

BUDAPESTI CORVINUS EGYETEM

**TALAJ SZÉN-DIOXID EMISSZIÓJÁNAK MÉRÉSE ELTÉRŐ
TALAJHASZNÁLATI RENDSZEREKBE**

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

TÓTH ESZTER

Budapest

2011

A doktori iskola

megnevezése: Kertészettudományi Doktori Iskola

tudományága: Növénytermesztési és Kertészeti Tudományok

vezetője: Dr. Tóth Magdolna

egyetemi tanár, DSc

BUDAPESTI CORVINUS EGYETEM, Kertészettudományi Kar,

Gyümölcsstermő Növények Tanszék

Témavezető: Dr. Forró Edit

egyetemi docens, CSc

BUDAPESTI CORVINUS EGYETEM, Kertészettudományi Kar,

Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék

Dr. Németh Tamás

MTA főtitkár, DSc

Magyar Tudományos Akadémia

A jelölt a Budapesti Corvinus Egyetem Doktori Szabályzatában előírt valamennyi feltételnek eleget tett, az értekezés műhelyvitájában elhangzott észrevételeket és javaslatokat az értekezés átdolgozásakor figyelembe vette, azért az értekezés nyilvános vitára bocsátható.

.....

.....

.....

Az iskolavezető jóváhagyása

A témavezetők jóváhagyása

A Budapesti Corvinus Egyetem Élettudományi Területi Doktori Tanács 2011. október 4-i határozatában a nyilvános vita lefolytatására az alábbi bíráló Bizottságot jelölte ki:

BÍRÁLÓ BIZOTTSÁG:

Elnöke

Hrotkó Károly, DSc

Tagjai

Fodor László, PhD

Győry Zoltán, DSc

Tóth Zoltán, PhD

Simon Gergely, PhD

Opponensek

Sárdi Katalin, DSc

Gyuricza Csaba, PhD

Titkár

Honfi Péter, PhD

Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés.....	7
2.	Irodalmi áttekintés.....	11
2.1	Az üvegházhatású gázok és a globális folyamatok kapcsolata.....	11
2.2	Globális szén ciklus	14
2.3	Szén elnyelés-és kibocsátás a természetes-és agrárökoszisztémákban	17
2.3.1	Szén elnyelés-és kibocsátás az erdőkben.....	17
2.3.2	Szén elnyelés-és kibocsátás a gyepes területeken	18
2.3.3	Szén elnyelés-és kibocsátás a mezőgazdasági területeken	19
2.4	Szénmérleg meghatározásának környezeti, társadalmi és gazdasági igényei	24
2.5	Talajlégzés mérési módszereinek átfogó és kritikai értékelése	25
2.5.1	A talajlégzés mérésének laboratóriumi módszerei	27
2.5.2	A talajlégzés mérésének terepi módszerei	27
2.6	A talajlégzés befolyásoló környezeti tényezők.....	32
3.	Anyag és Módszer	35
3.1	Mintaterületek bemutatása.....	36
3.1.1	Józsefmajori talajművelési kísérlet bemutatása	36
3.1.2	Váci barackültetvény bemutatása.....	37
3.2	Mérési módszerek bemutatása	38
3.2.1	Laboratóriumi mérések módszertana	38
3.2.2	Laboratóriumi CO ₂ emisszió mérés módszertani fejlesztésének szakaszai	41
3.2.3	Terepi mérések	45
3.3	Az értékeléshez használt statisztikai módszerek bemutatása.....	47
4.	Eredmények.....	49
4.1	Laboratóriumi mérések	49
4.1.1	Első szakasz – A bolygatatlan minták jelentőségének igazolása és az optimális inkubációs idő meghatározása.....	49
4.1.2	Második szakasz – A bolygatatlan minták azonos mennyiségű vízzel való belocsolása.....	61

