



**SZENT ISTVÁN EGYETEM**

**AZ ÖKOLÓGIAI ÉS KONVENCIONÁLIS  
GAZDÁLKODÁS HATÁSA A NYÍRSÉGI  
HOMOKTALAJOK SZERVESANYAGÁNAK  
MENNYISÉGI- ÉS MINŐSÉGI, VALAMINT A TALAJ  
MIKROBIÁLIS TULAJDONSÁGAIRA**

**DOKTORI (Ph. D.) ÉRTEKEZÉS**

DOI: 10.54598/000890

**DEMETER IBOLYA**

**GÖDÖLLŐ**

**2020**

**A doktori iskola**

**megnevezése:** Szent István Egyetem Biológiatudományi Doktori Iskola

**tudományága:** Biológiai tudományok

**vezetője:** Dr. Nagy Zoltán  
intézetvezető, egyetemi tanár, DSc.  
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,  
Növényteni és Ökofiziológiai Intézet

**Témavezető:** Prof. Dr. Posta Katalin  
Egyetemi tanár, DSc. habil  
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,  
Genetikai, Mikrobiológiai- és Biotechnológiai Tanszék,  
Mikrobiológiai és Környezettoxikológiai Csoport

.....  
Az iskolavezető jóváhagyása

.....  
A témavezető jóváhagyása

# TARTALOMJEGYZÉK

<b>1. BEVEZETÉS</b> .....	<b>2</b>
1.1. A téma aktualitása, jelentősége.....	2
1.2. Célkitűzések .....	3
<b>2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS</b> .....	<b>4</b>
2.1. A talaj szerepe, funkciói.....	4
2.2. A homoktalajok jellemzése, a homoktalajokon alkalmazott talajjavítási technikák .....	4
2.2.1. Homoktalajok általános jellemzése, talajjavítási technikák.....	4
2.2.2. A Nyírség homokterületeinek jellemzése, az itt alkalmazott jellegzetes talajjavítási technikák.....	6
2.3. A talajban található szervesanyag bomlása és képződése, formái és jelentősége.....	7
2.3.1. A talajban található szervesanyag bomlása és képződése.....	7
2.3.2. A talajban lévő szervesanyagformák .....	9
2.3.3. A talajban található szervesanyag jelentősége.....	9
2.4. A talajban élő mikroorganizmus közösség aktivitását és összetételét befolyásoló tényezők.....	10
2.5. Az ökológiai és konvencionális gazdálkodási módok összehasonlítása, a különböző gazdálkodási módok hatása a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaira valamint a mikrobiális aktivitásra .....	13
2.6. Az ökológiai gazdálkodás elterjedése a Földön és hazánkban.....	17
2.7. A talajban lévő mikrobiális közösség aktivitásának és összetételének vizsgálati módszerei, azok jelentősége és buktatói .....	19
2.7.1. A talaj mikrobiológiai aktivitása vizsgálatának klasszikus módszerei ...	19
2.7.2. Új molekuláris és biokémiai módszerek .....	22
2.7.3. Az alkalmazott klasszikus és új molekuláris módszereket befolyásoló tényezők .	22
2.7.3.1. A talajlégzést befolyásoló tényezők .....	23
2.7.3.2. A talaj invertáz aktivitását befolyásoló tényezők.....	23
2.7.3.3. A talaj dehidrogenáz aktivitását befolyásoló tényezők .....	23
2.7.3.4. A talaj kataláz aktivitását befolyásoló tényezők .....	24
2.7.3.5. A talaj foszfatáz aktivitását befolyásoló tényezők .....	24
2.7.3.6. A talajban élő mikroorganizmus közösség összetételét befolyásoló tényezők és annak vizsgálata.....	25
<b>3. ANYAG ÉS MÓDSZER</b> .....	<b>27</b>
3.1. A vizsgálati területek általános és topográfiai jellemzése .....	27
3.2. A vizsgálati területek talajainak osztályozása a WRB alapján.....	29
3.2.1. Ökológiai gazdálkodású homok parcella, domb (XVI. tábla) - Lamellic Arenosol (Raptic, Turbic).....	29
3.2.2. Ökológiai gazdálkodású homok parcella, dombalj (XVI. tábla) - Calcaric Arenosol (Protocalcic, Turbic) .....	30
3.2.3. Konvencionális gazdálkodású homok parcella, domb (XV. tábla) - Lamellic Arenosol.....	31
3.2.4. Konvencionális gazdálkodású homok parcella, dombalj (XV. tábla) - Arenosol (Humic) .....	32
3.3. Talajművelés és termesztett növények.....	32
3.4. Talajmintavétel és terepi mérések.....	34
3.4.1. Talajmintavétel .....	34
3.4.2. A talajlégzés terepi mérése .....	34
3.4.3. Meteorológiai megfigyelések.....	34
3.5. Laboratóriumi vizsgálatok .....	35

3.5.1. A talajnedvesség meghatározása.....	35
3.5.2. A főbb kémiai paraméterek meghatározása.....	35
3.5.3. A szervesanyag minőségének meghatározása E4:E6 módszerrel.....	35
3.5.4. A minták összes szén- és nitrogéntartalmának meghatározása.....	36
3.5.5. Talajmechanikai vizsgálatok.....	37
3.5.5.1. A szemcseösszetétel meghatározása .....	37
3.5.5.2. A vízálló talajfrakciók arányának meghatározása.....	37
3.5.6. Enzimaktivitás vizsgálatok .....	37
3.5.6.1. Az invertáz enzim aktivitásának meghatározása.....	37
3.5.6.2. A dehidrogenáz enzim aktivitásának meghatározása.....	38
3.5.6.3. A kataláz enzim aktivitásának meghatározása .....	38
3.5.6.4. A foszfatáz enzim aktivitásának meghatározása .....	39
3.5.7. A talajban élő mikrobaközösség összetételének meghatározása foszfolipid-zsírsv analízis (PLFA) vizsgálattal.....	40
3.6. A kapott eredmények feldolgozása és kiértékelése, az alkalmazott statisztikai módszerek .....	42
<b>4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK .....</b>	<b>43</b>
4.1. Terepi mérések.....	43
4.1.1. A vizsgálati területek talajlégzése.....	43
4.1.2. Meteorológiai megfigyelések.....	44
4.1.2.1. Levegő hőmérséklet.....	44
4.1.2.2. Talajhőmérséklet.....	46
4.1.2.3. Csapadék.....	47
4.2. Laboratóriumi vizsgálatok .....	48
4.2.1. A vizsgálati területek talajnedvessége .....	48
4.2.2. A vizsgálati területek főbb kémiai paraméterei .....	50
4.2.3. A talajban található szervesanyag minősége az E4:E6 hányados alapján.....	54
4.2.4. A talajminták összes szén- és nitrogéntartalma, valamint C:N aránya ...	55
4.2.4.1. A talajminták összes széntartalma.....	55
4.2.4.2. A talajminták összes nitrogéntartalma .....	56
4.2.4.3. A talajminták C:N aránya.....	58
4.2.5. Talajmechanikai vizsgálatok.....	59
4.2.5.1. A vizsgált talajminták szemcseösszetétele (a különböző frakciók egymáshoz viszonyított aránya) .....	59
4.2.5.2. A vízálló talajfrakciók aránya .....	60
4.2.6. Enzimaktivitás vizsgálatok .....	61
4.2.6.1. A vizsgált talajminták invertáz aktivitás eredményei.....	61
4.2.6.2. A vizsgált talajminták dehidrogenáz aktivitás eredményei.....	63
4.2.6.3. A vizsgált talajminták kataláz aktivitás eredményei .....	64
4.2.6.4. A vizsgált talajminták savas foszfatáz aktivitás eredményei .....	66
4.2.7. A talajban élő mikrobaközösség összetétele a foszfolipid-zsírsv analízis (PLFA) vizsgálatok eredményei alapján.....	66
4.2.7.1. A baktérium PLFA markerek .....	66
4.2.7.2. A Gram-pozitív baktériumok PLFA markerei .....	68
4.2.7.3. A Gram-negatív baktériumok PLFA markerei.....	69
4.2.7.4. Az Aktinomyoceta genus PLFA markereimarkerei.....	70
4.2.7.5. A C18:2n6 gomba PLFA marker .....	72
4.2.7.6. Az összes PLFA markerek mennyisége .....	74
4.2.7.7. A Gram-pozitív és Gram-negatív baktériumok aránya .....	76
4.2.7.8. A gomba:baktérium arány .....	77
4.2.7.9. Az Aktinomyoceta:baktérium arány .....	79



4.2.7.10. A mért PLFA markerek alapján kalkulált baktérium sejtszám .....	80
4.3. A meteorológiai paraméterek hatása a mikrobiális közösség aktivitására a korrelációs vizsgálatok alapján .....	81
4.4. A vizsgált fizikai, kémiai és mikrobiális paraméterek közötti statisztikai összefüggések a korrelációs vizsgálatok alapján .....	84
4.5. A környezeti tényezők befolyásoló hatása a vizsgált talajkémiai és mikrobiális paraméterekre főkomponens analízis (PCA) vizsgálatok alapján .....	85
<b>5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK</b> .....	90
<b>6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK</b> .....	92
<b>7. ÖSSZEFOGLALÁS</b> .....	93
<b>8. SUMMARY</b> .....	95
<b>9. MELLÉKLETEK</b> .....	97
M1. Irodalomjegyzék .....	97
M2. A vizsgálati időszakban mért talajlégzés eredmények .....	122
M3. A vizsgálati időszakban mért meteorológiai paraméterek .....	123
M4. A vizsgálati időszakban mért talajnedvesség eredmények .....	124
M5. A vizsgálati időszakban mért E4:E6 hányados eredmények .....	126
M6. A talajminták vizsgálati időszakban mért összes szén- és nitrogéntartalma, valamint C:N aránya .....	128
M7. A talajminták talajmechanikai vizsgálatainak eredményei .....	134
M8. Az invertáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenesek és eredmények .....	135
M9. Az dehidrogenáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenesek és eredmények .....	138
M10. A kataláz-aktivitás vizsgálatok során kapott eredmények .....	141
M11. A savas foszfatáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenes és eredmények .....	143
M12. A talajban élő mikrobaközösség összetételét meghatározó PLFA vizsgálatokhoz használt zsírsav-metilészter standardok összetétele és a GC-MS vizsgálatok eredményei .....	144
M13. A vizsgált paraméterek közötti összefüggések Pearson korrelációs eredményei .....	165
M14. A főkomponens vizsgálat során kapott eredmények grafikus ábrázolása .....	171
<b>KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS</b> .....	180

## AZ ÉRTEKEZÉSBEN HASZNÁLT JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

AL-K<sub>2</sub>O - ammónium-laktát oldható kálium-oxid tartalom  
AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> - ammónium-laktát oldható foszfor-pentoxid tartalom  
ANOVA (analysis of variance) - egytényezős varianciaanalízis  
BAME (bacterial acid methyl ester) - bakteriális zsírsav-metilészter  
C:N arány – szén:nitrogén arány, a szervesanyag bomlási képességét jellemző mutatószám  
DNS - dezoxiribonukleinsav  
E4:E6 - a 465 és 665 nm-en vizsgált talajkivonatok extinciójának hányadosát mutató mérőszám, mely a talajban lévő szervesanyag minőségét mutatja  
FAME (fatty acid methyl esters) - zsírsav-metilészter  
G<sup>-</sup> - Gram-negatív baktériumok  
G<sup>+</sup> - Gram-pozitív baktériumok  
G<sup>+</sup>:G<sup>-</sup> baktérium arányán - a Gram-pozitív és Gram-negatív baktériumok aránya  
GC-MS (gas chromatograph – mass spectrometry) - tömegspektrométerrel kapcsolt gázkromatográf  
KD - konvencionális domb  
KDA - konvencionális dombalj  
KSH - Központi Statisztikai Hivatal  
ÖD - ökológiai domb  
ÖDA - ökológiai dombalj  
PCR (polymerase chain reaction) - polimeráz láncreakció  
PLFA (phospholipid-derived fatty acid) - foszfolipid zsírsav  
PNPP (para-nitrophenylphosphate) - para-nitrofenil-foszfát  
RNS - ribonukleinsav  
SPE (solid phase extraction) - szilárd fázisú extrakció, mintakomponensek elválasztására használt analitikai módszer  
TPF (triphenyl formazan) - trifenil-formazán  
TTC (2,3,5-triphenyltetrazolium chloride) - trifenil-tetrazólium- klorid  
WRB (World Reference Base for Soil Resources) - nemzetközi talajosztályozási rendszer

# 1. BEVEZETÉS

## 1.1. A téma aktualitása, jelentősége

A homoktalajok kedvezőtlen szerkezeti és vízgazdálkodási tulajdonságokkal (VÁRALLYAY 2014), valamint alacsony szervesanyag-tartalommal rendelkeznek (STEFANOVITS et al. 2010), azonban nagy területi kiterjedésük miatt mezőgazdasági hasznosításuk megkerülhetetlen. Különösen igaz ez azokra a régiókra, ahol az uralkodó talajtípus is a homoktalaj, mint az általam vizsgált nyírségi területeken is.

Minden talajtípus, de különösen a gyenge adottságú/termőképességű homoktalajok esetében törekedni kell a szervesanyag-tartalom megőrzésére, lehetőség szerinti javítására, hiszen közismert, hogy a talajban található szervesanyag számos funkcióval bír: részt vesz a talajszerkezet kialakításában, pufferkapacitása révén szabályozza a pH-t, képes megkötni a növények és mikroorganizmusok számára létfontosságú tápanyagokat, valamint a mikrobák egyik fő szubsztrátforrása (HAGEDORN et al. 2014, TÓTH et al. 2013, SCHMIDT et al. 2011, VÁRALLYAY 2010, KOTROCZÓ 2009). A talajban lévő szervesanyag mennyisége és minősége tehát nagymértékben befolyásolja a talajban élő mikroorganizmus közösség aktivitását és összetételét is (FANIN et al. 2019, BREULMANN et al. 2014, COTRUFO et al. 2013, KRAMER és GLEIXNER 2008), ugyanakkor ez fordítva is igaz, a talajban élő mikrobák életfolyamataik során a szervesanyagot lebontják és maguk, valamint a növények számára felvehető tápanyagformákká alakítják át (STEFANOVITS et al. 2010).

A helyes gazdálkodási gyakorlattal a szervesanyag mennyisége és minősége, valamint a mikrobiális aktivitás is kedvezően befolyásolható, javul a talaj termőképessége és anélkül tudunk magasabb termésmennyiséget és beltartalmi értékeket elérni, hogy kizsákmányolnánk természeti erőforrásainkat (AKHTAR et al. 2018, GE et al. 2013, HOU et al. 2012, ROMANIUK et al. 2011). A növekvő emberi populációval egyenes arányosságban nőnek az élelmiszerszükségletek is (UN 2015), melyek kielégítése egyre nagyobb kihívást jelent a mai modern technológiai megoldások mellett is. A mezőgazdaság szereplői mind szakmai, mind morális felelősséggel tartoznak a jelen és jövőbeli társadalom felé, hiszen úgy kell megtermelni a jelen kor igényeit kielégítő élelmiszereket és takarmány alapanyagokat, hogy a jövő generációk számára is termékeny talajt hagyjunk hátra magunk után. Az ilyen formájú fenntartható mezőgazdaság egyik formája az ökológiai gazdálkodás, melynek hasznosságát és fontosságát egyre több egyéni gazdálkodó és mezőgazdasági szervezet ismeri fel, és mind nagyobb létszámban és területen állnak át erre a gazdálkodási formára, amihez hozzájárulnak az állami szervek által biztosított finansziális támogatások is. A növényi maradványok megtartása/visszaforgatása bizonyítottan kedvezően befolyásolja a talaj szervesanyag-tartalmát és termőképességét, valamint serkentőleg hat a talaj mikrobaközösségére is (AKHTAR et al. 2018, LUPWAYI et al. 2018, GOTTSALL et al. 2017, ACOSTA-MARTÍNEZ és HARMEL 2006). Ugyanakkor ismertek a konvencionális termelés során alkalmazott kemikáliák környezetet és emberi egészséget károsító hatásai is (KIM et al. 2017, KIDD et al. 2017, EASAC 2015, JU et al. 2009, CUI et al. 2008, WOLF 2006). Szerencsére az ökológiai gazdálkodásra vonatkozó passzusokon kívül is vannak törvényi/rendeleti szabályozások a termőföld és vízkészleteink védelmében (pl. a nitrát direktíva részét képező 27/2006 (II.7.) kormányrendelet, 59/2008 (IV. 29.) és 43/2007 (VI. 1.) FVM rendeletek), azonban ezek még korántsem teljesek, például az Európai Parlament és a Tanács 2018/848 számú rendelete, amely a talajban élő fajok védelmét is kiemelt célként kezeli csak 2021-ben lép életbe.

A korábban alkalmazott fizikai-kémiai vizsgálatokkal nyomon követhetjük a talajszerkezet és a kémiai tulajdonságok változásait, valamint léteznek olyan

vizsgálatok, melyek a talajban lévő szervesanyag mennyiségéről és minőségéről szolgáltatnak információkat. A talajlégzés mérése és a különböző enzimaktivitás vizsgálatok a mikrobiális biomassza aktivitásáról adnak képet. Fontos azonban a különálló információk mellett a szervesanyag dinamika és a mikrobiális közösség lebontó folyamatai közötti kapcsolat megértése és nyomon követése. Erre kiválóan alkalmas a foszfolipid zsírsav analízis (PLFA) módszere. A PLFA vizsgálatok során az egyes mikrobacsoportokra karakterisztikus zsírsavak metil-észtereinek gázkromatográfiás mérési eredményeiből következtetni tudunk a talaj mikrobaközösségének mintavétel időpontjában fennálló összetételére (GUDE et al. 2012, BOSSIO et al. 1998, ZELLES et al. 1992, WHITE et al. 1979). Mivel az egyes mikrobacsoportok a szervesanyag bontásának különböző szakaszaiban vesznek részt, ezen információk birtokában nyomon tudjuk követni a különböző szervesanyag/tápanyag-utánpótlási módok, valamint a meteorológiai és egyéb antropogén tényezők talajra és annak mikrobiális közösségére gyakorolt hatásait, következtetéseket tudunk levonni az alkalmazott agrotechnikai eljárások eredményességére vonatkozóan.

## 1.2. Célkitűzések

Kutatásaimnak két gyakorlati célja volt. Az egyik ilyen célom volt egy olyan tudományos mű megalkotása, mely több év mintavételein, valamint terepi és laboratóriumi vizsgálati eredményein keresztül részletes jellemzést nyújt a nyírségi savanyú homoktalajok mechanika, kémiai és mikrobiális paramétereiben különböző gazdálkodási módok hatására bekövetkező változásairól. A másik gyakorlati célom jelen munka elkészítésével, hogy konkrét tudományos eredményekre alapozva megerősítsem a Nyírségben, valamint Magyarország más területein savanyú homoktalajokon gazdálkodó magánszemélyek és gazdasági szervezetek/termelő szövetkezetek számára az ökológia gazdálkodás fontosságát, valamint bizonyítsam annak hasznosságát.

Távlati céljaim között szerepelt a kutatás további folytatása és kiterjesztése a gyakorlati tapasztalatok alapján. A doktori kutatásaimhoz kapcsolódó mintavételezési időszak után is minden évben történtek talajmintavételek a korábban is vizsgált homokterületekről, a 2018-as évtől növényi biomassza vizsgálatokkal kiegészülve.

A doktori értekezésemben bemutatott kutatásaim célja tehát az ökológiai és konvencionális gazdálkodású nyírségi homoktalajok összehasonlító jellemzése, a talaj mechanikai, kémiai tulajdonságainak, valamint a talaj mikrobiális közösségének aktivitása és összetétele alapján. Ezen belül célul tűztem ki:

1. A mikrodomborzat hatásának vizsgálatát a vizsgált talajmechanikai, talajkémiai és mikrobiális paraméterekre.
2. A mikrobiális közösség összetételében bekövetkező változások vizsgálatát a gazdálkodási rendszer és a mikrodomborzati kitétség függvényében.
3. A növényi maradványok visszaforgatásának hatására bekövetkező eltérések feltárását a vizsgált ökológiai és konvencionális gazdálkodású területek között.
4. A meteorológiai paraméterek és azok mikrobiális közösségre gyakorolt hatásainak vizsgálatát.
5. A talaj enzimaktivitásai és mikrobaközösségének összetételét megmutató PLFA markerek közötti összefüggések keresését.

## 2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 2.1. A talaj szerepe, funkciói

A talaj a földkéreg felső szilárd burkán képződött többfázisú polidiszperz rendszer, mely a természeti környezet részeként biztosítja az anyagok biológiai körforgását.

Magyarország legfontosabb természeti erőforrásai talajkészleteink, melyek ésszerű hasznosítása, valamint azok védelme és állagának megóvása az egész társadalom részéről megkülönböztetett figyelmet igényel, a vezetők részéről pedig átgondolt és összehangolt intézkedéseket tesz szükségessé. A talaj legfontosabb funkciói közé tartozik megújuló képessége, továbbá hogy életteret és tápanyagot biztosít a természet növényeknek, a vizet és tápanyagokat raktározza, a stresszhatásokat pufferelem, szűr és detoxikál, valamint a biodiverzitás nélkülözhetetlen eleme (VÁRALLYAY 2014). A talaj tehát a növények termőhelyeül szolgál, termékenységének alapja, hogy kellő időben és mennyiségben képes ellátni a növényeket vízzel és tápanyagokkal. Figyelembe kell vennünk azonban, hogy a talaj egy feltételesen megújuló erőforrás, és a megújulás folyamatát az anyagforgalom zavara, illetve a talaj megsemmisülése megakadályozhatja (STEFANOVITS et al. 2010). A talaj minősége nagymértékben befolyásolja a megtermelt élelmiszer alapanyagok minőségét is (BIRÓ et al. 2010). Magyarország területének körülbelül 79 %-a termőterület (megközelítőleg 7,4 millió hektár), melynek csaknem háromnegyede, azaz közel 5,3 millió hektár a mezőgazdasági művelés alá vont terület (TEMESVÁRI 2019).

A Talajok Nemzetközi Évtizedének (2015-2024) keretein belül, az IUSS (International Union of Soil Sciences) és a részt vevő talajtani szakemberek kiemelt célja, hogy minél szélesebb körben felhívja a figyelmet a talajok jelentőségére (VOGEL et al. 2018). A Föld lakossága jelenleg 7,78 milliárd fő, mely 2050-re várhatóan eléri a 9,7 milliárdot (UN 2015), ez pedig jelentős mértékben megnöveli majd az élelmiszerigényeket is. A kellő mennyiségű élelmiszerellátáson túl fontos a megfelelő beltartalmi érték biztosítása is, melyhez szintén elengedhetetlen a hosszú távon is jó termőképességű talaj biztosítása (VÁRALLYAY 2004).

Ezért a fenntartható gazdálkodás szerepe a jövő élelmiszerellátásában egyre inkább növekszik, mivel ennek segítségével a talaj sokoldalú funkciói, így termőképessége is megőrizhető, esetleg javítható. Hazánk talajainak és azok termékenységének a megőrzése fontos gazdasági kérdés, melyet az 1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól és a 2007. évi CXXIX. törvény a termőföld védelméről szabályoznak. Azonban a talajvédelmi tervek elsősorban a talajok fizikai és kémiai tulajdonságainak monitorozására épülnek, a talajban élő szervezetek mennyisége, eloszlása, szervezeti struktúrája nem kap megfelelő hangsúlyt (KOCSIS 2018). Emiatt is hárul nagy szerep azokra a kutatásokra, melyek a fiziko-kémiai paraméterek mellett a talajban élő szervezetek közösségi és aktivitásbeli változásait is nyomon követik.

### 2.2. A homoktalajok jellemzése, a homoktalajokon alkalmazott talajjavítási technikák

#### 2.2.1. Homoktalajok általános jellemzése, talajjavítási technikák

Az általam vizsgált talajok a nemzetközi WRB (World Reference Base for Soil Resources) besorolás alapján az *Arenosols* referencia csoportba tartoznak (MICHÉLI et al. 2019), a hazai genetikus talajosztályozás alapján pedig homoktalajként azonosíthatók, ennél fogva dolgozatomban a homoktalajok sajátosságait ismertetem. A

homoktalajok általánosságban alacsony agyag és szervesetlen kolloid tartalommal, csekély és a degradációs hatásoknak kevésbé ellenálló szervesanyag-tartalommal, továbbá az ebből adódó kis pufferkapacitással rendelkeznek. Ezekre a tulajdonságokra vezethetők vissza kedvezőtlen vízgazdálkodási tulajdonságaik is, miszerint a vízáteresztő képességük nagy, ugyanakkor a vízmegtartó képességük kicsi. (VÁRALLYAY 2002). A hazai homoktalajok eredetüket és viselkedésüket tekintve is többfélék lehetnek. A hazai genetikai osztályozásban futóhomok és jellegtelen homoktalajokat, illetve humuszos homoktalajokat különítünk el (STEFANOVITS et al. 2010). A futóhomok és jellegtelen homoktalajokban nem ismerhetők fel határozottan a talajképződés bélyegei, állandó növénytakaró nem tud rajtuk megtelepedni, és a kevés képződött szervesanyag is gyorsan ásványosodik. Az alacsony kolloid tartalom miatt hamar kiszáradnak, majd a felszabadult homokszemcsék kiszolgáltatottá válnak a szél általi erózióval. Karbonátos és nem karbonátos, valamint lepelhomok altípusokat különíthetünk el. A humuszos homoktalajokban morfológiailag megfigyelhető a humuszos szint, ugyanakkor más talajképződési folyamat nyomai nem lelhetők fel. Ezen talajok humusztartalma általában 1% fölötti és a humuszréteg vastagsága 40 cm alatti. A futóhomokhoz viszonyítva jó vízáteresztő képességük mellett kedvezőbb víztartó képességgel bírnak, ezáltal nehezebben száradnak ki, ellenállóbbak az erózióval szemben, jobb a tápanyag-szolgáltató képességük. Altípusok szerint karbonátos, nem karbonátos és kétrétegű humuszos homoktalajokat különítünk el, mely utóbbiak esetében a felszíni humuszos szint mellett egy eltemetett humuszos/iszapos vagy löszös szint is található (STEFANOVITS et al. 2010).

A homoktalajoknak kedvezőtlen szerkezeti tulajdonságaik miatt a tápanyag szolgáltató képességük is csekély, azonban nagy területi kiterjedésük (hazánk termőtalajainak 25,4 %-a) miatt megkerülhetetlen a mezőgazdasági hasznosításuk. Ennek sikeressége érdekében olyan talajjavító módszereket dolgoztak ki, melyek segítenek a homoktalajok termékenységének megőrzésében/javításában. Ezek az eljárások lehetnek fizikai, kémiai, biológiai, illetve a kolloidtartalom növelésére irányuló komplex módszerek, melyek a trágyázást, a talajvédelmet, az öntözést és a megfelelő talajművelési módszereket ötvözik.

A Helvéciai Állami Gazdaságban állította be kísérletét Egerszegi Sándor, aki a réteges homokjavítással elért eredményeiért 1956-ban Kossuth-díjat is kapott. Módszerének a lényege az volt, hogy a kedvezőtlen szerkezeti és vízgazdálkodási tulajdonságú homoktalajok 60 cm-es rétegébe szerves trágyát terített szét, ennek hatására magas ásványi és szervesanyag-tartalmú réteg alakult ki, mely a talaj vízgazdálkodási képességei mellett a tápanyag-szolgáltató képességét, ezáltal a termékenységét is javította. Egerszegi az istállótrágya mellett annak bentonittal, földdel, tőzeggel, és lignittel kombinált keverékét, valamint városi zöldhulladékból készült komposztot is alkalmazott a réteges talajjavításra. Az így véghezvitt talajjavítás hosszú távú (20-25 éves) hatásával számoltak, azonban annak munka- és költségigénye, valamint a megfelelő gépesítés hiánya miatt a módszer nem terjedt el a gyakorlatban (EGERSZEGI 1962, 1958). A módszer alkalmazhatóságát napjainkban az állattartás és ezzel egyidejűleg az istállótrágya mennyiségének csökkenése limitálja. A nyírségre is jellemző savanyú homoktalajok (a pH 6,8 alatti) javítására, a savas kémhatás ellensúlyozására mésztartalmú anyagokat használnak. Ez kezdetben a helyben fellelhető meszes lápföld alkalmazásával történt, mely a pH növelésére alkalmas  $\text{CaCO}_3$  mellett jelentős mennyiségű ásványi kolloidot és szervesanyagot is tartalmazott, ez a technológia azonban csak a meszes lápföld lelőhelyének közelében volt gazdaságos. A mésztartalmú homoktalajok esetében (meszes homoktalajok a Duna-Tisza közében) a mészben szegény, magas szerves kolloid tartalmú talajjavító anyagok, mint a savanyú lápföld, savanyú tőzeg, vagy lignin alkalmazása a megfelelő alternatíva (STEFANOVITS et al. 2010).

### **2.2.2. A Nyírség homokterületeinek jellemzése, az itt alkalmazott jellegzetes talajjavítási technikák**

A Nyírséget keleten a Kraszna, északon a Tisza határolja, nyugat és dél felé pedig fokozatosan megy át a Debreceni löszhátba (KLÉH és SZŰCS 1954). Jellegzetes homoki táj, mely a szél és víz felszínformáló hatására vette fel mai alakját. Az üledékképző kőzet túlnyomórészt homok, helyenként lösz, melynek felszínén futóhomok, humuszos homok, kovárványos barna erdőtalaj, illetve a buckák közötti mélyebb területeken homokos és iszapos, néhol lápos réti talajok találhatóak (STEFANOVITS 2010). A Nyírség Magyarország legnagyobb összefüggő homokterülete, és ebből a nagy területi kiterjedésből adódóan is többféle homoktalaj lelhető fel ebben a térségben. A nyírségi területet talajtaniilag és domborzatiilag a Debrecen-Mátészalka vonal osztja ketté, ettől északra, így a jelen dolgozatban vizsgált területeken is a keskeny buckaközi területek jellemzőek, míg a vonaltól délre a buckák közötti területeken tágas völgyek jönnek létre, melyeket réti talaj fed. A vonal két oldalán a buckaközi területek irányultsága is eltérő, az északi részen észak-dél irányúak, míg a déli oldalon dél-nyugati irányúak a jellemző (STEFANOVITS 2010). A Nyírség északi részén található homok és mezőségi talajokat egy méternél vastagabb, 3-4%-nyi szervesanyag-tartalmú humuszos szint jellemzi, melynek szervesanyag-tartalma a mélységgel csökken, valamint a szénsavas mészhumuszos szint alatti előfordulása is jellegzetes. Azonban erre a tájegységre sokkal jobban jellemzőek a homokos szövetű rozsdabarna erdőtalajok és a futóhomok talajok. A rozsdabarna erdőtalajok 20-30 cm-es humuszos szinttel rendelkeznek, melynek szervesanyag-tartalma 1 % körül van. A felső rétegekben savas, lefelé haladva semleges vagy enyhén lúgos kémhatás figyelhető meg. A Nyírség ettől jóval karakterisztikusabb talajai a buckás területeken előforduló, néhol három-négy méter mélységű kovárványos homoktalajok, melyeket egy-két cm vastagságú, 20-30 centiméterenként ismétlődő, vöröses és kissé agyagos homok csíkok tagolnak (STEFANOVITS et al. 2010, STEFANOVITS 1993, 1956). A harmadik, térségre jellemző talajtípus a futóhomok, mely a felszín kiemelkedő részein, buckáin található (KLÉH és SZŰCS 1954). A futóhomok talajon a növényzet rendkívül ritka, azáltal a természetes szervesanyag utánpótlás is alacsony, továbbá a meglévő szervesanyag is gyorsan ásványosodik. Ezen talajok alacsony kolloid tartalommal és rossz tápanyag-szolgáltató képességgel rendelkeznek, valamint vízgazdálkodási képességük is kedvezőtlen, mivel a vízáteresztő képességük nagy, ugyanakkor a vízmegtartó képességük kicsi. A száraz homokszemcsék szétválva mozgékonyak, emiatt ezek a területek a szél általi erózióknak jóval kitettebbek (STEFANOVITS et al. 2010, STEFANOVITS 1956).

A Nyírségben található nagy kiterjedésű homoktalajok javításának mai napig méltán elismert szaktekintélye Westsik Vilmos volt, akinek a kedvezőtlen szerkezeti adottságok mellett a savanyú pH okozta kihívásokkal is szembe kellett néznie. Nyíregyháza városa 1927-ben alapította meg a Homokjavító Kísérleti Gazdaságot, ahol 1929-ben Westsik Vilmos 12 vetésforgót tartalmazó homokjavító kísérletet állított be, mely 1933-ban további három vetésforgóval bővült. A kísérlet mai napig is változatlanul 15 vetésforgóból áll 13 hektárnyi területen, mely méltán örzi alapítója nevét és mai napig is Westsik-féle vetésforgó tartamkísérletként ismert. Jelenleg a Debreceni Egyetem AKIT Nyíregyházi Kutatóintézete tartja fenn, ez az Európában található egyik legrégebbi tartamkísérlet a Rothamsted-i tartamkísérlet után, melyet 1843-ban alapított meg Sir John Lawes és Sir Henry Gilbert. Westsik Vilmos a 15 vetésforgóban különböző tápanyag-utánpótlási módokat (istállótrágya, szalmatrágya, zöldtrágya, műtrágya), illetve azok kombinációját alkalmazta, és azok hatását vizsgálta különböző növényi kultúrák vetésforgóiban (rozs, burgonya, csillagfűrt és rozsos bükköny). Munkássága során a talajtermékenység megőrzésén és javításán túl

a szélerózió mérséklését is célul tűzte ki, melyet a növényborítottság lehetőség szerinti leghosszabb alkalmazásával valósított meg. Westsik Vilmos a szervesanyag utánpótlás során kiemelt helyet biztosított a zöldtrágyázásnak, továbbá a folyamatos tápanyagutánpótlás mellett a talaj rendszeres forgatása, keverése is fontos volt. A zöldtrágya alkalmazása annak ellenére is eredményesnek bizonyult, hogy könnyen hozzáférhető szervesanyagként serkenti a mikrobiális lebontó folyamatokat és ezzel egyidőben gátolja a humuszosodást. Westsik amellet, hogy sikeres volt a nyírségi homokterületek javításában, nagy hangsúlyt fektetett arra, hogy ismereteit, tapasztalatait minél szélesebb körben megossza a gazdálkodókkal és hozzásegítse őket az eredményesebb, termelékenyebb munkához, a jobb megélhetéshez. A Westsik-féle vetésforgó tartamkísérlet eredményeit Lazányi János publikációiban olvashatjuk (LAZÁNYI et al. 2012, LAZÁNYI et al. 2009 a, b, c).

Az istállótrágya alacsony rendelkezésre állásra miatt napjainkban olyan alternatív talajjavító anyagokra van szükség, mint például a szennyvíziszapból készült komposzt, mely magas szervesanyag-tartalommal rendelkezik, ennél fogva alkalmas a talaj szervesanyag-tartalmának növelésére és a talajdegradációs folyamatok csökkentésére (CASADO-VELA et al. 2006). A Nyíregyházi Kutatóintézet és a Nyírségvíz Zrt. együttműködése során olyan engedélyezett komposztot állítottak elő, melyet az alacsony ásványi és szerves kolloid tartalmú homoktalajokra fejlesztettek ki. Ezen együttműködés keretein belül a Westsik vetésforgó szomszédságában egy szennyvíziszap-komposzt alapú talajjavító kísérletet állítottak be 2003-ban, mely napjainkban is fennáll (ARANYOS et al. 2019, MAKÁDI et al. 2019, TOMÓCSIK et al. 2018). A jövőben a különböző a biogáz üzemek melléktermékeinek, például a fermentlé talajjavításra történő alkalmazása is egyre inkább előtérbe kerül, mellyel kapcsolatban szintén folytak kísérletek a DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézetében (FOREID et al. 2019, MAKÁDI et al. 2018).

A talajjavító anyagok alkalmazásánál mind a kísérleti, mint a mezőgazdasági alkalmazás során figyelembe kell venni az ide vonatkozó törvényi/rendeleti előírásokat. Ezek közé tartozik a 2007. évi CXXIX. törvény, mely a termőföld védelméről, a talajdegradációs folyamatok megelőzéséről rendelkezik, az ezzel kapcsolatos állami feladatokat a talajvédelmi hatóság látja el. A 29/2006. (IV.10.) FVM rendelet a földtörvényben felsorolt tevékenységekhez szükséges talajtani szakvélemény tartalmi és formai követelményeit határozza meg, mely a tervezett tevékenység szakszerű, a termőföld védelmét biztosító kivitelezés módját és feladatait tartalmazza a földhasználó számára. A talajjavítási céllal kijuttatott anyagok mennyiségi korlátait rendeletek szabályozzák. Egyik ilyen rendelet az 50/2001. (IV.3.) kormányrendelet, mely a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályait foglalja magában, kitér a talajba kerülő toxikus elemek megengedett határértékeire is. A 36/2006. (V.18) FVM rendelet a terméshozó anyagok engedélyezését, tárolását, forgalmazását és felhasználását szabályozza. A 27/2006. (II.7.) kormányrendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről szól, a 4/2004. (I.13.) FVM rendelet az egyszerűsített területalapú támogatások és a vidékfejlesztési támogatások igényléséhez teljesítendő kritériumokat foglalja magába.

### **2.3. A talajban található szervesanyag bomlása és képződése, formái és jelentősége**

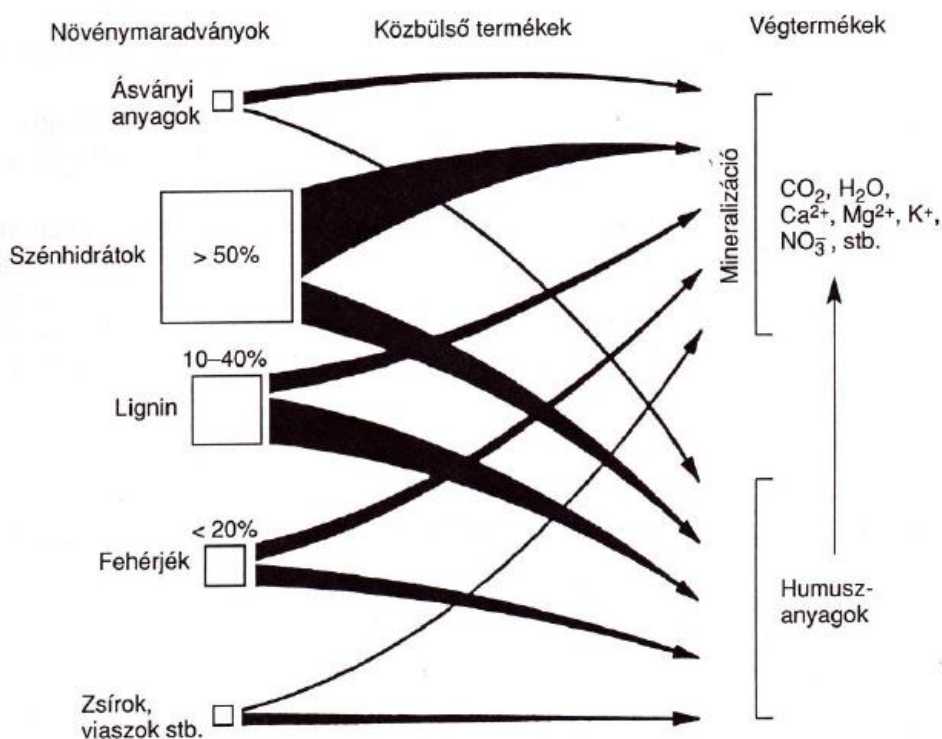
#### **2.3.1. A talajban található szervesanyag bomlása és képződése**

A talajban található szervesanyagoknak fontos szerepe van a talaj kialakulásában (HAGEDORN et al. 2014, SCHMIDT et al. 2011, HAGEDORN et al. 2010, DAVIDSON és JANSSENS 2006). A talajban található szervesanyagokat a



talajban élő növények és az elhalt mikro- és makroszervezetek maradványai, valamint a maradványok bomlása során létrejött szerves vegyületek, vagyis a humuszanyagok alkotják. A szervesanyag utánpótlásának fő forrását a növényi maradványok jelentik (KÖGEL-KNABNER 2002), mivel az elpusztult állati és mikrobiális szervezetek jóval kevesebb össz tömeggel rendelkeznek.

A növényi maradványok bontásának első lépéséért, azok fizikai destrukciójáért főként a talaj mezo- és makrofaunája (ászkarákok, ezerlábúak, százlábúak, ugróvillások, földigiliszták, szárazföldi ászkarákok, talajlakó atkák, illetve különböző talajban lakó léglárvák) a felelős. Ezen szervezetek aprító tevékenységük révén jelentős mértékben megnövelik a baktériumok és gombák számára támadható felületet, miközben a szervezetükön áthaladó szervesanyagnak általában kevesebb, mint 20%-át hasznosítják (SZABÓ 2008, GERE 1971). A szervesanyag további lebontása, vagyis a kémiai degradáció során a mikroorganizmusok a nagy molekulájú vegyületeket kisebb egységekre bontják, a szervesanyag a mikrobák és részben növények által termelt talajenzimek segítségével egyszerű (a növények számára is felvehető formájú) vegyületekké bomlanak. A talajba került szerves maradványok széntartalmának mintegy 60-80%-a a mikrobiális anyagcsere folyamatok melléktermékeként,  $\text{CO}_2$  formájában a légkörbe távozik (MILLARD et al. 2010), további 3-8% beépül az élő szervezetekbe, a fennmaradó 15-35% az összhumusz. A könnyen bontható szerves anyagok rövid idő alatt mineralizálódnak, míg a bomlásnak jobban ellenálló vegyületek számottevő része polimerizálódik, majd a polimerizált formából nitrogéntartalmú csoportokkal összekapcsolódva nagy molekulájú, sötét színű, viszonylag stabil humuszanyagok jönnek létre. A humusz lebontása és a humifikáció a körülmények (talaj levegőzöttsége, vegetáció) állandósága esetén egyensúlyban vannak (1. ábra), vagyis a lebomló és újból képződő szervesanyag mennyisége közel állandó (VÁRALLYAY et al. 2010).



1. ábra: A mineralizáció és humifikáció kapcsolata (FÜLEKY és FILEP 2010)

A bontáshoz a mikroorganizmusoknak nitrogénre is szükségük van, ezért a szerves anyagok bonthatóságát azok C:N aránya is befolyásolja. A gyorsan bontható növényi maradványokban (lucerna, lóhere) a C:N arány kisebb, mint 30:1, míg a degradációnak

ellenálló maradványokban (búzaszalma, rozsszalma) a C:N arány nagyobb, mint 80:1. Nemcsak a szervesanyag összetétele, hanem a külső körülmények is jelentős mértékben befolyásolják a bontási folyamatot. Ilyen például a hőmérséklet, mivel a mikrobiális folyamatok hőmérsékleti optimuma a 25-40 °C tartományban van. A mikrobák számára szükséges ugyanakkor a megfelelő, de nem túlzott nedvesség tartalom, illetve a semleges körüli (6-8-as) pH. Az oxigén ellátottság tekintetében az aerob körülmények a bontásnak, míg az anaerob körülmények a humuszosodásnak biztosítanak kedvező feltételeket (VÁRALLYAY et al 2010).

### **2.3.2. A talajban lévő szervesanyag formák**

A humusz nem homogén anyag, hanem nagyszámú eltérő kémiai összetételű és fizikai viselkedésű anyag keveréke (TOMBÁ CZ 2002, HARGITAI 1988, Mc KEAGUE et al. 1986). A talajba került szerves szénmaradványok mintegy 3-8%-a nem valódi humuszanyaggá alakul, és minösszesen 10-30%-ból válik valódi humuszanyag (VÁRALLYAY et al. 2010).

A nem valódi humuszanyagok a maradványokból felszabadult, de nem humifikálódott szerves vegyületek, vagyis:

- fehérjék, peptidek, aminosavak;
- szerves savak (pl. hangyasav, ecetsav, csersavak);
- lignin;
- zsírok, viaszok, gyanták.

A nem valódi humuszanyagok közül, szerkezetéből adódóan a lignin a legnehezebben bomló komponens (FEKETE et al. 2008).

A valódi humuszanyagok bonyolult szerkezetű, savkarakterű polimerek, melyeket viselkedésük alapján három csoportra bonthatjuk:

- A fulvosavak kis molekulatömegű vegyületek, melyeknek mind a szabad savformái, mind pedig azok sói (fulvátok) és fémkomplexeik vízben, savakban és lúgokban jól oldódnak. Legnagyobb mennyiségben savanyú, gyenge mikrobiális aktivitású talajokban vannak jelen. Ezen vegyületeknek a vas és alumínium vegyületek talajban történő mozgásában van számottevő szerepük. A humuszanyagok közül ezen vegyületcsoport savi karaktere a legerősebb, redukáló hatású anyagok.

- A huminsavak a fulvosavaknál sötétebb színű, nagyobb molekulatömegű vegyületek, melyek szabadon vagy Na-, K-, Ca-, Mg-, Fe-, Al-mal kötötten vannak jelen a talajban és savas közegben oldhatatlanok. A Na- és K- sók ellentétben a többi formával jól oldódnak vízben.

- A humin anyagok nagy molekulatömegű, nagy polimerizációs fokú, magas szén- és nitrogéntartalmú, nagy stabilitású vegyületek, melyek oldhatósága csekély. A huminsavakkal ellentétben a huminnak nincs savas jellege (ANDREUX et al. 1990). A három frakció mennyisége és egymáshoz viszonyított aránya a kiindulási szerves anyagok minőségétől és a talajban végbemenő folyamatoktól függ (FÜLEKY és FILEP 2010).

### **2.3.3. A talajban található szervesanyag jelentősége**

A talajban található szervesanyag jelentősége többrétű, hiszen azon túl, hogy részt vesz a talajszerkezet kialakításában, a kation cserében, pufferkapacitása révén szabályozza a talaj pH-ját, valamint az ökoszisztéma nitrogén-tartalmát képezi és a talaj mikroorganizmusok számára az egyik fő szubsztrátforrás (TÓTH et al. 2013, KOTROCZÓ 2009). A szervesanyag nagy nedvességmegkötő kapacitással rendelkezik, ezáltal javítja a talaj vízgazdálkodási tulajdonságait, továbbá sötét színe révén befolyásolja a talaj felmelegedését és hógazdálkodását (MICHÉLI et al. 2011, SIX et al. 2002, SOLLINS et al. 1999). Számos funkciója közül napjainkban a

legnagyobb hangsúlyt a szénmegkötő képessége kapja, mivel a talajban lévő szerves és szervesetlen szénkészlet közel négyszer nagyobb, mint a növényzetben és háromszor nagyobb, mint a légkörben tárolt szén mennyisége (GUENET et al. 2018, SCHARLEMANN et al. 2014, YU et al. 2007, ESWARAN et al. 1993). Ennélfogva a talajok szervesanyag-tartalmának megőrzése, lehetőség szerinti növelése hozzájárulhat az üvegházhatású gázok (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>) mennyiségének csökkentésében, így a globális felmelegedés mérséklésében (PAUL et al. 2002, BOUWMAN 1990). A bolygósíntű felmelegedés ugyanakkor a talajban található szervesanyag készletek minőségére is kedvezőtlenül hat (JIMÉNEZ-GONZÁLEZ et al. 2020).

## **2.4. A talajban élő mikroorganizmus közösség aktivitását és összetételét befolyásoló tényezők**

A talajban lévő élőlények közül a mikroorganizmusok vannak jelen a legnagyobb egyedszámban és tömegben, a mérsékelt égövön lévő egy hektárnyi területen a talaj felső 15 cm-es rétegében akár 25000 kg-nyi mikroszkopikus méretű élő szervezet is lehet (VÁRALLYAY et al. 2010). A különböző talajrészecskéken, illetve az aggregátumok közötti terekben a mikrobák milliós nagyságrendben vannak jelen aktív és inaktív formában egyaránt, ami lehetővé teszi a változó környezeti feltételekhez történő alkalmazkodást. A mikroszervezetek közül a baktériumok mind mennyiségben, mind pedig sokféleségükben kiemelkednek a többi mikroszervezet közül. A baktériumok a talajban nem homogén eloszlásban, hanem telepekre lokalizálódva vannak jelen, 1 g talajban akár 10<sup>8</sup>-10<sup>9</sup> db egyedszámú baktérium is lehet (HATAYAMA et al. 2008). Míg a jól átkevert felső talajrétegben az aerob baktériumok vannak többségben, addig a mélyebb, kevésbé jó levegő ellátottságú talajokban az anaerob baktériumok dominálnak. Az aktinomyceták vagy sugárgombák valójában a baktériumok doménjébe tartozó rendet képviselik, melyek telepmorfológiája a mikroszkopikus gombák felé mutat átmenetet, innen ered elnevezésük is. A gombákéhoz hasonló elágazó micéliummal rendelkeznek, azonban ennek feltöredezését követően már a baktériumokra jellemző külső jegyeket mutatnak. Az aktinomyceták funkciója a talajban a nehezen bontható szervesanyag, mint például a cellulóz bontása. 1 g talajban átlagosan 45 millió sugárgomba él, de számuk akár a százmilliót is elérheti. A mikroszkopikus gombák élő vagy elhalt növényi és állati szöveteken élnek, a baktériumokhoz viszonyítva jóval erélyesebb lebontó szervezetek, így képesek akár a cellulóz vagy a lignin bontására is. A mikroszkopikus gombák száma a talajban átlagosan ötven-százezer, de elérheti akár az egymilliót is. A cianobaktériumok főleg a talajfelszín közelében előforduló, fotoszintézisre képes mikroszervezetek, melyek önálló nitrogénkötésre jellemzőek. Az algák szintén a talajfelszín közelében vannak jelen nagyobb számban (akár tízezres nagyságrendben), hiszen itt tudják hasznosítani a talajba behatoló fénysugarak energiáját (STEFANOVITS et al. 2010).

A talajban élő mikroszervezetek aktivitása kiemelkedően fontos paramétere a talaj termékenységének, hiszen a talajban lévő szervesanyag és a tápanyag forgalmat jelentős mértékben befolyásolja (BOWLES et al. 2014), a talajban élő szervezetek számára élettanilag fontos elemek mineralizációját a mikroorganizmusok végzik (ANANYEVA et al. 2007). A mikroorganizmusok a tápanyagszolgáltató képesség biztosításán kívül a különböző szennyező hatások csökkentésére is képesek azáltal, hogy az adott szennyezőanyagot tápanyagként vagy energiaforrásként hasznosítják (SZABÓ 2008). A talaj mikrobái részt vesznek a talaj aggregátumok képződésében és karbantartásában is (HEWINS et al. 2017).

A talajban élő mikroszervezetek életfolyamatait, vagyis a talaj mikrobiális aktivitását számos külső tényező befolyásolja. Ezek közé tartoznak a meteorológiai paraméterek,

mint például a hőmérséklet és a csapadék. SONG és munkatársai 2018-ban a hőmérséklet emelkedésével az invertáz aktivitás csökkenését, ugyanakkor a  $\beta$ -glükozidáz aktivitás növekedését tapasztalták sekély tőzezes talajban. Eredményeikből arra a következtetésre jutottak, hogy a melegedés kimeríti az egyszerű szerves szénforrásokat, és serkenti a komplex szerves szén bomlását az általuk vizsgált tőzezes talajon. Továbbá megállapították, hogy a tartós felmelegedés miatt megnövekedett növényi gyökérmennyiség nagyobb nettó szén felhalmozódást eredményezhet a talajban és serkenti a szén mineralizációját. Mivel a szerves szén bomlását a melegítés serkenti, leghamarabb a talaj könnyen lebomló szervesanyag készletei merülnek ki (KIRSCHBAUM 2000). A talajban a mikrobiális növekedés és aktivitás közvetlen előfutára az oldott szerves szén, ezáltal mozgatva a talajban a bomlási folyamatokat (SOONG et al. 2019, BODDY et al. 2008). A talaj CO<sub>2</sub> emissiója elsősorban a labilis szénkészletek bontásából származik. A mikrobák viszonylag gyorsan lebontják a labilis szerves szénkészleteket, amennyiben a növények nem biztosítják a számukra szükséges friss szén mennyiségét. A magasabb hőmérséklet hatására a CO<sub>2</sub>-kibocsátás viszonylag nagyobb mértékben növekszik, mint amilyen az alacsony hőmérsékletek hatására bekövetkező oldott szerves szén csökkenése. Az oldott szerves szén lebomlási sebessége tehát a hőmérséklet növekedésével növekszik (SONG et al. 2018, WICKAND et al. 2007, KALBITZ et al. 2000). Ugyanakkor RINNAN és munkatársai 2008-ban arról számoltak be, hogy az általuk megfigyelt szántóföldi területeken a növekvő hőmérséklet hatására növekedett az oldott szerves szén mennyisége, mivel a növényborítottság is megnőtt. A hőmérséklet növekedése nem csupán a szén, hanem a nitrogén anyagforgalmát is befolyásolhatja. A megemelkedett hőmérséklet hatására a nettó nitrogén mineralizációs arány, továbbá a nettó nitrifikációs arány is növekszik (SONG et al. 2018).

A környezeti tényezők közül a csapadék is jelentős mértékben képes befolyásolni a mikrobiális aktivitást. Számos tanulmány a csapadéknak a talaj mikrobiális közösség összetételére gyakorolt hosszú távú hatására összpontosított (MONTIEL-GONZÁLEZ et al. 2017, ZHAO et al. 2016, LANDESMAN és DIGHTON 2010), keveset tudnak azonban a csapadék impulzus rövid távú hatásairól. CHEN és munkatársai 2019-ben arról számoltak be, hogy a talajban a labilis szerves szén és a nitrogén, valamint a mikrobiális biomassza szén mennyisége pozitívan korrelált a talaj víztartalmával. Az öntözés növeli a Gram-negatív baktériumokra és gombákra utaló PLFA biomarkerek mennyiségét a talajban. A PLFA vizsgálatokat RNS alapú vizsgálati technikával kiegészítve megállapították, hogy a Gram-negatív baktériumok két törzse, a proteobaktériumok és a bakteroidák, valamint a gombák közül a tömlősgombák nagyobb egyedszámban voltak jelen amikor a talaj nedvességtartalma növekedett. A PCR (polymerase chain reaction, polimeráz láncreakció) eredmények alapján a közösség összetétele egyértelműen megváltozik az öntözés során, ellentétben az öntözés nélküli területekkel. Az öntözés után az első napon vett talajminták mikrobaközösségének összetétele a talajnedvesség tartalom változásával változott, azok nagy arányban tartalmaztak bakteroidákat, ugyanakkor alacsony volt az Aktinomyceta közösség aránya. A talaj baktériumközösségének összetétele a nedvességtartalom csökkenésével visszarendeződik, ugyanakkor a talaj gombaközösség összetételének eltolódása jóval intenzívebb. A gombaközösség összetétele a talajnedvesség csökkenésének hatására a kisebb *Ascomycota* és a *Basidiomycota* irányába tolódott el. A talaj nedvességtartalma pozitív korrelációt mutatott az *Ascomycota*-val ( $r=0,385$ ,  $P<0,05$ ) és negatív korrelációt a *Basidiomycota*-val ( $r=-0,505$ ,  $P<0,05$ ) (CHEN et al. 2019). ROBINSON és munkatársai 2013-ban arra a megállapításra jutottak, hogy a csapadék évi összes mennyisége helyett a bizonyos évszakokban leeső csapadék mennyisége

erőteljesebben befolyásolja a talajok termékenységét. Kutatásaik során azt tapasztalták, hogy a megnövekedett tavaszi csapadék (a növények korai növekedési szakaszában fordult elő) a tavaszi szárazsághoz képest jelentősen javította a talaj termőképességét. Nem csak a csapadék mennyisége, hanem időbeli eloszlása is fontos, amennyiben a csapadék a növényeket a csemete növekedés szakaszában éri, azok túlélési aránya is nagyobb (LEÓN et al. 2011, PADILLA és PUGNAIRE 2007).

A mikrobiális közösség aktivitását és összetételét a rendelkezésre álló tápanyagok mennyisége és minősége is befolyásolja, és fordítva, ezen élő mikroszervezetek tevékenysége járul hozzá, hogy a bonyolult összetételű szerves vegyületek a növények számára felvehető egyszerűbb molekulákká alakuljanak. A talajmikrobák, beleértve a baktériumokat és gombákat alapvető szerepet játszanak a szén és más tápanyagok, mint a nitrogén, foszfor és kén biogeokémiai körforgalmában (FALKOWSKI et al. 2008). A környezeti változások hatására bekövetkező változások a mikrobiális közösség összetételében a biogeokémiai működést is megváltoztathatják (BAHRAM et al. 2018, KOYAMA et al. 2018). A talajban található szerves szén a fő kapcsolat a talaj fizikai-kémiai tulajdonságai és az ott lezajló mikrobiális folyamatok között (HAYNES és BEARE 1997). A Gram-negatív (G<sup>-</sup>) baktériumok előnyben részesítik a könnyen bontható növényi eredetű szénforrásokat, míg a Gram-pozitív (G<sup>+</sup>) baktériumok elsősorban a talaj szervesanyagából származó, nehezebben bontható szénforrásokat használnak. Ennélfogva a két csoport aránya használható a különböző eredetű szénforrások arányának becslésére. Több kutató is beszámol arról, miszerint a G<sup>+</sup>:G<sup>-</sup> arány növekszik, ha a felvehető szén mennyisége csökken, illetve a labilis szubsztrátumok kimerülése után (BREULMANN et al. 2014, FANIN et al. 2014, FIERER et al. 2003). A Gram-negatív baktériumok pozitívan kapcsolódnak az alkil- és N-alkil-vegyületekhez (lipideket és más alifás anyagokat képviselnek), míg a Gram-pozitív baktériumok a karbonil-, aril- és ketonvegyületekhez (amelyek összetettebb vegyületeket képviselnek) (FANIN et al. 2019). Vagyis a két baktériumcsoport a talajban különféle szénformákhoz kapcsolódik, és arra utal, hogy eltérő funkcionális szerepet játszhatnak a talajban lévő szervesanyag bontásában (KRAMER és GLEIXNER 2008), különösen olyan szerves talajokban, ahol az ásványi anyagok mennyisége alacsony (COTRUFO et al. 2013).

Fontos megértenünk, hogy a szubsztrát elérhetősége hogyan szabályozza a talaj mikrobiális közösségeinek szerkezetét és működését. Friss szerves szubsztrátumok hozzáadása a talajhoz általában stimulálja a koptotróf (a megfelelő tápanyag rendelkezése állása estén gyors növekedésű) mikrobiális közösségeket, nagy növekedési sebességgel (PASCAULT et al. 2013, BASTIAN et al. 2009). Ezzel szemben a könnyen hozzáférhető szén elérhetőségének csökkenése kedvez az oligotróf mikrobiális közösségeknek, amelyeket alacsony biomassza, alacsony enzimikus aktivitás és légzési arány jellemez (FANIN és BERTRAND 2016, POTTHAST et al. 2010).

A talajban a szervesanyag és a tápanyagok sem homogén eloszlásban vannak jelen, hanem lokalizálódva. A detritusz szféra a szervesanyag bomlási közege, melynek körülményei sok szempontból különböznek a talajban lévőktől. A detritusz szférát a szerves anyag nagy áramlása jellemezi, ezzel egyidőben az oldott szerves szén mennyisége jelentős mértékben csökken a talaj és a növényi maradványok érintkezési felületén (STEMMER et al. 1999). Az oldott szerves anyagok tömegárama és diffúziója biztosítja az energiát a detrituszszféra mikrobiális aktivitásához.

A talaj enzimeit kritikus jelentőséggel bírnak a biokémiai katalitikus reakciók szempontjából, amelyek lehetővé teszik a talajba került elhalt szervezetek (állatok, növények és mikroorganizmusok) lebontását (MONREAL et al. 1998). A talajban lévő enzimek aktivitásai az elektrokémiai környezet változásaira érzékenyen reagálnak, ennélfogva alkalmasak a talajban lezajló változások nyomon követésére (DOTANIYA

et al. 2019, KACZYNSKA et al. 2015, ALKORTA et al. 2003, BANDICK és DICK 1999).

A kataláz, a dehidrogenáz, az invertáz és a polifenol-oxidáz megkönnyíti a lignin lebontását, a humusz képződését és a növények számára rendelkezésre álló tápanyagok felszabadítását, így szabályozzák a szén és tápanyagok körforgását, míg az ureáz a nitrogén körforgalmában vesz részt (SCHIMEL és SCHAEFFER 2012, DICK 2011, MAKOI és NDAKIDEMI 2008), valamint a polifenol-oxidáz védelmet nyújt a növények számára az őket megtámadó kórokozóktól (MAYER 2006). A főként a talaj mikrobiális biomasszája által termelt invertáz enzim katalizálja a szacharóz hidrolízisét glükózzá és fruktózzá (ROSS 1983, FRANKENBERGER és JOHANSON 1983), míg a növényi maradványok fő polimer alkotónak bontásáért a xilanáz felelős (SINSABAUGH et al. 1994, RODRIGUEZ-KÁBANA 1982). A tápanyagok körforgásában hidrolitikus enzimek is részt vesznek ( $\beta$ -glükozidáz, ureáz és foszfatáz). Ezen enzimek érzékenyen reagálnak a talaj tulajdonságainak változására, és szorosan korrelálnak a talaj szervesanyag-tartalmával és annak minőségével (CARAVACA et al. 2002). A dehidrogenáz egy olyan enzim, amely oxidálja a talaj szerves anyagát azáltal, hogy a protonokat és elektronokat a donorokról az akceptorokra továbbítja. A dehidrogenáz enzim csak intakt sejtekben van jelen, a talaj dehidrogenáz-aktivitás az általános mikrobiális légzési aktivitás ismert biológiai mutatója, és általában a talajban zajló biológiai folyamatok indikátoraként használják (DOTANIYA et al. 2019, WOLINSKA és STEPNIEWSKA 2012, WATTS et al. 2010, BURNS 1978). Mivel bizonyítottan érzékeny a talajban bekövetkező fizikai vagy kémiai változásokra, a dehidrogenáz szint mérése hozzájárul a gazdálkodási gyakorlatoknak a talaj egészségére gyakorolt hatásainak megértésére (CAMPOS et al. 2019).

## **2.5. Az ökológiai és konvencionális gazdálkodási módok összehasonlítása, a különböző gazdálkodási módok hatása a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaira valamint a mikrobiális aktivitásra**

Az ökológiai gazdálkodásnak számos definíciója létezik, melyek közül a Tanács 834/2007/EK (2007. június 28.) az ökológiai termelésről és azok címkézéséről szóló rendeletét emelném ki: „Az ökológiai termelés egy gazdaság irányításból és élelmiszer-termelésből álló átfogó rendszer, amely ötvözi a legjobb környezetvédelmi gyakorlatokat, a magas szintű biodiverzitást, a természeti erőforrások megőrzését, a magas szintű állatjóléti szabványok alkalmazását és a bizonyos fogyasztók természetes anyagok és eljárások használatával előállított termékek iránti preferenciájával összhangban lévő termelési módszereket. Az ökológiai termelési módszernek így kettős társadalmi szerepe van, egyrészt gondoskodik olyan speciális piacról, amely a fogyasztók ökológiai termékek iránti igényét kielégíti, másrészt olyan közjavakat termel, amelyek hozzájárulnak a környezet védelméhez és az állatjóléthez, valamint a vidékfejlesztéshez.”

A konvencionális gazdálkodás esetében ugyanakkor nem lelhető fel ilyen konkrét definíció, mivel ennek során az elsődleges cél a kellő mennyiségű és megfelelő minőségű élelmiszer/takarmány megtermelése. Korábban (hazánkban a rendszerváltást megelőzően) a műtrágyák és növényvédőszerrel viszonylagosan alacsony ára miatt ezek a mostaninál (és gyakran a ténylegesen szükségesnél is) nagyobb mennyiségben voltak kijuttatva, mely a termőtalaj minőségének romlását és a biodiverzitás csökkenését idézi elő (JU et al. 2009, ROUSK et al. 2009, CUI et al. 2008, WOLF 2006, BARDGETT et al. 1997). Napjainkban a költséghatékonyság miatt a konvencionális gazdálkodáson belül is minél inkább próbálják optimalizálni, a lehetőségek szerint csökkenteni a kemikáliák felhasználását. A vegyszerek

felhasználása mellett a konvencionális gazdálkodásban a talajművelés, az alkalmazott agrotechnika is kevésbé kíméletes, mint az ökológiai gazdálkodás esetén. Az elsődlegesen profitorientált termelés során gyakran nem a megfelelő nedvességi állapotban/időpontban történik az adott agrotechnikai lépés, emiatt a talaj szerkezete/mechanikai állapota kedvezőtlenül változik (pl. tömörödés-eketalp réteg kialakulása, erózióval szembeni kisebb ellenálló képesség). A technikai vívmányok a mezőgazdaságban is képviseltetik magukat, így a konvencionális gazdálkodás keretein belül is kiválóan alkalmazhatók például a kapcsolt gépsorok, melyek használatával nem csak idő és üzemanyag takarítható meg, hanem a taposási kár és a talaj nedvességtartalmának vesztesége is csökkenthető (http1).

Napjainkban az ökológiai mellett több olyan gazdálkodási irányzat is létezik, melyek a talaj jó állapotának megőrzését, a fenntarthatóságot is szem előtt tartják, ezek például a csökkentett talajművelésen (reduced tillage) belül a direktvetés (no tillage), a bakhátas művelés (ridge tillage), a mulcs művelés (mulch tillage) és a sávos művelés (strip tillage), melyek alkalmazása esetében a visszaforgatott növényi maradványok mennyisége legalább a föld feletti növényi biomassza 30 %-a (http2).

Az átgondolt, megfelelően kivitelezett talajművelés során tehát a talaj fizikai, kémiai és biológiai állapotát oly módon befolyásoljuk, hogy kedvező élettani környezetet teremtünk az adott növény termesztésére. Az elvégzett műveletekkel, mint a szántás, talajlazítás, tárcsázás, hengerezés, stb., a talaj mikrobiális közösségének életfolyamataira is hatunk. Szántás során az eke által felfordított barázdaszelet anaerob része kerül aerob viszonyok közé, ami felgyorsítja a baktériumok mineralizációs tevékenységét, ugyanakkor a lefordított oldalon az anaerob körülmények között a humifikációs folyamatok dominanciája lép fel. A szántással ellentétben a henger használatával a talaj tömörödik, melynek hatására a talaj felső rétegében is csökken a mikrobiális aktivitás (SZABÓ 2008), ami hozzájárul a talaj folyamatos tápanyagszolgáltató-képességéhez szükséges szervesanyagok és a talaj víztartalmának megőrzéséhez. A zöldtrágya alkalmazása serkentőleg hat a mikrobiális aktivitásra (ELFSTRAND et al. 2007, STARK et al. 2007).

Az ökológiai gazdálkodású területeken megnövekedett növényi sokféleség figyelhető meg a konvencionális gazdálkodású területekhez viszonyítva, mely serkenti a mikrobiális biomasszát, ezáltal növekvő talajlégzést eredményezve (CHEN és CHEN, 2019). Az ökológiai gazdálkodásban nem megengedett a műtrágyák használata, így a tápanyag utánpótlás egyik módja a szerves trágyázás, mely a pH-t, a szervesanyag-tartalmat, a kötöttséget és mikrobiális csíraszámot, valamint a talaj nedvességtartalmát is kedvezően befolyásolja (KÖHLER 1989, 1984), továbbá az istállótrágyázás hozzájárul a talaj mikroelem tartalmának növekedéséhez is (BÍRÓ et al. 2005) és a mikrobák számára felvehető tápanyagok mennyiségét is növeli (DELL'ANGOLA et al. 1964). Az ökológiai gazdálkodás, azon belül a szerves trágyázás és növényi maradványok visszafogatása kedvezően hat a tápanyagtartalomra (YAN-JUN et al. 2014, WANG et al. 2013, BOWLES et al. 2014). Az egyéb tápanyag-utánpótlási technikákhoz viszonyítva, a szerves trágyázás esetében a talajban tárolt szervesanyag és tápanyagtartalom jóval stabilabb (NARDI et al. 2004). Az ökológiai gazdálkodás esetében számottevően nagyobb a visszaforgatott növényi maradványok mennyisége, mely szintén hozzájárul a talajok szervesanyag-tartalmának növekedéséhez (EDMEADES 2003, CHEN et al. 2000), amely a mikrobiális folyamatok intenzitásának növekedését eredményezi (ALLISON és JASTROW 2006, ROSS et al. 1982). A megnövekedett szervesanyag-tartalom hatására az extracelluláris enzimek védettebbek a degradációs behatásokkal szemben (MARTENS et al. 1992), valamint a mikrobák számára esszenciális szubsztrátumok (cellulóz, hemicellulóz, lignocellulóz) mennyisége is növekszik a talajban (WICK et al. 1998), mely magasabb

enzimatis aktivitást eredményez, mely például a foszfatáz aktivitás esetében is mérhető (KÁTAI és VERES 2001, ROJO et al. 1990).

Ugyanakkor napjainkban a konvencionális termelés során használt műtrágyák biodiverzitásra és emberi egészségre gyakorolt negatív hatásai ismertek (KIM et al. 2017, KIDD et al. 2017, EASAC 2015), továbbá több tanulmány is beszámol az ökológiai és konvencionális gazdálkodású területek mikrobiális közösségei között lévő minőségi és mennyiségi eltérésekről (GE et al. 2013, ROMANIUK et al. 2011). A nem megfelelő tápanyag utánpótlási gyakorlat ronthatja a talaj állapotát. A szervesanyag-tartalmának csökkenését idézi elő (JU et al. 2009, CUI et al. 2008). A műtrágyázás növeli a gombák mennyiségét a talajban, ugyanakkor a bakteriális biomassza csökken (BARDGETT et al. 1997). A műtrágyák savanyító hatással bírnak a talajban (NING et al. 2020, GUO et al. 2010, PAIS és HORVÁTH 1990), az így létrejött alacsonyabb pH viszonyok kedvezőtlenek a baktériumok számára (ROUSK et al. 2009).

A növekvő populációval növekvő élelmiszerigények kielégítése során egyre nagyobb hangsúlyt kapnak a fenntartható gazdálkodási módok (mint az ökológiai gazdálkodás és a csökkentett talajművelés), melyek alkalmazásával lehetővé válik a termelői és fogyasztói igények kielégítése a talaj termőképességének megőrzése mellett.

A fenntartható mezőgazdasági termelés egyik eleme a növényi maradványok visszaforgatása. AKHTAR és munkatársai 2015-ben és 2016-ban egy kétéves kísérletet végeztek, melyben a talaj biokémiai tulajdonságainak és a kukorica hozamának a búza-szalma mulcs kezelés hatására bekövetkező változásait vizsgálták. Különböző dóziszú kezeléseket állítottak be (0, 2500 és 5000 kg/ha), a talajmintákat négy mélységből (10, 20, 30 és 40 cm) vették. Eredményeik alapján a talajban található szerves szén mennyisége és a talajenzimek, mint például az invertáz, a foszfatáz, az ureáz és a kataláz, a legnagyobb dóziszú szalma mulcs hozzáadása esetén szignifikánsan magasabbak voltak, mint a kontroll területen, valamint a felső 10 cm-es rétegben mértek magasabb enzimaktivitás értékeket a mélyebb mintavételi mélységekhez viszonyítva. A kezelés hatására szignifikánsan növekedett a felvehető nitrogén mennyisége is. A búzaszalma mulcs hozzáadása növelte továbbá a termés hozamot és biomassza hozamot, valamint a vízfelhasználás hatékonyságát is. Arra a következtetésre jutottak, hogy a szalma mulcskezelés alkalmas a kukorica termőképességének fenntartására, valamint a mikrobiális aktivitás serkentésére. A mikrobiális és kémiai paramétereken túl a talaj nedvességtartalmát is befolyásolja a szalmatakarás, a legnagyobb dóziszú kezelésben szignifikánsan nagyobb volt a talaj nedvességtartalma (AKHTAR et al. 2018).

A növényi szalma szénforrás, az azzal történő kezelés a talaj szerves szénkészletének növekedését idézi elő (BAKHT et al. 2009). Az aratás után visszamaradt szalma talajtakaróként történő alkalmazásával csökkenthető a párolgás, ezáltal növelhető a talaj nedvességtartalma, és fokozható a termésmennyiség (TAO et al. 2013, HE et al. 2009). A szalmával való talajtakarás egy olyan termesztési módszer, amely kiválóan alkalmas az alacsony nedvesség tartalmú talajok termés hozamának javítására (HOU et al. 2012, VERHULST et al. 2011). A szalmatakarással általában csökken a talaj hőmérséklete, a párolgás és növekszik a szárazanyag felhalmozódása a növekedési időszakban (SHARRATT et al. 1998). A növényi maradványok kezelése befolyásolhatja a szén- és tápanyagforgalom elemeként szolgáló mikrobiális folyamatokat (MENDHAM et al. 2003), valamint a felvehető tápanyagok mennyiségét legnagyobb mértékben befolyásoló enzimatis folyamatokat (JIN et al. 2009). A talaj egészségén kívül a szalmatakarás pozitív szerepet játszik a CO<sub>2</sub> emisszió és a



talajerózió csökkentésében (PROSDOCIMI et al. 2016), megakadályozza a gyomok elburjánzását, ezáltal jóval kevesebb a kijutatott herbicid (THANKAMANI et al. 2016). STEMMER és munkatársai (1999) az invertáz aktivitás növekedését tapasztalták a kukorica szalmájának a talaj felületére történő helyezését követően, mely a maximumát négy héttel az alkalmazás után érte el, míg a xilanáz enzim aktivitása 16 hétig folyamatosan növekedett a kezelést követően. A kontroll talajhoz viszonyítva a kukorica szalmával kezelt talajokban a mikrobiális biomassza nitrogén, a proteáz, xilanáz és invertáz aktivitása egy-két nagyságrenddel magasabb volt. Az egyes enzimek aktivitása a növényi maradványok felszínétől távolodva szignifikánsan csökken (KANDELER et al. 1999). A növényi szalma hozzáadása a talajhoz pozitívan befolyásolhatja a növényi biomassza mennyiségét és a terméshozamot (KARAMI et al. 2012). A terméshozamot nagymértékben befolyásolja a víz rendelkezésre állása, így a fenntartható termelés a megfelelő talajművelési gyakorlat függvénye (ZHANG et al. 2014, TRIPATHY és SINGH 2004). Ugyanakkor más kutatók a szalmatakarás kedvezőtlen hatásairól számoltak be, miszerint fizikai akadályt képez a növények megjelenésével szemben és ezáltal csökkenti a termés mennyiségét (SHEN et al. 2012). A szalmatakarás alacsony nedvességtartalom esetén a kukorica alacsony terméshozamát idézte elő (GAO et al. 2009). Számos tanulmány beszámol arról, hogy a növényi maradványok elégetése vagy eltávolítása jelentős veszteségeket okozhat a talaj szerves anyagában és az ahhoz kapcsolódó tápanyagokban (PRIETO-FERNÁNDEZ et al. 2004, MENDHAM et al. 2003). A tarlómaradványok visszatartása alternatív kezelési gyakorlat lehet az ilyen veszteségek csökkentésére (BLUMFIELD és XU 2003). Ugyanakkor más kutatók vitatják, hogy növényi maradványok eltávolítása jelentős hatással van a talaj minőségére és a tápanyagok körforgására (WILHELM et al. 2007). LAFOND és munkatársai (2009) szerint a szalmatakarásnak nincs jelentős hatása a talaj minőségére vagy a növénytermesztésre. A növényi maradványokat a talaj szervesanyag-tartalmának javításán túl takarmányozásra, valamint az utóbbi években bioüzemanyag és ipari rostgyártás alapanyagaként is használják (GOMEZ et al. 2008).

A termőföld mentesítése az antropogén behatásoktól növeli a biodiverzitást, továbbá a szén és a nitrogén felhalmozódását a talajban. A talaj mikroorganizmusai központi szerepet játszanak az elemek körforgásában, és visszajelzést adnak a természetes élőhelyek növényi sokféleségéről és termőképességéről is (BARDGETT és VAN DER PUTTEN 2014). A talaj biokémiai tulajdonságai így annak szén- és nitrogéntartalma, a mikrobiális biomassza és az enzimatis tevékenységek gyorsan reagálnak a környezet változásaira és az antropogén behatásokra (PAZ-FERREIRO és FU 2016, BARDGETT et al. 2008). A talaj mentesítése az antropogén behatásoktól képes növelni a talajban lévő szén és nitrogén mennyiségét, valamint magasabb mikrobiális populációt és megnövekedett sokféleséget eredményez (FENG et al. 2017, MORENO-MATEOS et al. 2017). FENG és munkatársai (2019) megállapították, hogy a mikrobiális szén és nitrogén biomassza, valamint a talaj enzimek aktivitása gyorsan felépül, miután az antropogén behatások megszűnnek, ugyanakkor a kataláz, a dehidrogenáz, a fenol-oxidáz és az ureáz aktivitása a 11. vagy 21. év után csökkent. Továbbá ezek a paraméterek pozitívan korrelálnak a növényi maradványok mennyiségével. A növényi maradványokból származó biomassza bevitel és a finom gyökerek elhalása a talajban pozitívan befolyásolja a talaj széntartalmát, valamint a rendelkezésre álló nitrogén-, foszfor- és kálium mennyiségét (FENG et al. 2019). Az emberi beavatkozás nélküli állapotok visszaállítása után magasabb biomassza szén- és nitrogéntartalom, valamint magasabb enzimaktivitás volt megfigyelhető gyepterületeken (ALLISON és JASTROW 2006, ROSS et al. 1982), elhagyott

mezőgazdasági területeken (WANG et al. 2011), valamint félig sivatagos területeken egyaránt (ZHANG et al. 2015, ROS et al. 2003).

