et al 2013).
- Obr. 7: rozšíření půdního typu Andosols v Africe (Jones et al 2013).
- Obr. 8: antropogenní formy degradace půd v Africe.
- Obr. 9: schéma translokace půd.
- Obr. 10: průměrná spektra všech stanovišť v čase 0 s významnými organickými a minerálními pásy (Tab. 3), vrstva půdy: 0-5 cm.
- Obr. 11: průměrná spektra všech stanovišť v čase 0 s významnými organickými a minerálními pásy (Tab. 3), vrstva půdy: 5-20 cm.
- Obr. 12: průměrná spektra pro typ translokace: kukuřičné pole → sekundární les v pozorovacích časech 0, +3, +6, +12.
- Obr. 13: průměrná spektra pro typ translokace: primární les → agrolesnictví (kakao) v pozorovacích časech 0, +3, +6, +12.
- Obr. 14: průměrná spektra pro typ translokace: primární les → kukuřičné pole v pozorovacích časech 0, +3, +6, +12.

Seznam grafů

- Graf 1: vývoj změn aktivního pH v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 2: vývoj změn aktivního pH v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 3: vývoj změn aktivního pH v čase, typ translokace: kukuřičné pole → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 4: vývoj změn aktivního pH v čase, typ translokace: kukuřičné pole → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 5: vývoj změn aktivního pH v čase, typ translokace: primární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 6: vývoj změn aktivního pH v čase, typ translokace: primární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 7: vývoj změn aktivního pH v čase, typ translokace: sekundární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 8: vývoj změn aktivního pH v čase, typ translokace: sekundární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 9: vývoj změn výměnného pH v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 10: vývoj změn výměnného pH v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 11: vývoj změn výměnného pH v čase, typ translokace: kukuřičné pole → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 12: vývoj změn výměnného pH v čase, typ translokace: kukuřičné pole → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 13: vývoj změn výměnného pH v čase, typ translokace: primární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 14: vývoj změn výměnného pH v čase, typ translokace: primární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 15: vývoj změn výměnného pH v čase, typ translokace: sekundární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 16: vývoj změn výměnného pH v čase, typ translokace: sekundární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 17: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 18: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 19: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: kukuřičné pole → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 20: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: kukuřičné pole → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)
- Graf 21: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: primární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 22: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: primární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 23: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: sekundární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 24: vývoj obsahu organického uhlíku v čase, typ translokace: sekundární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 25: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 26: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: agrolesnictví (kakao) → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 27: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: kukuřičné pole → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 28: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: kukuřičné pole → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 29: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: primární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 30: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: primární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 31: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: sekundární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 32: vývoj hodnot indexu aromaticity (AI) v čase, typ translokace: sekundární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 33: vývoj hodnot indexu potenciální smáčivosti organické hmoty (PWI), typ translokace: agrolesnictví (kakao) → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 34: vývoj hodnot indexu potenciální smáčivosti organické hmoty (PWI), typ translokace: agrolesnictví (kakao) → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 35: vývoj hodnot indexu potenciální smáčivosti organické hmoty (PWI), typ translokace: kukuřičné pole → primární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 36: vývoj hodnot indexu potenciální smáčivosti organické hmoty (PWI), typ translokace: kukuřičné pole → sekundární les (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 37: vývoj hodnot indexu potenciální smáčivosti organické hmoty (PWI), typ translokace: primární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 38: vývoj hodnot indexu potenciální smáčivosti organické hmoty (PWI), typ translokace: primární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 39: vývoj hodnot indexu potenciální smáčivosti organické hmoty (PWI), typ translokace: sekundární les → agrolesnictví (kakao) (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf 40: vývoj hodnot indexu potenciální smáčivosti organické hmoty (PWI), typ translokace: sekundární les → kukuřičné pole (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Seznam zkratk

C_{ox} – oxidovatelný uhlík

KVK – kationtová výměnná kapacita

pHH₂O – aktivní půdní reakce

pHCaCl₂ – výměnná půdní reakce

SOM – půdní organická hmota

FTIR – Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací

AI – index aromaticity

PWI – index potenciální smáčivosti

PF – primární les

SF – sekundární les

CA – kakao, agrolesnictví

MC – kukuřičné pole

ČZU – Česká zemědělská univerzita v Praze

KPOP – Katedra pedologie a ochrany půd

Seznam příloh

Příloha 1: trojúhelník užívaný ke klasifikaci půdních druhů.

Příloha 2: generalizovaná mapa půdních typů podle IUSS Working Group WRB 2015.

Příloha 3: půdní profil na jedné z odběrových lokalit, půdní typ: plinthic ferralsols.

