

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: B 4131 Zemědělství  
Studijní obor: Trvale udržitelné systémy hospodaření v krajině  
Katedra: Katedra agroekosystémů  
Vedoucí katedry: prof. Ing. Jan Moudrý, CSc.

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Primární organická hmota a humus a jejich biodegradabilita

Vedoucí bakalářské práce: prof. Ing. Ladislav Kolář, DrSc.

Autor: Václav Kahuda

České Budějovice, 2015

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
Fakulta zemědělská  
Akademický rok: 2014/2015

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Václav KAHUDA**  
Osobní číslo: **Z13289**  
Studijní program: **B4131 Zemědělství**  
Studijní obor: **Trvale udržitelné systémy hospodaření v krajině**  
Název tématu: **Primární organická hmota a humus a jejich biodegradabilita**  
Zadávací katedra: **Katedra agroekosystémů**

### Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

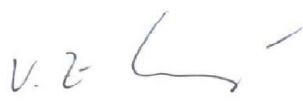
1. Zpracujte novou koncepci dvousložkového třídění půdní organické hmoty a využijte k tomu prameny, které Vám předá vedoucí Vaší práce.
2. Vyberte dva libovolné vzorky jemnozemě hlinitopísčité půdy typu kambizem kyselá, analyzujte je za pomoci agrolaboratoře AGROLA Jindřichův Hradec a vyhodnoťte jejich půdní organickou hmotu starou i novou metodou. Srovnajte výsledky.
3. Práci rozdělte obvyklým způsobem na Úvod, Literární přehled, Materiál a metody, Výsledky a diskuse, Závěr, Seznam literatury.
4. V závěru práce zhodnoťte výhody a nevýhody nové metody.

Rozsah grafických prací: **dle potřeby**  
Rozsah pracovní zprávy: **50 stran**  
Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná/elektronická**  
Seznam odborné literatury:

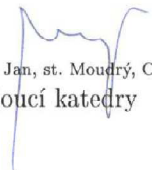
Rešerše z vědeckých databází přístupných v knihovně JU.  
Zcela vyloučeny jsou zprávy z internetu, populární práce místních časopisů,  
reklamní literatura a pedagogická literatura - skripta atd.  
Využijte kurzu o postupu tvorby literární rešerše podle nabídky knihovny JU,  
kurz je bezplatný!

Vedoucí bakalářské práce: **prof. Ing. Ladislav Kolář, DrSc.**  
Katedra agroekosystémů

Datum zadání bakalářské práce: **13. února 2015**  
Termín odevzdání bakalářské práce: **24. dubna 2016**

  
prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc., dr. h. c.  
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA  
studijní oddělení  
Studentská 13  
370 05 České Budějovice

  
prof. Ing. Jan, st. Moudrý, CSc.  
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 11. března 2015

## **Prohlášení autora**

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích 14. 4. 2016

Václav Kahuda

### **Poděkování:**

Děkuji vedoucímu mé bakalářské práce prof. Ing. Ladislavu Kolářovi, DrSc., za ochotu a trpělivost, metodické a odborné vedení, cenné rady, připomínky a pomoc při zpracování této práce.

## **Abstrakt**

Kahuda V., 2016: Primární organická hmota a humus a jejich biodegradabilita. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií.

Tato bakalářská práce se věnuje pojmu biodegradabilita v souvislosti s jedinými dvěma složkami půdní organické hmoty, primární organickou půdní hmotou a humusem. Úvodem byly rozebrány tyto jednotlivé termíny zejména pro vyjasnění obvyklých názvoslovných nepřesností a poté byla pojednána nová koncepce dvousložkového třídění půdní organické hmoty.

Za pomoci výsledků rozborů vzorků, provedených v laboratoři, byly porovnány výsledky původního postupu s výsledky nové metody hodnocení půdní organické hmoty na základě reakčně - kinetického hodnocení oxidace organické části půdního vzorku podle teorie prof. Ladislava Koláře.

Cílem této práce bylo přispět k postupu hodnocení kvality i kvantity primární (nezhumifikované) části půdní organické hmoty a potvrdit funkčnost nové metody hodnocení.

## **Klíčová slova**

Půdní organická hmota (SOM) - humus - primární půdní organická hmota - labilní frakce - kvalita a kvantita - stupeň hydrolyzovatelnosti - oxidace - reakční rychlost.

## **Abstract**

Kahuda V., 2016: Primary organic matter and humus and their biodegradability.  
University of South Bohemia in České Budějovice, Faculty of Agriculture,  
Department of Applied plant biotechnologies.

This Bachelor thesis is devoted to the concept of biodegradability in connection with only two components of soil organic matter, soil organic matter primary and humus. At the outset, these were discussed various deadlines. Especially to clarify of common terminological inaccuracies and then was dealt a new concept of two-component classification of soil organic matter.

With the help of the results of analyzes of samples in the laboratory, the results were compared to the original method with the results of new evaluation methods of soil organic matter on the basis of the reaction - kinetic evaluation oxidation of organic soil sample according to the theory prof. Ladislav Kolar.

The aim of this work was to contribute to the evaluation process quality and quantity of primary (not humified) of soil organic matter and confirm the functionality of new evaluation methods.

## **Keywords**

Soil organic matter (SOM) - humus - primary soil organic matter - labile fraction - quality and quantity - degree options of hydrolysis - oxidation - reaction rate.

## **OBSAH:**

### 1. ÚVOD

1.1. Organická hmota .....	9
1.1.1 Humusové kyseliny .....	9
1.1.2 Faktor 1,724 .....	10
1.2 Humus a primární organická hmota .....	12
1.3. Rozdíl primární organické hmoty a humusu v biodegradabilitě .....	14
1.4. Rozdíl primární organické hmoty a humusu ve schopnosti iontové výměny .....	16

### 2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1. Kvalitativní znaky primární organické půdní hmoty .....	18
2.2. Kvalitativní znaky humusu .....	18
2.2.1 Vyžaduje praxe stejnou kvalitu humusu pro různé účely? .....	19
2.2.2 Kvalita humusu pro omezení ztrát živin z půdy vyplavením .....	21
2.2.3 Kvalita humusu pro zlepšení fyzikálních a technologických vlastností půdy včetně vodního režimu půd .....	21
2.2.4 Kvalita humusu pro odolnost půdy proti utužení při pojezdu těžkých strojů .....	22
2.3. Půdní organická hmota a hospodaření s vodou v půdě .....	23
2.4. Funkce primární organické hmoty v půdě ve vztahu k hospodaření s vodou .....	26
2.5. Schopnost primární organické hmoty k mineralizaci a iontovýměnná kapacita .....	28

3. MATERIÁL A METODY .....	30
----------------------------	----

4. VÝSLEDKY A DISKUSE .....	32
-----------------------------	----

5. ZÁVĚR .....	36
----------------	----

6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY .....	37 - 40
------------------------------------	---------



# 1. ÚVOD

## 1.1. Organická hmota

O důležitosti organické hmoty se zemědělci přesvědčili už dávno – především si všimli toho, že půda s větším množstvím organické hmoty byla kypřejší, lépe se zpracovávala, lépe hospodařila s vodou, lépe se zahřívala sluncem, protože byla tmavší. Ale teprve v 18. století se objevili badatelé, kteří se půdní organickou hmotou začali vědecky zabývat. Popud k tomu dala teorie humusová, kterou v Německu vytvořil A. D. Thaer (1752 – 1821). Tato teorie tvrdila, že úrodnost půdy závisí úplně na obsahu humusu v půdě, protože humus je mimo vodu jedinou půdní látkou, která může být považována za zdroj rostlinné výživy. Brzy však odborníci poznali, že tato teorie je nesmysl a brzy ji nahradila nová teorie minerální, jejímž autorem byl známý přírodovědec a podnikatel (zavedl u nás výrobu sody), německý badatel J. Liebig (1803 – 1873). Tato teorie platí dodnes. Jejím principem bylo tvrzení, že rostlinnými živinami mohou být jen minerální částice s elektrickým nábojem, tedy ionty a organická hmota může být zdrojem těchto iontů až po svém úplném rozkladu, mineralizaci, která byla označena jako „pomalé spalování“ pro shodu produktů, kterými byly voda, oxid uhličitý a minerální soli, schopné disociovat na ionty.

### 1.1.1 Humusové kyseliny

Tento vývoj vedl k velkému zájmu o organickou půdní hmotu a bohužel už tehdy se začaly směřovat pojmy „humus“ a „půdní organická hmota“ a tyto pojmy byly považovány za synonyma. Později si badatelé uvědomili, že v té půdní organické hmotě jsou nějaké kyselé reagující látky, a proto je nazvali „humusové kyseliny“. Nejprve se domnívali, že je jich jen několik, dokonce existovala představa, že ta humusová kyselina je jen jedna. Tak se hovořilo a psalo o „kyselině krenové“, o kyselině „apokrenové“ a později o „kyselině huminové“. Odborníci se je snažili z půdy izolovat, stanovili v nich obsahy dusíku, fosforu, vodíku a kyslíku – ale výsledky byly velmi rozdílné, těžko se daly zobecnit. Až posléze dospěli vědci k závěru, že humusových kyselin bude asi mnohem více a že budou mít také velmi

rozdílný charakter, a tak se rozhodli, že nejlépe bude organickou půdní hmotu charakterizovat jen podle celkového obsahu uhlíku. Ale uhlík se v té době dal chemicky stanovit v podstatě jen dvěma cestami: Celkem složitou a náročnou elementární analýzou, při které se vzorek dokonale spálil a analyticky se stanovil vzniklý oxid uhličitý; druhá cesta byla rychlejší, tím levnější – i když její výsledky byly nepatrně nižší, než u metody první. Principem této druhé metody bylo spalování vzorku na mokré cestě roztokem bichromanu draselného v kyselině sírové a zpětná titrace nespotřebovaného oxidovaadla Mohrovou solí, roztokem síranu železnatoamonného. Uhlík takto stanovený se nazýval „uhlík oxidovatelný“ (označení je nesmyslné, protože každý uhlík je oxidovatelný, správnější název by byl „uhlík oxidovatelný na mokré cestě“). Tento uhlík se označoval symbolem  $C_{ox}$ . Od té doby je  $C_{ox}$  mírou organické hmoty v půdě.