A mezőgazdasági termelési rendszerekben a talajmegőrzési gyakorlatokat széles körben alkalmazták a konvencionális mezőgazdasági gyakorlatok negatív hatásainak enyhítésére. Ezek magukban foglalják a talajművelés nélküli (NT=no tillage) vagy redukált talajművelési (RT=reduced tillage) módszereket (PITTELKOW et al. 2014) és a növényi maradványok megtartását. Napjainkban a talajmegőrzést 155 millió hektáron, vagyis a globális növénytermesztési terület kb. 11% -án végzik (KASSAM et al. 2017). A talajmegőrzési gyakorlatok befolyásolhatják a talaj mikroklímáját (BLANCO-CANQUI és RUIS 2018, JOHNSON és HOYT 1999), a növényi maradványok eloszlását és bontását (SOMENAHALLY et al. 2018) és a tápanyagok átalakulását (CHENG et al. 2017), ezek a tényezők viszont megváltoztathatják a talaj mikrobiális populációjának méretét és összetételét. A talajmegőrzési művelési gyakorlatok mikrobiális közösségre gyakorolt eltérő hatásairól számoltak be különböző kutatócsoportok, egyesek a mikrobiális populáció növekedését tapasztalták (SCHMIDT et al. 2018, NAVARRO-NOYA et al. 2013, JOHNSON és HOYT 1999), voltak akik nem figyeltek meg változást (LUPWAYI et al. 2018, HELGASON et al. 2010), és voltak akik a biodiverzitás csökkenését figyelték meg (ZHANG et al. 2014). Az általánosan megnövekedett talajbaktériumok, gombák és aktinomyceták száma és a megnövekedett mikrobiális biomassza a művelés nélküli területeken a konvencionális műveléshez viszonyítva a kedvező környezeti feltételeket teremtő talajművelési gyakorlatoknak tulajdonítható (LI et al. 2020)

## **2.6. Az ökológiai gazdálkodás elterjedése a Földön és hazánkban**

Az ökológiai gazdálkodás nem újkeletű irányzat, az emberiség történelmével szinte egyidős, mely a környezeti ökoszisztémához illeszkedő, vegyszermentes termelési módszerekből ered. A fogyasztói kereslet növekedésével az ökológiai mezőgazdasági művelésű területek száma és mérete napról napra növekszik az Európai Unió tagállamainak a többségénél. A változó keresleti igényeket felismerve a politikai döntéshozók is a minőséget helyezik előtérbe a mennyiséggel szemben, ennél fogva az ökológiai gazdálkodásra vonatkozó jogszabályok kulcsszerepet kapnak az agrárpolitikában (RADICS 2001). Világszinten Európa a második helyen áll a biogazdálkodásban, a biogazdálkodási mezőgazdasági területek nagysága a Földön 1999-től 2013-ig 11-ről 43,1 millió hektárra gyarapodott.

Az egyes országok biogazdálkodásának adatait valamint az ágazati változásokat az 1972-ben megalakult IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements - Ökológiai Mezőgazdasági Mozgalmak Nemzetközi Szövetsége) és az 1973-as alapítású svájci Biogazdálkodási Kutató Intézet (FiBL) gyűjtik és elemzik. Míg 2000-ben 10,5 millió hektáron folyt ökológiai gazdálkodás, 187 ezer termelővel, 2016-ban világszerte 57,8 millió hektáron 2,7 millió gazdálkodó termelt az ökológiai gazdálkodás gyakorlatait követve, a bevont területek relatív aránya világszinten 1,2%. (SZABÓ 2018). Napjainkban tíz biogazdálkodásból nyolc ázsiai és afrikai országból származik. A 2000-es adatokhoz viszonyítva az ökoterületek nagysága közel 5,5-szeresére, az ökológiai gazdálkodást folytató gazdálkodók száma 14-szeresére, míg a világszerte forgalom kilencszeresére nőtt (WILLER és LERNOUOND 2018). Míg a fizetőképes fogyasztói kereslet Európában, az Amerikai Egyesült Államokban, Japánban és Kínában van, addig az ökológiai gazdálkodás alá vont területek 47%-a (2016-os adatok szerint 27,3 millió hektár) Óceánia (Ausztrália, Új-Zéland, Pápua Új Guinea) térségében volt. Az Óceániai területeken tevékenykedő 27 ezer biogazdálkodó által előállított termékek többségét exportálták (SZABÓ 2018).

Napjainkban az ökológiai gazdálkodású területek több mint kétharmad része legelő, 18 %-án szántóföldi növényeket (búzát, kukoricát, rizst, olajos növényeket, textilipari növényeket, zöldségterményeket) termesztenek, 9 %-án pedig különböző ültetvények (kávé, olajbogyó, kakaóbab, trópusi gyümölcsösök, szőlő, diófélék) található. Európában található az összes ökológiai gazdálkodású terület mintegy kétharmada, azaz 13,5 millió hektár, melyet 130 ezer termelő művel (WILLER és LERNOUUD 2018). 2004-ben az Európai Unió tíz tagállammal bővült, közöttük Magyarországgal, ennek következtében 2004-től 2013-ra 6,4 millió ha-ról 11,5 millió ha-ra nőtt az EU-ban a biogazdálkodás alá vont területek aránya (RADICS 2018).

A hazai biogazdálkodásról szóló statisztikai adatgyűjtést 1988-as kezdettel az ezredfordulóig a Biokultúra Egyesület végezte. Ezt követően az 1996-ban megalakult Biokontroll Kft. a 2000-ben létrejött HÖG Kft.-vel közreműködve (Hungária Öko Garancia Kft.), hivatalos ellenőrző-tanúsító szervezetekként végezték a nyilvántartást. 2005-ös kezdettel a KSH (Központi Statisztikai Hivatal) jelentet meg nyilvánosan elérhető, részletes adatsorokat, az ehhez szükséges adatgyűjtés módszertani alapját a 889/2008 EK rendelet biztosítja, mely valamelyest eltér a minősítő szervezetek gyakorlatától.

Magyarországon az öko-gazdálkodásba bevont területek nagysága 1988-tól 2004-ig töretlen ütemben növekedett, 1998 és 2001 között több mint 3,5-szeresére nőtt a bevont terület nagysága, melyhez hozzájárulhatott az is, hogy 1997-től a földművelésügyi tárca is támogatást biztosított a gazdaságok átállásához. Az 1999-ben regnáló kormány az induló Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program keretein belül támogatta az ágazat fejlődését, és 300 ezer hektár ökológiai művelésbe vont terület elérését tűzte ki célul (SZABÓ 2018).

2004-2009 között stagnálás következett, melynek oka részben a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program sikertelensége, részben a kormányzati támogatás hiánya, valamint a szakmai szervezetek közötti ellentét volt. A bevont területek nagysága ekkor 120 ezer hektár körül mozgott. Az elvárásokkal ellentétben a 2007-2013-as időszakra várt „bio boom” az ÚMVP (Új Magyarország Vidékfejlesztési Program) forrásokhoz kötődően elmaradt. 2014-ben megnövelték a forráskeretet, jelenleg a Nemzeti Akcióterv Cselekvési Programja, illetve a Széchenyi 2020 programjai számos pályázati konstrukciót kínálnak a meglévő és átálló gazdaságoknak. 2015 és 2016 között kiugró (44%-os) területnövekedés történt, több mint 60 ezer hektárral bővült az ökológiai gazdálkodású területek nagysága (BOLYE és ACS 2016, AGÓCS et al. 2015, KSH). A KSH részletes adatai szerint Magyarországon 2017-ben 3642 nyilvántartott biogazda volt, akik közel 200 ezer hektárnyi földet műveltek az ökológiai gazdálkodás irányításait követve. A 2016-os adatok alapján közel félmillió agrárvállalkozás, kilencezer gazdasági szervezet és mintegy 416 ezer egyéni gazdaság folytatott mezőgazdasági tevékenységet hazánkban, ugyanakkor a biogazdák aránya az 1 %-ot sem érte el. Magyarországon 2017-ben a mezőgazdaságilag hasznosított területen belül az ökológiai gazdálkodású területek aránya közel 4% volt. Az ökológiai gazdálkodású területek több mint a fele rét, legelő, amit a szántóföldi növénytermesztés követ (40%). A magas élőkommunikációs igényű növényi kultúrák aránya elenyésző. A hazai öko-gazdálkodás tehát a konvencionális mezőgazdasághoz hasonló termelési szerkezettel jellemezhető. A 2015 utáni nagymértékű területváltozás szinte mindegyik művelési ágat érintette, legnagyobb arányban a legkisebb munkaerő igényű rét, legelő területe nőtt (62%). A szántóföldi növénytermesztés három fő részterülete a gabonafélék (20%), zöldségtermények (10%) és ipari növények (5-6%) termesztése, tíz év alatt ezek területe ugyan nőtt, de az ökológiai gazdálkodású szántóföldi növénytermesztés aránya csökkent a többi művelési ághoz viszonyítva. A szőlő, gyümölcs/bogyósültetvények, diófélék

összterületen belüli aránya tíz éven belül megduplázódott, az átállási területek aránya pedig megháromszorozódott.

Az állattartást illetően hét év alatt (2010-2017 között) közel 40 %-kal nőtt az ökológiai körülmények között tenyésztett állatok létszáma, ez jórészt az ökológiai körülmények között kivitelezett baromfitenyésztésnek köszönhető, hisz a szarvasmarha tenyésztés stagnált, a sertés és a kecskék létszáma csökkent (SZABÓ 2018).

Az Európai Unióban 1991-től az ökológiai termesztés valamint a feldolgozás EU-s szabályozás alatt áll, ekkor dolgozták ki az ide vonatkozó minősítési rendszert, melynek célja a fogyasztói védelem és a termék garanciájának a biztosítása (RADICS 2018, CSATHÓ et al. 2002, RADICS 2001). Hazánkban is az Európai Unió szabályozások érvényesek, melyeket nemzeti jogszabályok egészítenek ki. Magyarországon a jelenleg érvényben lévő ökológiai gazdálkodásra vonatkozó európai uniós szabályozások a következők: Az Európa Tanács 2007. június 28-i 834/2007/EK rendelete az ökológiai termelésről és az ökológiai termékek címkézéséről; a bizottság 889/2008/EK rendelete (2008. szeptember 5.) az ökológiai termelés, a címkézés és az ellenőrzés tekintetében az ökológiai termelésről; az 834/2007/EK rendelet, mely az ökológiai termékek címkézéséről szóló részletes végrehajtási szabályait foglalja magában. Hazánkban az ökológiai gazdálkodás alapjait nemzeti jogszabály [34/2013. (V. 14.) VM rendelet] rögzíti, mely a mezőgazdasági termékek és élelmiszerek ökológiai gazdálkodási követelmények szerinti tanúsításának, előállításának, forgalmazásának, jelölésének és ellenőrzésének feltételeit foglalja magába. Az ökológiai gazdáknak egyaránt be kell tartaniuk az EU-s és a hazai jogszabályokat, előírásokat. Mérföldkőnek is tekinthetjük az Európai Parlament és a Tanács 2018/848 számú rendeletét, amely 2021-es hatályba lépéssel az általános célok mellett a talajban élő fajok védelmére helyezi a hangsúlyt.

## **2.7. A talajban lévő mikrobiális közösség aktivitásának és összetételének vizsgálati módszerei, azok jelentősége és buktatói**

A talaj biológiai tulajdonságait egyre szélesebb körben használják a talaj minőségének és egészségének értékelésére (LUPWAYI et al. 2018, SCHMIDT et al. 2018, COLEMAN és CALLAHAM 2017).

A talaj mikrobiológiai közösségének vizsgálata egyedi és közösségi szinten lehetséges. Vizsgálhatjuk a talajban élő mikroorganizmusok biodiverzitását, mennyiségét, illetve aktivitásának változását is. A különböző módszerek eltérő érzékenységűek (KOZDROJ és VAN ELSAS 2001), a vizsgálati eredményeket a talaj heterogenitásán kívül (DAVET 2004) számos egyéb tényező (például a baktériumsejtek kis mérete, a talaj mechanikai és kémiai tulajdonságai, a tápanyagok és toxikus anyagok egyenlőtlen eloszlása, a populációk közötti interakciók) is befolyásolja (TREVORS 1998). Ezen korlátozó tényezők miatt a mikrobaközösség vizsgálata során célszerű többféle módszer alkalmazása, és azok eredményeinek együttes értelmezése.

### **2.7.1. A talaj mikrobiológiai aktivitása vizsgálatának klasszikus módszerei**

A mikroszkóp megjelenése után vált lehetségessé a mikroorganizmusok megfigyelése. Az első mikroszkópokat Antony Leeuwenhoek készítette el a XVII. század második felében, melyek mintegy kétszázszoros nagyításra voltak képesek, míg a mai mikroszkópokkal a speciális objektívek és szűrők segítségével lehetővé teszik a megfestett baktériumsejtek tárgylemezen történő direkt számolását, melyből a talajban előforduló baktériumok mennyiségére következtethetünk. Ugyanakkor az eljárás legfőbb hibája, hogy az elhalt sejtek is festődnek, melyek a számolás során nem

különíthetők el az élő sejtektől (HORVÁTH 1980), ez a vitális festéssel küszöbölhető ki.

A talaj mikrobaközösségének mennyiségi vizsgálatának egy másik lehetősége a hígítási lemezöntéses módszer, mely során a talaj adott mennyiségéből (általában 1 g) hígítási sorokat készítünk, majd a megfelelő hígításokból különböző táplélemezekre tenyésztjük ki a különböző mikroorganizmusokat (PAUL 2007). Ezen módszer alapelve, hogy 1 propagulumból 1 telep fejlődik. Ez azonban gyakran nem igaz (pl. egy telep több baktérium sejtéből jön létre) (HORVÁTH 1980), ezért ma telepképző egység (CFU, colony forming unit) formában adjuk meg az eredményt. A lemezöntéses módszert ANGERER és munkatársai (1998) tették gyorsabbá és költséghatékonyabbá. Az optimalizált körülmények ellenére is a talajban élő mikroorganizmusoknak csak töredéke, kb. 1 %-a tenyészik ki (SCHINNER et al. 1996). Az így kapott eredményeket a mikroorganizmusok közötti kölcsönhatások is befolyásolhatják, melyek által megváltozhatnak a fajok közötti eredeti arányok. A talajmikroorganizmusok száma és aktivitása térben és időben is változik a talajtípus, a talajmélység, a talaj kémhatása, a talajnedvesség, az évszak, valamint a növényfaj és a gyökértől való távolság (WOLLUM 1982) hatására. A szelektív kitenyésztéses módszerrel az epifluoreszcens mikroszkóppal történt direkt számolással kapott baktériumszámnak csupán 3-6%-a azonosítható, ugyanakkor a mélységgel lefelé haladva a két vizsgálat azonos tendenciát mutat (TAYLOR et al. 2002).

Az első olyan kémiai vizsgálatok, melyek a talajban élő mikrobák aktivitását próbálták feltérképezni az 1800-as évek második felében kezdődtek, az első talajenzimekkel kapcsolatos cikk 1899-ben jelent meg az „American Association for the Advancement of Science” éves közgyűlésén, mely a peroxidázok vizsgálatának addigi eredményeit mutatta be. Ezt követően egyre több publikáció jelent meg a talaj enzimaktivitás vizsgálataival kapcsolatban, a kezdetekben leggyakrabban vizsgált enzim a kataláz volt, majd fokozatosan előtérbe kerültek más enzimek is.

Az enzimek szubsztrátspecifikus biokatalizátorok, melyek a reakcióutak megváltoztatása nélkül képesek a kémiai reakciókat felgyorsítani. A talajenzimek ökológiai jelentősége abban rejlik, hogy a nagyméretű szerves molekulák nem tudnak átjutni a mikroorganizmusok membránjában, azonban az általuk szintetizált enzimek segítségével hozzáférhetővé válnak a mikrobák számára. A talajenzimeket a katalizált folyamatok kémiai jellege alapján csoportosíthatjuk oxidoreduktázokra, transzferázokra, hidrolázokra és liázokra. A talajban lévő enzimek főként a talajban élő mikroorganizmusok termékei, igen kis hányaduk növényi vagy állati eredetű. Néhány enzim a sejtéből kiszabadulva szabadon, vagy a sejtfragmentumokon, talajkolloidokon megkötődve képes extracelluláris működésre (SCHINNER et al. 1996, BURNS 1978). Az enzimek a méretüktől függően két úton juthatnak a talajba, a kisebb méretűek a sejtmembránon keresztül, míg a nagyobb molekulaméretűek csak a sejt pusztulása után szabadulnak ki, mivel az élő sejtekben membránhoz kötve helyezkednek el. A szerves anyaghoz vagy agyagásványokhoz kötődő sejten kívüli enzimek élettartama jelentősen hosszabb, mint a szabad formáké, ugyanakkor a kötött formák aktivitása általában kisebb, mivel kevésbé férnek hozzá szubsztrátjaikhoz. A kataláz esetében azonban ellentétes tendencia figyelhető meg, a montmorilloniton adszorbeálódott kataláz aktivitása négyszer nagyobb is lehet, mint a szabad enzimé (DAVET 2004).

Az enzimaktivitás vizsgálatok nagy előnye, hogy általában kis vegyszer/költségigényük van, és kevésbé jól felszerelt laboratóriumokban is elvégezhető, mivel titrimetriás vagy fotometriás módszerek.

Az enzimek működését nagymértékben befolyásolja a közeg kémhatása, az ionerősség, a hőmérséklet, a rendelkezésre álló szubsztrátok mennyisége. Az enzimek aktivitása vagy a szubsztrát mennyiségének csökkenésével, vagy a termék

mennyiségének növekedésével jellemezhető, utóbbi jóval pontosabb eredményt ad, mert a kezdeti nulla, vagy akörüli érték növekszik az adott mennyiségű kiindulási anyagból a talajban lévő enzim mennyiségével arányos koncentrációra. A talajminták kezelése, a mintaelőkészítés hatással van az enzimaktivitásra (TABATABAI 1994). Az enzimaktivitásra gátló tényezőként hathatnak a műtrágyák, növényvédőszer, és egyéb antropogén (kommunális vagy ipari) hulladékok, valamint a műtrágyákkal bejutatott nyomelemek és egyéb adalékanyagok (TABATABAI 1982).

Szintén klasszikus módszernek tekinthető a talajlégzés intenzitásának mérése, mely a szervesanyagok heterotróf mikrobák, protozoák, algák, férgek, ízeltlábúak általi degradációjának, valamint a földfelszín alatti növényi részek általi respiráció eredménye. A talajlégzés mérése során tehát a talajban élő mikro- és makroszervezetek, valamint a növények anyagcserefolyamatai során keletkező CO<sub>2</sub> mennyiségét határozzuk meg, mely arányos a mikrobiális közösség aktivitásával. A képződött CO<sub>2</sub> laboratóriumi körülmények között végzett vizsgálata során, a talajmintákat speciális zárt edényben tároljuk és vizsgáljuk. A vizsgálat során a képződött CO<sub>2</sub>-ot NaOH-ban elnyeletjük és kicsapatjuk, majd a maradék NaOH-t visszatitraljuk. Az edény légteréből vett minta CO<sub>2</sub> tartalma gázkromatográfia vagy infravörös érzékelővel is mérhető, így a CO<sub>2</sub>-termelés időbeli változása is megfigyelhető. Míg a nem művelt talajokban ún. alaplégzés mérhető, mivel a mikroorganizmusok és aktivitásuk között ökológiai egyensúly áll fenn, addig ezt az egyensúlyt a külső behatások megváltoztatják, például a trágyázás hatására felgyorsul a mikrobák mineralizációs tevékenysége, ezáltal megnő a képződő CO<sub>2</sub> mennyisége. A talajmátrix is jelentősen befolyásolja a talajlégzést, például a lúgos és a humuszban gazdag talajokban magas az abiotikus úton képződő CO<sub>2</sub> mennyisége, ezért ezen talajok esetében hitelesebb eredményt ad az O<sub>2</sub>-elnyelés mérése. Mészmentes talajok esetében szintén jelentős mennyiségű abiotikus CO<sub>2</sub> képződhet a szervesanyag kémiai dekarboxilezése során (SCHINNER et al. 1996). A talaj pórusaiban lévő levegő CO<sub>2</sub> koncentrációja évszakos aktivitást mutat, továbbá nagyobb csapadékmennyiség hatására a CO<sub>2</sub> koncentráció a talaj mélyebb rétegeiben is megnő, nem csak a nagyobb mikrobiális aktivitással rendelkező felsőbb rétegben (CANNAMO et al. 2004).

A laboratóriumi vizsgálat kevésbé ad hiteles eredményeket a terepi mérésekhez viszonyítva, hiszen a mintavételezés során felborulnak a talaj eredeti egyensúlyi folyamatai. A terepi vizsgálatok során egy légmentesen zárható kamrát helyezünk a talaj felszínére, ezzel nem változtatjuk meg a talaj szerkezetét, a talajban élő növények és mikrobák anyagcserei folyamatai nem szenvednek zavart, ennél fogva az így kapott eredmények hitelesebben tükrözik a talaj mikrobaközösségének aktivitását az aktuális környezeti viszonyok (hőmérséklet, talajnedvesség) között. A kamrát légmentesen zárva, ahhoz infravörös gázanalizátort csatlakoztatva meghatározhatjuk az időegység alatt képződő CO<sub>2</sub> mennyiségét adott talajmennyiségre vonatkoztatva (PAUL 2007).

A mikrobiális biomassza mennyiségének becslése is a klasszikus módszerek közé sorolható. A mikrobiális biomassza mérése során kapott eredmények jelzik a talaj egyéb tulajdonságainak változásait (BOSATTA és AGREN 1994), továbbá a talajbiológiai tulajdonságok hosszabb távú változásait is jelezheti (CARTER 1986). A mikrobiális biomassza mennyiségének becslésének legáltalánosabban elterjedt módszerei a kloroform fumigációs-inkubációs illetve a kloroform fumigációs-extrakciós módszer. A kloroform fumigációs-inkubációs módszer (JENKINSON és POWLSON 1976) során a talajban élő mikroorganizmusokat kloroformmal elpusztítjuk, majd a kloroform eltávolítása után egy kis mennyiségű eredeti talaj hozzáadásával, tíz napos inkubálást követően a steril minta újrakolonizálódik, és az elpusztult mikrobátömeg szervesanyagát felhasználva intenzív légzésbe kezd. A képződő CO<sub>2</sub> illetve NH<sub>4</sub><sup>+</sup> mennyisége arányos a mikrobiális biomasszával. A kloroform fumigációs-extrakciós módszer (BROOKES et al. 1985)

esetében a mikrobákat felépítő C, N, S és P mennyiségét közvetlenül a kloroform fumigáció után mérjük.

### **2.7.2. Új molekuláris és biokémiai módszerek**

Az új molekuláris és biokémiai módszerek bonyolultabb laboratóriumi hátteret igényelnek, azonban ezek alkalmazásával a mennyiségi meghatározás mellett minőségi információk is nyerhetők, azaz lehetőség van a mikrobák génusz vagy faj szinten történő mennyiségi meghatározására, így a vizsgált minta közösségi szinten jellemezhető. A vizsgálatokhoz szükséges a talajban élő mikrobaközösség jelenléte. A közösségi összetétel meghatározására használt technikáknak részletesebb információkat szolgáltatnak a klasszikus módszereknél, azonban nagyobb eszköz és vegyszerigényük van, a mérések bonyolult műszerekkel történnek, jóval magasabb a vizsgálatok során felmerült költség.

Az újabb biokémiai módszerek közé sorolhatók:

- A szubsztrát-indukált respiráció (SIR) mérése (ANDERSON és DOMSCH 1978), mellyel a mintához adott megfelelő szubsztrát (általában glükóz) hozzáadása után közvetlenül mérhető az élő, r-stratégista mikroorganizmusok biomassza-C tartalma.
- Az ATP mennyiségének mérésével (PRÉVOST et al. 1991) szintén az élő biomassza mennyiségét határozhatjuk meg, mivel a mikrobiális biomasszával arányos mennyiségű ATP az elhalt sejtekben gyorsan hidrolizálódik.

Napjainkban az analitikai és mikrobiológiai vizsgálatokhoz használt műszerek fejlettsége, a modern technikai vívmányok lehetővé teszik olyan módszerek alkalmazását, melyek a mikrobák sejtjeiben található kémiai komponensek (nukleinsavak, kinonok, ergoszterin, foszfolipid zsírsavak) vagy az örökítőanyag különböző formái (DNS, RNS) vizsgálata révén mennyiségi és minőségi információkat adnak a mikrobiális közösség méretére és összetételére vonatkozóan. Az új módszerekkel lehetővé válik a közösségi összetétel változásának nyomon követése a különböző talajtípusokban, klimatikus zónákban, eltérő növényfajok alatt, az eltérő talajművelés, a talajszennyezés hatására. Ugyanakkor az eltérő módszerek eltérő érzékenységgel bírnak és különböző folyamatokra világítanak rá, így azok önmagukban értelmezve nem alkalmasak a mikrobiális közösség jellemzésére, célszerű azok kombinálása és társítása más klasszikus módszerekkel. Az örökítőanyagok mérésén alapuló módszerek időbeli hitelességének mértéke eltérő. A DNS molekulák az élő sejt halálát követően is viszonylag stabil formában jelen vannak a talajban a különböző talajalkotókhoz kapcsolódva. Következésképpen ellentétben a PLFA (foszfolipid zsírsav) vizsgálatokkal, melyek a mintavétel időpontjában fennálló adatokat szolgáltatnak, a DNS mérésén alapuló módszerek eredményei időben nem nyújtanak hiteles képet a mikrobiális közösség összetételéről. Ugyanakkor az RNS a foszfolipid zsírsavakhoz hasonlóan instabil vegyület, így azzal is a mintavétel időpontjában fennálló pillanatnyi állapotot lehet nyomon követni. Mindkét technológia jelentős költségvonzattal jár.

### **2.7.3. Az alkalmazott klasszikus és új molekuláris módszereket befolyásoló tényezők**

Klasszikus módszerek közül a talajlégzés terepi mérését és enzimaktivitás vizsgálatokat, míg a molekuláris vizsgálatok közül a PLFA (foszfolipid zsírsav) analízist alkalmaztam.

### **2.7.3.1. A talajlégzést befolyásoló tényezők**

A talajlégzés mérése során egy infravörös gázanalizátorhoz tartozó talajkamrát alkalmaztam, mely lehetővé tette az aktuális környezeti viszonyoknak megfelelő értékek meghatározását. A talaj hőmérséklete a talajlégzést is befolyásolja, a mikrobák számára optimális talajnedvesség tartalom esetén a talajhőmérséklet emelkedésével a CO<sub>2</sub> emisszió fokozódik (FEKETE et al. 2014). Az emelkedő talajhőmérséklet hatására fokozódó talajlégzés elsősorban a labilis szénkészletek bontásából származik (SONG et al. 2018). KNORR és munkatársai (2005) szintén a hőmérséklet növekedésével párhuzamosan növekvő CO<sub>2</sub> emisszióról számoltak be, melyet a fokozódó szén mineralizációval magyaráztak. A talajnedvesség növekedése szintén fokozza a talajban lévő szervesanyag mineralizációját, azáltal a talajlégzés is fokozódik (ROMANÍ et al. 2006), alacsony talajnedvességtartalom esetén a mineralizáció, ennek következtében pedig a talajlégzés is csökken (FEKETE et al. 2012, FÜZY et al. 2008, SARDANS és PEÑUELAS 2005). A magasabb növényi biodiverzitás a mikrobáknak is kedvezőbb életteret biztosít, ezáltal a talajlégzés is magasabb (CHEN és CHEN 2019). Bár a talajműveléssel csökken a mikrobiális biomassza mérete, a művelt talajok CO<sub>2</sub> emissziója nagyobb, mint az erdők, legelők esetében mért értékek (MOSCATELLI et al. 2007), mivel a művelés hatására a szerves szénformák bomlása fokozódik, így a keletkezett CO<sub>2</sub> mennyisége is nő (CANADELL et al. 2000).

### **2.7.3.2. A talaj invertáz aktivitását befolyásoló tényezők**

Az invertáz enzim a diszacharidok monoszacharidokká történő hidrolízisét katalizálja, melynek eredményeként a mikroorganizmusok számára fontos energiaforrásként szolgáló alacsony molekulatömegű cukrok szabadulnak fel a talajban (ZHOU et al. 2012). Az invertáz enzim első mérési módszerét bemutató közlemény 1950-ben jelent meg HOFMANN és SEEGERER tollából. Az enzim aktivitását a talajtípus (GALSZTYAN 1958), valamint a közeg kémhatása, a szervesanyag és tápanyagtartalom is befolyásolja (WEI et al. 2015, JIAO et al. 2011, WEI et al. 2009, BANDICK és DICK 1999, FRANKENBERGER és JOHANSON 1983). A tápanyag/szubsztrát utánpótlás módja is jelentős mértékben befolyásolja a talaj invertáz aktivitását, a növényi maradványok alkalmazása a szervesanyag utánpótlására az invertáz aktivitás növekedését eredményezi (STEMMER et al. 1999), ugyanakkor a növényi maradványoktól való távolság növekedésével a invertáz aktivitás csökken (KANDELLER et al. 1999). A legmagasabb invertáz aktivitás a felső 10 cm-es talajrétegben mérhető, a mintavételi mélységgel csökken az enzim aktivitása (AKHTAR et al. 2018). Környezeti tényezők közül a hőmérséklet növekedése negatívan befolyásolhatja az invertáz aktivitását sekély talajokban (WALLENSTEIN et al. 2012), mely jelenség oka az egyszerű szerves szénkészletek kimerülése, és a komplex szerves szén bontásának előtérbe kerülése (SONG et al. 2018).

### **2.7.3.3. A talaj dehidrogenáz aktivitását befolyásoló tényezők**

A talajok dehidrogenáz aktivitása több enzim aktivitásából tevődik össze, ezek intracelluláris enzimek, melyek aktivitásukat a sejtek pusztulása után gyorsan elveszítik, vagyis csak az intakt sejtek szerves részeként vannak jelen a talajban (SZABÓ 2008). A dehidrogenáz aktivitással a talajok mikrobiális redox rendszerének aktivitását jellemezhetjük (TREVORS 1984). Az első publikáció a dehidrogenáz aktivitás mérésével kapcsolatban 1956-ban jelent meg (LENHARD 1956), az ebben közzétett módszert a későbbiekben többen is átdolgozták. Működését a talajnedvesség és a talaj tápanyagtartalma egyaránt befolyásolja (BARUAH és MISHRA 1984,



DKHAR és MISHRA 1983). A növényzettel fedett talajokban magasabb dehidrogenáz enzim aktivitás mérhető, mint a kopár felszínnel rendelkező talajok esetében, legkoncentráltabban a rhizoszférában mérhető (QUILCHANO és MARANON 2002, MAMATHA et al. 2001). A mélyebb talajrétegekben a mikrobák számára felvehető tápanyagok kisebb mennyiségben vannak jelen, és az aerob mikrobák életfolyamatához szükséges oxigén is alacsonyabb koncentrációban mérhető, így az aktív mikrobák dehidrogenáz aktivitása is kisebb (XIANG et al. 2008, GAJDA 2008, BRZEZIŃSKA 2006). A talajok dehidrogenáz aktivitását a nehézfémzennyezés csökkenti (OLIVEIRA és PAMPULHA 2006, MIKANOVA et al. 2002).

#### **2.7.3.4. A talaj kataláz aktivitását befolyásoló tényezők**

A kataláz az oxidoreduktázok csoportjába tartozó talajenzim, melynek segítségével a mikroorganizmusok képesek az anyagcserefolyamataik során képződő toxikus anyag, a hidrogén-peroxid bontására, azt vízzé és oxigénné alakítva. Ez volt az első, könnyen mérhető talajenzim. A talaj kataláz aktivitásának mérését a talaj szerves katalitikus aktivitása, a különböző növényi anyagok (pl. tannin, galluszsav) zavarják (SKUJIHŠ 1978), emiatt a módszert a lehetőségekhez mérten folyamatosan optimalizálták, azonban valamennyi zavaró tényező maximális kizárása még napjainkban sem lehetséges. A kataláz főként az aerob mikroorganizmusok állítják elő, azonban a növényi gyökerek is képesek szintetizálni, aktivitását a mezőgazdaságban alkalmazott kemikáliák is befolyásolják (SKUJIHŠ 1978). A kataláz enzim segítségével tehát az aerob mikroorganizmusok aktivitását vizsgálhatjuk, mely azok számától és a talaj termékenységétől függ (GARCÍA és HERNÁNDEZ 1997). A talaj kataláz aktivitása egy stabil paraméter, melyet a szerves széntartalom a tápanyag (szervesanyag) utánpótlásának módja is befolyásol, továbbá az aktivitás csökken a mélységgel (AKHTAR et al. 2018, PASCUAL et al. 1998, ALEF és NANNIPIERI 1995).

#### **2.7.3.5. A talaj foszfatáz aktivitását befolyásoló tényezők**

A talajban található foszfatáz enzimek a foszfor mobilizálására specializálódott enzimescsoport, a talaj foszfatáz aktivitásán tehát nem egyetlen enzim tevékenységét értjük. A talaj foszfatáz enzimeit egyaránt szintetizálják a mikroorganizmusok és a növényi gyökerek, szerepük a talajban túlsúlyban lévő, a növények számára nem hozzáférhető szerves foszforformák mineralizációja (MAGID et al. 1996). A növényborítottság pozitívan (MU et al. 1997), míg mintavételi mélység növekedése negatívan befolyásolja a foszfatáz enzim aktivitását is (AKHTAR et al. 2018, FU et al. 1998). A szerves foszforformák növekedése serkentőleg hat a foszfatáz enzim aktivitására, míg a szerves foszfátok túlsúlya gátolja azt (KRAMER és ERDEI 1959). A tápanyagutánpótlás módja tehát a foszfatáz enzim aktivitását is befolyásolja, a szerves trágyák gátló hatásúak, míg a műtrágyák serkentik a foszfatáz enzim aktivitását (PARHAM et al. 2002, GARCIA-GIL et al. 2000). Friss szerves anyag jelenlétében a foszfatáz enzim aktivitása növekszik (DICK 1992), ez egybevág AKHTAR és munkatársainak 2018-as eredményeivel, mely szerint a növényi maradványok visszajuttatása a talajba növeli a foszfatáz enzim aktivitását. A foszfatáz enzim évszakos dinamikájának értelmezése rendkívül bonyolult (SPEIR és COWLING 1991, PERROTT et al. 1990). A talaj pH-ja és hőmérsékleti viszonyai között vizsgált foszfatáz aktivitások közül a foszfodiészteráz aktivitása tíz-harmincszorosa a foszfomonoészteráz enzimének, mindkettő aktivitása magasabb volt a füves területeken, mint az erdőtalajokban (CHEN et al. 2003). A foszfatáz enzim aktivitás vizsgálata során biztosítanunk kell az optimális pH-t és hőmérsékletet (ADAMS 1992, EIVAZI és TABATABAI 1977), ugyanakkor az optimális

körülmények között mért aktivitás csak az aktív enzimek potenciális aktivitását vagy mennyiségét tükrözi (KANG és FREEMAN 1999).

### **2.7.3.6. A talajban élő mikroorganizmus közösség összetételét befolyásoló tényezők és annak vizsgálata**

A PLFA (foszfolipid zsírsav analízis) első alkalmazásai óta (ZELLES et al. 1992, FROSTEGÅRD et al. 1993) az egyik leggyakrabban alkalmazott módszer a talaj mikrobiális közösségének összetételének feltérképezésében (ZHAO et al. 2016, WATZINGER 2015, FROSTEGÅRD et al. 2011). A specifikus PLFA biomarkerek alkalmazásával a mikroorganizmusok különböző csoportjai, mint a talajgomba és a baktériumok (beleértve a Gram-pozitív és a Gram-negatív baktériumokat), valamint az aktinomyeták elkülöníthetőek egymástól (WATZINGER 2015). Mivel a PLFA-k sejthalál utáni lebontása szignifikánsan gyorsabb, mint más sejtkomponenseké (mint például a DNS, RNS és fehérjék), a PLFA-elemzést már régóta érzékeny eszközként használják a közösség eltolódásának jelzésére a változó környezeti feltételeknek megfelelően (FROSTEGÅRD et al. 2011, KAUR et al. 2005). Ugyanakkor ennek a módszernek a legnagyobb hiánya a gyenge taxonómiai felbontás, különösen a gombák esetében (a gombás közösséghez eddig csak kevés PLFA marker ismert) (WATZINGER 2015, FROSTEGÅRD et al. 2011). A pontosabb taxonómiai felbontás tekintetben a DNS-alapú, nagy áteresztőképességű szekvenálás nagymértékben előre lendíti a mikrobiális közösség tanulmányozását (CHEN et al. 2019, ZHOU et al. 2015, NORMAND és YANAI 2013, BAKER et al. 2003). A legtöbb DNS-alapú technikát alkalmazó tanulmány a talaj mikrobiális közösségének hosszú távú (éves) változására összpontosít (ZHANG et al. 2017, ZHANG et al. 2016, YAO et al. 2014), ugyanakkor nem aknázzák ki a módszer azon lehetőségeit, mellyel a rövid távú változásokat is nyomon követhetnék.

A mikrobák mennyiségét és eloszlását a talajban számos tényező befolyásolja, mely a PLFA markerek mennyiségében is megmutatkozik. A talajprofilban lefelé haladva számottevően csökken a PLFA markerek mennyisége, mely a csökkenő enzimaktivitások mellett a mikrobiális biomassa csökkenésének nyomjelzője (FIERER et al. 2003). A mikrobiális közösség összetételét a talaj nedvességtartalma és a felvehető tápanyagok mennyisége határozza meg leginkább (ZHAO et al. 2016). A talajbaktériumok érzékenyebben reagálnak a talajnedvesség változásaira (MEISNER et al. 2013, HARRIS 1981), a Gram-pozitív és Gram-negatív baktériumok érzékenysége a talajnedvesség tartalom változásaira eltérő (SCHIMEL et al. 2007, MADIGAN et al. 2003). Az aktinomyeták ellenálló spóráiknak köszönhetően könnyebben átvészelik az aszályos körülményeket (TAKETANI et al. 2017, BARKA et al. 2016). A növekvő talajnedvesség a C18:2n6 gomba marker növekedését, és az aktinomyetákra jellemző PLFA markerek csökkenését idézi elő (CHEN et al. 2019), ugyanakkor STRICKLAND és ROUSK 2010-ben arról számoltak be, hogy a talajgombák viszonylag jobban viselik az aszályos körülményeket, mivel hifáikon keresztül a baktériumok számára kevésbé hozzáférhető vizet és tápanyagokat is képesek felvenni. A talajnedvesség mellett a művelési mód is jelentősen befolyásolja a mikrobiális közösség összetételét, mivel az eltérő művelési módok eltérő tápanyag összetételt eredményeznek. A növényi maradványok visszatartása esetén szignifikánsan nagyobb bakteriális PLFA koncentrációk detektálhatók a konvencionális területhez viszonyítva (LI et al. 2020). A baktériumok viszonylag ellenállóak a talajművelés által okozott mechanikai behatásokkal szemben (ALLISON és MARTINY 2008), míg a növényi maradványok által biztosított szervesanyag utánpótlásra jóval érzékenyebben reagálnak (LUPWAYI et al. 2018).

Ugyanakkor a gombák érzékenyek a talajművelés által kiváltott mechanikai zavarokkal szemben (KABIR et al. 1999). Az Aktinomyceta közösség és a gombák nagyobb mértékben vannak jelen azokban a talajokban, ahol a növényi maradványokat megtartották, ellentétben a konvencionális területekkel, ahonnan a tarlómaradványokat elszállították (LI et al. 2020). A talaj kémhatása az enzimaktivitások mellett a mikrobiális közösség összetételét is befolyásolja, az összes PLFA mennyisége és a pH között pozitív kapcsolat van (LI et al. 2020, ROUSK et al. 2009, BÁÁTH és ANDERSON 2003). A savas talajközeg a baktériumok számára kevésbé optimális, ugyanakkor a gombák mennyiségét pozitívan befolyásolja (ROUSK et al. 2009, ACIEGO PIETRI és BROOKES 2009), habár BÁÁTH és ANDERSON 2003-ban arról számoltak be, miszerint a talaj pH-ja és a gombák mennyisége egyenesen arányos egymással. A PLFA markerek által képviselt mikrobacsoportok egymáshoz viszonyított arányából a különböző szervesanyagformák arányára, a talajban zajló lebontási folyamatok éppen aktuális státuszára is következtetni tudunk. A baktériumok a szervesanyag bontásának kezdeti szakaszában uralják a lebontó folyamatokat (MOORE-KUCERA és DICK 2008). A Gram-pozitív baktériumok a bontási mineralizációs folyamatok során az ellenállóbb szervesanyag formákat bontják (CHEN et al. 2019, LANGE et al. 2014), míg a Gram-negatív baktériumok a labilis szervesanyagok bontásában vesznek részt (CHEN et al. 2019, LANGE et al. 2014). A bontási folyamatok későbbi szakaszában, amikor a nehezen felvehető szervesanyagok vannak többségben az aktinomyceták uralják a lebontási folyamatokat (BASTIDA et al. 2013).

### 3. ANYAG ÉS MÓDSZER

#### 3.1. A vizsgálati területek általános és topográfiai jellemzése

A vizsgálati területek a Debreceni Egyetem AKIT Nyíregyházi Kutatóintézetéhez tartoznak, Nyíregyháza külterületén helyezkednek el (2. ábra). A térségre a mérsékelt száraz kontinentális éghajlat jellemző, 10,5 °C éves középhőmérséklettel és 500-750 mm átlagos éves csapadékmennyiséggel. Doktori munkásságom során a Nyírségre jellemző fő talajtípust, a savanyú homoktalajokat (Arenosols) vizsgáltam. A térségre jellemző a topográfiai heterogenitás, (a vizsgálati területek esetében 5 méteres szinteltérést mértem) (3.a-b. ábrák), ezért a reprezentatív mintavétel érdekében mind a dombon, mind a dombaljban történt mintavételezés, valamint a talajlégzés helyszíni mérése.

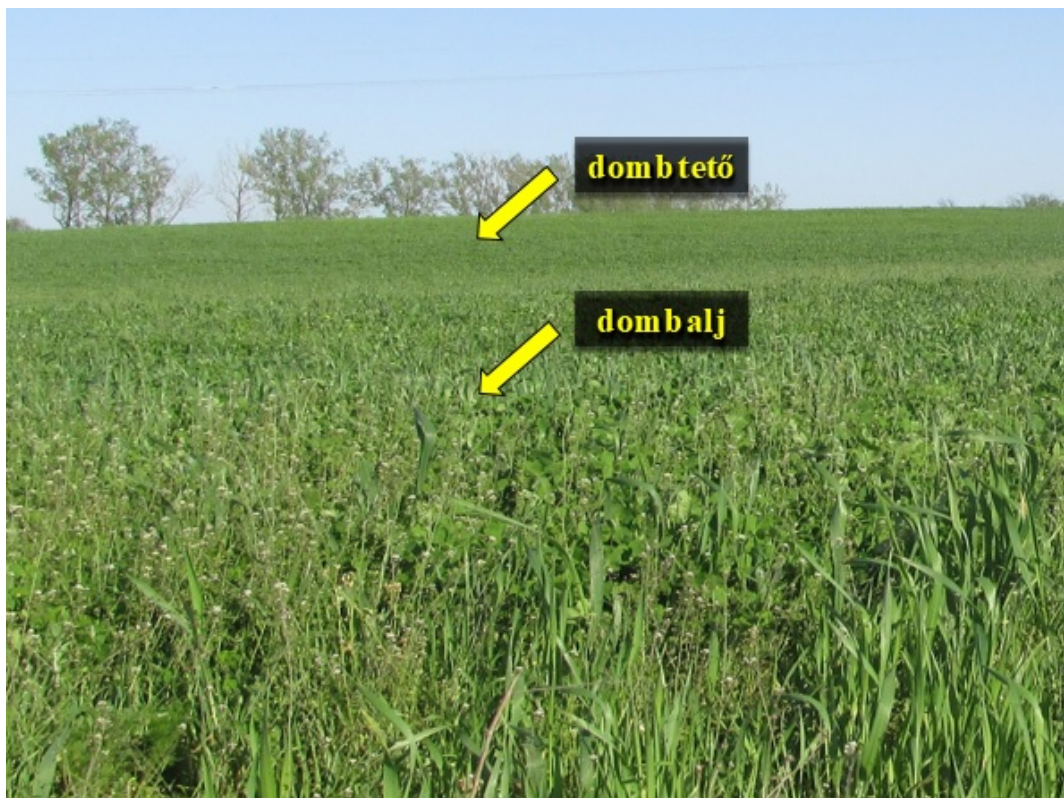
Az alábbi mintavételi területeket különítettem el (a GPS koordináták meghatározása Trimble Nomad GPS készülékkel történt):

1. Ökológiai dombalj (214031°48'E, 475848°81'N, 151 m);
2. Ökológiai domb (214036°82'E, 475849°17'N, 156 m);
3. Konvencionális dombalj (214054°64'E, 475842°43'N, 153 m);
4. Konvencionális domb (214051°10'E, 475841°35'N, 158 m).



2. ábra: A vizsgálati területek elhelyezkedése egymáshoz viszonyítva





3.a. ábra: Szintkülönbség az ökológiai művelésű homok parcellában

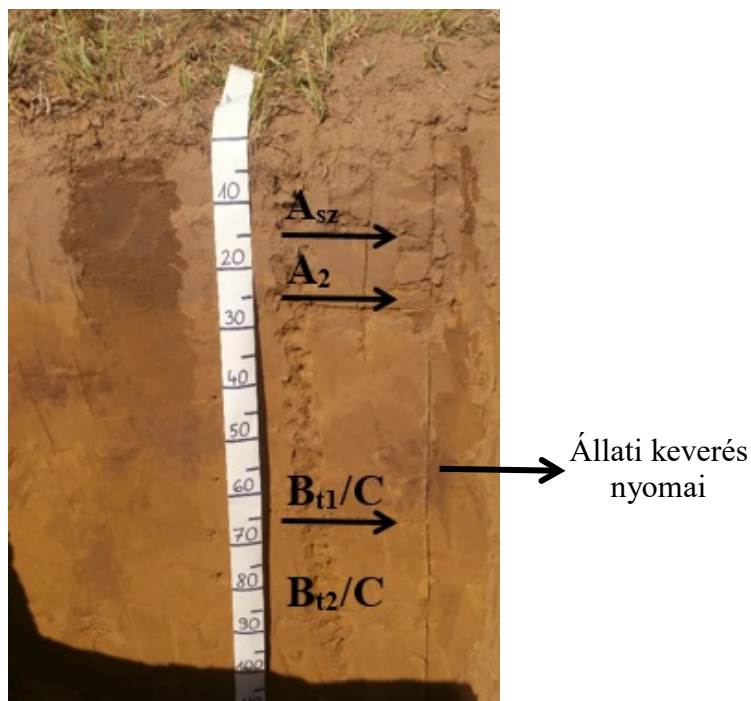


3.b. ábra: Szintkülönbség a konvencionális művelésű homok parcellában

### 3.2. A vizsgálati területek talajainak osztályozása a WRB alapján

2014 szeptemberében a DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézetének munkatársai segítségével talajszelvényeket tártunk fel a vizsgált parcellákban, melyek alapján elvégeztem a mintavételi területek pontos leírását (genetikai talajszintek elkülönítését) és WRB (World Reference Base for Soil Resources) szerinti besorolását.

#### 3.2.1. Ökológiai gazdálkodású homok parcella, domb (XVI. tábla) - Lamellic Arenosol (Raptic, Turbic)



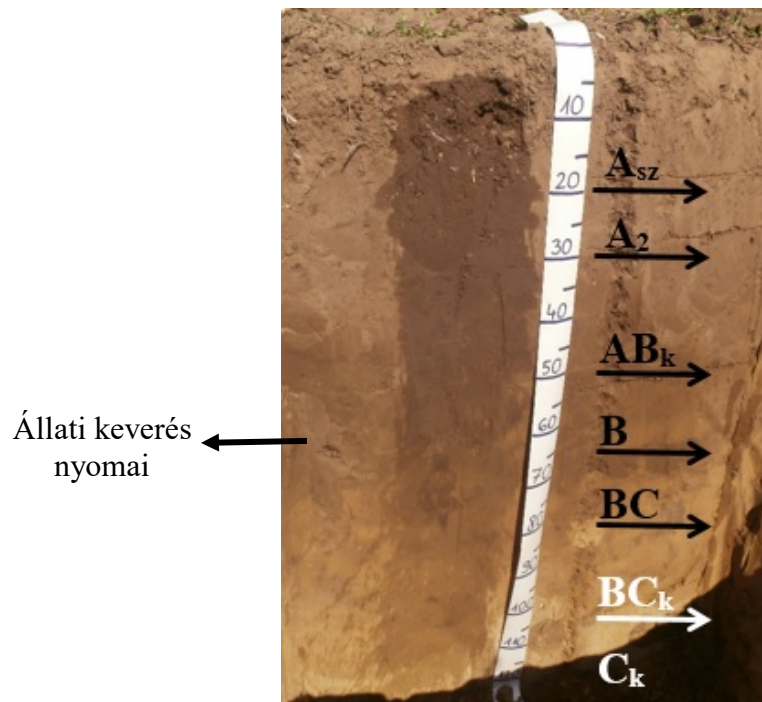
4. ábra: Az ökológiai gazdálkodású homok parcella dombi részén feltárt talajszelvény (tengerszint fölötti magasság: 156 m)



5. ábra: Kovárvány csíkok az ökológiai gazdálkodású homok parcella dombi részén feltárt talajszelvényben

A szelvény végig homok textúrájú, a szelvényben 45, 60, 70 és 80 cm-nél vékony kovárvány csíkok figyelhetők meg (5. ábra). A 25-65 cm ( $B_{t1}/C$ ) szintben 30-40 % -nyi állati keverés tapasztalható.

### 3.2.2. Ökológiai gazdálkodású homok parcella, dombalj (XVI. tábla) - Calcaric Arenosol (Protocalcic, Turbic)



6. ábra: Az ökológiai gazdálkodású homok parcella dombalji részén feltárt talajszelvény (tengerszint fölötti magasság: 151 m)



7. ábra: Mészjártatok az ökológiai gazdálkodású homok parcella dombalji részén feltárt talajszelvényben

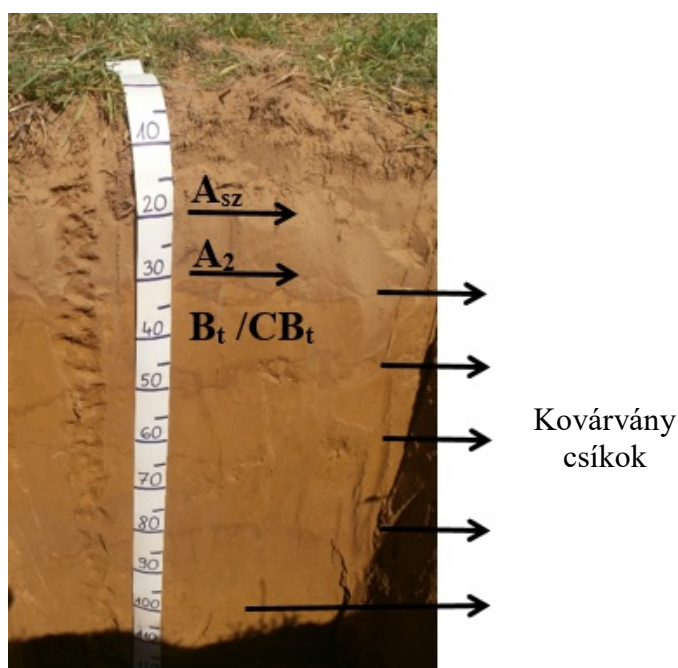




8. ábra: Mészrögök az ökológiai gazdálkodású homok parcella dombalji részén feltárt talajszelvényben

A 20-30 cm-es ( $A_2$ ) szint erősen tömődött, az alatta lévő 30-50 cm-es ( $AB_k$ ), kevésbé tömődött, benne néhány mész göbeccs figyelhető meg (8. ábra). A 65-80 cm-es (BC) szintben nincs jelen a mész, azonban intenzív állati keverés figyelhető meg (6. ábra). A 80-105 cm-es ( $BC_k$ ) szintben megfigyelhető a mész jelenléte (7. ábra), valamint az állati keverés is. A 105-120 cm-es szintben ( $C_k$ ) a 10 %-os sósavas csepegtetés hatására intenzív pezsgést tapasztaltam a löszös alapkőzetben.

### 3.2.3. Konvencionális gazdálkodású homok parcella, domb (XV. tábla) - Lamellic Arenosol

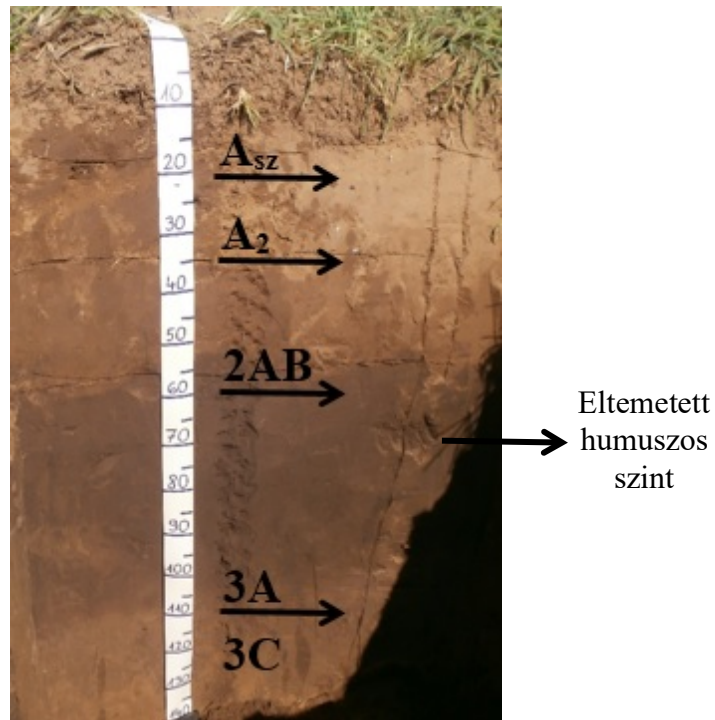


9. ábra: A konvencionális gazdálkodású homok parcella dombi részén feltárt talajszelvény (tengerszint fölötti magasság: 158 m)

A szelvény textúrája végig homok, a mész jelenléte nem figyelhető meg a szelvényben. A 30-120 cm-es ( $B_t$  vagy  $CB_t$ ) szintben, 30, 50, 65, 80, 110 cm mélységben kovárvány csíkok figyelhetők meg (9. ábra).



### 3.2.4. Konvencionális gazdálkodású homok parcella, dombalj (XV. tábla) - Arenosol (Humic)



10. ábra: A konvencionális gazdálkodású homok parcella dombalji részén feltárt talajszelvény (tengerszint fölötti magasság: 153 m)

A szelvény textúrája végig homok. Hasonlóan a dombhoz, itt sem figyelhető meg a mészkő jelenléte (nem volt tapasztalható pezsgés a 10 %-os sósav oldat hatására). A 60-110 cm mélységben eltemetett humuszos szint (3A) található (10. ábra).

### 3.3. Talajművelés és termesztett növények

A Nyíregyházi Kutatóintézetben 1997 óta folyik szántóföldi növénytermesztés ökológiai gazdálkodási módszerek szerint, 53 ha területen. A fő növényfajták az intézetben nemesítettek közül kerülnek ki, részben élelmiszer-, ökológiai vetőmag-, illetve takarmány-előállítási célból. A konvencionális és ökológiai gazdálkodási rendszereket párhuzamosan tudtam vizsgálni rokon vagy azonos növényfajtákkal.

A vizsgálati területeken a 2011-2014-ben történt talajművelési és növényvédelmi folyamatokat az 1. táblázatban foglaltam össze.

1. táblázat: A vizsgálati területen 2011-2014-ben történt talajművelési és növényvédelmi folyamatok

Talajművelési és növényvédelmi folyamatok és termesztett növények	Ökológiai gazdálkodás	Talajművelési folyamatok és termesztett növények	Konvencionális gazdálkodás
2011. július - 2012. szeptember	Tönkölybúza (Frankenkom) betakarítása, a szalma elhordása, tarlóhántás, tárcsázás, mélylazítás, majd október végén szántás. 2012 májusában ismételt kompaktorozást követően pohánka (Hajnalka) vetése, majd szeptemberben betakarítása. Szárazúzást követően tárcsázás.	2011. július - 2012. október	Rozs (Kisvárdai legelő) betakarítása, a szalma elhordása, majd tárcsázás. Szeptember végén rozs (Várda) és szösös bükköny (Hungvillosa) vetése. 2012 júliusának közepén betakarítás, majd tárcsázás.
2012. október	Október elején szántást és kompaktorozást követően rozs (Várda) és szösös bükköny (Hungvillosa) vetése.	2012. október	Október elején tarlóhántás és szántás.
<b>2012 őszi talajmintavétel és talajlégzés mérések: 2012. október 24.</b>		<b>2012 őszi talajmintavétel és talajlégzés mérések: 2012. október 25.</b>	
		2013. április	Hó elején műtrágyaszórás (NPK 8-24-24; 200 kg/ha) és kombinátorozást követően zab (Lota) vetése, valamint a parcella dombalji részében a vetést megelőzően meszezéses talajjavítás 5 t/ha dózissal.
<b>2013 tavaszi talajmintavétel és a talajlégzés mérések 2013. április 25-ére tolódtak a rendkívül hideg, csapadékos és szeles időjárás miatt.</b>			
2013. július	Az előző évben vetett rozs + szösös bükköny betakarítása, ezt követően tárcsázás.	2013. május - június	Májusban (Granstar Super + Decis Mega), majd júniusban (Sféra) kémiai növényvédelem.
<b>2013 nyári talajmintavétel és talajlégzés mérések: 2013. augusztus 09.</b>			
2013. szeptember	Szeptember elején ismételt tárcsázást követően zöldtrágyaként olajretek (Litinia) vetése, majd november végén talajba szántása.	2013. augusztus - október	Augusztus végén tárcsázást és mélylazítást követően repce vetése zöldtrágyaként, majd október elején talajba szántása. A mintavételt követően (a megfelelő magágy készítés után) rozs (Várda) és szösös bükköny (Hungvillosa) vetése.
<b>2013 őszi talajmintavétel és talajlégzés mérések: 2013. október 22.</b>			
2014. március	Március elején kompaktorozást követően zab (Lota) vetése, majd április elején gyomfésű alkalmazása.	2014. március	Március elején műtrágyaszórás (pétisó; 27% N).
<b>2014 tavaszi talajmintavétel és talajlégzés mérések: 2014. április 28.</b>			
2014. május-július	Májusban három alkalommal történt növényvédelem (PREV-B2, FUNGORAN-OH), melyből két alkalommal párhuzamosan Biokál kezelés (4 l/ha) is zajlott. Július közepén betakarították a tavasszal elvetett zabot, melyet a szalma zúzása, tarlóhántás és szántás követett.	2014. július	A termés betakarítása, tárcsázás.
<b>2014 nyári talajmintavétel és talajlégzés mérések: 2014. augusztus 11.</b>			

### **3.4. Talajmintavétel és terepi mérések**

#### **3.4.1. Talajmintavétel**

A talajmintákat a kijelölt területekről a DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézetének munkatársai segítségével az alábbiak szerint vettük:

Valamennyi mintavételi terület esetében négy mintavételi pontot különítettünk el, melyeken belül három-három fűrt almintából képeztünk átlagmintákat (műanyag vödörben történő alapos homogenizálást követően) mind a 0-30 cm-es, mind a 30-60 cm-es rétegből. Az egyes mintavételi pontok között mind a vödröket, mind a mintavételhez használt talajfűrőt acetonnal sterilizáltuk. A mintákat előzetesen feliratozott és belső címkével ellátott nejlon zacskókba gyűjtöttük. A mikrobiológiai vizsgálatokra vett mintamennyiségeket azonnal hűtőtáskába helyeztük, és a laboratóriumba történő beszállítást követően szétosztottuk a különböző vizsgálatokra, majd ezt követően  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on tároltuk a vizsgálatokat megelőző napig. A talajkémiai és talajmechanikai vizsgálatok mintáit légszáraz körülmények között tároltuk a vizsgálatokig.

#### **3.4.2. A talajlégzés terepi mérése**

A talajlégzést LCi-SD (ADC BioScientific Ltd.) nyílt rendszerű infravörös gázanalizátor segítségével határoztam meg, a talajmintavételekkel párhuzamosan. A mérésekhez a készülékhez mellékeltem fém talajgallérokat használtam. A készülék bemelegedését és a kalibráció felvételét követően az egyes mintavételi pontokon az egyensúly beállásáig rögzítettem a nettó  $\text{CO}_2$  csere (NCER,  $\mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2/\text{s}$ ) mérési értékeit.

A méréseket a beáramló gáz (referenciaszintek) állapotának és a talajminta elhagyása után kiáramló gáz állapotának összevetése alapján végzi a készülék. Ez az elrendezés tolerálja a kismértékű, kifelé irányuló gázszivárgást, és a gázáramban alkalmazott anyagok ad/abszorpcióját. A vizsgálatok során mérjük a beáramló levegő  $\text{CO}_2$ -tartalmát, és a talaj felett áthaladó kiáramló levegőt, valamint annak (általában megnövekedett)  $\text{CO}_2$ -tartalmát analizáljuk. A méréseket egy „nyílt rendszer”-ben végzi a készülék, melynek során a friss gáz (levegő) folyamatosan keresztüláramlik a talajkamrán. A kamrának egy túlnyomásszelep segítségével levegő felesleget biztosítunk, ezáltal a kamra nem kerül túlnyomás alá, mivel ez megzavarná a talaj/levegő határon történő gázcserét. A kamrában egy kisméretű ventilátor biztosítja a levegő keverését. A gázkoncentrációban és a levegő áramlásában bekövetkező változások alapján az asszimilációs- és transpirációs rátát a készülék körülbelül 20 másodpercenként kiszámolja. A készülék a  $\text{CO}_2$  mérést egy infravörös gázanalizátor segítségével (IRGA) végzi. A  $\text{H}_2\text{O}$  mérése két nagy érzékenységu páratartalom-szenzor segítségével történik. Ezeket a méréseket a talajkamrához hasonlóan a talaj-respiráció meghatározására használjuk. A rendszer méri továbbá a talaj hőmérsékletét, a kamrában levő levegő hőmérsékletét és a légnyomást.

#### **3.4.3. Meteorológiai megfigyelések**

A meteorológiai megfigyeléseket a DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézet területén található  $\mu$ -Metos (Pessl Instruments GmbH) meteorológiai állomás segítségével végeztük. A készülék a mért paramétereket minden nap két percenként rögzítette, melyek közül dolgozatomban a levegő és talajhőmérsékleti adatokat mutatom be. A talajhőmérséklet adatok a felső 20 cm-es talajréteg 15 cm-es mélységében voltak mérve. Ezen kívül minden csapadékos napon elvégeztük a napi csapadékmennyiség hagyományos (mérőedényes) leolvasását.

### 3.5. Laboratóriumi vizsgálatok

#### 3.5.1. A talajnedvesség meghatározása

A talajminták nedvességtartalmát gravimetriásan határoztam meg, melyhez az enzimaktivitás vizsgálatokhoz frissen lefagyasztott mintákat használtam. A mintákat analitikai mérleg ((Explorer Pro, Ohaus GmbH) segítségével, négy tizedes pontossággal, csiszolatos kupakkal rendelkező mérlegedényekbe mértem be, majd tömegállandóságig 105 °C-on, szárítószekrényben szárítottam (UN55, Memmert GmbH). A bemért nedves és kapott száraz tömegek alapján a minták nedvességtartalmát m/m % száraz anyagban határoztam meg.

#### 3.5.2. A főbb kémiai paraméterek meghatározása

A talajminták főbb kémiai tulajdonságainak meghatározása légszáraz mintákból, 8 paraméteres, szűkített talajvizsgálattal történt a Kecskeméti Főiskola Kertészeti Főiskolai Karának Talaj- és Növényvizsgáló Laboratóriumában, az alábbi összefoglaló táblázat szerint.

2. táblázat: A Kecskeméti Főiskola által végzett kémiai vizsgálatok alsó méréshatára, a felhasznált módszerek, készülékek és a mérések becült bizonytalansága

Vizsgálat neve	Alsó méréshatár	Vizsgálati módszer	Központi mérőkészülék	Becült bizonytalanság
pH	-	MSZ-08-0206-2:1978	Digitális pH mérő (HACH-LANGE, HQ411D)	±0,05 abszolút egység
Arany-féle Kötöttség	25 (felső határ: 60)	MSZ-08-0205:1978	Büretta, porcelán eszközök	25-30=± 1 abszolút egység 30-50=± 2 abszolút egység 50-60=± 3 abszolút egység
Összes só	0,02 m/m % sza.	MSZ-08-0206-2:1978	Konduktométer (Thermo Sci, Orion 3 Star)	<0,05=± 7,5 relatív % >0,05=± 5 relatív %
Mész (CaCO <sub>3</sub> )	0,1 m/m % sza.	MSZ-08-0206-2:1978	Kalciméter (gysz.: 032-68)	<0,5=± 5 relatív % >0,5=± 2,5 relatív %
Humusz	0,2 m/m % sza.	MSZ-08-0452:1980	Fotométer (UNICAM UV2 043506)	<0,5=± 7,5 relatív % 0,5-1,5=± 5 relatív % 1,5-10=± 2,5 relatív %
(NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) -N (KCl oldható)	0,2 mg/kg sza.	MSZ 20135:1999	FIA (FIAS Star 5000)	<2,0=± 7,5 relatív % >2,0=± 5 relatív %
AL-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	5,0 mg/kg sza.		ICP-OES spektrométer (JY ULTIMA 2)	5,0-200=± 4 relatív % >200=± 2,5 relatív %
AL-K <sub>2</sub> O	6,0 mg/kg sza.			6,0-200=± 4 relatív % >200=± 2,5 relatív %

#### 3.5.3. A szervesanyag minőségének meghatározása E4:E6 módszerrel

A szervesanyag minőségének meghatározása légszáraz talajmintákból történt a DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézetének Talajbiológiai Laboratóriumában PAGE et al. (1982) alapján. A minták karbonát-tartalmát a minta egy kis részletére történő 10 %-os HCl-oldattal történő csepegtetéssel ellenőriztem, azonban nem tapasztaltam pezsgést, így nem volt szükséges a karbonátok kivonása.

### ***A szerves anyag kivonás lépései:***

1. 4 g talajmintát két tizedes pontossággal, analitikai mérlegen (Explorer Pro, Ohaus GmbH) 50 ml-es műanyag Falcon csövekbe mértem be. A mintákhoz 40 ml 0,5 mólos nátrium-hidroxid oldatot adtam, majd 16 órán keresztül, 160 rpm amplitúdóval rázattam laboratóriumi síkrázó (Unimax 2010, Heidolph Instruments GmbH) segítségével.
2. A rázatást követően a mintákat 5000 rpm-en 25 percig centrifugáltam (EBA-21, Andreas Hettich GmbH).
3. A felülúszót kémcsövekbe öntve a fotometriás mérésig alufóliával letakarva, hűtőben tároltam.

### ***A mérés menete:***

1. A kapott felülúszókból 10-szeres hígítást készítettem.
2. Az elkészült oldatot az alábbiak szerint fotometráltam (U2001, Hitachi High-Tech Corporation): 0,5 mólos NaOH vakkal autozeroztam, majd  $\lambda=465$ , majd  $\lambda=665$  nm hullámhosszon megmértem a minták abszorbanciáját.

### ***Kiértékelés:***

A mintában található humuszanyagok minőségük szerint kétfélek lehetnek:

- relatíve kis molekulájú fulvo-és huminsavak,
- illetve a nagyobb molekulájú, jobb minőségű huminsavak.

A mérés során 465 és 665 nm-en kapott abszorbancia értékeket egymással elosztva megkapjuk az E4:E6 hányadost. Ennek értékéből az alábbi módon következtethetünk a mintában található szervesanyag minőségére:

- ha a kapott hányados  $> 7$ , akkor a relatíve kis molekulájú fulvo-és huminsavak vannak többségben,
- amennyiben a kapott hányados értéke 3 és 5 közé esik, úgy a nagyobb molekulájú, jobb minőségű huminsavak dominálnak.

### **3.5.4. A minták összes szén- és nitrogéntartalmának meghatározása**

A talajminták összes szén- és nitrogéntartalmát, illetve C:N arányát légszáraz talajmintákból, egy a Duma-féle égetés elvén működő elemanalizátor segítségével (varioMax CNS, Elementar Analysensysteme GmbH) határoztam meg a DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézetének Talajbiológiai Laboratóriumában. Valamennyi vizsgálati napon szulfadiazin standard segítségével napi faktorozást végeztem. A minták méréséhez a Nyírségben található, alacsony szervesanyag-tartalmú talajmintákra optimalizált „Soil 1000” mérési módszert használtam. A mérés során 900-1000 mg talajmintát mértem be kerámia tégelyekbe analitikai mérleg segítségével (ABT 220-5DM, Kern & Sohn GmbH). A minták mintatartóba helyezését megelőzően 300 mg  $WO_3$  katalizátort adtam minden egyes mintához (annak érdekében, hogy végbemenjen a minták maradéktalan égése). A mérést követően az eredményeket m/m %-ban kaptam meg.

3.táblázat: A CN vizsgálat során használt „Soil 1000” módszer főbb paraméterei

Bemért mintatömeg	900-1000 mg
Auto zero késleltetés	60 sec
He áram	140 ml/min
O <sub>2</sub> adagolás ideje az égetés során	120 sec
O <sub>2</sub> adagolás	70 ml/min
N csúcs számítás kezdete	270 sec

### 3.5.5. Talajmechanikai vizsgálatok

#### 3.5.5.1. A szemcseösszetétel meghatározása

A 2012 őszen vett talajminták száraz szitálásos szétválasztása, valamint a 2013 őszen vett talajminták mechanikai összetételének meghatározása a Kecskeméti Főiskola Kertészeti Főiskolai Karának Talaj- és Növényvizsgáló Laboratóriumában történt, az alábbi összefoglaló táblázat szerint.

4. táblázat: A Kecskeméti Főiskola által végzett száraz szitálásos és mechanikai összetétel vizsgálatok alsó méréshatára, a felhasznált módszerek, készülékek és a mérések becsült bizonytalansága

Vizsgálat neve	Alsó méréshatár	Vizsgálati módszer	Központi mérőkészülék	Becsült bizonytalanság
Száraz szitálásos szétválasztás	0,01 m/m% sz.a.	Talaj- és Agrokémiai Vizsgálati Módszerkönyv 1. 1.7.5. fej.	Talaj szitarázó sor, gyorsmérleg (AFP2100)	<0,05= ± 7,5 relatív % >0,05= ± 5 relatív %
Mechanikai összetétel (frakciónként)	0,5 m/m % sz.a.	MSZ-08-0205:1978	Üvegeszközök, analitikai mérleg (SI-234-típ. gy.sz.: 22804574).	>0,5= ± 5 relatív %

#### 3.5.5.2. A vízálló talajfrakciók arányának meghatározása

A 2013 őszi talajmintákból meghatározásra került továbbá a szerkezet vízállósága nedves szitálással, mely a Pannon Egyetem Georgikon Kar Mérőhely és Diagnosztikai Szolgáltató Centrumának Talajminőségi Laboratóriumában történt. A vizsgálatokat a minták teljes mennyiségével hajtották végre. Először óvatosan, kézzel száraz szitálást végeztek a frakciók elválásáig, majd a kapott > 2 mm és 0,5-2 mm frakciókat felöntötték ugyanolyan méretű szitákra (2 mm és 0,5 mm) a szita felületén egyenletesen elosztatva, majd feltöltötték desztillált vízzel úgy, hogy a felső szita felett 1 cm víz legyen. A vízzel feltöltött szitákat Analysette 3 (Fritsch GmbH) rázógépen 0,5 mm amplitúdóval 30 másodpercig rázatták, majd a felső szitát leemelték, a fennmaradt anyagot 1 liter ürtartalmú főzőpohárba mosták, 105 °C-on beszáritották, lehűtötték és visszamérték. A 0,5 mm-es szitáról leszivattyúztak annyi vizet, hogy a szita felett 1 cm víz maradjon, majd 0,5 mm amplitúdóval újabb 1 percig rázatták. Ezután a második szitát is leemelték, főzőpárba mosták a fennmaradt anyagot, beszáritották és visszamérték. A szárítás után feljegyezték a növénymaradványok és a mészkő törmelék becsült mennyiségét. Két mintában egy-egy pár centiméteres nem mészkő kavics volt, azok tömegét levonták a 2 mm-nél nagyobb aggregátumok tömegéből. Az így kapott eredményeket a száraz szitálás során kapott frakciók százalékában fejeztem ki.

### 3.5.6. Enzimaktivitás vizsgálatok

#### 3.5.6.1. Az invertáz enzim aktivitásának meghatározása

A vizsgálatokat MIKANOVÁ et al. (2001) módszere alapján, eredeti nedvességű (fagyasztott) talajmintákból végeztem a DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézetének Talajbiológiai Laboratóriumában. A mérésekhez a tárgyévek elején felvett szacharóz kalibrációs egyeneseket használtam fel (8.a-c. Mellékletek). A fagyasztott talajmintákat a vizsgálatot megelőző este + 4°C hőmérsékletű hűtőszekrényben inkubáltam. A növényi maradványokat szitálással (Ø=2 mm) és szükség esetén csipesszel távolítottam el. 15 g eredeti nedvességű talajmintát kettő

tizedes pontossággal, négyszeri ismételtsben mértem be (Explorer Pro analitikai mérlegen, Ohaus GmbH), majd hozzáadtam 15 ml 8%-os szacharóz oldatot, valamint 5 ml (pH 4,9) foszfát puffert és desztillált vízzel jelre töltöttem, végül alaposan összeráztam. A „kontroll” minták esetében szacharóz helyett 15 ml desztillált vizet adtam a talajokhoz. A mintákat 37 °C-on 4 órán át inkubáltam. Az inkubációs idő leteltével a mintákat MN 619 G ¼ szűrőpapíron szűrtem. A szűrletből 1 ml-nyit 2 ml dinitroszalicilsav indikátor hozzáadása után 7 percig forrásban lévő vízfürdőn melegítettem. Ezután a kémcsöveket folyó csapvízzel lehűtöttem. Lehűtés után deszt. vízzel 10 ml-re egészítettem ki a keverékeket. Ezzel párhuzamosan elkészítettem a „vak” mintát is, ahol szűrlet helyett deszt. vizet használtam. A minták színintenzitását UV-VIS fotometriásan, 508 nm hullámhosszon U2001 típusú (Hitachi High-Tech Corporation) készülékkel mértem. A kiértékelés során a „kontroll” minták értékével korrigált párhuzamos mérések eredményeit átlagoltam. Az eredményeket a talajminták nedvességtartalmával korrigálva, mg glükóz/1 g száraz talaj/4 órában adtam meg.

### **3.5.6.2. A dehidrogenáz enzim aktivitásának meghatározása**

A megfelelő minta-előkészítés után elvégeztem az eredeti nedvességű (fagyasztott) talajminták dehidrogenáz-aktivitás vizsgálatait az MSZ-08-1721/3-1986 számú magyar szabvány szerint, a DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézetének Talajbiológiai Laboratóriumában. A vizsgálatokhoz a tárgyévek elején felvett trifenilformazán (TPF) kalibrációs egyeneseket használtam fel (9.a-c. Mellékletek).

A talajmintákat a vizsgálatot megelőző este az invertáz vizsgálatokhoz hasonlóan +4 °C-on inkubáltam. A növényi maradványokat szitalással ( $\varnothing = 2$  mm) és szükség esetén csipesszel távolítottam el. Előzetesen feliratozott Petri-csészébe 0,20 g  $\text{CaCO}_3$  –ot mértem be (Explorer Pro analitikai mérlegen, Ohaus GmbH), majd ehhez 20,00 g eredeti nedvességű talajmintát mértem és üvegbot segítségével alaposan összekevertem. Az így kezelt talajból 4 x 3,00 g-ot 105 x 15 mm-es Wassermann-csővekbe mértem. A kontroll mintákat szárítószekrényben (UN 55, Memmert GmbH), 180 °C-on steriliztem 3 órán keresztül. Az eljárás a kontroll és a bemért három párhuzamos talajnál a továbbiakban megegyezik. A Wassermann- csővekbe 1,00- 1,00  $\text{cm}^3$  3 m/m %-os TTC oldatot és 2,50-2,50  $\text{cm}^3$  desztillált vizet adtam, majd vortex (Labdencer, VWR International Company) segítségével homogenizáltam. A keverést követően a talajsuszpenziókat 24 óráig 37 °C-os termosztátban (LM-570, MRC Ltd.) inkubáltam. Az inkubációs idő eltelte után a szuszpenziókat, a Wassermann-csővekből etanollal maradéktalanul beöblítve, analitikai tölcserbe helyezett előnedvesített Macherey-Nagel (619 G ¼) szűrőpapíron keresztül 25  $\text{cm}^3$ -es mérőlombikokba szűrtem, kb. 20  $\text{cm}^3$  szűrlet végtérfogatig, majd a lombikokat etanollal jelig töltöttem. A formazán vörös színének intenzitását UV-VIS fotometriásan, 485 nm hullámhosszon U2001 típusú (Hitachi High-Tech Corporation) készülékkel, etanollal szemben mértem.

