

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

1131735

**ZMENY V CHEMICKÝCH VLASTNOSTIACH ČERNOZEME  
V DÔSLEDKU OBHOSPODAROVANIA**

**2011**

**Barbora Ďurišová**

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

**ZMENY V CHEMICKÝCH VLASTNOSTIACH ČERNOZEME  
V DÔSLEDKU OBHOSPODAROVANIA**

**Bakalárska práca**

Študijný program: manažment rastlinnej výroby  
Študijný odbor: 4173700 rastlinná produkcia  
Školiace pracovisko: Katedra pedológie a geológie  
Školiteľ: doc. Ing. Erika Tobiašová, PhD.

**Nitra 2011**

**Barbora Ďurišová**

## Čestné vyhlásenie

Podpísana Barbora Ďurišová týmto vyhlasujem, že bakalársku prácu na tému „Zmeny v chemických vlastnostiach černoze v dôsledku obhospodarovania” som vypracovala samostatne s použitím uvedenej literatúry.

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

V Nitre .....

.....

Podpis

## **Pod'akovanie**

Touto cestou by som sa chcela pod'akovať vedúcej bakalárskej práce doc. Ing. Erike Tobiášovej, PhD. za pomoc, metodické a odborné vedenie pri spracovaní predkladanej práce.

## Abstrakt

Práca sa zameriava na posúdenie zmien v chemických vlastnostiach černoze v dôsledku obhospodarovania. Práca bola riešená v rámci projektu VEGA 1/0092/08, riešeného Katedrou pedológie a geológie. Do práce boli zahrnuté štyri ekosystémy lesný, lúčny, urbánny ekosystém a agroekosystém so štyrmi honmi, na ktorých boli zaradené rozličné plodiny. Cieľom tejto práce bolo posúdenie rozdielov v chemických vlastnostiach černoze s ohľadom na ekosystém, na vstupy organickej hmoty na jednotlivých honoch a posúdenie intenzity vplyvu človeka na chemické vlastnosti černoze. Najvyšší obsah organického uhlíka a teda aj pôdnej organickej hmoty bol v lesnom ekosystéme, potom v lúčnom, agroekosystéme a najnižší v urbánnom ekosystéme. Medzi lúčnym ekosystémom a agroekosystémom sme zaznamenali minimálny rozdiel, čo poukazuje na dobré hospodárenie na pôde. Najnižšia stabilita organických látok bola v lesnom ekosystéme a najvyššia v agroekosystéme. Parametre sorpčného komplexu poukazujú na najmenej priaznivý stav v agroekosystéme. Ani na jednom z honov nebola zaznamenaná negatívna bilancia organického uhlíka, pričom na väčšine bola výrazne nad  $8 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Najvyšší obsah uhlíka bol zaznamenaný na hone s niekoľkoročným pestovaním lucerny, čo poukazuje nielen na vyššie vstupy organických látok do pôdy, ale aj zníženie jeho biologických a fyzikálnych strát. Na tomto hone zároveň dochádzalo aj k pútaniu dusíka cestou fixácie bôbových rastlín, čoho dôkazom je aj najužší pomer C:N a najvyššie hodnoty farebných koeficientov humusových látok a humínových kyselín, čo tiež indikuje prítomnosť labilnejších foriem uhlíka a dusíka. Na hone s najvyššími vstupmi organických látok bola zaznamenaná aj najvyššia hydrolytická kyslosť a najnižšia nasýtenosť sorpčného komplexu bázičnými kationmi, čo je tiež dôkazom vyššej intenzity transformačných procesov organických látok. Vplyv hospodárenia sa na černozei tejto lokality síce prejavil, nemožno tento spôsob využívania pôdy považovať za negatívne pôsobiaci. Nedochádza pri ňom momentálne k úbytku pôdnej organickej hmoty, čo je hlavným faktorom determinujúcim takmer všetky vlastnosti pôdy.

**Kľúčové slová:** černoze, ekosystém, pôdna organická hmota, pôdna reakcia, sorpčný komplex,

## Abstract

The work aims to assessment changes in chemical properties of Haplic Chernozems with regard on management systems. The work supported by the project VEGA 1/0092/08, solved by the Department of Pedology and Geology. To work consist of four ecosystems - forest, meadow, urban ecosystems and agro-ecosystem with four plots, which represented by different crops. The aim of this study was to assess differences in the chemical properties of Haplic Chernozems with respect to ecosystem, inputs of organic matter in individual plots and intensity of human influence on the chemical properties of soils. The highest organic carbon content and also soil organic matter was in the forest ecosystem, then the medow ecosystem, agro-ecosystems and the lowest in the urban ecosystem. Between meadow ecosystems and agro-ecosystems, we noticed minimal differences, which indicating a good management system. The lowest stability of organic matter was in the forest ecosystem and the highest in the agro-ecosystem. Parameters of soil colloid complex show on least favourable conditions in agro-ecosystems. Negative balance of organic carbon was not recorded on plots, while in the majority was over 8 t C.  $\text{ha}^{-1}$ . The highest carbon content was recorded on plot with alfalfa cropping more years, which shows not only to higher inputs of organic matter in soil, but also reduction of biological and physical losses. In this plot, there was also nitrogen fixation by legume plants, which proof is the narrowest C: N ratio and the highest value humus substances and humic acids optical parameters, which also indicates the presence more labile forms of carbon and nitrogen. On plot with the highest input of organic matter was also recorded the highest hydrolytic acidity and the lowest saturation of soil colloid complex by base cations, which is also proof of higher intensity of organic matter transformation processes. Influence of management system on Haplic Chernozems was not recorded, which is not negative influence. At the moment there are not soil organic matter losses, which is the main factors determining almost all soil properties.

**Keywords:** Halpic Chernozems, ecosystem, soil organic matter, soil pH, soil colloid complex

## Obsah

1. Prehľad o súčasnom stave riešenej problematiky.....	9
1.1 Pôda a jej význam.....	9
1.2 Lesný ekosystém.....	11
1.3 Lúčny ekosystém.....	12
1.4 Urbánny ekosystém.....	14
1.5 Pôdna organická hmota.....	16
1.5.1 Humus a humusové látky.....	25
1.6 Sorpcia a sorpčný komplex pôdy.....	31
1.7 Pôdna reakcia.....	34
2. Cieľ práce.....	38
3. Materiál a metodika.....	39
4. Výsledky a diskusia .....	43
5. Návrh na využitie výsledkov v praxi.....	57
6. Záver .....	58
7. Zoznam použitej literatúry.....	59

## Úvod

V živote dnešnej spoločnosti zohráva čoraz podstatnejšiu úlohu kvalita prírody a jej zložiek. Pôda je jednou zo základných súčastí životného prostredia a podmienkou existencie ľudstva. Pôdu možno označiť ako najcennejšie prírodné bohatstvo pre jej schopnosť zabezpečiť potravinovú bezpečnosť obyvateľstva.

Najdôležitejšiou vlastnosťou pôdy je úrodnosť. Je to schopnosť pôdy poskytnúť pestovaným rastlinám dostatok živín, vody, vzduchu, tepla a ďalších podmienok pre rast a vytvorenie optimálnej úrody. Úrodnosť je ovplyvnená viacerými faktormi ako napríklad množstvom organickej hmoty a jej kvalitou, spôsobom obhospodarovania pôdy a prírodnými podmienkami. V snahe dosiahovať stále vyššie úrody často používame poľnohospodárske metódy a postupy, pri ktorých sa neberie ohľad na ochranu pôdneho fondu.

Súčastné poľnohospodárstvo je charakterizované intenzívnym využívaním chemických ochranných látok a priemyselných hnojív, ktorých úlohou je zlepšiť zdravotný stav pestovaných plodín a zvýšiť úrody. Takéto využívanie môže mať negatívny vplyv na prostredie pestovaných plodín, prírodné aj umelé ekosystémy a poľnohospodársku krajinu. Pri riešení takýchto problémov by sme sa mali zamerať na využívanie alternatívnych spôsobov hospodárenia, pri ktorých sa obhospodarovaním kvalita pôdy neznižuje, ale naopak zvyšuje.

Slovensko patrí medzi krajiny s nízkym podielom pôdy na obyvateľa. Celková výmera poľnohospodárskej pôdy je 2 430 683 ha, z čoho pripadá na ornú pôdu 1 427 357 ha. Na jedného obyvateľa tak pripadá 0,46 ha poľnohospodárskej pôdy a 0,28 ha ornej pôdy.

V súčasnosti zaznamenávame neustály úbytok poľnohospodárskeho pôdneho fondu a jeho využívanie na nepoľnohospodárske účely. Z toho dôvodu je potrebné rozširovať vedomosti o pôde, využívať a ochraňovať ju tak, aby bola zachovaná jej ekologická a produkčná funkcia a nedochádzalo k jej degradácii.



# 1. Prehľad o súčasnom stave riešenej problematiky

## 1.1 Pôda a jej význam

Pôda je heterogénny, viacfázový a polydisperzný trojrozmerný útvar. Podlieha nepretržitému pôsobeniu síl dôsledkom, ktorých dochádza k zmenám medzi jednotlivými fázami. Vonkajšie sily pôsobiace na pôdu, majú buď primárny pôvod (rastlinstvo, živočíšstvo, klíma) alebo sekundárny pôvod, vyplývajúci z pôsobenia mechanických síl v priebehu výrobného procesu (Bedrna et al., 1989).

Pôda je samostatný prírodný celok a je aj integrálnou súčasťou vyššieho, dynamicky sa meniaceho celku, ktorým je ekosystém. Máme hodnotiť nielen vplyv pôdy a jej funkciu na prostredie, ale aj základný atribút pôdy, ktorým je produkčná schopnosť a úrodnosť (Džatko, 2002).

Pôda je zmes zvetranej zemskej kôry a organického materiálu. Je základnou súčasťou životného prostredia a najväčším bohatstvom ľudstva, bez ktorého nie je možná jeho existencia. Na zemskom povrchu má svoje stále a nezastupiteľné miesto. Nachádza sa v mieste styku a vzájomného pôsobenia litosféry s biosférou, hydrosférou s atmosférou. Štúdiom pedosféry sa zaoberá pedológia. Pôda je spojivom medzi minerálnou a organickou časťou prírody, preto existuje veľká vzájomná závislosť vývoja pôdy a živých organizmov. Sú to predovšetkým vyššie rastliny a mikroorganizmy, ktoré v povrchovej vrstve horniny podmieňujú vznik a vývoj pôdy a jej úrodnosť. Rastliny rozrušujú horninu odoberajú z nej nevyhnutné biogénne prvky. Súčasne však obohacujú horninu o organické zlúčeniny a popoloviny, ktoré sa v nej pôvodne nenachádzali (Javoreková et al., 2008).

Nenahraditeľným prírodným zdrojom obrovského celosvetového významu a základným prostriedkom pre poľnohospodársku výrobu je pôda. Kvalita pôdy a pôdna úrodnosť sú odrazom fyzikálnych, chemických a biologických vlastností pôdy, procesov prebiehajúcich v pôde a ich vzájomného pôsobenia. Pôdne vlastnosti sú ovplyvňované mnohými faktormi, ako napr. priebehom pôdotvorného procesu, poveternostnými podmienkami a spôsobom hospodárenia na pôde. Pre podmienky Slovenska je príznačná konvenčná príprava pôdy pred sejbou spojená s orbou, ktorá ovplyvňuje pôdne vlastnosti. Vlastnosti pôdy ovplyvňuje aj výber osevného postupu a realizované hnojenie (Šoltysová a Kotorová, 2008).

Pôda sa v genetickom pôdoznanectve vždy chápala ako substancia, ktorá je čiastočne podobná živej prírode, lebo ako celostný systém má látkovú výmenu s prostredím, čím sa líši

od čisto minerálneho sveta, ale nerozmnožuje sa (len obnovuje, ale už nie s pôvodnými vlastnosťami), čím sa líši od organizmov (Hraško, 2010).

Vo vzťahu k pestovaným plodínám vystupuje pôdna úrodnosť ako relatívna vlastnosť v podobe konkrétnej produkčnej schopnosti, pretože rôzne plodiny majú rozdielne nároky na vodu a živiny, ktoré získavajú z pôdy koreňovým systémom. Relativita je znásobená ešte tým, že vodný režim pôdy je primárne ovplyvňovaný priebehom počasia, takže aj pôdy bohaté na živiny môžu dávať v suchých oblastiach alebo v suchom ročníku nízku produkciu. Úrodnosť pôdy v širšom zmysle možno posudzovať z rôznych hľadísk, potom hovoríme o týchto druhoch úrodnosti pôdy:

- Prirodzená úrodnosť pôdy – je jej základnou formou. Tento druh úrodnosti pôdy vznikol za prirodzených podmienok pôsobenia pôdotvorných činiteľov uplatňujúcich sa pri genetickom pôdotvornom procese.
- Kultúrna (antropická) úrodnosť pôdy – je výsledkom pôsobenia doterajšej ľudskej činnosti na prírodné vlastnosti (kultivácia, obrábanie, hnojenie, oševné postupy, meliorácie atď.). Väčšina našich pôd je v dôsledku ich nepretržitého dlhodobého obhospodarovania na pomerne vysokom stupni skultúrnienia.
- Skutočná alebo efektívna úrodnosť pôdy – je daná kvalitou a množstvom úrod pestovaných plodín na príslušnej pôde. Skutočnú úrodnosť pôdy možno teda pokladať za odraz potenciálnej úrodnosti pôdy a intenzifikačných vkladov do pôdy v procese jej obrábania, vrátane vkladov pre hnojenie a šľachtenie, ale aj za odraz pôsobenia celej poľnohospodárskej sústavy.
- Ekonomická úrodnosť pôdy – je úzko spojená s efektívnou úrodnosťou, ktorá je vyjadrená čistým dôchodkom z dosiahnutej úrody, teda po odpočítaní všetkých vynaložených nákladov (Hraško, 2010).

Kalina (1999) uvádza, že úrodnosť pôdy je schopnosť pôdy zásobovať pestované rastliny vodou a živinami. Čím je pôda úrodnejšia tým lepšie zabezpečuje rastlinám tieto ekologické požiadavky. Na úrodnosť priaznivo vplyva biologická ochrana rastlín, vysoký obsah humusu, organické hnojenie (komposty, zelené hnojenie) a správny osevný postup.

Pôda predstavuje prostredie, ktoré má schopnosť dlhodobo alebo dočasne uchovať dodané živiny. Parametre úrodnosti pôdy rozhodujú o príjme a využití živín plodínami (Bujnovský, 1998).

V minulosti sa pod pojmom pôdna úrodnosť chápala najmä jej produkčná schopnosť. Využívaní tejto funkcie človekom, teda schopnosti pôdy poskytovať úrodu, má dlhú históriu.

Nezávisle na tom existujú aj ďalšie pôdne funkcie, bez ktorých by život na Zemi nebol možný (Barančíková et al., 2010).

## 1.2 Lesný ekosystém

Les je zložitý dynamický, autoregulačný a autoregeneračný ekosystém. Je jednou zo základných zložiek životného prostredia a významným prvkom krajiny. Poskytuje drevo, ktoré je trvalo obnoviteľným zdrojom cennej suroviny, navyše plní nezastupiteľnú celospoločenskú funkcie, akými sú vodohospodárska, pôdoochranná, zdravotno-rekreačná a hygienická (Pasanová, 2005).

Les je definovaný ako územie s porastom stromov, pričom dospelé jedince pokrývajú viac ako 20 % územia (Forestry Commission, 2004).

Lesy sú schopné rásť na pôdach, ktoré nie sú vhodné na poľnohospodársku výrobu pre zlú dostupnosť živín. Je to vďaka schopnosti stromov získať pôdne živiny, zachovať a recyklovať ich. Všeobecne, pôdy miernej oblasti, s výnimkou najhorších rašelín, sú všetky schopné produkovať niektorú podobu prírodnej lesnej pokrývky (Miller, 1986).

Les významným spôsobom zasahuje do zloženia atmosféry hlavne zvyšovaním obsahu kyslíka. Na druhej strane viaže prebytky oxidu uhličitého a vysoké množstvo priemyselných imisií, ako aj iných škodlivín. V urbanizovanom prostredí v okolí komunikácií možno využiť zvukoizolačnú vlastnosť lesnej zelene. Z ďalších klimatických funkcií lesa poznáme a využívame vplyvy lesa na zmierňovanie teplotných a vlhkosťných pomerov, zvyšovanie drsnosti povrchu a znižovanie rýchlosti vetra (Zachar, 1977).

Šedík (1977) uvádza, že z hľadiska pôdotvorných, melioračných a pôdoochranných funkcií lesy zabezpečujú vegetačným krytom a opadom urýchlenie pôdotvorného a kolmatačného procesu, zlepšenie pôdných vlastností, ochranu proti vodnej a veternej erózii, proti zosúvaniu, ochranu pred lavínami a tiež ochranu brehov vodných tokov.

Lesné porasty ako hlavná živá zložka biocenóz vytvárajú svoju vnútornú mikroklímu, svoje vnútorné osobité prostredie, sú v stálom interakčnom vzťahu s blízkym prostredím, pričom naň vplyva a mení jeho hydroklimatické vlastnosti. Les ovplyvňuje vodný režim veľkých oblastí, ktoré sú pokryté lesnými porastmi, alebo nechránené nelesné plochy ležiace blízko, ale aj v značnej vzdialenosti od neho. V porovnaní s bezlesím les znižuje povrchový odtok, čím vytvára podmienky na zvýšenie obsahu vody v pôde. Konkrétny vplyv lesov na vodný režim územia závisí od stanovištných podmienok, prírodných pomerov, štruktúry a veku lesov (Mitriuškin a Pavlovskij, 1985).

Dlhovekosť lesov vedie ku kolobehu živín, ktoré sú v približnom stave rovnováhy s malým prírodným narušením z roka na rok, a k obsahu neporušenej vrstvy podstielky a pôdnej organickej hmoty, ktorý určuje množstvo fyzických, chemických a biologických vlastností lesnej pôdy. Mull sa hromadí na povrchu pôdy, formujúc O horizont, ktorý je ochrannou vrstvou upravujúcou vodné a teplotné režimy profilu. Je to základný druh humusu v pôde, ktorý podporuje anorganické aj organické premiešanie s nižším horizontom a poskytuje bohatý substrát pre mikroorganizmy a bezstavovce (McColl a Gressel, 1995).

Alexander et al. (2010) rozdelili funkcie lesa na:

- Produkčné funkcie – sortiment drevín, semien a ďalších materiálnych statkov rastlinného a živočíšneho pôvodu.
- Mímoprodukčné funkcie:
  - hydrická – prechod vody v lesnom ekosystéme,
  - pôdoochranná – vplýva na pôdotvorné procesy resp. na eróziu,
  - klimatická,
  - ekologická stabilita krajiny – zaradenie do územného systému ekologickej stability,
  - reprodukčná – zachovanie a rozvoj genofondu (genetická diverzita),
  - rekreačná – vhodnosť pre turistické a rekreačné účely,
  - zdravotne-hygienická,
  - kultúrne náučná, vrátane ochrany prírody.

### 1.3 Lúčny ekosystém

Na Slovensku sa lúky a pasienky doteraz hodnotili ako najextenzívnejšia zložka poľnohospodárskej pôdy s názvom „málo úrodné. Vyplývalo to z toho, že plochy s lepšími stanovištnými podmienkami sa rozorávali na pestovanie plodín na ornej pôde a trávne porasty ostávali na extrémnejších stanovištiach (Lichner et al., 1977).

Lúky sú jedným z najosídľovanejších území sveta a pokrývajú približne 40,5 % súše, vrátane trvale zaľadnených území (White et al., 2000).

Richnovská et al. (1985) uvádzajú, že Európa leží z väčšej časti v lesnej zóne a preto prevažná väčšina trávnych porastov je tu druhotná. Pôvodné trávne formácie sa vyskytujú len v obmedzenom rozsahu nad hornou hranicou lesa, na rašeliniskách, v močiaroch, v alúviách a vo fragmentoch lesostepných a xerothermných spoločenstiev. Všetky ostatné trávne porasty

sú nahradenými spoločenstvami lesov a potenciálne by sa mohli znova samovoľne zalesniť, keby ich človek neudržiaval v produkčnom stave kosením alebo pasením.

Trvalé trávne porasty môžu byť:

- Prirodzené – majú spontánnu druhovú skladbu, ktorá sa vyvinula v súlade s podmienkami stanovišťa.
- Poloprirodné – je tu citeľný zásah človeka do pôvodného spoločenstva a týka sa stanovištných faktorov (živiny, pH, vodný režim) ako aj druhového zloženia.
- Umelé – vznikli rekultiváciou a zasiatím žiaducich trávnych alebo d'atelinových zmesí. Bývajú v priemere omnoho produktívnejšie, ale ich autoregulačná stabilita je znížená.

Lúku môžeme definovať ako biotop s vysokou, nie však prebytočnou zásobou vlhky, bez výrazného letného obdobia sucha, s pôdou nie extrémne kyslou alebo alkalickou, poprípade nie silne zasolenou, jeho porast je tvorený hlavne vytrvalými mezofilnými bylinami, ktoré fungujú po celé vegetačné obdobie bez výraznej letnej depresie. K tomu je nutné dodať, že pre lúčne porasty je taktiež charakteristické spomalenie alebo úplné prerušenie rastu rastlín v zimnom období. Definíciu lúk je nutné doplniť z ekosystémového hľadiska tak, že za lúky je možno považovať také ekosystémy, kde primárny producenti patria prevažne medzi vytrvalé mezofitné trávy a byliny, kde sa konzumenti vyskytujú len v prirodzenej miere a kde dochádza k pravidelnému exportu rastlinnej biomasy pre hospodárske účely mimo ekosystém. Čo sa týka abiotických faktorov zásoba vody aj živín musí byť primeraná, s vylúčením extrémnych nadbytkov alebo nedostatkov, a klimatické pomery musia umožňovať vegetačné obdobie neprerušené periódou sucha, ale zato prerušené v zime nízkou teplotou do tej miery, že sa zastaví alebo aspoň spomalí fyziologická aktivita producentov (Richnovská et al., 1985).

Novák (2008) uvádza, že lúky poľnohospodársky využívané podľa prevládajúcich a charakteristických druhov môžeme zaradiť do typov trávnych porastov. Nachádzajú sa na rôznych stanovištiach od vlhkých až po extrémne suché, od nížin až po vysokohorské polohy, na karbonátových a silikátových podložiach s pôdami chudobnými, ale aj bohatými na živiny. Typy lúk sa podľa stanovišťa rozdeľujú na:

- zamokrené (hydrofilné),
- polozamokrené a prechodne zaplavené (mezohydrofilné),
- čerstvé (mezofilné),
- polosuché (mezoxerofilné),

- subalpínske a alpínske

Na primárnej produkcii lúčnych porastov sa podieľajú nadzemné i podzemné orgány. Množstvo a kvalita produkcie závisí od ekologických podmienok a ošetrovania. Kosba pôsobí na regeneráciu, iniciuje tvorbu fytomasy a rýchlejšiu obnovu rezerv. Tvorba produkcie nadzemnej fytomasy lúčneho porastu je len menšia časť primárnej produkcie, väčšia časť sa ukladá do podzemných orgánov. Do koreňov sú translokované asimiláty, ktoré sa akumulujú v rezervných orgánoch, najmä v starších koreňoch, cibuliach, hl'uzách, koreňových hlavách atď. Trávne porasty majú neobmedzenú vegetačnú dobu vďaka svojim koreňovým rezervám. So stúpajúcou tvorbou produkcie vplyvom výživy klesá ukladanie asimilátov do koreňov. Prevalu podzemnej fytomasy majú nekosené a nehnojené porasty. Podzemné orgány všeobecne tvoria 50 až 80 % celkovej rastlinnej fytomasy na jar a v jeseni až 90 % (Novák, 2008).