### 1.1.2 Faktor 1,724

Vědecké práce o organické hmotě pokračovaly dále a samozřejmě pokračoval i výzkum humusových kyselin. Vědci ale potřebovali nějaký analytický standard, podle kterého by mohly být výsledky výzkumu organických kyselin půdní organické hmoty srovnávány. Už tehdy, na počátku 19. století, začala v Německu pracovat firma MERCK, která se specializovala na výrobu chemikálií a laboratorního zařízení pro vědecké instituce. Zájem zákazníků o standard humusové kyseliny vyřešili takto: Vzali starý zahradnický kompost (už tehdy se vědělo, že tmavohnědá barva kompostu skýtá naději, že v jeho hmotě je obsažena nějaká humusová kyselina), kompost vyluhovali alkalickým roztokem, ve snaze extrakt vyčistit jej srazili kyselinou a z roztoku jim vypadla tmavě zbarvená koloidní frakce, o které brzy zjistili, že má velkou molekulovou hmotnost, že je schopna disociace a odštěpený vodík nahradit ionty kovů. Byla to jistě kyselina a protože ji vyrobili z organické hmoty (tehdy obecně označované jako humus), nazvali ji Acidum humicum Merck, kyselinou huminovou. Podrobili ji analýze a zjistili, že obsahuje 58 % uhlíku a začali tento analytický standard prodávat laboratořím.

A nyní došlo k fatálnímu omylu: Znovu zesílily už dávno překonané představy, že kyselina huminová je jen jedna. A další chyba nastala v tom, že obsah C v půdě se na tuto Merckovu huminovou kyselinu začal přepočítávat a sice násobením

faktorem 1,724. Tento faktor vznikl z prosté úvahy: Má-li huminová kyselina 58 % uhlíku, kolik huminové kyseliny (tedy humusu) odpovídá celkovému, tedy 100% obsahu uhlíku?

$$100 : 58 = 1,724$$

Od té doby se zcela bezdůvodně a tupě přepočítává obsah  $C_{ox}$  na humus násobením faktorem 1,724, ačkoliv je to úplný nesmysl.

Dnes přece víme, že humusové kyseliny jsou rozdílné, můžeme je rozdělit na dvě velké skupiny: na huminové kyseliny označované HK a na fulvokyseliny, označované FK. A také víme, že veškerý  $C_{ox}$  organické hmoty v půdě přece nepatří jen humusu, ale také nezhumifikované, primární organické hmotě půdní, tedy rozloženým nebo nerozloženým kořenům a kořenovým vláskům, kořenovým exudátům, posklizňovým rostlinným zbytkům, opadu listů, organickým hnojivům a odumřelým mikro- i makroorganismům. Jaký je podíl humusu v tomto rozdělení  $C_{ox}$  mezi humus a primární organickou půdní hmotu, o tom nás informuje tzv. „stupeň humifikace“, označovaný  $S_H$ , to je podíl  $C_{ox}$  huminových kyselin a fulvokyselin, dělený celkovým půdním  $C_{ox}$ . Zlomek se násobí 100, aby údaj  $S_H$  vyjadřoval množství humusu v % celkové půdní organické hmoty:

$$S_H = \frac{(C_{oxHK} + C_{oxFK})}{C_{ox\ celk}} \cdot 100$$

Stupeň humifikace  $S_H$  je podle kvality půdy a hlavně v závislosti na rostlinách, které jsou na dané půdě pěstovány, velmi rozdílný. Obyčejně se pohybuje v mezích 5 – 40 % a to znamená, že primární organická hmota je v každé půdě proti humusu v převaze. To proto, že organická hmota v půdě snadno mineralizuje, mnohem méně humifikuje a hlavně proto, že se i v organicky nehnojené půdě stále a stále doplňuje. I v ladem ležící půdě rostou nějaké rostliny, jejichž kořeny odumírají, listy opadávají, v každé půdě žijí a umírají mikroorganismy i makroorganismy. Jestliže pěstujeme na půdě rostliny, které mají velké kořenové baly a koření do hloubky (takové rostliny vylučují kořeny také mnoho jednodušších organických látek, tzv. „exudátů“), např. víceleté pícniny (jetel, vojtěška), potom se obvykle dostává do půdy tolik nové, primární organické hmoty, že takovou půdu vůbec nemusíme hnojit organickými hnojivy.

## 1.2. Humus a primární organická hmota

Dnes bychom tedy měli zcela kategoricky dělit organickou půdní hmotu na dvě složky: Na primární organickou hmotu půdní, která může být původní, ale už zcela rozložená. Důležité je to, že se třeba už zcela rozpadla a začala mineralizovat, ale dosud z jejích fragmentů nebyly účinkem enzymů půdních mikroorganismů syntetizovány vysokomolekulární polymery a polykondenzáty, čili zatím nedošlo k humifikaci. Druhá složka půdní organické hmoty, která podlehla procesu humifikace, jsou právě ty syntetizované, vysokomolekulární sloučeniny, které tvoří humus. Tento humus má jen tři složky: Jsou to huminové kyseliny HK, fulvokyseliny FK a huminy HM. Dříve do složek humusu patřily ještě hymatomelanové kyseliny, ale později tato skupina kyselin splynula s huminovými kyselinami. Byly to vlastně jen huminové kyseliny, rozpustné v etanolu. Huminy jsou charakteristické svojí malou reaktivitou, vysokým obsahem minerálního popela a velkou relativní molekulovou hmotností.

Vzhledem k tomu, že se špatně rozpouštějí v polárních i nepolárních rozpustidlech, že prakticky nejsou schopny oddisociovat svůj vodík a proto se nemohou uplatnit ani v iontové výměně v půdě, se huminům připisuje jen malý význam. Někteří badatelé je považují za produkty reakcí mezi huminovými kyselinami a minerální koloidní půdní frakcí. Jiní je považují za adsorpční organominerální komplexy vysokomolekulárních huminových kyselin a pro jejich nepatrnou chemickou reaktivitu za přechod k nereaktivní, vysokomolekulární humusové hmotě, k tzv. „humusovému uhlí“.

Protože tyto látky jsou vlastně inertní formou půdního organického uhlíku a mají pro praktického zemědělce význam zcela minimální, při výpočtu stupně humifikace  $S_H$  (viz předchozí text) se s nimi vůbec nepočítá.

Proto s jistou malou nepřesností můžeme za humus považovat jen huminové kyseliny a fulvokyseliny a všechny další sloučeniny (soli, chláty, komplexy), které tyto dvě složky humusu v půdě tvoří.

Nesmíme ale zapomenout na dva velmi důležité fakty:

- 1) Huminové kyseliny i fulvokyseliny (celá skupina se nazývá „humusové kyseliny“) tvoří svými vlastnostmi, strukturou i chemickým složením spojitou řadu, ve které se liší jen tím, že z alkalického roztoku se huminové kyseliny sráží, zatímco fulvokyseliny i v kyselém prostředí zůstávají v roztoku. Ale to rozhraní, kdy se humusové kyseliny sráží a kdy nikoliv, je velmi nejisté: Ovlivňuje jej druh a síla kyseliny, teplota, ale i otřesy okolí, doba stání a mnoho dalších faktorů. Proto na tomto rozhraní existují huminové kyseliny, které pak reagují spíše jako fulvokyseliny a naopak fulvokyseliny, které svými vlastnostmi jsou spíše huminovými kyselinami.
- 2) Skupina huminových kyselin i skupina fulvokyselin neobsahuje nikdy několik jedinců, ale vždy je obrovská. O izolaci nějakého chemického individua nemůže být ani řeči. Pokrok v chromatografii, gelová chromatografie na dextranových gelech, tzv. „molekulových sítích“ nám dnes umožňuje ten chaos velkého počtu např. huminových kyselin alespoň zhruba rozdělit na několik skupin podle relativní molekulové hmotnosti, s odhadem procentického zastoupení jednotlivých skupin vzhledem k celkovému množství huminových kyselin. Měřicím kritériem je obsah uhlíku. Zdá se těžko pochopitelné, že v době, kdy preparativní chemie dokáže izolovat ze složitých směsí komplikované organické látky, se jí to v případě humusových kyselin nedaří. Příčinou je velmi vysoký počet jen nepatrně odlišných jedinců ve skupině, ve které navíc téměř stejně reagují.

Abych celou tuto problematiku lépe osvětlil, uvedu příklad z denní praxe:

V severních Čechách jsou bohaté zdroje mladých nadložích uhlí, tzv. „kapucínů“. Bylo zjištěno, že tyto kapucíny mají velmi vysoký obsah huminových kyselin. Protože v našich půdách je většinou humusu málo a jeho kvalita také není nejlepší, objevila se snaha tyto kapucíny využít ke zlepšení půdní úrodnosti našich půd. Protože huminové kyseliny kapucínů byly volné a naše většinou kyselé půdy nelze ošetřovat tak kyselým materiálem, byl do vytěžených kapucínů zaveden plynný čpavek a jejich huminové kyseliny se změnily na neutrální amonné humáty. Bylo na světě humusové a navíc dusíkaté hnojivo. S těžkými kovy tvoří fulvokyseliny většinou mobilní, velmi rozpustné komplexy, ale s huminovými kyselinami vznikají komplexy mnohem méně rozpustné, či dokonce nerozpustné sloučeniny. Proto dostalo nové hnojivo název Ekohum, protože se logicky předpokládalo, že bude v

půdě imobilizovat těžké kovy a proto pomůže půdní ekologii. Ve zkouškách se však ukázalo, že Ekohum nejen těžké kovy v půdě neblokoval, ale naopak velmi silně je mobilizoval a umožňoval jejich vstup do pěstovaných rostlin. A jaké je vysvětlení? Kapucíny sice obsahovaly huminové kyseliny, ale mladé, nízkomolekulární a tyto huminové kyseliny měly reakce spíše jako fulvokyseliny, než kyseliny huminové, i když se z alkalického roztoku daly vysrážet kyselinou.

