

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 - Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií

Vedoucí katedry: prof. Ing. Jan Moudrý, CSc.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Proč ztotožňování pojmu „humus“ a „půdní organická
hmota“ v pedologii je zdrojem chybných závěrů?

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

Autor: Bc. Miroslav Dvořák

České Budějovice, duben 2013

Prohlášení autora

Prohlašuji, že svoji diplomovou 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 diplomové 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.

V Českých Budějovicích dne 24. 4. 2013

.....

Podpis studenta

Poděkování:

Na tomto místě bych chtěl poděkovat vedoucímu mé diplomové práce prof. Ing. Ladislavu Kolářovi, DrSc. za metodické a odborné vedení, ochotu, cenné rady, připomínky a pomoc při zpracování diplomové práce.

Abstrakt

Dvořák M., Bc., 2013: Proč ztotožňování pojmu „humus“ a „půdní organická hmota“ v pedologii je zdrojem chybných závěrů? Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií.

Anotace

Dodnes se v literatuře běžně vyskytují názvoslovné nepřesnosti, které vedou k zcela nesmyslným dedukcím. Proto se tato práce zabývá literární rešerší o půdní organické hmotě a zvláště je rozdělena primární organická hmota a stupně její lability a stabilní humus, vysvětlen pojem stability a vysvětleny rozdíly mezi humusem a primární organickou půdní hmotou. V této práci byla provedena analýza kambizemě kyselé z oblasti okolí Českých Budějovic a téhož půdního typu z oblasti Kubovi Huti na Šumavy. Byl stanoven obsah HK, FK, C_{ox} , stupně humifikace S_H , mineralizovatelný uhlík C_{miner} , rychlostní konstanta biochemické oxidace C , frakce labilních organických látek C_{cws} , C_{hws} , a C_{PM} . Tyto údaje byly porovnány s údaji, které jsou k dispozici z analýz před dvanácti lety.

Porovnáním skutečné kvality humusu vzorku A (z Kubovy Huti) a B (z okolí Českých Budějovic) je zcela zřejmé, že v kvalitě humusu je vzorek B z Českých Budějovic nesrovnatelně lepší.

Kdybych považoval za „humus“ celkový obsah C_{ox} , jak to činí často praxe a jak to prezentují média, pak bych musel považovat vzorek A z Kubovy Huti (s obsahem 9,3% C_{ox}) za půdu s vysokým obsahem humusu a očekával bych na ní rekordní výnosové výsledky. Což by byl přímo směšný závěr. Jen podle obsahu C_{ox} se o humusu a tím méně o jeho kvalitě vůbec nedá mluvit.

Je nutno brát s rezervou i původní tvrzení některých vědeckých kapacit (např. Haynes), že obsah C_{hws} je ukazatelem úrodné půdy. Platí to jen tehdy, není-li půdní mikroedafon nějakým způsobem decimován.

Došel jsem k závěru, že výsledky analýz, které prováděl můj vedoucí diplomové práce (Kolář) před 12ti lety na prakticky stejných půdních vzorcích, jsou téměř totožné s mými výsledky.

Klíčová slova: půdní organická hmota, humus, půda, uhlík

Abstract

Dvořák M., Bc., 2013: Why we identify term „humus“ with „soil organic matter“ in pedology, if it directs us to wrong deductios? University of South Bohemia in the Czech Budejovice, Faculty of Agriculture, Department of Applied plant biotechnologies.

Annotation

To this day are terminological inaccuracies in subject publications, which direct us to wrong deductions. Therefore I devote oneself to literature search about soil organic matter, in my theses. Separately is split primary organic matter, levels of it's lability and stable humus. I clarify the term stability and the difference in humus and primary soil organic matter.

In this theses were effected analyses acid cambi soil in region Czech Budejovice and acid cambi soil in range of Bohemian Forest – Kubova Hut'. Was quantificated content HK, FK, C_{ox} , humification degree S_H , mineralized carbon C_{miner} , speed constant of biochemical oxidation C , fraction of labile organic substance C_{cws} , C_{hws} , a C_{PM} . I had compared this data with data, which we keep at one's disposal from analyses effected twelve years ago.

By comparing the real quality of humus in samples A (Kubova Hut') and B (České Budějovice) it stands to reason, that the B sample is superior in quality than sample A.

Practice and media very often consider as „humus“ total content of C_{ox} . If this thought should be the true, I would have to consider sample A (with content 9,3% C_{ox}) as a soil with high level of humus and I would expect record returns in it. This conclusion would be real absurd. We can not talk about humus according to C_{ox} content only.

It is also necessary to take the primary claims (that the content C_{hws} is an indicator of soil fertility) of some big men in field of pedology (for example Haynes) with a grain of salt. This applies only if soil micro – edaphon is not decimated somehow.

I came to the conclusions, that the final result of the analyses, effected by my thesis supervisor (Kolář) twelve years ago, on practically identical soil samples, are almost exactly the same with my results.

Key words: soil organic mater, humus, soil, carbon

Obsah

1. Úvod.....	9
2. Literární přehled.....	10
2.1 Půda.....	10
2.1.1 Půdní úrodnost.....	10
2.1.2 Složení půdy.....	10
2.2 Humus	11
2.2.1 Význam humusových látek v půdě	11
2.2.2 Rozdělení humusu.....	12
2.2.3 Uložení humusu.....	15
2.2.4 Humifikace	16
2.2.5 Mineralizace	17
2.3 Půdní organická hmota.....	17
3. Cíl práce.....	22
4. Materiál a metody.....	23
4.1 Měření v aerobních podmínkách.....	24
4.2 Měření v anaerobních podmínkách.....	25
5. Výsledky a diskuse.....	27
5.1 Půdní organická hmota	27
5.1.1 Mineralizace	27
5.1.2 Humifikace.....	29
5.2. Organická hmota a humus.....	30
5.2.1 Meziprodukty rozkladu a syntézy.....	31
5.2.1.1 Primární půdní organická hmota.....	32
5.2.1.2 Humus.....	32

5.2.2	Vyjádření obsahu organické hmoty.....	33
5.2.3	Vztah k půdní úrodnosti.....	35
5.2.4	Význam humusu pro půdní úrodnost.....	36
5.3	Vlastní výsledky.....	38
6.	Závěr	43
7.	Literární zdroje.....	44

1. Úvod

Před časem se v tisku a rozhlase objevila úvaha, že naši zemědělci hospodařili vesměs špatně, protože prý obsah humusu v našich půdách klesá, jak je zřejmé z obsahu uhlíku sledovaného v průběhu několika desetiletí v těchto půdách.

Takto vyslovené tvrzení tedy dává jednoznačně do souvislosti obsah humusu v půdách a obsah organického uhlíku v půdách.

Je to ale pravda? Je pravda, že pokles obsahu uhlíku musí znamenat také pokles obsahu humusu v našich půdách?

A je pravda, že čeští zemědělci obecně hospodařili špatně, protože kvalita půdy v delším časovém období utrpěla prokazatelným poklesem obsahu organického uhlíku?

Na tyto otázky odpovídá moje diplomová práce.

2. Literární přehled

2.1 Půda

Půda je nedílným dynamicky přírodním útvarům, který se neustále vyvíjí a udržuje pod vlivem okolního prostředí, proto část půdy vyjmutá z celku přestává být půdou a zkoumaná bez souvislosti svého vzniku se stává pouhou zeminou. Půda sama je základním, omezeným a neobnovitelným zdrojem výroby potravin, krmných a ostatních užitkových rostlin, a tím je nedílnou součástí přírodního bohatství každé země (Vrba, Huleš., 2007).

2.1.1 Půdní úrodnost

Základní vlastností půdy, pokud slouží za přirozené stanoviště rostlinám a poskytuje jim podmínky k růstu a rozvoji, je půdní úrodnost. Úrodnost lze charakterizovat jako složitý soubor specifických znaků ve vztahu k pěstovaným rostlinám a k jejich výživě. Znamená to vhodné prostředí a dostatek živin a vody nutný k optimálnímu růstu a vývinu rostlin. Jednotlivé specifické znaky v rámci úrodnosti se ovlivňují, mění se vlivem povětrnostních podmínek (teplota, obsah půdní vody a vzduchu, půdní kyselost aj.), nebo se mění velmi málo (zrnitost, fyzikální vlastnosti aj.). Některé půdní vlastnosti může ovlivnit také člověk – zapravení organických a minerálních hnojiv, zpracování půdy apod., čímž do značné míry působí na půdní úrodnost. Úrodnost půdy je v podstatě dvojitá: potenciální a efektivní. (Vrba, Huleš., 2007).

2.1.2 Složení půdy

Půda je heterogenní otevřený vícefázový polydisperzní systém v němž je zastoupena fáze tuhá, kapalná a plynná.