Příloha 4: fotografie z jedné z odběrových lokalit (pěstování kakaava, agrolesnictví Kamerun).

Příloha 5: vymezení čtvercového výřezu k translokaci.

Příloha 6: kritéria pro hodnocení půdní reakce podle vyhlášky č. 275/1998 Sb.

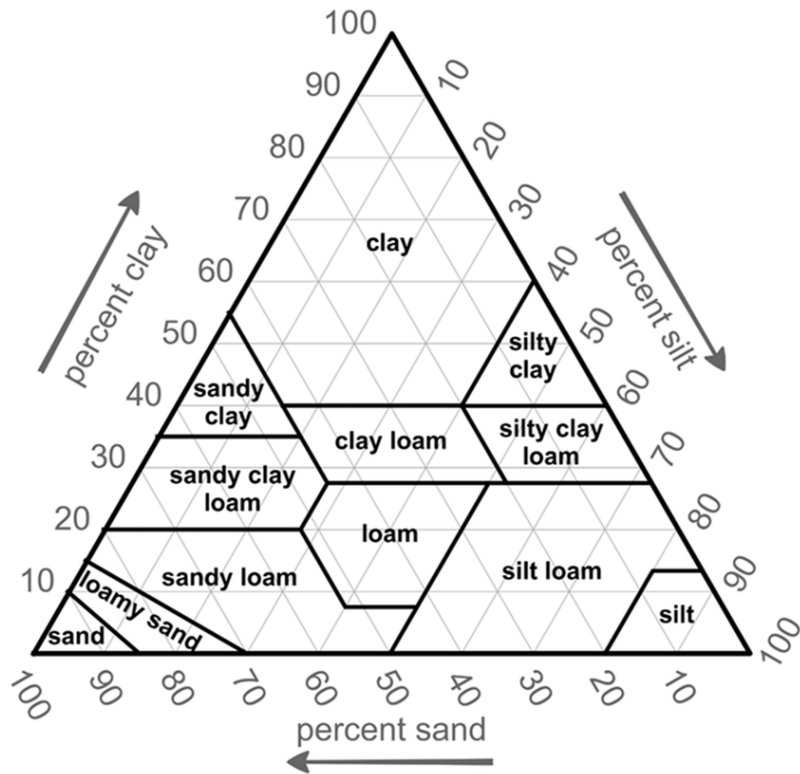
Příloha 7: průměrné hodnoty aktivní půdní reakce v Africe (Jones et al 2013).

Příloha 8: průměrné hodnoty obsahu organického uhlíku v půdách Afriky (Jones et al 2013).

Příloha 9: management půdy na sledovaných pozemcích v časovém období 1/2018–2/2020

