

**SLOVENSKÁ POĽNOHOSPODÁRSKA UNIVERZITA V
NITRE
FAKULTA AGROBIOLÓGIE A POTRAVINOVÝCH
ZDROJOV**

2 122659

**VPLYV EKOLOGICKEJ A INTEGROVANEJ SÚSTAVY
HOSPODÁRENIA NA PÔDNU ŠTRUKTÚRU
HNEDOZEME**

2011

Bc. Miroslav Mihal

**SLOVENSKÁ POĽNOHOSPODÁRSKA UNIVERZITA V
NITRE
FAKULTA AGROBIOLÓGIE A POTRAVINOVÝCH
ZDROJOV**

2 122659

**VPLYV EKOLOGICKEJ A INTEGROVANEJ SÚSTAVY
HOSPODÁRENIA NA PÔDNU ŠTRUKTÚRU
HNEDOZEME**

Diplomová práca

Študijný program:	Výživa a ochrana rastlín
Študijný odbor:	4173800 Rastlinná produkcia
Školiace pracovisko:	Katedra pedológie a geológie
Školiteľ:	doc. Ing. Erika Tobiašová, PhD.

Nitra 2011

Bc. Miroslav Mihal

Čestné vyhlásenie

Podpísaný Bc. Miroslav Mihal vyhlasujem, že som záverečnú prácu na tému „Vplyv ekologickej a integrovanej sústavy hospodárenia na pôdnu štruktúru hnedozeme“ vypracoval samostatne s použitím uvedenej literatúry.

Som si vedomý zákonných dôsledkov v prípade, ak uvedené údaje nie sú pravdivé.

V Nitre 14. apríla 2011

podpis autora diplomovej
práce

Pod'akovanie

Touto cestou sa chcem pod'akovať vedúcej diplomovej práce doc. Ing. Erike Tobiašovej, PhD., za metodické a odborné vedenie pri riešení a spracovaní predkladanej práce. Zároveň sa chcem pod'akovať aj rodičom, ktorí ma podporovali pri štúdiu.

Abstrakt

Cieľom práce bolo zhodnotenie vplyvu ekologického a integrovaného systému pestovania na pôdnu štruktúru hnedozeme, charakterizovanú prostredníctvom jej parametrov koeficientu zraniteľnosti, indexu stability, indexu prísušku a kritickému obsahu pôdnej organickej hmoty.

Pokus bol založený Katedrou udržateľného poľnohospodárstva a herbológie na výskumno-experimentálnej báze FAPZ SPU Dolná Malanta. Problematika bola riešená v rámci projektu VEGA 1/0457/08. Na hnedozemi kultizemnej boli v rokoch 2006 až 2010, na jar a na jeseň, odoberané pôdne vzorky do hĺbky 0,3 m z variantov, ktoré zahŕňali ekologický a integrovaný systém hospodárenia s dvomi rotáciami plodín.

Obsah organického uhlíka bol vyšší v ekologickom systéme ako v integrovanom systéme hospodárenia. Makroagregáty veľkosti $> 7 \cdot 10^{-3}$ m mali vyššie zastúpenie v integrovanom systéme a zastúpenie mikroagregátov $< 0,25$ mm bolo väčšie v ekologickom systéme, pričom najviac ich bolo na hone 7. V oboch systémoch môžeme hovoriť o priaznivej pôdnej štruktúre, pretože obsah vodoodolných agregátov bol viac ako 60 %, konkrétne v ekologickom systéme 67,44 % a v integrovanom systéme 61,57 %. Najpriaznivejšia pôdna štruktúra za sledované obdobie bola na hone 7, ktorý sa vyznačoval vyšším podielom lucerny. Na základe parametra index prísušku môžeme ako lepší hodnotiť ekologický systém hospodárenia. Od jari do jesene došlo v integrovanom systéme hospodárenia k zlepšeniu pôdnej štruktúry na oboch honoch, kým v ekologickom systéme bolo zaznamenané jej zhoršenie.

Kľúčové slová: štruktúra pôdy, makroagregáty, mikroagregáty, systém hospodárenia

Abstract

The aim of this work was assessment of the impact of ecological and integrated farming system on soil structure of Haplic Luvisols, characterized by its parameters of coefficient of vulnerability, index of soil structure stability, index of soil crusting and critical contents of soil organic matter.

The experiment was based Katedrou udržateľného poľnohospodárstva a herbológie on experimental base of FAPZ SPU in Dolná Malanta. The study was included in the project VEGA 1/0457/08. On Haplic Luvisol, soil samples were collected to a depth of 0.3 m in spring and autumn in 2006-2010 from ecological and integrated farming system with two crop rotations.

Organic carbon content was higher in the ecological farming system than in an integrated. Macro-aggregates size of $> 7 \cdot 10^{-3}$ m had higher proportions in the integrated farming system and micro-aggregates (< 0.25 mm) in the ecological, with the highest content the plot 7. In both systems, we soil structure was favourable, because the content of water-resistant aggregates was more than 60%, with 67.44% in the ecological farming system and 61.57% in the integrated system. Most favourable soil structure during the studied period was observed on the plot 7, which is characterized by a higher proportion of alfalfa. On the base of parameter index of soil crusting ecological farming system can assess as better. From spring to autumn soil structure in the integrated system management was improved on both plots, while in ecological was recorded its deterioration.

Key words: Soil Structure, Macro-aggregates, Micro-aggregates, Farming System

Obsah

Úvod.....	8
1. Prehľad o súčasnom stave riešenej problematiky	9
1.1 Pôda	9
1.2 Pôdna štruktúra	11
1.3 Uhlík a pôdna organická hmota	20
1.4 Hnedozem	29
1.5 Poľnohospodárske systémy	34
1.5.1 Ekologický systém hospodárenia.....	35
1.5.2 Integrovaný systém hospodárenia.....	40
2. Cieľ práce.....	42
3. Materiál a metodika	43
4. Výsledky a diskusia	46
5. Návrh na využitie výsledkov v praxi	55
6. Závery	56
7. Zoznam použitej literatúry	57

Úvod

Pôda patrí medzi najvýznamnejšie prírodné zdroje, bez ktorej by nebol možný život na Zemi. Pôda vznikla pôsobením organizmov za účasti vody, vzduchu a slnečnej radiácie na vrchnú časť zemskej kôry. Pôdotvorný proces je príliš zdĺhavý aby sme ho mohli počas nášho života ovplyvniť, preto by sme ju mali čo najviac chrániť aby poskytovala aj naďalej obyvateľom našej planéty dostatok životného priestoru a základných surovín. Výzvou pre súčasných poľnohospodárov a vedcov je nájsť riešenia, uspokojenia potrieb celosvetovo stúpajúcej populácie. V súčasnom období sa môžeme stretnúť s intenzívnym poľnohospodárstvom, ktoré využíva aplikáciu priemyselných hnojív, pesticídov a obrábanie pôdy. Práve tu dochádza k negatívnemu vplyvu týchto technológií na pôdne vlastnosti ako je zvýšená kompakcia, nadmerné odčerpávanie živín, rôzne druhy erózie a v neposlednom rade nedostatočná aplikácia organickej hmoty do pôdy. Nesmieme pritom zabúdať na zachovanie pôdnej štruktúry, ktorá vytvára kultúrnym rastlinám priaznivé podmienky na produkciu úrody, či už zabezpečením dostatku prístupnej vlahy, aerácie a živín v prijateľnej forme. Štruktúrne pôdy pútajú intenzívnejšie zrážkovú vodu a zabraňujú vytváraniu prísušku. Ako alternatíva ku konvenčnému poľnohospodárstvu sa uplatňujú extenzívne formy obhospodarovania pôdy, v ktorých sa nepoužíva aplikácia cudzorodých chemických látok, tie sú nahrádzané mechanickými a fyzikálnymi metódami. Dusík je fixovaný hrčkotvornými baktériami na koreňoch bôbových rastlín alebo aplikáciou biologických prípravkov, ktoré nahrádzajú priemyselné hnojivá. Ak je už nevyhnutná ich aplikácia tak sa dávky stanovujú bilančnou metódou a zapracúvajú sa v správnych agrotechnických termínoch.

Aby sa pôda využívala správnym spôsobom, musia mať poľnohospodári nové poznatky a informácie z výskumu a vedy. My sme sa v našej práci zamerali na pozorovanie zmien v štruktúre pôdy pod rôznymi systémami hospodárenia, ktoré je možné uskutočniť v priebehu niekoľkých rokov.

1. Prehľad o súčasnom stave riešenej problematiky

1.1 Pôda

Kľúčovým prírodným a ekonomickým zdrojom poľnohospodárstva je pôda. Je to rozhodujúci prírodný zdroj Slovenska s komoditným a nekomoditným potenciálom pre ekonomický a ekosociálny stav a rozvoj spoločnosti. Je princípom štátnosti (vymedzuje územie) prevažne v súkromnom vlastníctve, avšak s významom pre všetkých obyvateľov štátu. Vzhľadom na všestranný celospoločenský význam pôdy je každý štát povinný zabezpečiť starostlivosť o pôdu a jej ochranu ako všeobecný štátny záujem (Blaas et al., 2010).

Kým v minulosti pôda bola považovaná za základný výrobný prostriedok v poľnohospodárstve, v súčasnosti je chápaná skôr ako rozhodujúca zložka životného prostredia, ktorá podmieňuje vývoj poľnohospodárstva a prostredníctvom ostatných funkcií ovplyvňuje formovanie kvality životného prostredia, zdravie človeka nevyvímajúc (Bujnovský et al., 2009).

Pôda je integrálnou súčasťou ekosystémov Zeme situovanou medzi povrchom a materskou horninou. Je rozdelená na horizonty so špecifickými fyzikálnymi, chemickými a biologickými charakteristikami a rozdielnymi funkciami. Koncept pôdy tiež zahŕňa aj pórovité sedimentárne horniny a iné permeabilné materiály spolu s vodou, ktorú obsahujú. Takto definovaná pôda môže dosahovať značné hĺbky, a preto v niektorých kontextoch sa pod pojmom pôda môže rozumieť aj územie (Vilček et al., 2005).

Pôda je heterogénnym, polydisperzným, viacfázovým, ale i štruktúrnym prostredím s dominujúcou pevnou fázou, kde existuje bohatý mikrobiálny život a kde sa chemické, fyzikálne a biologické vlastnosti pôdy menia v čase a priestore (Zaujec a Šimanský, 2006).

Pôda je prírodný útvar, ktorý sa vyvíja v dôsledku zložitého, komplexného pôsobenia vonkajších (exogénnych) činiteľov na materskú horninu (endogénny činiteľ) a vyznačuje sa úrodnosťou (Smatana et al., 2001). Úrodnosť pôdy je definovaná ako schopnosť pôdy uspokojovať požiadavky rastlín na vodu a živiny v optimálnom množstve po celú dobu ich rastu a vývoja (Badalíková et al., 2008a).

Badalíková et al., (2008b) rozdeľuje pôdnu úrodnosť na:

a) Prirodzená úrodnosť – potenciálna teda prirodzená úrodnosť pôdy je schopnosť pôdy, ktorá doteraz nebola zapojená do poľnohospodársko-produkčného

procesu a nebola človekom využívaná. Vyvíja sa prirodzene povrchovým zvetrávaním zemskej kôry, zo zvykov organizmov žijúcich v pôde a na pôde a pôsobením podnebia.

b) Skutočná alebo tiež efektívna úrodnosť - je výsledkom pôsobenia človeka, ktorého cieľom je vytvorenie podmienok pre vysokú produkčnú schopnosť k jeho úžitku. Pôda je neustále skultúrňovaná agrotechnickými úkonmi, pri ktorých sa menia nielen biologické, chemické a fyzikálne vlastnosti pôd, ale tiež pôdotvorný proces.

Pôda obdobne ako ekosystém zabezpečuje viacero služieb a poskytuje statky ktoré sa v pôdoznaleckej terminológii nazývajú funkcie pôdy. Okrem produkcie biomasy rastlín, ktorú je možno ekonomicky hodnotiť, pôda zabezpečuje ekologické funkcie ktoré sú pre spoločnosť k nezaplateniu. Udržateľný rozvoj spoločnosti predpokladá udržiavanie kvality pôdy a jej funkcií – predovšetkým ekologických. pôda ako zložka prírodného prostredia zohráva významnú úlohu tak pri produkcii biomasy rastlín a fungovaní ekosystému, ako aj kvality ľudského života čím primárne ovplyvňuje rozvoj spoločnosti. Nedávno vypracovaný návrh Rámcovej smernice EÚ na ochranu pôdy zahŕňa nasledovné ekologické, socio-ekonomické a kultúrne funkcie pôdy:

- produkcia biomasy
- akumulácia, filtrácia a transformácia živín, látok a vody
- rezervoár uhlíka (vo vzťahu k riešeniu problému klimatickej zmeny)
- rezervoár biodiverzity (prostredie pre živočíchy, druhy a gény)
- fyzické a kultúrne prostredie pre ľudí a ľudské aktivity
- zdroj surovín
- uchovávanie geologického a archeologického dedičstva (Bujnovský a Vilček, 2008).

Pôdna degradácia je zníženie kvality pôdy v dôsledku jej využívania človekom. Proces degradácie pôdy zahŕňa fyzikálne, chemické a biologické procesy, ktoré majú za následok pokles pôdnej úrodnosti, zhoršenie pôdnej štruktúry, eróziu, nadmernú inundáciu, zasolenie, acidifikáciu alebo alkalizáciu, znečistenie pôdy cudzorodými alebo toxickými látkami (Hraško a Jambor, 1996).

Bezprostrednou príčinou degradácie pôdy v poľnohospodárstve je nedostatočné uplatňovanie zásad správnej poľnohospodárskej praxe, nedostatok použiteľných informácií a nedostatočné uplatňovanie legislatívnych predpisov vo vzťahu k ochrane pôdy. Hlbšou príčinou stavu je dlhodobé nadradžovanie významu produkčnej funkcie pôdy nad ostatné ekologické, čo je odrazom súčasných hodnotových kritérií spoločnosti (Bujnovský, 2005).

Pôda je obmedzený a nenahraditeľný prírodný zdroj. V prípade postupujúcej degradácie a jej straty sa tento zdroj stáva v mnohých častiach sveta limitom ďalšieho rozvoja ľudskej spoločnosti (Tomáš et al., 2007).

V súčasnosti sa čím ďalej, tým viac pozeráme na pôdu nielen ako na základný prostriedok pre výrobu potravín, ale tiež ako na zložku prírody, ktorá zabezpečuje ekologickú stabilitu prostredia a život na našej Zemi (Vilček et al., 2010).

Pri voľbe použitého spôsobu hospodárenia na pôde je potrebné zohľadniť nielen dosiahnutú výšku a kvalitu úrod pestovaných plodín, ale brať zreteľ aj na zachovanie úrodnosti pôdy. Medzi faktory ovplyvňujúce chemické vlastností pôdy patrí dôležité miesto spôsobu obrábania pôdy. Na uvoľňovanie a príjem živín vplýva hĺbka a intenzita obrábania pôdy. Významnú úlohu zohrávajú aj konkrétne plodiny, pretože zanechávajú rôzne množstvá pozberových zvyškov rozdielnej kvality a zároveň nerovnomerne odčerpávajú živiny a vodu (Šoltýsová et al., 2005).

1.2 Pôdna štruktúra

Pod pôdnou štruktúrou rozumieme schopnosť vytvárania väčších agregátov stmelením zŕn rôzneho priemeru, v dôsledku čoho vzniká osobitné zloženie pôd. Z hľadiska vytvárania rozdielnej pôdnej štruktúry sa rozlišujú dva základné procesy:

- a) drobenie pôdy – na rôzne agregáty (zhluky) prostredníctvom vysušovania, činnosťou mrazu, koreňovým systémom rastlín, živočíchmi, strojmi a náradím a pod.
- b) vytváraním agregátov tmeliacimi látkami z elementárnych častíc pôdy (Vilček et al., 2005).

Štruktúra poukazuje na spôsoby, akými sú pôdne častice usporiadané alebo priestorovo zoskupené (Coleman a Crossley, 1996). Connolly (1998) definuje pôdnu štruktúru ako usporiadanie pôdneho materiálu do agregátov, v ktorých primárne častice materiálu držia pohromade väzby silnejšie ako väzby medzi susednými agregátmi.

Štruktúra – je latinské slovo a znamená stavbu, spôsob stavby, zloženie. Štruktúra pôdy je fyzikálna a fyzikálno-chemická stavba pôdnej hmoty vyjadrená veľkosťou, tvarom, usporiadaním a stupňom vývoja primárnych pôdnych častíc a pôdnych pórov do prirodzených alebo umelých štruktúrnych jednotiek (Fulajtár, 2006).

Pôdna štruktúra hovorí o tvare, veľkosti a usporiadaní pevných častíc a voľných priestorov, kontinuity pórov a priestorov, ich schopnosti zadržiavať kvapaliny a organické i anorganické látky, schopnosti podporovať rast a rozvoj koreňovej hmoty. Priaznivá pôdna

štruktúra a vysoká stabilita agregátov sú dôležité pri zvyšovaní pôdnej úrodnosti a raste agronomickej efektívnosti, zvyšovaní pórovitosti a poklese erodovateľnosti (Zaujec a Šimanský, 2006). Štruktúra je tiež definovaná ako priestorová heterogenita jednotlivých zložiek alebo vlastností pôdy (Roger-Estrade et al., 2004).

Primárne agregáty sú relatívne stále agregáty, ktoré sú navzájom od seba oddelené pórmí alebo oslabenými miestami vo vzájomných väzbách. Sú to najjednoduchšie formy existencie pôdneho materiálu. Ďalej sa už prirodzene nedelia na menšie pôdne jednotky. Môžu sa však zoskupovať do väčších jednotiek - agregátov vyšších rádov (Kubík a Nozdrovický, 2004). Zloženie, veľkosť a usporiadanie agregátov a ich pridružené póry sú dôležitým faktorom prispievajúcim k štruktúre pôdy (Connolly, 1998).

Pôdnu štruktúru tvoria jednotlivé štruktúrne elementy pod názvom pôdne agregáty. To sú pozliepané zrnitostné častice. Častice sú tmelené humusovými látkami, uhličitanmi, seskvioxidmi, a tiež rôznymi ústrojnými látkami, ako sú cukry, pektíny vosky a pod. Pokope ich udržuje aj podhubie mikroskopických húb a koreňové vlásky rastlín. Pôdne agregáty vznikajú navlhčovaním a vysušovaním koloidov, zamŕzaním a rozmrazovaním ílu, vplyvom obrábacieho náradia, činnosťou živočíchov a pôsobením korieňkov rastlín. Pomerne stále agregáty sa tvoria zlepovaním kryštálikov ílových minerálov pomocou humusu, cementáciou primárnych minerálov uhličitanmi a zhlukovaním koloidov vplyvom elektrolytov (Bedrna, 2009).

Pôdna štruktúra je dôležitým činiteľom pri vytváraní priaznivých podmienok pri pestovaní kultúrnych rastlín. Je dôležitým činiteľom udržiavania i zvyšovania pôdnej úrodnosti, pretože zabezpečuje rastlinám dostatočné množstvo fyziologicky prístupnej vlahy, prevzdušnenie a neustále uvoľňovanie živín v prijateľnej forme. Štruktúrne pôdy sú schopné intenzívne prijímať zrážkovú i závlahovú vodu a znižovať neproduktívny výpar vody z pôdy. Z hľadiska regulácie teplotného režimu štruktúrna pôda znižuje hodnotu teplotného gradientu. Z mechanického hľadiska pôdna štruktúra zabraňuje rozplavovaniu agregátov pôdy vo vode a vytváraniu prísušku. Povrch pôdy zložený z vodostálych agregátov je odolnejší proti vodnej i veternej erózii (Žák et al., 2005).

Agregátová stabilita je zložitý parameter ovplyvňujúci celý rad pôdnych vlastností, vrátane stabilizácie uhlíka, pórovitosť pôdy, infiltrácie vody, prevzdušnenosť, hydraulickú vodivosť, odolnosť voči erózií (Shaoshan et al., 2010).

Hodnotenie pôdnej štruktúry možno vykonať, prostredníctvom veľkého množstva metód, s veľmi rôznymi mierkami, ktoré možno rozdeliť do troch skupín:

- opis usporiadania pevnej fázy pôdy (agregáty, hrudy, peďy, atď.)

- charakteristika pórov
- hodnotenie pôdných vlastností priamo alebo nepriamo súvisiacich s pevnou fázou alebo vlastnosťami pórov (Roger-Estrade et al., 2004).

Štruktúra pôdy sa nazýva podľa prevládajúceho druhu agregátov. Ak tie absentujú, alebo sú prevažne v podobe pseudoagregátov, tak hovoríme o neštruktúrnej pôde. Za takú považujeme predovšetkým pôdu s elementárnou a zliatou štruktúrou (Bedrna, 2009).

Mikroorganizmy zohrávajú dôležitú úlohu pri fungovaní pôdných ekosystémov, kde vplývajú na rozpad organických látok, kolobeh živín, formovanie stability mikroagregátov a pôdnej štruktúry (Zaujec a Šimanský, 2006).

Rehák a Jánsky (2000) považujú zatiaľ za najvierohodnejšiu Emersonovu teóriu, ktorá vysvetľuje vznik ílových zväzkov a ich úlohu pri vytváraní pôdnej štruktúry. Ílový zväzok chápe Emerson ako skupinu ílových kryštálov, ktoré majú vhodné výmenné katióny a dostatočne blízko seba, aby sa vo vode správali ako "jednotka". Vzhľadom na to, že ich úlohou je sprostredkovať styk medzi časticami skeletu, nazývajú sa taktoidy. Ako najpriaznivejšie sa javia zväzky Ca - montmorillonitu, ktoré pri normálnom atmosférickom tlaku sa vytvárajú priemerne s 4 až 5 montmorillonitovými časticami. Ich počet vzrastie asi na 8 častíc pri zvýšení tlaku asi 10 MPa. Sily, spôsobujúce stmelenie častíc do zväzku, sú funkcie elektrickej dvojvrstvy, ktorá je zase funkciou výmenných katiónov.

Pri vzniku zemín s hrubšími zrnami majú rozhodujúcu úlohu mechanické účinky (unášacia sila transportného média a gravitácia) a vzniká zrnitá štruktúra. Štruktúra ílovitých zemín je rôznorodejšia. Keď v priebehu sedimentácie prevládajú odpudivé sily, vytvorí každá ílová častica svoj vlastný adsorpčný komplex, s ktorým sedimentuje a vzniká dispergovaná štruktúra. Keď sú šupinkovité častice usporiadané plôškami kolmo k smeru tiažovej sily vzniká paralelná štruktúra. Takéto íly majú výrazne anizotropné vlastnosti. Priepustnosť, stlačiteľnosť i pevnosť v šmyku sú v smere plôšok ílových častí a kolmo na ne rôzne. Pri vyššej koncentrácii elektrolytov v sedimentačnom prostredí prevládajú príťažlivé sily a častice sa zhlukujú do vločiek (Kubík a Nozdrovický, 2004).