#### 1.4 Urbánny ekosystém

Urbánne pôdy predstavujú všeobecný terminologický pojem pre pôdy vyskytujúce sa v urbanizovanom, priemyselnom, dopravnom a banskom území. Podľa najnovšieho klasifikačného systému pôd Slovenska je väčšina urbánnych pôd zaradená do skupiny pôd antropických, t.j. pôd s prejavom výrazného antropického pôdotvorného procesu, tzv. „antropogenézy“. Diagnostika urbánnych pôd je odlišná od prirodzených pôd, pôdy majú prevažne iniciálny vývoj na antropogénnych substrátoch a vyznačujú sa extrémnymi morfológickými, fyzikálnymi, chemickými a biologickými vlastnosťami. Väčšinou sú to tzv. substrátové pôdy charakteristické prítomnosťou rôznych artefaktov (antroskelet) a náchylnosťou na akúkoľvek formu pôdnej degradácie (Sobocká et al., 2007).

Prevažná väčšina týchto pôd predstavuje pôdy, ktoré sú pomenované ako antropozeme. Okrem nich v urbanizovanom území nachádzame pôdy prirodzené (napr. mestské lesoparky), pôdy čiastočne fyzikálne alebo chemicky narušené a pôdy kultizemné, t.j. pôdy s prejavom rôznych kultivačných zásahov v hĺbke 0,35 m (Szombathová a Sobocká, 2006).

Pôdy v urbánnych ekosystémoch sú chápané odlišne od pôd vyskytujúcich sa v prírodnej krajine. Sú uvedené nové definície pôd, ktoré urbánne pôdy zahŕňujú do klasifikačného systému pôd. Odlišne sú chápané a definované urbánne pôdy a antropogénne pôdy. Všeobecná genéza pôd urbánnych ekosystémov je podmienená mladým vekom, prevažne heterogénnym substrátom, extrémnymi pôdnymi vlastnosťami, prítomnosťou prachu, rôznych kontaminantov a patogénnych organizmov. Veľmi dôležitým diagnostickým znakom

je človekom premiestnený materiál, ktorý vyčleňuje antropogénne typy pôd od prírodných typov pôd (Sobocká, 2006).

Urbánne pôdy majú množstvo rôznych vlastností. Kvalita urbánnych pôd nezávisí od ich úrodnosti ako pri poľnohospodárskych pôdach, ale v závislosti od ich konkrétneho spôsobu využívania v urbanizovaných územiach. Sociálno-ekonomické, ekologické a environmentálne funkcie akými sú pufrovanie, sanitárna, vododržná, výživová, atď. sú prioritné pre hodnotenie urbánnych pôd (Szombathová et al., 2008).

Urbánne plochy sú charakteristické jedinečnými ekologickými črtami pre ich špecifickú klímu (Landsberg, 1981). V mestách je o niečo vyššia teplota ako v okolí. Rozdiely v priemernej ročnej teplote môžu byť 0,5 až 2 °C (Horbert, 1978). Ak sú vyššie teploty vzduchu, je vyššia aj teplota pôdy, čo vedie k zvýšeniu evapotranspirácie a následne k postupnej strate pôdnej vlhkosti. V dôsledku nepretržitého pôsobenia človeka sú tieto pôdy často prekryté, veľmi zhutnené a taktiež kontaminované. V dôsledku väčšieho zhutnenia pôdy je v nich nízka mikrobiálna aktivita. Veľké množstvo organickej hmoty prítomnej v nevyvinutej urbánnej pôde pochádza z odpadov (Puskás a Farsang, 2009).

Rast antropického vplyvu na pôdny kryt Zeme:

1. Zber a odnos fytomasy z miesta jej vzniku.
2. Rozširovanie plôch poľnohospodársky využívaných pôd. Rozdelenie pôdneho krytu na poľnohospodárske, lúčne a lesné pôdy
3. Úpravy prirodzených vlastností pôd pre efektívnejšie poľnohospodárstvo:
  - odvodňovanie zamokrených pôd,
  - zavlažovanie,
  - terasovanie svahov,
  - obohacovanie pôd vnášaním organickej hmoty,
  - homogenizácia pôdneho profilu (rigolovanie).
4. Zmeny pôvodných vlastností pôdy intenzifikáciou poľnohospodárstva:
  - zmeny chemických vlastností hnojením a vápnením,
  - úprava fyzikálnych vlastností pôdy,
  - ovplyvňovanie biologických procesov.
5. Mnohostranný vplyv činnosti človeka na pôdy:
  - priama, alebo nepriama kontaminácia pôd cudzorodými látkami,
  - čiastočné, až úplné odstránenie povrchových vrstiev pôdy,
  - urbanizácia a výstavba na rozsiahlych plochách,

- odstránenie povrchových vrstiev pôdy,
- premiestnenie a premieľanie pôdneho a technogénneho materiálu (Hraško, 2010).

### 1.5 Pôdna organická hmota

Organická hmota pôdy je definovaná ako organický podiel pôdy pozostávajúci z rastlinných a živočíšnych zvyškov. Organická hmota je zložitá, dynamická a reaktívna zložka pôdy. Je dôležitá, pretože prispieva k rastu a vývoju rastlín a pôsobí na chemické, biologické a fyzikálne vlastnosti pôdy. Má vyživovaciu funkciu v tom, že slúži ako zdroj dusíka, fosforu a síry pre rast rastlín, biologickou funkciou ovplyvňuje činnosť mikroflóry a mikrofauny a fyzikálnou funkciou podporuje dobrú štruktúru pôdy, prevzdušnenie, zadržiavanie vody a tým zlepšuje orbu. Okrem toho je organická hmota v pôde zapojená do stmelovania pôdných častíc do štruktúrnych agregátov, poskytuje vyrovnávacie reakcie, ktoré prispievajú k výmennej kapacite kationov a mineralizácii dôležitých živín pre rastliny, a ktoré ovplyvňujú biologickú aktivitu a biologickú odbúrateľnosť pesticídov (Tabatabai, 1996).

Organická hmota v pôde je zložitý, heterogénny, polydisperzný súbor organických látok rozličného pôvodu, s premenlivým zložením, stupňom disperzity, aktivity a tým aj vzťahom k ostatným zložkám pôdnej hmoty a živým organizmom. Formuje sa súčasne s ostatným zložkami pôdy v pôdotvornom procese pôsobením pôdotvorných činiteľov (Sotáková, 1982).

Števlíková a Kopčanová (1994) uvádzajú, že pri vývoji a fungovaní suchozemského ekosystému zohráva hlavnú úlohu pôdna organická hmota. V kultivovaných, ale aj narušených ekosystémoch, je potenciálna produktivita priamo ovplyvnená obsahom a kolobehom organickej hmoty. Pôdna organická hmota je neoddeliteľnou súčasťou biologického kolobehu energií a látok, v ktorom sa striedajú procesy syntézy organických látok a ich rozkladu. Jej základnou vlastnosťou je premenlivosť, ktorú podmieňuje pravidelný prísun odumretých organických zvyškov, ale aj aktívna mikroflóra.

Pôdna organická hmota je tvorená zmesou odumretých zvyškov rastlín a živočíchov v rôznom stupni rozkladu, humusom vzniknutým mikrobiálnymi a biosyntetickými procesmi, z medziproduktov rozkladu organických zvyškov a živými a odumretými bunkami pôdných mikroorganizmov a živočíchov. Pôdna organická hmota tak predstavuje zložitý a heterogénny súbor organických látok rôzneho pôvodu, obohatený o produkty metabolizmu



pôdnych mikroorganizmov a koreňov rastlín. reprezentuje zhruba 6% celkovej hmotnosti pôdy, 94 % tvorí minerálny podiel (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

Obsah a kvalita pôdnej organickej hmoty patrí nielen medzi základné pôdne parametre ovplyvňujúce úrodnosť pôd, teda jej produkčnú funkciu, ale zúčastňuje sa tiež na mimoprodukčných, hlavne ekologických funkciách pôdy a je súčasťou všetkých minimálnych súborov indikátorov kompletne hodnotiacich kvalitu pôdy na základe pôdnych funkcií. Pôdna organická hmota je najväčšou zásobárňou živín, nakoľko obsahuje viac ako 95% dusíka a síry a 20-75 % fosforu z celkového množstva týchto biogénnych prvkov v pôdnom prostredí (Barančíková, 2007).

Organická hmota v pôde je tvorená primárnou organickou hmotou (doposiaľ nerozložené humusové látky), zvyškami rastlín (vrátane húb, siníc, rias, machov a lišajníkov), živočíšnymi (vrátane baktérií, ďalších mikroorganizmov, stavovcami aj bezstavovcami) a ich exkréty (výlučky koreňov rastlín, enzýmy mikroorganizmov, exkréty živočíchov) a humusom (ako výsledkom rozkladných procesov s nadväzujúcimi reakciami syntézy, polymerizácie a kondenzácie). Primárna organická hmoty je zdrojom energie pôdnych organizmov, nadväzujúcich na reťazce rastlín a živočíchov a základom tvorby humusu (Mikula, 1997).

Celkový vplyv zhromažďovania organickej zložky zvyčajne vedie k väčšej pôdnej úrodnosti s výsledným vyšším obsahom humusu často slúžiacim ako prvá indikácia úrodnej pôdy. Navyše zmeny v pôdnych vlastnostiach, komponentoch humusu a úrovni produktivity môžu mať priamy fyziologický vplyv na rastliny rovnako, ako na biologické aktivity pôdy. Poľnohospodárska aktivita všeobecne zahŕňa využitie rezerv pôdnej organickej zložky ako zdroja živín (Zaujec et al., 2001).

Rozklad organických zvyškov v pôde má niekoľko štádií. Dážďovky a iné pôdne živočíchy sa podieľajú najmä na znižovaní objemu rastlinných zvyškov, opadu a ľahkej frakcie organickej hmoty. Ďalšiu premenu uskutočňujú pôdne mikroorganizmy, ktoré najskôr rozkladajú ľahko rozložiteľné zlúčeniny. Časť substrátového uhlíka sa spotrebuje na syntézu mikrobiálnych buniek. Medziprodukty rozkladu zahŕňajú  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , organické kyseliny a iné neúplne oxidované zlúčeniny. V nasledovných štádiách sú medziprodukty rozkladu a mikrobiálna biomasa rozkladané ďalšími mikroorganizmami, ktoré vytvárajú novú biomasu a ďalší uhlík na uvoľnenie ako  $\text{CO}_2$ . V poslednom štádiu dochádza k rozkladu ťažšie rozložiteľných organických zlúčenín ako napr. lignínu, ktorý uskutočňujú najmä huby a aktinomycéty (Stevenson, 1994). Z celkových vstupov organickej hmoty do pôdy sa 60–

80 % predýcha a uvoľní vo forme  $\text{CO}_2$ , 10–30 % sa premení na špecifické humusové látky, 3–8 % na nešpecifické humusové látky a 3–8 % sa stane súčasťou biomasy pôdnych organizmov (Brady a Weil, 1999). Spôsob premeny organickej hmoty v pôde je najviac ovplyvňovaný tými činiteľmi, ktoré rozhodujú o biologickej aktivite pôdy: prevzdušnenie, vlhkosť, teplota, pH, obsah ílu, obsah a zloženie výmenných bázičkových kationov a obsah živín. Rozklad a mineralizácia organických zvyškov je najrozšírenejším procesom premeny. Organická hmoty sa za účasti enzýmov, mikroorganizmov a kyslíka rozkladá a mineralizuje na konečné produkty:  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  a popoloviny (Sotáková, 1982).

Pôdy s vysokým obsahom pôdnej organickej hmoty boli vyhľadávané už v minulosti ľuďmi ako úrodné pôdy. Väčšina poľnohospodárskych pôd v súčasnosti obsahuje menej humusu než je ich potenciál daný klímou, substrátom a biologickým faktorom. Tendencia poklesu pôdnej organickej hmoty bola potvrdená u väčšiny obrábaných pôd a straty rástli s dobou obrábania.

Zdroj organickej hmoty:

1. Neutrálnym zdrojom je rastlinný materiál, ktorý určuje
  - zloženie rastlinných zvyškov:
    - lignín a polyfenoly sa rozkladajú pomaly,
    - celulóza (a zložité uhľovodíky) sú rozkladané rýchlejšie,
    - jednoduché uhľovodíky (škrob a cukry) sa rozkladajú najrýchlejšie,
    - rozklad proteínov rýchlejší či pomalší, závisí od ich zložitosti,
  - časť rastlinného materiálu je konzumovaná bylinožravcami a tak je už transformovaná cez odpadné produkty pri návrate do pôdy.
2. Organická hmota môže vstupovať do pôdy ako povrchový odpad, zapravená pôdnou makrofaunou do povrchovej vrstvy pôdy (mravce, termity, dážďovky) a ako korene
  - Faktory ovplyvňujúce rozklad:
    - chemické zloženie vstupujúcej organickej hmoty,
    - prítomnosť kyslíka (pórovitosť pôdy a vlhkosť), za neprítomnosti kyslíka je rozklad pomalý a neúplný, môže sa vytvárať metán,
    - prístupnosť živín pre vytvorenie podmienok pre vysokú mikrobiálnu aktivitu, obzvlášť dôležitou živinou je dusík ak organický materiál, ktorý sa rozkladá, má malý obsah dusíka, čiže vysoký pomer C:N, potom je rozklad pomalý,

- veľkosť a dostupnosť rozkladaného materiálu a či je na povrchu alebo v pôde (Zaujec, 2007).

Odumreté zvyšky rastlín sú najvýdatnejším a rozhodujúcim zdrojom organickej hmoty, ktorá sa dostáva do pôdy vo forme koreňov a nadzemného opadu. Množstvo opadu a koreňov zasahujúcich do rozličnej hĺbky v profile pôdy značne kolíše v závislosti od typu rastlinného spoločenstva a jeho pôdno-klimatických podmienok. Hlavnými typmi rastlinných spoločenstiev, ktoré rozhodujú o tvorbe organickej hmoty na pevninách sú lesné a trávne spoločenstvá. Pre humusotvorný proces má podstatný význam lesná hrabanka a častejšie sa obnovujúce jemné koreňky, ktoré pri listnatých drevinách zasahujú do hĺbky 1,0 – 1,5 m s maximom v hĺbke 0,30 – 0,50 m. Množstvo každoročne sa obnovujúcich koreňkov môže dosiahnuť asi  $0,82 \text{ t.ha}^{-1}$ . Zásoba lesnej hrabanky závisí od celkovej produkcie a každoročného prírastku (rozdiel medzi prírastkom a mineralizáciou) a môže predstavovať v miernych pásmach  $10 - 70 \text{ t.ha}^{-1}$  pri ročnom prírastku  $2 - 7 \text{ t.ha}^{-1}$ . V podmienkach strednej Európy sa vytvára zásoba asi  $50 \text{ t.ha}^{-1}$  s ročným prírastkom  $4 - 7 \text{ t.ha}^{-1}$ . V lesných spoločenstvách je významný rozdiel medzi akumuláciou hrabanky a odumierajúcich koreňkov, čo súvisí s typom spoločenstva a charakterom jeho koreňovej sústavy. Tento pomer je v listnatých lesoch obyčajne užší ako v ihličnatých lesoch. Pomer medzi nadzemnou a koreňovou hmotou sa môže v lesných spoločenstvách pohybovať v rozpätí  $4 - 3 : 1$ . Trávne spoločenstvá majú pre svoju prispôsobivosť rozličným prírodným podmienkam ako aj produktívnosť, neobyčajný význam pre tvorbu zásoby organickej hmoty v pôdach. Stávajú sa hlavným činiteľom akumulácie organickej hmoty všade tam, kde už nemôžu vegetovať dreviny. Pomer medzi nadzemným opadom a koreňovou hmotou je v porovnaní s lesným spoločenstvom opačný, a to  $1 : 9$  až  $1 : 6$ , čo hovorí o významnom prevládaní koreňov na opadom. Čím sú podmienky nepriaznivejšie a klíma suchšia, tým je väčší podiel koreňov. Pri rozličnej výške tráv, vo vlhších podmienkach  $1,5 - 2,5 \text{ m}$ , v suchších asi  $0,15 - 0,45 \text{ m}$ , sa môže vytvoriť zásoba nadzemnej hmoty v množstve  $0,5 - 3,0$  až  $3,0 - 8,0 \text{ t.ha}^{-1}$ . Mohutná rozkonárená koreňová sústava zasahujúca do hĺbky  $2,0 - 2,5 \text{ m}$  vytvára podstatne väčšiu hmotu, priemerne  $8 - 28 \text{ t.ha}^{-1}$ . Kvantifikácia zdrojov organickej hmoty v obhospodarovaných pôdach je podstatne zložitejšia ako v pôdach pod prirodzeným rastlinstvom. Okrem prírodných činiteľov sa na rastlinnej produkcii podieľa človek výrobnou činnosťou rozličnej intenzity a zamerania. V tých istých podmienkach možno rozdielnou agrotechnikou dosiahnuť výrazne odlišné úrody rastlinnej hmoty. Tak ako v prírodných, aj v pestovateľských podmienkach je hlavným zdrojom organickej hmoty v pôdach rastlinstvo. Preto z agrotechnických opatrení má prvoradý význam osevný postup

a zásady striedania plodín. Produktivita osevného postupu vo vzťahu k akumulácii organickej hmoty závisí od zastúpenia plodín a výšky dosahovaných úrod. Pri nedostatočnom zosúladení nárokov intenzívnej agrotechniky na osevný postup a poľnohospodárskej výroby, môže vzniknúť deficit v dopĺňaní zásob organickej hmoty pôd. Tento deficit často vedie k výraznému zníženiu obsahu humusu a k potrebe výdatného hnojenia organickými hnojivami najmä zo sekundárnych zdrojov (Sotáková, 1982).

Straty v obsahu pôdnej organickej hmoty spôsobené obrábaním sú kompenzované dodávaním maštalného hnoja, kompostov alebo prostredníctvom zeleného hnojenia, či zaradenia bôbových rastlín do osevného postupu (Tobiašová a Šimanský, 2009).

Z hľadiska vplyvu jednotlivých poľných plodín na výšku strát organickej hmoty z pôdy rozčleňujeme tieto plodiny do troch skupín :

- skupina A – inhibičná: viacročné plodiny v plných úžitkových rokoch, ktoré svojou prítomnosťou na pozemku tlmia mineralizačné a erózne procesy v pôde,
- skupina B – indiferentná: jednorôčné plodiny, ktorých pestovanie nemá podstatný vplyv na straty organickej hmoty; sem patria aj viacročné plodiny v roku likvidácie porastu,
- skupina C – agresívna: jednorôčné plodiny, ktorých pestovateľská agrotechnika má za následok zvýšenie intenzity mineralizácie aj erózných procesov a tým aj zvýšenie základných strát pôdnej organickej hmoty (Bielek a Jurčová, 2010).

Uhlík- tento najdôležitejší biogénny prvok, stavebný materiál v živej ale aj neživej prírode a energetický zdroj pre výkon funkcií prírody – je základný princípom života na našej planéte. Umožňuje život ako nositeľ základných biologických a biochemických podstát. Dominantným zdrojom uhlíka v terestriálnych ekosystémoch je pôda. Množstvá uhlíka v pôdach sveta sa odhadujú na 1500 – 2000 Pg C (1 Petagram =  $10^{15}$ g). Atmosféra Zeme obsahuje asi 760 Pg C. Terestriálna biota, najmä vegetácia, obsahuje okolo 500 Pg C, a to najmä v lesoch, kde sa ho nachádza viac ako polovica z celkovej zásoby uhlíka vo vegetácii. Najväčšie množstvá uhlíka sa nachádzajú v moriach a oceánoch (39 000Pg C), avšak vzhľadom na prostredie je tento uhlík menej aktívny. Pôdne prostredie je nepochybne najdôležitejším náleziskom uhlíka v prírode a to hlavne preto, lebo je dynamicky najaktívnejšie a tým aj najdominantnejšie v existujúcich kolobehoch uhlíka v prírode (Bielek, 2007).

Pôdna organická hmota predstavuje značnú časť organického uhlíka v biosfére a v závislosti na podmienkach prostredia môže obmedzovať uvoľňovanie skleníkových

plynov z pôdy a ovplyvňovať sekvestáciu uhlíka v pôdnom prostredí (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

Organický uhlík v poľnohospodárskych pôdach pozitívne prispieva k pôdnej úrodnosti, orbe a celkovej udržateľnosti pôdy. Zmena v pôdnom vedení môže znížiť alebo zvýšiť obsah pôdneho organického uhlíka. Optimalizácia poľnohospodárskeho vedenia pre akumuláciu organického uhlíka môže viesť k sekvestracii atmosférického  $\text{CO}_2$ , čím sa čiastočne zmierni aktuálne zvýšenie atmosférického  $\text{CO}_2$  (Hezko a Zaujec, 2009).