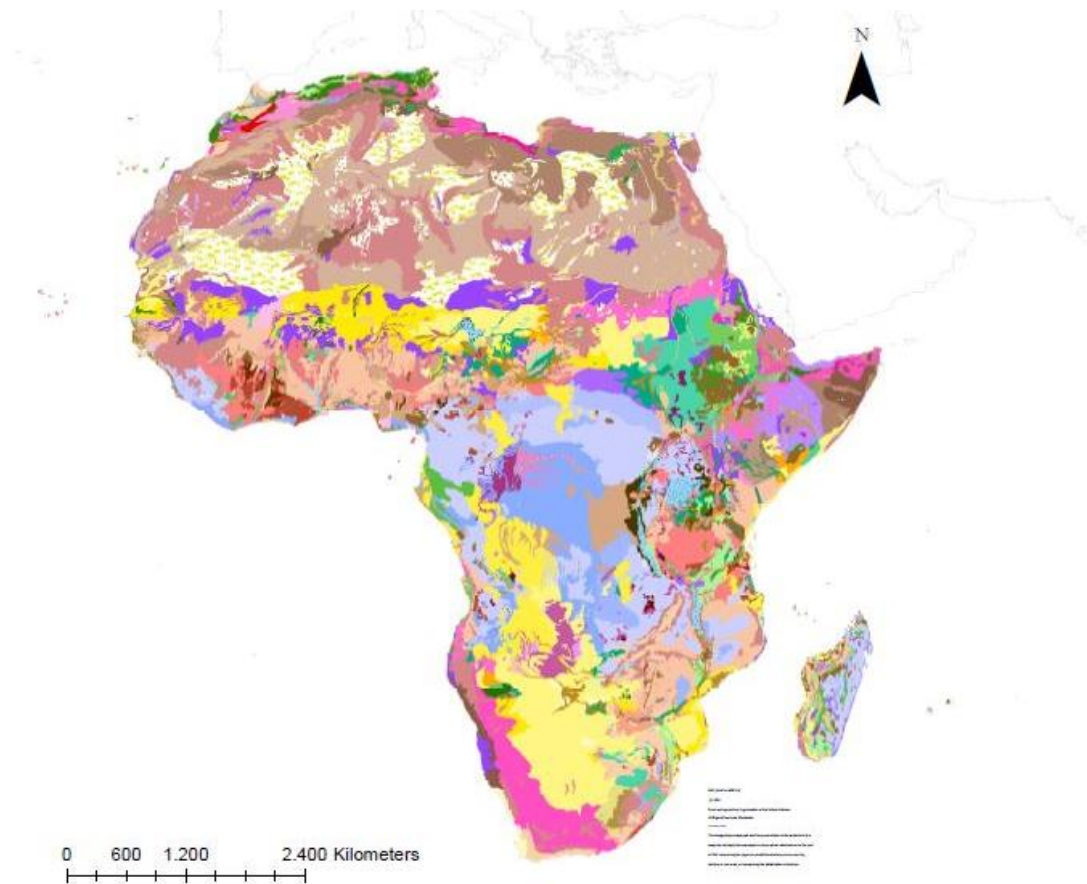
Samostatné přílohy

Příloha 1 – trojúhelník užívaný ke klasifikaci půdních druhů



https://www.researchgate.net/figure/USDA-Soil-Texture-Triangle_fig2_279631053

Příloha 2: generalizovaná mapa půdních typů (IUSS Working Group WRB 2015)



Legend

Af- Ferric Acrisols	Ft- Rhodic Ferrasols	Jt- Thionic Fluvisols	Od- Dystric Histosols	Tv- Vitric Andosols	Yk- Calcic Yermosols
Ao- Orthic Acrisols	Fx- Xanthic Ferrasols	K- KASTAZNOZEMS	Oe- Eutric Histosols	V- VERTSOLS	Yl- Luvic Yermosols
Ap- Plinthic Acrisols	G- GLEYSOLS	Kk- Calcic Kastanozems	Ph- Humic Podzols	Vc- Chromic Vertisols	Yy- Gypsic Yermosols
Bc- Chromic Cambisols	Gd- Dystric Gleysols	Kl- Luvic Kastanozems	Qa- Albic Arenosols	Vp- Pellic Vertisols	Z- SOLONCHAKS
Bd- Dystric Cambisols	Ge- Eutric Gleysols	L- LUVIBOLS	Qc- Cambic Arenosols	W- PLANOSOLS	Zg- Gleyic Solonchaks
Be- Eutric Cambisols	Gh- Humic Gleysols	La- Albic Luvisols	Qf- Ferralic Arenosols	Wd- Dystric Planosols	Zo- Orthic Solonchaks
Bf- Ferralic Cambisols	Gm- Mollic Gleysols	Lc- Chromic Luvisols	Qi- Luvic Arenosols	We- Eutric Planosols	Zt- Takyric Solonchaks
Bg- Gleyic Cambisols	Gp- Plinthic Gleysols	Lf- Ferric Luvisols	R- REGOSOLS	Ws- Solodic Planosols	Water Bodies (WA)
Bh- Humic Cambisols	Hh- Haplic Phaeozems	Lg- Gleyic Luvisols	Rc- Calcic Regosols	X- XEROSOLS	Salt flats (ST)
Bk- Calcic Cambisols	Hi- Luvic Phaeozems	Lk- Calcic Luvisols	Rd- Dystric Regosols	Xh- Haplic Xerosols	Rock Debris (RK)
Bv- Vertic Cambisols	I- LITHOSOLS	Ll- Ferric Luvisols	Re- Eutric Regosols	Xk- Calcic Xerosols	Dunes/Shifting sand (DB)
E- RENDZINAS	J- FLUVISOLS	Lp- Plinthic Luvisols	Ro- Orthic Solonetz	Xl- Luvic Xerosols	NO DATA (ND)
Fh- Humic Ferrasols	Jc- Calcic Fluvisols	Lq- Ferric Luvisols	Th- Humic Andosols	Xy- Gypsic Xerosols	Land boundaries
Fo- Orthic Ferrasols	Jd- Dystric Fluvisols	Lr- Ferric Luvisols	Tm- Mollic Andosols	Y- YERMOSOLS	
Fp- Plinthic Ferrasols	Je- Eutric Fluvisols	Ls- Ferric Luvisols	To- Ochric Andosols	Yh- Haplic Yermosols	
		Nh- Humic Nitisols			

Příloha 3: půdní profil na jedné z odběrových lokalit, půdní typ: plinthic ferralsols



Autor fotografie: doc. Ing. Vít Penížek, Ph.D.