- Fáze tuhá:
 - 1) minerální podíl
 - a) jílové minerály
 - b) oxidy a hydroxidy
 - c) primární minerály

2) organický podíl

- a) organické látky nehumifikované
- b) organické látky přechodné
- c) organické látky humifikované

- Fáze kapalná
- Fáze plynná

2.2 Humus

Humus je soubor organických látek v půdě původem z odumřelých zbytků rostlin, živočichů a mikrobů smíchaných s minerálním podílem půdy v různém stupni přeměn. Charakteristickým znakem humusu je jeho heterogenita a labilita, způsobující značnou aktivitu v dynamice půdních pochodů. Z toho vyplývá i výrazný vliv na úrodnost půdy. Obsah humusu v půdě je hodnotou relativně stálou, pokud zabezpečujeme trvalý přísun organických látek do půdy. Tak uhlík v huminových kyselinách je starý 750 let, fulvokyselinách 420 let a huminech dokonce 2400 let (Vrba, Huleš., 2007).

2.2.1 Význam humusových látek v půdě

Význam humusových látek je mnohostranný a spočívá v kladném ovlivňování všech půdních vlastností působících rozhodujícím způsobem na obsah živin v půdě i na půdní úrodnost.

Přítomnost humusových látek:

- vede k vysokému poutání živin v půdě (6 – 7x vyšší než u jílových minerálů)
- je důležitým faktorem drobtovité struktury půdy, jejímž důsledkem je příznivý vodní, vzdušný a tepelný režim půdy
- kladně ovlivňuje ustojčivou schopnost půd

- příznivě působí na biologické, biochemické a fyzikální vlastnosti půd
- vyvazuje škodlivé sloučeniny a váže částečně některé těžké kovy v půdě
- zabraňuje vysrážení fosforečných sloučenin z půdního roztoku
- dále rozpustné humusové látky vykazují přímý stimulační vliv na rostliny

2.2.2 Rozdělení humusu

Humus dělíme do několika skupin:

1) podle původu:

- a) polní
- b) luční
- c) lesní (podle typů kultur se dále dělí – z jehličnatých, listnatých a smíšených porostů)
- d) vřesovištní
- e) z mokřadů a rašelinišť

2) podle složení a promísení s minerálním podílem:

- a) dle horizontálního uložení:
 - humus primární (autochtonní), uložený na místě vzniku
 - humus sekundární (allochtonní), přemístěný (zpravidla přeplavený)
- b) dle vertikálního uložení (podle rozmístění v půdním horizontu a stupně smíšení s minerálním podílem):
 - humus samostatný, tzv. pokryvný, nadzemní nebo nadložní, oddělený od minerálního podílu půdy
 - humus smíšený (zemní), více nebo méně promísen s minerálním podílem buď jen na povrchu nebo také v různé hloubce pod povrchem půdy. U kulturních půd (především zahradních) se označuje jako prst (mydat). U lesních půd se zemní humus člení ve vrstvy – vrstvu fermentační (F) s převládajícím fyzikálním rozpadem a vrstvu humifikační (H), ve které vzniká amorfni měl.

3) podle velikosti částic a struktury:

- a) původní ústrojně zbytky v nezměněném stavu (opad listů, jehličí, strniště apod.)
- b) surový (hrubý) humus, částečně fyzikálně rozpadlý, s patrnou strukturou humusotvorného materiálu (lesní surový humus, rašelina). Zpravidla bývá samostatný. Minimálně promísený s minerální složkou. Vzniká na kyselých půdách s nedostatkem vápníku, dusíku a fosforu. Na procesu rozkladu se podílejí převážně houby.
- c) měl, jemný, beztvary (amorfní) humus, fyzikálně dokonale rozpadlý, biologicky z valné části rozložený, s prakticky neznatelnou strukturou původního materiálu (prst v kulturních půdách, v humifikační vrstvě lesních půd).
- d) koloidně až molekulově disperzní humus, vytváří soli a pravé roztoky, vysoce disperzní (koloidní humus).

4) podle reakce a sorpční nasycenosti:

a) kyselý humus:

Je nenasyčenou formou humusu. Tvoří destruktivní složku půdy, způsobuje ilimerizační a podzolizační pochody a dále zhoršuje většinu půdních vlastností. Skládá se z nenasyčených humusových kyselin, popřípadě humátu železa a hliníku, je to koloidní komplex s převahou vodíkových iontů, $\text{pH} < 5,7$. Snadno vytváří peptidy, je velmi pohyblivý ve stavu solu. Chrání také minerální koloidy před koagulací a napomáhá vyplavování bází. Obsahuje větší množství hnědých humusových kyselin, které jsou vázány jen volně se silikátovým minerálním podílem v labilní humusové komplexu. Převládají fulvokyseliny. Typický pro kyselé půdy.

b) neutrální humus:

Je nasycenou formou humusu. Obsahuje převážně soli humusových látek, především humáty Ca a Mg, reakce přibližně neutrální ($\text{pH} 5,7 - 8,3$), tím vytváří koloidní komplex ionty vápníku a hořčíku. Má koagulační účinek. Je vázán v půdě formou gelů, není pohyblivý a tvoří podstatu stálého a trvalého humusu. Jsou v něm obsaženy ve větším množství šedé huminové

kyseliny, které tvoří s minerálním (silikátovým) podílem stabilní humusojílovité komplexy. Výskyt převážně v černozemích.

c) alkalický humus:

Nasyčená forma humusu s převahou alkalických solí humusových látek, především humátů sodíku popř. draslíku. Reakce výrazně alkalická, pH > 8,3. Při vysokém stupni disperzity tvoří alkalické soli a roztoky, je rozpustný ve vodě a snadno pohyblivý. Tato forma se vyznačuje přímým stimulačním vlivem na metabolické procesy v rostlinách. Často tradované názory o tom, že je tato forma humusu v našich půdách velmi vzácná a že se vyskytuje převážně v půdách zasolených, potřebuje určitou korekci. Bylo totiž zjištěno, že rozpustné humáty jsou pravidelnou součástí půdního roztoku, i když se vyskytují v relativně malém množství.

5) podle stupně rozkladu a poměru organických látek (detritus) k minerálním složkám půdy:

Celkem se rozlišují čtyři základní formy terestrického humusu v rostlých půdách:

a) Surový (nadložní) humus:

Organické zbytky (detritu) jsou makroskopicky dobře rozlišitelné a jen minimálně promíšeny s minerální půdou. Tvoří se na kyselých půdách s nedostatkem vápníku, dusíku a fosforu. Má kyselou reakci. Mezi dekompozitory (rozkládači organických látek) převládají houby.

b) Tangelová forma humusu:

Má dobře makroskopicky rozeznatelné zbytky. Na rozdíl od předešlého obsahují trus živočichů (např. žížal). Tvoří se na vápencích a dolomitech. Má alkalickou reakci. Na rozkladu organických látek a tvorbě tangelové formy humusu se podílí především půdní bakterie.

c) Moder:

Většinou postrádá makroskopicky znatelné organické zbytky, protože již prošly trávicím ústrojím živočichů. Jsou již mechanicky promíšeny s minerální půdou. Edafon (půdní flora a fauna) zahrnuje velký počet druhů

živočichů, jejichž trus je v humusu obsažen ve značném množství. Koprogenerní elementy zejména členovců mívají převahu nad zbytky rostlin. Tvoří se především v listnatých lesích. Má reakci neutrální až mírně kyselou.

d) Mul:

Humus s pokročilou humifikací, kde organické zbytky jsou přeměněny v huminové látky, které lze oddělit od minerálního podílu půdy jen chemicky. Bývá vytvořen v černozemním půdním typu. Má neutrální až mírně alkalickou reakci. V případě nepříznivých podmínek pro činnost půdních dekompozitorů rozklad detritu probíhá velmi pomalu a odumřelá organická hmota se může na povrchu půdy hromadit. Např. vlivem nízké půdní vlhkosti nebo nízkým pH půdy, které jsou častou příčinou snížené činnosti rozkládačů, můžeme vidět v listnatých lesích, nejčastěji v bučinách, hromadění polorozloženého spadaného listí na zemi. Za přebytku vody a nedostatku kyslíku dochází k rozkladu nazývanému rašelinní. Převládají redukční pochody. Činnost mikroorganismů je minimální. Struktura organických zbytků je zachována, má vysoký obsah uhlíku. V kyselém prostředí za působení rašeliníku se tvoří rašelina, v neutrálním až alkalickém z různých druhů ostřic zase slatina. Rašelina a slatina se souhrnně nazývají humolit (Vrba, Huleš., 2007).

2.2.3 Uložení humusu

Humus je uložen v povrchových a nadložních horizontech:

Horizont nadložní je souborem horizontů rašelinových (T) a nadložního humusu (O). Soubor T – rašelinový vzniká rašeliněním organických zbytků rostlin bez jejich výrazného přirozeného promíšení s minerální částí půdy v podmínkách dlouhodobého zamokření. Převládají kumulativní organické vrstvy obsahující více než 50% organické hmoty. Soubor organogenních horizontů O má mocnost větší než 1cm, obsahuje podle objemu více než 30% organické hmoty a je tvořen jednou, dvěma či třemi vrstvami (opadanka, dř, měl), které se od sebe odlišují povrchový různým stupněm rozkladu organických zbytků.