Organický uhlík v pôde sa delí na tri základné frakcie:

- voľný: Jedná sa o časť uhlíka, ktorý nie je viazaný na žiadne minerály a nie je asociovaný s minerálnymi agregátmi. Dodnes nebolo presne zistené a stanovené, ako a kedy sa voľný uhlík v teréne hromadí (laterálne či vertikálne). Metódy jeho stanovenia nie sú vo svete rovnaké a rovnako tak kinetika a mechanizmy jeho akumulácie neboli dodnes presne definované. Jedná sa o inertný uhlík, ktorý sa nehydrolyzuje, nerozpúšťa sa a nereaguje s minerálnym podielom pôdy. Pretože nie je inak pútaný uplatňuje sa najviac v globálnom kolobehu uhlíka (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

- stabilný uhlík: Taktiež ako pri voľnom uhlíku nie je jeho definícia jednotná. U nás sa považuje za stabilný (inertný) uhlík, tá časť pôdnej organickej hmoty, ktorá vstupuje do reakcií pri štandardných metódach využívaných k určeniu jeho obsahu. Inertný uhlík sa príliš nezúčastňuje mineralizačných procesov a jeho obsah taktiež závisí od spôsobu hospodárenia, na kvalite minerálneho a organického hnojenia a na vápnení pôdy. Dôležitú rolu hrajú aj podmienky stanovišťa, tzn. závisí od hydrotermických podmienok a erózných akumuláčnych procesoch v pôde. Jeho vek sa rádiokarbónovou metódou odhaduje naniekoľko tisíce rokov. Je zastúpený špecifickými humusovými látkami a koreluje s obsahom ílu v pôde. Podľa chemického zloženia a spôsobu extrakcie rozdeľujeme humusové látky do skupín, ktoré sú tvorené špecifickými humusovými látkami, nešpecifickými humusovými látkami a medziproduktmi rozkladu (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

- aktívny: býva označovaný aj ako uhlík labilný alebo ľahko rozložiteľný, či ľahko metabolizovateľný. Jedná sa o organický uhlík v pôde, ktorý ľahko podlieha oxidácii, čo vedie k úbytku celkového obsahu humusu v pôde. Pretože ľahko podlieha mikrobiálnemu rozkladu, má priamy vplyv na uvoľňovanie dôležitých živín do pôdy a zodpovedá za tzv. dočasnú stabilitu humusu. Ovplyvňuje taktiež aj ďalšie transformačné procesy v pôde (napr. pohyb živín a polutantov). Je známa aj jeho vysoká afinita k ťažkým kovom a schopnosť viazať hydrofóbne polutanty. Jeho väzby v prostredí nie sú dodnes dobre preskúmané, ale je

zistené, že sa jedná o organické látky komplexnej povahy, tzv. kovové komplexy (cheláty), na ktoré sa viažu uhľovodíky, proteíny, amidické, hydroxylové a karboxylové skupiny. Ďalej bolo preukázané, že jeho obsah úzko súvisí s obhospodarovaním pôdy a všetky zmeny obsahu humusu sa týkajú takmer výlučne jeho rozložiteľného podielu. Tieto zmeny však prebiehajú veľmi pomaly a dosiahnutie novej dynamickej rovnováhy môže trvať viac ako päťdesiat rokov. Obsah ľahko rozložiteľného uhlíka v pôde priamo súvisí s antropogénnou činnosťou (spôsob obhospodarovania, agrotechnika, hnojenie), klimatickými podmienkami (výskytu a dĺžka suchých období), na pôdnej vlhkosti, na kvalite pôdnej organickej hmoty (frakčné a skupinové zloženie humusu), na kvalite pôdneho sorpčného komplexu (katiónová výmenná kapacita, obsah výmenných bázických katiónov), na celkovom obsahu dusíka (pomer C:N), na biologických vlastnostiach pôdy a na obsahu oxidovaných a redukovaných foriem železa. Stabilita či labilita organického uhlíka v pôde závisí na chemickom zložení humusových látok, ich štruktúre, na fyzikálnom stave pôdy (pôdnej textúre) a biologických vlastnostiach pôdy. Rýchlosť kolobehu aktívneho uhlíka charakterizujú kratšie časové intervaly – roky resp. dekády. V prípade stabilných foriem uhlíka sa jedná o pasívnejší (pomalší) kolobeh v priebehu storočí až tisícročí (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

Zaujec (2007) uvádza, že základné priame funkcie organického uhlíka sú:

- zdroj a uskladnenie základných rastlinných živín (N, P, S, Zn, Mo),
- zdroj nábojov na koloidoch podieľajúcich sa na iónovej výmene,
- sorbent vody pri nízkych vlhkosťných potenciáloch sa podieľa na zvýšení prístupnej vodnej kapacity pre rastliny,
- podpora agregácie v pôde a uľahčenie orby,
- podieľanie sa na vysokej vodnej infiltračnej kapacite a znížení povrchového odtoku,
- energetický substrát pre pôdnu biotu a podpora rastu pôdnej biodiverzity,
- podpora vodoodolnosti agregátov v pôde a tým aj redukcie náchylnosti pôdy na eróziu,
- vysoká účinnosť živín, vody, znižuje straty drenážou, evaporáciou a volatilizáciou,
- okamžite pufruje, tlmí výkyvy pôdnej reakcie spôsobené aplikáciou chemikálií.

Kováč a Kucharovič (2008) uvádzajú, že uhlík v organickej hmote pôdy má v kolobehu látok a energie poľných agroekosystémov kľúčovú úlohu. Jeho zdrojom sú najmä koreňové a pozberové zvyšky rastlín a organické hnojivá. Intenzívnym obrábaním pôdy sa zvyšuje rozklad organickej hmoty a uvoľňovanie živín z pôdy. Z agronomického hľadiska je dôležité, aby sa časť vyprodukovanej fytohmoty vracala do pôdy. Ak vstupy uhlíka nie sú adekvátne

stratám, množstvo uhlíka v pôde postupne klesá. Pozberové a koreňové zvyšky môžu v bilancii organickej hmoty kryť približne 50 – 60 % a zvyšné treba dodať organickými hnojivami. Obsah organickej hmoty v pôde možno regulovať cielene osevným postupom. Čím vyššie je zastúpenie viacročných krmovín a nižšie zastúpenie okopanín v štruktúre osevného postupu, tým účinnejšie sa zlepšuje úrodnosť pôdy. Obsah uhlíka v pôde závisí aj od typu a druhu pôdy a stupňa kultivácie. Obsah uhlíka v našich pôdach sa najčastejšie pohybuje od 1,5 do 2 %. Limity uhlíka v orných pôdach Slovenskej republiky podľa pôdných typov a obsahu uhlíka sú v troch skupinách v rozpätí od  $\geq 1\%$  do  $\geq 2\%$ . Pre uchovanie rovnováhy medzi procesom mineralizácie a humifikácie treba do pôdy ročne dodať 10 až 15  $t \cdot ha^{-1}$  maštalného hnoja, alebo 5 až 7,5  $t \cdot ha^{-1}$  slamy. Modifikáciou poľnohospodárskych postupov možno zadržať viac uhlíka v pôde, čo má významný vplyv na jeho toky medzi pôdou a atmosférou. Alternatívne agronomické postupy zahŕňajú modifikáciu produkčných postupov ako sú obrábanie pôdy, hnojenie pôdy, osevné postupy a iné. Takéto postupy môžu redukovať aj  $N_2O$  emisie z pôdy. Vysoko produktívne poľnohospodárstvo založené na vedeckých základoch je najlepší spôsob ochrany proti skleníkovému vplyvu  $CO_2$ . Súčasťou starostlivosti o obsah uhlíka je bilancia vstupov a výstupov. Organická hmota v pôde je ohrozená, ak deficit predstavuje hodnotu 2  $t \cdot C \cdot ha^{-1}$  na málo humózných pôdach (s obsahom humusu do 1,5 %) a 3  $t \cdot C \cdot ha^{-1}$  v pôdach humózných (s obsahom humusu na 1,5 %).

Šoltysová a Danilovič (2008) potvrdzujú, že zdroje a bilanciu organického uhlíka ovplyvňujú plodiny zaradené do osevných postupov. Najbohatším zdrojom organického uhlíka bola kukurica so zaorávkou kôrovia, ktorá priemerne dodala do pôdy 5,63  $t \cdot ha^{-1} C$ . Najmenej výdatným zdrojom organického uhlíka bola repa cukrová (0,41  $t \cdot ha^{-1} C$ ). Najvyššie zdroje organického uhlíka (31,19  $t \cdot ha^{-1} C$ ) sa zistili pri konvenčnej príprave pôdy a so zaradením dvoch okopanín (kukurica, slnečnica), lucerny v plnom roku pestovania, strukoviny (hrach), dvoch obilnín (pšenica, jačmeň) a repy cukrovej s maštalným hnojom v dávke 40  $t \cdot ha^{-1}$ .

V záujme trvalo udržateľného produkčného potenciálu pôd je žiaduce, aby pokles obsahu organickej hmoty nebol vysoký alebo dlhodobý, t.j. aby deficit organického uhlíka nepredstavoval limitnú hodnotu 6  $t \cdot C \cdot ha^{-1}$ . Viac ako dva roky nepretržite. Medzi všetkými procesmi, podieľajúcimi sa na stratách organickej hmoty z pôdy, majú dominantné postavenie mechanizmy rozkladu organickej hmoty mineralizáciou. Ide o biologické procesy,

vykonávané aktivitou širokej skupiny pôdných mikroorganizmov heterotrofného typu. Mineralizáciu vykonávajú s cieľom získať energiu a rozhodujúce biogénne prvky pre uspokojenie svojich životných potrieb. Uhlík rozkladanej organickej hmoty predýchavajú a uvoľňujú vo forme plynného oxidu uhličitého (Bielek a Jurčová, 2010).

Množstvo organického uhlíka v orných, intenzívne obrábaných pôdach je málo závislé od genézy konkrétneho pôdneho typu. Z uvedeného dôvodu sa priemerné hodnoty pôdneho organického uhlíka na jednotlivých pôdných typoch orných pôd Slovenska pohybujú v intervale 1-2 %. Najnižšie hodnoty pôdneho organického uhlíka sú charakteristické pre regozeme a najvyššie pre čiernice. Hodnoty pôdneho organického uhlíka na trvalých trávnych porastoch sú podstatne vyššie a najvyššie hodnoty boli zaznamenané na pôdach nad hornou hranicou lesa. Pri rozoraní pasienkov dochádza k porušeniu prirodzenej rovnováhy a obsah humusu sa podstatne zníži v dôsledku intenzívnej mineralizácie hlavne v orničnom horizonte. Dlhodobé intenzívne obhospodarovanie pôdy výrazne znižuje celkovú zásobu pôdnej organickej hmoty, čo sa odráža na znížení množstva pôdneho organického uhlíka (Barančíková, 2007).

Ak porovnáme všetky ekosystémy, najvyšší obsah uhlíka bol v lesnom ekosystéme, ďalej menej asi 14 % bolo v antropickej pôde, menej asi 20 % bolo v lúčnom ekosystéme a najnižšiu hodnotu, okolo 27 % mala v orná pôda. Lesný ekosystém bol prírodným ekosystémom a vďaka tomu tam bol najvyšší obsah uhlíka. Všetky zdroje pôdnej organickej hmoty, hlavne lesný opad zostáva v pôde tohto ekosystému. Určujúcim faktorom v antropickej pôde, ktorý ovplyvňuje obsah uhlíka, je človek. On priniesol do pôdy rôzne zdroje organických látok a odpadov, alebo degraduje pôdu vplyvom svojich aktivít. Lúka nebola prírodným ekosystémom. Spočiatku to bola pred 50 rokmi orná pôda, ktorá bola obrábaná a neskôr zmenená na lúku. Najnižší obsah uhlíka bol v ornej pôde. To znamená, že tam existovalo striedanie plodín, orba, rôzne druhy a dávky hnojív. Výsledkom je, že vstupy uhlíka nie sú v rovnováhe so stratami uhlíka. Mineralizácia uhlíka vysoko závisí na vstupoch uhlíka (Tobiašová, 2009).

Pavlenda (2008) uvádza, že v lesných pôdach boli zistené zásoby uhlíka v hĺbke 0,20 m priemerne  $89,7 \text{ t. ha}^{-1}$  (min. 13,7, max. 271,6  $\text{t. ha}^{-1}$ ). Priemerná zásoba uhlíka v povrchovom humuse (povrchovom organickom horizonte) je priemerne  $8,29 \text{ t. ha}^{-1}$ .

Fixácia uhlíka prostredníctvom stromovej biomasy je nielen ich nadzemnou, ale aj podzemnou časťou, t.j. koreňových systémov. Koreňové systémy sú zároveň aj dôležitým orgánom zabezpečujúcim vstupy uhlíka do pôdy (Konôpka, 2007).



Toky plynúce z tvorby pôdy a zvetrávania sú považované za toky rovnováhy, pretože mohli byť celkom konštantné v posledných storočiach až miléniách. Zmeny v pôdnom uhlíku ako výsledok zmien využívania pôdy (odlesňovanie, zalesňovanie) sú prechodné, pretože môžu nastať v časovom meradle rokov až desaťročí. Hoci je nárast kultivácie oveľa pomalší, procesy ako stále odlesňovanie, môžeme klasifikovať ako pridružené zmeny pôdneho uhlíka ako prechodné toky (Bouwman a Leemans, 1995).

### **1.5.1 Humus a humusové látky**

Humus má v pôde napriek svojmu malému obsahu nezastupiteľnú úlohu. Slúži ako zásobáreň živín a energie pre rastliny a zlepšovaním pôdnej štruktúry prispieva k optimalizácii vzdušného režimu pôd a k zlepšeniu vodnej kapacity. Svojou pufrovacou schopnosťou napomáha eliminovať negatívne efekty polutantov hromadiacich sa v pôde. Humus pochádza z odumretých tel rastlín a živočíchov, ktoré podliehajú zložitým transformačným procesom. Zloženie humusu je veľmi komplexné. Organická hmota je napriek svojej zdanlivej stabilite dynamická a podlieha neustálej transformácii (Sobocká, 2007).

Pôdny humus predstavuje zložitý, premenlivý súbor organických látok líšiacich sa pôvodom, spätosťou a minerálnym podielom, fyzikálnymi vlastnosťami, heterogénnosťou a premenlivosťou sa vyznačuje nielen celý súbor, ale ja každá jeho zložka (Sotáková, 1982).

Proces tvorby humusu sa nazýva humifikácia a je značne ovplyvnený abiotickými faktormi, ako je teplota a vlhkosť pôdy. Pôdna organická hmota po premenení na pôdny humus má priaznivý vplyv na tvorbu pôdnych agregátov, na sorpčné a iónovo výmenné procesy v pôde, vlhkosťný režim v pôde, využiteľnosť rastlinných živín, detoxikáciu škodlivých zlúčenín a čiastočne aj ťažkých kovov. Význam humusu v pôde teda vyplýva z toho, že správne vytvorený humus je nenahraditeľným činidlom pri vytváraní fyzikálnych, chemických a biologických vlastností pôdy pre výživu rastlín (Mikula, 1997).

Humus je pôdna organická zložka, ktorá prešla transformačným procesom humifikácie, ktorý zahŕňa okrem rozkladných reakcií tiež množstvo dôležitých syntetických reakcií (Kužel et al., 2001).

Obsah pôdneho humusu a jeho kvalita sú rozhodujúce pre vývin pôdnej úrodnosti. Medzi agrotechnickými faktormi, ktoré ovplyvňujú kvantitu humusových látok v pôde patria organické a minerálne hnojenie a tiež vápnenie (Cieščińska a Dębska, 2009).

Hodnoty pomeru  $C_{HK} : C_{FK}$  sa menia v rozsahu od 0,45 do 2,56 čo indikuje vysokú odlišnosť vlastností humusových látok. Na základe pomeru  $C_{HK} : C_{FK}$  môžeme určiť typ humusu. Ak je tento pomer väčší ako 2 ide humus humínový, pre pomer  $C_{HK} : C_{FK}$  medzi 1 až 2 fulvínovo - humínový a pre 0,5-1 humínovo - fulvínovo a pri hodnote nižšej ako 0,5 fulvínovo typ humusu (Janowiak et al., 1999).

Kvalitatívna stránka humusu sa dá vyjadriť zjednodušene pomerom uhlíka k celkovému dusíku v pôde (C:N). Ak je tento pomer menší než 10, má humus dobrú kvalitu. Čím je pomer väčší (viac než 10), je humus menej kvalitný (Hraško a Bedrna, 1988). Znižovanie pomeru C:N je výsledkom zvyšovania polysacharidovej mineralizácie a zvýšením O:H pomeru poukazuje na zvýšenie mineralizačnej a humifikačnej intenzity (Tobiášová et al., 2009).

Humus predstavuje zložitý komplex zlúčenín tvoriacich sa pri rozklade a humifikácii organických látok pôde. Pôdny humus je najviac koncentrovaný v najjemnejších častiach pôdy (Hanes, 1997). Podľa kombinácie, sledu a charakteru horizontov nadložného humusu vyčleňujeme tri formy humusu (Čurlík a Šurina, 1998):

- Mull – v ňom prevládajú tmavé koloidné, na dusík bohaté zlúčeniny, v ktorých prevládajú humínové kyseliny. Na jeho tvorbe sa významne podieľa zooedafón, hlavne dážďovky (Čurlík a Šurina, 1998). Mullová fauna vykazuje vysoké druhové bohatstvo vrátane megafauny (krt, drobné hlodavce), makrofauny (dážďovky, veľké článkonožce, mäkkýše), mesofauny (roztoky, chvostoskoky) aj mikrofauny (hlísty, prvoky). Mull sa spája s najúrodnejšími pôdami a podporuje bohatosť a pestrosť bylinného zloženia. To je typické pre lúky a listnaté lesné ekosystémy v miernom pásme. V lese sa porast vyznačuje bujnou, na živiny bohatou vegetáciou. Mull je charakteristický rýchlym kolobehom živín, ktorý sa uskutočňuje prostredníctvom rôznych organizmov (vrátane koreňov rastlín) žijúcich spolu vo vrchných vrstvách pôdy. Dostupnosť živín a produktivita ekosystému je vysoká aj napriek širokému rozsahu pôdnej kyslosti za predpokladu, že kolobeh živín nebol narušený nekontrolovanou ľudskou činnosťou (Ponge, 2002).
- Moder – tvorí prechod medzi mullom a morom. Vzniká v priaznivejších podmienkach ako mor. Na jeho vzniku sa podieľa zooedafón čo spôsobilo, že v tomto type humusu sa nenachádza pomerne veľké množstvo koprogénnych elementov (Čurlík a Šurina, 1998). V moderovej forme humusu je makrofauna zastúpená v menšej rozmanitosti a menšom množstve. Organické látky sa hromadia v troch horizontoch. Živiny v moderovej forme humusu sú izolované v rozkladajúcich sa rastlinných zvyškoch,

výkaloch z epigeických živočíchov a húb. Moder sa vyskytuje prevažne v listnatých (dubových a bukových) a ihličnatých lesoch (Ponge, 2002).

- Mor – surový humus – je najnepriaznivejšou formou humusu. Vzniká pri pomalom rozklade opadu v podmienkach chladnej a vlhkej klímy s chudobnou materskou horninou (Čurlík a Šurina, 1998). Pochádza z drsných (väčšinou studených) klimatických podmienok alebo je vytvorený na veľmi zlej materskej hornine a so silnými alelopatickými vlastnosťami súvisiacimi s vegetáciou. V morovom humuse majú prominentné miesto vegetácie na úkor živočíchov a mikrobov, ktoré sú zastúpené na nižšej úrovni a v menšej rozmanitosti (Ponge, 2002).

V podstate humus tvoria dve skupiny látok:

Nešpecifické humusové látky (do 15%) – jednoduchšie organické zlúčeniny. Patria sem sacharidy (pentózy, hexózy, škrob, hemicelulózy, celulózy), proteíny, lipidy, lignín, vosky, živice, masné kyseliny, alkoholy, étery, aldehydy a celý rad alifatických i cyklických aromatických organických zlúčenín. Zvýšený obsah nešpecifických humusových látok (až do 80%) môže byť v nedostatočne rozloženom lesnom opade, prípadne v rašelinových horizontoch, čiže v organickej hmote, ktorá sa formuje v podmienkach nepriaznivých pre mineralizáciu a humifikáciu (Zaujec et al., 2009).

Špecifické humusové látky (85 – 90 %) – tvoria podstatnú časť „pravého humusu“. Sú to vysokomolekulárne, dusíkaté, organické zlúčeniny s cyklickou stavbou (Čurlík a Šurina, 1998). Charakteristickou zvláštnosťou humusových látok je heterogénnosť a polydisperznosť ich komplexov. Heterogénnosť určuje kolísanie vlastností humusových látok, a preto aj i možnosť ich rozdelenia na viac zložiek a frakcií, ktoré majú síce zhodnú stavbu, ale odlišujú sa prvkovým zložením, stupňom disperzity, rozpustnosťou, pohyblivosťou a funkciou v pôde (Zaujec et al., 2009).

Humínové kyseliny sú heterogénnou skupinou vysokomolekulárnych, dusíkatých organických kyselín s cyklickou stavbou. Heterogénnosť humínových kyselín určuje možnosť ich rozdelenia na frakcie líšiace sa stupňom disperzity a chemickým zložením. Maximálnu polydisperzitu a najväčšie rozdiely v chemickom zložení majú novovytvorené humínové kyseliny. Ďalšou humifikáciou sa tieto rozdiely znižujú (Zaujec et al., 2009). Príčina heterogénnosti je v rôznom chemickom zložení humusového materiálu, v dĺžke trvania a v štádiovosti procese humifikácie a v mnohotvárnosti vzájomných reakcií humínových kyselín s minerálnym podielom pôdy (Sotáková, 1982).

Humínové kyseliny nie sú chemické indivíduá, ale heterogénna zmes rôznych komponentov. Líšia sa v závislosti od zloženia, zdroja a spôsobu extrakcie. Humínové

kyseliny sú delené podľa rozpustnosti. Nerozpúšťajú sa v kyslom pH ( $\text{pH} \leq 2$ ), ale pri vyšších hodnotách pH sa rozpúšťajú (Klučáková, 2003).

Humínové kyseliny sú pomerne stabilnou frakciou pôdnej organickej hmoty a sú schopné čiastočne odolávať mikrobiálnemu rozkladu a preto pomáhajú udržiavať obsah organickej hmoty v pôde. Zároveň, prostredníctvom ich značnej chemickej reaktivity, vplývajú na vlastnosti pôdy a jej produkčnú schopnosť (Galantini a Rosell, 2006).

Polčas mineralizácie humusových kyselín sa odhaduje na 3000 – 6000 rokov (Kužel et al., 2001).

Humínové kyseliny sú tmavej farby a väčšinou sa hromadia v mieste vzniku. Sú charakteristické dobrou rozpustnosťou v hydroxydoch a v roztokoch hydrolyticky zásaditých solí. Vo vode sú len čiastočne alebo veľmi slabo rozpustné. Základnou zložkou humínových kyselín je aromatické jadro fenolického alebo chinoidného typu s účasťou alifatických a cyklických dusíkatých zlúčenín. Elementárne zloženie humínových kyselín závisí od pôdneho typu, chemického zloženia rastlinných zvyškov a podmienok humifikácie. Koliše v rozmedzí uhlík 52-62 %, vodík 2,8-5,8 %, kyslík 31-39 % a dusík 1,7-4,9 %. Humínové kyseliny jednotlivých pôdnych typov nachádzajúcich sa v rôznych klimatických podmienkach majú pomerne rôzne elementárne zloženie. Kyselinový charakter týchto zlúčením je daný prítomnosťou kyslých funkčných skupín, z ktorých sú najdôležitejšie karboxylové (-COOH) a fenol hydroxylové (-OH) skupiny. Humínové kyseliny majú poróznú stavbu a vyznačujú sa vysokou sorpčnou schopnosťou. Predpokladá sa, že humínové kyseliny predstavujú organické makromolekuly s cyklickou stavbou a vlastnosťami kyselín, ktoré vznikajú transformáciou rastlinných biopolymérov (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

Fulvokyseliny sú skupinou vysokomolekulárných oxikarboxilových dusíkatých 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 hydroláze. Fulvokyseliny majú veľký význam v pôdotvornom procese, najmä pri podzolizácii (Zaujec et al., 2009). Sú tiež súčasťou komplexu humusových látok, ktoré sa vyznačujú jednoduchšou stavbou a veľkým množstvom prímiesí typu medziproduktov rozkladu organických zvyškov (Sotáková, 1982).

Polčas mineralizácie fulvokyselín sa odhaduje na 80 rokov (Kužel et al., 2001).

Fulvokyseliny sú žltej až hnedej farby, veľmi pohyblivé a ľahko sa premiestňujú v pôdnom profile. Sú charakteristické dobrou rozpustnosťou vo vode, minerálnych kyselinách, hydroxydoch aj v roztokoch hydrolyticky zásaditých solí. Od humínových kyselín sa líšia jednoduchšou stavbou makromolekuly aj celkovým zložením. Obsahujú asi

40-52 % uhlíka, 4-6 % vodíka, 40-48 % kyslíka a 2-6 % dusíka. Obsah popolovín je 2-8 %. Kyselinový charakter fulvokyselín je predovšetkým karboxylovými skupinami. Vodné roztoky fulvokyselín sú silne kyslé (pH 2,6 – 2,8), vo vode dobre rozpustné a veľmi agresívne na minerálny podiel, ktorý obsahuje živiny a koloidy (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

Hymatomelanové kyseliny predstavujú zložitú zmes látok, ktoré môžu vznikajúť z humínových kyselín alebo pri syntéze ľahko rozložiteľných organických zvyškov, resp. pri oxidačno-redukčnom rozklade humusových látok, za prítomnosti kyslíka pri určitej vlhkosti. Ďalej obsahujú viac ako 60 % uhlíku a funkčné skupiny  $-OCH_3$ ,  $-COOH$ ,  $-OH$  (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

Humíny predstavujú silne karbonizované organické latky, ktoré sú pevne viazané na minerálny podiel pôdy a nedajú sa získať ani mnohonásobnou extrakciou alkáliami z odvápnenej pôdy. Humíny sú kondenzovanejšie a viac dehydrované ako humínové kyseliny (Zaujec et al., 2009).