Formácia agregátov a ich odolnosť závisí na napučiacich a zmršťovacích procesoch, na biologickej aktivite a druhoch organických exudátov a aj na intenzite, množstve a dobe ovlhčenia a vysušenia. Usporiadanie častíc agregátov tiež indukuje zvýšenú tepelnú vodivosť. Agregátové usporiadanie ovplyvňuje aeráciu a plynné zloženie intra-agregátových pórov. Z mechanického hľadiska, pevnosť agregátov, určuje aký je uhol vnútorného trenia a súdržnosť, závisí tiež od počtu kontaktných miest, alebo sily, ktoré môžu byť prenášané na každé jedno kontaktné miesto (Horn et al., 1994). Vo väčšine

agroekosystémov makroagregátová dynamika vykazuje veľké sezónne zmeny (Six et al., 2004).

Medzi najdôležitejšie anorganické tmeliace látky patria podľa Six et al., (2004) seskvioxidy a vápnik. Agregáčny účinok oxidov je hlavne na mikroagregátovej úrovni. Seskvioxidy môžu pôsobiť ako spojiva tromi spôsobmi:

- 1) organické materiály adsorbujú na povrchu oxidy,
- 2) elektrostatické väzby, ku ktorým dochádza medzi pozitívne nabitými oxidmi a záporne nabitými ílovitými minerálmi,
- 3) povlak oxidov na povrchu vytvára mosty medzi primárnymi a sekundárnymi časticami.

Vápnik je kritickým prvkom pre stabilizáciu pôdnej organickej hmoty a agregátov. Vápnik sa teda uplatňuje pri organominerálnych komplexoch a stabilizačný efekt je pozorovaný väčšinou na mikroagregátovej úrovni. Nepriamo je ním zvyšovaná makroagregácia, stimuláciou mikrobiálnej aktivity (Six et al., 2004).

Snaha o vytvorenie pevnej a vodostálej štruktúry pôdy nie je samoučelná, pretože reguluje termodynamické podmienky rizosféry. Optimálna veľkosť štruktúrnych agregátov je 0,5 – 3,0 mm. Na štruktúrnych pôdach je významne obmedzená evapotranspirácia, je zabezpečená difúzia kyslíka a oxidu uhličitého z pôdy a je udržiavaný na povrchu pôdy adiabatický stav. Štruktúrne pôdy veľmi intenzívne prijímajú zrážkovú a závlahovú vodu (Žák et al., 2005).

Rozpad pôdnej štruktúry má mechanickú, chemickú a biologickú príčinu. Mechanicky rozbíjame agregáty pri obrábaní suchej alebo mokrej pôdy. Častou príčinou rozpadu agregátov sú prudké dažde, alebo prúd vody pri zavlažovaní pôdy (Bedrna, 2009). Zamŕzanie a topenie agregátov spôsobuje ich rozpad. Agregáty sú tým viac rozrušované, čím viac obsahujú vody (Six et al., 2004). Chemicky sa drobia pôdne agregáty pôsobením iónov vodíka pri kyslej reakcii pôdy, iónov sodíka pri alkalickéj reakcii pôdy a iónov draslíka pri prehnojení pôdy draselnými hnojivami. Amónny ión dusíka z dusíkatých hnojív taktiež napomáha rozpadu pôdnych agregátov. Biologické príčiny rozpadu agregátov spočívajú predovšetkým v rozklade humusového tmelu najmä aeróbnymi mikroorganizmami. Negatívne pôsobia aj rôzne živočíchy žijúce v pôde svojimi exkrementmi, prípadne rastliny svojimi exudátmi. Deštruktívne pôsobia aj rôzne výluhy z rozkladajúcich sa organických látok v kyslom prostredí (Bedrna, 2009).

Tvar, veľkosť a vodoodolnosť agregátov sú rozhodujúcimi faktormi dobrej pôdnej štruktúry. Podľa tvaru poznáme agregáty zaoblené (gul'ovité, obličkovité, hrudkovité), izometrické (kubické, polyedrické), hranolovité (stĺpkovité, prizmatické, šúľkovité),

tabuľkovité (doštičkovité, lístkovité, šupinkovité) a vláknité (niťovité, ihličkovité, steblovité). Zaoblené agregáty sa vyskytujú najviac v humusových horizontoch. Ich vysokú kvalitu dokumentuje skutočnosť, že sú tmelené humusom alebo pôsobením pôdných živočíchov (Coleman a Crossley, 1996; Bedrna, 2009).

Podľa veľkosti Fulajtár (2006) rozdeľuje agregáty:

- mikroagregáty s priemerom pod 0,25 mm,
- makroagregáty s priemerom nad 0,25 mm,
- megaagregáty väčšie ako 10 mm.

Agregáty > 20 mm zaraďujú Roger-Estrade et al. (2004) do troch typov na základe významu a pôvodu ich okom viditeľnej vnútornej štruktúrálnej pórovitosti:

- Δ agregáty bez okom viditeľných štruktúrnych pórov, konštitutívne agregáty sa spojili veľmi tesne pod vplyvom ťažkého zhutnenia v mokrých podmienkach zničením inter-agregátových pórov. Pri ručnom rozbití majú hladké praskliny,
- Γ agregáty, ktorých štruktúrna pórovitosť je jasne viditeľná medzi konštitutívnymi agregátmi,
- Φ agregáty pochádzajú z Δ hrudy, kde sa objavili praskliny v dôsledku zvetrávania.

Rýchlosť makro a mikroagregátovej formácie, stabilizácie a degradácie priamo súvisí s dynamikou pôdnej organickej hmoty (Six et al., 2004).

Kvalitná štruktúra pôdy je zložená z makroagregátov pôdy. Megaagregáty vytvárajú rýchlo vysychajúcu pôdu, v ktorej neklíčia semená a hynú rastliny (Bedrna, 2009). Väčšie agregáty majú vyšší počet poruchových zón s nízkou pevnosťou, a preto sú náchylnejšie na vlhčenie a vysušenie (Karunatilake a van Es, 2002). Mikroagregáty spolu s nestmeleným ílom tvoria zliatu štruktúru prezentujúcu sa nízkou prevzdušnosťou a nekvalitnou konzistenciou (Bedrna, 2009). Mikroagregáty tvoria skoagulované pôdne koloidy, spojené ílovité a prachovité častice, hrubšie pôdne častice s koloidným povlakom a stredne jemné piesočnaté zrná (Fulajtár, 2006). Six et al., (2004) uvádzajú mikroagregátovú teóriu, v ktorej vznik mikroagregátov je založený na reakcii organickej hmoty, polyvalentných kovov a elektricky neutrálnymi ílmi. Vzniku mikroagregátov neprospieva zvýšený obsah piesku a prachu. Existencia mikroagregátov je základnou podmienkou vzniku makroagregátov. Zmes týchto skupín vytvára štruktúru pôdy (Fulajtár, 2006). Shaoshan et al. (2010) tvrdia, že stabilita agregátov a distribúcia organického uhlíka sa líši v rôznych frakciách. Rozpad makroagregátov na mikroagregáty všeobecne spôsobuje zvýšenie uhlíkovej alebo dusíkovej mineralizácie (Balesdent et al., 2000).

Pri rozklade rastlinných zvyškov sú častice organickej hmoty postupne pokryté fľovitými časticami a spolu s mikrobiálnymi produktmi tvoria stabilné jadro mikroagregátov. Mikrobiálne slizy a ďalšie metabolity impregnujú minerálnu zložku v okolí ešte stále rozkladajúceho jadra a tvorí sa veľmi stabilný mikroagregát (Six et al., 2004). Zastavenie tvorby tmeliacich látok a ich využitie ako základu vedie k strate stability mikroagregátov a ich rozpadu (Six et al., 2004).

Makroagregáty majú viac organického uhlíka ako mikroagregáty (Shaoshan et al., 2010), viac organickej hmoty a živín vyššej úrovne, sú menej náchylné na eróziu a vytvárajú väčšie póry pre lepšie prenikanie vody a prevzdušňovanie ako mikroagregáty (Buczko a Bens, 2006). Makroagregáty sú tvorené a stabilizované biologickými faktormi, ako sú korene, hýfy húb a produkty mikrobiálnej syntézy a rozpadu (Lado et al., 2004). Poskytujú útočisko pre pôdne baktérie a zároveň ochraňujú organickú hmotu (Helgason et al., 2010). Balesdent et al., (2000) došli tiež k záveru, že makroagregáty poskytujú ochranu proti biologickému rozkladu, a že ich ochranná kapacita sa zvyšuje s obsahom pôdnej organickej hmoty a ílu. Podľa Six et al. (2004) majú dážďovky dôležitú úlohu pri tvorbe a stabilite pôdnych agregátov. Dážďovky prehltávajú organický materiál a miešajú ho s anorganickým materiálom a vylúčením z tela vzniká zmes týchto látok. Dážďovky aj počas hrabania chodbičiek vylučujú organický sliz, ktorý môže tvoriť stabilnú pôdnu štruktúru.

Avšak, ak pôda sa skladá výlučne z veľkých makroagregátov, veľkosť pórov medzi týmito agregátmi je tak veľká, že zadržiava malé množstvo živín a vody. Ak sú všetky agregáty v pôde 100% stabilné, povrch pôdy bude mať zníženú infiltráciu vody a pôdne funkcie (Buczko a Bens, 2006).

Tomáš et al. (2007) považujú za štruktúrnú pôdu takú, ktorá obsahuje viac ako 60% vodostálych štruktúrnych agregátov, má drobnohrudkovitú štruktúru s veľkosťami agregátov 2-5 mm, maximálne však 10 mm.

Najjednoduchší spôsob stanovenia stability jednotlivých agregátov je náhle ponorenie agregátov do misky s destilovanou vodou. Stabilné agregáty po ponorení zostanú nerozrušené alebo sa rozpadajú pomaly, nepravé - pseudoagregáty sa rozpadajú okamžite na kašovitú hmotu. Objektívnejšie stanovenie vodostálosti štruktúry je preosievanie priemernej vzorky štruktúry pod vodou, na sade sít ako pri stanovení štruktúrneho zloženia (0,25,1,3,5,7 a 10 mm) (Fulajtár, 2006).

Priemerná vzorka sa zostaví z pomerného zastúpenia agregátov suchého preosievania pôdy bez agregátov a častíc menších ako 0,25 mm. Vzorka sa

pred preosievaním kapilárne navlhčí prostredníctvom vlhkého filtračného papiera, aby nedochádzalo k rozpadu suchých agregátov náhlym namočením. Získané frakcie agregátov mokrého preosievania sa vysušia pri 105 °C a zvážia. Zo získaných výsledkov sa stanoví koeficient stability K_v , ktorý charakterizuje vodostálosť štruktúrnych agregátov (Fulajtár, 2006).

$$K_v = A/B$$

kde: K_v je koeficient stability

A je hmotnosť vodostálych agregátov rozmerov 0,25 – 10 mm,

B je hmotnosť agregátov menších ako 0,25 mm.

Čím je hodnota K_v vyššia, tým je štruktúra danej pôdy stabilnejšia (Fulajtár, 2006).

Na základe pomeru frakcií agregátov možno podľa Smatanu et al., (2001) vypočítať koeficient štruktúrnosti pôdy :

$$K = A/B$$

Kde: A je hmotnosť agregátov od 0,25 – 7,0 mm

B je hmotnosť súčtu agregátov <0,25 mm a >7 mm.

Kubík a Nozdrvický (2004) uvádza nasledovný vzorec na výpočet koeficientu štruktúrnosti pôdy:

$$K_s = A / (B_1 + B_2)$$

Kde: K_s je koeficient štruktúrnosti

A je hmotnosť agregátov od 0,25 do 7,00 mm,

B₁ je hmotnosť súčtu agregátov väčších ako 7 mm,

B₂ je hmotnosť súčtu agregátov menších ako 0,25 mm.

Rozpad pôdnej štruktúry podľa Bedrnu (2002) má tieto negatívne dopady na kvalitu pôdy a bonitu:

- znižuje nasiakavosť vody a priepustnosť pôdy pre vodu,
- obmedzuje množstvo a prúdenie vzduchu v pôde,
- znižuje koreňovú sústavu rastlín a počet aeróbných mikroorganizmov,
- uľahčuje pôsobenie vodnej a veternej erózie pôdy,
- zvyšuje mazľavosť a lepivosť pôdy,
- sťažuje mechanické obrábanie pôdy,
- znižuje množstvo dážďoviek a zoedafónu,
- redukuje dýchanie pôdy,

- zväčšuje povrchový odtok vody.

Odolnosť agregátov proti vode zaisťuje ich kvalita, ktorá je podmienená tmeliacimi zložkami agregátov, teda organickými a minerálnymi koloidmi a ich vzájomnými väzbami (Bartlová a Badalíková, 2010).

Vodoodolnosť agregátov je teda ich odolnosť proti pôsobeniu vody. Veľá nestabilných agregátov urýchľuje deštrukciu pôdnej hmoty a napomáha jej zhutňovaniu a usadaniu. Vo vode sa ľahko rozpadajú najmä nevýrazné a slabo stmelené agregáty. O vodostálosti agregátov rozhodujú najmä vlastnosti tmeliacich látok. Ak tie obsahujú viac kvalitného horninového humusu, sú nasýtené dvojmocnými kationmi vápnika a horčíka, prípadne sa skladajú zo zhlukov stabilných ílových minerálov a koloidov, tak na nich voda pôsobí menej agresívne (Bedrna, 2009). Fulajtár (2006) uvádza jednu z najdôležitejších tmeliacich látok koloidnú zložku humusu, ktorá pôsobením kationov vápnika prechádza na ireverzibilnú formu a vytvára pružnú, vo vode nerozpustnú cementujúcu látku, ktorá spája prvotné a druhotné pôdne častice pôdy do vodoodolných pôdných agregátov. Prítomnosť vápnika v pôde je dôležitou podmienkou agregácie zeminy a cementácie malých organo-minerálnych druhotných častíc pôdy do väčších pórovitých agregátov. Caruso et al. (2010) uvádzajú, že organizmy najmä arbuskulárne mykorízne huby, patria k najvýznamnejším biologickým organizátorom pôdnej štruktúry a najmä tvorbe vodoodolných agregátov. Produkujú látky, bielkoviny, ktoré môžu stabilizovať agregáty.

Nižšia stabilita je zvyčajne spojená s poklesom obsahu pôdnej organickej hmoty a výrazne ovplyvňuje vývoj rastlín. V mnohých pôdach intenzívne pestovanie degraduje pôdnu štruktúru, ktorá sa prejavuje znížením stability pôdných agregátov (Gajic et al., 2006). Loveland a Webb (2003) tvrdia, že iba časť pôdnej organickej hmoty stabilizuje agregáty a to hlavne čerstvejší alebo aktívnejší materiál, s pomerne veľkou koncentráciou mono- alebo poly- sacharidov. Pôdna organická hmota nie je hlavným spojivom, v zmysle cementovania, pravdepodobne preto, že viazané látky, sú vodorozpustné alebo prechodné, poprípade oboje. Ďalej uvádzajú, že nad určitú koncentráciu pôdnej organickej hmoty sa nezvyšuje stabilizačný efekt.

Rozpad pôdnej štruktúry na jednotlivé piesočnaté, prachovité a ílovité zrná znižuje v pôde priestor pre vodu a vzduch. Priemerná optimálna hodnota priestoru pre vodu a vzduch je 40 – 50 %. Limitom pre rast kultúrnych rastlín je obsah vzduchu 15% (Bedrna, 2002). Hraško et al. (1990) uvádza, že ak prebiehajú deštručno-degradačné procesy, štruktúrne agregáty sú ostrohranné (orechovitá polyedrická štruktúra).

Vplyvom nárazov dažďových kvapiek, napučovania a zmršťovania, alebo vplyvom vonkajšej záťaže, najväčší pomer poškodenia je pozorovaný na povrchu pôdy a znižuje sa s hĺbkou (Kubík a Nozdrovický, 2004). Hůla et al., (2002) tvrdí, že ťažké pôdy (s vyšším obsahom ílovitých častíc) sú po silnejších dažďoch náchylné k vytváraniu prísušku. Znižovaniu veľkosti agregátov na ťažkých pôdach s vysokým obsahom ílovitých častíc pomáha postupné zamrzanie a tiež rozmrzanie pôdy alebo aj postupné vysychanie a nasycovanie pôdy vodou.

Fulvokyseliny a ďalšie jednoduché humusové látky, ako aj ióny vodíka, sodíka a draslíka netmelia častice veľkou silou. Pre nízku súdržnosť a lipnosť dochádza k rýchlej dezagregácii pôdnej hmoty. Vysokú vodoodolnosť majú tiež koprolity. Značnú tmeliacu schopnosť majú aj výlučky koreňov rastlín a podhubie mikroskopických húb (Bedrna, 2009).

Loveland a Webb (2003) zoradili zložky pôdnej organickej hmoty podľa časového hľadiska, počas ktorého prebieha vplyv na celkovú stabilitu alebo tvorbu agregátov :

- glukóza – ako zlúčeniny (prechodné mono- a poly- sacharidy): silne pôsobia po 2-3 týždňoch, a pokles prebieha v najbližších 4-6 mesiacoch,
- celulóza – dosahuje svoj maximálny účinok po 6-9 mesiacoch, ale nikdy nie je tak účinná ako prechodné mono- a poly- sacharidy,
- mätonoh – zvýšenie účinku cca po 3 mesiacoch, pretrváva ďalších 4-6 mesiacov, potom klesá v priebehu najbližších 3-4 mesiacov.

Okrem pravých agregátov vznikajú v pôde aj nepravé agregáty – pseudoagregáty. Tieto vznikajú spravidla blízko povrchu pôdy vplyvom vonkajších síl, najmä kultiváciou pôdy pri zvýšenej vlhkosti. Pseudoagregáty sa vyznačujú za sucha značnou pevnosťou, pod tlakom sa nedrobia, nie sú vodostále, účinkom vody sa rýchlo rozplávajú na elementárne častice (Fulajtár, 2006).

Agregátová stabilita je často používaný ukazovateľ pôdy, ale nie je tu žiadna štandardná metodika hodnotenia tohto ukazovateľa. Celkový index stability pôdy (WSSI) má lepší vzťah k vplyvu povrchového obrábania, než ostatné indexy pôdnej agregácie ako stredný vážený priemer agregátov preosievaných za sucha, geometrický priemer, a normalizované stability indexu. Celkový index stability pôdy (WSSI) mal najlepší vzťah k obrábaniu a je doporučený ako štandard pre meranie pôdnej agregácie (Nichols a Toro, 2011)

1.3 Uhlík a pôdna organická hmota

Uhlík je najdôležitejší biogénny prvok, stavebný materiál v živej ale i neživej prírode, je energetický zdroj a je základným princípom života na našej planéte (Bielek, 2007).

Uhlík patrí k najzastúpenejším prvkom na svete. Jeho obsahy sa odhadujú nasledovne:

- v pôde: 2 000 Pg (1 Pg = 10^{15} g)
- vo vode: 39 000 Pg (hlavne v organickej forme)
- v biote: 500 Pg (hlavne v lesoch)
- v ovzduší: 760 Pg (hlavne CO₂) (Bielek, 2010).

Kultivácia pôdy bola vždy sprevádzaná podstatnou stratou organickej hmoty a teda aj uhlíka. Uhlík sa primárne stratil z pôdy prostredníctvom obrábania pôdy a degradácií (erózií). Najmä obrábanie pôdy zvyšuje plynné výmeny medzi pôdou a atmosférou (Farage et al., 2007). Množstvo uhlíka, vstupovaného do pôdy vo forme rastlinných zvyškov je značne heterogénne, čo je podmienené najmä biologickými špecifikami jednotlivých rastlinných druhov, medzi ktorými dominuje hmotnosť zvyškov a obsah uhlíka v nich (Bielek a Jurčová 2010.)

Cykly uhlíka v prírode už dávno prestali byť len produktom prírody, pretože sa k nim pridávajú aj antropicky mobilizované prírastky pochádzajúce napríklad z fosílnych zdrojov, z pôdy, zo špecifických ekosystémov, výrobných technológií a iné. Ročná výmena CO₂ medzi pôdou a ovzduším predstavuje asi 60 Pg C (Bielek, 2010).

Pri minimalizačnom spôsobe spracovania pôdy klesá intenzita rozkladu organickej hmoty, čo sa prejavuje zvýšeným obsahom celkového uhlíka v pôde (Šoltýsová et al., 2005).

V podmienkach Podunajskej nížiny ročne zmineralizuje približne 500 – 1000 kg uhlíka v ornici na 1 ha (Kováč, 2008).

Bielek (2010) dospel k zaujímavému poznatku, že kvalitnejšie a humóznejšie pôdy uvoľňujú do ovzdušia menej CO₂ ako pôdy chudobné na humus. Ďalšími zisteniami potvrdzuje, že organické hnojivá sa kratšie udržia (2-3 roky) v menej kvalitných pôdach ako v pôdach bohatých na organickú hmotu (3-4 roky). Priemerne ročne sa z 1 ha našich pôd emituje asi 4,2 t C-CO₂. Straty uhlíka (C-CO₂) z hnedozeme predstavuje 80,9–

43,7 mg C-CO₂. kg⁻¹ za 14 dní a za celé vegetačné obdobie to predstavuje 4,45 t C-CO₂. ha⁻¹.

Základným faktorom, rozhodujúcim o výške strát organických látok zo všetkých pôd sú vnútro pôdne procesy mineralizácie nešpecifických a špecifických humusových látok. Podstatou týchto procesov je predýchavanie uhlíka rozkladanej organickej hmoty pôdnymi mikroorganizmami a jeho uvoľňovanie vo forme plynného oxidu uhličitého (CO₂) z pôdy do atmosféry. Uhlík, uvoľnený z pôdy týmto spôsobom, reprezentuje tzv. biologické straty pôdnej organickej hmoty (Zaujec a Šimanský, 2006). Sekvestráciou uhlíka očakávajú Tschakert et al. (2004) zlepšenie pôdných vlastností, ako je príjem živín, zadržiavanie vody, obrábanie a v dôsledku toho zvýšenie produktivity pôdy a úrody plodín.