Az aktuális dehidrogenáz enzimaktivitások meghatározásakor a „kontroll” minták értékével korrigált párhuzamos mérések során kapott koncentrációkat átlagoltam. Az eredményeket a talajminták nedvességtartalmával korrigálva, mg formazán/1 g száraz talaj/1 nap értékben adtam meg.

### **3.5.6.3. A kataláz enzim aktivitásának meghatározása**

A megfelelő minta-előkészítés, valamint a reagensek előkészítése és a  $\text{KMnO}_4$ -mérőoldat oxálsavval történt faktorozása után elvégeztem a légszáraz talajminták kataláz aktivitásának vizsgálatát az MSZ-08-1721/4-86 számú magyar szabvány

útmutatásai alapján, a DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézetének Talajbiológiai Laboratóriumában.

A növényi maradványokat szitálással ( $\varnothing=2$  mm) és szükség esetén csipesszel távolítottam el. 4 x 2,00 g légszáraz talajt 100 cm<sup>3</sup>-es Erlenmeyer-lombikba mértem (Explorer Pro analitikai mérlegen, Ohaus GmbH), majd az alufóliával fedett kontroll mintákat szárítószekrényben (UN 55, Memmert GmbH), 180 °C-on steriliztem 3 órán keresztül. Az eljárás a kontroll és a bemért három párhuzamos talajnál a továbbiakban megegyezik. A talajt tartalmazó lombikokba 40,0-40,0 cm<sup>3</sup> desztillált vizet, majd 5,00-5,00 cm<sup>3</sup> 0,3 % (m/m) H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldatot adagoltam, aminek időpontját feljegyeztem. A lombikokat gumidugóval lezártam, majd szobahőmérsékleten 60 percig rázattam laboratóriumi síkrázóval (Unimax 2010, Heidpolh Instruments GmbH), 160 rpm amplitúdóval. A maradék hidrogén-peroxidot ezt követően 5,00-5,00 cm<sup>3</sup> 1,5 mol/l koncentrációjú H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-oldattal stabilizáltam, ennek a folyamatnak az idejét szintén feljegyeztem. (A 0,3 % (m/m) H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldat és az 1,5 mol/l koncentrációjú H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-oldat adagolása közt eltelt idő feljegyzése az aktuális kataláz enzimaktivitási 1 órára vonatkoztatott kiszámításához szükséges.) A szuszpenziót ezután Macherey-Nagel (619 G<sup>1/4</sup>) szűrőpapíron keresztül 100 cm<sup>3</sup>-es Erlenmeyer-lombikba szűrtem. A továbbiakban a szűrletek 25,0-25,0 cm<sup>3</sup>-ét 250 cm<sup>3</sup>-es Erlenmeyer-lombikban 0,01 mol/l koncentrációjú KMnO<sub>4</sub>-mérőoldattal a halvány rózsaszín tartós megjelenéséig titráltam. A KMnO<sub>4</sub>-mérőoldat fogyott cm<sup>3</sup>-einek számát feljegyeztem, a későbbiekben ennek ismeretében és a mérőoldat faktora alapján számítottam ki a kataláz enzim aktivitását, melyet a reakció során képződő oxigén mennyiségével jellemeztem és mg O<sub>2</sub>/1 g talaj/1 óra értékben adtam meg.

#### 3.5.6.4. A foszfatáz enzim aktivitásának meghatározása

Vizsgálataim során TABATABAI és BREMNER (1969) széles körben elterjedt módszerét használtam, mely során tekintettel arra, hogy az általam megfigyelt vizsgálati területek savanyú kémhatásúak, a savas foszfatáz aktivitást mértük, ezáltal a talajviszonyoknak is megfelelő potenciális enzimaktivitás eredményeket kaptam.

A vizsgálatok az eredeti módszeren végrehajtott kisebb módosításokkal a légszáraz talajmintákból történtek. A növényi maradványokat a vizsgálatokat megelőzően szitálással ( $\varnothing=2$  mm) és szükség esetén csipesszel távolítottuk el.

A talajminták bemérése analitikai mérleg segítségével (XS205, Mettler-Toledo LLC), pontosan 1,00 g mennyiségben 50 ml-es Falcon csövekbe négy ismétlésben történt, (melyből egy a kontroll minta volt). A mintákhoz ezután 4 ml MUB (modified universal buffer) munkaoldat, 0,25 ml toluol és 1 ml PNPP (p - nitrofenil- foszfát) oldat hozzáadása, vortexxel (Labdencer, VWR International Company) történő homogenizálása, majd 37 °C -os, egy óra időtartamú inkubálása (Thermostate Plus, Eppendorf Austria GmbH) követte (a kontroll mintához csak az inkubáció után adtuk a PNPP oldatot).

A reakció leállítása a mintákat tartalmazó Falcon csövek 5-10 percig tartó jeges vizes hűtésével történt. A hűtést követően a mintákhoz és standard oldatokhoz 1 ml 0,5 M CaCl<sub>2</sub> oldatot és 4 ml 0,5 M NaOH oldatot, valamint a kontroll mintákhoz 1 ml PNPP oldatot adtunk, majd vortexxel kevertük. A mintákat és a standardokat 4500 rpm-en 10 percig centrifugáljuk, 0,45 μm porúsátmérőjű cellulóz-acetát membránszűrő segítségével (CHROMAFIL A-45/25) szűrtük és elvégeztük azok tízszeres hígítását. A standardok, majd a minták abszorbanciájának mérése 400 nm-en spektrofotométer (Evolution 300 UV-VIS, Thermo Fisher Scientific Company) segítségével történt, az eredményeket μmol PNP/1 g száraz talaj/1 óra egységben adtam meg. A kalibrációs egyenest a 11.a. Melléklet tartalmazza.



### 3.5.7. A talajban élő mikrobaközösség összetételének meghatározása foszfolipid-zsírsvav analízis (PLFA) vizsgálattal

A PLFA vizsgálatok során a minták előkészítése magas költségigényük mellett (a mintaelőkészítéshez használt apparátus, a nagy tisztaságú vegyszerek) nagyfokú precizitást és munkafegyelmet igényel, továbbá azt csak kellő laboratóriumi gyakorlattal rendelkező személy tudja elvégezni. Emellett a GC-MS (gas chromatograph - mass spectrometry, tömegspektrométerrel kapcsolt gázkromatográf) méréseket szintén csak nagy gyakorlattal rendelkező személy tudja megfelelően végrehajtani, azokhoz speciális kolonna szükséges (melyet ajánlott ezekre a vizsgálatokra elkülöníteni), és amennyiben nem áll rendelkezésünkre a kromatográfiás vizsgálatok elvégzéséhez szükséges megfelelő készülék a máshol végzett mérések költségvonzata is számottevő. A módszer további hátránya lehet, hogy az egyes zsírsavak mennyisége környezeti tényezők hatására fajon belül is eltérhet, továbbá viszonylag kevés a kellő mértékben specifikus zsírsvav (WHITE 1994).

Egy-egy mikrobacsoportot olykor több PLFA marker is jellemez, ezek jelenléte és mennyisége alapján következtetünk a mikrobák közösségi összetételére. A mikroba közösség összetételének meghatározása során, a jelentős költségvonzat miatt, a többi vizsgálattól eltérően mintavételi területenként csupán négy mérést végeztünk. A PLFA vizsgálatokra az invertáz aktivitás vizsgálatok eredményei alapján, az adott mintavételi területet legjobban reprezentáló talajmintákat választottam ki, majd azok előkészítését a gyakorlati tapasztalatok alapján módosított (WHITE et al. 1979) egyfázisú Bligh-Dyer módszerrel (BLIGH és DYER 1959) végeztem a DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézetének Talajbiológiai Laboratóriumában.

#### ***Első lépésként a zsírsavak extrakcióját végeztem el a talajmintákból:***

A talajmintákat a vizsgálatot megelőző este + 4° C – on inkubáltam. Analitikai mérleg (Explorer Pro, Ohaus GmbH) segítségével, két tizedes pontossággal 10,00 g eredeti nedvességű talajmintát mértem be. A bemért talaj-homogenizátumot 40 ml metanolból, 20 ml kloroformból, és 16 ml mennyiségű foszfát pufferből álló egyfázisú eleggyel két órán át rázattam laboratóriumi sikrázóval (Unimax 2010, Heidolph Instruments GmbH), 160 rpm amplitúdóval. Ezután 20 ml kloroform és 20 ml desztillált víz hozzáadásával a két fázisra bomló elegyből a vizes fázis nagyobb részét pipetta segítségével eltávolítottam. A szerves fázis és a felső vizes fázis maradékát savval mosott, izzított kova-(diatoma)- föld 2 cm vastag rétegén szűrtem, a szűrlet választólombikban történő elválása után az alsó, kloroformos fázist elkülönítettem, majd vízmentes Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1 cm vastag rétegén való átszűréssel víztelenítettem.

#### ***Az extraktumból elkülönítettem a foszfolipideket a többi zsírsvavtól:***

A kapott lipid-extraktumot vákuum-bepárlással (Rotavapor R-215, Büchi Labortechnik AG) koncentráltam 1-2 ml térfogatra, majd szilikagél töltetű SPE (Macherey Nagel, SiOH, Ref.:730075) oszlopon megfelelő kondicionálás után különítettem el a foszfolipideket a többi lipid fázistól (vákuum alkalmazása nélkül), az alábbi lépések szerint:

- az oszlop kondicionálása 6 ml kloroformmal,
- a minta felvitele,
- a neutrális lipidek leoldása 6 ml kloroformmal,
- a glikolipidek leoldása 6 ml acetonnal,
- a foszfolipid frakció leoldása az oszlopról 4 x 6 ml metanollal.

A kapott foszfolipid frakciót rotációs bepárlón (Rotavapor R-215, Büchi Labortechnik AG) szárazra pároltam.

***Az elkülönített foszfolipid zsírsavakból lúgos metanolízis („szappanosítás”) segítségével zsírsav-metilészteteket készítettem:***

A rotációs bepárlón szárazra párolt foszfolipid frakciót 1 ml 1:1 arányú metanol-toluol-elegyben oldottam, majd 5 ml frissen összemért és előmelegített (37 °C) 0,2 M-os metanolos KOH-oldat hozzáadásával és 15 perces 37 °C-on történő inkubációval (LM-570, MRC Ltd.) zsírsavak metilészteteket készítettem.

Ezután 1 M-os ecetsavval pH 6-ra állítottam be az oldatot, majd 10 ml deszt. víz és háromszor 10 ml kloroform hozzáadása után háromszor extraháltam a vizes fázist. Az extrakciót vortex (Labdancer, VWR International Company) segítségével végeztem, majd a fázisok szétválasztását laboratóriumi centrifuga (5 perc, 3000 rpm, EBA-21, Andreas Hettich GmbH) használatával gyorsítottam.

A pipetta segítségével felvett 3 x 10 ml alsó kloroformos fázist vízmentes Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-on való átszűréssel víztelenítettem, majd rotációs bepárlón (Rotavapor R-215, Büchi Labortechnik AG) 1-2 ml-re koncentráltam és a koncentrált mintákat üveg centrifuga csövekbe átpipettázva, N-áramú bepárló segítségével (Meyer N-EVAP 5085, Organomation Associates Inc.) szárazra pároltam.

Végző lépésként a komponenseket 400 µl hexánban felvéve, 100 µl, 20 ng/µl koncentrációjú hexános metil-nonadekaonát standard oldattal egészítettem ki.

Ezután az üvegcséket lezártam, „vortex”-szel (Labdancer, VWR International Company) felráztam, azokat az injektálásig -20 °C-on tároltam.

***GC-MS mérések:***

Az előkészített foszfolipid-zsírsav-metilészter kivonatok gázkromatográfiás mérését a 2012 őszi és 2013 tavaszi mintákból az MTA TTK Anyag- és Környezatkémiai Intézetében, a későbbi mintákból pedig a Wessling Nemzetközi Kutató és Oktató Központ Közhasznú Nonprofit Kft. Laboratóriumában végezték. A GC-MS mérések során alkalmazott főbb paramétereket az 5. számú táblázat tartalmazza. Az egyes zsírsav-metilésztetek azonosítása a Supelco 37 komponensű FAME (zsírsav-metilészter) és 26 komponensű BAME (bakteriális zsírsav-metilészter) standardkeverékei (12.a-b. Mellékletek), továbbá a Methyl 10-Hexadecanoic Acid Methyl Ester és Cyclopropil Stearic Acid Methyl Ester egyedi standardok, valamint a tömegspektrumok alapján történtek.

5. táblázat: A GC-MS mérések során alkalmazott főbb paraméterek

Paraméter	MTA TTK Anyag- és Környezatkémiai Intézet	Wessling Nemzetközi Kutató és Oktató Központ Közhasznú Nonprofit Kft.
Minta-adagoló	Agilent 7693 autosampler	Gerstel MPS2 autosampler
Gázkromatográf	Agilent 7890A GC/FID	Agilent 6890N
Tömegspektrométer	Agilent 6890GC/5973 MSD	Agilent 5975
Kolonna	Supelco SP-2560, 100m * 0,25 mm * 0,2 µm	Supelco SP-2560, 100m * 0,25 mm * 0,2 µm
Injektálás módja	1 µl, splitless	3 µl, solvent vent
Hőmérséklet program	50 °C (2 perc), 15 °C/perc 160 °C-ig (0 perc), 4 °C/perc 220 °C-ig (6 perc), 10 °C/perc 300 °C-ig (2 perc)	60 °C (2 perc), 15 °C/perc 120 °C-ig, 3 °C/perc 240 °C-ig (14 perc)
Vívógáz	Hélium; 1 cm <sup>3</sup> /perc	Hélium; 1 cm <sup>3</sup> /perc
Tömegspektrométer mód	Scan (14-500 amu)	SIM + Scan (50-350 amu)

Az adatok feldolgozását követően az azonosított foszfolipid zsírsavak mennyiségét nmol PLFA/1 g légszáraz talaj egységben adtam meg (az adatok korrigálva voltak a talaj nedvességtartalmával), és ezeket az adatokat használtam a talajban található különböző mikrobacsoportok jellemzésére. Az egyenes láncú, telített PLFA-k, mint a C14:0, C15:0, C16:0 és C18:0 jellemzik a bakteriális biomasszát (GUDE et al. 2012).

Az elágazó, telített PLFA-k, mint az iC15:0, aC15:0, iC16:0, iC17:0, aC17:0 a Gram-pozitív (G<sup>+</sup>) baktériumok indikátorai (ZOGG et al. 1997), míg az egyszerűen telítetlen és ciklopropil foszfolipid zsírsavak, mint a C16:1n7c, C16:1n5c, C18:1n9c, cyC19:0 a Gram-negatív (G<sup>-</sup>) baktériumközösség esetén karakterisztikusak (ZELLES et al. 1992). A 10MeC16:0 és 10MeC17:0 zsírsavakat használtam az Aktinomyseta közösség jellemzésére (BOSSIO et al. 1998), és a C18:2n6 zsírsavat gomba markerként (WHITE et al. 1979). Ezen összes mért PLFA-t használtam a talaj mikrobaközösségének összes PLFA koncentrációjának számításához.

### **3.6. A kapott eredmények feldolgozása és kiértékelése, az alkalmazott statisztikai módszerek**

Az adatok feldolgozása során a Microsoft Office Excel 2013-as és 2016-os verzióit (Microsoft Corporation Technology Company) használtam. Valamennyi mérési eredményt átlag ± standard hiba (SE) formátumban adtam meg. A statisztikai elemzések során három belső ismétlést használtam (n=12) a PLFA vizsgálatok kivételével, ahol a nagy költségvonzat miatt nem voltak belső ismétlések (n=4). A statisztikai elemzéseket az IBM SPSS Statistics 22.0 programcsomaggal végeztem (IBM Inc.), P<0,05 szignifikancia szint, illetve a korrelációs vizsgálatok esetében P<0,05 és P<0,01 szignifikancia szintek alkalmazásával. A varianciaanalízis (ANOVA) során a Tukey's-b és Games-Howell tesztek alkalmaztam (a homogenitás vizsgálatok eredményeinek függvényében) a különböző mintavételi területek eredményeinek összehasonlítására. Az abiotikus és biotikus paraméterek közötti összefüggések vizsgálatát Pearson's-korrelációval végeztem. A különböző környezeti tényezők (hőmérséklet, csapadék, művelési mód, mikrodomborzat, mintavételi mélység) befolyásoló hatását a vizsgált talajkémiai és mikrobiális paraméterekre főkomponens analízis (PCA) segítségével vizsgáltam.

## 4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

### 4.1. Terepi mérések

#### 4.1.1. A vizsgálati területek talajlégzése

Az eredményeket a 11. ábrán, valamint táblázatos formában a 2. Mellékletben mutatom be. A vizsgálati területek talajlégzés eredményeit összehasonlítva mindkét gazdálkodási mód esetében a dombaljban mértem szignifikánsan magasabb értékeket, kivéve 2012 ősszel és 2013 tavasszal az ökológiai parcellában. A két gazdálkodási módot összehasonlítva nem állítható fel tendencia. Megfigyelhető ugyanakkor a talajlégzés évszakos dinamikája, miszerint ősszel volt a legalacsonyabb és nyáron a legmagasabb a talajlégzés intenzitása. Ezen eredmények összhangban vannak azzal a megfigyeléssel, hogy a magasabb talajhőmérséklet hatására magasabb CO<sub>2</sub> emisszió figyelhető meg, amennyiben a talajnedvesség tartalom a talaj mikrobaközösségének megfelelő tartományban van (FEKETE et al. 2014). SONG és munkatársai (2018) az emelkedő hőmérséklet hatására bekövetkező szén és nitrogén mineralizáció fokozódásáról számoltak be örökké fagyos tözegekben, a talaj mélyebb rétegeiben is. Emellett a talaj mikrobiális biomassza szén és az oldott szerves szén mennyiségének szignifikáns csökkenését figyelték meg, amiből arra a következtetésre jutottak, hogy a talajlégzés során kibocsátott CO<sub>2</sub> elsősorban a labilis szénkészletből származik. A mélyebb talajrétegben az oldott szerves szén alacsonyabb humifikációs index értékeket mutatott, mely a talajlégzés és az alacsony molekulatömegű oldott szerves szén kapcsolatára utal. A hőmérséklet növekedésének hatására fokozódó szén mineralizációról, és az ezáltal növekvő CO<sub>2</sub>-kibocsátásról számoltak be KNORR és munkatársai (2005).

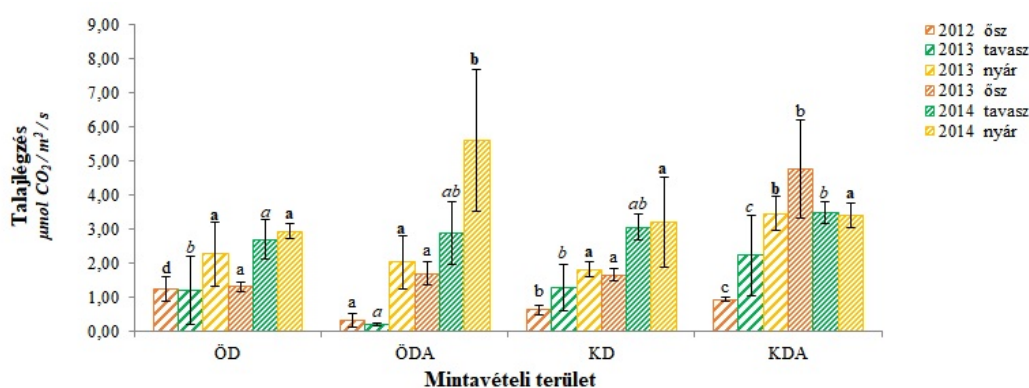
Megfigyelhető a talajnedvesség talajlégzést katalizáló hatása is, mely annak következménye, hogy a talaj szervesanyagát a mikrobák a növekvő talajnedvesség hatására nagyobb mértékben mineralizálják, így mind a mikrobák, mind a növények felvehető tápanyagokhoz jutnak (ROMANÍ et al. 2006). Ugyanakkor alacsony talajnedvességtartalom esetén a lebontó mikroorganizmusok tevékenysége, és a tápanyag-szállítás is lassul, ezáltal csökken a talajlégzés (FEKETE et al. 2012, FÜZY et al. 2008, SARDANS és PEÑUELAS 2005), melyet az általunk ősszel mért alacsony talajnedvesség és talajlégzés eredmények is alátámasztanak.

A 2012 őszi és 2014 nyári eredményeket leszámítva mindig a konvencionális dombaljban mértem a legmagasabb talajlégzést, 2012 ősszel az ökológiai dombon, míg 2014 nyarán az ökológiai dombaljban volt a legmagasabb a mért talajlégzés. Ennek oka feltételezhetően a növényi biomassza és nagyobb gyökértömeg/rhizoszféra tér, mely szemmel láthatóan is a konvencionális dombaljban volt a legnagyobb, továbbá a gazdálkodási naplóból vett terméseredmények és későbbi növényi biomassza vizsgálatok is alátámasztják ezt a megfigyelést (DEMETER et al. 2019). A növényborítottság és az ebből adódó magasabb talajlégzés közötti összefüggést más kutatók is megfigyelték (CROS et al. 2019, ZHU és CHENG 2013). A növényborítottság mellett a föld alatti növényi biomasszát is figyelembe kell vennünk, hiszen a megnövekedett gyökértömeg általában növeli a talajban lévő szén mineralizációjának mennyiségét (SONG et al. 2018). HU és munkatársai (2016) is megfigyelték, hogy a megnövekedett CO<sub>2</sub> kibocsátás a gyökérmennyiséggel növekedett. Ezt a hatást valószínűleg a gyökér által biztosított szervesanyag labilis frakciójának gyors felhasználása okozza (WEEDON et al. 2013), mivel a gyökérmaradványok könnyebben bomlanak (ZHU et al. 2016), valamint a labilis szén bevitele stimulálhatja az eredeti szervesanyag frakció bomlását azáltal, hogy a mikrobiális növekedéshez szükséges energiát biztosítja (THIESSEN et al. 2013),

közvetett módon lényegében a rhizoszféra mikrobiális aktivitásának növekedését előidézve.

Az arányokat tekintve a legnagyobb különbséget a vizsgálati területek talajlégzés eredményei között 2013 tavasszal mértem, amikor is az ökológiai dombalj talajlégzése mindössze 9,037 %-a volt a konvencionális dombaljnak, ugyanekkor az ökológiai dombon a legnagyobb érték 54,101 %-át, míg a konvencionális dombon 58,052 %-át mértem. A legkisebb különbségeket 2014 tavasszal mértem, amikor is az ökológiai dombon mért érték a 77,542 %-a, az ökológiai dombaljnban mért talajlégzés a 82,666 %-a, a konvencionális dombon mért érték pedig a 87,770 %-a volt a konvencionális dombalj talajlégzésének. Az értékek egymásutánosságát illetően nem volt felállítható tendencia.

CHEN és CHEN 2019-es tanulmányukban beszámoltak arról, hogy a megnövekedett növényi sokféleség serkenti a mikrobiális biomasszát, és ezáltal növekszik a talajlégzés is.



11. ábra: A vizsgálati területek talajlégzésének változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

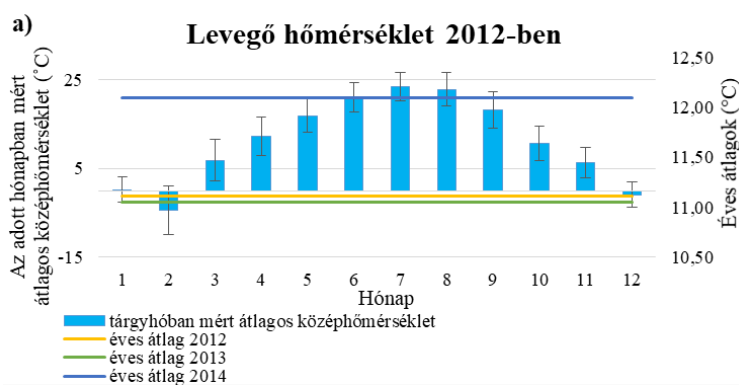
#### 4.1.2. Meteorológiai megfigyelések

A meteorológiai paraméterek mikrobiális aktivitásra gyakorolt hatásait, az azokkal kapcsolatos összefüggéseket egy külön fejezetben tárgyalom. A meteorológiai mérések részletes eredményeit a 3. Mellékletben mutatom be.

##### 4.1.2.1. Levegő hőmérséklet

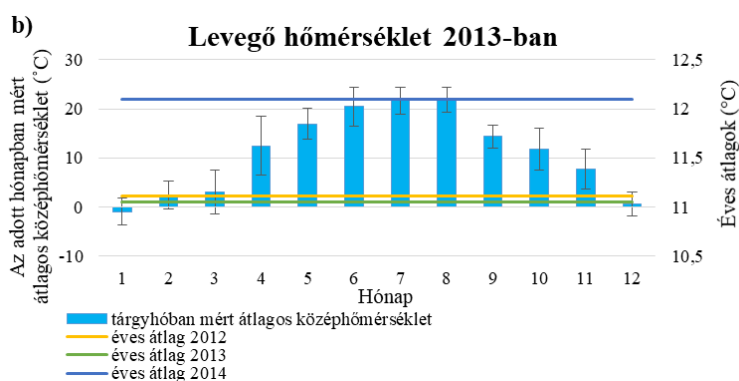
A levegő hőmérsékleti adatok tekintetében az éves átlagos középhőmérséklet a vizsgálatok időtartamában a 2013-as évben volt a legalacsonyabb 11,06 °C, ezt követte a 2012-es év 11,11 °C-kal, és 2014-ben volt a legmagasabb 12,10 °C.

2012-ben a február és december hónapok voltak a leghidegebbek, -4,42 és -0,94 °C-kal. A legmelegebb nyári hónapokban, vagyis júliusban és augusztusban 23,45 és 22,81 °C volt a havi átlagos középhőmérséklet (12.a. ábra). 2013-ban január (0,90 °C) és december (0,65 °C) hónapokban regisztráltuk a legalacsonyabb havi középhőmérsékleteket. Kiemelendő továbbá a rendkívül hideg március, amikor is a havi átlagos középhőmérséklet csupán 3,09 °C volt, ami 3,76 és 6,5 °C-kal volt alacsonyabb a 2012-es 6,85 °C-hoz és 2014-es 9,59 °C-hoz képest.



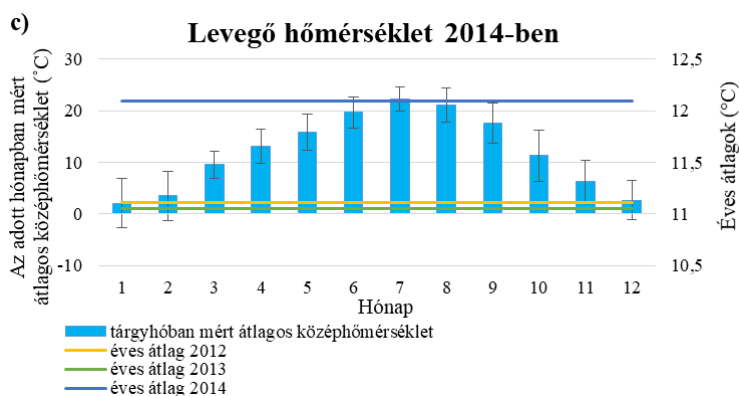
12. a. ábra: A vizsgálati területek térségében 2012-ben mért levegő hőmérsékleti adatok

2013 márciusában nyolc napon keresztül volt fagypont alatt a napi átlagos középhőmérséklet, a leghidegebb nap ebben a hónapban a 17-e volt,  $-5,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ -kal. A legmelegebb nyári hónapokban, júliusban és augusztusban  $21,69\text{ }^{\circ}\text{C}$  és  $21,77\text{ }^{\circ}\text{C}$  havi átlagos középhőmérsékleti értékeket mértünk (12.b.ábra).



12.b. ábra: A vizsgálati területek térségében 2013-ban mért levegő hőmérsékleti adatok

A 2014-es évben valamennyi hónapban fagypont fölötti havi átlagos középhőmérsékleti értékeket mértünk. A leghidegebbek a január és december hónapok voltak  $2,11$  és  $2,69\text{ }^{\circ}\text{C}$ -kal. Júliusban és augusztusban  $22,27$  és  $21,13\text{ }^{\circ}\text{C}$  havi átlagos középhőmérsékleti értékeket regisztráltunk (12.c. ábra).

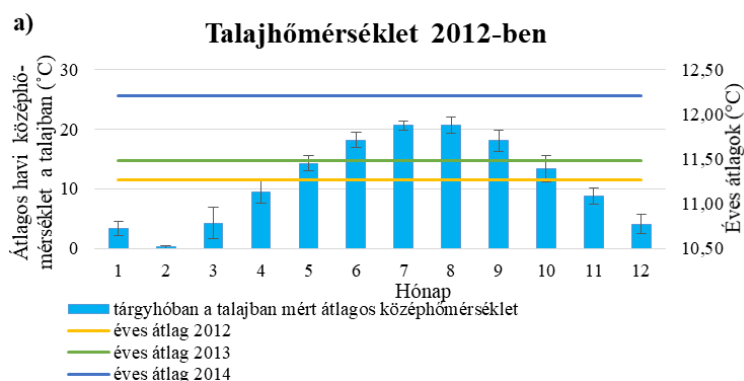


12.c. ábra: A vizsgálati területek térségében 2014-ben mért levegő hőmérsékleti adatok

#### 4.1.2.2. Talajhőmérséklet

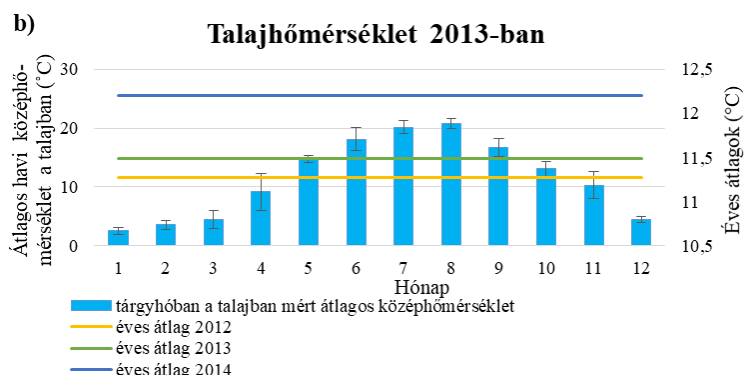
A talajhőmérsékleti adatok tekintetében az éves átlagos középhőmérséklet a vizsgálatok időtartamában a 2012-es évben volt a legalacsonyabb  $11,27\text{ }^{\circ}\text{C}$ , ezt követte a 2013-as év  $11,48\text{ }^{\circ}\text{C}$ -kal, és 2014-ben volt a legmagasabb  $12,20\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Ellentétben a levegő hőmérsékleti adatokkal, a talajhőmérséklet havi átlaga a vizsgálatok időtartama alatt egyik hónapban sem volt fagypont alatt.

2012-ben január és február hónapokban mértük a legalacsonyabb havi átlagos talajhőmérséklet értékeket,  $3,30$  és  $0,27\text{ }^{\circ}\text{C}$ -ot. A legmelegebb nyári hónapokban, júliusban és augusztusban  $20,62$  és  $20,69\text{ }^{\circ}\text{C}$  volt a havi átlagos talajhőmérséklet (13.a. ábra).



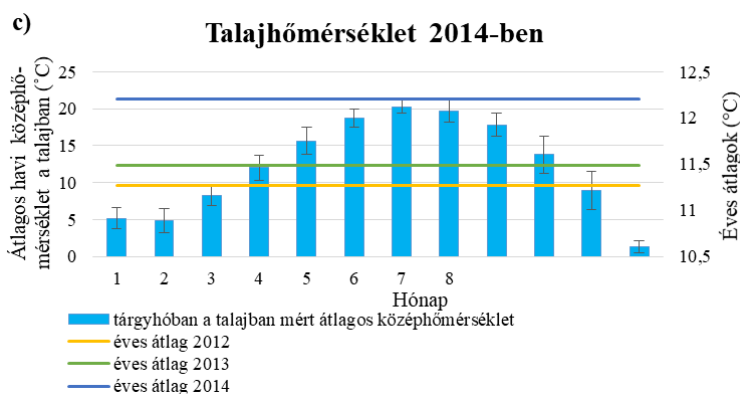
13.a. ábra: A vizsgálati területek térségében 2012-ben mért talajhőmérsékleti adatok

2013-ban január ( $2,52\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) és február ( $3,55\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) hónapokban regisztráltuk a legalacsonyabb havi átlagos talajhőmérséklet értékeket. A levegő hőmérsékleti értékekkel ellentétben márciusban nem volt tapasztalható a havi átlagos talajhőmérséklet értékének drasztikus csökkenése, a leghidegebb napokon sem csökkent fagypont alá a talaj hőmérséklete, ami valószínűleg az azt borító vastag hótakaró szigetelő hatásával magyarázható. A legmelegebb nyári hónapokban, júliusban és augusztusban  $20,13\text{ }^{\circ}\text{C}$  és  $20,73\text{ }^{\circ}\text{C}$  havi átlagos talajhőmérsékleti értékeket mértünk (13.b. ábra).



13.b. ábra: A vizsgálati területek térségében 2013-ban mért talajhőmérsékleti adatok

A 2014-es évben a leghidegebb a február és december hónapok voltak  $4,89$  és  $1,32\text{ }^{\circ}\text{C}$ -kal. Júliusban és augusztusban  $20,28$  és  $19,71\text{ }^{\circ}\text{C}$  havi átlagos talajhőmérsékleti értékeket regisztráltunk (13.c. ábra).

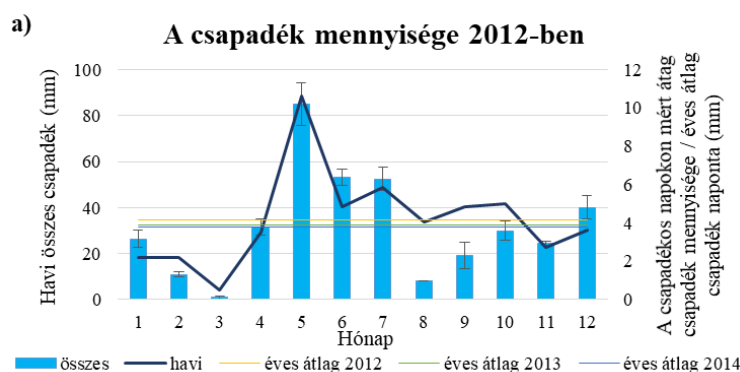


13.c. ábra: A vizsgálati területek térségében 2014-ben mért talajhőmérsékleti adatok

#### 4.1.2.3. Csapadék

A csapadék éves mennyiségét tekintve a vizsgálati időszakban a 2012-es év volt a legszárazabb 382,62 mm csapadékösszeggel, mely jóval a hazánkra jellemző 500-750 mm-es tartomány alatt van. Ezt követte a 2013-as év 485,6 mm éves csapadékösszeggel és 2014 volt a legcsapadékosabb 516,1 mm éves csapadékösszeggel.

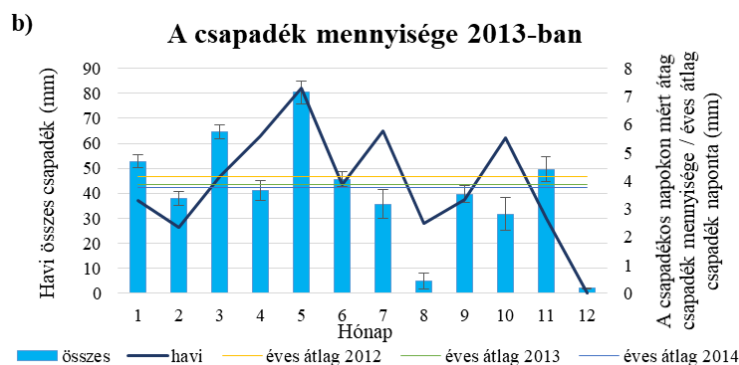
2012-ben a legszárazabb hónap a március volt 1,02 mm havi csapadékösszeggel, amely két nap (március 29. és 30.) csapadék mennyiségeiből tevődik össze. A legcsapadékosabb hónap a május volt, amikor nyolc csapadékos nap volt, és az ekkor lehullott csapadék mennyisége 85,20 mm-t tett ki. Az egy nap alatt lehulló csapadék mennyisége is ebben a hónapban, 7-én (24 mm) és 28-án (22,5 mm) volt a legnagyobb, mely értékek a felhőszakadás 1. riasztási szintjének alsó határához (25 mm) közelítenek ([http3](http://3)).



14.a. ábra: A vizsgálati területek térségében 2012-ben mért csapadék adatok

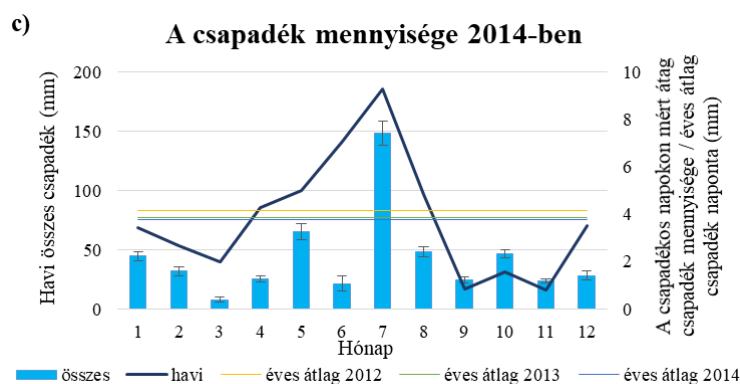
2013-ban a legszárazabb hónap az augusztus volt 5,00 mm havi csapadékösszeggel, amely két nap (augusztus 25. és 26.) csapadék mennyiségeiből tevődik össze. A legcsapadékosabb hónap 2013-ban is a május volt, az e havi tizenegy csapadékos nap csapadékösszege 80,30 mm volt. Ugyanakkor az egy nap alatt lehulló csapadék mennyisége október 16-án volt a legnagyobb (19 mm). Kiemelendő továbbá, hogy a március hónapban lehulló csapadék (64,60 mm) jelentős része hó formájában hullott, és tartósan meg is maradt a talajon, ott védő/szigetelő réteget képezve. December hónapban mind a 2012-es, mind a 2014-es évhez viszonyítva szokatlanul kevés volt a csapadékos napok száma (kettő) és a havi csapadékmennyiség is nagyon alacsony volt (2 mm).





14.b. ábra: A vizsgálati területek térségében 2013-ban mért csapadék adatok

2014-ben a legszárazabb hónap, hasonlóan a 2012-es évhez a március volt 7,90 mm havi csapadékösszeggel, amely négy nap (március 4., 16., 18. és 24.) csapadék mennyiségeiből tevődik össze. A legcsapadékosabb hónap a július volt, az e havi 16 csapadékos nap csapadékösszege 148,40 mm volt, mely az éves csapadékmennyiség közel egyharmadát tette ki. Az egy nap alatt lehulló csapadék mennyisége is ebben a hónapban volt a legnagyobb (július 23-án 25,8 mm), mely érték megfelel a felhőszezon 1. riasztási szintjének ([http1](http://)). Az ezt követő legcsapadékosabb hónap a május volt, 65,10 mm havi csapadékösszeggel.

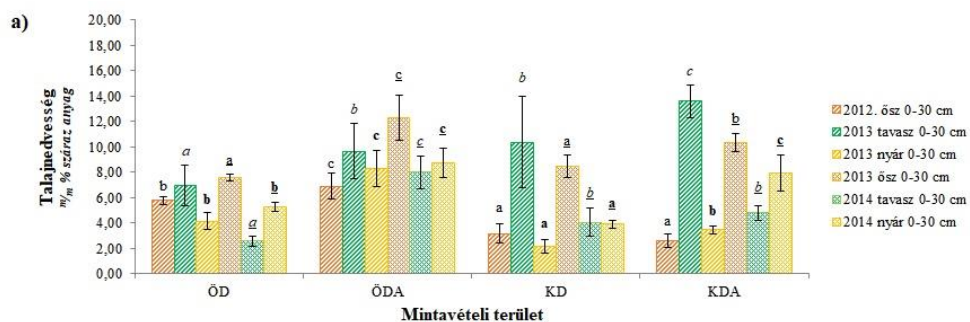


14.c. ábra: A vizsgálati területek térségében 2014-ben mért csapadék adatok

## 4.2. Laboratóriumi vizsgálatok

### 4.2.1. A vizsgálati területek talajnedvessége

Az eredményeket a 15.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 4.a-b. Mellékletekben mutatom be. A talajnedvességet a lehulló csapadék mennyisége, a napsugárzás intenzitása és a nap sugarait szűrő, valamint a párolgást csökkentő növényzet is befolyásolja (LIU et al. 2018). A párolgás a növényi maradványok tartásával/visszaforgatásával csökkenthető. AKHTAR és munkatársai (2018) a szalma mulcsolásnak a talaj nedvességtartalmát szignifikánsan növelő hatásáról számoltak be, melynek oka a talajfelszín feletti egyenletes talajtakarás, amely megőrizte a talaj nedvességtartalmát (TAO et al. 2015, FAN et al. 2013, KANG et al. 2009) a talaj párolgásának csökkentésével (ZHU et al. 2010, LI 2003). A teljes vizsgálati periódusban általánosságban elmondható, hogy a két mintavételi mélység nedvességtartalma között nem volt számottevő különbség.



15.a. ábra: A vizsgált talajminták talajnedvesség tartalmának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 0-30 cm-es talajrétegen

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

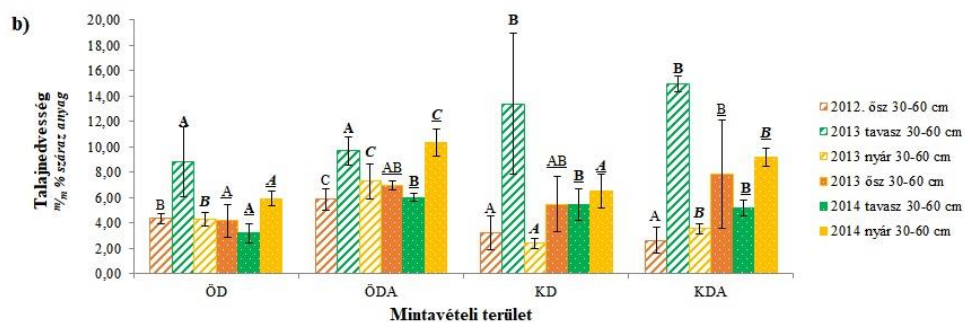
<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

Ugyanakkor mindkét gazdálkodási mód esetében szignifikánsan magasabb talajnedvességet mértem a dombaljból vett talajmintákban. Ennek oka egyrészt, hogy a dombi területek jobban ki vannak téve a napsugárzás és a szél szárító hatásának, valamint a dombon mért alacsonyabb humusztartalom és itt lévő szerkezeti adottságok, mint a magasabb homoktartalom és alacsonyabb iszap és agyag tartalom is (20. ábra) az erózióknak kedveznek, továbbá emiatt a talaj nedvességmegtartó képessége is kisebb, valamint a növénytakaró is ritkább, ezáltal a talaj kevésbé védett a párolgástól.

A szerves trágyázás a pH-n, a szervesanyag-tartalmon, a kötöttségen és mikrobiális csíraszámokon túl képes javítani a talaj nedvességtartalmát is (KÖHLER 1989), ugyanakkor a két gazdálkodási módot összehasonlítva ez a kedvező hatás nem volt megfigyelhető az általam vizsgált ökológiai területeken.

Az évszakos dinamika tekintetében változatos képet mutatott az ökológiai és a konvencionális parcella. Míg az ökológiai parcella felső 30 cm-es rétegében 2013 ősszel mértem a legnagyobb talajnedvesség értékeket, addig a 30-60 cm-es mintavételi mélységben 2013 tavasszal volt a legmagasabb a talajminták nedvességtartalma. A konvencionális parcellában ezzel szemben mindkét mintavételi mélység esetében 2013 tavasszal és ősszel is a 2012-2014-es éves átlagok fölött volt a csapadék mennyisége, ugyanakkor a levegő és a talaj hőmérséklete is alatta volt a 2012-2014 éves átlagoknak, továbbá ősszel az egy napon lehulló csapadékmennyiségek is nagyok voltak.

Megfigyelhető továbbá, hogy a 30-60 cm-es talajréteg nehezebben nedvesedik át, ugyanakkor jobb a nedvességmegtartó képessége. A nedvességmegtartó képességet általában pozitívan befolyásoló szervesanyag mennyisége a 30-60 cm-es mélységben alacsonyabb volt (6. táblázat), viszont a napsugárzás párolgást fokozó hatásának és a felmelegedésnek is kevésbé volt kitéve a mélyebb talajréteg, és eredményeink alapján úgy tűnik, hogy utóbbi tényezőknek erősebb a vizsgált homoktalajok vízgazdálkodást befolyásoló hatása, mint a szervesanyag-tartalomnak.



15.b. ábra: A vizsgált talajminták talajnedvesség tartalmának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

STARK és FIRESTONE (1995) megfigyelték továbbá a talajnedvesség enzimatisz aktivitásra gyakorolt hatását is, mely a statisztikai elemzéseket követően a nyírségi homoktalajok esetében is igazolódott, miszerint a magasabb talajnedvességgel rendelkező minták kedvezőbb életteret biztosítottak a talajban élő mikroorganizmusok számára (13.d-i. Mellékletek).

A mikrobiális közösség összetételében bekövetkező változások nagyrészt a talaj nedvességtartalmának és a tápanyag-hozzáférhetőség változásainak tulajdoníthatók (ZHAO et al. 2016). A talaj nedvességtartalma a hőmérsékleti viszonyait is befolyásolhatja. CHEN és munkatársai (2019) egy mesterséges öntözéssel kísérletben, a víz kijuttatása után az első és harmadik napon a talajhőmérséklet enyhé, de szignifikáns csökkenését tapasztalták. Megfigyelték továbbá, hogy a detektált PLFA-k moláris tömege mindkét kezelésben idővel csökkenni kezdett, valamint, hogy az első napon, amikor a talaj nedvességtartalma szignifikánsan magasabb volt annak Shannon PLFA biomarkereken alapuló diverzitási indexe enyhén, de szignifikánsan alacsonyabb értékeket mutatott. Megfigyeléseik alapján a tavaszi öntözés jelentősen megnövelte a föld feletti növényi biomasszát, valamint a növényi nitrogén és foszfor felvétele szignifikánsan magasabb volt az öntözött, mint a kontroll területeken.

#### 4.2.2. A vizsgálati területek főbb kémiai paraméterei

A 2012-es vizsgálati évben a felső 30 cm-es talajréteg főbb kémiai tulajdonságait határoztuk meg (6. táblázat). A mintázott területek kálium-kloridos pH-ja a 3,89-5,98-as, míg vizes pH-ja a 4,95-6,86-os tartományban volt, amely jellemző a Nyírségben található savanyú homoktalajokra (MAKÁDI 2010, SZEGI 2009). Az ökológia parcellában alkalmazott szerves trágyázás és a növényi maradványok visszaforgatásának hatására megnövekedett magasabb szervesanyag-tartalom képes ellensúlyozni a savanyú pH-t, ennek hatására szignifikánsan magasabb pH értékeket mértem az ökológiai gazdálkodású területeken. Az alkalmazott szerves trágyázás és a növényi maradványok visszaforgatása megnövelte az ökológiai parcella humusztartalmát, és feltehetően ennek hatására mértünk magasabb pH értékeket. Ugyanakkor a konvencionális parcellában mért alacsonyabb pH értékekhez hozzájárul az alkalmazott műtrágyák savanyító hatása is (NING et al. 2020, GUO et al. 2010, PAIS és HORVÁTH 1990). A talajkémiai paraméterek közül a pH az egyik legmeghatározóbb faktor, mely a talaj mikroba közösségére hat (WANG et al. 2019, BÁÁTH és ANDERSON 2003), a talaj savas pH-ja általában gátolja a mikrobiális aktivitást (SAHOO et al. 2010). A talaj kémhatása befolyásolja az enzimek számára felvehető szubsztrátumok mennyiségét (VORONEY, 2007), így alapvető szerepet

játszik a mikrobaközösségek energetikai és tápanyag-felvételi folyamataiban. Ellentétben a többi vizsgált kémiai paraméterrel a dombról vett minták esetében mértem kedvezőbb értékeket mind az ökológiai, mind a konvencionális parcellában. A szerves széntartalom esetében is megfigyelhető volt az ökológiai parcellában alkalmazott tápanyag utánpótlási technika kedvező hatása, mivel ez a paraméter is szignifikánsan magasabb volt a konvencionálishoz viszonyítva. Eredményeinkhez hasonlóan AKHTAR és munkatársai (2018) azt tapasztalták, hogy a búza-szalma talajtakarásnál a talajban lévő szerves szén koncentrációja szignifikánsan növekedett a kontroll kezeléshez viszonyítva, mely a felső 10 cm-es talajmélységben volt a legkifejezettebb és a felső 40 cm-es talajréteg alatt már nem volt megfigyelhető.

6. táblázat: A vizsgálati területekről vett talajminták főbb kémiai paramétereinek 2012 ősze

Mintavételi hely/paraméter	ÖD	ÖDA	KD	KDA
pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	6,86±0,08d	5,96±0,03c	5,31±0,05b	4,95±0,03a
pH <sub>KCl</sub>	5,98±0,13c	5,02±0,04b	3,94±0,02a	3,89±0,03a
Szerves C <sup>1</sup>	0,462±0,008b	0,711±0,012d	0,236±0,016a	0,556±0,005c
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N <sup>1</sup>	0,012±0,003a	0,019±0,001b	0,007±0,000a	0,010±0,000a
Vízoldható összes só <sup>1</sup>	n.d.	0,030±0,000	0,030±0,000	0,020±0,000
CaCO <sub>3</sub> <sup>1</sup>	0,263±0,017b	0,179±0,014a	0,133±0,014a	0,152±0,018a
Humusz <sup>2</sup>	0,795±0,014b	1,223±0,023d	0,407±0,003a	0,956±0,009c
AL-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> <sup>2</sup>	97,53±5,50a	238,00±7,02d	118,75±2,11b	162,50±5,44c
AL-K <sub>2</sub> O <sup>2</sup>	217,00±6,97b	221,00±2,01b	174,00±3,16a	272,50±5,89c

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

a soron belüli a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

<sup>1</sup> m/m % sz.a.

<sup>2</sup> mg/kg sz.a.

n.d.: kimutatási határérték alatt

Mindkét parcellában a dombaljából vett talajminták esetében mértem magasabb értékeket. A szerves szén, illetve a humusztartalom a dombaljából vett minták esetében a dombról vett mintákhoz viszonyítva az ökológiai parcellában több mint másfélszeres, a konvencionális parcellában több mint kétszeres volt. A talajban tárolt szervesanyag és tápanyagtartalom jóval stabilabb a szerves trágyázás, mint egyéb tápanyag-utánpótlási technikák esetében (NARDI et al. 2004). Az ökológiai gazdálkodásban alkalmazott istállótrágyázás képes növelni a talaj mikroelem tartalmát is (BÍRÓ et al. 2005). A visszaforgatott növényi maradványok mennyisége és minősége egyaránt befolyásolhatja a talajok szervesanyag-tartalmát (EDMEADES 2003, CHEN et al. 2000). WILTS és munkatársai (2004) a szalmának a talaj széntartalmával és talaj szervesanyag-tartalmával közvetlen lineáris kapcsolatáról számoltak be. A növényi maradványok visszaforgatása kedvezően befolyásolja a talaj kémiai tulajdonságait is. KARAMI és munkatársai (2012) a szalma talajtakarással történő szénbevitel esetén a talaj szén- és nitrogéntartalmának, valamint a talaj termékenységének növekedését tapasztalták. A talajszerkezet fejlődésében és a talaj szerves széntartalmának javításában a szalmatakarás pozitív hatásairól más kutatók is beszámoltak (WAGNER et al. 2007, AULAKH et al. 2001).

7. táblázat: A vizsgálati területekről vett talajminták főbb kémiai paramétereit 2013 ősze

Mintavételi hely/paraméter	Mélység (cm)	ÖD	ÖDA	KD	KDA
pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	0-30	6,46±0,06c	5,84±0,04b	5,17±0,05a	7,17±0,03d
	30-60	6,42±0,03C	5,95±0,09B	5,40±0,05A	6,88±0,09D
pH <sub>KCl</sub>	0-30	5,43±0,01c	4,85±0,06b	4,02±0,04a	7,01±0,01d
	30-60	5,53±0,06C	5,05±0,12B	4,15±0,03A	6,61±0,15D
Szerves C <sup>1</sup>	0-30	0,372±0,021b	0,715±0,024c	0,202±0,005a	0,729±0,009c
	30-60	0,233±0,019C	0,589±0,026B	0,100±0,025A	0,524±0,019C
NO <sub>2</sub> NO <sub>3</sub> -N <sup>1</sup>	0-30	0,019±0,001b	0,010±0,001a	0,008±0,001a	0,020±0,004b
	30-60	0,010±0,000C	0,007±0,000B	0,004±0,000A	0,009±0,001BC
Vízoldható összes só <sup>1</sup>	0-30	0,023±0,002	0,020±0,000	n.d.	0,030±0,003
	30-60	0,020±0,00	0,023±0,002	n.d.	0,020±0,000
CaCO <sub>3</sub> <sup>1</sup>	0-30	0,178±0,033	0,153±0,015	n.d.	0,471±0,033
	30-60	0,126±0,000	0,140±0,009	n.d.	0,321±0,056
Humusz <sup>2</sup>	0-30	0,640±0,036b	1,230±0,042c	0,347±0,008a	1,253±0,016c
	30-60	0,399±0,033B	1,014±0,045C	0,172±0,043A	0,902±0,032C
AL-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> <sup>2</sup>	0-30	173,730±28,982a	533,139±7,782d	237,182±9,402b	453,624±16,196c
	30-60	104,591±12,451A	526,472±69,297C	164,716±12,557A	315,427±15,236B
AL-K <sub>2</sub> O <sup>2</sup>	0-30	160,722±14,1340a	149,289±20,964a	150,082±1,261a	407,030±8,342b
	30-60	155,567±20,500A	132,763±10,450A	126,660±3,027A	341,790±16,049B

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

a soron belüli a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

<sup>1</sup> m/m % sz.a.

<sup>2</sup> mg/kg sz.a.

n.d.: kimutatási határérték alatt

A talajban lévő szervesanyag mennyiségének növekedése a mikrobiális folyamatok növekedésével is összefüggésbe hozható (ALLISON és JASTROW 2006, ROSS et al. 1982). A növényi maradványok visszaforgatásának hatására megnövekedett szervesanyag-tartalom védi az extracelluláris enzimeket a degradációs behatásokkal szemben (MARTENS et al. 1992), továbbá a visszaforgatott növényi maradványok képesek növelni a mikrobák számára esszenciális szubsztrátumok (cellulóz, hemicellulóz, lignocellulóz) mennyiségét a talajban (WICK et al. 1998), ezáltal magasabb enzimaktivitást eredményezve. A szerves széntartalomhoz hasonló tendenciát mutatott a talajminták szerves nitrogén-, humusz-, AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>- és AL-K<sub>2</sub>O - tartalma is.

A vízoldható összes só mennyisége rendkívül alacsony volt (0,020-0,030 ± 0,000 m/m %), az ökológiai gazdálkodású domb esetében pedig kimutatási határérték alatt volt.

A CaCO<sub>3</sub> mennyisége az ökológiai gazdálkodású parcellában volt magasabb, és a domborzat tekintetében is csak ennél a parcellánál volt szignifikáns különbség a dombról és dombaljból vett talajminták értékei között (6. táblázat).

2013-ban mindkét mintavételi mélységből megtörtént a minták főbb talajkémiai paramétereinek vizsgálata (7. táblázat). A 0-30 cm-es talajrétegben a vizsgált talajminták kálium-kloridos pH-ja a 4,02-7,01-es, míg vizes pH-ja a 5,17-7,17-es tartományban volt. A legmagasabb pH értékeket a konvencionális dombaljból mértük, a 2013 áprilisában történt meszezés hatására. Az ökológiai gazdálkodású parcellában mindkét mért pH érték a dombon volt magasabb.

A szerves széntartalom mindkét parcellában a dombaljából vett talajminták esetében volt szignifikánsan magasabb, azonban a két gazdálkodási módú dombalj között nem volt szignifikáns különbség. A dombról vett minták esetében szignifikánsan magasabb volt az ökológiai gazdálkodású területéről vett talajminták szerves széntartalma. Hasonló tendenciát mutatott a talajminták humusztartalma is. A dombról vett talajminták alacsonyabb szerves szén- és humusztartalma a szél és víz általi fokozottabb kitérítéssel, valamint az ebből adódó elfolyó veszteséggel is magyarázható (STEFANOVITS et al. 2010). Az oldható szerves szén lebomlási sebessége a hőmérséklettel növekszik (SONG et al. 2018, WICKAND et al. 2007, KALBITZ et al. 2000), melynek fő forrása a gyökérszövetből származik (GIESLER et al. 2007). QUALLS és munkatársainak (2002) megfigyelései alapján az élettelen gyökérszövet valószínűleg sokkal nagyobb mennyiségben biztosítja az oldódó szervesanyag bevitelt, mint az élő gyökerekből származó váladékok.

A szerves nitrogén mennyisége közel azonos volt az ökológiai dombról ( $0,019 \pm 0,001$  m/m % sz.a.) és a konvencionális dombaljából ( $0,020 \pm 0,004$  m/m % sz.a.) vett minták esetében, ezen értékek kevesebb mint felét mértem az ökológiai dombaljban ( $0,010 \pm 0,001$  m/m % sz.a.) és a konvencionális dombon ( $0,008 \pm 0,001$  m/m % sz.a.) A szerves nitrogén mennyiségének növekedése a talajban található szerves nitrogén nettó mineralizációjának növekedésével magyarázható (COPPENS et al. 2006), ugyanakkor az ökológiai dombaljban a többi vizsgálati területtől eltérően, annak csökkenését tapasztaltuk. AKHTAR és munkatársai (2018) megfigyelése alapján a növényi maradványok újra hasznosítása a területen növeli az összes és a felvehető nitrogén és foszfor mennyiségét is, mely egyenesen arányos az újrahasznosított növényi maradványok mennyiségével, és a talajmélységgel folyamatosan csökken, ugyanakkor ez a tendencia az általam vizsgált homokterületeken statisztikailag nem igazolódott.

A vízzel oldható összes só mennyisége ez előző évhez hasonlóan alacsony volt ( $0,020 - 0,030 \pm 0,000$  m/m %), azonban ebben az évben a konvencionális gazdálkodású domb esetében volt kimutatási határérték alatt.

A  $\text{CaCO}_3$  mennyisége a konvencionális gazdálkodású dombaljban a hozzáadott mészhatására több mint háromszorosára nőtt ( $0,471 \pm 0,033$  m/m %).

Az  $\text{AL-P}_2\text{O}_5$  mennyisége valamennyi mintavételi helyen jelentős mértékben emelkedett a 2012-ben mérthez képest, mely növekedés a két dombaljban jóval kifejezettebb volt, és az ökológiai parcellában szignifikánsan magasabb értékeket mértem. Ez alátámasztja SINGH és SINGH (1995) megfigyelését, miszerint a talaj foszfor tartalmának növekedése figyelhető meg a növényi maradék hozzáadásával, összehasonlítva a maradék hiányával. A tendenciát illetően nem volt változás az előző vizsgálati évhez viszonyítva, a legalacsonyabb értéket az ökológiai dombon, míg a legmagasabb értéket az ökológiai dombaljban mértem.

A vizsgált minták AL-oldható  $\text{K}_2\text{O}$  – tartalma a foszforral ellentétben a konvencionális dombalj kivételével csökkenést mutatott a 2012-es értékekhez viszonyítva, mennyisége közel azonos volt az ökológiai dombaljban ( $149,289 \pm 20,964$  mg/kg sz.a.) és a konvencionális dombon ( $150,082 \pm 1,261$  mg/kg sz.a.), a legnagyobb mennyiséget ( $407,030 \pm 8,342$  mg/kg sz.a.) pedig az előző évhez hasonlóan a konvencionális dombaljban mértem.

A 30-60 cm-es mintavételi rétegben, valamennyi vizsgált talajkémiai paraméter alacsonyabb volt, mint a felső 30 cm-es talajrétegben. A vizes és kálium-kloridos pH, valamint az AL-oldható  $\text{K}_2\text{O}$  – tartalom, a vízzel oldható összes só, a  $\text{CaCO}_3$  és a humusz mennyisége hasonló tendenciát mutattak, mint a felső 30 cm-es talajréteg eredményei.

A szerves szén mennyisége az ökológiai parcellában szignifikánsan magasabb volt, mint a konvencionális parcellában, továbbá mindkét gazdálkodási mód esetében a dombaljban mértem nagyobb értékeket.

A szerves nitrogén mennyisége hasonlóan a felső 30 cm-es réteghez, itt is a konvencionális dombon volt a legalacsonyabb (0,004±0,000 m/m % sz.a.), ugyanakkor a konvencionális dombalj és a másik két mintavételi pont között nem volt szignifikáns különbség.

Az AL-oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> esetében mindkét gazdálkodási mód esetében a dombaljban mértem magasabb értékeket, ugyanakkor a két dombot összehasonlítva a konvencionális parcellában (164,716±12,557 mg/kg sz.a.), míg a dombalji minták közül az ökológiai parcellában (526,472±69,297 mg/kg sz.a.) volt magasabb a minták AL-oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> tartalma.

#### 4.2.3. A talajban található szervesanyag minősége az E4:E6 hányados alapján

Az eredményeket a 8. táblázatban, valamint részletesebben az 5.a-b. Mellékletekben mutatom be. A 100 kDa-nál nagyobb SOM frakció javítja a talaj szerkezetét és növeli a növények és mikrobák által felvehető tápanyagok mennyiségét, mely nagyobb arányban figyelhető meg a szerves trágyázás alkalmazása esetén (DELL'ANGOLA et al. 1964).

8. táblázat: A vizsgálati területekről vett talajminták E4:E6 hányadosa 2012 őszi és 2014 nyári között

Mintavételi hely/mélység	ÖD		ÖDA		KD		KDA	
	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm
2012 őszi	7,53±0,23 a*	8,47±0,34 C*	7,68±0,09 a*	8,08±0,14 C	6,78±0,43 a	5,86±0,19 A	6,82±0,10 a	6,58±0,05 B
2013 tavasz	7,41±0,33 b*	6,62±0,26 C	7,64±0,06 b*	7,04±0,16 C*	7,54±0,16 b*	<u>3,20±0,14</u> A**	6,44±0,06 a	5,98±0,13 B
2013 nyári	7,55±0,36 b*	6,51±0,38 AB	7,75±0,26 b*	7,61±0,60 B*	6,28±0,15 a	5,31±0,30 A	6,70±0,10 a	6,73±0,23 AB
2013 őszi	7,97±0,39 a*	6,89±0,06 A	8,03±0,24 a*	8,86±0,40 B*	8,43±0,38 a*	6,41±0,38 A	8,16±0,17 a*	8,03±0,15 B*
2014 tavasz	8,58±0,31 b*	8,70±0,42 A*	7,17±0,39 ab*	7,48±0,68 A*	6,45±0,32 a	8,40±0,34 A*	7,34±0,13 ab*	7,71±0,09 A*
2014 nyári	7,09±0,25 a*	7,54±0,36 A*	7,53±0,07 ab*	7,86±0,07 A*	7,68±0,16 ab*	8,25±0,70 A*	7,74±0,13 b*	7,53±0,18 A*

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> a soron belüli a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik a 0-30 cm-es mélységben illetve az A-C indexek 30-60 cm-es mélységben (Tukey-b teszt, P < 0,05)

\* a relatív kis molekulájú fulvo- és huminsavak vannak többségben,

\*\* a nagyobb molekulájú, jobb minőségű huminsavak dominálnak.

Az általam vizsgált területek esetében a szerves trágyázásnak a felvehető tápanyagok mennyiségére gyakorolt pozitív hatása megfigyelhető volt, ugyanakkor a szervesanyag minőségére gyakorolt kedvező hatást nem tapasztaltam. Az elvégzett E4:E6 vizsgálatok az esetek 65 %-ában azt mutatták, hogy a vizsgált homoktalajokban a kevésbé stabil, relatív kis molekulájú fulvo- és huminsavak vannak többségben, melyek gyorsan alakítanak ki kötéseket, azonban az így kialakult kötések kevésbé tartósak mint az ellenállóbb szervesanyag formák által, lassabban kialakított kötések (BRONICK és LAL 2005). A nagyobb molekulájú, jobb minőségű huminsavak dominanciáját egyedül a konvencionális domb 30-60 cm-es mélységében mértem 2013 tavasszal (3,20±0,14).

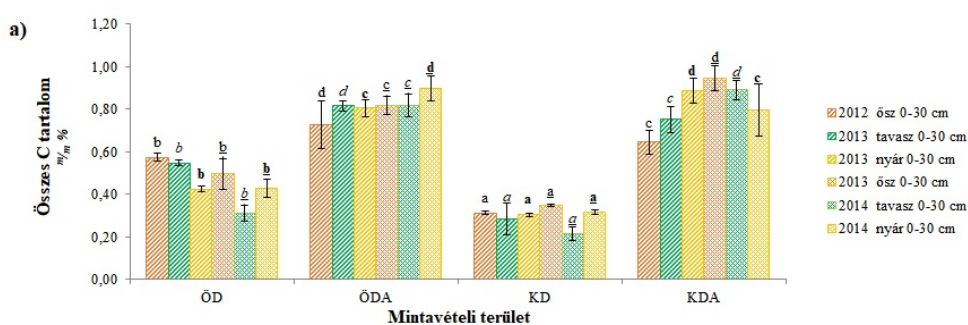


Ugyanazon parcella dombi és dombalji részei között általában nem volt szignifikáns különbség egyik mintavételi mélységben sem, ugyanakkor a 30-60 cm-es mélységben a gazdálkodási mód tekintetében 2012 ősszel és 2013 tavasszal elkülönültek egymástól az ökológiai és konvencionális dombi illetve dombalji területek.

#### 4.2.4. A talajminták összes szén- és nitrogéntartalma, valamint C:N aránya

##### 4.2.4.1. A talajminták összes széntartalma

Az eredményeket a 16.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 6.a-b. Mellékletekben mutatom be. A domborzati kitettség hatása az összes széntartalom esetében is megfigyelhető volt. A talajminták összes széntartalma a teljes vizsgálati időszakban, mindkét művelési mód és mintavételi mélység esetében szignifikánsan magasabb volt a dombaljból vett minták esetében, kivéve 2014 tavaszán a 30-60 cm-es talajréteget, amikor nem volt számottevő különbség a különböző vizsgálati területek eredményei között.



16.a. ábra: A vizsgált talajminták összes széntartalmának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

Általánosságban elmondható továbbá, hogy a 0-30 cm-es talajrétegből vett talajminták magasabb összes széntartalommal rendelkeztek a 30-60 cm-es rétegből vett mintákhoz képest, ami feltehetően annak a következménye, hogy a növényi maradványok visszaforgatásával és egyéb tápanyag-utánpótlási technikákkal bejuttatott szervesanyagok (így azok széntartalma) a művelt, felső 30 cm-es talajrétegben épül be nagyobb mennyiségben.

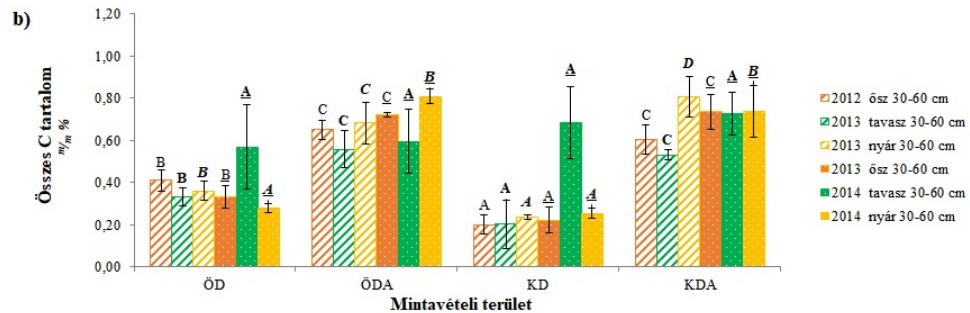
Művelési mód tekintetében mindkét mintavételi mélységben, a két dombi terület közül az ökológiaiiban volt szignifikánsan magasabb az összes széntartalom (kivéve 2014 tavasszal a 30-60 cm-es talajréteget). YAN-JUN és munkatársai (2014), valamint WANG és munkatársai (2013) korábban már beszámoltak arról, hogy azon területek tápanyagtartalma volt kedvezőbb, ahol szerves trágyázást illetve visszaforgatott növényi maradványokat alkalmaztak a tápanyagok utánpótlására, ami az általam mért eredményekkel is összhangban van. A dombaljból vett talajminták esetében váltakozó tendencia volt tapasztalható.

Az időbeli változást figyelembe véve, a dombról vett minták esetében mind az ökológia, mind a konvencionális parcella felső 30 cm-es rétegében tavasszal alacsonyabb értékeket mértem, mint az előtte való ősszel, ami a talajban élő mikroorganizmusok létszámának és aktivitásának változásával is korrelált (13.d-i. Mellékletek). Ez összhangban van SONG és munkatársainak (2018) megfigyelésével, mely szerint a hőmérséklet emelkedésével megnövekedett növényi gyökérmennyiség



nagyobb nettó szén felhalmozódást eredményezhet a talajban, továbbá serkenti a szén mineralizációját is.

Az ökológiai parcellában a dombon a széntartalom ingadozó csökkenése, míg a dombaljban annak kismértékű, de fokozatos emelkedése volt tapasztalható a felső 30 cm-es talajrétegben. A konvencionális parcellában ugyanakkor 2014 tavaszáig az értékek fokozatos és viszonylag intenzív (közel másfélszeres) emelkedése volt tapasztalható a dombalj 0-30 cm-es mintavételi mélységében, melyet ezután kismértékű csökkenés követett.



16.b. ábra: A vizsgált talajminták összes széntartalmának változása a 2012 ős – 2014 nyár periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

Mind a hőmérséklet emelkedése, mind a gyökér hozzáadása jelentős hatással van a talaj szénegyensúlyára. A szénvesztés növekszik a hőmérséklettel, ami azt jelenti, hogy az éghajlati melegedés következtében több szén szabadul fel, ugyanakkor a gyökér hozzáadásakor csökkenthető a talaj szénvesztése (SONG et al. 2018), mely azzal magyarázható, hogy a szén mineralizációja miatt a szénmaradék beépül a talaj aggregátum frakcióiba (LUBBERS et al. 2017). A növényi maradványok bevitele tehát hozzájárul a talaj szerves széntartalmának növekedéséhez (HU et al. 2016b, LIU et al. 2009).

A talajban az antropogén behatások megszüntetését követően előforduló magasabb szén és nitrogén szintek a növényi maradványokból származó szerves anyagok, valamint a gyökér biomassza gyors földalatti felszaporodásának tulajdoníthatók (FENG et al. 2019, PHILIPPOT et al. 2013).

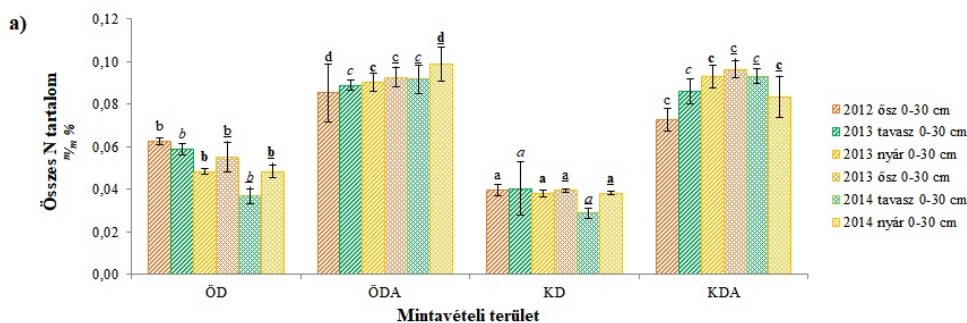
#### 4.2.4.2. A talajminták összes nitrogéntartalma

Az eredményeket a 17.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 6.c-d. Mellékletekben mutatom be. A talajminták összes nitrogéntartalma, hasonlóan az összes széntartalomhoz a teljes vizsgálati időszakban, mindkét művelési mód és mintavételi mélység esetében szignifikánsan magasabb volt a dombaljból vett minták esetében, kivéve 2014 tavaszán a 30-60 cm-es talajréteget, amikor nem volt számottevő különbség a különböző vizsgálati területek eredményei között.

Általánosságban elmondható továbbá, hogy a 0-30 cm-es talajrétegből vett talajminták magasabb összes nitrogéntartalommal rendelkeztek a 30-60 cm-es rétegből vett mintákhoz képest.

Az ökológiai gazdálkodás tápanyagtartalomra gyakorolt kedvező hatása az összes nitrogéntartalom esetében is megfigyelhető volt (BOWLES et al. 2014), a két dombi terület közül az ökológiaiban szignifikánsan magasabb volt az összes nitrogéntartalom, mindkét mintavételi mélységben (kivéve 2014 tavasszal a 30-60 cm-es talajréteget). Hasonló eredményekről számoltak be SOON és LUPWAYI (2012) is,

akik azt tapasztalták, hogy a növényi szalma hozzáadása a talaj szervesanyag-tartalma mellett befolyásolja annak nitrogéntartalmát is.

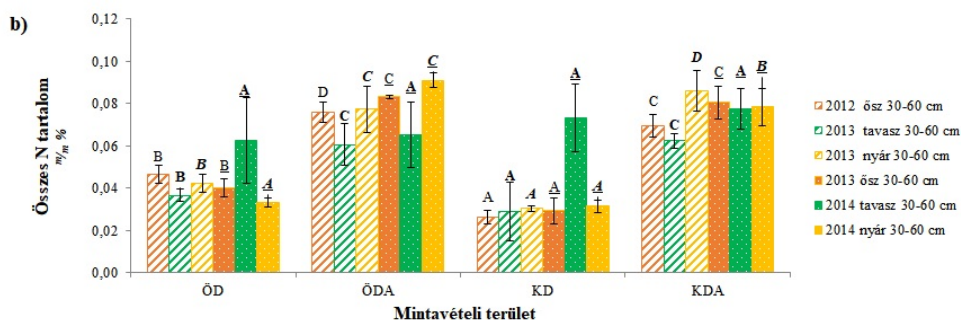


17.a. ábra: A vizsgált talajminták összes nitrogéntartalmának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

Az időbeli változást figyelembe véve, a dombról vett minták esetében mind az ökológia parcellában a teljes vizsgálati időszakban, mind a konvencionális parcellában a 2013-2014-es évben a felső 30 cm-es talajrétegben tavasszal alacsonyabb értékeket mértem, mint az előtte való őszelel, mely szintén a mikrobiális közösség évszakos dinamikájával hozható összefüggésbe. Minél nagyobb mennyiségben vannak jelen a talajban a mikrobák, azok nitrogéntartalmú aminosavai is annál nagyobb mértékben növelik a talaj összes nitrogéntartalmát, amelyet az összes PLFA mennyiség és az összes nitrogén mennyisége közötti közepesen erős/erős, pozitív szignifikáns ( $P < 0,01$ ) korrelációs eredmények is megerősítenek (13.d-i. Mellékletek).