4.1.3 Harmadik szakasz – A minták meghatározott vízpotenciál értékre történő beállítása	69
4.1 Terepi mérések	88
4.2.1 Váci barackültetvényben végzett terepi mérések eredményei	88
5. Következtetések és javaslatok	103
5.1 Laboratóriumi mérések	103
5.1.1 Első szakasz - A bolygatatlan minták jelentőségének igazolása és az optimális inkubációs idő meghatározása	103
5.1.2 Második szakasz – A bolygatatlan minták azonos mennyiségű vízzel való belocsolása	103
5.1.3 Harmadik szakasz – A minták meghatározott pF szintre történő beállítása	104
5.3 A doktori kutatómunka eredményeinek tükrében felmerülő javaslatok	105
6. Új tudományos eredmények	107
7. Összefoglalás	109
8. Summary	115
9.1. számú melléklet: Irodalomjegyzék	120
9.2 sz. melléklet: Táblázatok jegyzéke	132
9.3. sz. melléklet: Ábrák jegyzéke	134
9.4. sz. melléklet: Köszönetnyilvánítás	136

1. Bevezetés

A légköri szén-dioxid tartalom az ipari forradalmat megelőzően 280 ppm érték körül mozgott, mely érték 10000 évre visszamenően is nagyjából állandónak volt tekinthető. Az iparosodás után azonban a légkör CO₂ tartalma növekedésnek indult, és az akkori 280 ppm értékről mára 370 ppm-re emelkedett, ami több mint 30 %-os növekedést jelent. A légköri CO₂ koncentráció növekedése egyre inkább felgyorsul. Ez összefüggésben áll azzal, hogy a különböző forrásokból származó CO₂ kibocsátás évente összességében kb. 1 %-kal nő, ami aggodalomra ad okot. Ennek köszönhetően világszerte egyre növekvő érdeklődéssel fordulnak a CO₂ forrásainak és elnyelőinek mennyiségi meghatározása felé (Tans & White, 1998, Barcza ez al, 2009). A légköri CO₂ tartalom növekedésért elsősorban az ember a felelős. A különböző antropogén tevékenységek, mint a fosszilis üzemanyagok égetése, a közlekedés, a cementgyártás és a mezőgazdaság jelentősen hozzájárulnak a légköri CO₂ tartalom növekedéséhez.

A mezőgazdaság CO₂ kibocsátása elsősorban az erdőirtásokból és a mezőgazdasági munkákhoz használt gépek üzemanyag felhasználásából tevődik össze. Nem elhanyagolható azonban a talajból a légkörbe jutó CO₂ mennyisége sem. A talaj légzése – mely a szén ciklus egyik eleme - természetes folyamat, mely a talajban lévő gyökerek és a talajban élő mikrobiológiai közösség légzéséből tevődik össze. A talajok művelésének mikéntje nagyban befolyásolhatja a talajból a légkörbe jutó CO₂ mennyiségét. Ma, amikor a fenntarthatóság egyre nagyobb szerepet kap, nem hanyagolható el annak a jelentősége, hogy a legkedvezőbb művelési mód kiválasztásával óvjuk környezetünket. A megfelelően kiválasztott talajművelési mód alkalmazása mindazon túl, hogy számos talajfizikai tényezőre van kedvező hatással – így például javítja a talajok vízgazdálkodási tulajdonságait – csökkentheti a talajlégzést is. Ezzel nem csak, hogy megőrizhető a talajok szerves anyag tartalma, hanem ezzel párhuzamosan csökkenthető a légkörbe jutó CO₂ mennyisége is.

A talajlégzés számos környezeti tényezőtől függő komplex folyamat. Vizsgálata és mérése több mint 100 éves múltta tekint vissza, mégis elmondható az, hogy jelenleg sem rendelkezünk egységes mérési módszerrel. Emellett a talajlégzésre ható tényezők összetett hatásának vizsgálata még mindig számos kutatás alapja.

A témához kapcsolódó szakirodalmat áttanulmányozva arra a következtetésre jutottam, hogy a talaj CO₂ kibocsátása és a talajművelés közötti kapcsolat feltárására irányuló kísérletek eredményei ellentmondásosak. A talajművelés, mint a talaj különböző fokú bolygatása a talajban élő mikroorganizmusok számára oxigén dús állapotot hoz létre, mely