Pri správnom obhospodarovaní a využívaní pôd nemusí byť problémom návrat emitovaného CO₂ z ovzdušia do pôdy. Dokonca je možné dosiahnuť aj extra intenzity viazania vzdušného CO₂, do pôdy. Je to tzv. sekvestrácia uhlíka do pôdy pre ktorú sa v USA odhaduje potenciál 60-70 Tg (10¹² g) a pre EÚ 60 Tg ročne. Dosiahnuť to možno podporou poľnohospodárov vo výške 10-25 USD na 1 t C-CO₂, (v USA) resp. 20 Eur na 2 t C-CO₂ v EÚ. Je to možné dosiahnuť napríklad nasledovnými opatreniami (zvýšenie oproti tradičnému obhospodarovaniu v t.CO₂ na 1 ha ročne):

nulové obrábanie	1,42	extenzifikácia	1,98
minimálne obrábanie	< 1,42	organické poľnohospodárstvo	1,90
zakonzervovanie pôdy	< 1,42	konverzia orných pôd na lesy	2,27
hlboko koreniace rastliny	2,27	konverzia orných pôd na lúky	7,03
hospodárske hnojivá	1,38	absencia hlbokkej orby	5,0
zaorané rastlinné zvyšky	2,54	obnova mokradí	17,0
kaly	0,92	komposty	1,38

(Bielek, 2010).

Účinnosť sekvestrácie uhlíka je podľa Sombrero a Benito (2010) závislá od typu pôdy, plodín, spracovania pôdy a systémov obrábania. Makroagregáty sú dôležité pre ukladanie labilného uhlíka (Helgason et al., 2010).

Martins et al. (2011) zaznamenali pri bezorbovej technológií vyšší obsah uhlíka v povrchovej vrstve 0,00-0,05 m.

Potreba obohacovania pôdy o pôdnu organickú hmotu je pre SR mimoriadne aktuálna. Pri zohľadnení kritických hodnôt EU pre obsah pôdneho organického uhlíka máme u nás 222 tisíc ha pôd s uhlíka nižším ako 1 %, čo sa v EU považuje za pôdy v preddezertifikovanom stave. S obsahom uhlíka nižším ako 1,2 % máme na Slovensku asi

510 tis. ha. Takéto pôdy sa podľa EÚ považujú za pôdy so zníženým potenciálom pre plnenie svojich funkcií (Bielek, 2010). Návrat pozberových zvyškov poľnohospodárskych plodín do pôdy prispieva k udržaniu zásoby pôdneho uhlíka. Organické uhlíkaté zásoby a mikrobiálna biomasa sú dôležité faktory rozkladu alebo zachovania rastlinných zvyškov v pôde a tvorbu agregátov. Pridávanie rastlinných zvyškov do pôdy zvýšilo činnosť β -glukozidázy a mikrobiálnej biomasy (Majumder a Kuzyakov, 2010).

Spôsob zaobchádzania s rastlinnými zvyškami, kvalita a množstvo rastlinných zvyškov zapracovaných určitým spôsobom do pôdy má dôležitý vplyv na kvalitu, autoregulačnú schopnosť, agronomickú výkonnosť pôdy a únik CO₂ v dôsledku skleníkového efektu z pôdy do atmosféry. Množstvo produkovaných rastlinných zvyškov závisí od veľkosti výmery ornej pôdy, od druhu plodiny a od konkrétneho systému pestovania (Orságová a Nozdrovický, 2007). Zaoranie pozberových zvyškov s priemyselnými hnojivami podľa Šimanského et al. (2006) zvýšilo obsah celkového organického uhlíka, pričom výraznejšie vo variantoch s minimálnym obrábaním.

Priemerná doba zadržiavania uhlíka v makroagregátoch je od 5 do 27 dní (Plante et al., 2002). Priemerná doba zadržiavania uhlíka v 1-2 mm makroagregátoch je 0,8 až 4 roky a 7 rokov v mikroagregátoch (Balesdent et al., 2000).

Pri poklese pôdneho organického uhlíka pod 1 % sa rapídne znižuje účinná zásoba dusíka, nakoľko v pôdnej organickej hmote sa nachádza až 95 % celkového dusíka v pôde a dochádza k obmedzeniu aj ďalších dôležitých pôdnych cyklov, preto je nanajvýš žiaduce, aby hodnota pôdneho organického uhlíka aj na intenzívne obrábaných pôdach bola minimálne 1% (Barančíková et al., 2009).

Organická hmota pôdy je tá súčasť pôdy, ktorá ju odlišuje od horniny a ktorá pôde zabezpečuje úrodnosť (Sotáková, 1982).

Pôdna organická hmota je podstatnou, ale prechodnou, súčasťou pôdy, ktorá ovplyvňuje mnohé fyzikálne, chemické a biologické vlastnosti pôdy. Nepretržité pestovanie a kultivácia mnohých svetových pôd, ktoré mali predtým podobu lesa, lúky alebo pasienkov, má za následok podstatné zníženie organickej hmoty. Obsah pôdnej organickej hmoty je považovaný za dôležitý ukazovateľ kvality poľnohospodárskej pôdy. Pôdna organická hmota viaže minerálne častice do stabilných agregátov (Gajic et al., 2006).

Pôdna organická hmota predstavuje súbor všetkých odumretých zvyškov v rozličnom stupni premeny, t. j. odumreté telá rastlín a živočíchov so zachovanou

pôvodnou anatomicou stavbou, produkty ich čiastočného rozkladu a humus (Szombathová, 2010; Šimanský et al., 2006).

Jedným z najdôležitejších pôdných parametrov, ktorý sa dlhodobo monitoruje v rámci základnej siete monitoringu pôd je obsah pôdneho organického uhlíka, ktorý v podstatnej miere ovplyvňuje chemické, biologické a fyzikálne vlastnosti pôd a je jedným z najdôležitejších faktorov pôdnej úrodnosti. Množstvo organického uhlíka v pôdach je do značnej miery podmienené genézou pôd. Na kultivovaných, najmä orných pôdach je jeho obsah limitovaný intenzitou a hĺbkou kultivácie, čo vyplýva zo zvýšenej mineralizácie pôdnej organickej hmoty (Kobza et al., 2010). Rozložiteľnosť organickej hmoty závisí od chemického zloženia rastlinných zvyškov, hlavne lignínu (Leinweber et al., 2008). Je to ťažko rozložiteľná zložka, a jeho najvyšší podiel sa nachádza v koreňových zvyškoch (Bielek a Jurčová 2010).

Stabilita pôdnej organickej hmoty je závislá od toho ako ľahko je mineralizovaný uhlík a dusík v pôdnej organickej hmote (Plante et al., 2011).

V pôdnej organickej hmote sa rozlišuje niekoľko frakcií: rozpustná organická hmota, rozdrobená organická hmota, humus a inertná organická hmota (Szombathová, 2010).

Podstatnou časťou regulačných a retenčných schopností pôdy pre tok materiálov a energií v najširšom zmysle slova zabezpečuje organická hmota v pôde. Pôdna organická hmota je zložitý polydisperzný a heterogénny systém organických látok rôzneho pôvodu, ktorý je v neustálom vývoji a prebieha v ňom súčasná rada reakcií rozkladných – mineralizácia a zároveň rada pochodov syntetických – humifikácia. Ďalšie transformačné procesy organickej hmoty v pôde je tiež ulmifikácia (rašelinenie) a karbonizácia (uholňatenie) sú pre bežné pôdne prostredie okrajové. Premena organickej hmoty je ovplyvňovaná aj množstvom a mobilitou živín, hlavne „prístupného“ fosforu, ktorý sa podieľa na prenosoch energie a ovplyvňuje činnosť pôdneho edafónu (Horáček et al., 2005).

Podľa pomeru strát a zdrojov uhlíka na určitej ploche za určité obdobie rozoznávame tri typy hospodárenia s pôdnou organickou hmotou:

- aktívne, pri ktorom zdroje čerstvých organických látok prevyšujú ich straty,
- bezdeficitné, kedy zdroje čerstvých organických látok úplne kryjú ich straty,
- deficitné, pri ktorom zdroje čerstvých organických látok nevyrovnávajú ich úbytok (Bielek a Jurčová 2010).

Szombathová (2010) píše, že meranie biomasy nad povrchom pôdy sa dá celkom spoľahlivo, ale podzemná biomasa nepresne. Spôsobuje to rýchly rozklad koreňových vlásočníc, ktoré môžu predstavovať až vyše 65 % produkcie biomasy.

Organická hmota v pôde je ohrozovaná, ak deficit predstavuje hodnotu 2 t C. ha^{-1} na málo humózných pôdach (s obsahom humusu do 1,5 %) a 3 t C. ha^{-1} v pôdach humózných (s obsahom humusu nad 1,5 %) (Kováč a Kucharovič, 2008).

Sobocká et al. (2010) zdôrazňuje, že pri organickom systéme hospodárenia sa výrazne zlepšuje pôdna štruktúra, kvalitné pôdno-fyzikálne podmienky sú aj výsledkom kvality organickej hmoty vrátenej do pôdy. S tým súvisia aj lepšie podmienky pre uskladnenie uhlíka v pôde. Na druhej strane ak je organické hospodárstvo sprevádzané intenzívnou orbou, dochádza k stimulácii intenzívnejšej mineralizácie organickej hmoty. Celkove však možno konštatovať, že organické poľnohospodárske systémy vytvárajú lepšie podmienky pre uchovanie pôdnej organickej hmoty v pôde než konvenčné. Pri konverzii konvenčného hospodárenia na organický systém sa predpokladá zvýšenie zásob organického uhlíka od 0 do $1,98 \text{ t C. ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$.

López-Fando a Pardo (2011) pri porovnávaní odlišných systémov hospodárenia zistili rozdiely v zastúpení organickej hmoty na základe hĺbky. V povrchovej vrstve do 0,05 m mal najvyššie zastúpenie pôdnej organickej hmoty bezorbový systém, v hĺbke 0,05-0,10 m medzi minimálnym, konvenčným a bezorbovým systémom nebol štatisticky preukazný rozdiel. V hĺbke 0,20–0,30 m bola zásoba pôdnej organickej hmoty pri bezorbovej technológii výrazne nižšia ako pri konvenčnom systéme.

Obsah pôdnej organickej hmoty dosahuje nulové hodnoty v hĺbke 0,8 – 1,0 m (Tobiašová a Šimanský, 2009). Taktiež klesajúce hodnoty organického uhlíka a humusu s pribúdajúcou hĺbkou zaznamenal Kukan a Jobbágy (2007).

Pôdna organická hmota je produktom rastlinných a živočíšnych zvyškov syntetizovaných mikroorganizmami pod vplyvom teploty, vlhkosti a ďalších pôdnych podmienok. Obsah organickej hmoty v pôde je produktom rozkladu rastlinných a živočíšnych zvyškov, ktoré sú následne syntetizované mikroorganizmami pod vplyvom teploty, vlhkosti a fyzikálno-chemických podmienok pôdneho prostredia do heterogénneho komplexu pôdnej organickej hmoty. Principiálne existujú dva druhy faktorov, ktoré v značnej miere ovplyvňujú obsah pôdnej organickej hmoty:

- prirodzené faktory (klíma, materská hornina, pôdny pokryv, vegetácia a nadmorská výška),

- faktory ľudskej činnosti (využitie krajiny, hospodárenie na pôde) (Barančíková, 2005).

Pôdna organická hmota je dôležitým faktorom pre tvorbu pôdnej štruktúry a stabilných agregátov, ovplyvňuje infiltračnú rýchlosť, slúži ako tlmíč rýchlych výkyvov pH a ako energetický zdroj pre mikroorganizmy, cieľom súčasných snáh je ochrana pôdnej organickej hmoty, ktorá okrem úrodnotvornej funkcie plní tiež nezastupiteľnú funkciu pri eliminácii kontaminácie pôdy a pri sekvestracii uhlíka (Barančíková, 2005; Barančíková et al., 2009).

Konverzia systému obrábania vedie k okamžitej zmene rozmiestnenia nadzemných rastlinných zvyškov a zníženiu fragmentácie pôdy (Kay a VandenBygaart, 2002). Zmeny v obsahu a zložení pôdnej organickej hmoty v dôsledku transformácie systému hospodárenia sú dlhodobé. V orných pôdach prebiehajú väčšinou v intervale niekoľko desiatok rokov, behom ktorých sa vytvára nový rovnovážny stav medzi vstupmi organických látok do pôdy a ich rozkladom a mineralizáciou (Kubát, 2008).

Obsahy organického uhlíka v jednotlivých pôdnych skupinách sú značne rozdielne, nakoľko obsah pôdnej organickej hmoty závisí hlavne na pôdnom type, zrnitostnom zložení pôdy a jej poľnohospodárskom využití (Barančíková, 2005).

Ak sledujeme a hodnotíme dynamiku a zmeny pôdnej organickej hmoty v poľnohospodárskej krajine, oveľa významnejšie sú koncentrácie pôdneho organického uhlíka ako celkový obsah C. Z hľadiska uskladnenia uhlíka (C sekvestrácia) by sa zmeny mali vzťahovať k ekvivalentnej pôdnej mase (informácia o objemovej hmotnosti a obsahu skeletu). Hoci najvýznamnejšie zmeny pôdnej organickej hmoty boli pozorované hlavne v ornici, zmeny možno sledovať aj v hlbších vrstvách pôdy, podobne aj v lese. Nakoľko povrchový horizont je najdôležitejšia časť poľnohospodárskej i lesnej produkcie biomasy (s určitou mierou priestorovej a časovej variability) predovšetkým presný popis morfológických vlastností poskytuje prvotnú informáciu o stave a kvalite pôdnej organickej hmoty. Príkladom týchto parametrov je farba pôdy, distribúcia koreňového systému, nadložné humusové horizonty, obsah skeletu, hrúbka humusového horizontu, atď. Z hľadiska indikátorov kvality pôdnej organickej hmoty sa ako dobrý indikátor javí často používaný pomer C:N ale tiež biologická aktivita, zásobenosť živinami, nasýtenosť bázami a pH (Sobocká et al., 2010).

V teplých a suchých oblastiach, ako južná Európa, môže byť vyčerpanie organickej hmoty rýchle, pretože rozkladné procesy sú urýchľované pri vysokých teplotách. Piesočnatá pôda zvyčajne obsahuje menej organickej hmoty v pôde ako pôdy jemnejšej

textúry – ťažké, teda hlinité alebo ílovité. Je to preto, že všeobecne nižší obsah vlhkosti a väčšia prevzdušnenosť v piesočnatých pôdach má za následok rýchlejšiu oxidáciu organickej hmoty v porovnaní s ťažšími pôdami (Jones et al., 2003).

Predpokladaná aridizácia v južnej časti Slovenska (približne do 400 m n. v.) a vysušovanie pôdy a krajiny spôsobí rýchlejší rozklad pôdnej organickej hmoty mineralizáciu, pričom tento proces bude sprevádzaný poklesom pôdnej organickej hmoty. Je zrejmé, že mineralizačné procesy budú mierne prevažovať nad tvorbou a akumuláciou humusu (prevažne kvalitného). Na druhej strane „fertilizačný efekt CO₂“ prispeje k zvýšenému hromadeniu biomasy a aktivizácii pôdnych mikroorganizmov. Rýchlejší rozklad organickej hmoty môže prispieť k zvýšenému uvoľňovaniu rastlinných živín zo zvetrávajúcich pôdnych minerálov. Fyzikálno-degradačné procesy sa prejavia predovšetkým v celkovom zhoršení pôdnej štruktúry a zvýšenej kompaktii pôdy. Pôdna štruktúra prekoná zmeny v súvislosti so striedaním vlhkých a suchých období a pri neadekvátnom hospodárení na pôde môže silne degradovať (Sobocká et al., 2010).

Najvýznamnejšími procesmi degradácie poľnohospodárskej pôdy v podmienkach Slovenska sú (v zostupnom poradí): úbytok pôdnej organickej hmoty > vodná erózia > podpovrchové zhutňovanie > acidifikácia > znečisťovanie pôdy > trvalé zábery pre investičnú výstavbu (Bujnovský, 2005).

Obsah pôdnej organickej hmoty závisí od vstupu uhlíka do pôdy a jeho obehu, závisí aj od fyzikálnych podmienok (teplota, vlhkosť, aerácia), od chemických vlastností (kvalita organického materiálu) a od biologickej aktivity v pôde. Okrem toho pôdy redukujú pôdnu organickú hmotu rôznymi obrannými mechanizmami ako je organo-minerálny komplex a tvorba agregátnych štruktúr (Sobocká et al., 2010). Pri vysokej bilancii organickej hmoty dochádza k jej mineralizácii v rozličnej intenzite, alebo je premieňaná do stabilných foriem (Valtýniová, 2010). Pôdy sú rezervoárom terestrického uhlíka a aj malé zmeny v uskladnení sekvestrácií uhlíka môžu zmeniť celé terestriálne ekosystémy. Všeobecne pôdy pod trvalým trávny porastom majú vyšší obsah pôdnej organickej hmoty v dôsledku vyšších reziduálnych vstupov (nadzemná biomasa, korene) a limitujúcich podmienok pre obeh pôdnej organickej hmoty (menšia aerácia a vlhkosť v porovnaní s oranými pôdami). Na druhej strane zvyšovanie produkcie rastlín na oranej pôde vedie k zvýšeným úrodám, ako aj k strate pôdnej organickej hmoty v pôde (Sobocká et al., 2010). Dodnes sa nepodarilo nájsť chemické štruktúry vyluhovaných humusových látok, ktoré by bolo možné považovať za jednoznačný znak kvality pôdnej organickej

hmoty z hľadiska pôdnej úrodnosti. Väčšie praktické využitie v hodnotení kvality má obsah humínových kyselín a fulvokyselín a tiež farebný koeficient (Kubát, 2008).

Humus v širšom chápaní je súbor ústrojných látok, nahromadených v pôde alebo na pôde, zmiešaných alebo nezmiešaných s minerálnym podielom a pochádzajúci z odumretých zvyškov rastlín a živočíchov, ktoré sa nachádzajú v rôznom stupni rozkladu (Bedrna, 2002). Po rozorávke panenských pôd sa v pôde po 20 rokoch jej obrábania obsah humusu znížil až o 25 %, v ďalších obdobiach mineralizácia postupne klesá. Po 50 rokoch sa už zásoba humusu v pôde výraznejšie nemení, závisí však od množstva organických zvyškov z rastlín a od intenzity organického hnojenia (Kováč et al., 2007).

Úbytok humusu sa týka viac než 59 % výmery pôdy a je permanentne ovplyvňovaný (Bujnovský, 2005).

Po počiatočnom miernom úbytku humusu hlavne na orných pôdach, zisťujeme v súčasnosti jeho pozvoľný nárast (napr. znižovanie výmery orných pôd) (Kobza et al., 2010). Napríklad v hnedozemi sa podľa Bedrnu (2009) nachádza 12-28 kg.m⁻¹ humusu.

Priemerné hodnoty pôdneho organického uhlíka v orných pôdach Slovenska sa pohybujú v intervale 1-2 %, čo v prepočte na humus (prepočítavací koeficient 1,724) predstavuje mierne až stredne humózne pôdy. Najnižšie hodnoty pôdneho organického uhlíka sú charakteristické pre regozeme, najvyššie pre čiernice (Kobza et al., 2010). Vo všetkých pôdach sveta je 1,5.10¹² t humusu. Najviac humusu obsahujú pôdy typu černozem na Ukrajine, a to 1500 – 2000 t.ha⁻¹ (Bedrna, 2002)

Kobza (2003) udáva obsah humusu pre hnedozeme v priemere 1,7 %. Sotáková (1982) uvádza skutočnosť, že orniciu hnedozeme často tvorí nielen humusový, ale aj eluviálny horizont, prípadne časť iluviálneho horizontu, čo zapríčiňuje značné kolísanie obsahu humusu v ornici od 1,3 do 2,5 %. Zapravenie alebo následné ponechanie pozberových zvyškov a organických hnojív blízko povrchu pôdy vedie k úvahám, že pri dlhodobom vynechaní orby sa bude organická hmota hromadiť v povrchovej vrstve a plytko zapravené organické látky nebudú v dostatočnej miere transformované na vlastný humus (Horáček et al., 2005). Martins et al. (2011) zistili, že pri bezorbovom systéme dochádza k nižšiemu stupňu humifikácie organických zložiek pôdy v porovnaní s ostatnými systémami obrábania, podporuje sa hromadenie organickej hmoty na povrchu a zvýšenie stability agregátov.

Stupeň humifikácie postihuje podiel zhumifikovaných látok na celkovom obsahu organickej hmoty v pôde. Stupeň humifikácie je jednoznačne lepší (vyšší) pri bezorbovej technológii (Horáček et al., 2005). Nevhodné obrábanie pôdy a najmä nesprávne striedanie

poľnohospodárskych plodín je príčinou permanentnej miernej straty humusu v pôde. V poľnohospodárskych pôdach prebieha súbežne humifikácia (hromadenie organického uhlíka z rastlinných zvyškov) a mineralizácia (úbytok organického uhlíka z humusu a rastlinných zvyškov). V podmienkach mierneho klimatického pásma len niektoré poľnohospodárske plodiny (lucerna, repka ozimná, ďatelina, fazuľa, hrach) zabezpečujú vyrovnanú bilanciu medzi humifikáciou a mineralizáciou organických látok v pôde. Deficit uhlíka nastáva najmä pri pestovaní zemiakov, kukurice, cukrovej repy a iných plodín, po ktorých zostáva len málo zvyškov. Bežný osevný postup (prevaha obilnín, málo okopanín a krmovín) nezabezpečuje vyrovnanú bilanciu (Bedrna, 2002). Pri mineralizácii dochádza k rozkladu humusotvorného materiálu cez radu medziproduktov, až na konečné produkty, ktorými sú najčastejšie voda, oxid uhličitý, čpavok a soli ostatných prvkov pôvodne prítomných vo východiskovom materiáli, respektíve ich ióny v pôdnom roztoku (Hůla et al., 2002).

Pri orbe sú pozberové zvyšky zapravované hlbšie, čo zrýchľuje rozklad organickej hmoty mineralizáciou. Je to dané zvýšeným obsahom vzduchu v nakyprenej ornici. Výsledkom je momentálne väčšie množstvo uvoľnených živín pre nasledujúcu plodinu, ale súčasne vzrastá degradácia pôdnej organickej hmoty. Veľká časť uvoľnených živín je vyplavená alebo odnesená eróziou (Badalíková a Červinka, 2008).

Existuje približne lineárna závislosť medzi obsahom humusu a fyzikálnymi vlastnosťami pôdy. So zmenou obsahu C_T o 0,1 % sa súčasne mení hydroskopickosť o 0,08-0,1 hm.%, vodná kapacita o 0,5-0,6 %, sorpčná kapacita o 0,7 mmol.kg⁻¹, objem pórov o 1% a objemová hmotnosť sa zníži o 10-20 kg.m⁻³ (Szombathová et al., 2005).