17.b. ábra: A vizsgált talajminták összes nitrogéntartalmának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

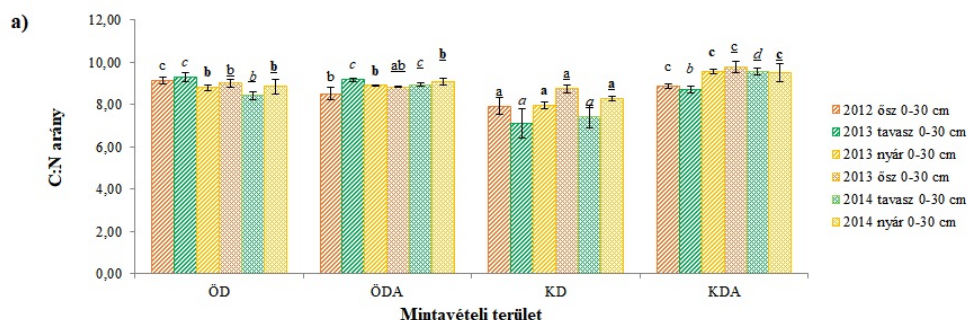
Az ökológiai parcellában a dombon a nitrogéntartalom ingadozó csökkenése, míg a dombaljban annak kismértékű, de fokozatos emelkedése volt tapasztalható a felső 30 cm-es talajrétegben. A konvencionális parcellában ugyanakkor 2014 tavaszáig az értékek fokozatos és viszonylag intenzív emelkedése volt tapasztalható a dombalj 0-30 cm-es mintavételi mélységében, melyet ezután kismértékű csökkenés követett. Az összes nitrogén mennyiségén belül a szerves és szervesetlen nitrogénformák egymáshoz viszonyított arányának változása igen bonyolult, összetett folyamat. Az oxidált

nitrogénformák ( $\text{NO}_2^-$   $\text{NO}_3^-$  -N) összes nitrogénhez viszonyított aránya 2012-ről 2013-ra az ökológiai dombalj kivételével szignifikánsan növekedett, ami a nitrogén mineralizációs folyamatok felgyorsulására/növekedésére utal. SONG és munkatársainak (2018) megfigyelései alapján a hőmérséklet növekedésének hatására a nettó nitrogén mineralizációs arány valamint a nettó nitrifikációs arány is növekszik, továbbá a nitrifikáció érzékenyebb volt a növekvő hőmérsékletre, mint a nitrogén mineralizáció. Korábbi tanulmányok is beszámolnak arról, miszerint a magas hőmérséklet fokozza a nettó nitrogén mineralizációt és a bruttó nitrifikációt (HU et al. 2017, SCHÜTT et al. 2014, RUSTAD et al. 2001). A nitrifikációs folyamatok felgyorsulásának egyik lehetséges magyarázata a környezet oxidációs képességének változása (BRZEZINSKA et al. 1998), a másik, hogy a labilis szénkészlet és a mikrobiális biomassa csökkenése a nitrogén mikrobiális immobilizációjának gátlását eredményezi, ezáltal megnövekszik a nitrifikáló baktériumok számára rendelkezésre álló  $\text{NH}_4^+$  mennyisége és a nettó nitrifikáció (BUTLER et al. 2012). Az alacsony  $\text{NH}_4^+$  -N koncentráció a nitrifikáció gyors és teljes lezajlására utal (BROADBENT et al. 1957).

#### 4.2.4.3. A talajminták C:N aránya

Az eredményeket a 18.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 6.e-f. Mellékletben mutatom be. A talajminták C:N aránya a 6,73 -9,55 tartományban mozgott, átlagosan 8,68 körüli érték mentén, mely értékek a felső 30 cm-es mintavételi mélység esetében voltak magasabbak.

A konvencionális parcellában, mindkét mintavételi mélységben magasabb C:N arány volt megfigyelhető a dombalji minták esetében a dombról vett mintákhoz viszonyítva (kivéve 2014 tavasszal a 30-60 cm-es rétegben). Az ökológiai parcellában már nem volt ilyen karakterisztikus eltérés megfigyelhető.

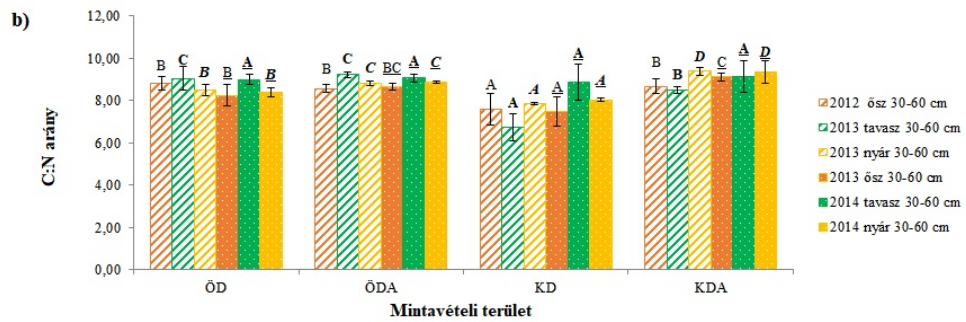


18.a. ábra: A vizsgált talajminták C:N arányának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

A magasabb C:N arány kedvez a mikrobiális közösségnek (GE et al. 2013). A dombról vett minták esetében mindkét mélység esetében (kivéve 2014 tavaszán a 30-60 cm-es rétegben) az ökológiai parcellában volt magasabb a talajminták összes C:N aránya. A dombalji területek felső 30 cm-es rétegéből vett minták esetében ugyanakkor a konvencionális parcellában voltak szignifikánsan magasabbak az értékek, mely tendencia a 30-60 cm-es mintavételi mélység esetében csak 2013 nyarán és ősszel, valamint 2014 nyarán volt megfigyelhető.



18.b. ábra: A vizsgált talajminták C:N arányának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

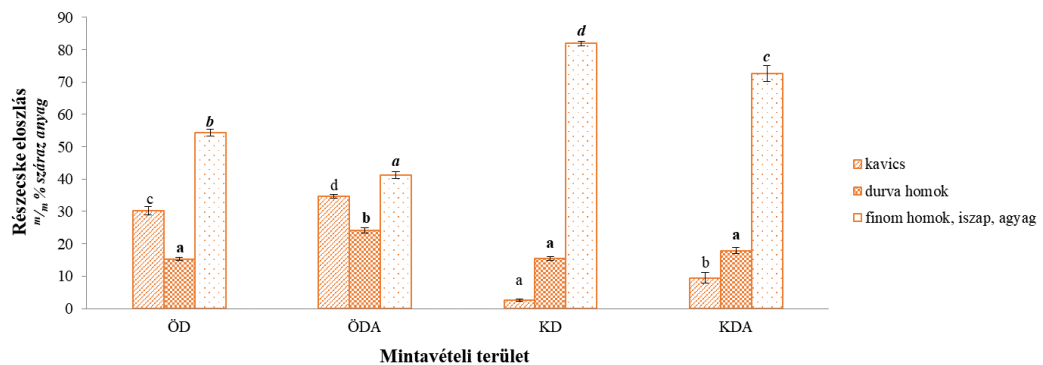
<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

#### 4.2.5. Talajmechanikai vizsgálatok

##### 4.2.5.1. A vizsgált talajminták szemcseösszetétele (a különböző frakciók egymáshoz viszonyított aránya)

Az eredményeket a 19-20. ábrákon, valamint táblázatos formában a 7.a-c. Mellékletekben mutatom be. A 2012-es mintavételi évben a kavics, a durva homok, valamint az ez alatti finom homok, iszap agyag frakciók eloszlását határoztam meg a mintavételi területek felső 30 cm-es talajrétegéből.

A kavics frakció aránya a többi vizsgált frakcióhoz képest az ökológiai gazdálkodású parcellában volt a legnagyobb ( $P < 0,05$ ). A durva homok frakció aránya a kavics frakcióhoz viszonyítva a konvencionális dombon, míg a finomabb szemcsékhez viszonyítva az ökológiai dombaljban volt a legnagyobb, ahol szignifikánsan magasabb volt a mennyisége a többi vizsgálati területhez viszonyítva. A 0,2 mm alatti (finom homok, iszap, agyag) részecskék aránya a konvencionális dombról vett talajminták esetében volt a legnagyobb és az ökológiai dombaljban a legkisebb ( $P < 0,05$ ).



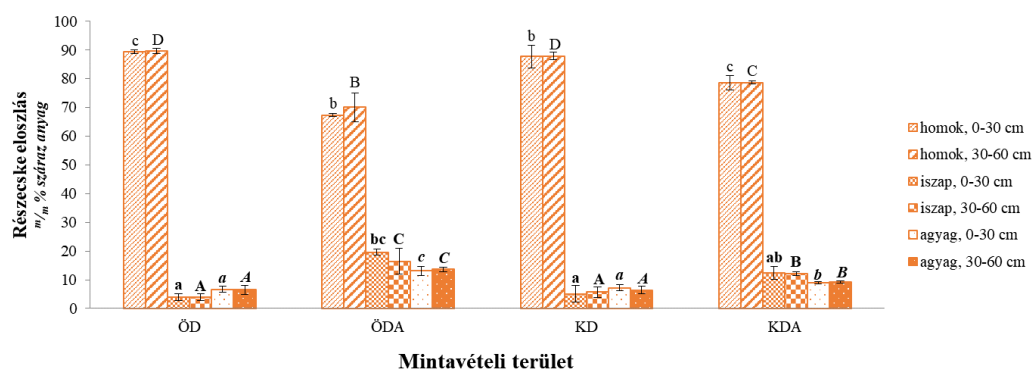
19. ábra: A vizsgált talajminták részecske eloszlása 2012 őszi

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

2013 őszi mindkét mintavételi mélységből történtek mechanikai vizsgálatok, melyek során a két mm alatti frakciókat különítettem el.





20. ábra: A vizsgált talajminták részecske eloszlása 2013 őszén

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

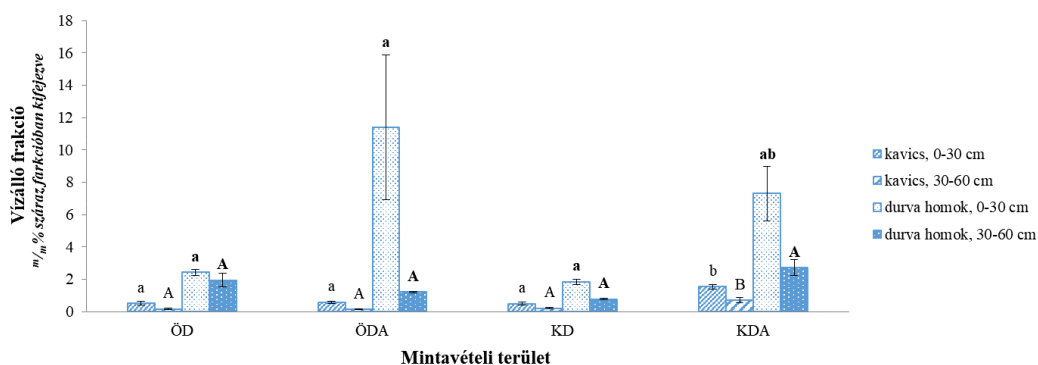
<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik a 0-30 cm-es mintavételi mélységben (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

<sup>2</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik a 30-60 cm-es mintavételi mélységben (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

A domborzati kitettség és az ebből adódó erózió hatására a finomabb szemcsék egy része a dombról a dombaljba mosódott/szállítódott le (STEFANOVITS et al. 2010). A homok frakció aránya az iszap és az agyag frakcióhoz viszonyítva mindkét gazdálkodási mód és mintavételi mélység esetében a dombon, míg az iszap frakcióé a dombaljban volt szignifikánsan nagyobb. Az agyag:homok arány, valamint az agyagfrakció mennyisége ( $P < 0,05$ ) a dombaljban, míg az agyag:iszap arány a dombon volt nagyobb mindkét parcellában és mintavételi mélységben.

#### 4.2.5.2. A vízálló talajfrakciók aránya

Az eredményeket a 21. ábrán, valamint táblázatos formában a 7.d. Mellékletben mutatom be. A 2013 őszi mintákban meghatároztam a vízálló kavics és durva homok frakciók mennyiségét is, melyet a száraz szitálással kapott eredményekhez viszonyítottam.



21. ábra: A vizsgált talajminták vízálló frakcióinak eloszlása 2013 őszén

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

<sup>2</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

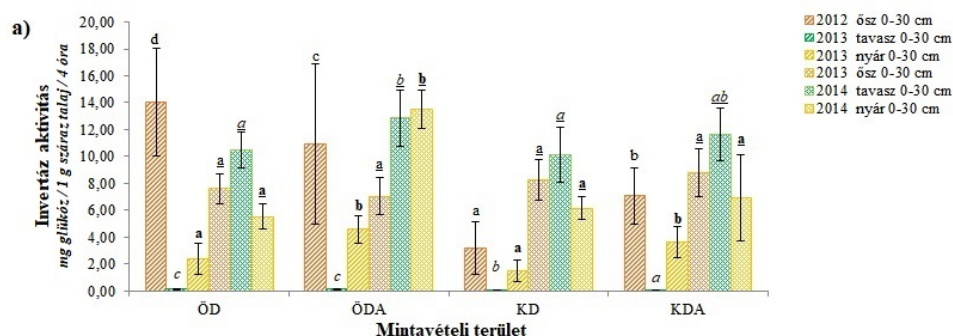
Ezen eredmények tekintetében a domborzat befolyásoló hatása szintén megfigyelhető volt, míg a gazdálkodási mód befolyásoló hatása nem igazolódott, ugyanakkor CHOUDHURY és munkatársai (2014) vizsgálatai alapján a talajba beépülő növényi maradványok szignifikánsan növelik a vízálló makro aggregátum frakciók

mennyiségét a talajban, a szervesanyagok bomlása során felszabaduló poliszacharidok és szerves savak cementáló hatása révén (CHESHIRE 1979). A vízálló kavics frakció mennyisége mindkét mintavételi mélységben a konvencionális dombaljban volt a legnagyobb, a többi mintavételi terület között nem volt szignifikáns különbség. A vízálló durva homok frakció aránya a felső 30 cm-es rétegben mindkét parcellában szembevetően nagyobb volt a dombaljban, ugyanakkor ez a különbség csak a konvencionális parcellában volt szignifikáns.

## 4.2.6. Enzimaktivitás vizsgálatok

### 4.2.6.1. A vizsgált talajminták invertáz aktivitás eredményei

Az eredményeket a 22.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 8.d-e. Mellékletekben mutatom be. Az invertáz a diszacharidok monoszacharidokká történő hidrolízisét katalizálja, ezáltal a mikroorganizmusok számára fontos energiaforrásként szolgáló alacsony molekulatömegű cukrokat szabadít fel (ZHOU et al. 2012). Az invertáz enzim aktivitása hasonló tendenciát mutatott, mint a főbb kémiai paraméterek: általánosságban az ökológiai parcellában mértem magasabb invertáz aktivitást a konvencionális parcellához viszonyítva, továbbá mindkét gazdálkodási mód esetében a dombaljban volt magasabb az enzimaktivitás. Az invertáz aktivitásnak a vizsgált szerves- és szervesetlen szén- és nitrogénformákkal fennálló kapcsolatát az irodalmi adatok (WEI et al. 2015, JIAO et al. 2011, WEI et al. 2009, BANDICK és DICK 1999, FRANKENBERGER és JOHANSON 1983) mellett az általam végzett korrelációs vizsgálatok eredményei is alátámasztják (13.d-i. Mellékletek). Az invertáz enzim aktivitása a legmagasabb értéket a 0-30 cm-es mintavételi mélységben, az ökológiai parcellában 2012 őszén érte el, a konvencionális parcellában pedig 2014 nyarán, amikor az ökológia parcellában is hasonlóan magas értékeket mértem, és a parcellák közti különbségek sem voltak szignifikánsak. A legalacsonyabb invertáz aktivitást 2013 tavaszán mértem, ekkor sem volt szignifikáns különbség a különböző mintavételi területek eredményei között. Más enzimekhez hasonlóan (BING-CHENG és DONG-XIA 2012) az invertáz esetében is megfigyelhető volt az enzim aktivitásának évszakos dinamikája, miszerint ősszel és tavasszal magasabb aktivitásokat mértem mint nyáron, kivételt képezett ez alól az ökológiai dombalj 2014 nyarán.

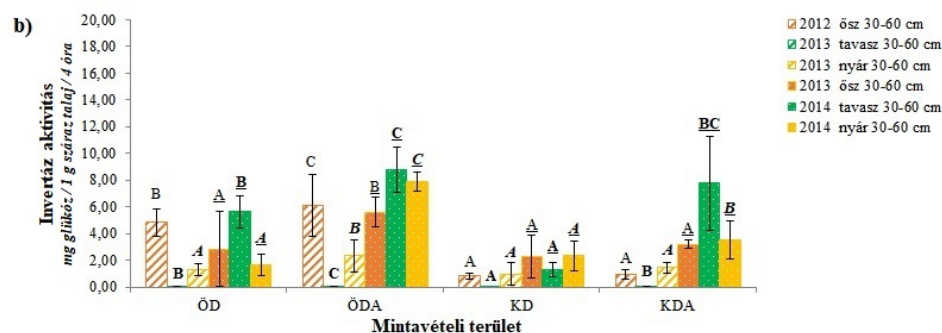


22a. ábra: A vizsgált talajminták invertáz aktivitásának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

Az invertáz enzim aktivitása a 30-60 cm-es mintavételi mélységben a legmagasabb értéket valamennyi mintavételi területen 2014 tavaszán érte el, a legalacsonyabbat pedig 2013 tavaszán.



22.b. ábra: A vizsgált talajminták invertáz aktivitásának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

Az évszakos dinamika és az eredmények mintavételi terület (gazdálkodási mód, domborzat) szerinti elkülönülése tekintetében hasonló tendencia volt megfigyelhető, mint a felső 30 cm-es mintavételi mélység esetében, azzal a különbséggel, hogy itt 2013 tavaszán szignifikánsan eltértek egymástól a mintavételi területek enzimaktivitás értékei az ökológiai gazdálkodású parcella javára és érvényesült az itt lévő kedvezőbb tápanyagtartalom, mivel az alsóbb talajréteg kevésbé volt kitéve a szokatlanul hideg tavaszi időjárás kedvezőtlen hatásainak.

STEMMER és munkatársai (1999) a kukorica szalmájának a talaj felületére helyezése esetén az invertáz enzim aktivitásának növekedését figyelték meg, mely a maximális invertáz aktivitást négy héttel a kijuttatás után eredményezte és a kukorica szalma felülettől való távolság növekedésével csökkent. KANDELLER és munkatársai (1999) a visszajutatott növényi maradvány felszínétől való távolság növekedésével az enzim aktivitásának csökkenését figyelték meg, ugyanakkor az invertáz szubsztrátjának gyorsabb kimerülését tapasztalták a STEMMER és munkatársai (1999) tanulmányában megfigyelnél. AKHTAR és munkatársai (2018) tanulmányukban a búzaszalma mulcs alkalmazása esetén az invertáz enzim aktivitásának növekedéséről számoltak be: a legnagyobb szalmadózis esetében volt a legmagasabb enzimaktivitás, valamint az enzimaktivitás a felső 10 cm-es talajrétegben magasabb volt, mint a mélyebb mintavételi mélységekben.

A vizsgált nyírségi homoktalajoknál a növényi maradványok visszaforgatását követően az invertáz enzim aktivitásának növekedése volt megfigyelhető 2018-ban, mely a dombaljban volt a legszámottevőbb, a 0-6. hét között 166,32 %, a 4-6. hét között pedig 338,62 % invertáz aktivitás növekedést mértem. A konvencionális parcella esetében, ahonnan a betakarítást követően elhordták a tarlómaradványokat nem volt tapasztalható a mikrobiális aktivitás emelkedése. Az ökológiai parcellában a 4. hét után volt számottevő a növekedés (DEMETER et al. 2019). Nem csak a föld feletti, hanem a föld alatti növényi biomassza (gyökértömeg) mennyisége is jelentősen befolyásolja az invertáz enzim aktivitását (FENG et al. 2019, SONG et al. 2018, PHILIPPOT et al. 2013). Ugyanakkor a finom gyökerek bomlásából származó biomassza-bevitel alacsonyabb tápanyagtartalommal jár, mint a föld feletti növényi maradványok bontása (YUAN et al. 2011)

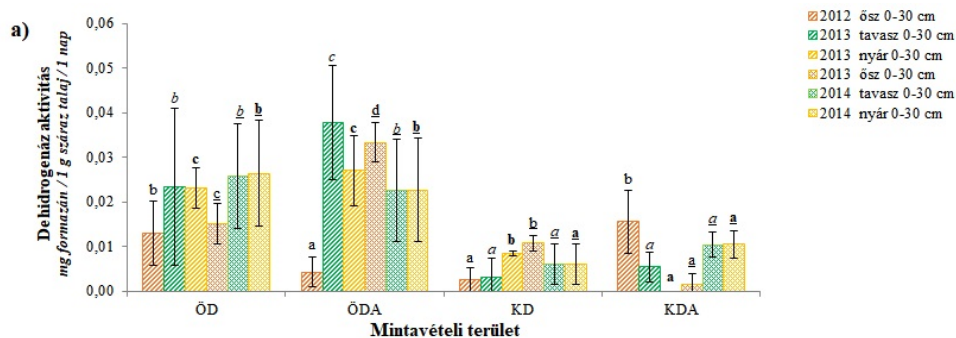
A hőmérséklet befolyásolja a talaj enzimaktivitását a talaj labilis szerves szénfrakcióinak megváltoztatásával és a szerves szén bomlásának felgyorsulásával (QI et al. 2016). WALLENSTEIN és munkatársai (2012) az invertáz aktivitás csökkenéséről számoltak be a hőmérséklet növekedésével sekély talajokban, melyhez hasonló tendencia az általam vizsgált homoktalajok esetében is megfigyelhető volt. A

hőmérséklet emelkedésével párhuzamosan csökkenő invertáz aktivitás oka tehát az egyszerű szerves szénkészletek kimerülése, és a komplex szerves szén bontásának előtérbe kerülése (SONG et al. 2018).

A gazdálkodási gyakorlat is jelentős mértékben befolyásolhatja a talaj enzimatikus aktivitását. Számos tanulmány számol be arról, hogy minél kevesebb külső (zavaró) behatásnak tesszük ki a talajt, annál magasabb enzimaktivitás figyelhető meg (ZHANG et al. 2015, WANG et al. 2011, ALLISON és JASTROW 2006, ROS et al. 2003, ROSS et al. 1982).

#### 4.2.6.2. A vizsgált talajminták dehidrogenáz aktivitás eredményei

Az eredményeket a 23.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 9.d-e. Mellékletekben mutatom be. Általánosságban az ökológiai parcellában mértem magasabb dehidrogenáz aktivitást a konvencionális parcellához viszonyítva, továbbá mindkét gazdálkodási mód esetében a dombaljban volt magasabb az enzimaktivitás. A vizsgált szén- és nitrogénformákkal fennálló korreláció a dehidrogenáz enzim esetében is kimutatható volt, ennek erőssége azonban közepes volt, és nem minden esetben volt szignifikáns a kapcsolat (13.d-i. Mellékletek). A dehidrogenáz aktivitása a legmagasabb értéket a 0-30 cm-es mintavételi mélységben, az ökológiai parcellában 2013 tavasszal érte el, a konvencionális parcellában pedig 2012 ősszel a dombalj esetében és 2013 ősszel a dombon. A legalacsonyabb dehidrogenáz aktivitás a különböző mintavételi pontok esetében más-más időpontra tehető. Megfigyelhető volt az enzim aktivitásának évszakos váltakozása, de az invertázhoz hasonló tendencia nem volt jelen, a dehidrogenáz enzim eltérően az invertáz enzimtől általánosságban tavasszal és nyáron mutatott nagyobb aktivitást, mint ősszel.



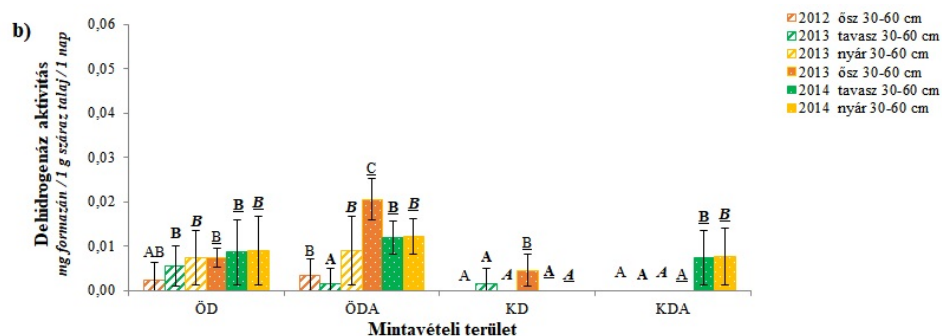
23.a. ábra: A vizsgált talajminták dehidrogenáz aktivitásának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

Az alacsonyabb mintavételi mélységben a mikrobák számára felvehető tápanyagok kisebb mennyiségben vannak jelen, és az aerob mikrobák életfolyamataihoz szükséges oxigén is alacsonyabb koncentrációban mérhető, így az aktív mikrobák dehidrogenáz aktivitása is kisebb (XIANG et al. 2008, GAJDA 2008), mely az általunk vizsgált homoktalajok esetében is igazolódott. A dehidrogenáz enzim aktivitása a 30-60 cm-es mintavételi mélységben számottevően alacsonyabb volt a felső 30 cm-es réteghez viszonyítva.





23.b. ábra: A vizsgált talajminták dehidrogenáz aktivitásának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

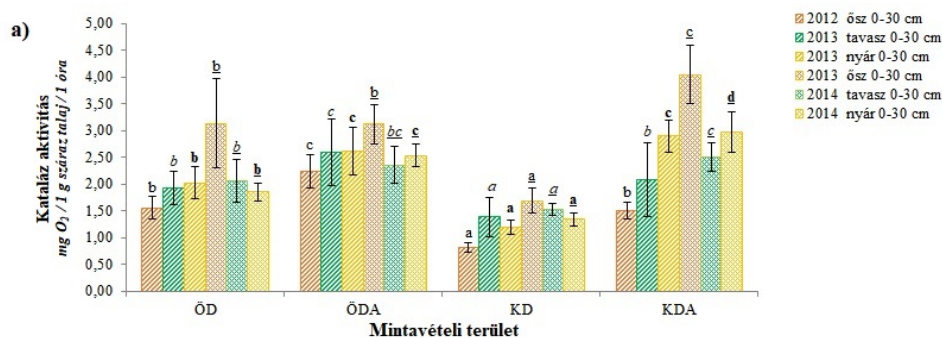
A dehidrogenáz enzim aktivitásának intenzitása az ökológia parcellában, valamint a konvencionális parcella dombi részén 2013 őszi volt a legnagyobb. Az ökológia parcellában, mindkét domborzat esetében az enzimaktivitás emelkedése volt megfigyelhető 2012 és 2014 között, ugyanakkor a konvencionális parcellában nem volt jelen ez a tendencia és jóval alacsonyabb enzimaktivitásokat mértem.

A talajművelés csökkentése és a növényi maradványok felszínen hagyása elősegítik a talajban élő mikrobiális populációk élőhelyeinek megőrzését (LI et al. 2018, ZUBER és VILLAMIL 2016, JOHNSON és HOYT 1999). A minimális talajművelés kevesebb zavart okoz a talajban, ezáltal a mikrobák növekedéséhez kedvezőbbek a környezeti feltételek (HEDGES et al. 1999), aminek hatására a szén mikrobiális bontása, valamint ezzel párhuzamosan az extracelluláris enzimek aktivitása is növekszik (SAUVADET et al. 2018, ZUBER és VILLAMIL 2016). A minimális talajművelés és a növényi maradványok tartásának együttese magasabb mikrobiális populációt eredményez, ami arra utal, hogy a növényi maradványok megtartása hasznos lehet a talajban levő szerves anyagok bomlásának fokozására (SOMENAHALLY et al. 2018, ZORNOZA et al. 2016). Nem csak a föld feletti növényi biomassza, hanem a gyökérmaradványok szerepe is jelentős. A föld alatti biomassza (főként a finom gyökerek) mennyisége a dehidrogenáz aktivitással egyenesen arányos (FENG et al. 2018). Ugyanakkor a konvencionális gazdálkodásban alkalmazott peszticidek a dehidrogenáz aktivitását gátolják (WOLINSKA és STEPNIWSKA 2012, KARACA et al. 2011). A megnövekedett mikrobiális populáció nagyobb mennyiségű szerves anyagot bont, ezáltal a növények számára felvehető tápanyag mennyisége is növekszik (JOERGENSEN és WICHERN 2018, COLEMAN és CALLAHAM 2017, ZORNOZA et al. 2016).

#### 4.2.6.3. A vizsgált talajminták kataláz aktivitás eredményei

Az eredményeket a 24.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 10.a-b. Mellékletekben mutatom be. A talajban mérhető kataláz aktivitás egy stabil paraméter, mely szignifikáns összefüggést mutat a szerves széntartalommal, valamint csökken a mélységgel (AKHTAR et al. 2018, ALEF és NANNIPIERI 1995), valamint ezen enzim aktivitásának mértékét befolyásolja a tápanyag (szervesanyag) utánpótlásának módja is (PASCUAL et al. 1997). A kataláz enzim aktivitása nem mutatott olyan mértékű évszakos változást, mint az invertáz és a dehidrogenáz, és a két mintavételi

mélység között jelenlévő enzimaktivitás különbség is kisebb volt, mint az előbbi két enzim esetében.

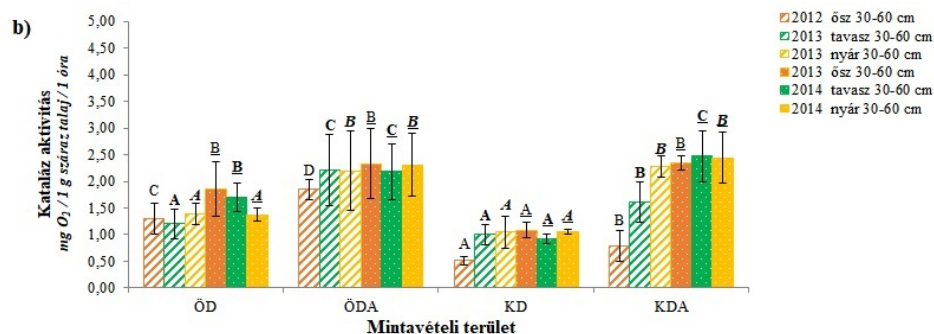


24.a. ábra: A vizsgált talajminták kataláz aktivitásának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

Általánosságban elmondható, hogy mindkét mintavételi mélység esetében az ökológiai gazdálkodású parcellában mértem szignifikánsan magasabb kataláz aktivitást, valamint a domborzat tekintetében mind az ökológiai, mind a konvencionális gazdálkodás esetében a dombalji területek kataláz aktivitása volt magasabb. Ugyanakkor 2013 nyaratól az ökológiai és konvencionális dombalji területek kataláz aktivitása a 30-60 cm-es mintavételi mélységben nem különült el szignifikánsan egymástól.



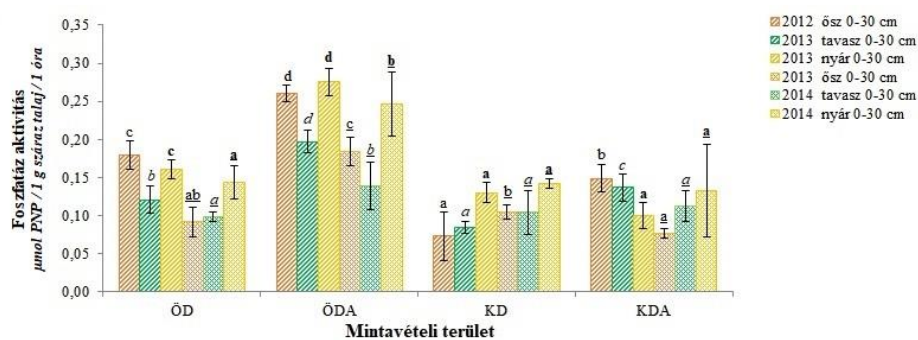
24.b. ábra: A vizsgált talajminták kataláz aktivitásának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

AKHTAR és munkatársai (2018) eredményeinkhez hasonlóan a növényi maradványok újra hasznosításának a kataláz enzim aktivitására gyakorolt kedvező hatását tapasztalták, miszerint a kataláz enzim aktivitását az alkalmazott szalma mulcs mennyiségével egyenes arányosságban növeli, ugyanakkor ez a kedvező hatás a mintavételi mélységgel csökken. A kataláz aktivitását befolyásolja továbbá a föld alatti növényi biomasza is, a finom gyökerek általi biomasza mennyisége egyenesen arányos a kataláz enzim aktivitásával (FENG et al. 2019).

#### 4.2.6.4. A vizsgált talajminták savas foszfatáz aktivitás eredményei



25. ábra: A vizsgált talajminták savas foszfatáz aktivitásának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

Az eredményeket a 25. ábrán, valamint táblázatos formában a 11.b. Mellékletben mutatom be. A talajban mért savas foszfatáz aktivitás a környezeti tényezők változásával évszakos dinamikát mutatott, mely az ökológiai parcellában kifejezettebb volt, mint a konvencionálisban. A két gazdálkodási módot összehasonlítva szignifikánsan magasabb foszfatáz aktivitást mértem az ökológiai, mint a konvencionális parcellában, amely az ökológia parcellában jelen lévő magasabb szervesanyag-tartalommal magyarázható (KÁTAI és VERES 2001, ROJO et al. 1990), ugyanakkor ellentétben van GARCÍA-GIL és munkatársainak (2000), valamint PARHAM és munkatársainak (2002) azzal a megfigyeléssel, miszerint a szerves trágyák gátló hatásúak, míg a műtrágyák serkentőleg hatnak a foszfatáz enzim aktivitására. A domborzat tekintetében az ökológiai gazdálkodású parcellában a teljes vizsgálati időtartamban a dombalji területek foszfatáz aktivitása volt szignifikánsan magasabb, míg a konvencionális gazdálkodású parcellában csak a 2012 őszi és 2013 tavaszi vizsgálatok során volt megfigyelhető ez a tendencia. A növényi maradványok megtartása/hozzáadása a foszfatáz enzim aktivitását is növeli, mely a talajmélység növekedésével csökken (AKHTAR et al. 2018). DICK (1992) a foszfatáz aktivitás növekedéséről számolt be friss szerves anyag jelenlétében.

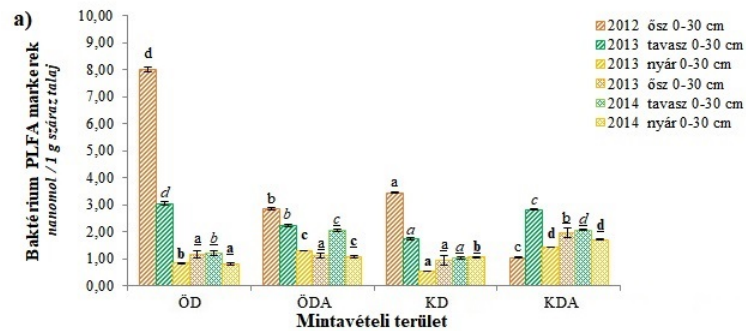
#### 4.2.7. A talajban élő mikrobaközösség összetétele a foszfolipid-zsír-sav analízis (PLFA) vizsgálatok eredményei alapján

##### 4.2.7.1. A baktérium PLFA markerek

Az eredményeket a 26.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 12.c-d. Mellékletekben mutatom be. A mikrobiális közösség összetételének változását két leginkább befolyásoló paraméter a talaj víztartalmának és a felvehető tápanyagok mennyiségének változása (FIERER és JACKSON 2006, ZHAO et al. 2016). A baktériumok és gombák eltérő választ adnak a különböző vízimpulzusokra (MEISNER et al. 2013). A talajbaktériumok általában érzékenyebbek a változó talajvíz viszonyokra, mivel élettevékenységeik nagymértékben függenek a víz mozgásától és a szubsztrátok diffúziójától a talajban (HARRIS 1981). A talajnedvesség mellett a művelési mód is befolyásolja a mikrobiális közösség

összetételét. LI és munkatársai (2020) a nem művelt, valamint az olyan területeken ahol a növényi maradványokat visszatartották szignifikánsan nagyobb bakteriális PLFA-t mértek a konvencionális területhez viszonyítva. A baktériumok a talajművelés által okozott külső (mechanikai) változásoknak jobban ellenállnak (ALLISON és MARTINY 2008), ugyanakkor a növényi maradványok elvitelére/megtartására érzékenyebben reagálnak (LUPWAYI et al. 2018). A baktériumok a szervesanyag (növényi maradványok) bontásának kezdeti szakaszában szabályozzák a rendelkezésre álló szubsztrátok felvételét és lebomlását (MOORE-KUCERA és DICK 2008).

A baktérium PLFA markerek mennyisége a 0-30 cm-es mintavételi mélységben az első mintavételi időszakban (2012 őszén) a konvencionális dombalj kivételével kiugróan magas volt a többi mintavételi időszakhoz képest.

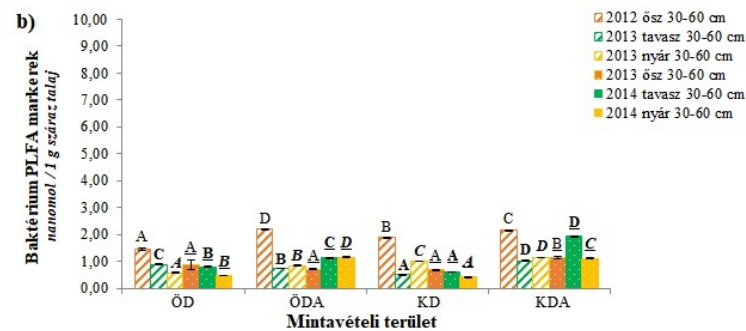


26.a. ábra: A vizsgált talajminták baktérium PLFA marker tartalmának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

A dombról vett minták esetében az ökológiai parcellában szignifikánsan magasabb értékeket mértem a konvencionálishoz viszonyítva, míg a dombalji minták esetében többnyire a konvencionális parcellában volt magasabb a baktérium PLFA markerek koncentrációja. Mindkét gazdálkodási mód esetében a dombon mértem magasabb értékeket a dombaljhoz viszonyítva. 2013 tavasszal az ökológia parcella esetében folytatódott ez a tendencia, azonban a konvencionális parcellában a dombaljban voltak magasabb értékek.



26.b. ábra: A vizsgált talajminták baktérium PLFA marker tartalmának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

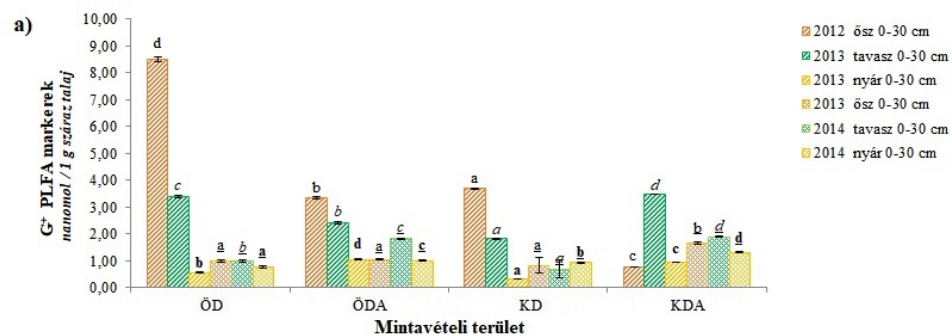
<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )



Ezt követően a dombalji területek baktérium PLFA marker koncentrációja volt szignifikánsan magasabb, ami egybevág GORDON és munkatársainak (2008) azzal a megfigyelésével, miszerint a baktériumok a kisebb pórusokban élnek, hiszen a vizsgált parcellákban a dombalji területeken volt magasabb az iszap és az agyag részecskék koncentrációja a dombhoz viszonyítva. Ugyanakkor az általam végzett korrelációs vizsgálatok a bakteriális biomaszra és a finomabb talajszemcsék közötti szignifikáns kapcsolatot nem erősítették meg. A szántott réteg alatti rétegben a mikrobiális biomasz akár három nagyságrendet is csökkenhet (FIERER et al. 2003), a jelen kutatás keretein belül vizsgált homoktalajok esetében a 30-60 cm-es mélységben a vizsgált baktérium marker koncentrációk számottevően alacsonyabbak voltak a felső 30 cm-es talajréteg eredményeihez viszonyítva. Hasonlóan a 0-30 cm-es réteg eredményeihez, kiugróan magasabb értékeket mértem 2012 ősszel, de ellentétben a felső 30 cm-es réteg eredményeivel a konvencionális dombaljban is jelen volt ez a tendencia. A parcellán belül mindkét gazdálkodási mód esetében a dombaljból vett mintákban mértem szignifikánsan magasabb értékeket.

#### 4.2.7.2. A Gram-pozitív baktériumok PLFA markerei

Az eredményeket a 27.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 12.e-f. Mellékletekben mutatom be. A  $G^+$  baktériumokra jellemző PLFA markerek mennyisége a 0-30 cm-es mintavételi rétegben hasonlóan a baktérium markerekhez kiugróan magas volt 2012 ősszel, kivéve a konvencionális dombalji területet, ahol a legmagasabb értéket 2013 ősszel mértem. A 2013 nyári mintavételtől kezdődően általánosságban elmondható, hogy mindkét parcellában a dombaljból vett minták  $G^+$  PLFA marker koncentrációja volt magasabb.

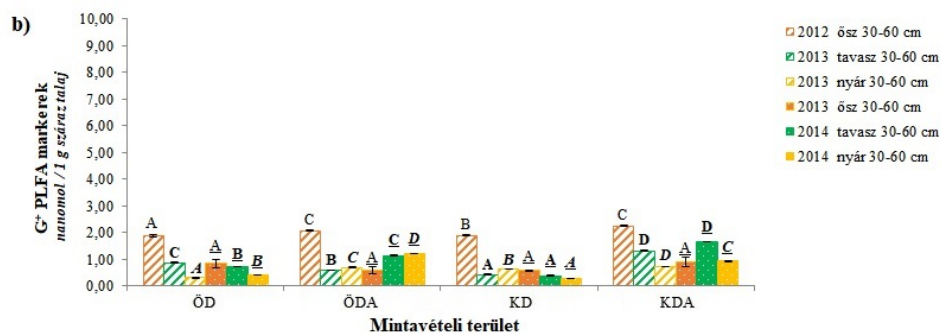


27.a. ábra: A vizsgált talajminták  $G^+$  PLFA marker tartalmának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

A 30-60 cm-es mélységben számottevően alacsonyabb  $G^+$  PLFA marker koncentrációt mértem, mint a felső 30 cm-es talajrétegből vett minták esetében. Mindkét gazdálkodási mód esetében a dombaljból vett minták  $G^+$  PLFA marker koncentrációja volt magasabb. A két gazdálkodási mód összehasonlítása tekintetében csupán a dombi területek összehasonlításakor volt megfigyelhető az a tendencia, miszerint az ökológiai parcellában volt magasabb a  $G^+$  PLFA markerek mennyisége, mely azonban ellentétes ROMANIUK és munkatársainak (2011) azzal a megfigyelésével, miszerint a konvencionális gazdálkodású területen mértek magasabb  $G^+$  PLFA marker koncentrációkat, valamint velünk ellentétben az ökológiai parcellában mértek magasabb  $G^-$  PLFA marker koncentrációkat.



27.b. ábra: A vizsgált talajminták G<sup>+</sup> PLFA marker tartalmának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

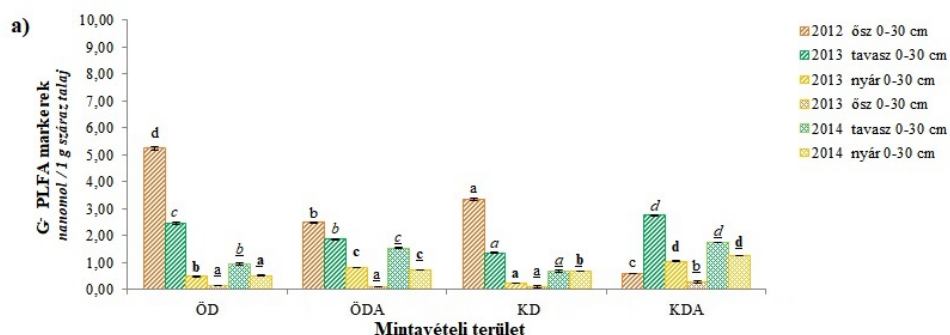
ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

A G<sup>+</sup> baktériumok elsősorban a gyenge minőségű vagy ellenálló szerves anyagokat bontják le (LANGE et al. 2014). CHEN és munkatársai (2019) megfigyelései is megerősítették, hogy a G<sup>+</sup> baktériumok elsősorban a bontási folyamatoknak ellenállóbb szénforrásokat használják. A G<sup>+</sup> baktériumok általában jobban tolerálják a vízpotenciál változásait, mivel erősebb sejtfallal rendelkeznek és az ozmoregulációs stratégiájuk is fejlettebb, mint a G<sup>-</sup> baktériumoknak (SCHIMEL et al. 2007, MADIGAN et al. 2003).

#### 4.2.7.3. A Gram-negatív baktériumok PLFA markerei

Az eredményeket a 28.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 12.g-h. Mellékletekben mutatom be. Bár az ellenálló spóras baktériumok a Gram-pozitívak közül kerülnek ki, a Gram-negatív baktériumok külső lipopoliszacharid rétegüknek és a membránjukban található ciklopropil zsírsavaknak köszönhetően a környezeti hatásokkal szemben jóval ellenállóbbak, mint a G<sup>+</sup> baktériumok (GUCKERT et al. 1986). A G<sup>-</sup> PLFA markerek esetében hasonló tendencia volt megfigyelhető, mint a baktérium markereknél. A konvencionális dombalj kivételével kiugróan magas G<sup>-</sup> PLFA marker értékeket mértem 2012 ősszel, valamint valamennyi mintavételi helyen 2013 tavasszal. 2013 nyaratól mindkét gazdálkodási mód esetében a dombalji mintákban volt magasabb a G<sup>-</sup> markerek mennyisége.

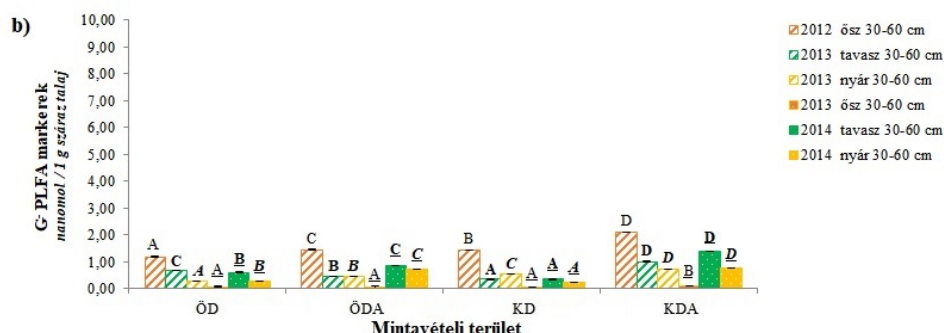


28.a. ábra: A vizsgált talajminták G<sup>-</sup> PLFA marker tartalmának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

A 30-60 cm-es mintavételi mélységből származó minták G<sup>-</sup> PLFA marker koncentrációja jóval alacsonyabb volt, mint a felső 30 cm-es rétegből származó mintáké. 2012 ősszel valamennyi mintavételi hely esetében kiugróan magas G<sup>-</sup> PLFA marker koncentrációt mértem. 2013 nyaratól mindkét gazdálkodási mód estében a dombaljban volt szignifikánsan magasabb a G<sup>-</sup> PLFA markerek koncentrációja. A gazdálkodási módokat összehasonlítva a konvencionális dombaljból vett minták esetében mértem szignifikánsan magasabb G<sup>-</sup> PLFA marker koncentrációt a teljes vizsgálati időtartamban.



28.b. ábra: A vizsgált talajminták G<sup>-</sup> PLFA marker tartalmának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

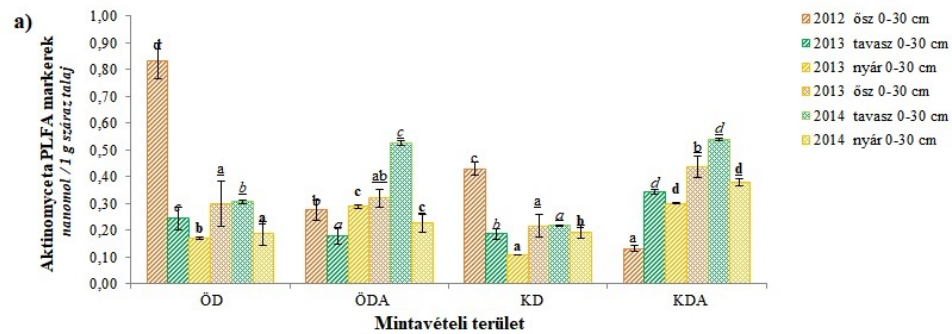
<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

Eredményeink ellentétesek ANDERSEN és PETERSEN (2009) azzal a megfigyelésével, miszerint a G<sup>-</sup> baktériumokat jelző ciklopropil foszfolipid zsírsavak mennyisége a talajnedvességgel fordítottan arányos, hiszen a konvencionális dombaljból általában a talajnedvesség is magasabb volt a többi területhez viszonyítva. A kapott mérési eredmények nem igazolják továbbá azokat a megfigyeléseket sem, miszerint egyes G<sup>-</sup> PLFA markerek az alacsonyabb pH értékeknél mutatnak magasabb koncentrációt (ROUSK et al. 2010), hiszen a konvencionális dombaljból alkalmazott meszezésből adódó pH emelkedést követően is a legmagasabb pH értékek mellett mértük a legmagasabb G<sup>-</sup> PLFA marker koncentrációkat. A csapadék növeli a G<sup>-</sup> baktérium mennyiségét, melyek közül elsősorban a *Proteobacteria* és *Bacteroidetes* törzsek reagálnak pozitívan a talaj nedvesség-tartalmának növekedésére. A talajnedvesség mellett a felvehető szén és nitrogén, valamint a felvehető foszfor mennyisége is számottevően befolyásolja a talaj mikrobiális közösségének összetételét (CHEN et al. 2019). Ugyanakkor a mintavételi időpontok többségében a talajnedvesség és a G<sup>-</sup> baktériumok száma közötti szignifikáns pozitív összefüggés nem igazolódott, csupán a szénnel és nitrogénnel való korreláció volt szignifikáns. A G<sup>-</sup> baktériumok elsősorban a labilis szerves anyagokat bontják, ezáltal azokat gyorsan növekvő mikrobáknak tekintjük (CHEN et al. 2019, LANGE et al. 2014), ugyanakkor a talaj vízpotenciáljának változásaival szemben kevésbé toleránsak, mint a G<sup>+</sup> baktériumok (MADIGAN et al. 2003, SCHIMMEL et al. 2007).

#### 4.2.7.4. Az Aktinomyseta genus PLFA markerei

Az eredményeket a 29.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 12.i-j. Mellékletekben mutatom be. Az Aktinomyseta PLFA markerek esetében a 0-30 cm-es mélységben csak a dombról vett mintákban mértem kiugróan magas koncentrációt a többi mintavételi időponthoz viszonyítva. 2012 ősszel mindkét gazdálkodási mód estében a dombról vett mintákban volt magasabb ezen PLFA markerek koncentrációja,

2013 nyaratól azonban a dombaljról vett mintákban mértem szignifikánsan magasabb Aktinomycceta PLFA marker koncentrációkat. A dombról vett minták esetében általánosságban az ökológiai, míg a dombalji minták összehasonlítása során a konvencionális gazdálkodású területen volt szignifikánsan magasabb az Aktinomycceta PLFA markerek koncentrációja. Megfigyelhető továbbá, hogy a 2012 őszi, kiugróan magas eredményeket leszámítva a tavaszi talajminták Aktinomycceta markereinek koncentrációja magasabb volt az őszi mintákhoz viszonyítva, amely alátámasztja, hogy a könnyen felvehető tápanyagok mennyiségének csökkenésével, a későbbi mikrobiális bontási folyamatokban az aktinomycceták válnak dominánssá (BASTIDA et al. 2013), mely különösen kifejezett volt a két dombalji terület 30-60 cm-es mélységében.

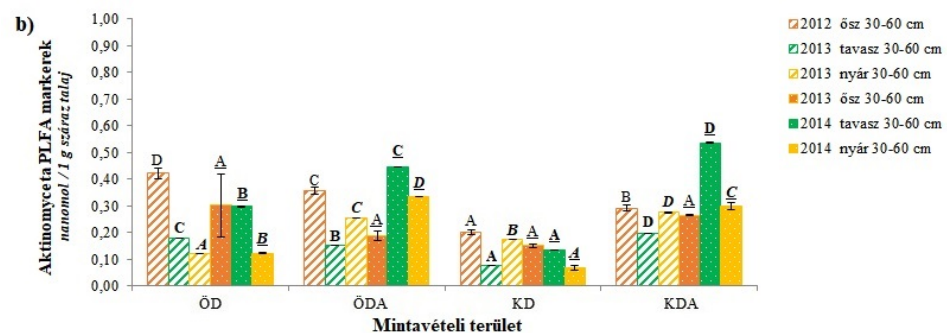


29.a. ábra: A vizsgált talajminták Aktinomycceta PLFA marker tartalmának változása a 2012 őszi – 2014 nyár periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

A 30-60 cm-es mélységben szignifikánsan alacsonyabb értékeket mértem a felső 30 cm-es talajréteg eredményeihez viszonyítva, továbbá a felső 30 cm-es rétegben 2012 őszen mért kiugróan magasabb érték csak az ökológiai dombról vett mintákban volt megfigyelhető. Mindkét gazdálkodási mód esetében a dombaljról vett minták Aktinomycceta PLFA markereinek koncentrációja volt magasabb, ugyanakkor a gazdálkodási mód összehasonlításakor nem állítható fel tendencia.



29.b. ábra: A vizsgált talajminták Aktinomycceta PLFA marker tartalmának változása a 2012 őszi – 2014 nyár periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

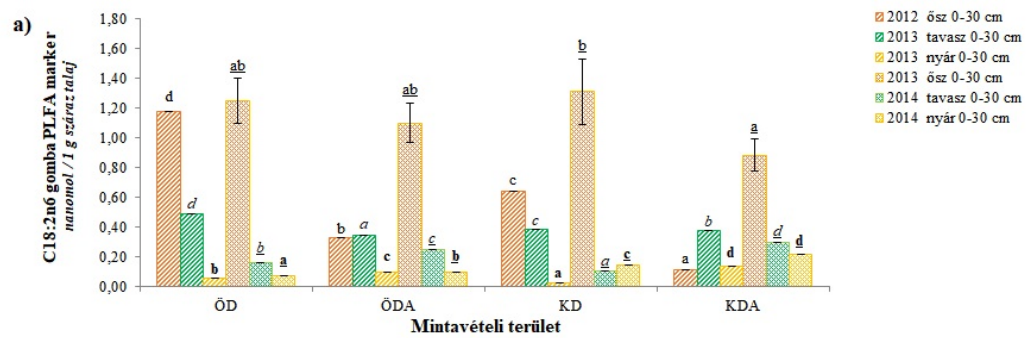
<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )



Az aktinomyceták a többi Gram-pozitív baktériumhoz hasonlóan erős sejtfallal rendelkeznek, ezáltal ellenállóak a kiszáradással szemben (KOYAMA et al. 2018, SCHIMEL et al. 2007), továbbá egyes aktinomyceták ellenálló spórákat hozhatnak létre (BARKA et al. 2016), amelyek hozzásegítik őket az aszályban való életben maradáshoz (TAKETANI et al. 2017). FIERER és munkatársai (2007) az aktinomycetákat oligotróf mikroorganizmusokként írták le. CHEN és munkatársai megfigyelései (2019) alapján az aktinomyceták mennyisége negatívan korrelál a talaj nedvességtartalmával, ugyanakkor az általunk mért adatok alapján ez nem igazolódott, sőt a vizsgálatok időtartama alatt a két nyári mintavétel időpontjában közepesen erős pozitív, szignifikáns korrelációkat kaptunk az Aktinomyceta PLFA markerek mennyisége és a talajnedvesség között (2013-ban  $r = 0,602$ , 2014-ben pedig  $r = 0,717$ ,  $P < 0,01$ ). A gazdálkodási gyakorlat Aktinomyceta közösségre gyakorolt hatását illetően LI és munkatársai (2020) a csökkentett talajművelés és növényi maradványok megtartásának a konvencionális műveléshez viszonyítottan az Aktinomyceta populációt szignifikánsan növelő hatásáról számoltak be, ugyanakkor a csoportot jellemző PLFA markerek mennyiségei csökkentek.

#### 4.2.7.5. A C18:2n6 gomba PLFA marker

Az eredményeket a 30.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 12.k-l. Mellékletekben mutatom be. A gombák mennyisége a C18:2n6 PLFA marker alapján mindkét mélységben nem 2012 hanem 2013 ősszel volt kiugróan magas mind a négy mintavételi terület esetében, bár a felső 30 cm-es mélységben a két dombi terület esetében 2012 ősszel is magas értékeket mértem. Ahogyan a 30.a-b. ábrákon látható, a gombák mennyisége mindkét mintavételi mélységben a dombon volt nagyobb, hasonlóan a homok frakcióba tartozó részecskékhez (20.ábra). Ezen eredmények egybevágnak GORDON és munkatársainak megfigyelésével (2008), miszerint a gombák a nagyobb pórusokban és az aggregátumok felszínén helyezkednek el, mely miatt jóval érzékenyebbek a környezeti hatásokra, ugyanakkor ezen területeken a vízmegtartó képesség kicsi ami a talajnedvesség változásaival szembeni érzékenyítő tényező (DENEFF et al. 2001). Eredményeinkkel ellentétesen STRICKLAND és ROUSK 2010-es közleményükben arról számolnak be, hogy a baktériumokkal ellentétben a talajgombák viszonylag jobban viselik az aszályos körülményeket, hifáikon keresztül a kevésbé hozzáférhető helyen lévő tápanyagokat is fel tudják venni, továbbá HARRIS 1981-ben a gombák aszályal szembeni jó ellenállóképességéről ír, melyet sejtfalaik vastagságával, merevségével és permeabilitásával magyaráz. A homok frakció és a gombák mennyisége közötti pozitív kapcsolatot a korrelációs vizsgálatok is megerősítették ( $r=0,434$ ,  $P<0,05$ ). A pH és gombák mennyisége egyenesen arányos egymással (BÁÁTH és ANDERSON 2003), melyet szintén alátámasztanak a dombon mért magasabb gomba PLFA marker eredmények mindkét parcellában. A 2013 áprilisában alkalmazott meszezés hatására 2013 nyaratól a gombák mennyisége a pH emelkedésével növekedett a konvencionális dombaljban, ezt követően a 2013 őszi eredmények kivételével a dombaljban mértem szignifikánsan magasabb gomba PLFA marker eredményeket, mely különbség a 30-60 cm-es mintavételi mélységben jóval hangsúlyosabb volt. Továbbá ezekből az eredményekből az a következtetés vonható le, hogy a talajban lévő elhelyezkedésük hatására a környezeti tényezőkre, így a pH változására is érzékenyebben reagálnak. Ugyanakkor 2013 nyaratól az ökológiai parcellában is a dombaljban volt magasabb a gombák mennyisége, ami azzal magyarázható, hogy a mikrobák számára kedvező egyéb körülmények (humusztartalom, szerves széntartalom) szintén itt volt magasabb. Eredményeinkkel ellentétben ACIEGO PIETRI és BROOKES (2009) arról számoltak be, hogy az alacsony kémhatás kedvez a gombák növekedésének.

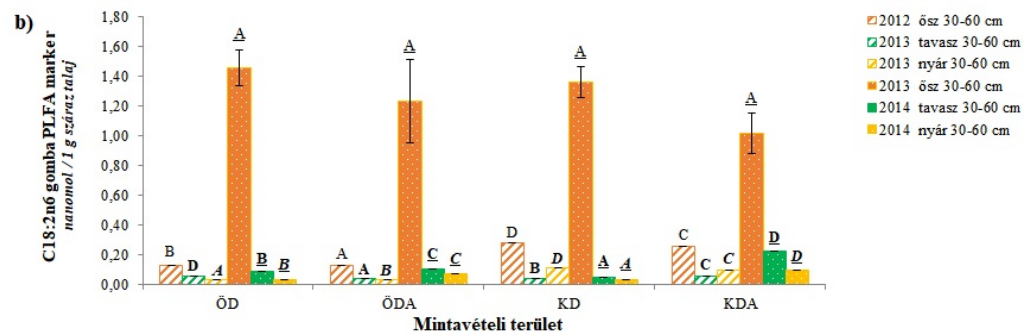


30.a. ábra: A vizsgált talajminták gomba PLFA marker tartalmának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

Megfigyelhető továbbá, hogy a mért C18:2n6 gomba marker mennyisége a legalacsonyabb a nyári időszakban volt mindkét mintavételi mélységben.



30.b. ábra: A vizsgált talajminták gomba PLFA marker tartalmának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

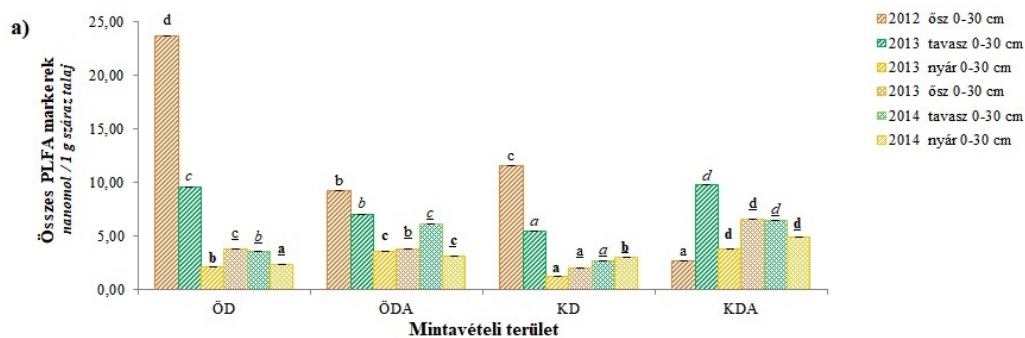
CHEN és munkatársai (2019) a talajnedvesség növekedésének hatására növekvő gomba PLFA marker (C18:2n6) mennyiségről számoltak be. A növekvő talajnedvesség hatására a gombák közül az *Ascomycota* törzs jelenléte növekedett szignifikánsan a talajban, ugyanakkor a *Basidiomycota* törzs negatívan korrelált a talajnedvesség adatokkal. Ez utóbbi két törzset tekintik a talajban lévő szervesanyag elsődleges lebontóinak, az *Ascomycota* a szervesanyag bontásának korai szakaszában vesz részt, míg a *Basidiomycota* szerepe a későbbiekben válik hangsúlyossá (CHEN et al. 2019). A baktériumokhoz hasonlóan a gombák mennyiségét is befolyásolja a művelési gyakorlat, LI és munkatársai (2020) szignifikánsan nagyobb gomba mennyiséget detektáltak a csökkentett talajművelés, illetve a növényi maradványok megtartása esetén a konvencionális műveléshez viszonyítva. A gombák hifáikkal behálózzák a talajt, ezáltal könnyebben hozzáférnek a talajban lévő szén- és nitrogénforrásokhoz (BEARE et al. 1992), ennek következtében a gombákra is kedvező hatást gyakorol a növényi maradványok visszatartása. KABIR és munkatársai (1999) arról számoltak be, hogy néhány gombafaj kifejezetten érzékeny a talajban bekövetkező mechanikai zavarásra. A talaj szerves anyagainak hosszú távú

felhalmozódása elősegíti a humifikációs folyamatokat és csökkenti a talaj pH-ját (TONCEA et al. 2015).

#### 4.2.7.6. Az összes PLFA markerek mennyisége

Az eredményeket a 31.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 12.m-n. Mellékletekben mutatom be. A művelési gyakorlat nem csak a talajkémiai paramétereket, hanem a mikrobiális közösség összetételét is befolyásolja. A tápanyag-utánpótlás módja az eltérő szervesanyag-tartalmon és a felvehető szubsztrátok mennyiségén keresztül erős hatást gyakorol a mikrobiális közösség összetételére (HARTMAN et al. 2006), és a pH változása is befolyásolja a mikrobiális közösség összetételét (ROUSK et al. 2009).

A felső 30 cm-es mintavételi rétegben a konvencionális dombalj kivételével 2012 ősszel kiugróan magas volt az összes PLFA markerek mennyisége, valamint 2013 tavasszal is számottevően magasabb összes PLFA értékeket mértem valamennyi mintavételi hely esetében. Általánosságban elmondható továbbá, hogy a nyáron vett mintákban szignifikánsan alacsonyabb volt az összes PLFA markerek értéke, mint az őszi és tavaszi mintákban. A vizsgált foszfolipid zsírsav metilészterek nagyobb mennyiségben voltak jelen a dombaljból vett mintákban. Megfigyelhető továbbá, hogy a konvencionális dombaljból a 2013 tavaszán alkalmazott meszezés hatására megnövekedett pH-val párhuzamosan számottevően nőtt az összes PLFA mennyisége, továbbá a teljes vizsgálati időszakban szignifikáns, erős pozitív korreláció ( $r=0,884$  és  $0,831$ ;  $P<0,01$ ) volt a pH és az összes PLFA mennyisége között. Eredményeinkhez hasonlóan, BÅÅTH és ANDERSON (2003) is a talaj kémhatása és az összes foszfolipid zsírsav koncentráció közötti pozitív kapcsolatról számoltak be.

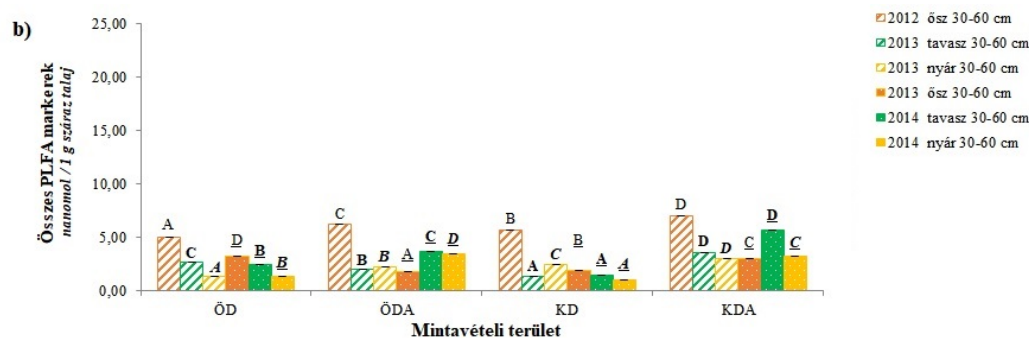


31.a. ábra: A vizsgált talajminták összes PLFA marker tartalmának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

A 30-60 cm-es mélységből vett minták esetében mért értékek nagyságrendileg körülbelül fele akkoraak voltak, mint a felső 30 cm-es réteg eredményei, ugyanakkor itt is kiugróan magas összes PLFA koncentráció volt megfigyelhető 2012 ősszel.



31.b. ábra: A vizsgált talajminták összes PLFA marker tartalmának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

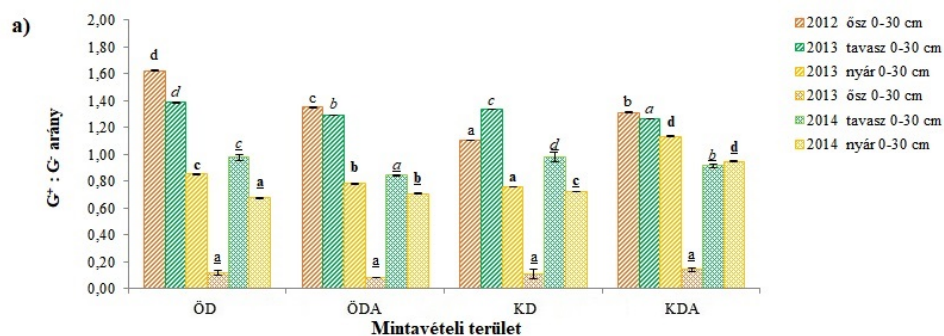
Az alsóbb rétegben a két domb esetében az összes PLFA mennyisége csökkenő tendenciát mutatott őszi > tavasz > nyári sorrendben, míg a dombaljból vett mintákra már nem volt jellemző ez a sorrendiség.

A talajnedvesség változásai a PLFA profil alapján igazoltan befolyásolják a talaj mikrobiális közösségének méretét és összetételét (CHEN et al. 2019). A növekvő talajnedvesség hatására bekövetkező megnövekedett összes PLFA biomarker mennyiség a  $G^-$  baktériumok és a gombák mennyiségének növekedésével magyarázható. LI és munkatársai (2020) arról számoltak be, hogy a baktériumok érzékenyebben reagálnak az éves átlagos csapadékmennyiségre, mint a gombák. A talajnedvességen kívül a felvehető foszfor mennyisége és a talajhőmérséklet gyakorolnak számottevő hatást a mikrobiális közösségre (CHEN et al. 2019). CHEN és munkatársai (2019) eredményei alapján a PLFA-k többsége (A  $G^-$  baktériumokra jellemző ciklopropil zsírsavak kivételével) pozitív korrelációt mutat a felvehető foszfor mennyiségével.

A gazdálkodási gyakorlat tekintetében a talajművelés nélküli területeken számottevően magasabb összes PLFA koncentráció volt mérhető a konvencionális művelésű területekhez viszonyítva (LI et al. 2020), amely a nagyobb mikrobiális biomasszára vezethető vissza. LI és munkatársai (2020) megállapították, hogy a minimális/redukált talajművelés és a növényi maradványok megtartása pozitívan befolyásolja a talaj mikrobiális közösségének méretét, valamint hatással van annak felépítésére, összetételére és sokféleségére is. A talajmegőrzési gyakorlatok („no tillage”, növényi maradványok visszatartása) megváltoztatják a mikrobiális közösség és a talajban található szervesanyag térbeli eloszlását a talajprofilban (LI et al. 2018, JOHNSON és HOYT 1999). A csökkentett talajművelés és a növényi maradványok visszatartásának a talaj mikroorganizmus közösségének méretére és összetételére gyakorolt kedvező hatásairól számos tanulmány beszámolt (SCHMIDT et al. 2018, LUPWAYI et al. 2018, ZORNOZA et al. 2016, GOTTSALL et al. 2017, WANG et al. 2017, NAVARRO-NOYA et al. 2013, HELGASON et al. 2010). ZHOU és munkatársai (2017) eredményei alapján a talajművelés befolyásoló hatása a mikrobiális populációra nem egyenletes, hanem differenciált. A mikrobiális közösség hosszú távú működőképességét a faji sokféleség biztosítja, mivel ha egyes mikrobák el is pusztulnak (vagy számuk drasztikusan lecsökken), más fajok képesek a funkciójukat átvenni (YACHI és LOREAU 1999), vagyis a mikroba közösség mérete nem feltétlenül változik a különböző környezeti változások hatására, hanem a faji összetétel módosulásával reagál azokra.

#### 4.2.7.7. A Gram-pozitív és Gram-negatív baktériumok aránya

Az eredményeket a 32.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 12.o-p. Mellékletekben mutatom be. A vizsgált minták  $G^+ : G^-$  baktérium aránya mindkét mintavételi mélység esetében hasonló tendenciát mutatott.



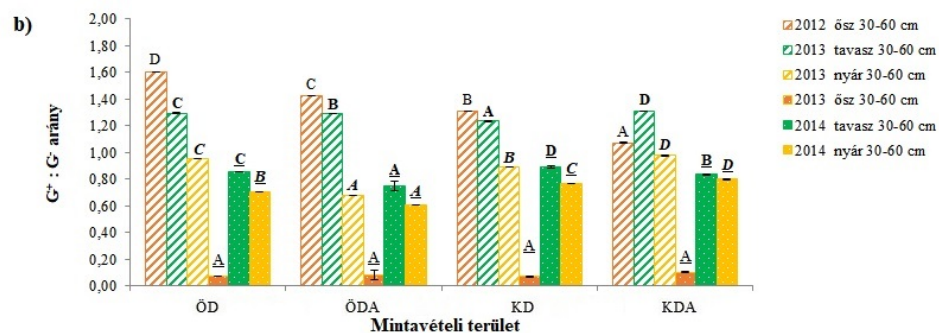
32.a. ábra: A vizsgált talajminták  $G^+ : G^-$  baktérium arányának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

A könnyen felvehető szénformák arányának csökkenése növeli a  $G^+$  baktériumok mennyiségét (ESPERSCHÜTZ et al. 2007), míg a  $G^-$  baktériumok mennyiségének növekedése akkor figyelhető meg, amikor a könnyen felvehető, kevésbé stabil szénformák aránya nő a talajban (PEACOCK et al. 2001). Míg a  $G^-$  baktériumok elsősorban az egyszerű (alkil típusú) szénvegyületek, addig a  $G^+$  baktériumok az összetettebb szénvegyületek bontását végzik, így a két csoport arányából következtetést vonhatunk le a bontási folyamatok fázisairól, illetve a rendelkezésre álló szubsztrátok minőségéről, bár az eredmények interpretációjánál óvatosságnak kell lennünk. Amennyiben a könnyen bontható, friss növényi maradványokat eltávolítják a talajról, ez az arány megnövekszik (CHEN et al. 2019), amennyiben azonban a könnyen felvehető szénformák rendelkezésre állása magas, ez az arány lecsökken. Az ökológiai gazdálkodási mód esetében általánosságban elmondható, hogy a dombról vett minták  $G^+ : G^-$  aránya volt magasabb, tehát az alacsonyabb  $G^+ : G^-$  arány az ökológiai dombaljban a könnyen felvehető, kevésbé stabil szénformák magasabb mennyiségét jelzi, ugyanakkor a konvencionális parcellában ez a tendencia nem volt megfigyelhető. A könnyen felvehető szénformák őszen, azaz az aratással egyidőben/azt követően voltak jelen nagyobb mennyiségben, és azok mennyisége nyárra szignifikánsan csökkent, melyet az évszakos dinamika figyelembe vétele is alátámaszt (a 2012 őszi mintavétel kivételével), mely szerint a vizsgált talajminták baktériumközösségében őszen volt magasabb a  $G^+$  baktériumok aránya a  $G^-$  baktériumokhoz viszonyítva, míg ez az arány nyáron volt a legalacsonyabb. A két mintavételi mélységben a  $G^+ : G^-$  baktériumok egymáshoz viszonyított aránya nem csak a tendencia tekintetében, hanem a nagyságrendeket illetően is hasonló volt.





32.b. ábra: A vizsgált talajminták G<sup>+</sup> : G<sup>-</sup> baktérium arányának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

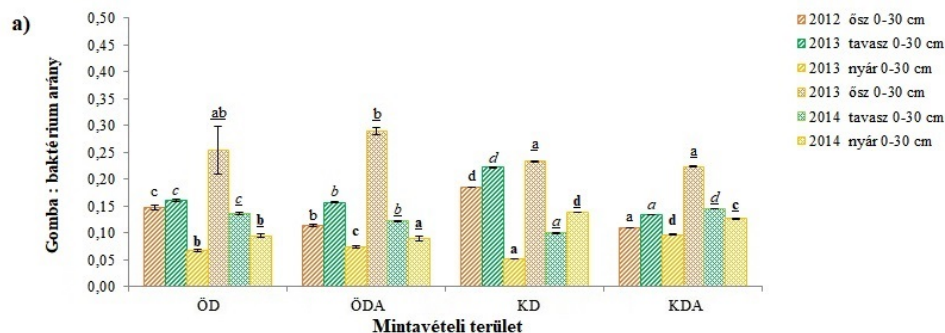
ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

A G<sup>+</sup>:G<sup>-</sup> baktériumok arányát a környezeti stresszhatások is nagymértékben befolyásolhatják, mivel a G<sup>+</sup> baktériumok felépítésükből adódóan jobban ellenállnak a külső stresszhatásoknak (DE VRIES és SHADE 2013). CHEN és munkatársai (2020) az öntözés hatására megnövekedett összes PLFA mennyiségét elsősorban a G<sup>-</sup> baktériumok és gombák mennyiségének növekedésével magyarázták, mely alacsonyabb G<sup>+</sup>:G<sup>-</sup> arányt eredményezett. Ugyanakkor az általunk vizsgált homoktalajok esetében bár néhány alkalommal gyenge negatív korrelációt találtunk a talajnedvesség és a G<sup>+</sup>:G<sup>-</sup> arány között, de az eredmények nem voltak szignifikánsak, sőt 2012 őszi erős pozitív, szignifikáns korreláció volt ezen paraméterek között (r=0,643, P<0,01).

#### 4.2.7.8. A gomba:baktérium arány

A 33.a-b. ábrák szemléltetik a talajminták mikroba közösségének gomba:baktérium arányát, melyet táblázatos formában a 12.q-r. Mellékletekben mutatok be. A vizsgált területeken a gombák szignifikánsan kisebb mennyiségben voltak jelen a baktériumokhoz viszonyítva.



33.a. ábra: A vizsgált talajminták gomba:baktérium arányának változása a 2012 őszi – 2014 nyári periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

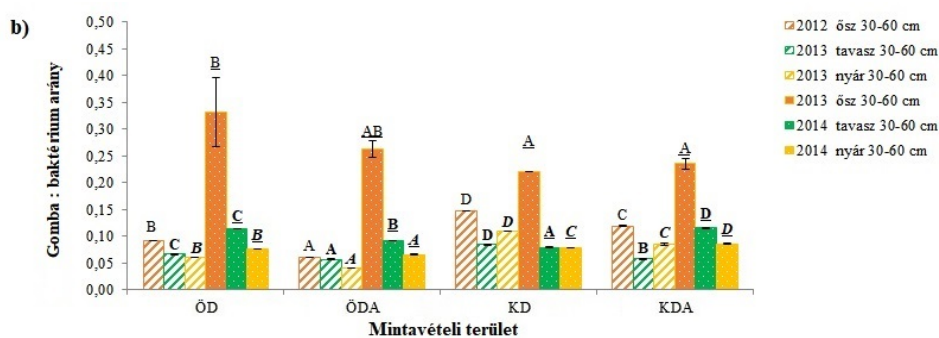
ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

Míg a baktériumok általában a szervesanyag bontás kezdeti szakaszában felelősek a szubsztrátok felvételéért és lebontásáért, a gombák a későbbi szakaszban, a bonyolultabb szubsztrátok bontásáért felelnek (MOORE-KUCERA és DICK 2008). GRIFFITHS és munkatársai (2012) arról számoltak be, hogy hosszú távú növényi

maradvány visszatartási kísérletekben a korábban baktériumok által uralt lebontási folyamatok helyett a gombák szerepe vált dominánssá.