### **1.3. Rozdíl primární organické hmoty a humusu v biodegradabilitě**

Nyní vysvětlím, čím se primární půdní organická hmota liší od humusu, a to tak významně, že považovat obě dvě složky půdní organické hmoty za rovnocenné by bylo stejné, jako sčítat jablka a hrušky dohromady:

Primární organická půdní hmota, pokud je přirozeného původu (igelitový sáček nebo umělohmotná zátka je sice také organický materiál, ale není přirozeného původu), má větší či menší schopnost podléhat v půdě rozkladným procesům, zprostředkovaným enzymy půdních mikroorganismů. Jde především o chemické reakce s vodou (hydrolýzy), při nichž ze složitých organických látek vznikají také organické látky, a to podstatně jednodušší. Tyto jednodušší látky jsou pak s pomocí enzymů oxidovány do různého stupně, konečným stupněm u všech organických látek je voda, oxid uhličitý a sloučeniny v organické hmotě obsažených prvků, ale už ve formě minerální. Proto se celý tento proces nazývá mineralizace. Produkty mineralizace organických látek jsou stejné, jako bychom organickou hmotu spálili. Proto můžeme mineralizaci chápat také jako proces pomalého spalování.

Každý ví, že při hoření jakékoliv organické hmoty se uvolňuje teplo. A také při mineralizaci se teplo uvolňuje. Vzpomeňme si, jak se dokáže zahřát na hromadu vysypaná tráva, kterou vysypeme z koše zahradní sekačky! A jak se dokáže zahřát mokré seno, jehož voda umožní bouřlivý rozvoj oxidačních mikroorganismů! Protože mineralizace teplo vydává, je to proces exotermický.

Stejně jako v kamnech některé palivo hoří snadno a některé mnohem hůře, i některá primární organická půdní hmota mineralizuje ochotně, tedy rychle, jiná zase velmi pomalu. Podle toho rozlišujeme primární organickou hmotu labilní (snadno rozložitelnou) a na druhé straně stabilní (špatně rozložitelnou). To jsou ovšem krajní

případy, mezi silně labilní frakcí primární organické půdní hmoty a silně stabilní frakcí je různý, ale vždy velký počet různých mezistupňů, více či méně labilních či stabilních. Záleží to nejen na chemickém složení dané konkrétní součásti primární organické půdní hmoty (např. vyšší obsah ligninu a menší obsah celulózy vede vždy k větší stabilitě), ale také na jejím fyzikálně-mechanickém stavu (malá částice téhož materiálu má větší specifický povrch a je labilnější, než kompaktní velká částice), částice suchá je stabilnější, než částice vlhká (protože voda je pro mikroorganismy a jejich životní činnost základem), částice se současným vyšším obsahem dusíku je labilnější, než bez dusíku (proto při hnojení slámou, která má k vysokému obsahu uhlíku jen málo dusíku, urychlíme rozklad slámy v půdě přihnojením dusíkatými hnojivy nebo močůvkou či kejdou, které dusík obsahují).

Zopakujeme-li stručně text předchozích řádků mohli bychom jej shrnout takto: Primární půdní organická hmota může být labilní nebo stabilní, ale vždy mineralizuje.

Humus na rozdíl od primární půdní organické hmoty mineralizuje tak pomalu, že z hlediska délky lidského života nemineralizuje prakticky vůbec. Poločas rozkladu jednotkového množství fulvokyselin se odhaduje na 40 let, ale poločas rozkladu huminových kyselin je 4 000 – 6 000 let podle jejich relativní molekulové hmotnosti. A stabilita málo reaktivních huminů s vysokým obsahem své minerální složky je ještě mnohem větší.

Jestliže tedy někdo sleduje obsah prvků jako rostlinných živin v humusu, má to význam pouze z hlediska poznání charakteru určité dané humusové frakce. Pro potřeby výživy rostlin jsou tyto živinné prvky ve struktuře humusových látek zcela ztraceny, protože se k nim rostliny nikdy nedostanou. Zdrojem živin pro rostliny jsou tedy jedině živinné prvky primární organické půdní hmoty, ze které se dostanou k rostlinám dříve nebo později, podle jejich stupně stability, procesem mineralizace.

#### 1.4. Rozdíl primární organické hmoty a humusu ve schopnosti iontové výměny

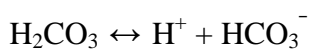
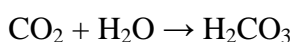
Víme, že organické koloidní částice, tvořené humusem (nikoli primární organickou půdní hmotou!) a minerální koloidní částice jílové nebo druhotných minerálů, vytváří v půdě tzv. „půdní sorpční komplex“, který je v podstatě schopen hospodařit s rostlinnými živinami v půdě. Název „sorpční“ je nesmyslný, je to opět archaismus. Stejně jako dříve užívaný termín „sorpční kapacita“ označovaná T. O sorpci vůbec nejde a nikdy nešlo, protože tzv. „sorpční kapacita“ se vždy zjišťovala jako iontová výměna. Zde hlavně zásluhou tehdy mladých pracovníků Výzkumného ústavu rostlinné výroby v Praze-Ruzyni a Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského v Brně byla učiněna náprava a místo nesprávného výrazu „sorpční kapacita“ byl zaveden správný výraz „kationtová výměnná kapacita“, označovaná dnes KVK.

Jak lze sice primitivně, ale zřetelně vysvětlit rozdíl mezi sorpcí a iontovou výměnou?

Půdní koloidní částice, ať minerální či organická, má na svém povrchu elektrický náboj. Vzpomeňme si na pana učitele z našich dětských let, když nás bavil pokusy se statickou elektřinou, třel liščí ocasem skleněnou tyč a dotýkal se bezové kuličky na hedvábné niti! Dokázal nám, že elektricky nabitě těleso přitahuje tělesa nabitá opačným znaménkem a tělesa nenabitá. Naopak odpuzuje těleso nabitě elektrostatickým nábojem stejného znaménka. To je vlastně sorpce. Půdní částice může poutat neutrální molekulu či elektricky nabitý ion a jestliže povrchové adhezní síly jsou dosti silné, už jej nepustí.

Iontová výměna neplatí pro molekuly, ale jen pro ionty. Rozdíl od sorpce je v tom, že probíhá beze změny elektrického náboje. Dejme tomu, že půdní koloidní částice přitáhla z půdního roztoku (kapalná fáze půd) iont  $\text{Ca}^{2+}$ . Jestliže v půdním roztoku v její blízkosti se objeví iont  $\text{H}^+$

(vznikne např. tímto sledem reakcí:



kyselina uhličitá z  $\text{CO}_2$  (z mineralizace) a  $\text{H}_2\text{O}$  (srážky) disociuje na kationt  $\text{H}^+$  a aniont  $\text{HCO}_3^-$ ),



pak vymění jeden iont  $\text{Ca}^{2+}$  za dva ionty  $\text{H}^+$ . Ke změně náboje nedošlo. Jestliže pak se v půdním roztoku objeví iont draslíku  $\text{K}^+$ , může z půdní částice vyměnit svůj iont  $\text{H}^+$  za iont  $\text{K}^+$ , který je pak na ní uložen pro horší časy. Např. rostliny spotřebují více  $\text{K}^+$  z původního roztoku, pak půdní částice pustí svůj  $\text{K}^+$  a doplní tak půdní roztok a sama přijme opět  $\text{H}^+$ .

Tedy mezi půdním roztokem a sorpčním komplexem existuje posunutá rovnováha (více iontů je na půdních částicích, méně v půdním roztoku) a proto půdní koloidní částice jsou takovým skladištěm živin, ze kterého se uvolňují živiny podle jejich úbytku v půdním roztoku.

To umožňuje nejen plynulou výživu rostlin, ale také to znamená omezení ztrát živin z půdy vyplavením, např. při větších a delších deštích. Proto je iontová výměna v půdě nesmírně cenná vlastnost půdy, která zemědělcům umožňuje nejen dosažení vysokých výnosů, ale také rentabilitu hnojení.

A nyní to nejdůležitější: Organické půdní částice, schopné iontové výměny, jsou jediné částice humusové. Organické částice primární organické půdní hmoty mohou sice mít na svém povrchu také elektrický náboj, ale nemají vybudovanou strukturu koloidní micely s nabíjecí plošnou a difusní, prostorovou elektrickou dvojvrstvou s fázovým rozhraním v difusní vrstvě a proto mohou mít vlastnosti sorpční, ale nikoli iontovýměnné. Pro humus je však iontová výměna typická.

Máme tedy pro humus a primární organickou hmotu půdní dva zásadní znaky:

- 1) Humus nemineralizuje z časového pohledu délky lidského života a má iontovou výměnu.
- 2) Primární organická hmota půdní vždy rychle či pomalu mineralizuje, může mít i schopnost sorpční, ale nemá patrnou iontovou výměnu (Kolář 2015).

## **2. LITERÁRNÍ PŘEHLED**

### **2.1. Kvalitativní znaky primární organické půdní hmoty**

U kvality primární půdní organické hmoty je to celkem jednoduché: Základem půdní úrodnosti i půdotvorných procesů je biologický faktor. Bez složitých mikrobiologických dějů a bez mikroorganismů by půda nebyla půdou. Pro činnost mikroorganismů v půdě je nutný zdroj energie a tím je právě labilní primární půdní organická hmota. Čím je labilnější, tím je mikrobiální život v půdě bohatší a proto četní vědci považují labilitu primární půdní organické hmoty za znak půdní úrodnosti. S těmito názory nelze zcela souhlasit, protože může nastat případ, že bychom měli půdu s převážně velmi labilní primární organickou půdní hmotou. Zasvítilo by slunce, trochu zapršelo, půda by měla vláhu i teplo. Půdní mikroorganismy by se rychle namnožily, labilní frakci rychle rozložily a zbyly by stabilní frakce. Nedostatkem přístupného energetického substrátu by počty půdních mikroorganismů rychle klesly. Proto se lze spíše domnívat, že pro úrodnou půdu je kvalitní primární půdní organická hmota ta, která má labilní, semilabilní a dokonce semistabilní frakce. Představa, že jen labilní frakce je znakem její kvality, je zřejmě představa poněkud příliš černobílá (Vaněk, Kolář, Pavlíková 2010).