Humusový horizont je tmavě zbarvený povrchový minerální horizont s akumulací humifikovaných organických látek do obsahu 20 – 30%. Humusové látky jsou minerální hmotou pevně fyzikálně a chemicky vázány a tvoří prst, t.j. mydát (A – horizont). Pro jednotlivé půdní typy jsou charakteristické druhy humusových horizontů (ochrický, umbrický, andický, molický, histický, humuseluviální, antropický, orniční, drnový) (Vrba, Huleš., 2007).

2.2.4 Humifikace

Vlastní náplň pojmu humifikace je možné na podkladě současných, mnohdy ne zcela shodných názorů, zobecnit takto: je to složitý, většinou biochemický proces, zahrnující různé způsoby přeměn organických zbytků, který vede k tvorbě a akumulaci humusu.

Výstižnou definici humifikace podává Valla (1984): „Humifikace je pochod, při němž se postupnými transformacemi humusotvorného materiálu (biodegradace, biosyntéza, rozklad, resyntéza, kondenzace, polymerace) vytváří v půdě specifické, dusík obsahující látky, tmavě zbarvená, převážně koloidního charakteru, s více či méně vyjádřeným aromatickým jádrem, s vysokou molekulovou hmotností, s charakterem polyelektrolytu, s převahou kyselých funkčních skupin, které nazýváme humusem“.

Humifikace probíhá optimálně při periodickém ovlhčování a vysychání, při střídání aerobiózy a anaerobiózou. Její rychlost závisí výrazně vedle příznivých fyzikálních podmínek půdy a půdní reakci také na poměru C:N ve výchozím humusotvorném materiálu. Optimum je cca 20:1; při širokém poměru (sláma 80-100:1) je tento materiál jen zvolna biologicky rozložitelný, je nutno poměr C:N upravit dodáním dusíku do půdy.

Základním kvantitativním ukazatelem humifikace je koeficient humifikace, vyjadřující výsledný efekt rozkladných a syntetických pochodů, čili „výťažnost“ humifikace (tj. kolik % výchozích látek bylo přetransformováno na humus). Pohybuje se v širokých mezích (0,2-0,6) v závislosti na podmínkách humifikace a povaze humusotvorného materiálu. Novák (1971, 1979) doporučuje další

kvantitativní ukazatele: intenzitu humifikace, tj. množství nově vytvořených humusových látek za jednotku času a produktivitu humifikace, tj. množství nově vytvořených humusových látek na jednotku energie, uvolněné při přeměně organických látek (Vrba, Huleš., 2007).

2.2.5 Mineralizace

Mineralizace je přeměna organických látek např. v půdě na nejjednodušší minerální sloučeniny, zejména vodu, oxid uhličitý, dusičný, siřičitý, čpavek apod., za současného uvolnění minerálních látek vázaných na organické sloučeniny (vápník, draslík, sodík aj.). Při tomto pochodu se uvolňuje energie. Mineralizace je podmíněna dobrým provzdušením (dostatek kyslíku) a vhodnými podmínkami pro činnost půdních mikroorganismů (teplota, vlhkost, živiny apod.). Humus se však při mineralizaci netvoří (Vrba, Huleš., 2007).

2.3 Půdní organická hmota

Půdní organická hmota (SOM – soil organic mater) je neobyčejně složitá heterogenní směs organického materiálu, převážně rostlinných a mikrobiálních zbytků. Obsahuje mono- až polymerní molekuly organických látek, ligninu, různých proteinů, různých polysacharidů (celulózy, hemicelulóz, chitinu, peptidoglykenů), lipidů a dalšího alifatického materiálu (vosků, mastných kyselin, kutinu, suberinu, terpenoidů), o jejíž třídění podle chemického složení se pokusil Kögel-Knabcher (2002). Z této základní směsi primární organické hmoty v půdě vzniká řada poloproduktů v exothermickém rozkladném procesu mineralizace i endothermickém 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 absorpčních komplexů.

Snaha po rychlé, relativně levné informaci o vlastnostech SOM v původním, izolačními postupy neovlivněném stavu, v poslední době spoléhá na možnosti moderní instrumentální analýzy. Např. difusní reflexní spektroskopie v infračervené (DRIFT) a blízké infračervené oblasti (NIRS) a ^{13}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 individuí, které 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}C NMR spektroskopie je ovšem nenahraditelná při vědeckém studiu chemické struktury frakcí SOM (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. Bohužel, jediným společným znakem ve směsi je obsah uhlíku, ale důležité, pro praxi významné vlastnosti SOM, který zatím neprošel humifikací, tj. primární, rozložená nebo nerozložená hmota, má zcela jiné vlastnosti, než soubor produktů humifikace SOM.

Abstrahujeme-li všechny vedlejší funkce SOM v půdě, zůstanou jen dvě základní. Schopnost k mineralizaci s uvolněním energie pro půdní mikroedafon, CO_2 a minerálních živin. To je vlastnost primární části SOM, 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.

Iontovýmienná kapacita je druhá základní funkce SOM. 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 SOM, 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 mineralizovatelné organické látky. Na labilitu organických látek se usuzuje z uhlíku bazální respirace, z obsahu uhlíku aminocukrů, uhlíku mikrobiální biomasy, obsahu uhlíku partikulární organické hmoty, z frakcí postupné oxidace $K_2Cr_2O_7$ v 6 M, 9 M a 12 M H_2SO_4 , z obsahu uhlíku oxidovatelného $15,6 + 33 + 333 \text{ mM } KMnO_4$ (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 organického materiálu jako případného rozložitelného substrátu i pro organické hojení. Doporučuje se rozdělení na 3 frakce dle stability při kyselé hydrolyze 1 M a 2,5 M H_2SO_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 $KMnO_4$ (Tirol-Padre, Ladha 2004), nebo rozdělení do 4 frakcí podle oxidovatelnosti C-látek $K_2Cr_2O_7$ v 6 M, 9 M a 12 M H_2SO_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 SOM 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 SOM však řeší řada autorů, kteří se zabývají fyzikální frakcionací SOM (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 SOM (Kögel-Knabcher et al. 1992 a, b), vlivem biologické kapacity a kapacity na rozložitelnost organického materiálu (Baldock 2007) a ochranným účinkem řady faktorů na mineralizační rozklad SOM (Baldock et al. 2004).

Frakce labilní a stabilní v půdní organické hmotě podobně studoval Kolář et al. (2009) ve vzorcích z oblasti Šumavy. Ve vzorcích půdní organické hmoty a 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 menších než 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 SOM a tyto vzorky vykazovaly také nejvíce labilních forem při hydrolyzách oběma metodami a současně také nejlabilnější frakce. Stupeň humifikace SOM byl striktně nepřímo úměrný lability SOM 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} .

Z této práce je zřejmé, že interval hodnot C_{ox} , resp. C_{org} , je velmi široký (2,7 – 36,5% C_{org}), a proto analytické údaje jednotlivých frakcí labilního uhlíku C_{hws} , C_{cws} , C_{PM} i stabilních forem uhlíku C_{oxHA} , C_{oxFA} zdánlivě neodpovídají taxonomii vzorků. Dále jsou tyto hodnoty přepočteny na procenta celkového C_{ox} a závislosti jsou už zcela zřejmé. Vzorek, který má relativně nejnižší hodnoty frakcí labilního uhlíku a vzorek s taxonomicky předpokládanou nejnižší aktivitou, má naopak uvedené hodnoty labilního uhlíku nejvyšší.

Obsah frakce humusových kyselin, která představuje stabilní formu uhlíku, je naopak nejvyšší ve vzorku 1 a nejnižší ve vzorku 2. Z tohoto hlediska lze chápat labilní frakce SOM jako nespotřebovaný materiál v transformačních procesech. Nikoli jako znak vysoké úrovně hydrolytických procesů v daném půdním prostředí. V daném souboru vzorků byl obsah labilních frakcí SOM tím větší, čím byly podmínky pro transformační aktivitu horší. U stabilní frakce humusových kyselin to bylo naopak. Rychlostní konstanta biochemické oxidace K_{bio} v tomto souboru vzorků se pohybovala v intervalu 0,010 – 0,075 a byla nejnižší ve vzorcích s hlubší transformací SOM. Rychlostní konstanta K_{chem} v tomto souboru byla nalezena v intervalu 0,050 – 0,205 většinou při obdivuhodně malém rozpětí $R = 0,005$. Zatímco rozpětí K_{bio} se pohybovalo v intervalu 0,015 – 0,045. Hodnota K_{chem} však nekorespondovala s hloubkou transformace SOM, ale velmi přesně s procentickým podílem C_{PM} z celkového C_{ox} . Labilní frakce SOM jsou z větší citlivostí zachyceny C_{hws} než C_{PM} , protože v daném souboru vzorků C_{hws} tvořilo jen 1,9 – 3,9 % C_{ox} , zatímco C_{PM} 15,1 – 24,4 % C_{ox} . Proto už K_{chem} nereaguje tak citlivě, jako K_{bio} . Svědčí o tom i zcela markantní rozdíly v rozpětí R . Z matematicko-statistického hodnocení je zřejmé, že výsledky stanovení K_{bio} se statisticky významně liší (při $\alpha = 0,05$) od výsledků stanovení K_{chem} a rozdíly průměrů „ x “ nelze vysvětlit náhodnými chybami.