rövid távon a talaj CO₂ kibocsátásának növekedését eredményezi. A legtöbb talajműveléssel foglalkozó szakirodalom a talajművelésnek ezt a rövidtávú hatását vizsgálja, és nem veszi figyelembe azt, hogy a talajművelés után mikor áll be a művelés hatását tükröző kvázi-egyensúlyi állapot. Ugyanakkor kevés szakirodalmi adat található arra vonatkozóan, hogy az egyes talajművelési rendszerek milyen változást eredményeznek a talaj CO₂ kibocsátásában a talajművelés közvetlen – néhány napos - hatását követő időszakban. Az egyes talajművelési rendszerek talajlégzésre való hatásának értékelését nehezíti az egységesen elfogadott, standard mérési módszerek hiánya, valamint az, hogy a helyi sajátosságok (talajtípus, klimatikus viszonyok, a vizsgálati időszakra jellemző időjárási tényezők, termesztett növény, helyi termesztési gyakorlat stb.) jelentősen meghatározzák a vizsgált folyamatokat.

Munkám során céлом az volt, hogy egységes elv szerint kidolgozott laboratóriumi kísérletekben és terepi mérésekkel tanulmányozzam és értelmezzem eltérő talajművelési rendszerek hosszú távú hatását a talaj CO₂ kibocsátására. Kiinduló feltevésem, hogy a bolygatással járó, hagyományos talajművelési módok, bár rövidtávon a talaj CO₂ kibocsátását növelik, hosszú távon a talaj szerkezetét és ezzel párhuzamosan a talaj szerkezetével összefüggő talajtulajdonságokat bizonyítható módon megváltoztatják. A bolygatás a talaj szerkezetének megváltoztatásával a talaj mikrobiológiai flórájának szegényedését és ezzel párhuzamosan alacsonyabb CO₂ emissziót eredményez.

Munkám során két mezőgazdasági – egy szántóföldi és egy kertészeti - kultúrában vizsgáltam a talajművelés hatását a talaj CO₂ kibocsátásának alakulására. Terepi és laboratóriumi körülmények között próbáltam a különböző talajtulajdonságok és a talajlégzés összefüggéseit meghatározni és a talajtulajdonságokra is ható talajművelési módokat ennek a tükrében értékelni. A talajtulajdonságok közül elsősorban a talaj nedvességtartalmának hatását vizsgáltam a talaj CO₂ kibocsátására. Céлом volt továbbá egy olyan laboratóriumi módszertan kidolgozása, mely során a talajlégzést leginkább befolyásoló talajfizikai tulajdonságok – így a talaj nedvességtartalma, a talajhőmérséklet és a talajszerkezet - állandóak, így a talaj CO₂ emissziójára gyakorolt hatásuk pontosan meghatározható. A módszertan kidolgozásakor külön hangsúlyt fektettem a talajszerkezet jelentőségére, ezért a laboratóriumi kísérleteim során bolygatatlan szerkezetű mintákkal dolgoztam. Ezáltal vizsgálhatóvá váltak a talaj CO₂ kibocsátása és a talaj térfogatszázalékos nedvességtartalma, illetve nedvességpotenciál értékei közötti összefüggések. Dolgozatomban e módszertani fejlesztés lépéseit és eredményeit egyaránt ismertetem.

Kutatásom során az alábbi feladatok elvégzését tűztem ki célul:

- 1) A talaj CO₂ emissziójának vizsgálata eltérő talajhasználati rendszerekben terepi és laboratóriumi módszerekkel. A különböző mértékű talajbolygatás talajlégzésre gyakorolt hatásának kimutatása és értelmezése.
- 2) Laboratóriumi módszer fejlesztése a talaj CO₂ emissziójának és egyéb paraméterekkel való összefüggésének minél pontosabb meghatározása céljából.
- 3) A talajlégzés és az azt meghatározó tényezők (talajnedvesség-tartalom, talaj vízpotenciál, mikrobiológiai aktivitás, térfogattömeg stb.) közötti összefüggések vizsgálata eltérő mértékben bolygatott talajokon.
- 4) Javaslatok kidolgozása és megfogalmazása a talaj CO₂ emisszió mérésének módszertani fejlesztésére, valamint a talajlégzés és az egyéb talajparaméterek közötti összefüggések pontosabb kimutatására vonatkozóan.

