

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**

Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií

DISERTAČNÍ PRÁCE

**Posouzení obsahu a kvality humusu u rozdílných technologií
zpracování půdy**

Ing. Olga Svobodová

2011

Školitel: doc. Ing. Jan Horáček, CSc.
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Zemědělská fakulta

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracovala samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

.....

V Českých Budějovicích dne 23.9.2011

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému školiteli doc. Ing. Janu Horáčkovi, CSc. za cenné připomínky, konzultace a odborné vedení v průběhu mého doktorandského studia.

Dále bych chtěla poděkovat Ing. Věře Čechové za pomoc a cenné rady, které mi poskytla při řešení této práce.

OBSAH

1. ÚVOD	6
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED	8
2.1 PŮDNÍ ORGANICKÁ HMOTA	8
2.1.1 Charakteristika a význam půdní organické hmoty	8
2.1.2 Třídění půdní organické hmoty	11
2.1.3 Přeměny půdní organické hmoty	12
2.1.4 Humus.....	15
2.1.5 Analytika humusu.....	18
2.1.6 Zhodnocení odkazů k půdní organické hmotě.....	23
2.2 VYBRANÉ DOPLŇUJÍCÍ PŮDNÍ VLASTNOSTI	23
2.2.1 Struktura půdy, strukturní agregáty	23
2.2.2 Sorpční schopnost půdy.....	27
2.2.3 Pufrační (ústojná) schopnost půdy	30
2.2.4 Měrná hmotnost půdy.....	32
2.3 SYSTÉMY ZPRACOVÁNÍ PŮDY	34
2.3.1 Základní úlohy zpracování půdy	35
2.3.2. Základní přehled systémů zpracování půdy a zakládání porostu	35
2.3.3. Půdoochranné a minimalizační technologie zpracování půdy, jejich význam a uplatnění v praxi.....	38
2.4 VLIVY RŮZNÉHO SYSTÉMU ZPRACOVÁNÍ PŮDY NA PŮDNÍ PROSTŘEDÍ, ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ A EKONOMIKU	42
2.4.1 Vliv půdoochranných a minimalizačních technologií na půdní vlastnosti a úrodnost půdy	42
2.4.2 Vliv půdoochranných a minimalizačních technologií na půdní organickou hmotu.....	47
2.4.3 Vliv půdoochranných a minimalizačních technologií na životní prostředí.....	52
2.4.4 Vliv půdoochranných a minimalizačních technologií na škodlivé činitele	55
2.4.5 Vliv půdoochranných a minimalizačních technologií na energetickou náročnost a náklady rostlinné výroby.....	57
3. CÍL PRÁCE	59

4. MATERIÁL A METODIKA	60
4.1 Charakteristika stanovišť	60
4.2 Odběr a úprava půdních vzorků	62
4.3 Metodiky stanovení kvantitativních parametrů půdní organické hmoty	63
4.4 Metodiky stanovení kvalitativních parametrů půdní organické hmoty	65
4.5 Metodika stanovení frakcí vodostálých agregátů	66
4.6 Metodika stanovení kationové výměnné sorpční kapacity (KVK)	69
4.7 Metodika stanovení pufrční kapacity	69
4.8 Metodika stanovení měrné hmotnosti (Mz)	69
4.9 Matematicko-statistické zpracování výsledků	70
5. VÝSLEDKY A DISKUSE	72
5.1 PŮDNÍ ORGANICKÁ HMOTA	72
5.1.1 Kvantitativní parametry půdní organické hmoty	73
5.1.2 Kvalitativní parametry půdní organické hmoty	86
5.1.3 Vzájemné korelace parametrů půdní organické hmoty	92
5.2 VYBRANÉ DOPLŇUJÍCÍ PŮDNÍ PARAMETRY STANOVIŠTĚ STUDENÁ A JEJICH VZTAH S PARAMETRY POH.....	98
5.2.1 Kationtová výměnná sorpční kapacita	98
5.2.2 Pufrční kapacita	101
5.2.3 Měrná hmotnost	104
5.3 VODOSTÁLÉ AGREGÁTY	106
5.3.1 Vodostálé agregáty a půdní organická hmota	111
6. ZÁVĚR.....	125
7. SEZNAM LITERATURY	127
8. SEZNAM OBRÁZKŮ	144
9. SEZNAM TABULEK	144
10. SEZNAM GRAFŮ	148
11. SOUBOR GRAFŮ (PŘÍLOHA)	151
12. SUMMARY	162
13. PŘEHLED PUBLIKACÍ.....	164

1. ÚVOD

Mezi zemědělstvím a životním prostředím existuje zřejmá vzájemná závislost, která by neměla být ignorována, neboť zemědělství ovlivňuje většinu složek životního prostředí a zároveň zajišťuje potravní zdroje pro lidskou společnost. V zemědělské krajině stále zůstává značně převládající konvenční způsob zemědělství. Tento způsob je charakterizován hlubokým zpracováním ornice pluhem, které půdu kompletně obrací, překypřováním narušuje její strukturu a zanechává půdu velmi nestabilní. Kromě toho je energeticky náročný a nedostatečně zohledňuje ekologická hlediska. Východiska se proto hledají v ekologicky orientovaných systémech hospodaření, tzv. alternativních, resp. minimalizačních, konzervačních nebo půdoochranných systémech.

Alternativní systémy zpracování půdy jsou v řadě svých modifikací známy a v různé míře využívány po celém světě již řadu let. K ekologickým přednostem těchto technologií patří kromě omezení vodní a větrné eroze také zvýšení retence, resp. infiltrační schopnosti půdy a tím i krajiny, a také omezení emisí CO₂ do atmosféry. Často jsou proti orbě uváděny i další výhody, jako např. dřívější a rovnoměrnější vzcházení porostů po zasetí, lepší využití půdní vláhy rostlinami a možnost dodržení agrotechnických lhůt.

Naproti tomu jsou uváděny jisté výhrady k problematice zaplevelení, chorob a škůdců v těchto systémech. Jisté problémy může také způsobit větší množství posklizňových zbytků zůstávajících na povrchu, nebo jen mělce zapravovaných do půdy. Odtud pramení i obavy z nedostatečné transformace primární organické hmoty na nejcennější složku - vlastní humusové látky.

Organická hmota představuje důležitou součást půdy a spolu s minerální částí tvoří pevnou půdní hmotu. Této, řádově jen procenticky zastoupené půdní složce, byla již od prvopočátku věnována zcela oprávněná pozornost. Její kvantitativně-kvalitativní vlastnosti do značné míry určují a přímo či nepřímo ovlivňují fyzikální, fyzikálně-chemické, sorpčně-iontovýměnné a další vlastnosti půdy, a následně pak i množství a kvalitu produkce. Její studium ztěžují neustále probíhající přeměny, ale i pojmová nejednotnost v naší i zahraniční literatuře.

Tato disertační práce chce přispět ke zhodnocení vlivu alternativní a konvenční technologie na stav organické hmoty v rozdílných půdně-klimatických podmínkách prostřednictvím stanovení jejích vybraných kvantitativních a kvalitativních parametrů a zhodnocení jejich rozdílné reakce na způsob zpracování půdy.

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 PŮDNÍ ORGANICKÁ HMOTA

2.1.1 Charakteristika a význam půdní organické hmoty

Půdní organická hmota (POH) je složitý, heterogenní, polydispersní soubor organických látek různého původu, s proměnlivým složením, stupněm dispersity, aktivity a tím i vztahem k ostatním složkám půdní hmoty a živým organismům (SOTÁKOVÁ, 1982).

ZAUJEC a KOVÁČ (2000) charakterizují půdní organickou hmotu jako jeden z článků řetězce trofických vazeb mezi různými formami života, které ho uzavírají a zároveň jsou i jeho prvním článkem.

Podle LEDVINY et al. (1999) pod pojmem půdní organická hmota rozumíme soubor všech neživých organických látek, nacházejících se v půdě či na jejím povrchu. A i když nemá kvantitativní převahu nad částí minerální, má rozhodující vliv na půdní vlastnosti a tím i na půdní úrodnost.

Význam půdní organické hmoty pro půdní úrodnost a obecně pro kvalitu půdy je dlouhodobě známý a dlouhodobě oceňovaný. Není pochyb o tom, že příznivě ovlivňuje fyzikální a chemické vlastnosti půdy, je základním faktorem půdní úrodnosti a v převážné míře je podmínkou existence velmi bohaté a diversifikované půdní bioty (KUBÁT et al., 2008).

Půdní organická hmota pojí minerální částice a napomáhá tak vytváření drobtovité půdní struktury, přičemž její složkou, nejvíce účinnou ve stabilizaci agregátů, jsou tmelící látky, produkované různými půdními organismy a kořeny rostlin. Dále zlepšuje schopnost půdy zadržovat vodu a zvyšuje obsah vody přístupné pro rostliny (BRADY a WEIL, 2002). REICOSKY (2001) uvádí, že POH může zadržet až 20-ti násobné množství vody vzhledem ke své hmotnosti. HUDSON (1994) zjistil, že s každým dalším procentem POH se v důsledku vododržné kapacity půdy zvýšil objem půdy o 3,7 %. Při zvýšení obsahu POH z 0,5 % na 3 % se využitelná vodní kapacita u všech zrnitostních kategorií více než zdvojnásobila. Půdy obsahující více organického materiálu mohou zadržet více vody z každé dešťové srážky a učinit ji využitelnější pro rostliny. Toto všechno spolu se zvýšenou infiltrací

díky POH a snížením evaporace díky rostlinným zbytkům na povrchu půdy přispívá k efektivnějšímu využití vody (REICOSKY, 2001; EMADODIN et al., 2009). I podle FRANZLUEBBERS (2002) je půdní organická hmota klíčový faktor při přípravě půdy a infiltraci vody do půdy. Infiltrace je důležitá vlastnost která ovlivňuje vyplavování a odtok vody a také ovlivňuje dostupnost vody pro rostliny.

Dalším klíčovým faktorem půdní organické hmoty je vliv na snižování kompakce půdy (ANGERS a SIMARD, 1986; AVNIMELECH a COHEN, 1988). SOANE (1990) uvádí různé mechanismy, kterými může být pedokompakce redukována prostřednictvím zvýšeného obsahu POH: 1) zlepšení utváření půdních agregátů; 2) zvýšení elasticity a pružnosti půdy; 3) zeslabení účinku objemové hmotnosti v důsledku smíchání organických zbytků s půdou; 4) dočasná nebo trvalá přítomnost kořenových sítí; 5) lokalizovaná výměna elektrického náboje povrchu půdních částic; 6) změna vnitřního napětí půdy.

Jednou z nejvýznamnějších funkcí půdy v koloběhu živin je adsorpce nebo výměna iontů. Organická hmota může zvyšovat ionto-výměnnou kapacitu půdy z 20 % na více než 70 % kapacity přítomných jílových minerálů a oxidů kovů (REICOSKY, 2001). CROVETTO (2001) konstatoval, že humus, resp. jeho velmi malé částice napomáhají zvyšování kationtové výměnné kapacity (KVK) půdy. Tento přirozený jev zlepšuje půdní úrodnost, neboť KVK zvyšuje schopnost půdy zadržovat kationty využitelné rostlinami k jejich výživě, např. vápník, hořčík, draslík, sodík a amonný kation, čímž se snižuje nebezpečí jejich ztráty vyluhováním.

Adsorpce prostřednictvím jílových minerálů a půdní organické hmoty je důležitým prostředkem pro udržení rostlinných živin v kořenové zóně. Půdní organická hmota je hlavním zdrojem fosforu a síry v půdě a také hlavním zdrojem dusíku pro většinu rostlin. Jejím rozkladem dochází k uvolňování živin z organických vazeb ve formě rozpustných iontů, které mohou být přijímány kořeny rostlin (BRADY a WEIL, 2002). Díky své schopnosti adsorbovat rozpustné chemikálie, může půdní organická hmota také snižovat toxicitu určitých prvků (REICOSKY, 2001).

V neposlední řadě je POH také hlavním zdrojem potravy pro půdní mikroorganismy, dodávající jim uhlík a energii. Bez nich by se biochemická aktivita, nezbytná pro fungování ekosystému, téměř zastavila (BRADY a WEIL, 2002). Množství, diverzita a aktivita půdní fauny a mikroorganismů přímo souvisí

s obsahem a kvalitou POH. Organická hmota a biologická aktivita, kterou ovlivňuje, mají velký vliv na fyzikální a chemické vlastnosti půd (REICOSKY, 2001).

Vedle agronomického významu půdní organické hmoty se v poslední době zvláště oceňuje její význam pro životní prostředí, a to zejména z hlediska akumulace organického uhlíku a jeho sekvestrace do půdy a dále také z hlediska zachování ekologických funkcí půdy (KUBÁT et al., 2008). POH představuje významnou část organického uhlíku v biosféře a v závislosti na podmínkách prostředí může omezovat uvolňování skleníkových plynů z půdy a ovlivňovat sekvestraci uhlíku v půdním prostředí (POSPÍŠILOVÁ a TESAŘOVÁ, 2009).

Půdní organická hmota se formuje současně s ostatními složkami půdy v půdotvorném procesu působením půdotvorných činitelů. Organické látky, které tvoří půdní organickou hmotu, jsou ve stavu neustálých přeměn, které jsou určovány charakterem organických látek samotných, činností půdních organismů, střídáním podmínek (vlhkosti a teploty), půdní reakcí, oxidačně-redukčním režimem půdy, chemismem minerálních půdních frakcí, ale i změnami, ke kterým dochází v souvislosti s růstem vyšších rostlin (VRBA, 1992).

Jestliže přijmeme názor, že organická hmota půdy je veškerá spalitelná hmota v půdě, potom humus je jednou z částí této organické hmoty půdy. Jsou to organické látky přeměněné (sekundární), čímž se liší od další části organické hmoty, která je tvořena organickými látkami původními, nebo pouze rozloženými, nikoli přeměněnými, z nichž se teprve humus může, ale také nemusí vytvořit a označují se také jako látky „primární“ (KOLÁŘ, 1988).

LEDVINA et al. (1999) uvádí, že při dlouhodobém zachování stejného vegetačního krytu (typu porostu) a stejného způsobu využití půdy se v půdě ustaví rovnovážný stav mezi přísunem a úbytkem organické hmoty. K hlavním příčinám, vedoucím k porušení této rovnováhy směrem ke snížení obsahu půdní organické hmoty a humusu, patří především snížený přísun humusotvorného materiálu (část je odebírána sklizněmi) a zpracování půdy, které mění dosavadní poměr mezi mineralizací a humifikací směrem ke zvýšené mineralizaci. Čím častěji se půda v průběhu roku zpracovává a čím více je při tom půda obracena orbou, zejména při pěstování okopanin, tím více se rovnováha posunuje směrem k nižšímu obsahu humusu. Tento nežádoucí trend je možno zmírnit nahrazením orby kypřícími zásahy při zpracování půdy.

Úbytky organické hmoty v půdě jsou považovány za nejvýznamnější faktor procesu degradace půd v obecném pojetí. Jsou způsobovány především větrnou a vodní erozí, nedostatečným přísunem organických hnojiv do půd. Kvantifikace tohoto jevu je problematická, i když běžným pozorováním jsou známky dobře patrné (světlé erodované plochy na orné půdě bez vegetace na návětrných plochách svahů, odnosy materiálu kvalitního humusového horizontu do vodotečí nebo jeho akumulace v podsvahových diluviích) (SÁŇKA a MATERNA, 2004).

Také REICOSKY et al. (2005) spatřují ve ztrátě půdního uhlíku a přemísťování půdy při jejím zpracování příčinu degradace a eroze půdy. Přímé spojení mezi zpracováním půdy ovlivňujícím ztrátu uhlíku a půdní erozí vyžaduje pro minimalizaci dopadu zemědělské činnosti na životní prostředí lepší pochopení.

2.1.2 Třídění půdní organické hmoty

V literatuře lze nalézt velké množství názvů a různé způsoby třídění půdní organické hmoty podle vývoje, kterým celá problematika humusu procházela. Komplikovanost půdní organické hmoty co do vzniku, dynamiky přeměn, složení apod. má za následek formulaci mnoha definic (HORÁČEK, 1995). Níže je uvedeno dělení půdní organické hmoty na 3 základní skupiny podle VALLY et al. (1980):

1. Humusotvorný materiál (odumřelé zbytky rostlin, živočichů a mikroorganismů dosud nepřetransformované)
2. Meziprodukty rozkladu a syntézy (mezistupně přeměn humusotvorného materiálu -látky nespecifické)
3. Humus, resp. humusové látky (organická hmota transformovaná humifikačními pochody - látky specificky půdní).

K podobnému rozdělení půdní organické hmoty dospěl i STEVENSON (1994), který ale pro skupinu vlastního humusu odpovídající humusovým kyselinám (HK a FK) používá termín „humínové látky“ podobně, jako někteří naši autoři (PRAX et al., 1995; VRBA, 1992).

MAGDOFF a VAN ESS (2000) rozdělují půdní organickou hmotu do třech frakcí – živá, labilní a inertní. Živá složka POH zahrnuje velké množství půdních mikroorganismů a makroorganismů. Labilní (mineralizovatelná, rozložitelná) frakce

zahrnuje odumřelé organismy, rozkládající se kořeny rostlin a rostlinné zbytky. Inertní frakci představuje stabilizovaná POH nebo humus.

Používají se i jiná třídění. Například TATE (1987) dělí půdní organickou hmotu na dvě hlavní skupiny podle odolnosti k biologickému rozkladu a to na snadno metabolizovanou a velmi odolnou (humusové látky). GOLCHIN et al. (1995) dělí půdní organickou hmotu na frakci o nízké hustotě (lehká frakce), která je tvořena hlavně zbytky rostlin a částečně rozloženými organickými materiály a na frakci s vysokou hustotou (těžká frakce), která je tvořena humusovými látkami.

2.1.3 Přeměny půdní organické hmoty

Odumřelé organické látky, které se dostávají do styku s půdou, podléhají odlišným přeměnám. Charakter těchto přeměn, doba nutná na kompletní transformaci organických zbytků i povaha výsledných produktů závisí na jejich původu a prostředí, v němž tyto pochody probíhají. Dochází zde k mineralizaci, humifikaci, ulmifikaci a karbonizaci. Poslední dvě zmiňované přeměny představují produkci a hromadění energeticky bohatých sloučenin, jsou vázány pouze na extrémní podmínky, tedy nejsou tak časté a pro půdní prostředí okrajové (HORÁČEK et al., 1999) a dále nebude o nich pojednáváno.

Transformace organických látek v půdě zahrnuje podle NĚMEČKA et al. (1990) několik stadií a fází:

- stádium rozměňování organických zbytků a tvorby organominerálních složek činností zooedafonu,
- stádium výrazných transformačních procesů, při kterých dochází podle konkrétních podmínek prostředí k hromadění nízkomolekulárních organických látek, k mineralizaci a humifikaci organických látek,
- stádium stabilizace humusových látek, vytváření organominerálních komplexů.

Mineralizace

ŠIMEK (2003) charakterizuje mineralizaci jako proces rozkladu organických látek vedoucí ke vzniku anorganických (minerálních) forem. Minerální látky uvolňované při rozkladu organických látek jsou buď bezprostředně využívány mikroorganismy a rostlinami jako živiny, nebo se adsorbují na půdních koloidech,

odkud mohou být později opět uvolněny a využity jako živiny, nebo tvoří nerozpustné minerální sloučeniny či se z půdy vyplavují.

Při mineralizaci dochází k rozkladu humusotvorného materiálu přes řadu meziproductů až na základní složky. Je to pochod, kterému podléhá více než 90 % humusotvorného materiálu. K rychlé mineralizaci dochází za aerobních podmínek, kde hlavním biotickým činitelem jsou nesporeující bakterie. Je proto velmi intenzivní v půdách na zrnitostně lehkých substrátech s vysokým zastoupením nekapilárních pórů, tedy s výrazným provzdušněním. Mineralizace probíhá i za anaerobiózy, ovšem podstatně pomaleji. Optimální podmínky jsou ve středně humózních půdách při 60-70 % objemových vláh (LEDVINA et al., 1992).

Velký efekt na mineralizaci má poměr mezi C a N. Optimální poměr C:N pro mineralizaci má být podle KOLÁŘE (1987) nižší než 1:25. Jestliže posklizňové zbytky mají vyšší počáteční poměr C:N, mohou houby významně podpořit imobilizaci dusíku vnější translokací dusíku svými hyfami (HOLLAND a COLEMAN, 1987).

Část půdní organické hmoty, která se v půdě procesem mineralizace úplně rozloží, nazýváme živný humus. Jeho hlavní složkou je tzv. mladá organická hmota, která obsahuje rostlinami vytvořené snadno rozložitelné látky, například cukry, škrob, bílkoviny a nízkomolekulární organické kyseliny. Proces mineralizace půdní organické hmoty zajišťují aerobní mikroorganismy. V příznivých podmínkách, tzn. při vyšší teplotě, nižší vlhkosti a vyšší půdní vzdušnosti, se mineralizace organické hmoty urychluje a prohlubuje. Živný humus představuje pro půdní mikroby i živný substrát, tzn. zdroj živin a energie. Výsledkem činnosti mikroorganismů při mineralizaci organické hmoty je mobilizace neboli uvolnění živin z organických vazeb pro potřeby rostlin (ŘÍMOVSKÝ, 1994).

Proces mineralizace organické hmoty je u půdoochranných technologií pomalejší během vegetace podle většiny informací z literatury (RICE a SMITH, 1983; AULAKH et al., 1984). Hlavním důvodem nižší mineralizace při půdoochranném zpracování jsou horší podmínky pro oxidaci, což způsobuje vyšší obsah vody s vysokou měrnou tepelnou kapacitou během celé vegetace, a ta má za následek také nižší záhřevnost půdy. Vyšší vlhkost půdy vytváří povrchový mulč (BLEVINS et al., 1983). Naopak zapravení posklizňových zbytků zpracováním půdy znamená rychlejší rozklad organické hmoty a zvýšenou mineralizaci C (ELLIOT et al., 1987).

Humifikace

Vedle mineralizace organické hmoty probíhá v půdě i její humifikace. Humifikaci charakterizujeme jako částečný rozklad organické hmoty s následnou syntézou meziproductů tohoto rozkladu. Výsledkem těchto pochodů je nová kvalita, kterou představují složité humusové látky tvořící podstatu trvalého neboli pravého humusu. Proces humifikace probíhá částečně v anaerobních podmínkách, při dostatku dusíku a za účasti půdních mikrobů. Humifikace ve své podstatě představuje velmi složité enzymatické a biochemické pochody, které nejsou ještě zcela objasněny (ŘÍMOVSKÝ, 1994).

Předpokládá se, že humusové látky mohou vznikat dvěma cestami. První cesta zahrnuje biochemické modifikace transformace a rozklady existujících složek organických materiálů, především ligninu, vosků a fenolových kyselin. Druhou možností je, že humusové látky vznikají syntézou a polykondenzací molekul odštěpených z rostlinných prekurzorů. Hlavní rozdíl mezi těmito dvěma cestami spočívá v tom, že první je založena na postupné oxidaci a degradaci existujících rostlinných polymerů, zatímco druhá zahrnuje tvorbu nových makromolekul, které jsou samy po čase oxidativně degradovány. Je pravděpodobné, že v půdě probíhají oba dva procesy souběžně. Současné poznatky obohacují předchozí dva typy humifikace ještě o mikrobiální (především bakteriální) syntézu. Půdní mikroorganismy absorbují organické molekuly pocházející z rozkladu organických zbytků nebo z kořenových výměšků, transformují je a vylučují do půdního prostředí ve formě extrémně stabilních polysacharidů (POSPÍŠILOVÁ a TESAŘOVÁ, 2009).

Pro optimální humifikaci, při které dochází k začlenění jednoduchých organických látek do složitého metabolismu mikroorganismů, uskutečňujících syntézu složitějších humusových látek, je důležité, aby po anaerobní fázi následovala fáze aerobní. Podle podmínek hydrotermického režimu, střídání period prosychání a ovlhčování půdy dochází k polymeraci a polykondenzaci meziproductů a prekurzorů na humusové látky, doprovázené zvyšováním poměru huminových kyselin k fulvokyselinám. Za nepříznivých podmínek pro humifikaci organických látek dochází buď k akumulaci nerozložených nebo slabě rozložených organických látek, nebo k hromadění fulvokyselin a jiných organických látek o malé molekule. Tyto látky vytvářejí mobilní komplexy, které migrují v půdním profilu (NĚMEČEK et al., 1990).

Humifikaci hodnotíme podle produktů, jednodušších i složitějších humusových látek a podle jejich vzájemného poměru. Pro každý půdní typ je charakteristické množství, kvalita a rozmístění humusových látek v půdním profilu (POSPÍŠILOVÁ a TESAŘOVÁ, 2009).

V práci STIELOWA (2002) jsou diskutovány vlivy na tvorbu a poutání humusu. Vlivy jsou následující: používání chemických hnojiv a pesticidů, hluboká orba, monokultury, zpracování půdy a pastva dobytka.

Jedním z produktů humifikace je CO_2 , který se hromadí v půdním vzduchu. K růstu koncentrace CO_2 v půdním vzduchu přispívají v malé míře také kořeny rostlin. Koncentrace CO_2 v půdním vzduchu je 10 – 100 násobná oproti koncentraci CO_2 v přízemní části atmosféry. Koncentrace CO_2 v půdním vzduchu kolísá i na jednom stanovišti v závislosti na momentálních poměrech podmiňujících rozkladné procesy (zdroje CO_2) a difúzi CO_2 půdou do atmosféry (dýchání půdy). Nepříliš velká část CO_2 produkovaného v půdě je využita při opětné syntéze huminových látek a malá část se rozpouští v půdní vodě. Tyto „ztráty“ CO_2 z půdního vzduchu jsou v celkové bilanci zanedbatelné (HŮLA et al., 2008).

2.1.4 Humus

Humusem označujeme organickou půdní hmotu procházející neustálými změnami jak po stránce chemického složení, tak i po stránce vlastností a funkcí v půdě. Z chemického hlediska jde o soubor tmavě zbarvených organických dusíkatých polyfunkčních látek kyselinové povahy, převážně koloidního charakteru, vysoké molekulové hmotnosti a relativně odolných vůči mikrobiálnímu rozkladu. Jde tedy o látky, které prošly procesem humifikace (PRAX, 1997). Fyzikální asociace s anorganickými látkami v půdě je hlavní mechanismus odpovědný za relativní stabilitu humusu více než chemická a biochemická podstata organických látek (SKJEMSTAD et al., 1986).

Tak jako je jííl koloidní frakcí půdní minerální hmoty, humus je koloidní frakcí půdní organické hmoty. V důsledku svého povrchového napětí představují jak humus tak jííl v půdě spojovací můstky mezi většími půdními částicemi; tedy obě složky hrají důležitou roli při utváření půdní struktury (BRADY a WEIL, 2002). Humusové látky podstatně regulují agregační schopnost půd, čímž přímo ovlivňují

jejich strukturní stav. To se projevuje v příznivějším vzdušném a vodním režimu, zvýšením vododržnosti u lehkých půd a zlepšením provzdušnění a vedením vody u těžkých půd. Vytvořením drobtovité struktury se zmenší neproduktivní výpar a tím se zvýší zásoba vody v půdním profilu (PRAX et al., 1995).

Povrchové napětí humusu, stejně tak jako jílu, umožňuje poutat a zadržovat ionty živin a molekuly vody. Kapacita humusu pro zadržování živin a vody je však mnohem větší než kapacita jílu (BRADY a WEIL, 2002). Humusové látky mají čistě negativní elektrický náboj, který je tím větší, čím jemnější jsou částice humusu (CROVETTO, 2001). Humus se svými složkami aktivně spoluúčastní na stavbě sorpčního komplexu. Zvýšení sorpční schopnosti půd se příznivě projevuje jednak v možnosti vytváření větší zásoby živin v půdě, jednak v omezení jejich ztrát, které mohou vzniknout vyplavením slabě poutaných živin do spodních vrstev půdy, mimo dosah kořenového systému rostlin (PRAX et al., 1995).

Humus také na rozdíl od jílu obsahuje jisté látky, které mohou působit na rostliny jako hormonální stimulatory. Již malé množství humusu může výrazně zlepšit schopnost půdy napomáhat růstu rostlin (BRADY a WEIL, 2002).

K nejdůležitějším humusovým látkám jako výsledným produktům humifikace, patří huminové kyseliny, které se vyznačují vysokým obsahem uhlíku (ŘÍMOVSKÝ, 1994). Elementární složení huminových kyselin závisí na půdním typu, chemickém složení rostlinných zbytků a na podmínkách humifikace; kolísá v rozmezí: uhlík 52–62 %, vodík 2,8–5,8 %, kyslík 31–39 % a dusík 1,7–4,9 %. Jsou tmavé barvy a většinou se hromadí na místě vzniku (POSPÍŠILOVÁ a TESAŘOVÁ, 2009). Jsou nerozpustné v kyselinách a alkoholech a mají střední molekulovou hmotnost. Jsou to tenké a ploché částice, napojené k sobě tak, že tvoří mřížkovitý pórovitý materiál (LABRADOR, 1996). To může být jedna z nejvýznamnějších fyzikálně-chemických vlastností huminových kyselin, neboť umožňuje vytvářet velkou kapacitu pro zadržování vody a silný aniontový náboj, který zdatelně zlepšuje kationtovou výměnnou kapacitu (CROVETTO, 2001). Přítomnost karboxylových skupin umožňuje tvorbu solí - humátů. Například vápenaté humáty mají značný strukturotvorný význam. Huminové kyseliny i jejich soli jsou stabilní, nerozpustné - nehydrolyzovatelné, odolné proti mineralizaci. Mají koloidní charakter, který je příčinou vysoké sorpční schopnosti. Vstupují do vazeb s jílovitými materiály, tím se významně podílejí na stavbě a funkci humusojílového sorpčního komplexu (STEVENSON, 1994). Půdní sorpční komplex umožňuje poutání a postupné

uvolňování živin pro potřeby plodin, zejména z používaných průmyslových hnojiv, čímž zajišťuje jejich efektivní využití. Huminové kyseliny mají schopnost tlumit i změny v půdní kyselosti, a to jak ve směru zvyšování půdní acidity, ta i v případě zvyšování půdní zásaditosti. Představují nejcennější produkt humifikačního procesu, který má nezastupitelný význam ve vývoji půdy a pro vytváření její úrodnosti (ŘÍMOVSKÝ, 1994). Jsou také důležité v otázce životnosti a degradace agrochemikálií v půdním profilu (LABRADOR, 1996).

Vedle huminových kyselin se v průběhu humifikace vytváří i skupina látek odlišného charakteru. Nazýváme je fulvokyseliny. Spolu s huminovými kyselinami tvoří 85 - 90 % půdního humusu. Fulvokyseliny na rozdíl od huminových kyselin obsahují méně uhlíku, více kyslíku, jsou nestabilní, rychle se rozkládají (ŘÍMOVSKÝ, 1994). Obsahují asi 40–52 % uhlíku, 4–6 % vodíku, 40–48 % kyslíku a 2–6 % dusíku. Jsou žluté až hnědé barvy, velmi pohyblivé a lehce se přemísťují v půdním profilu (POSPÍŠILOVÁ a TESAŘOVÁ, 2009). Jsou charakterizovány relativně nízkou molekulovou hmotností a mohou se vyskytovat ve sloučeninách s polysacharidy. Jsou rozpustné v zásadách i kyselinách. Díky velkému poměrovému obsahu karboxylových skupin mají velkou kapacitu pro disociování (ryzích) minerálů v půdě. Aniontové koloidy mohou vytvářet stabilní sloučeniny s polyvalentními kationty, např. Fe^{3+} , Al^{3+} , Cu^{2+} atd. Tato pozoruhodná funkce omezuje imobilizaci fosforečnanů sesquioxidy hliníku a sloučeninami železa (CROVETTO, 2001). Jsou rozpustné také ve vodě a tím i značně pohyblivé v půdním profilu. Pohyblivost fulvokyselin zvyšuje i jejich vysoká odolnost proti koagulaci. Mají nízkou sorpční schopnost, zvyšují aciditu půdního roztoku, působí dezagregačně a vysokou migrací urychlují a prohlubují podzolizaci půd. Svým konečným působením představují záporný faktor pro strukturotvornost a zúrodnění půdy. Tvorba fulvokyselin probíhá intenzivněji v horších ekologických podmínkách, při vyšší kyselosti půdy jako výsledek humifikace a mineralizace méně kvalitní organické hmoty (ŘÍMOVSKÝ, 1994).

Hymatomelanové kyseliny představují složitou směs látek, které mohou vznikat z huminových kyselin nebo při syntéze lehce rozložitelných organických zbytků, resp. při oxidačně redukčním rozkladu humusových látek, za přítomnosti kyslíku a při určité vlhkosti. Dále obsahují více než 60 % uhlíku a funkční skupiny $-OCH_3$, $-COOH$, $-OH$ (POSPÍŠILOVÁ a TESAŘOVÁ, 2009).

Humus může být dále v půdě přítomen i v podobě huminů. Huminy jsou díky svojí vysoké molekulové hmotnosti stabilnější složkou v půdě. Jsou nerozpustné v chemických látkách a zůstávají pevně spojeny s nejjemnějšími minerálními koloidy v půdě (jílovými částicemi). Tato schopnost jim zřejmě umožňuje, pokud půda není narušována, přetrvávat dlouhou dobu v půdním profilu. Struktura huminů je v podstatě odvozena od obsahu ligninu v organické hmotě, který vede k vytvoření unikátních strukturálních vazeb. Huminy jsou významné humusové látky s nejvyšší molekulovou hmotností, které zvyšují KVK půdy, čímž přispívají ke zlepšování půdní kvality (COLLINS et al., 1997). Tato příznivá situace byla zaznamenána na farmě Chequen po 20 letech setí bez orby a vláčení. KVK se během tohoto období zvýšila z 11 meq/100 g na 26 meq/100 g. Huminy jsou v půdě velmi žádoucí (CROVETTO, 2001).

Humusové uhlí se vyskytuje v půdním humusu jako nejstarší, vývojově kulminující složka produktů humifikace; jedná se o tmavou, zuhelnatělou, na uhlík a dusík bohatou hmotu, která nepeptizuje, nerozpouští se, nehydrolyzuje, nezúčastňuje se půdotvorného procesu, a proto ztratila funkci pravého humusu (POSPÍŠILOVÁ a TESAŘOVÁ, 2009).

V půdách zpracovávaných konvenčním způsobem jsou podporovány oxidačně-redukční pochody, což následně ovlivňuje stabilitu všech humusových látek. Bezorebné zpracování půdy či přímé setí naopak podporují utváření všech humusových látek, je-li do půdy permanentně dodávána organická hmota (CROVETTO, 2001).

2.1.5 Analytika humusu

Humus se zkoumá a hodnotí ze dvou hledisek: kvantitativního a kvalitativního. Kvalita humusu je v půdách velmi často důležitější charakteristikou než kvantita (VALLA et al., 2002).

Všechny metody, používané běžně v analytické praxi ke stanovení obsahu humusu, jsou poznamenány základní pojmovou chybou: mluví se o stanovení humusu, ale stanoví se vlastně spalitelné organické látky, tedy nejen humusové, ale i primární (HORÁČEK, 1995). Množství stanoveného uhlíku se přepočítává na tzv. „humus“ faktorem 1,724 (HRAŠKO, 1962).

Obdobný názor zastávají také KOLÁŘ a KUŽEL (1999), kteří uvádějí, že chybnou představu o tom, že vše organické v půdě je humus podpořila kromě tradice i věda: v půdě začala určovat organický uhlík oxidimetrickou metodou, tedy oxidačně, spalováním na mokré či suché cestě. Takový uhlík spalitelných organických látek v půdě začal být označován Cox. Mezitím chemici zjistili, že v huminové kyselině (stále mysleli, že je jen jediná) izolované z kompostu alkalickou extrakcí a sražením kyselinou je průměrně 58 % C. A tak začali Cox v půdě přepočítávat na huminovou kyselinu, kterou dokonce identifikovali empirickým vzorcem, faktorem 1,724, který vyplynul z rovnice $x = 1/0,58$. A od té doby všechen půdní uhlík přepočítáváme faktorem 1,724 na takzvaný „humus“, i když to vůbec humus není.

KUBÁT et al. (2008) uvádějí, že množství půdní organické hmoty (organického C) je místně specifické. Obsah organického uhlíku se ve většině orných půd pohybuje v intervalu 1 % C až 2 % C a přechod mezi těmito hodnotami je plynulý. Samotné stanovení celkového obsahu organické hmoty (tj. obsahu organického C) nestačí pro posouzení, zda půda v této lokalitě má optimální, nízkou nebo vysokou zásobu organické hmoty. K tomu účelu je nutno znát i další vlastnosti půdy a půdní organické hmoty, které lze souhrnně označit za kvalitativní znaky půdní organické hmoty, zkráceně její kvalitu. Pro hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách není jedno universálně použitelné kritérium, je třeba posoudit současně parametry několika půdních vlastností. Hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách je doposud málo rozšířené v praxi. Je tomu tak především z důvodu pracovní náročnosti dosud používaných metod.

A) Kvantita půdní organické hmoty

Stanovení aktivního uhlíku

Metody izolace a stanovení obsahu aktivního uhlíku (C_{labil}) mohou být podle dostupné literatury různé. Za C_{labil} je například považován uhlík, který byl izolován sorpcí na uhlíkovo-pryskyřicové koloně nebo frakce organického uhlíku, který je extrahován z půdy horkou vodou (POSPÍŠILOVÁ a TESAŘOVÁ, 2009).

Horkou vodou se z půdních vzorků extrahuje cca 1 – 4 % celkového množství půdní organické hmoty. Zhruba polovinu organických látek extrahovaných horkou vodou tvoří biomasa půdní mikroflóry a druhá přibližně polovina tohoto množství je snadno rozložitelná (aktivní) organická hmota. Podíl půdní organické hmoty extrahovatelný horkou vodou odpovídá množství půdní organické hmoty, které se mineralizuje během jedné vegetační sezóny a lze s ním tedy kalkulovat jako se zdrojem rostlinných živin uvolněných mineralizací půdní organické hmoty. Stanovení horkou vodou extrahovatelného C je další možností, která by mohla mít širší praktické využití v zemědělství (KUBÁT et al., 2008).

Někteří autoři dále za aktivní uhlík považují uhlík obsažený v mikrobiální biomase a uvádějí korelace mezi biologickými parametry půdy a obsahem C_{labil} . Jiní C_{labil} považují za tzv. lehkou frakci („light fraction“) specifických humusových látek (POSPÍŠILOVÁ a TESAŘOVÁ, 2009).

Stanovení organického uhlíku

Organický uhlík v půdě můžeme stanovit (JANDÁK, 2003):

- a) spalováním za sucha (ztráta žiháním, elementární analýza),
- b) spalováním za mokra (s oxidimetrickou nebo spektrofotometrickou analytickou koncovkou).

Společným principem stanovení je oxidace uhlíku půdních organických látek. Stanovené množství uhlíku je pak u nepřímých metod přepočteno na obsah humusu. Metody, které se provádějí na suché cestě, obvykle dovolují totální oxidaci (C_t), mokrá cesta poskytuje zpravidla výsledky poněkud nižší (C_{ox}). Tyto rozdíly jsou však pro běžné účely zanedbatelné, jsou závislé i na stupni humifikace výchozího materiálu a pevnosti vazeb s minerálním podílem (VALLA et al., 2002).

Dnes převažují metody spalování organických látek v půdě mokrou cestou (HORÁČEK, 1995). Oxidimetrické stanovení je nejčastější používanou metodou, která má řadu modifikací (POSPÍŠILOVÁ a TESAŘOVÁ, 2009). Ve starších metodách se vážil vzniklý CO_2 , absorbovaný v louhu, dnes se zpětně zjišťuje úbytek původně použitého oxidačního činidla, kterým je převážně roztok dichromanu draselného v kyselém prostředí, většinou H_2SO_4 . U nás se nejčastěji používají metody dle Welkley-Blacka a dle Tjurina (HORÁČEK, 1995).

Upravená Tjurinova metoda byla aplikována i v experimentální části disertační práce. I.V. Tjurin využil již dříve známé rozpustnosti HL v alkáliích k vypracování postupu, který dovoluje rozdělit humus na látkové skupiny různě kondenzované (fulvokyseliny, huminové kyseliny) a v půdě různě sorbované (JANDÁK, 2003). Princip metody je založen na schopnosti pyrofosforečnanu sodného ($0,1 \text{ N Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10 \text{ H}_2\text{O}$) vytvářet nerozpustné sraženiny nebo nerozpustné komplexy s vápníkem, železem, hliníkem a jinými vícemocnými kationy, s kterými jsou v půdě vázány humusové látky. Extrakce organických látek probíhá s použitím pyrofosforečnanu poměrně rychle. Takto je možné extrahovat z půdy humusové látky vázané s vápníkem, ale i s nesilikátovými formami železa (hliníku) (HRAŠKO, 1962).

Na podobném principu je založena i extrakční metoda, kterou ve svých pokusech využili KEREK et al. (2003) a OLK (2006). Metoda spočívá v extrakci frakcí humusových kyselin na základě jejich vazeb s polyvalentními kationty v půdě na humusové kyseliny ve vazbách s vápníkem (CaHA) a humusové kyseliny ve vazbách bez přítomnosti vápníku, resp. mobilní frakce humusových kyselin (MHA). Mobilní humusové kyseliny jsou relativně mladou, na dusík bohatou, méně humifikovanou frakcí, která nevytváří stabilní sloučeniny s vápníkem. Tato frakce může proto hrát z hlediska přístupnosti živin významnější roli než CaHA.

Někteří autoři v současné době ke stanovení obsahu organického uhlíku využívají také spektroskopické metody (ZIMMERMANN et al., 2007; KUBÁT et al., 2008).

B) Kvalita půdní organické hmoty

Při hodnocení kvality humusu je používána široká škála fyzikálních, chemických, fyzikálně-chemických, případně biologických metod. Žádná z nich sama o sobě však nepostihuje humifikaci v celé její šíři a neposkytuje charakteristiku humusu jako celku ze všech hledisek (VALLA et al., 2002; JANDÁK, 2003). Z důležitých vlastností humusu jsou posuzovány: stupeň polymerace, aromaticnost a alifaticnost, stupeň humifikace, vazby s minerálním podílem, koloidní a fyzikálně chemické vlastnosti, chemické složení, aj. Mezi nejběžnější způsoby vyjadřování kvality humusu patří určení poměru huminových kyselin k fulvokyselinám (HK: FK), uhlíku k dusíku (C:N) a proměření optických vlastností alkalických extraktů

humusových látek s vypočtením barevných kvocientů ($Q_{4/6}$). Většina analýz začíná extrakcí, která má za cíl vyizolovat různé skupiny humusových látek (VALLA et al., 2002).

Metody stanovení kvality půdní organické hmoty založené na extrakci půdy různými činidly mají tu nevýhodu, že především v důsledku vazby půdní organické hmoty na minerální částice je jejich extrakce neúplná. Podle různých druhů použitých vyluhovadel lze extrahovat větší či menší část půdní organické hmoty, přičemž je ale nutno počítat s tím, že dochází k větším či menším změnám její chemické struktury již v průběhu extrakce. Jako perspektivní metody hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty se v poslední době jeví nedestruktivní spektroskopické metody, zejména reflexní spektroskopie v infračervené (DRIFT) a blízké infračervené oblasti (NIRS) (KUBÁT et al., 2008).

Častým ukazatelem kvality humusu je také stupeň polymerace a kondenzace aromatických jader humusových kyselin. Na základě absorbancí, zjištěných spektrofotometrickým proměřením roztoků humusových látek při různých vlnových délkách ve viditelné oblasti záření lze usuzovat na stupeň jejich polymerace, případně disperzity. Nejčastější modifikací tohoto principu je měření hodnoty barevného kvocientu $Q_{4/6}$, tj. proměření absorbance roztoku humusových látek při dvou vlnových délkách – nejfrekventovanější jsou 465 a 665 nm. Nejčastěji se takto proměřuje alkalický půdní výluh směsi humusových kyselin, tedy HK + FK (HORÁČEK et al., 1994).

V současné době se řada autorů zabývá také zkoumáním struktury humusových látek. Např. ALVAREZ-PUEBLA et al. (2005) se pokusili pomocí experimentálních a počítačových metod charakterizovat mikrostrukturální vlastnosti humusových látek. Zjistili, že největší plochu zdánlivého povrchu a nejjemnější strukturu mikropórů mají fulvokyseliny. CHEFETZ et al. (2002) se zabývali zkoumáním chemické struktury půdní organické hmoty a humusových kyselin, přičemž využili různé metody, např. metodu C-13 nukleární magnetické rezonance.