3. Cíl práce

Cílem práce je vysvětlit příčiny dodnes v literatuře běžně se vyskytující názvoslovné nepřesnosti, která vede k zcela nesmyslným dedukcím. Bude provedena literární rešerše o půdní organické hmotě a zvláště rozdělena primární organická hmota a stupně její lability a stabilní humus, vysvětlen pojem stability a vysvětleny rozdíly mezi humusem a primární organickou půdní hmotou. Dalším cílem této práce je provést analýzu kambizemě kyselé z oblasti okolí Českých Budějovic a téhož půdního typu z oblasti Kubovi Huti na Šumavy. Stanovit obsah HK, FK, C_{ox} , stupně humifikace S_H , mineralizovatelný uhlík C_{miner} , rychlostní konstantu biochemické oxidace C, frakce labilních organických látek C_{cws} , C_{hws} , a C_{PM} a srovnat tato data s údaji, které jsou k dispozici z analýz před dvanácti lety.

4. Materiál a metody

Vzorky původní organické hmoty byly odebrány z horizontů nadložního humusu a pod nimi ležícího humusového horizontu A. Popis vzorků je uveden v tab. 1.

Na vzduchu vysušené vzorky v prosevu sítem 2 mm byly na síť 0,25 mm rozděleny na 2 frakce. Větší než 0,25 mm s převahou nerozložené organické hmoty a na frakci menší než 0,25 mm. Ve frakci větší než 0,25 mm byly u všech vzorků stanoveny kategorie hydrolyzovatelnosti podle výsledků hydrolyzy v 6 M, 9 M a 12 M H_2SO_4 (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 menší než 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_{hws}) a v studené vodě rozpustných C-látek (C_{cws}) podle běžné metodiky. A labilních I-látek oxidovetelných neutrálním 33 mM roztokem KMnO_4 (C_{PM}) podle metodiky Blair et al. (1995) v modifikaci dle Tirol-Padre, Ladha (2004).

V této frakci, menší než 0,25 mm, bylo provedeno ještě stanovení uhlíku huminových kyselin $C_{\text{ox HA}}$ a uhlíku fulvokyselin $C_{\text{ox FA}}$ po alkalické extrakci vzorků směsí 0,10 M $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, 10 H_2O a NaOH a po srážení HK a oddělení FK podle klasické metody Kononové a Belčikové. Byl vypočítán podíl $C_{\text{ox HA}} + C_{\text{ox FA}}$ z celkového $C_{\text{ox tot}}$. Uhlík $C_{\text{ox HA}}$, $C_{\text{ox FA}}$ a $C_{\text{ox tot}}$ byly stanoveny spalováním $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ na mokré cestě podle ISO 14235. Současně byl stanoven C_{org} spalovací technikou při 1 095°C podle ISO 10694.

Kvantita labilních organických látek půdy byla tedy posuzována 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, je považována rychlostní konstanta jejich biochemické oxidace, jako reakce I. řádu, kterou podle původní metodiky měřím na podtlakovém zařízení Oxi Top Control Merck (Kolář et al. 2006). Horší reprodukovatelnost výsledků této metody, danou rozdílnou hydrolytickou kvalitou použitého inokula,

řeším náhradou biochemické oxidace pouze chemickou. K výpočtu rychlostní konstanty používám zbytkovou koncentraci uhlíku při stanovení hodnoty C_{PM} v několika časových intervalech, 1, 3, 6 a 24 hodin. V práci předkládám srovnání obou metod. K určení shodnosti výsledků obou metod jsem použil Lordův test pro máloprvkové soubory (Eckschlager, Horsák, Kodejš 1980). Interval spolehlivosti průměru je počítán z rozpětí R pro hladinu významnosti $\alpha = 0,05$.

Stanovení rychlostní konstanty biochemické oxidace, která je měřítkem lability a tedy kvality primární části půdní organické hmoty, je poněkud složitější instrumentálně i pracovně, a proto na závěr této metodické části se k němu vracím v podrobnějším výkladu. Měření lze provést v aerobních i anaerobních podmínkách.

4.1 Měření v aerobních podmínkách

V roce 2003 byla navržena a ověřena na ZFJU metoda k posouzení kinetiky mineralizace rozložitelné části půdní organické hmoty metodou podtlakového měření biochemické spotřeby kyslíku BOD (biochemical oxygen demand) půdních suspenzí systémem Oxi Top Control firmy WTW Merck. Tato metoda byla určena pro hydrochemickou analýzu organicky znečištěných vod (Kolář et al. 2003). Měření lze získat BOD v jednotlivých dnech inkubace. Z těchto údajů lze zjistit celkovou limitní BOD_t a vypočítat rychlostní konstantu K biochemické oxidace půdních organických látek s rozměrem $[24 \text{ hod}^{-1}]$, jako míru stability těchto látek. Klasickým způsobem měření BOD a tedy také i rychlostních konstant je zředovací metoda (Horáková et al. 1989). Aplikovali ji na stanovení stability původních organických látek, ale byla příliš zdlouhavá a pracná. Proto zavedli metodu Oxi Top Control s měřením podtlaku v lahvích opatřených hlavicemi s ukazatelem infračerveného rozhraní, přes které je možná komunikace s kontrolérem OC 100 resp. OC 110. Dokumentaci lze uskutečnit prostřednictvím programu ACHAT OC ve spojení s PC, dříve i ve spojení s termotiskárnou TD 100. Měřicí hlavice uloží do své paměti až 360 datových vět, které lze prostřednictvím kontroléru graficky zobrazit a měřit lze i přes skleněné či plastové dveře termostatu lahve přímo na třepacích deskách.

Rychlost biochemické oxidace organických látek jako reakce prvního řádu je úměrná zbývajícím koncentraci dosud neoxidovaných látek:

$$dy/dt = K_1 (L - y) = K_1 L_z$$

kde: L = celková BOD

y = BOD v čase t

L_z = zbývajícím BOD

K_1 = rychlostní konstanta

Integrací od 0 do t tohoto vztahu lze získat rovnici:

$$L_z = L * e^{-K_1 t} = L * 10^{-k_1 t}$$

Obecně pro BOD v čase t platí:

$$y = L (1 - 10^{-k_1 t})$$

kde: y = BOD v čase t

L = BOD_{total}

k_1 = rychlostní konstanta [24 hod⁻¹]

Pracovní postup je totožný s výrobcem doporučeným způsobem měření podle návrhu pro německé jednotné postupy DEV 46. věstník 2000 – H 55, uveřejněný také v příručce BOD (na CD-ROM) firmy WTW Merck.

4.2 Měření v anaerobních podmínkách

Používá se Oxi Top Control AN 12 Merck, která se od aparatury pro práci v aerobních podmínkách liší jen pracovními lahvemi s dvěma postranními tubusy a jinou tlakovou snímací hlavicí těchto lahví. Metodika práce je podrobně popsána (Kolář et al., 2005). Množství vzorku je 80 – 100 mg/l organického uhlíku, koncentrace inokula 3 g/l.

Při výpočtu se vychází ze stavové rovnice:

$$n = p \cdot V / RT$$

kde: n = počet molů plynu

V = objem [ml]

P = tlak [hPa]

T = teplota [°K]

R = plynová konstanta 8,134 J/mol°K

Podrobné pracovní postupy pro aerobní i anaerobní podmínky byly také publikovány (Kolář et al., 2006).

Rozklad organické hmoty je reakcí prvního řádu, u nichž reakční rychlost v každém okamžiku je úměrná koncentraci reagující látky (viz. Základní rovnice dy/dt). Konstanta K_1 je specifická reakční rychlost čili rychlostní konstanta a udává okamžitou rychlost reakce při jednotkové koncentraci reagující látky. Skutečná rychlost reakce se neustále mění a rovná se součinu rychlostní konstanty a okamžité koncentrace. Závislost reakční zplodiny, vyjádřené BOD v čase t (y) na t je stejná, jako závislost koncentrace reagující složky ($L - y$) v čase t a proto rovnice $(L - y) = L \cdot e^{-K_1 t}$ a rovnice $y = L (1 - e^{-K_1 t})$ jsou analogické.

Naneseme-li tedy do grafu na osu y zbytkovou koncentraci uhlíku v logaritmickém měřítku $\log(L - y)$ a na osu x čas ve dnech od počátku experimentu, dostaneme přímkou, jejíž směrnice odpovídá hodnotě $-k_1/2,303$.

Postačí tedy stanovit zbytkový C_{ox} , samozřejmě s náležitým opakováním. Logaritmická hodnota tohoto analytického data je $(L - y)$ a dosazuje se do grafu proti t . Jen pro úplnost připomínám, že směrnice přímkou v grafu je dána tangentou úhlu α a je poměrem protilehlé a přilehlé odvěšny vzniklého trojúhelníku.