Kvalitatívne a kvantitatívne zloženie humusu je do značnej miery ovplyvňované kultiváciou (najmä orné pôdy). Ukazovatele stavu humusu ukazujú na širšie súvislosti v chápaní otázky humusu v pôdach, a to jednak z genetického hľadiska a jednak z hľadiska antropogénneho zaťaženia. Vyšší obsah viazaných humínových kyselín v hnedozemiach napomáha k výraznejšej kondenzácii humusových látok a k tvorbe komplexov s Ca, Mg, ale aj s Al a Fe. To má za následok menšiu migráciu humusových látok v pôdnom profile, a tým ich miernu akumuláciu v povrchovom horizonte hnedozemí (Kobza, 2003).

Humínové kyseliny sú heterogénnou skupinou vysokomolekulárných, dusíkatých, organických kyselín s cyklickou stavbou, tmavohnedej až tmavosivej farby, rozpustné v roztokoch hydroxidov, solí a v organických rozpúšťadlách. Heterogénnosť humínových kyselín určuje možnosť ich rozdelenia na frakcie líšiace sa stupňom disperzity a chemickým zložením. Fulvokyseliny sú skupinou vysokomolekulových oxikarboxylových

dušíkatých zlúčenín, ktoré sa na rozdiel od humínových kyselín vyznačujú nižším obsahom uhlíka. Sú rozpustné vo vode, v slabých roztokoch alkálií a v minerálnych kyselinách, a sú viac poddajné kyslej hydrolýze. Fulvokyseliny majú veľký význam v pôdotvornom procese, najmä pri podzolizácii (Szombathová, 2010).

Pomer uhlíka humínových kyselín k uhlíku fulvokyselín ($C_{HK}:C_{FK}$) ako najčastejšie používaný ukazovateľ kvality pôdnej organickej hmoty vyjadruje prevahu či nedostatok humusových látok (humusových kyselín) priaznivých vlastností, tj. kyselín humínových nad menej priaznivými fulvokyselinami (Horáček et al., 2005). Čím je vyššia táto hodnota, tým vyššia je spravidla aj kvalita humusu (Fiala a Krhovjáková, 2009). Bedrna (2009) uvádza pomer $C_{HK}:C_{FK}$ v hnedozemi 1,5-2,0. Šoltýsová a Danilovič (2007) uvádzajú, že hodnoty pomeru medzi humínovými kyselinami a fulvokyselinami sú vysoko preukazne ovplyvnené pestovanými plodinami.

Šoltýsová et al. (2005) zistili pozitívny vplyv konvenčného obrábania pôdy na tvorbu a akumuláciu humínových kyselín v pôde bol potvrdený aj nižším poklesom obsahu humínových kyselín na konvenčne obrábanom variante po realizácii osevného postupu v porovnaní s variantom obrábania pôdy bez orby. V prípade fulvokyselín bol po realizácii sedemročného osevného postupu zaznamenaný ich mierny pokles pri oboch spôsoboch obrábania pôdy. Lošák et al. (2008) zistili, že v silne kyslých pôdach sú mineralizačné procesy spomalené a tvoria sa menej kvalitné humusové látky fulvokyseliny. Pospíšilová et al. (2008) uvádzajú, že humusové kyseliny môžu vzhľadom k svojej štruktúre fluoreskovať a to vo veľmi širokom rozsahu vlnových dĺžok. Fluorescenčné píky súhlasia so zložením a stupňom disociácie humusových látok.

1.4 Hnedozem

Tento pôdny typ patrí v SR medzi najvyužívanejšie v poľnohospodárskej výrobe. Celkovo zaberá v poľnohospodárskych pôdach SR 317 360 ha a svojimi vlastnosťami vyhovuje širšiemu sortimentu rastlín a pri správnom obhospodarovaní môže dosahovať úroveň černoziemí. Vznikol na sprašiach a ich hlinách, najmä pod teplomilnejšími listnatými a zmiešanými lesmi s malým podielom ihličnatých stromov a pomerne hustým trávny porastom v nižších a teplejších polohách. V hnedozemiach prebieha premena organickej hmoty pomerne rýchlo, a preto aj pri správnom obhospodarovaní je možné dosiahnuť porovnateľné produkčné schopnosti ako v černozeiach. Sú rozšírené

v rovinatejších prvkoch reliéfu pahorkatín a kotlín nižšieho a stredného stupňa. Maximum ich výskytu je viazané na spraše, sprašové a svahové hliny (Fulajtár a Kikuc, 1973).

Rozsiahle plochy zaberajú najmä na Trnavskej, Nitrianskej, Žitavskej, Hronskej, Ipeľskej a Chvojskej pahorkatine. V oblasti Východoslovenskej nížine sa hnedozeme vyskytujú na Podslánskej pahorkatine (Fulajtár, 1986).

Bielek (2004) uvádza rozšírenie hnedozemí v nadmorských výškach 150-480 m s priemernou ročnou teplotou 8 – 9 °C a ročným úhrnom zrážok 600 - 700 mm. Pôvodným porastom boli lesy s hustým trávovým porastom. Lesy sa postupne vyrúbali, takže dnes je takmer celá oblasť výskytu hnedozemných pôd poľnohospodárskou pôdou.

Ilimerizácia sa ako hlavný pedogenetický proces vývoja hnedozemí prejavuje translokáciou minerálnych koloidov o veľkosti častíc < 0,002 mm (Fulajtár, 1986). Sotáková (1982) uvádza, že v niektorých hnedozemiach sa ilimerizácia prejavuje špecificky a to tak, že sa na translokácii koloidov sa výraznejšie podieľajú humusové látky, ktoré podmieňujú zvýšenie lyofilnosti koloidov a prahu koagulácie, čo umožňuje migráciu koloidov pri vyššej koncentrácii pôdneho roztoku a neutrálnej reakcii.

Translokáciou ílu sa tak v pôdnom profile vytvoril ochudobnený eluviálny a výrazne obohatený iluviálny horizont. Prostredníctvom výraznej kultivácie sa v hnedozemiach dosiahlo nasýtenie sorpčného komplexu, zlepšenie kvality humusu a slabokyslá až neutrálna reakcia (Fulajtár, 1986). Hnedozeme sú pôdy výrazne textúrne diferencované (Kobza, 2003).

Hnedozeme sú typické svojim trojhorizontovým A-B-C pôdnym profilom. Vyvinuli sa prevažne na sprašiach a iných kvartérnych a neogénnych sedimentoch. Ich vývoj prebiehal v podmienkach periodicky premyvneho vodného režimu (Bielek et al., 1998).

Hrúbka humusového horizontu je väčšinou totožná s hrúbkou ornice, pod ktorou nasleduje uľahnutý, ílom obohatený iluviálny horizont. Obsah humusu v humusovom horizonte dosahuje priemernú hodnotu 1,5 % (Fulajtár a Kikuc, 1973).

V hnedozemi modálnej je možné pozorovať zmeny v zastúpení ílovej frakcie s hĺbkou v pôdneho profilu. Je to spôsobené jednak hĺbkovou heterogenitou pôdotvorných materiálov, jednak posunom ílovej frakcie v pôdnom profile. V rámci ornice a podornice je s hĺbkou pozorovaný vždy nárast obsahu ílovej frakcie (Houšková, 2000).

Subtypy hnedozeme:

- hnedozem modálna – HMm- hnedozem v typickom vývoji,
- hnedozem kultizemná – HMa- ako HMm, ale s ornícovým horizontom nepresahujúcim hĺbku 0,35 m,

– hnedozem luvizemná – HMI- ako HMm, ale s hrubším Bt- horizontom a náznakmi eluviálneho luvického El- horizontu (svetlejší horizont pod A-horizontom, ochudobnený o vylúhované, prevažne ílovité častice, translokované do podložného iluviálneho horizontu),

– hnedozem pseudoglejová – HMg- s tzv. mramorovaným luvickým Btg- horizontom, v ktorom popri plných luvických znakoch sú aj znaky oglejenia povrchovou vodou (hrdzavé a sivé škvrny so zastúpením 10 – 80 % v matrici).

– hnedozem rubifikovaná – HMr- ako HMm, ale s výrazným červeným sfarbením minimálne Bt- horizontu, v dôsledku vývoja rubifikovaných pôdotvorných substrátov (terra rossa, terra fusca) (Bielek et al., 1998).

Najrozšírenejšie subtypy z genetického hľadiska sú:

– hnedozem modálna (HM) na spraši, sprašovitých pokryvoch a svahovinách,
– hnedozem ilimerizovaná (HMi) na sprašovitých pokryvoch a svahovinách (Fulajtár a Kikuc, 1973).

Hnedozeme v porovnaní s ostatnými pôdami našich nížin (černozeme, čiernice) patria k pôdam s nižšou prirodzenou úrodnosťou. Zároveň však patria k našim vysoko kultúrnym pôdam a z agrofyzikálneho hľadiska vytvárajú celkovo dobré podmienky pre dosahovanie vysokých úrod poľných plodín. K ich vážnejším nepriaznivým vlastnostiam patrí hlavne zvýšený obsah ílu v hĺbkach od 0,30 do 0,80 až 1,00 m, ktorý podmieňuje zvýšenie objemovej hmotnosti, vysoký objem kapilárnych a príliš nízky objem nekapilárnych pórov, zníženú prevzdušnosť, zníženú priepustnosť pre vodu a vzduch a zvýšený neproduktívny výpar (Fulajtár a Kikuc, 1973).

Zrnitostné zloženie hnedozemí závisí od zrnitosti pôdotvorných substrátov a od intenzity translokácie ílu v profile. Translokáciou ílu dochádza v pôdnom profile k textúrnej diferenciacii pôdnych horizontov a až k zmene ich zrnitosti (Chlpík et al., 2003).

Hnedozeme na spraši sú hlinité v celom profile, hnedozeme na sprašových a svahovitých hlinách majú hlinité len ornice. Iluviálne horizonty i substráty sú spravidla ílovitohlinité. Hnedozeme luvizemné majú hlinité prvé dva horizonty, nižšie v profile sú zväčša ílovitohlinité. Obsah frakcie 10 mm je však v ílovitohlinitých horizontoch miernejší ako v horizontoch hlinitých. Obsah ílu v orniciach hnedozemí na sprašiach a hnedozemiach na sprašových hlinách, je okolo 19-20 %. V iluviálnych horizontoch subtypov hnedozem sa zvyšuje o 6-9 % a v subtype hnedozem luvizemná o 10-11 %.

Textúrna diferenciácia profilov hnedozeme a hnedozeme luvizemnej je slabá (1,4 – 1,6). Prachové frakcie zaberajú najväčší podiel v orniciach subtypov hnedozem a hnedozem luvizemná na sprašových a svahových hlinách (65 – 70 %). V ostatných horizontoch je ich obsah nižší (okolo 60 %). Obsah hrubého prachu prevyšuje spravidla 40 %. Jemný prach kolíše v rozmedzí 18 – 20 % a významnejšie prevyšuje obsah ílu len v orniciach hnedozemí luvizemných. V orniciach je jeho pomer k ílu 1:1. Z piesočnatých frakcií je najrozšírenejšie zastúpená len frakcia jemného piesku (11 – 14 %). Priemerná optimálna vlhkosť pre spracovanie v hnedozemiach ako typu, sa pohybuje okolo 21 - 23 %. K lepeniu pôdy na náradie dochádza v priemere pri vlhkostiach 57 – 61 % (Fulajtár a Kikuc, 1973).

Fulajtár (1986) uvádza, že hnedozeme z hľadiska technologických vlastností ornice patria k dobre spracovateľným pôdam. Najvhodnejšia vlhkosť na obrábanie sa pohybuje okolo 22 - 34 %, lepenie zeminy na náradie začína pri 34 – 37 % a k stekuteniu dôjde pri 57 – 61 % vlhkosti.

V subtype hnedozeme modálnej sú hodnoty technologických konštánt v porovnaní so subtypom hnedozeme luvizemnej vyššie, v súlade s vyšším obsahom ílu. Odchýlky od priemerných hodnôt hraníc vláčnosti, lepidivosti a dolného stekutenia sa pohybujú v rozpätí 2 – 5 % obsahu vlahy, u hornej hranici stekutenia v rozpätí 5 – 10 % obsahu vlahy (Fulajtár a Kikuc, 1973).

Obsah mikroagregátových frakcií (rozmerov 10 - 250 μm), ktoré priaznivo ovplyvňujú vodno-vzdušné pomery, je vysoký. V subtype hnedozeme modálnej je ich podiel okolo 80 % a v hnedozeme luvizemnej 70 – 75 %. Obsah nepriaznivých frakcií (< 10 μm) je celkove nízky. Stupeň rozplavitosti pôdných agregátov na elementárne častice je nízky ($K_d = 10\%$) len v subtype hnedozeme modálnej. V subtype hnedozeme luvizemnej sa už v celom profile výraznejšie zvyšuje ($K_d = 15\%$). Stupeň agregácie elementárnych častíc a potenciálna schopnosť tvorby štruktúry (hodnoty F_s) sú vysoké u subtypu hnedozeme modálnej (90 %), v subtype hnedozeme luvizemnej sa zvyšujú na 85 % (Fulajtár a Kikuc, 1973).

Popisované subtypy hnedozeme patria k stredne uľahnutým pôdam. Približné hodnoty objemovej hmotnosti sú okrem ornice blízke hodnote $1500 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$. V orniciach sa táto hodnota pohybuje v rozmedzí $1300\text{-}1500 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$. Odchýlky od priemerných hodnôt sú v rozmedzí $\pm 10 - 15 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Fulajtár a Kikuc, 1973). V iluviálnom horizonte sú vyššie hodnoty objemovej hmotnosti a ňou podmienená nízka pórovitosť, priepustnosť a vzdušná kapacita výsledkom predovšetkým akumulácie ílu v iluviálnom horizonte a tiež ako dôsledok nadmerného tlaku poľných mechanizmov na pôdu (Fulajtár, 1986).

Hanes et al. (1994) vo svojej správe uvádzajú mernú hmotnosť hnedozemí varíujúcu od 2510 – 2620 kg.m⁻³.

Najnižší objem pórov v celom pôdnom profile majú pôdy hnedozeme modálne na spraši. Ich priemerné hodnoty (43 %) mierne klesajú pod dolnú hranicu priaznivého stavu (45 %). Hnedozeme modálne a hnedozeme luvizemné na sprašových a svahových hlinách majú celkove vyhovujúci objem pórov. V orniciach je spravidla vyšší ako 45 %, v nižších častiach profilu klesá na cca 45 %. Odchýlky od priemerných hodnôt v orniciach a substrátoch sú väčšinou v rozmedzí +/- 3 – 4 %, v iluviálnych horizontoch +/- 5 – 6 %. Pomer nekapilárnych pórov ku kapilárnym je vyhovujúci len v orniciach a v iluviálnom luvickom horizonte hnedozeme modálnej na spraši (1 : 2 – 1 : 3). V ostatných horizontoch je príliš vysoké zastúpenie objemu nekapilárnych pórov, čo nepriaznivo ovplyvňuje vodno - vzdušné pomery. Najvyššie zastúpenie kapilárnych pórov je v hnedozemi luvickej, kde pomer nekapilárnej a kapilárnej pórovitosti sa rovná 1 : 4 – 5. Minimálna vzdušná kapacita prevyšuje 10 % len v orniciach, v ostatných častiach profilov hnedozeme modálnej i hnedozeme luvickej je spravidla nižšia (Fulajtár a Kikuc, 1973).

Schopnosť udržovať vlahu je u všetkých pôd veľmi dobrá. Priemerné hodnoty maximálnej vodnej kapacity v orniciach sú v rozmedzí 33 – 34 % v iluviálnych horizontoch a substrátoch 35 – 38 %. V priemere najvyššie hodnoty maximálnej vodnej kapacity má hnedozem luvizemná. Odchýlky od priemerných hodnôt sú najväčšie v hnedozemi modálnej na spraši, +/- 3 % v ornici a +/- 5 % v iluviálnom horizonte a substráte. V pôdach hnedozeme modálnej na sprašových a svahových hlinách a v hnedozemi luvizemnej sú tieto užšie, najčastejšie +/- 3 – 4 % v celom profile (Fulajtár a Kikuc, 1973).

Fulajtár (1986) uvádza, že hnedozeme sa vyznačujú vyššou vlhkosťou a vyšším obsahom zásob využiteľnej vody. Na tomto priaznivom stave má významný podiel predovšetkým iluviálny horizont, jeho vysoká retenčná schopnosť a značná hrúbka.

Najstabilnejšou hydrofyzikálnou vlastnosťou pôdy je bod vädnutia, ktorého hodnoty závisia predovšetkým od obsahu a kvality ílovitej frakcie. Hodnoty bodu vädnutia v humusovom horizonte sa pohybujú v rozpätí 9 – 15 % a v podorničnom horizonte 14 – 20 %. Uvedený parameter ovplyvňuje zásobu využiteľnej vody v pôde. Pri nižších hodnotách bodu vädnutia je zásoba využiteľnej vody vyššia (Hanes et al., 1994). Bod vädnutia je vzhľadom k obsahu ílu primerane vysoký. Najnižší, okolo 10 % a 8 – 9 % v substrátoch, je v hnedozemi modálnej na spraši. V ostatných pôdach sa pohybuje

v rozmedzí 12 – 13 % v humusových a iluviálnych horizontoch, 10 – 11 % v substrátoch (Fulajtár a Kikuc, 1973).

Približná využitelná vodná kapacita, podľa genetických horizontov, je najvyššia v hnedozemi modálnej na spraši a pohybuje sa v rozmedzí 19 - 24 mm v.s. na 0,10 m vrstvu. V ostatných pôdach sa pohybuje v rozmedzí 17 – 18 mm v.s. Vo vrstve 0, 00 – 0,20 m sú jej hodnoty vo všetkých subtypoch dostatočné, vo vrstve 0,00 – 1,00 m veľmi dobré. Hnedozem v porovnaní s ostatnými pôdami našich nížin (černozeme, čiernice) patria k pôdam s nižšou prirodzenou úrodnosťou. Zároveň však patria k našim vysoko skultúreným pôdnym a z agrofyzikálneho hľadiska vytvárajú celkovo dobré podmienky pre dosahovanie vysokých úrod poľných plodín. K ich vážnejším nepriaznivým vlastnostiam patrí hlavne zvýšený obsah ílu v hĺbkach od 0,30 do 0,80 až 1,00 m, ktorý podmieňuje zvýšenie objemovej hmotnosti, vysoký objem kapilárnych a príliš nízky objem nekapilárnych pórov, zníženú prevzdušnosť, zníženú priepustnosť pre vodu a vzduch, obmedzené zakoreňovanie a zvýšený neproduktívny výpar (Fulajtár a Kikuc, 1973).

Vzhľadom na nižšiu stabilitu humusu sú hnedozeme zraniteľné z hľadiska zachovania obsahu a kvality pôdnej organickej hmoty. Pri hospodárení treba starostlivo usilovať o aspoň vyrovnanú bilanciu organických látok. Ak sú na svahoch, treba ich chrániť aj proti erózii. Stáva sa, že sú erodované až na pôdotvorný substrát (Bielek, 2004).

1.5 Poľnohospodárske systémy

Poľnohospodárske systémy (sústavy) sú definované ako určitý sled implementovaných poľnohospodárskych postupov a foriem. Možno rozlíšiť niekoľko kategórií poľnohospodárskych systémov:

- 1) konvenčné poľnohospodárske systémy, ktoré možno charakterizovať ako systémy s bežnými poľnohospodárskymi postupmi;
- 2) integrované poľnohospodárske systémy zahrňujú také poľnohospodárske postupy, ktoré sa snažia vytvárať kvalitnú produkciu a zároveň zachovávať zdravé životné prostredie, čo predpokladá zakomponovať ekologické a krajinné prvky a v súčinnosti s ostatnými vytvoriť jeden integrovaný systém;
- 3) organické poľnohospodárske systémy sú charakteristické holistickým prístupom a spoliehajú sa na prirodzenú pôdnu úrodnosť a prirodzené potlačanie chorôb rastlín. Základným komponentom organických poľnohospodárskych systémov je pôdny organický uhlík a kvalita pôdnej organickej hmoty (Sobocká et al., 2010).

1.5.1 Ekologický systém hospodárenia

Kvalita prírody a jej zdrojov zohráva čoraz významnejšiu úlohu v živote spoločnosti. V súčasnej dobe uplatňované systémy hospodárenia žiaľ k dodržiavaniu kvality prírody veľmi nenapomáhajú. Zo strany producentov poľnohospodárskych produktov sa často pristupuje k poľnohospodárskej krajine predovšetkým z hľadiska krátkodobej ekonomiky a o ekologických problémoch agroekosystému sa už menej uvažuje. Ekologickú optimalizáciu hospodárenia v poľnohospodárskej krajine preto treba považovať za jediné správne východisko z terajšieho stavu (Demo et al., 1991).

Technologické zmeny, ktoré výrazne ovplyvnili poľnohospodárstvo 20. storočia, zároveň zapríčinili transformáciu vidieckej krajiny a zvykov vidieckeho obyvateľstva. Kľúčovým prvkom technologickej revolúcie, ktorá ešte stále prebieha v mnohých oblastiach sveta, bola náhrada farmových zdrojov za mimo farmové, priemyselné. Náhrada ľudskej práce sa stala ekonomicky výhodnou, pôdnu úrodnosť bolo možné zvýšiť nákupom priemyselných hnojív. Technologické zmeny v poľnohospodárstve vyspelých priemyselných krajín priniesli aj nesporné výhody, najmä zvýšenie produktivity práce a pôdy, dostatok lacných potravín pre spotrebiteľov. Pracovné sily, ktoré opustili poľnohospodárstvo sa zamestnali v iných oblastiach hospodárstva a prispeli k zvýšeniu prosperity spoločnosti. Tento vývoj priniesol so sebou aj veľa problémov. V mnohých prípadoch mali poľnohospodárske technológie a intenzívne systémy negatívny vplyv na prírodné prostredie, najmä v prebytku živín v niektorých oblastiach a intenzívnom používaní pesticídov (Lacko-Bartošová et al., 2005). Ekologické poľnohospodárstvo, ktoré je čoraz obľúbenejšie bolo navrhnuté ako udržateľná alternatíva ku konvenčnému systému (Green et al., 2005).