Hodnocení kvality půdní organické hmoty má velmi dlouhou historii. Bylo tradičně založeno na její extrakci, frakcionaci a charakteristice jednotlivých frakcí s využitím všech dostupných chemických postupů. Ve více než dvoustleté historii výzkumu humusu vzniklo obrovské množství prací převážně chemického charakteru, jejichž cílem bylo poznat podstatu humusu, jeho vznik a jeho význam v půdě, především pro půdní úrodnost a pro kvalitu půdy. Větší praktické využití

v hodnocení kvality půdní organické hmoty z hlediska půdní úrodnosti doznaly pouze poměr obsahu huminových kyselin a fulvokyselin a také barevný koeficient $Q\ 4/6$. Obě tyto charakteristiky indikují podíl látek s vysokou molekulovou hmotností (převážně huminových kyselin) v extraktu alkalickými činidly (KUBÁT et al., 2008).

2.1.6. Zhodnocení odkazů k půdní organické hmotě

Jak plyne z výše uvedeného přehledu literatury týkající se půdní organické hmoty, lze ve stručnosti konstatovat, že jde o problematiku velice složitou a ne zcela dořešenou jak nomenklaturně, tak analyticky. Lze najít řadu různých, někdy i protichůdných názorů, týkajících se např. vlastností humusových látek, včetně názvosloví. Na závěr této kapitoly si proto dovoluji ztotožnit se s většinou názorů publikovaných ke konci jedné etapy rozsáhlého výzkumu této problematiky KUBÁTEM et al. (2008), kde přes některá dílčí doporučení lze otázky hodnocení kvantity a kvality POH pokládat i nadále za otevřené.

2.2 VYBRANÉ DOPLŇUJÍCÍ PŮDNÍ VLASTNOSTI

2.2.1 Struktura půdy, strukturní agregáty

Půdní částice se jen výjimečně vyskytují v půdě izolované. Vytvářejí větší či menší shluky, které nazýváme agregáty (KRÁLOVÁ et al., 1991). Tvorba půdních agregátů a jejich stabilizace jsou velmi důležité pro formování struktury půdy (ŠIMEK, 2005). Strukturu půdy můžeme charakterizovat jako uspořádání půdních částic v určitém objemu a jejich spojování do větších strukturních jednotek (agregátů). Každý agregát je komplex půdních částic hlavně minerálního, ale i organického původu, které jsou spojovány tmelícími látkami, jako jsou sloučeniny železa, hliníku, vápníku a humusové látky (HŮLA et al., 2008).

Při vytváření struktury existují dva procesy, které působí antagonisticky – desagregace a agregace.

Při desagregaci se uplatňují hlavně objemové změny vyvolávané zvlhčováním a vysycháním půdy, mrznutím vody v pórech, dále činností makroedafonu a mechanickým zpracováním půdy a to hlavně intenzivní kultivací, která je často spojena s význačnými ztrátami půdní organické hmoty (TISDALL a OADES, 1982; ELLIOT, 1986).

Při agregaci dochází k postupnému spojování a stmelování půdních částic. Agregáty se zpevňují různými silami a jevy, které mají původ fyzikální (molekulární síly, síly adhézní a meniskové), chemický, fyzikálně chemický a biologický (PAVEL et al., 1984).

Dynamika půdní struktury je ovlivněna interakcemi mezi mnoha faktory, jako například vlivem prostředí, způsobem hospodaření, druhem pěstovaných rostlin, minerálním a zrnitostním složením půdy, množstvím a kvalitou půdní organické hmoty, obsahem karbonátů, pedogenetickými procesy probíhajícími v půdě, mikrobiální a makrobiální aktivitou. Agregace je ovlivněna zastoupením výměnných iontů v sorpčním komplexu, zásobou živin v půdě a momentálním obsahem půdní vláhly. Mezi důležité agreganty v půdě dále patří krystalické a amorfnní formy oxidů a hydroxidů kovů (VOPRAVIL et al., 2009).

Popis půdní struktury vychází z tvaru a velikosti půdních agregátů. Rozlišujeme agregáty mající všechny 3 rozměry přibližně stejné (např. struktura drobtovitá, polyedrická, zrnitá) a agregáty mající jeden nebo dva rozměry odlišné (např. struktura prismatická, deskovitá, lístkovitá) (VOPRAVIL et al., 2009).

Při posuzování struktury půdy se kromě velikosti a tvaru strukturních agregátů hodnotí jejich stabilita a zejména vodostálost (ŠIMEK, 2005).

Agregáty jsou stabilní ve vodě. Tato jejich nerozplavitelnost je způsobena různými tmelícími látkami. Podle velikosti rozeznáváme dvě základní kategorie agregátů, a to makroagregáty (nad velikost zrn 0,25 mm) a mikroagregáty (o velikosti zrn pod 0,25 mm). V průběhu půdotvorných procesů se shlukují půdní částice do mikroagregátů. K mikroagregátům patří i koagulované půdní koloidy, tj. útvary vzniklé spojením jílových částic s prachovými částicemi za přispění sesquioxidů a huminových kyselin. Pevné vazby mezi mikroagregáty zprostředkují organické sloučeniny. Tmelící působení např. humusových látek nemusí být trvalé. Tam, kde půda není dostatečně zásobena organickými hnojivy, může dojít k rozrušení vazeb mezi koloidy a organickými látkami. Na půdní strukturu mají vliv i povlaky minerálních částic, které jsou amorfnní a vznikly dodatečně zvětráváním

půdních minerálů. Tyto povlaky působí jako tmel při tvorbě mikroagregátů. Patří mezi ně hlavně hydráty sesquioxidů. Ke shlukování půdních částic může docházet i mechanickým působením těžkých zemědělských strojů. Takto vzniklým agregátům říkáme pseudoagregáty. Půdy sypké, písčité a kamenité suti agregáty nevytvářejí (KRÁLOVÁ et al., 1991).

Pevnost vazby agregátu určuje jejich stabilitu (VOPRAVIL et al., 2009). Stabilita je schopnost shluků agregátů odolávat vlivům, způsobujícím jejich rozpad (ROHOŠKOVÁ a VALLA, 2004). Je velmi důležitá, protože nestabilní půdní struktura snadno podléhá negativním vlivům a rozpadá se, a půda se stává bezstrukturní (VOPRAVIL et al., 2009).

Nestrukturní půda může být ve stavu slitém nebo elementárním. Slitý stav vzniká u hlinitých až jílovitých půd po rozplavení a rychlém vyschnutí rozbředlé hmoty, čímž se vytvoří slitá tenká povrchová vrstva, která tvoří tzv. půdní škraloup (PAVEL et al., 1984) - krustu. Tvorba krusty je velice nepříznivá, neboť krusta nejen podstatně snižuje zasakování vody do půdy, ale zároveň zvyšuje povrchový odtok a erozi (ŠIMEK, 2005). Elementární stav může být buď volný, kdy půdní částice jsou volně uloženy vedle sebe, nebo stmelený (PAVEL et al., 1984).

Strukturní půda je ve stavu agregátovém, tzn. že půdní hmota celá nebo její část se rozpadá samovolně nebo vnějším působením v agregáty různé velikosti, tvaru a stability. Strukturní agregáty nejsou kompaktní celky. Jsou prostoupeny vnitroagregátovými póry, a to jak kapilárními, tak i nekapilárními. To je důležité zvláště u drobtovité struktury, která je z agronomického hlediska nejpříznivější. I při nasycení kapilárních pórů v drobtích vodou umožňují nekapilární póry provzdušnění drobtů, což je příznivé pro účinnost aerobních mikroorganismů a vhodné přeměny organických látek. Větší póry také umožňují vnikání kořenových vlásků do drobtů (MARENDIAK et al., 1987).

Rozpad půdní struktury souvisí s půdní aciditou, účinkem nadměrného obsahu draslíku a sodíku v půdě. Rozpad půdní struktury na písčité, prachovité a jílovité částice zmenšuje v půdě prostor pro vodu a vzduch (ŠARAPATKA et al., 2002).

Nejvýznamnějším pro strukturu rušivým činitelem je dešťová voda a půdní roztok. Dešťové kapky mohou v povrchové vrstvě mechanicky rozbít agregáty, při ovlhčování půd může docházet k rozplavování agregátů, vyplavování koloidů a vyluhováním iontů Ca se vytvářejí rovněž rušivé podmínky pro agregáty. Nevhodné

obdělávání půdy, časté pojíždění těžkých mechanismů, peptizační účinky průmyslových hnojiv bez odpovídající kompenzace rovněž narušují půdní strukturu. Rušivým účinkům na strukturu nemusí podléhat jen povrchové vrstvičky s následnou tvorbou půdního škaloupu, ale může se vytvářet i podorniční podlaha s omezenou propustností pro vodu a omezující pronikání kořenů (LEDVINA et al., 1999).

Důležitým faktorem pro udržení příznivého strukturního stavu půdy, je přívod organické hmoty do půdy, ať už ve formě posklizňových zbytků, zapravování slámy, zeleného hnojení či hnoje. Tato organická hmota příznivě ovlivňuje strukturetvorný vývoj agronomicky cenných strukturních elementů (HŮLA et al., 2010).

Struktura půdy má značný vliv na růst rostlin, biologické procesy v půdě, koloběhy prvků, vodní poměry atd. (ŠARAPATKA et al., 2002). Podmiňuje, podobně jako její textura, velikostní zastoupení půdních pórů a tím významně ovlivňuje vodní a vzdušné poměry v půdě, má vliv na záhřevnost půdy, vymezuje a určuje prostor pro chemické i biologické procesy v půdě. Strukturní agregáty mají význam i z hlediska ochrany půdy před vodní a větrnou erozí (HŮLA et al., 2010).

Podle CERDY (2000) představuje půdní struktura velmi významnou půdní vlastnost. Její stabilita je vyjádřena stabilitou půdních agregátů a přímo či nepřímo ovlivňuje další fyzikální a chemické vlastnosti půdy a může být využívána jako indikátor degradace půdy. ROHOŠKOVÁ a VALLA (2004) uvádějí, že stanovení stability půdních agregátů se stává významným z toho hlediska, že může poskytnout obecné (souhrnné) informace o půdních podmínkách.

Každá metoda měření stability půdních agregátů napodobuje specifický mechanismus rozpadu agregátů. Výběr metod a interpretace jejich výsledků závisí na účelu měření. Nejběžněji používanou metodou pro měření stability agregátů je mokré prosévání. Ostatní metody jsou založeny například na simulaci energie dopadajících dešťových kapek, ultrazvukové disperzi nebo na rozpadu agregátů po náhlém ponoření do vody. V České republice je běžně používaná metoda podle Nováka. Tato metoda je založena na porovnání výsledků prosévání suchou cestou a mokrou cestou po pomalém kapilárním nasycování vodou a rychlém ovlhčení půdního vzorku (ROHOŠKOVÁ a VALLA, 2004).

2.2.2 Sorpční schopnost půdy

Schopnost půdy poutat (sorbovat) ionty a molekuly různých látek z roztoku se nazývá sorpční schopnost půdy (LEDVINA et al., 1999). Soubor půdních koloidů, které se podílejí na výměnných reakcích, nazýváme půdní sorpční komplex. Z funkčního hlediska rozeznáváme u sorpčního komplexu dvě části: aktivní a pasivní. Aktivní část, tj. vlastní komplex, jeho aniontová část (v převážné většině našich půd), která působí na volné ionty v půdním roztoku a vyvolává sorpční procesy. Pasivní část jsou kationty, sorbované aktivní částí sorpčního komplexu. Jednotlivé kationty jsou v půdním sorpčním komplexu vázány různou silou v pořadí: $\text{Na}^+ < \text{K}^+ < \text{NH}_4^+ < \text{H}^+ < \text{Ca}^{2+} < \text{Mg}^{2+} < \text{Al}^{3+} < \text{Fe}^{3+}$, přičemž sodík je vázán na sorpční komplex nejslaběji (POKORNÝ et al., 2002).

Sorpční komplex půdy umožňuje zadržovat ionty prvků a dynamicky je v případě potřeby uvolňovat do půdního roztoku, ze kterého jsou pak snadno přijímány rostlinami. Ionty jsou v půdním prostředí vázány na odlišné složky; na část anorganickou a organickou (na nejjemnější částice tvořící koloidní systém půdy), přičemž množství sorbovaných iontů záleží na kvalitě a kvantitě obou částí. Zjednodušeně lze říci, že sorpční schopnost půdy je nevíce ovlivněna obsahem a kvalitou humusu a zároveň množstvím a druhem nejjemnějších jílnatých částic. Sorpční schopnost půdy je primárně ovlivněna půdním druhem (charakterem matečního substrátu), půdním typem a pedogenetickými procesy, kterými půda vznikala. Totožné půdní typy vyvinuté na zrnitostně odlišných půdotvorných substrátech mají rozdílné sorpční schopnosti (VOPRAVIL et al., 2009).

Z nespočetné řady výzkumů je dobře známo, že sorpční a ionto-výměnné vlastnosti půd jsou výlučně spjaté s obsahem jemných prachových a jílovitých frakcí. Jednoznačně nejdůležitější jsou koloidní složky organické a anorganické povahy. Mají velký měrný povrch, jsou nositeli elektrických nábojů a mají tak schopnost poutat a vyměňovat různé látky na svém povrchu. Souhrnně se označují jako sorpční komplex půd. Mezi anorganické složky, důležité z hlediska sorpčních vlastností, patří jílovité minerály, sekundární oxidy a hydroxidy (Fe, Mn a Al). Mezi organické složky patří fulvokyseliny, huminové kyseliny a huminy (ČURLÍK et al., 2003).

Způsob sorpce iontů v půdě je určen vazbami, kterými jsou látky v půdě zadržovány (KRÁLOVÁ et al., 1991). Sorpci můžeme rozdělit na sorpci

mechanickou, fyzikálně chemickou, chemickou a biologickou (VOPRAVIL et al., 2009). Při mechanické sorpci jsou mechanicky zadržovány hrubé disperzní části nebo velké agregáty koloidů a sraženin v jemných, zúžených, zakřivených a slepě končících pórech půdy. S nimi jsou zadržovány i ionty nebo molekuly, které jsou adsorbovány na jejich površích (KRÁLOVÁ et al., 1991). Fyzikálně chemická (výměnná) sorpce se projevuje výměnou adsorbovaných kationtů za kationty z půdního roztoku v ekvivalentním poměru (PRAX et. al., 1995). Chemická sorpce zadržuje v půdě ireverzibilně ty ionty, které vytvářejí za specifických podmínek málo rozpustné sloučeniny, často sraženiny. Ty jsou pak zadržovány mechanicky v pórech. Tento typ sorpce je řízen součinem rozpustnosti vznikajících sloučenin (KRÁLOVÁ et al., 1991). Biologická sorpce probíhá v důsledku životní činnosti edafonu a vegetace. Je selektivní (výběrová), protože jsou adsorbovány ty prvky, které organismy potřebují k životu, dále je dynamická a pevná, tj. minerální látky a dusík jsou syntetizovány do organických sloučenin jejich těl a tak dokonale chráněny před rozpuštěním a migrací. Přístupné jsou až po mineralizaci odumřelých organismů (PRAX et. al., 1995).

Pro půdu má největší význam sorpce fyzikálně-chemická (výměnná). Na fázovém rozhraní pevné fáze půdy a půdního roztoku dochází k neustálé výměně iontů a ustalování rovnováhy. Náboj v roztoku musí být kompenzován stejným nábojem iontů poutaných na pevné fázi. Ionty jsou tedy sorbovány na půdní sorpční komplex, nebo jsou z něho uvolňovány do roztoku tak, aby byl dosažen rovnovážný stav náboje mezi těmito rozhraními. Jelikož je rovnováha půdního prostředí neustále narušována (např. odběry prvků rostlinami, minerálním a organickým hnojením, mineralizací, humifikací atd.), jedná se o jev neustále probíhající a dynamický (VOPRAVIL et al., 2009).

Podle charakteru prostředí, v němž probíhá celý půdotvorný proces, zejména podle podmínek aciditní povahy a zásoby dvojmocných bází v půdotvorném substrátu, se utváří složení a charakteristické vlastnosti sorpčního komplexu různých půdních typů. Podle převládajícího druhu sorbovaných kationtů a podle kvality aktivní části sorpčního komplexu můžeme rozlišit tři druhy (stavy) sorpčního komplexu různých základních vlastností (podle Gedrojce) (POKORNÝ et al., 2002):

- a) komplex sorpčně nenasycený
- b) komplex nasycený dvojmocnými kationty
- c) komplex sorpčně nasycený jednomocnými kationty

V průběhu půdotvorného procesu dochází ke změnám ve stavu a vlastnostech sorpčního komplexu, které jsou podmíněny působností vnějších i vnitřních vlivů (chemické dynamiky, biologické činnosti, charakteru klimatu apod.). V neposlední řadě jsou to také mechanické, chemické a jiné zákroky člověka do půdy, které mohou vést ke změnám sorpčního komplexu a tím ke změně některých důležitých vlastností půdy (POKORNÝ et al., 2002).

Sorpční vlastnosti půd patří mezi nejdůležitější půdní charakteristiky z hlediska vazby původních i dodávaných substancí (živin, melioračních, ale i rizikových látek), a to z hlediska kvantity i kvality půdního sorpčního komplexu (FIALA a KRHOVJÁKOVÁ, 2009).

Význam sorpčního komplexu půdy je z mnoha stránek značný, neboť silně ovlivňuje dynamiku půdy, její fyzikální stav a významně se uplatňuje i při výživě rostlin. Půdotvorné procesy jsou funkcí sorpčního komplexu, který je do značné míry nositelem přirozené úrodnosti půdy a schopnosti úrodnost udržovat. Stav a vlastnosti sorpčního komplexu ovlivňují přímo sorpční kapacitu půdy, reakci půdy a charakter a dynamiku chemických procesů, pufovitost půdy. Nepřímo ovlivňují strukturní stav půdy, obdělavitelnost půdy, vodní a vzdušný režim půdy a biologickou aktivitu půdy (POKORNÝ et al., 2002).

Kationtová sorpční výměnná kapacita (KVK)

Důležitým ukazatelem úrodnosti půdy, zejména z pohledu její schopnosti vázat dostatek živin přístupných pro rostliny, je hodnota maximální sorpční kationtové kapacity půdy. V převážné většině praktických aplikací představuje celkovou (potenciální) výměnnou sorpční kapacitu kationtů, tedy maximální množství kationtů, které může poutat (vyměnit) hmotnostní jednotka zeminy. Označuje se buď tradičně symbolem T, nebo z angličtiny převzatou zkratkou „CEC“ (cation exchange capacity), resp. KVK (kationtová výměnná kapacita). Hodnota KVK však nemusí být synonymem maximální sorpční kapacity. Na hodnotu CEC, resp. T je nutno pohlížet jako na hodnotu „vynucenou“ a experimentálně stanovenou za optimálních experimentálních podmínek (vytěšňovací pochod, optimální hodnota pH). Efektivní (skutečná) kationtová výměnná kapacita se stanovuje obdobně, avšak při reálném půdním pH. Ve většině případů je nižší než maximální (potenciální) kationtová výměnná kapacita (FIALA a KRHOVJÁKOVÁ, 2009).

Kationtová výměnná kapacita se vyjadřuje v molech pozitivního náboje na jednotku hmotnosti půdy, prakticky v centimolech (cmol) nebo milimolech (mmol) na kg půdy. Její hodnota udává množství kationtů, které je půda schopná poutat při hodnotě pH 7 (nebo jiném vhodném pH, v tom případě je jeho hodnota uvedena jako index u symbolu KVK) (VOPRAVIL et al., 2009).

Hodnota KVK se obvykle zvětšuje s vyšším podílem humusových koloidů v jádru sorpčního komplexu (POKORNÝ et al., 2002). CROVETTO (2001) konstatoval, že humus, resp. jeho velmi malé částice (menší než 0,002 mm) mají silný negativní elektrický náboj, který zvyšuje kationtovou výměnnou kapacitu (KVK) půdy. ROBERT (2001) uvádí silný lineární vztah mezi organickým C a ionto-výměnnou kapacitou (KVK) zkoumané půdy. Při zvýšení obsahu organického uhlíku z 1 na 4 % se KVK zvýšila 4-krát.

Hodnoty KVK jsou ovlivněny typem a druhem půdy a použitou metodou stanovení (KRÁLOVÁ et al., 1991).

Stanovení kationtové výměnné kapacity je dle VALLY et al. (2002) po dlouhou dobu předmětem mnoha výzkumů, o čemž svědčí i rozmanitá škála metod. Z metod stanovení KVK, které autoři popisují, lze ve stručnosti uvést: 1) promývání zředěnou kyselinou (např. HCl) a titrace Ba(OH)₂ do pH 7 nebo NaOH do pH 8,5; 2) sumační metody; 3) přímé vytěsnění sytící soli; 4) vytěsnění indexového kationtu po vymytí soli; 5) použití iontoměníčů; 6) konduktometrickou titrací a 7) použití radioaktivních izotopů.

2.2.3 Pufrační (ústojná) schopnost půdy

Pufrovitost (ústrojnost, tlumivost) půd je její schopnost bránit se změnám půdní reakce, tedy udržovat víceméně stálou koncentraci vodíkových iontů v půdním roztoku (PRAX et al., 1995). ČURLÍK et al. (2003) definuje tlumivou (pufrační) schopnost půd jako schopnost odolávat působení kyselin nebo zásad při udržování určitého rozpětí pH, případně v širším slova smyslu i odolávat změnám vnějších podmínek (změnám teploty, vlhkosti apod.).

ŠARAPATKA et al. (2002) uvádí, že odolnost půd vůči acidifikaci je schopnost půdy neutralizovat (pufrovat) kyselé látky vstupující do půdního prostředí.

Podle LEDVINY et al. (1999) spočívá ústojná schopnost půdy v přítomnosti ústojných systémů, které se skládají ze slabé kyseliny a její hydrolyzované soli. Jako kyselá složka ústojných systémů se v půdě uplatňují zejména huminové kyseliny, kyselina uhličitá, fosforečná a křemičitá a koloidní alumosilikáty acidoidní povahy.

KOLÁŘ (1987) poukazuje na to, že nejvíce se podílí na ústojné schopnosti humózních půd adsorpčně nasycený humus. Je-li silně nasycen výměnnými bázemi, snadno odstraňuje vznikající kyselost výměnnou bází za H^+ půdního roztoku, kde spolu s OH^- vytvoří málo disociovanou vodu. Podobně působí i jílové minerály, jejichž příspěvek k ústojnosti půd je menší a klesá s jejich výměnnou kapacitou.

Nejvyšší pufovítost vůči kyselinám mají chemické sloučeniny silných zásad a slabých kyselin, a proto všechny uhličitánové půdy. Střední pufovítost vůči kyselinám mají půdy se sorpčním komplexem nasyceným bazickými kationty a s velkou sorpční kapacitou podmíněnou vysokým obsahem minerálních a organických koloidů v hlinitých a jílovitých půdách. Patří k nim i půdy s vnitropůdním zvětráváním (kambizemě), které z primárních minerálů uvolňují bazické kationty schopné dále pufovat kyseliny vstupující do půdy.

ČURLÍK et al. (2003) pak danou problematiku shrnuje a konstatuje, že míra tlumivé schopnosti půdy závisí na koloidním stavu a složení sorpčního půdního komplexu, na poměru jeho organické a anorganické složky, které se v disperzním prostředí chovají jako soli slabých kyselin a silných zásad a jsou schopné poutat vodík v půdním roztoku. Dále závisí na kvalitě a zastoupení jednotlivých jílovitých minerálů a humusových látek, tedy na kationtové výměnné kapacitě, na obsahu výměnných bází, zejména vápníku a od stupně nasycení sorpčního komplexu bázemi. Proto např. písčité a šterkovité půdy mají malou a jílovité velkou tlumivou schopnost. A dále dodává, že čím větší je stupeň nasycení sorpčního komplexu bazickými kationty (čím je půda více nasycena bázemi, zejména vápníkem), tím více odolává kyselým i zásaditým látkám, které se do ní dostávají, např. fyziologicky kyselá průmyslová hnojiva, plynné (kyselé) exhaláty (zejména NO , SO_2 , Cl_2 , F_2), pevné (zásadité) exhaláty (MgO , CaO apod.), anebo produkty kořenového metabolismu (organické kyseliny), případně produkty rozkladu organických látek. I ŠÁLY (1978) se domnívá, že tlumivost půdy velmi závisí na pufracích vlastnostech sorpčního komplexu, který je „narázníkem“ vzhledem k půdnímu roztoku. Projevuje se to dynamickou rovnováhou utvořenou mezi sumou kationtů v půdním roztoku a sumou kationtů v sorpčním komplexu. Jakmile se koncentrace

některého kationtu v půdním roztoku změni, rovnováha se poruší, čímž se mezi komplexem a roztokem uskuteční výměna vedoucí k ustálení nové rovnováhy

SAVČENKO (1989) uvádí, že na zkulturněných, středně těžkých luvizemích korelační analýzou zjistil, že na dobré tlumivé schopnosti, v oblasti kyselé i zásadité, se 91,2 % podílí stupeň nasycení sorpčního komplexu, 6,4 % jílovité částice a 2,4 % obsah humusu. Naopak, na lehkých půdách tohoto typu se na tlumivosti podílí stupeň sorpčního nasycení jen 40 %, jílovité částice 18 %, humus 3,6 % a ostatní faktory podmiňují tlumivost až 34 %. Půdy, které obsahují alespoň 0,3 % CaCO_3 a 2 % humusu, vykazují většinou dobrou ústojnou schopnost.

ČURLÍK et al. (2003) rozděluje tlumivé systémy v půdě na:

- karbonátový,
- silikátový,
- tlumivý systém výměnných iontů,
- tlumivý systém oxidů železa a hliníku,
- tlumivý systém organických látek.

Kvalita a tím i působení organického podílu ve smyslu pufrujících systémů jsou spjaty s půdním typem, jehož jsou součástí (MARTINEC, 2010).

Vyjadřování tlumivé schopnosti půd není unifikované, podobně jako metody jejího určení. Vyjadřuje se buď množstvím kyseliny nebo zásady, kterým se změni hodnota pH o jednotku, anebo graficky křivkami podle změny pH. Zažítý je grafický způsob vyjadřování a to tak, že na svislé ose je stupnice s hodnotami pH a na vodorovné ose použité množství kyseliny a zásady. Propojením nanesených bodů dostaneme křivku tlumivosti (titrační křivku) dané půdy. Čím má půda větší tlumivou schopnost proti acidifikaci nebo alkalizaci, tím má křivka pozvolnější průběh a naopak slabší, čím je její průběh strmější (ČURLÍK et al., 2003).

2.2.4 Měrná hmotnost půdy

Měrná hmotnost je hmotnost objemové jednotky pevné fáze půdy bez pórů, tedy za předpokladu dokonale vyplněného prostoru pevnými částicemi (LEDVINA et al., 1999). KRÁLOVÁ et al. (1991) definuje měrnou hmotnost půdy jako hmotnost objemové jednotky půdy, kde pevné částice dokonale vyplňují daný

prostor. Definujeme ji také jako poměrné číslo, které udává, kolikrát je určité množství zeminy vysušené při 105°C těžší než stejný objem vody při 4°C (HŮLA a PROCHÁZKOVÁ, 2002).

Měrná hmotnost půdy závisí především na mineralogickém složení a obsahu organické hmoty (SÁŇKA a MATERNA, 2004). Nejvíce zastoupeným nerostem v minerálním podílu většiny půd je křemen. Průměrná měrná hmotnost půdy je proto blízká jeho měrné hmotnosti, tj. 2,65 g.cm⁻³. Tuto hodnotu snižuje větší obsah humusu, naopak zvyšuje obsah těžkých minerálů (PRAX et. al., 1995). Průměrná měrná hmotnost našich půd se pohybuje kolem 2,6 – 2,7 g.cm⁻³, u organických půd klesá až pod 1,5 g.cm⁻³ (HŮLA a PROCHÁZKOVÁ, 2002).

2.3 SYSTÉMY ZPRACOVÁNÍ PŮDY

Zpracování půdy je soubor operací, které mechanickým způsobem mění vlastnosti ornice nebo rizosféry. Patří k základním prvkům v technologických soustavách pěstování zemědělských plodin, zejména na orné půdě. Má mnohostranný význam ve vztahu k výrobnímu území, k půdě a její úrodnosti i pěstovaným rostlinám. S vývojem zemědělství se mění názory na význam zpracování půdy. Odrážejí zpravidla současný stav rozvoje pěstitelských technologií, ve kterých je významným prvkem vývoj techniky v posledním období i výsledky vědeckého poznání (LEDVINA et al., 1999).

Přestože konvenční technologie pěstování rostlin založená na práci pluhu má v naší zemědělské praxi pevné místo, je stále častěji podrobována kritice. Je energeticky náročná, nedostatečně zohledňuje ekologická hlediska, snižuje odolnost půdy vůči erozi a zhutnění (MIŠTINA, 2000). BRYE a PIRANI (2005) uvádějí, že mísení a obracení svrchní vrstvy půdy při orbě vystavuje organický materiál v půdě účinkům aerobních a oxidačních podmínek, které podporují rozklad půdní organické hmoty a uvolňování uhlíku do atmosféry. Podle jejich výsledků dosahovala koncentrace půdního uhlíku ve svrchních 10 cm zemědělských půd při nepřetržitém zpracovávání orbou v časovém horizontu od 10 do 40 let 41-63 % koncentrace uhlíku přirozených půd. Tento pokles potvrzuje i GRACE et al. (1998), který uvádí 30 %-ní ztráty u půd kontinuálně zpracovávaných po dobu 10- 20 let a 40-50 %-ní ztráty při kontinuálním zpracování půd v časovém horizontu 40-50 let v porovnání s přirozenými půdami Austrálie. Podobné výsledky uvádějí i BOWMAN et al. (1990) a nověji například i KUBÁT et al. (2008).

Východiska se hledají v ekologicky orientovaných systémech hospodaření na půdě, založených na biologických a ekologických principech, které mají šetnější vztah k prostředí, odpovídají omezeným zdrojům energie a zabezpečují nezávadnost potravin. V této souvislosti se stále více dostávají do popředí nové technologické postupy, označované jako půdoochranné nebo šetřící technologie, které jsou založené na principu ekologické odůvodněnosti každého agronomického zásahu a jeho agronomické účelnosti (MIŠTINA, 2000).

Ochranné technologie zpracování půdy jsou významnou alternativou konvenčních technologií založených na orbě a následné předset'ové přípravě půdy.

Soudobá široká nabídka strojů na zpracování půdy a setí umožňuje uplatnit technologie ochranného zpracování půdy v mnoha modifikacích s ohledem na plodiny, půdní a výrobní podmínky zemědělských podniků. Je nutné zdůraznit, že úspora nákladů při vlastním zpracování půdy bez orby musí být vyvážena celkově vysokou úrovní agrotechniky, připraveností na kvalifikované využívání herbicidů i dalších pesticidů i vyšší kvalitou výživy rostlin. Protože o ekonomické stránce hospodaření na půdě rozhodují náklady na jednotku produkce jednotlivých plodin, je nutné respektovat i možná rizika snížení výnosu, spojená s uplatňováním zjednodušených technologií zpracování půdy bez orby (HŮLA, 2000).

2.3.1 Základní úlohy zpracování půdy

Podle HŮLY a PROCHÁZKOVÉ (2002) musí systémy zpracování půdy zajistit:

- šetrné zacházení s půdou,
- podporu a vytváření příznivých podmínek pro aktivní biologickou činnost a fyzikální pochody v půdě,
- dosažení příznivé struktury půdy,
- zachování, příp. zvyšování půdní úrodnosti,
- zabránění erozi a poškozování půdní struktury,
- regulaci a omezování výskytu škodlivých činitelů, kteří v ornici ohrožují pěstované rostliny a snižují výnosy.

2.3.2 Základní přehled systémů zpracování půdy a zakládání porostu

HŮLA et al. (2008) shrnují třídění, která různí autoři uplatňují při hodnocení zakládání porostů:

1. Konvenční zpracování půdy
2. Konzervační zpracování půdy
3. Přímé setí

ad 1. V konvenčních postupech je ornice zpracovávána na požadovanou hloubku radličnými pluhy. Půda se pluhem drobí, mísí, kypří a obrací. Předset'ová

příprava půdy a setí se uskutečňují buď v oddělených operacích, nebo se operace předset'ové přípravy půdy a setí spojují. Při oddělených operacích se pro předset'ovou přípravu půdy využívají především kombinátory. Pro spojené operace předset'ové přípravy půdy převládá využívání strojů s poháněnými pracovními nástroji ve spojení se secími stroji s pneumatickou nebo gravitační dopravou osiva do půdy.

ad 2. Při tomto způsobu zpracování se neuskutečňuje orba radličnými pluhy. Základním strojem je zde kypřič, mohou být voleny pracovní nástroje podle potřeby nakládání se slámou a dalšími rostlinnými zbytky (různý stupeň zapravení slámy nebo její ponechání na povrchu půdy). Dochází ke kypření půdy do zvolené hloubky, drobení půdy a opětovnému utužení set'ového lůžka. Kypření může být spojeno se setím. Pluh je používán pouze ve zvláštních případech, především k potlačování plevelů, k zapravení velkého množství rostlinných zbytků.

ad 3. U přímého setí se neuskutečňuje žádný předchozí mechanický zásah do půdy. K zakládání porostů se využívají speciální secí stroje, které jsou schopné zapravit osivo do nezpracované půdy. U tohoto setí je třeba zajistit dostatečné zakrytí osiva zeminou a tím předejít horšímu vzcházení porostů a růstu plodin při nedokonalém uzavření rýh pro osivo. Při přímém setí se také v daleko větší míře používá herbicidů k chemickému hubení plevelů.

Podle názoru DERPSCHE (2001) existuje v termínech týkajících se technologií zpracování půdy určitý zmatek. K tomu přispívá někdy také to, že jako synonymum konzervačního zpracování je používáno „minimální zpracování“. Minimální zpracování půdy bylo podle autora definováno jako minimální rozrušování půdy potřebné pro produkci plodin. To však podléhá mnoha různým variacím, v závislosti na celé řadě faktorů, proto bychom se měli tomuto termínu v souvislosti s konzervačním zpracováním pokud možno vyhnout. Autor dále uvádí i definici konzervačního zpracování podle CTIC (2000), kde konzervační zpracování půdy bylo definováno jako zpracování, které po zasetí ponechává více než 30 % rostlinných zbytků na povrchu půdy. V USA jsou nejběžnějšími formami konzervačního zpracování půdy: bezorebné zpracování (no-till), hrůbkování (ridge-till) a mulčování (mulch-till).

MIŠTINA a KOVÁČ (1993) uvádějí základní půdoochranné technologie zpracování půdy, které se aplikují a rozšiřují v praxi v USA:

a) Technologie setí do nezpracované půdy (No-tillage)

Půda se před setím neobdělává. Seje se do úzké rýhy nezpracované půdy speciálním secím strojem. Po setí zůstává 80 – 100% posklizňových zbytků na povrchu půdy.

b) Technologie setí do hrůbků (Ridge-tillage)

Jedná se v podstatě o technologii bez základního zpracování půdy. Plodiny (širokořádkové se sejí speciálním secím strojem do hrůbků, které se zpravidla vytvářejí zároveň při setí. Při setí zůstává 40 –70 % povrchu půdy pokryto posklizňovými zbytky.

c) Pásové zpracování půdy (Strip-tillage)

Půda se před setím nezpracovává. Seje se do nezpracované půdy. V průběhu vegetačního období se půda podle potřeby mechanicky zpracovává v úzkých pásech.

d) Mulčovací technologie zpracování půdy (Mulch-tillage)

Půda se před setím zpracuje tzv. podřezáním strniště, při kterém se zemina nadzdvihne, avšak podřezané strniště nebo posklizňové zbytky jiných rostlin zůstávají na povrchu půdy. Používají se speciální stroje zejména se šípovými radličkami. Po setí zůstává 30 – 60 % povrchu půdy pokryto rostlinnými zbytky.

e) Redukované zpracování půdy (Reduced-tillage)

Základem této technologie je redukce počtu mechanických zásahů a intenzity zpracování půdy. Využívá spojování operací.

Podle HŮLY et al. (2010) prošla terminologie technologií zpracování půdy vývojem. V současnosti s ohledem na podmínky hospodaření v ČR, můžeme rozdělit způsoby zpracování půdy do následujících skupin:

a) Technologie s orbou (konvenční zpracování půdy)

Každoročně se uplatňuje orba radličným pluhem, rostlinné zbytky předplodin, biomasa meziplodin a nadzemní části plevelů jsou při orbě zapravovány do půdy.

b) Technologie bez orby (minimalizační)

Pod pojmem minimalizační technologie lze zařadit následující postupy:

- **Minimalizace** s kypřením půdy do malé hloubky, v případě výskytu příznaků zhutnění lze ornici jednorázově hlouběji prokypřit bez obracení.
- **Půdoochranné zpracování půdy** – zpracování půdy, při kterém zůstává nejméně 30 % povrchu půdy po zasetí pokryto rostlinnými zbytky předplodiny nebo meziplodiny, hmotnost této biomasy je nejméně 1,2 t.ha⁻¹ v suché hmotě.
- **Přímé setí (setí do nezpracované půdy)** – zpracování půdy po sklizni předplodiny odpadá, seje se speciální secími stroji do rýh nebo pruhů, přičemž většina povrchu půdy není mechanicky zasažena.

Můžeme se však setkat i s výjimkami z tohoto rozdělení technologií zpracování půdy.

2.3.3 Půdoochranné a minimalizační technologie zpracování půdy, jejich význam a uplatnění v praxi

Minimalizační a půdoochranné technologie zpracování půdy pro zakládání porostů polních plodin jsou považovány za významnou alternativu konvenčních technologií s orbou. Při vhodném použití vytvářejí předpoklady pro kvalitní založení porostu a pro další růst a vývoj pěstovaných plodin (VACH a JAVŮREK, 2003).

Podle HŮLY (2000) je ochranné zpracování půdy (Conservation Tillage) zastřešujícím termínem, který zahrnuje zpracování půdy bez orby, tzv. minimální zpracování půdy, setí do nezpracované půdy, setí do hrůbků i další netradiční způsoby založení porostů plodin (např. setí do pásů, kdy se ponechávají mezi pásy s osivem pruhy s nenarušenou zeminou). Při tomto širokém vymezení pojmu půdoochranné zpracování půdy je třeba zdůraznit, že významný ochranný efekt lze očekávat především u těch technologií, při jejichž uplatnění je půda chráněna rostlinným krytem nebo mulčem téměř po celý rok.

Používáním minimalizačních technologií se při zakládání porostů polních plodin slučují jednotlivé pracovní operace, což dává určitou záruku šetrnějšího zacházení s půdou. Důležitou zásadou je využívání organické hmoty z posklizňových zbytků a strniskových meziplodin pro její mělké zapravení do půdního profilu nebo vytvoření povrchového mulče při zakládání porostů do nezpracované půdy (VACH a JAVŮREK, 2003).

Právě v hospodaření s posklizňovými zbytky spatřuje STACH (2001) podstatný rozdíl mezi minimalizační a půdoochrannou technologií. Konstatuje, že o půdoochranné technologii mluvíme tehdy, ponecháváme-li třicet a více procent posklizňových zbytků na povrchu pole.

Půdoochranné způsoby zpracování jsou orientovány na organické, biologické a ekologické aspekty v soustavě hospodaření na půdě. Vyznačují se redukcí pracovních operací při zpracování tím, že se snižuje četnost pojezdů po půdě, omezuje se utužení půdy a zlepšuje se propustnost půdy. Vytváření a udržování dobrého fyzikálního stavu orných půd a jejich intenzivnější ochrana je možná jen na principu posílení mechanismů autoregulační schopnosti půd. Prioritní úlohu v tomto směru sehrává kořenový systém plodin i meziplodin a způsob manipulace s posklizňovými zbytky. Mulč z rostlinných zbytků sehrává stejnou úlohu jako rostlinný pokryv, který přispívá k tvorbě tzv. „stinného garé“ zralosti půd (ŠIMON,1997).

Půdoochranné technologie navazují na technologické postupy, které byly u nás řadu let zkoušeny a uplatňovány. Odstraňují však některé negativní momenty a především jsou podloženy moderní výkonnou technikou, která dříve nebyla k dispozici (SUŠKEVIČ, 1997).

Podle TEBRÜGGE a BÖHRNSENA (2001) se bezorebné systémy zpracování půdy v současné době v Evropě rozšiřují velice pomalu, navzdory mnoha vědeckým výsledkům, dokazujícím pozitivní vliv na ekosystém půdy a narozdíl od USA, Kanady a Jižní Ameriky, kde se s ohledem na výnos uplatňují s rostoucí tendencí již na více než 30 mil. ha půdy. Podle zjištění autorů se většina odborníků (93 %) domnívá, že hlavním překážkou přijetí bezorebných systémů zemědělci je obava, že dojde ke snížení výnosů. Dále jsou jako překážky uváděny také tradice konvenčního zemědělství, nedostatečná znalost zemědělců (88 %) a jejich nedostatečná připravenost více riskovat (85 %).

Od šedesátých let 20. století je celosvětově prováděn rozsáhlý výzkum technologií zpracování půdy bez orby. Je zaměřen především na hodnocení vlivu variantních systémů zpracování půdy a zakládání porostů na kvalitu půdního a životního prostředí, na růst, výnosy a kvalitu pěstovaných plodin, na ekonomiku a trvalou udržitelnost rostlinné produkce. Výsledky obecně ukazují, že snížení hloubky a intenzity zpracování půdy má většinou příznivý vliv na půdní a životní prostředí. Diskuse o vhodnosti používání minimalizačních technologií zpracování půdy ale dále

pokračují, neboť řešení pro všechny situace není jednoduché. Efekt jejich používání je různý v různých agroekologických podmínkách. Je potřebný výzkum a praktické ověření vhodných postupů pro konkrétní podmínky hospodaření (HŮLA et al., 2008).

Také STACH (2000) konstatuje, že netradiční technologické postupy při zpracování půdy mají své opodstatnění, avšak odpovědět jednoznačně, zda technologie minimálního zpracování půdy jsou výhodné či ne, je velmi složité. Jejich uplatnění musí vždy vycházet z požadavků jednotlivých plodin, klimatických podmínek a konkrétního stavu pozemku, tzn. i stavu zaplevelení. Každá technologie zpracování půdy, ať konvenční, či minimální, má své přednosti i nedostatky a ne každá se hodí do všech podmínek. Záleží na preciznosti jejího uplatňování, zkušenostech a znalostech managementu.

MIŠTINA (2000) uvádí, že z dosavadních výsledků výzkumu, vlastních zkušeností, literatury a informací získaných od pěstitelů můžeme usuzovat, že půdoochranné systémy pěstování plodin jsou vhodné zejména do sušších a teplejších podmínek s nerovnoměrným rozložením srážek a do oblastí ohrožených erozí. Nedoporučuje se je používat v chladnějších a vlhčích podmínkách, na pozemcích zaplevelených víceletými plevele, které mají schopnost vegetativně se rozmnožovat. Pozemek musí být vyrovnaný, sláma a rostlinné zbytky dobře rozdrčené a rovnoměrně rozptýlené po povrchu půdy, přičemž momentální stav půdy musí umožnit funkčnost sečky, tj. uložení osiva do požadované hloubky.

Podle ŠKODY a HORÁKA (1997) mají půdoochranné technologie význam zejména pro plodiny, které jsou pěstovány v širokých řádcích a mají pomalý počáteční vývoj. Jde především o cukrovku a kukuřici. Ty nedostatečně chrání půdu před účinky přívalových dešťů v květnu a červnu, kdy vznikají půdní škraloupy se všemi negativními důsledky na vzcházení. Přívalové deště vyvolávají erozi půdy a působí destruktivně na půdu i na porost. Nelze však podceňovat ani větrnou erozi. Mimo cukrovku a kukuřici se používají půdoochranné technologie i u úzkořádkových plodin - obilovin. Jde o mělké zpracování povrchu půdy s výsevem na široko, což je ideální rozmístění osiva jak z hlediska využití fotosyntetického efektu, tak i živin z půdy. Přitažlivost tohoto systému spočívá nejen v ekonomice, ale i v minimalizaci přejezdů a šetření půdy před stlačováním a v možnosti zpracování a osévání i kamenité půdy.

BALLA a MATI (2000) zkoumali vliv rozdílného způsobu zpracování půdy na energetickou efektivnost produkčního procesu a zjistili, že z hlediska energetické bilance vybraných polních plodin (pšenice ozimá, ječmen jarní, kukuřice na zrno, hrách setý) jsou půdoochranné technologie zpracování půdy vhodné i pro těžké půdy s vysokým obsahem jílovitých částic a pro většinu polních plodin.