5. Výsledky a diskuse

Dříve než přistoupíme k diskusi vlastních výsledků a než odpovím na základní otázku, která je předmětem mé diplomové práce, chtěl bych shrnout základní teze nového pohledu na půdní organickou hmotu. To proto, že literární přehled už je příliš daleko od základních myšlenek, ve kterých nemají jasno nejen studenti, ale často i mnozí odborníci, jak plyne s vědeckou literaturou přinášejících citací i v současné době.

5.1 Půdní organická hmota

V anglické literatuře se vžíla její zkratka SOM (Soil Organic Matter). Je to neobyčejně složitá heterogenní směs organického materiálu převážně rostlinných, živočišných i mikrobiálních zbytků s obsahem mono-polymerních molekul organických látek, ligninu, proteinů, polysacharidů (celulózy, hemicelulóz, chitinu, peptidoglykanů), lipidů, vosků, a dalšího alifatického materiálu (mastných kyselin, kutinu, suberinu, terpenoidů) aj. minoritních organických látek. Obsahuje také produkty humifikace, fulvokyseliny, huminové kyseliny a huminy.

Půdní organická hmota (SOM) je neustále doplňována hlavními zdroji jako jsou sklizňové zbytky, rostlinný odpad, hmota kořenů, kořenové exudáty, odumřelé makro a mikroorganismy a samozřejmě také organická hnojiva.

Půdní organická hmota se však většinou v půdě nehromadí, protože je stále enzymy půdních mikroorganismů přeměňována, čili transformována. Tato transformace může probíhat v zásadě jen dvěma hlavními směry: mineralizací a humifikací.

5.1.1 Mineralizace

Mineralizace je exotermický proces spojen s uvolněním energie. Velké kupiny organických látek jsou nejprve velmi pestrou skupinou enzymů třídy hydroláz, které produkují půdní mikroorganismy, hydrolyzovány reakcemi s vodou

na látky jednodušší a ty jsou pak oxidovány jinými enzymy, tentokrát z třídy oxidoreduktáz až na CO_2 .

Mineralizace se tento proces jmenuje proto, že živinné prvky N, P, S aj., které byly původně součástí organických sloučenin půdní organické hmoty, se náhle objevují ve formě minerální jako ionty NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} atd.

Všimněme si dvou okolností:

- 1) Produkty mineralizace i uvolnění tepla jsou podobné těm, které vznikají spalováním organického materiálu. Proto můžeme souhlasit s představou, často v praktické literatuře uváděnou, že mineralizace je pomalé spalování.
- 2) Mineralizace je nemyslitelná bez činnosti mnoha enzymů, produkovaných půdními mikroorganismy. Proto všechny faktory, které záporně působí na aktivitu půdní mikroflóry (extrémní hodnoty pH, vlhkosti půdy, intoxikace půdy vysokým obsahem solí či mikrobiálních jedů) působí záporně také na mineralizaci.

Řekl jsem, že půdní organická hmota obsahuje spoustu nejrůznějších organických látek. Některé mají malé molekuly, jiné velké, některá snadno hydrolyzují (např. škrob) jiné, i když patří do stejné skupiny organických látek (např. celulóza, která je polysacharidem jako škrob) hydrolyzují pomalu. Některé látky oxidují velmi snadno (např. sacharidy) jiné velmi obtížně či prakticky téměř vůbec (např. lignin, plyaromatické uhlovodíky, půdní bitumeny). Je tedy zřejmé, že proces mineralizace probíhá z hlediska rychlosti i z hlediska dosažené úrovně přeměny v daném časovém úseku velmi různě. Organické látky, které snadno mineralizují, označujeme jako frakci labilních půdních organických látek. Frakce, které mineralizují velmi pomalu, tvoří stabilní půdní organické látky. Pochopitelně mezi těmito dvěma mezními frakcemi existuje velmi mnoho mezistupňů.

Položme si otázku. Čím je mineralizace prospěšná pro zemědělce? Nejvýznamnějším efektem mineralizace je to, že je zdrojem energie pro půdní mikroorganismy a že tak ovlivňuje jeden ze základních faktorů půdní úrodnosti – biologickou (mikrobiální) aktivitu půdy.

Je zdrojem základního hnojiva pro rostliny, CO₂.

Je zdrojem minerálních živin, uvolněných z nepřístupné formy v organické hmotě.

Je zdrojem energie pro druhý transformační proces půdní organické hmoty – pro humifikaci.

5.1.2 Humifikace

Humifikace je na rozdíl od mineralizace proces endotermický, neuvolňuje, ale naopak spotřebovává energii. Zatímco mineralizace představovala proces rozkladný, při kterém z velkých organických molekul vznikají molekuly menší (až nakonec se uvolní CO₂), při humifikaci naopak velikost molekul roste. Humifikace je tedy proces syntéz, syntetický.

Oba dva transformační procesy půdní organické hmoty probíhají v půdě současně, ale ve velmi rozdílné míře.

Představme si, že si na vlastní zahradě z posečené trávy, zahradní zeminy, vápence, makro i mikro živin a vodní suspenze koloidní jílové frakce založíte podle zásad vědeckého kompostování správně sestavenou kompostovou směs. Velmi brzy se uvnitř zahřeje na 50 -60°C a její objem se začne viditelně zmenšovat. Pak teplota sice poklesne, ale redukce objemu dále pokračuje, částice hmoty tmavnou a rozpadají se. Hmota začíná mít příjemnou dehtovito-zemitou vůni, je drobivá, soused obdivuje, jaký máte krásný humus. Typickou vlastností humusu je schopnost iontové výměny.

Kdybyste ve vzorku Vašeho kompostu stanovili součet fulvokyselin a huminových kyselin (tedy skutečný obsah humusu, do kterého sice patří ještě huminy, ale ty se pro obtížnost analytiky nestanovují), tak byste s úžasem zjistili, že iontovýměnná kapacita Vašeho kompostu je jen 40 – 60 mmol.chem.ekv.H⁺/1000 g. Tedy asi tolik, kolik má lehká písčité půda. Jinými slovy čerstvý kompost vlastně žádný humus nemá.

Co tedy způsobí tu krásnou černou barvu? Jsou to melaniny (tmavá barviva), s humusem nemají nic společného, vznikají Maillardovou reakcí mezi aminoskupinou z hydrolyzovaných bílkovin a cukry z hydrolyzované celulózy a hemicelulóz. Kdybyste ale o svůj kompost dále pečovali, oxidovali jej přehazováním

a udržovali v něm správnou vlhkost, pak každým rokem by v něm nálezy humusových kyselin byly vyšší a vyšší.

Staří zahradníci šlechtili své komposty deset i více let!

Z tohoto jednoduchého příkladu je však zřejmé:

- 1) Rychlost mineralizace i množství substrátové přeměny je u mineralizace nesrovnatelně vyšší, než u humifikace.
- 2) Humifikace, syntéza velkých molekul polymeračními a polykondenzačními reakcemi je proces velmi pomalý (nelze jej posuzovat jen podle změny barvy, či stupně rozpadu původních částic půdní organické hmoty).
- 3) Měřítkem stupně humifikace je jen zvýšení kapacity iontové výměny.
- 4) Humifikace je nemyslitelná bez současně probíhající mineralizace, která je pro humifikaci (respektive pro mikroorganismy produkující enzymy, které ji realizují) zdrojem nutně potřebné energie.

5.2. Organická hmota a humus

Nyní operujeme s dvěma pojmy – organickou hmotou a humusem.

Položme si otázku, je mezi nimi rozdíl? Musíme trochu zamířit do historie. Výzkum organické půdní hmoty začíná kolem r. 1786, významnější práce se objevují až počátkem 20. století. Nejdříve si vědci mysleli, že humus je tvořen několika málo sloučeninami přesně definovanými. Například psali o kyselině krenové, apokrenové, ulminové a huminové, pak se ale zjistilo, že humusové kyseliny představují vždy ohromně široký soubor velmi podobných chemických individuí, které nejsme schopni jednotlivě izolovat, pouze jen třídít do skupin například podle relativní molekulové hmotnosti.

Chaos mezi nimi byl tak velký, že v roce 1936 Waksman označil za humus směs organických látek v půdě, které pocházejí z rostlin, včetně tuků, vosků, pryskyřic, celulózy, hemicelulózy a lignoproteinového komplexu. Jinými slovy vrátil se ve vývoji zpátky, vysokomolekulární látky vzniklé humifikací již neodděloval.

Tato Waksmanova představa, později vyvrácená řadou dalších badatelů, se bohužel projevuje do dnes. Pojmy „půdní organická hmota“ a „humus“ se považují často za synonyma.