2. Irodalmi áttekintés

2.1 Az üvegházhatású gázok és a globális folyamatok kapcsolata

A Földre érkező napenergia egy részét a Föld elnyeli, más részét visszasugározza. A visszasugárzott energia vagy távozik a légkörből, vagy pedig az üvegházhatású gázok ismét visszaverik a Föld felé. Ez a jelenség az üvegházhatás, mely nélkül Földünkön az átlaghőmérséklet 33°C-kal alacsonyabb lenne. Megközelítőleg 40 olyan ún. üvegházhatású gáz létezik, mely az üvegházhatás folyamatában részt vesz (Wang et al, 1976, Rakonczai, 2003).

A legfontosabb üvegházhatású gáz a vízgőz, mely a természetes üvegházhatás kétharmadáért felelős. Mennyiségét azonban az emberi tevékenység kismértékben befolyásolja. Az 1. táblázat tartalmazza azokat a legjelentősebb üvegházgázokat és jellemzőiket, melyek légköri koncentrációja az emberi tevékenység miatt nőtt meg. Ezen gázok közül három gáz – a CO₂, a CH₄ és a N₂O – légköri koncentrációjának növekedéséért részben a mezőgazdaság a felelős (Snyder et al, 2009).

1. táblázat: A legfontosabb üvegházhatású gázok, melyek légköri koncentrációja az emberi tevékenység következtében emelkedett meg jelentősen (Rakonczai, 2003).

	légköri tartózkodási idő (év)	GWP	koncentráció az iparosodás előtt	jelenlegi koncentráció	szerep az üvegházhatásban (%)
CO ₂	50-200	1	280 ppm	370 ppm	50
CH ₄	8-12	23	700 ppb	1745 ppb	19
N ₂ O	120	314	270 ppb	314 ppb	4
CFC-11	45	4600	0 ppt	268 ppt	15
CFC-12	12	1700	0 ppt	132 ppt	

A különböző üvegházhatású gázok eltérő mértékben járulnak hozzá a légkör felmelegedéséhez, ezért bevezették a „globális felmelegedési potenciál” fogalmát (GWP), mely az üvegházgázok relatív felmelegedést okozó hatásait számszerűsíti, tehát megmutatja, hogy 1 tonna az adott üvegházhatású gázból hány tonna szén-dioxiddal egyenértékű az üvegház-hatást tekintve.

A légkörben található üvegházhatású gázok jelentőségét már az 1800-as években is vizsgálták (Arrhenius, 1896, Kellogg, 1988). A svéd származású Arrhenius - annak ellenére, hogy nem számolt a CO₂ koncentráció ilyen rövid idő alatt bekövetkező ilyen mértékű növekedésével - már 1896-ban publikálta, hogy a kétszeresére vagy háromszorosára növekedett légköri CO₂ tartalom 5-6 °C-os növekedést eredményezne a Föld felszínének átlaghőmérsékletében. Az 1950-es évekig az ilyen jellegű becslések különösebb visszhang nélkül maradtak.

A természetes eredetű üvegházhatású gázok mindig is jelen voltak a légkörben, de koncentrációjuk az iparosodás előtti időkhöz képest jelentősen megnőtt az emberi tevékenységek miatt. 1970 és 2004 között 70 %-kal nőtt az üvegházhatású gázok kibocsátása. A szén-dioxid emissziója a fent említett időszakban 80 %-kal, 21 Gt-ról 38 Gt-ra emelkedett. Az emisszió növekedés üteme is felgyorsult; az emisszió mértéke 1970 és 1994 közötti periódusban 0,43 GtCO₂-eq/év, 1994 és 2004 között azonban már 0,92 GtCO₂-eq/év volt (IPCC, 2007). Nem elhanyagolható a légköri N₂O és CH₄ koncentráció növekedése sem, ez utóbbi közel 2,5x-esére nőtt az iparosodás előtti időkhöz képest.

Az üvegházhatású gázok és a globális változások kapcsolatának tanulmányozásakor elsősorban az antropogén tényezőket kell vizsgálnunk, hiszen a légköri egyensúlyt az ezekből származó emisszió többlet bontotta meg. Egészen az 1980-as évekig a szén-dioxidot tartották a legfontosabb antropogén eredetű üvegházhatású gáznak (Ramanathan & Feng, 2009).