TEBRÜGE a BÖHRNSEN (2001) zaevidovali a zanalyzovali zkušenosti zemědělců, jako uživatelů bezorebných systémů, a názory odborníků z 9 zemí EU a Švýcarska. Z porovnání odpovědí zemědělců EU, kteří uplatňují na svých pozemcích bezorebné systémy, a příslušných odborníků vyplývá, že významné důvody uplatňování těchto systémů jsou zejména ekonomického charakteru. Procentuálně vyjádřená významnost v odpovědích zemědělců značí, že za nejdůležitější jsou považovány zkrácení pracovní doby (98 %), snížení nákladů (98 %), snížení spotřeby paliva (86 %), snížení potřeby koňské síly (79 %) a lepší využitelnost strojů (88 %). Důvody, týkající se vlivu bezorebných systémů na půdu a životní prostředí, jsou pro zemědělce méně důležité. Vyplývá to opět z počtu odpovědí, uvádějících menší než 50 % -ní význam pro argumenty, jako jsou snížení půdní eroze, zvýšení biologické aktivity půdy, více žízá, udržení vody v půdě, menší intenzita vyplavování nitrátů, vyšší infiltrace. Tyto důvody jsou mnohem důležitější pro odborníky. Také HŮLA et al. (2008) a STACH (2000) konstatují, že pro zemědělce jsou významné především ekonomické dopady.

Volba způsobu zpracování je ovlivňována nejen agroekologickými podmínkami, ale i používáním různých pěstitelských systémů, ekonomickými a kulturními bariérami v různých zemích. Minimalizační technologie zpracování půdy jsou v současné době považovány za významnou alternativu konvenčních technologií s orbou (HŮLA et al., 2008).

HŮLA et al. (2008) shrnují situaci s uplatňováním alternativních způsobů zpracování půdy a uvádějí, že půdoochranné technologie jsou nejvíce používány v sušších a teplejších podmínkách (tropické a subtropické oblasti), kde převažují jejich příznivé vlivy na půdní prostředí i na výnosy pěstovaných plodin. V oblastech mírného pásma s lepším vláhovým zabezpečením jsou používány již v menším rozsahu. Více se zde uplatňují minimalizační technologie s využitím různých forem kypření půdy. V České republice jsou celkově minimalizační technologie uplatňovány na více než 30 % orné půdy.

2.4 VLIVY RŮZNÉHO SYSTÉMU ZPRACOVÁNÍ PŮDY NA PŮDNÍ PROSTŘEDÍ, ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ A EKONOMIKU

2.4.1 Vliv půdoochranných a minimalizačních technologií na půdní vlastnosti a úrodnost půdy

Udržování optimálního poměru mezi jednotlivými půdními vlastnostmi je třeba považovat v systému zpracování půdy za jeden z klíčových prostředků nejen pro zabezpečení dobrého hospodaření s vodou, ale i jako prostředek pro regulaci a kontrolu základních podmínek úrodnosti půdy (HŮLA et al., 2008).

Jelikož struktura půdy integruje všechny základní objemové vlastnosti půdy spojené s působením mechanismů přirozené „autoregulační“ schopnosti půdy, patří její tvorbě a ochraně prvořadé místo. Proto všestranná podpora agregáčního procesu v půdách, stabilizace strukturních agregátů, patří k nosným preventivním opatřením v ochraně půd před zhutněním. Je rozhodujícím článkem oslabení pedokompakčních procesů. Jen půda v dobrém strukturním stavu, se stabilními strukturními agregáty dokáže nejlépe odolávat i vůči destruktivnímu působení tlaků používaných mechanismů a dopravních prostředků přejíždějících po povrchu půdy. Nejlepším i nejúčinnějším prostředkem v procesu formování struktury půdy je účinek přírodních sil, nepřetržitě působících na půdu, díky kterým může půda plnit i všechny svoje základní ekologické funkce. Úloha mechanických zásahů v účelném systému zpracování půdy má v první řadě za cíl podpořit využití přírodních sil pro formování a udržování dobrého fyzikálního stavu půdy (ZRUBEC, 1991).

Podle HŮLY (2000) uplatnění technologií bez orby, založených na mělkém kypření, přispívá k vyšší odolnosti půdy vůči stlačování při přejezdech traktorů, sklízeců a dopravních prostředků po pozemcích. Navíc jsou postupy zjednodušeného zpracování půdy spojeny s menším počtem přejezdů souprav při zakládání porostů plodin, s čímž souvisí ochrana půdy před nežádoucím zhutňováním. SÁŇKA a MATERNA (2004) konstatují, že pedokompakce je rozšířený fenomén fyzikálního poškození půdy (především zemědělských půd) v důsledku těžké mechanizace nebo nadměrné pastvy. Dochází k degradaci půdní struktury, která s sebou nese potenciální ohrožení dalších půdních funkcí: půda má sníženou pórovitost, schopnost

infiltrace, je omezen růst rostlin a biologická aktivita. Pedokompakcí jsou též zvyšována rizika vodní eroze a záplav. Pedokompakce hlubších vrstev půdy je obtížně vratný proces.

JAVŮREK et al. (2004) se zabývali studiem změn některých vlastností půdy po víceletém využívání technologií zakládání porostů polních plodin s různou hloubkou zpracování půdy a s různým využitím organické hmoty. V půdoochranných variantách byly zjištěny zhoršené fyzikální vlastnosti ornice v porovnání s konvenční variantou a naměřené hodnoty většinou překračovaly stanovené limity vhodnosti pro pěstování plodin. Nepotvrdil se však zásadní negativní vliv na výnosy plodin. Výnosy v obou technologiích zpracování byly srovnatelné a rozdíly statisticky nevýznamné.

Bezorebné zpracování půdy umožňuje ponechání rostlinných zbytků na půdě, čímž se zvyšuje intenzita biologické aktivity a vytváření mikro- a makropórů v půdním profilu. Tyto póry poskytují půdě řádné provzdušnění, které vyžadují rostliny pro svůj růst. Rostlinné kořeny pak také vytvoří velké množství pórů, které zlepšují infiltraci vody v půdě, čímž zvýší její vodní kapacitu a využitelnost vody pro rostliny CROVETTO (2001).

FRANZLUEBBERS (2002) uvádí výsledky pokusů na pozemcích s dlouhodobými pokusy, kde byla uplatňována klasická předset'ová příprava a přímé setí. Kromě jiného sledoval vliv dlouhodobého (neporušené vzorky) a krátkodobého (přesáté vzorky) efektu na infiltraci. Průměrná týdenní infiltrace se nelišila mezi porušenými a neporušenými vzorky u dlouhodobého pokusu s klasickým zpracováním půdy. Významně vyšší rozdíl byl u bezorebného zpracování.

JAVŮREK a VACH (2004) hodnotili rozvoj mikrobiální aktivity jako reakci na dotaci organické hmoty do půdy v různých způsobech půdoochranného zpracování půdy. Výsledky ukázaly, že po 5 letech aplikace půdoochranných technologií je patrné zvýšení aktivity půdních mikroorganismů ve variantách s mělce zapravenou slámou a mulčem, zejména v povrchových vrstvách ornice. To způsobuje intenzivnější rozklad organické hmoty a lepší přístupnost živin v kořenové zóně pěstovaných rostlin.

Výsledky z pokusů LIEBIGA a GOLLANYHO (2004) při uplatňování bezorebného systému zpracování ukazují na zlepšení schopnosti půdy poskytovat rostlinám živiny, odolávat erozi a usnadňovat pohyb vody, což pozitivně ovlivnilo také výnosy pěstovaných plodin. Bezorebný systém zpracování půdy při

nepřetržitým pěstování plodin vykazoval v porovnání s konvenčním systémem při pravidelném střídání pěstované plodiny a úhoru dlouhodobě vyšší výnosy zrna (VARVEL et al., 2003). Zvýšení výnosů plodin v důsledku zvýšeného obsahu půdního uhlíku a zlepšení půdní kvality bylo zdokumentováno i v dalších publikacích. (např. BAUER a BLACK, 1994; DIAZ-ZORITA et al., 2002).

Půdní struktura, kationtové výměnné sorpční kapacitě, pufrací kapacitě a měrné hmotnosti jsou věnovány samostatné podkapitoly v další části literární rešerše.

Vliv zpracování půdy na půdní strukturu a stabilitu agregátů

Nářadí a stroje používané ke zpracování půdy různým způsobem ovlivňují a mění strukturu půdy: stlačují některé partie, drobí půdní agregáty apod. (ŠIMEK, 2005). Intenzivní kultivaci půdy, odvodnění půd a závlahu pozemků nadměrnými závlahovými dávkami řadíme mezi antropogenní negativní vlivy působící na půdní strukturu. Destrukce půdní struktury vede ke zhoršení všech půdních charakteristik, k tvorbě nepropustného škraloupu na povrchu půdy a utužení půdy se všemi negativními dopady pro zemědělskou techniku (zvýšení orebného odporu) a na výnosy pěstovaných plodin (VOPRAVIL et al., 2009).

LEDVINA et al. (1999) konstatovali, že zemědělské stroje a nářadí ve větší míře v orniční vrstvě půdní strukturu ničí. Mechanické ničení půdní struktury spočívá v tom, že se narušují půdní agregáty a vytvářejí se nestrukturní mikroagregáty menší než 0,25 mm. Tvorba nestrukturních agregátů závisí mj. na vlhkosti půdy a druhu použitého nářadí (pracovních orgánech).

Ovlivňování půdní struktury nastává při různých agrotechnických zásazích. Vhodnost použití určitého zásahu při zpracování půdy ukazuje pórovitost strukturních elementů, což je důležitý parametr pro ekologický potenciál půd. V dlouhodobých pokusech se ukázalo, že zpracování půdy bez orby může přispět k tvorbě stabilních půdních agregátů, vyšší populaci a aktivitě mikroorganismů v půdě, v některých podmínkách k větší odolnosti vůči zhutnění půdy, k vyšší infiltrační schopnosti, snížení rizika eroze a náchylnosti půdy k tvorbě povrchové krusty. V případě zavádění technologií založených na redukováném zpracování půdy je však důležitá jejich realizace jako celého systému hospodaření. Pro zachování dobré struktury půdy je důležité množství organické hmoty v půdě (HŮLA et al., 2010). Tato organická hmota příznivě ovlivňuje strukturotvorný vývoj agronomicky

cenných strukturních elementů, které jsou významným přínosem zejména z hlediska potenciální schopnosti udržení půdní vláhly i její ochranu před výparem, i vodní a větrnou erozí (BADALÍKOVÁ a PROCHÁZKOVÁ, 2002).

BADALÍKOVÁ a PROCHÁZKOVÁ (2002) při porovnání různého hospodaření se slámou zjistily, že zapravení slámy výrazně pomohlo ke zvýšení procentického zastoupení agronomicky cenných agregátů. Minimalizační technologie zpracování půdy měly vliv na snížení procentického zastoupení hrubého (> 10 mm) a jemného podílu strukturních elementů ($< 0,25$ mm).

COSENTINO et al. (1998) se zabývali vlivem třech různých systémů zpracování půdy (přímé setí, redukované zpracování půdy a konvenční zpracování půdy) na půdní organický uhlík, stabilitu agregátů a procentuální zastoupení agregátů větších než 2 mm na půdách v Cordobě v Argentině. Nejlepší stabilita agregátů byla zjištěna u technologie přímého setí, nejhorší u konvenčního zpracování půdy. Zhoršení stability agregátů (v procentech) bylo výraznější než pokles obsahu organického uhlíku. V odebraných hloubkách byl u přímého setí zjištěn větší procentuální obsah makroagregátů.

HERNANZ et al. (2002) ze vzorků půd z centrálního Španělska naopak zjistili vyšší stabilitu agregátů u konvenčního a minimálního zpracování půdy oproti zpracování bezorebnému, přičemž stabilita agregátů se snižovala s hloubkou půdy.

MIŠTINA (2000) ve svých výsledcích z pěstování kukuřice s využitím bezorebné technologie v podmínkách Slovenska uvádí, že půdoochranné technologie v porovnání s konvenčními kladně působily na stabilitu půdní struktury z hlediska vodostálosti ve vrstvě 0,05-0,10 m při současné stabilizaci objemové hmotnosti, zlepšení pórovitosti půdy (zvyšovala se celková pórovitost i podíl kapilární pórovitosti) a zlepšení strukturního stavu půdy, vyjádřeným koeficientem strukturnosti.

Každá půda má určitou odolnost ke vlivům, které na její strukturu působí. Málo odolné jsou např. lehké půdy tvořené především pískovými a prachovými částicemi, neboť jsou chudé na jílové částice, sesquioxidy a humus, které stabilitu půdních agregátů vesměs zvyšují. Odolnost však závisí také na vlhkosti půdy. Struktura půdy kultivované mimo období optimální vlhkosti se zpravidla silně zhoršuje (ŠIMEK, 2005).

Za hlavní úkol zpracování půdy je považováno vytvoření příznivého strukturního stavu, jenž se vyznačuje vodostálými agregáty, které jsou nutné

z hlediska drobnosti půdy a úpravy seťového lůžka i z hlediska propustnosti ornice a podorničí pro kořeny a schopnosti vést vodu a vzduch aktivním profilem půdy (HŮLA et al., 2008).

Vliv zpracování půdy na KVK

Problematikou kationtové výměnné kapacity (KVK) v souvislosti se zpracováním půdy se zabývali např. SALINAS-GARCIA et al. (1997). Podle jejich závěrů se KVK mění s půdní hloubkou, ale zpracováním půdy byla významně ovlivněna jenom ve svrchní vrstvě půdy 0-0,05 m. Půdoochranné technologie, které nezapravují půdní zbytky a celkově nemixují půdu, snižují kationtovou výměnou kapacitu povrchové vrstvy půdy. Průměrně poklesla KVK v této vrstvě při půdoochranných technologiích o 9,8 % oproti orbě. Efekt orby pro KVK byl v intenzivnějším míchání a obohacení povrchových vrstev půdou z nižších horizontů, které obsahovaly více jílu.

Tyto výsledky se liší od zjištění CHANA et al. (1992) v dlouhodobé studii půdoochranné technologie, kde KVK v povrchové vrstvě půdy byla výrazně vyšší než na orebné kontrole. Snížení KVK při konvenční technologii je způsobeno podle těchto autorů ztrátami půdní organické hmoty, které měly zřejmě větší význam než zvyšování obsahu jílu z nižších vrstev. To potvrzují EKEBERG a RILEY (1997), kteří spojují vyšší KVK při půdoochranné technologii s vyšším obsahem půdní organické hmoty. Další autoři upozorňují na vliv nižší půdní reakce při půdoochranném zpracování půdy, která musí být vyrovnávána větším množstvím výměnného Ca a Mg. Výsledkem je nižší nasycení sorpčního komplexu Ca a Mg (HORNE et al., 1992).

Statisticky průkazný vliv zpracování půdy na sorpční komplex, resp. KVK uvádějí ŠIMANSKÝ et al. (2008).

Vliv zpracování půdy na pufrční schopnost

Výsledky autorů, kteří studovali vliv zpracování půdy na její pufrční schopnost jsou mnohdy protichůdné. Např. MONCRIEF a SCHULTE (1982) zjistili, že půdoochranné zpracování půdy její pufrční schopnost neovlivňuje. Při kontinuálním půdoochranném zpracování se v horní vrstvě ornice většinou hromadí půdní organická hmota, ale klesá její nasycenost bazickými kationty.

LAL (1982) zjistil, že při dlouhodobém orebném zpracování půdy, byla významně nižší pufovitost ve svrchní vrstvě půdy. Snížení pufovitosti přisuzuje ztrátám půdní organické hmoty intenzivní mineralizací vlivem orby. Naopak podle CHANA et al. (1992) měla orba příznivý efekt na pufovitost půd, protože zhomogenizovala půdu a obohatila svrchní vrstvy půdy jílovými částicemi z hlubších vrstev půdního profilu.

Vliv zpracování půdy na měrnou hmotnost

Podle HŮLY a PROCHÁZKOVÉ (2002) nacházejí v bezorebných technologiích mnozí autoři nejnižší hodnotu měrné hmotnosti v povrchové vrstvě půdy (0-0,05m) a přičítají to akumulaci organické hmoty. Tento efekt se však většinou délkou kontinuálního uplatňování bezorebných technologií snižuje, hodnoty měrné hmotnosti se zvětšují s hloubkou pomaleji a plynuleji než u konvenčního zpracování. V krátkodobých až střednědobých polních pokusech v horších půdních a klimatických podmínkách jsou většinou nalezeny v odpovídajících hloubkách, ale i v součtu celého profilu při porovnání bezorebných technologií s orbou, nižší hodnoty měrné hmotnosti u bezorebných technologií.

2.4.2 Vliv půdoochranných a minimalizačních technologií na půdní organickou hmotu

Nejprve je nutné připomenout všeobecně známou skutečnost, že při přeměně panenských půd, resp. trvalých travních porostů na půdy orné, dochází při jakémkoli způsobu zpracování k rapidnímu úbytku obsahu půdní organické hmoty ve zpracovávané vrstvě, který se stabilizuje v průběhu desítek i více let (STEVENSON, 1994; HORÁČEK, 1995 aj.).

Zpracováním půdy orbou, která zapravuje posklizňové zbytky hlouběji, se podle KINSELLY (1998) zrychluje rozklad organické hmoty – mineralizace. Hlavní důvod je ve zvýšeném obsahu vzduchu v nakypřené ornici. Výsledkem je momentálně větší množství uvolněných živin (hlavně dusíku) pro následující plodinu, ale zároveň vzrůstá degradace půdní organické hmoty. Velká část uvolněných živin, které jsou dobře přijatelné pro rostliny, může být vyplavena nebo odnesena erozí.

Zavedení bezorebného zpracování půdy nejenom zabraňuje ztrátám organické hmoty, ale také zvyšuje její akumulaci v povrchové vrstvě půdy (MCCONKEY et al., 2000; LAL, 1997). Důvodem tohoto zvýšení u bezorebné technologie oproti konvenční technologii je podle ZOTARELLI et al. (2007) také vyšší fyzikální ochrana uhlíku vázaného v agregátech.

Také BADALÍKOVÁ a PROCHÁZKOVÁ (2002) konstatují, že orba zvyšuje mineralizaci organické hmoty, zatímco minimalizační technologie naopak. Proto se u minimalizačních technologií obsah organické hmoty zvyšuje hlavně v povrchové vrstvě půdy (0 – 0,05 m). Obdobný názor zastávají i ANGERS et al. (1993) a HŮLA a PROCHÁZKOVÁ (2002), kteří dále uvádějí, že u minimalizačních technologií byl zaznamenán v povrchové vrstvě o 100 % vyšší obsah organické hmoty než u orby.

RAUS et al. (1999) zjistili, že největší rozdíl mezi půdoochranným a orebným zpracováním půdy je v obsahu a rozložení organické hmoty v půdním profilu. U orebného zpracování půdy se organická hmota homogenizuje v celém profilu a okysličuje, což vede k zintenzivnění mikrobiální aktivity. Při zpracování bez orby je zvýšen obsah organické hmoty v horní vrstvě. Při půdoochranném zpracování půdy je nižší mineralizace, a to je další důvod zvýšené akumulace organické hmoty hlavně ve formě humusotvorného materiálu, který tvoří povrchový mulč.

STEVENSON (1994) zjistil, že zpracování půdy většinou ovlivňuje mineralizaci labilních organických sloučenin, ale již málo transformaci humifikovaných částí. Opačný názor publikovali MIELKE et al. (1986), podle nichž zpracováním půdy dochází k poklesu obsahu huminových kyselin, zatímco roste relativní množství organické hmoty, která se váže na jílové minerály.

CROVETTO (2001) shrnuje výsledky dlouhodobého pokusu na farmě Chequen v Chile při provozování bezorebné technologie zpracování půdy. Po 23 letech setí bez orby byly zaznamenány významné změny ve struktuře a úrodnosti erodovaných půd. Tyto změny nastaly v důsledku zvýšeného obsahu organické hmoty v půdním profilu díky osevnímu postupu, kde byly zastoupeny pšenice, triticales, kukuřice a lupina, v kombinaci s využitím půdy jako pastviny a ponecháním strniště po sklizni plodin. Zvýšení obsahu organické hmoty o 0,2 % ročně, které se projevilo zpočátku na povrchu půdy a později v podpovrchových horizontech, přiměřeně vyživilo tuto vrstvu půdy a podpořilo zde mikrobiologii a endemickou mezofaunu.

Při sledování dopadu jednotlivých technologií na organickou hmotu v půdě je nutné věnovat pozornost nejen ovlivnění procesů mineralizace a humifikace, ale zejména výsledku těchto transformací. To na jedné straně znamená uvolňování živin, různých meziproduktů „stavebních kamenů“ humusových látek a energie potřebné pro polymerační a polykondenzační reakce v sekundární části humifikace, na straně druhé vznik tmavých, vysokomolekulárních a specificky půdních humusových látek, které jsou z celé půdní organické hmoty nejcennější. Z toho vyplývá, že není nutno sledovat příliš kvantitu půdní organické hmoty, nýbrž její kvalitu, resp. kvalitativní parametry, které ji charakterizují. Ovšem v jakémisi kvazistacionárním stavu, který existuje v dlouhodobě zemědělsky využívaných, převážně však orných půdách, je i celkové množství půdní organické hmoty určitým měřítkem úrodnosti či produkční schopnosti dané půdy (LAL a KIMBLE, 1997; HORÁČEK et al., 2004).

Ve většině prací se sleduje pouze obsah půdní organické hmoty nebo půdního organického uhlíku (Cox) v povrchové vrstvě půdy nebo v ornici anebo nejvýše v jedné či dvou dalších hloubkách. Převážně je zjišťován vyšší obsah Cox v bezorebném systému oproti konvenčnímu zpracování, zvláště do hloubky 0,1 m (CARTER, 1991; SALINAS-GARCIA et al., 1997; TEBRÜGGE a DÜRING, 1999; YANG a KAY, 2001; AL KAISI et al., 2005 aj.). Toto zjištění potvrzují dále i ŠIMON et al. (2009), kteří došli k závěru, že konzervační způsoby zpracování půdy výrazně zvýšily obsah organického uhlíku ve svrchní vrstvě půdy 0 – 0,1 m v relativně krátkém čase, v další sledované vrstvě 0,1 – 0,3 m toto zvýšení nijak výrazné nebylo, ale celkově se při využívání konzervačních technologií zlepšila kvalita POH.

ZINN et al. (2005) studovali změny v obsahu organického uhlíku brazilských půd až do hloubky 40 cm. Došli k závěru, že neintenzivní systémy zpracování půdy neměly, na rozdíl od intenzivních, obecně v žádné z odebraných hloubek žádný podstatný vliv na obsah organického uhlíku v porovnání s přirozenými půdami.

DOLAN et al. (2006) zjišťovali ve střednědobém polním pokusu v Minnesotě obsah organického uhlíku a dusíku ve vztahu ke zpracování půdy. Potvrzují, že při bezorebných technologiích obsahovala povrchová vrstva půdy o více než 30 % více organického uhlíku a dusíku než povrchová vrstva orané půdy. Tento trend se obrátil v hloubce 20-25 cm, kde podstatně vyšší obsahy obou prvků byly zjištěny u orané varianty, a to nejspíš v důsledku obracení zapravených rostlinných zbytků. Dále v hloubce do 50 cm byl celkový organický uhlík vyšší u bezorebné varianty.

LIEBIG a GOLLANY (2004) shrnují ve své publikaci statistické údaje a poznatky o vlivu způsobu zpracování a obhospodařování půdy na obsah organického uhlíku půd severozápadního USA a západní Kanady. Ze zdroje těchto údajů pak autoři citují, že nejúčinnějším způsobem, jak zvýšit množství organického uhlíku v půdě prostřednictvím technologie zpracování a obhospodařování půdy, jsou bezorebné nebo minimalizační technologie zpracování půdy při nepřetržitém pěstování polních plodin v kombinaci se zavlažovacím systémem. Tyto systémy pak produkují větší množství biomasy než půdy vyprahlé, což má za následek vyšší přísun uhlíku do půdy. Zavlažovací systémy zvyšují obsah půdního organického uhlíku dokonce i při konvenčním zpracování půdy, ačkoli v mnohem menší míře než při bezorebném či minimálním způsobu. Naproti tomu však jejich vlastní výsledky ukazují, že nejefektivnější způsob je bezorebný systém zpracování s nepřetržitým pěstováním plodin bez zavlažování.

OGLE et al. (2005) shrnují ve své publikaci výsledky z mnoha studií. Téměř ve většině z nich se potvrdilo, že zpracování půdy v dlouhodobém časovém horizontu vedlo ke snížení zásoby organického uhlíku v půdě. Ztráty se však liší v závislosti na klimatických podmínkách, které ovlivňují rostliny a půdní procesy, řídící dynamiku POH.

Vysoce statisticky průkazný vliv zpracování půdy na obsah organického uhlíku zjistili ZAUJEC a KOVÁČ (2000).

I HERNANZ et al. (2002) zkoumali vliv různého zpracování půdy a osevního postupu na obsah organického uhlíku a stabilitu agregátů půd v centrálním Španělsku. Podle nich je stabilita agregátů ukazatelem kvality půdy a přímo souvisí s organickou hmotou, která může být v půdě redistribuována vlivem zpracování. Z výsledků svých výzkumů pak uvádějí, že v povrchových vrstvách půdy (do 10 cm) se půdní organický uhlík nejvíce akumuloval při bezorebné technologii, v hlubších vrstvách (10–20 a 20–30 cm) pak nebyly v jeho obsahu mezi jednotlivými zpracováními půdy žádné statistické rozdíly. Ve vrstvě 30–40 cm pak byly zjištěny nejvyšší koncentrace při konvenční technologii zpracování půdy, která vykazovala také nejrovnoměrnější rozvrstvení organického uhlíku v půdním profilu. Mezi jednotlivými osevními postupy autoři nezaznamenali ve vztahu k organickému uhlíku žádné významné rozdíly. Vyšší stabilitu agregátů vykazovalo konvenční a minimální zpracování půdy oproti zpracování bezorebnému, stabilita se s hloubkou půdy snižovala.

Další autoři uvádějí snižování zásoby půdního organického uhlíku se snižující se stabilitou agregátů u dlouhodobě konvenčně zpracovávaných půd v porovnání s bezorebně zpracovávanými nebo přirozenými půdami (ELLIOTT, 1986; JASTROW et al., 1996; JASTROW et al., 1998; SIX et al., 1998; SIX et al., 2000; SIX et al., 2002; WILLIAMS et al., 2005).

KROULÍK (2005) konstatuje, že rozvrstvení organického uhlíku v půdě může být jednoduchým diagnostickým nástrojem pro určení vhodnosti daného postupu zpracování půdy. Ze svých výsledků pak uvádí, že obsah půdního organického uhlíku byl u nezpracované půdy významně vyšší než u půdy zpracované, především v horních 6 cm. V hloubce 12 cm bylo zastoupení uhlíku poloviční u běžného zpracování v porovnání s nezpracovanou vrstvou. Přestože dlouhodobé zpracování půdy by mělo být hlavním důvodem tohoto výsledku, odráží se na něm i hnojení a intenzita pěstování. Ačkoliv nezpracovaná půda v porovnání s klasickou technologií vykazovala dvojnásobné množství půdního organického uhlíku, který zlepšuje infiltraci vody do půdy, výsledky poměrně jasně ukázaly, že rozložení organické hmoty v půdním profilu je významnější než celkové hodnoty půdního organického uhlíku.

Z výsledků výzkumů CROVETTA (2001) vyplývá, že zvýšení obsahu organické hmoty při dlouhodobém uplatňování bezorebných technologií na pokusných pozemcích podpořilo biologickou aktivitu, díky čemuž se pak zvýšil i obsah organického uhlíku a jeho humusových sloučenin. Při osevním sledu kukuřice a pšenice se největší množství uhlíku nacházelo v prvních 5 cm půdního profilu, zatímco v hloubce 5–10 cm a 10–30 cm bylo jeho množství nižší. Ovšem obsah humusových látek, tedy fulvokyselin, huminových kyselin a huminů, byl ve vrstvách 5–10 cm a 10–30 cm v porovnání se svrchní vrstvou do 5 cm vyšší.

HORÁČEK et al. (2008) sledovali v dlouhodobém polním pokusu na kambizemi ve Schwandorfu vybrané kvalitativní a kvantitativní parametry půdní organické hmoty u orané a bezorebné varianty v profilové studii po 0,05 m do hloubky 0,55 m. Zjistili, že u orby byly hodnoty kvantitativních parametrů POH stále do hloubky 0,3 m a srovnatelné s bezorebnou variantou, ale potom se v porovnání s bezorebnou variantou prudce snížily. Podobný trend byl zjištěn i u kvalitativních parametrů. Výsledky naznačují, že dlouhodobé kontinuální používání systému bez orby oproti konvenční technologii s orbou vede ke zvýšení obsahu organické hmoty

v půdě a jejímu příznivějšímu kvalitativnímu složení i rozmístění, zvláště v hlubších vrstvách půdy.

2.4.3 Vliv půdoochranných a minimalizačních technologií na životní prostředí

Prvořadým úkolem zpracování půdy, obdobně jako u struktury plodin, je snížit nebezpečí eroze, a to dokonce i mikroeroze, kdy dochází na pozemku v důsledku vytvoření terénní deprese ke smyvu povrchových vrstev ornice na krátkou vzdálenost. Eroze neznamena jen ztrátu humusových horizontů a celkové snížení půdní úrodnosti, ale také akumulaci produktů smyvu. Vzhledem k tomu, že vlivem imisí je největší koncentrace cizorodých látek právě na povrchu, může akumulace přemístěné zeminy vytvořit mocnější kontaminovaný horizont, a tak zvýšit nebezpečí vstupu rizikových prvků do potravního řetězce. (SUŠKEVIČ, 1994).

Podle BADALÍKOVÉ a PROCHÁZKOVÉ (2002) závisí protierozní stálost půdy na způsobu jejího zpracování. Dobré zpracování půdy je velmi účinným protierozním prostředkem a naopak špatné zpracování erozi podporuje a zrychluje. Požadavkem protierozní ochrany je, aby použité způsoby mechanického zpracování půdy neporušovaly půdní drobtovitou strukturu, aby podporovaly vsakování vody a tím snižovaly povrchový odtok a splachování půdy. Přičemž by měl být omezen počet úkonů na nezbytnou míru, neboť častým přeoráváním, okopáváním a jiným nakypřováním se mění drobtovitá struktura v nepříznivý prašný sloh, a to tím rychleji, čím je půda chudší na organické látky. REICOSKY (2001) konstatuje, že půdy relativně bohaté na C, zejména půdy s rostlinnými zbytky ponechanými na povrchu, jsou velmi aktivní ve snižování ztrát půdy v důsledku eroze. Rostlinné zbytky vytvoří malé hráze, které zpomalí odtok vody z pole a umožní vodě zasáknout se do půdy (CHANEY a SWIFT, 1984). Základní úlohou půdní organické hmoty při snižování erodovatelnosti půd je stabilizace povrchu agregátů díky omezení tvorby krusty a neprodyšného utěšňování povrchu půdy, čímž se zvyšuje infiltrační schopnost (LE BISSONNAIS, 1990).

Omezení eroze půdy vede ke zlepšení kvality povrchových i podzemních vod a k sekundárnímu zvýšení obsahu půdní organické hmoty (URI, 1999). Rostlinné

zbytky ponechané na povrchu půdy pomáhají půdním částicím v rozmístění a zadržení vázaných živin a pesticidů na poli. Povrchová vrstva z organického materiálu minimalizuje odtok herbicidů a při konzervačním způsobu zpracování půdy může být jejich odplavení sníženo na méně než polovinu (BRAVERMAN et al., 1990). Také SKIDMORE et al. (1979) potvrzuje, že s využíváním konzervačního způsobu zpracování půdy a zvyšováním obsahu POH dochází ke zlepšování kvality povrchových a podzemních vod. GARCÍA-TORRES et al. (2001) se ztotožňují s tímto názorem a dodávají, že půdní sedimenty z erodovaných zemědělských pozemků jsou zdaleka nejvýznamnějšími kontaminanty povrchových vod.

Nejúčinnějším opatřením k omezení eroze půdy je přímé setí bez zpracování půdy, ovšem pouze tehdy, je-li povrch půdy dostatečně pokryt rostlinnými zbytky. Při malém množství rostlinných zbytků je z hlediska omezení eroze výhodnější kypření, protože zvyšuje propustnost půdy pro vodu a zvyšuje schopnost půdy ji pojmout (BLEVINS et al., 1977). V závislosti na množství rostlinných zbytků ponechaných na povrchu půdy, může být eroze v porovnání s nechráněnou, intenzivně zpracovávanou půdou téměř zcela redukována (REICOSKY, 2001). Rostlinné zbytky tlumí energii dešťových kapek při intenzivních srážkách a zpomalují povrchový odtok vody. Zvětšení drsnosti půdního povrchu se projevuje příznivě i z hlediska ochrany půdy před větrnou erozí. U půd ohrožených větrnou erozí, což jsou často lehké půdy, je třeba omezit nakypřování jejich povrchu. Tyto půdy by neměly být zpracovávány za sucha, aby nedocházelo k jejich rozprašování (HŮLA et al., 1997).

BRADFORD a CHI-HUA (1994) měřili ztrátu půdy, povrchový odtok a infiltraci při porovnání varianty bezorebně zpracované půdy s ponechanými rostlinnými zbytky na povrchu půdy a bez nich a varianty konvenčně zpracované půdy rovněž s rostlinnými zbytky a bez nich. U bezorebné varianty jak s ponechanými rostlinnými zbytky, tak bez nich, byly povrchový odtok a ztráta půdy téměř rovny nule. Půdní krusta u bezorebné varianty se nevytvořila, protože odolnost povrchu půdy byla větší než energie potřebná k rozbití půdní struktury, a proto byl i nízký transport sedimentů. U hodnot infiltrace byl velmi malý rozdíl mezi bezorebnou variantou a konvenční variantou, oboje s ponechanými rostlinnými zbytky. U konvenční varianty bez ponechaných rostlinných zbytků se tvořila půdní krusta a transport sedimentů byl vyšší, protože půdní agregáty byly rozbity orbou.

K podobným závěrům týkajícím se povrchového odtoku a ztráty půdy dospěli také TRUMAN et al. (2005).

RASMUSSEN a PARTON (1994) shrnují poznatky více autorů v konstatování, že pokrytí 20 - 30 % povrchu půdy rostlinnými zbytky v době setí snižuje vodní erozi o 50 - 90 % ve srovnání s holým povrchem půdy. Umístění a množství rostlinných zbytků během vegetace a speciálně po sklizni plodiny ovlivňuje vodní a větrnou erozi, půdní teplotu a vlhkost půdy.

Zpracování půdy má dále poměrně výrazný vliv na ukládání uhlíku (jako humusu) v půdě a jeho uvolňování (jako CO₂) z půdy do atmosféry. Dokladují to výsledky velkého množství výzkumů v této oblasti. Změny půdního prostředí, které nastávají v půdě po jejím intenzivním zpracování vedou většinou k většímu uvolňování CO₂. Největší ztráty CO₂ do ovzduší bývají bezprostředně po orbě. Většina autorů uvádí, že snížení hloubky a intenzity zpracování půdy naopak přispívá k omezení emisí CO₂ do atmosféry. Přeměna oxidu uhličitého na stabilní uhlík v půdě je označována jako sekvestrace uhlíku (PROCHÁZKOVÁ, 2005).

REICOSKY a LINDSTROM (1995) se ztotožňují s názorem, že sekundárním přínosem méně intenzivního zpracování půdy a zvýšení obsahu POH, je snižování znečištění ovzduší. Výzkumy ukázaly, že intenzivní zpracování půdy uvolňuje do atmosféry velké množství CO₂ jako důsledek fyzikálního uvolňování a biologické oxidace. CROVETTO (2001) konstatuje, že pokud je strniště zaoráno a půda je vlhká a obsahuje dostatek kyslíku, dojde k rychlé oxidaci zapraveného materiálu, neboť mikroorganismy jsou z tohoto materiálu nadměrně vyživovány. To vede k rychlému úniku uhlíku do atmosféry ve formě CO₂, což brání jeho akumulaci v půdním profilu. K jiným ztrátám uhlíku dochází za anaerobních podmínek ve formě metanu (CH₄). Uvolňování těchto skleníkových plynů je možné spojit s globálním oteplováním. Při konzervačním způsobu zpracování půdy, jsou rostlinné zbytky přirozeně ponechány na povrchu půdy, aby chránily půdu a řídily přechod uhlíku z rostlin do POH a humusu (REICOSKY, 2001).

Pozitivní vliv snižování intenzity zpracování půdy na sekvestraci organického uhlíku v půdě a na snižování emise CO₂ do ovzduší taktéž zaznamenali BALL et al. (1999) a HŮLA et al. (2008). Výrazný vliv různého zpracování půdy na uvolňování CO₂, kdy po orbě byly zaznamenány vysoké ztráty uhlíku uvádějí SCALA et al. (2001).

Při změně konvenčního zpracování půdy (s orbou) na redukované zpracování (bez orby) zaznamenali WEST a MARLAND (2002) zvyšování obsahu C v půdě a snižování emise CO₂. WEST a POST (2002) vyhodnocením dlouhodobých experimentů s přechodem od konvenčního k bezorebnému způsobu hospodaření zjistili zvýšení obsahu uhlíku o 570 kg ± 140 kg na hektar a rok. Autoři dále uvádějí, že k dosažení maximálního obsahu uhlíku v půdě dochází 5-10 let od přechodu na bezorebný systém a rovnovážný stav nastává 15-20 let po změně hospodaření.

GARCÍA-TORRES et al. (2001) shrnují své výzkumy v konstatování, že přijetí konzervačního způsobu zemědělství, jako je přímé setí nebo kultura krycích plodin, působí velmi pozitivně na životní prostředí. Konzervační techniky v principu permanentně chrání půdu před erozí a degradací ponecháním rostlinných zbytků nebo krycích plodin na půdě. Složení, struktura a přirozená biodiverzita půdního profilu se tak mění co možná nejméně. Dále dochází k nižší kontaminaci povrchových vod, snížení emisí CO₂ do atmosféry, zvýšení biodiverzity. Užití herbicidů jako součást konzervačních technik je mnohem šetrnější k životnímu prostředí než u konvenčního zemědělství.

2.4.4 Vliv půdoochranných a minimalizačních technologií na škodlivé činitele

Technologie zpracování půdy podle VÁŇOVÉ et al. (2005) ovlivňují podstatněji výskyt chorob v kombinaci s osevním postupem v němž je vysoké procento obilovin a se způsobem hospodaření při němž zůstává na pozemku velké množství organické hmoty, která může být zdrojem infekce. Při orebné technologii dochází k zaklopení těchto zbytků do hlubších vrstev půdního profilu, při bezorebných technologiích nebo u technologiích s mělkým zpracováním půdy zůstává velká část slámy na povrchu půdy a je zdrojem infekce na několik let. Sláma, která zůstává na povrchu půdy, nebo je jen mělce zapracována do půdy, se pomalu rozkládá. Fenolické látky které vznikají při tomto rozkladu oslabují mladé rostliny v růstu a vývoji a ty se pak stávají náchylnějšími k různým chorobám. Je proto třeba při mělkém zpracování půdy dbát na to aby byla sláma rovnoměrně rozptýlena po poli a aby aplikace dusíku na slámu podpořila její rychlejší rozklad. Totéž platí i o

strništi, které by mělo být nízké a sláma by měla být zpracována i na polehlých místech.

Ochrana před chorobami, které mají primární zdroj infekce na strništi, slámě či jiných posklizňových zbytcích, začíná už sklizní předplodiny. Zdravotní stav porostů založených technologiemi s omezenou přípravou půdy je třeba často kontrolovat a případné výskyty včas ošetřit fungicidy. Při silných epidemiích je nutné počítat s opakovanou aplikací (HŮLA a PROCHÁZKOVÁ, 2002).

K nejvýznamnějším škodlivým činitelům na zemědělské půdě patří v současné době plevel. Z pohledu jejich regulace je nutné uvést, že technologie minimálního zpracování kladou vyšší nárok na zemědělce z pohledu agrotechnických lhůt jednotlivých operací, kvalitu provedení sklizně a nároků na chemickou ochranu proti plevelům. Proto klasické zpracování půdy lépe zapadá do metod regulace plevelů na orné půdě. Jsou však oblasti, kde při použití moderních technologií minimálního zpracování půdy je možné jejich optimální využití. Je ovšem třeba mít na paměti respektování již uvedených skutečností, to ale vede zpravidla k rostoucím nákladům na používání herbicidů (MIKULKA, 2000).

MOHLER (1993) se zabýval otázkou vzházení plevelů v modelovém pokusu se třemi různými systémy zpracování půdy. V prvním roce zaznamenal nejvíce vyklíčených plevelů na variantě bez zpracování půdy. V dalších letech již došlo k vyklíčení menšího počtu semen. Důvodem může být indukovaná dormance semen, přežívajících při povrchu půdy. Stejný důvod udávají i ARSHAD et al. (1998). BUHLER (1995) považuje za příčiny vyššího zaplevelení při redukovaném zpracování půdy komplex faktorů (půdní prostředí, plevelný druh, kvalita a množství posklizňových zbytků, atd.). Z výsledků MAYORA a MAILLARDA (1995) z dlouhodobého polního pokusu ve Švýcarsku, zaměřeného na různé způsoby zpracování půdy vyplývá, že při bezorebném zpracování půdy se nezvýšil razantně počet semen v půdě, ale zvýšila se druhová diverzita. V tomto pokusu byly po sobě střídány: řepka ozimá, pšenice ozimá, kukuřice a pšenice ozimá. Redukcí hloubky zpracování půdy se zvýšila populace některých víceletých plevelů. MIKULKA (1998) upozorňuje na šíření trvalých plevelných druhů. Intenzivní používání herbicidů v systémech bez orby není bez problémů (příkladem je opožděná aplikace herbicidů z důvodu nevhodného počasí). I když v systémech bez orby mohou být plevelná společenstva druhově chudší, početním výskytem na jednotce plochy mohou výrazně převyšovat pozemky, na kterých se využívají technologie s orbou.

Podle HŮLY a PROCHÁZKOVÉ (2002) většina autorů uvádí, že vytrvalé druhy jsou podporovány minimalizačními technologiemi. Naopak jiní autoři naznačují, že tato závislost není tak jednoznačná. Výskyt vytrvalých druhů byl podle nich více či méně ovlivněn chemickou regulací.

Při využívání mulče ze slámy obilnin mohou narůstat škody způsobené hraboši, což se týká roků s přemnožením tohoto škůdce. Zejména u ozimů může docházet ke zničení porostu na významné části pozemku, což souvisí s nástupem plevelů na uvolněnou plochu MIKULKA (1998).

2.4.5 Vliv půdoochranných a minimalizačních technologií na energetickou náročnost a náklady rostlinné výroby

Podle ŠABATKY et al. (2000) je jednou z příčin současné ekonomické situace v českém zemědělství mimo jiné výrazné snížení cen zemědělských produktů na světových trzích. Tato situace nutí zemědělce hledat rezervy a taková řešení, která by umožnila snížení nákladů. Cílem možných úspor se stále více stává vzhledem ke své vysoké energetické náročnosti zpracování půdy, především orba. Zásadním přínosem vynechání orby však není pouze úspora nákladů, jak se často uvádí, ale především zvýšení podílu organické hmoty v půdě a s tím související lepší hospodaření s vodou a živinami. Podstatné je tedy, že se vytvářejí předpoklady pro pozitivní ovlivnění výnosu. Ve svém důsledku se vyšší výnos spolu se snížením celkových nákladů projeví na snížení nákladů na jednotku produkce.

Podle HŮLY (2000) zmenšení hloubky a snížení intenzity zpracování půdy, které jsou charakteristické pro technologie chránící půdu zejména při pěstování obilnin, řepky i dalších plodin, přinášejí významnou úsporu motorové nafty. Úsporu pohonných hmot při uplatňování konzervačních technologií konstatují i další autoři, např. GARCÍA-TORRES et al. (2001) a TEBRÜGGE (2001).

MIŠTINA (2000) ve svých výsledcích z pěstování kukuřice s využitím bezorebné technologie v podmínkách Slovenska uvádí, že při bezorebné technologii byla vysoce průkazně zjištěna úspora vlastních nákladů, vyšší míra rentability, doba návratnosti, kapitálová výnosnost a rentabilita investic, což poukazuje na výhodnost a opodstatněnost investování do této technologie. TEBRÜGGE (2001) uvádí

značnou úsporu nákladů při uplatňování bezorebných technologií na erozně ohrožených půdách v porovnání s technologií konvenční.

PRCHAL (1992) konstatuje, že příčiny jakékoliv minimalizace v procesu zpracování a přípravy půdy lze v podstatě vždy hledat v ekonomickém tlaku na zemědělské hospodaření. Snaha snížení nákladů na nejnižší možnou mez proto přinesla již krátce po 2. světové válce myšlenku i nyní pro mnohé kacířskou – vynechání orby a nulové nebo jen minimální zpracování půdního povrchu. Snaha o nízké náklady je ovšem věc jedna a výsledný efekt hospodaření věc druhá. Proto došlo postupem času k zachování jen těch bezorebných technologií, které zjednodušeně řečeno umožnily snížit celkové náklady na vyrobení stejného množství určitého zemědělského výrobku v porovnání s klasickým orebným systémem.