A növekvő szervesanyag bevitel a gombák mennyiségének növekedését eredményezi, ezáltal növekszik gomba:baktérium arány (FROSTEGÅRD et al. 1996). Ősszel és tavasszal mindkét mintavételi mélységben a dombon volt szignifikánsan magasabb a gombák baktériumokhoz viszonyított aránya, annak ellenére, hogy a dombon számottevően kevesebb volt a mért szervesanyag mennyisége. A gombák mennyiségét a pH is befolyásolja, ha a pH alacsony a körülmények a baktériumok számára kedvezőtlenek és a gombák mennyisége növekszik (ROUSK et al. 2009), ezt alátámasztják az általunk mért eredmények, melyek szerint magasabb pH értékek mellett alacsonyabb gomba:baktérium arányokat mértünk. A két mintavételi mélységet összehasonlítva a felső 30 cm-es talajrétegben volt magasabb a gomba:baktérium marker arány. Ugyanakkor a két gazdálkodási módot összehasonlítva eredményeink nem támasztják alá BARDGETT és munkatársainak azon megfigyelését (2001), miszerint a szármaradványok eltávolítása a gomba:bakteriális biomassza arány csökkenését eredményezi, mivel az esetek többségében a konvencionális parcellában volt magasabb a két közösség markereinek egymáshoz viszonyított aránya. Az évszakos dinamika tekintetében a felső 30 cm-es talajrétegben a gombák mennyisége ősszel és tavasszal magasabb volt, nyáron viszont szignifikánsan kevesebb, míg a 30-60 cm-es mintavételi mélységben már nem volt ilyen nagymértékű a különbség, sőt a konvencionális parcellában a dombon 2013-ban nyáron magasabb volt a mért gomba marker mennyisége, mint az azt megelőző tavasszal. Ez magyarázható azzal, hogy a felső talajréteg hamarabb átnedvesedik, de hamarabb ki is szárad (bár nem volt szignifikáns különbség a két mélység szemcseösszetétele között, 20. ábra), az ott élő mikroorganizmusok jobban ki vannak téve a környezeti hatásoknak, ugyanakkor a statisztikai vizsgálatok során nem találtunk szignifikáns összefüggést a talajnedvesség és a gombák mennyisége között (13.d-i. Mellékletek).



33.b. ábra: A vizsgált talajminták gomba:baktérium arányának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

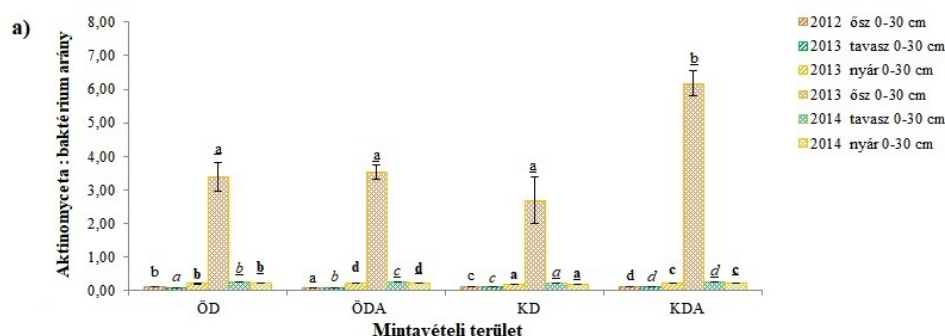
<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

2013 őszén, mindkét mintavételi mélység esetében kiugróan magas gomba:baktérium arányt mértem. A talajnedvesség növekedésének hatására növekedhet a gomba és baktérium közösségek egymáshoz viszonyított aránya (CHEN et al. 2019). Ugyanakkor az általam végzett korrelációs vizsgálatok ezt nem erősítették meg, bár kiugróan magas talajnedvesség tartalmat és megnövekedett gomba:baktérium arányt mértem 2013 tavasszal és ősszel, mely a felső 30 cm-es talajrétegben kifejezettebb volt. LANDESMAN és DIGHTON (2011) aszályos körülmények között alacsonyabb

gomba:baktérium arányról számoltak be, amelyet az elhalt gyökerek által biztosított, könnyen felvehető szubsztrátok mennyiségének növekedésével magyaráztak.

#### 4.2.7.9. Az Aktinomyce**t**a:baktérium arány

Az eredményeket a 34.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 12.s-t. Mellékletekben mutatom be. Az Aktinomyce**t**a:baktérium PLFA arány a 2013-as őszi mintevételezést leszámítva jellemzően egy alatti értéket mutatott, vagyis az aktinomyceták jóval kisebb arányban voltak jelen a vizsgált területek mikrobaközösségében, mint a baktériumok. Azonban ez az arányszám 2013 ősszel valamennyi mintavételi terület és mindkét mintavételei mélység esetében jóval egy fölött volt, tehát ebben az időszakban az aktinomyceták jóval nagyobb arányban képviselték a mikroba közösséget mint a baktériumok, amely előrehaladott bomlási folyamatokat jelez a mintavétel idejében (BASTIDA et al. 2013).

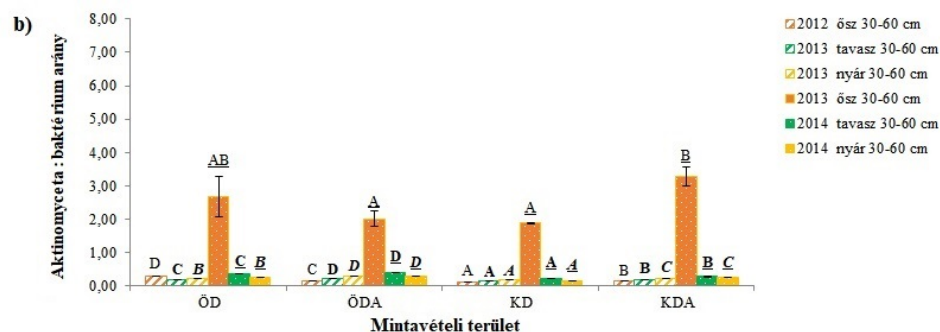


34.a. ábra: A vizsgált talajminták Aktinomyce**t**a:baktérium arányának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

Ellentétben a többi kalkulált PLFA arányszámmal, az Aktinomyce**t**a:baktérium arány általánosságban a dombaljban volt szignifikánsan magasabb, mindkét mintavételi mélységben és gazdálkodási mód esetében, tehát a dombaljban nem csak a mikrobiális biomassa mennyisége volt nagyobb, hanem intenzívebbek voltak a mikrobiális bontási folyamatok is.



34.b. ábra: A vizsgált talajminták Aktinomyce**t**a:baktérium arányának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )



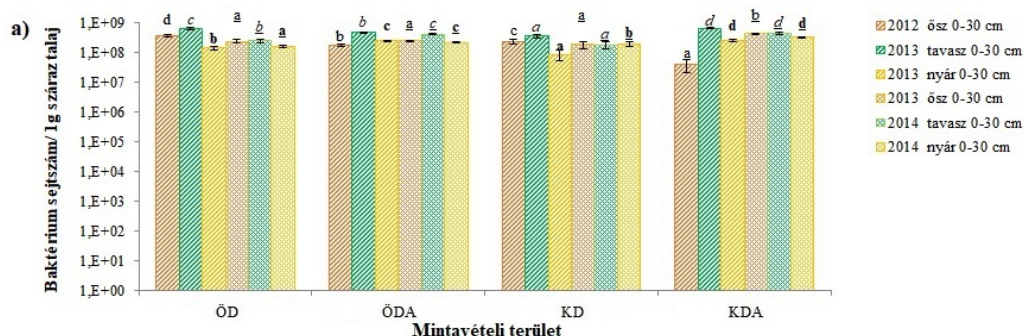
Az évszakos dinamika tekintetében nyomon követhető a változás, azonban nem állítható fel hasonló tendencia, mint a korábbi PLFA arányszámok esetében. Hasonlóan a gombákhoz, az aktinomiceták baktériumokhoz viszonyított aránya is kiugróan magas volt 2013 ősszel. Az aktinomiceták jól alkalmazkodnak a tápanyagszegény talaj szerves vegyületeinek metabolizmusához (COLEMAN és CALLAHAM 2017), így azok versenyhátrányba kerülnek, amikor a tápanyag-bevitel a növényi maradványok visszatartása révén elősegíti a baktériumok és / vagy gombák növekedését, miközben esetleg elnyomja az aktinomiceták biomasszáját (CARDINALE et al. 2011). A 2013 őszi mintavétel az ökológiai parcellában a másodvetésű zöldtrágya (olajretek) betakarítása előtt, míg a konvencionálisban a zöldtrágya (repce) betakarítása után történt, tehát a konvencionálisban magasabb volt a könnyen bontható, friss szerves szénforrás mennyisége, ugyanakkor ez az Aktinomiceta:baktérium arányban nem mutatkozott.

#### 4.2.7.10. A mért PLFA markerek alapján kalkulált baktérium sejtszám

A baktérium sejtszámot az 1 g száraz talajra vonatkoztatott baktérium,  $G^+$ ,  $G^-$ , valamint az Aktinomiceta PLFA markerek mennyiségéből az alábbi képlet segítségével kalkuláltam FROSTEGÅRD és BÅÅTH (1996) alapján, melyet szintén 1 g száraz talajra vonatkoztatva adtam meg:

$$\text{Baktérium sejtszám} = \frac{(\text{Bakt. PLFA} + G^+ \text{ PLFA} + G^- \text{ PLFA} + \text{Act. PLFA})}{0,000000014}$$

Az eredményeket a 35.a-b. ábrákon, valamint táblázatos formában a 12.u-v. Mellékletekben mutatom be. A baktérium sejtszám eredmények tekintetében általánosságban elmondható, hogy a dombaljából vett minták nagyobb baktérium sejtszámmal rendelkeztek, amely feltehetően a kedvezőbb tápanyag ellátottság következménye. A 0-30 cm-es mintavételi mélység eredményeit vizsgálva, a gazdálkodási mód tekintetében bár mindkét domborzat eredményei között szignifikáns különbségek voltak, tendencia csak a dombaljából vett minták esetében állítható fel, mely szerint a konvencionális gazdálkodású területen volt kifejezettebb a baktériumok jelenléte.



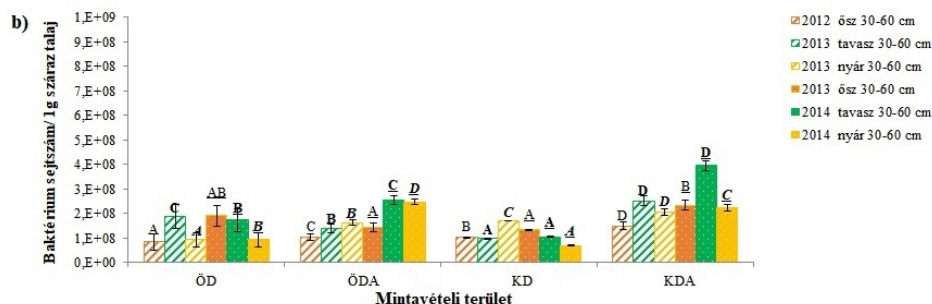
35.a. ábra: A vizsgált talajminták baktérium sejtszámának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 0-30 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

A baktérium sejtszám eredmények a 30-60 cm-es mélységben már nagyobb változatosságot mutattak, mint a felső 30 cm-es talajréteg eredményei. A dombaljából vett minták általánosságban szignifikánsan magasabb baktérium sejtszámmal rendelkeztek a dombról vett mintákhoz viszonyítva, a gazdálkodási mód tekintetében

pedig a konvencionális parcellából vett talajmintáknak volt magasabb baktérium sejtszáma, amely ellentétes BARDGETT és munkatársainak azzal a megfigyelésével (1997), miszerint a műtrágyázás növeli a gombák mennyiségét, ugyanakkor csökkenti a baktériumok mennyiségét.



35.b. ábra: A vizsgált talajminták baktérium sejtszámának változása a 2012 ősz – 2014 nyár periódusban a 30-60 cm-es talajrétegben

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az oszlopok fölötti A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

Ugyanakkor az eredmények összefüggést mutatnak azzal a megfigyeléssel, miszerint az alacsonyabb pH kedvezőtlen a baktériumok számára (ROUSK et al. 2009), hiszen a konvencionális parcellában bekövetkezett meszezés követően jelentősen megnövekedett a baktérium sejtszám a konvencionális parcella dombalji részében, mely a 30-60 cm-es mintavételi mélységben jóval kifejezettebb volt. Az évszakos dinamika tekintetében a nyáron vett minták baktérium sejtszáma volt a legalacsonyabb, míg a tavasszal vett mintáké a legmagasabb, ugyanakkor szignifikáns, pozitív korreláció a baktérium sejtszám és a talajnedvesség között csupán a két nyári, és a 2013 őszi mintavételi időszakban volt megfigyelhető (13.d-i. Melléklet).

### 4.3. A meteorológiai paraméterek hatása a mikrobiális közösség aktivitására a korrelációs vizsgálatok alapján

A mért meteorológiai paraméterek és a mikrobiális közösség aktivitását és összetételét jellemző paraméterek közötti korrelációs eredmények a 13.a-c. Mellékletekben találhatóak. A különböző gazdálkodási módok hatását a mikrobiális folyamatokra elnyomhatják a talaj és az éghajlati tényezők, mint a levegő hőmérséklete és a csapadék, a föld feletti és a föld alatti biomassza mennyisége (MOORE és LOBELL 2015, LI et al. 2014). A magasabb hőmérséklet és a nagyobb csapadékmennyiség általában kedvez a talaj mikrobák növekedésének. A teljes vizsgálati időszakot figyelembe véve, az általunk vizsgált nyírségi homoktalajok esetében a csapadék éves mennyisége szignifikáns kapcsolatban volt a talajlégzéssel, a vizsgált enzimaktivitásokkal és PLFA eredményekkel. Megfigyelhető továbbá, hogy a mintavételi és az előtte lévő hónapban mért talaj és levegőhőmérséklet emelkedés szignifikánsan negatívan befolyásolta a baktériumok mennyiségét a dombaljban ( $P < 0,01$ ). DRENOVSKY és munkatársai (2004) megállapították, hogy a talaj víztartalma volt a talaj mikrobiális közösségét leginkább befolyásoló paraméter. A talaj nedvességtartalma a vizsgált enzimaktivitásokkal a teljes vizsgálati periódusban, illetve néhány alkalommal az összes PLFA tartalommal is szignifikáns pozitív korrelációt mutatott. A mikrobiális biomassza elpusztulása egyértelműen kapcsolódik a kiszáradáshoz, míg a talaj újra nedvesedése a mikrobák újra szaporodását indukálja,

miközben a talajhőmérsékletről kimutatták, hogy befolyásolja a mikrobiális aktivitást, de a mikrobiális biomassza méretét nem (MCGILL et al. 1986). CHEN és munkatársainak (2003) eredményei alapján a talajnedvességnek a hőmérséklettől fontosabb szerepe van a mikrobiális biomassza méretének alakulásában, és elsősorban a mikrobiális biomassza szezonális változásaiért felelős. A magasabb talaj hőmérséklet és nedvességtartalom együttesen növelheti a szén és nitrogén rendelkezésre állását, és ezáltal hozzájárul a mikrobiális biomassza növekedéséhez (ZHOU et al. 2017b). CHEN és munkatársai (2003) a talajból a talajlégzés és a talajnedvesség között negatív, ugyanakkor a talajhőmérséklettel pozitív korrelációt találtak. Megállapítást nyert, hogy a talajlégzés pozitív korrelációt mutatott a talaj hőmérsékletével, amikor a nedvesség nem volt korlátozó tényező (TATE et al. 1993). Az általunk vizsgált homoktalajokon nem volt igazolható a talaj nedvességtartalma és a talajlégzés közötti ismétlődő, szignifikáns negatív kapcsolat, sőt két alkalommal a korreláció szignifikánsan pozitív volt. CHEN és munkatársai (2003) a talajnedvesség és a légzés közötti megfigyelt negatív korrelációt főként a talaj hőmérséklete és a nedvesség közötti szignifikáns és fordított korrelációnak tulajdonították. CRUZ-MARTÍNEZ és munkatársai (2009) arról számoltak be, hogy a talaj mikrobiális közössége a szélsőséges csapadékviszonyoknak kitett területeken jól alkalmazkodott a talajnedvesség változásaihoz. A talajnedvesség változásai a talaj mikrobiális közösségének életkörülményeit befolyásolják (LANDESMAN és DIGHTON 2010, PINKART et al. 2002). A csapadék hatására a talaj mikrobiális közösségének összetételében bekövetkező rövid távú változások nyomon követhetők a PLFA-alapú módszer érzékenysége miatt, így kiválóan alkalmazható (CHEN et al. 2019). CHEN és munkatársainak (2019) vizsgálatában a különböző nedvesség tartalmú területek PLFA mintázata szignifikánsan elkülönült egymástól, mellyel hasonló eredményeket produkáltak ZHAO és munkatársai 2016-ban. Eredményeim alapján a bakteriális, a  $G^+$ , a  $G^-$ , és az Aktinomyseta PLFA markerek szignifikánsan negatívan, míg a C18:2n6 gomba PLFA marker és a PLFA markerekből kalkulált baktérium sejtszám szignifikánsan pozitívan korreláltak a csapadék éves mennyiségével ( $P < 0,01$ ). Más szerzők a talajnedvesség változásainak, pontosabban a száradás és újra nedvesedés váltakozásának a mikrobiális közösség összetételére gyakorolt rövid távú hatásairól számoltak be (LANDESMAN és DIGHTON 2011, 2010). CRUZ-MARTÍNEZ és munkatársai 2012-ben szintén arról számoltak be, hogy a csapadék ingadozása a mikrobiális közösség összetételében rövid távú változásokat eredményezett, ugyanakkor ezek a változások hosszú távon nem voltak nyomon követhetők. LI és munkatársai (2020) az éves átlagos csapadékmennyiség és a baktériumok száma, valamint az aktinomyseták mennyisége között negatív korrelációt találtak. Eredményeik alapján az éves átlagos középhőmérséklet pozitívan befolyásolta a bakteriális biomassza mennyiségét, valamint a  $G^-$  baktériumokat és az aktinomysetákat is. A vizsgált homokterületeken is megfigyelhető volt a hőmérséklet befolyásoló hatása a mikrobiális aktivitásra, miszerint az éves átlagos talaj és levegő hőmérsékletek növekedésével a talajlégzés és az invertáz enzim aktivitása is nőtt ( $P < 0,01$ ), ugyanakkor a dombalji vizsgálati területek talajában lévő bakteriális biomassza mennyisége csökkent ( $P < 0,01$ ). A  $G^+$  baktériumok mennyisége és a környezeti tényezők (csapadék, hőmérséklet) között LI és munkatársai (2020) nem találtak szignifikáns összefüggést.

A talajban élő mikrobiális biomassza fokozott érzékenysége a meteorológiai paraméterek változásaira a talajgazdálkodási gyakorlat hatására megváltozott

talajminőség indikátora (JOERGENSEN és WICHERN 2018, YACHI és LOREAU 1999). A környezeti feltételek szezonális változásai (csapadék, talajnedvesség és hőmérséklet) befolyásolják a foszfor körforgalmában részt vevő mikrobiális folyamatokat, ugyanakkor a savas foszfatáz mennyisége csak az éves csapadékmennyiséggel ( $r=-0,277$ ,  $P<0,05$ ), valamint a mintavételt megelőző és a tárgyhavi levegő hőmérséklet átlagával ( $r=-0,277$ ,  $P<0,05$ ) mutatott szignifikáns korrelációt. A mikrobiális biomassza a szervesanyag transzformáció mellett az összes elem geokémiai ciklusában kulcsszerepet játszik. A talaj mikrobiális biomassza mennyiségének és enzimaktivitásának szezonális tendenciái a talajtípus, a növényfajok, a földhasználat és a gazdálkodási gyakorlat függvényében változnak (BARDGETT et al. 1999, SRIVASTAVA és SINGH 1989). Ezen paraméterek szezonális változásait a talaj nedvességtartalmának, a hőmérséklet, a gyökér aktivitás és a talajba jutó szerves anyag visszatérésének tulajdonítják a visszamaradt növényi részek és a rhizodepozíció révén (KRÄMER ÉS GREEN 2000). A gyökerek és a mikroorganizmusok által termelt foszfatáz enzimeket úgy tekintik, hogy részt vesznek a talajban a szerves foszfor mineralizálásában, következésképpen fontos szerepet játszanak a foszfor körforgalmában (MAGID et al. 1996). A talaj foszfatáz enzim aktivitás vizsgálatának adott pH és hőmérséklet optimuma van (ADAMS 1992, EIVAZI és TABATABAI 1977). Az optimális körülmények között mért aktivitás csak az aktív enzimek potenciális aktivitását vagy mennyiségét tükrözi (KANG és FREEMAN 1999). CHEN és munkatársai (2003) kísérletet tettek arra, hogy a foszfatáz aktivitást összekapcsolják a felvehető foszfor mennyiségével, és így a foszfatáz aktivitást a talaj pH-ja és hőmérsékleti viszonyai között meghatározzák. A foszfomonoészteráz enzim aktivitása magasabb volt a füves területen, mint az erdőtalajok esetében, ugyanakkor mindkét talaj esetében hasonló mintázatú évszakos dinamikát mutatott. A foszfodiészteráz aktivitása tíz-harmincszor magasabb volt, mint a foszfomonoészteráz enzimé, valamint hasonlóan a foszfomonoészteráz enzimhez a füves területeken mértek magasabb értékeket az erdőtalajokhoz viszonyítva, és a szezonális dinamika is hasonlóan alakult, mint az előző enzim esetében. Megállapítást nyert, hogy egyes esetekben nagyon nehéz a foszfatáz aktivitások évszakos mintázatainak értelmezése (SPEIR és COWLING 1991, PERROTT et al. 1990), nem találtak szignifikáns szezonális változást a legelők foszfatáz aktivitásában. Ugyanakkor az általunk vizsgált homoktalajokon a foszfatáz aktivitás egyértelmű évszakos dinamikáját figyeltük meg, mely szerint a legmagasabb foszfatáz aktivitásokat a nyári mintavételezéskor, míg a legalacsonyabb eredményeket a tavasszal gyűjtött talajminták esetében mértük. Az agyagásványok és a humusz jelentős mennyiségű enzimet stabilizálnak, és aktivitásuk részben független a biológiai szabályozástól (NAIDJA et al. 2000). CHEN és munkatársai (2003) nem találtak szignifikáns korrelációt a foszfomonoészteráz aktivitása és a talaj nedvességtartalma között, ugyanakkor a foszfodiészteráz aktivitása negatív korrelációt mutatott a füves talaj nedvességtartalmával. A nedvesség önmagában nem magyarázza az enzimaktivitás összes változását az évszak során, a kutatók a gyökér és a mikrobiális tevékenységek, a nedvesség és a hőmérséklet együttes hatásának tulajdonították a vizsgált enzimek aktivitásában bekövetkezett évszakos változásokat.

Eredményeink és az irodalmi megfigyelések alapján is megállapítható, hogy a mikrobiális biomassza aktivitására vonatkozó adatok értelmezése során figyelembe kell vennünk a meteorológiai paramétereket is, hiszen azok változásai befolyásolják a talajban élő szervezetek életfolyamatait, továbbá, hogy nem minden esetben

alkalmazhatók az általános megfigyelések, azoktól eltérő tendenciák is előfordulhatnak a helyi talaj és klimatikus viszonyok függvényében. Ezen összefüggések megértéséhez elengedhetetlen a mintavételi területek kiterjesztése, a minél gyakoribb, folyamatos mintavételezés hosszú távon beállított kísérletekben.

#### **4.4. A vizsgált fizikai, kémiai és mikrobiális paraméterek közötti statisztikai összefüggések a korrelációs vizsgálatok alapján**

A 13.d-i. számú Mellékletek tartalmazzák a vizsgált talajfizika, talajkémiai és mikrobiális paraméterek közötti Pearson-korrelációs eredményeket.

Mind a szerves, mind a szervesetlen szén- és nitrogénformák (FRANKENBERGER és JOHANSON 1983), valamint a C:N arány is közepesen szoros-szoros, pozitív, szignifikáns ( $P < 0,01$ ) korrelációt mutatnak a  $pH_{KCl}$ -val és a talajnedvességgel. A talaj kémhatásának a mikrobiális közösségre gyakorolt jelentős befolyásoló hatása számos publikációban megjelent (WANG et al. 2013, SAHOO et al. 2010, VORONEY 2007, BÁÁTH és ANDERSON 2003), a talaj savas pH-ja általában gátolja a mikrobiális aktivitást. A vizsgált nyírségi homoktalajok esetében is a  $pH_{KCl}$  mind a vizsgált szén- és nitrogénformákkal, mind a mikrobiális biomarkerek többségével közepesen szoros-szoros, pozitív, szignifikáns korrelációt mutatott ( $P < 0,01$ ). A talaj pH-ja a tápanyagok felvehetőségén, a mikrobiális biomassza aktivitásán kívül képes befolyásolni annak összetételét is (ACIEGO PIETRI és BROOKES 2009). LI és munkatársai (2020) kapott PFLA eredményeik alapján a teljes mikrobiális biomassza és a pH közötti pozitív kapcsolatot figyeltek meg, melyet az általam végzett korrelációs vizsgálatok eredményei is megerősítettek.

A talajban a felvehető tápanyagok mennyisége és a talaj minősége/termőképessége az enzimaktivitások függvénye (YANG et al. 2008). A talajban található szervesanyag mennyisége és minősége, valamint a szén és nitrogén bevitel a legjelentősebb befolyásoló tényezői a mikrobiális biomassza aktivitásának (KALLENBACH és GRANDY 2011, FIERER et al. 2009). PARKIN 1987-es tanulmánya alapján a hozzáadott szervesanyag nagy részét tartalmazó 200  $\mu m$ -nél nagyobb frakció foltos eloszlása befolyásolja a talaj mikrobiális közösségének aktivitását és térbeli variabilitását. A talajban található szén, felvehető nitrogén, foszfor és kálium mennyiségének növekedése pozitívan befolyásolja az enzimaktivitásokat (SCHIMEL és SCHAEFFER 2012). Az általam vizsgált homoktalajok esetében a talajminták szerves és szervesetlen szén-, és nitrogéntartalma, valamint a C:N arány az esetek többségében közepesen szoros-szoros, pozitív, szignifikáns ( $P < 0,01$ ) korrelációt mutatott a vizsgált enzimaktivitásokkal, kivétel a 2013 nyári mintavételt, amikor csak az invertáz és kataláz enzimek, valamint a 2014 tavaszi mintavételt, amikor csak a foszfatáz aktivitás mutatott szignifikáns korrelációt ( $P < 0,01$ ) a vizsgált szén- és nitrogénformákkal. A talajban lévő enzimek aktivitása és a talaj szervesanyag-tartalma közötti pozitív kapcsolatot WEI és munkatársai (2015) is megfigyelték. BOWLES és munkatársai (2014) a talajban található enzimek aktivitásának és a mikrobiális biomassza szén- és nitrogéntartalmának kapcsolatáról számoltak be. A különböző gazdálkodási gyakorlatok, az eltérő tápanyagutánpótlási módok befolyásolják a felvehető szubsztrátok mennyiségét. A szalmatarakás/növényi maradványok megtartásának mikrobiális aktivitást növelő hatása mellett a szén és nitrogén mennyiségének növekedése is megfigyelhető, amely az enzimaktivitás további növekedését indukálja (WEI et al. 2015, JIAO et al. 2011, WEI et al. 2009, BANDICK és DICK 1999). A mikrobák növekedését a körforgásba újonnan belépő szén és a nyugvó mikrobiális biomassza is befolyásolhatja (SANTRUCKOVA et al. 2000, ZECH et al. 1997). DÍAZ-RAVIÑA és munkatársai (1995) erdőtalajban tavasszal magasabb molekuláris biomassza szén értékeket mértek, amit a gyökerek

enzimaktivitásából származó felvehető szén szubsztrát növekedésének tulajdonítottak, továbbá CHEN és munkatársai (2003) füves talajokon a mikrobiális biomassza szén értékének növekedését figyelték meg májustól júliusig, amit a talajnedvesség hatásain kívül a finom gyökerek által biztosított tápanyag forgalommal magyaráztak. LI és munkatársai (2020) a kezdeti összes nitrogén koncentráció és a baktériumok száma között negatív korrelációt találtak, ugyanakkor eredményeik alapján a talajban található szerves szén mennyisége pozitívan befolyásolta a baktériumok és negatívan az aktinomyeták mennyiségét a talajban. A felvehető foszfor mennyisége is befolyásolja a mikrobiális közösség összetételét (LIU et al. 2018, LING et al. 2017, HUANG et al. 2016). CHEN és munkatársai (2019) a felvehető foszfor gombákra gyakorolt hatásáról számoltak be.

A talaj nedvességtartalma és az oldható szerves szén és oldható nitrogén mennyisége közötti pozitív kapcsolat arra utal, hogy a csapadék hatására növekvő nedvességtartalom a talajban képes javítani a felvehető szén és nitrogén mennyiségét (CHEN et al. 2019). A vizsgált nyírségi homoktalajok esetében általánosságban közepesen erős-erős, pozitív szignifikáns kapcsolat volt a nedvességtartalom, valamint a felvehető szén- és nitrogénformák között ( $P < 0,01$ ). A talajnedvesség enzimatikus aktivitásra gyakorolt hatása STARK és FIRESTONE (1995) vizsgálatai mellett az általunk vizsgált nyírségi homoktalajok esetében is igazolódott. Ugyanakkor a talajnedvesség a nyári mintavételek alkalmával kevésbé volt meghatározó paraméter, mint ősszel és tavasszal, amikor is a vizsgált szén-, és nitrogénformákkal, valamint a vizsgált enzymaktivitásokkal közepesen szoros-szoros, pozitív szignifikáns korrelációban volt ( $P < 0,01$ ).

A nyírségi homoktalajok esetében a 2012 őszi-2014 nyári időtartamban a vizsgált enzymaktivitások között általában szignifikáns pozitív kapcsolat állt fenn, melynek erőssége azonban változó volt. Az invertáz, dehidrogenáz és kataláz enzimek közötti erős pozitív korrelációt FENG és munkatársai (2019) is megfigyeltek, melyből valószínűsíthető, hogy ezen enzimek együttesen segítik elő a lignin lebontását, a humusz képződését és tápanyagok felszabadulását (SCHIMMEL és SCHAEFFER 2012, MAKOI és NDAKIDEMI 2008).

A biomarkerek tekintetében, az invertáz aktivitás a 2014 nyári mintavétel kivételével közepesen szoros-szoros, pozitív, szignifikáns ( $P < 0,01$ ) korrelációt mutatott a PLFA markerek többségével és az azokból kalkulált baktérium sejtszámmal. A kataláz aktivitás a 2012 őszi mintavétel kivételével az invertázhoz hasonló tendenciát mutatott. A dehidrogenáz aktivitás a 2012 őszi, valamint a két tavaszi mintavétel során mutatott szignifikánsan pozitív korrelációt a vizsgált PLFA markerekkel és az azokból kalkulált baktérium sejtszámmal. A foszfatáz enzym aktivitása az esetek többségében csupán az invertáz és kataláz enzimek aktivitásával mutatott pozitív, szignifikáns kapcsolatot ( $P < 0,01$ ).

#### **4.5. A környezeti tényezők befolyásoló hatása a vizsgált talajkémiai és mikrobiális paraméterekre főkomponens analízis (PCA) vizsgálatok alapján**

A különböző talajtulajdonságok egymással mátrix kapcsolatban vannak, a vizsgált paraméterek csoportokat, úgynevezett faktorokat alkotnak, melyek meghatározzák az időbeli és térbeli változásokat. A főkomponens analízishez olyan változókat választottam, melyekhez valamennyi vizsgálati időpontban van adat (11. és 12. táblázat).

A kiválasztott változók alkalmasságának vizsgálatakor 0,721-es KMO (Kaiser-Meyer-Olkin) értéket kaptam, mely alapján a kiválasztott változók megfelelőnek tekinthetők

faktoranalízishez (9. táblázat). A Bartlett-teszt eredménye alapján a változók megoszlása az egyes faktorok között szignifikáns volt.

9. táblázat: A kiválasztott változók alkalmasságának és a megoszlás szignifikanciájának vizsgálata

Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy.		<b>0,721</b>
Bartlett's Test of Sphericity	Approx. Chi-Square	3579,374
	df	136
	Sig.	<b>0,000</b>

10. táblázat: Az összes variancia felbontása

Faktor	Initial Eigenvalues			Extraction Sums of Squared Loadings			Rotation Sums of Squared Loadings		
	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %
1	6,781	21,875	21,875	6,781	21,875	21,875	5,930	19,129	19,129
2	5,138	16,574	38,449	5,138	16,574	38,449	5,177	16,700	35,828
3	4,152	13,392	51,841	4,152	13,392	51,841	3,410	10,999	46,827
4	3,609	11,644	63,485	3,609	11,644	63,485	3,349	10,803	57,630
5	2,700	8,710	72,195	2,700	8,710	72,195	2,969	9,576	67,206
6	1,935	6,241	78,436	1,935	6,241	78,436	2,966	9,568	76,775
7	1,307	4,215	82,652	1,307	4,215	82,652	1,586	5,117	81,891
8	1,122	3,619	<b>86,271</b>	1,122	3,619	<b>86,271</b>	1,358	4,379	<b>86,271</b>

Extraktós módszer: Főkomponens analízis.

A 10. táblázatban láthatjuk, hogy első lépésben nyolc faktort különített el a főkomponens analízis, melyek együtt a teljes variancia 86,271 %-át magyarázzák, ami jóval meghaladja a minimumként megfogalmazott 60%-ot. A 11. táblázat mutatja a vizsgált paraméterek eloszlását az egyes faktorok között. Az eredmények alapján a változásokat leginkább a tárgyhavi és a mintavételt/terepi mérést megelőző havi talaj és levegő hőmérséklet magyarázza (1. faktor) a varianciák 21,875 %-ában.

A második faktort a bakteriális-, a G<sup>+</sup>- és G<sup>-</sup>-, az Aktinomyceta, valamint az összes PLFA markerekkel, és a PLFA markerekből kalkulált baktérium sejtszámmal azonosíthatjuk, mely a varianciák 16, 574 %-át magyarázza. A harmadik az összes C- és N-tartalom, a C:N arány, valamint a kataláz aktivitás faktora, ennek megmagyarázási aránya a teljes variancia 13,392 %-a. A negyedik faktort a C18:2n6 gomba PLFA marker, valamint a G<sup>+</sup>:G<sup>-</sup> baktériumok aránya, a gomba:baktérium arány és az Aktinomyceta:baktérium arány határozza meg, mely faktor a varianciák 11,644 %-át magyarázza. Az ötödik faktorban a tárgyhavi és az azt megelőző havi csapadék mennyisége, valamint kevésbé domináns paraméterként a talajnedvesség (0,516 abszolút értékkel) szerepelnek, ezen faktor megmagyarázási aránya 8,710 %.



11. táblázat: A forgatás után kapott faktorsúlyok az eredmények főkomponens analízissel történő elemzésekor

Paraméterek	Faktorok							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Összes N-tartalom			0,932					0,123
Összes C-tartalom			0,952					
C:N arány			0,783			0,101		
Talajnedvesség	-0,473		0,241		0,516	-0,208	0,215	
Talajlégzés	0,212		0,237			0,490	0,107	-0,374
Invertáz aktivitás	0,206	0,136	0,292	0,107	-0,203	0,559	-0,486	0,201
Dehidrogenáz aktivitás			0,206	0,123		0,170	0,163	0,789
Kataláz aktivitás			0,749	0,196		0,140	0,191	0,136
Savas foszfatáz aktivitás	0,183		0,232	-0,135	0,116	-0,143	-0,177	0,694
Baktérium marker PLFA		0,976						
G <sup>+</sup> marker PLFA		0,974						
G <sup>-</sup> marker PLFA		0,946		-0,250				
Aktinomyoceta marker PLFA		0,776	0,219	0,160	-0,124	0,139		
C18:2n6 gomba PLFA marker		0,241		0,903		-0,113		
G <sup>+</sup> :G <sup>-</sup> baktérium arány	-0,105	0,436		-0,796		-0,104		
Gomba:baktérium arány		0,151		0,903				
Aktinomyoceta:baktérium arány		-0,127	0,159	0,895				
Összes PLFA		0,983						
Baktérium sejtszám/l g talaj	-0,204	0,618	0,221	0,163			0,292	
Előző havi csapadék	0,256				0,910	0,181	0,213	
Tárgyhavi csapadék	-0,394				0,843	0,181	-0,252	
Éves csapadék	-0,112	-0,195	0,116		0,220	0,573	0,692	
Előző havi átlag talajhőmérséklet	0,953						-0,218	
Tárgyhavi átlag talajhőmérséklet	0,957					0,141	0,202	
Éves átlagos talajhőmérséklet					0,212	0,918	0,194	
Előző havi átlag levegőhőmérséklet	0,973						-0,178	
Tárgyhavi átlag levegőhőmérséklet	0,723	-0,143		-0,179	0,196	0,205	0,548	
Éves átlagos levegőhőmérséklet	0,155			-0,115	0,177	0,921		

Extraktós módszer: Főkomponens analízis. Forgatási módszer: Varimax Kaiser normalizálással.

<sup>a</sup>A forgatás 9 ismétlésben konvergált.

A hatodik faktor domináns paraméterei a talaj- és levegőhőmérséklet éves átlaga, valamint az invertáz aktivitás, de a talajlégzés abszolút értéke csupán közelíti a kívánt értéket (0,490), a faktor a varianciák 6,241 %-át magyarázza. A hetedik faktorban egyedüli meghatározó paraméter az éves csapadék mennyisége, ennek magyarázási aránya 4,215 %. A nyolcadik faktorban a dehidrogenáz és savas foszfatáz enzimek aktivitása domináns, mely faktor a varianciák 3,619 %-át magyarázza.

Amennyiben a főkomponensek számát kettőre redukáljuk, az első főkomponensben a tárgyhavi és az azt megelőző havi talaj és levegőhőmérséklet, a második főkomponensben a bakteriális, G<sup>+</sup>, G<sup>-</sup> és Aktinomyoceta PLFA markerek, az összes PLFA markerek mennyisége valamint a PLFA markerek alapján kalkulált baktérium sejtszám a domináns változók (12. táblázat).



12. táblázat: Az egyes paraméterek faktorsúlyai a főkomponensek számának kétfőre redukálása után

Paraméter	Komponens	
	1	2
Összes N-tartalom	0,290	0,337
Összes C-tartalom	0,309	0,336
C:N arány	0,323	0,265
Talajnedvesség	-0,412	
Talajlégzés	0,366	-0,160
Invertáz aktivitás	0,432	0,236
Dehidrogenáz aktivitás	0,134	0,139
Kataláz aktivitás	0,264	0,216
Savas foszfatáz aktivitás	0,253	0,100
<b>Baktérium marker PLFA</b>		<b>0,930</b>
<b>G<sup>+</sup> marker PLFA</b>		<b>0,925</b>
<b>G<sup>-</sup> marker PLFA</b>		<b>0,882</b>
<b>Aktinomyceta marker PLFA</b>	0,119	<b>0,784</b>
C18:2n6 gomba PLFA marker	-0,116	0,282
G <sup>+</sup> :G <sup>-</sup> baktérium arány		0,386
Gomba:baktérium arány	-0,156	0,188
Aktinomyceta:baktérium arány		
<b>Összes PLFA</b>		<b>0,939</b>
<b>Baktérium sejtszám/1 g talaj</b>		<b>0,603</b>
Előző havi csapadék	0,302	-0,305
Tárgyhavi csapadék	-0,320	
Éves csapadék	0,106	-0,341
<b>Előző havi átlag talajhőmérséklet</b>	<b>0,846</b>	
<b>Tárgyhavi átlag talajhőmérséklet</b>	<b>0,931</b>	-0,230
Éves átlagos talajhőmérséklet	0,373	-0,242
<b>Előző havi átlag levegőhőmérséklet</b>	<b>0,902</b>	
<b>Tárgyhavi átlag levegőhőmérséklet</b>	<b>0,756</b>	-0,339
Éves átlagos levegőhőmérséklet	0,425	-0,166

Extraktós módszer: Főkomponens analízis. Forogtási módszer: Varimax Kaiser normalizálással.

<sup>a</sup> A forogtás 3 ismétlésben konvergált.

A főkomponens analízissel lehetővé vált a meteorológia paraméterek fontosságának bemutatása, valamint annak igazolása, hogy az egyes PLFA markerek érzékenyebben reagálnak a különböző környezeti hatások változásaira. Eredményeim alátámasztják a különböző környezeti tényezők, mint a talaj és levegő hőmérséklet mikrobiális biomasszára gyakorolt befolyásoló hatását, melyről MOORE és LOBELL (2015) valamint ZHOU és munkatársai (2017b) is beszámoltak. LI és munkatársainak (2020) eredményei alapján az éves átlagos középhőmérséklet pozitív kapcsolatban áll a bakteriális biomassza, valamint a G<sup>-</sup> baktériumok és az aktinomyceták mennyiségével is. A talaj baktériumközösségének a környezeti viszonyokkal szemben tanúsított nagyobb fokú érzékenységről a gombákhoz viszonyítottan MEISNER és munkatársai (2013), valamint HARRIS (1981) is beszámoltak. A G<sup>+</sup>, G<sup>-</sup> és Aktinomyceta PLFA markerek magas faktorsúlyait, vagyis kiváló bioindikátor mivoltukat feltehetően a lebontási folyamatok különböző szakaszaiban elfoglalt specifikus szerepüknek köszönhetik. Míg a G<sup>+</sup> baktériumok elsősorban az ellenállóbb szénforrásokat használják, addig a G<sup>-</sup> baktériumok a labilis szénformák bontásáért felelősek (CHEN et al. 2019, LANGE et al. 2014), a későbbi lebontási folyamatokban

pedig az aktinomiceták válnak dominánssá (BASTIDA et al. 2013). Bár a gombák a talaj pórusterében való elhelyezkedésük miatt érzékenyebben reagálhatnak a környezeti hatásokra (GORDON et al. 2008, DENEFF et al. 2001), ezt a hatást eredményeim (a főkomponens analízis során mutatott alacsony faktorsúly) alapján ellensúlyozza, sőt a vizsgált homoktalajokon meghaladja a kiterjedt hifahálózat miatti nagyobb víz és tápanyagfelvevő képességük.

Az eredmények grafikus ábrázolása esetén láthatjuk, milyen mértékben különülnek el az eredmények a különböző szelektáló tényezők (művelési mód, mikrodomborzat, év, évszak, mintavételi terület) szerint (14.a-q. Mellékletek). A teljes vizsgálati időszakot figyelembe véve a művelési mód szerint kevésbé, míg a domborzat, a mintavételi mélység szerint jól láthatóan, az év és az évszak szerint pedig markánsan elkülönültek az eredmények (14. a-e. Mellékletek). Továbbá a két mintavételi mélység eredményeit külön kezelve valamennyi vizsgálati időpontban elkülönültek a különböző mintavételi területek eredményei, a legszámottevőbb eltéréseket a nyári mintavételi eredmények mutatták. (14. f-q. Mellékletek). Ezen eredmények is alátámasztják a vizsgálati eredmények komplex rendszerben történő értelmezésének szükségességét.

## 5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

A Nyírségben található savanyú homotalajok alacsony szervesanyag-tartalommal, kedvezőtlen vízgazdálkodási tulajdonságokkal rendelkeznek, továbbá a kedvezőbb mechanikai összetételű talajokhoz viszonyítva az erózióval szembeni ellenálló képességük jóval gyengébb, amihez hozzájárul a nyírségre jellemző mikrodomborzati tagoltság (buckák és azok között elhelyezkedő buckaközi területek váltakozása). Ezen kedvezőtlen tulajdonságok nehezítik a hatékony mezőgazdasági termelést.

A megfelelő termésmennyiségek elérésén túl törekednünk kell a talaj egészségének, termőképességének megőrzésére, lehetőség szerinti javítására is. Egy fokozatosan romló termőképességű talajon hosszú távon a kívánt hozamok csak jelentős többletköltségekkel, nagyobb idő és munkaerő ráfordítással érhetők el, egy ponton túl pedig már ezek sem garantálják a szükséges termésmennyiség elérését. Elkerülhetetlen tehát a fenntartható gazdálkodási szemlélet minél szélesebb rétegben történő foganatosítása. A figyelemfelhívásban, az ismeretek átadásában kiemelt felelőssége van a kutatóknak is, hiszen nem elég csak a szakmai tudományos fórumokon eszmét cserélnünk a kollégákkal, hanem közérthető nyelven, a termelésben részt vevő magánszemélyekkel és a gazdasági szervezetek képviselőivel is meg kell osztanunk tapasztalatainkat, hangsúlyozva azt is, hogy nem csak a jelen kor, hanem a jövő nemzedékeinek érdekeit is szolgálja. Sajnos vannak olyan termőhelyek ahol az ökológiai gazdálkodási módszerek mellett jelenleg nem lehetséges a hatékony mezőgazdasági termelés (például a klimatikus viszonyok, a kártevők nagy száma miatt), de itt is törekednünk kell az ésszerű, jól átgondolt gazdálkodásra, a káros behatások minimalizálására (növényvédőszeres túlzott alkalmazásának, a fölösleges talajbolygatás elkerülésére).

A hagyományosnak számító talajkémiai, talajmechanikai és mikrobiális vizsgálatok elvégzésén túl, a PLFA módszer alkalmazásával lehetőségem nyílt a szervesanyag bontás különböző fázisainak, valamint a bevitt szervesanyag minőségének (könnyen avagy nehezen bontható formák) nyomon követésére. A kapott eredmények alapján a PLFA vizsgálatok eredményei a vizsgált talajok mikrobiológiai státuszában bekövetkező változások megfigyelésén túl hasznos információkat szolgáltatnak a talaj mikrobiális közössége által koordinált lebontási folyamatok nyomon követéséhez.

A talaj mikrobiális közösséget kutató vizsgálatok során gyakran figyelmen kívül hagyják a meteorológiai körülményeket, annak ellenére, hogy a mikrobiális aktivitásnak, valamint az ennek során végbemenő szervesanyag bontásnak is megvannak a hőmérsékleti és talajnedvességhez kapcsolódó optimum értékei, hiszen a talajban élő mikrobák olyan élőlények, melyek rendkívül érzékenyen reagálnak egyes meteorológiai paraméterek változásaira.

A meteorológiai állomások mérési eredményi általában egy nagyobb területet fednek le, azonban az általam kapott eredmények alapján is igazolódik, hogy a néhány méteres szintkülönbség esetén is jelentős eltérések mérhetők az egyes mintavételi területek mechanikai, kémiai, és mikrobiális aktivitást/közösségi összetételt jellemző eredményei között. Nincs ez másként a meteorológiai paraméterek esetében sem, azonban a mérőállomások jelentős beszerzési költsége miatt nem jellemző, hogy egy szűkebb területen belül, például ugyanazon tábla dombi és dombalji részén is elhelyezzenek egy-egy ilyen állomást. Ugyanakkor véleményem szerint értékes és tanulságos eredményeket nyerhetnénk ezen megfigyelésekkel.

Mindezidáig nem született olyan kutatás, mely széles körben vizsgálta a nyírségi homoktalajok szervesanyag dinamikájának, fizikai, kémiai, biológiai tulajdonságainak az ökológiai és konvencionális gazdálkodás hatására bekövetkező

változásait a mikrodomborzati kitétség és mintavételi mélység figyelembe vételével, valamint kitért volna a meteorológiai paraméterek befolyásoló hatására is. Jelen disszertációban 14 talajkémiai, három talajmechanikai, 15 mikrobiális, valamint három meteorológiai paraméter eredményeit, továbbá azok egymásra gyakorolt hatását mutatom be. Valójában azonban ettől jóval több vizsgálati és mérési adat áll rendelkezésemre, de tekintettel a doktori értekezés terjedelmi követelményeire igyekeztem leszűkíteni a bemutatott eredmények körét, és a leginkább releváns paramétereket kiválasztani.

Jelen doktori értekezés eredményei valamint gyakorlati tapasztalataim alapján az alábbi javaslatokat fogalmaztam meg a különböző tájegységek és gazdálkodási módok eredményességének jellemzéséhez használt vizsgálatok kapcsán:

1. A vizsgálatok megtervezéskor törekedni kell arra, hogy az adott területről minél több hasznosítható adat legyen, melyet azonban nem az egy időben megvett nagy mintaszámmal célszerű elérni, hanem azzal a minimális mintaszámmal, mely még reprezentatívan jellemzi a vizsgált területet, és ezen minták széleskörű komplex vizsgálatával. A mintavételezés megtervezése és kivitelezése során javasolom figyelembe venni az adott tájegységre jellemző mikrodomborzati sajátosságokat is (domb és dombalj elkülönítése).
2. Az enzimaktivitás vizsgálatok során legalább egy extracelluláris és legalább egy intracelluláris talajenzim vizsgálatát (mivel előbbiek általában könnyebben mérhetőek, ugyanakkor az intracelluláris enzimek érzékenyebbek, ennél fogva időben pontosabb képet adnak) a talajmátrix esetleges zavaró hatásainak figyelembe vételével.
3. A mikrobiális vizsgálatok értelmezésekor a meteorológiai paraméterek változásainak figyelembe vételét, különös tekintettel a levegő és talajhőmérsékletre, valamint a csapadék mennyiségére és eloszlására.
4. A mikrobiológiai vizsgálatok körében a klasszikus enzimaktivitás vizsgálati módszerek kiegészítését PLFA és DNS/RNS alapú molekuláris vizsgálatokkal.
5. Egy egységes, standardizált vizsgálati protokoll kidolgozását, mely a mintavételezés megtervezésétől és kivitelezésétől az eredmények kiértékeléséig kiterjed.

Fenti javaslataimon túl ígéretesnek tartom újabb meteorológiai állomások kiépítését a mikrodomborzati sajátosságok figyelembe vételével.

## 6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. A *mikrodomborzati kitétség talajminőséget befolyásoló hatását* elsőként igazoltam a Nyírségre jellemző savanyú homoktalajok esetében. A főbb kémiai paraméterek többsége szignifikánsan elkülönült mindkét gazdálkodási mód esetén, valamint a vízálló talajfrakciók eloszlása a konvencionális parcellában szignifikánsan különbözött a domb és dombalj között mindkét mintavételi mélységben ( $P < 0,05$ ).
2. A *nyírségre jellemző mikrodomborzat mikrobiális aktivitást befolyásoló hatását* is elsőként igazoltam (a talajlégzés, a dehidrogenáz, a kataláz és savas foszfatáz aktivitás esetében,  $P < 0,05$ ).
3. A talajminták PLFA vizsgálatával elsőként igazoltam *a mikrodomborzat befolyásoló hatását a nyírségi savanyú homoktalajok mikrobiális közösségének összetételére*.
4. Kutatásaim során elsőként *igazoltam az ökológiai gazdálkodás kedvező hatását a vízálló talajfrakciók mennyiségére*, mivel a konvencionális parcellával ellentétben, az ökológiai parcellában nem volt szignifikáns különbség az eltérő mikrodomborzati kitétségű területek eredményei között.
5. Kutatásaim során elsőként igazoltam *a meteorológiai paraméterek befolyásoló hatásait a nyírségi savanyú homoktalajok mikrobiális közösségének aktivitására és összetételére. A csapadék éves mennyisége szignifikáns kapcsolatban volt a talajlégzéssel, a vizsgált enzimaktivitásokkal és PLFA eredményekkel. A mintavételi és az előtte lévő hónapban mért talaj és levegőhőmérséklet emelkedés szignifikánsan negatívan befolyásolta a baktériumok mennyiségét a dombalján* ( $P < 0,01$ ).
6. Statisztikai vizsgálatokkal igazoltam *a talaj invertáz és kataláz aktivitása és a talaj mikroorganizmus közösségből kinyert foszfolipid zsírsav markerek, valamint a baktérium sejtszám közötti* közepesen szoros/szoros, pozitív, szignifikáns ( $P < 0,01$ ) kapcsolatot.

## 7. ÖSSZEFOGLALÁS

Doktori értekezésemben nyírségi savanyú homoktalajok szervesanyag dinamikájának, valamint a mikrobaközösség aktivitásának és összetételének változásait vizsgáltam a különböző gazdálkodási módok hatására.

Mind az ökológiai (XVI. tábla), mind a konvencionális (XV. tábla) gazdálkodású területek a Debreceni Egyetem AKIT Nyíregyházi Kutatóintézetéhez tartoznak, Nyíregyháza külterületén helyezkednek el, a várostól (és a Kutatóintézettől) észak-nyugatra. A XVI. táblában 1997 óta történik növénytermesztés az ökológiai gazdálkodás iránymutatásai alapján. A vizsgált szántóföldi területeken 2012 és 2014 között pohánka, rozs, szösös bükköny, zab termesztése történt, valamint zöldtrágyaként olajretket és repcét vetettek.

A térségre jellemző a topográfiai heterogenitás, (a vizsgálati területek esetében 5 méteres szinteltérést mértem mindkét vizsgált táblában), ennek megfelelően a dombról és dombaljról is történt mintavételezés a felső 30 cm-es, valamint a 30-60 cm-es talajrétegekből. A mintavételek 2012 őszétől, 2014 nyaráig évente három alkalommal, minden tavasszal, nyáron és ősszel történtek, továbbá a mintavételekkel párhuzamosan vizsgáltam a talajlégzést is. Az egyes mintavételi területeket GPS-szel behatároltam, valamint a talajszelvények feltárását követően elvégeztem azok talajtani besorolását is a WRB (World Reference Base for Soil Resources) útmutatásai alapján. A két dombi terület a Lamellic Arenosol kategóriába tartozik, azzal a különbséggel, hogy az ökológiai parcellában a felső egy méteres rétegben kovárvány csíkok és intenzív állati keverés nyomai figyelhetők meg, így azt a Ruptic, Turbic utótagokkal jellemezhetjük. Az ökológiai gazdálkodású parcella dombalji részén a szelvény szinte teljes profiljában megfigyelhető a mész jelenléte, valamint a 80-105 cm-es ( $BC_k$  rétegben) az állati keverés nyoma is, így ennek besorolása Calcaric Arenosol (Protocalcic, Turbic). A konvencionális gazdálkodású dombaljban -Arenosol (Humic)- sem a mész jelenléte, sem az állati keverés nyomai nem tapasztalhatók, azonban 60-110 cm-es mélységben egy eltemetett humuszos szint található.

A légszáraz talajmintákból meghatároztam a talajminták főbb kémiai paramétereit, a különböző részecske frakciók egymáshoz viszonyított arányát és a vízálló frakciók mennyiségét, a kataláz és savas foszfatáz enzimek aktivitását, valamint az eredeti nedvesség tartalmú mintákból a talajnedvességet, az invertáz és dehidrogenáz enzimek aktivitását, továbbá a mikroba közösség összetételét PLFA (phospholipid-derived fatty acid, foszfolipid zsírsav) vizsgálatokkal.

Eredményeim is igazolják, hogy a gazdálkodási mód jelentős mértékben befolyásolja a talajminőséget, az eltérő szervesanyag és tápanyag-utánpótlási módokon keresztül, továbbá a konvencionális gazdálkodás során alkalmazott műtrágyák és növényvédőszeres kedvezőtlenül hatnak a pH-ra és a talajban élő mikrobákra. Az alacsony szervesanyag-tartalmú talajok, mint a Nyírségre is jellemző savanyú homoktalajok a gyengébb pufferkapacitásuk miatt jóval érzékenyebben reagálnak a szervesanyag-tartalom változására. Kiemelten fontos tehát ezen talajok komplex vizsgálata, mely egyaránt kitér a talaj mechanikai és kémiai tulajdonságainak, valamint a talajmikroba közösség aktivitásának és közösségi összetételének jellemzésére.

Vizsgálataimmal igazoltam a mikrodomborzati adottságok és meteorológiai paraméterek figyelembe vételének szükségességét a talaj minőségét jellemző tulajdonságok változásainak értelmezésekor. A legtöbb vizsgált talajmechanikai és kémiai paraméter esetében szignifikáns ( $P < 0,05$ ) különbség volt a dombon és dombaljban mért eredmények között. A vizsgált területek talajlégzése, továbbá dehidrogenáz, kataláz és savas foszfatáz aktivitása, valamint a mért PLFA markerek többsége is szignifikánsan különbözött a dombról és dombaljból vett mintákban ( $P <$

0,05). A főkomponens analízis során igazolódott a tárgyhavi és az azt megelőző havi átlagos talaj- és levegőhőmérséklet befolyásoló hatása, valamint a bakteriális-, a G<sup>+</sup>- és G<sup>-</sup>-, az Aktinomyoceta, valamint az összes PLFA markerek, és a PLFA markerekből kalkulált baktérium sejtszám jelentősége.

A kapott eredmények alapján igazolódott az ökológiai gazdálkodás kedvező hatása a talajminőségre. A visszaforgatott növényi maradványok által biztosított nagyobb szervesanyag bevitel szignifikánsan magasabb vizes és kálium kloridos pH-t; magasabb szerves széntartalmat; nitrát, nitrit nitrogéntartalmat; humusztartalmat; összes szén- és nitrogéntartalmat; valamint C:N arányt eredményezett az erózióknak jobban kitett dombi területek mindkét mintavételi mélységében, a konvencionális területekhez viszonyítva. A magasabb szervesanyag bevitel kedvezően befolyásolta a talaj vízerózióval szembeni ellenálló képességét is, az ökológiai táblában a vízálló frakciók mennyisége nem különbözött szignifikánsan a domb és a dombalj között, míg a konvencionális táblában a különbség szignifikáns volt (P<0,05).

Rámutattam, hogy a hagyományosnak számító talajkémiai, talajmechanikai és mikrobiális vizsgálatok elvégzésén túl, a PLFA módszer alkalmas a szervesanyag bontás különböző fázisainak, valamint a bevitt szervesanyag minőségének (könnyen avagy nehezen bontható formák) nyomon követésére. A főkomponens analízis során a bakteriális-, a G<sup>+</sup>- és G<sup>-</sup>-, az Aktinomyoceta, valamint az összes PLFA markerek, és a PLFA markerekből kalkulált baktérium sejtszám jelentős factorsúllyal rendelkező, domináns paraméterek voltak a hagyományos enzimaktivitás vizsgálatokkal ellentétben.

Korábban nem készült ilyen részletességű, átfogó kutatás, mely a térségre jellemző mikrodomborzati hatásokat és a meteorológiai paraméterek változásait is figyelembe vette az ökológiai és konvencionális gazdálkodású nyírségi savanyú homoktalajok összehasonlító jellemzésekor (14 talajkémiai, három talajmechanikai, 15 mikrobiális, valamint három meteorológiai paramétert, illetve ezek egymásra gyakorolt hatásait vizsgáltam). Munkám során három éven keresztül, két mintavételi mélységben vizsgáltam a talaj mechanikai és kémiai tulajdonságait (beleértve a talajban található szervesanyag mennyiségi és minőségi paramétereit), valamint a mikrobiális aktivitást és a talaj mikrobaközösségének összetételét.

Összeségében a kapott eredmények és az azokból levont következtetések rámutatnak arra, miszerint a különböző tájegységek talajainak vizsgálatokor figyelembe kell vennünk a domborzati sajátosságokat, valamint a meteorológiai paraméterek változásait, hiszen ezek is nagymértékben befolyásolják a vizsgált mechanikai, kémiai és mikrobiális paramétereket. Megfigyelhető továbbá az ökológiai gazdálkodás, azon belül pedig a növényi maradványok visszaforgatásának talajminőségre és a mikrobiális aktivitásra gyakorolt kedvező hatása. A PLFA eredmények alapján az eltérő szervesanyag-készletek eltérő mikroba összetételt eredményeztek a különböző mintavételi területeken.



## 8. SUMMARY

In this dissertation investigated the changes of organic matter dynamic, the activity and composition of microbial biomass in acidic sandy soils of Nyírség region in different management systems.

The studied ecological (XVI. plot) and the conventional (XV. plot) fields belong to the Research Institute of Nyíregyháza, IAREF, University of Debrecen, in the Northwestern part of the city (the Research Institute). Ecological crop production has been maintained since 1997 in XVI. plot. In the studied arable lands were grown buckwheat, rye, hairy vetch and oats, furthermore oil radish and rapeseed were grown as green manure between 2012 and 2014.

The area is characterized by topographic heterogeneity (in the case of the study areas I measured meter level difference in both examined plot), accordingly, the top 30 cm and 30-60 cm soil layers were also sampled from the upper and lower parts of slope. The samplings took place three times a year from autumn 2012 to summer 2014, every spring, summer and autumn, and I also examined soil respiration in parallel with the sampling. I delimited around the individual sampling areas with GPS, and after the excavation of the soil profiles, furthermore I also performed their soil classification according to the WRB (World Reference Base for Soil Resources) guidelines. The two upper part of slope areas belong to the Lamellic Arenosol category, with the difference that in the upper one meter layer of the ecological plot traces of bands and intense animal mixing can be observed, so it can be characterized by the Ruptic, Turbic suffixes. In the lower part of slope of the ecological managed plot, the presence of lime can be observed almost in the complete profile, as well as traces of animal mixing in the 80-105 cm (BCk layer), thus classifying it as Calcaric Arenosol (Protocalcic, Turbic). In the conventional managed upper part of slope - Arenosol (Humic) - neither the presence of lime nor traces of animal mixing are observed, however at a depth of 60-110 cm there is a buried humus level.

I determined the main chemical parameters of the soil samples from the air dried soil samples, the relative proportions of the different particle fractions and the amount of water-resistant soil fractions, the activity of catalase and acidic phosphatase enzymes and the soil moisture content from the air-dried soil samples, furthermore activity of invertase and dehydrogenase enzymes, and community structure by PLFA (phospholipid-derived fatty acid) studies from the samples with original moisture content.

My results also confirm that the farming method significantly influences the soil quality, through different organic matter and nutrient supply methods, and the fertilizers and pesticides used in conventional management have an adverse effect on pH and soil microbes. Soils with low organic matter content, such as the typical acidic sandy soils of Nyírség region, are much more sensitive to changes in organic matter content due to their lower buffer capacity. It is therefore of paramount importance to study these soils in a complex way, including both the mechanical and chemical properties of the soil and the activity and community composition of the soil microbial community.

I proved with my investigations the need to take into account the micro-topography and meteorological parameters when interpreting the changes in the characteristics of the soil quality. For most of the studied soil mechanical and chemical parameters, there was a significant ( $P < 0.05$ ) difference between the results measured on the upper and lower part of slope. Soil respiration of the studied areas, furthermore activity of dehydrogenase, catalase and acidic phosphatase, and most of the measured PLFA markers also differed significantly in the samples taken from the upper and lower part of slope ( $P < 0.05$ ). The principal component analysis confirmed the

influencing effect of the average soil and air temperature in the current month and the previous month to bacterial, G<sup>+</sup>, G<sup>-</sup>, Actinomyceta and total PLFA markers and from PLFA markers calculated bacterial cell number.

Based on the obtained results, the favourable effect of ecological management on soil quality was confirmed. The higher organic matter input provided by the recycled plant residues resulted significantly higher aqueous and potassium chloride pH, higher organic carbon content, nitrate-, nitrite-nitrogen content, humus content, total carbon and nitrogen content, and C:N ratio at both sampling depths of upper parts of slope areas which were more exposed to erosion, compared to conventional areas. Higher organic matter input also favourable affected the soil's resistance to water erosion, in the ecological field the amount of waterproof fractions did not differ significantly between the upper and lower part of slope, while in the conventional field the difference was significant ( $P < 0.05$ ).

I pointed out that in addition to the traditional soil chemistry, soil mechanics and microbial investigations, the PLFA method is suitable for monitoring the different phases of organic matter decomposition and the quality of the added organic matter (easily or hardly decomposable forms). In the principal component analysis, the bacterial, G<sup>+</sup>, G<sup>-</sup>, Aktinomyceta and total PLFA markers, and from PLFA markers calculated bacterial cell number, were dominant parameters with significant factor weights, in contrast to traditional enzyme activity assays.

No such detailed, comprehensive research has been carried out before, which took into account the micro-topographic effects of the area and the changes of meteorological parameters in the comparative determination of ecological and conventional managed acidic sandy soils of Nyírség region (I investigated 14 soil chemistry, three soil mechanics, 15 microbial and three meteorological parameters and effects of these on each other). During my work, I studied the mechanical and chemical properties of the soil (including the quantitative and qualitative parameters of organic matter in the soil) as well as the microbial activity and the structure of the soil microbial community for three years in two sampling depths.

Overall, the results obtained and the conclusions drawn from them point out that when examining the soils of different regions, we have to take into account the topographical characteristics as well as the changes in meteorological parameters, as they also greatly influence the studied mechanical, chemical and microbial parameters. Can also be observed the positive effects of ecological management, within that the recycling of plant residues to the soil quality and microbial activity. Based on the PLFA results, different organic matter stocks resulted in different microbial composition in different sampling areas.

## 9. MELLÉKLETEK

### M1. Irodalomjegyzék

- 1) ACIEGO PIETRI, J.C., BROOKES, P.C. (2009): Substrate inputs and pH as factors controlling microbial biomass, activity and community structure in an arable soil. *Soil Biol. Biochem.* 41, 1396-1405. p.
- 2) ACOSTA-MARTÍNEZ, V., HARMEL, R.D. (2006): Soil microbial communities and enzyme activities under various poultry litter application rates. *J. Environ. Qual.* 35, 1309.p.
- 3) ADAMS, M.A. (1992): Phosphatase activity and phosphorus fractions in Karri (*Eucalyptus diversicolor* F. Muell.) forest soils. *Biol. Fertil. Soils* 14, 200-204. p.
- 4) AGÓCS, B., CHONA, E., GALAMBOS, A., HEGYMEGI, P., JUHÁSZ, Á., JUNG, I., KARY, L., KESZTHELYI, K., KISS, A., KOVÁCS, V., LUCSKAI, A., REZNEKI, R., ROZSIK, P., SZTAHURA, E., VÁRSZEGI, S. (2015): Ökológiai gazdálkodás – Kézikönyv a támogatási kérelem benyújtásához. In: REZNEK, R., SZTAHURA, E. (Szerk.). Budapest: Nemzeti Agrárgazdasági Kamara, Crew Kft.
- 5) AKHTAR, K., WANG, W., REN, G., KHAN, A., FENG, Y., YANG, G. (2018): Changes in soil enzymes, soil properties, and maize crop productivity under wheat straw mulching in Guanzhong, China. *Soil Til. Res.* 182, 94-102. p.
- 6) ALEF, K., NANNIPIERI, P. (1995): *Methods in applied soil microbiology and biochemistry.* – Academic Press, London.
- 7) ALKORTA, I., AIZPURUA, A., RIGA, P., ALBIZU, I., AMEZAGA, I., GARBISU, C. (2003) Soil enzymes activities as biological indicators of soil health. *Rev. Environ. Health* 18, 65–72. p.
- 8) ALLISON, S. D., JASTROW, J.D. (2006): Activities of extracellular enzymes in physically isolated fractions of restored grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 38 (11), 3245–3256. p.
- 9) ALLISON, S.D., MARTINY, J.B.H. (2008): Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 105, 11512.
- 10) ANANYEVA, N.D., SUSYAN, E.A., CHERNOVA, O.V., WIRTH, S. (2007). Microbial respiration activities of soils from different climatic regions of European Russia. *Eur. J. Soil Biol.*, 44. 147-157.
- 11) ANDERSEN, A., PETERSEN, S. O. (2009): Effects of C and N availability and soil-water potential interactions on N<sub>2</sub>O evolution and PLFA composition. *Soil Biol. Biochem.* 41 (8), 1726-1733. p.
- 12) ANDERSON, J.P.E., DOMSCH, K.H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10. 215-221. p.
- 13) ANDREUX, F. G., CERRI, C. C., EDUARDO, DE P., CHONÉ T. (1990): Humus contents and transformations in native and cultivated soils. *Sci. Tot. Environ.* 90, 249-265 p.
- 14) ANGERER, I.P., BIRÓ, B., KÖVES-PÉCHY, K., ANTON, A., KISS, E. (1998). Indicator microbes of chlorsulphuron addition, detected by a modified soil dilution method. In: Hung. Contributions to the 16th Internat. Congr. Soil Sci., Agrokémia és Talajtan, 47. 297-305. p.
- 15) ARANYOS, T., DEMETER, I., TOMÓCSIK, A., OROSZ, V., HENZSEL, I., MAKÁDI, M. (2019): Long-term effects of a sewage sludge compost treatment on soil physical parameters. In: MAKÁDI M. (szerk.) LOTEX 2019 : 2nd Conference on Long-term Field Experiments : book of proceedings. Nyíregyháza, Magyarország : University of Debrecen. Institutes for Agricultural Research and Educational Farm Research. Institute of Nyíregyháza, 32-38. p.

- 16) AULAKH, M.S., KHERA, T.S., DORAN, J.W., BRONSON, K.F. (2001): Managing crop residue with green manure, urea, and tillage in a rice-wheat rotation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 820-827. p.
- 17) BÅÅTH, E., ANDERSON, T. H. (2003): Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. – *Soil Biol. Biochem.* 35, 955-963. p.
- 18) BAHRAM, M., HILDEBRAND, F., FORSLUND, S.K., ANDERSON, J.L., SOUDZILOVSKAIA, N.A., BODEGOM, P.M., BENGTSSON-PALME, J., ANSLAN, S., COELHO, L.P., HAREND, H., HUERTA-CEPAS, J., MEDEMA, M.H., MALTZ, M.R., MUNDRA, S., OLSSON, P.A., PENT, M., PÖLME, S., SUNAGAWA, S., RYBERG, M., TEDERSOO, L., BORK, P. (2018): Structure and function of the global topsoil microbiome. *Nature* 560 (7717), 233-237. p.
- 19) BAKER, G.C., SMITH, J.J., COWAN, D.A. (2003): Review and re-analysis of domain-specific 16S primers. *J. Microbiol. Methods* 55, 541-555. p.
- 20) BAKHT, J., SHAFI, M., JAN, M.T., SHAH, Z. (2009): Influence of crop residue management, cropping system and N fertilizer on soil N and C dynamics and sustainable wheat (*Triticum aestivum L.*) production. *Soil Till. Res.* 104, 233-240. p.
- 21) BANDICK, A.K., DICK, R.P. (1999): Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1471-1479. p.
- 22) BARDGETT, R. D., LEEMANS, D.K, COOK, R., HOBBS, P. J. (1997): Seasonality of the soil biota of grazed and ungrazed hill grasslands. *Soil Biol. Biochem.* 29 (8), 1285-1294. p.
- 23) BARDGETT, R. D., LOVELL, R. D., HOBBS, P. J., JARVIS, S. C. (1999): Seasonal changes in soil microbial communities along a fertility gradient of temperate grasslands. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1021-1030. p.
- 24) BARDGETT, R.D., FREEMAN, C., OSTLE, N.J. (2008): Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks. *ISME J.* 2 (8), 805-814. p.
- 25) BARDGETT, R.D., JONES, A.C., JONES, D.L., KEMMITT, S.J., COOK, R., HOBBS, P.J. (2001): Soil microbial community patterns related to the history and intensity of grazing in sub-montane ecosystems. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1653-1664. p.
- 26) BARDGETT, R.D., VAN DER PUTTEN, W.H. (2014): Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515 (7528), 505-511. p.
- 27) BARKA, E.A., VATSA, P., SANCHEZ, L., GAVEAU-VAILLANT, N., JACQUARD, C., KLENK, H.P., CLEMENT, C., OUHDOUCH, Y., VAN WEZEL, G.P. (2016): Taxonomy, physiology, and natural products of actinobacteria. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 80, 1-43. p.
- 28) BARUAH, M., MISHRA R. R. (1984): Dehydrogenase and urease activities in the rice field soils. *Soil. Biol. Biochem.* 16. 423-424. p.
- 29) BASTIAN, F., BOUZIRI, L., NICOLARDOT, B., RANJARD, L. (2009): Impact of wheat straw decomposition on successional patterns of soil microbial community structure. *Soil Biol. Biochem.* 41, 262-275. p.
- 30) BASTIDA, F., TORRES, I. F., HERNÁNDEZ, T., BOMBACH, P., RICHNOW, H. H., GARCÍA, C. (2013): Can the labile carbon contribute to carbon immobilization in semiarid soils?: Priming effects and microbial community dynamics. – *Soil Biol. Biochem.* 57, 892-902. p.
- 31) BEARE, M.H., PARMELEE, R.W., HENDRIX, P.F., CHENG, W., COLEMAN, D.C., CROSSLEY, D.A. (1992): Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. *Ecol. Monogr.* 62, 569-591. p.

- 32) BING-CHENG, Y., DONG-XIA, Y. (2012): Soil Microbial and Enzymatic Activities Across a Chronosequence of Chinese Pine Plantation Development on the Loess Plateau of China. – *Pedosphere* 22(1), 1-12. p.
- 33) BIRÓ, B., SZILI-KOVÁCS, T., ANTON, A. (2010): A rekultivációtól a remediációig. *Agrokémia és Talajtan*, 59 (2) 409-422. p.
- 34) BÍRÓ, B., VARGA, G., HARTL, W., NÉMETH, T. (2005): Soil quality and nitrate percolation as affected by the horticultural and arable field conditions of organic and conventional agriculture. – *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science* 55: 111-119. p.
- 35) BLANCO-CANQUI, H., RUIS, S.J. (2018): No-tillage and soil physical environment. *Geoderma* 326, 164–200. p.
- 36) BLIGH, E.G., DYER, W.J. (1959): A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can. J. Biochem. Physiol.* 37, 911-917. p.
- 37) BLUMFIELD, T. J., XU, Z.H. (2003): Impact of harvest residues on soil mineral nitrogen dynamics following clear fall harvesting of a hoop pine plantation in subtropical Australia. *For. Ecol. Manag.* 179, 55–67. p.
- 38) BODDY, E., ROBERTS, P., HILL, P.W., FARRAR, J., JONES, D.L. (2008): Turnover of low molecular weight dissolved organic C (DOC) and microbial C exhibit different temperature sensitivities in Arctic tundra soils. *Soil Biol. Biochem.* 40, 1557–1566. p.
- 39) BOLYE, F., ÁCS, S. (2016): *Ökomódszerek szántóföldön*. Budapest: Greenpeace Magyarország Egyesület.
- 40) BOSATTA, E., AGREN, G.I. (1994). Theoretical analysis of microbial biomass dynamics in soils. *Soil Biol. Biochem.* 26. 143-148. p.
- 41) BOSSIO, D. A., SCOW, K. M., GUNAPALA, N., GRAHAM, K. J. (1998): Determinants of soil microbial communities: effects of agricultural management, season, and soil type on phospholipid fatty acid profiles. – *Microb. Ecology* 36: 1-12. p.
- 42) BOUWMAN, A.F. (1990): Exchange of greenhouse gases between terrestrialecosystems and the atmosphere. In: Bouwman, A.F., (Ed.): *Soils and the Green House Effect*, Wiley, Chischester, 61 – 127. p.
- 43) BOWLES, T. M., ACOSTA-MARTÍNEZ, V., CALDERÓN, F., JACKSON, L. E. (2014): Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. – *Soil Biol. Biochem.* 68, 252-262. p.
- 44) BREULMANN, M., MASYUTENKO, N.P., KOGUT, B.M., SCHROLL, R., DORFLER, U., BUSCOT, F., SCHULZ, E. (2014): Short-term bioavailability of carbon in soil organic matter fractions of different particle sizes and densities in grassland ecosystems. *The Science of the Total Environment* 497, 29–37. p.
- 45) BROADBENT, F.E., TYLER, K.B., HILL, G.N. (1957): Nitrification of ammonical fertilizers in some California soils. *Hilgardia* 27, 247-267. p.
- 46) BRONICK, C. J., LAL, R. (2005): Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124, 3-22. p.
- 47) BROOKS, P.C., LANDMAN, A., PUDEN, G., JENKINSON, D.S. (1985). Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17. 837-842. p.
- 48) BRZEZINSKA, M., STEPNIEWSKA, Z., STEPNIEWSKI, W. (1998): Soil oxygen status and dehydrogenase activity. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1783-1790. p.
- 49) BRZEZIŃSKA, M., STÊPNIEWSKI, W., STÊPNIEWSKA, Z., PRZYWARA, G., WŁODARCZYK, T. (2001): Effect of oxygen deficiency on soil

- dehydrogenase activity in a pot experiment with triticale cv. Jago vegetation. *Int. Agrophysics*, 15, 145-149. p.
- 50) BURNS, R.G. (1978): Enzyme activity in soil: some theoretical and practical considerations. In: Burns, R.G. (Ed.), *Soil Enzymes*. Academic, London.
  - 51) BURNS, R.G. (ed.) (1978). *Soil Enzymes*. Academic Press, London, New York, San Francisco.
  - 52) BUTLER, S.M., MELILLO, J.M., JOHNSON, J.E., MOHAN, J., STEUDLER, P.A., LUX, H., BURROWS, E., SMITH, R.M., VARIO, C.L., SCOTT, L., HILL, T.D., APONTE, N., BOWLES, F. (2012): Soil warming alters nitrogen cycling in a New England forest: implications for ecosystem function and structure. *Oecologia* 168, 819-828. p.
  - 53) CAMPOS, J. A., PECO, J. D., GARCÍA-NOGUERO, E. (2019): Antigerminative comparison between naturally occurring naphthoquinones and commercial pesticides. Soil dehydrogenase activity used as bioindicator to test soil toxicity. *Sci. Tot. Environ.* 694, 133672
  - 54) CANADELL, J.G., MOONEY, H.A., BALDOCCHI, D.D., BERRI, J.A., EHLERINGER, J.R., FIELD, C.B., GOWER, S.T., HOLLINGER, D.Y., HUNT, J.E., JACKSON, R.B., RUNNING, S.W., SHAVER, G.R., STEFFEN, W., TRUMBORE, S.E., VALENTINI, R., BOND, B.Y. (2000). Carbon metabolism of the terrestrial biosphere: a multi-technique approach to improve understanding. *Ecosystems*, 3. 115-130. p.
  - 55) CANNAVO, P., RICHAUME, A., LAFOLIE, F. (2004). Fate of nitrogen and carbon in the vadose zone: in situ and laboratory measurements of seasonal variations in aerobic respiratory and denitrifying activities. *Soil Biol. Biochem.* 36. 463-478. p.
  - 56) CARAVACA, F., MASCIANDARO, G., CECCANTI, B. (2002): Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. *Soil Till. Res.* 68, 23-30. p.
  - 57) CARDINALE, B.J., MATULICH, K.L., HOOPER, D.U., BYRNES, J.E., DUFFY, E., GAMFELDT, L., BALVANERA P, O'CONNOR MI, GONZALEZ A. (2011): The functional role of producer diversity in ecosystems. *Am. J. Bot.* 98, 572-592. p.
  - 58) CARTER, M.R. (1986). Microbial biomass as an index for tillage induced changes in soil biological properties. *Soil Till. Res.* 7. 29-40. p.
  - 59) CASADO-VELA J., SELLÉS S., NAVARRO J., BUSTAMANTE M.A., MATAIX J., GUERRERO C., GOMEZ I. (2006). Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. *Waste Management*, 26, 946-952. p.
  - 60) CHEN, C., CONDRON, L.M., DAVIS, M., SHERLOCK, R.R. (2000). Effects of afforestation on phosphorus dynamics and biological properties in a New Zealand grassland soil, *Plant and Soil* 220, 151-163. p.
  - 61) CHEN, C.R., CONDRON, L.M., DAVIS, M.R., SHERLOCK, R.R. (2003): Seasonal changes in soil phosphorus and associated microbial properties under adjacent grassland and forest in New Zealand. *Forest Ecol. Manag.* 177, 539-557. p.
  - 62) CHEN, H., ZHAO, X., LIN, Q., LI, G., KONG, W. (2019): Using a combination of PLFA and DNA-based sequencing analyses to detect shifts in the soil microbial community composition after a simulated spring precipitation in a semi-arid grassland in China. *Sci. Tot. Environ* 657, 1237-1245. p.
  - 63) CHEN, X., CHEN, H. Y. H. (2019): Plant diversity loss reduces soil respiration across terrestrial ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* 25 (4), 1482-1492.