Obsah uhlíku, stanovený oxidačně na mokré cestě se označuje C_{ox} a charakterizuje množství organické půdní hmoty, které se někdy přepočítává na „humus“ (násobením faktorem 1,724). A to jen proto, že na začátku minulého století vzorek huminových kyselin izolovaných a dodávaných do obchodu firmou MERCK, byl chybně označen jako jedna kyselina, chemické individuum, Acidum humicum Merck s obsahem 58 % C. Faktor 1,724 je tedy jen přepočet obsahu uhlíku v půdě na obsah této jediné Acidum humicum Merck. Nesmyslnost takové operace není třeba vysvětlovat. V organické hmotě půdy přece není jen humus a ten navíc nemůže být charakterizován jen jednou huminovou kyselinou. Nesprávná Waksmanova představa však zanechává stopu i v dnešním dělení půdní organické hmoty na:

1. Humusotvorný materiál
2. Meziprodukty rozkladu a syntézy
3. Humus - organická hmota vzniklá humifikací

Bohužel skupině 3. se říká také „humus vlastní“ a součtu skupin 2. + 3. se říká „humus veškerý“.

Tím se do celé věci vnáší zmatek a nikdo vlastně neví co to humus je.

5.2.1 Meziprodukty rozkladu a syntézy

Ale co jsou meziprodukty rozkladu a syntézy?

Humusové kyseliny ani humus to nejsou (tyto látky nepovažujeme za humus).

Vždyť to řadu i současných badatelů vede k představě, že „výkaly a mrva“ obsahují humusové látky. A to je úplný nesmysl, anaerobní digesci v zaživacím traktu přežvýkavců nebo fermentoru bioplynové stanice si nelze plést s humifikací.

Proto bude lépe, abychom organickou hmotu půdní rozdělili na dvě frakce:

1. Primární půdní organickou hmotu
2. Humus

5.2.1.1 Primární půdní organická hmota

Primární půdní organická hmota může být původní i rozložená. Může být transformačními procesy i přeměněná, ale humifikační proces u ní nebyl dokončen. Proto nemá výraznou iontovýmennou kapacitu, může být vytvořena velmi labilními i dosti stabilními organickými látkami. Může tedy rychle či pomalu mineralizovat (ale z hlediska časového úseku lidského věku).

5.2.1.2 Humus

Humus jsou jen látky vzniklé v procesu humifikace. Jsou charakteristické schopností iontové výměny a také mineralizují (ale z hlediska lidského věku prakticky nikoli). Poločas jejich mineralizace je u huminových kyselin cca 5000 – 6000 let, u fulvokyselin cca 40 – 50 let (a není dosud zcela jasné, zda u fulvokyselin jde o samotnou mineralizaci či o úbytek, způsobený dalšími přeměnami v polymeračních a polykondenzačních reakcích).

Množství humusu v celkové půdní organické hmotě vyjadřujeme stupněm humifikace S_H tj. % vyjádřením oxidovatelného uhlíku humusových kyselin (fulvokyselin a huminových kyselin) z celkového oxidovatelného uhlíku:

$$SH = \frac{CoxFK + CoxHK}{Cox\text{ totální}} * 100$$

Z již uvedeného důvodu s uhlíkem huminů zde neuvažujeme. Snad později, až bude vyvinuta potřebná analytika.

Naše dělení půdní organické hmoty jen na dvě hlavní frakce nám umožňuje rozdělit i významově dvě zcela rozdílné vlastnosti těchto frakcí:

- 1) Schopnost k iontové výměně. Ta je typická pro humus. Primární organická hmota může mít vlastnosti sorpční, ale nikdy nemá výrazné vlastnosti iontovýměnné z hlediska kapacity.
- 2) Schopnost k mineralizaci. Ta je typická pro primární organickou hmotu. Mineralizovat může rychle či pomalu, ale vždy v období 0 – 20 let zřetelně mineralizuje.

Humus z hlediska tohoto časového úseku nikoliv (musíme ale připustit, že mineralizovatelná je bez ohledu na čas vlastně každá organická hmota, i polyamid našich bot či PE sáčky, které jsou obtížným odpadem).

5.2.2 Vyjádření obsahu organické hmoty

Jak tedy budeme obsah organické hmoty vyjadřovat?

- 1) V systémových studiích například ekologických, krajinářských atd. stačí vyjadřovat její obsah v hodnotách Cox.
- 2) V studiích, kde rozhodující roli hraje oxidační proces například v energetických úvahách o využití biomasy, v bioplynových stanicích, je obvyklé vyjadřovat množství organické hmoty množstvím kyslíku, které je potřeba k jeho oxidaci na mokré cestě bichromanovou metodou, tzv. „chemickou spotřebou kyslíku“, označenou CHSK (obvykle v hydrochemických publikacích).
- 3) V studiích zemědělských bychom měli rozlišovat 2 základní frakce půdní organické hmoty: humus a primární organickou půdní hmotu. Humus je bohužel tvořen spoustou humusových kyselin, které jsou chemicky téměř totožné, ale značně se liší relativní molekulovou hmotností. A právě velikost molekuly jim dává zcela rozdílné vlastnosti. Například jmenujme reakci s těžkými kovy, vysokomolekulární HK tvoří s kovy ve vodě nerozpustné komplexy, a proto tyto huminové kyseliny těžké kovy imobilizují. Vysoký obsah těchto huminových kyselin

v půdách Holandska například umožňuje používat i fosforečná hnojiva s vyšším obsahem kadmia a stroncia, aniž by pěstované rostliny obsahovaly stopu těchto těžkých kovů.

Ale nízkomolekulární huminové kyseliny se chovají zcela opačně – s kovy tvoří velmi mobilní komplexy a jejich vstup do rostlin naopak usnadňují!

Chovají se tedy spíše jako fulvokyseliny, i když sráženy byly jako huminové kyseliny.

Dovolte mi malý příklad z praxe. Na mateřské katedře mé diplomové práce zkoušeli hnojivo EKOHUM, v podstatě amonné soli huminových kyselin izolovaných ze severočeských oxyhumolitů (vynález z VŠCHT Praha). Hnojivo mělo dodat dusík, zvýšit sorpci a iontovou výměnu v půdě a hlavně imobilizovat těžké kovy – proto mělo v názvu „EKO“.

Jaký byl výsledek? Zcela spolehlivě naopak zvyšovalo obsah těžkých kovů v produkci. Proč? Huminové kyseliny použitého oxyhumolitu byly převážně nízkomolekulární. Proto bychom měli humusovou frakci dělit podle procentického zastoupení tříd relativní molekulové hmotnosti.

Také primární organickou hmotu půdní bychom měli dělit. Protože u ní je rozhodující vlastností schopnost k mineralizaci, měli bychom v ní stanovit podíl cenných labilních organických látek. Ty jsou prezentovány uhlíkem ve studené vodě rozpustných organických látek C_{cws} , v horké vodě rozpustných organických látek C_{hws} .

Pak bychom měli stanovit obsah snadněji oxidovatelných látek uhlíkem C_{PM} (což je uhlík organických sloučenin oxidovatelných neutrálním roztokem $KMnO_4$ podle Blaira).

Dále stanovit podíl uhlíku látek, které k mineralizaci potřebují enzymatickou účast půdních bakterií čili C_{miner} , uhlík mineralizovatelný za podmínek dané metody.

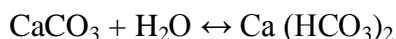
Výběr metod je značný, zasluhoval by samostatnou práci.

5.2.3 Vztah k půdní úrodnosti

Jestliže jsme si rozdělili půdní organickou hmotu na základní dvě frakce, pak vyjádření jejich vztahu k půdní úrodnosti je už snadné.

Snadno mineralizovatelná půdní organická hmota slouží především pro potřebu a posílení půdního mikroedafonu, a proto je zásadní podporou jeho funkcí:

- 1) Podporuje celý půdotvorný režim (pro něhož je biologický faktor rozhodující).
- 2) Je zdrojem minerálních živin a CO_2 , který slouží nejen jako základní surovina k tvorbě organické hmoty rostlin v procesu fotosyntetické asimilace, ale i k udržení vápenato-uhličitanové a hořečnato-uhličitanové rovnováhy v půdě a rozhoduje o rozpustnosti a nerozpustnosti Ca a Mg v půdě podle rovnic:



nerozpustný \leftrightarrow rozpustný

- 3) Rozvoj mikroedafonu usnadňuje i rozklad a detoxikaci xenobiontů, kontaminujících půdu ze znečištěné atmosféry i z vlastní zemědělské činnosti (rezidua pesticidů).
- 4) Je zdrojem energie a tedy předpokladem humifikace a tvorby humusu.
- 5) Působí nejen mobilizaci přístupného minerálního dusíku z nepřístupného organického dusíku, ale naopak i proces opačný – imobilizaci dusíku (která je důležitým procesem v naší snaze omezit ztráty minerálního dusíku elucí do půdní spodiny a vod a snížit tak stupeň kontaminace životního prostředí).
- 6) Snižuje specifickou hmotnost půdy.
Snižuje objemovou hmotnost.
Zvyšuje provzdušněnost půdy.
Zlepšuje základní i odvozené hydrolimity půdní.
Zlepšuje technologické konstanty půdy.
Lze říci, že obecně zlepšuje fyzikální a mechanicko-fyzikální vlastnosti půdy.