A légköri szén-dioxid koncentráció növekedés legjelentősebb antropogén okai a fosszilis tüzelőanyagok égetése és a földhasználatban bekövetkezett változások. A becslések szerint az ipari forradalom óta a fosszilis tüzelőanyagok elégetése 270±30 Gt (Gt=10¹⁵ g) C, a földhasználatban bekövetkezett változások 136±55 Gt C kibocsátást eredményeztek globálisan (Lal, 2004). A földhasználatban bekövetkezett változások közül legjelentősebb az erdőirtás, de nem elhanyagolható a biomassza égetéséből, a természetes ökoszisztémák természetbe vonásából, a vizenyős területek lecsapolásából és a talajművelésből származó CO₂ kibocsátás sem. A CO₂ - a metánnal és a dinitrogén-oxiddal összehasonlítva - a legnagyobb mennyiségben az agroökoszisztémákban cirkulál: a növények a fotoszintézis során megkötik a légköri CO₂-t, majd a növényi bomlás során CO₂ szabadul fel, mely visszakerül a légkörbe. A mezőgazdasági eredetű CO₂ kibocsátás jelentősen megnőtt az ipari forradalom óta, ez a növekedés elsősorban az energiafelhasználásból és a mezőgazdasági termékek szállításából származik (Snyder, 2009). Bár arányaiban nézve a talajművelés során felszabaduló CO₂ légköri CO₂ koncentrációnövelő hatása csekély, mégis egyre nagyobb szerepet kapnak a talaj C-készleteit megőrző és kímélő – és egyben alacsony emissziót

eredményező – talajművelési módok. Globális szinten az alacsony CO₂ kibocsátással járó művelési módok alkalmazása már jelentős lehet a légköri CO₂ koncentráció csökkentésében.

A vízgőz és a CO₂ után a metán a legfontosabb üvegházhatású gáz a légkörben, mely természetes körülmények között a bomlás és az erjedés folyamataiban keletkezik. A szárazföldi ökoszisztémák közül a vizes élőhelyek a legnagyobb metánkibocsátók (Mastepanov et al, 2008). Az 1700-as évektől kezdve az emberi tevékenységek, mint például a földgázbányászat, hulladékártalmatlanítás és a mezőgazdaság, azon belül is a rizstermelés és a szarvasmarhatartás megkétszerezték a metánkibocsátást. (Wuebbles & Hayhoe, 2002). A légköri metán koncentráció növekedésének üteme meghaladta a CO₂ koncentráció növekedését és ez különös figyelmet igényel, hiszen a metánnak 23x nagyobb a globális felmelegedési potenciálja. Az összes metánkibocsátás 60%-a antropogén eredetű, ennek 17%-áért a rizstermesztés, 23%-áért a szarvasmarhatartás, 14%-áért a biomassza elégetése, 29%-áért a földgázbányászat, 17 %-áért a hulladékok bomlása a felelős (Khalil, 2000).

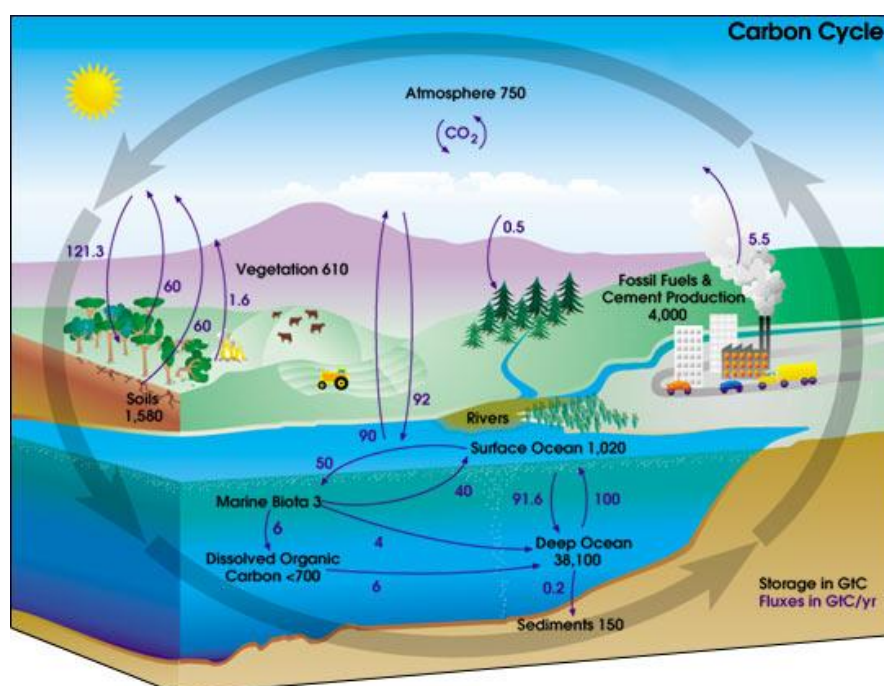
A dinitrogén-oxid két szempontból is fontos alkotója a légkörnek; egyrészt a sztratoszférában az ózon sérüléséért felelős nitrogén-oxid forrása, emellett pedig jelentős üvegházhatású gáz. Antropogén forrása a közlekedés, a fosszilis tüzelőanyagok és a biomassza égetése, illetve a nitrogénműtrágyák használata. Légköri koncentrációjának növekedése 0,23% évente, ami 1978 óta állandó értéknek tekinthető (Prinn R.G., 2004). A talajok éves N₂O emissziója (9,5 Tg N) az éves N₂O kibocsátás 65 %-át teszi ki. Ebből 3,5 Tg N az erdők mezőgazdasági művelésbe vonásából illetve a N műtrágyák használatából származik (Smith et al., 1998).