### **2.2. Kvalitativní znaky humusu**

Mluvit o kvalitě humusu v obecném pojetí je mnohem horší, než mluvit o kvalitě primární půdní organické hmoty. To proto, že od primární organické hmoty očekáváme, že bude plnit v podstatě jen jeden cíl – mineralizovat a tím dodávat energii pro půdní mikroedafon a v přenosu pak dodávat energii pro endotermní humifikaci. Jinými slovy: Bez mineralizace by nebylo humifikace.

U humusu však očekáváme splnění více cílů: Chtěli bychom, aby humus v půdě vedl k vysokým hodnotám iontovýměnné kapacity, protože potřebujeme pružný živinný režim pro rostliny. A protože rentabilita rostlinné výroby vyžaduje dosažení vysokých výnosů, jsou nutné dávky živin při hnojení poměrně vysoké, cena moderních hnojiv stále stoupá a proto ztráty živin vyplavením musí humus omezit.

Na druhé straně víme, že úrodné půdy vyžadují rovnováhu mezi vzduchem a vodou v půdě, dobrou strukturu, příznivé technologické vlastnosti – aby např. vysoký orební odpor nás nenutil používat stále silnější a těžší stroje, které z polí tvoří utužené silnice. I ze zahrádkářské praxe každý ví, že často dobré provzdušnění půdy se výnosově projeví lépe, než intenzivní hnojení. Je požadovaná kvalita humusu, který působí zlepšení fyzikálních a technologických vlastností půdy a zlepšení vodně-vzdušného režimu půd stejná, jako kvalita humusu, který nás zajímá z hlediska iontové výměny v půdě? A co pružnost půdy, tedy odolnost půdy proti utužení při pojezdu těžkých mechanismů, bez kterých už se asi neobejdeme, chceme-li vysokou produktivitu práce v rostlinné výrobě. Je přece každému na první pohled zřejmé, že humus, který tvoří s minerální půdní frakcí humusojílovité komplexy, které svými reversibilně definovatelnými volnými prostory a které se samovolně regenerují účinkem vlastních elektrických nábojů, bude úplně jiný, než ten humus, který potřebujeme v půdě pro optimální iontovou výměnu (Kolář 2015).

### **2.2.1. Vyžaduje praxe stejnou kvalitu humusu pro různé účely?**

Z předchozí kapitoly je zřejmé, že mluvit o jediné kvalitě humusu vzhledem k různým účelům, kterým má sloužit, nelze.

Ale vždyť v různých učebnicích je kvalita humusu podle analytických kritérií hodnocena! Ano, ale bohužel z tradice, s výsledkem dosti problematickým.

Např. se hodnotí humusové kyseliny podle elementárního složení. Zajímavé, ale malými rozdíly pro praxi nevyužitelné. Jiní hodnotí humus podle poměru huminových kyselin a fulvokyselin, HK : FK. Čím je více HK, tím je prý humus kvalitnější. Znamená to, že fulvokyseliny jsou v humusu „špatné“ a huminové kyseliny „dobré“. Vychází se z toho, že genetické půdní typy s obecně kvalitní půdou mají vesměs poměr HK : FK vždy vyšší, než genetické půdní typy málo úrodných půd, kde HK : FK se blíží spíše nule, než jedničce. Ale na druhé straně fulvokyseliny nejsou zase až tak příliš špatné, umožňují např. pohyb jinak velmi líného fosforu z povrchové půdní vrstvy při hnojení do spodních půdních horizontů. A huminové kyseliny nejsou zase až tak moc dobré, protože jsou velmi různé, některé mají malou, jiné velkou a jiné obrovskou relativní molekulovou hmotnost a podle toho se chovají.

Ty nízkomolekulární mají dokonce chemické reakce shodné s reakcí fulvokyselin. Takže poměr HK : FK není spolehlivý ukazatel.

Ještě horší je odvozování kvality humusu od tzv. „barevného kvocientu“  $Q_{4/6}$ , tj. poměru extinkcí roztoku huminových kyselin, izolovaných z půdního vzorku, v  $\text{NaHCO}_3$  a nastaveného na stejný obsah uhlíku, 136 mg C na 1000 ml při dvou vlnových délkách:

$$Q_{4/6} = \frac{E_{465}}{E_{619}}$$

Hodnota  $Q_{4/6}$  byla původně určena pouze k důkazu huminových kyselin a jejich odlišnosti v různých genetických půdních typech. Barevný kvocient huminových kyselin z černozemě má hodnotu 2-3, z hnědozemě 3-4 a z ještě horších půdních typů ještě vyšší. Větší světelná absorpce huminových kyselin z černozemí prozrazuje kvalitní HK, které mají vysoký stupeň kondenzace a tím dochází ke snížení jejich disperzity. Rozdíly jsou ale malé, huminové kyseliny mohou z nejrůznějších příčin agregovat i při laboratorním zpracování vzorků a proto údaj  $Q_{4/6}$  má hodnotu velmi nespolehlivou a dá se použít jen k hrubé orientaci. Protože stanovení  $Q_{4/6}$  je poměrně velmi snadné, začalo se v laboratořích běžně používat a výsledkům byl přisouzen význam, který ve skutečnosti  $Q_{4/6}$  nikdy neměl.

Moderní stanovení kvality humusu je dnes postaveno na dvou metodách: na frakcionaci roztoku izolovaných huminových kyselin na frakce, kterými jsou intervaly relativní molekulové hmotnosti stanovené gelovou chromatografií a určení poměru procentického podílu uhlíku v těchto frakcích. Příklad: Půdní vzorek poskytl huminové kyseliny, které byly rozděleny na 4 frakce a podle zastoupení jejich uhlíku je procentické zastoupení HK v těchto frakcích následující:

**Tabulka zastoupení humusových kyselin podle frakcí :**

Frakce	Relativní molekulová hmotnost	% HK
1	do 100 000	18
2	100 000 - 150 000	47
3	150 000 - 300 000	28
4	nad 300 000	7

Z analýzy je zřejmé, že HK daného půdního vzorku obsahují většinou HK střední relativní molekulové hmotnosti, spíše nižší. Jsou to tedy HK relativně mladší, velmi reaktivní (s relativní molekulovou hmotností se reaktivita snižuje), lze je považovat za vysoce kvalitní pro iontovou výměnu.

Druhá metoda je založena na tom, že se sleduje iontovýměnná kapacita původního půdního vzorku a vzorku, ve kterém byla organická půdní hmota spálena peroxidem vodíku.

Obě tyto dvě metody mají své nedostatky. Hlavním nedostatkem je u všech těchto metod nutnost izolace HK nebo drastické působení chemikálií na půdní vzorek. A protože HK jsou velmi závislé na fyzikálním stavu povrchů svých částic, může se velmi snadno stát, že sledujeme v laboratoři huminové kyseliny, které se však od těch původních, které byly v půdním vzorku, dost podstatně liší. To se snaží řešit moderní věda sledováním vlastností humusu z různých projevů bez jakékoliv izolace z půdy složitými počítačovými modely – zatím použitelnými (ale také s chybami) jen v rámci stejného genetického půdního typu ve stejném klimatickém regionu.

### **2.2.2. Kvalita humusu pro omezení ztrát živin z půdy vyplavením**

Jde v podstatě o humus, který je maximálně účinný v iontové výměně v půdě. K tomu jsou ideální vysoce reaktivní mladší huminové kyseliny, jejichž jádra koloidních micel mají vysoký elektrochemický potenciál. Potom jsou schopny poutat a také vyměňovat značné množství iontů na jednotku své hmotnosti. Půda, která tyto HK obsahuje, má vysokou kationtovou výměnnou kapacitu.

### **2.2.3. Kvalita humusu pro zlepšení fyzikálních a technologických vlastností půdy včetně vodního režimu půd**

Huminové kyseliny, které jsou maximálně účinné při iontové výměně, mohou fungovat buď ve vazbě na minerální koloidní částice, ale také úplně samostatně. Pro zlepšení fyzikálních a technologických vlastností půdy včetně rovnováhy vodně-vzdušného režimu je nutné třeba právě spojení minerálních a humusových koloidů a samostatně operující huminové kyseliny jsou k tomuto cíli v podstatě k nepotřebě.

Je tedy nutno mít v půdě takové huminové kyseliny, které mají vysoce aktivní povrchy, ale současně velké molekuly, u nichž je vysoká pravděpodobnost vzniku spojení záporně nabitě jílové a záporně nabitě humusové částice. Jak může dojít ke spojení dvou stejně elektricky nabitých částic? U kulové částice s homogenním elektrickým polem by to možné nebylo. Ale u částice jiné, než kulové (zjednodušeně špičaté) se soustřeďuje elektrický náboj na místech s nejmenším poloměrem křivosti, tedy na výstupcích a rozích. Plochá místa jsou méně záporná, tedy relativně kladná. A na těchto bázích záporně nabitě minerální koloidní (jílovité) částice se usazuje koloidní částice humusová, také záporně nabitá. Ale pravděpodobnost přiblížení výstupkových a bázových míst je pochopitelně vyšší u větších molekulových celků, tedy u polymerů a polykondenzátů. Proto pro zlepšení fyzikálních vlastností půdy mají největší význam a jsou tedy nejkvalitnější huminové kyseliny ještě sice reaktivní, ale s vyšší molekulovou hmotností. Jsou to huminové kyseliny zhruba střední a vyšší relativní molekulové hmotnosti.