5.2.4 Význam humusu pro půdní úrodnost

Je založen na schopnostech iontovýměnných a na specifických vlastnostech aktivního povrchu humusových částic:

- 1) Iontová výměna humusu (která je obecně 5 – 7 x vyšší), než iontovýměnná kapacita minerálních, jílových koloidních částic v půdě, je základním mechanismem hospodaření s živinami v půdě.

Omezuje eluci živin z půdy (tím ovlivňuje celý živinný režim půdy, efektivnost hojení, jeho rentabilitu, ovlivňuje příjem živin a relace mezi nimi).

Hospodaření na půdách s nízkým obsahem humusu nebo s jeho špatnou kvalitou by dnes, při vysoké ceně všech vstupů, muselo být velikostí ztrát nerentabilní.

- 2) Humusové koloidní látky mají vysoce aktivní povrchovou energii a tvoří s minerální koloidní frakcí absorpční komplexy.

Tyto organominerální jednotky jsou poměrně odolné vůči mineralizaci. Jsou základem stavby a vodotělnosti pravých, půdních agregátů, které jsou nejen základem půdní struktury, zajištěním žádoucí rovnováhy mezi vzduchem a vodou v půdě, zlepšením mechanicko-fyzikálních vlastností půdy, jsou také místem koncentrace půdního mikroedafonu, kde v optimálních podmínkách vodně-vzdušného režimu intenzivně probíhají všechny biochemické reakce.

Například:

- mobilizace fosfátů z nerozpustných forem,
- rozklad xenobiotických látek,
- tvorba specifických, fyziologicky účinných látek,
- tvorba gelů ztmelujících dále půdní agregáty (z kategorie uronových kyselin).

- 3) Humus svojí iontovýměnnou kapacitou je nejvýznamnějším původním pufrem, hmotou, která udržuje v půdě stálé pH, brání výkyvům, působením v daném okamžiku rozdílnou koncentrací CO₂ v půdním roztoku.

Toto kolísání by bylo pro půdní mikroorganismy brzdou jejich rozvoje.

- 4) Iontovými a sorpčními vlastnostmi humusu umožňují imobilizaci organických i minerálních škodlivin v půdě.

Jde nejen o těžké kovy, ale i o velmi snadno sorbovatelné kancerogenní polykondenzované aromáty, polychlorované dioxiny a dobenzofurany, polychlorované bifenyly, četné kancerogenní mykotoxiny nitrosaminy a dokonce i některé mobilní mladé nízkomolekulární humusové kyseliny, jejichž mutagenita a tím i potenciální kancerogenita v poslední době vzrušují veřejnost.

Humus je tedy prokazatelně pro půdu i hygienickou službu, uklízečem, revitalizátorem.

Na závěr této úvodní stati diskuse mi dovoluji na příkladu z praxe upozornit na význam správného chápání organické hmoty v půdě ve vztahu k půdní úrodnosti a odpovědět tak na otázku, která je v úvodu této diplomové práce. Ve sdělovacích prostředcích byla vzrušujícím způsobem zveřejněna šokující zpráva, že v některých zemědělských společnostech byl zjištěn pronikavý úbytek humusu a že tedy o půdu se nepečuje a půdní úrodnost klesá.

Bližším zkoumáním podstaty této zprávy bylo zjištění, že skutečně poklesl obsah C_{ox} . Je to ale opravdu důkaz, že poklesl obsah humusu? Nemohlo to být také tím, že naopak dobré hospodaření například starost o úpravu pH vodního režimu, hnojení atd. na půdě zvýšilo mikrobiální aktivitu půdního mikroedafonu, tím se zintenzivněly procesy transformace půdní organické hmoty, tedy mineralizace, ale i humifikace!

Obsah C_{ox} celkový se sice mohl snížit, ale obsah humusu se mohl naopak zvýšit! Vždyť stupeň humifikace a jeho změnu nikdo nestanovil! Je zřejmé, že tato informace je neodůvodnitelná, je to obyčejná novinářská „kachna“.

Jen podle C_{ox} půdní úrodnost posuzovat nemůžeme. To bychom za úrodné mohli považovat i půdy v oblasti Kvildy na Šumavě, které mají kolem 8 % C_{ox} . Mají extrémně nízké pH, mikrobiální aktivitu velmi slabou, organická hmota v nich nehumifikuje, ale ani téměř nemineralizuje. Kromě smilky tuhé a několika dalších super odolných plevelů na této půdě nic neroste.

5.3 Vlastní výsledky

A nyní k vlastním výsledkům.

Podle zadání diplomové práce jsem analyzoval dva průměrné lesní půdní vzorky, jeden z oblasti Kubovy Huti na Šumavě a druhý z pozemků ŠZP „u Hada“, za vysokoškolskými kolejemi v Českých Budějovicích – Čtyři Dvory. V obou případech jde o kambizemě kyselé. Vzorky byly odebrány ze zemědělsky neobhospodařované půdy (les), aby výsledky nebyly zkresleny hnojením, vápněním a agrotechnikou. Vzorky byly odebrány z horizontů nadložního humusu a pod ním ležícího horizontu A. Popis vzorků uvádí tabulka 1. – 4. Úprava vzorků pro analýzu a popis metod byl uveden v metodické části.

Tab. 1: Popis organické půdní hmoty vzorku A (Kubova Huť) a vzorku B (České Budějovice) horizontů nadložního humusu a humusového horizontu A podle Němečka (2001).

Vzorek	Forma	Označení nadložního humusu
B	anhydrogenní	morový moder, L, Fa, H _b , A
A	Hydrogenní	fybrický mor, L, O _f , T _f

Tab. 2: Frakcionace uhlíku organické hmoty vzorku A (Kubova Huť) a vzorku B (České Budějovice). Zrnitostní frakce menší než 0,25 mm.

Vzorek	C _{org} [%]	C _{ox} [%]	C _{org} – C _{ox} [%]	C _{hws} [mg/g]	C _{cws} [mg/g]
B	5,2	5,0	0,2	1,9	0,2
A	9,9	9,3	0,6	7,4	0,4

Tab. 3: Frakcionace uhlíku organické hmoty vzorku A (Kubova Huť) a vzorku B (České Budějovice). Zrnitostní frakce menší než 0,25 mm.

Vzorek	C_{PM-1} hod [mg/g]	C_{oxHK} [mg/g]	C_{oxFK} [mg/g]	HK:FK
B	10,4	1,9	4,2	0,45
A	15,8	0,3	1,9	0,16

Tab. 4: Fyzikálně – chemická pedocharakteristika vzorků A a B:

Vzorek	pH_{KCl}	Iontovýmienná kapacita T [mmol. chem. ekv./1000g]	H^+ v sorpčním komplexu [mmol. chem. ekv./1000g]	Stupeň sorpčního nasycení [%]
B	5,84 $\pm 0,31$	273,7 $\pm 15,2$	140,9 $\pm 13,2$ S=132,8	48,5 $\pm 5,1$
A	4,92 $\pm 0,28$	198,4 $\pm 12,8$	124,5 $\pm 10,5$ S=73,9	37,2 $\pm 4,2$

Porovnáme – li výsledky tabulek 1 až 4, lze z výsledků vyvodit tyto závěry:

- Humus obou vzorků je velmi nekvalitní. Forma vzoru prozrazuje, že rozklad a transformace organické půdní hmoty vzorku A probíhala a probíhá v podmínkách velmi nepříznivých (teplota, vlhkost, aktivita půdního mikroedafonu), většinou na kyselých a minerálně chudých půdách, ve vlhkém a chladném klimatu. Výměrné pH vzorku A je 4,92, a to je hodnota extrémně nízká, která sama o sobě je dostatečným inhibičním faktorem pro mikrobiální aktivitu půdy. Vzorek B z Českých

Budějovic je proti očekávání v kvalitě humusu také špatný, i když podstatně lepší než vzorek A z Kubovy Hutě. Vzorek B jsem určil jako morový moder, to je přechod mezi morem a moderem. Vzniká už v příznivějších podmínkách pro rozklad a transformaci organických zbytků. Má typický amfigenní drťový horizont Fa a je anhydrogenní. Tím se podstatně liší od vzorku A z Kubovy Hutě, který má typický hydrogenní horizont fibrický O_f na organozemi s rašelinným fibrickým horizontem T_f , který má více než 2/3 nerozložených organických látek a představuje biologicky mimořádně málo aktivní půdní organickou hmotu.