Humus predstavuje dynamický komplex zložitých organických zlúčenín tvoriacich sa pri rozklade a humifikácii organických látok v pôde. Funkcie humusu sú veľmi rozmanité a ovplyvňujú jej fyzikálno-chemické a biologické vlastnosti. Humus má v pôde nesmierny význam a plní tieto funkcie:

- podieľa sa na tvorbe a formovaní fyzikálnych a technologických vlastností pôdy,
- zúčastňuje sa na tvorbe biogénnych prvkov,
- zabezpečuje energiu a uhlík pre pôdne mikroorganizmy,
- zúčastňuje sa na procesoch iónovej výmeny,
- vplýva na rozpustnosť a migráciu prvkov,
- reguluje pufrovaciu schopnosť pôdy,
- pozitívny ovplyvňuje biologicky aktívne látky,
- regulácia redox-potenciálu pôd,
- viazanie pesticídov a ťažkých kovov, biodegradibilita pesticídov,
- brzdenie rozvoja niektorých rastlinných patogénov,
- tvorba štruktúrnych agregátov a ich vodoodolnosť, pórovitosť pôdy, tepelnú bilanciu, vododržnosť, chemickú a biologickú detoxikáciu pôd, vplýva na teplotu pôdy, vodnú retenciu (Javoreková et al., 2008).

Z uvedeného vyplýva, že funkcia humusu v pôde je mnohostranná a nezastupiteľná. Z hľadiska udržiavania, resp. zvyšovania pôdnej úrodnosti, aj stability ekosystémov je

žiaduce, aby medzi tvorbou humusu a jeho rozkladom bola zachovaná rovnováha. Ak prevláda humifikácia, rastlinné živiny sú pevne viazané v humusových látkach a porast ich môže využiť. Ak má prevahu mineralizácia, uvoľňuje sa síce viac živín, ale ubúdanie humusu zhoršuje pôdne vlastnosti, čo sa v konečnom dôsledku môže prejaviť zhoršením úrodnosti (Javoreková et al., 2008).

Výskyt humusu je určovaný podnebím a topografiou. Južné oblasti s vysokou teplotou sa vyznačujú rýchlou mineralizáciou organickej hmoty a jej nízkym obsahom, najmä pokiaľ mineralizáciu neobmedzuje sezónne sucho (v černozekej oblasti). Severné chladné oblasti a vysoké pohoria majú pomalú mineralizáciu s vysokým obsahom surového slabo transformovaného humusu. Podobne vlhké pôdy na nivách riek ovplyvnených podzemnou vodou (čiernice) sa vyznačujú pomalou mineralizáciou a vysokým obsahom humusu v dôsledku nedostatku kyslíka. Celkovo chladná klíma a veľké množstvo zrážok obmedzujú mineralizáciu. Napokon vysoký obsah organickej hmoty majú aj pôdy so špecifickým minerálnym zložením, ktoré bráni jej rozkladu ako sú pôdy s obsahom karbonátov a pôdy na sopečných substrátoch s obsahom alofánov. K zníženiu obsahu organickej hmoty prispieva agrotechnika. Všeobecne orné pôdy v oblastiach mimo klimatických extrémov majú pomerne nízky obsah humusu. Degradácia a úbytok humusu zhoršujú celý rad pôdnych vlastností a tým aj kvalitu pôdy, predovšetkým zásobenosť pôdy živinami a schopnosť plniť produkčné a ekologické funkcie (Sobocká, 2007).

Obsah a kvalita humusu sú priamo aj nepriamo určované fyzickými, chemickými, biologickými vlastnosťami pôdy. Obsah a vlastnosti organickej zložky pôdy sú podmienené nielen pôdnymi a klimatickými faktormi, ale tiež spôsobmi obrábania pôdy. V lesných pôdach sú jedným zo základných faktorov, ktoré určujú vlastnosti organického horizontu, druhové zloženie porastov. V pôdach využívaných v poľnohospodárstve, sú vlastnosti pôdneho humusu väčšinou určované po zbere zvyškov, ktoré sú zanechané z najúrodnejších plodín (Dębska et al., 2009).

Tobiašová et al. (2009) uvádzajú, že najvyššiu hodnotu humusových látok zaznamenali v agro-ekosystéme s priemernou hodnotou 19 % a najnižšia hodnota bola v antropickej pôde 13 %. V lesnom ekosystéme boli ich hodnoty 18% a v lúčnom 16 %. To znamená, že inak vyššie extrahované obsahy uhlíka humusových látok boli v lesoch a lúčach, ale najvyššie extrahované obsahy uhlíka látok humusu boli v ornej pôde. Dôvodom je aplikácia maštalného hnoja a vyšší kontakt organických látok s minerálnou časťou pôdy a podobné využívanie vápenatých a iných anorganických hnojív. Ich množstvo má stabilizačný efekt na

tvorbu nových humusových látok. Maštalný hnoj obsahuje humusové látky s vyšším stupňom polymerizácie, vyššou odolnosťou voči mikrobiálnemu rozkladu.

Humus lesných pôd je charakteristický väčšinou koncentráciou fulvokyselín, naproti tomu rašelina a pôda pod trávnyimi porastmi obsahuje viac humusových kyselín (McCool a Gressel, 1995).

Obsah humusu v lúčnych pôdach sa uvádza vo veľmi širokých hraniciach od 2,6 do 12,4 %, s odhľadnutím extrémnych stanovišť, akými sú napríklad rašelinové pôdy alebo pôdy na kamenistých výsušných stanovišť. Na priemerne minerálnych pôdach pri poľnom využívaní je obsah humusu len málokedy vyšší než 1,5 – 3 %, v pôdach s trávnyim porastom sa najčastejšie pohybuje v rozpätí 3 – 8 % (Lichner et al., 1977).

V urbánnych pôdach je množstvo humusových látok s vysokou sorpčnou schopnosťou veľmi nízke (Beyer et al., 1995). Dochádza k postupnému poklesu obsahu humusu. Kvalitu humusu je oproti prirodzeným pôdam podstatne nižšia (Lorez a Kandeler, 2005).

## **1.6 Sorpcia a sorpčný komplex pôdy**

Dôležitou vlastnosťou pôdy je schopnosť pútať (zadržiavať) rozličné zlúčeniny a ich časti, t.j. sorpčná schopnosť. Táto vlastnosť sa prejavuje hromadením plynnej alebo rozpustenej látky (sorbentu) na povrchu inej látky (adsorbentu) tuhej alebo kvapalnej. To znamená, že sorpcia vzniká na rozhraní dvoch fáz a závisí od teploty a tlaku. Príčinou sorpcie sú príťažlivé sily chemickej alebo fyzikálnej povahy. Výmena iónov medzi pôdnymi časticami a koreňmi rastlín je spolu s fotosyntézou a respiráciou veľmi dôležitá pre život rastlín. Táto výmena sa uskutočňuje na povrchu jemných, alebo koloidných frakcií pôdy anorganického (ílové minerály) a organického (humusové látky) pôvodu. Koloidné častice predstavujú určitú banku prvkov (iónov), kde sú chránené pred stratami vyplavovaním, môžu sa však postupne uvoľňovať a využívať rastlinami. O sorpcii je možné hovoriť vtedy, ak dochádza k zvýšeniu koncentrácie látky na fázovom rozhraní v porovnaní s okolitým prostredím. Takýto stav je v dôsledku pôsobenia nevyvážených síl na povrch sorbentu (látka, na ktorej dochádza k pútaniu). Sorpčný komplex, ktorý pozostáva z minerálnej a organickej časti v koloidnom stave je dôležitým činiteľom pri vytváraní všetkých chemických a fyzikálno-chemických procesov v pôde a usmerňuje aj priebeh biologických procesov v nej. Preto zloženie a kvalita sorpčného komplexu sú pre úrodnosť pôdy veľmi dôležité. Veľká heterogenita pôdných častíc, ktoré sa podieľajú na výmene kationov (acidoidné ílové minerály, amfoterné hydratované seskvioxydy, organické humusové sférokoloidy a lineárne

biokoloidy kyslej a amfoternej povahy, mikroorganizmy, koreňky rastlín) spôsobujú, že proces výmeny katiónov v pôde je veľmi zložitý a nie je ho možné popísať jednoduchou schémou. Fyzikálne, chemické a biologické procesy neustále narušujú ustáľujúce sa iónové rovnováhy. Povrchová difúzia iónov v difúznej časti elektrickej dvojvrstvy, ktorá prebieha už pri nasýtení pôdy hygroskopickou vodou, umožňuje výmenu iónov i priamo medzi pevnými adsorbentmi (kontaktná výmena, bez účasti pôdneho roztoku). Napriek uvedenému je možné opísať určité zákonitosti, ktorými sa riadi výmena katiónov v pôde. Na katiónovej výmennej sorpcii sa podieľajú dve hlavné zložky záporného náboja:

- konštantný (permanentný) náboj - vzniká izomorfnými substitúciami v kryštálovej mriežke ílových minerálov, a to hlavne substitúciou  $Al^{3+}$  za  $Si^{4+}$  (vo vrstve teraedrov) a  $Mg^{2+}$  a  $Fe^{2+}$  za  $Al^{3+}$  (vo vrstve oktaedrov),
- variabilný náboj – vzniká disociáciou  $H^+$  iónov silanových skupín (Si-OH) na povrchu alumosilikátov, alebo na ich hranách a rohoch (vzniká prerušením kontinuity kryštálovej mriežky ílových minerálov) a fenolhydroxylových a karboxylových skupín v organickej hmote. K zdrojom záporného náboja prispieva aj disociácia  $H^+$  iónov z minerálnych kyselín (Hanes, 1999).

Zaujec et al. (2009) uvádzajú, že dôležitou vlastnosťou pôdy je schopnosť viazať (zadržiavať) ióny, molekuly, plyny a kvapalné látky. Význam tejto vlastnosti z praktického hľadiska spočíva najmä v tom, že výmenné sorbované ióny sú prijateľné pre rastliny a nepodliehajú migrácii, čo má nemalý ekologický aj ekonomický význam. Sorpčný komplex je vysoko dispergovaná frakcia pôdy, ktorá limituje veľkosť sorpčnej kapacity, pozostáva hlavne z minerálnej a organickej časti. Minerálnu časť predstavujú najmä ílové minerály a organickú pôdny humus. Sorpčná schopnosť pôdy patrí medzi veľmi dôležité vlastnosti pôdy, ktoré podmieňujú pôdny koloidný komplex – koloidy minerálneho a organického pôvodu. Hlavné mechanizmy sorpcie v pôde:

- mechanická sorpcia – spočíva v mechanickom zadržiavaní jemných častíc v pôdnych póroch. Závisí od zrnitosti a agregátového zloženia pôd. Pôdy stredne ťažké, ťažké a jemno agregátové sa vyznačujú vyššou mechanickou sorpciou ako pôdy piesočnaté a hrubo agregátové (Zaujec et al., 2009).
- fyzikálna sorpcia – súvisí s povrchovými javmi na fázovom rozhraní koloidnej sústavy. Podmienená je voľnou povrchovou energiou, ktorá vzniká na rozhraní pevných častíc pôdy a pôdneho roztoku. Prejavuje sa zväčšovaním (pozitívna sorpcia)



alebo znižovaním (negatívna sorpcia) koncentrácie molekúl na povrchu pevnej fázy a ich poklesom alebo vzostupom v pôdnom roztoku (Zaujec et al., 2009).

- fyzikálno-chemická (výmenná) sorpcia – spočíva vo výmene iónov medzi pôdnym komplexom a pôdnym roztokom, ktorá sa uskutočňuje v ekvivalentných pomeroch. Energia výmeny katiónov závisí od ich mocenstva, atómovej hmotnosti a veľkosti polomeru. Túto sorpciu považujeme za najdôležitejšiu (Zaujec et al., 2009).
- chemická sorpcia – súvisí so zadržiavaním tých iónov v pôde, ktoré za určitých podmienok vytvárajú málo rozpustné, resp. nerozpustné zlúčeniny (Zaujec et al., 2009).
- biologická sorpcia – je selektívna (výberová), pretože organizmy absorbujú tie prvky, ktoré potrebujú k svojmu životu (Zaujec et al., 2009).

Bedrna a Hraško (1988) uvádzajú, že sorpčné vlastnosti pôdy charakterizuje celková sorpčná kapacita (T), množstvo sorbovaných báz (S), hydrolytická kyslosť (H) a sorpčná nasýtenosť (% V).

Celková sorpčná kapacita (T) je najväčšie množstvo katiónov v milimóloch, ktoré môže pútať 1 kg zeminy. Hodnota celkovej alebo maximálnej sorpčnej kapacity v pôde závisí predovšetkým od množstva koloidov a ich povahy. Najväčšiu sorpčnú kapacitu majú humusové látky (2000 – 5000 mmol.  $\text{kg}^{-1}$ ). Z minerálnych koloidov majú najväčšiu sorpčnú kapacitu minerály typu montmorillonitu (800 – 1500 mmol.  $\text{kg}^{-1}$ ), ilit a chlorit má 100 – 400 mmol.  $\text{kg}^{-1}$  a kaolinit 30 – 150 mmol.  $\text{kg}^{-1}$ . Piesočnaté pôdy majú celkovú sorpčnú kapacitu 50 – 100, hlinité 200 – 300 a ílovité 400 – 500 mmol.  $\text{kg}^{-1}$  pôdy (Bedrna a Hraško, 1988).

Obsah výmenných bázických katiónov (S) udáva množstvo milimólov bázických katiónov (Ca, Mg, K, Na) v 1 kg zeminy. Stupeň nasýtenia sorpčného komplexu bázickými katiónmi sa udáva ako podiel výmenných bázických katiónov v % celkovej sorpčnej kapacity (Bedrna a Hraško, 1988).

Hydrolytická kyslosť (H) sa prejavuje pri styku pôdy s roztokom silno hydrolyzovanej soli, pri ktorej sa z pôdneho koloidného komplexu vytesnia do roztoku všetky ióny H a Al sorbované pôdnymi koloidmi (Bedrna a Hraško, 1988).

Zloženie výmenných katiónov v sorpčnom komplexe silne ovplyvňujú fyzikálne i chemické vlastnosti pôdy. Výmenný vápnik koaguluje pôdne koloidy, zatiaľ čo výmenný sodík zvyšuje ich peptizáciu. Pôdy s vysokým zastúpením sodíka v sorpčnom komplexe patria medzi zasolené pôdy (slance). Draslík v sorpčnom komplexe má veľký význam vo výžive rastlín, zatiaľ čo vodík znižuje prijímanie živín rastlinami a uvoľňuje do pôdneho roztoku hliník,

ktorý pôsobí toxicky na koreňky rastlín. Tieto tri hodnoty sa v pôdoznalctve veľmi často používajú, pretože charakterizujú kvantitatívnu (T) i kvalitatívnu (S, V) stránku koloidného komplexu v pôde, a teda aj pôdy ako celku (Bedrna a Hraško, 1988).

Lesné pôdy vyvinuté na nespevnených pieskoch sú veľmi chudobné na bázické katióny. Celkové množstvo Ca, Mg a K je vo všeobecnosti nižšie ako  $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Straty bázických katiónov v piesočnatých pôdach nie sú kompenzované zvetrávaním. Klesajúci podiel základných katiónov vo výmennej katiónovej kapacite najmä Ca a Mg, naznačuje že tieto katióny sú rýchlejšie odstraňované zo sorpčného komplexu a tým môže dôjsť k okysleniu pôdy. Acidifikácia pôdy v lesnom prostredí je tvorená prírodnými faktormi ako príjem bázických katiónov rastlinami, uvoľňovanie protónov koreňmi, rozpúšťanie vápenatých zlúčenín kyselinou uhličitou a ich následné vyplavovanie do pôdnej vody. Zvýšenie pôdnej kyslosti je sprevádzané zvýšenou mobilitou bázických katiónov, ich uvoľňovaním do pôdneho roztoku a následným vyplavením, tým sa tiež zvyšuje rozpustnosť Al. Hliník je silne kyslý katión, ktorý zvyšuje kyslosť pôdy a nakoniec po odstránení základných katiónov je tiež vyluhovaný do hlbších častí pôdneho profilu (Porębska et al., 2008).

Rozsah kovovej adsorpcie v pôdach závisí od mnohých faktorov, ako typ a koncentrácia adsorbentu, teplota, pH a chemické vlastnosti povrchu adsorbentu. Zo skúmaných ťažkých kovov (Cd, Cu, Cr, Pb, Zn) v urbánnych pôdach Cu a Zn mali najväčšiu mobilitu a ich mobilita bola silne závislá od pH. Adsorpcia ťažkých kovov je veľmi dôležitá pri určovaní schopnosti pôdy reagovať na zavedenie týchto znečisťujúcich látok do pôdneho systému (Markiewicz-Patkowska et al., 2004).

## 1.7 Pôdna reakcia

Bujnovský a Holobradý (1997) uvádzajú, že pôdna reakcia je významná agrochemická vlastnosť, ktorá výrazne ovplyvňuje rast a vývoj rastlín. Na formovaní pôdnej reakcie sa podieľajú vnútorné (endogénne) činitele, najmä chemizmus a textúra horniny, z ktorej pôda vznikala vonkajšie (exogénne), medzi ktoré patria najmä klimatické faktory (zrážky), biologické faktory (koreňové vylúčky rastlín) a činnosť človeka (agrotechnika a používanie hnojív).

Pôdna reakcia je termín, ktorý indikuje acido-bázické reakcie v pôde. Rôzne chemické a biochemické pôdne procesy sú ovplyvnené pôdnou reakciou alebo prebiehajú pri špecifickej reakcii. Sú to najmä rozkladné procesy, procesy tvorby sekundárnych minerálov,

ale nepriamo aj rast rastlín, pretože pôdna reakcia ovplyvňuje rozpustnosť a prístupnosť živín. Pre rastliny sú vyššie koncentrácie  $H^+$  iónov toxické. Hodnota pH je azda najdôležitejšou chemickou charakteristikou pôd. Je hlavnou premennou, ktorú treba poznať, ak chceme pochopiť dôležité chemické procesy v pôde, akými sú pohyb iónov, rozpúšťanie a zrážanie látok a kinetiku týchto procesov, oxidačno-redukčné procesy, prístupnosť živín pre rastliny a negatívne vplyvy pôdnej kyslosti na rastliny. Pretože pH je termín, ktorý je definovaný pre roztoky, nemôže byť aplikovaný pre pevné fázy pôd. Avšak chemické vlastnosti pevných fáz pôdy určujú pH pôdných roztokov. Hodnota pH je odrazom celého radu reakcií v pôdach. Určujú ju voľné protónové ióny v pôdnom roztoku, sorbované, prípadne disociovatelné protóny. Ak v sorpčnom komplexe pôdy prevažujú bázičné kationy nad iónmi vodíka, prejavujú pôdy alkalickú reakciu a naopak, ak prevažujú uvoľnitelné protónové ióny, prejavujú pôdy kyslú reakciu.

Na pôdu majú rozhodujúci vplyv nasledovné faktory:

- vnútorné:

- ✓ chemické (minerálne) zloženie a zrnitostná skladba pôdotvorných substrátov (hornín), z ktorých pôda vznikla, alebo ich obsahuje,
- ✓ zvetrávacie podmienky a procesy (acidolýza, kyslé sulfatické zvetrávanie, hydrolýza, alkalinolýza),

- vonkajšie faktory:

- ✓ atmosférické zrážky (množstvo a charakter zrážok),
- ✓ biochemické procesy (predovšetkým pôsobenie rozložených a rozkladajúcich sa rastlinných zvyškov a výlučkov koreňov, ktoré sú zdrojom iónov vodíka),
- ✓ pôsobenie fyziologicky kyslých priemyselných hnojív (predovšetkým dusíkaté a draselné) má za následok vyplavovanie, resp. posun bázičných zložiek pôdy ( $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ) a tým i acidifikáciu pôd,
- ✓ kyslé spády (suché i mokré spády),  $SO_x$ ,  $NO_x$ ,  $NH_x$ , Cl,  $CO_2$  a ďalšie, ktoré vznikajú pri spaľovacích a iných chemických procesoch (Čulík et al., 2003).

Pôdna reakcia určuje zásobovanie pôdy vápnikom, ktorý sa nachádza v pôde prevažne vo forme uhličitanu vápenatého. K vyjadreniu pôdnej reakcie sa používa symbol pH. Čím je kyslosť vyššia, tým nižší je stupeň pH. Hodnota pH okolo 7 sa označuje ako neutrálne, pod pH 7 ako kyslé a hodnoty pH nad 7 sú alkalické (Kalina, 1999).

Bielek (1996) uvádza, že Slovenská republika má nasledovný systém hodnotenia pôdnej reakcie vo výluhu KCl: pod pH 4,5 (extrémne kyslá), 4,6 – 5,0 (silne kyslá), 5,1 – 5,5 (kyslá), 5,6 – 6,5 (slabo kyslá), 6,6 – 7,2 (neutrálna), 7,3 – 7,7 (alkalická), nad 7,7 (silne alkalická).

V dôsledku zložitých vzťahov v pôde rozlišujeme pôdnu reakciu na :

- aktívnu – je určená  $H^+$  iónmi ( $H_3O^+$ ) a  $OH^-$  voľné prítomnými v pôdnom roztoku. Vyjadruje sa v pH.
- výmennú – je okrem voľných  $H^+$  a  $OH^-$  iónov determinovaná obsahom  $H^+$  a obsahom  $Al^{3+}$  adsorbovaných pôdnym koloidným komplexom, ktoré sa uvoľnia do pôdneho roztoku pôsobením hydrolyticky neutrálnych solí ( $CaCl_2$ , KCl, NaCl). Uvádza sa v jednotkách pH alebo  $mmol(p^+). kg^{-1}$  pôdy (Sotáková, 1988).

Príliš nízke aj príliš vysoké hodnoty pH majú negatívny vplyv na rastliny. Pri príliš nízkej hodnote pH je rast rastlín viac alebo menej brzdený, pričom hlavnou príčinou je toxické pôsobenie hliníka, ktorý pri nízkych hodnotách pH (pod 4,5 – 5) prichádza do pôdneho roztoku. Okrem toho brzdí činnosť mikroorganizmov, takže sa začne zhoršovať štruktúra pôdy. Pôdy majú sklon k zlievaniu a tvorbe prísušku, čo je nepriaznivé najmä na ťažkých ílových pôdach. Prijateľnosť živín (okrem P, Mg a Mn) je však v kyslých pôdach dobrá. Hlavnou nevýhodou príliš vysokej hodnoty pH je znížená prijateľnosť niektorých stopových prvkov v pôde (Mn, Fe a B), takže pri prevápnení sa často vyskytuje deficit stopových prvkov. Pri neutrálnej hodnote pH je pôdna štruktúra veľmi priaznivá v dôsledku podpory biologickej aktivity (Kalina, 1999).