#### **2.2.4. Kvalita humusu pro odolnost půdy proti utužení při pojezdu těžkých strojů**

Je-li povrch půdy enormně přetížen, může dojít v podstatě ke dvěma krajním možným změnám, s množstvím mezistupňů:

1. – Půdní agregáty se rozdrťí, půdní částice se tlakem zdeformují a trvale stlačí. Dojde k utužení, půda reaguje jako cihlářská hlína nebo spíše beton, voda přes stlačenou vrstvu nemůže, vzduch také ne.
2. – Půda stlačí organominerální agregáty složené z koloidní jílové frakce a velkých molekul huminových kyselin. Dojde k jejich stlačení, deformaci. Tato deformace je však neslučitelná s rovnovážnými elektrostatickými silami každé jednotlivé organominerální částice. Jakmile kritické zatížení pomine, snaží se každá organominerální částice dostat do původního, elektricky normálního, rovnovážného stavu. Půda je pružná jako gumová rohožka, pozvolna se vrací do původního stavu.

Otázka tedy zní, které huminové kyseliny vytváří ty stálé, neformovatelné a pružné organominerální částice s koloidní minerální frakcí? Bohužel jsou to úplně jiné huminové kyseliny než ty, které jsou cenné z hlediska iontové výměny. Jsou to

humínové kyseliny, které kdysi, ve svém vývoji patřily ke středně reaktivním huminovým kyselinám, se střední až vyšší relativní molekulovou hmotností, cenným pro fyzikálně technologické vlastnosti půdy. Ale dále stárly, zvyšovaly svoji relativní molekulovou hmotnost a ztrácely svoji chemickou reaktivitu, ale už ve spojení s jílovitou minerální frakcí. Nyní jsou to huminové kyseliny s nejvyšší relativní molekulovou hmotností, spolu s huminy a adsorpčními komplexy jílu s huminovými kyselinami.

### **2.3. Půdní organická hmota a hospodaření s vodou v půdě**

Hospodaření s vodou znamená, že půda by měla přebytek vody pustit makropóry do spodiny, naopak v době sucha čerpat vodu ze spodiny kapilárními mikropóry nahoru ke kořenům rostlin.

Je tedy otázka hospodaření vodou v půdě problémem půdní porozity a funkce půdní organické hmoty při tvorbě pórů.

Kromě toho však existuje stacionární stav půdní vody, který vyjadřují pojmy půdních hydrolimitů. O půdních hydrolimitech lze zjistit podrobné informace v běžné pedologické literatuře. Nás zajímá hlavně základní otázka, jaká frakce půdní organické hmoty má prioritní význam pro zadržení vody půdou, čili pro tzv. „retenční vodní kapacitu půdy“.

Každá hmota, složená z jednotlivých částic, má určitou nasákavost, správně řečeno retenční vodní kapacitu, tj. množství vody na jednotku hmotnosti sledované hmoty, které je hmota schopna poutat. Kdybychom přidali vody třeba jen nepatrně více, tato nadbytečná voda by z materiálu vytekla.

Představme si stavební písek do betonu. Ten mnoho vody nezadrží, jeho retenční vodní kapacita je nízká. Bude-li to ale písek, který se dává na stavbách do malty, ten zadrží vody více, protože mezi velkými zrny písku jsou mnohem menší částice minerální, hlinité a jílovité. Vidíme, že retenční vodní kapacita je závislá na velikosti částic materiálu. Ale takových závislostí je více. Závislost na velikosti pórů jsme už uvedli, nejvýznamnější je asi závislost na množství a počtu vnitřních prostorů materiálu, který sledujeme. Představme si dvě stejně velké cihly: Jedna je z vypálené cihlářské hlíny, druhá z betonu. Hlinitá cihla zadrží mnohem více vody, než cihla

betonová, i když i betonová cihla má dostatek pórů, které umožňují, že voda i betonem pozvolna protéká. Hliněná cihla má ale více vnitřních prostorů, které mohou být zaplněny vodou. A v těch nejmenších prostorech je dokonce voda fyzikálně poutána, podobně jako v kapilárních pórech. Dejme si otázku: Jsou také v půdě nějaké volné prostory, jak jsou budovány a mohou být vyplněny vodou?

Takové prostory v půdě kromě mikropórů a makropórů samozřejmě vznikají a vždy jsou v půdě přítomny. Ale jejich účinnost v množství poutané vody je samozřejmě velmi rozdílná.

Představme si nějakou čistě minerální střední hlinitou půdu, nebo půdu, která má jen velmi málo organické půdní hmoty. Nejmenší půdní částice takové půdy se svým záporným elektrickým nábojem odpuzují navzájem, takže nemohou vznikat větší shluky takových jednotlivých částic, čili agregáty. Dejme tomu, že zemědělec provede vápnění takové půdy. Kromě toho, že vápno otupí půdní kyselost, dojde k jevu, který nás nyní velmi zajímá: zvýší se iontová síla půdního roztoku (tj. součet součinů koncentrací a druhých mocnin valencí iontů v půdním roztoku) a tím se sníží elektrokinetický potenciál na fázovém rozhraní pevné půdní částice a půdního roztoku. Čili jednoduše řečeno, půdní částice se přestanou odpuzovat, protože ztrácí svůj záporný náboj. A tím se začnou shlukovat a vytváří agregáty. Ale pozor! Řekli jsme si, že uvažujeme minerální půdu! A tak se lepší jedna hlinitá či jílovitá částice jedna na druhou, vzniká mikroagregát, ale lepení může dále pokračovat, až vznikne makroagregát. Protože se ale na sebe lepily částice bez ladu a skladu a těsně na sebe, je to agregát, který nemá žádné vnitřní prostory a proto nemůže mít v sobě ani vzduch, ani půdní roztok, ani půdní mikroorganismy. Takový agregát nám moc platný není, funguje podobně, jako bychom po poli rozhodili drobné oblázky – není to agregát, ale pseudoagregát.

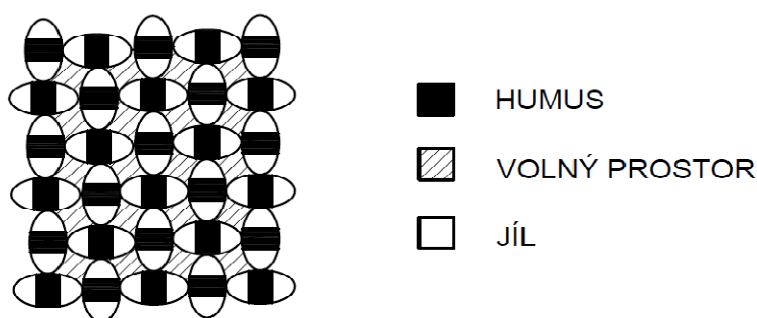
Nyní si představme, že v půdě máme kromě minerálních částic také koloidní částice humusové. Provede-li se vápnění, také dojde ke koagulaci půdních koloidních částic, také se začnou vytvářet agregáty. Ale na rozdíl od agregátů pouze z minerálních částic zde se vytvářejí agregáty organominerální, čili to jsou pravé, žádoucí agregáty, tak důležité pro tvorbu půdní struktury. Jejich charakteristickou vlastností je jejich vysoký obsah volných prostorů, které mohou být vyplněny vzduchem, případně vodou, jsou-li to agregáty vodostálé. Ve volných prostorách agregátů mohou probíhat četné chemické reakce včetně iontové výměny, ale mohou zde působit



půdní mikroorganismy a účastnit se mnoha mikrobiologických reakcí. Jedním z produktů bohaté mikrobiální činnosti při dostatku energetického substrátu a při optimální rovnováze vzduchu a vody v těchto prostorech vznikají uronové kyseliny, které působí jako tmelící lepidlo pro vzniklý organominerální, bohatě provzdušněný agregát, a přispívají tak k jeho vodotěsnosti.

Mechanismus spojení záporně nabitých koloidních částic humusových a záporně nabitých částic minerálních jsme si už vysvětlili v podkapitole 2.2.3.

Vznik volných prostorů nejlépe pochopíme z idealizované představy (Obr. č. 1), že všechny minerální koloidní částice mají tvar takové datlové pecky, rotačního elipsoidu (značeno bíle), na bázích se usazující koloidní částice humusové jsou značeny černě a volné prostory čárkovaně. Agregát se postupně buduje tak, že nejzápornější místo se spojuje s místem nejméně záporným, tedy relativně kladným:



Obr. č. 1 - Organominerální agregát

(Kolář 2015).

Samozřejmě, že ve skutečnosti nejde o částice tvaru rotačního elipsoidu, ale o přirozené tvary různě špičaté, kromě tvaru čistě kulového.

A nyní to nejdůležitější: Může organominerální jednotky vytvářet s koloidní minerální částicí organická částice primární organické hmoty? Nemůže, protože nemá potřebný elektrický náboj! Nemá ani volné karboxyly – COOH ani – OH skupiny s oddisociovatelným vodíkem, proto se může primární organická hmota účastnit zadržení vody v půdě jen svojí přirozenou nasákavostí. A ta je malá, uvážíme-li i celkové malé množství organické hmoty v půdě. Proto je přítomnost

humusu v půdě, která je spojena s tvorbou organominerálních agregátů s velkými vnitřními volnými prostory, pro poutání vody v půdě rozhodující.

#### **2.4. Funkce primární organické hmoty v půdě ve vztahu k hospodaření s vodou**

Bez primární organické hmoty v půdě by neprobíhala její mineralizace, tím by nevznikala energie a pro endotermický proces humifikace by se nedostávala. Proto by humifikace přestala probíhat.

Bez primární organické hmoty půdní by půdní mikroorganismy skomíraly nedostatkem energetického zdroje a produkce organických půdních tmelů, zajišťujících vodotěsnost půdních agregátů, by ustala. Agregáty by se při větších srážkách rozpadaly. Retence vody v půdě by klesala.

Nelze opomenout sice malou, ale přece jen nějakou vlastní retenci vody, zvláště rozloženou primární organickou půdní hmotou, jejíž jednotlivé částice jsou velmi jemně dispergovány a proto retence vody rozloženou primární organickou půdní hmotou je lepší, než hmotou nerozloženou (Kolář 2015).