Do podobné situace s financováním v zemědělství jako u nás, ale s jinými odbytovými potížemi se dostali farmáři ve Spojených státech amerických v 80. letech. V té době byly omezeny dotace do zemědělství, úroky v roce 1981 vzrostly na 25–26 %, v roce 1983 se sice snížily na 16–18 %, ale teprve potom se začaly upravovat na současnou hodnotu mezi 6–8 %. Rozhodující pro úspěšnost bylo v té době dosažení maximálních výnosů při minimálně možných nákladech a samozřejmě při snižování negativních vlivů na životní prostředí. Bezorebné zpracování půdy nabízelo toto řešení a stalo se systémem moderního zemědělství (ŠABATKA, 1998).

3. CÍL PRÁCE

Cílem této disertační práce je posoudit vliv alternativní technologie minimalizačního zpracování půdy s vynecháním klasické podzimní hluboké orby při srovnání s konvenční technologií na transformaci půdní organické hmoty a sekvestraci organického uhlíku v půdě.

Podstata spočívá v porovnání vybraných kvantitativních a kvalitativních parametrů půdní organické hmoty, zjištění transformačních změn v obou systémech a rozmístění jednotlivých složek půdní organické hmoty (zejména humusových látek) v půdním profilu. Kromě klasických parametrů jsou hodnoceny změny v labilní složce půdní organické hmoty představované frakcí horkovodorozpuštěného uhlíku Chws (hot water soluble carbon). Důležitým bodem experimentální části je zjištění zastoupení humusových látek v jednotlivých velikostních skupinách strukturních agregátů, získaných po ultrazvukovém stanovení jejich vodostálosti.

Práce dále směřuje ke zjištění vzájemných vztahů mezi kvantitativními a kvalitativními ukazateli půdní organické hmoty, i vztahů mezi těmito ukazateli a dalšími vybranými parametry, ovlivňujícími produkční i mimoprodukční funkce půdy.

Pro naplnění těchto cílů byla vybrána dvě pokusná stanoviště agronomicky zcela odlišných půdních typů v rozdílných půdně-klimatických podmínkách, a to pokusné plochy střednědobého provozního pokusu ve Stagře s.r.o., Studená jako součásti řešení projektu QD 1213 a přesného velkoparcelového střednědobého pokusu v Gross Enzersdorfu v Rakousku, ve spolupráci s Universität für Bodenkultur (BOKU) ve Vídni v rámci projektu KONTAKT.

4. MATERIÁL A METODIKA

4.1 Charakteristika stanovišť

Studená (ČR)

Pokusný pozemek v horších půdně-klimatických podmínkách je součástí pozemků společnosti Stagra s.r.o., Studená v bramborářsko-ovesné výrobní oblasti, jeho nadmořská výška je kolem 600 m n.m. Průměr srážek je 650 mm za rok, za vegetační období 413 mm a průměrná doba slunečního svitu za toto období je 1400 hodin. Půdním typem je kambizem arenická KM^r lehkého až středně těžkého zrnitostního složení (250 – 300 g.kg⁻¹ částic < 0,01 mm) na korderitické rule. Průměrné pH v A_p horizontu je 6,2 a průměrný obsah humusu 31,5 g.kg⁻¹.

Jedná se o plně provozní polní pokus, porovnávací půdní vlastnosti v kontinuálním dvanáctiletém bezorebném zpracování (mělké zpracování) se zpracováním konvenčním (orba). Kontrolní konvenční zpracování je prováděno na pozemku mezi Olešnou a Velkým Meziříčkem, jako 30 m široký pás, sousedící a jdoucí rovnoběžně s komunikací, spojující obě vesnice, který je součástí většího kontinuálně bezorebně zpracovávaného honu.

Skladba plodin od roku 2002 do roku 2005, ve kterém probíhal odběr půdních vzorků, je následující: kukuřice (2002), bob (2003), jetel (2004) a pšenice (2005). Organicky hnojeno bylo naposledy v roce 2002 v dávce 20 t.ha⁻¹.

V současné době se na dané lokalitě používají pro podmítku kypřiče Terrano 8 FG. Jde o čtyřřadý velkozáběrový stroj na tandemovém podvozku, s největší silou při zpracování půdy do hloubky 0,03 až 0,20 m. Dále je zde používán Terrano FX, což je radličkový podmítač s kompletní výbavou pro mělkou podmítku i hluboké kypření. Posledním je hlubkový kypřič Tiger MT, což je kombinovaný kypřič pro střední a hluboké zapracování dlouhé slámy.

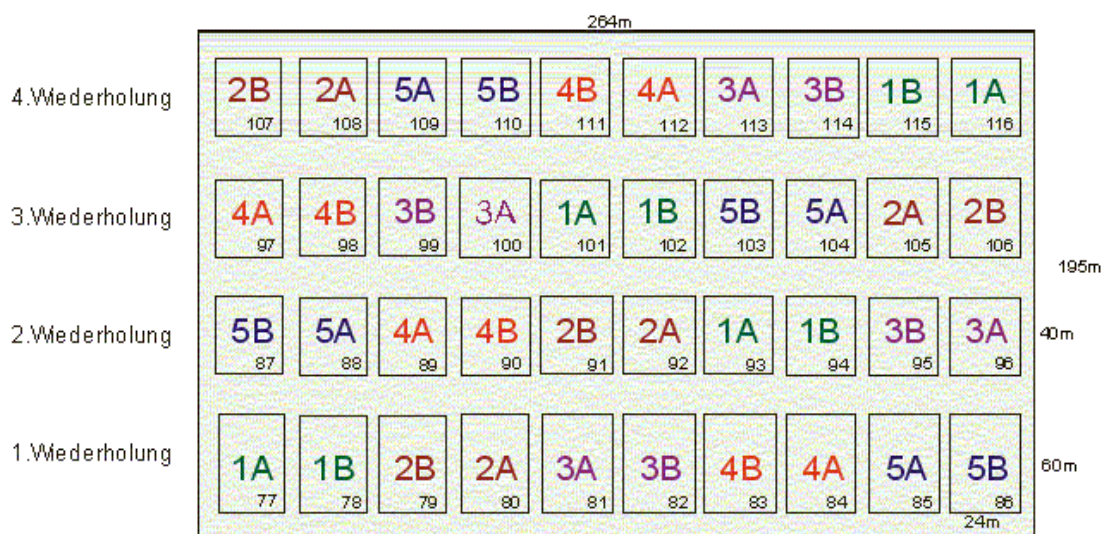
Na setí se do roku 1996 používal exaktor SE 3, následovaly radlicové secí stroje Concord a v současné době se používá Pronto 8 DC. Jde o kompaktní, univerzální secí stroj s dvoukotoučovou secí botkou, navržený pro maximální výkon a kvalitu setí. Použit se dá jak po orbě, tak přímo po předplodině. Půdy zpracovávají dvě řady disků, utužení povrchu zajišťuje pneumatikový pěch.

Půda se s použitím předchozí agrotechniky zpracovává na hloubku 0,18 - 0,20 m.

Gross Enzersdorf (Rakousko)

Pokusný pozemek v řepařské výrobní oblasti – lokalita Gross Enzersdorf (GE) – leží cca 10 km východním směrem od Vídně v nadmořské výšce 153 m n. m. Průměrná roční teplota stanoviště je 9,6 °C, průměr ročních srážek činí 572 mm. Půdní typ je černozem na prátrské terase tvořené vápenatými sedimenty středně těžkého zrnitostního složení (400 – 450 g.kg⁻¹ částic < 0,01 mm), pH 7,5 – 7,6 (obsah uhličitanů 216 – 269 g.kg⁻¹, průměrný obsah humusu v A_p horizontu 30,5 g.kg⁻¹). Schéma pokusného stanoviště je zobrazeno na obr. č. 1.

Obr. č. 1: Schéma pokusu v lokalitě Gross Enzersdorf (LIEBHARD, 1995)



Osevní postup (2005)	Varianta zpracování
A Cukrová řepa	1 Konvenční zpracování – orba
B Kukuřice	2 Přímé setí
	3 Hluboká kultivace
	4 Minimální kultivace
	5 Integrovaný systém zpracování

Jedná se tedy o vzájemné porovnání pěti způsobů zpracování půdy ve čtyřech opakováních (1., 2., 3., 4. Wiederholung) v kombinaci se dvěma osevními sledy (A, B), které bylo založeno v roce 1999.

Pro potřeby disertační práce byly vybrány varianty 1 a 4, které se nejvíce přibližují variantám zpracování ve Studené a osevní postup B. Nutno ještě dodat, že pro všechny zásahy je používána běžná technika, tedy nikoliv maloparcelková, což je na pokusu nejcennější.

4.2 Odběr a úprava půdních vzorků

Půdní vzorky pro porovnání vlivu minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy byly odebírány na podzim roku 2005 těsně před sklizní, u kambizemě z hloubek 0,05 – 0,10; 0,15 – 0,20 a 0,25 – 0,30 m pomocí kopaných sond, u černozemě z hloubek 0 – 0,10; 0,10 – 0,20; 0,20 – 0,30 a 0,30 – 0,40 m pomocí sondovací tyče. Ve Studené byly odebírány vzorky vždy z blízkých, pevně určených, pěti protilehlých míst obou variant k omezení vlivu plošné heterogenity pozemku. Vzorkování na pokusném pozemku v Gross Enzersdorfu bylo přizpůsobeno systému pracovníků BOKU ve Vídni, tj. sondovací tyčí bylo odebráno vždy celé rozmezí hloubky 0 – 0,10; 0,10 – 0,20; 0,20 – 0,30 a 0,30 – 0,40 m, kdy směsný vzorek z vybrané parcelky se skládal z pěti náhodně umístěných vpichů (kopanými sondami by byl pokus částečně znehodnocen). Z důvodu sjednocení počtu vzorků u obou stanovišť byly směsné vzorky z jednotlivých parcel minimalizační a konvenční technologie Gross Enzersdorfu doplněny jedním směsným vzorkem ze všech parcel dané technologie. Hloubky odběru nebylo možné z důvodu již běžících projektů v rámci obou stanovišť sjednotit. Zemina byla odebírána z každé hloubky v množství 1kg do mikrotenových sáčků a v laboratoři na vzduchu usušena.

Tab. č. 1: Schéma odebíraných vzorků

Varianta	Hloubka půdy odebíraných vzorků (m)	
	Studena (S)	Gross Enzersdorf (GE)
CT 5/ MT 5	0,05 – 0,10	0,00 – 0,10
CT 15/ MT 15	0,15 – 0,20	0,10 – 0,20
CT 25/ MT 25	0,25 – 0,30	0,20 – 0,30
CT 35/ MT 35	---	0,30 – 0,40

Výchozím materiálem pro rozборы půdní organické hmoty byla suchá jemnozern II (HORÁČEK, 1995), což je prosev sítem s otvory o průměru 0,25 mm. U ostatních analýz byl použit běžný 2 mm prosev na vzduchu vyschlé zeminy. Pro úpravu půdních vzorků byl používán půdní mlýn FRITSCH Pulverisette 8 a jemnější mlýnek FRITSCH Pulverisette 2. Homogenizace vzorků byla provedena děličem FRITSCH Rotary sample divider Laborette 27.

Dalším materiálem pro rozборы byly jednotlivé frakce vodostálých agregátů. Pro získání vodostálých agregátů bylo využito ultrazvukové zařízení, zkonstruované na BOKU ve Vídni, a automatický vodní prosévací přístroj FRITSCH Analysette 3 Pro.

Vzhledem k nedostatku finančních prostředků na druhý odběr v Gross Enzersdorfu, pracovní náročnosti, ale zejména pracovní vytíženosti ultrazvukového přístroje na BOKU Vídeň, byla celá práce pojata jako jednorázová porovnávací studie obsahu a kvality humusových látek v porovnání konvenční a minimalizační technologie zpracování půdy v odlišných půdně-klimatických podmínkách.

4.3 Metodiky stanovení kvantitativních parametrů půdní organické hmoty

Kvantitativní parametry půdní organické hmoty byly charakterizovány obsahem celkového oxidovatelného uhlíku Cox, oxidovatelného uhlíku humusových látek Cox HL (Σ Cox HK + Cox FK), oxidovatelného uhlíku huminových kyselin Cox HK, oxidovatelného uhlíku fulvokyselin Cox FK a obsahem

horkovodorozpuštěného uhlíku Chws a byly stanoveny u všech vzorků ve třech analytických opakováních.

Celkový oxidovatelný uhlík (Cox)

Celkový oxidovatelný uhlík byl stanoven oxidimetricky, klasickou Tjurinovo metodou (TJURIN, 1937; HRAŠKO, 1962) v úpravě HORÁČKA (1995), kdy místo 2 mm prosevu (jemnozemi I) je v zájmu větší objektivizace výsledků používána jemnozemi II, tj. 0,25 mm prosev, který byl používán i pro frakcionaci.

Oxidace navážek jemnozemi II (0,27 - 0,30 g s přesností na 0,0001 g) byla prováděna 10 ml 0,067 M chromsírové směsi ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 + \text{H}_2\text{SO}_4$) za tepla (sušárna s nuceným oběhem vzduchu 125°C po dobu 45 min) se zpětnou titrací nezredukovaného $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 0,2 M Mohrovou solí $(\text{NH}_4)_2 \text{Fe} (\text{SO}_4)_2$ známého faktoru, s potenciometrickou indikací bodu ekvivalence na automatickém titrátoru METTLER TOLEDO - DL 50.

Oxidovatelný uhlík humusových látek, resp. humusových kyselin (Cox HL)

Oxidovatelný uhlík humusových látek (Cox HL) byl stanoven při frakcionačním postupu modifikovanou Tjurinovo metodou.

Pro frakcionaci humusových látek byla využita na pracovišti upravená (HORÁČEK, 1995) metoda. Humusové kyseliny byly extrahovány z navážek jemnozemi II (2,48 - 2,52 g s přesností na 0,0001 g) 50 ml směšného roztoku 0,1 M NaOH a 0,05 M $\text{Na}_4 \text{P}_2 \text{O}_7 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$ a odděleny od zeminy centrifugací (4000 otáček /min, 15 min). Extrakce byla ještě zopakována s 10 ml směšného roztoku s přídavkem 0,5 ml nasyceného roztoku Na_2SO_4 v centrifugačních kyvetách. Spojené fugáty byly ve 100 ml odměrných baňkách doplněny centrifugačním roztokem a pak po značku destilovanou vodou. Suma humusových kyselin, resp. jejich oxidovatelný uhlík, byl stanoven po odpaření alikvotních podílů supernatantů při 55 °C obdobným způsobem jako celkový oxidovatelný uhlík (Cox), tj. přídavkem 10,00 ml 0,067 M chromsírové směsi, zahřátím na teplotu 125°C po dobu 45 min a po ochlazení a zředění zpětnou titrací 0,2 M Mohrovou solí na titrátoru METTLER TOLEDO - DL 50. Úprava postupu tedy spočívá především v použití jemnozemi II k analýze, v oddělení extraktu od zeminy centrifugací a použití odparků k oxidaci, čímž je celý postup lépe standardizován (HORÁČEK, 1995).

Oxidovatelný uhlík huminových kyselin a oxidovatelný uhlík fulvokyselin (Cox HK, Cox FK)

Přidáním 3,5 ml 1 M H_2SO_4 ke 40 ml zásobního roztoku humusových kyselin, poté vysrážením huminových kyselin a jejich sbalením v sušárně při teplotě $60^\circ C$ po dobu 1 hod a přefiltrováním, byl získán zásobní roztok fulvokyselin. Sraženina huminových kyselin na filtru byla rozpuštěna horkým 0,1 M NaOH a doplněna do objemu 50 ml destilovanou vodou. Oxidovatelný uhlík huminových kyselin (Cox HK) a fulvokyselin (Cox FK) byl stanoven po odpaření alikvotních podílů filtrátů obdobným způsobem jako u Cox HL, rozdíl spočíval pouze v přidavku chromsírové směsi, který činil v tomto případě 5,00 ml.

Horkovodorozpustný uhlík (Chws)

Tato forma uhlíku byla stanovena dle WEIGLA et al. (1998). Běžná, výše popsaná oxidimetrická koncovka byla realizována titrátorem METTLER TOLEDO - DL 50 přidavkem 0,067 M chromsírové směsi při $125^\circ C$ po dobu 45 min a retitrací 0,2 M Mohrovou solí.

4.4 Metodiky stanovení kvalitativních parametrů půdní organické hmoty

Kvalitativní parametry půdní organické hmoty byly charakterizovány poměrem huminových kyselin k fulvokyselinám (HK:FK), stupněm humifikace (Sh) a barevným kvocientem (Q 4/6).

Poměr huminových kyselin k fulvokyselinám (HK:FK)

Získání základního alkalického výluhu humusových kyselin bylo prvním krokem jejich frakcionace, při které se v dalších krocích stanovily obsahy Cox HK a Cox FK, jak bylo popsáno výše. Pak byl vypočten poměr HK:FK.

Stupeň humifikace (Sh)

Stupeň humifikace byl vypočten jako podíl uhlíku humusových kyselin a celkového oxidovatelného uhlíku v procentech:

$$Sh = \frac{\sum CoxHK + CoxFK}{Cox} \times 100 [\%]$$

Barevný kvocient (Q 4/6)

Alikvotní podíl výluhu směsi humusových kyselin, získaný ve frakcionačním postupu, byl proměřován u všech vzorků ve třech opakováních, při vlnových délkách 465 a 665 nm, na spektrofotometru Jenway 6100. Hodnota barevného kvocientu (Q 4/6) příslušného vzorku byla spočtena jako podíl průměrné hodnoty absorbance naměřené při vlnové délce 465 nm a průměrné hodnoty absorbance naměřené při vlnové délce 665 nm tak, aby se hodnota prvé absorbance (A_{465}) po případném naředění pohybovala v rozmezí 0,5 – 0,9.

4.5 Metodika stanovení frakcí vodostálých agregátů

V rámci studijního pobytu na BOKU ve Vídni byla u půdních vzorků ze Studené stanovena vodostálost půdních agregátů. Vzhledem k pracnosti metody a krátkodobosti pobytu nebylo možno provést stanovení i u vzorků ze stanoviště v Gross Enzersdorfu.

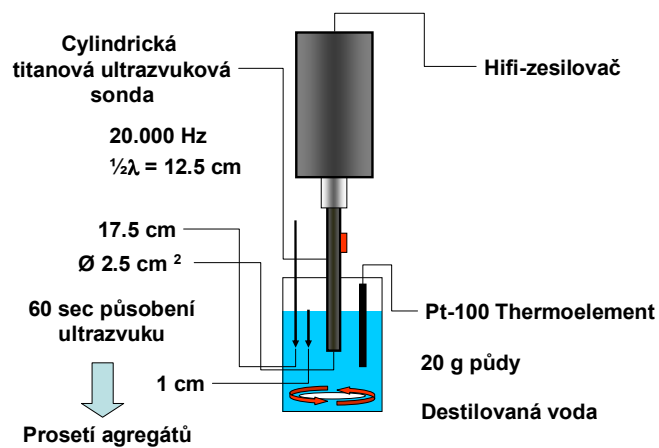
Stanovení bylo provedeno na principu ultrazvukové desintegrace agregátů na zařízení, částečně vyvinutém a upraveném na BOKU - Institut für Bodenforschung (obr. č. 2, obr. č. 3).

Ultrazvukové zařízení se sestává ze dvou základních částí – cylindrické titanové ultrazvukové sondy a zesilovače. Postup spočíval v ponoření ultrazvukové sondy do hloubky 1 cm do půdního roztoku, připraveného z 20 g půdy (prosev 2 mm) a destilované vody, přičemž z volného, v roztoku ponořeného konce sondy byly vydávány akustické tlakové vlny, které vyvolaly tření, tlak a rozpad agregátů. Ihned po aplikaci ultrazvuku následovalo prosévání každého vzorku na automatickém vodním prosévacím zařízení (2 min, vibrační amplituda 0,2 mm/ min) přes tři síta o různé velikosti ok 63 μ m, 250 μ m a 630 μ m (obr. č. 4).

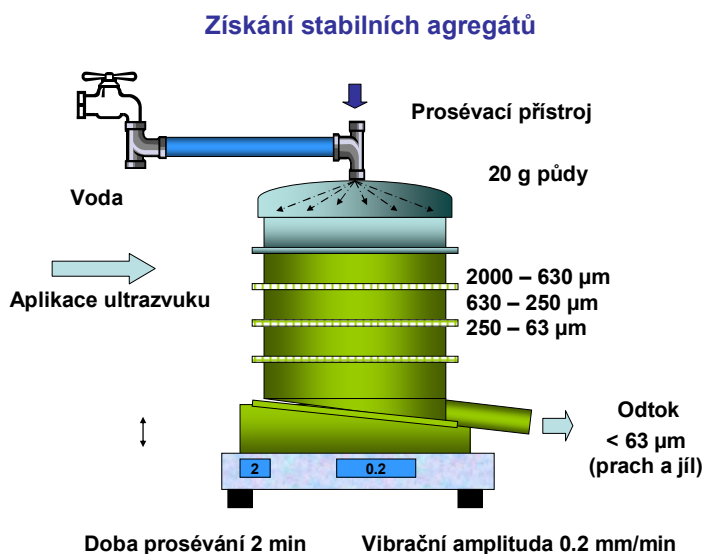
Obr. č. 2: Ultrazvukové zařízení (BOKU Vídeň)



Obr. č. 3: Popis ultrazvukového zařízení (BOKU Vídeň)



Obr. č. 4: Popis prosévacího zařízení (BOKU Vídeň)



Hmotnostní frakce vodostálých agregátů byly stanoveny po vysušení vzorků při 65 °C po dobu 24 h.

Poněvadž tato metoda nevyužívá k desintegraci agregátů žádné chemické látky, bylo možno využít získané frakce vodostálých agregátů k dalším analýzám. Z příslušných navážek jednotlivých frakcí byly podle výše popsaných postupů stanoveny tyto parametry: Cox, Cox HL, Cox HK, Cox FK, HK:FK, Q 4/6. Byl tedy získán přehled o množstevním zastoupení humusových látek v jednotlivých velikostních skupinách vodostálých agregátů včetně jejich kvalitativních charakteristik, což je určité novum práce.

Vzhledem k již zmíněným důvodům (nedostatků finančních prostředků na druhý odběr v Gross Enzersdorfu, pracovní náročnosti, ale zejména pracovní vytíženosti ultrazvukového přístroje na BOKU Vídeň), bylo přislíbeno, že vodostálost z vybraných variant pokusu GE bude stanovena pracovníky BOKU (projekt „Kontakt“) a velikostní skupiny agregátů černozemě nám budou předány. To se bohužel neuskutečnilo.

4.6 Metodika stanovení kationtové výměnné sorpční kapacity (KVK)

Kationtová výměnná sorpční kapacita byla stanovena pro půdní vzorky ze Studené Sandhoffovou metodou, upravenou na školícím pracovišti (HORÁČEK et al., 1994). Princip metody spočívá ve vytěsnění vyměnitelných kationtů přebytkem H^+ iontů (na 10 g zeminy cca 100 ml 0,1 M HCl) za tepla (topná deska 50 – 60 °C, 1 hod), jejich vymytím po odfiltrování extraktu a následném promývání zeminy do vymizení reakce na Cl^- ($AgNO_3$). V promyté zemině jsou H^+ ionty nahrazeny ionty Ba^{2+} , jejichž množství, určené konduktometrickou indikací bodu ekvivalence, udává kationtovou výměnnou sorpční kapacitu půdy. Navážky zeminy 10 – 12 g s přesností na 0,001 g byly voleny tak, aby výsledná spotřeba faktorizovaného 0,2 N $Ba(OH)_2$ přidávaného v 1' intervalech za stálého míchání po 0,5 ml byla v rozmezí 15 – 20 ml.

4.7 Metodika stanovení puфраční kapacity

Pro stanovení puфраční (ústojné) schopnosti resp. kapacity půdních vzorků ze Studené byla použita modifikovaná, na školícím pracovišti již delší dobu vyvíjená a zkoušená metoda. Jejím hlavním principem je určení puфраční kapacity z titrační křivky 5g zeminy 0,1 M NaOH v rozmezí pH 6,5 – 7,5 (krok titrátoru Fischer 0,2 ml), kdy potřebné množství hydroxidu na jednotkovou změnu pH v této neutrální oblasti je vymezeno průměrnou směrnici odpovídajícího úseku titrační křivky. Puфраční kapacita je vyjádřena ve stejných jednotkách jako KVK pro možnost eventuálního srovnání. Takto určená puфраční kapacita se jeví jako perspektivní pro kyselé až slabě kyselé půdy, neboť právě v oblasti této půdní reakce velice úzce koreluje s KVK a mohla by případně toto pracnější stanovení nahradit.

4.8 Metodika stanovení měrné hmotnosti (Mz)

Měrná hmotnost půdy byla stanovena pyknometricky dle běžných metodik (HORÁČEK et al., 1994; ZBÍRAL, 1995).

4.9 Matematicko-statistické zpracování výsledků

Pro matematicko-statistické zpracování výsledků byly využity programy Microsoft Office Excel 2007 a Statistica Cz 6.

Odlehlé hodnoty v rámci jednotlivých analytických opakování byly vyloučeny Dean-Dixonovo testem. Ve výsledkových tabulkách jednotlivých parametrů jsou uvedeny průměrné hodnoty analytických opakování každého půdního vzorku.

U sledovaných parametrů byly stanoveny pro každou odebranou hloubku půdy a variantu zpracování základní statistické veličiny – průměr, směrodatná odchylka a rozptyl. Dále byl spočten průměr a směrodatná odchylka daného parametru pro celou zkoumanou část půdního profilu a určeny korelační vztahy mezi jednotlivými parametry.

Pro hodnocení korelačních vztahů bylo využito klasifikace stupně závislosti podle koeficientu korelace, kterou udává tab. č. 2, kde r_{yx} představuje hodnotu koeficientu korelace.

Tab. č. 2 : Klasifikace stupně závislosti podle koeficientu korelace (ČERMÁKOVÁ a STŘELEČEK, 1995)

Hodnota koeficientu korelace	Stupeň statistické závislosti
$0,3 < r_{yx} $	nízký stupeň korelační závislosti
$0,3 \leq r_{yx} < 0,5$	mírný stupeň korelační závislosti
$0,5 \leq r_{yx} < 0,7$	střední stupeň korelační závislosti
$0,7 \leq r_{yx} < 0,9$	vysoký stupeň korelační závislosti
$0,9 \leq r_{yx} < 1,0$	velmi vysoký stupeň korelační závislosti
$ r_{yx} = 1,0$	matematická (funkční) závislost

Kritické hodnoty korelačních koeficientů (koeficientů korelace) uvádí např. PECHOČ (1981). Kritická hodnota korelačního koeficientu pro $n = 15$ je 0,48 (stanoviště Studená), pro $n = 20$ je 0,42 (stanoviště v Gross Enzersdorfu).

Je třeba ještě uvést, že hodnocené soubory dat nejsou natolik velké, aby bylo možné vyhnout se určitému zobecnění některých vztahů, které je nutno brát s určitou

rezervou. Dále je potřeba dodat, že posouzení vlivu použitých technologií zpracování půdy spočívá nejen v porovnání půdních parametrů v odpovídajících si hloubkách, resp. variantách pokusu, ale zároveň v hodnocení těchto parametrů v celém zkoumaném půdním profilu, který již vykazuje primárně rozdílné profilové průběhy těchto parametrů, což je v daném hodnocení dalším komplikujícím prvkem.

5. VÝSLEDKY A DISKUSE

Hlavním účelem této práce je posouzení případných změn půdní organické hmoty (POH) v polním demonstračním pokusu dvou rozdílných stanovišť, kde je kromě konvečního zpracování také střednědobě kontinuálně uplatňováno minimální zpracování půdy.

Je však nutno konstatovat, že stěžejní pokusné stanoviště této práce je v lokalitě Studená. Zde byly kromě parametrů půdní organické hmoty stanoveny některé další ukazatele, které mají k řešené problematice úzký vztah a mohou tak při sledování dopadu konkrétního systému zpracování půdy posloužit k obširnějšímu zhodnocení stavu půdní organické hmoty, neboť ta, jako jeden z nositelů půdní úrodnosti, ovlivňuje řadu dalších půdních ukazatelů a zároveň je jimi i sama ovlivňována.

Vzhledem k analytické a časové náročnosti této disertační práce a s ohledem na možnosti spolupráce s BOKU ve Vídni byly dále diskutované doplňující půdní charakteristiky stanoveny pouze u vzorků z polního pokusu ve Studené, v případě stanoviště v Gross Enzersdorfu bylo posouzení dopadu použité technologie zpracování půdy uskutečněno prostřednictvím parametrů POH bez dalších doplňujících půdních vlastností.

5.1 PŮDNÍ ORGANICKÁ HMOTA

V řadě publikací je uvedeno (STEVENSON, 1994; HORÁČEK et al., 2008) a potvrzeno nejnověji rozsáhlým výzkumem oddělení, zabývajícím se půdní organickou hmotou ve Výzkumném ústavu rostlinné výroby v Ruzyni (KUBÁT et al., 2008), že pro posouzení POH vzhledem k potenciální úrodnosti půdy, vyjádřené například její bonitou (kódem BPEJ, bodovou hodnotou, příp. úřední cenou), nestačí znát pouze obsah půdní organické hmoty, ale také její složení, resp. její kvalitativní parametry. Množství POH se nejčastěji vyjadřuje jako obsah veškerého organicky vázaného uhlíku, obecně se uvádí v procentech nebo v gramech na kilogram půdy. Obsahy jednotlivých frakcí POH se obvykle uvádí ve stejných jednotkách, ale slouží především k určení kvalitativních parametrů. Kvalitu půdní organické hmoty lze

posuzovat z různých hledisek (jak plyne z výše uvedených publikací, i přehledu literatury této práce), ale pro posouzení kvality POH ve Studené a v Gross Enzersdorfu (GE) byly použity ukazatele nejvíce frekventované, tj. poměr huminových kyselin k fulvokyselinám a barevný kvocient humusových látek, v případě GE byl navíc použit ještě stupeň humifikace. Tyto klasické parametry byly doplněny v poslední době dosti užívaným kriteriem, a to množstvím tzv. horkovodorozpuštěného uhlíku jako potenciálního energetického zdroje pro půdní mikroorganismy, neboť jeho dostatek je také prvořadou podmínkou potenciální mikrobiální aktivity půdního prostředí. Nutno však ještě dodat, že pro práce podobného typu je velmi významná i skutečnost, že odběry půdních vzorků, jejich zpracování a analýzy jsou vždy zatíženy určitou chybou, která je obvykle vyšší než změna obsahu organického C v půdě během jednoho roku. Z tohoto důvodu lze spolehlivě vyhodnotit vliv určitého systému hnojení, osevního postupu, způsobu zpracování půdy, případně dalších faktorů na změny obsahu půdní organické hmoty pouze na základě dlouhodobého sledování, delších časových řad a statistického zpracování dat (KUBÁT et al., 2008). S tímto vědomím bude i probíhat následující hodnocení stanovených půdních parametrů v této práci.

5.1.1 Kvantitativní parametry půdní organické hmoty

Celkový oxidovatelný uhlík (Cox)

A) Studená

Průměrný obsah celkového oxidovatelného uhlíku v humusovém horizontu, resp. v odběrové hloubce půdy 0,05 – 0,20 m pokusného stanoviště ve Studené činí 19,17 mg.g⁻¹ u minimalizační technologie zpracování půdy (varianty MT 5, MT 15) a 16,84 mg.g⁻¹ u konvenční technologie zpracování půdy (varianty CT 5, CT 15). Rozpětí hodnot v dané vrstvě je u obou technologií poněkud širší, nachází se však v rozpětí hodnot uváděném pro daný půdní typ (KMr) a danou hloubku půdy např. KUBÁTEM et al. (2008). Tato vrstva vykazuje podstatně vyšší hodnoty Cox než nejhlubší odběrová vrstva půdního profilu 0,25 – 0,30 m (MT 25, CT 25). Hodnoty celkového oxidovatelného uhlíku ve Studené zobrazuje tab. č. 3.

Tab. č. 3: Obsah celkového oxidovatelného uhlíku - Cox [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	Cox [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	23,48	23,18	23,12	22,50	21,72	22,80	0,627	0,393
MT 15	15,34	15,78	17,02	15,49	14,07	15,54	0,944	0,890
MT 25	5,71	5,43	6,21	5,57	5,10	5,60	0,364	0,133
CT 5	19,29	18,52	17,01	18,58	18,40	18,36	0,743	0,553
CT 15	14,83	15,50	16,08	14,89	15,31	15,32	0,455	0,207
CT 25	4,72	4,84	5,78	4,81	5,07	5,04	0,386	0,149

Vezmou-li se v potaz jednotlivě všechny tři odebírané hloubky půdy, je možno pozorovat pokles hodnot Cox s hloubkou půdy. U minimálního zpracování by se dal považovat tento profilový pokles za očekávaný. Svrchní vrstva v této variantě zpracování (MT 5) navíc vykazuje výrazně vyšší hodnoty Cox než v konvenční variantě (CT 5), což by mohlo potvrzovat údaje některých autorů z krátkodobých a střednědobých pokusů (DOLAN et al., 2006; PIOVANELLI et al., 2006; ŠIMON et al., 2009).

Poněkud neočekávaný je však profilový pokles hodnot Cox v rámci humusového horizontu u konvenčního zpracování, neboť by se dalo teoreticky předpokládat, že tato vrstva, promíchávaná a zpracovávaná orbou, bude spíše homogenní, což se v případě pokusného stanoviště ve Studené nepotvrdilo.

Z porovnání obsahů Cox v celém sledovaném půdním profilu v obou technologiích vycházejí celkově vyšší obsahy Cox ve všech variantách pokusu u minimálního zpracování (graf č.1, tab. č. 3). K tomuto zjištění došel také např. RAUS (2000). Výraznější rozdíl mezi technologiemi nalézáme ovšem jen ve svrchní vrstvě půdy (MT 5 a CT 5), další dvě odebírané vrstvy vyšší obsahy u MT v podstatě také vykazují, ale rozdíly mezi technologiemi jsou nepatrné (statisticky neprůkazné). Tento trend zaznamenali i ŠIMON et al. (2009) a HERNANZ et al. (2002).

B) Gross Enzersdorf

Průměrný obsah celkového oxidovatelného uhlíku na pokusném pozemku BOKU v Gross Enzersdorfu (tab. č. 4) je vzhledem k danému půdnímu typu poměrně nízký, neboť v literatuře (PAVEL et al., 1984; KUBÁT et al., 2008) jsou pro černozemě uváděny obsahy poněkud vyšší. Již tato skutečnost svědčí o jisté degradaci těchto agronomicky nejhodnotnějších půdních typů, se kterou se setkáváme v poslední době i u nás, např. na Moravě (MARTINEC et al., 2010). Na Moravě se však jedná spíše o členitější lokality, kde hlavní příčinou je značná eroze (někde dokonce smyté celé humusové horizonty až na spraš), v Gross Enzersdorfu je ovšem obtížné relativně nízký obsah celkového oxidovatelného uhlíku vysvětlit.

Tab. č. 4: Obsah celkového oxidovatelného uhlíku - Cox [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

VARIANTA	Cox [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	17,43	17,83	18,01	17,69	17,78	17,75	0,190	0,036
MT 15	15,67	15,69	15,77	15,64	15,76	15,71	0,051	0,003
MT 25	14,88	15,00	15,15	14,98	15,03	15,01	0,087	0,008
MT 35	10,67	10,64	10,58	10,67	10,59	10,63	0,038	0,001
CT 5	17,87	17,33	17,39	17,49	17,32	17,48	0,204	0,042
CT 15	17,65	17,74	17,41	17,28	17,24	17,46	0,199	0,040
CT 25	16,99	16,87	16,58	16,98	16,83	16,85	0,148	0,022
CT 35	15,08	15,12	15,28	15,13	15,33	15,19	0,098	0,010

Profilový průběh obsahu Cox je rovnoměrnější než ve Studené a pokles až do hloubky 0,40 m je velmi mírný, neboť až sem sahá mocnější humusový horizont, i když v hloubce pod 0,35 – 0,40 m lze již pozorovat znaky horizontu přechodového, včetně sníženého obsahu Cox.

Obě střední odběrové hloubky 0,10 – 0,20 a 0,20 – 0,30 m mají obsah celkového uhlíku téměř srovnatelný (tab. č. 4), avšak minimalizační technologie (MT 15, MT 25) vykazuje nižší obsahy než technologie konvenční (CT 15, CT 25) a tento trend je zachován i v největší odběrové hloubce 0,30– 0,40 m (MT 35, CT 35), kde je rozdíl mezi technologiemi výraznější, což je patrné také z grafu č. 12. To by mohlo naznačovat mírnou plošnou heterogenitu pokusné parcely.

Povrchová vrstva 0 – 0,10 m vykazuje poněkud vyšší obsahy Cox než hlubší profil, zejména u minimalizace je tento pokles s hloubkou výraznější. Při porovnání technologií v odběrové hloubce 0 – 0,10 m je vyšší obsah uhlíku v neorané variantě (MT 5) oproti konvenční variantě (CT 5). To je ve shodě s častěji uváděnými a obecně přijímanými údaji (SALINAS-GARCÍA et al., 1997; KINSELLA, 1998; RAUS, 2000), že povrchová vrstva u mělkého zpracování je více obohacena půdní organickou hmotou.

Uhlík humusových látek (Cox HL)

A) Studená

Obsah humusových látek, v tomto případě suma oxidovatelného uhlíku huminových kyselin a fulvokyselin na pokusném stanovišti ve Studené (tab. č. 5), vykazuje obdobný profilový pokles hodnot Cox HL (graf č. 2) jako celkový oxidovatelný uhlík Cox (graf č. 1). Pokud by měl být rovněž zvlášť hodnocen humusový horizont a podorničí, je možné si opět všimnout vyšších hodnot Cox HL v humusovém horizontu oproti nejhlubší odebírané vrstvě půdního profilu (0,25 – 0,30 m).

Při porovnání obou variant zpracování půdy, se ve svrchní vrstvě nalézá vyšší obsah Cox HL u minimálního (MT 5) oproti konvenčnímu zpracování (CT 5), ovšem nekoresponduje plně s podstatně vyšším rozdílem mezi variantami Cox této vrstvy a nelze tedy hovořit o podstatně vyšším obsahu humusových látek v minimalizační variantě oproti variantě konvenční.

Ve střední odběrové hloubce 0,15 – 0,20 m jsou obsahy humusových látek u obou technologií srovnatelné (MT 15, CT 15) a protože jsou srovnatelné i obsahy Cox, je možno usuzovat na srovnatelné transformační podmínky pro původně

vstupující primární organickou hmotu s jistým omezením aerobiozy.

V poslední odběrové hloubce 0,25 – 0,30 m se průměrné hodnoty obsahu Cox HL sobě blíží u obou sledovaných způsobů zpracování půdy, ale přesto je opět patrný vyšší obsah Cox HL u varianty minimalizačně zpracovávané půdy (MT 25).

Tab. č. 5: Obsah oxidovatelného uhlíku humusových látek - Cox HL [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	Cox HL [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	11,22	11,56	12,18	11,53	10,91	11,48	0,422	0,178
MT 15	8,48	8,12	9,57	8,54	8,01	8,54	0,552	0,304
MT 25	3,82	3,69	4,37	3,61	3,29	3,76	0,353	0,125
CT 5	9,82	11,57	10,81	10,37	9,21	10,36	0,810	0,656
CT 15	8,63	8,20	8,68	8,73	8,68	8,58	0,195	0,038
CT 25	2,91	3,40	3,69	3,22	3,70	3,38	0,298	0,089

Korelační vztah s celkovým uhlíkem je velmi těsný, což koresponduje se zjištěním autorů LALA a KIMBLA (1997). Hodnota korelačního koeficientu je vyšší v MT oproti CT, i když rozdíl mezi variantami pokusu není nijak výrazný (tab. č. 18).

B) Gross Enzersdorf

Obsahy oxidovatelného uhlíku humusových látek ve zkoumaném profilu pokusné stanice v Gross Enzersdorfu (tab. č. 6) kopírují do jisté míry obsahy celkového oxidovatelného uhlíku, dá se říci, že od povrchu do hloubky v podstatě celkově mírně klesají.

Přesto si ale lze všimnout dvou drobných odchylek ve srovnání technologií zpracování půdy (graf č. 13). U minimalizace je relativně vyšší obsah Cox HL v povrchové vrstvě (MT 5 oproti CT 5) a naopak v největší odebrané hloubce půdy

0,30– 0,40 m zůstává u MT zachován nižší obsah Cox HL (MT 35 oproti CT 35), stejně jako u celkového oxidovatelného uhlíku.

Tab. č. 6: Obsah oxidovatelného uhlíku humusových látek - Cox HL [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

VARIANTA	Cox HL [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	7,63	7,58	7,47	7,39	7,69	7,55	0,109	0,012
MT 15	6,71	6,75	6,69	6,53	6,81	6,70	0,093	0,009
MT 25	6,42	6,35	6,22	6,47	6,16	6,32	0,117	0,014
MT 35	4,37	4,50	4,59	4,56	4,42	4,49	0,083	0,007
CT 5	6,68	6,75	6,69	6,56	6,48	6,63	0,098	0,010
CT 15	6,66	6,69	6,76	6,52	6,84	6,69	0,107	0,011
CT 25	6,63	6,49	5,91	6,11	6,05	6,24	0,274	0,075
CT 35	5,64	5,71	5,64	5,92	5,81	5,74	0,108	0,012

Znamenalo by to, že v povrchové vrstvě u bezorebné technologie se v tomto případě nehromadí více primárních látek oproti konvenční technologii, jak se často uvádí (ANGERS et al., 1993; HULA a PROCHÁZKOVÁ, 2002; aj.), ale spíše více humusových látek. Toto relativní zvýšení je ovšem způsobeno vyšším obsahem méně kvalitních nízemolekulárních látek typu fulvokyselin, jak je uvedeno dále a mohlo by být i částečným vysvětlením výše zmíněného degradačního procesu. Profilový průběh obsahu humusových látek poněkud lépe koreluje s obsahem Cox u minimalizačního zpracování než u konvenčního, i když u obou variant je stupeň korelační závislosti velmi vysoký (tab. č. 19).

Oxidovatelný uhlík huminových kyselin (Cox HK)

Huminové kyseliny patří k nejvýznamnějším humusovým látkám, což vyplývá i z rešeršní části disertační práce. Kromě stanoveného obsahu Cox HK je pro jejich hodnocení nutné znát i poměr k ostatním složkám humusových látek, zejména k frakci fulvokyselin. Poměr huminových kyselin k fulvokyselinám obou pokusných stanovišť bude dále diskutován v části týkající se kvalitativních parametrů POH.

A) Studená

Z výsledků obsahu huminových kyselin na pokusném pozemku ve Studené (tab. č. 7) je patrné jednoznačně vyšší zastoupení Cox HK v humusovém horizontu u obou variant zpracování půdy (MT 5 a 15, CT 5 a 15). Zároveň lze pozorovat jistou profilovou diferenciaci (graf č. 3), která částečně odpovídá Cox HL (graf č. 2) i Cox (graf č. 1), tedy pokles obsahu Cox HK s hloubkou půdy u obou použitých způsobů zpracování půdy. Z porovnání technologií pak vycházejí příznivější hodnoty u minimálně zpracovávané varianty pokusu oproti konvenční variantě, což potvrzuje např. výsledky SLEPETIENE a SLEPETYSE (2005).

Tab. č. 7: Obsah oxidovatelného uhlíku huminových kyselin - Cox HK [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	Cox HK [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	5,07	4,88	5,01	4,61	4,74	4,86	0,170	0,029
MT 15	3,79	2,87	3,41	3,01	3,14	3,24	0,326	0,106
MT 25	1,20	1,19	1,50	1,10	1,28	1,25	0,136	0,018
CT 5	3,84	4,60	3,99	3,72	3,58	3,95	0,354	0,125
CT 15	3,14	2,79	2,87	2,98	3,67	3,09	0,313	0,098
CT 25	0,80	0,81	0,99	0,91	1,02	0,91	0,090	0,008

Vezmeme-li v úvahu jednotlivé odběrové hloubky, nejvýraznější rozdíl mezi technologiemi lze nalézt v hloubce 0,05 – 0,10 m a to ve prospěch minimalizační varianty zpracování půdy (MT 5). V hloubce 0,15 – 0,20 m jsou podobně jako u humusových látek obsahy huminových kyselin prakticky shodné v obou variantách technologie zpracování (MT 15, CT 15). V hloubce 0,25 – 0,30 m jsou průměrné obsahy oxidovatelného uhlíku huminových kyselin výrazně nižší než v prvních dvou odběrových hloubkách u obou variant, jak již bylo uvedeno výše, navíc mírně příznivější (vyšší) u minimálního zpracování, ale statisticky neprůkazně.