Rastliny majú rozdielne nároky na pôdnu reakciu. Spodná hranica pri našich kultúrnych plodinách je okolo pH 4,0 a horná hranica okolo pH 8,0. Prekročenie týchto hraníc pri niektorých rastlinách spôsobuje až úplnú neúrodu. Interval pH, pri ktorom pôdna reakcia nevystupuje ako faktor obmedzujúci úrody, má pri plodinách rozdielny obsah optima. Niektoré znášajú alebo aj žiadajú pôdy slabokyslé s pH 5 (ovos, zemiaky). Iné vyžadujú slaboalkalické, nad pH 7 (vinič, lucerna). Väčšine kultúrnych rastlín vyhovuje pH 6,0 – 7,0. Tento interval pH súčasne najlepšie zodpovedá požiadavkám uvoľňovania živín z pôdnych zásob a ich udržiavania v prístupných formách. Jednotlivé plodiny môžu pomerne dobre produkovať úrody aj pri širšom rozpätí pH. Z toho vyplýva, že rastliny sa vedia do značnej miery prispôbiť podmienkam prostredia (Fecenko a Ložek, 2000).

Balík et al. (2007) uvádzajú, že dusík zohráva dominantnú úlohu v kationovo/aniónových bilanciách, pretože patrí medzi najviac prijímané živiny. Rastliny s dusičnanovou výživou produkujú  $OH^-$  alebo  $HCO_3^-$ , čo vedie k zvýšeniu pH rizosféry. Rastliny hnojené amoniakálnou formou dusíka produkujú  $H^+$ , čo má za následok okyslenie rizosféry. Pri hliníkovej toxicite je výrazne znížený príjem aniónov a to hlavne  $NO_3^-$ . Významne vyšší príjem kationov spôsobí následnú acidifikáciu, prípadne obmedzenie

alkalického prostredia v pôde. Autori taktiež poukazujú, že vyššia produkcia  $H^+$  a zmena pH je významne spojená s deficitom fosforu a železa, čo môže prispievať k mobilizácii alebo imobilizácii toxických kovov, ako sú napr. hliník a ťažké kovy.

Najpodstatnejšou vlastnosťou lesnej pôdy, ktorou sa líši od poľnohospodárskej pôdy je prítomnosť horizontu nadložného humusu, ktorý sa tvorí z opadu drevín, krovín aj z odumretej nadzemnej časti bylinnej vegetácie, ktoré rastú v lese. Pokiaľ ide o kyslosť, listnatý opad má obyčajne pH 5,0 – 6,5 a ihličnatý má pH 4 – 5. Reakcia štiav v trávach je mierne kyslá až veľmi kyslá. Podobné je aj pH opadu z týchto rastlín (Hraško a Bedrna, 1988).

Lichner et al. (1977) uvádzajú, že optimálne pH pre trávne porasty je tesne pod neutrálnou hranicou. Najlepšie úrody trávnych porastov sú pri rozpätí pH 5,5 – 6,6. Až pod pH 5,0 sa úrody značne znižujú. Hodnoty nad pH 6,0 často znemožňujú prijímanie stopových prvkov (B, Cu, Mn), ale aj fosforu a draslíka, ale naopak nízke pH umožňuje uvoľňovanie kovov škodlivých pre rastliny. Ak na pôdach bohatých na humus je malý výskyt ťažkých kovov, môže sa spodná hranica optimálneho pH znížiť aj na 4,3 – 4,7.

Urbánne pôdy sú bohaté na alkalické kovy a majú vyššie pH. Stavebná sutina, ktorá sa do pôdy dostáva, zvyšuje v nej zastúpenie vápnika (Puskás a Farsang, 2009). Aj závlahová voda bohatá na vápnik môže byť dôvodom zvyšovania pH v letnom období (Craul a Klein, 1980). NaCl a  $CaCl_2$  používané pri posype ciest sú tiež príčinou zvyšovania pH urbánnych pôd, ktoré sa najmä pri cestách pohybuje až okolo 9. Celkovo je pôdna reakcia urbánnych pôd slabo alkalická až alkalická (Puskás a Farsang, 2009).

K zvýšeniu pH dochádza po dodaní pozberových zvyškov v prvých fázach a predpokladá sa, že dôvodom je dekarboxylácia zvyškov organických kyselín a v neskorších fázach rozklad a amonizácia dusíka (Yan, et al., 2006).

Kyslé pôdy sú prítomné najmä v humídnejších podmienkach. V nich koncentrácia  $H^+$  iónov prevažuje nad koncentráciou  $OH^-$  iónov. Tieto pôdy môžu obsahovať rozpustné formy Fe, Al a Mn. Minerálne pôdy, ktoré majú hodnoty pH pod 4 obsahujú pravdepodobne produkty oxidácie síry ( $SO_4$ ). Pôdy, pri ktorých pH klesne pod 5,5 pravdepodobne môžu obsahovať voľné formy hliníka, v takej koncentrácii, ktorá už môže byť toxická pre rastliny. Prakticky všetky pôdy s pH medzi 7 – 8,5 obsahujú karbonáty. Ak je pH vyššie ako 8,5 sú už pôdy alkalické. Alkalické pôdy sa vyskytujú v semiarídnych až arídnych podmienkach a v pôdach na karbonátových substrátoch. V nich prevažujú  $OH^-$  ióny nad  $H^+$  iónmi. V alkalických pôdach sa buď nenachádzajú, alebo len v nízkych koncentráciách, rozpustné formy Al, Fe a Mn (Čulík et al., 2003).

Gonet et al. (2009) uvádzajú, že najvyššie hodnoty pH boli zaznamenané vo vzorkách pôdy lúk (5,72-5,76) a najnižšie pre vzorky ornej pôdy (4,11-4,21) a vzorky zo smrekových porastov (4,12-4,29).

## 2. Cieľ práce

Černozem je pôdnym typom, ktorý s ohľadom na jeho chemické vlastnosti môžeme považovať za jeden z najproduktnejších pôdných typov. Jeho priaznivé chemické vlastnosti sú však výrazne ovplyvňované rôznym spôsobom obhospodarovania. Preto aj cieľom tejto práce bolo posúdenie rozdielov v chemických vlastnostiach černozeme v lesnom, lúčnom, urbánnom ekosystéme a agroekosystéme.

Konkrétne ide o posúdenie:

- rozdielov v chemických vlastnostiach černozeme v závislosti od spôsobu využívania pôdy – les, lúka, orná pôda, intravilán;
- rozdielov v chemických vlastnostiach černozeme v závislosti od vstupov organickej hmoty na jednotlivých honoch;
- intenzity vplyvu človeka na chemické vlastnosti černozeme.

### 3. Materiál a metodika

Katastrálne územie mesta Trnava patrí medzi nížinné územia. Vzhľadom k malej svahovitosti a vertikálnej členitosti reliéfu je konfigurácia terénu minimálna - nadmorské výšky územia sa pohybujú v rozpätí 135 – 180 m. Najnižším miestom mesta Trnava je južný cíp územia, v ktorom tok Trnávky opúšťa kataster - 134 m n. m. Naopak najvyšším miestom je okolie majera Mezdiháň pri Ružindole - 188 m n. m.. Samotný intravilán mesta leží takmer na rovine v nadmorských výškach 140 – 145 m (niva Trnávky) a 145 – 155 m (okolité územie). Celkový sklon katastrálneho územia je S-J až SZ - JV v súlade s úklonom tejto časti Podunajskej nížiny.

([http://www.trnava.sk/new/viewpage.php?page\\_id=1058&sekcia=sluzby](http://www.trnava.sk/new/viewpage.php?page_id=1058&sekcia=sluzby)).

Mesto Trnava leží v strede Trnavskej pahorkatiny v nadmorskej výške 146 m. Okolie Trnavy výrazne ovplyvňujú morfológické celky: Malé Karpaty, Považský Inovec a Podunajská nížina. Trnavská pahorkatina (Trnavská sprašová tabuľa) je ohraničená na východe nivou Váhu, na severovýchode Považským Inovcom, na západe Malými Karpatami a na juhu Podunajskou pahorkatinou. Katastrálne územie mesta Trnava leží v teplom suchom okrsku s miernou zimou. Priemerná ročná teplota vzduchu býva 9 - 10 °C; najteplejší býva júl (20,3 °C), najstudenší január (2,2 °C). Zrážky sú v priemere od 420 do 800 mm. Územie mesta Trnava leží v centre černoze (s obsahom humusu 1,5 - 2,5 %), ktorá prechádza smerom ku Malým Karpatom do hnedozeme a smerom k Váhu do čierne. Cez mesto preteká riečka Trnávka, dĺžka jej toku je 43 km, jej najdlhším prítokom je potok Parná, ktorá preteká juhozápadnou časťou extravilánu. Rastlinstvo Trnavskej pahorkatiny patrí do západoeurópskej, stredoeurópskej a východoeurópskej (teplomilnej, panónskej) flóry, podľa vegetačných stupňov patrí Trnava do územia s rastlinstvom riečnych nív a teplomilných dubín. Podľa súčasného stavu a zloženia fauny Trnavu s okolím zaradujeme do paleoarktickej oblasti a podľa prevládajúcich biotopov jej fauna patrí medzi stepi a lesostepi a do eurosibírskej podoblasti

(<http://portal.gov.sk/Portal/sk/Default.aspx?CatID=109&cityID=506745>).

Na väčšine plochy katastrálneho územia prevládajú pôdy černozeňného typu, takmer výlučne hlboké, bezskeletnaté, zrnitostne stredne ťažké až ľahké. Na menšej ploche sú zastúpené semihydroforfné pôdy typu čiernic. V katastrálnom území mesta Trnava sa nachádzajú nasledovné skupiny pôd:

- Molické pôdy - černozeň ČM - černica ČA



- Ilimerické pôdy - hnedozem HM
- Hydromorfné pôdy - glej GL
- Iničiálne pôdy - fluvizem FM
- Antropické pôdy - kultizem KT - antrozem AN

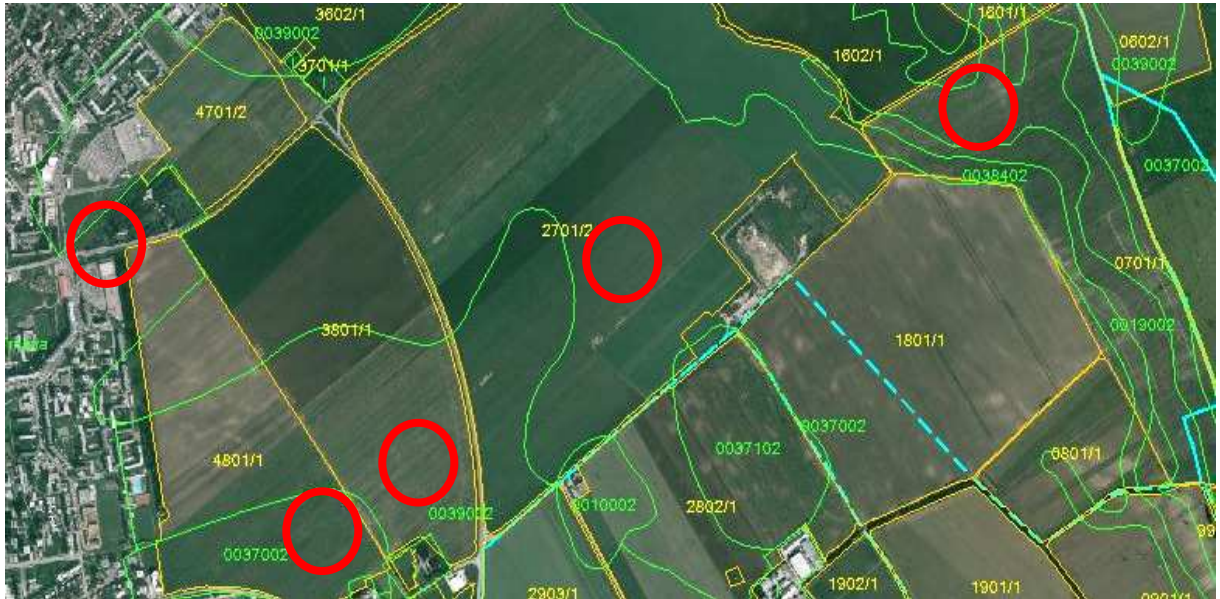
Pôdny kryt oblasti Trnava je relatívne homogénny, čo vyplýva z geologickej stavby územia s dominanciou spraší. Pôdotvorný substrát tvoria najmä würmské až holocénne sedimenty (spraše a fluvialne sedimenty). Priestorová diferenciácia pôdneho krytu k.ú. mesta Trnava je vzhľadom k relatívne homogénnym klimatickým podmienkam prejavom pôsobenia azonálnych činiteľov - najmä geologického substrátu a makroreliéfu, vplyvom ktorých sa vyvinuli genetické pôdne typy v dnešnej podobe

([http://www.trnava.sk/new/viewpage.php?page\\_id=1058&sekcia=sluzby](http://www.trnava.sk/new/viewpage.php?page_id=1058&sekcia=sluzby)).

Do pokusu bola zaradená černoziem, na ktorej boli odoberané pôdne vzorky v štyroch rôznych ekosystémoch, orná pôda – agroekosystém, lúka, les a intravilán – urbánny ekosystém (obr. 1 a 2).



Obrázok 1. Lokality odberu pôdnych vzoriek na čerozemí (les, lúka) v lokalite Trnava



Obrázok 2. Lokality odberu pôdnych vzoriek na černoze (orná pôda – hony 1-4 a intravilán) v lokalite Trnava

Pôdne vzorky pre stanovenie chemických vlastností boli odberané do hĺbky 0,3 m z každého ekosystému a na ornej pôde súčasne zo štyroch honov, s rôznymi rotáciami plodín (tab. 1a,b) a bola urobená bilancia uhlíka podľa Jurčovej a Bieleka (1997).

Tabuľka 1a. Bilancia uhlíka ( $B_C$ ) na jednotlivých honoch černoze

	Rok	Plodina	$B_C$ [t C.ha <sup>-1</sup> ]
CM-01	2004	Pšenica letná, f. ozimná	-0,504
	2005	Jačmeň siaty, f. jarná	-1,121
	2006	Pšenica letná, f. ozimná	-0,355
	2007	Kapusta repková pravá (MH)	+6,344
	2008	Pšenica letná, f. ozimná	-0,603
	2009	Jačmeň siaty, f. jarná	-1,166
	2010	Jačmeň siaty, f. jarná	-1,158
	Výsledná bilancia na hone za roky 2004 – 2010		
	Rok	Plodina	$B_C$ [t C.ha <sup>-1</sup> ]
CM-02	2004	Kukurica siata na siláž (MH)	+5,182
	2005	Pšenica letná, f. ozimná	-0,551
	2006	Lucerna siata	-
	2007	Lucerna siata	-
	2008	Lucerna siata	-
	2009	Lucerna siata	-
	2010	Lucerna siata	+4,038
Výsledná bilancia na hone za roky 2004 – 2010			+8,669

Tabuľka 1b. Bilancia uhlíka ( $B_C$ ) na jednotlivých honoch černoze

	Rok	Plodina	$B_C$ [t C.ha <sup>-1</sup> ]
CM-03	2004	Pšenica letná, f. ozimná	-0,468
	2005	Kukurica siata na siláž (MH)	+6,194
	2006	Pšenica letná, f. ozimná	-0,467
	2007	Kukurica siata na zrno	+0,744
	2008	Pšenica letná, f. ozimná	-0,453
	2009	Kapusta repková pravá (MH)	+8,56
	2010	Pšenica letná, f. ozimná	-0,374
	Výsledná bilancia na hone za roky 2004 – 2010		
	Rok	Plodina	$B_C$ [t C.ha <sup>-1</sup> ]
CM-04	2004	Hrach siaty	+0,522
	2005	Pšenica letná, f. ozimná	-0,481
	2006	Kukurica silážna (MH)	+6,086
	2007	Pšenica letná, f. ozimná	-0,39
	2008	Kukurica silážna (MH)	+6,367
	2009	Jačmeň siaty, f. jarná	-0,555
	2010	Kukurica siata na siláž (MH)	+6,243
	Výsledná bilancia na hone za roky 2004 – 2010		

CM 01 až CM 04 – hony na ornej pôde, MH – maštalný hnoj,  $B_C$  – bilancia uhlíka

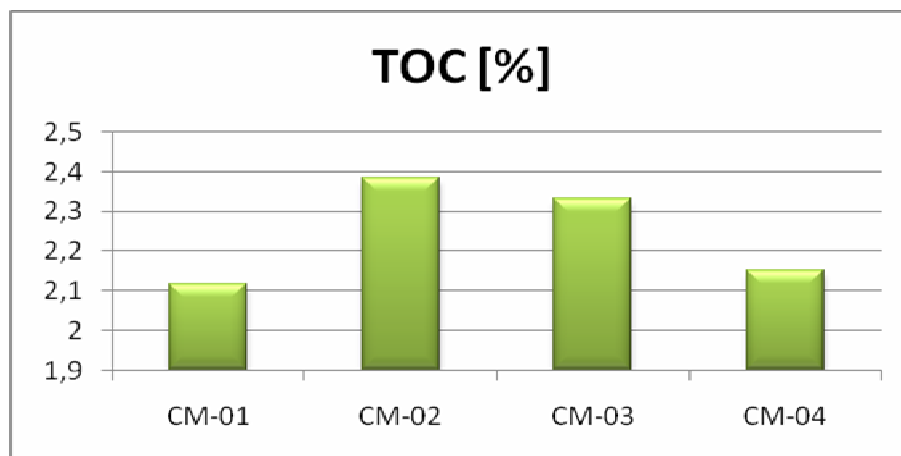
Po vysušení pri laboratórnej teplote boli pôdne vzorky zomleté. Chemické analýzy zahŕňali nasledovné metódy:

- organický uhlík mokrou cestou podľa Ťurina (Ťurin, 1966),
- humusové látky - skupinové zloženie metódou Belčíkovej- Kononovej (Kononova a Belčíkova, 1962),
- celkový dusík podľa Kjeldahla (Peterburskij, 1963),
- pôdna reakcia - aktívna a výmenná potenciometricky (Fiala et al., 1999),
- parametre sorpčného komplexu - hydrolytická kyslosť titračne, suma výmenných bázičských kationov, kationová sorpčná kapacita, stupeň nasýtenia sorpčnej kapacity bázičskými kationmi (Fiala et al., 1999).

Získané údaje budú sumarizované formou tabuliek a grafov.

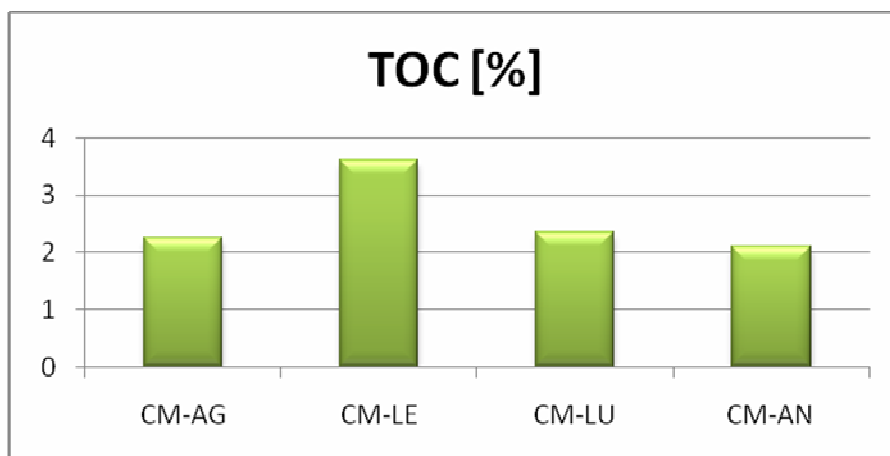
## 4. Výsledky a diskusia

Obsah organického uhlíka kolísal v širokom rozpätí hodnôt nielen v ekosystémoch, ale aj v rámci ornej pôdy (graf 1). Najvyššie množstvo celkového organického uhlíka bolo na hone CM-02, na ktorom bola päť rokov pestovaná lucerna siata, čo poukazuje na obrovský význam zastúpenia viacročných krmovín v osevnom postupe (Bhattacharyya et al., 2008). Druhé najvyššie množstvo organického uhlíka bolo zistené na hone CM-03, kde bola zaznamenaná druhá najvyššia hodnota obsahu uhlíka za sledované obdobie. Na hone CM-04 boli zaznamenané síce najvyššie vstupy organických látok do pôdy, ale bola aj najvyššia intenzita mineralizácie organických látok, preto výsledná hodnota obsahu uhlíka bola nižšou ako v predchádzajúcich prípadoch. Vyššia intenzita mineralizácie bola podmienená vyšším obsahom väčších zrnitostných frakcií, najmä piesku na danom hone. Vo všetkých hodnotených agroekosystémoch bol obsah uhlíka vysoký a priemerná hodnota bola 2,246 %.



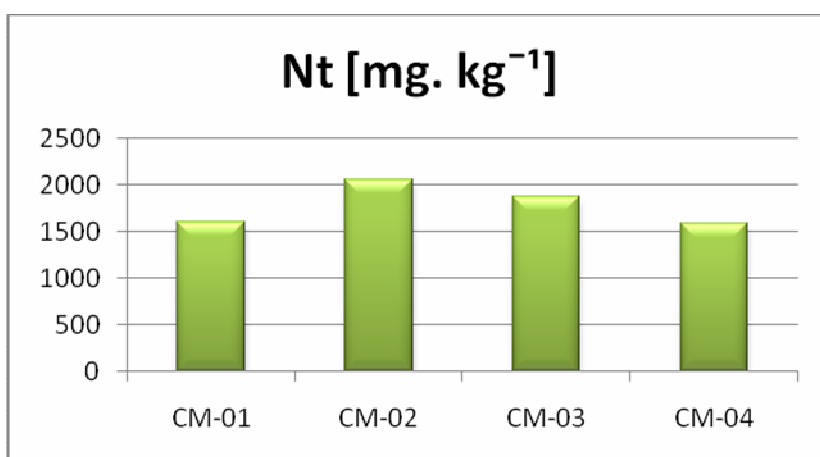
Graf 1. Obsah celkového organického uhlíka na honoch v agroekosystéme TOC – celkový organický uhlík, CM-01-CM-04 hony na ornej pôde

Zo všetkých sledovaných ekosystémov (graf 2) bolo najväčšie množstvo organického uhlíka zistené v lesnom ekosystéme, v ktorom je nepretržitým zdrojom uhlíka lesný opad, teda z všetky vstupy organických látok v prirodzených ekosystémoch zostávajú. Druhé najväčšie množstvo organického uhlíka sa nachádzalo v lúčnom ekosystéme, kde prísun organického uhlíka do pôdy zabezpečujú najmä neustále sa obnovujúce korene tráv. V agroekosystéme a urbánnom ekosystéme boli zistené podobné hodnoty celkového organického uhlíka. Množstvo organického uhlíka bolo v lesnom ekosystéme vyhodnotené ako veľmi vysoké a v ostatných troch ekosystémoch ako vysoké.