Jak je zřejmé z předešlého textu, pohyblivou a měnící se složkou půdní organické hmoty není humus, ale primární organická půdní hmota. Různě rychle mineralizuje a proto se rozděluje na frakce labilní, semilabilní, semistabilní, stabilní a rezistentní. Podle názoru některých autorů je primární organická půdní hmota tím kvalitnější, čím je labilnější. Nelze však toto tvrzení brát výslovně a půdní organickou hmotu je nutno zkoumat jako celek (zkratka SOM z angl.), i když základní dvě složky, humus a primární organickou hmotu je nutno rozlišovat.

Půdní organická hmota (SOM) je neobyčejně složitá heterogenní směs organického materiálu převážně rostlinných a mikrobiálních zbytků a obsahuje mono - až polymerní molekuly organických látek, ligninu, různých proteinů, různých polysacharidů (celulózy, hemicelulózy, chitinu, peptidoglykanů), lipidů a dalšího alifatického materiálu (vosků, mastných kyselin, kutin, suberin, terpenoidů) o jejichž třídění podle chemického složení se pokusil Kögel-Knabcher (2002). Z této základní směsi primární organické hmoty v půdě vzniká řada poloproduktů v exotermickém rozkladném procesu mineralizace i endotermickém syntetickém procesu humifikace, včetně samotných produktů humifikace – fulvokyselin, huminových kyselin, huminů

a jejich dalších reakčních produktů, solí humusových kyselin a organominerálních sloučenin – komplexně heteropolárních solí a adsorpčních komplexů.

Snaha po rychlé, relativně levné informaci o vlastnostech půdní organické hmoty v původním, izolačním postupu neovlivněném stavu v poslední době spoléhá na možnosti moderní instrumentální analýzy, např. difuzní reflexní spektroskopie v infračervené (DRIFT) a blízké infračervené oblasti (NIRS) a  $^{13}\text{C}$  NMR spektroskopie (Capriel 1997, Šimon 2005, 2007, Barančíková 2008) k praktickému určení kvality půdní organické hmoty. Výsledky jsou zatím málo přesvědčivé, stejně jako klasická kritéria, poměr huminových kyselin a fulvokyselin nebo poměr extinkcí dekalcinovaných humusových látek v alkalickém roztoku při vlnových délkách 400 a 600 nm, tzv. barevný kvocient  $Q_{4/6}$ . To proto, že kromě pestrosti nezhumifikované primární organické půdní hmoty v kategorii huminových kyselin i fulvokyselin je značný počet individuů, která se ve vlastnostech silně liší podle své struktury i podle své relativní molekulové hmotnosti. Proto např. v sorpčních procesech se nižší huminové kyseliny svými vlastnostmi blíží spíše fulvokyselinám, než vyšším huminovým kyselinám.

DRIFT, NIRS i  $^{13}\text{C}$  NMR spektroskopie je ovšem nenahraditelná při vědeckém studiu chemické struktury frakcí půdní organické hmoty (Baldock et. al. 1992).

Je zřejmé, že snaha pokusit se o analytickou charakteristiku tak složité směsi je z chemického hlediska zcela nesmyslná, i když lákavá. Nedělená směs je v přirozeném stavu, a proto její eventuelní charakteristika slibuje věrný obraz skutečnosti. Žel, jediným společným znakem ve směsi je obsah uhlíku, ale důležité, pro praxi významné vlastnosti půdní organické hmoty stanovení  $C_{ox}$  zachytit nemůže. To proto, že soubor organických látek půdní organické hmoty, který zatím neprošel humifikací, tj. primární, rozložená nebo nerozložená hmota, má zcela jiné vlastnosti, než soubor produktů humifikace půdní organické hmoty.

## **2.5. Schopnost primární organické hmoty k mineralizaci a iontovýměnná kapacita**

Cílem této práce je příspěvek k postupu hodnocení kvality i kvantity primární (nezhumifikované) části půdní organické hmoty.

Abstrahujeme-li všechny vedlejší funkce půdní organické hmoty v půdě, zbydou jen dvě základní:

1) schopnost k mineralizaci s uvolněním energie pro půdní mikroedafon, CO<sub>2</sub> a minerálních živin. To je vlastnost primární části půdní organické hmoty, která může být více či méně rozložitelná. Většinou má sorpční vlastnosti, má však jen nepatrnou nebo žádnou iontovýměnnou kapacitu. Může být ale i téměř nerozložitelná, inertní, samozřejmě v daných půdních podmínkách.

2) iontovýměnná kapacita je druhá základní funkce půdní organické hmoty. Je charakteristická pro produkty humifikace, které jsou mineralizaci tím více odolné, čím větší je jejich relativní molekulová hmotnost a čím více jsou schopny tvořit organominerální komplexy. Jinými slovy čím jsou pro praxi kvalitnější.

Tak lze rozdělit pestrá směs SOM alespoň na dvě velké skupiny dle rozdílného chování v mineralizaci a iontové výměně.

Z charakteru první základní funkce půdní organické hmoty, podléhat mineralizaci, je zřejmé, že nejcennější jsou ty frakce SOM, které jsou nejméně stabilní, tedy snadno rozložitelné. Tyto frakce jsou dnes považovány za významný indikátor půdní kvality (Haynes 2005, Ghani et al. 2003, Maia et al. 2007). Labilní frakce je charakterizována velmi různě. Jsou za ni považovány uhlíkaté látky rozpustné v horké vodě, ve studené vodě, látky extrahovatelné roztoky různých solí, obsah rozpustných proteinů, hemicelulóz a cukrů a mineralizované organické látky. Na labilitu organických látek se usuzuje z uhlíku bazální respirace, z obsahu uhlíku aminocukrů, uhlíku mikrobiální biomasy, obsahu uhlíku particulate organic matter, z frakcí postupné oxidace K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> v 6 M, 9 M a 12 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, z obsahu uhlíku oxidovatelného 15,6 + 33 + 333 mM KMnO<sub>4</sub> (Blair et al. 1995, Chan et al. 2001, Rovira, Vallejo 2002, 2007, Zhang et al. 2006, Soon et al. 2007, Marriot et al. 2006, Jiang et al. 2006).

Podobně se hodnotí i stupeň stability rostlinného či jiného organického materiálu jako případného rozložitelného substrátu i pro organické hnojení. Doporučuje se rozdělení na 3 frakce dle stability při kyselé hydrolyze 1 M a 2,5 M  $\text{H}_2\text{SO}_4$  při 105 °C a 0,5 – 12 hodin reakční doby (Rovira, Vallejo 2000, 2002, Shirato, Yokozawa 2006). Jiní autoři používají k odhadu stability oxidovatelný uhlík materiálu v neutrálním 33 mM  $\text{KMnO}_4$  (Tirol-Padre, Ladha 2004) nebo rozdělení do 4 frakcí podle oxidovatelnosti C- látek  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  v 6 M, 9 M a 12 M  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (Chan et al. 2001).

Obecně lze říci, že chemická frakcionace SOM se nyní vzdaluje snaze kvantifikovat jednotlivé typy organických sloučenin (proteinů, aminocukrů, aminokyselin, lipidů atd.) (Appuhn et al. 2004, Martens, Loeffelmann 2003) a orientuje se na hydrolyzu polysacharidických struktur (Martens, Loeffelmann 2002, Rovira, Vallejo 2000) a rozdělení půdní organické hmoty do frakcí dle různé stability při kyselé hydrolyze a permanganátové oxidaci (Leavith et al. 1996, Paul et al. 2001, Blair et al. 1995).

Problematiku stability půdní organické hmoty však řeší řada autorů, kteří se zabývají fyzikální frakcionací půdní organické hmoty (Christensen 2001, Skjemstad et al. 2004, Baldock, Smernik 2002, John et al. 2005, Rethemeyer et al. 2005), biologickou stabilitou rostlinných zbytků a mírou změny O N-alkylového C na alkylový C a jeho hydrofobní charakter jako příčinu biologické stability složek půdní organické hmoty (Kögel-Knabcher et al. 1992 a, b), vlivem biologické kapability a kapacity na rozložitelnost organického materiálu (Baldock 2007) a ochranným účinkem řady faktorů na mineralizační rozklad půdní organické hmoty (Baldock et al. 2004).

### 3. MATERIÁL A METODY

Vzorky půdní organické hmoty, dodané vedoucím bakalářské práce, byly odebrány z humusového profilu šumavských lesních půd, tj. z horizontu A. Popis vzorků je uveden v tab. 1.

**Tabulka č. 1:** Popis vzorků organické půdní hmoty (Němeček 2001).

Vzorek	Forma	Označení nadložního humusu
1	anhydrogenní	drnový mor, F <sub>m</sub> , H <sub>h</sub> , A <sub>h</sub>
2	hydrogenní	hydromoder, F <sub>a</sub> , H <sub>h</sub> (A)

A = humózní horizont

F<sub>m</sub> = mykogenní horizont drti

A<sub>h</sub> = humózní lesní horizont

H<sub>h</sub> = Humusový horizont měli

F<sub>a</sub> = amfigenní horizont drti

Na vzduchu vysušené vzorky v prosevu 2 mm sítím byly na sítu 0,25 mm rozděleny na 2 frakce, > 0,25 mm s převahou nerozložené organické hmoty a na frakci < 0,25 mm. Ve frakci > 0,25 mm byly u všech vzorků stanoveny kategorie hydrolyzovatelnosti podle výsledků hydrolýzy v 6 M, 9 M a 12 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (Walkley 1947) v úpravě dle Chana et al. (2001) a kategorie hydrolyzovatelnosti podle Roviry, Vallejo (2000, 2002) v modifikaci Shirata a Yokozawy (2006). Ve frakci < 0,25 mm byla u všech vzorků kromě obou testů hydrolyzovatelnosti provedena frakcionace labilních forem půdního uhlíku stanovením v horké vodě rozpustných C-látek (C<sub>hws</sub>) a ve studené vodě rozpustných C-látek (C<sub>cws</sub>) podle běžné metodiky a labilních C-látek oxidovatelných neutrálním 33 mM roztokem KMnO<sub>4</sub> (C<sub>PM</sub>) podle metodiky Blair et al. (1995) v modifikaci dle Tirol-Padre, Ladha (2004).