Hodnoty korelačních koeficientů opět potvrzují velmi těsné vztahy jak s Cox, tak s Cox HL, přičemž mezi technologiemi je jen nepatrný rozdíl (tab. č. 18).

B) Gross Enzersdorf

Obsahy oxidovatelného uhlíku huminových kyselin v půdním profilu pokusného stanoviště v Gross Enzersdorfu (tab. č. 8, graf č. 14) kopírují průběhy obsahů celkového oxidovatelného uhlíku (graf č. 12), jen s tou odlišností, že rozdíly mezi posuzovanými technologiemi zpracování půdy jsou menší.

Tab. č. 8: Obsah oxidovatelného uhlíku huminových kyselin - Cox HK [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

VARIANTA	Cox HK [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	3,85	3,69	3,61	3,84	3,59	3,72	0,111	0,012
MT 15	3,34	3,38	3,47	3,51	3,27	3,39	0,087	0,008
MT 25	3,22	3,15	3,11	3,26	3,04	3,16	0,078	0,006
MT 35	1,97	1,96	2,09	2,06	1,94	2,00	0,060	0,004
CT 5	3,52	3,63	3,59	3,64	3,39	3,55	0,092	0,009
CT 15	3,56	3,61	3,68	3,42	3,70	3,59	0,100	0,010
CT 25	3,61	3,74	3,03	3,30	3,23	3,38	0,258	0,067
CT 35	2,97	3,01	2,94	3,09	2,92	2,99	0,060	0,004

V povrchové vrstvě nalézáme vyšší obsah huminových kyselin u bezorebné varianty (MT 5), i když rozdíl oproti konvenční variantě (CT 5) je minimální. Ve střední části profilu (0,10 – 0,30 m) lze zaznamenat trend opačný, ale rozdíl mezi technologiemi je opět velmi malý (statisticky neprůkazný). V nejhlubší vrstvě 0,30 – 0,40 m je huminových kyselin o něco více u orby (CT 35) oproti zpracování s orbou (MT 35). Kdyby byly k dispozici jen tyto údaje, dalo by se usuzovat, že humusové látky v povrchové vrstvě u minimálního zpracování jsou kvalitnější než u konvenční technologie. Porovnáním s výsledky obsahu Cox FK lze však zjistit, že tomu tak není.

Obsahy huminových kyselin lépe korelují s celkovým uhlíkem u MT varianty, ale korelace s obsahem HL je velmi vysoká a v podstatě srovnatelná již v obou variantách pokusu (tab. č. 19).

Oxidovatelný uhlík fulvokyselin (Cox FK)

Fulvokyseliny se sice řadí ve skladbě veškeré půdní organické hmoty také k její stabilnější části, ale ve skladbě vlastních humusových látek, resp. humusových kyselin, jsou všeobecně považovány za složku negativní. Jejich vyšší hodnoty v porovnání s huminovými kyselinami posuzujeme obecně jako méně příznivé pro půdní prostředí, zejména kvůli možné ztrátě na ně vázaných živin proplavením. Co se týče jejich hodnocení, platí totéž co pro huminové kyseliny, tedy opět je nutno respektovat společně s množstvím i jejich poměr k ostatním složkám humusu, zvláště pak k huminovým kyselinám.

A) Studená

V případě obsahu fulvokyselin v půdním profilu pokusného pozemku ve Studené jsou z výsledkové tabulky č. 9 opět zřejmé vyšší obsahy v humusovém Ap horizontu oproti B horizontu (hloubka 0,25 – 0,30 m). Ze srovnání pokusných variant MT a CT lze pozorovat, že v odpovídajících si odběrových hloubkách jsou průměrné obsahy oxidovatelného uhlíku fulvokyselin téměř shodné, resp. rozdíly mezi variantami jsou statisticky neprůkazné.

Tab. č. 9: Obsah oxidovatelného uhlíku fulvokyselin - Cox FK [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	Cox FK [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	6,15	6,68	7,17	6,92	6,17	6,62	0,405	0,164
MT 15	4,69	5,25	6,16	5,53	4,87	5,30	0,520	0,270
MT 25	2,62	2,50	2,87	2,51	2,01	2,50	0,280	0,078
CT 5	5,98	6,97	6,82	6,65	5,63	6,41	0,516	0,267
CT 15	5,49	5,41	5,81	5,75	5,01	5,49	0,285	0,081
CT 25	2,11	2,59	2,70	2,31	2,68	2,48	0,231	0,053

Z porovnání obsahů fulvokyselin (tab. č. 9) a huminových kyselin (tab. č. 7) ve sledovaných variantách zpracování půdy (graf č. 3) nelze ještě činit žádný podstatný závěr, jak uvedeno dále, i když skutečnost mírně vzájemně si neodpovídajícího trendu se zřejmě promítne do horší kvality POH v dané hloubce u konvenčního zpracování – viz dále.

Vztahy s ostatními kvantitativními a dokonce i kvalitativními ukazateli POH představovanými koeficienty korelace jsou poněkud překvapivě velmi těsné, ale nelze nalézt významný rozdíl mezi technologiemi zpracování (tab. č. 18).

B) Gross Enzersdorf

Obsahy oxidovatelného uhlíku fulvokyselin, zaznamenané v tabulce č. 10 a zobrazené v grafu č. 14, sice také částečně opisují průběh výše diskutovaných kvantitativních parametrů, přesto si ale lze všimnout určitých odchylek.

Tab. č. 10: Obsah oxidovatelného uhlíku fulvokyselin - Cox FK [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

VARIANTA	Cox FK [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	3,78	3,89	3,86	3,55	4,10	3,84	0,178	0,032
MT 15	3,37	3,37	3,22	3,02	3,54	3,30	0,174	0,030
MT 25	3,20	3,20	3,11	3,21	3,12	3,17	0,044	0,002
MT 35	2,40	2,54	2,50	2,50	2,48	2,48	0,046	0,002
CT 5	3,16	3,12	3,10	2,92	3,09	3,08	0,083	0,007
CT 15	3,10	3,08	3,08	3,10	3,14	3,10	0,022	0,000
CT 25	3,02	2,75	2,88	2,81	2,82	2,86	0,092	0,008
CT 35	2,67	2,70	2,70	2,83	2,89	2,76	0,086	0,007

Největší rozdíl lze spatřit v povrchové vrstvě, kde obsah fulvokyselin u bezorebné technologie (MT 5) výrazněji převyšuje obsah v konvenčním zpracování orbou (CT 5). Obsahy Cox FK v hloubce 0,10 – 0,20 m jsou téměř shodné, i když trend mírně vyššího obsahu lze zaznamenat opět u MT varianty, stejný trend lze rovněž zaznamenat v hloubce 0,20 – 0,30 m, přičemž až v hloubce 0,30 – 0,40 m jsou hodnoty již nepatrně nižší u minimalizace (MT 35) oproti zpracování s orbou (CT 35). To znamená, že v blízkosti povrchu u minimálního zpracování je obsaženo více nízkomolekulárních humusových látek než v orané variantě a dokonce, i když jen velice nepatrně, zde převažují. Podobná situace je i ve vrstvě 0,20 – 0,30 m, kde však rozdíl není tak výrazný. Tato zjištění jsou poměrně neočekávaná a vysvětlitelná snad jen častějším zařazováním kukuřice (HORÁČEK, 1995) do osevních sledů a vyšší tvorbou FK z posklizňových zbytků. Zároveň jak uvedeno výše, jde o částečné zdůvodnění náznaku degradačního procesu. Vztahy k obsahům Cox a Cox HL jsou těsné a poněkud užší v bezorebné variantě MT (tab. č. 19).

Horkovodorozpustný uhlík (Chws)

Tato část půdního uhlíku, která tvoří jednu z jeho nejlabilnějších složek, je sice svou podstatou údajem kvantitativním, ale někteří autoři (KOLÁŘ et al., 2009) se v poslední době pokouší prostřednictvím jeho množství v půdě posuzovat schopnost této části půdní organické hmoty k mineralizaci, resp. ji hodnotit jako potenciální zásobu substrátu pro mikroorganismy. Bohužel zde není dosud dořešen kritériální aspekt z hlediska půdního typu a druhu, avšak pro srovnávací pokusy lze tento parametr použít.

A) Studená

Ze stanovených hodnot horkovodorozpustného uhlíku ve Studené (tab. č. 11) a jejich korelace k vybraným ukazatelům (tab. č. 18) je zřejmé, že těsnější vztah je k obsahu celkového uhlíku a obsahu jednotlivých jeho frakcí než k nalezeným hodnotám kvalitativních parametrů, i tak jsou ale korelační koeficienty vysoké u obou technologií zpracování půdy.

Tab. č. 11: Obsah horkovodorozpustného uhlíku - Chws [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	Chws [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	1,16	0,90	1,02	0,89	1,10	1,01	0,107	0,011
MT 15	0,68	0,65	0,74	0,68	0,75	0,70	0,038	0,001
MT 25	0,40	0,48	0,31	0,46	0,38	0,41	0,061	0,004
CT 5	0,89	0,82	1,09	1,00	0,92	0,94	0,093	0,009
CT 15	0,80	0,82	0,77	0,83	0,89	0,82	0,040	0,002
CT 25	0,46	0,42	0,45	0,62	0,38	0,47	0,082	0,007

Obsah Chws v první odběrové hloubce 0,05 – 0,10 m je vyšší (tedy příznivější) u varianty s minimálním zpracováním (MT 5) oproti zpracování s orbou (CT 5), ale u zbývajících dvou odběrových hloubek je tomu již obráceně, tedy příznivější hodnoty nalézáme u konvenční varianty pokusu (CT 15, CT 25) oproti minimalizační variantě (MT 15, MT 25) (graf č. 4). Podrobněji nelze tuto skutečnost komentovat, protože pro další zpřesnění a posouzení tohoto výsledku by musely být provedeny doplňkové testy mikrobiální aktivity.

B) Gross Enzersdorf

Obsahy horkovodorozpustného uhlíku v Gross Enzersdorfu (tab. č. 12, graf č. 15) velmi dobře sledují profilový průběh obsahů celkového oxidovatelného uhlíku (graf č. 12) a to v obou zkoumaných technologiích zpracování (MT, CT).

Tab. č. 12: Obsah horkovodorozpustného uhlíku - Chws [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

VARIANTA	Chws [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	0,60	0,64	0,66	0,57	0,69	0,63	0,043	0,002
MT 15	0,44	0,45	0,46	0,41	0,51	0,45	0,033	0,001
MT 25	0,32	0,36	0,38	0,39	0,43	0,38	0,036	0,001
MT 35	0,25	0,25	0,31	0,29	0,26	0,27	0,024	0,001
CT 5	0,60	0,62	0,63	0,65	0,56	0,61	0,031	0,001
CT 15	0,59	0,61	0,62	0,64	0,51	0,59	0,045	0,002
CT 25	0,53	0,55	0,57	0,61	0,48	0,55	0,043	0,002
CT 35	0,46	0,52	0,48	0,45	0,59	0,50	0,051	0,003

Od povrchu do hloubky klesají obsahy dosti rovnoměrně, ale v hloubce 0,30 – 0,40 m je pokles zřetelnější a ve shodě s celkovým oxidovatelným uhlíkem větší u varianty MT 35 oproti CT 35, přičemž u minimalizační varianty je vyšší obsah Chws

oproti konvenčnímu zpracování jen v povrchové vrstvě (opět však ve shodě s obsahem celkového Cox). Rozdíly mezi oběma variantami však nejsou nijak dramatické a lze říci, že v účinném profilu půdy na tomto stanovišti je dostatek energetických zdrojů pro půdní organismy. Přesto v MT variantě má profilový průběh obsahu Chws mnohem těsnější vztah se všemi předchozími kvantitativními ukazateli POH než ve variantě konvenční (tab. č. 19).

5.1.2 Kvalitativní parametry půdní organické hmoty

Poměr huminových kyselin k fulvokyselinám (HK:FK)

Podle odborné literatury patří poměr huminových kyselin k fulvokyselinám mezi nejpoužívanější ukazatele kvality vlastních humusových látek a půdní organické hmoty obecně. Zároveň je tento ukazatel důležitým analytickým znakem v klasifikačních systémech půd, systém ČR (NĚMEČEK et al., 2001) nevyjímaje. Jedná se vlastně o poměr oxidovatelného uhlíku obou frakcí humusových kyselin, pro který však nejsou vytvořeny absolutní kritériální hodnoty. Kvalitu tzv. humusu tak posuzujeme vždy se znalostí příslušného půdního typu a druhu, případně dle obvyklých hodnot dané lokality. Obecně lze u vyšších hodnot poměru huminových kyselin k fulvokyselinám usuzovat na vyšší kvalitu půdní organické hmoty.

A) Studená

Z výsledkové tabulky (tab. č. 13) a grafu (graf č. 5) poměru huminových kyselin k fulvokyselinám v rámci polního pokusu ve Studené lze v humusovém horizontu sice zaznamenat jistou podobnost v obou porovnávaných technologiích zpracování půdy, hodnoty jsou však příznivější u minimálního zpracování než u zpracování s orbou, i když statisticky neprůkazně. Zejména v povrchové vrstvě 0,05 – 0,10 m jde vzhledem k vyššímu obsahu celkového oxidovatelného uhlíku (Cox) o neočekávané zjištění. Vezme-li se v úvahu, že u minimálního systému zpracování se na tomto zvýšení podílí vyšší zastoupení primární organické hmoty, je třeba pro objasnění příznivější transformace POH v této hloubce u minimalizační technologie (MT 5) vzít v úvahu i osevni postup a oxidačně-redukční a vlhkostní poměry

stanoviště. Podrobnější vysvětlení by vyžadovalo další studii přesahující rámec této práce.

Tab. č. 13: Hodnoty poměru huminových kyselin k fulvokyselinám - HK:FK v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	HK:FK							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	0,82	0,73	0,70	0,67	0,77	0,74	0,055	0,003
MT 15	0,81	0,55	0,55	0,54	0,64	0,62	0,102	0,010
MT 25	0,46	0,48	0,52	0,44	0,64	0,51	0,071	0,005
CT 5	0,64	0,66	0,59	0,56	0,64	0,62	0,038	0,001
CT 15	0,57	0,52	0,49	0,52	0,73	0,57	0,087	0,008
CT 25	0,38	0,31	0,37	0,39	0,38	0,37	0,028	0,001

Pod humusovým horizontem, v hloubce 0,25 – 0,30 m, se také nacházejí kvalitnější humusové látky v technologii minimálního zpracování půdy oproti konvenčnímu. Rozdíl průměrných hodnot HK:FK mezi technologiemi je poměrně velký a dal by se zdůvodnit snad plošnou heterogenitou pokusného pozemku, která je patrná z rozdílů hodnot zjištěných u jednotlivých sond a potvrzuje závěry některých dalších prací na katedře (HORÁČEK et al., 2001). Vzhledem k analytické náročnosti disertační práce nebylo možné tento jev eliminovat.

Korelační koeficienty poměru HK:FK s většinou ostatních parametrů POH jsou vysoké u obou variant pokusu (tab. č. 18).

B) Gross Enzersdorf

Hned v úvodu této části diskuse týkající se kvalitativních parametrů půdní organické hmoty, resp. humusových látek pokusných ploch BOKU Vídeň v Gross Enzersdorfu nutno konstatovat, že nalezené hodnoty jsou vůbec největším překvapením celé práce a zdaleka neodpovídají hodnotám uváděným v literatuře

(PAVEL et al., 1984; STEVENESON, 1994). To se týká právě i poměru HK:FK, jednoho z nejčastěji užívaných parametrů kvality POH.

Hodnoty poměru HK:FK (tab. č. 14) se pohybují v půdních profilech pouze kolem hodnoty 1 a v největší odběrové hloubce 0,30 – 0,40 m u minimalizační technologie (MT 35) dokonce klesají pod tuto hodnotu. To znamená, že v této hloubce již mírně převažují fulvokyseliny nad kyselinami huminovými a je zde výrazná neshoda s údaji v literatuře (STEVENSON, 1994; KUBÁT et al., 2008). Méně kvalitní humusové látky vykazuje celý půdní profil zpracovávaný minimalizačně. Je patrně možné počítat se zjištěním, že v transformačních procesech posklizňových zbytků zařazované kukuřice převažuje tvorba fulvokyselin nad huminovými kyselinami (HORÁČEK, 1995). Přesto obecně nízká hodnota poměru HK:FK na tomto stanovišti nebyla uspokojivě vysvětlena ani po konzultaci s odborníky z jiných pracovišť, zabývajících se půdní organickou hmotou na BOKU Vídeň (např. prof. Gerzabkem).

Tab. č. 14: Hodnoty poměru huminových kyselin k fulvokyselinám - HK:FK v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

VARIANTA	HK:FK							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	1,02	0,95	0,94	1,08	0,88	0,97	0,071	0,005
MT 15	0,99	1,00	1,08	1,16	0,92	1,03	0,082	0,007
MT 25	1,01	0,98	1,00	1,02	0,97	1,00	0,015	0,000
MT 35	0,82	0,77	0,84	0,82	0,78	0,81	0,025	0,001
CT 5	1,11	1,16	1,16	1,25	1,10	1,16	0,052	0,003
CT 15	1,15	1,17	1,19	1,10	1,18	1,16	0,032	0,001
CT 25	1,20	1,36	1,05	1,17	1,15	1,19	0,100	0,010
CT 35	1,11	1,11	1,09	1,09	1,01	1,08	0,038	0,001

K podobným výsledkům sice dospívají i někteří další autoři (např. MARTINEC et al., 2010), zejména na Moravě, ale tam se jedná převážně o silně erodované černozemě, kdy v humusovém horizontu obdělávaných půd je již značná příměs půdotvorného substrátu (většinou spraše).

Dovolím si však uvést ještě jedno možné vysvětlení poskytnuté vedoucím práce, že totiž nízemolekulární fulvokyseliny, které jsou extrahovány z půdy alkalickým extraktantem stejně jako frakce huminových kyselin, mohou kromě své vysoké iontovýmenné kapacity zřejmě ve spojení s kationty Ca a Mg (což je případ Moravy i Gross Enzersdorfu) mít i jisté agregační schopnosti. To by však bylo nutno nejprve dále analyticky ověřit a případně frakcionaci HL a ukazatel HK:FK určitým způsobem přehodnotit.

Barevný kvocient (Q 4/6)

Barevný kvocient patří společně s poměrem HK:FK k nejpoužívanějším parametrům, které charakterizují kvalitu humusových látek a potažmo i kvalitu veškeré půdní organické hmoty. Při stanovení Q 4/6 se však jedná o zcela odlišný analytický postup, který se zdá velmi jednoduchou záležitostí, ale prakticky tomu tak není, neboť celý postup je potřeba určitým způsobem standardizovat, zejména v porovnávacích studiích (HORÁČEK et al., 2001). Nižší hodnoty barevného kvocientu představují obecně vyšší kvalitu půdní organické hmoty, resp. značí vyšší zastoupení a větší kondenzaci aromatických systémů makromolekul humusových látek – tedy převahu huminových kyselin nad fulvokyselinami.

A) Studená

Hodnoty barevného kvocientu v půdním profilu polního pokusu ve Studené (tab. č. 15, graf č. 6) příliš neodpovídají profilovému poklesu kvality humusových látek zjištěnému prostřednictvím poměru HK:FK (graf č. 5) v obou porovnávaných systémech zpracování půdy a ve vzájemně si odpovídajících odběrových hloubkách.

Ze zjištěných hodnot barevného kvocientu ovšem lze, stejně jako u poměru HK:FK, konstatovat, že ve všech odběrových hloubkách vychází jako příznivější pro kvalitu humusových látek varianta minimálního zpracování půdy oproti konvenční

variantě s pravidelným zařazením podzimní hluboké orby. Největší rozdíl hodnot je patrný u nejhlubší zkoumané vrstvy (MT 25, CT 25), stejně jako v případě ukazatele HK:FK v této vrstvě.

Tab. č. 15: Hodnoty barevného kvocientu - Q 4/6 v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	Q 4/6							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	6,52	6,38	6,32	6,58	6,02	6,36	0,196	0,038
MT 15	6,22	6,31	6,39	6,12	6,18	6,24	0,096	0,009
MT 25	4,81	5,29	5,53	5,66	4,82	5,22	0,353	0,125
CT 5	6,70	6,89	6,80	6,61	6,82	6,76	0,098	0,010
CT 15	6,42	6,50	6,78	6,53	6,67	6,58	0,129	0,017
CT 25	6,20	6,21	6,40	6,18	6,03	6,20	0,118	0,014

Stupně korelační závislosti Q 4/6 a ostatních parametrů POH jsou v obou variantách pokusu srovnatelné se stupni korelační závislosti těchto parametrů u HK:FK (tab. č. 18).

B) Gross Enzersdorf

Hodnoty barevného kvocientu na pokusných pozemcích v Gross Enzersdorfu (tab. č. 16) rovněž neodpovídají číselným údajům z literatury pro daný půdní typ. Pohybují se kolem hodnoty 4, zatím co pro černozemě by se měly číselně pohybovat okolo hodnoty 1 nejvýše 2 (KUBÁT et al., 2008). S hodnotami poměrů HK:FK však obecně korespondují, i když rozdíly mezi technologiemi zpracování půdy jsou u Q 4/6 mírně odlišné (graf č. 17). Jde zejména o humusový horizont, kde poměr HK:FK (graf č. 16) je pro obě porovnávané technologie rozdílný a hodnoty barevného kvocientu jsou prakticky shodné a dále také o největší zjišťovanou hloubku (0,30 – 0,40 m) v minimalizační variantě, kde by se dala očekávat výrazněji vyšší hodnota Q

4/6 vzhledem k nejhorší kvalitě humusových látek v půdním profilu této varianty signalizované nejnižším poměrem HK:FK. Z uvedeného vyplývá, že ani v tomto případě se nelze na výsledky stanovení barevného kvocientu plně spolehnout a rozdíl v těchto hloubkách mezi Q 4/6 a poměrem HK:FK není možné nijak logicky zdůvodnit.

Tab. č. 16: Hodnoty barevného kvocientu - Q 4/6 v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

VARIANTA	Q 4/6							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	3,87	3,98	4,24	4,02	4,04	4,03	0,120	0,014
MT 15	4,18	4,27	3,87	4,15	4,09	4,11	0,134	0,018
MT 25	4,15	4,19	3,90	4,06	4,08	4,08	0,100	0,010
MT 35	4,11	4,06	4,13	4,08	4,11	4,10	0,025	0,001
CT 5	3,99	4,03	4,04	3,96	3,96	4,00	0,034	0,001
CT 15	3,86	3,90	3,91	3,74	3,82	3,85	0,062	0,004
CT 25	3,93	3,85	3,86	3,95	3,92	3,90	0,040	0,002
CT 35	3,86	3,76	3,71	3,97	3,71	3,80	0,100	0,010

Stupeň humifikace Sh

Gross Enzersdorf

Tento méně používaný kvalitativní parametr POH byl pro stanoviště v Gross Enzersdorfu vypočten vzhledem k nepřilíš obvyklým hodnotám HK:FK a Q 4/6 pro daný půdní typ nacházející se v dané oblasti, a zároveň i pro jistou nekonzistentnost uvedených parametrů vzhledem k jednotlivým odběrovým hloubkám. Bohužel i zde nutno konstatovat, že hodnoty stupně humifikace (tab. č. 17) jsou pro daný půdní typ obecně neobvykle nízké. Navíc Sh zde překvapivě vyznívá lépe pro minimalizaci

oproti konvenčnímu zpracování, POH lze označit za kvalitnější u MT, i když číselné rozdíly nejsou nijak velké. Opět jde o obtížně vysvětlitelnou skutečnost, pro jejíž objasnění by byly potřebné další speciální analýzy.

Tab. č. 17: Hodnoty stupně humifikace - Sh [%] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

VARIANTA	Sh [%]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	43,78	42,51	41,48	41,78	43,25	42,56	0,865	0,749
MT 15	42,82	43,02	42,42	41,75	43,21	42,65	0,518	0,268
MT 25	43,15	42,33	41,06	43,19	40,98	42,14	0,966	0,932
MT 35	40,96	42,29	43,38	42,74	41,74	42,22	0,832	0,691
CT 5	37,38	38,95	38,47	37,51	37,41	37,94	0,645	0,416
CT 15	37,73	37,50	37,53	37,51	39,45	37,95	0,755	0,570
CT 25	39,02	38,47	35,65	35,98	35,95	37,01	1,430	2,046
CT 35	37,40	37,76	36,91	39,13	37,90	37,82	0,738	0,544

5.1.3 Vzájemné korelace parametrů půdní organické hmoty

Korelační vztahy parametrů POH byly pro přehlednost hodnoceny u jednotlivých diskutovaných parametrů POH, níže jsou uvedeny souhrnné tabulky pro obě pokusná stanoviště.

A) Studená

Tab. č. 18: Vzájemné korelace parametrů POH v půdním profilu 0,05 – 0,30 m minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

PARAMETR VYSVĚTLUJÍCÍ	STATISTICKÁ VELIČINA	VARIANTA		PARAMETR VYSVĚTLOVANÝ
		MT	CT	
Cox [mg.g ⁻¹]	průměr	14,648	12,909	
	směrodatná odchylka	7,082	5,724	
	korelační koeficient	0,995	0,978	Cox HL
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký	[mg.g⁻¹]
	korelační koeficient	0,988	0,969	Cox HK
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký	[mg.g⁻¹]
	korelační koeficient	0,976	0,970	Cox FK
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký	[mg.g⁻¹]
	korelační koeficient	0,945	0,915	Chws
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký	[mg.g⁻¹]
	korelační koeficient	0,746	0,881	HK:FK
	stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký	
Cox HL [mg.g ⁻¹]	průměr	7,927	7,441	
	sm.odchylka	3,215	3,003	
	korelační koeficient	0,984	0,989	Cox HK
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký	[mg.g⁻¹]
	korelační koeficient	0,989	0,993	Cox FK
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký	[mg.g⁻¹]
	korelační koeficient	0,927	0,916	Chws
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký	[mg.g⁻¹]
	korelační koeficient	0,724	0,873	HK:FK
	stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký	
	korelační koeficient	0,881	0,896	Q 4/6
	stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký	

Cox HK [mg.g ⁻¹]		MT	CT	
	průměr	3,120	2,647	
	sm.odchylka	1,493	1,310	
	korelační koeficient	0,947	0,965	Cox FK
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký	[mg.g⁻¹]
	korelační koeficient	0,949	0,909	Chws
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký	[mg.g⁻¹]
	korelační koeficient	0,826	0,931	HK:FK
	stupeň korelační závislosti	vysoký	velmi vysoký	
	korelační koeficient	0,840	0,900	Q 4/6
stupeň korelační závislosti	vysoký	velmi vysoký		
Cox FK [mg.g ⁻¹]		MT	CT	
	průměr	4,807	4,794	
	sm.odchylka	1,765	1,719	
	korelační koeficient	0,887	0,907	Chws
	stupeň korelační závislosti	vysoký	velmi vysoký	[mg.g⁻¹]
	korelační koeficient	0,621	0,815	HK:FK
	stupeň korelační závislosti	střední	vysoký	
	korelační koeficient	0,894	0,880	Q 4/6
stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký		
Chws [mg.g ⁻¹]		MT	CT	
	průměr	0,707	0,744	
	sm.odchylka	0,259	0,216	
	korelační koeficient	0,767	0,840	HK:FK
	stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký	
	korelační koeficient	0,773	0,826	Q 4/6
stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký		
HK:FK		MT	CT	
	průměr	0,621	0,517	
	sm.odchylka	0,123	0,122	
	korelační koeficient	0,553	0,816	Q 4/6
stupeň korelační závislosti	střední	vysoký		
Q 4/6		MT	CT	
	průměr	5,943	6,516	
sm.odchylka	0,566	0,260		

B) Gross Enzersdorf

Tab. č. 19: Vzájemné korelace parametrů POH v půdním profilu 0,00 – 0,40 m minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

PARAMETR VYSVĚTLUJÍCÍ	STATISTICKÁ VELIČINA	VARIANTA		PARAMETR VYSVĚTLOVANÝ
		MT	CT	
Cox [mg.g ⁻¹]	průměr	14,773	16,746	
	směrodatná odchylka	2,598	0,949	
	korelační koeficient	0,994	0,910	Cox HL
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký	[mg.g ⁻¹]
	korelační koeficient	0,981	0,862	Cox HK
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	vysoký	[mg.g ⁻¹]
	korelační koeficient	0,957	0,807	Cox FK
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	vysoký	[mg.g ⁻¹]
	korelační koeficient	0,901	0,699	Chws
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	střední	[mg.g ⁻¹]
	korelační koeficient	0,688	0,450	HK:FK
	stupeň korelační závislosti	střední	mírný	
	korelační koeficient	-0,165	0,488	Q 4/6
	stupeň korelační závislosti	nízký	mírný	
korelační koeficient	0,136	0,013	Sh	
stupeň korelační závislosti	nízký	nízký	[%]	
Cox HL [mg.g ⁻¹]	průměr	6,266	6,327	
	sm.odchylka	1,123	0,413	
	korelační koeficient	0,982	0,958	Cox HK
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký	[mg.g ⁻¹]
	korelační koeficient	0,970	0,868	Cox FK
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	vysoký	[mg.g ⁻¹]
	korelační koeficient	0,904	0,601	Chws
stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	střední	[mg.g ⁻¹]	

Cox HL [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,672	0,524	HK:FK
	stupeň korelační závislosti	střední	střední	
	korelační koeficient	-0,171	0,493	Q 4/6
	stupeň korelační závislosti	nízký	mírný	
	korelační koeficient	0,244	0,426	Sh [%]
	stupeň korelační závislosti	nízký	mírný	
Cox HK [mg.g ⁻¹]	průměr	MT 3,068	CT 3,379	
	sm.odchylka	0,651	0,283	
	korelační koeficient	0,907	0,688	Cox FK [mg.g ⁻¹]
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	střední	
	korelační koeficient	0,833	0,531	Chws [mg.g ⁻¹]
	stupeň korelační závislosti	vysoký	střední	
	korelační koeficient	0,797	0,747	HK:FK
	stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký	
	korelační koeficient	-0,182	0,490	Q 4/6
	stupeň korelační závislosti	nízký	mírný	
	korelační koeficient	0,201	0,429	Sh [%]
	stupeň korelační závislosti	nízký	mírný	
Cox FK [mg.g ⁻¹]	průměr	MT 3,198	CT 2,948	
	sm.odchylka	0,499	0,164	
	korelační koeficient	0,948	0,597	Chws [mg.g ⁻¹]
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	střední	
	korelační koeficient	0,471	0,031	HK:FK
	stupeň korelační závislosti	mírný	nízký	
	korelační koeficient	-0,146	0,396	Q 4/6
	stupeň korelační závislosti	nízký	mírný	
	korelační koeficient	0,287	0,334	Sh [%]
	stupeň korelační závislosti	nízký	mírný	
Chws [mg.g ⁻¹]	průměr	MT 0,434	CT 0,564	
	sm.odchylka	0,136	0,061	

Chws [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,384	0,191	HK:FK		
	stupeň korelační závislosti	mírný	nízký			
	korelační koeficient	-0,201	0,250	Q 4/6		
	stupeň korelační závislosti	nízký	nízký			
	korelační koeficient	0,201	-0,076	Sh [%]		
	stupeň korelační závislosti	nízký	nízký			
HK:FK	průměr	MT	CT	Q 4/6		
		0,952	1,146			
	sm.odchylka	0,103	0,072		Sh [%]	
		korelační koeficient	-0,149			0,309
	stupeň korelační závislosti	nízký	mírný			Sh [%]
	korelační koeficient	0,005	0,279			
stupeň korelační závislosti	nízký	nízký				
Q 4/6	průměr	MT	CT	Sh [%]		
		4,079	3,887			
	sm.odchylka	0,108	0,097		Sh [%]	
		korelační koeficient	-0,037			0,137
stupeň korelační závislosti	nízký	nízký	Sh [%]			
Sh [%]	průměr	MT	CT			
		42,392	37,681			
	sm.odchylka	0,840	1,022			

5.2 VYBRANÉ DOPLŇUJÍCÍ PŮDNÍ PARAMETRY STANOVIŠTĚ STUDENÁ A JEJICH VZTAH S PARAMETRY POH

Vzhledem k úzké vazbě s parametry půdní organické hmoty byla pro doplnění souboru parametrů POH v lokalitě Studená a ověření vzájemných korelačních vztahů vybrána kationtová výměnná sorpční kapacita společně s pufrací kapacitou a měrnou hmotností, přičemž vyšší korelační závislost může zdůraznit vliv rozdílného zpracování půdy na rozdíl zjištěných hodnot.

5.2.1 Kationtová výměnná sorpční kapacita

Maximální kationtová výměnná sorpční kapacita MKVSK, zkráceně KVK (někdy označovaná jako T nebo CEC podle anglosaských zemí) se uplatňuje v hodnocení produkční schopnosti půd již dosti dlouho. Zároveň je to parametr, který má vysokou vypovídací schopnost i při posuzování mimoprodukčních funkcí půdy.

Z grafu č. 7 a tabulky č. 20 kationtové výměnné sorpční kapacity polního pokusu ve Studené si lze povšimnout, že hodnoty jsou v nejmenší a největší odběrové hloubce mírně příznivější u minimálního zpracování (MT 5, MT 25) oproti zpracování konvenčnímu (CT 5, CT 25), v prostřední odběrové hloubce je situace opačná. Rozdíl ovšem není ani v jedné sledované hloubce statisticky průkazný. Zjištěný trend vyšší KVK v povrchové vrstvě u zpracování bez orby koresponduje s výsledky RAUSE (2000) a CHANA et al. (1992).

Zároveň lze konstatovat, že ani u jednoho způsobu zpracování půdy nepozorujeme očekávaný profilový průběh hodnot. U obou technologií jsou relativně velké rozdíly hodnot mezi povrchovou vrstvou (MT 5, CT 5) a následující hloubkou (MT 15, CT 15), i když trend bližších hodnot u CT oproti MT v těchto dvou sledovaných hloubkách zaznamenat lze. U bezorebné varianty by vyšší hodnoty v povrchové vrstvě mohly nasvědčovat tomu, že použitou metodou stanovení byla patrně stanovena i nějaká ionto-výměnná složka primární organické hmoty. U varianty s orbou, kde by se dala předpokládat větší homogenita humusového horizontu a tím pádem bližší hodnoty KVK v prvních dvou hloubkách, je možné rozdíly v hodnotách KVK částečně zdůvodnit poměrně velkými rozdíly v množství a kvalitě půdní

organické hmoty.

I v nejhlubší odebírané vrstvě jsou hodnoty kationtové výměnné sorpční kapacity poměrně vysoké u obou variant zpracování (MT 25, CT 25). Z důkladnějšího porovnání profilového průběhu kationtové výměnné sorpční kapacity (graf č. 7) a půdní organické hmoty hodnocené parametrem celkového oxidovatelného uhlíku (graf č. 1), případně kvalitativními parametry POH (např. graf č. 5), můžeme vzhledem k nízkým, resp. méně příznivým hodnotám těchto parametrů v hloubce 0,25-0,30 m odvodit, že na výsledné sorpci se na celém pokusném stanovišti nejspíše podílí více minerální složka sorpčního půdního komplexu než jeho složka organická.

Tab. č. 20: Hodnoty kationtové výměnné sorpční kapacity - KVK [mmol.kg^{-1}] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	KVK [mmol.kg^{-1}]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	79,47	79,67	79,13	78,31	78,50	79,02	0,531	0,282
MT 15	67,72	69,16	68,28	67,93	68,60	68,34	0,509	0,259
MT 25	61,45	60,32	59,80	61,10	62,03	60,94	0,795	0,632
CT 5	78,03	77,89	78,51	78,76	77,50	78,14	0,448	0,201
CT 15	71,81	71,97	70,22	71,40	72,12	71,50	0,686	0,470
CT 25	57,63	58,30	58,46	57,84	59,17	58,28	0,537	0,288

Korelační koeficienty mezi hodnotami kationtové výměnné sorpční kapacity a celkovým uhlíkem, stejně tak uhlíkem humusových látek a jejich frakcí jsou přesto velmi vysoké pro obě varianty pokusu a dokládají velmi těsný vztah (tab. č. 21), což potvrzuje výsledky ROBERTA (2001) a CROVETTA (2001). Korelační vztahy jsou těsnější u konvenčního zpracování oproti minimalizačnímu. Rozdíly jsou však velmi malé a vysvětlitelné již výše popsaným profilovým průběhem množství a kvality půdní organické hmoty, které ovlivňují výslednou hodnotu KVK.

Tab. č. 21: Korelace parametrů POH s kationtovou výměnnou sorpční kapacitou v půdním profilu 0,05 – 0,30 m minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

PARAMETR VYSVĚTLUJÍCÍ	STATISTICKÁ VELIČINA	PARAMETR VYSVĚTLOVANÝ	
		KVK [mmol.kg ⁻¹]	
		MT	CT
	průměr	69,431	69,307
	směrodatná odchylka	7,446	8,274
Cox [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,973	0,985
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox HL [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,954	0,982
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox HK [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,969	0,977
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox FK [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,918	0,971
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
Chws [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,953	0,936
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
HK:FK	korelační koeficient	0,767	0,879
	stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký
Q 4/6	korelační koeficient	0,766	0,877
	stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký

Teoreticky nejtěsněji by s kationtovou výměnnou sorpční kapacitou měly korelovat obsahy uhlíku humusových látek, ovšem za předpokladu, že organický podíl sorpčního komplexu převažuje nad podílem minerálním. V našem případě tomu tak není, přesto jsou nižší hodnoty, i když jen nepatrně, korelačních koeficientů KVK s oxidovatelným uhlíkem huminových kyselin (Cox HK) i humusových látek (Cox HL) oproti celkovému uhlíku (Cox) poněkud neočekávané. To by znamenalo, že se v pokusné lokalitě na sorpci podílí patrně nějaká složka primární organické hmoty, což v rámci analytických možností práce již nebylo možné vyšetřit. Rozdíly korelačních koeficientů pro rozdílné způsoby zpracování jsou ale malé a nelze je proto nijak závažněji komentovat.

5.2.2 Pufrační kapacita

Pufrační kapacita, náležející mezi důležité půdní ukazatele, naznačuje schopnost půdy odolávat změnám půdní reakce. Má úzký vztah k půdní sorpci, zejména pak k hodnotě KVK.

Z porovnání minimalizační a konvenční technologie zpracování půdy (graf č. 7, tab. č. 22) je patrný největší rozdíl mezi hodnotami pufrační kapacity v povrchové vrstvě půdy 0,05 – 0,10 m. Vyšší hodnoty v povrchové vrstvě se nacházejí u varianty minimálního zpracování MT 5 oproti variantě konvenční CT 5 a mohly by naznačovat, že do ústojnosti půdy je kromě koloidů, podílejících se na kationtové výměnné sorpční kapacitě, zapojen ještě jiný systém, který by mohl souviset s vyšším obsahem celkového oxidovatelného uhlíku. Výše uvedená zjištění nekorespondují s výsledky CHANA et al. (1992) a RAUSE (2000), kteří uvádí pro tuto odběrovou hloubku vyšší pufrovitost po zpracování půdy orbou.

Ve střední odběrové hloubce se hodnoty pufrační kapacity v obou variantách zpracování (MT 15, CT 15) sobě blíží, mírně nižší hodnoty vykazuje zpracování půdy s orbou oproti zpracování bez orby, zároveň je, při porovnání obou variant, nižší pokles hodnot pufrační kapacity v této hloubce oproti povrchové vrstvě půdy dle očekávání u varianty s orbou.

V nejnižší zkoumané hloubce 0,25 – 0,30 m jsou naopak vyšší hodnoty pufrační kapacity u konvenčního zpracování.

Tab. č. 22: Hodnoty pufrální kapacity [mmol.kg^{-1}] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	PUFRAČNÍ KAPACITA [mmol.kg^{-1}]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	40,52	40,78	39,89	40,67	41,12	40,60	0,405	0,164
MT 15	26,02	27,28	27,11	26,92	27,60	26,99	0,532	0,283
MT 25	14,42	15,47	14,92	14,83	15,18	14,96	0,352	0,124
CT 5	30,46	29,62	29,90	30,81	29,49	30,06	0,503	0,253
CT 15	25,90	26,32	26,12	27,02	25,66	26,20	0,464	0,215
CT 25	17,47	16,61	17,22	16,89	17,59	17,16	0,363	0,132

V podmínkách polního pokusu ve Studené vychází korelační vztah mezi pufrální kapacitou, uvedenou pro lepší možnost srovnání ve shodných jednotkách, tedy mmol.kg^{-1} půdy, a kationtovou výměnnou kapacitou velmi těsný jak pro minimální zpracování, tak pro zpracování konvenční (tab. č. 23). Pufrální kapacita má však i přes vysokou korelaci poněkud odlišný průběh než kationtová sorpční kapacita (graf č. 7). V nejnižší sledované hloubce (0,25 – 0,30 m) vykazuje vyšší hodnotu pufrální kapacity konvenční zpracování, což je rozdíl od profilového průběhu KVK. Bližší objasnění těchto odchylek by vyžadovalo další šetření, které přesahuje rámec této práce. Určitým vodítkem by mohly být vyšší hodnoty korelačních koeficientů pufrální kapacity a většiny kvantitativních ukazatelů půdní organické hmoty u konvenční varianty oproti minimálnímu zpracování (tab. č. 23).

Tab. č. 23: Korelace parametrů POH a KVK s pufrací kapacitou v půdním profilu 0,05 - 0,30 m minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

PARAMETR VYSVĚTLUJÍCÍ	STATISTICKÁ VELIČINA	PARAMETR VYSVĚTLOVANÝ	
		Pufrací kapacita [mmol.kg ⁻¹]	
		MT	CT
	průměr	27,515	24,472
	směrodatná odchylka	10,480	5,425
Cox [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,985	0,990
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox HL [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,972	0,980
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox HK [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,980	0,968
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox FK [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,942	0,975
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
Chws [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,959	0,933
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
HK:FK	korelační koeficient	0,763	0,860
	stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký
Q 4/6	korelační koeficient	0,809	0,875
	stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký
KVK [mmol.kg ⁻¹]	korelační koeficient	0,994	0,995
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký

5.2.3 Měrná hmotnost

Z hodnot měrné hmotnosti lze obecně usuzovat na vyšší či nižší zastoupení organického podílu v půdě nebo na obsah těžších minerálů v minerálním podílu půdy. Hodnoty měrné hmotnosti u pokusného pozemku ve Studené (tab. č. 24) se pohybují v obvyklých mezích pro daný půdní typ a také úměrně k obsahu celkového oxidovatelného uhlíku Cox.

Tab. č. 24: Hodnoty měrné hmotnosti – Mz [$\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	Mz [$\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$]							
	půdní vzorek					průměr	směrodatná odchylka	rozptyl
	1	2	3	4	5			
MT 5	2,58	2,58	2,57	2,58	2,59	2,58	0,006	0,000
MT 15	2,60	2,61	2,60	2,62	2,61	2,61	0,007	0,000
MT 25	2,64	2,66	2,64	2,66	2,65	2,65	0,009	0,000
CT 5	2,58	2,59	2,59	2,59	2,60	2,59	0,006	0,000
CT 15	2,61	2,60	2,61	2,62	2,61	2,61	0,006	0,000
CT 25	2,65	2,65	2,66	2,67	2,67	2,66	0,009	0,000

Průměrné hodnoty Mz jak u minimálního zpracování, tak u zpracování konvenčního od povrchu do hloubky nepatrně stoupají (graf č. 8) dle očekávání (s úbytkem POH), i když u orby v prvních dvou odběrových hloubkách, tj. ve zpracovávané vrstvě, by tomu tak být nemělo, protože tato vrstva by měla být častým promícháváním prakticky homogenní. Vysvětlením je však dobrá korelace ke stanoveným hodnotám celkového uhlíku Cox (tab. č. 25). Lze pozorovat nepatrně nižší hodnoty v průměru všech hloubek u varianty systému minimalizace a to rovněž v souladu s výše uvedenou skutečností - vyšší průměrný obsah Cox se vyskytuje ve všech třech odběrových hloubkách varianty MT oproti konvenčnímu zpracování. Nutno však dodat, že rozdíly jsou pouze v řádu setin. To naznačuje jen trend,

poněvadž tento rozdíl leží na hranici chyby pyknometrické metody stanovení měrné hmotnosti.