Graf 2. Obsah celkového organického uhlíka v ekosystémoch  
 TOC – celkový organický uhlík, AG – agroekosystém, LE – lesný ekosystém, LU – lúčny ekosystém, AN – urbánny ekosystém

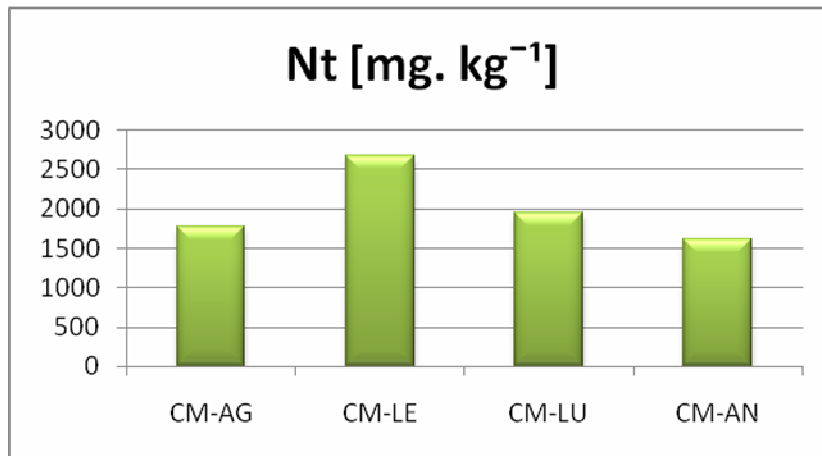
Obsah celkového dusíka (graf 3) kolísal v rozpätí od 1584-2060 mg.kg<sup>-1</sup>, s priemernou hodnotou 1778 mg.kg<sup>-1</sup>. Na štyroch sledovaných honoch agroekosystému výrazne najväčší obsah celkového dusíka bol na hone CM-02 (2060 mg.kg<sup>-1</sup>), na ktorom bola pestovaná lucerna siata, ktorá svojím koreňovým systémom fixuje atmosférický dusík (Bowman et al., 1999). Najnižšie množstvo dusíka bolo zistené na hone CM-04 (1584 mg.kg<sup>-1</sup>), kde bola do osevného postupu trikrát zaradená kukurica siata na siláž. Rozdiely medzi jednotlivými honmi agroekosystému mohli byť však ovplyvnené aj rozdielnym hnojením dusíkatými hnojivami a rôznymi požiadavkami rastlín na túto živinu.



Graf 3. Obsah celkového dusíka na honoch v agroekosystéme  
 Nt – celkový dusík, CM-01-CM-04 hony na ornej pôde

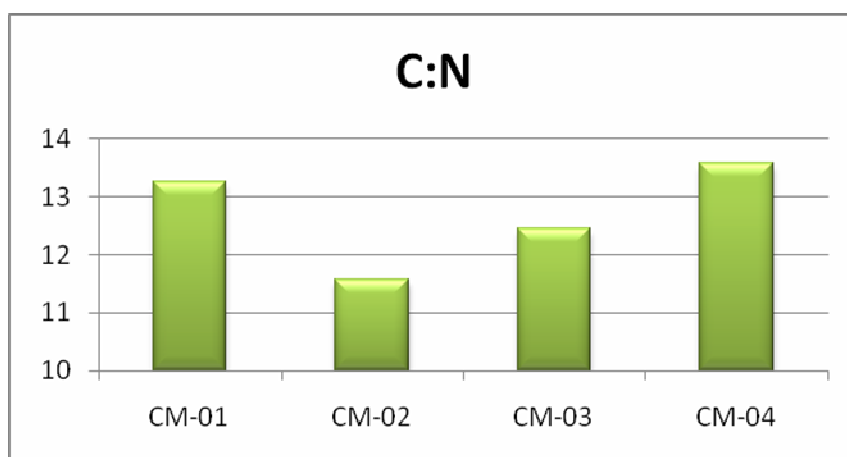
Najvyššie množstvo celkového dusíka (graf 4) medzi ekosystémami mal lesný ekosystém (2669 mg.kg<sup>-1</sup>), čo súvisí aj s vyššími vstupmi organických látok do pôdy. Druhá najvyššia hodnota bola zaznamenaná v lúčnom ekosystéme (1948 mg.kg<sup>-1</sup>), kde jeho zdrojom

môžu byť bôbovité, ktoré sú súčasťou vegetácie s dominanciou tráv a najnižšia hodnota bola zistená v urbánnom ekosystéme ( $1619 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), kde nie je žiaden zdroj dusíka. Na ornej pôde vstupuje dusík do systému predovšetkým sekundárnymi zdrojmi, prostredníctvom hnojív.

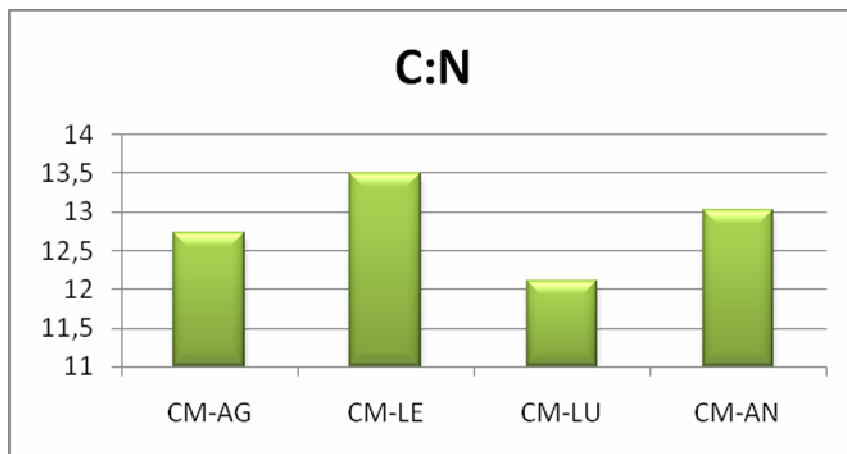


Graf 4. Obsah celkového dusíka v ekosystémoch  
Nt – celkový dusík, AG – agroekosystém, LE – lesný ekosystém, LU – lúčny ekosystém, AN – urbánny ekosystém

Pomerom C:N môžeme zjednodušene zhodnotiť kvalitu organickej hmoty (graf 5). Najširší pomer C:N bol zaznamenaný na hone CM-04, čo súvisí pravdepodobne s už spomínaným textúrnym zložením a najužší pomer bol na hone CM-02, na ktorom bola viac rokov pestovaná lucerna. Úzky pomer C:N tiež poukazuje na nedávno zapracované väčšie množstvo labilnej organickej hmoty (Wander a Traina, 1996).



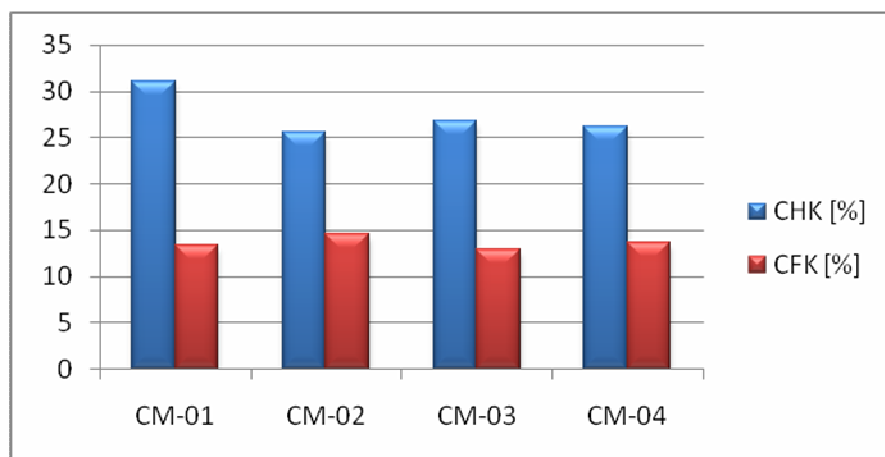
Graf 5. Pomer C:N na honoch v agroekosystéme CM-01-CM-04 hony na ornej pôde



Graf 6. Pomer C:N v ekosystémoch

AG – agroekosystém, LE – lesný ekosystém, LU – lúčny ekosystém, AN – urbánny ekosystém

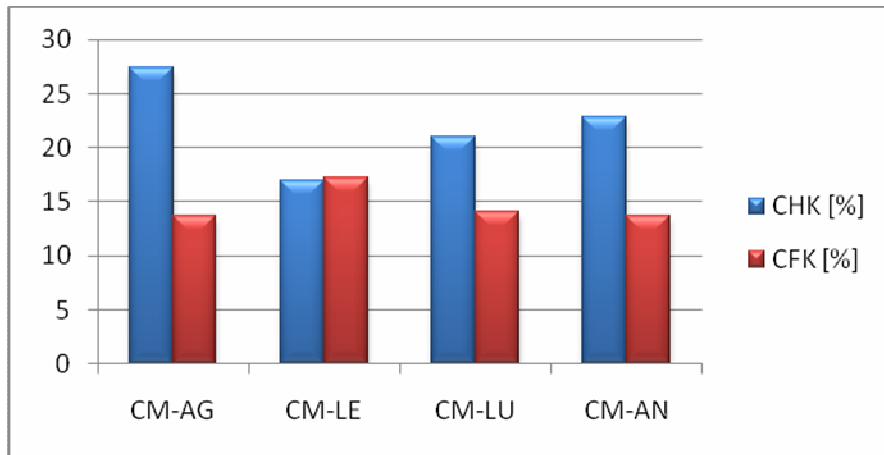
Pomer C:N (graf 6) varíroval pri jednotlivých ekosystémoch od najužšieho 12,1 pri lúčnom ekosystéme po najširší 13,5 v lesnom ekosystéme. Najužší pomer C:N v lúčnom ekosystéme poukazuje na väčšie zdroje labilného uhlíka a tiež možnú fixáciu dusíka bôbovitymi, ktoré tu mali dosť vysoké zastúpenie.



Graf 7. Obsahy uhlíka humínových kyselín a fulvokyselín na honoch v agroekosystéme CM-01-CM-04 hony na ornej pôde

Množstvo uhlíka vyextrahovaných humínových kyselín (graf 7) sa pohybovalo v od 31,03 % do 25,62 %, s priemerom 27,40 %. Množstvo uhlíka vyextrahovaných fulvokyselín (graf 7) varírovalo od 13,37 % do 14,59 %, s priemernou hodnotou 13,65%. Najnižšie hodnoty pre humínové kyseliny aj fulvokyseliny boli zistené na hone CM-02, s viacročným pestovaním lucerny a najvyššie zistené hodnoty vyextrahovaných humínových

kyselín aj fulvokyselín boli na hone CM-01, na ktorom bol rovnako ako na hone CM-02 za celé sledované obdobie aplikovaný maštalný hnoj len raz, ale na rozdiel od honu CM-02 nebola na hone CM-01 nai v jednom roku viacročná krmovina a naopak na hone CM-02 bola až 5 rokov po sebe.

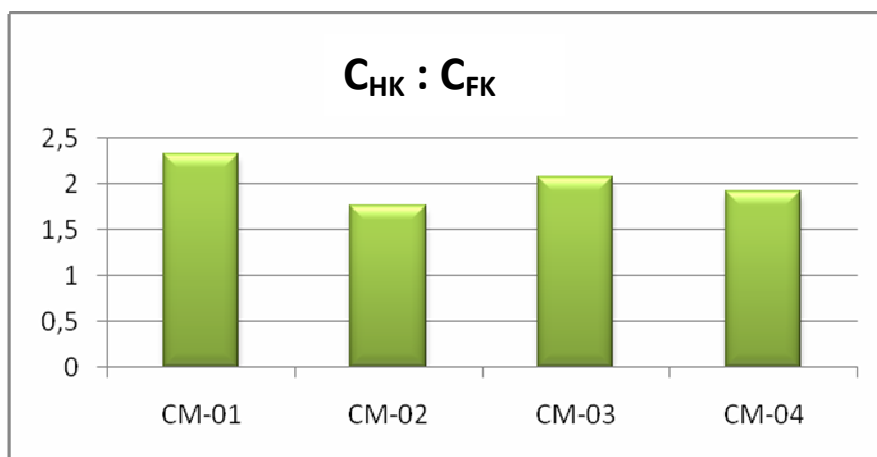


Graf 8. Obsahy uhlíka humínových kyselín a fulvokyselín v ekosystémoch  
AG – agroekosystém, LE – lesný ekosystém, LU – lúčny ekosystém,  
AN – urbánny ekosystém

V agroekosystéme, lúčnom a urbánnom ekosystéme obsah uhlíka humínových kyselín vždy prevyšoval obsah uhlíka fulvokyselín (graf 8). Množstvo uhlíka humínových kyselín v agroekosystéme 27,40 % bolo najvyššie zo všetkých ekosystémov a výrazne prevýšilo obsah uhlíka fulvokyselín 13,65 %, čo poukazuje tiež na najvyššiu kvalitu humusu v agroekosystéme. Jedine v lesnom ekosystéme bol obsah uhlíka fulvokyselín 17,15 %, mierne vyšší ako obsah humínových kyselín 16,95 %, čo je typickým znakom lesných ekosystémov. V urbánnom ekosystéme bol druhý najvyšší obsah uhlíka humínových kyselín 22,82 % a množstvo uhlíka fulvokyselín 13,66 % bolo podobné ako v agroekosystéme. Aj v tomto ekosystéme dochádza k výraznejšej stabilizácii organických látok, pričom v tomto prípade je to z dôvodu nízkych vstupov organických látok do pôdy.

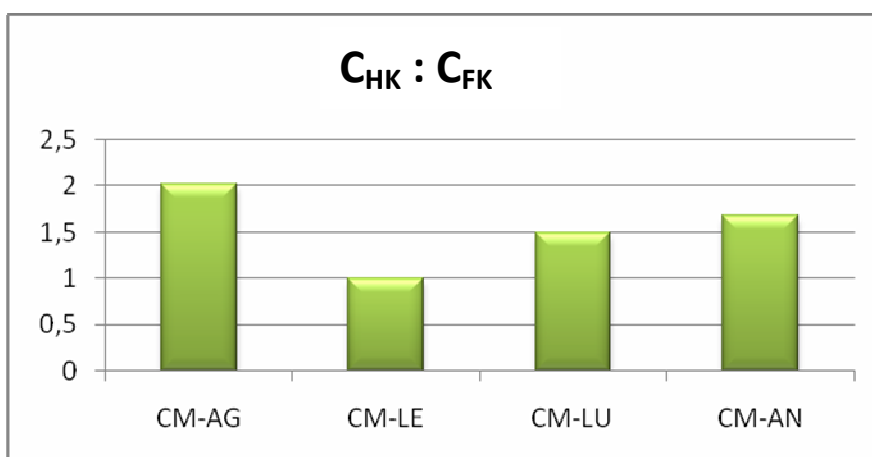
Hodnoty pomeru  $C_{HK} : C_{FK}$  kolísali na jednotlivých honoch (graf 9) v rozpätí 1,76 až 2,32, s priemernou hodnotou 2,02. Na základe pomeru  $C_{HK} : C_{FK}$  môžeme určiť zodpovedajúci typ humusu, ktorý pri hone CM-01 a hodnote 2,32 zodpovedal humátovému typu. Na hone CM-02 s najnižšou hodnotou pomeru 1,76 z agroekosytémov zodpovedal humus taktiež humátovému typu. Z uvedeného vidieť, že černozem patrí právom k našim najproduktnejším pôdnym typom a ani jej obhospodarovaním nedochádza k zhoršovaniu kvality pôdnej organickej hmoty v tejto lokalite.





Graf 9. Pomer uhlíka humínových kyselín a fulvokyselín na honoch v agroekosystéme CM-01-CM-04 hony na ornej pôde

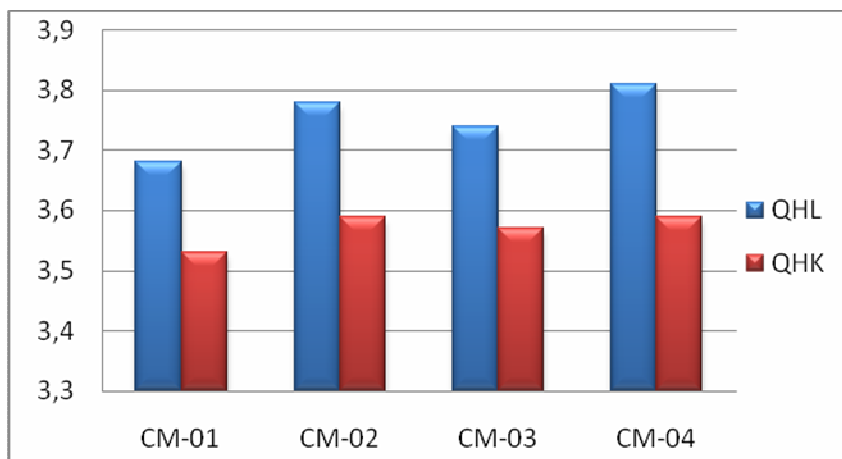
Z ekosystémov (graf 10) mal najvyššiu hodnotu pomeru  $C_{HK} : C_{FK}$  agroekosystém s hodnotou 2,02 zodpovedajúcou humátovému typu humusu. Najnižšia hodnota spomedzi ekosystémov bola v lesnom ekosystéme, kde hodnota pomeru 0,99 zodpovedajúca humátovo-fulvátovému typu humusu. Pomer  $C_{HK} : C_{FK}$  1,49 v lúčnom ekosystéme bol na rozhraní medzi fulvátovo-humátovým a humátovým typom. Druhá najvyššia hodnota medzi ekosystémami bola v urbánnom ekosystéme a hodnotou 1,67 zodpovedala humátovému typu humusu.



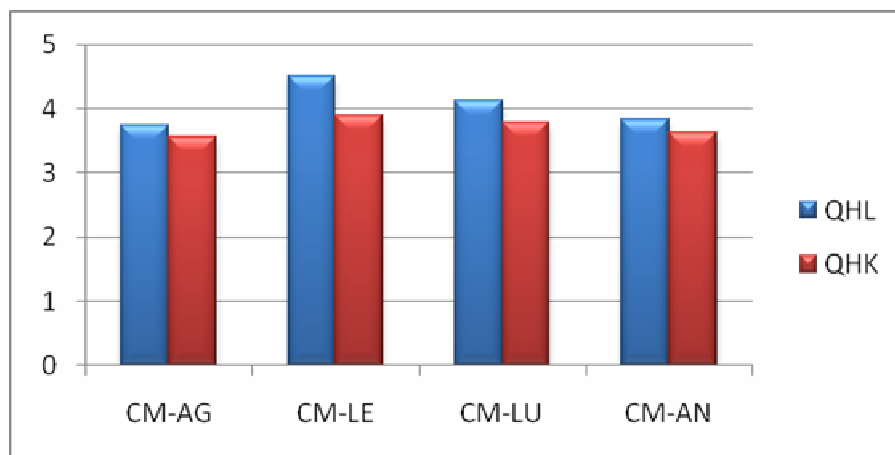
Graf 10. Pomer uhlíka humínových kyselín a fulvokyselín v ekosystémoch  
 AG – agroekosystém, LE – lesný ekosystém, LU – lúčny ekosystém,  
 AN – urbánny ekosystém

Hodnoty farebného kvocientu humusových látok na honoch (graf 11) varírovali v rozpätí hodnôt 3,68 až 3,81, s priemernou hodnotou 3,75. Najvyššie hodnoty farebného kvocientu humusových látok boli na hone CM-04, s najvyšším množstvom aplikovaných

organických hnojív a CM-02, s päťročným pestovaním lucerny sietej, čo poukazuje na vyššie vstupy labilných zdrojov organických látok. Maštalný hnoj je zdrojom nielen stabilizovaných organických zlúčenín, ale aj labilných foriem uhlíka a dusíka (Tobiašová, 2010). Najnižšiu hodnotu farebného kvocientu humusových látok mal hon CM-01, čo znamená, že humusové látky boli stabilnejšie, vyzretejšie a tým aj viac odolné proti rozkladu. Hodnoty farebného kvocientu humusových kyselín na štyroch honoch agroekosystému (graf 11) varírovali v rozpätí 3,53 až 3,59, s priemernou hodnotou 3,57. Výraznejšie rozdiely vo farebnom kvociente humusových látok v závislosti od pestovanej plodiny alebo organického hnojenia neboli pozorované. Naopak Arshad a Schnitzer (1989) zaznamenali vplyv vegetácie aj na samotné zloženie humínových kyselín.



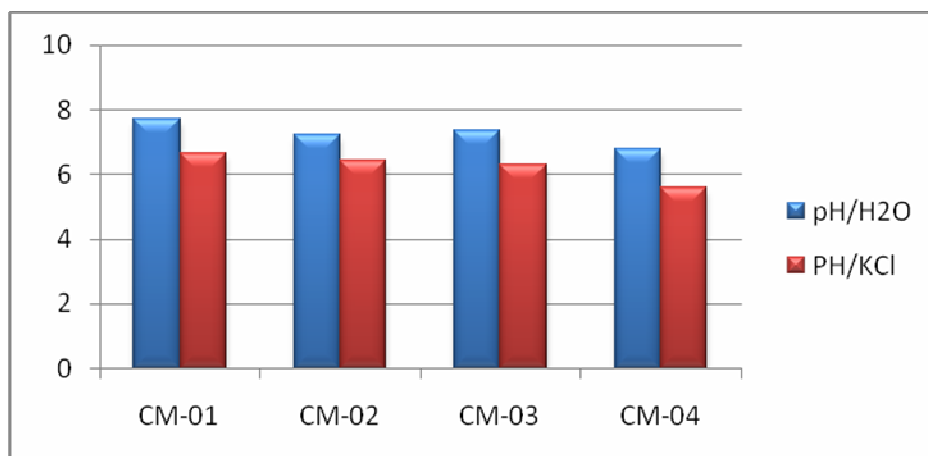
Graf 11. Farebný kvocient humusových látok a humínových kyselín na honoch v agroekosystéme, CM-01-CM-04 hony na ornej pôde



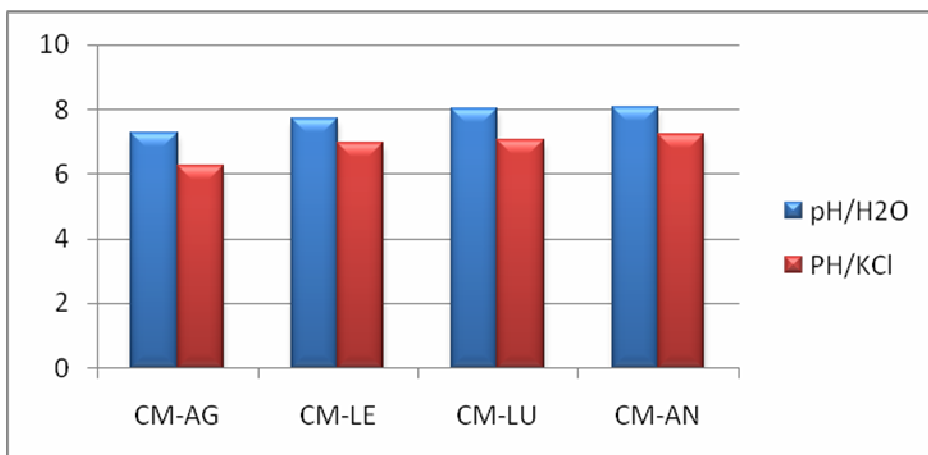
Graf 12. Farebný kvocient humusových látok a humínových kyselín v ekosystémoch AG – agroekosystém, LE – lesný ekosystém, LU – lúčny ekosystém, AN – urbánny ekosystém

Farebný kvocient humusových látok (graf 12) v ekosystémoch sa pohyboval od najnižšieho 3,75 v agroekosystéme, teda s najstabilnejšími humusovými látkami po najvyšší v 4,51 v lesnom ekosystéme, s najmenej stabilizovanými humusovými látkami. Hodnota farebného kvocientu humusových látok v lúčnom ekosystému bola druhou najvyššou hodnotou a naznačuje, že v tomto ekosystéme je vyššia stabilita humusových látok ako v lesnom ekosystéme. Farebný kvocient humusových látok v urbánnom ekosystéme mal podobnú hodnotu ako v agroekosystéme.