V této frakci < 0,25 mm bylo provedeno ještě stanovení uhlíku huminových kyselin C<sub>ox HA</sub> a uhlíku fulvokyselin C<sub>ox FA</sub> po alkalické extrakci vzorků směsí 0,1 M Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub> · 10 H<sub>2</sub>O a NaOH a po srážení HK a oddělení FK podle klasické metody Kononové a Belčikové. Byl vypočítán podíl C<sub>ox HA</sub> + C<sub>ox FA</sub> z celkového C<sub>ox tot.</sub> Uhlíky C<sub>ox HA</sub>, C<sub>ox FA</sub> a C<sub>ox tot</sub> byly stanoveny spalováním K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> na mokré cestě podle ISO 14235. Současně byl stanoven C<sub>org</sub> spalovací technikou při 1095 °C podle ISO 10694.

Kvantita labilních organických látek půdy byla tedy posouzena v daném souboru vzorků dvěma hydrolytickými postupy a třemi metodami ( $C_{cws}$ ,  $C_{hws}$ ,  $C_{PM}$ ). Kvalita labilních organických látek byla sledována už jen ve frakci  $C_{hws}$  a  $C_{PM}$ , protože reprodukovatelnost  $C_{cws}$  je velmi špatná. Za míru kvality labilní frakce  $C_{hws}$  půdních organických látek se považuje rychlostní konstanta jejich biochemické oxidace jako reakce I. řádu, kterou podle původní metodiky měříme na podtlakovém zařízení Oxi Top Control Merck (Kolář et al. 2006).

#### 4. VÝSLEDKY A DISKUSE

Popis vzorků organické půdní hmoty v tab. č. 1 ukazuje, že vzorky nadložní půdní organické hmoty podle taxonomického klasifikačního systému půd České republiky (Němeček 2001) z lesních půd a lesních luk patří formě moru, který se tvoří v nepříznivých podmínkách pro rozklad a transformaci organické půdní hmoty, většinou na kyselých, minerálně chudých půdách ve vlhkém a chladném klimatu. Vzorek č. 1 je z horské polohy pod vrstvou drnu trav s převahou smilky tuhé. Horizont  $H_h$  je mazlavý. Vzorek č. 2 patří formě moder, která je přechodem mezi morem a mulem, který už vzniká v příznivějších podmínkách pro rozklad a transformaci organických zbytků. Hydromoder (vzorek č. 2) se vyvíjí při zvýšené půdní vlhkosti na půdách dlouhodobě, ale nikoli trvale zamokřených.

Z tab. č. 2 je zřejmé, že interval hodnot  $C_{ox}$  resp.  $C_{org}$  je velmi široký (6,5 – 36,5 %  $C_{org}$ ) a proto analytické údaje jednotlivých frakcí labilního uhlíku  $C_{hws}$ ,  $C_{cws}$ , a  $C_{PM}$  i stabilních forem uhlíku  $C_{ox HA}$  a  $C_{ox FA}$  zdánlivě neodpovídají taxonomii vzorků z tab. č. 1. V tab. č. 5 jsou tyto hodnoty přepočteny na procenta celkového  $C_{ox}$  a závislosti jsou už zcela zřejmé. Vzorek, který taxonomicky odpovídal nejvyšší aktivitě transformačních procesů půdní organické hmoty, tj. vzorek č. 2, má relativně nejnižší hodnoty frakcí labilního uhlíku. Obsah frakce humusových kyselin, která představuje stabilní formu uhlíku, je ve vzorku č. 2. naopak nejvyšší. Z tohoto hlediska lze chápat labilní frakce půdní organické hmoty jako nespotřebovaný materiál v transformačních procesech, nikoli jako znak vysoké úrovně hydrolytických procesů v daném půdním prostředí.

**Tabulka č. 2:** Frakcionace uhlíku organické hmoty vzorků č. 1 a 2 zrnitostní frakce < 0,25 mm

Vzorek	$C_{org}$	$C_{ox}$	$C_{org} - C_{ox}$	$C_{hws}$	$C_{cws}$	$C_{PM}$	$C_{ox HA}$	$C_{ox FA}$	HA : FA
	[%]	[%]	[%]	[mg/g]	[mg/g]	[mg/g] l/hod	[mg/g]	[mg/g]	
1	36,5	32,0	4,5	11,3	1,9	63,7	5,3	19,6	0,27
2	6,5	5,1	1,4	0,9	0,4	7,9	2,1	6,2	0,34



**Tabulkač. 5:** Přepočtené hodnoty rozdílu ( $C_{org} - C_{ox}$ ),  $C_{hws}$ ,  $C_{cws}$ ,  $C_{PM}$  a součtu  $C_{ox\ HK} + C_{ox\ FK}$  na procenta z  $C_{ox}$  vzorků č. 1 a 2.

Vzorek	$\frac{C_{org} - C_{ox}}{C_{ox}} \cdot 100$	$\frac{C_{hws}}{C_{ox}} \cdot 100$	$\frac{C_{cws}}{C_{ox}} \cdot 100$	$\frac{C_{PM}}{C_{ox}} \cdot 100$	$\frac{C_{org\ HK} + C_{ox\ FK}}{C_{ox}} \cdot 100$
1	12,4	3,1±0,6	0,5±0,3	17,7±2,1	7,8±2,4
2	26,9	1,9±0,5	0,8±0,6	15,5±1,8	16,3±5,0

Hydrolyzovatelnost vzorků hrubší zrnitostní frakce 2,00 – 0,25 mm z hlediska čistě chemického by se dala očekávat nižší, než frakce < 0,25 mm, protože procesy difuze a ustavování rovnováh jistě probíhají v dezintegrovaném materiálu rychleji. Skutečnost je však zcela opačná, frakce 2,00 – 0,25 mm má vyšší zastoupení labilnějších frakcí 1 a 2 než zrnitostní frakce < 0,25 mm u všech vzorků souboru půdní organické hmoty. Hrubší zrnitostní frakce je zřejmě v těchto nepříznivých půdních podmínkách tvořena hlavně dosud nezhydrolyzovaným organickým materiálem, zatímco v zrnitostní frakci < 0,25 mm již alespoň částečně proběhly transformační procesy půdní organické hmoty, spojené růstem stability k hydrolyze (tab.č. 3).

**Tabulka č. 3:** Rozdělení organické hmoty vzorků č. 1 a 2 frakce 2,00 - 0,25 mm a < 0,25 mm (v % celkového  $C_{org}$  v sušině) do tříd dle hydrolyzovatelnosti dle Chana et al. (2001).

Částice [mm]	2,00 - 0,25				< 0,25			
	Frakce				Frakce			
Vzorek	1	2	3	4	1	2	3	4
1	27	37	19	17	25	26	18	31
2	25	35	15	25	22	30	18	30

Frakce 1 = 6 M  $H_2SO_4$

Frakce 2 = 9 M - 6 M  $H_2SO_4$

Frakce 3 = 12 M - 9 M  $H_2SO_4$

Frakce 4 =  $C_{org}$  - 12 M  $H_2SO_4$

Stanovení hydrolyzovatelnosti jinou metodou dalo v obecném pojetí prakticky zcela stejné výsledky, absolutní hodnoty frakcí se pochopitelně liší (tab.č. 4).

**Tabulka č. 4:** Rozdělení organické hmoty vzorků č. 1 a 2, frakce 2,00 - 0,25 mm a < 0,25 mm (v % celkového C<sub>org</sub> v sušině) do tříd dle hydrolyzovatelnosti dle Shirato a Yokozawy et al. (2006).

Částice [mm]	2,00 - 0,25			< 0,25		
	Frakce			Frakce		
Vzorek	labilní	částečně rezistentní	rezistentní	labilní	částečně rezistentní	rezistentní
1	12	40	48	11	41	48
2	11	23	66	4	17	79

Z uvedených tabulek je zřejmé, že vzorky lze seřadit následovně:

**dle hydrolyzovatelnosti (tab. č. 3):** **1 > 2**

**podle vzestupu obsahu humusových kyselin**

(Po přepočtu údajů z tab. č. 2 na procenta celkového

Cox je poměr obrácený) **(tab. č. 5):** **1 < 2**

**podle obsahu C<sub>hws</sub> v % C<sub>ox</sub>:** **1 > 2**

**podle C<sub>PM</sub> v % C<sub>ox</sub>:** **1 > 2**

**dle hydrolyzovatelnosti organické hmoty vzorků č. 1 a č. 2 při**

**použití druhé metody** se od výsledků první metody prakticky neliší

a pro řadu podle zastoupení labilní frakce opět platí **(tab. č. 4):** **1 > 2**

Rychlostní konstanta biochemické oxidace K<sub>bio</sub> se pohybovala v intervalu 0,010 – 0,030 a byla nejnižší ve vzorku s hlubší transformací půdní organické hmoty. Konstanta K<sub>chem</sub> byla nalezena v intervalu 0,150 – 0,205 při obdivuhodně malém

rozpětí  $R_{K \text{ chem}} = 0,005$ , a rovněž rozpětí  $R_{K \text{ bio}}$  se pohybovalo v intervalu  $0,015 - 0,020$ . Hodnota  $K_{\text{chem}}$  však nekorespondovala s hloubkou transformace půdní organické hmoty, ale velmi přesně s procentickým podílem  $C_{\text{PM}}$  z celkového  $C_{\text{ox}}$ . Zatím se to nepodařilo vysvětlit.

**Tabulka č. 6 :** Průměr  $\bar{a}_1$  rychlostních konstant biochemické oxidace  $K_{\text{bio}}$ , průměr  $\bar{a}_2$  rychlostních konstant chemické oxidace  $K_{\text{chem}}$ , rozpětí výsledků  $R_{K \text{ bio}}$  a  $R_{K \text{ chem}}$  labilní frakce  $C_{\text{hws}}$  jako obraz kvality labilních složek organické půdní hmoty.