- 64) CHENG, Y., WANG, J., WANG, J., CHANG, S.X., WANG, S. (2017): The quality and quantity of exogenous organic carbon input control microbial  $\text{NO}_3^-$  immobilization: a metaanalysis. *Soil Biol. Biochem.* 115, 357–363. p.
- 65) CHESHIRE, M.V. (1979): *Nature and Origin of Carbohydrates in Soils*. Academic Press, London
- 66) CHOUDHURY, S. G., SRIVASTAVA, S., SINGH, R., CHAUDHARI, S. K., SHARMA, D. K., SINGH, S. K., SARKAR, D. (2014): Tillage and residue management effects on soil aggregation, organic carbon dynamics and yield attribute in rice–wheat cropping system under reclaimed sodic soil. *Soil Till. Res.* 136, 76-83. p.
- 67) COLEMAN, D. C., CALLAHAM, M. A., CROSSLEY, J.R. (2017): *Fundamentals of Soil Ecology*. London, United Kingdom: Academic Press
- 68) COPPENS, F., GARNIER, P., DE GRYZE, S., MERCKX, R., RECOUS, S. (2006): Soil moisture, carbon and nitrogen dynamics following incorporation and surface application of labelled crop residues in soil columns. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 894-905. p.
- 69) COTRUFO, M.F., WALLENSTEIN, M.D., BOOT, C.M., DENEFF, K., PAUL, E. (2013): The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biol.* 19, 988–995. p.
- 70) CROS C., ALVAREZ G., KEUPER F., FONTAINE S. (2019): A new experimental platform connecting the rhizosphere priming effect with  $\text{CO}_2$  fluxes of plant-soil systems. *Soil Biol. Biochem.* 130, 12-22. p.
- 71) CRUZ-MARTÍNEZ, K., ROSLING, A., ZHANG, Y., SONG, M., ANDERSEN, G.L., BANFIELD, J.F. (2012). Effect of rainfall-induced soil geochemistry dynamics on grassland soil microbial communities. *Appl. Environ. Microbiol.* 78, 7587-7595. p.
- 72) CRUZ-MARTÍNEZ, K., SUTTLE, K.B., BRODIE, E.L., POWER, M.E., ANDERSEN, G.L., BANFIELD, J.F. (2009): Despite strong seasonal responses, soil microbial consortia are more resilient to longterm changes in rainfall than overlying grassland. *ISME J.* 3, 738-744. p.
- 73) CUI, Z., CHEN, X., MIAO, Y., FEI, L., ZHANG, F., LI, J., YE, Y., YANG, Z., QIANG, Z., LIU, C. (2008): On-farm evaluation of winter wheat yield response to residual soil nitrate-N in North China Plain. *Agron. J.* 100, 1527–1534. p.
- 74) CSATHÓ, P., NÉMETH T., KÁDÁR I., ÁRENDÁS T., RADIMSZKY L. (2002): Környezetkímélő növénytáplálás. Gödöllő: Szent István Egyetem, Környezet és Tájgazdálkodás.
- 75) DAVET, P. (2004). *Microbial ecology of the soil and plant growth*. Science Publishers, Inc., Enfield, Plymouth.
- 76) DAVIDSON E.A., JANSSENS, I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 44, 165–173. p.
- 77) DE VRIES, F.T., SHADE, A. (2013): Controls on soil microbial community stability under climate change. *Frontiers in Microbiology* 4, 265.
- 78) DELL'ANGOLA, G., FERRARI, G., MAGGIONI, A. (1964): Gel filtrazione dell'humus. Nota. Frazionamento della sostanza organica del terreno mediante gel filtrazione con vari tipi di Sephadex. – *Ric. Sci.* 34, 347-352. p.
- 79) DELL'ANGOLA, G., FERRARI, G., MAGGIONI, A. (1964): Gel filtrazione dell'humus. Nota. Frazionamento della sostanza organica del terreno mediante gel filtrazione con vari tipi di Sephadex. – *Ric. Sci.* 34, 347-352. p.
- 80) DEMETER, I., MAKÁDI, M., ARANYOS, T. J., HENZSEL, I., VÉGSŐ, B., POSTA, K. A. (2019): A visszaforgatott növényi maradványok hatása a talaj



- mikrobiális aktivitására In: LAJTOS, I., KOSZTYUNÉ, K. E., SZABÓ, B. (Eds.) Tápanyag-utánpótlás a fenntartható homoki gazdálkodásban : "Komplex vidékgazdasági és fenntarthatósági fejlesztések kutatása, szolgáltatási hálózatának kidolgozása a Kárpát-medencében".Nyíregyháza, Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet, 66-74. p.
- 81) DENEFF, K., SIX, J., BOSSUYT, H., FREY, S.D., ELLIOTT, E.T., MERCKX, R., PAUTIAN, K. (2001): Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1599-1611. p.
  - 82) DÍAZ-RAVIÑA, M., ACEA, M.J., CARBALLAS T. (1995): Seasonal changes in microbial biomass and nutrient flush in forest soil. *Biol. Fertil. Soils*, 19, 220-226. p.
  - 83) DICK, R.P. (1992): A review: Long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40, 25-36. p.
  - 84) DICK, R.P. (2011): *Methods of soil enzymology*. Soil Science Society of America, Madison, WI.
  - 85) DKHAR M. S., MISHRA R. R. (1983): Dehydrogenase and urease activities of maize (*Zea mays L.*) field crops. *Plant and Soil*. 70, 327-333. p.
  - 86) DOTANIYA, M.L., APARNA, K., DOTANIYA, C.K., SINGH, M., REGAR, K.L. (2019): Role of soil enzymes in sustainable crop production. *Enzymes in Food Biotechnology*. Academic Press, 569-589. p.
  - 87) DRENOVSKY, R.E., VO, D., GRAHAM, K.J. (2004): Soil water content and organic carbon availability are major determinants of soil microbial community composition. *Microb. Ecol.* 48, 424-434. p.
  - 88) EASAC (European Academies Science Advisory Council) (2015): *Ecosystem services, agriculture and neonicotinoids*. – EASAC Policy Report 26.
  - 89) EDMEADES, D.C. (2003). The long-term effects of manures and fertilizers on soil productivity and quality: a review, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (66) 165-180. p.
  - 90) EGERSZEGI, S. (1958): A réteges homokjavítás. *Agrártudomány*, 10, 1-7. p.
  - 91) EGERSZEGI, S. (1962): A homoktalaj tartós megjavítása elméletének és alkalmazásának főbb szempontjai. *MTA Agrártud. Oszt. Közl.* 21, 113-120. p
  - 92) EIVAZI, F., TABATABAI, M.A. (1977): Phosphatases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 9, 167-172. p.
  - 93) ELFSTRAND, S., BÅTH, B., MÅRTENSSON, A. (2007): Influence of various forms of green manure amendment on soil microbial community composition, enzyme activity and nutrient levels in leek. *App. Soil Ecol.*, 36 (1) 70-82. p.
  - 94) ESPERSCHÜTZ, J., GATTINGER, A., MÄDER, P., SCHLOTER, M., FLIESSBACH, A. (2007): Response of soil microbial biomass and community structures to conventional and organic farming systems under identical crop rotations. – *FEMS Microbiol. Ecol.* 61, 26-37. p.
  - 95) ESWARAN, H., EVERT, V.D.B., REICH, P. (1993): Organic carbon in soils of the world. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 269-273. p.
  - 96) FALKOWSKI, P.G., FENCHEL, T., DELONG, E.F. (2008): The microbial engines that drive Earth's biogeochemical cycles. *Science* 320, 1034-1039. p.
  - 97) FAN, Z., CHAI, Q., HUANG, G., YU, A., HUANG, P., YANG, C., TAO, Z., LIU, H. (2013): Yield and water consumption characteristics of wheat/maize intercropping with reduced tillage in an Oasis region. *Eur. J. Agron.* 45, 52-58. p.
  - 98) FANIN, N., BERTRAND, I. (2016): Aboveground litter quality is a better predictor than belowground microbial communities when estimating carbon mineralization along a land-use gradient. *Soil Biol. Bioch.* 94, 48-60. p.

- 99) FANIN, N., HATTENSCHWILER, S., FROMIN, N. (2014): Litter fingerprint on microbial biomass, activity, and community structure in the underlying soil. *Plant Soil* 379, 79–91. p.
- 100) FANIN, N., KARDOL, A., FARRELL, M., NILSSON, M.-C., GUNDALE, M. J., WARDLE, D. A. (2019): The ratio of Gram-positive to Gram-negative bacterial PLFA markers as an indicator of carbon availability in organic soils. *Soil Biol. Biochem.* 128, 111-114. p.
- 101) FEKETE I., HALÁSZ J., KRAMOPERGER ZS., KRAUSZ E. (2008): Study of litter decomposition intensity in litter manipulative trials in síkfökút cambisols. *Cereal Research Communications* 36, 1779-1782 p.
- 102) FEKETE, I., KOTROCZÓ, ZS., VARGA, CS., HARGITAU, R., TOWNSEND, K., CSÁNYI, G., VÁRBÍRÓ, G. (2012): Variability of organic matter inputs affects soil moisture and soil biological parameters in a European detritus manipulation experiment. *Ecosystems.* 15, 792-803. p.
- 103) FEKETE, I., KOTROCZÓ, ZS., VARGA, CS., NAGY, P. T., VÁRBÍRÓ, G., BOWDEN, R. D., TÓTH, J. A., LAJTHA, K. (2014): Alterations in forest detritus inputs influence soil carbon concentration and soil respiration in a Central-European deciduous forest. *Soil. Biol. Biochem.* 74, 106-114. p.
- 104) FENG, C., MA, Y., FU, S.L., CHEN, H.Y.H. (2017): Soil carbon and nutrient dynamics following cessation of anthropogenic disturbances in degraded subtropical forests. *Land Degrad. Dev.* 28 (8), 2457–2467. p.
- 105) FENG, C., MA, Y., JIN, X., WANG, Z., MA, Y., FU, S., CHEN, H. Y. H. (2019): Soil enzyme activities increase following restoration of degraded subtropical forests. *Geoderma* 351, 180–187. p.
- 106) FENG, C., WANG, Z., ZHU, Q., FU, S., CHEN, H.Y.H. (2018): Rapid increases in fine root biomass and production following cessation of anthropogenic disturbances in degraded forests. *Land Degrad. Dev.* 29 (3), 461-470. p.
- 107) FIERER N., JACKSON R. B. (2006): The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 103 (3) 626-631.
- 108) FIERER, N., BRADFORD, M.A., JACKSON, R.B. (2007): Toward an ecological classification of soil bacteria. *Ecology* 88, 1354-1364. p.
- 109) FIERER, N., SCHIMEL, J.P., HOLDEN, P.A. (2003): Variations in microbial community composition through two soil depth profiles. *Soil Biol. Biochem.* 35, 167–176. p.
- 110) FIERER, N., STRICKLAND, M.S., LIPTZIN, D., BRADFORD, M.A., CLEVELAND, C.C. (2009): Global patterns in belowground communities. *Ecol. Lett.* 12, 1238-1249. p.
- 111) FOREID, B., ALVARENGA, E., SZŐCS, J., MAKADI, M. (2019): Ammonium sorbed to zeolite is partly available to wheat in the first growth cycle. *Agronomy* 9 (3) 122 p.
- 112) FRANKENBERGER, JR. W. T., JOHANSON, J. B. (1983): Factors affecting invertase activity in soils. *Plant Soil* 74: 313-323. p.
- 113) FROSTEGÅRD, Å., BÅÅTH, E. (1996): The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biol. Fertil. Soils* 22, 59-65. p.
- 114) FROSTEGÅRD, Å., TUNLID, A., BÅÅTH, E. (1993): Phospholipid fatty acid composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Appl. Environ. Microbiol.* 59, 3605-3617. p.
- 115) FROSTEGÅRD, Å., TUNLID, A., BÅÅTH, E. (2011): Use and misuse of PLFA measurements in soils. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1621-1625. p.

- 116) FU, J. H., LI, F. L., LIU, C. Q., FAN, G. N. (1998): Preliminary approach of the effect of soil management on soil enzyme activities in red soil of young orchard. Jour. Of Fujian Acad. Agric. Scie. 13, 23-28. p.
- 117) FÜLEKY, GY., FILEP, GY. (2010): A talaj szervesanyagai. In: STEDANOVITS P. Talajtan, Mezőgazda kiadó, Budapest. 71-85. p.
- 118) FÜZI, A., BÍRÓ, B., TÓTH, T. (2008): Drought, but not salinity determines the apparent effectiveness of halophytes colonized by arbuscular mycorrhizal fungi. J. Plant Phys.. 165, 1181-1192. p.
- 119) FÜZY, A., BÍRÓ, B., TÓTH, T., HILDEBRANDT, U., BOTHE, H. (2008). Drought, but not salinity, determines the apparent effectiveness of halophytes colonized by arbuscular mycorrhizal fungi. J. Plant Phys. 165, 1181-1192. p.
- 120) GAJDA, A.M. (2008): Effect of different tillage systems on some microbiological properties of soils under winter wheat. Int. Agrophysics, 22, 201-208. p.
- 121) GALSTYAN, A. SH. (1958): Determination of the comparative activity of peroxidase and polyphenoloxidase in soil. Dokl. Akad. Nauk. Arm. SSR. 26. 29-32. (Cit. in: BURNS, R.G. (ed.) (1978). Soil Enzymes. Academic Press, London, New York, San Francisco.)
- 122) GAO, Y., LI, Y., ZHANG, J., LIU, W., DANG, Z., CAO, W., QIANG, Q. (2009): Effects of mulch, N fertilizer, and plant density on wheat yield, wheat nitrogen uptake, and residual soil nitrate in a dryland area of China. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 85, 109-121. p.
- 123) GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T. (1997): Biological and biochemical indicators in derelict soils subject to erosion. Soil Biol. Biochem. 29, 171-177. p.
- 124) GARCÍA-GIL, J.C., PLAZA, C., SOLER-ROVERA, P., POLO, A. (2000). Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. Soil Biol. Biochem. 32, 1907-1913. p.
- 125) GERE, G. (1971): Erdészeti Kutatások, 67, 131 p.
- 126) GE, T., CHEN, X., YUAN, H., ZHU, B., LI, H., PENG, P., LI, K., JONES, D. L., WU, J. (2013): Microbial biomass, activity, and community structure in horticultural soils under conventional and organic management strategies. – Eur. J. Soil Biol. 58, 122-128. p.
- 127) GIESLER, R., HÖGBERG, M.N., STROBEL, B.W., RICHTER, A., NORDGREN, A., HÖGBERG, P. (2007): Production of dissolved organic carbon and low-molecular weight organic acids in soil solution driven by recent tree photosynthate. Biogeochemistry 84, 1-12. p.
- 128) GOMEZ, L.D., STEELE-KING, C.G., MCQUEEN-MASON, S.J. (2008): Sustainable liquid biofuels from biomass: the writing's on the walls. New Phytol. 178, 473-485. p.
- 129) GORDON, H., HAYGARTH, P. M., BARDGETT, R. D. (2008): Drying and rewetting effects on soil microbial community composition and nutrient leaching. Soil Biol. Biochem., 40 (2), 302-311. p.
- 130) GOTTSALL, C.B., COOPER, M., EMERY, S.M. (2017): Activity, diversity and function of arbuscular mycorrhizae vary with changes in agricultural management intensity. Agric. Ecosyst. Environ. 241, 142-149. p.
- 131) GRIFFITHS, B.S., DANIELL, T.J., DONN, S., NEILSON, R. (2012): Bioindication potential of using molecular characterisation of the nematode community: response to soil tillage. Eur. J. Soil Biol. 49, 92-97. p.
- 132) GUCKERT, J. B., HOOD, M. A., WHITE, D. C. (1986): Phospholipid ester-linked fatty acid profile changes during nutrient deprivation of *Vibrio cholerae* increase in the trans/cis ratio and proportions of cyclopropyl fatty acids. Appl. Environ. Microbiol. 52, 794-801. p.

- 133) GUDE, A., KANDELER, E., GLEIXNER, G. (2012): Input related microbial carbon dynamic of soil organic matter in particle size fractions. – *Soil Biol. Biochem.* 47, 209-219. p.
- 134) GUENET, B., CAMINO-SERRANO, M., CIAIS, P., TIFAFI, M., MAIGNAN, F., SOONG, J.L., JANSSENS, I.A. (2018): Impact of priming on global soil carbon stocks. *Glob. Chang. Biol.* 24, 1873–1883. p.
- 135) GUO, J.H., LIU, X.J., ZHANG, Y., SHEN, J.L., HAN, W.X., ZHANG, W.F., CHRISTIE, P., GOULDING K.W.T., VITOUSEK, P.M., ZHANG, F.S. (2010): Significant acidification in major chinese croplands. *Science* 327, 1008–1010. p.
- 136) HAGEDORN, F., SHIYATOV, S.G., MAZEPA, V., DEVI, N.M., GRIGOR'EV, A.A., BARTYSH, A.A., FOMIN, V.V., KAPRALOV, D.S., TERENCEV, M., BUGMAN, H., RIGLING, A., MOISEEV, P.A. (2014): Treeline advances along the Ural mountain range-driven by improved winter conditions. *Glob. Chang. Biol.* 20, 3530–3543 p.
- 137) HAGEDORN, F., MULDER, J., JANDL, R. (2010): Mountain soils under a changing climate and land use. *Biogeochemistry* 97, 1–5. p.
- 138) HARGITAI L. (1988): A talaj szerves anyagának meghatározása és jellemzése. In: BUZÁS I. (szerk): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertankönyv 2., Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 158-163. p.
- 139) HARRIS, R.F. (1981): Effect of water potential on microbial growth and activity. In: PARR, J.F., GARDNER, W.R., ELLIOTT, L.F. (Eds.), *Water Potential Relations in Soil Microbiology*. Soil Science Society of America, Madison, 23-95. p.
- 140) HARTMAN, M., FLIESSBACH, A., OBERHOLZER, H. R., WIDMER, F. (2006): Ranking the magnitude of crop and farming system effects on soil microbial biomass and genetic structure of bacterial communities. – *FEMS Microbiol. Ecol.* 57, 378-388. p.
- 141) HATAYAMA, K., SAKIHAMA, Y., MATSUMIYA, Y., KUBO, M. (2008): Construction of an efficient bioremediation system for petroleum hydrocarbon-contaminated soils using specific hydrocarbon-degrading bacteria and bacterial biomass monitoring, 143-160 p. In: *Soil Contamination Research Trends*. DOMÍNGUEZ, J. B. (ed.) ISBN 978-1-60456-319-1.
- 142) HAYNES, R.J., BEARE, M.H. (1997): Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1647–1653. p.
- 143) HE, J., WANG, Q.J., LI, H.W., LIU, L.J., GAO, H.W., HOOGMOED, W.B. (2009): Effect of alternative tillage and residue cover on yield and water use efficiency in annual double cropping system in North China Plain. *Soil Till. Res.* 104, 198–205. p.
- 144) HEDGES, L.V., GUREVITCH, J., CURTIS, P.S. (1999): Meta-analysis of response ratios in experimental ecology. *Ecology* 80, 1150-1156. p.
- 145) HELGASON, B.L., WALLEY, F.L., GERMIDA, J.J. (2010): Long-term no-till management affects microbial biomass but not community composition in Canadian prairie agroecosystems. *Soil Biol. Biochem.* 42, 2192–2202. p.
- 146) HEWINS, D.B., SINSABAUGH, R.L., ARCHER, S.R., THROOP, H.L. (2017): Soil-litter mixing and microbial activity mediate decomposition and soil aggregate formation in a sandy shrub-invaded Chihuahuan Desert grassland. *Plant Ecol.* 218, 459-474.p.
- 147) HORVÁTH, S. (1980). *Mikrobiológiai praktikum*. Tankönyvkiadó, Budapest.
- 148) HOU, X.Q., LI, R., JIA, Z.K., HAN, Q.F., YANG, B.P., NIE, J.F. (2012): Effects of rotational tillage practices on soil structure, organic carbon concentration, and

- crop yields in semi-arid areas of northwest China. *Soil Use Manage.* 28, 551–558. p.
- [http://users.atw.hu/komyezetm/DE-MFK/7.%20felev/Talajgazdalkodas/Talajgazd\\_Konyv.pdf](http://users.atw.hu/komyezetm/DE-MFK/7.%20felev/Talajgazdalkodas/Talajgazd_Konyv.pdf)
- 149) HU, X.K., LIU, L.L., ZHU, B., DU, E.Z., HU, X.Y., LI, P., ZHOU, Z., JI, C.J., ZHU, J.J., SHEN, H.H., FANG, J.Y. (2016): Asynchronous responses of soil carbon dioxide, nitrous oxide emissions and net nitrogen mineralization to enhanced fine root input. *Soil Biol. Biochem.* 92, 67-78. p.
  - 150) HU, Y.L., ZENG, D.H., MA, X.Q., CHANG, S.X. (2016b): Root rather than leaf litter input drives soil carbon sequestration after afforestation on a marginal cropland. *For. Ecol. Manag.* 362, 38-45. p.
  - 151) HU, Y.W., ZHANG, L., DENG, B.L., LIU, Y.Q., LIU, Q., ZHENG, X., ZHENG, L.Y., KONG, F.Q., GUO, X.M., SIEMANN, E. (2017): The non-additive effects of temperature and nitrogen deposition on CO<sub>2</sub> emissions, nitrification, and nitrogen mineralization in soils mixed with termite nests. *Catena* 154, 12-20. p.
  - 152) HUANG, J., YU, H., GUAN, X., WANG, G., GUO, R. (2016): Accelerated dryland expansion under climate change. *Nat. Clim. Chang.* 6, 166-171. p.
  - 153) JENKINSON, D.S., POWLSON, D.S. (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8. 209-213. p.
  - 154) JIAO, X.G., GAO, C.S., GUO-HONG, L.Ü., SUI, Y.Y. (2011): Effect of long-term fertilization on soil enzyme activities under different hydrothermal conditions in northeast China. *J. Integr. Agric.* 10, 412–422. p.
  - 155) JIMÉNEZ-GONZÁLEZ M. A., ÁLVAREZ A. M., CARRAL P., ALMENDROS G. (2020): Influence of soil forming factors on the molecular structure of soil organic matter and carbon levels. *Catena* 189, 104501.
  - 156) JIN, K., SLEUTEL, S., BUCHAN, D., NEVE, S.D., CAI, D.X., GABRIELS, D., JIN, J.Y. (2009): Changes of soil enzyme activities under different tillage practices in the Chinese Loess plateau. *Soil Till. Res.* 104, 115–120. p.
  - 157) JOERGENSEN, R.G., WICHERN, F. (2018): Alive and kicking: why dormant soil microorganisms matter. *Soil Biol. Biochem.* 116, 419-430. p.
  - 158) JOHNSON, A.M., HOYT, G.D. (1999): Changes to the soil environment under conservation tillage. *Horttechnology* 9, 380–393. p.
  - 159) JU, X.T., XING, G.X., CHEN, X.P., ZHANG, S.L., ZHANG, L.J., LIU, X.J., CUI, Z.L., YIN, B., CHRISTIE, P., ZHU, Z.L. (2009): Reducing environmental risk by improving n management in intensive Chinese agricultural systems. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106, 3041–3046. p.
  - 160) KABIR, Z., O'HALLORAN, I.P., HAMEL, C. (1999): Combined effects of soil disturbance and fallowing on plant and fungal components of mycorrhizal corn (*Zea mays* L.). *Soil Biol. Biochem.* 31, 307-314. p.
  - 161) KACZYNSKA, G., BOROWIK, A., WYSZKOWSKA, J. (2015): Soil dehydrogenases as an indicator of contamination of the environment with petroleum products. *Water Air Soil Pollut.* 226 (11), 372. p.
  - 162) KALBITZ, K., SOLINGER, S., PARK, J.H., MICHALZIK, B., MATZNER, E. (2000): Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Sci.* 165, 277–304. p.
  - 163) KALLENBACH, C., GRANDY, A.S. (2011): Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: a meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 144, 241-252. p.

- 164) KANDELER, E., LUXHØI, J., TSCHERKO, D., MAGID, J. (1999): Xylanase, invertase and protease at the soil–litter interface of a loamy sand Soil Biol. Biochem 31 (8) 1171-1179. p.
- 165) KANG, H., FREEMAN, C. (1999): Phosphatase and arylsulphatase activities in wetland soils: annual variation and controlling factors. Soil Biol. Biochem. 31, 449-454. p.
- 166) KANG, S., SU, X., TONG, L., SHI, P., YANG, X., ABE, Y., DU, T., SHEN, Q., ZHANG, J. (2009): The impacts of human activities on the water–land environment of the Shiyang River basin, an arid region in northwest China. Hydrol. Sci. J. 49, 413-427. p.
- 167) KARACA, A., CETIN, S.C., TURGAY, O.C., KIZILKAYA, R. (2011): Soil enzymes as indication of soil quality. In: SHUKLA, G., VARMA, A. (Eds.), Soil Enzymology. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 119-148. p.
- 168) KARAMI, A., HOMAEE, M., AFZALINIA, S., RUHIPOUR, H., BASIRAT, S. (2012): Organic resource management: impacts on soil aggregate stability and other soil physico-chemical properties. Agric. Ecosyst. Environ. 148, 22–28. p.
- 169) KASSAM, A., FRIEDRICH, T., SHAXSON, F., BARTZ, H., MELLO, I., KIENZLE, J. (2017): The spread of conservation agriculture: policy and institutional support for adoption and uptake. Field Actions Science Reports. <http://journals.openedition.org/factsreports/3720> Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: organic management Lekérdezés időpontja: 2019.09.12..
- 170) KÁTAI, J., VERES, E. (2001): Some physical, chemical and microbial features grasslands and the rhizosphere effects of grasses. Analele Universitatii din Oradea. Tom VII. Partea I., 45-54. p.
- 171) KAUR, A., CHAUDHARY, A., CHOUDHARY, R., KAUSHIK, R. (2005): Phospholipid fatty acid – a bioindicator of environment monitoring and assessment in soil ecosystem. Curr. Sci. 89, 1103-1112. p.  
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: Várallyay Talaj Lekérdezés időpontja: 2019.06.10.
- 172) KIDD, J., MANNING, P., SIMKIN, J., PEACOCK, S., STOCKDALE, E. (2017): Impacts of 120 years of fertilizer addition on a temperate grassland ecosystem. – PLoS ONE 12(3): e0174632.
- 173) KIM, K. H., KABIR, E., JAHAN, S. A. (2017): Exposure to pesticides and the associated human health effects. – Sci. Total Environ. 575: 525-535. p.
- 174) KIRSCHBAUM, M. U. F. (2000): Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming? Biogeochemistry 48, 21–51. p.
- 175) KLÉH, GY., SZÜCS, L. (1954): A Nyírség talajviszonyai, Agrokémia és Talajtan, 3. 1-2., 47-65. p.
- 176) KNORR, M., FREY, S. D., CURTIS, P. S. (2005): nitrogen additions and litter decomposition: a meta-analysis. Ecology, 86 (12) 3252–3257 p.
- 177) KOCSIS, T. J. (2018): *Bioszén és bioeffektor kombinációk hatása homoktalajok biológiai tulajdonságaira*, doktori értekezés, Szent István Egyetem, Budapest.
- 178) KOTROCZÓ, ZS (2009): *Erdőtalaj szén-dioxid kibocsátása és szerves anyag dinamikája avarmanipulációs kísérletekben (Síkfőkút DIRT Project)*, doktori értekezés, Debreceni Egyetem, Debrecen
- 179) KOYAMA, A., STEINWEG, J.M., HADDIX, M.L., DUKES, J.S., WALLENSTEIN, M.D. (2018): Soil bacterial community responses to altered precipitation and temperature regimes in an old field grassland are mediated by plants. FEMS Microbiol. Ecol. 94, 156. p.

- 180) KOZDROJ, J., VAN ELSAS, J.D. (2001). Structural diversity of microorganisms in chemically perturbed soil assessed by molecular and cytochemical approaches. *J. Microbiol. Methods* 43. 197-212. p.
- 181) KÖGEL-KNABNER, I. (2002): The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 34 (2) 139-162. p.
- 182) KÖHLER, M. (1984): A homoktalajok termőképességének növelése dúsított agyagos komposzt - trágyák felhasználásával. *Agrokémia és Talajtan.* 33 (1-2) 214-216. p.
- 183) KÖHLER, M. (1989): Kedvezőtlen talajtulajdonságok csökkentése és hozamok növelése környezetkímélő ásványi és agyagos komposzt alkalmazásával. *Agrokémia és Talajtan* (38) 231-234. p.
- 184) KRAMER, C., GLEIXNER, G. (2008): Soil organic matter in soil depth profiles: distinct carbon preferences of microbial groups during carbon transformation. *Soil Biol. Biochem.* 40, 425–433. p.
- 185) KRAMER, M., ERDEI, G. (1959): Application of the method of phosphatase activity determination in agricultural chemistry. *Soviet Soil Sci.* 9, 1100-1103. p.
- 186) KRÄMER, S., GREEN, D.M. (2000): Acid and alkaline phosphatase dynamics and their relationship to soil microclimate in a semiarid woodland. *Soil Biol. Biochem.* 32, pp. 179-188
- 187) LAFOND, G. P., STUMBORG, M., LEMKE, R., MAY, W.E., HOLZAPFEL, C.B., CAMPBELL, C.A. (2009): Quantifying straw removal through baling and measuring the long-term impact on soil quality and wheat production. *Agron. J.* 101, 529–537. p.
- 188) LANDESMAN, W.J., DIGHTON, J. (2010): Response of soil microbial communities and the production of plant-available nitrogen to a two-year rainfall manipulation in the New Jersey Pinelands. *Soil Biol. Biochem.* 42, 1751–1758. p.
- 189) LANDESMAN, W.J., DIGHTON, J. (2011): Shifts in microbial biomass and the bacteria: fungi ratio occur under field conditions within 3 h after rainfall. *Microb. Ecol.* 62, 228-236. p.
- 190) LANGE, M., HABEKOST, M., EISENHAUER, N., ROSCHER, C., BESSLER, H., ENGELS, C., OELMANN, Y., SCHEU, S., WILCKE, W., SCHULZE, E.D., GLEIXNER, G. (2014): Biotic and abiotic properties mediating plant diversity effects on soil microbial communities in an experimental grassland. *PLoS One* 9, e96182.
- 191) LAZÁNYI, J., HENZSEL, I. (2009a): A vetésforgó kísérlet eredményei az EU mezőgazdasági és vidékfejlesztési politikájának tükrében. In: *Tartamkísérletek a mezőgazdaság szolgálatában : 80 éves a Westsik vetésforgó.* Szerk.: ISZÁLYNÉ T. J., Debreceni Egyetem Agrár- és Műszaki Tudományok Centruma Nyíregyházi Kutató Intézet, Nyíregyháza, 5-43. p. ISBN: 9789634732921
- 192) LAZÁNYI, J., LOCH, J. (2009b): A 0,01 M kalcium-kloriddal kivonható nitrogén frakciók mennyiségének alakulása a Westsik vetésforgó kísérletben. In: *Tartamkísérletek jelentősége a növénytermesztés fejlesztésében.* [Szerk. BERZSENYI, Z., ÁRENDÁS, T.] MTA Mezőgazd. Kutint., Martonvásár, 271-276. p. ISBN: 9789638351364
- 193) LAZÁNYI, J., LOCH, J., HENZSEL, I. (2009c): A talaj 0,01 M kalcium-klorid oldattal kivonható tápanyagtartalma a Westsik vetésforgó kísérletben. In: *Tartamkísérletek a mezőgazdaság szolgálatában : 80 éves a Westsik vetésforgó.* [Szerk.: ISZÁLYNÉ T. J.] Debreceni Egyetem Agrár- és Műszaki Tudományok Centruma Nyíregyházi Kutató Intézet, Nyíregyháza, 45-95. p. ISBN: 9789634732921



- 194) LAZÁNYI, J., LOCH, J., HENZSEL, I. (2012): A tápanyag-gazdálkodás a Westsik vetésforgó kísérlet tapasztalatai alapján. In: A fenntartható tápanyag-gazdálkodás eszköztárának bővítése nyírségi példák és az EU direktívák alapján [LÁNG I., LAZÁNYI J., LOCH J.] DE AGTC, Debrecen, 103-147, p. ISBN: 9786155183140
- 195) LENHARD, G. (1956): The dehydrogenase activity in soil as a measure of the activity of soil microorganisms. *Z Pflanzenernaehr Dueng Bodenkd.* 73 (1) 1-11. p.
- 196) LEÓN, M.F., SQUEO, F.A., GUTIÉRREZ, J.R., HOLMGREN, M. (2011): Rapid root extension during water pulses enhances establishment of shrub seedlings in the Atacama Desert. *J. Veg. Sci.* 22, 120–129. p.
- 197) LI, J.W., LUO, Y.Q., NATALI, S., SCHUUR, E.G., XIA, J.Y., KOWALCZYK, E., WANG, Y.P. (2014): Modeling permafrost thaw and ecosystem carbon cycle under annual and seasonal warming at an Arctic tundra site in Alaska. *J. Geophys Res-Bioge.* 119, 1129-1146. p.
- 198) LI, X.Y. (2003): Gravel-sand mulch for soil and water conservation in the semiarid loess region of northwest China. *Catena* 52, 105-127. p.
- 199) LI, Y., CHANG, S.X., TIAN, L.H., ZHANG, Q.P. (2018): Conservation agriculture practices increase soil microbial biomass carbon and nitrogen in agricultural soils: a global metaanalysis. *Soil Biol. Biochem.* 121, 50-58. p.
- 200) LI, Y., ZHANG, Q., CAI, Y., YANG, Q., CHANG, S. X. (2020): Minimum tillage and residue retention increase soil microbial population size and diversity: Implications for conservation tillage. *Sci. Tot. Environ.* 716, 137164.
- 201) LING, N., CHEN, D.M., GUO, H., WEI, J.X., BAI, Y.F., SHEN, Q.R., HU, S.J. (2017): Differential responses of soil bacterial communities to long-term N and P inputs in a semi-arid steppe. *Geoderma* 292, 25-33. p.
- 202) LIU, L.L., KING, J.S., BOOKER, F.L., GIARDINA, C.P., ALLEN, H.L., HU, S.J. (2009): Enhanced litter input rather than changes in litter chemistry drive soil carbon and nitrogen cycles under elevated CO<sub>2</sub>: a microcosm study. *Glob. Chang. Biol.* 15, 441-453. p.
- 203) LIU, M., LIU, J., CHEN, X.F., JIANG, C.Y., WU, M., LI, Z.P. (2018): Shifts in bacterial and fungal diversity in a paddy soil faced with phosphorus surplus. *Biol. Fertil. Soils* 54, 259-267. p.
- 204) LUBBERS, I.M., PULLEMAN, M.M., VAN GROENIGEN, J.W. (2017): Can earthworms simultaneously enhance decomposition and stabilization of plant residue carbon? *Soil Biol. Biochem.* 105, 12-24. p.
- 205) LUPWAYI, N.Z., MAY, W.E., KANASHIRO, D.A., PETRI, R.M. (2018): Soil bacterial community responses to black medic cover crop and fertilizer N under no-till. *Appl. Soil Ecol.* 124, 95–103. p.
- 206) MADIGAN, M.T., MARTINKO, J.M., PARKER, J. (2003): *Brock Biology of Microorganisms*. 10th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, 1019. p
- 207) MAGID, J., TIESSEN, H., CONDRON, L. M. (1996): Dynamics of organic phosphorus in soils under natural and agricultural ecosystems. In: *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems* A. PICCOLO (ed.), 429-466. p.
- 208) MAKÁDI, M. (2010): *Ásványi és szerves adalékanyagok hatása a nyírségi homoktalajok mikrobiológiai tulajdonságaira*. doktori értekezés, Szent István Egyetem, Gödöllő.
- 209) MAKÁDI, M., BENTE, F., EMILIO, A., SZEGI, T., ESZES, ZS. (2019): Bentonite-digestate mixture as a new product: Its effect on plant germination and soil nutrient status In: KENDE Z. (szerk.) 17th Alps-Adria Scientific Workshop : Abstract book. Gödöllő, Magyarország : Szent István Egyetem Egyetemi Kiadó. 108. p.

- 210) MAKÁDI, M., DEMETER, I., TOMÓCSIK, A., OROSZ, V., ARANYOS, T. J. (2009): Microbial properties of a sandy soil after regular sewage sludge compost application In: MAKÁDI M. (szerk.) LOTEX 2019 : 2nd Conference on Long-term Field Experiments : book of proceedings. Nyíregyháza, Magyarország : University of Debrecen. Institutes for Agricultural Research and Educational Farm Research. Institute of Nyíregyháza, 119. p.
- 211) MAKOI, J.H.J.R., NDAKIDEMI, P.A. (2008): Selected soil enzymes: examples of their potential roles in the ecosystem. *Afr. J. Biotechnol.* 7 (3), 181–191. p.
- 212) MAMATHA, G., JAYANTHY, S., BAGYARAJ, D. J., SURESH, C. K. (2001): Microbial and enzymatic analysis from sandal root zone soil growing in red sandy loam. *Indian Journal of Microbiology.* 41., 219-221. p.
- 213) MARTENS, D., JOHANSON, J., FRANKENBERGER, J. (1992): Production and persistence of soil enzymes with repeated addition of organic residues. – *Soil Sci.* 153, 53-61. p.
- 214) MAYER, A.M. (2006): Polyphenol oxidases in plants and fungi: going places? A review. *Phytochemistry* 67 (21), 2318–2331. p.
- 215) MCGILL, W.B., CANNON, K.R., ROBERTSON, J.A., COOK F.D. (1986): Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotation. *Can. J. Soil Sci.*, 66, 1-19. p.
- 216) McKEAGUE, J.A., CHESHIRE, M. V., ANDREUX, F., BERTHELIN, J. (1986): Organo-Mineral Complexes in Relation to Pedogenesis. In: HUANG P. M., SCHNITZER M. (Ed.) *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes*, SSA special publications, Madison. 549-592. p.
- 217) MEISNER, A., BÁÁTH, E., ROUSK, J. (2013): Microbial growth responses upon rewetting soil dried for four days or one year. *Soil Biol. Biochem.* 66, 188-192. p.
- 218) MENDHAM, D.S., O' CONNELL, A.M., GROVE, T.S., RANCE, S.J. (2003): Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalypts. *For. Ecol. Manag.* 181, 357–372. p.
- 219) MICHÉLI, E., CSORBA, Á., SZEGI, T., DOBOS, E., FUCHS, M. (2019): The soil types of the modernized, diagnostic based Hungarian Soil Classification System and their correlation with the World reference base for soil resources. *Hungarian Geographical Bulletin* 68 2019 (2), 109–117. p.
- 220) MICHÉLI, E., FUCHS, M., GÁL, A., SIMON, B., SZEGI, T. (2011): Talajvédelem. Szent István Egyetem, Gödöllő. [https://regi.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2010-0019\\_Talajvedelem/index.html](https://regi.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2010-0019_Talajvedelem/index.html)  
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: Michéli, talaj, lekérdezés időpontja: 2019.05.12.
- 221) MIKANOVÁ, O., KUBÁT, J., MIKHAILOVSKAYA, N., VÖRÖS, I., BÍRÓ, B. (2001): Influence of heavy metal pollution on some soil-biological parameters in the alluvium of the Litavka river. – *Rostlinná Výroba* 47, 117-122. p.
- 222) MILLARD, P., MIDWOOD, A. J., HUNT, E. J., BARBOUR, M. M., WHITEHEAD, D. (2010): Quantifying the contribution of soil organic matter turnover to forest soil respiration, using natural abundance  $\delta^{13}\text{C}$ . *Soil Biol. Biochem.* 42 (6) 935-943. p.
- 223) MONREAL, C.M., DINEL, H., SCHNITZER, M., GAMBLE, D.S., BIEDERBECK, V.O., LAL, R., KIMBLE, J.M., FOLLETT, R.F., STEWART, B.A. (1998): Impact of Carbon Sequestration on Functional Indicators of Soil Quality as Influenced by Management in Sustainable Agriculture in Soil Processes and the Carbon Cycle. CRC Press, Boca Raton, pp. 435–457. p.

- 224) MONTIEL-GONZÁLEZ, C., TAPIA-TORRES, Y., SOUZA, V., GARCÍA-OLIVA, F. (2017): The response of soil microbial communities to variation in annual precipitation depends on soil nutritional status in an oligotrophic desert. *Peer J.* 5, e4007.
- 225) MOORE, F.C., LOBELL, D.B. (2015): The fingerprint of climate trends on European crop yields. *P. Natl. Acad. Sci. USA.* 112, 2670-2675. p.
- 226) MOORE-KUCERA, J., DICK, R.P. (2008): PLFA profiling of microbial community structure and seasonal shifts in soils of a Douglas-fir chronosequence. *Microb. Ecol.* 55, 500-511. p.
- 227) MORENO-MATEOS, D., BARBIER, E.B., JONES, P.C., JONES, H.P., ARONSON, J., LOPEZ-LOPEZ, J.A., MCCRACKIN, M.L., MELI, P., MONTOYA, D., REY BENAYAS, J.M. (2017): Anthropogenic ecosystem disturbance and the recovery debt. *Nat. Commun.* 8, 14163.
- 228) MOSCATELLI, M.C., DI TIZIO, A., MARIANARI, S., GREGO, S. (2007). Microbial indicators related to soil carbon in Mediterranean land use systems. *Soil Till. Res.* 97, 51-59. p.
- 229) MU, J. M. (1997): Effect of different crop stubbles remaining in field on soil enzyme activity. *J. Jilin Agricu. University.* 19, 65-69. p.
- 230) NAIDJA, A., HUANG, P.M., BOLLAG J.M. (2000): Enzyme-clay interactions and their impact on transformations of natural and anthropogenic organic compounds in soil. *J. Environ. Qual.*, 29, 677-691. p.
- 231) NARDI, S., MORARI, F., BERTI, A., TOSONI, M., GIARDINI, L. (2004): Soil organic matter properties after 40 years of different use of organic and mineral fertilisers. – *Europ. J. Agronomy* 21, 357-367. p.
- 232) NAVARRO-NOYA, Y.E., GÓMEZ-ACATA, S., MONTOYA-CIRIACO, N., ROJAS-VALDEZ, A., SUÁREZ-ARRIAGA, M.C., VALENZUELA-ENCINAS, C., JIMÉNEZ-BUENO, N., VERHULST, N., GOVAERTS, B., DENDOOVEN, L. (2013): Relative impacts of tillage, residue management and crop-rotation on soil bacterial communities in a semi-arid agroecosystem. *Soil Biol. Biochem.* 65, 86–95. p.
- 233) NING, Q., CHEN, L., JIA, Z., ZHANG, C., MA, D., LI, F., ZHAN, J., LI, D., HAN, X., CAI, Z., HUANG, S., LIU, W., ZHU, B., LI, Y. (2020): Multiple long-term observations reveal a strategy for soil pH-dependent fertilization and fungal communities in support of agricultural production. *Agric. Ecosys. Environ.* 293, 106837
- 234) NORMAND, R., YANAI, I. (2013): An introduction to high-throughput sequencing experiments: design and bioinformatics analysis. In: SHOMRON, N. (Ed.), *Deep Sequencing Data Analysis, Methods in Molecular Biology.* 1038. Springer Science + Business Media, New York, 1-26. p.
- 235) OLIVEIRA, A., PAMPULHA, M. A. (2006): Effects of long-term heavy metal contamination on soil microbial characteristics. *J. Biosci. Bioeng.* 102, 157-161. p.
- 236) PADILLA, F.M., PUGNAIRE, F.I. (2007): Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seeding survival during drought. *Funct. Ecol.* 21, 489–495. p.
- 237) PAIS, I., HORVÁTH, L. (1990): Atmospheric acidic deposition and its environmental effect in Hungary.- In: Bresser, A. H. M. and Salomons, W. (eds.) *Advances in Environmental Science. - Acidic Precipitation, New-York* 193-214. p.
- 238) PARHAM, J. A., DENG, S. P., RAUN, W. R., JOHNSON, G. V. (2002): Long-term cattle manure application in soil. Effect on soil phosphorus levels, microbial

- biomass C, and dehydrogenase and phosphatase activities. *Biol. Fert. Soil.* 35, 328-337. p.
- 239) PARKIN, T.B. (1987): Soil Microsites as a source of denitrification variability. *Soil Sci. Soc. America* 51, 1194-1199. p.
- 240) PASCAULT, N., RANJARD, L., KAISERMANN, A., BACHAR, D., CHRISTEN, R., TERRAT, S., MATHIEU, O., LEVEQUE, J., MOUGEL, C., HENAULT, C. (2013): Stimulation of different functional groups of bacteria by various plant residues as a driver of soil priming effect. *Ecosystems* 16, 810–822. p.
- 241) PASCUAL, J.A., GARCIA, C., HERNANDEZ, T., AYUSO, M. (1997): Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biol. Fert. Soils*, 24, 429-434. p.
- 242) PASCUAL, J.A., HERNANDEZ, T., GARCIA, C., AYUSO, M. (1998): Enzymatic activities in an arid soil amended with urban organic wastes: laboratory experiment. *Bioresour. Technol.* 64, 131–138. p.
- 243) PAUL, E.A. (Ed.) (2007). *Soil microbiology, ecology and biochemistry*. Academic Press, Elsevier.
- 244) PAUL, K.I., POLGLASE, P.J., NYAKUENGAMA, J.G., KHANNA, P.K. (2002): Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecol. Manag.* 168, 241 – 257. p.
- 245) PAZ-FERREIRO, J., FU, S.L. (2016): Biological indices for soil quality evaluation: perspectives and limitations. *Land Degrad. Dev.* 27 (1), 14–25. p.
- 246) PEACOCK, A. D., MACNAUGHTON, S. J., CANTU, J. M., DALE, V. H., WHITE, D. C. (2001): Soil microbial biomass and community composition along an anthropogenic disturbance gradient within a long-leaf pine habitat. – *Ecol. Indicators* 1, 113-121. p.
- 247) PERROTT, K.W., SARATHCHANDRA, S.U., DOW, B.W. (1992): Seasonal and fertilizer effects on the organic cycle and microbial biomass in a hill country soil under pasture. *Aust. J. Soil Res.* 30, 383-394. p.
- 248) PERROTT, K.W., SARATHCHANDRA, S.U., WALLER J. E. (1990): Seasonal storage and release of phosphorus and potassium by organic matter and the microbial biomass in a high-producing pastoral soil. *Aust. J. Soil Res.* 28, 593-608. p.
- 249) PHILIPPOT, L., RAAIJMAKERS, J.M., LEMANCEAU, P., VAN DER PUTTEN, W.H. (2013): Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. *Nat. Rev. Microbiol.* 11, 789-799. p.
- 250) PINKART, H.C., RINGELBERG, D.B., PICENO, Y.M., MACNAUGHTON, S.J., WHITE, D.C. (2002): Biochemical approaches to biomass measurements and community structure analysis. In: STAHL, D.E., HURST, C.H., KNUDSEN, G.R., MCINERNEY, M.J., STETZENBACH, L.D., WALTER, M.V. (Eds.), *Manual of Environmental Microbiology*. American Society for Microbiology, Washington, DC, 101-113. p.
- 251) PITTELKOW, C.M., LIANG, X., LINQUIST, B.A., VAN GROENIGEN, K.J., LEE, J., LUNDY M.E., ET AL. (2014): Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature* 517, 365.
- 252) POTTHAST, K., HAMER, U., MAKESCHIN, F. (2010): Impact of litter quality on mineralization processes in managed and abandoned pasture soils in Southern Ecuador. *Soil Biol. Biochem.* 42, 56–64. p.
- 253) PRÉVOST, D., ANGERS, D.A., NADEAU, P. (1991): Determination of ATP in soils by high performance liquid chromatography. *Soil Biol. Biochem.* 23. 1143-1146. p.

- 254) PRIETO-FERNÁNDEZ, Á., CARBALLAS, M., CARBALLAS, T. (2004): Inorganic and organic N pools in soils burned or heated: immediate alterations and evolution after forest wildfires. *Geoderma* 121, 291–306. p.
- 255) PROSDOCIMI, M., TAROLLI, P., CERDÀ, A. (2016): Mulching practices for reducing soil water erosion: a review. *Earth-Sci. Rev.* 161, 191–203. p.
- 256) QI, R.M., LI, J., LIN, Z.A., LI, Z.J., LI, Y.T., YANG, X.D., ZHANG, J.J., ZHAO, B.Q. (2016): Temperature effects on soil organic carbon, soil labile organic carbon fractions, and soil enzyme activities under long-term fertilization regimes. *Appl. Soil Ecol.* 102, 36–45. p.
- 257) QUALLS, R.G., HAINES, B.L., SWANK, W.T., TYLER, S.W. (2002): Retention of soluble organic nutrients by a forested ecosystem. *Biogeochemistry* 61, 135–171. p.
- 258) QUILCHANO, C., MARANON, T. (2002): Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soils. *Biol. Fertil. Soils.* 35, 102–107. p.
- 259) RADICS, L. (2001): *Ökológiai gazdálkodás*. Budapest: Dinasztia-Ház Rt. 316 p. ISBN 963-657-329-8.
- 260) RADICS, L. (2018): *Ökológiai gazdálkodás dióhéjban*. Budapest: Agroinform Kiadó. 379 p. ISBN: 978-615-5666-20-9
- 261) RINNAN, R., MICHELSEN, A., JONASSON, S. (2008): Effects of litter addition and warming on soil carbon, nutrient pools and microbial communities in a subarctic heath ecosystem. *Appl. Soil Ecol.* 39, 271–281. p.
- 262) ROBINSON, T.M.P., LA PIERRE, K.J., VADEBONCOEUR, M.A., BYRNE, K.M., THOMEY, M.L., COLBY, S.E. (2013): Seasonal, not annual precipitation drives community productivity across ecosystems. *Oikos* 122, 727–738. p.
- 263) RODRIGUEZ-KÁBANA, R. (1982): The effects of crop rotation and fertilisation on soil xylanase activity in a soil of the southeastern United States. *Plant Soil* 64, 237–247. p.
- 264) ROJO, M. J., CARCEDO, S. G., MATEOS, M. P. (1990): Distribution and characterization of phosphatase and organic phosphorus in soil fractions. *Soil Biol. Biochem.* 22, 169–174. p.
- 265) ROMANÍ, A. M., FISHER, H., MILLE-LINDBLOM, C., TRANVIK, L.J. (2006): Interactions of bacteria and fungi on decomposing litter: differential extracellular enzyme activities. *Ecology* 87, 2559–2569. p.
- 266) ROMANIUK, R., GIUFFRÉ, L., COSTANTINI, A., NANNIPIERI, P. (2011): Assessment of soil microbial diversity measurements as indicators of soil functioning in organic and conventional horticulture systems. – *Ecol. Indic.* 11: 1345–1353. p.
- 267) ROS, M., HERNANDEZ, M.T., GARCIA, C. (2003): Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biol. Biochem.* 35 (3), 463–469. p.
- 268) ROSS, D.J. (1983): Invertase and amylase activities as influenced by clay minerals, soil-clay fractions and topsoils under grassland. *Soil Biol. Biochem.* 15, 287–293. p.
- 269) ROSS, D.J., SPEIR, T.W., TATE, K.R., CAIRNS, A., MEYRICK, K.F., PANSIER, E.A. (1982): Restoration of pasture after topsoil removal - effects on soil carbon and nitrogen mineralization, microbial biomass and enzyme-activities. *Soil Biol. Biochem.* 14 (6) 575–581. p.
- 270) ROUSK, J., BROOKES, P. C., BÅÅTH, E. (2009). Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization, *App. Environ. Microb.* 75, 1586–1596. p.

- 271) ROUSK, J., BROOKES, P. C., BÅÅTHE, E. (2010): The microbial PLFA composition as affected by pH in an arable soil. *Soil Biol. Biochem.* 42 (3), 516-520. p.
- 272) RUSTAD, L.E., CAMPBELL, J.L., MARION, G.M., NORBY, R.J., MITCHELL, M.J., HARTLEY, A.E., CORNELISSEN, J.H.C., GUREVITCH, J. (2001): A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia* 126, 543-562. p.
- 273) SAHOO, P. K., BHATTACHARYYA, P., TRIPATHYA, S., EQUENUDDINA, S. M., PANIGRAHIA, M. K. (2010): Influence of different forms of acidities on soil microbiological properties and enzyme activities at an acid mine drainage contaminated site. – *J. Hazardous Materials* 179, 966-975. p.
- 274) SANTRUCKOVA, H., ELHOTTOVÁ, D., LOISEAU, P. (2000): The effect of elevated ambient CO<sub>2</sub> and temperature increase on rhizosphere of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Rost Vyroba.* 46, 397-403. p.
- 275) SARDANS, J., PEÑUALAS, J. (2005): Drought decreases soil enzyme activity in a Mediterranean *Quercus ilex* (L.) forest. *Soil. Biol. Biochem.* 37, 455-461. p.
- 276) SAUVADET, M., LASHERMES, G., ALAVOINE, G., RECOUS, S., CHAUVAT, M., MARON, P.A. Bertrand I. (2018): High carbon use efficiency and low priming effect promote soil C stabilization under reduced tillage. *Soil Biol. Biochem.* 123, 64-73. p.
- 277) SCHARLEMANN, J.P., TANNER, E.V., HIEDERER, R., KAPOS, V. (2014): Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Manag.* 5, 81–91. p.
- 278) SCHIMEL, J., BALSER, T.C., WALLENSTEIN, M. (2007): Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. *Ecology* 88, 1386-1394. p.
- 279) SCHIMEL, J.P., SCHAEFFER, S.M. (2012): Microbial control over carbon cycling in soil. *Front. Microbiol.* 3, 348. p.
- 280) SCHINNER, F., KANDELER, E., ÖHLINGER, R., MARGESIN, R. (eds) (1996): *Methods in Soil Biology*. Springer.
- 281) SCHMIDT, M.W.I., TORN, M.S., ABIVEN, S., DITTMAR, T., GUGGENBERGER, G., JANSSENS, I.A., KLEBER, M., KÖGEL-KNABNER, I., LEHMANN, J., MANNING, D.A.C., NANNIPIERI, P., RASSE, D.P., WEINER, S., TRUMBORE, S.E. (2011): Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478 (7367), 49–56 p.
- 282) SCHMIDT, R., GRAVUER, K., BOSSANGE, A.V., MITCHELL, J., SCOW, K. (2018): Long-term use of cover crops and no-till shift soil microbial community life strategies in agricultural soil. *PLoS One* 13, e0192953.
- 283) SCHÜTT, M., BORKEN, W., SPOTT, O., STANGE, C.F., MATZNER, E. (2014): Temperature sensitivity of C and N mineralization in temperate forest soils at low temperatures. *Soil Biol. Biochem.* 69, 320-327. p.
- 284) SHARRATT, B.S., BENOIT, G.R., VOORHEES, W.B. (1998): Winter soil microclimate altered by Corn residue management in the northern Corn belt of the USA. *Soil Till. Res.* 49, 243–248. p.
- 285) SHEN, J.Y., ZHAO, D.D., HAN, H.F., ZHOU, X.B., LI, Q.Q. (2012): Effects of straw mulching on water consumption characteristics and yield of different types of summer maize plants. *Plant Soil Environ.* 58, 161–166. p.
- 286) SINGH, H., SINGH, K.P. (1995): Effect of plant residue and fertilizer on grain yield of dryland rice under reduced tillage cultivation. *Soil Till. Res.* 34, 115-125. p.

- 287) SINSABAUGH, R.L., MOORHEAD, D.L., LINKINS, A.E. (1994): The enzymatic basis of plant litter decomposition: emergence of an ecological process. *App. Soil Ecol.* 1, 97-111. p.
- 288) SIX J., CONANT R. T., PAUL E. A., PAUSTIAN K. (2002): Stabilization mechanism of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil.* 241, 155-176 p.
- 289) SKUJÍHŠ, J. (1978). History of abiotic soil enzyme research. In: BURNS, R.G. (ed.) (1978). *Soil Enzymes*. Academic Press, London, New York, San Francisco.
- 290) SOLLINS, P., GLASSMAN, C., PAUL, E. A., SWANTSON, C., LAJTHA, K., HEIL, J. W., ELLIOT, E. T. (1999): Soil Carbon and Nitrogen: Pools and Fractions. In: ROBERTSON G. P., COLEMAN D. C., BLEDSOE C. S., SOLLINS P. (ed.): *Standard Soil Methods for Long-term Ecological Research*. Oxford University Press. New York. 89-105. p.
- 291) SOMENAHALL, Y. A., DUPONT, J.I., BRADY, J., MCLAWRENCE, J., NORTHUP, B., GOWDA, P. (2018): Microbial communities in soil profile are more responsive to legacy effects of wheat-cover crop rotations than tillage systems. *Soil Biol. Biochem.* 123, 126–135. p.
- 292) SONG, Y., SONG, C., HOU, A., REN, J., WANG, X., CUI, Q., WANG, M. (2018): Effects of temperature and root additions on soil carbon and nitrogen mineralization in a predominantly permafrost peatland. *Catena* 165, 381-389. p.
- 293) SOON, Y.K., LUPWAYI, N.Z. (2012): Straw management in a cold semi-arid region: impact on soil quality and crop productivity. *Field Crops Res.* 139, 39-46. p.
- 294) SOONG J. L., FUCHSLUEGER L., MARAÑÓN-JIMENEZ S., TORN M. S., JANSSENS I. A., PENUELAS J., RICHTER A. (2019): Microbial carbon limitation: The need for integrating microorganisms into our understanding of ecosystem carbon cycling. *Glob. Change Biol.* 26. 3. 1953-1961. p.
- 295) SPEIR, T.W., COWLING, J.C. (1991): Phosphatase activities of pasture plants and soil: relationship with plant productivity and soil P fertility indices. *Biol. Fertil. Soils* 12, 189-194. p.
- 296) SRIVASTAVA, S.C., SINGH, J.S. (1989): Effect of cultivation on microbial carbon and nitrogen in dry tropical forest soil. *Biol. Fertil. Soils.* 8, 343-348. p.
- 297) STARK, C., CONDRON, L.M., STEWART, A., DI, H.J., O'CALLAGHAN, M. (2007): Influence of organic and mineral amendments on microbial soil properties and processes. *Appl. Soil Ecol.* 35, 79–93. p.
- 298) STARK, J. M., FIRESTONE, M. K. (1995): Mechanisms for Soil Moisture Effects on Activity of Nitrifying Bacteria. – *Appl. Environ. Microbiol.* 61(1), 218-221. p.
- 299) STEFANOVITS, GY. (1956): *Magyarország talajai*, Akadémiai Kiadó, Budapest, 145-149. p.
- 300) STEFANOVITS, GY. (1993): *Magyarország tájainak talajviszonyai*, SZIE KGI egyetemi jegyzet, Gödöllő, 29-31. p.
- 301) STEFANOVITS, P., FILEP, GY., FÜLEKY, GY. (2010): *Talajtan. Második kiadás*. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 470 p.
- 302) STEMMER, M., GERZABEK, M.H., KANDELER, E. (1999): Invertase and xylanase activity of bulk soil and particle-size fractions during maize-straw decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 31, 9-18. p.
- 303) STRICKLAND, M.S., ROUSK, J. (2010): Considering fungal:bacterial dominance in soils – methods, controls and ecosystem implications. *Soil Biol. Biochem.* 42, 1385–1395. p.
- 304) SZABÓ, I. M. (2008). *Az általános talajtan biológiai alapjai*. Mundus Magyar Egyetemi Kiadó, Budapest.



- 305) SZEGI, T. A. (2009): *Ásványi és szerves adalékanyagok hatása a nyírségi homokterületek fizikai és kémiai tulajdonságaira*. doktori értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő.
- 306) TABATABAI, M. A. (1994): Soil enzymes. In: PAGE, A. L., MILLER, R.H., KEENEY, D.R. (Eds.): *Methods of soil analysis*. American Society of Agronomy, Madison, WI, 775-833. p.
- 307) TABATABAI, M. A., BREMNER, J. M. (1969): Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity, *Soil Biol. Biochem.* 1, 301-307. p.
- 308) TABATABAI, M.A. (1982) Soil Enzymes. In: Page, A.L., Miller, R.H. and Keeney, D.R., Eds., *Methods of Soil Analysis*, ASA, SSSA, Publisher, Madison, WI, 903-947. p.
- 309) TAKETANI, R.G., LANCONI, M.D., KAVAMURA, V.N., DURRER, A., ANDREOTE, F.D., MELO, I.S. (2017): Dry season constrains bacterial phylogenetic diversity in a semi-arid rhizosphere system. *Microb. Ecol.* 73, 153-161. p.
- 310) TAO, Z., LI, C., LI, J., DING, Z., XU, J., SUN, X., ZHOU, P., ZHAO, M. (2015): Tillage and straw mulching impacts on grain yield and water use efficiency of spring maize in Northern Huang-Huai-Hai Valley. *Crop J.* 3, 445-450. p.
- 311) TAO, Z.Q., PENG, S., CHEN, Y.Q., CHAO, L.I., NIE, Z.J., YUAN, S.F., SHI, J.T., GAO, W.S. (2013): Subsoiling and ridge tillage alleviate the high temperature stress in spring maize in the North China plain. *J. Integr. Agric.* 12, 2179–2188. p.
- 312) TATE K.R., ROSS D.J., O'BRIEN B.J., KELLIHER F.M. (1993): Carbon storage and turnover, and respiratory activity, in the litter and soil of an old-growth southern beech (*Nothofagus*) forest. *Soil Biol. Biochem.*, 25, 1601-1612. p.
- 313) TAYLOR, J.P., WILSON, B., MILLS, M.S., BURNS, R.G. (2002). Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. *Soil Biol. Biochem.* 34. 387-401. p.
- 314) TEMESVÁRI, T. (2019): KSH, Módszertani dokumentáció, szakstatisztikák. [https://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat\\_evesi\\_ua001b.html](https://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_evesi_ua001b.html). Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: ksh biogazdálkodás. Lekérdezés időpontja: 2019.12.11.
- 315) THANKAMANI, C.K., KANDIANNAN, K., HAMZA, S., SAJI, K.V. (2016): Effect of mulches on weed suppression and yield of ginger (*Zingiber officinale* Roscoe). *Sci. Hortic.* 207, 125–130. p.
- 316) THIESSEN, S., GLEIXNER, G., WUTZLER, T., REICHSTEIN, M. (2013): Both priming and temperature sensitivity of soil organic matter decomposition depend on microbial biomass - an incubation study. *Soil Biol. Biochem.* 57, 739-748. p.
- 317) TOMBÁ CZ, E. (2002): Humuszanyagok a környezeti rendszerekben. *Magyar Kémikusok Lapja.* 57, 306-313. p.
- 318) TOMÓCSIK, A., ARANYOS, T. J., OROSZ, V., FÜLEKY, GY., MÉSZÁROS, J., MAKÁDI, M. (2018): Szennyvíziszap alapú komposzt, mint talajjavító és tápanyag-utánpótló anyag In: FÜLEKY GY. (szerk.) XIV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. Gödöllő, Magyarország: MAG Mezőgazdaságért Alapítvány, 349-353. p. ISBN: 978-615-00-1645-0
- 319) TONCEA, I., MINCĂ, G., OPREA, G., VOICA, M. (2015): Soil acidification under organic farming practices. *Rom. Agric. Res.* 123-126. p.
- 320) TÓTH, J. A., NAGY, P.T., KRAKOMPÉRGER, ZS., VERES, ZS., KOTROCZÓ, ZS., KINCSES, S., FEKETE, I., PAPP, M., MÉSZÁROS, I., OLÁH, V. (2013): The Effects of Climate Change on Element Content and Soil

- pH (Sikfőkút DIRT Project, Northern Hungary). *The Carpathians: Integrating Nature and Society Towards Sustainability*, 77-88 p.
- 321) TREVORS, J.T. (1984): Dehydrogenase activity in soil: a comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biol. Biochem.* 16, 673-674. p.
- 322) TREVORS, J.T. (1998). Bacterial biodiversity in soil with an emphasis on chemically-contaminated soils. *Water Air Soil Poll.* 101. 45-67. p.
- 323) TRIPATHY, R., SINGH, A.K. (2004): Effect of water and nitrogen management on aggregate size and carbon enrichment of soil in rice-wheat cropping system. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167, 216-228. p.
- 324) UNITED NATIONS, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2015): *World Population Prospects: The 2015 Revision.* – United Nations, New York.
- 325) VÁRALLYAI, GY. (2004). *Talaj az agro-ökoszisztémák alap-eleme.* Agro-21 Füzetek, 37 (2018) 33-49. p.
- VÁRALLYAY, GY. (2002): *A mezőgazdasági vízgazdálkodás talajtani alapjai,* Kézirat, Budapest
- 326) VÁRALLYAY, GY. (2010): Increasing importance of the water storage function of soils under climate change. *Agrokémia és Talajtan* 59 (1) 7-18 p.
- 327) VÁRALLYAY, GY. (2014): *A talaj vízgazdálkodása és a környezet.* MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet. Budapest
- 328) VERHULST, N., NELISSEN, V., JESPERS, N., HAVEN, H., SAYRE, K.D., RAES, D., DECKERS, J., GOVAERTS, B. (2011): Soil water content, maize yield and its stability as affected by tillage and crop residue management in rainfed semi-arid highlands. *Plant Soil* 344, 73-85. p.
- 329) VOGEL, H.-J., BARTKE, S., DAEDLOW, K., HELMING, K., KÖGEL-KNABNER, I., LANG, B., RABOT, E., RUSSELL, D., STÖBEL, B., WELLER, U., WIESMEIER, M., WOLLSCHLÄGER, U. (2018): A systemic approach for modeling soil functions. *SOIL*, 4, 83-92. p.
- 330) VORONEY, R. P. (2007): *The Soil Habitat.* – In: Paul, E. A. (ed.) *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry.* Elsevier, Oxford, 43. p.
- 331) WAGNER, S., CATTLE, S.R., SCHOLTEN, T. (2007): Soil-aggregate formation as influenced by clay content and organic-matter amendment. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 170, 173-180. p.
- 332) WALLENSTEIN, M.D., HADDIX, M.L., LEE, D.D., CONANT, R.T., PAUL, E.A. (2012): A litter-slurry technique elucidates the key role of enzyme production and microbial dynamics in temperature sensitivity of organic matter decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 47, 18-26. p.
- 333) WANG, B., LIU, G.B., XUE, S., ZHU, B.B. (2011): Changes in soil physico-chemical and microbiological properties during natural succession on abandoned farmland in the loess plateau. *Environ. Earth Sci.* 62 (5), 915-925. p.
- 334) WANG, C.-Y., ZHOU, X., GUO, D., ZHAO, J.-H., YAN, L., FENG, G.-Z., GAO, Q., YU, H., ZHAO, L. P. (2019): Soil pH is the primary factor driving the distribution and function of microorganisms in farmland soils in northeastern China. *Annals of Microbiology* 69, 1461-1473. p.
- 335) WANG, F., TONG, Y. A., ZHANG, J. S., GAO, P. C., COFFIE, J. N. (2013): Effects of various organic materials on soil aggregate stability and soil microbiological properties on the Loess Plateau of China. – *Plant Soil Environ.* 59, 162-168. p.
- 336) WANG, Q., GARRITY, G.M., TIEDJE, J.M., COLE, J.R. (2007): Naïve Bayesian classifier for rapid assignment of rRNA sequences into the new bacterial taxonomy. *Appl. Environ. Microbiol.* 73, 5261-5267. p.

- 337) WATTS, D.B., TORBERT, H.A., FENG, Y., PRIOR, S.A. (2010): Soil microbial community dynamics as influenced by composted dairy manure, soil properties, and landscape position. *Soil Sci.* 175, 474–486. p.
- 338) WATZINGER, A. (2015): Microbial phospholipid biomarkers and stable isotope methods help reveal soil functions. *Soil Biol. Biochem.* 86, 98–107. p.
- 339) WEEDON, J.T., AERTS, R., KOWALCHUK, G.A., VAN LOGTESTIJN, R., ANDRINGA, D., VAN BODEGOM, P.M. (2013): Temperature sensitivity of peatland C and N cycling: does substrate supply play a role? *Soil Biol. Biochem.* 61, 109-120. p.
- 340) WEI, G., YAN, X.Y., WANG, J.Y., HU, T.X., GONG, Y.B. (2009): Long-term manure and fertilizer effects on soil organic matter fractions and microbes under a wheat-maize cropping system in northern China. *Geoderma* 149, 318–324. p.
- 341) WEI, T., ZHANG, P., WANG, K., DING, R., YANG, B., NIE, J., JIA, Z., HAN, Q. (2015): Effects of wheat straw incorporation on the availability of soil nutrients and enzyme activities in semiarid areas. *PloS One* 10, e0120994.
- 342) WHITE, D. C., DAVIS, W. M., NICKELS, J. S., KING, J. D., BOBBIE, R. J. (1979): Determination of the sedimentary microbial biomass by extractible lipid phosphate. – *Oecologia* 40, 51-62. p.
- 343) WICK, B., KHÜNE, R., VLEK, P. (1998): Soil microbiological parameters as indicators of soil quality under improved fallow management system in South-Western Nigeria. – *Plant Soil* 202, 97-107. p.
- 344) WICKAND, K.P., NEFF, J.C., AIKEN, G.R. (2007): Dissolved organic carbon in Alaskan boreal forest: sources, chemical characteristics, and biodegradability. *Ecosystems* 10, 1323–1340. p.
- 345) WILHELM, W. W., JOHNSON, J.M.F., KARLEN, D.L., LIGHTLE, D.T., JOHNSTON, A.M., CLAYTON, G.W., MILLER, P.R. (2007): Corn stover to sustain soil organic carbon further constrains biomass supply. *Agron. J.* 99, 1665–1667. p.
- 346) WILLER, H., LERNOUD, J. (2018): FiBL & IFOAM – Organics International, The World of Organic Agricultural Statistics & Emerging Trends, International Trade Centre.
- 347) WILTS, A.R., REICOSKY, D.C., ALLMARAS, R.R., CLAPP, C.E. (2004): Long-term corn residue effects: harvest alternatives, soil carbon turnover, and root-derived carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1342-1351. p.
- 348) WOLF, D.C. (2006): Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management. *Soil Till. Res.* 90, 162–170.
- 349) WOLINSKA, A., STEPNIIEWSKA, Z. (2012): Dehydrogenase activity in the soil environment. In: Canuto, R.A. (Ed.), *Dehydrogenases*. Intech, Rijeka.
- 350) WOLLUM II A. G. (1982): Cultural Methods for Soil Microorganisms. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (eds) *Methods of soil analysis, part 2*. Am. Soc. Agron, Soil Sci. Soc. Am., Medison, Wisconsin, pp.781-801. p.
- 351) XIANG, S. R., DOYLE, A., HOLDEN, P. A., SCGIMEL, J. P. (2008): Drying and rewetting effects on C and N mineralization and microbial activity in surface and subsurface California grassland soils. *Soil. Biol. Biochem.* 40, 2281-2289. p.
- 352) YACHI, S., LOREAU, M. (1999): Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 96, 1463.
- 353) YANG, L., LI, T., LI, F., LEMCOFF, J.H., COHEN, S. (2008): Fertilization regulates soil enzymatic activity and fertility dynamics in a cucumber field. *Sci. Hort.* 116, 21-26. p.

- 354) YAN-JUN, C., XI-BAI, Z., SHENG-ZHE, E., TAO, H., ZONG-XIAN, C., SHI-MING, S., LING-YU, B. (2014): Response of Soil Organic Carbon and Its Aggregate Fractions to Long-Term Fertilization in Irrigated Desert Soil of China. – *J. Integr. Agric.* 13, 2758-2767. p.
- 355) YAO, M., RUI, J., LI, J., DAI, Y., BAI, Y., HEDĚNEC, P., WANG, J., ZHANG, S., PEI, K., LIU, C., WANG, Y., HE, Z., FROUZ, J., LI, X. (2014): Rate-specific responses of prokaryotic diversity and structure to nitrogen deposition in the *Leymus chinensis* steppe. *Soil Biol. Biochem.* 79, 81-90. p.
- 356) YU, D.S., SHI, X.Z., WANG, H.J., SUN, W.X., CHEN, J.M., LIU, Q.H., ZHAO, Y.C. (2007): Regional patterns of soil organic carbon stocks in China. *J. Environ. Manag.* 85, 680-689. p.
- 357) YUAN, Z.Y., CHEN, H.Y.H., REICH, P.B. (2011): Global-scale latitudinal patterns of plant fineroot nitrogen and phosphorus. *Nat. Commun.* 2, 344.
- 358) YUANLI Y., ZHANG Q., CAI Y., YANG Q., CHANG S. X. (2020): Minimum tillage and residue retention increase soil microbial population size and diversity: Implications for conservation tillage. *Sci. Tot. Environ.* 716, 137164.
- 359) ZECH, W., SENESI, N., GUGGENBERGER, G. (1997): Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma* 79, 117-161. p.
- 360) ZELLES, L., BAI, Q. Y., BECK, T., BEESE, F. (1992): Signature fatty acids in phospholipids and lipopolysaccharides as indicators of microbial biomass and community structure in agricultural soils. – *Soil Biol. Biochem.* 24, 317-323. p.
- 361) ZHANG, K., SHI, Y., JIN, X., HE, J.S., SUN, R., YANG, Y., SHADE, A., CHU, H. (2016): Effects of shortterm warming and altered precipitation on soil microbial communities in alpine grassland of the Tibetan plateau. *Front. Microbiol.* 7, 1032.
- 362) ZHANG, P., WEI, T., JIA, Z., HAN, Q., REN, X., LI, Y. (2014): Effects of straw incorporation on soil organic matter and soil water-stable aggregates content in semiarid regions of Northwest China. *PloS One* 9, e92839.
- 363) ZHANG, Y., HAO, X., ALEXANDER, T.W., THOMAS, B.W., SHI, X., LUPWAYI, N.Z. (2017): Long-term and legacy effects of manure application on soil microbial community composition. *Biol. Fertil. Soils* 54, 269-283.
- 364) ZHANG, Y.L., CHEN, L.J., CHEN, X.H., TAN, M.L., DUAN, Z.H., WU, Z.J., LI, X.J., FAN, X.H. (2015): Response of soil enzyme activity to long-term restoration of desertified land. *Catena* 133, 64-70. p.
- 365) ZHAO, C., MIAO, Y., YU, C., ZHU, L., WANG, F., JIANG, L., HUI, D., WAN, S. (2016): Soil microbial community composition and respiration along an experimental precipitation gradient in a semiarid steppe. *Sci. Rep.* 6, 24317.
- 366) ZHOU, J., HE, Z., YANG, Y., DENG, Y., TRINGE, S.G., ALVAREZ-COHEN, L. (2015): High-throughput metagenomic technologies for complex microbial community analysis: open and closed formats. *MBio* 6 e02288-14.
- 367) ZHOU, M., ZHU, B., WANG, S., ZHU, X., VEREECKEN, H., BRÜGGEMANN, N. (2017b). Stimulatio of N<sub>2</sub>O emission by manure application to agricultural soils may largely offset carbon benefits: a global meta-analysis. *Glob. Change Biol. Bioenergy* 23, 4068-4083. p.
- 368) ZHOU, X.B., ZHANG, Y.M., DOWNING, A. (2012): Non-linear response of microbial activity across a gradient of nitrogen addition to a soil from the Gurbantunggut Desert, Northwestern China. *Soil Biol. Biochem.* 47, 67-77. p.
- 369) ZHOU, Z., WANG, C., ZHENG, M., JIANG, L., LUO, Y. (2017): Patterns and mechanisms of responses by soil microbial communities to nitrogen addition. *Soil Biol. Biochem.* 115, 433-441. p.