Pôdna reakcia (graf 13) bola sledovaná aktívna - pH/H<sub>2</sub>O aj výmenná - pH/KCl. Hodnoty aktívnej pôdnej reakcie sa pohybovali v rozpätí hodnôt 6,78 – neutrálna po 7,7 – slabo alkalická, s priemernou hodnotou 7,26. Hodnoty výmennej pôdnej reakcie varírovali od 5,57 – kyslá do 6,65 – neutrálna, s priemernou hodnotou 6,23 – slabo kyslá reakcia. Na hone CM-01 bola zistená hodnota pH/H<sub>2</sub>O slabo alkalická a pH/KCl bolo neutrálna. Pri druhom hone agroekosystému CM-02 pH/H<sub>2</sub>O bola neutrálna a pH/KCl slabo kyslá. Namerané hodnoty na hone CM-03 zodpovedali slabo alkalickej reakcii pre pH/H<sub>2</sub>O a slabo kyslej reakcii pre pH/KCl. Hodnoty pre hon CM-04 zodpovedali v prípade pH/H<sub>2</sub>O neutrálnu reakcii a najnižšia hodnota pH/KCl v agroekosystémoch mala reakciu na rozhraní kyslej a slabo kyslej reakcie. Ak vidieť, v prípade jednotlivých honom kolísali hodnoty pôdnej reakcie vo veľmi širokom rozpätí hodnôt. Rozdielnosti v pH medzi jednotlivými honmi podmienené aj druhom pestovanej plodiny, pretože chemické zloženie pozberových zvyškov určuje charakter transformačných procesov (Parton et al., 1987).



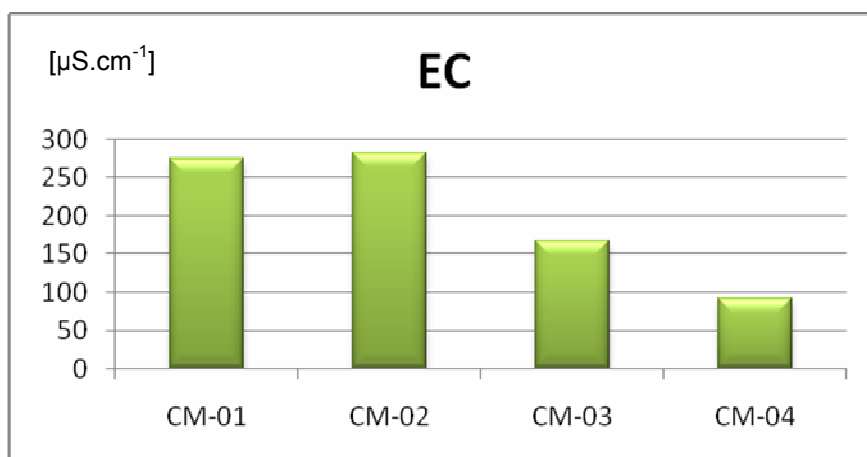
Graf 13. Aktívna pH/H<sub>2</sub>O a výmenná pH/KCl pôdna reakcia na honoch v agroekosystéme, CM-01-CM-04 hony na ornej pôde



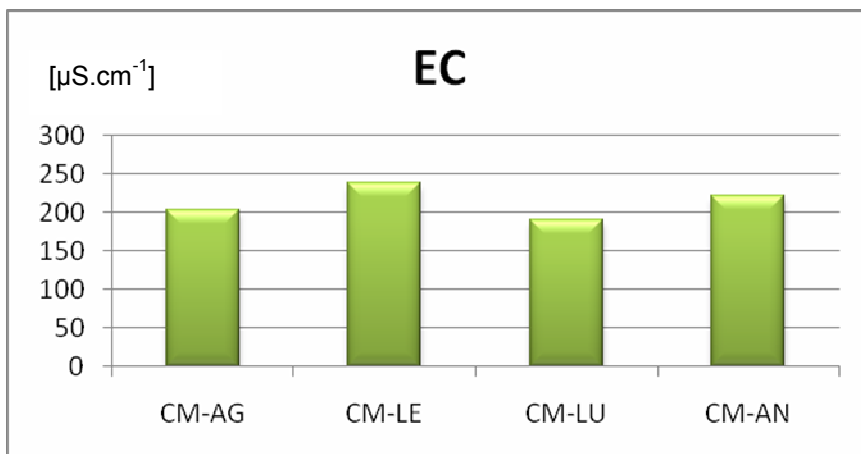
Graf 14. Aktívna pH/H<sub>2</sub>O a výmenná pH/KCl pôdna reakcia v ekosystémoch AG – agroekosystém, LE – lesný ekosystém, LU – lúčny ekosystém, AN – urbánny ekosystém

V prípade hodnôt pH/H<sub>2</sub>O v lesnom, lúčnom a urbánnom ekosystéme indikovali všetky namerané hodnoty slabo alkalickú pôdnu reakciu. Aj pri pH/KCl všetky tri ekosystémy mali neutrálnu reakciu. Priemerná hodnota pH/H<sub>2</sub>O v agroekosystéme bola slabo alkalická. Hodnota pH/KCl v agroekosystéme bola slabo kyslá.

Hodnoty konduktivity pôdy (graf 15) medzi jednotlivými honmi agroekosystému značne kolísali a pohybovali sa od 91 do 283  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , s priemernou hodnotou 203. Najnižšia hodnota konduktivity bola zistená na hone CM-04, kde bola trikrát zo sledovaných siedmych rokov pestovaná Kukurica silážna hnojená maštalným hnojom. Hon CM-02 s najvyššou hodnotou mal v oševnom postupe zaradenú jednu organicky hnojenú plodinu a ďatelinovinu - Lucernu siatu.



Graf 15. Konduktivita pôdy na honoch v agroekosystéme, CM-01-CM-04 hony na ornej pôde

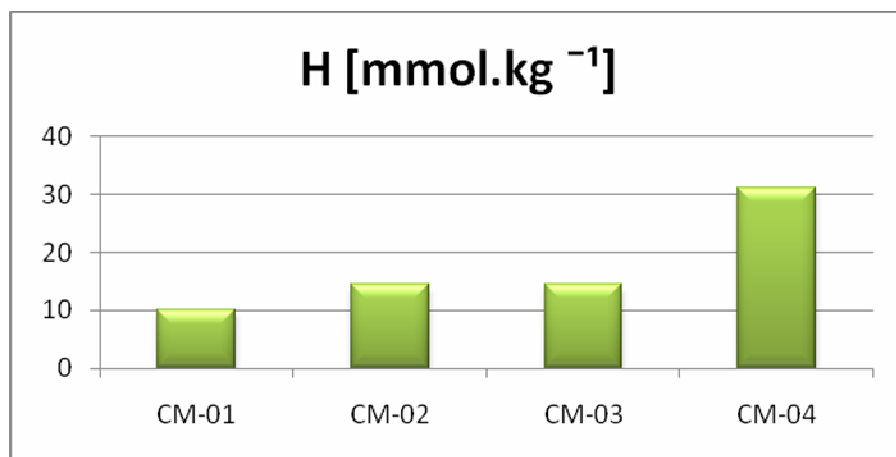


Graf 16. Konduktivita pôdy v ekosystémoch

AG – agroekosystém, LE – lesný ekosystém, LU – lúčny ekosystém, AN – urbánny ekosystém

Medzi hodnotami konduktivity (graf 16) v ekosystémoch neboli pozorované výraznejšie rozdiely. Hodnoty varírovali od 239  $\mu\text{S.cm}^{-1}$  v lesnom ekosystéme po 190  $\mu\text{S.cm}^{-1}$  v lúčnom ekosystéme. V žiadnom zo spomínaných ekosystémov nešlo o pôdu zasolenú.

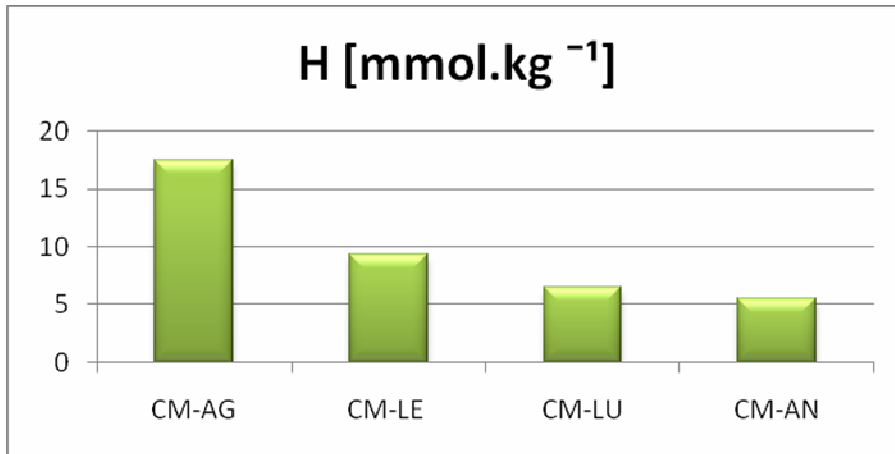
K základným parametrov sorpčného komplexu patrí hydrolytická kyslosť, suma výmenných bázických katiónov, celková sorpčná kapacita a nasýtenosť sorpčného komplexu bázickými katiónmi.



Graf 17. Hydrolytická kyslosť na honoch v agroekosystéme, CM-01-CM-04 hony na ornej pôde

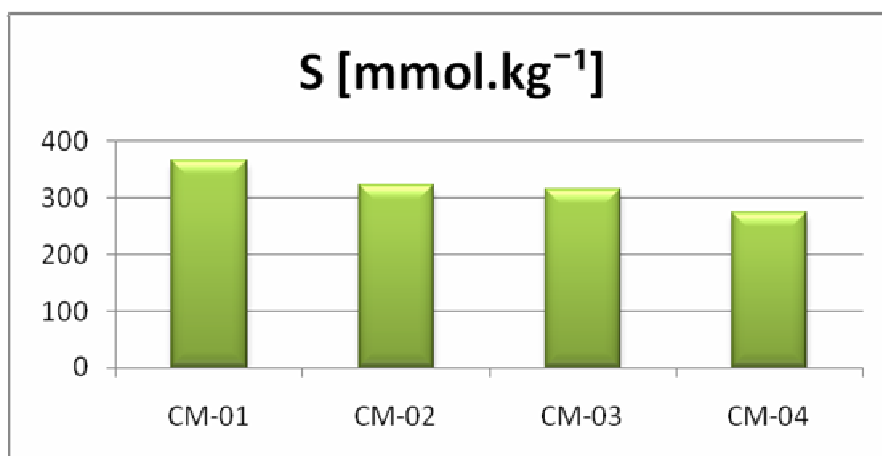
Hodnoty hydrolytickej kyslosti (graf 17) varírovali v rozpätí 9,98 až 31,18  $\text{mmol.kg}^{-1}$ , s priemernou hodnotou 17,52  $\text{mmol.kg}^{-1}$ . Medzi jednotlivými honmi agroekosystému boli výrazné rozdiely v hodnotách tohto parametra. Hony CM-01 a CM-02, na ktorých bol maštalný hnoj aplikovaný len raz za sledované obdobie boli hodnoty hydrolytickej kyslosti najnižšie, pričom v prípade honu CM-01 zodpovedali silnej a pri hone CM-02 veľmi silnej

hydrolytickej kyslosti. Na hone CM-02 mali najvyššie zastúpenie viacročné krmoviny. Na hone CM-03 bola hydrolytická kyslosť veľmi silná. Výrazne vyššiu hodnotu oproti ostatným honom mal hon CM-04, kde bol za sledované obdobie aplikovaný maštalný hnoj až trikrát. Keďže lucerna (výlučky koreňov) a maštalný hnoj sú zdrojom labilných foriem uhlíka korešpondujú získané výsledky s výsledkami Tobiašovej (2010), ktorá zistila, že čím nižšie sú hodnoty pH, tým viac uhlíka v aktívnej forme sa v pôde nachádza.



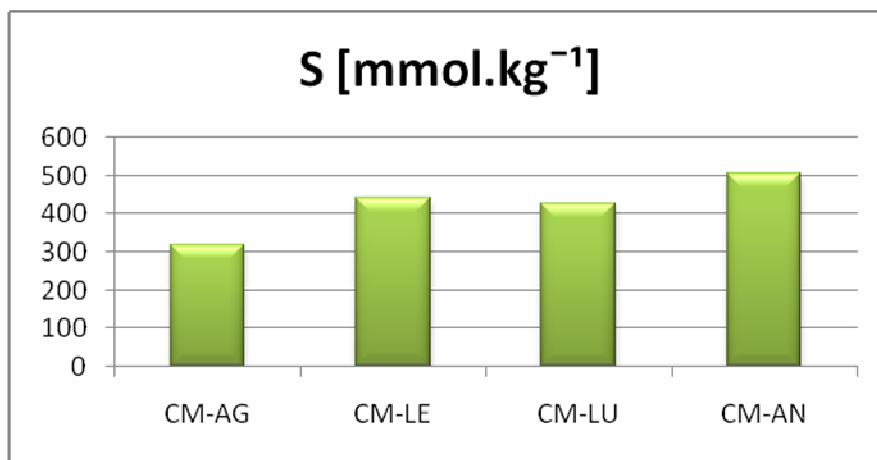
Graf 18. Hydrolytická kyslosť v ekosystémoch  
 AG – agroekosystém, LE – lesný ekosystém, LU – lúčny ekosystém,  
 AN – urbánny ekosystém

Pri porovnaní hydrolytickej kyslosti v ekosystémoch (graf 18) boli výrazne vyššie hodnoty zistené v agroekosystéme 17,52 mmol.kg<sup>-1</sup> oproti lesnému (9,31 mmol.kg<sup>-1</sup>), lúčnemu (6,48 mmol.kg<sup>-1</sup>) aj urbánnemu ekosystému (5,56 mmol.kg<sup>-1</sup>).

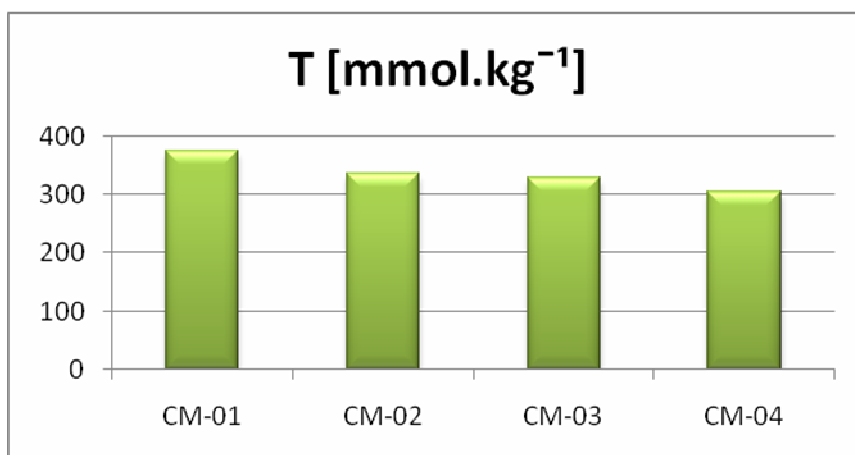


Graf 19. Suma výmenných bázičných katiónov (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>) na honoch v agroekosystéme, CM-01-CM-04 hony na ornej pôde

Množstvo výmenných bázických katiónov ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ) na jednotlivých honoch (graf 19) aj ekosystémoch (graf 20) bolo v negatívnej korelácii s hodnotami hydrolytickej kyslosti. Najnižšia hodnota bola zaznamenaná v agroekosystéme  $318,58 \text{ mmol.kg}^{-1}$ , kde sú bázické katióny využívané rastlinami a dochádza k ich odčerpávaní a najvyššiu hodnotu mal v urbánny ekosystém  $504,30 \text{ mmol.kg}^{-1}$ , kde sú ich zdrojom, najmä jednomocných, soli využívané v intraviláne ako posypové látky, či iné kontaminujúce látky. Medzi obsahom bázických katiónov v lesnom ( $440,65 \text{ mmol.kg}^{-1}$ ) a lúčnom ekosystéme ( $426,40 \text{ mmol.kg}^{-1}$ ) ekosystéme neboli pozorované výraznejšie rozdiely. Obsahy bázických katiónov sú výrazne ovplyvňované aj intenzitou mineralizácie, pri ktorej dochádza k tvorbe kyselín a vymývaniu bázických katiónov.

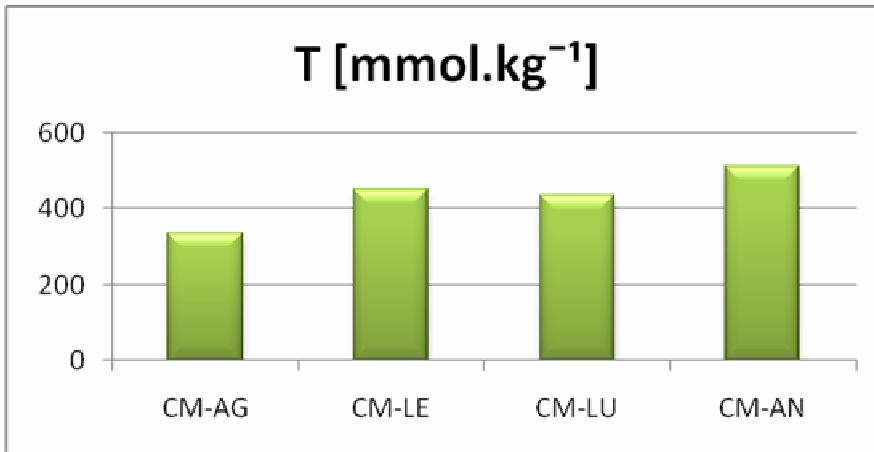


Graf 20. Suma výmenných bázických katiónov ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ) v ekosystémoch AG – agroekosystém, LE – lesný ekosystém, LU – lúčny ekosystém, AN – urbánny ekosystém



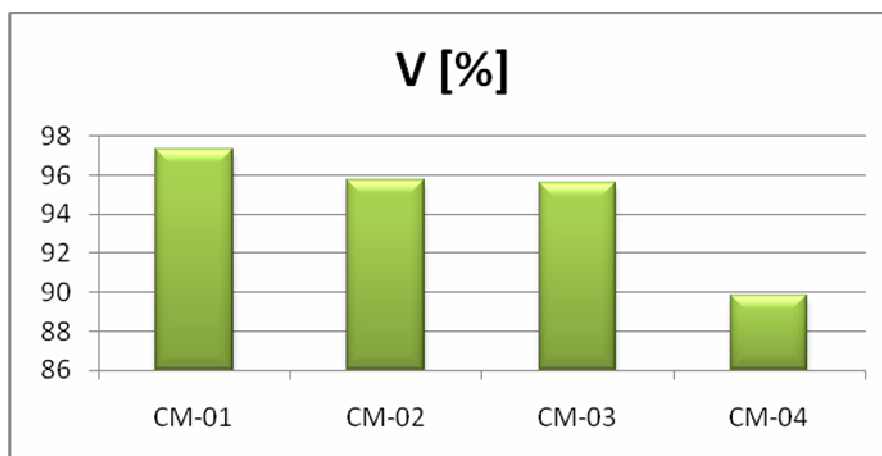
Graf 21. Celková sorpčná kapacita na honoch v agroekosystéme, CM-01-CM-04 hony na ornej pôde

Celková sorpčná kapacita (graf 21) sa pohybovala v rozpätí hodnôt 305,58 až 374,63 mmol.kg<sup>-1</sup>, s priemernou hodnotou 336,10 mmol.kg<sup>-1</sup>. Na všetkých štyroch honoch bola celková sorpčná kapacita veľmi vysoká. Na hone CM-01, s väčším zastúpením obilnín mala však vyššiu hodnotu, ako pri ostatných honoch.



Graf 22. Celková sorpčná kapacita v ekosystémoch  
 AG – agroekosystém, LE – lesný ekosystém, LU – lúčny ekosystém,  
 AN – urbánny ekosystém

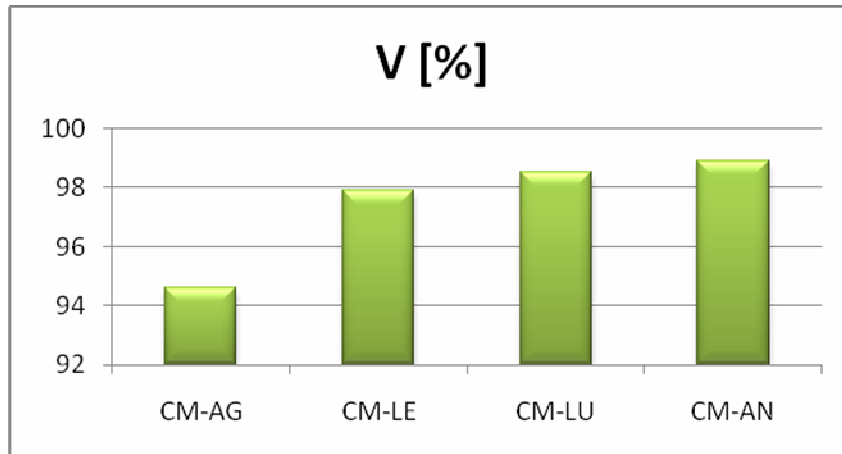
Pri hodnotení celkovej sorpčnej kapacity v ekosystémoch mal najnižšiu hodnotu agroekosystém (336,1 mmol.kg<sup>-1</sup>), ale aj napriek tomu hodnota zodpovedala veľmi vysokej sorpčnej kapacite. Zodpovedajúce hodnoty pre veľmi vysokú sorpčnú kapacitu mali aj lesný (449,96 mmol.kg<sup>-1</sup>) a lúčny ekosystém (432,88 mmol.kg<sup>-1</sup>).



Graf 23. Nasýtenosť sorpčného komplexu základnými kationmi na honoch v agroekosystéme, CM-01-CM-04 hony na ornej pôde



Sorpčná nasýtenosť (graf 23) varírovala od 89,80 do 97,34 %, s priemerom 94,61 %. Na hone CM-01, s častým zaradením obilnín do osevného postupu, bol sorpčný komplex najviac nasýtený, teda bol plne nasýtený. Aj na honoch CM-02 a CM-03 bol sorpčný komplex plne nasýtený. Z honov mal najnižšiu hodnotu nasýtenosti sorpčného komplexu hon CM-04.



Graf 24. Nasýtenosť sorpčného komplexu bázickými kationmi v ekosystémoch AG – agroekosystém, LE – lesný ekosystém, LU – lúčny ekosystém, AN – urbánny ekosystém

Hodnota nasýtenosti sorpčného komplexu v agroekosystéme bola najnižšia spomedzi všetkých hodnotených ekosystémov, ale aj napriek tomu išlo plne nasýtený sorpčný komplex (94,61 %).

Zadržiavanie  $\text{Ca}^{2+}$  sa výrazne zvyšuje nad pH 6 (Chan et al., 1979). Černozem je pôda, ktorá vzniká na karbonátoch substrátoch, ale aj v humusovom horizonte sme zaznamenali vyššie hodnoty pH, čo zvyšuje pravdepodobnosť nasýtenia sorpčného komplexu bázickými kationmi.