Vzorek	$\bar{a}_1$ $K_{\text{bio}}$ [24 hod.]	$\bar{a}_2$ $K_{\text{chem}}$ [24 hod.]	$R_{K \text{ bio}}$	$R_{K \text{ chem}}$	Počet paralelních stanovení: 5 Kritická hodnota Lordova testu pro  $\alpha = 0,05 : u\alpha = 0,306$  $u = \frac{ \bar{a}_1 - \bar{a}_2 }{R_1 + R_2} = 2,91$
1	0,030	0,150	0,020	0,005	
2	0,010	0,205	0,015	0,010	

## 5. ZÁVĚR

Ve vzorcích půdní organické hmoty z humusového profilu šumavských lesních půd a lesních luk, taxonomicky označených formami mor a moder, byly stanoveny frakce labilního půdního uhlíku,  $C_{cws}$ ,  $C_{hws}$ ,  $C_{PM}$  a frakce stabilního uhlíku, reprezentovaná uhlíkem humusových kyselin,  $C_{HA}$  a  $C_{FA}$ . Organická hmota vzorků byla frakcionována podle stupňů hydrolyzovatelnosti dvěma různými metodami v zrnitostních frakcích 2,00 – 0,25 mm a < 0,25 mm. Kvalita labilní frakce  $C_{hws}$  byla vyjádřena na bázi reakční kinetiky jako rychlostní konstanta biochemické oxidace  $K_{bio}$  a rychlostní konstanta chemické oxidace  $K_{chem}$  reakce I. řádu z úbytku koncentrace C-látek.

Nejvyšší hodnoty labilních forem uhlíku byly nalezeny ve vzorcích s nejméně příznivými podmínkami pro transformační procesy půdní organické hmoty a tyto vzorky vykazovaly také nejvíce labilních forem při hydrolýzách oběma metodami a současně také nejlabilnější frakce. Stupeň humifikace SOM byl striktně nepřímo úměrný lability půdní organické hmoty i její hydrolyzovatelnosti. Kvalitu labilní frakce  $C_{hws}$  lze vyjádřit  $K_{bio}$  i  $K_{chem}$ , citlivost  $K_{bio}$  je vyšší, reprodukovatelnost  $K_{chem}$  je však lepší.  $K_{bio}$  koresponduje s hloubkou transformace SOM,  $K_{chem}$  spíše s podílem  $C_{PM}$  z celkového  $C_{ox}$ .

Nyní, podle zadání bakalářské práce, jsem povinen zhodnotit výhody a nevýhody nové metody. Výhody nové metody proti dosud používaným metodám lze stručně vyjádřit těmito body:

1. Nová metoda na základě reakčně - kinetického hodnocení oxidace organické části půdního vzorku umožňuje spojitě hodnocení stupně lability primární organické půdní hmoty rychlostní konstantou oxidace, zatímco staré metody umožňovaly tuto hodnotu určit jen zhruba, rozdělením primární organické půdní hmoty do třech tříd.
2. Nová metoda je mnohem rychlejší, tím i levnější a je také pracovně jednodušší. Je proveditelná v podstatě jen opakováním stanovení  $C_{ox}$  na mokré cestě, ale za různých podmínek (čas, teplota, koncentrace kyseliny). Metoda stanovení  $C_{ox}$  je obecně známá, pracují s ní všechny agrolaboratoře a vyučuje se v rámci pedologie na vysokých školách.

## 6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Appuhn, A., Joergensen, R.G., Raubuch, M., Scheller, E., Wilke, B. (2004): The automated determination of glucosamine, galactosamine, muramic acid, and mannosamine in soil and root hydrolysates by HPCL. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167: 17-21
- Baldock, J. A. (2007): Composition and cycling of organic carbon in soil, 1-35. In: Marschner P., Rengel Z., 2007: Nutrient cycling in terrestrial ecosystems. *Soil Biology*, Vol. 10, Springer Verlag Berlin, Heidelberg, 390 s.
- Baldock, J. A., Masiello, C. A., Gélinas, Y., Hedges, J. I. (2004): Cycling and composition of organic matter in terrestrial and marine ecosystems. *Mar.Chem.*, 92: 39-64
- Baldock, J. A., Oades, J. M., Waters, A. G., Peng, X., Vassallo, A. M., Wilson, M. A. (1992): Aspects of chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state  $^{13}\text{C}$  NMR spectroscopy, *Biogeochemistry*, 16: 1-42
- Baldock, J. A., Smerník, R. J. (2002): Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Org. Geochem.*, 33: 1093-1109
- Barančíková, G. (2008): Application of NMR spectroscopy in studies of organic matter in soil. *Chemické listy*, 102: 1100-1106
- Blair, G. J., Lefroy, R.D.B., Lisle, L. (1995): Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.*, 46: 1495-1466
- Capriel, P. (1997): Hydrophobicity of organic matter in arable soils: influence of management. *Europ. J. Soil Sci.*, 48:457-462
- Ghani, A., Dexter, M., Perrott, K. W. (2003): Hot-water extractable carbon in soils; a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation, *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (9): 1231-1243
- Haynes, R. J., 2005: Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils. *Advances in Agronomy*, 85, 86: 221-268

- Chan K. Y., Bowman A., Oates A. (2001): Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an oxic Paleustalf under different pasture leys. *Soil Sci.*, 166, 1: 61-67
- Christensen, B. T. (2001): Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur J. Soil Sci.*, 52: 345-353
- Jiang, P. K., Xu, Q. F. (2006): Abundance and dynamics of soil labile carbon pools under different types of forest vegetation *Pedosphere*, 16 (4): 505-511
- John, B., Yamashita, T., Ludwig, B., Flessa, H. (2005): Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma*, 128: 63-79
- Kögel-Knabcher, I., De Leeuw, J.W., Hatcher, P.G. (1992 a): Nature and distribution of alkyl carbon in forest soil profiles: implications for the origin and humification of aliphatic biomacromolecules. *Sci Total Environ.*, 117/118: 175-185
- Kögel-Knabcher, I., Hatcher, P.G., Tegelarr, E. W., De Leeuw, J.W. (1992 b): Aliphatic components of forest soil organic matter as determined by solid-state <sup>13</sup>C NMR and analytical pyrolysis. *Sci Total Environ*, 113: 89-106
- Kolář, L., Kužel, S., Horáček, J., Čechová, V., Borová-Batt, J., Peterka, J. (2009): Labilní frakce půdní organické hmoty, její kvantita a kvalita. *Plant, Soil and Environment*, 55, 6: 245-251
- Kolář, L., (2015): Vliv organické hmoty na hospodaření půdy s vláhou a na tvorbu výnosu zemědělských plodin. *KWS Osiva Velké Meziříčí*
- Leavitt, S.W., Follett, R.F., Paul, E.A. (1996): Estimation of slow and fast-cycling soil organic carbon pools from 6 N HCl hydrolysis. *Radiocarbon*, 38: 231-239
- Liebig, J. (1840): *Die organische Chemie in ihrer Anwendung auf Agrikultur und Physiologie*. Braunschweig
- Marriot E. E., Wander M. M. (2006): Total and labile soil organic matter in organic and conventional farming systems, *Soil Science Society of America Journal*, 70 (3): 950-959

- Martens, D.A., Loeffelmann, K.L. (2002): Improved accounting of carbohydrate carbon from plants and soils. *Soil Biol. Biochem*, 34: 1393-1399
- Martens, D.A., Loeffelmann, K.L. (2003): Soil amino acid composition quantified by acid hydrolysis and anion chromatography-pulsed amperometry. *J. Agric. Food Chem.*, 51: 6521-6529
- Paul, E. A., Collins, H. P., Leavitt, S. W. (2001): Dynamics of resistant soil carbon of Midwestern agricultural soils measured by naturally occurring <sup>14</sup> C abundance. *Geoderma*, 104: 239-256
- Rethemeyer J., Kramer, C., Gleixner G., John, B. Yamashita, T., Flessa, H., Andersen, N., Nadeau, M. J., Grootes, P. M. (2005): Transformation of organic matter in agricultural soils: radiocarbon concentration versus soil depth. *Geoderma*, 128: 94-105
- Rovira, P., Vallejo, V. R. (2000): Examination of thermal and acid hydrolysis procedures in characterization of soil organic matter. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31: 81-100
- Rovira, P., Vallejo, V. R. (2002): Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. *Geoderma*, 107 (1-2): 109-141
- Rovira P., Vallejo V. R., 2007: Labile, recalcitrant and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (1): 202-215
- Shirato Y., Yokozawa M. (2006): Acid hydrolysis to partition plant material into decomposable and resistant fractions for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (4): 812-816
- Skjemstad, J. O., Spouncer, L. R., Cowie, B., Swift, R. S. (2004): Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Aust. J. Soil Res.*, 42: 79-88
- Soon, Y. K., Arshad, M. A., Haq, A., Lupwayi, N. (2007): The influence of 12 years of tillage and crop rotation on total and labile organic carbon in a sandy loam soil. *Soil & Tillage Research*, 95 (1-2): 38-46

- Šimon, T. (2005): Aliphatic compounds, organic C and N and microbial biomass and its activity in long-term field experiments. *Plant, Soil and Environment*, 51: 276-282
- Šimon, T. (2007): Quantitative and qualitative characterization of soil organic matter in the long-term fallow experiment with different fertilisation and tillage. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 53: 241-251
- Tirol-Padre, A., Ladha, J. K. (2004): Assessing the reliability of permanganate-oxidizable carbon as an index of soil labile carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 68,3: 969-978
- Walkley A., (1947): A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soil. *Soil Sci.*, 63: 251-263
- Zhang, J. B., Song, C. C., Yang, W. Y. (2006): Land use effects on the distribution of labile organic carbon fractions through soil profiles. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (2): 660-667