Organické (ekologické) poľnohospodárstvo je systém, ktorý bol vyvinutý v Európe dávno predtým, ako sa prejavil negatívny vplyv technologickej revolúcie v poľnohospodárstve. Jeho prvotnou myšlienkou bolo vytvoriť farmu ako systém, ktorý využíva predovšetkým vlastné zdroje a externé zdroje používa len vtedy, keď je to potrebné a vhodné. Hlavnou ideou organického poľnohospodárstva je selektívne využívanie moderných technológií a zabránenie použitia tých prvkov, ktoré sú rizikové alebo spôsobujú poškodenie životného prostredia, alebo ktoré môžu viesť k separácii poľnohospodárskych postupov od prírodného prostredia. Organické poľnohospodárstvo vzniklo začiatkom dvadsiateho storočia, t.j. predtým ako sa začali používať syntetické

pesticídy, rozpustné priemyselné hnojivá, ktoré sú charakteristické pre poľnohospodárstvo posledných 50. rokov. Organické poľnohospodárstvo je taký pohľad na poľnohospodárstvo, ktorého cieľom je vytvoriť integrovaný, humánný, environmentálne a ekonomicky udržateľný a produkčný systém. Ekologické poľnohospodárstvo chápe ekonomiku najmä ako hospodárenie a šetrnosť voči prírodným zdrojom, s ohľadom na biologicko-ekologickú rovnováhu v prírode. Cieľom je poľnohospodársky systém trvalého charakteru, ekologicky vyvážený, chrániaci prírodné zdroje a zabraňujúci takému vývoju, ktorý smeruje k ekologickým katastrofám a k prenechávaniu dnešných ekologických problémov budúcim generáciám (Lacko-Bartošová et al., 2005).

Ekologické poľnohospodárstvo vychádza z holistického prístupu, v ktorom príroda predstavuje jednotný celok. Človeka chápe ako súčasť prírody a stavia ho na rovnocennú úroveň ostatným živým tvorom. Cieľom je udržateľný a ekologicky vyvážený poľnohospodársky systém produkujúci kvalitné potraviny, chrániaci a využívajúci prírodné zdroje a krajinu udržateľným spôsobom. Ekologické poľnohospodárstvo možno tiež definovať ako vyvážený agroekosystém udržateľného charakteru, ktorý sa v čo najväčšej miere zakladá na lokálnych a obnoviteľných zdrojoch. Vychádza z holistického poňatia ekologických, ekonomických a sociálnych aspektov poľnohospodárskej produkcie. Ekologické poľnohospodárstvo predstavuje systém hospodárenia, ktorý podporuje a zlepšuje hygienu agroekosystému, vrátane biodiverzity, biologický kolobeh a pôdnu biologickú aktivitu. Kládne dôraz na používanie hospodárskych praktík uprednostňovaním farmových vstupov, používa pre životné prostredie šetrné spôsoby agronomických, biologických a mechanických metód ako protiklad syntetických prípravkov (Kováč a Macák, 2007).

Konvenčné poľnohospodárstvo bolo na začiatku 80. rokov minulého storočia na vrchole svojho rozmachu, ktorého dôsledkom bola aj nadprodukcia potravín najmä vo vyspelých krajinách Európy a USA. Nadprodukcia a pokrok v ekologických metódach hospodárenia sa stali dôvodmi prechodu z konvenčného na ekologický spôsob hospodárenia. V poslednom období sú to dôvody aj ekonomické, ako zvýšený záujem verejnosti o biopotraviny, dotácie, ktoré odrážajú pochopenie a rešpektovanie základných princípov ekologického poľnohospodárstva a jeho vplyvu na zložky životného prostredia (Lacko-Bartošová et al., 2005).

Systém ekologického poľnohospodárstva sa riadi prísnyim režimom produkcie rastlinných bioproduktov. Pravidlá ekologického poľnohospodárstva sú jednotné vo všetkých členských štátoch a v nariadeniach sú k dispozícii vo všetkých úradných

jazykoch Európskeho spoločenstva. Základným kameňom systému ekologického poľnohospodárstva je nariadenie Rady (EHS) č. 2092/91 z 24. júna 1991 o ekologickej výrobe poľnohospodárskych výrobkov a potravín v znení neskorších predpisov, ktoré už bolo mnohokrát doplnené a zmenené (Schlosserová, 2008).

Súčasnú ekologickú poľnohospodárstvo si vytýčilo tieto všeobecné ciele:

- produkovať potraviny a krmivá s vysokou nutričnou kvalitou a v dostatočnom množstve,
- využívať prírodné zdroje tak, aby nedochádzalo k negatívnemu ovplyvneniu životného prostredia,
- udržať a zlepšovať úrodnosť pôdy,
- zabezpečiť maximálnu recirkuláciu živín a energie pomocou integrácie urbanizovaných plôch, agro- ekosystémov a prírodných ekosystémov,
- minimalizovať používanie neobnoviteľných surovín a energie,
- vytvoriť systém chovu hospodárskych zvierat, ktorý zodpovedá ich fyziologickým a etologickým potrebám, humánnym a etickým zásadám,
- využívať pestovateľské technológie v súlade s prírodou, ktorá je druhovo bohatá, s vysokou energetickou variabilitou v rámci druhov a zabezpečiť životné podmienky pre všetky druhy,
- zabezpečiť pre farmárov zodpovedajúci príjem, uspokojenie z práce, zabezpečiť pracovné podmienky,
- vytvárať pracovné príležitosti a udržať osídlenie vidieka a tradičný ráz kultúrnej poľnohospodárskej krajiny,

vytvoriť dobrý vzťah medzi poľnohospodárom a konzumentom. V súčasnom období sa ekologické poľnohospodárstvo uplatňuje vo viac ako 100 krajinách sveta a jeho plocha sa neustále zvyšuje (Lacko-Bartošová et al., 2005).

Rozličné účelové systémy zabezpečujú rozličnú intenzitu poľnohospodárskej výroby, dokonca môžu byť aj extenzívne, ak je to jediný spôsob poľnohospodárskeho využitia pôdy. Ich spoločným znakom je, že rešpektujú osobitosti územia a širšie celospoločenské záujmy, v maximálnej únosnej miere využívajú celý komplex intenzifikačných faktorov, avšak len do hraníc ekologickej únosnosti. Takýto komplex sústav, ktorý využíva územie poľnohospodárskeho pôdneho fondu so zreteľom nielen na momentálnu ekonomickú výhodnosť, ale aj na dlhodobú ekologickú únosnosť, voláme ekologickými sústavami hospodárenia na pôde (Hraško a Bedrna, 1988).

Za ekologickú sústavu hospodárenia nemôžeme považovať sústavu len preto, že vylúči používanie minerálnych hnojív alebo akýchkoľvek prostriedkov ochrany rastlín. Takáto sústava nemôže zabezpečiť výživu ľudí a nie je ani zárukou stability ekosystému, pretože nerešpektuje jeden z jeho zákonov, ktorým je zákon návratu látok i energie (Lacko-Bartošová et al., 1995).

Je známe, že najvýznamnejšie sa na úrodách poľných plodín podieľajú tzv. produkčné faktory medzi ktoré patria štruktúra plodín, striedanie plodín, obrábanie pôdy, výživa a hnojenie. Tieto faktory sa vzájomne ovplyvňujú a ich interakčným pôsobením sa formuje úroda plodín (Demo et al., 1991). Správne striedanie plodín je základom ekologickej výroby, ktorá zabezpečuje zachovanie a zlepšenie úrod plodín a úrodnosti pôdy. Striedanie plodín a ich rozmanitosť má zásadný význam ako príliš časté pestovanie blízkeho botanického druhu v osevnom postupe, ktoré podporuje nielen masívne šírenie chorôb, ale aj niektorých burinných komunít (Ilumäe et al., 2009). Vhodná štruktúra plodín, správne striedanie vytvára tzv. biologicky vyvážený osevný postup, ktorý nevyžaduje aplikáciu dusíka z priemyselných hnojív (Demo et al., 1991). Pôdna úrodnosť v rámci tohto systému by mala byť zabezpečovaná agronomicky správnym viacročným striedaním plodín so zaradením bôbových rastlín, využívaním plodín na zelené hnojenie, maštalného hnoja a ďalšími organickými hnojivami (Valtýniová, 2010).

Obrábanie pôdy v alternatívnych systémoch hospodárenia plní významnú regulačnú funkciu pri mobilizácii živín z pôdnych zásob organickej hmoty a pri obmedzovaní škodlivých činiteľov, predovšetkým burín. Je treba vykonať celý rad opatrení pre zlepšenie fyzikálnych vlastností pôdy, najmä znížiť jej škodlivú utlačenosť. Hnojením musí byť udržiavaná a zvyšovaná prirodzená úrodnosť pôdy. Do pôdy sa musí vracat' dostatočné množstvo organických látok, aby sa obsah humusu v pôde neustále zvyšoval alebo aspoň udržiaval na dostatočne vysokej úrovni. Minerálne hnojivá môžu byť používané len ako doplnok a nie ako náhrada prirodzených živín (Demo et al., 1991).

Ekologickou poľnohospodárskou sústavou je každá sústava, ak popri plnení hlavnej funkcie, ktorou je výroba technicky kvalitných, zdravotne nezávadných a nutrične hodnotných potravín a krmovín, rešpektuje zákon reprodukcie pôdnej úrodnosti, diferencovane podľa vlastností stanovíšť využíva produkčnú schopnosť pôd a nevyplýva negatívne na základné prvky prostredia, najmä na pôdu a vodu. Ak poľnohospodárska sústava nie je v súlade s prostredím, nezabezpečuje sústavnú obnovu pôdnej úrodnosti, začína pôda vystupovať ako negatívny prvok sústavy, čo znamená, že pre získavanie

rovnakej produkcie treba vkladať stále viac dodatkovej energie, až sa sústava stáva nevýkonnou, prípadne energeticky stratovou (Hraško a Bedrna, 1988).

Ekologické poľnohospodárstvo sa nemôže vyvíjať bez základných znalostí, ktoré predstavujú základy ekológie, trvalej udržateľnosti a ochrany životného prostredia. Predmet ekológie tvoria štúdie o ekosystéme, chápanej ako základná jednotka štruktúry prírody, a v ktorom je trvalý tok energie (Bakšiené et al., 2009).

Úlohou ekologickej výživy rastlín je vytvorenie podmienok pre dopestovanie nutrične plnohodnotných a zdravotne vyhovujúcich rastlinných produktov slúžiacich k výžive ľudí, zvierat a k výrobe biopotravín, pri súčasnom zachovaní, resp. zvýšení prirodzenej úrodnosti pôdy a nezhoršení kvality životného prostredia. Jej základným princípom je snaha o uzavretý kolobeh živín. Z toho dôvodu hnojenie v ekologickom poľnohospodárstve vychádza z maximálnej recyklácie živín v rámci poľnohospodárskeho podniku, pri zabezpečení vyrovnanej bilancie živín a organickej hmoty. Vstupy hnojív smerujú k minimalizácii záťaže pôdy a možného transportu rizikových látok do potravinového reťazca (Kováčik, 2007).

Pri minimalizačných opatreniach sú vynechané niektoré operácie, agrotechnické zásahy sú spájané do menšieho počtu operácií, niektoré zásahy sú nahrádzané iným účinnejším agrotechnickým zásahom, využíva sa plytká alebo špeciálna príprava pôdy, pásové obrábanie pôdy, sejba do nepripravenej pôdy a pod. Každá pestovaná plodina však reaguje na takto zvolenú agrotechniku inak (Kotorová et al., 2005). Rozširovanie týchto technológií v pestovateľských systémoch vyplýva jednak z úspory celkových výrobných nákladov (od 20 až do 45 %), jednak z dôvodu väčšej náchylnosti oraných pôd k erózii (Kotorová, 2008). Po viacročnom používaní systému minimálneho spracovania pôdy môže podľa Lošákovej (2008) dochádzať v povrchovej vrstve k zvyšovaniu pomeru C:N, poprípade C:P a hlavne na pôdach s nižšou úrodnosťou môže byť obmedzený rozklad pozberových zvyškov.

V Slovenskej republike sa ekologické poľnohospodárstvo riadi zákonom č. 189/2009 Z. z. o ekologickej poľnohospodárskej výrobe, ktorý platí od 1. júna 2009 a zrušuje sa ním zákon č. 421/2004 Z. z. o ekologickom poľnohospodárstve. Podľa § 1 predmet úpravy ustanovuje:

- a) niektoré pravidlá ekologickej poľnohospodárskej výroby podľa osobitných predpisov,
- b) výkon štátnej správy v oblasti ekologickej poľnohospodárskej výroby,
- c) práva a povinnosti osôb vykonávajúcich ekologickú poľnohospodársku výrobu,

- d) registráciu prevádzkovateľov a inšpekčných organizácií,
- e) podrobnosti o výkone kontroly ekologickej poľnohospodárskej výroby,
- f) označovanie produktov ekologickej poľnohospodárskej výroby,
- g) sankcie za porušenie povinností ustanovených týmto zákonom.

1.5.2 Integrovaný systém hospodárenia

Za prvý krok smerovania k trvalo udržateľnému rozvoju poľnohospodárstva sa považuje integrovaná produkcia. Implementácia poľnohospodárskych systémov ekosystémovo orientovaných, založených na koncepcii integrovanej ochrany rastlín sa začala v roku 1967 (Demo et al., 2000).

Cieľom integrovaného systému rastlinnej produkcie je zabezpečovanie dostatočnej produkcie potravín v požadovanej kvalite pri ochrane pôdy a ostatných zložiek životného prostredia. Integrovaná rastlinná výroba vychádza zo zabezpečovania vyrovnanej bilancie živín medzi nárokmi plodín a ponukou živín z prostredia (Bobková, 2005). Všetky pestovateľské opatrenia v nich sú v rovnováhe (osevný postup, hnojenie, obrábanie pôdy, ochrana a ekonomika). Hlavným cieľom je znížiť externé vstupy (agrochemikálie, pohonné hmoty) a trvalo chrániť životné prostredie najmä neobnoviteľné zdroje (Demo et al., 2000).

Pod pojmom integrovaná ochrana rastlín v poľnohospodárstve rozumieme vedecky riadenú komplexnú ochranu kultúrnych rastlín pred negatívnym vplyvom škodlivých organizmov všetkých typov (biotických a abiotických faktorov), prejavujúcich sa na znižovaní kvality a kvantity produkcie. Integrovaná ochrana vznikla kombináciou chemickej a biologickej ochrany rastlín s výraznou redukciou používania pesticídov (Eftimová, 2008). Využíva všetky ekonomické a ekologicky prijateľné metódy k regulácii škodlivých činiteľov s prednosťou využívania prirodzených autoregulačných mechanizmov (Žák et al., 2005).

Integrovaná produkcia ako poľnohospodársky systém je ak:

- integruje prírodné zdroje a regulačné mechanizmy do farmárskych aktivít s cieľom dosiahnutia maximálnej náhrady externých vstupov. Tieto ciele vychádzajú zo základných intencií trvalo udržateľného poľnohospodárstva,
- zabezpečuje trvalo udržateľnú produkciu vysoko kvalitných potravín a iných produktov prostredníctvom ekologicky preferovaných technológií,
- trvalo udržuje prosperitu farmy,

- eliminuje alebo redukuje súčasné polutačné zdroje prostredia vytvorené poľnohospodárstvom,
- udržuje viacfunkcionálne poslanie poľnohospodárstva (diverzita krajiny, ochrana prírody, udržanie miestnych tradícií, rekreačná hodnota krajiny) (Demo et al., 2000).

Hlavné úlohy integrovanej produkcie:

- podporiť produkčný systém, ktorý rešpektuje požiadavky starostlivosti o krajinu a životné prostredie a súčasne umožňuje ekonomicky životaschopné a udržateľné viacfunkčné poľnohospodárstvo,
- zabezpečiť trvalo udržateľnú produkciu zdravých plodín s vysokou kvalitou a s minimom výskytu rezíduí pesticídov a cudzorodých látok,
- chrániť zdravie farmárov pri zaobchádzaní s agrochemikáliami,
- podporovať a uchovávať vysokú biologickú diverzitu v agroekosystémoch pri zohľadnení okolitých oblastí,
- v ochrane rastlín dávať prioritu prirodzeným regulačným mechanizmom,
- dlhodobo chrániť a podporovať pôdnu úrodnosť,
- minimalizovať znečisťovanie vody, pôdy a ovzdušia,
- chrániť a zachovať biologickú rozmanitosť,
- napomôcť realizácií miestnej ekologickej siete (resp. územnému systému ekologickej stability) v poľnohospodárskej krajine (biocentrá tvoria napr. porasty NDV, vodné toky, mokrade, TTP) (Demo et al., 2000).

2. Cieľ práce

Cieľom práce bolo hodnotenie vplyvu systému pestovania plodín na pôdnu štruktúru hnedozeme.

Konkrétnym cieľom bolo:

- zhodnotenie vplyvu ekologického a integrovaného systému pestovania na pôdnu štruktúru,
- zistenie rozdielov vo frakciách štruktúrnych a vodoodolných agregátov v závislosti od systému pestovania, osevného postupu a ročníka,
- posúdenie intenzity vplyvov vybraných faktorov na mikroagregátové zloženie,
- charakteristika pôdnej štruktúry s využitím parametrov: koeficient zraniteľnosti pôdnej štruktúry, index stability pôdnej štruktúry, index tvorby prísušku a kritický obsah organickej hmoty.

3. Materiál a metodika

Práca bola riešená v rámci projektu VEGA 1/0457/08, ktorý rieši Katedra udržateľného poľnohospodárstva a herbológie. Pokus bol založený na lokalite Dolná Malanta na hnedozemi. Táto časť územia Žitavskej pahorkatiny je charakterizovaná ako teplá, mierne suchá, s miernou zimou. Januárové teploty územia sú nad $-3\text{ }^{\circ}\text{C}$, teda nad teplotou, ktorá reprezentuje miernu zimu. Smerom k svahom pohoria Tribeč teploty so stúpajúcou nadmorskou výškou klesajú v zime približne o $0,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ na 100 m n.m. Svahy pahorkatinného reliéfu exponované na J a JV majú priaznivú insoláciu a sú relatívne najteplejšie, ale aj najvysušnejšie. Letné teploty sú vysoké. Priemerné júlové teploty sú okolo $21\text{ }^{\circ}\text{C}$, avšak maximálne teploty za horúceho leta vystúpia nad 30°C . Za tuhých zím maximálne teploty neklesnú pod $-30\text{ }^{\circ}\text{C}$, ako najčastejšie sa zaznamenávajú minimá okolo $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, čo umožňuje dobré prezimovanie aj na nízke teploty citlivým stromom a krom. Svahová pokrývka trvá v priemere okolo 88 dní (Hrtánek, 1982).

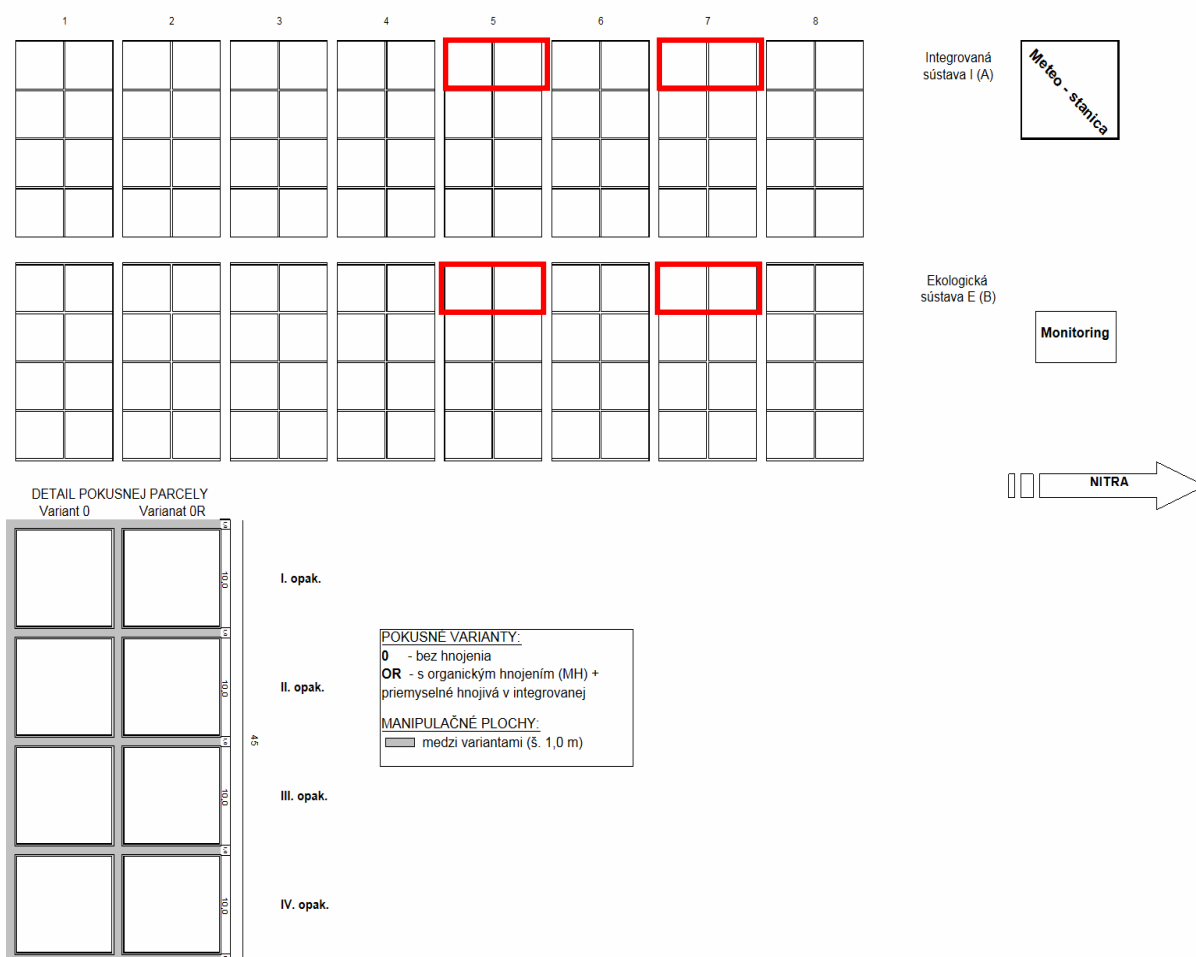
Hranice geomorfologického celku – Žitavskej pahorkatiny na juhozápade vymedzuje rieka Nitra (rozhranie medzi Nitrianskou sprašovou pahorkatinou). Juhozápadná hranica je určená riekou Nitra. Na severozápade ju ohraničuje pohorie Tribeč a na severovýchode pohorie Pohronský Inovec. Najvýraznejšia svahovitosť sa vyskytuje v juhovýchodnej časti územia so sklonmi svahov $7 - 12^{\circ}$, čiastočne 15° so Z a SZ expozíciou a pri rozpätí nadmorskej výšky svahu 165 – 220 m. Medzi svahovými slabo odtokovými depresiami preteká Lazecký a Malantský potok. Tieto sú v súčasnosti technicky upravené na otvorené kanále so zlepšeným prietokom. Po stránke genetického vývoja pôd spadá územie Dolnej Malanty do hnedozemnej oblasti. Vzhľadom na podmienky pomerne členitého pahorkatinového reliéfu s rôznym stupňom svahovitosti, striedania pôdotvorných substrátov, narušenie pôdotvorného procesu eróziou, vyskytuje sa v rámci relatívne malej rozlohy pomerne pestrá paleta geneticko-agronomických okrskov, ktoré tvoria väčšie i menšie výmery (Hrtánek, 1982).