- 2) V tab. 4 je vidět, že iontovýměnná kapacita obou vzorků je zdánlivě vysoká, ale nesmíme zapomenout, že nejde o běžné půdní vzorky, jak je známe z AZP (agrochemické zkoušení půd), ale o vzorky humusových horizontů. Ze stupně sorpčního nasycení je zřejmá vysoká nenasycenost humusu obou vzorků, a proto nepřekvapuje nízké pH Kcl obou vzorků. Dokonce u vzorku B by se dalo očekávat pH Kcl ještě podstatně nižší.
- 3) Naměřené hodnoty v tab. 2 a 3 se nám jistě zdají jako nepochopitelný chaos čísel, který lze jen těžko rozluštit. To proto, že vzorky A i B mají různý obsah C_{ox} . Jestliže přepočteme hodnoty tab. 2 a 3, počínaje rozdílem $C_{org} - C_{ox}$ a konče C_{PM} , a jestliže z uhlíku huminových kyselin a fulvokyselin tab. 2 a 3 vypočítáme stupeň humifikace

$$S_H = \frac{C_{OXHK} + C_{OXFK}}{C_{OX}} * 100, \text{ dostaneme hodnoty v tab. 4.}$$

Tab. 5: Přepočtené hodnoty z tab. 2 a 3 na procenta C_{ox} vzorků A a B [%]

Vzorek	$\frac{C_{org} - C_{ox}}{C_{ox}} * 100$	$\frac{C_{hws}}{C_{ox}} * 100$	$\frac{C_{cws}}{C_{ox}} * 100$	$\frac{C_{PM}}{C_{ox}} * 100$	$S_H = \frac{C_{OXHK} + C_{OXFK}}{C_{OX}}$
B	4,0 ±0,2	38,0 ±0,3	4,0 ±0,5	208,0 ±12,0	12,2 ±1,1
A	6,4 ±0,2	79,6 ±0,5	4,3 ±0,6	169,8 ±8,8	2,4 ±0,1

Z této tab. 5 je zřejmé, že oba, z hlediska hodnocení kvality humusu špatné vzorky se ještě významně liší:

- a) Vzorek A z Kubovy Hutě má zhruba dvakrát více nejlabilnějších organických látek, které se postupně z půdy bez užítku vyplaví. Půdní mikroedafon je zdecimován nízkým pH a nedostatkem kyslíku, a proto je nespotřeboval.
- b) Hodnoty C_{cws} představují v podstatě sacharidy. V obou vzorcích již nejsou, byly vyplaveny či spotřebovány mikroflórou.
- c) Obsah více stabilních organických látek je menší ve vzorku A z Kubovy Hutě. Tato půda je mikrobiálně téměř mrtvá, na hydrolyzu složitějších organických látek mikrobiální aktivita nestačí. Je to jen potvrzení výsledku s C_{hws} . Ale tento vzorek A nemá ani stabilní organické látky humusové. Jeho organiku tvoří mumifikované organické látky, tzv. „inertní“, čili „organické uhlí“.
- d) Rozhodujícím výsledkem je stupeň humifikace. Ve vzorku A z Kubovy Hutě je jen 2,4 % humusu z 9,3 % C_{ox} , který bereme za 100%. To tedy znamená, že tato půda prakticky humus nemá, že je to jen vyplavená mrtvá, inertní, velmi stabilní organická hmota. Proč je stabilní? Snad částečně proto, že labilní frakce nikdo nespotřebovává, v kyselém prostředí pomalu hydrolyzují a hydrolyzáty se pomalu vyplavují v hydrogenním režimu. A snad také proto, že koloidní soli (koloidní roztoky) Al a Fe látek postupně tuto organickou hmotu penetrují a tím konzervují.

U tab. 6 jsou další výsledky, které tyto závěry jen potvrzují. Vysoká hodnota rychlostních konstant K_{bio} i K_{CHEM} ve vzorku A potvrzují vysoký obsah labilních frakcí organické půdní hmoty, nespotřebované zdecimovaným mikroedafonem. Totéž potvrzují vysoké podíly nejlabilnější frakce LPI, ve vzorku A z Kubovy Hutě, prokázané metodou oxidační (Chan 2001) i hydrolytickou (Rovira, Vallejo 2000, 2002; Shirato, Yokozawa 2006).

Tab. 6 Rychlostní konstanty oxidace organické hmoty K_{bio} a K_{CHEM} a rozdělení uhlíku vzorků A a B do procentních tříd, podle stupně lability, metodou podle Chana (2001) a podle Shirata, Yokozawa (2006).

Vzorek		A (Kubova Hut')	B (České Budějovice)	
K_{bio} [24 hod]		0,080	0,018	
K_{chem} [24 hod]		0,049	0,031	
Chan	frakce	velmi labilní	10	9
		labilní	28	11
		střední	11	40
		rezistentní	51	40
Shirato, Yokoyawa	frakce	labilní	24	16
		střední	3	52
		rezistentní	73	32

6. Závěr

Oba sledované půdní vzorky, B z Českých Budějovic i A z Kubovy Huti, představují špatný nekvalitní humus. Ale vzorek A je podstatně horší, zejména proto, že:

- 1) Obsah jeho skutečného humusu je jen 2,4% jeho celkového uhlíku.
- 2) Jeho labilní organické frakce půdní mikroedafon nespotřebává zřejmě proto, že je decimován extrémní kyselostí a nízkým stupněm sorpčního nasycení.
- 3) Porovnáním skutečné kvality humusu vzorku A a B je zcela zřejmé, že v kvalitě humusu je vzorek B z Českých Budějovic nesrovnatelně lepší.
- 4) A nyní odpověď na otázku zadanou v diplomovém úkolu. Kdybych považoval za „humus“ celkový obsah C_{ox} , jak to činí často praxe a jak to prezentují média, pak bych musel považovat vzorek A z Kubovy Hutě (s obsahem 9,3% C_{ox}) za půdu s vysokým obsahem humusu a očekával bych na ní rekordní výnosové výsledky. Což by byl přímo směšný závěr. Jen podle obsahu C_{ox} se o humusu a tím méně o jeho kvalitě vůbec nedá mluvit.
- 5) Je nutno brát s rezervou i původní tvrzení některých vědeckých kapacit (např. Haynes), že obsah C_{hws} je ukazatelem úrodné půdy. Platí to jen tehdy, není-li půdní mikroedafon nějakým způsobem decimován.
- 6) Došel jsem k závěru, že výsledky analýz, které prováděl můj vedoucí diplomové práce (Kolář) před 12ti lety na prakticky stejných půdních vzorcích, jsou téměř totožné s mými výsledky.

7. Literární zdroje

- 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 the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid – state ^{13}C NMR spectroscopy. *Biogeochemistry*, 16: 1-42
- Baldock, J. A., Smernik, 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: 1459-1466
- Capriel, P., 1997: Hydrophobicity of organic matter in arable soils: influence of management. *Europ. J. Soil Sci.*, 48:457-462
- Eckschlager, K., Horsák, J., Kodejš, Z., 1980: Vyhodnocování analytických výsledků a metod. SNTL Praha, DT 543, 04-610-80, 223 s.
- 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, 85: 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
- Kolář, L., Klimeš, F., Gergel, J., Kužel, S., Kobes, M., Ledvina, R., Šindelářová, M. 2005: Methods to evaluate substrate degradability in anaerobic digestion and biogas production. *Plant Soil Environ.* 51 (4), 173-178
- Kolář, L., Klimeš, F., Ledvina, R., Kužel, S. 2003: A method to determine mineralization kinetics of a decomposable part of soil organic matter in the soil. *Plant Soil Environ.* 49 (1), 8-11
- Kolář, L., Kužel, S., 1999: Organická hmota v půdě. Sborník „Racionální použití hnojiv“, MZE ČR, ČZU Praha, MZLU Brno, VŠZ Nitra – Vyd. ČZU Praha, ISBN 80-213-0560-6, 15-19
- Kolář, L., Kužel, S., Hanušová, A., Gergel, J., Ledvina, R., Šindelářová, M., Silovská, Š., Štindl, P. 2005: The use of Spectroquant Merck BOD photometric test to evaluate the stability of organic matters in soil. *Plant Soil Environ.* 51 (1), 46-50
- Kolář, L., Kužel, S., Horáček, J., Čechová, V., Borová, J., Pekara, J., 2009: Labilní frakce půdní organické hmoty, její kvantita a kvalita. *Plant, Soil and Environment*, 55,6,245-251
- Kolář, L., Ledvina, R., Kužel, S., Klimeš, F., Štindl, P. 2006: Soil organic matter and its Stability in aerobic and anaerobic Conditions. *Soil Water Research* 1 (2), 57-64
- 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 ¹³C NMR and analytical pyrolysis. *Sci Total Environ*, 113: 89-106
- Kögel-Knabcher, I., 2002: The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 139-162
- 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

- Marriot, E. E., Wander, M. M., 2006: Total and labile soil organic matter in organic and conventional farming system. *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
- Němeček, J., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU Praha, ISBN 80-238-8061-6, 78 s.
- Paul, E. A., Collins, H. P., Leavitt, S. W., 2001: Dynamics of resistant soil carbon of Midwestern agricultural soils measured by naturally occurring ^{14}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

Vrba, V., Huleš, L., 2007: Humus - půda - rostlina : Humus a půda. [s.2.] : [s.n.],. 10 s. [online]. [cit. 2013-04-06]. Dostupné z: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/humus-puda-rostlina-2-humus-a-puda>

Walkley, A., 1947: A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils. 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