Tab. č. 25: Korelace parametrů POH s měrnou hmotností v půdním profilu 0,05 – 0,30 m minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

PARAMETR VYSVĚTLUJÍCÍ	STATISTICKÁ VELIČINA	PARAMETR VYSVĚTLOVANÝ	
		Měrná hmotnost M_z [$\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$]	
		MT	CT
	průměr	2,613	2,620
	směrodatná odchylka	0,030	0,030
Cox [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]	korelační koeficient	-0,973	-0,969
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox HL [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]	korelační koeficient	-0,978	-0,952
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox HK [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]	korelační koeficient	-0,978	-0,944
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox FK [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]	korelační koeficient	-0,955	-0,943
	stupeň korelační závislosti	velmi vysoký	velmi vysoký
Chws [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]	korelační koeficient	-0,894	-0,893
	stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký
HK:FK	korelační koeficient	-0,774	-0,840
	stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký
Q 4/6	korelační koeficient	-0,830	-0,873
	stupeň korelační závislosti	vysoký	vysoký

Přestože vzájemný vztah Mz a POH lze považovat do jisté míry za orientační, v tomto polním pokusu se ukazuje jako velmi těsný a to pro kvantitativní ukazatele mírně těsnější v minimálním zpracování, u kvalitativních parametrů ve zpracování konvenčním (tab. č. 25).

5.3 VODOSTÁLÉ AGREGÁTY

Vodostálost půdních agregátů je v poslední době často užívaný půdní parametr, označující relativní množství půdních agregátů odolných rozplavení. Tato charakteristika nabývá stále na významu vzhledem k charakteru současného počasí vyznačujícího se intenzivními srážkami většinou místního rozsahu. Do předkládané práce byla ale zařazena zejména proto, že v rámci mého studijního pobytu na BOKU ve Vídni nám bylo spolu s kolegyní umožněno stanovit distribuci vodostálých agregátů zde nově vyvíjenou a ověřovanou ultrazvukovou metodou. Protože je tato metoda navíc nedestruktivní, bylo velikostní skupinové rozdělení agregátů ještě dále použito pro vyšetření vlivu humusových látek na jejich stabilitu. To je postup, který u nás doposud nikdo nepoužil, a to zejména z důvodu odpovídající přístrojové techniky. Zároveň však nutno dodat, že se tento postup povedlo provést pouze u vzorků ze Studené a data z pokusné stanice v Gross Enzersdorfu která měla být srovnávací a měla být stanovena později, se nám již z příslušného pracoviště BOKU Vídeň nepodařilo získat. Tím je tato část práce do jisté míry ochuzena, ale v tomto případě nepomohly ani osobní intervence vedoucího práce. Zároveň si dovoluji připomenout, že ultrazvuková metoda byla na BOKU Vídeň ve stadiu ověřování a korelace s klasickou rozplavovací metodou nebyly vždy nejtěsnější a získané výsledky je nutno brát s určitou rezervou.

Také je třeba dodat, že bylo respektováno zrnitostně-velikostní rozdělení obvyklé pro anglosaskou oblast. To znamená, že bylo stanoveno procentické zastoupení vodostálých agregátů o rozměrech 2 000-630 μm , 630-250 μm , 250-63 μm a podíl agregátů menších než 63 μm .

Výsledky rozdělení vodostálých agregátů pokusného pozemku ve Studené jsou shrnuty v tabulce č. 26 a zobrazeny v grafu č. 9.

Tab. č. 26: Zastoupení [%] jednotlivých velikostních skupin [μm] vodostálých agregátů v jednotlivých hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	VODOSTÁLOST AGREGÁTŮ (%)								
	velikost agregátů (μm)	půdní vzorek					průměr	směrod. odchylka	rozptyl
		1	2	3	4	5			
MT 5	2000-630	28,61	31,69	29,63	28,89	32,28	30,22	1,491	2,223
	630-250	16,31	15,41	13,79	17,28	14,09	15,38	1,317	1,734
	250-63	24,15	20,60	19,77	22,10	21,15	21,55	1,503	2,259
	< 63	30,94	32,28	36,76	31,66	32,52	32,83	2,039	4,157
MT 15	2000-630	32,24	36,69	34,12	38,44	31,89	34,68	2,539	6,446
	630-250	16,69	14,14	16,63	13,37	16,48	15,46	1,417	2,007
	250-63	21,67	20,39	18,53	17,47	19,94	19,60	1,463	2,141
	< 63	29,37	29,84	30,75	30,81	31,67	30,49	0,805	0,648
MT 25	2000-630	47,28	52,49	45,81	51,33	49,26	49,23	2,471	6,107
	630-250	17,91	18,29	15,67	16,32	14,32	16,50	1,461	2,133
	250-63	13,47	10,43	14,32	11,78	12,78	12,56	1,351	1,824
	< 63	21,34	18,79	24,19	20,57	23,58	21,69	1,980	3,922
CT 5	2000-630	28,81	30,67	29,11	31,53	34,48	30,92	2,041	4,167
	630-250	16,15	16,99	16,35	14,46	13,56	15,50	1,281	1,642
	250-63	24,19	22,31	21,63	22,08	21,89	22,42	0,913	0,833
	< 63	30,84	30,13	32,89	31,98	29,73	31,11	1,172	1,373
CT 15	2000-630	33,00	34,10	35,33	34,90	31,26	33,72	1,463	2,140
	630-250	15,20	16,50	13,61	14,10	13,54	14,59	1,125	1,265
	250-63	20,80	19,20	21,18	19,80	20,77	20,35	0,734	0,539
	< 63	31,01	30,22	29,89	31,17	34,43	31,34	1,615	2,609
CT 25	2000-630	36,39	43,94	33,48	41,02	37,28	38,42	3,662	13,411
	630-250	15,87	17,65	16,19	12,93	14,50	15,43	1,601	2,563
	250-63	14,28	14,92	14,67	13,13	13,37	14,07	0,707	0,500
	< 63	33,40	23,49	35,59	33,04	34,76	32,06	4,381	19,190

Je patrné, že první dvě odběrové hloubky mají co do zastoupení jednotlivých velikostních skupin agregátů v porovnávaných variantách zpracování obdobný profilový průběh. Průměry jejich procentického zastoupení se v odpovídajících si hloubkách nijak výrazně neliší, rozdíly jsou malé, statisticky neprůkazné a možno i uvažovat, že se pohybují v mezích chyby použité metody stanovení. Z uvedeného by se dalo usuzovat, že způsob zpracování, resp. působení pracovních částí strojů v rozdílných technologiích nemají podstatný vliv na zastoupení stanovených velikostních skupin vodostálých agregátů v části půdního profilu, kam v obou variantách pokusu zpracování zasahuje. Toto zjištění je poněkud překvapivé, i s ohledem k výsledkům některých autorů (např. KASPER et al., 2009; ŠIMANSKÝ et al., 2008; DARAGHMEH et al., 2009; ROLDÁN et al., 2007), kteří uvádějí v těchto odběrových hloubkách vyšší zastoupení vodostálých agregátů u minimalizačních a redukováných systémů zpracování půdy oproti konvenčním. Vzhledem však k tomu, že se jedná o provozní pokus, kdy v jednotlivých letech není používána vždy totožná mechanizace, lze výsledky touto skutečností odůvodnit.

Poněkud jiné je však rozdělení velikostních skupin vodostálých agregátů v třetí sledované hloubce (0,25-0,30 m). V této části půdního profilu je zastoupení agregátů rozměru 2000–630 μm výrazně a statisticky průkazně vyšší u minimálního způsobu zpracování (MT 25) oproti konvenčnímu (CT 25) a činí prakticky polovinu všech vodostálých agregátů. V našem případě je to na úkor nejmenší velikostní skupiny rozměru menšího než 63 μm , jejíž zastoupení u klasiky je naopak přibližně o 10% vyšší než u minimalizační technologie. Lze tedy říci, že agregace je v této hloubce ve srovnání s konvenčním systémem příznivější u minimalizace. U zbývajících dvou velikostních skupin (630–250 a 250–63 μm) statisticky významný rozdíl již nenalzáme a v obou technologiích zpracování ještě zjišťujeme v této vrstvě (0,25-0,30 m) nižší zastoupení vodostálých agregátů velikostních skupiny 250–63 μm , než v prvních dvou odběrových hloubkách. To nelze však v tomto případě nijak uspokojivě vysvětlit. Rozdíl však není příliš velký a tato frakce není pro půdní vlastnosti svým procentickým zastoupením příliš důležitá.

V diskusi k výsledkům vodostálosti strukturních agregátů je třeba dodat, že většina autorů se zabývá zkoumáním tohoto parametru u velmi různých velikostních skupin a většinou pouze v povrchové vrstvě půdy.

Korelační vztahy vodostálosti a kvantitativních parametrů POH jsou obecně těsnější u MT (tab. č. 27) oproti CT (tab. č. 28). Největší rozdíl těsnosti vztahů u porovnávaných technologií vychází u skupiny agregátů < 63 μm. Korelační závislosti vodostálosti s kvalitativními parametry POH jsou v obou variantách zpracování srovnatelné, jen nejmenší velikostní skupina agregátů < 63 μm vykazuje vyšší závislost u MT oproti CT. Co se týče vztahů vodostálosti s KVK, pufrací kapacitou a měrnou hmotností, lze je hodnotit jako těsnější u MT, opačný trend je patrný jen u velikostní skupiny agregátů 250 – 630 μm.

Tab. č. 27: Korelace parametrů POH, KVK, PK a Mz s vodostálostí strukturálních agregátů podle jejich velikostních skupin v půdním profilu 0,05 – 0,30 m, minimalizační technologie zpracování půdy (MT), Studená, 2005

PARAMETR VYSVĚTLUJÍCÍ (MT)	STATISTICKÁ VELIČINA	PARAMETR VYSVĚTLOVANÝ (MT)			
		vodostálost agregátů [%] podle jejich velikostních skupin			
		2000-630 μm	630-250 μm	250-63 μm	< 63 μm
	průměr	38,043	15,780	17,903	28,338
	sm. odchylka	8,417	1,490	4,124	5,089
Cox [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,941	-0,312	0,910	0,913
	stupeň korel. závislosti	velmi vysoký	mírný	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox HL [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,952	-0,307	0,902	0,934
	stupeň korel. závislosti	velmi vysoký	mírný	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox HK [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,950	-0,285	0,917	0,908
	stupeň korel. závislosti	velmi vysoký	nízký	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox FK [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,931	-0,319	0,868	0,934
	stupeň korel. závislosti	velmi vysoký	mírný	vysoký	velmi vysoký
Chws [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,868	-0,257	0,844	0,824
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	vysoký	vysoký

HK:FK	korelační koeficient	-0,778	-0,239	0,809	0,691
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	vysoký	střední
Q 4/6	korelační koeficient	-0,873	-0,200	0,855	0,820
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	vysoký	vysoký
KVK [mmol. kg⁻¹]	korelační koeficient	-0,882	-0,308	0,854	0,857
	stupeň korel. závislosti	vysoký	mírný	vysoký	vysoký
PK [mmol. kg⁻¹]	korelační koeficient	-0,907	-0,304	0,875	0,879
	stupeň korel. závislosti	velmi vysoký	mírný	vysoký	vysoký
Mz [mg.g⁻¹]	korelační koeficient	0,970	0,265	-0,927	-0,932
	stupeň korel. závislosti	velmi vysoký	nízký	velmi vysoký	velmi vysoký

Tab. č. 28: Korelace parametrů POH, KVK, PK a Mz s vodostí strukturálních agregátů podle jejich velikostních skupin v půdním profilu 0,05 – 0,30 m, konvenční technologie zpracování půdy (CT), Studená, 2005

PARAMETR VYSVĚTLUJÍCÍ (CT)	STATISTICKÁ VELIČINA	PARAMETR VYSVĚTLOVANÝ (CT)			
		vodostálost agregátů [%] podle jejich velikostních skupin			
		2000-630 μm	630-250 μm	250-63 μm	< 63 μm
	průměr	34,353	15,173	18,948	31,505
	sm. odchylka	4,019	1,412	3,635	2,808
Cox [mg.g⁻¹]	korelační koeficient	-0,765	-0,071	0,982	-0,142
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	velmi vysoký	nízký
Cox HL [mg.g⁻¹]	korelační koeficient	-0,782	-0,007	0,960	-0,118
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	velmi vysoký	nízký

Cox HK [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,804	-0,025	0,958	-0,076
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	velmi vysoký	nízký
Cox FK [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,754	0,006	0,947	-0,148
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	velmi vysoký	nízký
Chws [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,721	-0,180	0,884	-0,022
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	vysoký	nízký
HK:FK	korelační koeficient	-0,784	-0,180	0,876	0,077
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	vysoký	nízký
Q 4/6	korelační koeficient	-0,722	-0,015	0,898	-0,125
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	vysoký	nízký
KVK [mmol. kg ⁻¹]	korelační koeficient	-0,783	-0,020	0,966	-0,121
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	velmi vysoký	nízký
PK [mmol. kg ⁻¹]	korelační koeficient	-0,779	-0,051	0,970	-0,116
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	velmi vysoký	nízký
Mz [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,768	-0,125	-0,973	0,223
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	velmi vysoký	nízký

5.3.1 Vodostálé agregáty a půdní organická hmota

V jednotlivých velikostních frakcích vodostálých půdních agregátů, získaných nedestruktivní ultrazvukovou metodou na BOKU Vídeň, byl stanoven obsah celkového uhlíku a provedena frakcionace humusových látek dle stejné metodiky jako pro půdu. Byly stanoveny obsahy oxidovatelného uhlíku jak celkového Cox, tak uhlíku humusových látek Cox HL a jejich složek, tedy Cox HK + Cox FK v mg. g⁻¹ příslušné velikostní frakce (2000 – 630; 630 – 250; 250 – 63 a <63 μm). Tyto jednotlivé složky uhlíku byly dále přepočteny na procentické zastoupení

jednotlivých velikostních skupin vodostálých agregátů v původní zemině. Ve frakci <63 μm byly obsahy jednotlivých složek uhlíku dopočteny vzhledem k obsahu dané složky uhlíku v původní zemině, neboť tuto velikostní frakci agregátů a obsahy jejich jednotlivých složek uhlíku by bylo možné přesně analyticky stanovit jen s neúměrnými technickými potížemi. V této nejmenší odplavené velikostní frakci (<63 μm), která nebyla zachycena na sítích, je dle propočtů v našem případě obsažena naprostá většina organického uhlíku.

Diskutovány budou tedy údaje obsahu celkového uhlíku a jeho složek v mg.g^{-1} velikostních frakcí, vztažených na obsahy v původní zemině a to i při vědomí, že všechny složky jsou ochuzeny o určitý podíl uhlíku vodorozpustného a že i případné chyby rozborů se do výsledných hodnot promítají.

KVANTITA ORGANICKÉ HMOTY V AGREGÁTECH

Obsah celkového oxidovatelného uhlíku v agregátech (Cox)

Z výsledkové tabulky č. 29 a grafu č. 10 je patrné, že nejméně celkového uhlíku obsahují obecně dvě největší velikostní frakce agregátů o průměru zrn 2000 – 630 a 630 – 250 μm . Nejvíce celkového uhlíku obsahují, jak již bylo zmíněno výše, nejjemnější částice o rozměru <63 μm , což platí obecně pro obě varianty pokusu a pro všechny tři odběrové hloubky. To znamená, že agregáty větších rozměrů jsou v tomto případě tvořeny převážně minerálními zrny zejména oxidu křemičitého a křemičitanů.

Porovnáme-li sobě si odpovídající hloubky u minimálního a konvenčního zpracování, je patrné, že obsahy celkového uhlíku v odběrové hloubce 0,05 – 0,10 m (MT 5, CT 5) se výrazněji liší jednotkově až ve frakci <63 μm , a to ve prospěch bezorebné varianty pokusu. V ostatních velikostních skupinách jsou hodnoty přibližně stejné. Trend vyššího obsahu celkového organického uhlíku v agregátech u minimalizace oproti konvenci zaznamenali v této odběrové hloubce i KASPER et al. (2009), ovšem u všech velikostních frakcí agregátů. Naopak ZOTARELLI et al. (2007) neshledali mezi porovnávanými technologiemi (bezorebnou a konvenční) žádný rozdíl, kromě frakce 250–53 μm , kde byl zaznamenán vyšší obsah celkového uhlíku u bezorebné varianty.

Tab. č. 29: Obsah celkového oxidovatelného uhlíku - Cox [mg.g⁻¹] v jednotlivých velikostních skupinách [μm] vodostálých agregátů a v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	Cox [mg.g ⁻¹]							
	velikost agregátů (μm)	půdní vzorek					průměr	směrod. odchylka
		1	2	3	4	5		
MT 5	2000-630	0,35	0,33	0,32	0,36	0,34	0,34	0,014
	630-250	0,63	0,66	0,64	0,62	0,65	0,64	0,014
	250-63	4,83	4,80	4,79	4,81	4,77	4,80	0,020
	< 63	17,67	17,39	17,37	16,71	15,96	17,02	0,617
MT 15	2000-630	0,59	0,56	0,54	0,58	0,58	0,57	0,018
	630-250	0,32	0,36	0,35	0,32	0,32	0,33	0,017
	250-63	2,90	2,86	2,91	2,85	2,87	2,88	0,023
	< 63	11,53	12,00	13,22	11,74	10,30	11,76	0,935
MT 25	2000-630	0,49	0,46	0,47	0,51	0,47	0,48	0,018
	630-250	0,10	0,11	0,12	0,10	0,12	0,11	0,009
	250-63	0,63	0,59	0,58	0,55	0,60	0,59	0,026
	< 63	4,49	4,27	5,04	4,41	3,91	4,42	0,367
CT 5	2000-630	0,65	0,63	0,62	0,59	0,58	0,61	0,026
	630-250	0,57	0,61	0,56	0,53	0,58	0,57	0,026
	250-63	4,48	4,46	4,48	4,56	4,52	4,50	0,036
	< 63	13,59	12,82	11,35	12,90	12,72	12,68	0,730
CT 15	2000-630	0,36	0,32	0,34	0,34	0,39	0,35	0,024
	630-250	0,45	0,49	0,43	0,47	0,51	0,47	0,028
	250-63	3,91	3,97	3,90	3,89	3,93	3,92	0,028
	< 63	10,11	10,72	11,41	10,19	10,48	10,58	0,467
CT 25	2000-630	0,18	0,21	0,19	0,20	0,22	0,20	0,014
	630-250	0,21	0,16	0,21	0,17	0,20	0,19	0,021
	250-63	0,58	0,62	0,55	0,60	0,60	0,59	0,024
	< 63	3,75	3,85	4,83	3,84	4,05	4,06	0,395

Podobná situace je i v odběrové hloubce 0,15 – 0,20 m (MT 15, CT 15), kde je možné nalézt největší rozdíl mezi variantami opět ve skupině agregátů <63 µm, přičemž vyšší zastoupení Cox není pro bezorebné zpracování tak výrazné. V hloubce 0,25 – 0,30 m (MT 25, CT 25) již obsahují agregáty obecně méně Cox než v humusovém horizontu. Pro nejmenší velikostní skupinu (<63 µm), a zároveň i pro největší (2000 – 630 µm), můžeme zaznamenat opět trend zvýšeného obsahu Cox u varianty minimálního zpracování, i když rozdíly mezi variantami jsou malé (statisticky neprůkazné).

Porovnání koeficientů korelace obsahu Cox a množství vodostálých agregátů u obou technologií (tab. č. 35, 36) neposkytuje žádnou jednoznačnou interpretaci a vysvětlovat značné rozdíly pro jednotlivé velikostní skupiny agregátů by bylo více než zavádějící.

Obsah oxidovatelného uhlíku humusových látek v agregátech (Cox HL)

Obsahy humusových látek (tab. č. 30, graf č.11) do jisté míry zachovávají trend popsany již u celkového uhlíku. To znamená, že nejnižší obsahy mají dvě největší velikostní skupiny agregátů a naopak nejvyšší množství humusových látek je poutáno v nejmenší velikostní frakci agregátů (<63 µm). Je to potvrzení úvahy, že větší agregáty v případě lokality Studená jsou tvořeny převážně minerálními zrny bez větší přítomnosti organických tmelivých látek. Rovněž profilový průběh obsahu humusových látek je obdobný jako u celkového uhlíku, to znamená, že Cox HL klesá od povrchu do hloubky, tedy v humusovém horizontu (MT, CT 5 a 15) jsou obsahy HL podstatně vyšší než ve třetí odebírané hloubce (MT 25, CT 25). I zde můžeme pozorovat výrazněji vyšší obsah humusových látek v neorané minimalizační variantě v nejmenší velikostní skupině agregátů <63 µm v hloubce 0,05 – 0,10 m.

Obsah humusových látek má sice s vodostálostí agregátů poněkud těsnější vztah, zvláště u minimálního zpracování, ale opět nelze pro rozdíly ve velikostních skupinách agregátů najít jednoznačnou závislost (tab. č. 35, 36).

Tab. č. 30: Obsah oxidovatelného uhlíku humusových látek - Cox HL [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých velikostních skupinách [μm] vodostálých agregátů a v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	Cox HL [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$]							
	velikost agregátů (μm)	půdní vzorek					průměr	směrod. odchylka
		1	2	3	4	5		
MT 5	2000-630	0,07	0,09	0,08	0,09	0,07	0,08	0,009
	630-250	0,11	0,09	0,10	0,10	0,10	0,10	0,006
	250-63	0,52	0,58	0,56	0,54	0,50	0,54	0,028
	< 63	10,52	10,80	11,44	10,80	10,24	11,19	0,398
MT 15	2000-630	0,08	0,07	0,05	0,07	0,08	0,07	0,011
	630-250	0,05	0,05	0,06	0,08	0,06	0,06	0,011
	250-63	0,42	0,41	0,37	0,38	0,42	0,40	0,021
	< 63	7,93	7,59	9,09	8,01	7,45	8,07	0,577
MT 25	2000-630	0,05	0,05	0,06	0,04	0,05	0,05	0,006
	630-250	0,04	0,04	0,05	0,03	0,04	0,04	0,006
	250-63	0,09	0,08	0,11	0,08	0,09	0,09	0,011
	< 63	3,64	3,52	4,15	3,46	3,11	3,60	0,337
CT 5	2000-630	0,08	0,08	0,09	0,07	0,08	0,08	0,006
	630-250	0,09	0,10	0,09	0,10	0,11	0,10	0,007
	250-63	0,57	0,54	0,54	0,53	0,57	0,55	0,017
	< 63	9,08	10,85	10,09	9,67	8,45	9,61	0,824
CT 15	2000-630	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,000
	630-250	0,06	0,07	0,07	0,07	0,08	0,07	0,006
	250-63	0,37	0,40	0,50	0,41	0,47	0,43	0,048
	< 63	8,14	7,67	8,05	8,19	8,07	7,97	0,184
CT 25	2000-630	0,05	0,06	0,05	0,05	0,04	0,05	0,006
	630-250	0,04	0,06	0,04	0,03	0,05	0,04	0,010
	250-63	0,14	0,14	0,13	0,15	0,14	0,14	0,006
	< 63	2,68	3,14	3,47	2,99	3,47	3,17	0,300

Obsah oxidovatelného uhlíku huminových kyselin v agregátech (Cox HK)

Množství oxidovatelného uhlíku této nejcennější složky humusových látek uvádí tab. č. 31. Z ní je patrné, že obsahy huminových kyselin (Cox HK) jsou v největších dvou velikostních frakcích agregátů velmi nízké a u varianty CT 25 se blíží mezi citlivosti oxidimetrického stanovení, resp. leží v oblasti analytické chyby tohoto stanovení. Je to jen potvrzení předchozího konstatování o nízkém zastoupení organických tmelů v těchto skupinách půdních agregátů. Profilový průběh obsahu Cox HK přibližně souhlasí s profilovým rozmístěním Cox a Cox HL, tedy ve všech třech hloubkách je velmi nízký pro agregáty o průměru 2000 – 630 μm . V humusovém (Ap) horizontu se obsah HK mírně zvyšuje pro velikostní skupinu agregátů 250 – 63 μm a pak zejména pro agregáty <63 μm , kde je proti hloubce 0,25 – 0,30 m výrazný rozdíl.

Porovnáme-li vliv technologií zpracování půdy, opět lze zjistit značně vyšší zastoupení huminových kyselin v hloubce 0,05 – 0,10 m u bezorebného systému oproti stejné hloubce u systému s orbou. Podobný trend, i když ne tak markantní, lze pak pozorovat ve zbývajících hloubkách a pro všechny velikostní skupiny agregátů.

Hodnoty korelačních koeficientů Cox HL a množství vodostálých agregátů by zde rovněž ukazovaly na těsnější vztahy v minimálně zpracovávané půdě (tab. č. 35, 36), ale opět velké rozdíly pro jednotlivé velikostní skupiny agregátů zvláště v CT variantě nelze logicky vysvětlit.

Tab. č. 31: Obsah oxidovatelného uhlíku huminových kyselin - Cox HK [mg.g⁻¹] v jednotlivých velikostních skupinách [μm] vodostálých agregátů a v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	Cox HK [mg.g ⁻¹]							
	velikost agregátů (μm)	půdní vzorek					průměr	směrod. odchylka
		1	2	3	4	5		
MT 5	2000-630	0,03	0,04	0,04	0,05	0,04	0,04	0,006
	630-250	0,05	0,04	0,06	0,05	0,05	0,05	0,006
	250-63	0,31	0,35	0,33	0,29	0,31	0,32	0,020
	< 63	4,68	4,45	4,58	4,22	4,34	4,45	0,164
MT 15	2000-630	0,03	0,03	0,02	0,03	0,04	0,03	0,006
	630-250	0,02	0,03	0,03	0,04	0,03	0,03	0,006
	250-63	0,23	0,21	0,17	0,18	0,21	0,20	0,022
	< 63	3,51	2,60	3,19	2,76	2,86	2,98	0,326
MT 25	2000-630	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,006
	630-250	0,02	0,02	0,02	0,01	0,03	0,02	0,006
	250-63	0,04	0,04	0,05	0,03	0,04	0,04	0,006
	< 63	1,13	1,11	1,40	1,04	1,19	1,17	0,123
CT 5	2000-630	0,02	0,03	0,04	0,03	0,03	0,03	0,006
	630-250	0,04	0,04	0,03	0,05	0,04	0,04	0,006
	250-63	0,28	0,27	0,23	0,23	0,29	0,26	0,025
	< 63	3,50	4,26	3,69	3,41	3,22	3,62	0,356
CT 15	2000-630	0,03	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,006
	630-250	0,02	0,03	0,03	0,04	0,03	0,03	0,006
	250-63	0,16	0,18	0,23	0,17	0,21	0,19	0,026
	< 63	2,93	2,56	2,60	2,75	3,41	2,85	0,309
CT 25	2000-630	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,000
	630-250	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01	0,005
	250-63	0,09	0,08	0,07	0,08	0,08	0,08	0,006
	< 63	0,69	0,70	0,90	0,81	0,91	0,80	0,094

Obsah oxidovatelného uhlíku fulvokyselin v agregátech (Cox FK)

V obsahu oxidovatelného uhlíku fulvokyselin Cox FK rovněž nacházíme podobné závislosti jako u ostatních frakcí uhlíku uvedených výše. Obsahy fulvokyselin (tab. č. 32) jsou velmi nízké v obou největších velikostních skupinách agregátů, i když nepatrně vyšší než obsahy HK. Humusový horizont také obsahuje o něco vyšší množství FK ve velikostní skupině 250 – 63 μm a nejvíce FK obsahuje v tomto horizontu (první dvě odběrové hloubky - varianta MT, CT 5 a 15) opět nejmenší frakce agregátů <63 μm . Srovnání vlivu technologií zpracování půdy na frakční složení humusových látek je ale poněkud jiné než u huminových kyselin.

Celkově nejvíce uhlíku fulvokyselin obsahuje poněkud překvapivě varianta MT 5, tedy minimální zpracování v povrchové vrstvě, proti stejné hloubce u orby (CT 5). V další hloubce je již trend opačný, tedy větší množství fulvokyselin je ve variantě s orbou (CT 15) oproti variantě bez orby (MT 15). V největší odebírané hloubce je celkové množství fulvokyselin srovnatelné v obou variantách (MT 25, CT 35). To by mohlo, spolu s výše uvedeným hodnocením obsahu HK, vést k závěru, že v části pokusu, zpracovávaném konvenčně, se nachází humusové látky nižší kvality. Rozhodující skutečností pro takové hodnocení je však teprve poměr obou dvou hlavních složek humusových látek, tedy poměr HK:FK. Navíc, podobně jako v předchozích případech, ani zde nepomůže porovnání korelačních koeficientů (tab. č. 35, 36).

Tab. č. 32: Obsah oxidovatelného uhlíku fulvokyselin - Cox FK [mg.g⁻¹] v jednotlivých velikostních skupinách [μm] vodostálých agregátů a v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	Cox FK [mg.g ⁻¹]							
	velikost agregátů (μm)	půdní vzorek					průměr	směrod. odchylka
		1	2	3	4	5		
MT 5	2000-630	0,04	0,05	0,04	0,04	0,03	0,04	0,006
	630-250	0,06	0,05	0,04	0,05	0,05	0,05	0,006
	250-63	0,21	0,23	0,23	0,25	0,19	0,22	0,020
	< 63	5,84	6,35	6,86	6,58	5,90	6,31	0,391
MT 15	2000-630	0,05	0,04	0,03	0,04	0,04	0,04	0,006
	630-250	0,03	0,02	0,03	0,04	0,03	0,03	0,006
	250-63	0,19	0,20	0,20	0,20	0,21	0,20	0,006
	< 63	4,42	4,99	5,90	5,25	4,59	5,03	0,524
MT 25	2000-630	0,04	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,006
	630-250	0,02	0,02	0,03	0,02	0,01	0,02	0,006
	250-63	0,05	0,04	0,06	0,05	0,05	0,05	0,006
	< 63	2,51	2,41	2,75	2,42	1,92	2,40	0,270
CT 5	2000-630	0,06	0,05	0,05	0,04	0,05	0,05	0,006
	630-250	0,05	0,06	0,06	0,05	0,07	0,06	0,007
	250-63	0,29	0,27	0,31	0,30	0,28	0,29	0,014
	< 63	5,58	6,59	6,40	6,26	5,23	6,01	0,519
CT 15	2000-630	0,03	0,04	0,05	0,04	0,04	0,04	0,006
	630-250	0,04	0,04	0,04	0,03	0,05	0,04	0,006
	250-63	0,21	0,22	0,27	0,24	0,26	0,24	0,023
	< 63	5,21	5,11	5,45	5,44	4,66	5,17	0,289
CT 25	2000-630	0,04	0,05	0,04	0,04	0,03	0,04	0,006
	630-250	0,03	0,04	0,03	0,02	0,03	0,03	0,006
	250-63	0,05	0,06	0,06	0,07	0,06	0,06	0,006
	< 63	1,99	2,44	2,57	2,18	2,56	2,35	0,228

KVALITA ORGANICKÉ HMOTY V AGREGÁTECH

Jak již bylo uvedeno, nejčastěji používaným kritériem pro hodnocení kvality humusových látek, a přeneseně i půdní organické hmoty, je poměr oxidovatelného uhlíku huminových kyselin k oxidovatelnému uhlíku fulvokyselin, zkráceně HK: FK. Protože v našem případě byly obsahy uvedených složek, obzvláště ve velikostních skupinách agregátů 2000 – 630 a 630 – 250 μm velice nízké a výsledky mohly být již zatíženy chybou metody stanovení, je hodnocení provedeno jen z prostých aritmetických průměrů získaných hodnot obsahů Cox HK a Cox FK (tab. č. 33) a lze je považovat více méně za informativní.

Z hodnot poměrů HK:FK, vypočtených uvedeným způsobem, lze odvodit dva obecnější závěry. První naznačuje, že ve větších velikostních skupinách agregátů jsou humusové látky kvalitnější a to patrně právě proto, že je jich zde malé množství. Druhý závěr potvrzuje úvahu z předchozí podkapitoly, že kvalitnější humusové látky obsahují agregáty, získané z neorané varianty pokusu, navíc bez závislosti na hloubce odběru. U orby se naopak celková kvalita humusových látek pod hloubkou ornice (vrstva 0,25 – 0,30 m) jeví jako nízká, resp. nižší než v ornici a zároveň výrazně nižší než v odpovídající hloubce varianty zpracovávané s vynecháním hluboké orby, tedy minimálně.

K podobným závěrům jako u hodnocení HK:FK lze dojít i při posuzování hodnot barevného kvocientu Q 4/6 (tab. č. 34), kdy nižší číselné hodnoty tohoto ukazatele znamenají vyšší kvalitu humusových látek a naopak. Vzhledem k tomu, že se jedná o přímo měřitelný parametr nezávislý na množství humusových látek, byla zde rovněž zjišťována korelace s vodostí agregátů pro obě varianty pokusu (tab. č. 35, 36). Těsnost vztahů je sice vyšší u minimálního zpracování, ale opět narážíme na obtížné vysvětlení hodnot pro jednotlivé velikostní skupiny agregátů v CT variantě.

Nakonec si lze ještě povšimnout, že číselné hodnoty Q 4/6 jsou v agregátech (tab. č. 34) obecně nižší než v původní zemině (tab. č. 15) a poměry HK: FK (tab. č. 33) naopak vyšší než v původní zemině (tab. č. 13). To znamená, že půdní organická hmota, resp. její zhumifikovaná část vázaná na vodostálé půdní agregáty, je obecně kvalitnější než celkově v půdě na pokusném pozemku.

Tab. č. 33: Hodnoty poměru huminových kyselin k fulvokyselinám - HK:FK v jednotlivých velikostních skupinách [μm] vodostálých agregátů a v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	HK:FK		
	velikost agregátů (μm)	průměr skupina	průměr varianta
MT 5	2000-630	1,03	1,05
	630-250	1,03	
	250-63	1,44	
	< 63	0,71	
MT 15	2000-630	0,75	0,85
	630-250	1,03	
	250-63	1,00	
	< 63	0,60	
MT 25	2000-630	0,72	0,81
	630-250	1,23	
	250-63	0,81	
	< 63	0,49	
CT 5	2000-630	0,62	0,71
	630-250	0,71	
	250-63	0,90	
	< 63	0,60	
CT 15	2000-630	0,54	0,67
	630-250	0,79	
	250-63	0,79	
	< 63	0,56	
CT 25	2000-630	0,26	0,61
	630-250	0,47	
	250-63	1,36	
	< 63	0,34	

Tab. č. 34: Hodnoty barevného kvocientu - Q 4/6 v jednotlivých velikostních skupinách [μm] vodostálých agregátů a v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

VARIANTA	Q 4/6									
	velikost agregátů (μm)	půdní vzorek					průměr skupina	směrod. odchyl.	rozptyl	průměr varianta
		1	2	3	4	5				
MT 5	2000-630	4,61	4,40	4,51	4,56	4,44	4,50	0,077	0,0059	4,37
	630-250	4,47	4,38	4,31	4,42	4,41	4,40	0,053	0,0028	
	250-63	4,26	4,16	4,11	4,25	4,21	4,20	0,056	0,0032	
MT 15	2000-630	4,57	4,63	4,68	4,53	4,61	4,60	0,051	0,0026	4,50
	630-250	4,36	4,39	4,49	4,36	4,41	4,40	0,048	0,0023	
	250-63	4,45	4,49	4,54	4,48	4,52	4,50	0,031	0,0010	
MT 25	2000-630	5,01	4,93	4,95	4,99	5,10	5,00	0,059	0,0035	4,73
	630-250	4,47	4,51	4,54	4,59	4,41	4,50	0,061	0,0037	
	250-63	4,66	4,73	4,77	4,69	4,67	4,70	0,041	0,0017	
CT 5	2000-630	5,45	5,39	5,35	5,37	5,42	5,40	0,036	0,0013	5,13
	630-250	5,22	5,27	5,15	5,18	5,20	5,20	0,040	0,0016	
	250-63	4,78	4,81	4,82	4,86	4,74	4,80	0,040	0,0016	
CT 15	2000-630	6,86	6,91	6,95	6,89	6,90	6,90	0,029	0,0009	5,74
	630-250	5,17	5,25	5,27	5,13	5,20	5,20	0,051	0,0026	
	250-63	5,07	5,09	5,14	5,04	5,18	5,10	0,050	0,0025	
CT 25	2000-630	6,79	6,83	6,85	6,81	6,72	6,80	0,045	0,0020	6,17
	630-250	6,67	6,72	6,75	6,69	6,66	6,70	0,033	0,0011	
	250-63	4,89	4,95	5,05	5,11	5,01	5,00	0,077	0,0059	

Tab. č. 35 : Korelace parametrů POH v jednotlivých velikostních skupinách vodostálých agregátů s vodostí agregátů těchto skupin v půdním profilu 0,05 – 0,30 m, minimalizační technologie zpracování půdy (MT), Studená, 2005

PARAMETR VYSVĚTLUJÍCÍ (MT)	STATISTICKÁ VELIČINA	PARAMETR VYSVĚTLOVANÝ (MT)			
		vodostálost agregátů [%] podle jejich velikostních skupin			
		2000-630 μm	630-250 μm	250-63 μm	< 63 μm
	průměr	38,043	15,780	17,903	28,338
	sm. odchylka	8,417	1,490	4,124	5,089
Cox [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	0,320	-0,318	0,906	0,911
	stupeň korel. závislosti	mírný	mírný	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox HL [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,831	-0,326	0,934	0,928
	stupeň korel. závislosti	vysoký	mírný	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox HK [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,755	-0,467	0,914	0,905
	stupeň korel. závislosti	vysoký	mírný	velmi vysoký	velmi vysoký
Cox FK [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,627	-0,146	0,920	0,932
	stupeň korel. závislosti	střední	nízký	velmi vysoký	velmi vysoký
Q 4/6	korelační koeficient	0,894	0,547	-0,815	
	stupeň korel. závislosti	vysoký	střední	vysoký	

Tab. č. 36: Korelace parametrů POH v jednotlivých velikostních skupinách vodostálých agregátů s vodostí agregátů těchto skupin v půdním profilu 0,05 – 0,30 m, konvenční technologie zpracování půdy (CT), Studená, 2005

PARAMETR VYSVĚTLUJÍCÍ (CT)	STATISTICKÁ VELIČINA	PARAMETR VYSVĚTLOVANÝ (CT)			
		vodostálost agregátů [%] podle jejich velikostních skupin			
		2000-630 μm	630-250 μm	250-63 μm	< 63 μm
	průměr	34,353	15,173	18,948	31,505
	sm. odchylka	4,019	1,412	3,635	2,808
Cox [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,753	-0,028	0,970	-0,143
	stupeň korel. závislosti	vysoký	nízký	velmi vysoký	nízký
Cox HL [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,620	0,044	0,973	-0,140
	stupeň korel. závislosti	střední	nízký	velmi vysoký	nízký
Cox HK [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,679	-0,081	0,950	-0,067
	stupeň korel. závislosti	střední	nízký	velmi vysoký	nízký
Cox FK [mg.g ⁻¹]	korelační koeficient	-0,229	0,151	0,967	-0,147
	stupeň korel. závislosti	nízký	nízký	velmi vysoký	nízký
Q 4/6	korelační koeficient	0,578	0,145	-0,378	
	stupeň korel. závislosti	střední	nízký	mírný	

Závěrem této kapitoly nezbyvá než znovu litovat, že se nepodařilo získat k výše popsané frakcionaci humusových látek i jednotlivé velikostní skupiny vodostálých agregátů z pokusné báze BOKU Vídeň v Gross Enzersdorfu, protože právě srovnání, jak se chovají a jaké mají složení humusové látky v agronomicky velmi hodnotném půdním typu (černozemi), ve vazbě na jemnější zrnitostní částice vůči kambizemi, by bylo velmi cenné.

6. ZÁVĚR

Množství a kvalita půdní organické hmoty v pokusné lokalitě Studená odpovídá obvyklým hodnotám pro kambizem daného zrnitostního složení. Při porovnání variant pokusu, resp. střednědobě uplatňovaných systémů zpracování půdy lze konstatovat, že celkově vyšší obsah POH vykazuje minimální zpracování oproti konvenci a lze zaznamenat i poněkud vyšší kvalitu půdní organické hmoty. Z korelačních vztahů parametrů POH nebyly zjištěny žádné zásadní rozdíly mezi porovnávanými technologiemi.

U černozemě v Gross Enzersdorfu naopak obsah i kvalita POH naprosto neodpovídá danému půdnímu typu, což je velkým překvapením této studie. Při porovnání technologií zpracování půdy zde vychází, co do množství i kvality POH, lépe spíše konvenční varianta než minimalizace, ale rozdíly nejsou velké. Většina zjištěných hodnot v odpovídajících si hloubkách variant na pokusné ploše je konzistentnější, včetně obsahů horkovodorozpustného uhlíku, které jsou dosti vysoké a úměrné zvláště obsahům uhlíku celkového, čímž zaručují dostatek substrátu pro půdní mikroorganismy v celém zkoumaném půdním profilu. Z korelačních vztahů parametrů POH nelze ani v případě stanoviště v Gross Enzersdorfu činit žádné podstatné závěry, obecně lze zaznamenat u minimalizační technologie těsnější vazby mezi kvantitativními parametry v porovnání s technologií konvenční. Korelační vztahy s kvalitativními parametry nelze ve prospěch jedné z technologií jednoznačně hodnotit.

Stěžejní úlohou této práce mělo být zjištění stavu POH ve stanovených velikostních skupinách vodostálých půdních agregátů. To se podařilo z již uvedených důvodů jen u půdních vzorků ze Studené.

Zastoupení jednotlivých velikostních skupin vodostálých agregátů se do hloubky 0,20 m v porovnávaných technologiích nijak výrazně neliší, rozdíly jsou statisticky neprůkazné. V nejhlubší sledované hloubce 0,25-0,30 m je výrazně a statisticky průkazně vyšší zastoupení agregátů o rozměru 2000-630 μm u minimálního způsobu zpracování oproti konvenčnímu a činí prakticky polovinu všech vodostálých agregátů. Lze říci, že agregace je v této hloubce příznivější u minimalizace.

Obsahy jak celkového uhlíku, tak jeho jednotlivých frakcí, jsou ve větších velikostních skupinách agregátů poměrně nízké a nevykazují podstatné rozdíly mezi

variantami pokusu. Podstatnější rozdíl lze nalézt až v nejmenší velikostní skupině vodostálých agregátů a to ve prospěch minimalizační technologie.

Kvalita POH je vyšší u minimalizace ve všech velikostních skupinách agregátů a ve všech odebíraných hloubkách, zvláště pak v hloubce 0,25-0,30 m. Důležitým zjištěním je dále skutečnost, že POH v agregátech je obecně mnohem kvalitnější než v původní zemině pokusného pozemku.

Ze vztahu POH a kationtové výměnné sorpční kapacity spolu s pufrací kapacitou nelze v případě kambizemě ve Studené vyvodit žádný podstatný závěr ani pro varianty pokusu, ani pro jejich profilový průběh, přestože jejich vzájemný vztah (KVK a pufrace) je zde velmi těsný. Je to patrně způsobeno převahou podílu minerálních koloidů nad jejich organickou složkou na celkové sorpci (a pufraci), když tyto parametry zřejmě ovlivnil i jistý podíl primární složky POH, zejména v povrchové vrstvě.

Velmi komplikujícím faktorem pro hodnocení řady půdních parametrů pokusného pozemku se však dále ukázala ještě jeho velmi kyselá půdní reakce, která již v této oblasti může ovlivnit chování půdního koloidního systému, tím zhoršit i agregaci a umožnit snadnější rozplavitelnost půdních agregátů.

Lze shrnout, že v lepších půdně-klimatických podmínkách (GE - černozem) nemá rozdílný systém zpracování půdy na množství a složení půdní organické hmoty žádný podstatný vliv. Byl zde však zaznamenán jistý degradační proces, který nelze uspokojivě vysvětlit, snad jen částečně vysokou intenzitou hospodaření.

V horších půdně-klimatických podmínkách (Studená - kambizem) bylo nalezeno více POH v minimalizační variantě, a byla také zjištěna vyšší kvalita této půdní organické hmoty v celém zkoumaném profilu půdy a zároveň byly zaznamenány příznivější hodnoty některých dalších parametrů a to zvláště hlouběji v půdním profilu.

Závěrem lze konstatovat, že minimální zpracování v daných případech vlastnosti půdního prostředí nijak nezhoršuje a lze je při dodržení technologické kázně a zásad správné zemědělské praxe doporučit i v horších půdně-klimatických podmínkách a to i ve vztahu k vyšším nárokům na ochranu životního prostředí.