Příloha 4: fotografie z jedné z odběrových lokalit (pěstování kaka, agrolesnictví Kamerun)



Autor fotografie: doc. Ing. Vít Penížek, Ph.D.

Příloha 5: vymezení čtvercového výřezu půdy k translokaci

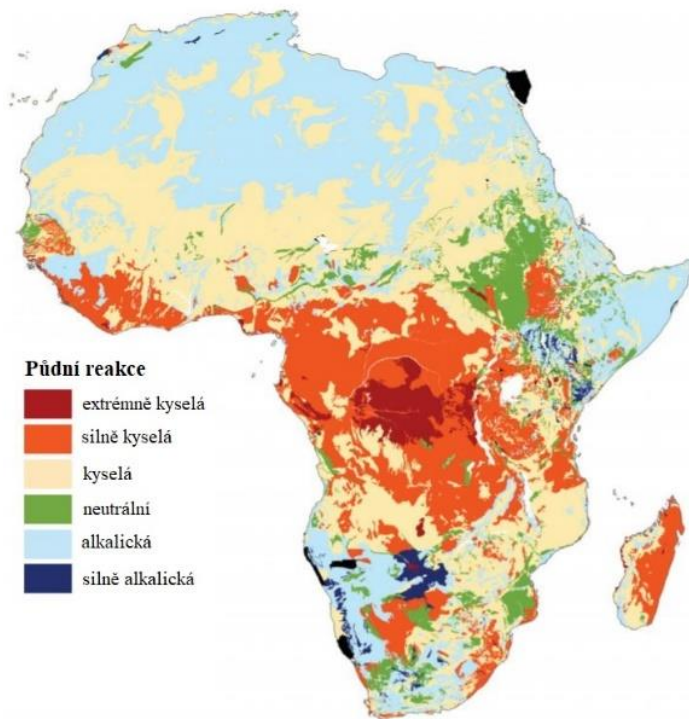


Autor fotografie: doc. Ing. Vít Penížek, Ph.D.

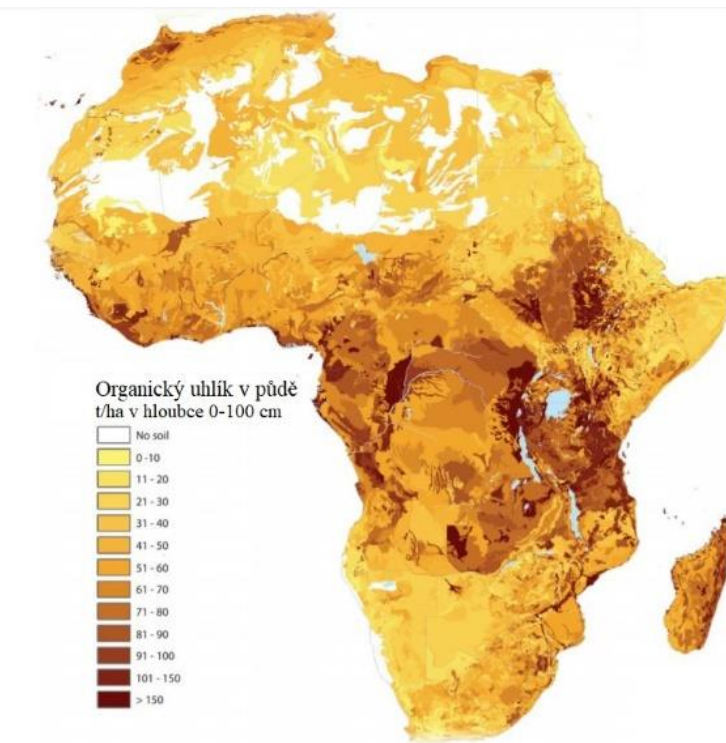
Příloha 6: kritéria pro hodnocení půdní reakce podle vyhlášky č. 275/1998 Sb.

hodnota pH	půdní reakce
do 4,5	extrémně kyselá
4,6-5,0	silně kyselá
5,1-5,5	kyselá
5,6-6,5	slabě kyselá
6,6-7,2	neutrální
7,3-7,7	alkalická
nad 7,7	silně alkalická

Příloha 7: Průměrné hodnoty aktivní půdní reakce v Africe (Jones et al 2013).



Příloha 8: Průměrné hodnoty obsahu organického uhlíku v půdách Afriky (Jones et al 2013).



Příloha 9: management půdy na sledovaných pozemcích v časovém období 1/2018–2/2020 (Tejnecký 2020)