Modelové územie tvoria málo priepustné horniny s veľkým množstvom jemného materiálu. Mladé neogénne uloženiny sú zložené z rozličných ílov, hlín, pieskov, štrkov, na ktorých sa v pleistocéne uložili spraše (Hrnčiarová, 2001).

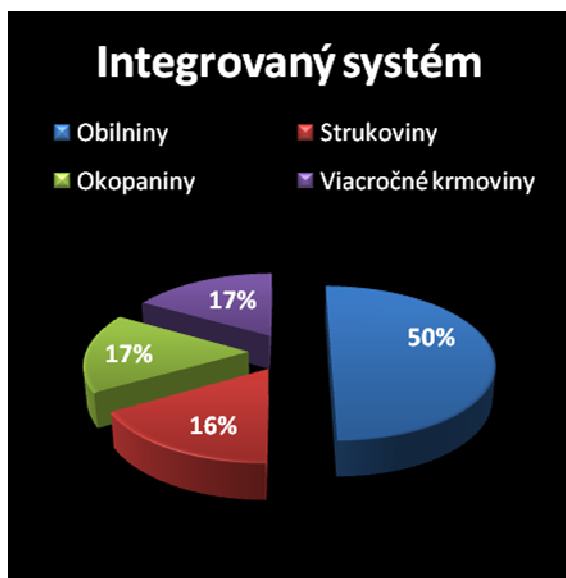
Detailnejšie štúdium ukazuje, že pôdy skúmaného územia nevznikli na sprašových materiáloch, ako sa predpokladalo, ale na prolúviálnych sedimentoch. Výsledky mikroskopického štúdia potvrdzujú, že pôdotvorný substrát predstavujú zvetraliny

kryštalinika a jeho obalu zoborskej časti pohoria Tribeč. Zvetraný materiál bol transportovaný vodou, poprípade soliflukčnými pohybmi po úpätí Zobora a postupne zosprašovaný. Tým síce nadobudol znaky spraše, ale nie je to typický eolický sprašový materiál. V následných pedogenerických procesoch dochádza k postupnému odvápnovaniu (dekarbonizácií). Na základe situačnej pozície vo vzťahu k celkovým geologickým pomerom, možno dedukovať, že v priestore areálu dochádza k vzájomnému kontaktu prolúviálnych sedimentov a eolického sprašového materiálu (Hanes et al., 1993).

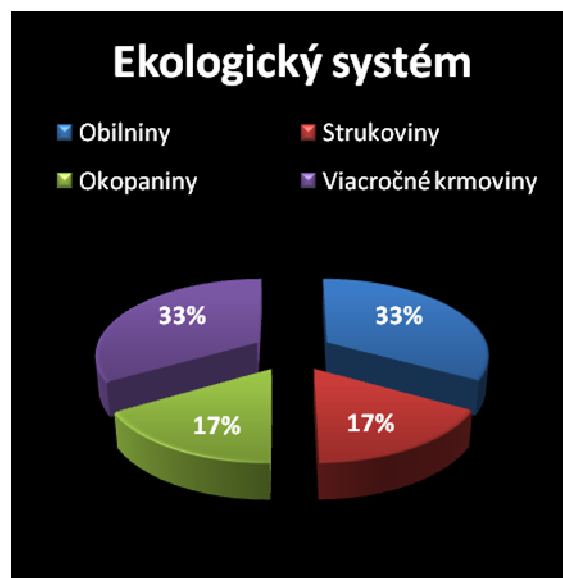
Schéma založenia dlhodobého experimentu s vyznačením variantov odberu pôdnych vzoriek:



Varianty pokusu: v rámci tohto projektu boli hodnotené dva systémy hospodárenia na ornej pôde: ekologický (ES) a integrovaný (IS). V ekologickom systéme je štruktúra osevného postupu vyjadrená grafom 1 a zastúpenie plodín integrovaného systému je vyjadrené v grafe 2.



Graf 1. Osevný postup integrovaný systém



Graf 2. Osevný postup ekologický systém

V oboch systémoch hospodárenia je variant bez hnojenia (0) a variant hnojený (OR). V hnojenom variante sa v IS používajú priemyselné hnojivá, v ktorých dávky sú stanovené bilančnou metódou a aplikuje sa maštalný hnoj v dávke $40 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ ku kukurici na siláž. V ES sa používa maštalný hnoj v rovnakej dávke ku kukurici na siláž, ale ďalší dusík sa zabezpečuje prostredníctvom symbiotickej fixácie. V oboch pestovateľských systémoch je obrábanie pôdy založené na orbe s prvkami minimalizácie.

Na hnedozemi kultizemnej boli v rokoch 2006 - 2010, na jar a na jeseň, odoberané pôdne vzorky do hĺbky 0,3 m z variantov, ktoré zahŕňali ekologický a integrovaný systém hospodárenia s dvomi rotáciami plodín. Práve táto hĺbka predstavuje vrchnú časť pôdneho profilu, do ktorej človek zasahuje obrábaním pôdy.

V pôdnych vzorkách boli stanovené nasledovné fyzikálne a chemické vlastnosti:

- obsah celkového organického uhlíka (TOC) podľa Ľurina v modifikácii Nikitina (Ľurin, 1966),
- štruktúrne a vodoodolné agregáty podľa Bakšajeva,
- mikroagregáty podľa Kačinského (Hraško et al., 1962),
- parametre charakterizujúce pôdnu štruktúru:

- a) koeficient zraniteľnosti (K_v) (Valla et al., 2000),
- b) index stability pôdnej štruktúry (S_w) (Henin et al., 1969),
- c) index tvorby prísušku (I_c) (Lal a Shukla, 2004),
- d) kritický obsah pôdnej organickej hmoty podľa Pieriho (Pieri, 1991).

4. Výsledky a diskusia

Organický uhlík Cox je významným pre tvorbu pôdnej štruktúry a naopak tvorby agregátov podmieňuje jeho obsah. Organický uhlík sa stanovoval vo všetkých sledovaných ročníkoch. Obsah organického uhlíka sme porovnávali medzi honmi v jednotlivých rokoch, medzi sústavami hospodárenia a medzi jednotlivými rokmi. V ekologickom systéme na hone 5 v roku 2006 dosahovali najvyššie hodnoty po predplodine hrachu siatom, po ktorom sa na jeseň aplikoval maštal'ný hnoj v dávke 40 t.ha⁻¹ pod kukuricu (tab. 1). Rovnaká hodnota bola zaznamenaná na jar 2010, kde sa ako predplodina pestovala druhý rok lucerna. Ekologický systém pestovania si počas sledovaného obdobia zachoval pomerne stabilné hodnoty pôdnej organickej hmoty. Rovnako stabilné hodnoty boli pozorované aj v integrovanom systéme. Najvyšší obsah organického uhlíka bol stanovený v integrovanom systéme na jar 2009 na hone 5 po predplodine jačmeň siaty, forma jarná. Mohlo to byť spôsobené pozberovými zvyškami – slamou, ktoré ostali na povrchu pôdy. Priemerne vyššie zastúpenie organického uhlíka bolo zistené v ekologickom systéme hospodárenia v oboch variantoch. Zvyšovanie obsahu uhlíka v pôdach prináša zlepšenie vlastností pôd.

Podľa Bieleka a Jurčovej (2010) je kritický obsah Cox 1,2 %. Pôdy pod túto hranicu sa považujú za pôdy so zníženým potenciálom pre zabezpečovanie ich funkcií v prírode a spoločnosti, pričom pôdy pod 1 % Cox sa považujú za pôdy v preddezertifikovanom stave.

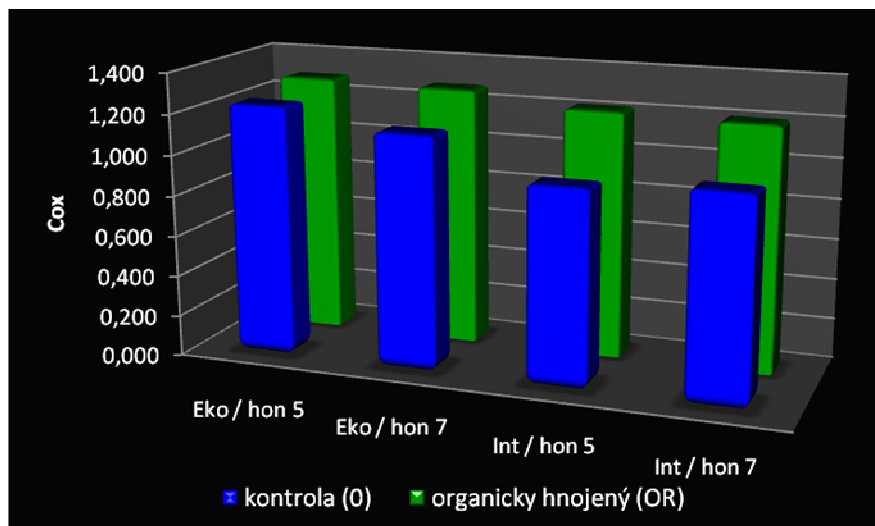
Z tabuľky 1 vyplýva, že len pri štyroch vzorkách sa zistili hodnoty Cox nad kritickú hranicu.

Tabuľka 1. priemerné hodnoty obsahu organického uhlíka (Cox) vo variantoch pokusu

Variant / Hon	Jar 2006	Jar 2007	Jar 2008	Jar 2009	Jar 2010
Eko / hon 5	1,243	1,127	1,152	0,954	1,243
Eko / hon 7	1,177	1,166	1,222	0,92	1,155
Int / hon 5	0,902	0,991	0,934	1,275	0,966
Int / hon 7	1,091	0,955	0,983	1,128	1,005

(Eko – ekologický systém, Int – integrovaný systém)

Na jar 2010 boli odobraté vzorky v oboch systémoch v oboch honoch a bol sledovaný obsah organického uhlíka medzi kontrolou a hnojeným variantom. V grafe 3 je jasne viditeľný pozitívny vplyv hnojenia na obsah pôdnej organickej hmoty vyjadrenej v Cox.

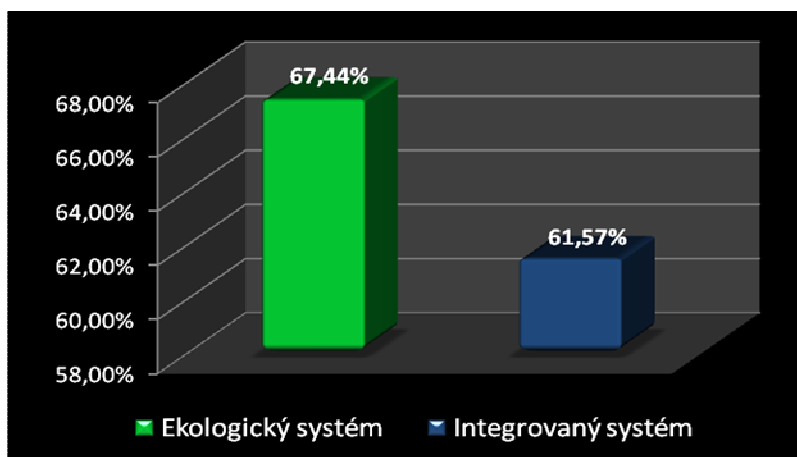


Graf 3. Priemerné hodnoty obsahu organického uhlíka (Cox) vo variantoch pokusu, (Eko –ekologický systém, Int - Integrovaný systém.)

Vyššie zastúpenie mali agregáty nad 7.10^{-3} m v integrovanom systéme. Zastúpenie mikroagregátov $<0,25$ mm bolo väčšie v ekologickom systéme a na hone číslo 7.

Agronomicky najcennejšie sú vodoodolné agregáty. Tieto agregáty odolávajú degradačnému pôsobeniu vody. Podľa Tomáša et al. (2007) pôdu považujeme za štruktúrnú ak obsahuje viac ako 60 % vodostálych štruktúrnych agregátov.

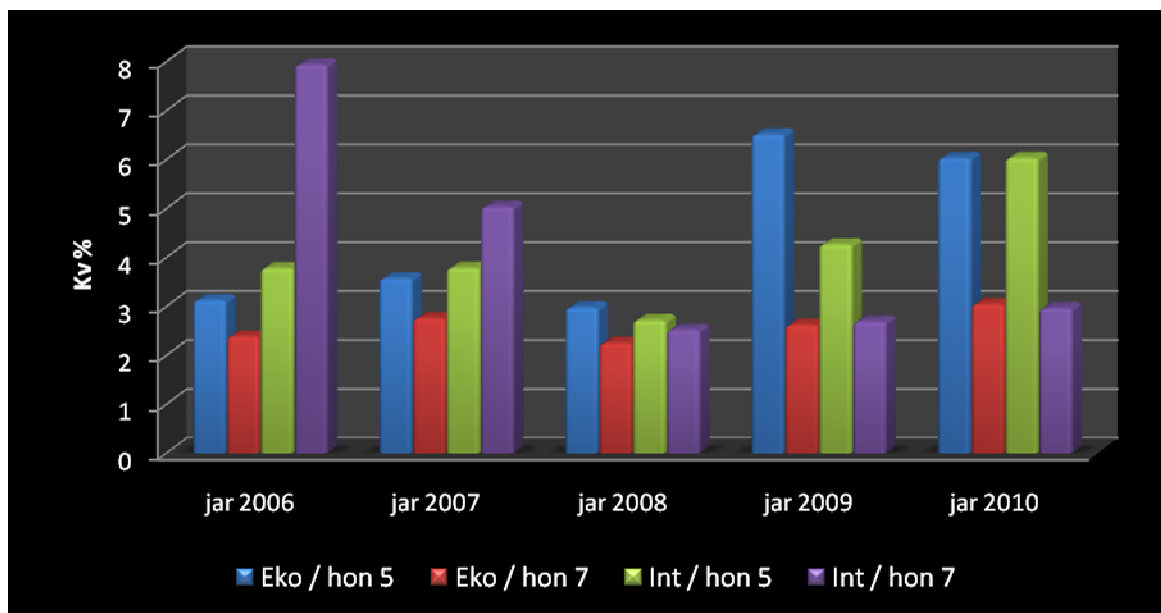
Z grafu 4 vyplýva, že v oboch systémoch sa nachádza viac ako 60 % vodostálych agregátov a môžeme pôdu hodnotiť ako štruktúrnú. Viac vodostálych agregátov je zastúpených v ekologickom systéme pestovania a to o 5,87 %.



Graf 4. Priemerné zastúpenie vodostálych agregátov v ekologickom a integrovanom systéme hodpodárenia

Zvýšené množstvo organického uhlíka (Cox) ovplyvňovalo pozitívne väčšiu tvorbu vodoodolných agregátov. To znamená, že čím vyšší bol obsah Cox, tým sme zaznamenali vyššiu tvorbu vodoodolných agregátov.

Koeficient zraniteľnosti (K_v) (graf 5) je hodnota závislá od pomeru stredného váženého priemeru agregátov za sucha ku strednému váženému priemeru štruktúrálnej agregátov za mokra. Nižšie hodnoty poukazujú na lepšiu štruktúru. Najvyššia hodnota koeficientu zraniteľnosti bola zistená na jar 2006 v integrovanom systéme na hone 7. Ako predplodina bola pestovaná pšenica letná forma ozimná. Z hľadiska tohto parametra ako najlepšie môžeme hodnotiť hon 7 v ekologickej sústave, ktorý mal počas 5 ročného sledovaného obdobia najnižšie hodnoty a teda bol najmenej náchylný k degradácii. Celkovo môžeme ako priaznivejšiu hodnotiť ekologickú sústavu. Koeficient zraniteľnosti je podľa Tobiašovej a Šimanského (2010) parameter, ktorého hodnoty môžu byť tak ako aj ostatné indikátory štruktúrnosti ovplyvnené vlhkosťou pôdy, obsahom vápnika a množstvom humusu v pôde, ale tiež aj antropogénnymi zásahmi do pôdneho prostredia, medzi ktoré patrí obrábanie a hnojenie pôdy .

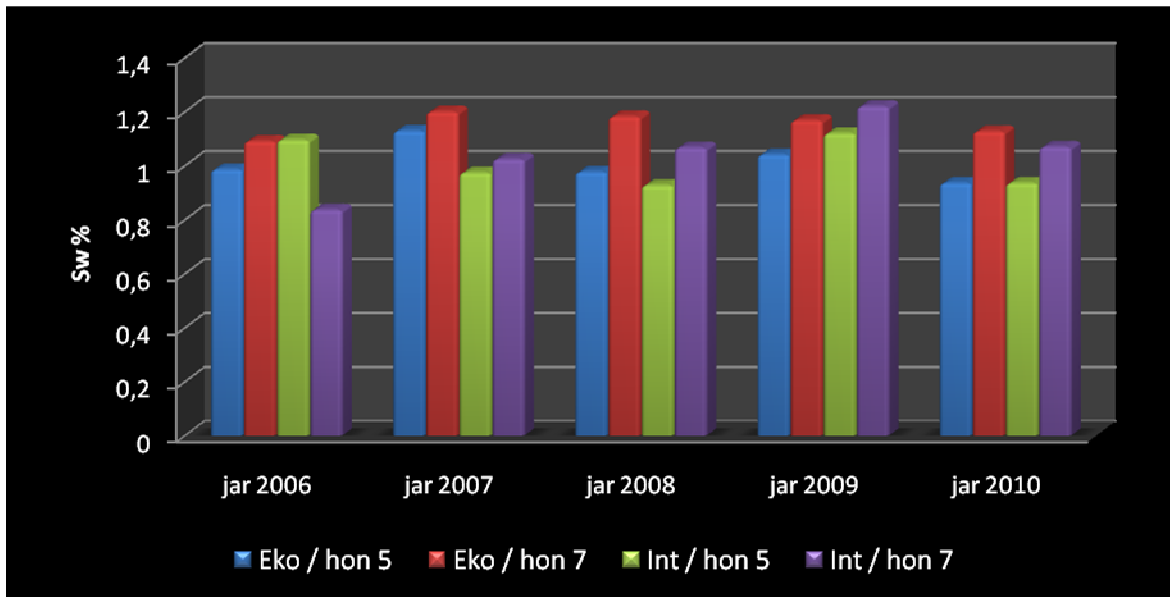


Graf 5. Priemerné hodnoty koeficient zraniteľnosti (K_v) vo variantoch pokusu.

Eko –ekologický systém, Int - Integrovaný systém.)

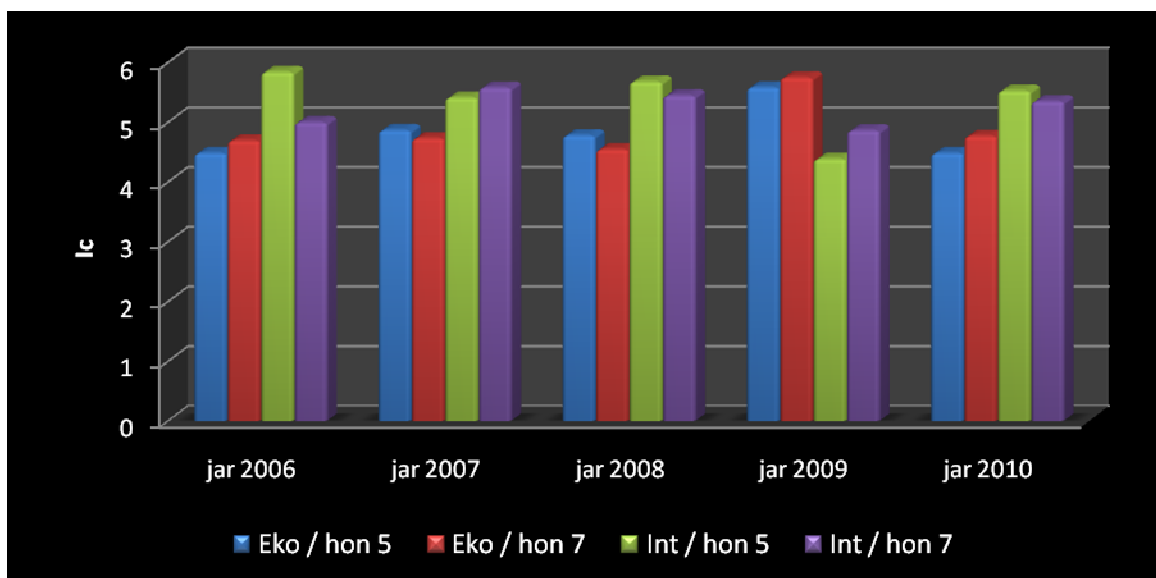
Zvyšujúca sa koncentrácia uhlíka priaznivo pôsobila na hodnoty indexu stability agregátov (S_w) (graf 6), pričom výraznejšie lepšie výsledky sa dosahovali na honoch 7 v oboch systémoch, v ktorých je pestrejší oševný postup. Pozorovali sme zvyšovanie

stability štruktúry po pestovaní hrachu siateho. Rovnako zlepšovanie stability štruktúry sme pozorovali po pestovaní kukurice siatej s aplikáciou 40 t maštalného hnoja.



Graf 6. Priemerné hodnoty indexu stability agregátov (S_w) vo variantoch pokusu. (Eko –ekologický systém, Int - Integrovaný systém)

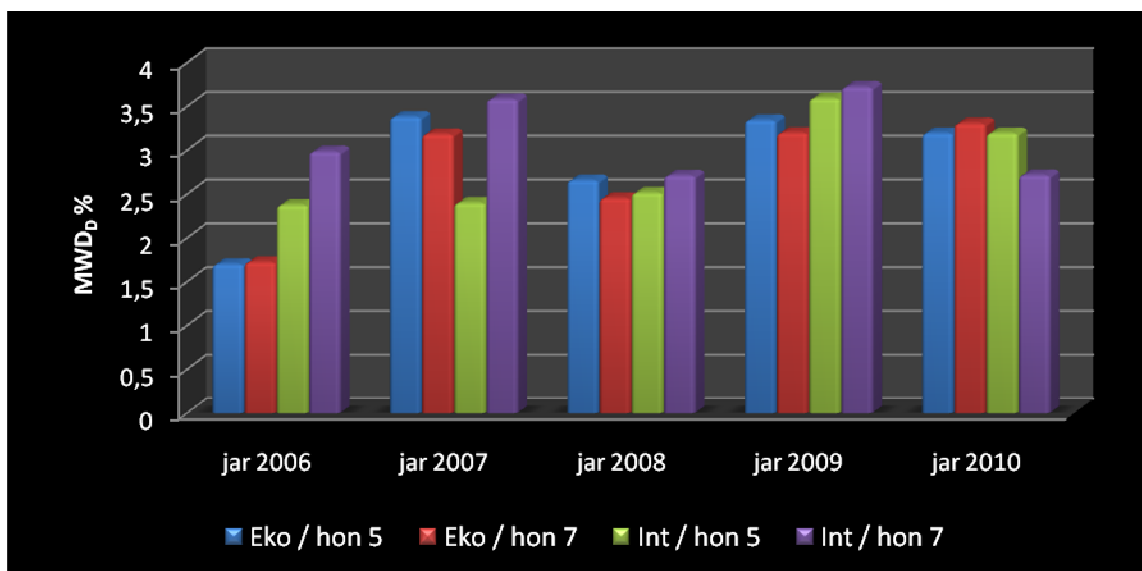
Index prísušku (I_c) je veľmi významný parameter pre vyhodnotenie pôdnej štruktúry. Hodnoty tohto parametra sú ovplyvnené obsahom organickej hmoty a zrnitosným zložením najmä prachovitých častíc a ílu. Pri tvorbe prísušku sa na povrchu pôdy vytvára vrstvička prachu a ílu, ktorá bráni aerácii a vstrebávaniu vody a zvyšuje sa riziko erózie. Výsledky indexu prísušku priaznivejšie hodnotíme v oboch honoch ekologického systému hospodárenia, ktoré boli priemerne o 11 % lepšie. Len na jar 2009 boli hodnoty indexu prísušku ekologického systému väčšie oproti integrovanému systému, čo môžeme vidieť v grafe 7.