7. SEZNAM LITERATURY

- AL-KAISI M.M., YIN X. H., LICHT M.A. (2005): Soil carbon and nitrogen changes as influenced by tillage and cropping systems in some Iowa soils. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 105 (4): 635-647.
- ALVAREZ-PUEBLA R.A., GOULET P.J.G., GARRIDO J.J. (2005): Characterization of the porous structure of different humic fractions. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 256 (2-3): 129-135.
- ANGERS D. A., SIMARD R. R. (1986): Relationships between organic matter content and soil bulk density. *Canadian Journal of Soil Science*, 66: 743-746.
- ANGERS D.A., N'DAYEGAMIYE A., COTE D. (1993): Tillage-induced differences in organic matter of particle-size fractions and microbial biomass. *Soil Science Society of America Journal*, 57: 512-516.
- ARSHAD M.A., GILL K.S., IZAURRALDE R.C. (1998): Wheat production, weed population and soil properties subsequent to 20 years of sod as affected by crop rotation and tillage. *Journal of Sustainable Agriculture*, 12 (2-3): 131-154.
- AULAKH M.S., RENNIE D.A., PAUL E.A. (1984): Gaseous nitrogen losses from soils under zero-till as compared with conventional-till management systems. *Journal of Environmental Quality*, 13: 130-136.
- AVNIMELECH Y., COHEN A. (1988): On the use of organic manures for amendment of compacted clay soil: effects of aerobic and anaerobic conditions. *Biological Wastes*, 29: 331-339.
- BADALÍKOVÁ B., PROCHÁZKOVÁ B.: Desagregace půdní hmoty vlivem různého hospodaření se slámou. In: BORŮVKA L. (ed.): Pedologické dny 2002: Degradace půdy. Praha, Česká zemědělská univerzita, 2002, s. 47-150.
- BALL B.C., PARKER J.P., SCOTT A. (1999): Soil and residue management effect on cropping conditions and nitrous oxide fluxes under controlled traffic in Scotland. *Soil and Tillage Research*, 5: 191-201.

- BALLA P., MATI, R.: Vplyv bezorebných technológií na energetickú bilanciu a produkčný proces na VSN. In: KUSÁ H., RŮŽEK P. (eds.): Využití různých systémů zpracování půdy při pěstování rostlin. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2000, s. 19-22.
- BAUER A., BLACK A.L. (1994): Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Science Society of America Journal*, 58: 185-193.
- BLEVINS R.L., THOMAS G.W., CORNELIUS P.L. (1977): Influence of no-tillage and nitrogen fertilization on certain soil properties after 5 years of continuous corn. *Agronomy Journal*, 69: 383-396.
- BLEVINS R.L., SMITH M.S., THOMAS G.W., FRYE W.W. (1983): Influence of conservation tillage on soil properties. *Journal of Soil and Water Conservation*, 38: 301-305.
- BOWMAN R.A., REEDER J.D., LOBER R.W. (1990): Changes in soil properties in central plains rangeland soil after 3, 20, and 60 years of cultivation. *Soil Science*, 150: 851-857.
- BRADFORD J.M., CHI-HUA H. (1994): Interrill soil erosion as affected by tillage and residue cover. *Soil and Tillage Research*, 31: 353-361.
- BRADY N.C., WEIL R.R.: The Nature and Properties of Soils. 13th edition. Upper Saddle River, New Jersey, Prentice Hall, 2002, 960 pp.
- BRAVERMAN M.P., DUSKY J.A., LOCASCIO S.J., HORNSBY A.G. (1990): Sorption and degradation of thiobencarb in three florida soils. *Weed Science*, 38 (6): 583-588.
- BRYE K.R., PIRANI A.L. (2005): Native soil quality and the effects of Tillage in the Grand Prairie Region of Eastern Arkansas. *The American Midland Naturalist*, 154: 28-41.
- BUHLER D.D. (1995): Influence of tillage systems on weed populations dynamics and management in corn and soybean in the central USA. *Crop Science*, 35: 1247-1258.

- CARTER M.R. (1991): The influence of tillage on the proportion of organic carbon and nitrogen in the microbial biomass of medium texture soils in a humid climate. *Biology and Fertility of Soils*, 11: 135-139.
- CERDA A. (2000): Aggregate stability against water forces under different climates on agriculture land and scrubland in southern Bolivia. *Soil and Tillage Research*, 57: 159-166.
- CHAN K.Y., ROBERTS W.P., HEENAN D.P. (1992): Organic carbon and associated soil properties of a red earth after 10 years of rotation under different stubble and tillage practices. *Australian Journal of Soil Research*, 30: 71-83.
- CHANEY K., SWIFT R.S. (1984): The influence of organic matter on aggregate stability in some british soils. *Journal of Soil Science*, 35: 223-230.
- CHEFETZ B., TARCHITZKY J., DESHMUKH A.P., HATCHER P.G., CHEN Y. (2002): Structural characterization of soil organic matter and humic acids in particle-size fractions of an agricultural soil. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 129-141.
- COLLINS H.P., PAUL E.A., PAUSTIAN K., ELLIOT E.T.: Characterization of soil organic matter relative to its stability and turnover. New York, CRC Press. Inc., 1997, pp. 52-54.
- COSENTINO D., COSTANTINI A., SEGAT A., FERTIG M. (1998): Relationships between organic carbon fractions and physical properties of an Argentine soil under three tillage systems. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33: 981-986.
- CROVETTO C.: No till, the stubble and the soil nutrition. In: GARCIA-TORRES L., BENITES J., MARTINEZ-VILELA A. (eds.): Conservation agriculture, a worldwide challenge: Keynote contributions. Madrid, Spain, XUL, 2001, pp. 15-24.
- CTIC (2001) Conservation Technology Information Center, West Lafayette, Indiana, CTIC. <http://www.ctic.purdue.edu/Cor4/ctsurvey/2000/2000UsSummary.html> (01/05/01). In DERPSCH R.: Conservation Tillage, No-tillage and related technologies. In: GARCIA-TORRES L., BENITES J., MARTINEZ-VILELA

- A. (eds.): Conservation agriculture, a worldwide challenge: Keynote contributions. Madrid, Spain, XUL, 2001, pp. 161-170.
- ČERMÁKOVÁ A., STŘELEČEK, F.: Statistika I. České Budějovice, Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, 1995, 172 s.
- ČURLÍK J., BEDRNA Z., HANES J., HOLOBRADÝ K., HRTÁNEK B., KOTVAS F., MASARYK Š., PAULEN J.: Pôdna reakcia a jej úprava. Bratislava, Suma print, 2003, 250 s.
- DARAGHMEH O.A., JENSEN J.R., PETERSEN C.T. (2009): Soil structure stability under conventional and reduced tillage in a sandy loam. *Geoderma*, 150 (1-2): 64-71.
- DERPSCH R.: Conservation Tillage, No-tillage and related technologies. In: GARCIA-TORRES L., BENITES J., MARTINEZ-VILELA A. (eds.): Conservation agriculture, a worldwide challenge: Keynote contributions. Madrid, Spain, XUL, 2001, pp. 161-170.
- DIAZ-ZORITA M., DUARTE G.A., GROVE J.H. (2002): A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 65: 1-18.
- DOLAN M.S., CLAPP C.E., ALLMARAS R.R., BAKER J.M., MOLINA J.A.E. (2006): Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. *Soil and Tillage Research*, 89 (2): 221-231.
- EKEBERG E., RILEY H.C.F. (1997): Tillage intensity effects on soil properties and crop yields in a long-term trial on morainic loam soil in southeast Norway. *Soil and Tillage Research*, 42: 277-293.
- ELLIOTT E.T. (1986): Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 50: 627-633.
- ELLIOT L.F., PAPENDICK R.I., BEZDICEK D.F. Cropping practices using legumes with conservation tillage and soil benefits, In: POWER J.F. (ed.): The role of Legumes in Conservation Tillage systems. Ankeny, IA, Soil Conserv. Soc. Am., 1987, pp. 812-889.

- EMADODIN I., REISS S., BORK H.R. (2009): A study of the relationship between land management and soil aggregate stability (case study near Albersdorf, Northern-Germany. *ARPN Journal of Agricultural and Biological Science*, 4 (4): 48-53.
- FIALA K., KRHOVJÁKOVÁ J.: Metodické postupy a zásady vyhodnocování chemických parametrů půd pod trvalými travními porosty: uplatněná certifikovaná metodika. Rapotín, Agrovýzkum Rapotín s.r.o., 2009, 56 s.
- FRANZLUEBBERS A.J. (2002): Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil and Tillage Research*, 66: 197-205.
- GARCÍA-TORRES L., MARTINEZ-VILELA A., SERRANO DE NORENA F.: Conservation Agriculture in Europe: current status and perspectives. In: GARCIA-TORRES L., BENITES J., MARTINEZ-VILELA A. (eds.): Conservation agriculture, a worldwide challenge: Keynote contributions. Madrid, Spain, XUL, 2001, pp. 79-83.
- GOLCHIN A., OADES J.M., SKJEMSTAD J.O., CLARKE P. (1995): Structural and dynamic properties of soil organic matter as reflected by ^{13}C natural abundance, pyrolysis mass spectrometry and solid-state ^{13}C NMR spectroscopy in density fractions of an Oxisol under forest and pasture. *Australian Journal of Soil Research*, 33: 59-76.
- GRACE P.R., POST W.M., GODWIN D.C., BRYCESON K.P., TRUSCOTT M.A., HANNESSY K.J.: Soil carbon dynamics in relation to soil surface management and cropping systems in Australian agroecosystems.. In: LAL R., KIMBLE J.M., FOLLET R. F., STEWART B.A. (eds.): Management of carbon sequestration in soil. New York, CRC press, 1998, pp. 175-193.
- HERNANZ J.L., LOPEZ R., NAVARRETE L., SANCHEZ-GIRON V. (2002): Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil and Tillage Research*, 66: 129-141.
- HOLLAND E.A., COLEMAN D.C. (1987): Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystems. *Ecology*, 68: 425-433.

- HORÁČEK J.: Studie vlastností a přeměn organické hmoty v půdě. [Docentská habilitační práce]. České Budějovice 1995. 218 s. Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, Katedra obecné produkce rostlinné.
- HORÁČEK J., LEDVINA R., KOUBALÍKOVÁ J.: Geologie a půdoznalství. České Budějovice, Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, 1994, 114 s.
- HORÁČEK J., LEDVINA R., STACH J., et al. (1999): Posouzení fyzikálních vlastností půd při klasické a bezorebné technologii pěstování brambor. *Zemědělská technika*, 45 (3): 81-87.
- HORÁČEK J., LEDVINA R., RAUS A. (2001): The content and quality of organic matter in cambisol in a long-term no-tillage system. *Rostlinná výroba*, 47 (5): 205-210.
- HORÁČEK J., KOLÁŘ L., ČECHOVÁ V., HŘEBEČKOVÁ J. (2008): Phosphorus and carbon fraction concentrations in a cambisol soil as affected by tillage. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39: 2032 – 2045.
- HORÁČEK J., KOLÁŘ L., LEDVINA R., ČECHOVÁ V., HŘEBEČKOVÁ J.: Ovlivnění transformace půdní organické hmoty. Collection of Scientific Papers: Series for Crop Science, 21. České Budějovice, Jihočeská univerzita, 2004, s. 55 – 60.
- HORNE D.J., ROSS C.W., HUGHES K.A. (1992): Ten years of a maize / oats rotation under three tillage systems on a silt loam in New Zealand. 1. A compararison of some soil properties. *Soil and Tillage Research*, 22: 131-143.
- HRAŠKO J.: Rozbory pôd. Bratislava, SVPL, 1962, 342 s.
- HUDSON B.D. (1994): Soil organic matter and available water capacity. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49 (2): 189-194.
- HŮLA J.: Půdoochranné technologie zakládání porostů plodin (Technika v půdoochranných technologiích). Studijní informace. Praha, Ústav zemědělských a potravinářských informací, 2000, 45 s.
- HŮLA J., PROCHÁZKOVÁ B.: Vliv minimalizačních a půdoochranných technologií na plodiny, půdní prostředí a ekonomiku. Zemědělské informace. Praha, Ústav zemědělských a potravinářských informací, 2002, 104 s.

- HŮLA J., ABRHAM Z., BAUER F.: Zpracování půdy. Praha, Nakladatelství Brázda, 1997, 144 s.
- HŮLA J., PROCHÁZKOVÁ B. a kolektiv: Minimalizace zpracování půdy. Praha, Profi Press, s.r.o., 2008, 248 s.
- HŮLA J. a kolektiv: Dopad netradičních technologií zpracování půdy na půdní prostředí: uplatněná certifikovaná metodika. Praha, Výzkumný ústav zemědělské techniky, v.v.i., 2010, 58 s.
- JANDÁK J.: Cvičení z půdoznalství. Brno, MZLU, 2003, 92 s.
- JASTROW J.D., BOUTTON T.W., MILLER R.M. (1996): Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance. *Soil Science Society American Journal*, 60: 801-807.
- JASTROW J.D, MILLER R.M, LUSSENHOP J. (1998): Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 905-916.
- JAVŮREK M., VACH M.: Advancement of soil microbial activity as a reaction on different ways of plant biomass use for field crop stand establishment. In: JACOBSEN S.-E. JENSEN C.R., PORTER J.R. (eds): Proc. VIII. ESA Congress „European Agriculture in a Global Context“. Copenhagen, Denmark, KVL, 2004. pp. 403-404.
- JAVŮREK M., VACH M., ŠÁRA M.: Fyzikální a biologické vlastnosti půdy po víceletém využívání půdoochranných technologií. In: BADALÍKOVÁ B. (ed.): Nové poznatky v pěstování, šlechtění a ochraně rostlin. Troubsko, Výzkumný ústav pícninářský, 2004, s. 295-303.
- KASPER M., BUCHAN G.D., MENTLER A., BLUM W.E.H (2009): Influence of soil tillage systems on aggregate stability and the distribution of C and N in different aggregate fractions. *Soil and Tillage Research*, 105 (2): 192 – 199.
- KEREK M., DRIJBER R.A., GAUSSOIN R.E. (2003): Labile soil organic matter as a potential nitrogen source in golf greens. *Soil biology and biochemistry*, 35 (12): 1643-1649.
- KINSELLA J.: Agriculture`s role in protecting the environment (lecture). Illinois, Agricultural Technology Center Lexington, 1998.

- KOLÁŘ L.: Výživa rostlin a hnojení : zvláštnosti vyšších poloh. Praha, Vysoká škola zemědělská, 1987, 42 s.
- KOLÁŘ L.: Organické hnojení a humus. Praha, Vysoká škola zemědělská, 1988, 105 s.
- KOLÁŘ L., KUŽEL S.: Organická hmota v půdě. In: VANĚK V. (ed.): Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku půdní organické hmoty, použití organických hnojiv a potřeby hnojení minerálními hnojivy. Praha, Česká zemědělská univerzita, 1999, s. 15-19.
- KOLÁŘ L., KUŽEL S., HORÁČEK J., ČECHOVÁ V., BOROVIČKOVÁ J., PETERKA J. (2009): Labile fractions of soil organic matter, their quantity and quality. *Plant Soil Environment*, 55 (6): 245-251.
- KRÁLOVÁ M. a kolektiv: Vybrané metody chemické analýzy půd a rostlin. Praha, ACADEMIA, 1991, 160 s.
- KROULÍK M.: Infiltrace srážkové vody do půdy. Průběžná zpráva projektu Ministerstva zemědělství ČR 1G 57042 „Péče o půdu v podmínkách se zvýšenými nároky na ochranu životního prostředí“. Praha, Výzkumný ústav zemědělské techniky, 2005, 83-92.
- KUBÁT J., CERHANOVÁ D., MIKANOVA O., ŠIMON T.: Metodika hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách. Metodika pro praxi. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., 2008, 34 s.
- LABRADOR J.: La materia organica en los agrosistemas. Madrid, Mundi presses, 1996, pp. 24-28.
- LAL R.: No-till Farming. IITA Monograph, No 2. Ibadan, Nigérie, IITA, 1982, p.68.
- LAL R. (1997): Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. *Soil and Tillage Research*, 43 (1-2): 81-107.
- LAL R., KIMBLE J.M. (1997): Conservation tillage for carbon sequestration. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49: 243-253.

- LE BISSONNAIS Y.: Experimental study and modelling of soil surface crusting processes. In: BRYAN R.B. (ed.): Soil erosion: Experiments and models. Cremlingen-Destedt, Catena Verlag, 1990, pp.13-28.
- LEDVINA R., HORÁČEK J., ŠINDELÁŘOVÁ M.: Geologie a půdoznalství. České Budějovice, Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, 1999, 200 s.
- LEDVINA R., KOUBALÍKOVÁ J., HORÁČEK J.: Geologie a půdoznalství. České Budějovice, Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, 1992, s. 45-55.
- LIEBHARD P. (1995): Einfluss der Primärbodenbearbeitung auf Ertrag und Ertragsverhalten von Winterweizen im oberösterreichischen Zentralraum (Teil 6). *Die Bodenkultur*, 47: 153-162.
- LIEBIG M.A., GOLLANY H.T.: Sequestering carbon in cropland: Effects of management in semiarid regions of northwestern USA and western Canada. In: Proceeding of the Alberta Reduced Tillage Linkages, Direct Seeding Advantage. Nisku, Alberta, Canada, 2004. p. 32-36.
- MAGDOFF F., VAN ES H. (2000): Building Soils for Better Crops. Sustainable Agriculture Network handbook series, Book 4. 2nd edition. Beltsville, Maryland, USA, SAN, 2000, 240 s.
- MARENDIAK D., KOPČANOVÁ L., LEITBEG S.: Pol'nohospodárska mikrobiológia. Príroda, Bratislava, 1987, s.131-235.
- MARTINEC J.: Návrh klasifikace tlumivé schopnosti půd. Brno, Kroměříž, Mendlova univerzita v Brně, Agrotest fyto, s.r.o., 2010, 98 s.
- MARTINEC J., HLADKÝ J., POSPÍŠILOVÁ L.: Hodnocení pufrační schopnosti černozemí a regozemí. In: SOBOCKÁ J. (ed.): Nové trendy v diagnostice, klasifikácii a mapování půd. Bratislava, Výskumný ústav pôdoznalctva a ochrany pôdy, 2010, s. 43.
- MAYOR J.P., MAILLARD A. (1995): Results from an over-20-years-old ploughless tillage experiment at Changins. IV. Seed bank and weed control. *Revue Suisse d'Agriculture*, 27: 229-236.
- MCCONKEY B., CHANGLIANG B., PADBURY G., LIDWALL W.: Carbon sequestration and direct seeding. In: Proceeding of Direct Seeding Conference:

- „Sustainable Farming in the New Millenium“. Regina, Saskatchewan, Saskatchewan Soil Conservation Association, 2000.
- MIELKE L.N., DORAN J.W., RICHARDS K.A. (1986): Physical enviroment near the surface of plow and no-tilled soils. *Soil and Tillage Research*, 7: 355-366.
- MIKULKA J.: Faktory ovlivňující dlouhodobé změny druhového spektra plevelů. In: KUSÁ H., RŮŽEK P. (eds.): Využití různých způsobů zpracování půdy při pěstování rostlin. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby, 1998, s. 47-54.
- MIKULKA J.: Vliv osevních postupů a zpracování půdy na druhové spektrum plevelů. In: KUSÁ H., RŮŽEK P. (eds.): Využití různých systémů zpracování půdy při pěstování rostlin. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2000, s. 23-28.
- MIŠTINA T.: Súčasný stav a perspektívy využívania bezorbových technológií v Slovenskej republike. In: KUSÁ H., RŮŽEK P. (eds.): Využití různých systémů zpracování půdy při pěstování rostlin. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2000, s. 15-18.
- MIŠTINA T., KOVÁČ K.: Ochranné obrábanie pôdy. Piešťany, Výzkumný ústav rostlinné výroby, 1993, 165 s.
- MOHLER C.L. (1993): A model of the effects of tillage on emergence of weed seedlings. *Ecological Applications*, 3: 53-73.
- MONCRIEF J.F., SCHULTE E.E.: The effect of tillage and fertilizer source and placement on nutrient availability to corn. In: Proc. Iowa`s 34th Fertilizer source and Ag. Chem. Dealers Conf.. Ames, Iowa, Iowa State University, 1982.
- NĚMEČEK J., SMOLÍKOVÁ L., KUTÍLEK M.: Pedologie a paleopedologie. Praha, Academia, 1990, 546 s.
- NĚMEČEK J. a kolektiv: Taxonomický a klasifikační systém půd České republiky. Praha, Česká zemědělská univerzita a Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, 2001, 78 s.
- OGLE S.M., BREIDT F.J., PAUSTIAN K. (2005): Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*, 72: 87-121.

- OLK D.C. (2006): A chemical fractionation for structure-function relations of soil organic matter in nutrient cycling. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (3): 1013-1022.
- PAVEL L., BENEŠ S., BRUNCLÍK O., JURČA V., KOZÁK J., SVOBODA V., VALLA M., VLK K.: Geologie a půdoznalectví. Praha, Vysoká škola zemědělská, 1984, s. 85-88.
- PECHOČ V.: Vyhodnocování měření a početní metody v chemickém inženýrství. Praha, SNTL, 1981, 228 s.
- PIOVANELLI C., GAMBA C., BRANDI G., SIMONCINI S., BATISTONI E. (2006): Tillage choices affect biochemical properties in the soil profile. *Soil and Tillage Research*, 90 (1-2): 84 – 92.
- POKORNÝ E., STŘÁLKOVÁ R., PODEŠVOVÁ J. (2002): Půdní sorpční komplex a jeho vlastnosti. Vybrané kapitoly z metodiky. *Obilnářské listy*, 10 (6): 121-124.
- POSPÍŠILOVÁ L., TESAŘOVÁ M.: Organický uhlík obhospodařovaných půd: Folia Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně II (1). Brno, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2009, 42 s.
- PRAX A. (1997): Ubývá půdní humus. *Úroda*, 1: 14-15.
- PRAX A., JANDÁK J., POKORNÝ E.: Půdoznalství. Brno, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 1995, 153 s.
- PRCHAL L. (1992): Bezorebné setí sečími exaktory HORSCH. *Úroda*: 340-341.
- PROCHÁZKOVÁ B.: Vliv zpracování půdy na uvolňování skleníkových plynů do atmosféry. Průběžná zpráva projektu Ministerstva zemědělství ČR 1G 57042 „Péče o půdu v podmínkách se zvýšenými nároky na ochranu životního prostředí“. Praha, Výzkumný ústav zemědělské techniky, 2005, 14-19.
- RASMUSSEN P.E., PARTON W.J. (1994): Long-term effect of residue management in wheat-fallow. *Science Society of America Journal*, 58: 523-530.
- RAUS A.: Vliv půdoochranného zpracování půdy na vybrané fyzikální, chemické a biologické vlastnosti kambizemě. [Disertační práce]. České Budějovice 2000.

174 s. Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, Katedra obecné produkce rostlinné.

- RAUS A., ČECHOVÁ V., ŠABATKA J. (1999): Vliv půdoochranného zpracování půdy na půdní organickou hmotu. *Úroda*, 6: 16-17.
- REICOSKY D.C.: Conservation agriculture: Global environmental benefits of soil carbon management. In: GARCIA-TORRES L., BENITES J., MARTINEZ-VILELA A. (eds.): Conservation agriculture, a worldwide challenge: Keynote contributions. Madrid, Spain, XUL, 2001, pp. 3-12.
- REICOSKY D. C., LINDSTROM M. J.: Impact of fall tillage on short-term carbon dioxide flux. In: LAL R. (ed.): Soils and Global Change. Boca Raton, Florida, Lewis Publisher, 1995, 177-187.
- REICOSKY D.C., LINDSTROM M.J., SCHUMACHER T.E., LOBB D.E., MALO D.D. (2005): Tillage-induced CO₂ loss across an eroded landscape. *Soil and Tillage Research*, 81: 183-194.
- RICE C.W., SMITH M.S. (1983): Nitrification of fertilizer and mineralized ammonium in no-till and plowed soils. *Soil Science Society of America Journal*, 47: 1125-1129.
- ROBERT M.: Carbon sequestration in soils: Proposals for land management. Report No. XXX. Řím, AGLL, FAO, 2001, 69 pp.
- ROHOŠKOVÁ M., VALLA M. (2004): Comparison of two methods of aggregate stability measurement – a review. *Plant Soil Environment*, 50 (8): 379-382.
- ROLDÁN A., SALINAS-GARCÍA J.R., ALGUACIL M.M., CARAVACA F. (2007): Soil sustainability indicators following conservation tillage practices under subtropical maize and bean crops. *Soil and Tillage Research*, 93 (2): 273-282.
- ŘÍMOVSKÝ K. (1994): Organické hnojení a úrodnost půdy. *Úroda*, 8: 8-9.
- SALINAS-GARCÍA J.R., MATOCHA J.E., HONS F.M. (1997): Long-term tillage and nitrogen fertilization effects on soil properties of an Alfisol under dryland corn / cotton production. *Soil and Tillage Research*, 42: 79-93.

- SÁŇKA M., MATERNA J. (2004): Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. *Edice Planeta-odborný časopis pro životní prostředí*, 12 (11): 39.
- SAVČENKO T.I.: Bufernosť počv i faktory počvennoj kislotnosti. Moskva, Chimija s.ch., 1989.
- SCALA N., LOPES A., MARQUES J., PEREIRA G.T. (2001): Carbon dioxide emission after application of tillage systems for a dark red latosol in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 62: 163-166.
- SIX J., ELLIOT E.T., PAUSTIAN K., DORAN J.W. (1998): Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62: 1367-1377.
- SIX J., PAUSTIAN K., ELLIOT E.T., COMBRINK C. (2000): Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 681-689.
- SIX J., FELLER C., DENEK K., OGLE S. M., SA J. C. M., ALBRECHT A. (2002): Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – effects of no-tillage. *Agronomie*, 22: 755-775
- SKIDMORE E.L., KUMAR M., LARSON W. E. (1979): Crop residue management for wind erosion control in the Great Plains. *Journal of Soil and Water Conservation*, 34: 90-94.
- SKJEMSTAD J.O., DALAL R.C., BARRON P.F. (1986): Spectroscopic investigations of cultivation effects on organic matter of Vertisols. *Soil Science Society of America Journal*, 50: 354-359.
- SLEPETIENE A., SLEPETYS J. (2005): Status of humus in soil under various long-term tillage systems. *Geoderma*, 127: 207-215.
- SOANE B.D. (1990): The role of organic matter in soil compactibility: a review of some practical aspects. *Soil and Tillage Research*, 16: 179-201.
- SOTÁKOVÁ S.: Organická hmota a úrodnost půdy. Bratislava, Příroda, 1982, s.123-126.

- STACH J.: Regulace plevelů v podmínkách minimalizace zpracování půdy. In: KUSÁ H., RŮŽEK P. (eds.): Využití různých systémů zpracování půdy při pěstování rostlin. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2000, s. 31-34.
- STACH J. (2001): Minimalizace zpracování půdy ve vyšších polohách. *Úroda*, 7: 10-11.
- STEVENSON F.J.: Humus Chemistry : Genesis, Composition, Reactions. New York, J. Wiley, 1994, 496 pp.
- STIELOW G. (2002): Humus cultivation: creation and maintenance of soil fertility. Pt. 1. Grounds, soil tillage, crop rotation. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 47(1): 14-28.
- SUŠKEVIČ M. (1994): Možnosti základní agrotechniky eliminovat kontaminaci půd cizorodými látkami. *Úroda*, 4: 24 -25.
- SUŠKEVIČ M. (1997): Půdoochranné technologie na postupu. *Úroda*, 7: 5.
- ŠABATKA J.: Některé faktory působící při mělkém zpracování půdy. In: KUSÁ H., RŮŽEK P. (eds.): Využití různých způsobů zpracování půdy při pěstování rostlin. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby, 1998, s.55-60.
- ŠABATKA J., FRÍD M., RAUS A. Využití mělkého zpracování půdy a systému PPF při pěstování rostlin. In: KUSÁ H., RŮŽEK P. (eds.): Využití různých systémů zpracování půdy při pěstování rostlin. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2000, s. 43-48.
- ŠÁLY R.: Půda, základ lesnej produkcie. Bratislava, Príroda, 1978, 238 s.
- ŠARAPATKA B., DLAPA P., BEDRNA Z.: Kvalita a degradace půdy. Olomouc, Univerzita Palackého, 2002, 246 s.
- ŠIMANSKÝ V., TOBIAŠOVÁ E., CHLPÍK J. (2008): Soil tillage and fertilization of Orthic Luvisol and their influence on chemical properties, soil structure stability and carbon distribution in water-stable macro-aggregates. *Soil and Tillage Research*, 100 (1-2): 125-132.
- ŠIMEK M.: Základy nauky o půdě: 3. Biologické procesy a cykly prvků. České Budějovice, Jihočeská univerzita, Biologická fakulta, 2003, 151 s.

- ŠIMEK M.: Základy nauky o půdě: 1. Neživé složky půdy. České Budějovice, Jihočeská univerzita, Biologická fakulta, 2005, 160 s.
- ŠIMON J. (1997): Ochranné způsoby zpracování půdy. *Farmář*, 11: 25-26.
- ŠIMON T., JAVŮREK M., MIKANOVA O., VACH M. (2009): The influence of tillage systems on soil organic matter and soil hydrophobicity. *Soil and Tillage Research*, 105 (1): 44 – 48
- ŠKODA V., HORÁK L.: Alternativní způsoby zakládání porostů cukrovky a kukuřice. In: Nové trendy ve zpracování půdy: sborník přednášek [ze semináře] Jihočeské univerzity a Agrární komory v Českých Budějovicích. České Budějovice, Jihočeská univerzita, 1997.
- TATE R.L.: Soil Organic Matter: Biological and Ecological Effects. New York, Wiley, 1987, pp. 69-94.
- TEBRŮGE F.: No-tillage visions - protection of soil, water and climate and influence on management and farm income. In: GARCIA-TORRES L., BENITES J., MARTINEZ-VILELA A. (eds.): Conservation agriculture, a worldwide challenge: Keynote contributions. Madrid, Spain, XUL, 2001, 303-316.
- TEBRŮGE F., BÖHRNSEN A.: Farmers' and experts' opinion on no-tillage in West-Europe and Nebraska (USA). In: GARCIA-TORRES L., BENITES J., MARTINEZ-VILELA A. (eds.): Conservation agriculture, a worldwide challenge: Keynote contributions. Madrid, Spain, XUL, 2001, 61-69.
- TEBRŮGGE F., DÜRING R. A. (1999): Reducing tillage intensity – a review of results from a long-term study in Germany. *Soil and Tillage Research*, 53: 15 – 28.
- TISDALL J.M., OADES J.M. (1982): Organic matter and water stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33: 141-161.
- TJURIN V.J.: Organičeskoje vėščestvo počv i jego rol v počvoobrazovaniji i plodorodii. Moskva, 1937.
- TRUMAN C.C., SHAW J.N., REEVES D.W. (2005): Tillage effects on rainfall partitioning and sediment yield from an ultisol in central Alabama. *Journal of Soil and Water conservation*, 60 (2): 89-98.

- URI N.D.: Conservation tillage in U.S. agriculture: environmental, economic, and policy issues. Binghamton, New York, The Haworth press, Inc., 1999, 130 pp.
- VACH M., JAVŮREK M. (2003): K minimalizačním a půdoochranným technologiím zpracování půdy. *Úroda*, 7: 14-17.
- VALLA M., KOZÁK J., DRBAL J.: Cvičení z půdoznalství - II. Praha, Vysoká škola zemědělská, 1980, s. 72-74.
- VALLA M., KOZÁK J., NĚMEČEK J.: Pedologické praktikum. Praha, Česká zemědělská univerzita, 2002, 151 s.
- VARVEL G., RIEDELL W., DIEBERT E., MCCONKEY B., TANAKA D., VIGIL M., SCHWARZ R.: Assessment of cropping system effects on soil quality in the Great Plains: Introduction.. In: HANSON J.D., KRUPINSKY J.M. (eds.): Proc. Dynamic Cropping Systems: Principles, Processes, and Challenges. Bismarck, ND, 2003, pp. 197-204.
- VÁŇOVÁ M., KLEM K., MATUŠINSKÝ P.: Vliv hospodaření a úsporných technologií zpracování půdy na zdravotní stav obilovin. Průběžná zpráva projektu Ministerstva zemědělství ČR 1G 57042 „Péče o půdu v podmínkách se zvýšenými nároky na ochranu životního prostředí“. Praha, Výzkumný ústav zemědělské techniky, 2005, 35-51.
- VOPRAVIL, J. a kolektiv: Kniha o půdě – I. díl. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Praha, 2009, 148 s.
- VRBA V. (1992): Vliv vnějších podmínek na transformaci organické hmoty. *Agrochémia*, 32 (6): 127-129.
- WEIGEL A., KUBÁT J., KÖRSCHENS M., POWLSON D.S., MERCIK S. (1998): Determination of the decomposable part of soil organic matter in arable soils. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 43: 123-143.
- WEST T.O., MARLAND G. (2002): A synthesis of carbon sequestration, carbon emission, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 91: 217-232.
- WEST T.O., POST W.M. (2002): Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 1930-1946.

- WILLIAMS A., XING B.S., VENEMAN P. (2005): Effect of cultivation on soil organic matter and aggregate stability. *Pedosphere*, 15 (2): 255-262.
- YANG X. M., KAY B. D. (2001): Rotation and tillage effects on soil organic carbon sequestration in typic Hapludalf in Southern Ontario. *Soil and Tillage Research*, 59: 107 - 114.
- ZAUJEC A., KOVÁČ K.: Vplyv oševného postupu, obrábania a hnojenia pôdy na obsah organického uhlíka v pôde. In: KUSÁ H., RŮŽEK P. (eds.): Využití různých systémů zpracování půdy při pěstování rostlin. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2000, s. 57-62.
- ZBÍRAL J.: Analýza půd I. Jednotné pracovní postupy. Brno, SKZÚZ, 1995, 130 s.
- ZIMMERMANN M., LEIFELD J., FUHRER J. (2007): Quantifying soil organic carbon fractions by infrared-spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry*, 39 (1): 224-231.
- ZINN Y.L., LAL R., RESCK D.V.S. (2005): Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. *Soil and Tillage Research*, 84 (1): 28-40.
- ZOTARELLI L., ALVES B.J.R., URQUIAGA S., BODDEY R.M., SIX J. (2007): Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two Oxisols. *Soil and Tillage Research*, 95 (1-2): 196-206.
- ZRUBEC F. (1991): Pôdno-ekologické aspekty ochranného obrábania pôdy (Ochrana fyzikálnej stavby pôdy - rozhodujúci moment starostlivosti o úrodnosť pôdy). *Úroda*, 6: 244 - 247.

8. SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. č. 1: Schéma pokusu v lokalitě Gross Enzersdorf (LIEBHARD, 1995)

Obr. č. 2: Ultrazvukové zařízení (BOKU Vídeň)

Obr. č. 3: Popis ultrazvukového zařízení (BOKU Vídeň)

Obr. č. 4: Popis prosévacího zařízení (BOKU Vídeň)

9. SEZNAM TABULEK

Tab. č. 1: Schéma odebíraných vzorků

Tab. č. 2: Klasifikace stupně závislosti podle koeficientu korelace (ČERMÁKOVÁ a STŘELEČEK, 1995)

Tab. č. 3: Obsah celkového oxidovatelného uhlíku - Cox [mg.g^{-1}] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

Tab. č. 4: Obsah celkového oxidovatelného uhlíku - Cox [mg.g^{-1}] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

Tab. č. 5: Obsah oxidovatelného uhlíku humusových látek - Cox HL [mg.g^{-1}] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

Tab. č. 6: Obsah oxidovatelného uhlíku humusových látek - Cox HL [mg.g^{-1}] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

Tab. č. 7: Obsah oxidovatelného uhlíku huminových kyselin - Cox HK [mg.g^{-1}] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

- Tab. č. 8:** Obsah oxidovatelného uhlíku huminových kyselin - Cox HK [mg.g⁻¹] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005
- Tab. č. 9:** Obsah oxidovatelného uhlíku fulvokyselin - Cox FK [mg.g⁻¹] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 10:** Obsah oxidovatelného uhlíku fulvokyselin - Cox FK [mg.g⁻¹] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005
- Tab. č. 11:** Obsah horkovodorozpustného uhlíku - Chws [mg.g⁻¹] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 12:** Obsah horkovodorozpustného uhlíku - Chws [mg.g⁻¹] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005
- Tab. č. 13:** Hodnoty poměru huminových kyselin k fulvokyselinám - HK:FK v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 14:** Hodnoty poměru huminových kyselin k fulvokyselinám - HK:FK v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005
- Tab. č. 15:** Hodnoty barevného kvocientu - Q 4/6 v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 16:** Hodnoty barevného kvocientu - Q 4/6 v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

- Tab. č. 17:** Hodnoty stupně humifikace - Sh [%] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005
- Tab. č. 18:** Vzájemné korelace parametrů POH v půdním profilu 0,05 – 0,30 m minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 19:** Vzájemné korelace parametrů POH v půdním profilu 0,00 – 0,40 m minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005
- Tab. č. 20:** Hodnoty kationtové výměnné sorpční kapacity - KVK [mmol.kg⁻¹] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 21:** Korelace parametrů POH s kationtovou výměnnou sorpční kapacitou v půdním profilu 0,05 – 0,30 m minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 22:** Hodnoty pufrální kapacity [mmol.kg⁻¹] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 23:** Korelace parametrů POH a KVK s pufrální kapacitou v půdním profilu 0,05 - 0,30 m minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 24:** Hodnoty měrné hmotnosti – Mz [g.cm⁻³] v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 25:** Korelace parametrů POH s měrnou hmotností v půdním profilu 0,05 – 0,30 m minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

- Tab. č. 26:** Zastoupení [%] jednotlivých velikostních skupin [μm] vodostálých agregátů v jednotlivých hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 27:** Korelace parametrů POH, KVK, PK a Mz s vodostí strukturálních agregátů podle jejich velikostních skupin v půdním profilu 0,05 – 0,30 m, minimalizační technologie zpracování půdy (MT), Studená, 2005
- Tab. č. 28:** Korelace parametrů POH, KVK, PK a Mz s vodostí strukturálních agregátů podle jejich velikostních skupin v půdním profilu 0,05 – 0,30 m, konvenční technologie zpracování půdy (CT), Studená, 2005
- Tab. č. 29:** Obsah celkového oxidovatelného uhlíku - Cox [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých velikostních skupinách [μm] vodostálých agregátů a v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 30:** Obsah oxidovatelného uhlíku humusových látek - Cox HL [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých velikostních skupinách [μm] vodostálých agregátů a v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 31:** Obsah oxidovatelného uhlíku huminových kyselin - Cox HK [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých velikostních skupinách [μm] vodostálých agregátů a v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 32:** Obsah oxidovatelného uhlíku fulvokyselin - Cox FK [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých velikostních skupinách [μm] vodostálých agregátů a v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005
- Tab. č. 33:** Hodnoty poměru huminových kyselin k fulvokyselinám - HK:FK v jednotlivých velikostních skupinách [μm] vodostálých agregátů a v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

Tab. č. 34: Hodnoty barevného kvocientu - Q 4/6 v jednotlivých velikostních skupinách [μm] vodostálých agregátů a v jednotlivých odběrových hloubkách minimalizační (MT) a konvenční (CT) varianty zpracování půdy, Studená, 2005

10. SEZNAM GRAFŮ

Graf č. 1: Porovnání průměrného obsahu celkového oxidovatelného uhlíku - Cox [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005

Graf č. 2: Porovnání průměrného obsahu oxidovatelného uhlíku humusových látek - Cox HL [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005

Graf č. 3: Porovnání průměrného obsahu oxidovatelného uhlíku stanovených frakcí humusových látek (Cox HK, Cox FK) [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005

Graf č. 4: Porovnání průměrného obsahu horkovodorozpustného uhlíku - Chws [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005

Graf č. 5: Porovnání průměrných hodnot poměru HK:FK v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005

Graf č. 6: Porovnání průměrných hodnot barevného kvocientu - Q 4/6 v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005

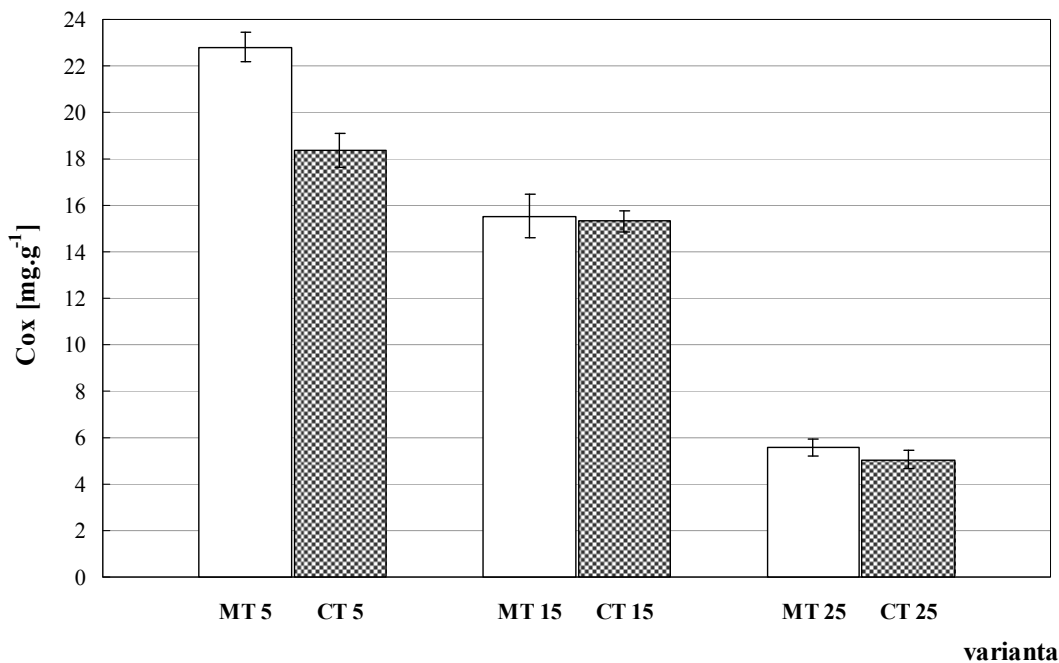
- Graf č. 7:** Porovnání průměrných hodnot pufrční kapacity [mmol.kg^{-1}] a kationtové výměnné sorpční kapacity - KVK [mmol.kg^{-1}] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005
- Graf č. 8:** Porovnání průměrných hodnot měrné hmotnosti [g.cm^{-3}] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005
- Graf č. 9:** Porovnání průměrné vodostálosti agregátů dle zastoupení [%] jejich jednotlivých velikostních skupin [μm] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005
- Graf č. 10:** Porovnání průměrného obsahu celkového oxidovatelného uhlíku – Cox [mg.g^{-1}] v jednotlivých velikostních skupinách vodostálých agregátů a v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005
- Graf č. 11:** Porovnání průměrného obsahu oxidovatelného uhlíku humusových látek - Cox HL [mg.g^{-1}] v jednotlivých velikostních skupinách vodostálých agregátů a v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005
- Graf č. 12:** Porovnání průměrného obsahu celkového oxidovatelného uhlíku - Cox [mg.g^{-1}] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005
- Graf č. 13:** Porovnání průměrného obsahu oxidovatelného uhlíku humusových látek - Cox HL [mg.g^{-1}] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005
- Graf č. 14:** Porovnání průměrného obsahu oxidovatelného uhlíku stanovených frakcí humusových látek (Cox HK, Cox FK) [mg.g^{-1}] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie

zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

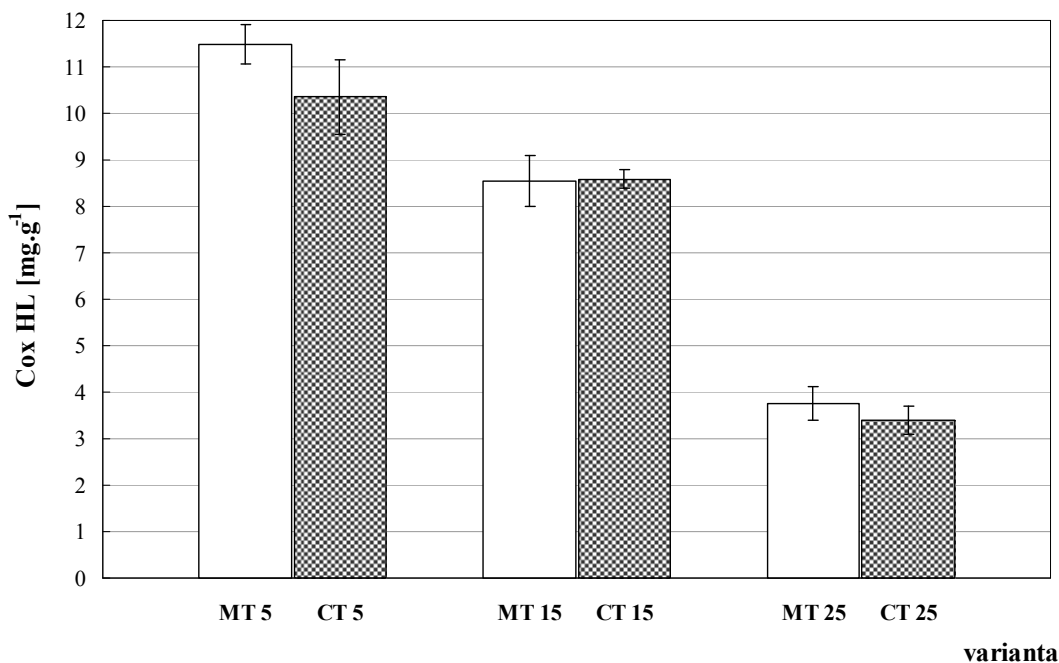
- Graf č. 15:** Porovnání průměrného obsahu horkovodородupustného uhlíku - Ch_{ws} [$mg \cdot g^{-1}$] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005
- Graf č. 16:** Porovnání průměrných hodnot poměru HK:FK v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005
- Graf č. 17:** Porovnání průměrných hodnot barevného kvocientu - $Q_{4/6}$ v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005
- Graf č. 18:** Porovnání průměrných hodnot stupně humifikace - Sh [%] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005