- 370) ZHU, B., CHENG, Q. (2013): Impacts of drying-wetting cycles on rhizosphere respiration and soil organic matter decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 63, 89-96. p.
- 371) ZHU, H., WU, J., HUANG, D., ZHU, Q., LIU, S., SU, Y., WEI, W., SYERS, J.K., LI, Y. (2010): Improving fertility and productivity of a highly-weathered upland soil in subtropical China by incorporating rice straw. *Plant Soil* 331, 427-437. p.
- 372) ZHU, Z.K., ZENG, G.J., GE, T.D., HU, Y.J., TONG, C.L., SHIBISTOVA, O., HE, X.H., WANG, J., GUGGENBERGER, G., WU, J.S. (2016): Fate of rice shoot and root residues, rhizodeposits, and microbe-assimilated carbon in paddy soil – part 1: decomposition and priming effect. *Biogeosciences* 13, 4481-4489. p.
- 373) ZOGG, G. P., ZAK, D. R., RINGLEBERG, D. B., MACDONALD, N. W., PREGITZER, K. S., WHITE, D. C. (1997): Compositional and functional shifts in microbial communities due to soil warming. – *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 75-81. p.
- 374) ZORNOZA, R., ACOSTA, J.A., FAZ, A., BÅÅTH, E. (2016): Microbial growth and community structure in acid mine soils after addition of different amendments for soil reclamation. *Geoderma* 272, 64-72. p.
- 375) ZUBER, S.M., VILLAMIL, M.B. (2016): Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 97, 176-187. p.

### **Szabványok**

- 1) MSZ-08-1721/3-1986: A talaj dehidrogenáz aktivitásának vizsgálata
- 2) MSZ-08-1721/4-86: A talaj kataláz-aktivitásának vizsgálata.
- 3) MSZ-08-0206-2:1978: A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok. (pH-érték, szódában kifejezett fenoltalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos ( $\gamma^1$ -érték) és kicserélődési aciditás ( $\gamma^2$ -érték)).
- 4) MSZ-08-0205:1978: A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.
- 5) MSZ-08-0452:1980: Nagyteljesítményű műszersorok alkalmazása talajvizsgálatokban. A talaj szerves széntartalmának mennyiségi meghatározása Contiflo műszersoron.
- 6) MSZ 20135:1999: A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása.

### **Törvények és rendeletek**

- 1) A 27/2006. (II.7.) kormányrendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről.
- 2) 59/2008. (IV. 29.) FVM rendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges cselekvési program részletes szabályairól, valamint az adatszolgáltatás és nyilvántartás rendjéről.
- 3) 43/2007. (VI. 1.) FVM rendelet a nitrátérzékeny területeknek a MePAR szerinti blokkok szintjén történő közzétételéről.
- 4) Az Európai Parlament és a Tanács 2018/848 számú rendelete, a talajban élő fajok védelméről.
- 5) A termőföld védelméről, a talajdegradációs folyamatok megelőzéséről rendelkezik 2007. évi CXXIX. törvény.
- 6) A földtörvényben felsorolt tevékenységekhez szükséges talajtani szakvélemény tartalmi és formai követelményeit meghatározó 29/2006. (IV.10.) FVM rendelet.

- 7) 50/2001. (IV.3.) kormányrendelet, mely a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól, a talajba kerülő toxikus elemek megengedett határértégeiről.
- 8) A 36/2006. (V.18) FVM rendelet a terménynövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról.
- 9) A 4/2004. (I.13.) FVM rendelet az egyszerűsített területalapú támogatások és a vidékfejlesztési támogatások igényléséhez teljesítendő kritériumokról.

### **Internetes hivatkozások**

- 1) [https://regi.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/2011\\_0001\\_521\\_Foldmuveles\\_es\\_foldhasznalat/ch03s04.html](https://regi.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/2011_0001_521_Foldmuveles_es_foldhasznalat/ch03s04.html)

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: földművelés, kapcsolt gépsorok. Lekérdezés időpontja: 2020.05.25.

- 2) <https://agroforum.hu/szaccikkek/talajmuveles/talajmuveles-fejlodestortenete-horizontalis-vertikalis-precizios-alapmuveles>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: reduced tillage. Lekérdezés időpontja: 2020.09.11.

- 3) [https://www.met.hu/idojaras/veszelyjelzes/omsz\\_veszelyjelzo\\_rendszere/](https://www.met.hu/idojaras/veszelyjelzes/omsz_veszelyjelzo_rendszere/)

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: felhőszakadás, omsz. Lekérdezés időpontja: 2019.05.19.

## M2. A vizsgálati időszakban mért talajlégzés eredmények

### 2. Melléklet: A vizsgálati időszakban mért talajlégzés eredmények

Mintavételi idő/terület		Átlag ( $\mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2/\text{s}$ )	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
2012 ősz	ÖD	1,239	0,362	0,104	d
	ÖDA	0,322	0,199	0,057	a
	KD	0,644	0,139	0,040	b
	KDA	0,944	0,064	0,018	c
2013 tavasz	ÖD	1,209	0,998	0,235	b
	ÖDA	0,202	0,047	0,011	a
	KD	1,298	0,691	0,163	b
	KDA	2,235	1,189	0,280	c
2013 nyár	ÖD	2,275	0,928	0,309	a
	ÖDA	2,031	0,771	0,257	a
	KD	1,819	0,226	0,075	a
	KDA	3,463	0,506	0,169	b
2013 ősz	ÖD	1,317	0,137	0,046	a
	ÖDA	1,704	0,332	0,111	a
	KD	1,660	0,171	0,057	a
	KDA	4,771	1,441	0,480	b
2014 tavasz	ÖD	2,709	0,589	0,196	a
	ÖDA	2,888	0,930	0,310	ab
	KD	3,067	0,369	0,123	ab
	KDA	3,494	0,309	0,103	b
2014 nyár	ÖD	2,937	0,222	0,074	a
	ÖDA	5,631	2,081	0,694	b
	KD	3,229	1,319	0,440	a
	KDA	3,417	0,368	0,123	a

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )



### M3. A vizsgálati időszakban mért meteorológiai paraméterek

#### 3. Melléklet: A vizsgálati időszakban mért meteorológiai paraméterek

Év/hónap/paraméter	Levegő hőmérséklet (°C)		Talajhőmérséklet (°C)		Csapadék (mm)	
	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás	Összes	Szórás
2012. január	0,258	2,818	3,297	1,161	26,30	3,75
2012. február	-4,421	5,414	0,266	0,259	11,00	1,18
2012. március	6,852	4,703	4,206	2,624	1,02	0,69
2012. április	12,243	4,235	9,487	1,855	31,50	3,51
2012. május	16,871	3,724	14,258	1,277	85,20	9,31
2012. június	20,987	3,344	18,203	1,232	53,10	3,42
2012. július	23,445	3,153	20,616	0,821	52,50	5,02
2012. augusztus	22,810	3,712	20,694	1,322	8,10	0,00
2012. szeptember	18,263	4,115	18,080	1,742	19,30	5,75
2012. október	10,674	3,950	13,332	2,173	30,00	4,32
2012. november	6,320	3,312	8,707	1,346	24,50	0,78
2012. december	-0,939	2,884	4,065	1,583	40,10	4,95
<b>2012 évi</b>	<b>11,114</b>	<b>9,618</b>	<b>11,267</b>	<b>7,261</b>	<b>382,62</b>	<b>23,33</b>
2013. január	-0,900	2,821	2,516	0,546	52,70	2,61
2013. február	2,511	2,872	3,554	0,731	37,90	2,74
2013. március	3,087	4,529	4,435	1,455	64,60	2,87
2013. április	12,447	6,002	9,160	3,115	41,00	4,03
2013. május	16,958	3,201	14,703	0,644	80,30	4,43
2013. június	20,480	3,977	18,120	1,929	45,60	2,96
2013. július	21,690	2,714	20,126	1,067	35,70	5,82
2013. augusztus	21,773	2,558	20,733	0,899	5,00	3,25
2013. szeptember	14,348	2,403	16,661	1,555	39,60	3,35
2013. október	11,852	4,229	13,071	1,281	31,60	6,57
2013. november	7,787	4,060	10,307	2,260	49,60	4,97
2013. december	0,648	2,460	4,426	0,553	2,00	0,28
<b>2013 évi</b>	<b>11,057</b>	<b>8,331</b>	<b>11,484</b>	<b>6,698</b>	<b>485,60</b>	<b>21,90</b>
2014. január	2,106	4,760	5,142	1,431	44,70	3,84
2014. február	3,500	4,773	4,886	1,630	31,80	3,67
2014. március	9,587	2,651	8,242	1,385	7,90	2,16
2014. április	13,127	3,236	12,027	1,671	25,60	2,39
2014. május	15,865	3,525	15,648	1,871	65,10	6,94
2014. június	19,690	3,020	18,697	1,246	21,30	6,35
2014. július	22,268	2,408	20,284	0,851	148,40	10,10
2014. augusztus	21,126	3,297	19,706	1,556	48,30	4,29
2014. szeptember	17,600	3,818	17,827	1,572	24,80	2,37
2014. október	11,319	4,938	13,794	2,539	46,40	3,45
2014. november	6,267	4,053	8,887	2,590	23,60	1,96
2014. december	2,690	3,832	1,319	0,809	28,30	3,90
<b>2014 évi</b>	<b>12,095</b>	<b>7,331</b>	<b>12,205</b>	<b>6,455</b>	<b>516,20</b>	<b>36,55</b>

## M4. A vizsgálati időszakban mért talajnedvesség eredmények

4.a. Melléklet: A vizsgálati időszakban mért talajnedvesség eredmények a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Talajnedvesség (m/m %)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b ketgória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	5,771	0,291	0,084	b
	ÖDA	6,900	0,994	0,287	c
	KD	3,169	0,760	0,219	a
	KDA	2,583	0,547	0,158	a
2013 tavasz	ÖD	6,959	1,634	0,385	a
	ÖDA	9,659	2,155	0,508	b
	KD	10,378	3,600	0,849	b
	KDA	13,586	1,295	0,305	c
2013 nyár	ÖD	4,144	0,688	0,229	b
	ÖDA	8,275	1,406	0,469	c
	KD	2,188	0,539	0,180	a
	KDA	3,458	0,291	0,097	b
2013 ősz	ÖD	7,565	0,284	0,095	a
	ÖDA	12,297	1,789	0,596	c
	KD	8,453	0,902	0,301	a
	KDA	10,316	0,710	0,237	b
2014 tavasz	ÖD	2,564	0,413	0,138	a
	ÖDA	7,986	1,261	0,420	c
	KD	4,054	1,082	0,361	b
	KDA	4,814	0,580	0,193	b
2014 nyár	ÖD	5,266	0,328	0,109	b
	ÖDA	8,722	1,150	0,383	c
	KD	3,899	0,289	0,096	a
	KDA	7,938	1,381	0,460	c

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

4.b. Melléklet: A vizsgálati időszakban mért talajnedvesség eredmények a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Talajnedvesség (m/m %)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b ketgória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	4,357	0,386	0,111	B
	ÖDA	5,848	0,867	0,250	C
	KD	3,223	1,336	0,386	A
	KDA	2,638	1,000	0,289	A
2013 tavasz	ÖD	8,805	2,743	0,647	A
	ÖDA	9,681	1,113	0,262	A
	KD	13,391	7,527	1,774	B
	KDA	14,962	0,651	0,153	B
2013 nyár	ÖD	4,259	0,530	0,177	B
	ÖDA	7,277	1,347	0,449	C
	KD	2,391	0,379	0,126	A
	KDA	3,560	0,394	0,131	B
2013 ősz	ÖD	4,175	1,290	0,430	A
	ÖDA	6,950	0,359	0,120	AB
	KD	5,472	2,194	0,731	AB
	KDA	7,854	4,304	1,435	B
2014 tavasz	ÖD	3,198	0,745	0,248	A
	ÖDA	5,993	0,312	0,104	B
	KD	5,439	1,278	0,426	B
	KDA	5,190	0,595	0,198	B
2014 nyár	ÖD	5,919	0,556	0,185	A
	ÖDA	10,326	1,078	0,359	C
	KD	6,502	1,307	0,436	A
	KDA	9,176	0,749	0,250	B

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

## M5. A vizsgálati időszakban mért E4:E6 hányados eredmények

5.a. Melléklet: A vizsgálati időszakban mért E4:E6 hányados eredmények a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		E4:E6 hányados	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	7,525	0,780	0,225	a
	ÖDA	7,683	0,314	0,091	a
	KD	6,780	1,506	0,435	a
	KDA	6,815	0,342	0,099	a
2013 tavasz	ÖD	7,408	1,412	0,333	b
	ÖDA	7,637	0,241	0,057	b
	KD	7,540	0,668	0,157	b
	KDA	6,435	0,256	0,060	a
2013 nyár	ÖD	7,546	1,087	0,362	b
	ÖDA	7,752	0,752	0,251	b
	KD	6,276	0,443	0,148	a
	KDA	6,696	0,300	0,100	a
2013 ősz	ÖD	7,973	1,165	0,388	a
	ÖDA	8,030	0,709	0,236	a
	KD	8,433	1,150	0,383	a
	KDA	8,160	0,513	0,171	a
2014 tavasz	ÖD	8,583	0,921	0,307	b
	ÖDA	7,173	2,058	0,686	ab
	KD	6,453	0,960	0,320	a
	KDA	7,343	0,395	0,132	ab
2014 nyár	ÖD	7,090	0,759	0,253	a
	ÖDA	7,527	0,195	0,065	ab
	KD	7,680	0,466	0,155	ab
	KDA	7,740	0,399	0,133	b

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

5.b. Melléklet: A vizsgálati időszakban mért E4:E6 hányados eredmények a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		E4:E6 hányados	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	8,465	1,180	0,341	C
	ÖDA	8,078	0,491	0,142	C
	KD	5,863	0,661	0,191	A
	KDA	6,583	0,168	0,048	B
2013 tavasz	ÖD	6,615	1,043	0,246	C
	ÖDA	7,040	0,679	0,160	C
	KD	3,198	0,601	0,142	A
	KDA	5,982	0,539	0,127	B
2013 nyár	ÖD	6,511	1,148	0,383	AB
	ÖDA	7,614	1,811	0,604	B
	KD	5,310	0,897	0,299	A
	KDA	6,732	0,679	0,226	AB
2013 ősz	ÖD	6,887	0,173	0,058	A
	ÖDA	8,863	1,205	0,402	B
	KD	6,410	1,136	0,379	A
	KDA	8,030	0,444	0,148	B
2014 tavasz	ÖD	8,697	1,275	0,425	A
	ÖDA	7,477	2,035	0,678	A
	KD	8,403	1,027	0,342	A
	KDA	7,713	0,272	0,091	A
2014 nyár	ÖD	7,543	1,085	0,362	A
	ÖDA	7,863	0,203	0,068	A
	KD	8,250	2,088	0,696	A
	KDA	7,527	0,533	0,178	A

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

## M6. A talajminták vizsgálati időszakban mért összes szén-és nitrogéntartalma, valamint C:N aránya

6.a. Melléklet: A vizsgálati időszakban mért összes széntartalom eredmények a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Összes C-tartalom (m/m %)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	0,573	0,019	0,005	b
	ÖDA	0,727	0,114	0,033	d
	KD	0,313	0,010	0,003	a
	KDA	0,645	0,054	0,016	c
2013 tavasz	ÖD	0,548	0,014	0,003	b
	ÖDA	0,816	0,023	0,005	d
	KD	0,283	0,076	0,018	a
	KDA	0,751	0,061	0,014	c
2013 nyár	ÖD	0,425	0,014	0,005	b
	ÖDA	0,804	0,039	0,013	c
	KD	0,304	0,009	0,003	a
	KDA	0,886	0,058	0,019	d
2013 ősz	ÖD	0,497	0,072	0,024	b
	ÖDA	0,818	0,044	0,015	c
	KD	0,346	0,005	0,002	a
	KDA	0,943	0,059	0,020	d
2014 tavasz	ÖD	0,310	0,037	0,012	b
	ÖDA	0,819	0,052	0,017	c
	KD	0,215	0,032	0,011	a
	KDA	0,890	0,047	0,016	d
2014 nyár	ÖD	0,429	0,042	0,014	b
	ÖDA	0,897	0,059	0,020	d
	KD	0,317	0,010	0,003	a
	KDA	0,798	0,123	0,041	c

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

6.b. Melléklet: A vizsgálati időszakban mért összes széntartalom eredmények a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Összes C-tartalom (m/m %)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b ketgória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	0,411	0,050	0,014	B
	ÖDA	0,651	0,044	0,013	C
	KD	0,201	0,043	0,013	A
	KDA	0,604	0,070	0,020	C
2013 tavasz	ÖD	0,333	0,042	0,010	B
	ÖDA	0,559	0,088	0,021	C
	KD	0,202	0,116	0,027	A
	KDA	0,530	0,024	0,006	C
2013 nyár	ÖD	0,361	0,047	0,016	B
	ÖDA	0,683	0,098	0,033	C
	KD	0,237	0,010	0,003	A
	KDA	0,807	0,096	0,032	D
2013 ősz	ÖD	0,332	0,055	0,018	B
	ÖDA	0,721	0,012	0,004	C
	KD	0,222	0,062	0,021	A
	KDA	0,735	0,082	0,027	C
2014 tavasz	ÖD	0,569	0,200	0,067	A
	ÖDA	0,595	0,153	0,051	A
	KD	0,684	0,173	0,173	A
	KDA	0,728	0,102	0,102	A
2014 nyár	ÖD	0,279	0,023	0,008	A
	ÖDA	0,808	0,034	0,011	B
	KD	0,254	0,025	0,008	A
	KDA	0,737	0,124	0,041	B

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )



6.c. Melléklet: A vizsgálati időszakban mért összes nitrogéntartalom eredmények a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Összes N-tartalom (m/m %)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b ketgória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	0,063	0,001	0,000	b
	ÖDA	0,085	0,014	0,004	d
	KD	0,040	0,003	0,001	a
	KDA	0,073	0,005	0,002	c
2013 tavasz	ÖD	0,059	0,002	0,001	b
	ÖDA	0,089	0,002	0,001	c
	KD	0,040	0,013	0,003	a
	KDA	0,086	0,006	0,001	c
2013 nyár	ÖD	0,048	0,001	0,000	b
	ÖDA	0,090	0,004	0,001	c
	KD	0,038	0,002	0,001	a
	KDA	0,093	0,005	0,002	c
2013 ősz	ÖD	0,055	0,007	0,002	b
	ÖDA	0,093	0,005	0,002	c
	KD	0,040	0,001	0,000	a
	KDA	0,096	0,004	0,001	c
2014 tavasz	ÖD	0,037	0,004	0,001	b
	ÖDA	0,092	0,007	0,002	c
	KD	0,029	0,002	0,001	a
	KDA	0,093	0,003	0,001	c
2014 nyár	ÖD	0,048	0,003	0,001	b
	ÖDA	0,099	0,008	0,003	d
	KD	0,038	0,001	0,000	a
	KDA	0,083	0,010	0,003	c

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

6.d. Melléklet: A vizsgálati időszakban mért összes nitrogéntartalom eredmények a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Összes N-tartalom (m/m %)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b ketgória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	0,046	0,004	0,001	B
	ÖDA	0,076	0,005	0,001	D
	KD	0,026	0,003	0,001	A
	KDA	0,069	0,006	0,002	C
2013 tavasz	ÖD	0,037	0,003	0,001	B
	ÖDA	0,061	0,010	0,002	C
	KD	0,029	0,014	0,003	A
	KDA	0,062	0,004	0,001	C
2013 nyár	ÖD	0,042	0,004	0,001	B
	ÖDA	0,077	0,011	0,004	C
	KD	0,030	0,001	0,000	A
	KDA	0,086	0,010	0,003	D
2013 ősz	ÖD	0,040	0,004	0,001	B
	ÖDA	0,083	0,001	0,000	C
	KD	0,029	0,006	0,002	A
	KDA	0,081	0,008	0,003	C
2014 tavasz	ÖD	0,063	0,020	0,007	A
	ÖDA	0,065	0,016	0,005	A
	KD	0,073	0,016	0,016	A
	KDA	0,078	0,010	0,010	A
2014 nyár	ÖD	0,033	0,002	0,001	A
	ÖDA	0,091	0,004	0,001	C
	KD	0,032	0,003	0,001	A
	KDA	0,078	0,009	0,003	B

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

6.e. Melléklet: A vizsgálati időszakban mért C:N arány eredmények a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		C:N arány	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	9,131	0,178	0,051	c
	ÖDA	8,520	0,317	0,091	b
	KD	7,913	0,398	0,115	a
	KDA	8,875	0,093	0,027	c
2013 tavasz	ÖD	9,318	0,217	0,051	c
	ÖDA	9,174	0,076	0,018	c
	KD	7,133	0,696	0,164	a
	KDA	8,699	0,168	0,040	b
2013 nyár	ÖD	8,802	0,131	0,044	b
	ÖDA	8,898	0,033	0,011	b
	KD	7,967	0,152	0,051	a
	KDA	9,549	0,099	0,033	c
2013 ősz	ÖD	9,026	0,190	0,063	b
	ÖDA	8,839	0,031	0,010	ab
	KD	8,751	0,178	0,059	a
	KDA	9,778	0,262	0,087	c
2014 tavasz	ÖD	8,424	0,202	0,067	b
	ÖDA	8,930	0,081	0,027	c
	KD	7,440	0,539	0,180	a
	KDA	9,553	0,160	0,053	d
2014 nyár	ÖD	8,855	0,358	0,119	b
	ÖDA	9,103	0,162	0,054	b
	KD	8,300	0,110	0,037	a
	KDA	9,527	0,426	0,142	c

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

6.f. Melléklet: A vizsgálati időszakban mért C:N arány eredmények a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		C:N arány	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	8,814	0,296	0,085	B
	ÖDA	8,572	0,205	0,059	B
	KD	7,574	0,747	0,216	A
	KDA	8,671	0,334	0,097	B
2013 tavasz	ÖD	9,050	0,543	0,128	C
	ÖDA	9,233	0,123	0,029	C
	KD	6,734	0,657	0,155	A
	KDA	8,496	0,179	0,042	B
2013 nyár	ÖD	8,479	0,259	0,086	B
	ÖDA	8,828	0,121	0,040	C
	KD	7,835	0,057	0,019	A
	KDA	9,387	0,172	0,057	D
2013 ősz	ÖD	8,241	0,515	0,172	B
	ÖDA	8,658	0,150	0,050	BC
	KD	7,488	0,707	0,236	A
	KDA	9,116	0,193	0,064	C
2014 tavasz	ÖD	8,998	0,233	0,078	A
	ÖDA	9,059	0,190	0,063	A
	KD	8,859	0,840	0,280	A
	KDA	9,143	0,730	0,243	A
2014 nyár	ÖD	8,377	0,212	0,071	B
	ÖDA	8,876	0,051	0,017	C
	KD	8,040	0,063	0,021	A
	KDA	9,354	0,548	0,183	D

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

## M7. A talajminták talajmechanikai vizsgálatának eredményei

7.a. Melléklet: A vizsgált talajminták szemcseösszetétele 2012-ben a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi terület	kavics	durva homok	finom homok, agyag, iszap
	m/m % száraz anyag		
ÖD	30.28 ± 1.33 c	15.35 ± 0.52 a	54.37 ± 1.05 b
ÖDA	34.65 ± 0.54 d	24.07 ± 0.81 b	41.28 ± 1.06 a
KD	2.53 ± 0.35 a	15.51 ± 0.52 a	81.97 ± 0.69 d
KDA	9.39 ± 1.63 b	17.91 ± 0.95 a	72.71 ± 2.44 c

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az értékek után található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

7.b. Melléklet: A vizsgált talajminták szemcseösszetétele 2013-ban a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi terület/vizsgált paraméter/mélység	homok	iszap	agyag
	m/m % száraz anyag		
ÖD	89.40±0.19c	3.96±0.42a	6.66±0.36a
ÖDA	67.33±0.19b	19.61±0.32bc	13.07±0.49c
KD	87.69±1.30b	5.12±1.00a	7.17±0.36a
KDA	78.66±0.82c	12.40±0.74ab	8.94±0.09b

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az értékek után található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

7.c. Melléklet: A vizsgált talajminták szemcseösszetétele 2013-ban a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi terület/vizsgált paraméter/mélység	homok	iszap	agyag
	m/m % száraz anyag		
ÖD	89.60±0.28D	3.94±0.41A	6.46±0.49A
ÖDA	70.00±1.68B	16.41±1.50C	13.63±0.26C
KD	87.91±0.41D	5.68±0.59A	6.41±0.46A
KDA	78.62±0.18C	12.18±0.22B	9.22±0.17B

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az értékek után található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

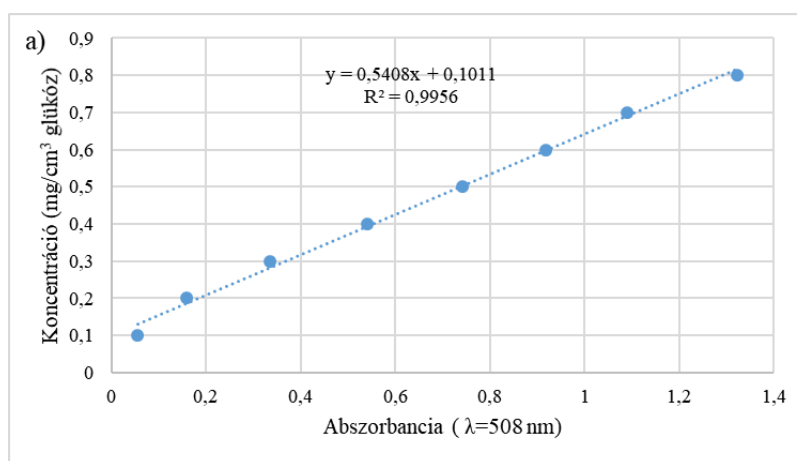
7.d. Melléklet: A vízálló talajfrakciók aránya 2013-ban a 0-30 cm-es és 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi terület/vizsgált paraméter/mélység	nedves szítálás (% száraz szítálás)			
	> 2 mm		0,5-2 mm	
	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm
ÖD	0.52±0.11a	0.16±0.04A	2.42±0.19a	1.95±0.42A
ÖDA	0.58±0.06a	0.14±0.02A	11.41±4.47ab	1.22±0.05A
KD	0.49±0.09a	0.21±0.06A	1.85±0.16a	0.77±0.05A
KDA	1.54±0.13b	0.71±0.15B	7.30±1.69ab	2.71±0.50A

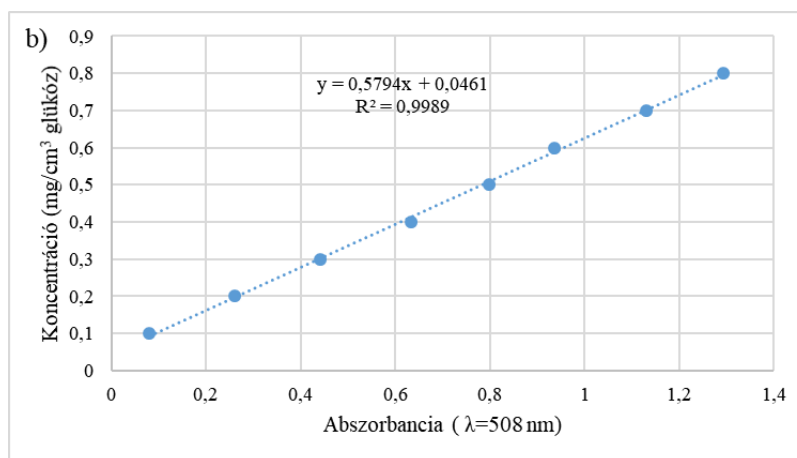
ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az értékek után található a-d és A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik a különböző mintavételi mélységekben (Tukey-b teszt, P < 0,05)

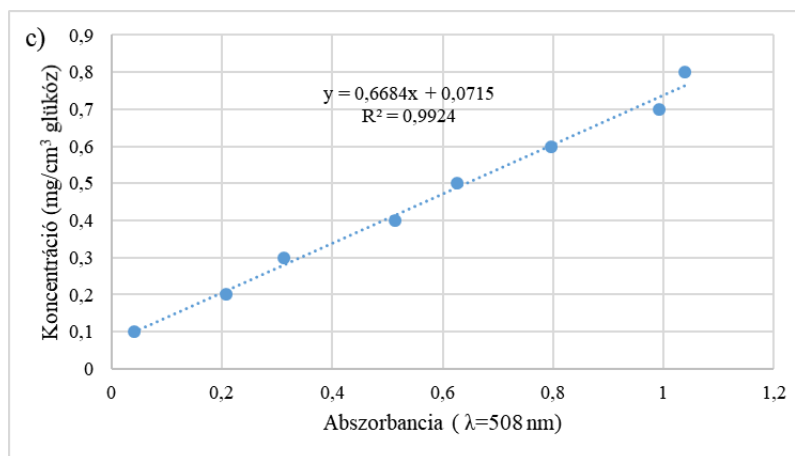
### M8. Az invertáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenesek és eredmények



8.a. Melléklet: A 2012-es invertáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenes



8.b. Melléklet: A 2013-as invertáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenes



8.c. Melléklet: A 2014-es invertáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenes

8.d. Melléklet: A vizsgált talajminták invertáz aktivitása a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (mg glükóz/1g száraz talaj/4 óra)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 őszi	ÖD	14,049	4,015	1,159	d
	ÖDA	10,922	5,925	1,710	c
	KD	3,171	1,958	0,565	a
	KDA	7,085	2,107	0,608	b
2013 tavasz	ÖD	0,131	0,036	0,008	c
	ÖDA	0,130	0,016	0,004	c
	KD	0,085	0,034	0,008	b
	KDA	0,050	0,040	0,009	a
2013 nyár	ÖD	2,421	1,142	0,381	a
	ÖDA	4,587	1,000	0,333	b
	KD	1,484	0,784	0,261	a
	KDA	3,632	1,157	0,386	b
2013 őszi	ÖD	7,602	1,126	0,375	a
	ÖDA	7,058	1,362	0,454	a
	KD	8,278	1,499	0,500	a
	KDA	8,772	1,786	0,595	a
2014 tavasz	ÖD	10,484	1,302	0,434	a
	ÖDA	12,849	2,080	0,693	b
	KD	10,125	2,018	0,673	a
	KDA	11,629	1,981	0,660	ab
2014 nyár	ÖD	5,533	0,937	0,312	a
	ÖDA	13,542	1,419	0,473	b
	KD	6,163	0,845	0,282	a
	KDA	6,930	3,244	1,081	a

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

8.e. Melléklet: A vizsgált talajminták invertáz aktivitása a 30-60 cm-es talajrétegben

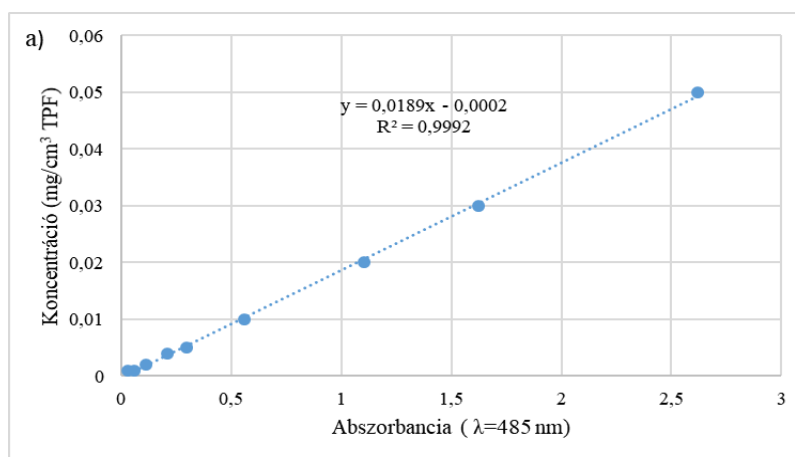
Mintavételi idő/terület		Átlag (mg glükóz/1g száraz talaj/4 óra)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	4,828	1,001	0,289	B
	ÖDA	6,134	2,301	0,664	C
	KD	0,820	0,245	0,071	A
	KDA	0,982	0,348	0,100	A
2013 tavasz	ÖD	0,023	0,008	0,002	B
	ÖDA	0,063	0,009	0,002	C
	KD	0,005	0,005	0,001	A
	KDA	0,016	0,018	0,004	B
2013 nyár	ÖD	1,298	0,419	0,140	A
	ÖDA	2,328	1,198	0,399	B
	KD	0,956	0,846	0,282	A
	KDA	1,438	0,380	0,127	A
2013 ősz	ÖD	2,837	2,805	0,935	A
	ÖDA	5,606	1,133	0,378	B
	KD	2,274	1,626	0,542	A
	KDA	3,204	0,300	0,100	A
2014 tavasz	ÖD	5,625	1,174	0,391	B
	ÖDA	8,778	1,716	0,572	C
	KD	1,342	0,536	0,179	A
	KDA	7,778	3,515	1,172	BC
2014 nyár	ÖD	1,656	0,791	0,264	A
	ÖDA	7,859	0,732	0,244	C
	KD	2,341	1,135	0,378	A
	KDA	3,536	1,439	0,480	B

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

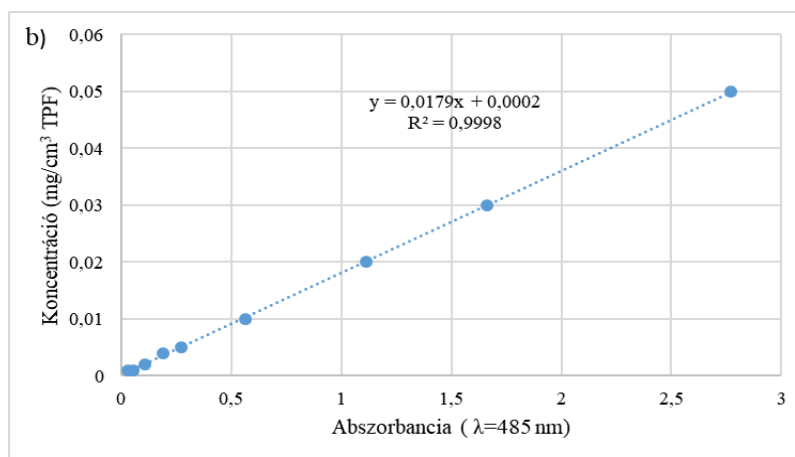
<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )



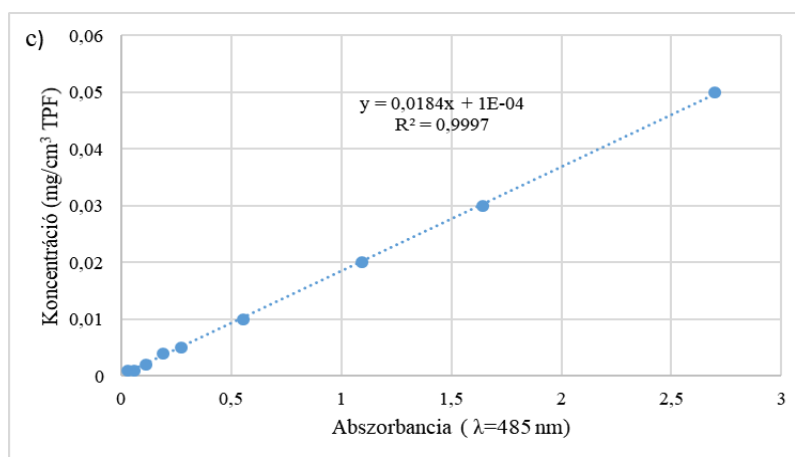
## M9. Az dehidrogenáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenesek és eredmények



9.a. Melléklet: A 2012-es dehidrogenáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenes



9.b. Melléklet: A 2013-as dehidrogenáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenes



9.c. Melléklet: A 2014-es dehidrogenáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenes

9.d. Melléklet: A vizsgált talajminták dehidrogenáz aktivitása a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (mg formazán/1 g száraz talaj/1 nap)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	0,013	0,007	0,002	b
	ÖDA	0,004	0,003	0,001	a
	KD	0,003	0,003	0,001	a
	KDA	0,016	0,007	0,002	b
2013 tavasz	ÖD	0,023	0,018	0,004	b
	ÖDA	0,038	0,013	0,003	c
	KD	0,003	0,004	0,001	a
	KDA	0,005	0,003	0,001	a
2013 nyár	ÖD	0,023	0,005	0,002	c
	ÖDA	0,027	0,008	0,003	c
	KD	0,008	0,000	0,000	b
	KDA	0,000	0,000	0,000	a
2013 ősz	ÖD	0,015	0,004	0,001	c
	ÖDA	0,033	0,004	0,001	d
	KD	0,011	0,002	0,001	b
	KDA	0,002	0,002	0,001	a
2014 tavasz	ÖD	0,026	0,012	0,004	b
	ÖDA	0,023	0,012	0,004	b
	KD	0,006	0,005	0,002	a
	KDA	0,010	0,003	0,001	a
2014 nyár	ÖD	0,026	0,012	0,004	b
	ÖDA	0,023	0,012	0,004	b
	KD	0,006	0,005	0,002	a
	KDA	0,010	0,003	0,001	a

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

9.e. Melléklet: A vizsgált talajminták dehidrogenáz aktivitása a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (mg formazán/1 g száraz talaj/1 nap)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	0,002	0,004	0,001	AB
	ÖDA	0,003	0,004	0,001	B
	KD	0,000	0,000	0,000	A
	KDA	0,000	0,000	0,000	A
2013 tavasz	ÖD	0,005	0,005	0,001	B
	ÖDA	0,001	0,003	0,001	A
	KD	0,002	0,004	0,001	A
	KDA	0,000	0,000	0,000	A
2013 nyár	ÖD	0,007	0,006	0,002	B
	ÖDA	0,009	0,008	0,003	B
	KD	0,000	0,000	0,000	A
	KDA	0,000	0,000	0,000	A
2013 ősz	ÖD	0,007	0,002	0,001	B
	ÖDA	0,020	0,005	0,002	C
	KD	0,005	0,004	0,001	B
	KDA	0,000	0,000	0,000	A
2014 tavasz	ÖD	0,009	0,007	0,002	B
	ÖDA	0,012	0,004	0,001	B
	KD	0,000	0,000	0,000	A
	KDA	0,007	0,006	0,002	B
2014 nyár	ÖD	0,009	0,008	0,003	B
	ÖDA	0,012	0,004	0,001	B
	KD	0,000	0,000	0,000	A
	KDA	0,008	0,006	0,002	B

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

## M10. A kataláz-aktivitás vizsgálatok során kapott eredmények

10.a. Melléklet: A vizsgált talajminták kataláz aktivitása a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (mg O <sub>2</sub> /1g talaj/1 óra)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	1,548	0,212	0,061	b
	ÖDA	2,231	0,315	0,091	c
	KD	0,823	0,088	0,026	a
	KDA	1,500	0,153	0,044	b
2013 tavasz	ÖD	1,927	0,310	0,073	b
	ÖDA	2,592	0,620	0,146	c
	KD	1,388	0,366	0,086	a
	KDA	2,072	0,687	0,162	b
2013 nyár	ÖD	2,023	0,298	0,099	b
	ÖDA	2,620	0,442	0,147	c
	KD	1,197	0,135	0,045	a
	KDA	2,898	0,302	0,101	c
2013 ősz	ÖD	3,133	0,836	0,279	b
	ÖDA	3,114	0,360	0,120	b
	KD	1,686	0,232	0,077	a
	KDA	4,045	0,538	0,179	c
2014 tavasz	ÖD	2,061	0,403	0,134	b
	ÖDA	2,351	0,344	0,115	bc
	KD	1,528	0,112	0,037	a
	KDA	2,498	0,260	0,087	c
2014 nyár	ÖD	1,855	0,165	0,055	b
	ÖDA	2,534	0,209	0,070	c
	KD	1,338	0,120	0,040	a
	KDA	2,971	0,370	0,123	d

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

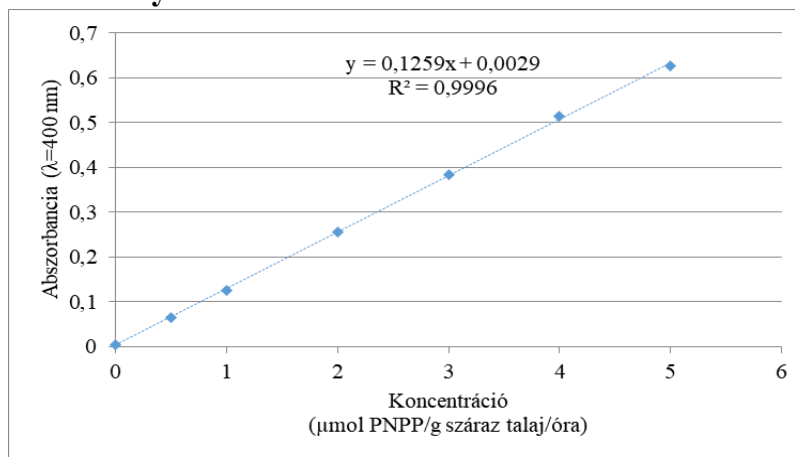
10.b. Melléklet: A vizsgált talajminták kataláz aktivitása a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (mg O <sub>2</sub> /1g talaj/1 óra)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	1,296	0,290	0,084	C
	ÖDA	1,845	0,183	0,053	D
	KD	0,516	0,080	0,023	A
	KDA	0,793	0,294	0,085	B
2013 tavasz	ÖD	1,210	0,279	0,066	A
	ÖDA	2,208	0,660	0,155	C
	KD	1,006	0,186	0,044	A
	KDA	1,618	0,378	0,089	B
2013 nyár	ÖD	1,389	0,198	0,066	A
	ÖDA	2,195	0,741	0,247	B
	KD	1,046	0,301	0,100	A
	KDA	2,279	0,198	0,066	B
2013 ősz	ÖD	1,857	0,508	0,169	B
	ÖDA	2,331	0,653	0,218	B
	KD	1,084	0,149	0,050	A
	KDA	2,352	0,131	0,044	B
2014 tavasz	ÖD	1,706	0,264	0,088	B
	ÖDA	2,181	0,527	0,176	C
	KD	0,930	0,091	0,030	A
	KDA	2,473	0,479	0,160	C
2014 nyár	ÖD	1,374	0,116	0,039	A
	ÖDA	2,308	0,585	0,195	B
	KD	1,052	0,053	0,018	A
	KDA	2,434	0,478	0,159	B

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

## M11. A savas foszfatáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenes és eredmények



11.a. Melléklet: A savas foszfatáz-aktivitás vizsgálatok során használt kalibrációs egyenes

11.b. Melléklet: A vizsgált talajminták savas foszfatáz aktivitása a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (mg formazán/1 g száraz talaj/1 nap)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	0,179	0,019	0,005	c
	ÖDA	0,260	0,011	0,003	d
	KD	0,073	0,031	0,009	a
	KDA	0,149	0,018	0,005	b
2013 tavasz	ÖD	0,121	0,018	0,004	b
	ÖDA	0,197	0,014	0,003	d
	KD	0,085	0,008	0,002	a
	KDA	0,137	0,018	0,004	c
2013 nyár	ÖD	0,161	0,013	0,004	c
	ÖDA	0,275	0,018	0,006	d
	KD	0,130	0,013	0,004	b
	KDA	0,100	0,017	0,006	a
2013 ősz	ÖD	0,092	0,020	0,007	ab
	ÖDA	0,184	0,019	0,006	c
	KD	0,105	0,010	0,003	b
	KDA	0,077	0,006	0,002	a
2014 tavasz	ÖD	0,099	0,006	0,002	a
	ÖDA	0,139	0,031	0,010	b
	KD	0,105	0,029	0,010	a
	KDA	0,113	0,020	0,007	a
2014 nyár	ÖD	0,144	0,022	0,007	a
	ÖDA	0,247	0,042	0,014	b
	KD	0,142	0,006	0,002	a
	KDA	0,133	0,061	0,020	a

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

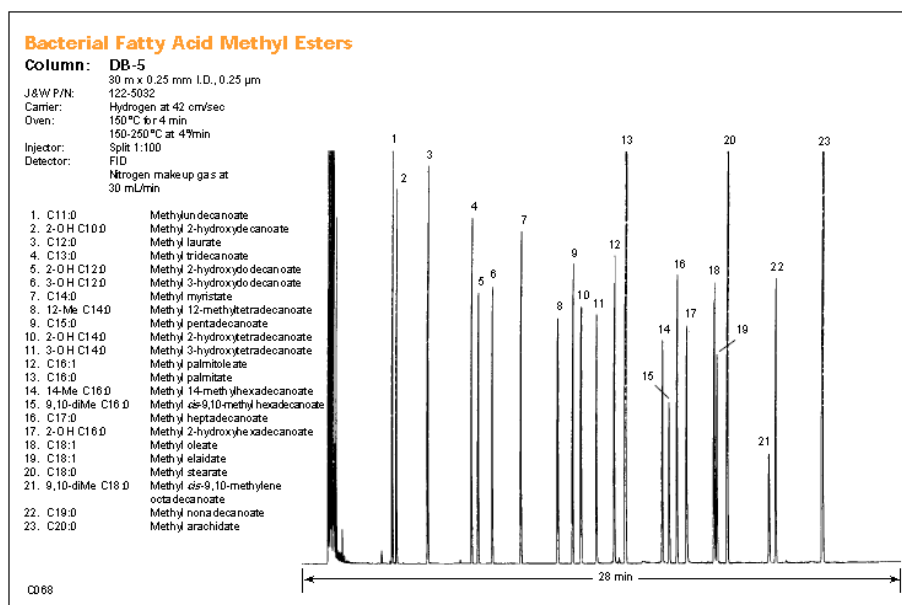
## M12. A talajban élő mikrobaközösség összetételét meghatározó PLFA vizsgálatokhoz használt zsírsav-metilészter standardok összetétele és a GC-MS vizsgálatok eredményei

**Table 1. Composition of Supelco 37 Component FAME Mix**

Peak ID <sup>■</sup>	Component (acid methyl esters)	Weight (%)
1	C4:0 (Butyric)	4
2	C6:0 (Caproic)	4
3	C8:0 (Caprylic)	4
4	C10:0 (Capric)	4
5	C11:0 (Undecanoic)	2
6	C12:0 (Lauric)	4
7	C13:0 (Tridecanoic)	2
8	C14:0 (Myristic)	4
9	C14:1 (Myristoleic)	2
10	C15:0 (Pentadecanoic)	2
11	C15:1 ( <i>cis</i> -10-Pentadecenoic)	2
12	C16:0 (Palmitic)	6
13	C16:1 (Palmitoleic)	2
14	C17:0 (Heptadecanoic)	2
15	C17:1 ( <i>cis</i> -10-Heptadecenoic)	2
16	C18:0 (Stearic)	4
17	C18:1n9c (Oleic)	4
18	C18:1n9t (Elaidic)	2
19	C18:2n6c (Linoleic)	2
20	C18:2n6t (Linolelaidic)	2
21	C18:3n6 ( $\gamma$ -Linolenic)	2
22	C18:3n3 ( $\alpha$ -Linolenic)	2
23	C20:0 (Arachidic)	4
24	C20:1n9 ( <i>cis</i> -11-Eicosenoic)	2
25	C20:2 ( <i>cis</i> -11,14-Eicosadienoic)	2
26	C20:3n6 ( <i>cis</i> -8,11,14-Eicosatrienoic)	2
27	C20:3n3 ( <i>cis</i> -11,14,17-Eicosatrienoic)	2
28	C20:4n6 (Arachidonic)	2
29	C20:5n3 ( <i>cis</i> -5,8,11,14,17-Eicosapentaenoic)	2
30	C21:0 (Henicosaenoic)	2
31	C22:0 (Behenic)	4
32	C22:1n9 (Erucic)	2
33	C22:2 ( <i>cis</i> -13,16-Docosadienoic)	2
34	C22:6n3 ( <i>cis</i> -4,7,10,13,16,19-Docosahexaenoic)	2
35	C23:0 (Tricosanoic)	2
36	C24:0 (Lignoceric)	4
37	C24:1n9 (Nervonic)	2

■ Peak numbers in Figures A–D.

### 12.a. Melléklet: 37 komponenses zsírsav-metilészter standard összetevői



### 12.b. Melléklet: Bakteriális zsírsav metilészter standard összetevői

12.c. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő baktérium markerek mennyisége a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (nmol/1 g száraz talaj)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	7,998	0,078	0,052	d
	ÖDA	2,861	0,051	0,023	b
	KD	3,447	0,038	0,340	c
	KDA	1,048	0,023	0,012	a
2013 tavasz	ÖD	3,047	0,054	0,020	d
	ÖDA	2,218	0,042	0,018	b
	KD	1,730	0,032	0,008	a
	KDA	2,816	0,021	0,006	c
2013 nyár	ÖD	0,841	0,024	0,032	b
	ÖDA	1,305	0,009	0,005	c
	KD	0,542	0,006	0,001	a
	KDA	1,418	0,002	0,006	d
2013 ősz	ÖD	1,164	0,136	0,012	a
	ÖDA	1,108	0,089	0,013	a
	KD	0,928	0,181	0,007	a
	KDA	1,948	0,174	0,031	b
2014 tavasz	ÖD	1,213	0,078	0,052	b
	ÖDA	2,053	0,051	0,023	c
	KD	1,018	0,038	0,340	a
	KDA	2,055	0,023	0,012	d
2014 nyár	ÖD	0,818	0,054	0,020	a
	ÖDA	1,078	0,042	0,018	c
	KD	1,051	0,032	0,339	b
	KDA	1,699	0,021	0,006	d

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )



12.d. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő baktérium markerek mennyisége a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (nmol/1 g száraz talaj)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	1,445	0,032	0,010	A
	ÖDA	2,193	0,025	0,014	D
	KD	1,883	0,019	0,008	B
	KDA	2,150	0,021	0,011	C
2013 tavasz	ÖD	0,895	0,012	0,050	C
	ÖDA	0,728	0,008	0,014	B
	KD	0,508	0,017	0,008	A
	KDA	1,018	0,020	0,011	D
2013 nyár	ÖD	0,567	0,020	0,004	A
	ÖDA	0,843	0,017	0,002	B
	KD	1,014	0,002	0,000	C
	KDA	1,159	0,001	0,000	D
2013 ősz	ÖD	0,885	0,183	0,029	A
	ÖDA	0,716	0,026	0,012	A
	KD	0,683	0,033	0,008	A
	KDA	1,125	0,046	0,011	B
2014 tavasz	ÖD	0,805	0,032	0,010	B
	ÖDA	1,122	0,025	0,014	C
	KD	0,608	0,019	0,008	A
	KDA	1,939	0,021	0,011	D
2014 nyár	ÖD	0,471	0,012	0,006	B
	ÖDA	1,160	0,008	0,012	D
	KD	0,414	0,017	0,008	A
	KDA	1,117	0,020	0,011	C

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

12.e. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő G<sup>+</sup> markerek mennyisége a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (nmol/1 g száraz talaj)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	8,495	0,076	0,050	d
	ÖDA	3,347	0,049	0,021	b
	KD	3,685	0,036	0,338	c
	KDA	0,766	0,021	0,010	a
2013 tavasz	ÖD	3,396	0,052	0,018	c
	ÖDA	2,402	0,040	0,016	b
	KD	1,822	0,030	0,006	a
	KDA	3,479	0,019	0,004	d
2013 nyár	ÖD	0,561	0,022	0,030	b
	ÖDA	1,050	0,007	0,003	d
	KD	0,312	0,004	0,001	a
	KDA	0,928	0,000	0,004	c
2013 ősz	ÖD	0,987	0,061	0,035	a
	ÖDA	1,051	0,016	0,009	a
	KD	0,826	0,301	0,174	a
	KDA	1,641	0,051	0,029	b
2014 tavasz	ÖD	0,983	0,052	0,023	b
	ÖDA	1,824	0,023	0,012	c
	KD	0,691	0,340	0,011	a
	KDA	1,898	0,012	0,001	d
2014 nyár	ÖD	0,766	0,052	0,020	a
	ÖDA	1,010	0,040	0,018	c
	KD	0,928	0,030	0,012	b
	KDA	1,320	0,019	0,006	d

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

12.f. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő G<sup>+</sup> markerek mennyisége a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (nmol/1 g száraz talaj)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	1,872	0,030	0,008	A
	ÖDA	2,071	0,023	0,012	C
	KD	1,890	0,017	0,006	B
	KDA	2,247	0,019	0,009	C
2013 tavasz	ÖD	0,871	0,010	0,048	C
	ÖDA	0,603	0,006	0,012	B
	KD	0,431	0,015	0,006	A
	KDA	1,310	0,018	0,009	D
2013 nyár	ÖD	0,311	0,018	0,002	A
	ÖDA	0,694	0,015	0,000	C
	KD	0,632	0,009	0,001	B
	KDA	0,737	0,001	0,004	D
2013 ősz	ÖD	0,837	0,145	0,084	A
	ÖDA	0,581	0,146	0,085	A
	KD	0,573	0,024	0,014	A
	KDA	0,898	0,172	0,099	A
2014 tavasz	ÖD	0,711	0,010	0,001	B
	ÖDA	1,133	0,014	0,002	C
	KD	0,387	0,008	0,001	A
	KDA	1,661	0,011	0,002	D
2014 nyár	ÖD	0,409	0,010	0,002	B
	ÖDA	1,216	0,006	0,001	D
	KD	0,282	0,015	0,002	A
	KDA	0,938	0,018	0,002	C

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

12.g. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő G<sup>-</sup> markerek mennyisége a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (nmol/1 g száraz talaj)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	5,236	0,070	0,044	d
	ÖDA	2,480	0,043	0,015	b
	KD	3,344	0,030	0,332	c
	KDA	0,583	0,015	0,004	a
2013 tavasz	ÖD	2,451	0,046	0,012	c
	ÖDA	1,863	0,034	0,010	b
	KD	1,366	0,024	0,000	a
	KDA	2,747	0,013	0,000	d
2013 nyár	ÖD	0,479	0,016	0,003	b
	ÖDA	0,822	0,001	0,000	c
	KD	0,237	0,001	0,000	a
	KDA	1,053	0,006	0,002	d
2013 ősz	ÖD	0,136	0,008	0,005	a
	ÖDA	0,093	0,007	0,004	a
	KD	0,103	0,052	0,030	a
	KDA	0,275	0,050	0,029	b
2014 tavasz	ÖD	0,963	0,046	0,014	b
	ÖDA	1,538	0,017	0,012	c
	KD	0,679	0,034	0,011	a
	KDA	1,737	0,006	0,001	d
2014 nyár	ÖD	0,518	0,018	0,003	a
	ÖDA	0,715	0,012	0,001	c
	KD	0,674	0,006	0,001	b
	KDA	1,252	0,002	0,002	d

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

12.h Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő G<sup>-</sup> markerek mennyisége a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (nmol/1 g száraz talaj)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	1,169	0,024	0,002	A
	ÖDA	1,452	0,017	0,006	C
	KD	1,439	0,011	0,000	B
	KDA	2,097	0,013	0,003	D
2013 tavasz	ÖD	0,673	0,004	0,042	C
	ÖDA	0,467	0,000	0,000	B
	KD	0,349	0,009	0,000	A
	KDA	0,999	0,012	0,003	D
2013 nyár	ÖD	0,296	0,001	0,000	A
	ÖDA	0,472	0,002	0,000	B
	KD	0,562	0,003	0,001	C
	KDA	0,720	0,016	0,002	D
2013 ősz	ÖD	0,065	0,013	0,007	A
	ÖDA	0,058	0,028	0,016	A
	KD	0,049	0,000	0,000	A
	KDA	0,117	0,003	0,002	B
2014 tavasz	ÖD	0,608	0,004	0,001	B
	ÖDA	0,848	0,004	0,002	C
	KD	0,345	0,002	0,001	A
	KDA	1,388	0,005	0,002	D
2014 nyár	ÖD	0,290	0,001	0,000	B
	ÖDA	0,734	0,002	0,000	C
	KD	0,216	0,002	0,000	A
	KDA	0,750	0,000	0,000	D

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

12.i. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő Aktinomyceta markerek mennyisége a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (nmol/1 g száraz talaj)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	0,832	0,066	0,020	d
	ÖDA	0,275	0,039	0,018	b
	KD	0,430	0,026	0,012	c
	KDA	0,131	0,011	0,006	a
2013 tavasz	ÖD	0,244	0,042	0,002	c
	ÖDA	0,178	0,030	0,002	a
	KD	0,186	0,020	0,001	b
	KDA	0,343	0,009	0,000	d
2013 nyár	ÖD	0,172	0,004	0,001	b
	ÖDA	0,288	0,006	0,001	c
	KD	0,106	0,000	0,000	a
	KDA	0,301	0,001	0,000	d
2013 ősz	ÖD	0,299	0,086	0,049	a
	ÖDA	0,320	0,033	0,019	ab
	KD	0,216	0,044	0,025	a
	KDA	0,435	0,040	0,023	b
2014 tavasz	ÖD	0,306	0,006	0,001	b
	ÖDA	0,526	0,008	0,001	c
	KD	0,217	0,001	0,000	a
	KDA	0,539	0,003	0,001	d
2014 nyár	ÖD	0,187	0,046	0,002	a
	ÖDA	0,227	0,034	0,002	c
	KD	0,194	0,024	0,001	b
	KDA	0,378	0,013	0,000	d

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

12.j. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő Aktinomyceta markerek mennyisége a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (nmol/1 g száraz talaj)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	0,421	0,020	0,002	D
	ÖDA	0,355	0,013	0,001	C
	KD	0,201	0,007	0,002	A
	KDA	0,292	0,009	0,002	B
2013 tavasz	ÖD	0,181	0,000	0,000	C
	ÖDA	0,152	0,000	0,000	B
	KD	0,075	0,000	0,000	A
	KDA	0,199	0,000	0,000	D
2013 nyár	ÖD	0,119	0,000	0,000	A
	ÖDA	0,255	0,001	0,000	C
	KD	0,173	0,000	0,000	B
	KDA	0,275	0,002	0,001	D
2013 ősz	ÖD	0,301	0,116	0,067	A
	ÖDA	0,189	0,018	0,010	A
	KD	0,151	0,007	0,004	A
	KDA	0,264	0,001	0,001	A
2014 tavasz	ÖD	0,297	0,001	0,000	B
	ÖDA	0,446	0,002	0,001	C
	KD	0,133	0,000	0,000	A
	KDA	0,536	0,001	0,000	D
2014 nyár	ÖD	0,123	0,004	0,000	B
	ÖDA	0,333	0,000	0,000	D
	KD	0,066	0,009	0,001	A
	KDA	0,299	0,012	0,001	C

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

12.k. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő C18:2n6 gomba marker mennyisége a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (nmol/1 g száraz talaj)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	1,175	0,063	0,014	d
	ÖDA	0,328	0,017	0,012	b
	KD	0,641	0,023	0,011	c
	KDA	0,115	0,008	0,001	a
2013 tavasz	ÖD	0,487	0,039	0,003	d
	ÖDA	0,347	0,027	0,001	a
	KD	0,385	0,017	0,001	c
	KDA	0,378	0,006	0,002	b
2013 nyár	ÖD	0,056	0,016	0,003	b
	ÖDA	0,096	0,001	0,000	c
	KD	0,029	0,001	0,000	a
	KDA	0,137	0,002	0,002	d
2013 ősz	ÖD	1,250	0,154	0,089	ab
	ÖDA	1,102	0,132	0,076	ab
	KD	1,311	0,224	0,129	b
	KDA	0,885	0,107	0,061	a
2014 tavasz	ÖD	0,166	0,042	0,005	b
	ÖDA	0,251	0,030	0,004	c
	KD	0,102	0,020	0,001	a
	KDA	0,299	0,009	0,000	d
2014 nyár	ÖD	0,077	0,004	0,001	a
	ÖDA	0,096	0,006	0,002	b
	KD	0,146	0,000	0,000	c
	KDA	0,216	0,001	0,000	d

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )



12.1. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő C18:2n6 gomba marker mennyisége a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (nmol/1 g száraz talaj)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	0,134	0,017	0,001	B
	ÖDA	0,133	0,010	0,002	A
	KD	0,279	0,004	0,001	D
	KDA	0,257	0,006	0,002	C
2013 tavasz	ÖD	0,060	0,004	0,000	D
	ÖDA	0,041	0,001	0,000	A
	KD	0,043	0,001	0,000	B
	KDA	0,059	0,002	0,000	C
2013 nyár	ÖD	0,034	0,001	0,000	A
	ÖDA	0,034	0,002	0,000	B
	KD	0,111	0,003	0,001	D
	KDA	0,099	0,004	0,001	C
2013 ősz	ÖD	1,460	0,118	0,068	A
	ÖDA	1,236	0,282	0,163	A
	KD	1,362	0,105	0,061	A
	KDA	1,021	0,137	0,079	A
2014 tavasz	ÖD	0,092	0,000	0,000	B
	ÖDA	0,103	0,000	0,000	C
	KD	0,048	0,000	0,000	A
	KDA	0,224	0,000	0,000	D
2014 nyár	ÖD	0,036	0,000	0,000	B
	ÖDA	0,076	0,001	0,000	C
	KD	0,033	0,000	0,000	A
	KDA	0,096	0,002	0,000	D

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

12.m. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő összes PLFA marker mennyisége a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (nmol/1 g száraz talaj)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	23,736	0,056	0,032	d
	ÖDA	9,291	0,051	0,023	b
	KD	11,546	0,034	0,340	c
	KDA	2,643	0,023	0,012	a
2013 tavasz	ÖD	9,625	0,054	0,018	c
	ÖDA	7,009	0,042	0,018	b
	KD	5,489	0,032	0,008	a
	KDA	9,763	0,016	0,002	d
2013 nyár	ÖD	2,109	0,002	0,014	b
	ÖDA	3,561	0,009	0,005	c
	KD	1,227	0,002	0,001	a
	KDA	3,838	0,007	0,010	d
2013 ősz	ÖD	3,827	0,136	0,012	c
	ÖDA	3,768	0,089	0,013	b
	KD	1,997	0,181	0,007	a
	KDA	6,560	0,174	0,031	d
2014 tavasz	ÖD	3,631	0,042	0,005	b
	ÖDA	6,192	0,030	0,004	c
	KD	2,707	0,020	0,001	a
	KDA	6,529	0,009	0,000	d
2014 nyár	ÖD	2,367	0,004	0,001	a
	ÖDA	3,125	0,006	0,002	c
	KD	2,992	0,000	0,000	b
	KDA	4,864	0,001	0,000	d

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

12.n. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő összes PLFA marker mennyisége a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Átlag (nmol/1 g száraz talaj)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	5,041	0,032	0,010	A
	ÖDA	6,203	0,025	0,014	C
	KD	5,691	0,019	0,008	B
	KDA	7,043	0,019	0,009	D
2013 tavasz	ÖD	2,679	0,012	0,050	C
	ÖDA	1,993	0,008	0,014	B
	KD	1,405	0,017	0,002	A
	KDA	3,585	0,020	0,011	D
2013 nyár	ÖD	1,327	0,020	0,004	A
	ÖDA	2,298	0,017	0,002	B
	KD	2,491	0,002	0,006	C
	KDA	2,991	0,000	0,000	D
2013 ősz	ÖD	3,289	0,183	0,029	D
	ÖDA	1,782	0,026	0,012	A
	KD	1,921	0,033	0,011	B
	KDA	3,024	0,046	0,009	C
2014 tavasz	ÖD	2,513	0,000	0,000	B
	ÖDA	3,651	0,000	0,000	C
	KD	1,520	0,000	0,000	A
	KDA	5,749	0,000	0,000	D
2014 nyár	ÖD	1,328	0,000	0,000	B
	ÖDA	3,520	0,001	0,000	D
	KD	1,011	0,000	0,000	A
	KDA	3,199	0,002	0,000	C

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

12.o. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő G<sup>+</sup>:G<sup>-</sup> markerek aránya a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		G <sup>+</sup> : G <sup>-</sup> arány	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b ketgória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	1,623	0,004	0,001	d
	ÖDA	1,350	0,006	0,002	c
	KD	1,102	0,000	0,000	a
	KDA	1,313	0,001	0,000	b
2013 tavasz	ÖD	1,386	0,002	0,001	d
	ÖDA	1,289	0,001	0,000	b
	KD	1,333	0,001	0,000	c
	KDA	1,266	0,000	0,000	a
2013 nyár	ÖD	0,853	0,003	0,001	c
	ÖDA	0,783	0,004	0,002	b
	KD	0,761	0,000	0,000	a
	KDA	1,135	0,001	0,000	d
2013 ősz	ÖD	0,118	0,021	0,012	a
	ÖDA	0,084	0,001	0,000	a
	KD	0,107	0,036	0,021	a
	KDA	0,140	0,013	0,008	a
2014 tavasz	ÖD	0,979	0,023	0,012	c
	ÖDA	0,844	0,003	0,000	a
	KD	0,983	0,038	0,021	d
	KDA	0,915	0,015	0,008	b
2014 nyár	ÖD	0,676	0,004	0,001	a
	ÖDA	0,708	0,006	0,002	b
	KD	0,726	0,000	0,000	c
	KDA	0,948	0,001	0,000	d

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

12.p. Melléklet: A vizsgált talajmintákban G<sup>+</sup>:G<sup>-</sup> markerek aránya a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		G <sup>+</sup> : G <sup>-</sup> arány	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	1,602	0,000	0,000	D
	ÖDA	1,426	0,001	0,000	C
	KD	1,314	0,000	0,000	B
	KDA	1,072	0,002	0,000	A
2013 tavasz	ÖD	1,295	0,001	0,000	C
	ÖDA	1,291	0,001	0,000	B
	KD	1,234	0,001	0,000	A
	KDA	1,311	0,001	0,000	D
2013 nyár	ÖD	0,951	0,000	0,000	C
	ÖDA	0,681	0,001	0,000	A
	KD	0,889	0,000	0,000	B
	KDA	0,977	0,002	0,000	D
2013 ősz	ÖD	0,074	0,001	0,000	A
	ÖDA	0,080	0,036	0,021	A
	KD	0,072	0,004	0,002	A
	KDA	0,104	0,001	0,001	A
2014 tavasz	ÖD	0,856	0,003	0,000	C
	ÖDA	0,749	0,038	0,017	A
	KD	0,892	0,006	0,002	D
	KDA	0,836	0,003	0,001	B
2014 nyár	ÖD	0,709	0,000	0,000	B
	ÖDA	0,604	0,001	0,000	A
	KD	0,763	0,000	0,000	C
	KDA	0,800	0,002	0,000	D

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

12.q. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő C18:2n6 gomba:baktérium markerek aránya a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Gomba: baktérium arány	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b ketgória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	0,147	0,004	0,001	c
	ÖDA	0,115	0,002	0,000	b
	KD	0,186	0,000	0,000	d
	KDA	0,109	0,001	0,000	a
2013 tavasz	ÖD	0,160	0,002	0,001	c
	ÖDA	0,157	0,001	0,000	b
	KD	0,223	0,001	0,000	d
	KDA	0,134	0,000	0,000	a
2013 nyár	ÖD	0,067	0,003	0,001	b
	ÖDA	0,074	0,002	0,002	c
	KD	0,053	0,000	0,000	a
	KDA	0,097	0,001	0,000	d
2013 ősz	ÖD	0,254	0,044	0,025	ab
	ÖDA	0,288	0,007	0,004	b
	KD	0,233	0,002	0,001	a
	KDA	0,223	0,001	0,000	a
2014 tavasz	ÖD	0,137	0,002	0,001	c
	ÖDA	0,122	0,001	0,000	b
	KD	0,100	0,001	0,000	a
	KDA	0,146	0,000	0,000	d
2014 nyár	ÖD	0,095	0,003	0,001	b
	ÖDA	0,089	0,004	0,002	a
	KD	0,139	0,000	0,000	d
	KDA	0,127	0,001	0,000	c

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

12.r. Melléklet: A vizsgált talajmintákban C18:2n6 gomba:baktérium markerek aránya a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Gomba: baktérium arány	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b ketgória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	0,093	0,000	0,000	B
	ÖDA	0,061	0,001	0,000	A
	KD	0,148	0,000	0,000	D
	KDA	0,119	0,002	0,000	C
2013 tavasz	ÖD	0,067	0,001	0,000	C
	ÖDA	0,057	0,001	0,000	A
	KD	0,085	0,001	0,000	D
	KDA	0,058	0,001	0,000	B
2013 nyár	ÖD	0,060	0,000	0,000	B
	ÖDA	0,040	0,001	0,000	A
	KD	0,109	0,000	0,000	D
	KDA	0,085	0,002	0,000	C
2013 ősz	ÖD	0,332	0,064	0,037	B
	ÖDA	0,264	0,016	0,009	AB
	KD	0,221	0,000	0,000	A
	KDA	0,235	0,011	0,006	A
2014 tavasz	ÖD	0,114	0,001	0,000	C
	ÖDA	0,092	0,001	0,000	B
	KD	0,079	0,001	0,000	A
	KDA	0,115	0,001	0,000	D
2014 nyár	ÖD	0,076	0,000	0,000	B
	ÖDA	0,065	0,001	0,000	A
	KD	0,079	0,000	0,000	C
	KDA	0,086	0,002	0,000	D

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

12.s. Melléklet: A vizsgált talajmintákban lévő Aktinomyces:baktérium markerek aránya a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Aktinomyces: baktérium arány	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	0,104	0,002	0,001	b
	ÖDA	0,096	0,001	0,000	a
	KD	0,125	0,001	0,000	c
	KDA	0,125	0,000	0,000	d
2013 tavasz	ÖD	0,080	0,003	0,001	a
	ÖDA	0,080	0,004	0,002	b
	KD	0,107	0,000	0,000	c
	KDA	0,122	0,001	0,000	d
2013 nyár	ÖD	0,204	0,002	0,001	b
	ÖDA	0,221	0,001	0,000	d
	KD	0,195	0,001	0,000	a
	KDA	0,212	0,000	0,000	c
2013 ősz	ÖD	3,388	0,421	0,243	a
	ÖDA	3,535	0,213	0,123	a
	KD	2,690	0,704	0,407	a
	KDA	6,168	0,379	0,219	b
2014 tavasz	ÖD	0,253	0,004	0,001	b
	ÖDA	0,256	0,006	0,002	c
	KD	0,214	0,000	0,000	a
	KDA	0,262	0,001	0,000	d
2014 nyár	ÖD	0,229	0,003	0,001	d
	ÖDA	0,210	0,002	0,002	b
	KD	0,184	0,000	0,000	a
	KDA	0,223	0,001	0,000	c

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )



12.t. Melléklet: A vizsgált talajmintákban Aktinomyces:baktérium markerek aránya a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Aktinomyces: baktérium arány	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	0,291	0,001	0,000	D
	ÖDA	0,162	0,001	0,000	C
	KD	0,107	0,001	0,000	A
	KDA	0,136	0,001	0,000	B
2013 tavasz	ÖD	0,202	0,000	0,000	C
	ÖDA	0,209	0,001	0,000	D
	KD	0,149	0,000	0,000	A
	KDA	0,195	0,002	0,000	B
2013 nyár	ÖD	0,210	0,001	0,000	B
	ÖDA	0,302	0,001	0,000	D
	KD	0,170	0,001	0,000	A
	KDA	0,237	0,001	0,000	C
2013 ősz	ÖD	2,669	0,601	0,347	AB
	ÖDA	2,013	0,231	0,133	A
	KD	1,877	0,032	0,018	A
	KDA	3,279	0,271	0,156	B
2014 tavasz	ÖD	0,369	0,000	0,000	C
	ÖDA	0,397	0,001	0,000	D
	KD	0,218	0,000	0,000	A
	KDA	0,277	0,002	0,000	B
2014 nyár	ÖD	0,261	0,000	0,000	B
	ÖDA	0,287	0,001	0,000	D
	KD	0,159	0,000	0,000	A
	KDA	0,268	0,002	0,000	C

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

12.u. Melléklet: A mért PLFA markerek alapján kalkulált baktérium sejtszám a 0-30 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Baktérium sejtszám (1g száraz talajban)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b kategória
0-30 cm					
2012 ősz	ÖD	373985877,812	22553047,088	13021007,807	d
	ÖDA	177119070,249	11429887,763	6599048,776	b
	KD	238843732,549	37728583,763	21782607,991	c
	KDA	41658787,423	20310505,425	11726275,775	a
2013 tavasz	ÖD	652713136,045	33679216,984	19444704,992	c
	ÖDA	475851273,255	17068632,392	9854579,506	b
	KD	364572995,030	56341351,752	32528694,601	a
	KDA	670355444,715	30330354,768	17511238,490	d
2013 nyár	ÖD	146617427,450	19545974,143	11284873,433	b
	ÖDA	247509801,740	9905902,728	5719175,606	c
	KD	85576077,490	32698105,928	18878260,259	a
	KDA	264328517,570	17602438,035	10162772,338	d
2013 ősz	ÖD	241983250,367	30070729,450	17361343,743	a
	ÖDA	252464655,233	15239850,350	8798731,702	a
	KD	192124106,967	50304778,350	29043477,322	a
	KDA	440603627,100	27080673,900	15635034,366	b
2014 tavasz	ÖD	247538609,571	33378509,690	19271091,554	b
	ÖDA	424357516,480	16916233,889	9766592,189	c
	KD	186067219,470	55838303,969	32238259,827	a
	KDA	444946793,150	30059548,029	17354888,146	d
2014 nyár	ÖD	163516690,950	20448096,026	11805713,745	a
	ÖDA	216372880,660	10363098,238	5983137,557	c
	KD	203321678,430	34207249,278	19749564,579	b
	KDA	332008679,460	18414858,252	10631823,369	d

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található a-d indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt,  $P < 0,05$ )

12.v. Melléklet: A mért PLFA markerek alapján kalkulált baktérium sejtszám a 30-60 cm-es talajrétegben

Mintavételi idő/terület		Baktérium sejtszám (1g száraz talajban)	Std. Deviation	Std. Error	Tukey-b ketgória
30-60 cm					
2012 ősz	ÖD	83487583,245	32219096,925	18601704,283	A
	ÖDA	103706099,597	12358490,363	7135177,738	C
	KD	102754350,003	1689340,312	975341,084	B
	KDA	149766896,414	14494029,600	8368131,891	D
2013 tavasz	ÖD	187081783,980	48113851,408	27778545,062	C
	ÖDA	139370494,210	18455345,608	10655198,755	B
	KD	97319395,835	2522748,200	1456509,352	A
	KDA	251902854,240	21644417,536	12496410,291	D
2013 nyár	ÖD	92347682,760	27923217,335	16121477,045	A
	ÖDA	161730009,400	10710691,648	6183820,706	B
	KD	170036065,920	1464094,938	845295,606	C
	KDA	206575154,200	12561492,320	7252380,972	D
2013 ősz	ÖD	190653979,600	42958795,900	24802272,377	AB
	ÖDA	143777248,233	16477987,150	9513570,317	A
	KD	134052674,467	2252453,750	1300454,779	A
	KDA	234232625,900	19325372,800	11157509,188	B
2014 tavasz	ÖD	172951737,433	47684263,449	27530522,338	B
	ÖDA	253475907,712	18290565,737	10560063,052	C
	KD	105159484,997	2500223,662	1443504,805	A
	KDA	394629656,501	21451163,808	12384835,199	D
2014 nyár	ÖD	92337208,050	29211981,212	16865545,216	B
	ÖDA	246022046,350	11205031,262	6469227,815	D
	KD	69870368,990	1531668,550	884309,250	A
	KDA	221645567,020	13141253,504	7587106,248	C

ÖD: ökológiai domb, ÖDA: ökológiai dombalj, KD: konvencionális domb, KDA: konvencionális dombalj

<sup>1</sup> az utolsó oszlopban található A-D indexek a csoportok közti különbségeket jelölik (Tukey-b teszt, P < 0,05)

**M13. A vizsgált paraméterek közötti összefüggések Pearson korrelációs eredményei**

13.a Melléklet: A mért meteorológiai paraméterek és a vizsgált mikrobiális paraméterek közötti összefüggések Pearson korrelációs eredményei a teljes vizsgálati időszakban