Graf 7. Priemerné hodnoty index prísušku (I_c) vo variantoch pokusu.

(Eko – ekologický systém, Int - Integrovaný systém)

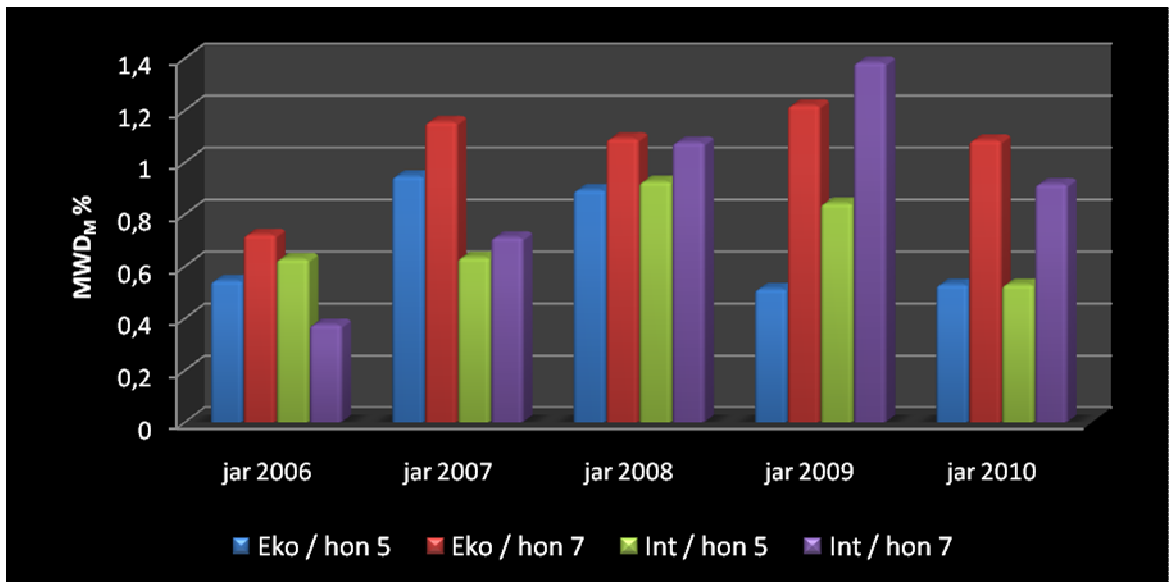
Ďalšími sledovanými parametrami sú stredný vážený priemer agregátov za sucha (MWD_D) a stredný vážený priemer agregátov za mokra (MWD_M). Pri MWD_D (graf 8.) sa neprejavovali výraznejšie rozdiely medzi systémami a ani honmi, skôr môžeme hovoriť o vplyve ročníka, pretože vo všetkých variantoch bola zaznamenaná klesajúca alebo stúpajúca tendencia tvorba pôdnych agregátov zhruba na rovnakej úrovni.



Graf 8. Priemerné hodnoty stredného váženého priemeru agregátov za sucha MWD_D .

(Eko – ekologický systém, Int - Integrovaný systém)

Rozdiely sme však zistili pri strednom váženom priemere agregátov za mokra. Tu sa dosahovali priaznivejšie výsledky v pestrejšom oševnom postupe na honoch s označením 7 ako je vidieť na grafe 9. Ako priaznivejšia nám vychádza ekologická sústava, ktorá bola lepšia skoro vo všetkých rokoch. Na jar 2009 vyšli najvyššie hodnoty v integrovanom systéme, po pestovaní kukurice s aplikáciou maštalného hnoja.



Graf 9. Priemerné hodnoty stredného váženého priemeru agregátov za mokra MWD_M . (Eko – ekologický systém, Int - Integrovaný systém)

Veľmi dôležité je sledovanie agregátovej dynamiky v priebehu roka ako sa udrží pôdna štruktúra do jesene, kedy je pôda zraniteľná pretože je bez vegetačnej pokrývky a je tu dobre viditeľný vplyv pestovanej plodiny na pôdnu štruktúru a odráža sa tu aj pestovateľská technológia – kultivačné práce v priebehu vegetácie. V našom prípade sme odobrali vzorky v jarnom a v jesennom období v roku 2007. Sledované boli všetky dôležité štruktúralne parametre. V tabuľke 2 je znázornenie zlepšenia alebo zhoršenia jesenných štruktúrnych vlastností oproti jarnému odberu.

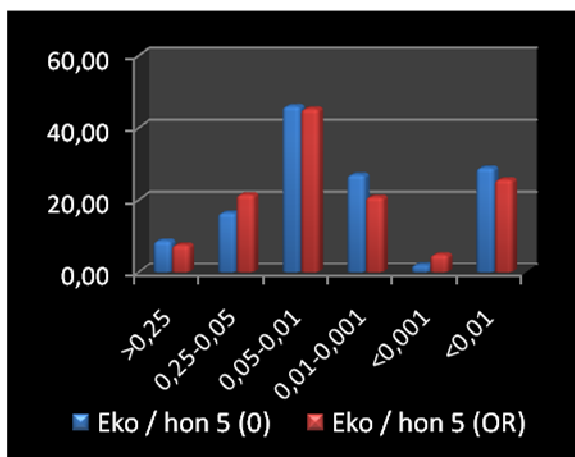
Tabuľka 2. Porovnanie sledovaných parametrov pôdnej štruktúry na jar a na jeseň v roku 2007

JAR 2007	MWD _D	MWD _M	K _v	S _w	S _t	I _c	C _{ox}
Eko / hon 5	3,381	0,947	3,571	1,129	1,576	4,869	1,127
Eko / hon 7	3,183	1,156	2,755	1,200	1,631	4,732	1,166
Int / hon 5	2,399	0,634	3,784	0,974	1,386	5,414	0,991
Int / hon 7	3,583	0,712	5,034	1,025	1,335	5,580	0,955
JESEŇ 2007	MWD _D	MWD _M	K _v	S _w	S _t	I _c	C _{ox}
Eko / hon 5	3,122	1,064	● 2,934	● 1,101	● 1,433	● 5,267	● 1,025
Eko / hon 7	3,912	0,536	● 7,298	● 1,010	● 1,457	● 5,196	● 1,042
Int / hon 5	3,543	1,350	● 2,625	● 1,179	● 1,457	● 5,196	● 1,042
Int / hon 7	3,422	0,885	● 3,868	● 1,087	● 1,570	● 4,883	● 1,123

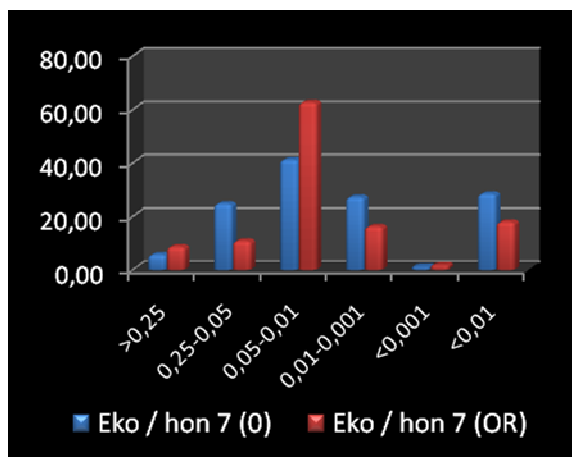
(● - zhoršenie sledovaného parametra, ● - zlepšenie sledovaného parametra)

(Eko – ekologický systém, Int - Integrovaný systém, MWD_D- stredný vážený priemer agregátov za sucha, MWD_M- stredný vážený priemer agregátov za mokra, K_v- koeficient zraniteľnosti pôdnej štruktúry, S_w- index stability agregátov, S_t- kritický obsah pôdnej organickej hmoty, I_c- index prísušku, C_{ox}- organický uhlík)

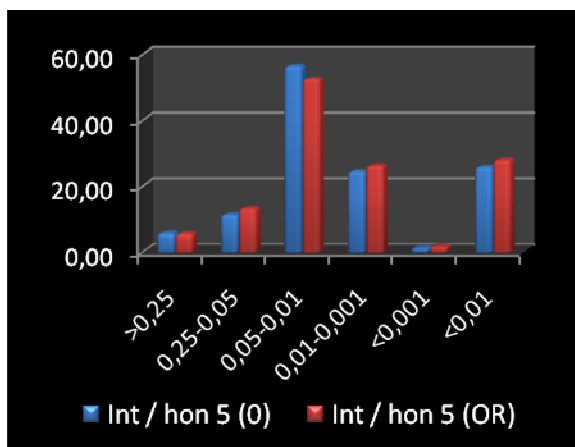
Pri koeficiente zraniteľnosti (K_v) v priebehu roka 2007 od jari do jesene došlo k zníženiu hladiny tohto parametra na oboch honoch integrovaného systému po kukurici satej a pšenice letnej, formy ozimnej, po ktorej boli trochu lepšie hodnoty. V prípade ekologického systému došlo k zlepšeniu len na hone 5 po pestovaní jačmeňa sateho, formy jarnej. Na hone 7 došlo po pestovaní kukurice satej k zhoršeniu tohto parametra. Rovnako došlo k zhoršeniu indexu stability (S_w) na tomto hone. Hon číslo 5 zaznamenal mierne zhoršenie štruktúrnosti. Čo sa týka integrovaného systému, môžeme ho hodnotiť ako priaznivejší, pretože index stability agregátov sa do jesene zlepšil, pričom výraznejšie na hone 5 po pestovaní kukurice satej. Kritický obsah pôdnej organickej hmoty (S_t) a rovnako aj index prísušku (I_c) sa zlepšili v integrovanom systéme pestovania. Pri vyhodnocovaní obsahu organického uhlíka (C_{ox}) môžeme konštatovať, že zvyšovanie nastalo len v integrovanom systéme. V obidvoch skúmaných systémoch bola v sledovanom roku pestovaná kukurica siata s aplikáciou 40 t.ha⁻¹ maštalného hnoja, avšak zvýšenie obsahu uhlíka nastalo len v integrovanom systéme. Po zhodnotení všetkých parametrov štruktúrnosti v priebehu agregátovej dynamiky jar – jeseň hodnotíme integrovaný systém ako lepší.



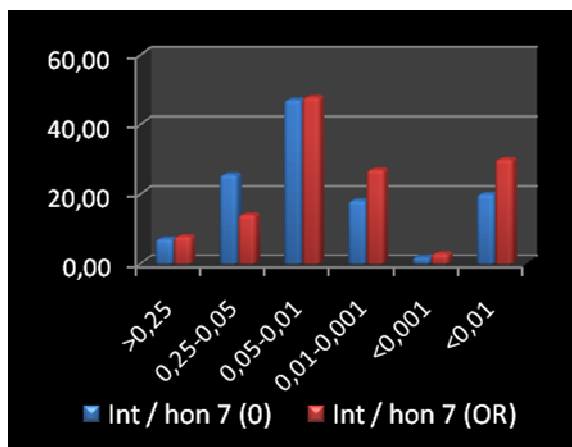
Graf 10. Zastúpenie frakcií mikroagregátov Eko - ekologický systém hon 5, hnojený variant (OR) a kontrola(0)



Graf 11. Zastúpenie frakcií mikroagregátov Eko- ekologický systém hon 7, hnojený variant (OR) a kontrola (0)



Graf 12. Zastúpenie frakcií mikroagregátov, Int - integrovaný systém hon 5, hnojený variant (OR) a kontrola(0)



Graf 13. Zastúpenie frakcií mikroagregátov, Int - integrovaný systém hon 7, hnojený variant (OR) a kontrola(0)

Percentuálne zastúpenie frakcií mikroagregátov sme skúmali na jar v roku 2010, kde sme stanovovali zastúpenie frakcií mikroagregátov: >0,25 mm, 0,25-0,05 mm, 0,05-0,01 mm, 0,01-0,001 mm, <0,001 mm, <0,01 mm. Porovnali sme variant hnojený a nehnojený, získané údaje sú znázornené grafmi 10 – 13. Vidieť vysoké zastúpenie mikroagregátov frakcie 0,05-0,01 mm vo všetkých variantoch. Priemerne vyššie bolo zastúpenie tejto frakcie v integrovanom systéme, ale najvyššia hodnota tejto frakcie sa zistila v ekologickom systéme na hone 7 v hnojenom variante. Druhou najpočetnejšou frakciou agregátov je frakcia 0,01 – 0,001 mm. Môžeme konštatovať, že hnojenie malo vplyv na zvyšovanie obsahu tejto frakcie len v integrovanom systéme, v ekologickom sa hnojením obsah tejto frakcie znižoval. Nárast mikroagregátov frakcie 0,25 – 0,05 mm bol

pozorovaný len na honoch 5 v oboch systémoch, v integrovanom systéme po hnojení nastal pokles.

5. Návrh na využitie výsledkov v praxi

Získané výsledky sú cennými, pretože pochádzajú z dlhodobého experimentu. Charakteristika pôdnej štruktúry prostredníctvom parametrov koeficientu zraniteľnosti pôdnej štruktúry, indexu stability pôdnej štruktúry, indexu tvorby prísušku a kritického obsahu pôdnej organickej hmoty je vo vzťahu k spôsobom hodnotenia pôdnej štruktúry novým prínosom. Doteraz sa robilo hodnotenie len podľa starších, či len domácich. Tieto parametre sú citlivejšími, než napríklad skôr používaný koeficient štruktúrnosti. Majú tiež svoje uplatnenie v rôznych ekosystémoch. Získané údaje sa začlenia do databázy údajov, ktoré charakterizujú obidve sústavy hospodárenia s ohľadom na ich vplyv na pôdu. Na túto prácu nadviažu práce zaoberajúce sa sequestráciou uhlíka, pretože tieto údaje sú pre ne východiskovými, nakoľko tvorba pôdnych agregátov je jedným z mechanizmov stabilizácie pôdnej organickej hmoty.

6. Závěry

Zo získaných výsledkov môžeme vyvodit' nasledovné závery:

- obsah organického uhlíka je vyšší v ekologickom systéme hospodárenia ako v integrovanom,

- makroagregáty nad $7 \cdot 10^{-3}$ m mali vyššie zastúpenie v integrovanom systéme,

- zastúpenie mikroagregátov $< 0,25$ mm bolo väčšie v ekologickom systéme, najviac na hone 7,

- v oboch systémoch hospodárenia môžeme hovorit' o priaznivej pôdnej štruktúre, pretože obsah vodoodolných agregátov bol viac ako 60 %, konkrétne v ekologickom systéme 67,44 % a v integrovanom systéme 61,57 %,

- najpriaznivejšia pôdna štruktúra za sledované obdobie bola na hone 7, ktorý sa vyznačoval vyšším podielom lucerny,

- na základe parametra index prísušku môžeme ako lepší hodnotit' ekologický systém hospodárenia,

- od jari do jesene došlo v integrovanom systéme hospodárenia k zlepšeniu pôdnej štruktúry na oboch honoch, kým ekologickom systéme bolo zaznamenané jej zhoršenie.

7. Zoznam použitej literatúry

1. BADALÍKOVÁ, B. - ČERVINKA, J. 2008. Zpracování půdy k cukrovce v souvislosti s pohybem humusu a tvorbou výnosů. In *Úroda*, roč. 56, 2008, č. 4, s. 65-68.
2. BADALÍKOVÁ, B. - POKORNÝ, E. - ČERVINKA, J. - ŠVEC, M. 2008 (a). Degradční změny v půdě vlivem antropogenního působení. In *Úroda*. roč. 56, 2008, č.12, s. 66-69.
3. BADALÍKOVÁ, B. - POKORNÝ, E. - ČERVINKA, J. 2008 (b). Hospodaření na půdě ovlivňuje její úrodnost. In *Farmář*, roč. 14, 2008, č.10, s. 18-21.
4. BAKŠIENĚ E., RAŽUKAS, A., NEDZINSKIENĚ, T.L. 2009. Effects of organic farming and crop rotations on crop productivity and nutrient amount in the soil. In *Agronomy Research*, roč. 7, 2009, šp.č. 1, s. 183–190.
5. BALESSENT, J. - CHENU, C. - BALABANE, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. In *Soil and Tillage Research*, roč. 53, 2000, č. 3-4, s. 215-230.
6. BARANČÍKOVÁ, G. - HALAS, J. - PUSTÁ, M. 2009. Zmeny v obsahu pôdneho organického uhlíka na vybranom území flyšového pásma. In *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy*. Bratislava: VÚPOP, 2009, 210 s., ISBN 978-80-89128-59-4
7. BARANČÍKOVÁ, G. 2005. Vývoj pôdnej organickej hmoty na vybraných pôdnych typoch trvalých trávnych porastov a orných pôd v priebehu monitoringu. In *Štvrté pôdoznalecké dni na Slovensku: Zborník referátov z vedeckej konferencie pôdoznalcov SR. Čingov* . Bratislava: VÚPOP, 2005, s. 7-14, ISBN 80-89128-18-1
8. BARTLOVÁ, J. - BADALÍKOVÁ, B. 2010. Vpliv obhospodarování půdy na změny ornice a podorničí. In *Úroda*, ročník 58, 2010, č. 9, s. 56-57.
9. BEDRNA, Z. 2002. Environmentálne pôdoznanectvo. Bratislava: Veda, 2002, s. 352, ISBN 80-224-0660-0
10. BEDRNA, Z. 2009. Starostlivosť o pôdu v záhrade. Bratislava: Veda, 2009 s. 249, ISBN 978-80-224-1087-8
11. BIELEK, P. 2004. Pôdy slovenska – HNEDOZEM. In *Pôdohospodársky poradenský systém* [online]. 2004. [cit.2011-02-02]. Dostupné na internete: <http://www.agroporadenstvo.sk/rv/poda/hnedozem.htm>

12. BIELEK, P. - JURČOVÁ, O. 2010. Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia poľnohospodárskych pôd. Bratislava, VÚPOP, 2010, 145 s., ISBN 978-80-89128-80-8
13. BIELEK, P. 2007. Uhlík v pôde a jeho interakcie v prírode. In *Funkcia uhlíka v pôde pri ochrane pôdy a produkcií biomasy. Zborník referátov a diskusných príspevkov z vedeckej rozpravy XXX. valného zhromaždenia členov Slov. akadémie pôdohospodárskych vied*, Nitra: Sapr, č. 56, 2007, s. 75, ISBN 978-80-89162-29-1
14. BIELEK, P. 2010. Pôda ako princíp rovnováhy a stability prírody. In *HRAŠKO, J. (eds.) Naša pôda naša istota : vydané pri príležitosti 50. výročia od založenia Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave*. Bratislava : VUPOP, 2010, 54 s. ISBN 978-80-89128-71-6
15. BIELEK, P.- ŠURINA, B. - ILAVSKÁ, B. - VILČEK, J. 1998. Naše pôdy (poľnohospodárske). Bratislava: Výskumný ústav pôdnej úrodnosti, 1998, 80 s., ISBN 80-85361-42-6
16. BLAAS, G. - BIELEK, P. - BOŽÍK, M. 2010. Pôda a poľnohospodárstvo : úvahy o budúcnosti. Bratislava : VÚPOP, 2010, s. 36, ISBN 978-80-89128-63-1
17. BOBKOVÁ, A. 2005. Bilancia živín v integrovanom a ekologickom systéme hospodárenia na pôde. Dizertačná práca. Nitra, SPU, 2005. 133 s.
18. BUCZKO, U. - BENS, O. 2006. Assessing soil hydrophobicity and its variability through the soil profile using two different methods. In *Soil Science Society of America Journal*. roč. 70, 2006, s. 718–727.
19. BUJNOVSKÝ, R. - BALKOVIČ, J. - BARANČÍKOVÁ, G., -MAKOVNÍKOVÁ, J. - VILČEK, J. 2009. Hodnotenie a oceňovanie ekologických funkcií poľnohospodárskych pôd. Bratislava: VÚPOP, 2009, 71 s., ISBN 978-80-89128-56-3
20. BUJNOVSKÝ, R. - VILČEK, J. 2008. Ekologické funkcie pôdy – ich spoločenský význam a hodnota. In *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy*, č. 30, 2008, s. 5-11, ISBN 978-80-89128-51-8
21. BUJNOVSKÝ, R. 2005. Ochrana pôdy pred degradáciou a jej celospoločenské a globálne aspekty. In *Štvrté pôdoznanecské dni na Slovensku: Zborník referátov z vedeckej konferencie pôdoznanecov SR. Čingov* . Bratislava : VÚPOP, 2005, s. 53-59, ISBN 80-89128-18-1
22. CARUSO, T. - BARTO, K.E. - SIDDIKY, R.K. - SMIGELSKI, J. - RILLIG, M.C. 2010. Are power laws that estimate fractal dimension a good descriptor of soil structure

and its link to soil biological properties? In *Soil Biology and Biochemistry*, roč. 43, 2010, č. 2, s. 359-366.

23. COLEMAN, D. C. - CROSSLEY, D.A., JR. 1996, Fundamentals of soil ecology. In *San Diego Academic Press*, 1996, s. 205, ISBN 0-12-179725-2

24. CONNOLLY, R. D. 1998. Modelling effects of soil structure on the water balance of soil-crop systems: a review. In *Soil and Tillage Research*, roč. 48, 1998, č. 1-2, s. 1-19.