11. SOUBOR GRAFŮ (PŘÍLOHA)

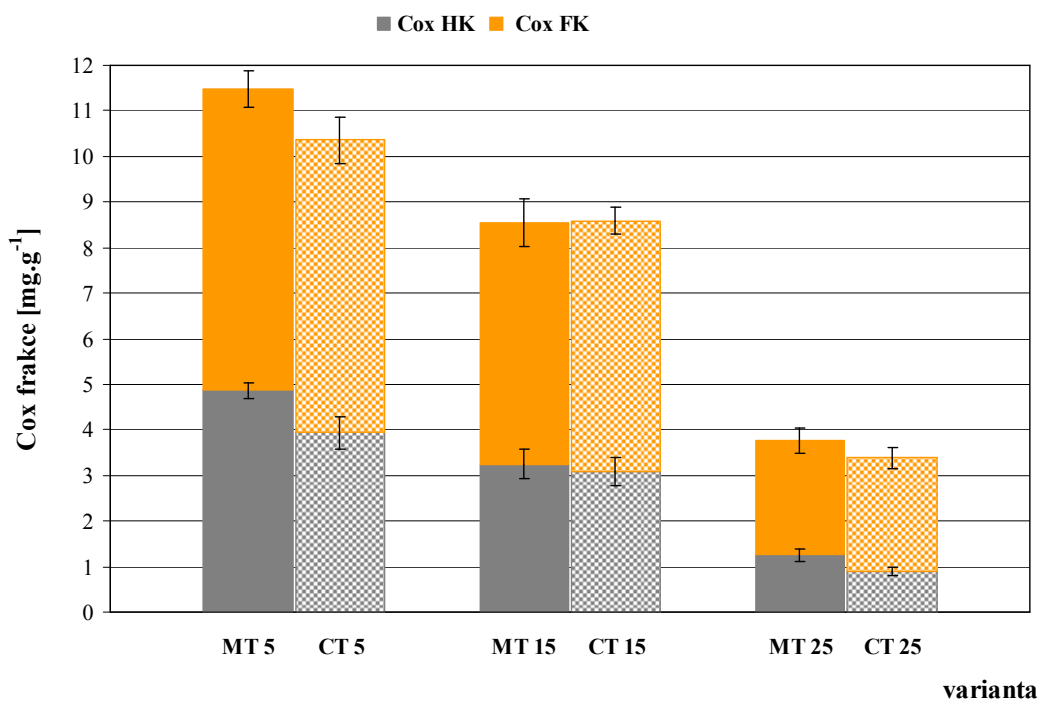
Graf č. 1: Porovnání průměrného obsahu celkového oxidovatelného uhlíku - Cox [mg.g⁻¹] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005



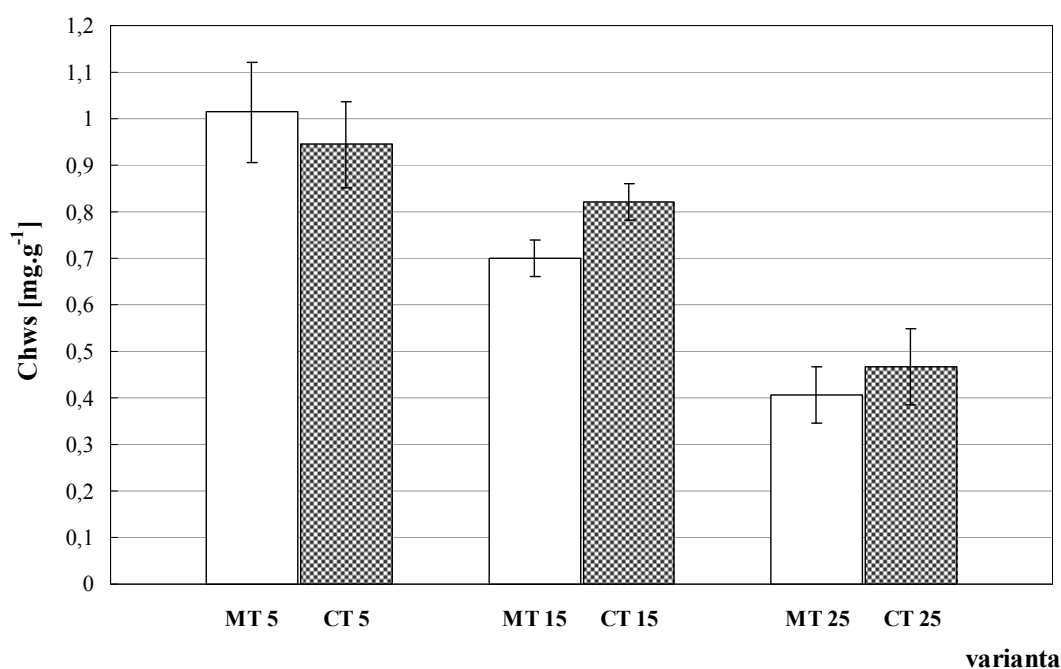
Graf č. 2: Porovnání průměrného obsahu oxidovatelného uhlíku humusových látek - Cox HL [mg.g⁻¹] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005



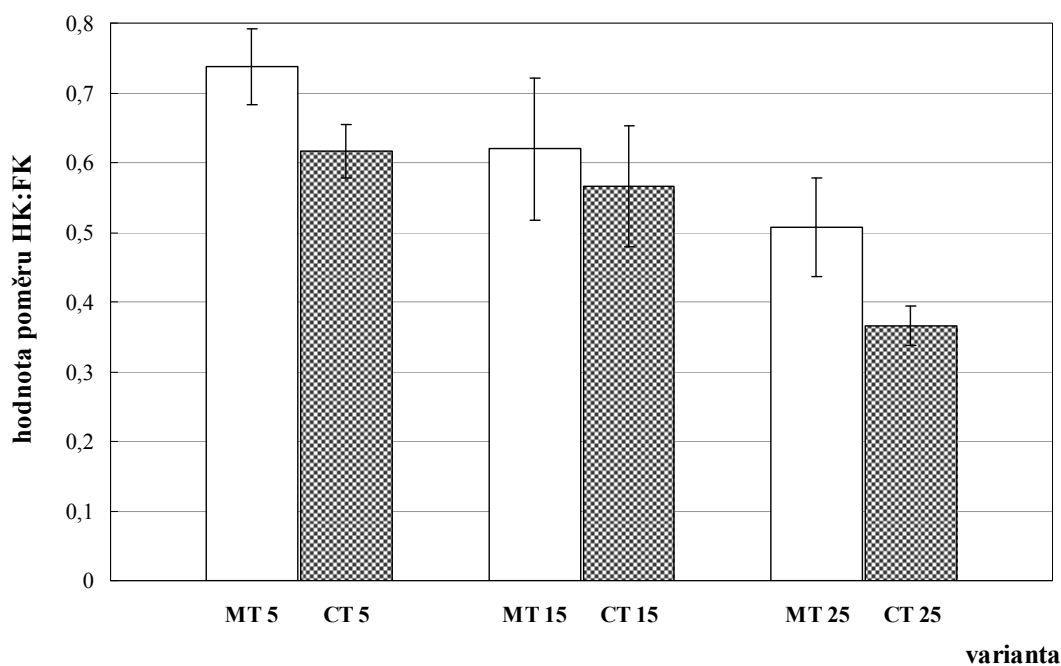
Graf č. 3: Porovnání průměrného obsahu oxidovatelného uhlíku stanovených frakcí humusových látek (Cox HK, Cox FK) [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005



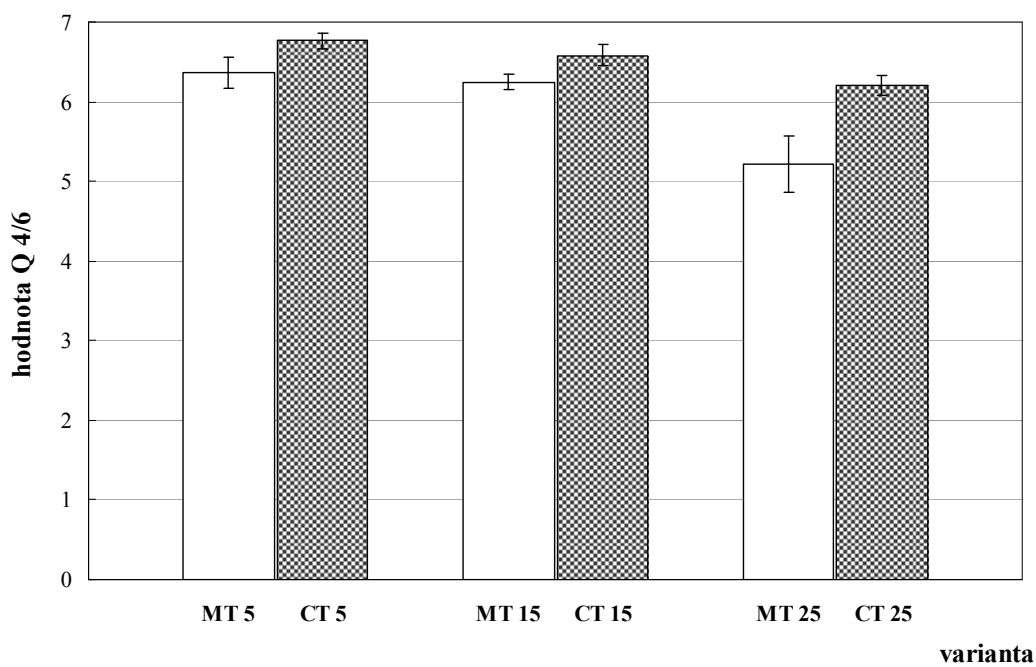
Graf č. 4: Porovnání průměrného obsahu horkovodorozpustného uhlíku - Chws [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005



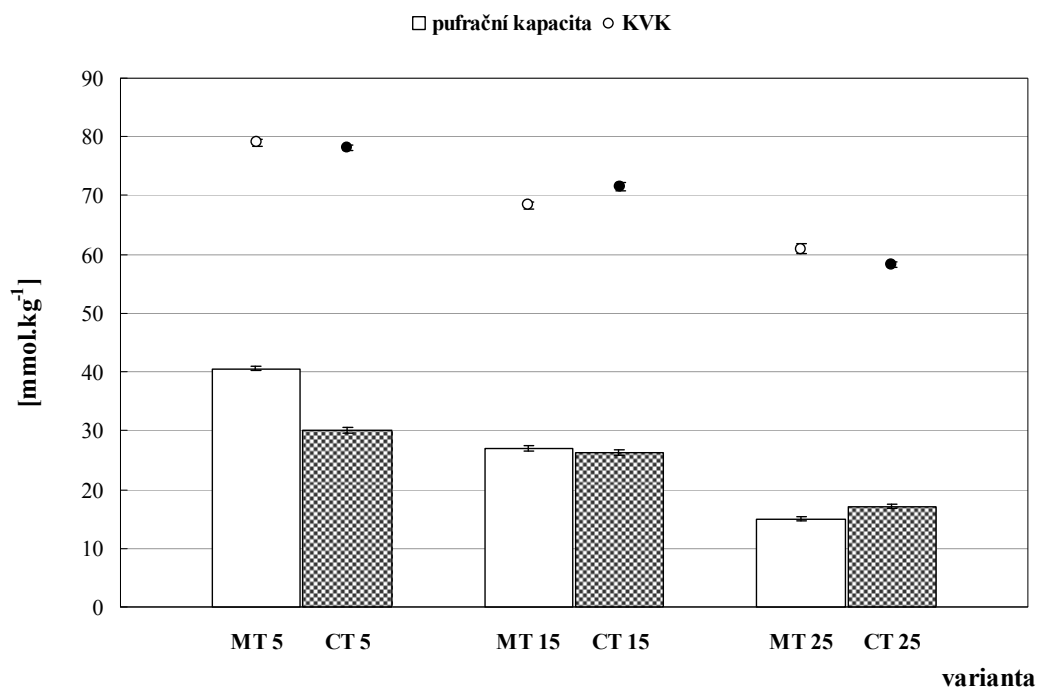
Graf č. 5: Porovnání průměrných hodnot poměru HK:FK v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005



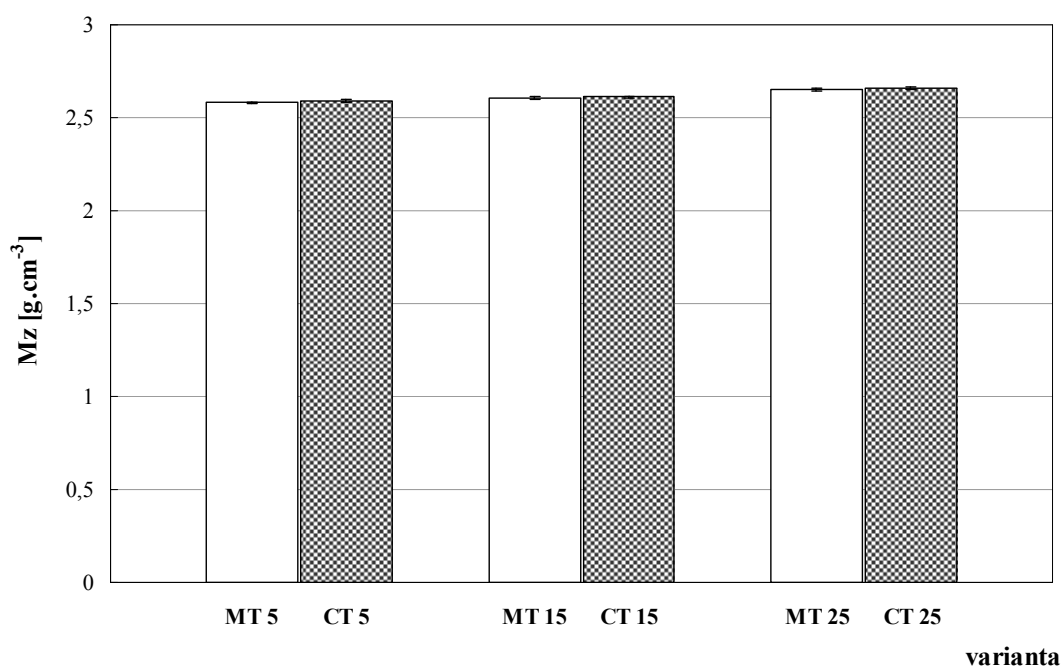
Graf č. 6: Porovnání průměrných hodnot barevného kvocientu - Q 4/6 v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005



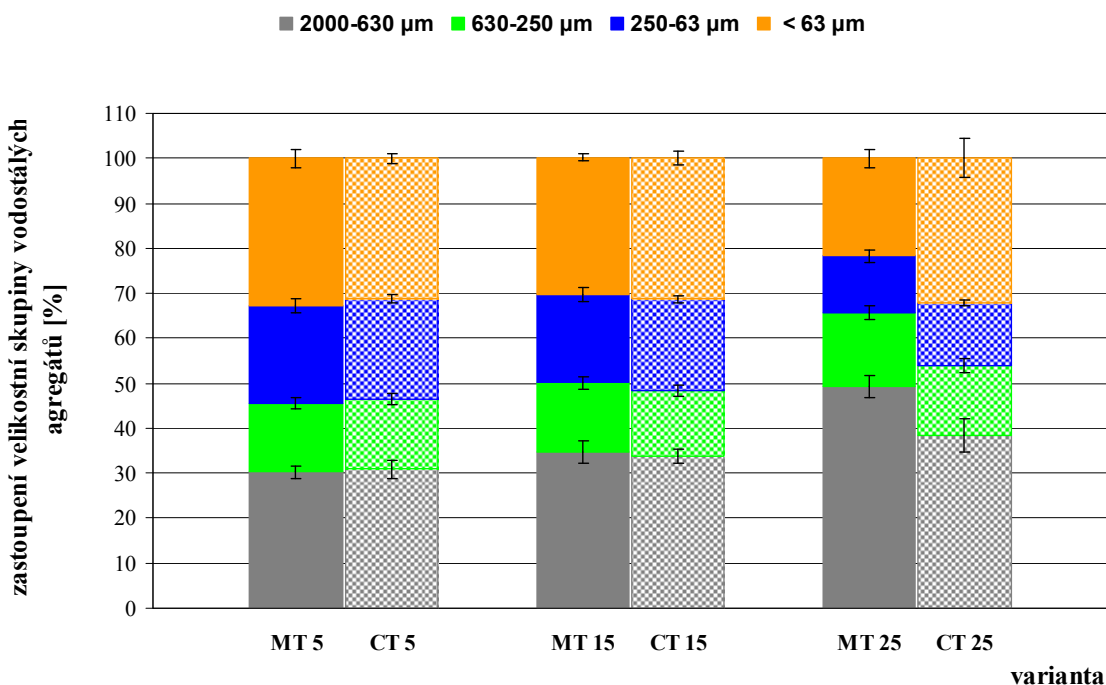
Graf č. 7: Porovnání průměrných hodnot pufrční kapacity [mmol.kg^{-1}] a kationtové výměnné sorpční kapacity - KVK [mmol.kg^{-1}] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005



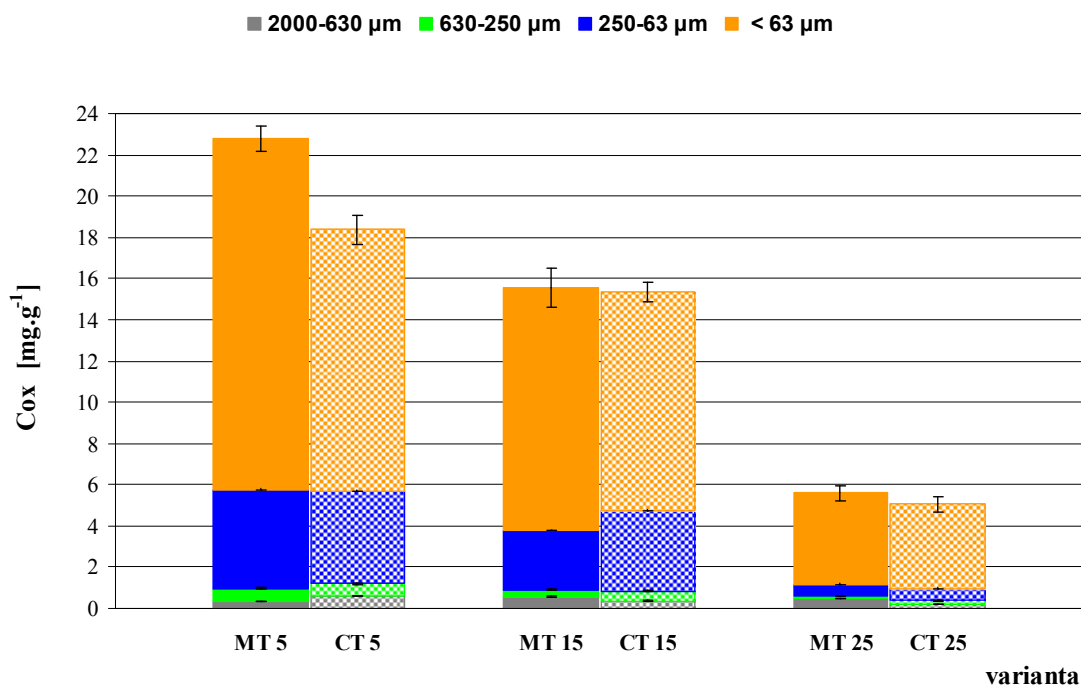
Graf č. 8: Porovnání průměrných hodnot měrné hmotnosti - M_z [g.cm^{-3}] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005



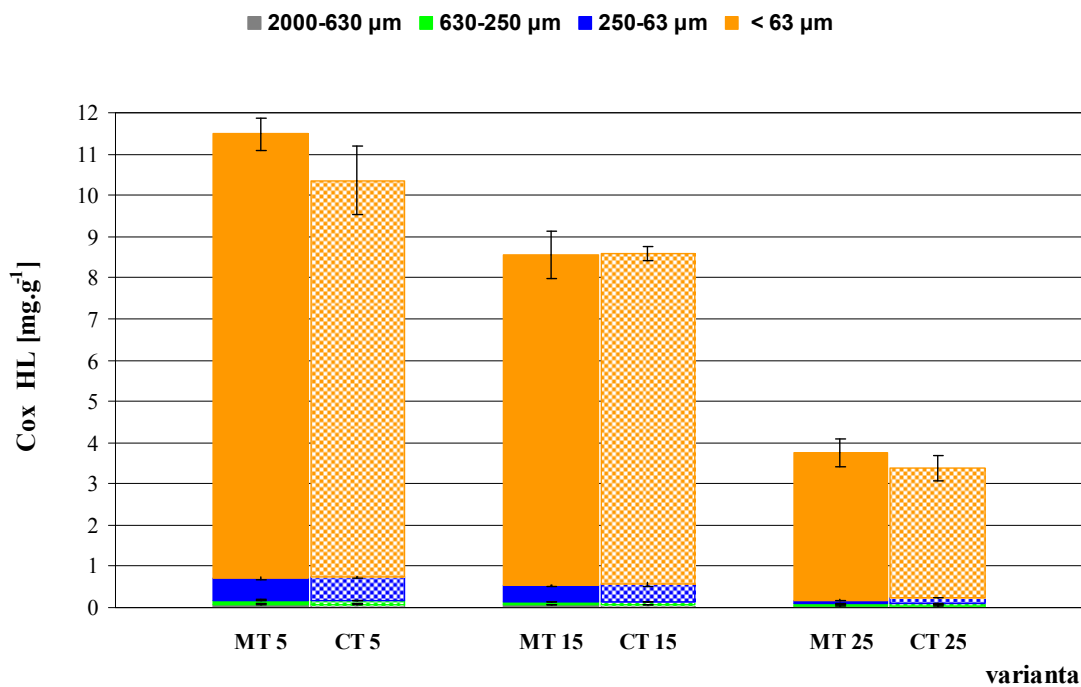
Graf č. 9: Porovnání průměrné vodostálosti agregátů dle zastoupení [%] jejich jednotlivých velikostních skupin [μm] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005



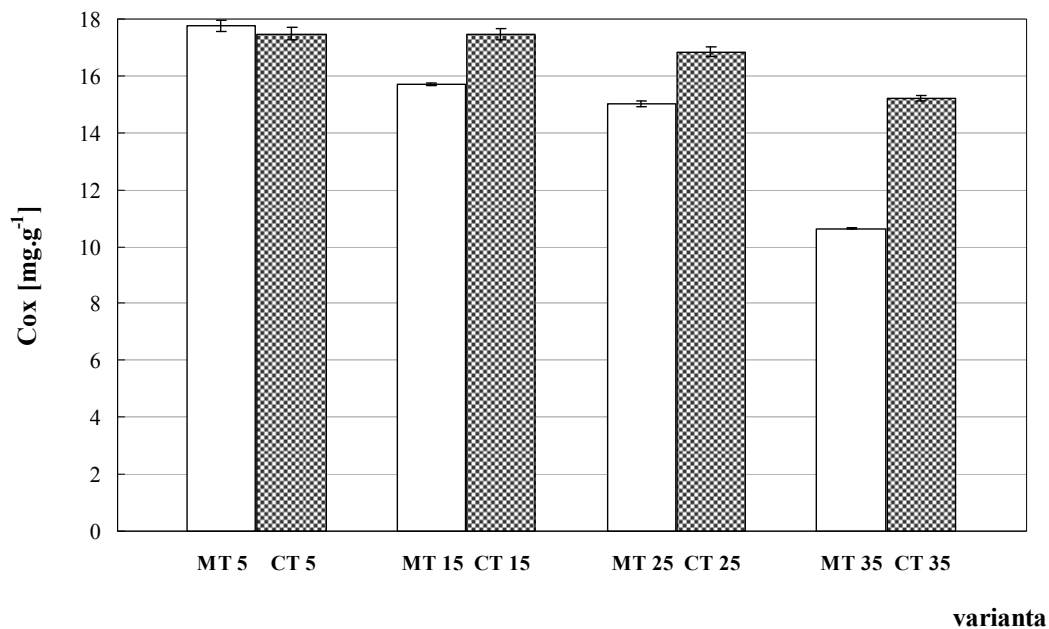
Graf č. 10: Porovnání průměrného obsahu celkového oxidovatelného uhlíku – Cox [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých velikostních skupinách vodostálých agregátů a v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005



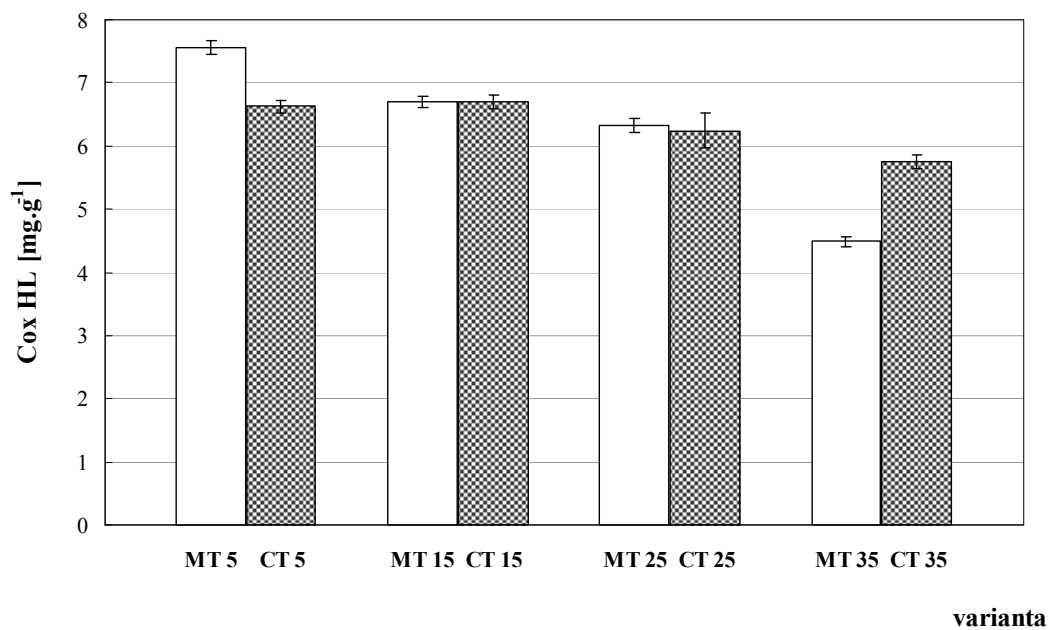
Graf č. 11: Porovnání průměrného obsahu oxidovatelného uhlíku humusových látek - Cox HL [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých velikostních skupinách vodostálých agregátů a v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Studená, 2005



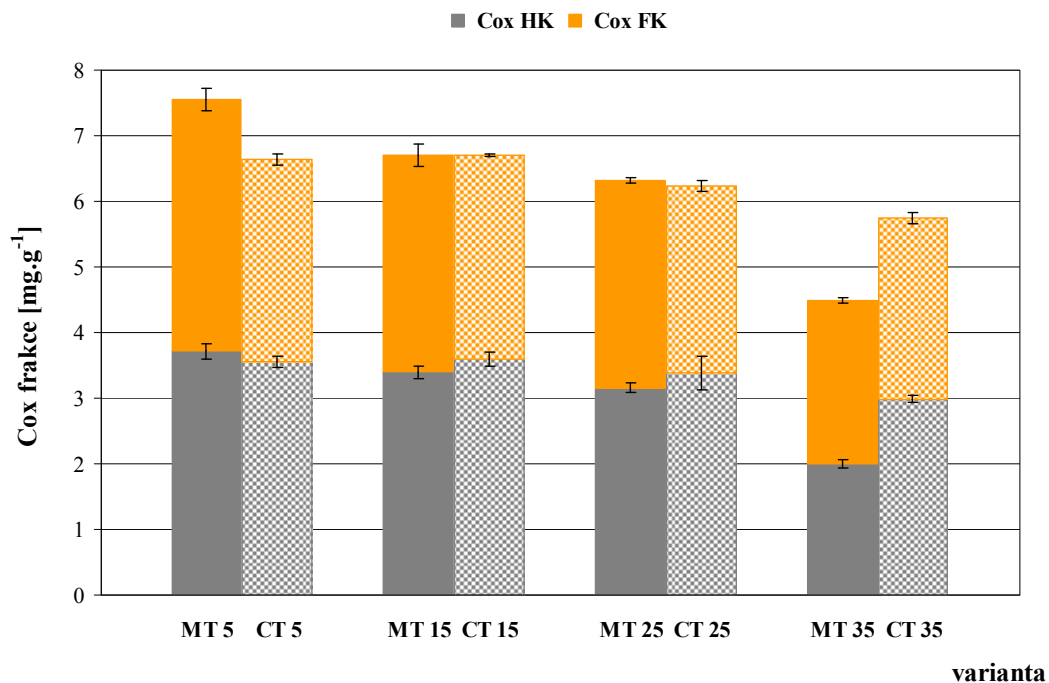
Graf č. 12: Porovnání průměrného obsahu celkového oxidovatelného uhlíku - Cox [mg.g⁻¹] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005



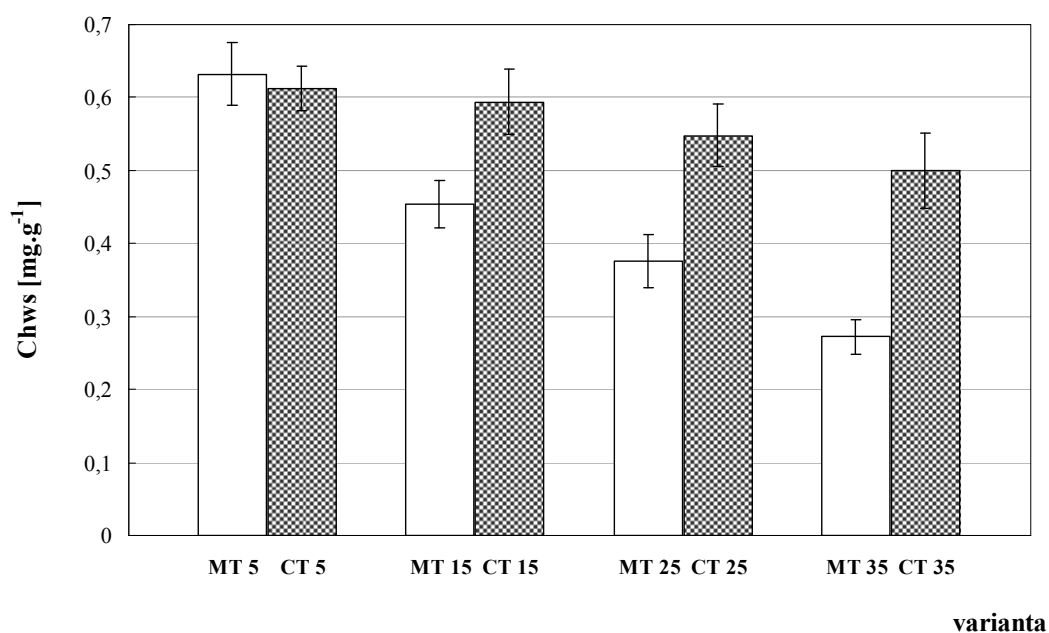
Graf č. 13: Porovnání průměrného obsahu oxidovatelného uhlíku humusových látek - Cox HL [mg.g⁻¹] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005



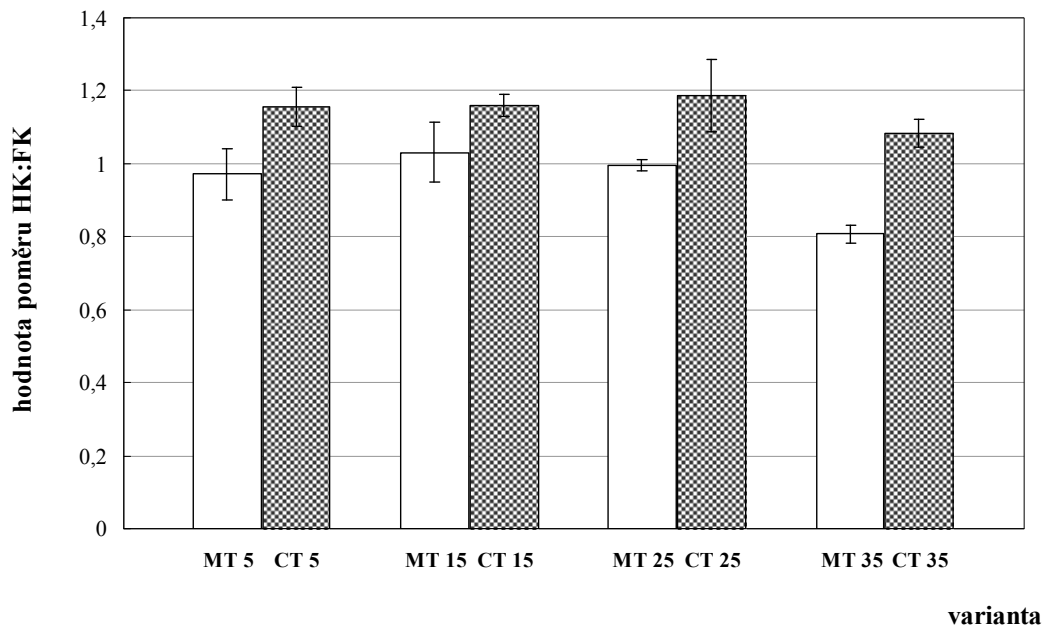
Graf č. 14: Porovnání průměrného obsahu oxidovatelného uhlíku stanovených frakcí humusových látek (Cox HK, Cox FK) [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005



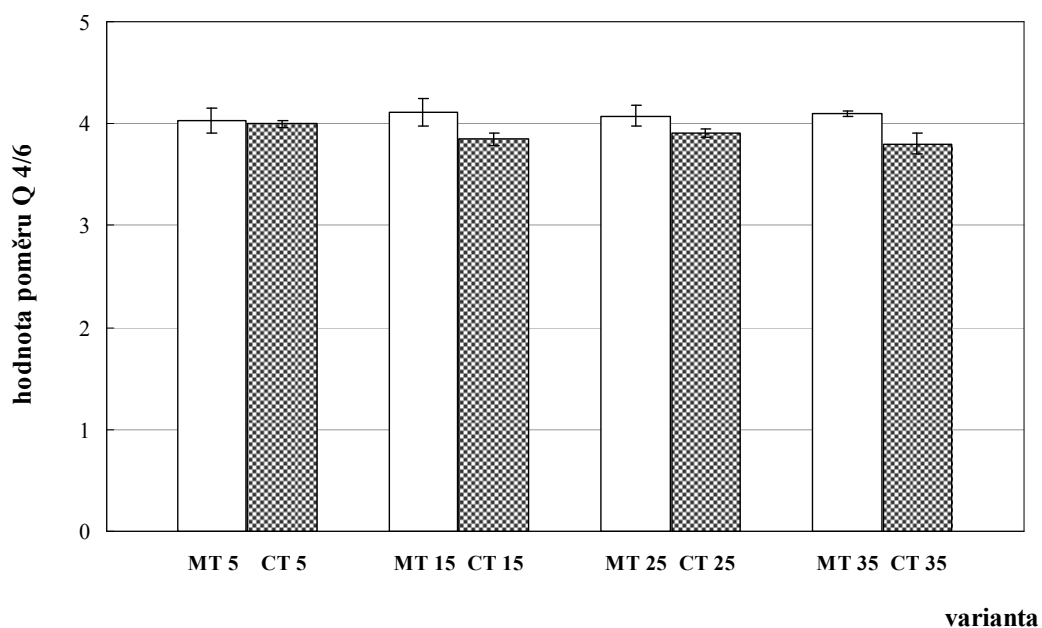
Graf č. 15: Porovnání průměrného obsahu horkovodородzpuštného uhlíku - Chws [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005



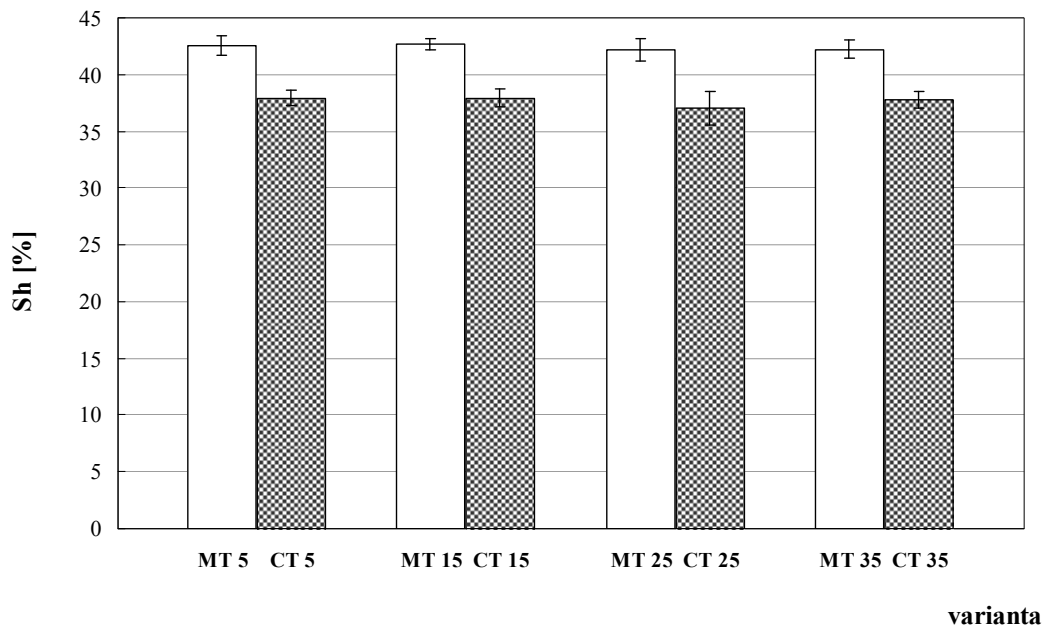
Graf č. 16: Porovnání průměrných hodnot poměru HK:FK v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005



Graf č. 17: Porovnání průměrných hodnot barevného kvocientu - Q 4/6 v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005



Graf č. 18: Porovnání průměrných hodnot stupně humifikace – Sh [%] v jednotlivých variantách minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie zpracování půdy, Gross Enzersdorf, 2005



12. SUMMARY

Organic matter is an important part of soil and together with the mineral part it creates a solid soil matter. Physical, physico-chemical and other soil properties are largely directly or indirectly influenced by properties of Soil Organic Matter (SOM). SOM properties also influence quantity and quality of production. Studying of soil organic matter is difficult because of still many progressing changes and also disunion of terminology in Czech and foreign literature.

The aim of this Thesis is to judge the effect on soil organic matter transformation and soil organic carbon sequestration considering different soil tillage systems (conventional and minimum tillage). The fundamental part consists of comparing chosen soil organic matter quality and quantity parameters, finding transformation changes in both tillage systems and particular soil organic matter components (humus acids especially) distribution in the soil profile. Except the standard SOM parameters also changes in SOM labile fraction (hot water soluble carbon) are evaluated. The topic of the Thesis experimental part is to determine humus substances distribution in particulate water stable aggregates size fractions that have been obtained after ultrasonic determination of their water stability. The aim of this Thesis is also to detect correlations between quantitative and qualitative SOM parameters.

The experimental part of the Thesis was carried out in two locations with different soil type and soil-climatic conditions: medium-term field experiment in relatively severe soil-climatic conditions (Cambisol - Stagra, s. r.o., Studena, Czech Republic) and exact field experiment in relatively better soil-climatic conditions (Chernozem - Gross Enzersdorf, Austria), where both tillage systems (conventional and minimum) are carried out.

For Cambisol, the SOM quality and quantity conforms the generally recognised values for this soil type. Cambisol showed higher values of both quantitative and qualitative SOM parameters in minimum tillage system compared to those in conventional tillage system.

For Chernozem, the SOM quality and quantity absolutely does not conform generally recognised values for this soil type and that is an unexpected finding of this study. Chernozem showed higher values of both quantitative and qualitative SOM

parameters in conventional tillage compared to those in minimum tillage but the differences are not high. Most of the SOM parameters values (including hot water soluble carbon) in the corresponding soil depths taken are more consistent. Hot water soluble carbon content is sufficiently high and related especially to the total oxidizable carbon content. That ensures sufficiency of substrate for microorganisms through the whole soil profile.

The SOM content and quality in particulate water stable aggregates fractions was determined only for Cambisol samples because of lack of funds for the other sampling in Gross Enzersdorf, high work requirements and because of ultrasonic device extent of utilization at University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna.

Cambisol showed that SOM quality of the water stable aggregates fractions is better at all the aggregates size-fractions and in all the sampling depths in minimum tillage compared to those in conventional tillage. It also showed that SOM in aggregates fractions is much more quality compared to SOM in original soil samples.

For Cambisol, cation exchange capacity (CEC), buffering capacity and soil density were additionally determined in regard of close relation to SOM parameters. However, no substantial conclusion is possible to deduce from correlation of SOM and CEC together with buffering capacity and soil density in Studená location although correlation between cation exchange capacity and buffering capacity is very close.

It can be summarized that the different tillage system does not substantially influence the SOM quantity and quality in better soil-climatic conditions. Indeed, there was recorded some degradation process that is not possible explain satisfactorily, possibly it may be a result of more intensive farming. In relatively severe soil-climatic conditions higher SOM content in minimum tillage variant was determined along with high SOM quality in whole sampled soil profile and more favourable values of some other parameters in deeper soil profile especially.

It can be said that minimum tillage systems in these cases do not make the soil properties worse and it can also be recommended in severe soil-climatic conditions while keeping the technology discipline and proper agricultural practise fundamentals.

13. PŘEHLED PUBLIKACÍ

2010

SVOBODOVÁ O., JANČÍKOVÁ J., HORÁČEK J., LIEBHARD P., ČECHOVÁ V. (2010): Changes of soil organic matter under minimum tillage in different soil-climatic conditions. *Soil and Water Research*, 5(4): 146-152.

2006

ŠABATKOVÁ O., HORÁČEK J., LIEBHARD P., KOPEČNÁ J., ČECHOVÁ V. Vliv minimalizačních technologií na kvantitativní parametry půdní organické hmoty kambizemě a černozemě. In: ŠARAPATKA B., BEDNÁŘ M. (eds.): Pedogeneze a kvalitativní změny půd v podmínkách přírodních a antropicky ovlivněných území. Sborník referátů z 11. pedologických dnů. Olomouc, Univerzita Palackého v Olomouci, Česká pedologická společnost, 2006, s. 349-354. ISBN 80-244-1448-1.

ŠABATKOVÁ O., HORÁČEK J., LIEBHARD P., LEDVINA R., ČECHOVÁ V., HŘEBEČKOVÁ J. Změny obsahu půdní organické hmoty při bezorebném zpracování v rozdílných půdně-klimatických podmínkách. In KOBES M. (ed.): Agroregion 2006. Zvyšování konkurenceschopnosti v zemědělství, Sekce 2. Půda – základ konkurenceschopnosti zemědělství. Sborník referátů ze VI. ročníku mezinárodní vědecké konference. České Budějovice, Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, 2006, s. 123-126. ISBN 80-7040-870-7.

HORÁČEK J., LIEBHARD P., ŠABATKOVÁ O., KOPEČNÁ J., ČECHOVÁ V., HŘEBEČKOVÁ, J. (2006): Vliv minimálního zpracování na vlastnosti půdy v rozdílných půdně-klimatických podmínkách. *Inovační podnikání & Transfer technologií*, 4: 10-11 (příloha).

KOPEČNÁ J., HORÁČEK J., LIEBHARD P., ŠABATKOVÁ O., HŘEBEČKOVÁ J. Vliv minimálního zpracování půdy na fyzikální půdní parametry v rozdílných půdně-klimatických podmínkách. In: ŠARAPATKA B., BEDNÁŘ M. (eds.): Pedogeneze a kvalitativní změny půd v podmínkách přírodních a antropicky ovlivněných území. Sborník referátů z 11. pedologických dnů. Olomouc, Univerzita Palackého v Olomouci, Česká pedologická společnost, 2006, s. 282-287. ISBN 80-244-1448-1.

2005

HORÁČEK J., LEDVINA R., ČECHOVÁ V., ŠABATKOVÁ O., KOPEČNÁ J., HŘEBEČKOVÁ J.: Změny organické hmoty při půdoochranném zpracování kambizemě. In: SOBOCKÁ J. (ed.): Štvrté pôdoznalecké dni v SR. Zborník referátov z vedeckej konferencie pôdoznalcov SR. Bratislava, Výskumný ústav pôdoznalctva a ochrany pôdy, 2005, s. 155-160. ISBN 80-89128-11-4 .