## **5. Návrh na využitie výsledkov v praxi**

Výsledky, ktoré sú súčasťou tejto práce, budú jednými z mála, ktoré budujú databázu výsledkov zbieraných na celom území Slovenska v rámci výskumu zameraného na možnosti sequestrácie uhlíka. Pôdnej organickej hmoty v našich pôdach ubúda, a tak sa hľadajú nové možnosti, ktoré zabránia jej stratám. Prvými vstupmi do tejto databázy sú vlastnosti samotných pôd, na ktorých bude výskum realizovaný. Existujú síce výsledky komplexného prieskumu pôd, ale od tejto veľkej akcie už jednak ubehlo veľa času a tiež sa menil aj spôsob využívania pôdy, čo všetko podmienilo zmeny vo vlastnostiach danej pôdy. Okrem rozšírenia databázy o nové hodnoty, budú výsledky tejto práce orientačným pre výber ekosystémov, ktoré sú vplyvom človeka zaťažené najviac. A neposlednej miere konkrétne výsledky sú k dispozícii poľnohospodárskym podnikom, na ktorých bol výskum realizovaný. Nakoľko ide o reálne prevádzkové podmienky, ide o priame prepojenie bakalárskej práce s praxou.

## 6. Závěry

Zhodnotením získaných výsledkov sme dospeli k nasledujúcim záverom:

- Najvyšší obsah organického uhlíka a teda aj pôdnej organickej hmoty bol v lesnom ekosystéme, potom v lúčnom, agroekosystéme a najnižší v urbánnom ekosystéme. Medzi lúčnym ekosystémom a agroekosystémom sme zaznamenali minimálny rozdiel, čo poukazuje na dobré hospodárenie na pôde. Najnižšia stabilita organických látok bola v lesnom ekosystéme a najvyššia v agroekosystéme. Parametre sorpčného komplexu poukazujú na najmenej priaznivý stav v agroekosystéme.
- Ani na jednom z honov nebola zaznamenaná negatívna bilancia organického uhlíka, pričom na väčšine bola výrazne nad  $8 \text{ tC. ha}^{-1}$ . Najvyšší obsah uhlíka bol zaznamenaný na hone s niekoľkoročným pestovaním lucerny, čo poukazuje nielen na vyššie vstupy organických látok do pôdy, ale aj zníženie jeho biologických a fyzikálnych strát. Na tomto hone zároveň dochádzalo aj k pútaníu dusíka cestou fixácie bôbových rastlín, čoho dôkazom je aj najužší pomer C:N a najvyššie hodnoty farebných koeficientov humusových látok a humínových kyselín, čo tiež indikuje prítomnosť labilnejších foriem uhlíka a dusíka. Na hone s najvyššími vstupmi organických látok bola zaznamenaná aj najvyššia hydrolytická kyslosť a najnižšia nasýtenosť sorpčného komplexu bázičnými kationmi, čo je tiež dôkazom vyššej intenzity transformačných procesov organických látok.
- Vplyv hospodárenia sa na černozemi tejto lokality síce prejavil, ale nemožno tento spôsob využívania pôdy považovať za negatívne pôsobiaci. Nedochádza pri ňom momentálne k úbytku pôdnej organickej hmoty, čo je hlavným faktorom determinujúcim takmer všetky vlastnosti pôdy.

## 7. Použitá literatúra

1. ALEXANDR, P. et al. 2010. *Forenzní ekotechnika: Les a dřeviny*. Brno: Akademické nakladatelství CERN, 2010, 625 s., ISBN 978-80-7204-681-2.
2. ARSHAD, M.A.- SCHNITZER, M. 1989. Chemical characteristics of humic acids from five soils in Kenya. In *Z. Pflanzenernahr. Bodenk.*, 152, 1989, s. 11–16.
3. BALÍK, J. – PAVLÍKOVÁ, D. – TLUSTOŠ, P. 2007. Faktory ovlivňující změny pH rhizosféry. In *Agrochémia*, 2007, vol.47, č. 1, s. 9-15.
4. BARANČÍKOVÁ, G. – KOCO, Š. - MAKOVNÍKOVÁ, J. – TOROMA,S. 2010. *Filtračná a transportná schopnosť pôdy*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany prírody, 2010, 33s., ISBN 978-80-89128-66-2.
5. BARANČÍKOVÁ, G. 2007. *Súčasný stav pôdnej organickej hmoty a kategorizácia poľnohospodárskych pôd z hľadiska jej kvality*. Nitra: Agentúra Slovenskej akadémie poľnohospodárskych vied, 2007, 75s., ISBN 978-80-89162-29-1.
6. BEDRNA, Z. - HRAŠKO, J. 1988. *Aplikované pôdoznavectvo*. Bratislava: Príroda, 1998, 474 s., 064-170-88.
7. BEDRNA, Z. – FULAJTÁR, E. – ZARUBEC, F. – JURANI, B. 1989. *Pôdne režimy*. Bratislava: Veda SAV, 1989, 224 s., ISBN 80-224-0028-9.
8. BEYER, L. – CORDSEN, E. – BLUME, H.P. – SCHLEUSS, U. – VOGT, B. – WU, Q. 1995. Soil organic matter composition in urbanic anthrosols in the city of Kiel, NW-Germany, as revealed by wet chemistry and CMAS <sup>13</sup>C-NMR spectroscopy of whole soli samples. In *Soil Technology*, 9, 1995, s. 121-132.
9. BHATTACHARYYA, R.- KUNDU, S.- PRAKASH, V.- GUPTA, H.S. 2008. Sustainability under combined application of mineral and organic fertilizers in a rainfed soybean–wheat system of the Indian Himalayas. In *Europ. J. Agronomy*, 28, 2008, s. 33–46.
10. BIELEK, P. 1996. *Ochrana pôdy. Kódex správnej poľnohospodárskej praxe v Slovenskej republike*. Bratislava: VÚPÚ, 1996, 54s., ISBN 80-85361-21-3.
11. BIELEK, P. 2007. Uhlík v pôde a jeho interakcie v prírode. In *Funkcie uhlíka v pôde pri ochrane pôdy a produkcii biomasy*. Nitra: Agentúra Slovenskej akadémie poľnohospodárskych vied, 2007, 75s., ISBN 978-80-89162-29-1.
12. BIELEK, P.- JURČOVÁ, O. 2010. *Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenie potreby organického hnojenia poľnohospodárskych pôd*. Bratislava:

- výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany prírody, 2010, 145s., ISBN 978-80-89128-80-8.
13. BOUWMAN, A. F. – LEEMANS, R. 1995. The role of forest soil in the global carbon cycle. In *Carbon forms and functions in forest soils*. Soil science society of America, Inc. Madison, Wisconsin USA, 1995, 594 s., ISBN 0-89118-818-5.
  14. BOWMAN, R.A.- VIGIL, M.F.- NIELSEN, D.C.- ANDERSON, R.L. 1999. Soil organic matter changes in intensively cropped dryland systems. In *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63, 1999, s. 186–191.
  15. BRADY, N.G. – WEIL, R.R., 1999. *The Nature and Properties of Soil*. 12 ed. New Jersey: Prentice – Hall, Inc. Simons & Schuster A Viacon Comp., 1999, 881 s., ISBN 0- 13-852444-0.
  16. BUJNOVSKÝ, R. – HOLOBRADÝ, K. 1997. *Metodika úpravy pôdnej reakcie vápnením*. Bratislava: VÚPÚ, 1997, s.6 – 13, ISBN 80–85361–31–0.
  17. BUJNOVSKÝ, R. 1998. Hnojenie a úrodnosť pôdy. In *Trvalo udržateľná úrodnosť pôdy a proti erózna ochrana*. Bratislava: Výskumný ústav pôdnej úrodnosti, 1998, 346 s., ISBN 80-85361-36-1.
  18. CIEŠCIŇSKA, B. – DEĽSKA, B. 2009. Influence of long-term fertilization and crop rotation on the quality and quantity properties of soil humus substances. In *Humic substances in ecosystem 8*. Vydal: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave a Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2009, 174s., ISBN 978-80-89128-60-0.
  19. CRAUL, P.J. – KLEIN, C.J. 1980. Characterization of streetside soil of Syracuse. In *Metria 3*, 1980, s. 88-101.
  20. ČULÍK, J. et al. 2003. *Pôdna reakcia a jej úprava*. Bratislava: Suma print, 2003, 250s., ISBN 80 –967696–1–8.
  21. ČURLÍK, J. – ŠURINA, B. 1998. *Príručka terénneho prieskumu a mapovanie pôd*. Bratislava, 1998, 134 s.
  22. DEĽSKA, B. – SZOMBATHOVÁ, N.- BANACH-SZOTT, M. 2009. Properties of humic acids of soil under different management regimes. In *Humic substances in ecosystem 8*. Vydal: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave a Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2009, 174s., ISBN 978-80-89128-60-0.

23. DŽATKO, M. 2002. Pôda prostredie a produkčný potencia agroekosystémov. In *Pôda – jedna zo základných zložiek životného prostredia*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany prírody, 2002, 218 s., ISBN 80-85316-98-1.
24. FECENKO, J. – LOŽEK, O. 2000. *Výživa a hnojenie poľných plodín*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2000, 452s., ISBN 80-7137-7775.
25. FIALA, K. - KOBZA, J. - MATÚŠKOVÁ, L. - BREČKOVÁ, V. - MAKOVNÍKOVÁ, J. - BARANČIKOVÁ, G. - BÚRIK, V. - LITAVEC, T. - HOUŠKOVÁ, B. - CHROMANIČOVÁ, A. - VÁRADIOVÁ, D. - PECHOVÁ, B. 1999. *Závazné metódy rozborov pôd. Čiastkový monitorovací systém - PÔDA*. Bratislava: VÚPOP, 1999, 142 s., ISBN 80-85361-55-8.
26. *Forestry Commission*. 2004. The UK Forestry Standard: The Government's Approach to Sustainable Forestry. Edinburg: Forestry Commission.
27. GALANTINI, J. – ROSELL, R. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. In *Soil Till. Res.*, 87, 2006, s. 72-79.
28. GONET, S. S. – DEBSKA, B. – DZIAMSKI, A. – BANACH-SZOTT, M. – ZAUJEC, A. – SZOMBATHOVÁ, N. 2009. Properties of humus in soil of different management regimes. In *Humic substances in ecosystem 8*. Vydal: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave a Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2009, 174s., ISBN 978-80-89128-60-0.
29. HANES, J. 1999. *Analýza sorpčných vlastností pôd*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany prírody, 1999, 138 s., ISBN 80-85361-47-7.
30. HANES, J. et al. 1997. *Pedológia – II. upravené vydanie*. Nitra, 1997, 119s.
31. HECZKO, C. – ZAUJEC, A. 2009. The influence of farming system on area heterogeneity of total organic carbon contents. In *Humic substances in ecosystem 8*. Vydal: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave a Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2009, 174s., ISBN 978-80-89128-60-0.
32. HORBERT, M. 1978. Klimatische und Lufthygienische Aspekte der Stadt - und Landschaftsplanung. In *Natur und Heimat*, 38, 1978, s. 34-49.
33. HRAŠKO, J. 2010. Teoretické problémy genézy, klasifikácie a hodnotenia súčasných pôd. In *Naša pôda Naša istota*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany prírody, 2010, 54 s., ISBN 978-80-89128-71-6.
34. <http://portal.gov.sk/Portal/sk/Default.aspx?CatID=109&cityID=506745>
35. [http://www.trnava.sk/new/viewpage.php?page\\_id=1058&sekcia=sluzby](http://www.trnava.sk/new/viewpage.php?page_id=1058&sekcia=sluzby)

36. CHAN, K.V.- DAVEY, B.G.- GEERING, M.R. 1979. Adsorption of Mg and Ca by a soil of variable charge. In *Soil Science Society of America Journal*, 48, 1979, s. 301– 303.
37. JANOWIAK, J.- SPYCHAJ-FABISIAK, E. – MURAWSKÁ, B. 1999. Relationship between soil properties and labile humus fraction content in soil. In *Humic Substances in Ecosystem 3*, 1999, 125s., ISBN 83-906403-4-1.
38. JAVOREKOVÁ, S. et al. 2008. *Biológia pôdy v agroekosystémoch*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2008, 349s., ISBN 978-80-552-0007-1.
39. JURČOVÁ, O. – BIELEK, P. 1997. *Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia*. Bratislava: VÚPÚ, 1997, s. 154.
40. KALINA, M. 1999. *Kompostováním a péče o půdu*. Praha: Grada Publishing, 1999, 112 s., ISBN 80-7169-697-8.
41. KLUČÁKOVÁ, M. 2003. Characterization and fractionation of humic acids extracted from South-Moravia lignite. In *Humic substances in ecosystem 5*, 2003, 138 s. ISBN 83-919331-0-5.
42. KONONOVA, M. M. - BELČIKOVA, N. P. 1962. Uskornnyje metody opredelenija sostava gumusa minerálnych počv. In *Počvovedenije*, 1962, č. 10, s. 75- 87.
43. KONÔPKA, B. 2007. Úloha koreňových systémov lesných drevín a lesnej pôdy pri fixácii a obehu uhlíka. In *Funkcie uhlíka v pôde pri ochrane pôdy a produkcii biomasy*. Nitra: Agentúra Slovenskej akadémie poľnohospodárskych vied, 2007, 75s., ISBN 978-80-89162-29-1.
44. KOVÁČ, K. – KUCHAROVIC, A. 2008. Vplyv osevných postupov a hnojenia na obsah a bilanciu uhlíka v pôde. In *Agrochémia*, 2008, roč. 48, č. 4, 8-13s.
45. KUŽEL, S. – KOLÁŘ, L. – LEDVINA, R. – POVILAITIS, A. 2001. Soil organic matter and humic substances – why do differentiate these terms in university education. In *Humic substances in ecosystem 4*. Vydal: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave a Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2001, 168s., ISBN 80-85361-93-0.
46. LANDSBERG, H.E. 1981. The urban climate. In *International Geophysics Series*, 28. 1981, London: Academic Press.
47. LICHNER, S. et al. 1977. *Lúky a pasienky*. Bratislava: Príroda, 1977, 423s., 64-048-77.
48. LOREZ, K. – KANDELER, E. 2005. Biochemical characterisation of urban soil profiles from Stuttgart, Germany. In *Soil Biol. Biochem.*, 37, 2005. s. 1373-1385.

49. MARKIEWICZ-PATKOWSKA, J. – HORSTHOUSE, A. – PRZYBYLA-KIJ, H. 2004. The interaction of heavy metals with urban soil: sorption behaviour of Cd, Cu, Cr, Pb and Zn with a typical mixed brownfield deposit. In *Environment International*, Vol. 31, 2005, s. 513-521.
- McCOOL, J. G. – GRESSEL, N. 1995. Forest soil organic matter: Characterization and modern methods of analysis. In *Carbon forms and functions in forest soils*. Soil science society of America, Inc. Madison, Wisconsin USA, 1995, 594 s., ISBN 0-89118-818-5.
50. MIKULA, P. 1997. *Organická hmoty v půdě (Studijní zpráva)*. Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací, 1997, 46s., ISBN 80-66153-22-3.
51. MILLER, H. G. 1986. Nutrient control of growth in temperated forests. In *The temperated forest ecosystem, ITE symposium no. 20*. Great Britain: The Leavenham Press Ltd, 1987, 189s., ISBN 1 870393 01 5.
52. MITRIUŠKIN, K. P. – PAVLOVSKIJ, Je. S. 1979. *Les a pole*. Bratislava: Príroda, 1985, 224s., 64-130-85.
53. NOVÁK, J. 2008. *Pasienky, lúky a trávniky*. Prievidza: Partia, 2008, 708s., ISBN 978-80-85671-23-1.
54. PARTON, W.J.- SCHIMEL, D.S.- COLE, C.V- OJIMA, D.S. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. In *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51, 1987, s. 1173–1179.
55. PASANOVÁ, V. 2005. *Základy lesného hospodárstva (druhé nezmenené vydanie)*. Nitra: Vydavateľstvo SPU, 2005, 160s., ISBN 80-8569-487-7.
56. PAVLENDÁ, P. 2008. Kvalifikácia zásob uhlíka v lesných pôdach. In *Piate pôdoznalecké dni*. Bratislava: výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany prírody, 2009, 359 s., ISBN 978-80-89128-49-5.
57. PETERBURSKIJ, A. 1963. *Praktikum po agronomičeskoj chimiji*. Moskva: Izd. Sel'skochozjajstvennoj literatury, žurnalov a plakatov, 1963, s. 591.
58. PONGE, J. F. 2002. Humus forms in terrestrial ecosystems: a frame work to biodiversity. In *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 35, 2003, s. 935-945.
59. POREBSKA, G. – OSTROVSKA, A. – BORZYSZKOVSKI, J. 2008. Changes in the soil sorption complex of forest soil in Poland over the past 27 years. In *Science of The Total Environment*, Vol. 399, 2008, s. 105-112.
60. POSPÍŠILOVÁ, L.- TESAŘOVÁ, M. 2009. *Organický uhlík obhospodařovaných půd (Původní vědecká práce)*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2009, 42s., ISBN 978-80-7375-282-8.



61. PUSKÁS, I. – FARSANG, A. 2009. Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary. In *Geoderma*, 148, 2009, s. 267-281.
62. RICHNOVSKÁ, M. – BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ, E. – ULEHLOVÁ, B. – PELIKÁN, J. 1985. *Ekologie lučních porostů*. Praha: nakladatelství Česko slovenské akademie věd, 1985, 292s., 21-090-85.
63. SOBOCKÁ, J. 2006. Genéza pôd urbánnych ekosystémov. In *Pedogeneze a kvalitatívni zmeny pôd v podmíankách prírodných a antropicky ovplyvnených území (zborník abstratov z 11.pedologických dní)*. Olomouc: Univerzita Palácekeho, 2006, 91s., ISBN 80-244-1448-1.
64. SOBOCKÁ, J. 2007. Detekcia a cieleaná regulácia pôdneho organického uhlíka z hľadiska očakávaných účinkov klimatickej zmeny. In *Funkcie uhlíka v pôde pri ochrane pôdy a produkcii biomasy*. Nitra: Agentúra Slovenskej akademie poľnohospodárskych vied, 2007, 75s., ISBN 978-80-89162-29-1.
65. SOBOCKÁ, J. et al. 2007. *Urbánne pôdy (príklad Bratislavy)*. Bratislava: výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany prírody, 2007, 126s., ISBN 978-80-89128-39-6.
66. SOTÁKOVÁ, S. 1982. *Organická hmota a úrodnosť pôdy*. Bratislava: Príroda, 1982, 234s., 64-115-82.
67. SOTÁKOVÁ, S. 1988. *Pôdoznavectvo (3. vydanie)*. Bratislava: Príroda, 1988, 399s.
68. STEVENSON, J.F. 1994. *Humus chemistry*. New York: Wiley & Sons. 496 s.
69. SZOMBATHOVÁ, N. – SOBOCKÁ, J. 2006. *Atropizácia pôd*. Nitra: Vydavateľstvo SPU, 2006, 114s., ISBN 80-8069-710-8.
70. SZOMBATHOVÁ, N. – ZAUJEC, A. – REITŠPÍROVÁ, M. 2008. Vlastnosti pôdy pod vybranými druhmi drevín. In *Atropizácia pôd IX. (Zborník príspevkov)*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany prírody, 2008, 176s., ISBN 978-80-89128-48-8.
71. ŠEJDÍK, A. 1977. Súčasný stav a perspektívy posilňovania ostatných užitočných funkcií lesa. In *Les ako súčasť životného prostredia*. Bratislava: VEDA, 1977, 536s., 71-003-77.
72. ŠOLTYSOVÁ, B. – DANILOVIČ, M. 2008. The balance of organic carbon in the different crop sequences and tillage. In *Agriculture*, 2008, roč.54, č. 4, 165-173s.
73. ŠOLTYSOVÁ, B. – KOTOROVÁ, M. 2008. Zmeny pôdnych vlastností vplyvom pestovateľského systému. In *Atropizácia pôd IX. (Zborník príspevkov)*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany prírody, 2008, 176s., ISBN 978-80-89128-48-8.

74. ŠVEHLÍKOVÁ, T. – KOPČANOVÁ, E. 1994. *Biológia intenzívne obhospodarovaných pôd*. Nitra: VŠP, 1994, 196 s.
75. TABATABAI, M. A. 1996. Soil organic matter testing: An Overview. In *Soil organic matter: Analysis and Interpretacion*, SSSA Special Publication No. 46. Wisconsin: Soil Society of America, Inc., 1996, 67s., 0-89118-822-3.
76. TOBIAŠOVÁ, E. – DEBSKA, B. – HORVÁTHOVÁ, M. – SZOMBATHOVÁ, N. – CHLPÍK, J. – NÁDAŠSKÝ, J. 2009. Quality of soil organic matter in different ecosystems. In *Humic substances in ecosystem 8*. Vydal: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave a Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2009, 174s., ISBN 978-80-89128-60-0.
77. TOBIAŠOVÁ, E. – ŠIMANSKÝ, V. 2009. *Kvantifikácia pôdnych vlastností a ich vzájomných vzťahov ovplyvnených atropickou činnosťou*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2009, 114s., ISBN 978-80-552-0196-2.
78. TOBIAŠOVÁ, E. 2009. Quantity of soli organic matter in different ecosystems. In *Humic substances in ecosystem 8*. Vydal: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave a Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2009, 174s., ISBN 978-80-89128-60-0.
79. TOBIAŠOVÁ, E. 2010. *Pôdna organická hmota ako indikátor kvality ekosystémov*. Nirta: Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2010, 107s., ISBN 978-80-552-0459-8.
80. ŤURIN, I. V. 1966. K metodike analiza deĵa sravnitel'nogo izučenĵa sostava počvennogo pereĵnoĵa ili gumusa. In *Voprosy genezisa i plodorodĵa počv*. Moskva: Nauka, 1966.
81. WANDER, M.M.- TRAINA, S.J. 1996. Organic fractions from organically and conventionally managed soils: I. Carbon and nitrogen distribution. In *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60, 1996, s. 1081–1087.
82. WHITE, R. – MURRAY, S. – ROHWEDER, M. 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems*. World Resources Institute, Washington DC.
83. YAN, F. – HUETSCH, B.W. – SCHUBERT, S. 2006. Soli pH dynamics after incorporation oh fresh and oven-dried plant shoot material of faba bean and wheat. In *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 169, 2006, s. 506-508.
84. ZACHAR, D. 1977. K problematike funkcií lesov v životnom prostredí ČSSR. In *Les ako súčasť životného prostredia*. Bratislava: VEDA, 1977, 536s., 71-003-77.

85. ZAUJEC, A. – CHLPÍK, J. – NÁDAŠSKÝ, J. – SZOMBATHOVÁ, N. – TOBIAŠOVÁ, E. 2009. *Pedológia a základy geológie*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2009, 399s., ISBN 978-80-552-0207-5.
86. ZAUJEC, A. – TOBIAŠOVÁ, E. – SZOMBATHOVÁ, N. 2001. Soil organic matter and aggregates stability. In *Humic substances in ecosystem 4*. Vydal: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave a Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2001, 168s., ISBN 80-85361-93-0.
87. ZAUJEC, A. 2007. Postavenie a funkcie pôdnej organickej hmoty v kolobehu uhlíka. In *Funkcie uhlíka v pôde pri ochrane pôdy a produkcii biomasy*. Nitra: Agentúra Slovenskej akadémie poľnohospodárskych vied, 2007, 75s., ISBN 978-80-89162-29-1.