25. DEMO, M. - BIELEK, P. - HÚSKA, D. - JUREKOVÁ, Z. - KOSTREJ, A. - HRAŠKA, Š. - ANTAL, J. - CAGÁŇ, Ľ. - REHÁK, Š. - DLOUHÝ, J. 2000. Regulačné technológie v produkčnom procese poľnohospodárskych plodín. Nitra, 2000, 667 s., ISBN 80-7137-732-5

26. DEMO, M. - BÍZIK, J. - BOHÁČ, J. - BRÁNYIKOVÁ I. - ČERNUŠKO, K. - KOLLÁR, B. - KULICH, J. - MICHALÍKOVÁ, A. - PÁLTIK, J. - STREĎANSKÝ, J. 1991. Ekologické zásady hospodárenia na pôde. Nitra: SPU, 1991, 224 s., ISBN 80-7137-009-6

27. EFTIMOVÁ, J. 2008. Integrovaná ochrana viniča hroznového (*Vitis vinifera*) vo vinohradníckej oblasti Tokaj. In *Agrochémia*, roč. 12, 2008, č.1, s. 20-25.

28. FARAGE, P.K. - ARDÖ, J. - OLSSON, L. - RIENZI, E.A. - BALL, A.S. - PRETTY, J.N. 2007. The potential for soil carbon sequestration in three tropical dryland farming systems of Africa and Latin America: A modelling approach. In *Soil and Tillage Research*, roč. 94, 2007, č. 2, s. 457-472.

29. FIALA, K. - KRHOVJÁKOVÁ, J. 2009. Metodické postupy a zásady vyhodnocování chemických parametrů půd pod trvalými travními porosty. 2009, Rapotín: Agrovýzkum Rapotín, 2009, 56 s., ISBN 978-80-87144-13-8

30. FULAJTÁR, E. - KIKUC, M. - VRTALÍKOVÁ, M. - KOŠTIALIKOVÁ, V. - ŠUSTYKOVIČOVÁ, O. - ČUMAKOVÁ, T. - JANIŠOVÁ, J. 1973. Agrofyzikálna charakteristika poľnohospodárskych pôd SSR. Bratislava: VÚPVR, 1973, 55 s.

31. FULAJTÁR, E. 1986. Fyzikálne vlastnosti pôd Slovenska, ich úprava a využitie, Bratislava: VEDA, 1986, 155 s.

32. FULAJTÁR, E. 2006. Fyzikálne vlastnosti pôdy. Bratislava: VÚPOP, 2006 s. 142, ISBN 80-89128-20-3

33. GAJIC, B. - DUGALIC, G. - DJUROVIC. N. 2006. Comparison of soil organic matter content, aggregate composition and water stability of gleyic fluvisol from adjacent forest and cultivated areas. In *Agronomy Research*, roč. 4, 2006, č. 2, s. 499-508.

34. GREEN, V.S. - CAVIGELLI, M.A. - DAO, T.H. - FLANAGAN, D.C. 2005. Soil physical properties and aggregate - associated C, N and P distribution in organic and conventional cropping systems. In *Soil Science*. roč. 170, 2005, č.10, s. 822-831.
35. HANES, J. - MUCHA, V. - SISÁK, P. - SLOVÍK, P. - ZAUJEC, A. - CHLPÍK, J. - LIBANT V. 1993. Parametre úrodnosti hnedozeme a ich zmeny vplyvom rôznych sústav hospodárenia. Nitra: VŠP, 1993, 38 s.
36. HANES, J. - MUCHA, V. - SISÁK, P. - ZAUJEC, A. 1994. Optimalizácia pôdnych vlastnosti hnedozeme v závislosti od poľnohospodárskych sústav. Nitra: VŠP, 1994, 31 s.
37. HELGASON, B.L. - WALLEY, F.L. - GERMIDA, J.J. 2010 No-till soil management increases microbial biomass and alters community profiles in soil aggregates. In *Applied Soil Ecology*, roč 46, 2010, č. 3, s. 390-397.
38. HENIN, S.- GRAS, R.- JUNGERIUS, P. D. 1969. *Le profil cultural: L'état psysique du so let ses consequences agronomiques*. Paris: Masson, 1969.
39. HORÁČEK, J. - LEDVINA, R. - ČECHOVÁ, V. - ŠABATKOVÁ, O. - KOPEČNÁ, J. - HŘEBEČKOVÁ, J. 2005. Změny organické hmoty při půdoochranném zpracování kambizemě. In *Štvrté pôdoznalecké dni na Slovensku: Zborník referátov z vedeckej konferencie pôdoznalcov SR. Čingov*. Bratislava: VÚPOP, 2005, s. 155-160, ISBN 80-89128-18-1
40. HORN, R. - TAUBNER, H. - WUTTKE, M. - BAUMGARTL, T. 1994 Soil physical properties related to soil structure, In *Soil and Tillage Research*, roč. 30, 1994, č. 2-4, s. 187-216.
41. HOUŠKOVÁ, B. 2000. Použitie pedotransférových funkcií na výpočet hydrofyzikálnych charakteristík pôdy. Bratislava: VÚPOP, 2000, 72 s., ISBN 80-85361-81-7
42. HRAŠKO, J. - ČERVENKA, L. - FACEK, Z. - KOMÁR, J. - NĚMEČEK, J. - POSPÍŠIL, F. - SIROVÝ, V. 1962. *Rozbory pôd*. Bratislava: SVPL. 335 p.
43. HRAŠKO, J. - BEDRNA, Z. 1988. Aplikované pôdoznanectvo. Bratislava: Príroda, 1988, 475 s.
44. HRAŠKO, J. - JAMBOR, P. 1996. Dokumenty o pôde. Bratislava: Výskumný ústav pôdnej úrodnosti, 1996, s. 47, ISBN 80-85361-18-3
45. HRAŠKO, J. - KOPČANOVÁ L. - Gábriš, L. 1990. Biológia a fyzika pôdy, jej úrodnosť a ochrana. Nitra, 1990, 160 s.

46. HRNČIAROVÁ, T. 2001. Ekologická optimalizácia poľnohospodárskej krajiny (modelové územie Dolná Malanta). Bratislava: VEDA, 2001, s. 133, ISBN 20-224-0664-3
47. HRTÁNEK, B. 1982. Pôdno-ekologická charakteristika modelového územia Dolná Malanta, Banská Bystrica: VÚPVR-VS, 1982, 30 s.
48. HŮLA, J. - PROCHÁZKOVÁ, B. - KOVAŘÍČEK, P. - MAYER, V. - BADALÍKOVÁ, B. - HRUBÝ, J. - POKORNÝ, R. - PROCHÁZKA, J. - ROTREKL, J. - DOVRTĚL, J. - JAVŮREK, M. - DRYŠLOVÁ, T. - KŘEN, J. - NEUDERT, L. - WINKLER, J. - HORÁČEK, J. - STACH, J. - KUMHÁLA, F. - VAŇOVÁ, M. 2002. Vliv minimalizačních a půdoochranných technologií na plodiny, půdní prostředí a ekonomiku. In *Zemědělské informace*, č. 3, 2002, s. 103, ISBN 80-7271-106-7
49. CHLPÍK, J. - ZAUJEC, A. - SZOMBATHOVÁ, N. - TOBIAŠOVÁ, E. 2003. Fyzikálne a hydrofyzikálne vlastnosti černoze a hnedozemí Podunajskej nížiny. In *Funkcia energetickej a vodnej bilancie v bioklimatologických systémoch - Bioklimatologické pracovné dni 2003. Račková dolina 2003*, ISBN 80-8069-244-0
50. ILUMÄE, E. - AKK, E. - HANSSON, A. - KASTANJE, V. 2009. Changes the content of organic matter in soil during the whole cycle of crop rotation, In *Agronomy Research*, roč. 7, 2009, č.1, s 263–268.
51. JAVOREKOVÁ, S. 2008. Biologická charakteristika pôdných typov černoze a hnedozem. In *Agrochémia*, roč.12, 2008, č.3., 18-22 s.
52. JONES, R.J.A. - HIEDERER, R. - RUSCO, E. - LOVELAND, P.J. - MONTANARELLA, L. (2004). The map of organic carbon in topsoils in Europe, Version 1.2, September 2003: Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.72 (S.P.I.04.72). European Soil Bureau Research Report No.17, EUR 21209 EN, 26pp. and 1 map in ISO B1 format. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg
53. KARUNATILAKE, U.P. - VAN ES, H.M. 2002. Rainfall and tillage effects on soil structure after alfalfa conversion to maize on a clay loam soil in New York, In *Soil and Tillage Research*, roč. 67, 2002, č. 2, s. 135-146.
54. KAY, B.D. - VANDENBYGAART, A.J. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. In *Soil and Tillage Research*, roč. 66, 2002, č. 2, s. 107-118.
55. KOBZA, J. - BARANČÍKOVÁ, G. - DODOK, R. - HRIVŇÁKOVÁ, K. - MAKOVNÍKOVÁ, J. - MALIŠ, J. - PÁLKA, B. - STYK, J. - ŠIRÁŇ, M. 2010. Monitoring pôd Slovenska : (venované 50. výročiu založenia ústavu) Bratislava: VÚPOP, 2010, s. 39, ISBN 978-80-89128-73-0

56. KOBZA, J. 2003. Textúrne diferencované pôdy ako indikátor antropogénnej záťaže v podmienkach Slovenska. Bratislava: VÚPOP, 2003, s. 143, ISBN 80-89128-08-4
57. KOTOROVÁ, D. - ŠOLTÝSOVÁ, B. - MATI, R. 2005. Pôdoochranné technológie vo vzťahu k fyzikálnym vlastnostiam pôdy. In *Štvrté pôdoznalecké dni na Slovensku: Zborník referátov z vedeckej konferencie pôdoznalcov SR. Čingov*. Bratislava: VÚPOP, 2005, s. 184-188, ISBN: 80-89128-18-1
58. KOTOROVÁ, D. 2008. Fyzikálne vlastnosti ťažkých pôd pri pôdoochranných opatreniach. In *Naše pole*, roč. 12, 2008, č.8.
59. KOVÁČ, K. - KUCHAROVIC, A. 2008. Vplyv osevných postupov a hnojenia na obsah a bilanciu uhlíka v pôde. In *Agrochemia*, roč. 12, 2008, č.4, s. 8-13.
60. KOVÁČ, K. - KUCHAROVIČ, A. - MACÁK, M. 2007. Modifikované poľnohospodárske výrobné postupy a ich vplyv na obsah uhlíka v pôde a produkciu biomasy. In *Funkcia uhlíka v pôde pri ochrane pôdy a produkcií biomasy. Zborník referátov a diskusných príspevkov z vedeckej rozpravy XXX. valného zhromaždenia členov Slov. akadémie pôdohospodárskych vied*, Nitra: Sapr, 2007 č. 56, 75 s. ISBN 978-80-89162-29-1
61. KOVÁČ, K. - MACÁK, M. 2007. Ekologické pestovanie rastlín. Nitra: SPU, 2007, s. 160., ISBN 978-80-8069-921-5
62. KOVÁČ, K. 2008. Znižovanie deficitu organickej hmoty v pôde. In *Naše pole*. roč. 12, 2008, č. 10.
63. KOVÁČIK, P. 2007. Výživa a úroveň hnojenia rastlín (stručne). Ústav vedeckotechnických informácií pre pôdohospodárstvo, Nitra, 2007, s. 96, ISBN 978-80-89088-59-1
64. KUBÁT, J. 2008. Hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orné půdě. In *Úroda*, 2008, č.10, s. 58-61.
65. KUBÍK, Ľ. - NOZDROVICKÝ, L. 2004. Fraktálna analýza ako nástroj pre hodnotenie účinkov technogénnych činiteľov pri spracovaní, SPU, 2004, 152 s. ISBN 80-8069-358-7
66. KUKAN, P. - JOBBÁGY, J. 2007. Skúmanie variability pôdnej reakcie a obsahu humusu v pôde. In *Acta technologica agriculturae*, 2007, č.2, s. 50-56.
67. LACKO-BARTOŠOVÁ, M. - ADAMOVIC, J. - CAGÁŇ, Ľ. - DOMIN, J. - FRANČÁKOVÁ, H. - KOPČANOVÁ, Ľ. - KOVÁČIK, P. - LOŽEK, O. - MUDROCH, J. - PAČUTA, V. - ROHÁČIK T. - STEHLO P. - ŠTEVLÍKOVÁ T. 1995. Ekologické poľnohospodárstvo. Nitra: SPU, 1995, 174 s. ISBN 80-967357-0-5

68. LACKO-BARTOŠOVÁ, M. - CAGÁŇ, Ľ. - ČUBOŇ, J. - KOVÁČ, K. - KOVÁČIK, P. - MACÁK, M. - MOUDRÝ, J. - SABO, P. 2005. Udržateľné a ekologické poľnohospodárstvo. Nitra: SPU, 2005, 575 s., ISBN 80-8069-556-3
69. LADO, M. - PAZ, A. - BEN-HUR, M. 2004. Organic matter and aggregate size interactions in infiltration, seal formation, and soil loss, In *Soil Science Society of America Journal*, roč. 68, 2004, č. 3, s. 935-942.
70. LAL, R. - SHUKLA, M.K. 2004. *Principles of soils physics*. New York: Marcel Dekker, 2004
71. LEINWEBER, P. - JANDL, G. - BAUM, CH. - ECKHARDT, K. - KANDELER, E. 2008. Stability and composition of soil organic matter control respiration and soil enzyme activities, In *Soil Biology and Biochemistry*, roč. 40, 2008, č. 6, s. 1496-1505.
72. LÓPEZ-FANDO, C. - PARDO, M.T. 2011. Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid region, In *Soil and Tillage Research*, roč. 111, 2011, č. 2, s. 224-230.
73. LOŠÁK, T. - KOTVAS, F. - ČERMÁK, P. - HLUŠEK, J. Půdní kyselost a nápravné opatření vápněním ve SR a ČR. In *Agrochémia*, roč. 12, 2008, č. 1, s. 3-6.
74. LOŠÁKOVÁ, J. 2008. Používání minerálních hnojiv v koncepci udržitelného rozvoje. In *Úroda*, 2008, č. 7, s. 62-65.
75. LOVELAND, P. - WEBB, J. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. In *Soil and Tillage Research*, roč. 70, 2003, č. 1, s. 1-8.
76. MAJUMDER, B. - KUZYAKOV Y. 2010. Effect of fertilization on decomposition of ¹⁴C labelled plant residues and their incorporation into soil aggregates. In *Soil and Tillage Research*, roč. 109, 2010, č. 2, s. 94-102.
77. MARTINS, T. - SAAB, S.C. - MILORI, D.M.B.P. - BRINATTI, A.M. - ROSA, J.A. - CASSARO, F.A.M. - PIRES, L.F. 2011. Soil organic matter humification under different tillage managements evaluated by Laser Induced Fluorescence (LIF) and C/N ratio. In *Soil and Tillage Research*, roč. 111, 2011, č. 2, s. 231-235.
78. NICHOLS, K. A. - TORO, M. 2011 A whole soil stability index (WSSI) for evaluating soil aggregation. In *Soil and Tillage Research*, roč. 111, 2011, č. 2, s. 99-104.
79. ORSÁGOVÁ, K. - NOZDROVICKÝ, L. 2007. Vplyv rôznych spôsobov obrábania na chemické vlastnosti pôdy. Nitra: SPU, 2007, 128 s., ISBN 978-80-8069-988-8
80. PIERI, C. 1991. Fertility of soils: A future for farming in the West African savanah. Berlin, Springer-Verlag, 1991.

81. PLANTE, A.F. - FENG, Y. - MCGILL, W.B., 2002. A modeling approach to quantifying soil macroaggregate dynamics. In *Canadian Journal of Soil Science*, roč. 82, s. 181–190.
82. PLANTE, A.F. - FERNÁNDEZ, J.M. - HADDIX M.L. - STEINWEG, J.M. - CONANT, R.T. 2011. Biological, chemical and thermal indices of soil organic matter stability in four grassland soils. In *Soil Biology and Biochemistry*, roč. 43, 2011, č. 5, s. 1051-1058, ISSN 0038-0717
83. POSPÍŠILOVÁ, L. - FASUROVÁ, N. - LAŠTINCOVÁ, J. 2008. Chemické a optické vlastnosti půdní organické hmoty v průběhu dlouhodobého experimentu. In *Agrochemia*, roč. 12, 2008, č.1, s. 16-19.
84. REHÁK, Š. - JÁNSKY, L. 2000. Fyzika pôdy. I, Základné fyzikálne vlastnosti pôdy, Bratislava: UK, 2000, 105 s. ISBN 80-223-1544-3ň
85. ROGER-ESTRADE, J. - RICHARDB, G. - CANEILLC, J. - BOIZARDB, H. - COQUETD, Y. - DEFOSSEZB, P. - MANICHONE, H. 2004. Morphological characterisation of soil structure in tilled fields: from a diagnosis method to the modelling of structural changes over time. In *Soil and Tillage Research*, roč. 79, 2004, č. 1, s. 33-49.
86. SHAOSHAN, A. - MENTLER, A. - MAYER, H. - BLUM, W. E. H. 2010. Soil aggregation, aggregate stability, organic carbon and nitrogen in different soil aggregate fractions under forest and shrub vegetation on the Loess Plateau, China. In *Catena*, roč. 81, 2010, č. 3, s. 226-233.
87. SCHLOSSEROVÁ, J. 2008. Přípravky na ochranu rastlín v ekologickom poľnohospodárstve. In *Naše pole*, roč. 12, 2008, č. 7, s. 28-29.
88. SIX, J. - BOSSUYT, H. - DEGRYZE, S. - DENEFF, K. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. In *Soil and Tillage Research*, roč. 79, 2004, č. 1, s. 7-31.
89. SMATANA, J. - CÍGLAR, J. - TÝR, Š. 2001. Obrábanie pôdy. Nitra: SPU, 2001, 125 s., ISBN 80-7137-825-9
90. SOBOCKÁ, J. - DODOK, R. - HRÍBIK, J. - FULAJTÁR, E. - TAKÁČ, J. - TARASOVIČOVÁ, Z. 2010. Návrh adaptačných opatrení na pôde pre zmiernenie účinkov klimatickej. Bratislava : VÚPOP, 2010, 63 s. ISBN 978-80-89128-64-8
91. SOMBRERO, A. - AVELINO DE BENITO. 2010. Carbon accumulation in soil. Ten-year study of conservation tillage and crop rotation in a semi-arid area of Castile-Leon, Spain. In *Soil and Tillage Research*, roč. 107, 2010, č. 2, s. 64-70.

92. SOTÁKOVÁ, S. 1982. Organická hmota a úrodnosť pôdy. Bratislava: Príroda, 1982, 234 s.
93. SZOMBATHOVÁ, N. - CHLPÍK, J. - NÁDAŠSKÝ, J. - NOSKOVIČ, J. 2005. Morfológická charakteristika a fyzikálne vlastnosti pôdných typov prírodnej rezervácie Žitavský lúh. In *Acta fytotechnica et zootechnica*, roč. 8, 2005, č.2 s. 41-48.
94. SZOMBATHOVÁ, N. 2010. Chemické a fyzikálno-chemické vlastnosti humusových látok pôd ako ukazovateľ antropogénnych zmien v ekosystémoch (lokalita Báb a Dolná Malanta). Nitra: SPU, 2010, 96 s., ISBN 978-80-552-0329-4
95. ŠIMANSKÝ, V. - TOBIAŠOVÁ, E. - CHLPÍK, J. 2006. Influence of tillage system and fertilization on soil structure stability and chemical properties of Haplic Luvisol. In *Acta fytotechnica et zootechnica*, roč. 9, 2006, č.3 s. 75-80.
96. ŠOLTYSOVÁ, B. - DANILOVIČ, M. 2007. Zmeny obsahu a kvality humusu v závislosti od rozdielneho obrábania pôdy. In *Agriculture*, roč. 53, 2007, č. 3, s. 132-140.
97. ŠOLTYSOVÁ, B. - KOTOROVÁ, D. - MATI, R. 2005. Pôdoochranné technológie vo vzťahu k obsahu a kvalite pôdneho humusu. In *Štvrté pôdoznalecké dni na Slovensku: Zborník referátov z vedeckej konferencie pôdoznalcov SR. Čingov*. Bratislava: VÚPOP, 2005, s. 334-339, ISBN 80-89128-18-1
98. TOBIAŠOVÁ, E. - ŠIMANSKÝ, V. 2010. Pôdna štruktúra v pestovateľskom systéme repy cukrovej. In *Listy cukrovarnícké a řepařské*, 2010. roč. 126, č.12, s. 432-434.
99. TOMÁŠ, J. - HRONEC, O. - TÓTH, T. - ANDREJOVSKÝ, P. - ADAMIŠIN, P. - LAZOR, P. - DAŇOVÁ, M. - DUŠECINOVÁ A. 2007. Poškodzovanie pôd a rastlín ľudskými činnosťami. Nitra : SPU, 2007, 110 s., ISBN 978-80-8069-902-4
100. TSCHAKERT, P. - KHOUMA, M. - SÉNE, M. 2004. Biophysical potential for soil carbon sequestration in agricultural systems of the Old Peanut Basin of Senegal, In *Journal of Arid Environments*, roč. 59, 2004, č. 3, s. 511-533.
101. ŤURIN, I. V. 1966. K metodike analiza de ja sravnitel'nogo izučenja sostava počvennogo peregnoja ili gumusa. In *Voprosy genezisa i plodorodija počv*. Moskva: Nauka, 1966.
102. VALTÝNIOVÁ, S. 2010. Ekologické zemědělství z pohledu bilance živin a organické hmoty. In *Úroda 2010*, ročník 58, č. 11, s. 64-66.
103. VALLA M.– KOZÁK J.– ONDRÁČEK V. 2000. Vulnerability of aggregates separated from selected anthrosols developed on reclaimed dumpsites. In *Rostl. Vyr.*, 46, 2000, s. 563-568.

104. VILČEK, J. - BUJNOVSKÝ, R. - KOCO, Š. 2010. Index environmentálneho potenciálu poľnohospodárskych pôd, Bratislava: VÚPOP, 2010, 44 s. ISBN 978-80-89128-70-9
105. VILČEK, J. - HRONEC, O. - BEDRNA, Z. 2005. Environmentálna pedológia. Nitra: SPU, 2005, 298 s., ISBN 80-8069-501-6
106. ZÁKON č. 189/2009 Z. z. o ekologickej poľnohospodárskej výrobe
107. ZAUJEC, A. – ŠIMANSKÝ, V. 2006. Vplyv biostimulátorov rozkladu rastlinných zvyškov na pôdnu štruktúru a organickú hmotu pôdy. Nitra: SPU, 2006, 112 s., ISBN 80-8069-779-5
108. ŽÁK, Š. - KOVÁČ, K. - KLIMEKOVÁ, M. 2005. Dynamika zmien koeficienta štruktúrnosti pôdy vplyvom systémov hospodárenia. . In *Štvrté pôdoznalecké dni na Slovensku: Zborník referátov z vedeckej konferencie pôdozncov SR. Čingov* . Bratislava: VÚPOP, 2005, s. 425-431, ISBN 80-89128-18-1