	Táji- nedveség	Tájalézés	Invertáz aktivitás	Dehidrogenáz aktivitás	Kataláz aktivitás	Savas foszfátáz aktivitás	Baktérium PLFA makarék	Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA makarék	Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA makarék	Akármyceta PLFA makarék	C182r6 gomba PLFA maker	Összes PLFA maker	Gram <sup>+</sup> Gram <sup>-</sup> baktérium arány	Gomba Baktérium arány	Akármyceta: Baktérium arány	Baktérium sejtszám/1g talaj
Előző havi csapadék	0,367**	0,065	-0,020	-0,054	0,104	0,012	0,000	0,045	-0,048	-0,129	0,320**	0,020	-0,199	0,432**	0,215	0,069
Adott havi csapadék	0,373**	0,093	0,036	0,006	-0,015	-0,066	0,079	0,136	0,117	-0,046	0,094	0,113	0,046	0,364**	-0,036	0,311**
Előző-évtárgyhavi csapadék	0,378**	0,074	-0,006	-0,039	0,075	-0,008	0,021	0,070	-0,005	-0,110	0,268	0,045	-0,139	0,424**	0,154	0,134
Éves csapadék	0,415**	0,480**	0,246*	0,260*	0,404**	-0,277*	-0,457**	-0,464**	-0,518**	-0,044	0,333**	-0,442**	-0,611**	0,611**	0,554**	0,310**
Előző havi talajhőmérséklet	-0,274*	0,040	0,226	-0,224	0,093	0,208	-0,061	-0,110	-0,210	0,014	0,222	-0,103	-0,370**	-0,138	0,280**	-0,696**
Adott havi talajhőmérséklet	-0,308**	0,071	0,260*	-0,207	0,117	0,195	-0,103	-0,162	-0,258*	0,030	0,216	-0,149	-0,413**	-0,158	0,312**	-0,720**
Előző-évtárgyhavi talajhőmérséklet	-0,286*	0,050	0,238*	-0,219	0,102	0,204	-0,075	-0,128	-0,226	0,019	0,220	-0,119	-0,386**	-0,145	0,292*	-0,706**
Éves talajhőmérséklet	0,026	0,523**	0,676**	0,063	0,086	-0,165	-0,185	-0,211	-0,179	0,221	-0,083	-0,185	-0,256**	0,147	0,071	0,037
Előző havi levegő hőmérséklet	-0,357**	0,054	0,308**	-0,245**	0,034	0,216	-0,020	-0,075	-0,150	0,072	0,122	-0,065	-0,295*	-0,238*	0,180	-0,727**
Adott havi levegő hőmérséklet	-0,144	0,078	0,140	-0,153	0,234*	0,160	-0,194	-0,242*	-0,378**	-0,065	0,387**	-0,233*	-0,560**	0,043	0,496**	-0,633**
Előző-évtárgyhavi levegő hőmérséklet	-0,317**	0,060	0,277*	-0,229	0,077	0,207*	-0,058	-0,112	-0,202	0,044	0,182	-0,102	-0,357**	-0,181	0,251*	-0,719**
Éves levegő hőmérséklet	-0,106	0,457**	0,714**	-0,011	-0,032	-0,103	-0,067	-0,096	-0,040	0,274*	-0,206	-0,072	-0,101	-0,028	-0,099	-0,059

\*\* P < 0,01

\*P < 0,05

13.b Melléklet: A mért meteorológiai paraméterek és a vizsgált mikrobiális paraméterek közötti összefüggések Pearson korrelációs eredményei a teljes vizsgálati időszakban a dombi területeken

	Teljes nedvesség	Teljes pára	Inverzió alakulás	Dehidroparazita alakulás	Köszér alakulás	Szuszfitáció alakulás	Baktérium HLFA mutatók	Gamta baktérium HLFA mutatók	Gamta baktérium HLFA mutatók	Alacsonyabb HLFA mutatók	C18266 gomba HLFA mutatók	Összes HLFA mutatók	Gamta/Gamta baktérium arány	Gomba/Baktérium arány	Alacsonyabb/Baktérium arány	Baktérium sejtszám/ g talaj
Előzőhavi csapadék	0,737**	0,710	-0,706	0,709	-0,7003	-0,708	0,703	0,707	0,700	-0,700	0,747**	0,705	-0,721	0,760**	0,723	0,719
Adott havi csapadék	0,740**	0,733*	-0,701	0,704	-0,7054	-0,720	0,707	0,711	0,710	0,701	0,712	0,709	0,706	0,757**	-0,704	0,742*
Előző-és tárgyhavi csapadék	0,739*	0,716	-0,705	0,708	-0,7017	-0,711	0,704	0,708	0,703	0,700	0,739*	0,706	-0,715	0,761**	0,716	0,726
Éves csapadék	0,735*	0,759**	0,720	0,710	0,7393*	-0,731	-0,774**	-0,774**	-0,779**	-0,766**	0,704	-0,776**	-0,756**	0,746**	0,759**	-0,704
Előzőhavi talajhőmérséklet	-0,742*	-0,720	0,724	0,702	-0,7048	0,735*	0,711	0,709	0,701	0,728	0,749**	0,709	-0,743**	-0,722	0,730	-0,763**
Adott havi talajhőmérséklet	-0,746**	-0,718	0,727	0,702	-0,7017	0,735*	0,705	0,702	-0,706	0,724	0,745**	0,702	-0,747**	-0,728	0,734*	-0,770**
Előző-és tárgyhavi talajhőmérséklet	-0,743**	-0,719	0,725	0,702	-0,7037	0,735*	0,709	0,707	-0,701	0,727	0,748**	0,707	-0,745**	-0,724	0,732	-0,766**
Éves talajhőmérséklet	-0,714	0,793**	0,765**	-0,703	0,7073	-0,716	-0,730	-0,732	-0,730	-0,709	-0,730	-0,731	-0,721	0,707	0,708	-0,716
Előzőhavi levegő hőmérséklet	-0,751**	-0,712	0,732	-0,701	-0,7097	0,737*	0,717	0,714	0,708	0,736*	0,738*	0,715	-0,736*	-0,732	0,720	-0,766**
Adott havi levegő hőmérséklet	-0,727	-0,726	0,714	0,707	0,7085	0,729	-0,709	-0,711	-0,722	0,706	0,762**	-0,712	-0,762**	-0,709	0,753**	-0,764**
Előző-és tárgyhavi levegő hőmérséklet	-0,747**	-0,715	0,729	0,701	-0,7059	0,736*	0,711	0,709	0,702	0,730	0,743**	0,709	-0,742**	-0,728	0,727	-0,766**
Éves levegő hőmérséklet	-0,728	0,790**	0,770**	-0,707	-0,7044	-0,708	-0,711	-0,713	-0,709	0,711	-0,737*	-0,712	-0,707	-0,707	-0,710	-0,718

\*\* P < 0,01

\*P < 0,05

13.c Melléklet: A mért meteorológiai paraméterek és a vizsgált mikrobiális paraméterek közötti összefüggések Pearson korrelációs eredményei a teljes vizsgálati időszakban a dombalji területeken

	Talaj- nedveség	Talajféreg	Inverz aktívítás	Délikongrá zakódás	Katalíz aktívítás	Savas frekvénz aktívítás	Baktérium PLFA mátrixok	Gamif baktérium PLFA mátrixok	Gamif baktérium PLFA mátrixok	Alkómyreá PLFA mátrixok	C18:2n6 gomba PLFA mátrixok	Összes PLFA mátrixok	Gamif/Gamif baktérium arány	Gomba/ Baktérium arány	Alkómyreá /Baktérium arány	Baktérium számszám/g talaj
Előőhavi csapadék	0,442**	0,041	0,014	-0,142	0,225	0,048	-0,098	0,001	-0,145	-0,314	0,257	-0,043	-0,185	0,293	0,224	-0,028
Adott havi csapadék	0,430**	-0,106	0,074	-0,014	0,007	-0,043	0,172	0,260	0,179	-0,118	0,094	0,217	0,028	0,189	-0,036	0,250
Előő-és tárgy havi csapadék	0,449**	0,003	0,030	-0,112	0,173	0,025	-0,029	0,070	-0,063	-0,270	0,220	0,025	-0,133	0,272	0,161	0,045
Éves csapadék	0,545**	0,413*	0,295	0,367*	0,580**	-0,361*	0,030	-0,029	-0,184	0,683**	0,711**	0,110	-0,677**	0,769**	0,574**	0,635**
Előő havi talajhőmérséklet	-0,235	0,244	0,230	-0,382*	0,234	0,232	-0,595**	-0,604**	-0,625**	-0,299	0,019	-0,617**	-0,303	-0,068	0,289	-0,820**
Adott havi talajhőmérséklet	-0,268	0,287	0,263	-0,352*	0,263	0,208	-0,612**	-0,641**	-0,655**	-0,214	0,043	-0,637**	-0,350*	-0,050	0,321	-0,809**
Előő-és tárgy havi talajhőmérséklet	-0,247	0,259	0,242	-0,373*	0,244	0,225	-0,602**	-0,618**	-0,636**	-0,271	0,027	-0,625**	-0,320	-0,062	0,300	-0,819**
Éves talajhőmérséklet	0,141	0,202	0,736**	0,119	0,131	-0,225	0,021	-0,053	-0,025	0,652**	0,111	0,030	-0,309	0,225	0,070	0,207
Előő havi levegő hőmérséklet	-0,325	0,206	0,313	-0,399*	0,141	0,239	-0,573**	-0,594**	-0,573**	-0,257	-0,095	-0,611**	-0,230	-0,171	0,185	-0,862**
Adott havi levegő hőmérséklet	-0,086	0,366*	0,146	-0,294	0,438**	0,169	-0,628**	-0,642**	-0,731**	-0,232	0,267	-0,624**	-0,500**	0,161	0,513**	-0,683**
Előő-és tárgy havi levegő hőmérséklet	-0,278	0,244	0,282	-0,383*	0,208	0,228	-0,595**	-0,614**	-0,617**	-0,255	-0,019	-0,623**	-0,292	-0,102	0,258	-0,837**
Éves levegő hőmérséklet	-0,014	0,102	0,769**	0,020	-0,037	-0,146	0,015	-0,053	0,030	0,542**	-0,103	-0,001	-0,141	0,012	-0,106	0,034

\*\* P < 0,01

\*P < 0,05



13.d. Melléklet: A vizsgált paraméterek közötti összefüggések Pearson korrelációs eredményei 2012 ősszel

2012 ősz	N-tartalom	Nitrit, nitrát N-tartalom	C-tartalom	Szerves C-tartalom	C:N arány	pH <sub>KCl</sub>	E4:E6 hányados	Talajnedvesség	Baktérium PLFA markerek	Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA markerek	Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA markerek	Aktinomyceta PLFA markerek	C18:2n6 gomba PLFA marker	Összes PLFA marker	Gram <sup>-</sup> :Gram <sup>+</sup> baktérium arány	Gomba: Baktérium arány	Aktinomyceta: Baktérium arány	Baktérium sejtszám	Talajlégzés	Invertáz aktivitás	Kataláz aktivitás	Dehidrogenáz aktivitás	Foszfátáz aktivitás
N-tartalom	1	0,558**	0,991**	0,905**	0,538**	0,240	0,300**	0,458**	0,039	0,034	-0,030	-0,005	-0,138	0,011	0,158	-0,633**	-0,081	-0,030	-0,167	0,485**	0,718**	0,323**	0,841**
Nitrit, nitrát N-tartalom	0,558**	1	0,552**	0,597**	0,239	0,460**	0,366*	0,573**	0,779**	0,778**	0,612*	0,696*	0,635*	0,738**	0,980**	-0,276	-0,730**	0,612*	-0,491**	0,204	0,626**	0,013	0,599**
C-tartalom	0,991**	0,552**	1	0,910**	0,634**	0,304*	0,348**	0,441**	0,095	0,087	0,002	0,091	-0,084	0,062	0,247	-0,642**	0,008	0,002	-0,049	0,520**	0,711**	0,377**	0,822**
Szerves C-tartalom	0,905**	0,597**	0,910**	1	0,479**	0,278	0,313*	0,544**	-0,258	-0,243	-0,423	-0,379	-0,453	-0,305	0,448	-0,971**	-0,554	-0,423	-0,199	0,495**	0,920**	0,193	0,876**
C:N arány	0,538**	0,239	0,634**	0,479**	1	0,512**	0,583**	0,139	0,263	0,267	0,164	0,460*	0,159	0,246	0,454*	-0,405*	0,439*	0,164	0,565**	0,471**	0,406**	0,457**	0,331*
pH <sub>KCl</sub>	0,240	0,460**	0,304*	0,278	0,512**	1	0,406**	0,733**	0,906**	0,913**	0,802**	0,843**	0,798**	0,884**	0,899**	-0,021	-0,733**	0,802**	0,190	0,620**	0,452**	0,090	0,507**
E4:E6 hányados	0,300**	0,366*	0,348**	0,313*	0,583**	0,406**	1	0,452**	0,222	0,264	0,169	0,561**	0,109	0,232	0,662**	-0,442*	0,721**	0,169	0,009	0,307**	0,480**	0,147	0,259
Talajnedvesség	0,458**	0,573**	0,441**	0,544**	0,139	0,733**	0,452**	1	0,402	0,442*	0,329	0,349	0,281	0,396	0,643**	-0,159	-0,099	0,329	-0,167	0,615**	0,706**	0,054	0,747**
Baktérium PLFA markerek	0,039	0,779**	0,095	-0,258	0,263	0,906**	0,222	0,402	1	0,995**	0,960**	0,910**	0,970**	0,996**	0,369	0,419*	-0,370	0,960**	0,115	0,708**	0,272	0,756**	-0,001
Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA markerek	0,034	0,778**	0,087	-0,243	0,267	0,913**	0,264	0,442*	0,995**	1	0,968**	0,921**	0,965**	0,997**	0,388	0,422*	-0,324	0,968**	0,036	0,718**	0,288	0,716**	0,051
Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA markerek	-0,030	0,612*	0,002	-0,423	0,164	0,802**	0,169	0,329	0,960**	0,968**	1	0,866**	0,970**	0,980**	0,164	0,562**	-0,398	10,000**	-0,050	0,571**	0,160	0,630**	-0,047
Aktinomyceta PLFA markerek	-0,005	0,696*	0,091	-0,379	0,460*	0,843**	0,561**	0,349	0,910**	0,921**	0,866**	1	0,864**	0,914**	0,528**	0,249	0,038	0,866**	0,171	0,702**	0,262	0,643**	-0,122
C18:2n6 gomba PLFA marker	-0,138	0,635*	-0,084	-0,453	0,159	0,798**	0,109	0,281	0,970**	0,965**	0,970**	0,864**	1	0,977**	0,232	0,621**	-0,406*	0,970**	0,175	0,599**	0,102	0,762**	-0,182
Összes PLFA marker	0,011	0,738**	0,062	-0,305	0,246	0,884**	0,232	0,396	0,996**	0,997**	0,980**	0,914**	0,977**	1	0,331	0,463*	-0,352	0,980**	0,056	0,682**	0,246	0,718**	-0,005
Gram <sup>-</sup> :Gram <sup>+</sup> baktérium arány	0,158	0,980**	0,247	0,448	0,454*	0,899**	0,662**	0,643**	0,369	0,388	0,164	0,528**	0,232	0,331	1	-0,387	0,409*	0,164	0,175	0,735**	0,611**	0,375	0,418
Gomba:Baktérium arány	-0,633**	-0,276	-0,642**	-0,971**	-0,405*	-0,021	-0,442*	-0,159	0,419*	0,422*	0,562**	0,249	0,621**	0,463*	-0,387	1	-0,472*	0,562**	0,103	-0,097	-0,494*	0,335	-0,678**
Aktinomyceta:Baktérium arány	-0,081	-0,730**	0,008	-0,554	0,439*	-0,733**	0,721**	-0,099	-0,370	-0,324	-0,398	0,038	-0,406*	-0,352	0,409*	-0,472*	1	-0,398	0,665*	-0,035	-0,009	-0,327	-0,877**
Baktérium sejtszám	-0,030	0,612*	0,002	-0,423	0,164	0,802**	0,169	0,329	0,960**	0,968**	1,000**	0,866**	0,970**	0,980**	0,164	0,562**	-0,398	1	-0,050	0,571**	0,160	0,630**	-0,047
Talajlégzés	-0,167	-0,491**	-0,049	-0,199	0,565**	0,190	0,009	-0,167	0,115	0,036	-0,050	0,171	0,175	0,056	0,175	0,103	0,665*	-0,050	1	0,441**	-0,233	0,584**	-0,226
Invertáz aktivitás	0,485**	0,204	0,520**	0,495**	0,471**	0,620**	0,307**	0,615**	0,708**	0,718**	0,571**	0,702**	0,599**	0,682**	0,735**	-0,097	-0,035	0,571**	0,441**	1	0,698**	0,535**	0,617**
Kataláz aktivitás	0,718**	0,626**	0,711**	0,920**	0,406**	0,452**	0,480**	0,706**	0,272	0,288	0,160	0,262	0,102	0,246	0,611**	-0,494*	-0,009	0,160	-0,233	0,698**	1	0,286**	0,874**
Dehidrogenáz aktivitás	0,323**	0,013	0,377**	0,193	0,457**	0,090	0,147	0,054	0,756**	0,716**	0,630**	0,643**	0,762**	0,718**	0,375	0,335	-0,327	0,630**	0,584**	0,535**	0,286**	1	0,130
Foszfátáz aktivitás	0,841**	0,599**	0,822**	0,876**	0,331*	0,507**	0,259	0,747**	-0,001	0,051	-0,047	-0,122	-0,182	-0,005	0,418	-0,678*	-0,877**	-0,047	-0,226	0,617**	0,874**	0,130	1

\*\* P < 0,01

\*P < 0,05

13.e. Melléklet: A vizsgált paraméterek közötti összefüggések Pearson korrelációs eredményei 2013 tavasszal

2013 tavasz	N-tartalom	C-tartalom	C:N arány	E4:E6 hányados	Talajnedvesség	Baktérium PLFA markerek	Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA markerek	Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA markerek	Aktinomyceta PLFA markerek	C18:2n6 gomba PLFA marker	Összes PLFA marker	Gram <sup>-</sup> :Gram <sup>+</sup> baktérium arány	Gomba: Baktérium arány	Aktinomyceta: Baktérium arány	Baktérium sejtszám	Talajlégzés	Invertáz aktivitás	Kataláz aktivitás	Dehidrogenáz aktivitás	Foszfátáz aktivitás
N-tartalom	1	0,984**	0,538**	0,418**	0,033	0,584**	0,598**	0,619**	0,627**	0,412*	0,596**	0,165	0,118	-0,260	0,605**	0,002	0,430**	0,628**	0,435**	0,796**
C-tartalom	0,984**	1	0,664**	0,450**	-0,029	0,539**	0,551**	0,569**	0,593**	0,343	0,548**	0,152	0,019	-0,192	0,557**	-0,072	0,454**	0,665**	0,478**	0,838**
C:N arány	0,538**	0,664**	1	0,505**	-0,300**	0,295	0,298	0,299	0,476*	0,059	0,291	0,288	-0,296	0,174	0,304	-0,213	0,321**	0,499**	0,354**	0,615**
E4:E6 hányados	0,418**	0,450**	0,505**	1	-0,434**	0,542**	0,477*	0,454*	0,410*	0,616**	0,502*	0,696**	0,577**	-0,385	0,492*	-0,333**	0,586**	0,495**	0,370**	0,054
Talajnedvesség	0,033	-0,029	-0,300**	-0,434**	1	-0,112	0,008	0,043	0,290	-0,194	-0,023	-0,300	-0,169	0,256	-0,012	0,336**	-0,370**	-0,027	-0,282**	-0,042
Baktérium PLFA markerek	0,584**	0,539**	0,295	0,542**	-0,112	1	0,992**	0,984**	0,789**	0,941**	0,995**	0,506*	0,671**	-0,801**	0,994**	0,107	0,626**	0,848**	0,491*	0,484
Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA markerek	0,598**	0,551**	0,298	0,477*	0,008	0,992**	1	0,997**	0,842**	0,906**	0,999**	0,459*	0,619**	-0,754**	10,000**	0,281	0,533**	0,899**	0,411*	0,483
Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA markerek	0,619**	0,569**	0,299	0,454*	0,043	0,984**	0,997**	1	0,858**	0,891**	0,996**	0,402	0,607**	-0,742**	0,997**	0,355	0,499*	0,914**	0,399	0,535
Aktinomyceta PLFA markerek	0,627**	0,593**	0,476*	0,410*	0,290	0,789**	0,842**	0,858**	1	0,620**	0,831**	0,311	0,307	-0,313	0,840**	0,763**	0,173	0,877**	0,067	0,217
C18:2n6 gomba PLFA marker	0,412*	0,343	0,059	0,616**	-0,194	0,941**	0,906**	0,891**	0,620**	1	0,921**	0,562**	0,877**	-0,902**	0,912**	-0,091	0,754**	0,675**	0,512*	-0,236
Összes PLFA marker	0,596**	0,548**	0,291	0,502*	-0,023	0,995**	0,999**	0,996**	0,831**	0,921**	1	0,465*	0,646**	-0,771**	10,000**	0,269	0,562**	0,885**	0,434*	0,483
Gram <sup>-</sup> :Gram <sup>+</sup> baktérium arány	0,165	0,152	0,288	0,696**	-0,300	0,506*	0,459*	0,402	0,311	0,562**	0,465*	1	0,440*	-0,343	0,457*	-0,378	0,658**	0,273	0,322	-0,445
Gomba:Baktérium arány	0,118	0,019	-0,296	0,577**	-0,169	0,671**	0,619**	0,607**	0,307	0,877**	0,646**	0,440*	1	-0,859**	0,628**	-0,073	0,713**	0,356	0,415*	-0,857**
Aktinomyceta:Baktérium arány	-0,260	-0,192	0,174	-0,385	0,256	-0,801**	-0,754**	-0,742**	-0,313	-0,902**	-0,771**	-0,343	-0,859**	1	-0,760**	0,963**	-0,711**	-0,527**	-0,599**	-0,342
Baktérium sejtszám	0,605**	0,557**	0,304	0,492*	-0,012	0,994**	10,000**	0,997**	0,840**	0,912**	10,000**	0,457*	0,628**	-0,760**	1	0,275	0,547**	0,893**	0,427*	0,497
Talajlégzés	0,002	-0,072	-0,213	-0,333**	0,336**	0,107	0,281	0,355	0,763**	-0,091	0,269	-0,378	-0,073	0,963**	0,275	1	-0,295*	-0,274*	-0,206	-0,241*
Invertáz aktivitás	0,430**	0,454**	0,321**	0,586**	-0,370**	0,626**	0,533**	0,499*	0,173	0,754**	0,562**	0,658**	0,713**	-0,711**	0,547**	-0,295*	1	0,497**	0,662**	0,320**
Kataláz aktivitás	0,628**	0,665**	0,499**	0,495**	-0,027	0,848**	0,899**	0,914**	0,877**	0,675**	0,885**	0,273	0,356	-0,527**	0,893**	-0,274*	0,497**	1	0,428**	0,596**
Dehidrogenáz aktivitás	0,435**	0,478**	0,354**	0,370**	-0,282**	0,491*	0,411*	0,399	0,067	0,512*	0,434*	0,322	0,415*	-0,599**	0,427*	-0,206	0,662**	0,428**	1	0,624**
Foszfátáz aktivitás	0,796**	0,838**	0,615**	0,054	-0,042	0,484	0,483	0,535	0,217	-0,236	0,483	-0,445	-0,857**	-0,342	0,497	-0,241*	0,320**	0,596**	0,624**	1

\* P &



13.f. Melléklet: A vizsgált paraméterek közötti összefüggések Pearson korrelációs eredményei 2013 nyáron

2013 nyár	N-tartalom	C-tartalom	C:N arány	E4:E6 hányados	Talajnedvesség	Baktérium PLFA markerek	Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA markerek	Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA markerek	Aktinomyoceta PLFA markerek	C18:2n6 gomba PLFA marker	Összes PLFA marker	Gram <sup>-</sup> :Gram <sup>+</sup> baktérium arány	Gomba: Baktérium arány	Aktinomyoceta: Baktérium arány	Baktérium sejtszám	Talajlégzés	Invertáz aktivitás	Kataláz aktivitás	Dehidrogenáz aktivitás	Foszfátáz aktivitás
N-tartalom	1	0,997**	0,856**	0,471**	0,555**	0,826**	0,811**	0,851**	0,915**	0,607**	0,850**	0,404	0,241	0,384	0,855**	0,451**	0,616**	0,811**	0,093	0,310
C-tartalom	0,997**	1	0,888**	0,447**	0,506**	0,826**	0,795**	0,860**	0,908**	0,620**	0,848**	0,453*	0,261	0,370	0,853**	0,496**	0,602**	0,827**	0,058	0,235
C:N arány	0,856**	0,888**	1	0,376**	0,318**	0,659**	0,620**	0,727**	0,776**	0,451*	0,686**	0,511*	0,130	0,421*	0,693**	0,578**	0,485**	0,837**	0,040	-0,066
E4:E6 hányados	0,471**	0,447**	0,376**	1	0,612**	0,551**	0,516**	0,531**	0,474*	0,464*	0,541**	0,194	0,289	-0,077	0,541**	-0,111	0,392**	0,444**	0,418**	0,521**
Talajnedvesség	0,555**	0,506**	0,318**	0,612**	1	0,378	0,615**	0,353	0,602**	-0,006	0,448*	-0,297	-0,336	0,614**	0,466*	-0,302	0,484**	0,467**	0,498**	0,835**
Baktérium PLFA markerek	0,826**	0,826**	0,659**	0,551**	0,378	1	0,946**	0,984**	0,898**	0,908**	0,995**	0,468*	0,647**	0,047	0,993**	0,800**	0,672**	0,794**	-0,073	0,363
Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA markerek	0,811**	0,795**	0,620**	0,516**	0,615**	0,946**	1	0,909**	0,934**	0,742**	0,966**	0,190	0,417*	0,243	0,970**	0,706*	0,723**	0,793**	0,142	0,590*
Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA markerek	0,851**	0,860**	0,727**	0,531**	0,353	0,984**	0,909**	1	0,887**	0,984**	0,983**	0,567**	0,618**	0,054	0,981**	0,839**	0,697**	0,850**	-0,113	0,221
Aktinomyoceta PLFA markerek	0,915**	0,908**	0,776**	0,474*	0,602**	0,898**	0,934**	0,887**	1	0,662**	0,928**	0,251	0,297	0,479*	0,934**	0,793**	0,614**	0,874**	-0,037	0,415
C18:2n6 gomba PLFA marker	0,607**	0,620**	0,451*	0,464*	-0,006	0,908**	0,742**	0,897**	0,662**	1	0,868**	0,667**	0,899**	-0,295	0,857**	0,861**	0,464*	0,570**	-0,308	0,127
Összes PLFA marker	0,850**	0,848**	0,686**	0,541**	0,448*	0,995**	0,966**	0,983**	0,928**	0,868**	1	0,423*	0,575**	0,125	10,000**	0,798**	0,698**	0,828**	-0,034	0,384
Gram <sup>-</sup> :Gram <sup>+</sup> baktérium arány	0,404	0,453*	0,511*	0,194	-0,297	0,468*	0,190	0,567**	0,251	0,667**	0,423*	1	0,678**	-0,373	0,410*	0,676*	0,198	0,428*	-0,481*	-0,480
Gomba:Baktérium arány	0,241	0,261	0,130	0,289	-0,336	0,647**	0,417*	0,618**	0,297	0,899**	0,575**	0,678**	1	-0,593**	0,557**	0,797**	0,145	0,206	-0,407*	-0,055
Aktinomyoceta:Baktérium arány	0,384	0,370	0,421*	-0,077	0,614**	0,047	0,243	0,054	0,479*	-0,295	0,125	-0,373	-0,593**	1	0,143	0,592*	0,009	0,399	0,044	0,712**
Baktérium sejtszám	0,855**	0,853**	0,693**	0,541**	0,466*	0,993**	0,970**	0,981**	0,934**	0,857**	10,000**	0,410*	0,557**	0,143	1	0,795**	0,704**	0,835**	-0,022	0,393
Talajlégzés	0,451**	0,496**	0,578**	-0,111	-0,302	0,800**	0,706*	0,839**	0,793**	0,861**	0,798**	0,676*	0,797**	0,592*	1	0,392*	1	0,339*	-0,437**	-0,257
Invertáz aktivitás	0,616**	0,602**	0,485**	0,392**	0,484**	0,672**	0,723**	0,697**	0,614**	0,464*	0,698**	0,198	0,145	0,009	0,704**	0,392*	1	0,584**	0,489**	0,479**
Kataláz aktivitás	0,811**	0,827**	0,837**	0,444**	0,467**	0,794**	0,793**	0,850**	0,874**	0,570**	0,828**	0,428*	0,206	0,399	0,835**	0,339*	0,584**	1	0,246*	0,166
Dehidrogenáz aktivitás	0,093	0,058	0,040	0,418**	0,498**	-0,073	0,142	-0,113	-0,037	-0,308	-0,034	-0,481*	-0,407*	0,044	-0,022	-0,437**	0,489**	0,246*	1	0,795**
Foszfátáz aktivitás	0,310	0,235	-0,066	0,521**	0,835**	0,363	0,590*	0,221	0,415	0,127	0,384	-0,480	-0,055	0,712**	0,393	-0,257	0,479**	0,166	0,795**	1

\*\* P < 0,01

\*P < 0,05

13.g. Melléklet: A vizsgált paraméterek közötti összefüggések Pearson korrelációs eredményei 2013 ősz

2013 ősz	N-tartalom	Nitrit, nitrát N-tartalom	C-tartalom	Szerves C-tartalom	C:N arány	pH <sub>KCl</sub>	E4:E6 hányados	Talajnedvesség	Homok	Izlap	Agyag	Baktérium PLFA markerek	Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA markerek	Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA markerek	Aktinomyoceta PLFA markerek	C18:2n6 gomba PLFA marker	Összes PLFA marker	Gram <sup>-</sup> :Gram <sup>+</sup> baktérium arány	Gomba: Baktérium arány	Aktinomyoceta: Baktérium arány	Baktérium sejtszám	Talajlégzés	Invertáz aktivitás	Kataláz aktivitás	Dehidrogenáz aktivitás	Foszfátáz aktivitás	
N-tartalom	1	0,313**	0,993**	0,978**	0,709**	0,599**	0,394**	0,527**	-0,799**	0,806**	0,690**	0,592**	0,556**	0,518**	0,531**	-0,667**	0,585**	0,338	-0,016	0,611**	0,611**	0,541**	0,378**	0,720**	0,306**	0,315	
Nitrit, nitrát N-tartalom	0,313**	1	0,370**	0,331**	0,506**	0,482**	-0,023	0,205	0,131	-0,107	-0,166	0,867**	0,817**	0,876**	0,725**	-0,466**	0,888**	0,667**	-0,150	0,858**	0,858**	0,380*	0,436**	0,709**	-0,124	-0,347*	
C-tartalom	0,993**	0,370**	1	0,972**	0,768**	0,647**	0,387**	0,527**	-0,738**	0,751**	0,623**	0,698**	0,655**	0,631**	0,605**	-0,709**	0,685**	0,433*	-0,075	0,714**	0,714**	0,597**	0,411**	0,758**	0,235*	0,204	
Szerves C-tartalom	0,978**	0,331**	0,972**	1	0,716**	0,573**	0,408**	0,559**	-0,795**	0,807**	0,675**	0,693**	0,686**	0,596**	0,671**	-0,637**	0,745**	0,381	0,064	0,721**	0,721**	0,509**	0,420**	0,746**	0,351**	0,347*	
C:N arány	0,709**	0,506**	0,768**	0,716**	1	0,617**	0,471**	0,395**	-0,259*	0,267*	0,211	0,911**	0,852**	0,898**	0,731**	-0,641**	0,840**	0,764**	-0,259	0,895**	0,895**	0,646**	0,606**	0,735**	0,040	-0,428**	
pH <sub>KCl</sub>	0,599**	0,482**	0,647**	0,573**	0,617**	1	0,167	0,177	-0,160	0,185	0,090	0,778**	0,710**	0,714**	0,703**	-0,589**	0,831**	0,481*	-0,014	0,773**	0,773**	0,750**	0,092	0,631**	-0,401**	-0,454**	
E4:E6 hányados	0,394**	-0,023	0,387**	0,408**	0,471**	0,167	1	0,258*	-0,362**	0,275*	0,501**	-0,049	-0,026	0,007	-0,116	-0,062	-0,251	0,114	-0,128	-0,041	-0,041	0,079	0,489**	0,244*	0,164	-0,306	
Talajnedvesség	0,527**	0,205	0,527**	0,559**	0,395**	0,177	0,258*	1	-0,496**	0,477**	0,476**	0,415*	0,412*	0,352	0,299	-0,535**	0,355	0,239	-0,252	0,436*	0,436*	0,248	0,467**	0,510**	0,366**	0,627**	
Homok	-0,799**	0,131	-0,738**	-0,795**	-0,259*	-0,160	-0,362**	-0,496**	1	-0,982**	-0,920**	-0,119	-0,135	-0,013	-0,161	0,434*	-0,138	0,104	-0,115	-0,160	-0,160	-0,207	-0,181	-0,349**	-0,509**	-0,678**	
Izlap	0,806**	-0,107	0,751**	0,807**	0,267*	0,185	0,275*	0,477**	-0,982**	1	0,830**	0,200	0,224	0,069	0,282	-0,451*	0,251	-0,060	0,208	0,242	0,242	0,267	0,173	0,361**	0,458**	0,662**	
Agyag	0,690**	-0,166	0,623**	0,675**	0,211	0,090	0,501**	0,476**	-0,920**	0,830**	1	-0,043	-0,044	-0,092	-0,080	-0,350	-0,085	-0,170	-0,070	-0,009	-0,009	0,046	0,178	0,282*	0,554**	0,657**	
Baktérium PLFA markerek	0,592**	0,867**	0,698**	0,693**	0,911**	0,778**	-0,049	0,415*	-0,119	0,200	-0,043	1	0,946**	0,959**	0,883**	-0,634**	0,922**	0,726**	-0,122	0,995**	0,995**	0,913**	0,570**	0,859**	-0,353	-0,445	
Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA markerek	0,556**	0,817**	0,655**	0,686**	0,852**	0,710**	-0,026	0,412*	-0,135	0,224	-0,044	0,946**	1	0,905**	0,867**	-0,425*	0,907**	0,736**	-0,043	0,971**	0,971**	0,880**	0,569**	0,846**	-0,261	-0,324	
Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA markerek	0,518**	0,876**	0,631**	0,596**	0,898**	0,714**	0,007	0,352	-0,013	0,069	-0,092	0,959**	0,905**	1	0,761**	-0,511*	0,854**	0,864**	-0,286	0,947**	0,947**	0,884**	0,598**	0,786**	-0,406*	-0,599*	
Aktinomyoceta PLFA markerek	0,531**	0,725**	0,605**	0,671**	0,731**	0,703**	-0,116	0,299	-0,161	0,282	-0,080	0,883**	0,867**	0,761**	1	-0,521**	0,841**	0,504*	0,351	0,893**	0,893**	0,735**	0,414*	0,791**	-0,160	-0,168	
C18:2n6 gomba PLFA marker	-0,667**	-0,466**	-0,709**	-0,637**	-0,641**	-0,589**	-0,062	-0,535**	0,434*	-0,451*	-0,350	-0,634**	-0,425*	-0,511*	-0,521**	1	-0,543**	-0,171	0,190	-0,596**	-0,596**	-0,694*	-0,414*	-0,624**	0,140	0,083	
Összes PLFA marker	0,585**	0,888**	0,685**	0,745**	0,840**	0,831**	-0,251	0,355	-0,138	0,251	-0,085	0,922**	0,907**	0,854**	0,841**	-0,543**	1	0,588**	-0,040	0,933**	0,933**	0,865**	0,461*	0,913**	-0,282	-0,298	
Gram <sup>-</sup> :Gram <sup>+</sup> baktérium arány	0,338	0,667**	0,433*	0,381	0,764**	0,481*	0,114	0,239	0,104	-0,060	-0,170	0,726**	0,736**	0,864**	0,504*	-0,171	0,588**	1	-0,367	0,715**	0,715**	0,569	0,590**	0,570**	-0,329	-0,675**	
Gomba:Baktérium arány	-0,016	-0,150	-0,075	0,064	-0,259	-0,014	-0,128	-0,252	-0,115	0,208	-0,070	-0,122	-0,043	0,351	0,190	-0,040	-0,367	1	-0,087	-0,087	-0,087	-0,487	-0,290	-0,031	0,344	0,757**	
Aktinomyoceta:Baktérium arány	0,611**	0,858**	0,714**	0,721**	0,895**	0,773**	-0,041	0,436*	-0,160	0,242	-0,009	0,995**	0,971**	0,947**	0,893**	-0,596**	0,933**	0,715**	-0,087	1	10,000**	10,000**	0,920**	0,570**	0,874**	-0,312	-0,374
Baktérium sejtszám	0,611**	0,858**	0,714**	0,721**	0,895**	0,773**	-0,041	0,436*	-0,160	0,242	-0,009	0,995**	0,971**	0,947**	0,893**	-0,596**	0,933**	0,715**	-0,087	10,000**	10,000**	1	0,920**	0,570**	0,874**	-0,312	-0,374
Talajlégzés	0,541**	0,380*	0,597**	0,509**	0,646**	0,750**	0,079	0,248	-0,207	0,267	0,046	0,913**	0,880**	0,884**	0,735**	-0,694*	0,865**	0,569	-0,487	0,920**	0,920**	1	0,570**	0,552**	-0,566**	-0,395*	
Invertáz aktivitás	0,378**	0,436**	0,411**	0,420**	0,606**	0,092	0,489**	0,467**	-0,181	0,173	0,178	0,570**	0,569**	0,598**	0,414*	-0,414*	0,461*	0,590**	-0,290	0,570**	0,570**	0,570**	1	0,656**	0,294*	-0,268	
Kataláz aktivitás	0,720**	0,709**	0,758**	0,746**	0,735**	0,631**	0,244*	0,510**	-0,349**	0,361**	0,282*	0,859**	0,846**	0,786**	0,791**	-0,624**	0,913**	0,570**	-0,031	0,874**	0,874**	0,552**	0,656**	1			



13.h. Melléklet: A vizsgált paraméterek közötti összefüggések Pearson korrelációs eredményei 2014 tavasszal

2014 tavasz	N-tartalom	C-tartalom	C:N arány	E4:E6 hányados	Talajnedvesség	Baktérium PLFA markerek	Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA markerek	Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA markerek	Aktinomyceta PLFA markerek	C18:2n6 gomba PLFA marker	Összes PLFA marker	Gram <sup>-</sup> :Gram <sup>+</sup> baktérium arány	Gomba: Baktérium arány	Aktinomyceta: Baktérium arány	Baktérium sejtszám	Talajlégzés	Invertáz aktivitás	Kataláz aktivitás	Dehidrogenáz aktivitás	Foszfátáz aktivitás
N-tartalom	1	0,998**	0,856**	-0,041	0,437**	0,624**	0,690**	0,619**	0,771**	0,581**	0,660**	-0,595**	0,360	0,438*	0,663**	0,218	-0,043	0,118	-0,079	0,443**
C-tartalom	0,998**	1	0,874**	-0,031	0,397**	0,622**	0,685**	0,616**	0,770**	0,579**	0,657**	-0,587**	0,364	0,436*	0,660**	0,241	-0,069	0,105	-0,098	0,390*
C:N arány	0,856**	0,874**	1	0,082	0,203	0,508*	0,601**	0,524**	0,711**	0,487*	0,562**	-0,655**	0,326	0,522**	0,565**	0,172	-0,139	0,206	-0,009	0,028
E4:E6 hányados	-0,041	-0,031	0,082	1	-0,190	-0,428*	-0,522**	-0,423*	-0,636**	-0,317	-0,472*	0,613**	-0,145	-0,559**	-0,480*	0,125	-0,191	0,016	0,064	0,184
Talajnedvesség	0,437**	0,397**	0,203	-0,190	1	0,185	0,170	0,098	0,104	0,052	0,146	-0,349	-0,369	-0,208	0,151	-0,070	0,119	0,223	0,056	0,566**
Baktérium PLFA markerek	0,624**	0,622**	0,508*	-0,428*	0,185	1	0,983**	0,986**	0,908**	0,969**	0,993**	-0,126	0,678**	-0,126	0,993**	-0,677*	0,692**	0,864**	0,643**	0,628*
Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA markerek	0,690**	0,685**	0,601**	-0,522**	0,170	0,983**	1	0,986**	0,962**	0,954**	0,997**	-0,258	0,669**	0,039	0,997**	-0,633*	0,670**	0,892**	0,649**	0,587*
Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA markerek	0,619**	0,616**	0,524**	-0,423*	0,098	0,986**	0,986**	1	0,912**	0,912**	0,994**	-0,097	0,760**	-0,073	0,993**	-0,534	0,719**	0,881**	0,645**	0,549
Aktinomyceta PLFA markerek	0,771**	0,770**	0,711**	-0,636**	0,104	0,908**	0,962**	0,912**	1	0,852**	0,941**	-0,463*	0,576**	0,292	0,944**	-0,639*	0,566**	0,867**	0,597**	0,564
Gomba PLFA markerek	0,581**	0,579**	0,487*	-0,317	0,052	0,969**	0,954**	0,989**	0,852**	1	0,972**	0,024	0,817**	-0,166	0,969**	-0,468	0,717**	0,845**	0,630**	0,489
Összes PLFA marker	0,660**	0,657**	0,562**	-0,472*	0,146	0,993**	0,997**	0,994**	0,941**	0,972**	1	-0,181	0,702**	-0,030	10,000**	-0,615*	0,690**	0,886**	0,648**	0,585*
Gram <sup>-</sup> :Gram <sup>+</sup> baktérium arány	-0,595**	-0,587**	-0,655**	0,613**	-0,349	-0,126	-0,258	-0,097	-0,463*	0,024	-0,181	1	0,334	-0,746**	-0,191	0,939**	0,227	-0,195	-0,090	-0,630*
C18:2n6 gomba PLFA marker	0,360	0,364	0,326	-0,145	-0,369	0,678**	0,669**	0,760**	0,576**	0,817**	0,702**	0,334	1	-0,084	0,696**	0,063	0,697**	0,705**	0,554**	-0,152
Aktinomyceta:Baktérium arány	0,438*	0,436*	0,522**	-0,559**	-0,208	-0,126	0,039	-0,073	0,292	-0,166	-0,030	-0,746**	-0,084	1	-0,023	-0,360	-0,175	0,122	-0,042	0,029
Baktérium sejtszám	0,663**	0,660**	0,565**	-0,480*	0,151	0,993**	0,997**	0,993**	0,944**	0,969**	10,000**	-0,191	0,696**	-0,023	1	-0,622*	0,688**	0,887**	0,648**	0,589*
Talajlégzés	0,218	0,241	0,172	0,125	-0,070	-0,677*	-0,633*	-0,534	-0,639*	-0,468	-0,615*	0,939**	0,063	-0,360	-0,622*	1	-0,164	-0,146	-0,626**	-0,270
Invertáz aktivitás	-0,043	-0,069	-0,139	-0,191	0,119	0,692**	0,670**	0,719**	0,566**	0,717**	0,690**	0,227	0,697**	-0,175	0,688**	-0,164	1	0,669**	0,554**	0,522**
Kataláz aktivitás	0,118	0,105	0,206	0,016	0,223	0,864**	0,892**	0,881**	0,867**	0,845**	0,886**	-0,195	0,705**	0,122	0,887**	-0,146	0,669**	1	0,529**	0,345*
Dehidrogenáz aktivitás	-0,079	-0,098	-0,009	0,064	0,056	0,643**	0,649**	0,645**	0,597**	0,630**	0,648**	-0,090	0,554**	-0,042	0,648**	-0,626**	0,555**	0,529**	1	0,266
Foszfátáz aktivitás	0,443**	0,390*	0,028	0,184	0,566**	0,628*	0,587*	0,549	0,564	0,489	0,585*	-0,630*	-0,152	0,029	0,589*	-0,270	0,522**	0,345*	0,266	1

\*\* P < 0,01

\*P < 0,05

13.i. Melléklet: A vizsgált paraméterek közötti összefüggések Pearson korrelációs eredményei 2014 nyáron

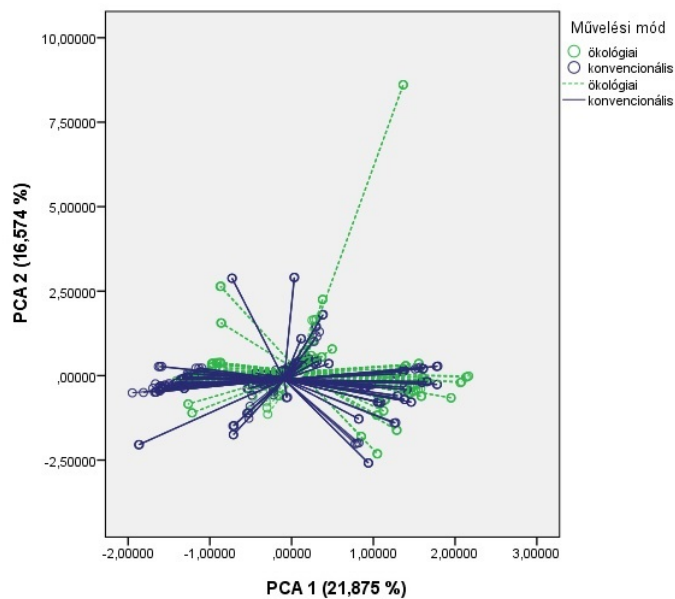
2014 nyár	N-tartalom	C-tartalom	C:N arány	E4:E6 hányados	Talajnedvesség	Baktérium PLFA markerek	Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA markerek	Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA markerek	Aktinomyceta PLFA markerek	C18:2n6 gomba PLFA marker	Összes PLFA marker	Gram <sup>-</sup> :Gram <sup>+</sup> baktérium arány	Gomba: Baktérium arány	Aktinomyceta: Baktérium arány	Baktérium sejtszám	Talajlégzés	Invertáz aktivitás	Kataláz aktivitás	Dehidrogenáz aktivitás	Foszfátáz aktivitás
N-tartalom	1	0,995**	0,763**	0,044	0,766**	0,736**	0,799**	0,715**	0,805**	0,414*	0,756**	0,132	-0,100	0,424*	0,768**	0,440**	0,648**	0,863**	0,266*	0,467**
C-tartalom	0,995**	1	0,821**	0,054	0,764**	0,756**	0,800**	0,741**	0,820**	0,446*	0,772**	0,196	-0,074	0,425*	0,784**	0,412*	0,600**	0,893**	0,249*	0,392*
C:N arány	0,763**	0,821**	1	0,072	0,560**	0,735**	0,672**	0,761**	0,808**	0,517**	0,736**	0,506*	0,023	0,526**	0,742**	0,144	0,269*	0,880**	0,218	-0,066
E4:E6 hányados	0,044	0,054	0,072	1	0,084	-0,568**	-0,647**	-0,547**	-0,577**	-0,446*	-0,593**	0,056	-0,302	-0,433*	-0,597**	0,293	-0,035	0,052	-0,258*	-0,243
Talajnedvesség	0,766**	0,764**	0,560**	0,084	1	0,569**	0,587**	0,559**	0,717**	0,225	0,581**	0,230	-0,304	0,489*	0,595**	0,513**	0,226	0,629**	0,066	0,266
Baktérium PLFA markerek	0,736**	0,756**	0,735**	-0,568**	0,569**	1	0,955**	0,995**	0,934**	0,899**	0,997**	0,486*	0,519**	0,234	0,996**	0,691*	0,265	0,819**	0,299	-0,276
Gram <sup>-</sup> baktérium PLFA markerek	0,799**	0,800**	0,672**	-0,647**	0,587**	0,955**	1	0,925**	0,946**	0,768**	0,972**	0,206	0,368	0,371	0,976**	0,670*	0,398	0,716**	0,377	-0,118
Gram <sup>+</sup> baktérium PLFA markerek	0,715**	0,741**	0,761**	-0,547**	0,559**	0,995**	0,925**	1	0,920**	0,915**	0,988**	0,558**	0,535**	0,219	0,985**	0,653*	0,227	0,857**	0,272	-0,289
Aktinomyceta PLFA markerek	0,805**	0,820**	0,808**	-0,577**	0,717**	0,934**	0,946**	0,920**	1	0,708**	0,950**	0,317	0,225	0,539**	0,956**	0,519	0,166	0,787**	0,287	-0,296
C18:2n6 gomba PLFA marker	0,414*	0,446*	0,517**	-0,446*	0,225	0,899**	0,768**	0,915**	0,708**	1	0,874**	0,670**	0,823**	-0,092	0,862**	0,862**	0,128	0,700**	0,236	-0,491
Összes PLFA marker	0,756**	0,772**	0,736**	-0,593**	0,581**	0,997**	0,972**	0,988**	0,950**	0,874**	1	0,428*	0,480*	0,286	10,000**	0,677*	0,285	0,809**	0,317	-0,262
Gram <sup>-</sup> :Gram <sup>+</sup> baktérium arány	0,132	0,196	0,506*	0,056	0,230	0,486*	0,206	0,558**	0,317	0,670**	0,428*	1	0,552**	-0,270	0,413*	0,655*	-0,286	0,627**	-0,176	-0,432
Gomba:Baktérium arány	-0,100	-0,074	0,023	-0,302	-0,304	0,519**	0,368	0,535**	0,225	0,823**	0,480*	0,552**	1	-0,466*	0,459*	0,908**	0,013	0,263	0,218	-0,608*
Aktinomyceta:Baktérium arány	0,424*	0,425*	0,526**	-0,433*	0,489*	0,234	0,371	0,219	0,539**	-0,092	0,286	-0,270	-0,466*	1	0,303	-0,586*	-0,136	0,289	0,138	-0,164
Baktérium sejtszám	0,768**	0,784**	0,742**	-0,597**	0,595**	0,996**	0,976**	0,985**	0,956**	0,862**	10,000**	0,413*	0,459*	0,303	1	0,663*	0,291	0,809**	0,319	-0,247
Talajlégzés	0,440**	0,412*	0,144	0,293	0,513**	0,691*	0,670*	0,653*	0,519	0,862**	0,677*	0,655*	0,908**	-0,586*	0,663*	1	0,482**	0,285	0,382*	0,315
Invertáz aktivitás	0,648**	0,600**	0,269*	-0,035	0,226	0,265	0,398	0,227	0,166	0,128	0,285	-0,286	0,013	-0,136	0,291	0,482**	1	0,437**	0,419**	0,932**
Kataláz aktivitás	0,863**	0,893**	0,880**	0,052	0,629**	0,819**	0,716**	0,857**	0,787**	0,700**	0,809**	0,627**	0,263	0,289	0,809**	0,285	0,437**	1	0,267*	0,052
Dehidrogenáz aktivitás	0,266*	0,249*	0,218	-0,258*	0,066	0,299	0,377	0,272	0,287	0,236	0,317	-0,176	0,218	0,138	0,319	0,382*	0,419**	0,267*	1	0,121
Foszfátáz aktivitás	0,467**	0,392*	-0,066	-0,243	0,266	-0,276	-0,118	-0,289	-0,296	-0,491	-0,262	-0,432	-0,608*	-0,164	-0,247	0,315	0,932**	0,052	0,121	1

\*\* P < 0,01

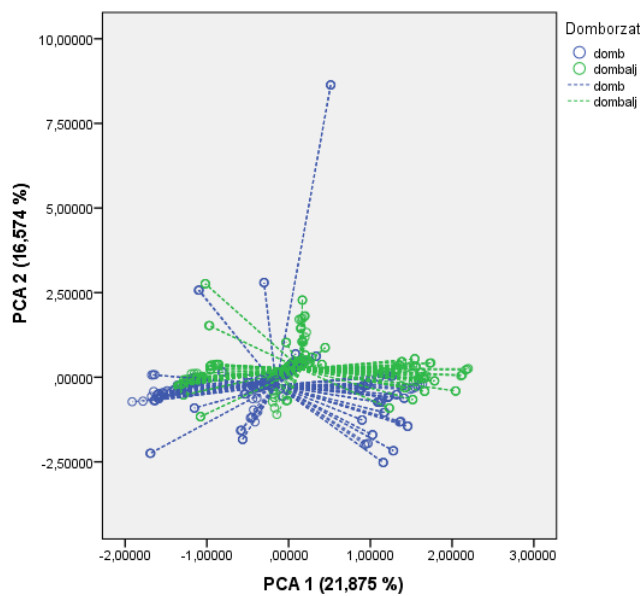
\*P < 0,05

### M14. A főkomponens vizsgálat során kapott eredmények grafikus ábrázolása

14.a. Melléklet: Az eredmények művelési mód szerinti eloszlása a teljes vizsgálati időszakban

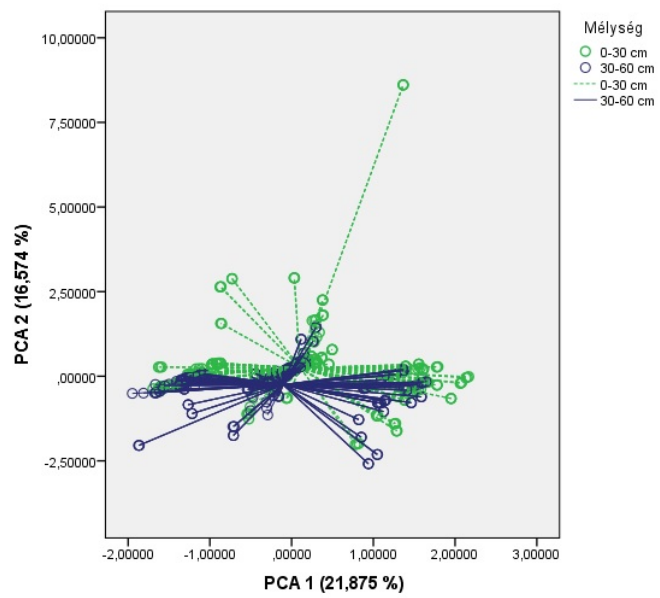


14.b. Melléklet: Az eredmények mikrodomborzat szerinti eloszlása a teljes vizsgálati időszakban

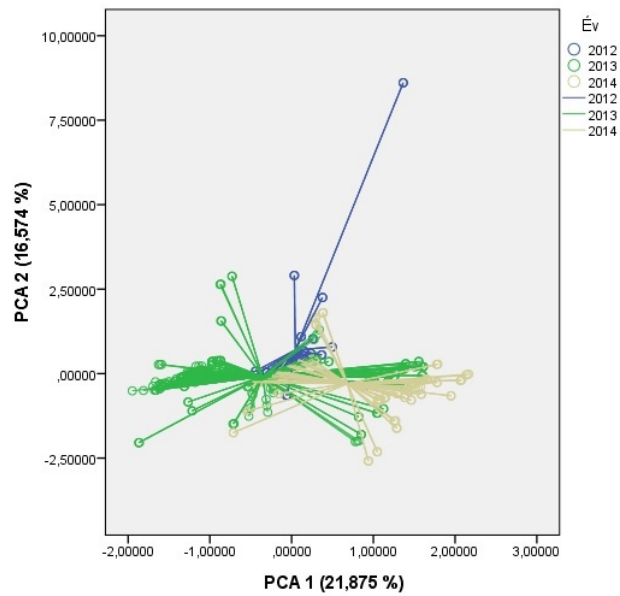




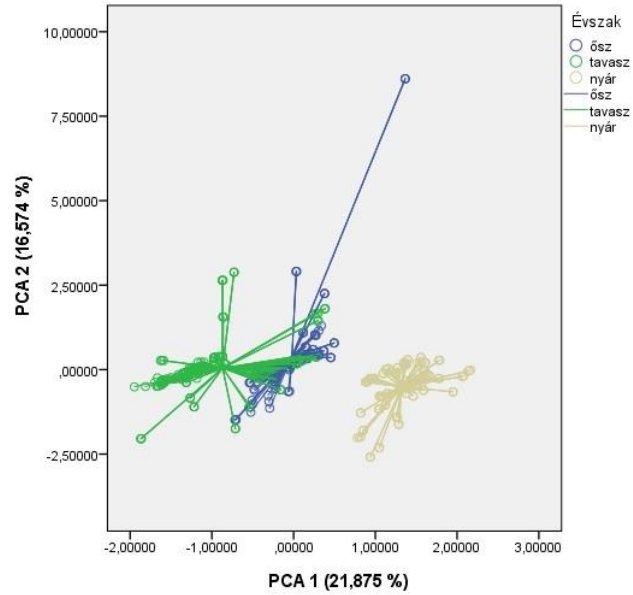
14.c. Melléklet: Az eredmények mintavételi mélység szerinti eloszlása a teljes vizsgálati időszakban



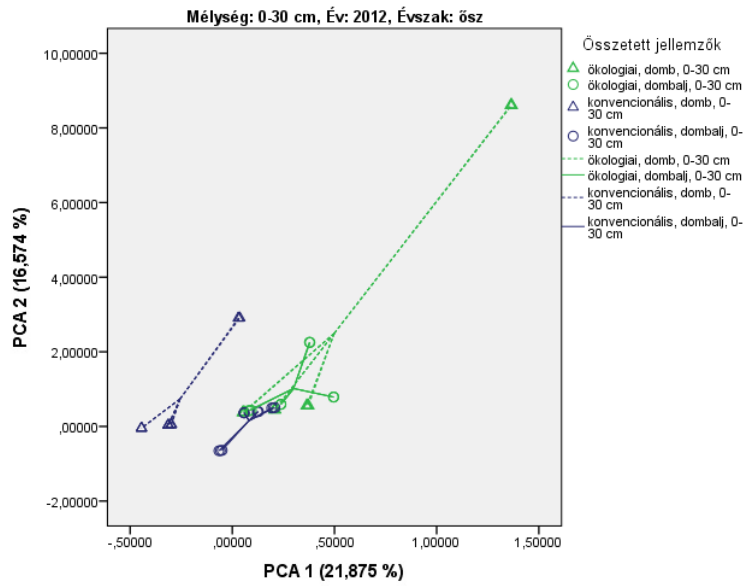
14.d. Melléklet: Az eredmények év szerinti eloszlása a teljes vizsgálati időszakban



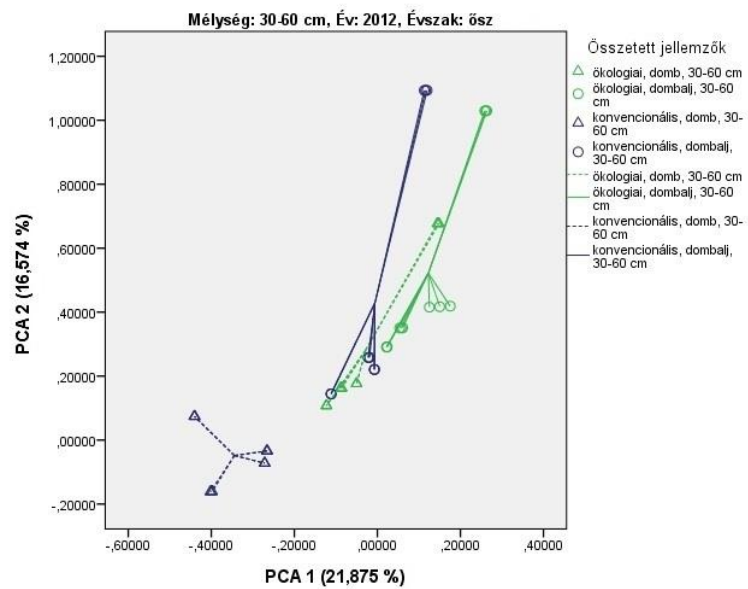
14.e. Melléklet: Az eredmények évszak szerinti eloszlása a teljes vizsgálati időszakban



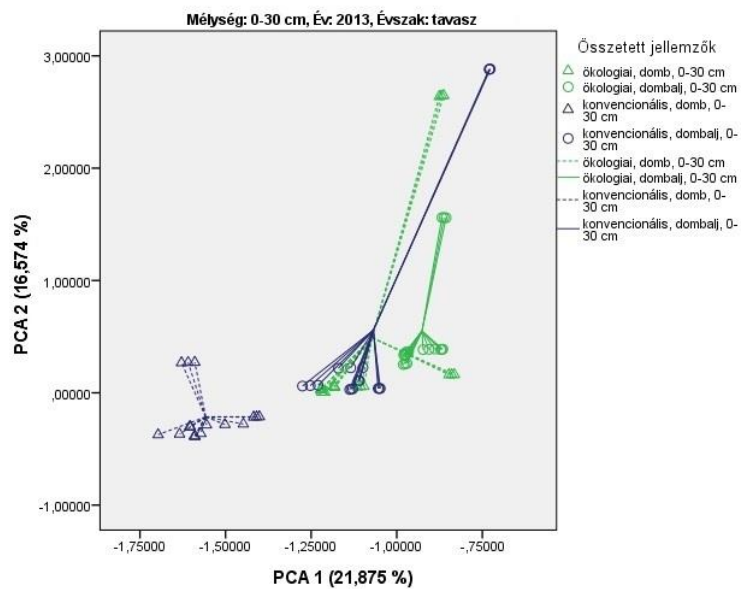
14.f. Melléklet: Az eredmények mintavételi terület szerinti eloszlása 2012 ősszel a 0-30 cm-es mintavételi mélységben



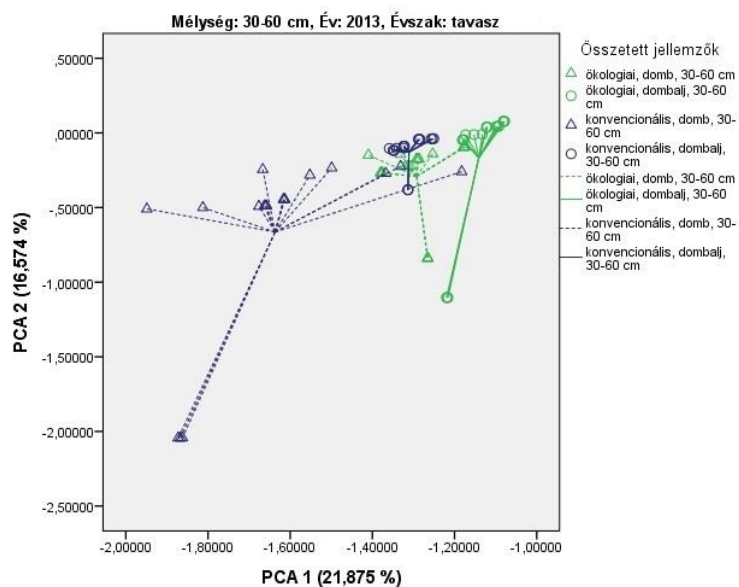
14.g. Melléklet: Az eredmények mintavételi terület szerinti eloszlása 2012 ősszel a 30-60 cm-es mintavételi mélységben



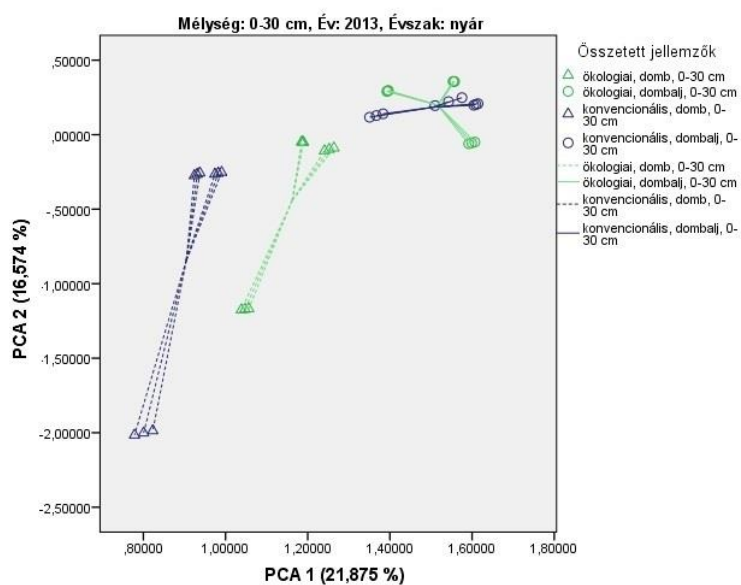
14.h. Melléklet: Az eredmények mintavételi terület szerinti eloszlása 2013 tavasszal a 0-30 cm-es mintavételi mélységben



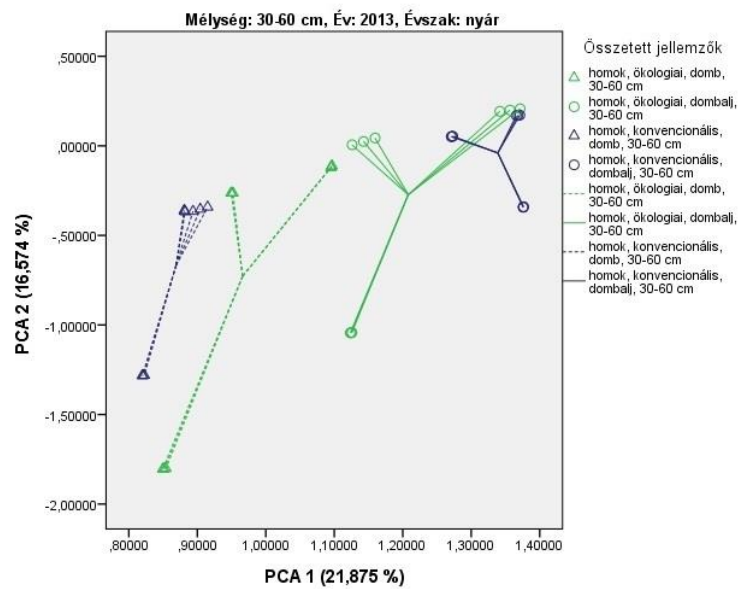
14.i. Melléklet: Az eredmények mintavételi terület szerinti eloszlása 2013 tavasszal a 30-60 cm-es mintavételi mélységben



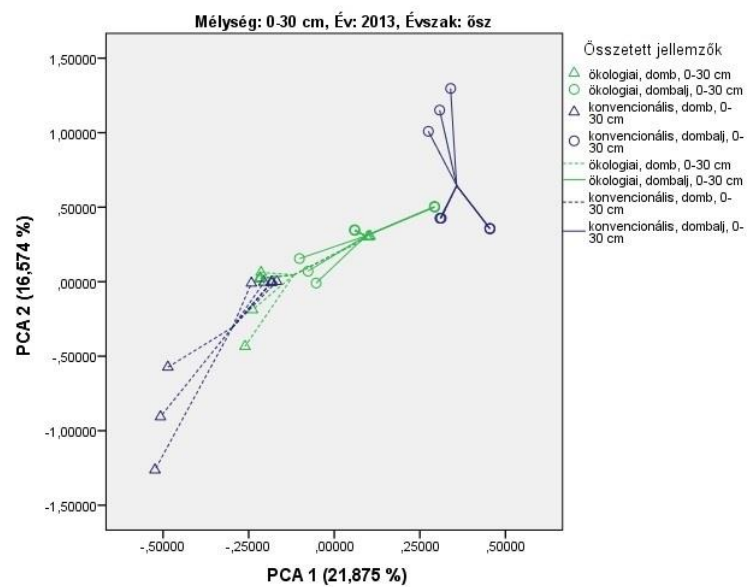
14.j. Melléklet: Az eredmények mintavételi terület szerinti eloszlása 2013 nyáron a 0-30 cm-es mintavételi mélységben



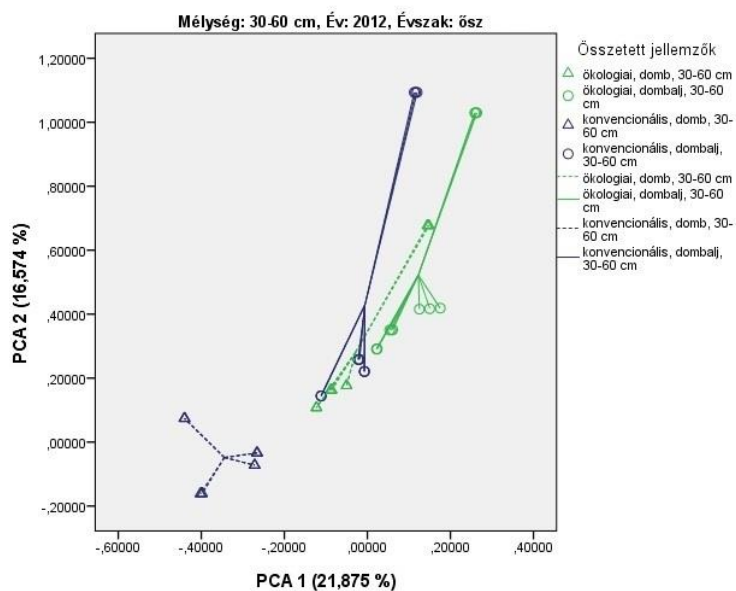
14.k. Melléklet: Az eredmények mintavételi terület szerinti eloszlása 2013 nyáron a 30-60 cm-es mintavételi mélységben



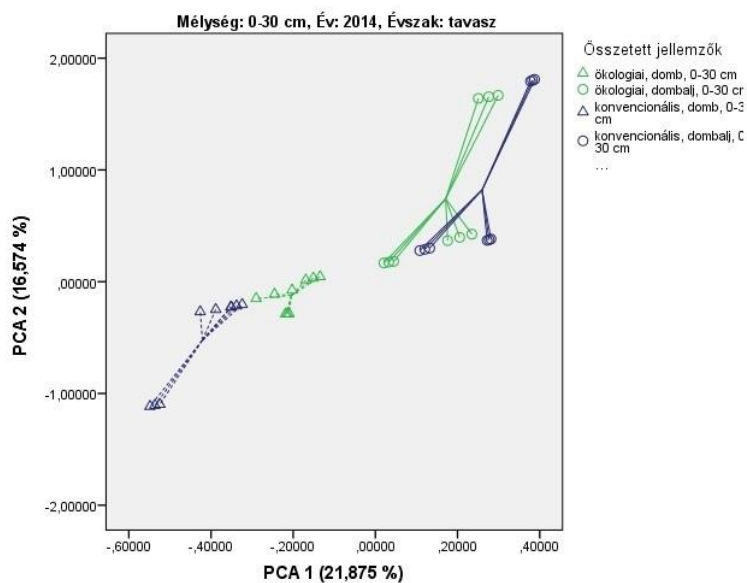
14.l. Melléklet: Az eredmények mintavételi terület szerinti eloszlása 2013 ősszel a 0-30 cm-es mintavételi mélységben



14.m. Melléklet: Az eredmények mintavételi terület szerinti eloszlása 2013 ősszel a 30-60 cm-es mintavételi mélységben

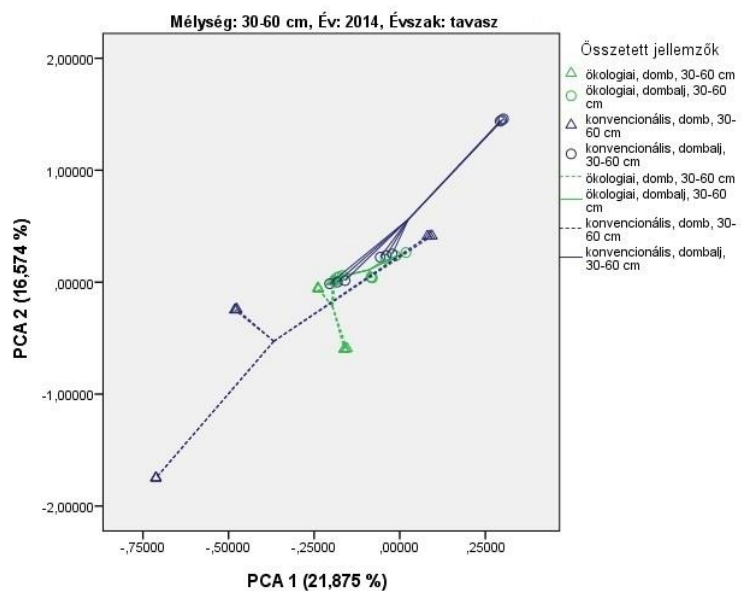


14.n. Melléklet: Az eredmények mintavételi terület szerinti eloszlása 2014 tavasszal a 0-30 cm-es mintavételi mélységben

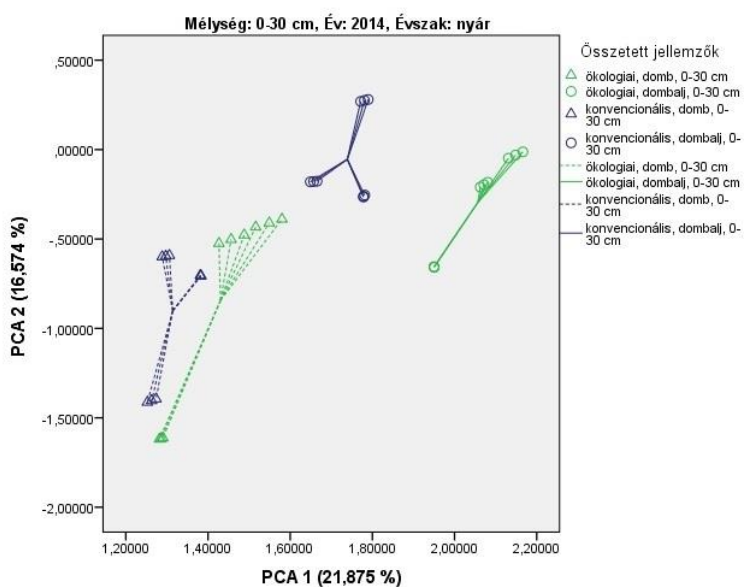




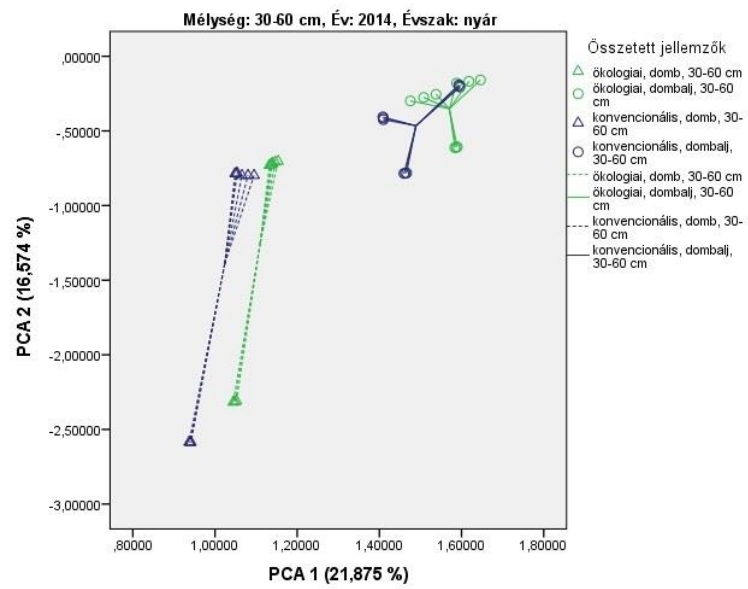
14.o. Melléklet: Az eredmények mintavételi terület szerinti eloszlása 2014 tavasszal a 30-60 cm-es mintavételi mélységben



14.p. Melléklet: Az eredmények mintavételi terület szerinti eloszlása 2014 nyáron a 0-30 cm-es mintavételi mélységben



14.q. Melléklet: Az eredmények mintavételi terület szerinti eloszlása 2014 nyáron a 30-60 cm-es mintavételi mélységben



## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

- ❖ Köszönöm témavezetőmnek, **Dr. Posta Katalin Andreának** lelkiismeretes és segítőkész munkáját.
- ❖ Köszönöm opponenseimnek, **Dr. Uzinger Nikolettnek** és **Dr. Simon Barbarának**, hogy alaposan átvizsgálták disszertációm, és értékes szakmai tanácsokkal láttak el.
- ❖ Köszönöm a **DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézet vezetőségének**, hogy lehetőséget biztosítottak a kísérleti területeken történő mintavételekhez/mérésekhez, valamint a laboratóriumi háttér használatához.
- ❖ Köszönöm a DE AKIT NYKI **Talajbiológiai és Talajhasznosítási Osztály vezetőjének**, **Dr. Makádi Mariannának** valamint egykori és jelen munkatársainak (**Dr. Aranyos Tibor Józsefnek**, **Bongár Klárának**, **Fehér Bernadettnek**, **Kasi Ferencnének** és **Tomócsik Attilának**) a mintavételezések és a minták feldolgozása során nyújtott segítségüket.
- ❖ Köszönöm az **Ökológiai és Mezőgazdasági Kutatóintézetnek** és **ügyvezetőjének**, **Dr. Drexler Dórának** hogy az általuk nyújtott ösztöndíjjal finanszírozták doktori kutatásaimat.
- ❖ Köszönöm egykori professzoromnak és főnökömnek, **Prof. Dr. Dinya Zoltánnak**, hogy támogatta a tudományos pályán történő elindulásomat.
- ❖ Köszönöm a **családomnak**, és külön köszönöm **páromnak**, hogy türelemmel viselték, amikor a szabadidőm jelentős részét az eredmények feldolgozására és kiértékelésére, valamint a disszertációm megírására fordítottam.