A fluorozott üvegházhatású gázok a természetben nem fordulnak elő, de hosszú légköri tartózkodási idejük és igen magas globális felmelegedési potenciál értékük miatt az üvegházhatás fokozódásában jelentős szerephez jutnak (Rakonczai, 2003). Bár az ún. freongázok használatát már betiltották, hosszú légköri tartózkodási idejük miatt még évtizedekig jelen lesznek a légkörben, fokozva ezzel az üvegházhatást.

Ma már vitathatatlan az üvegházhatású gázok légköri koncentrációjának növekedése és az ebből eredő globális éghajlatváltozás. Tudományos előrejelzések szerint 2030-ra ezeknek a gázoknak az együttes koncentrációja eléri a szén-dioxidban megadott 560 ppm-es értéket, mely pontosan az iparosodási szint kétszerese (Foody et al., 1996). A mezőgazdaság egyike a legnagyobb üvegházhatású gáz-kibocsátóknak, jelentős mértékben felel a 3 fő üvegházhatású gáz kibocsátásáért. A mezőgazdasági eredetű üvegházhatású gázok kibocsátása az előrejelzések alapján a jövőben növekedni fog, elsősorban a növekvő élelmiszerigény és a fogyasztási szokások miatt.

2.2 Globális szén ciklus

Földünkön a szén a legfontosabb kémiai elem, hiszen alkotó eleme valamennyi élő anyagnak illetve részt vesz a bioszféra összes folyamatában. A globális szén ciklus szerves és szervetlen biogeokémiai reakciókon keresztül kapcsolja össze az atmoszférát, a litoszférát, a hidroszférát, a pedoszférát és a bioszférát. A légkör, a szárazföldi élőlénytársulások (beleértve a talaj élővilágát is) és az óceánok a legnagyobb szén tározók a Földön, melyek aktívan vesznek részt a szén ciklus folyamataiban (Grace, 2004). Az 1. ábra a globális szén ciklus folyamatait, a széntározókat és az anyagáramokat mutatja be.



1. ábra: A globális szén ciklus.

Az ábrán látható kifejezések magyar megfelelője:

Carbon cycle – Szén ciklus, Atmosphere – Légkör, Vegetation – Növénytakaró, Soils – Talajok, Marine Biota – Tengeri élőlények, Dissolved Organic Carbon – Oldott szerves szén, Sediments – Üledékek, Surface Ocean – Óceánok felszíne, Deep Ocean – Mély óceán, Rivers – Folyók, Fossil Fuels & Cement Production – Fosszilis tüzelőanyagok és cementgyártás

Az ábrán a szénkészletek Gt C, a kibocsátások Gt C év⁻¹ mértékegységben szerepelnek.

(Forrás: <http://earthobservatory.nasa.gov/Library/CarbonCycle/carbon.html>)

A légkör 760 Gt szenet tartalmaz, mely mindösszesen az 1-2 %-a a Földünkön található szénkészleteknek. A légkörben a szén túlnyomó részben CO₂, kis mennyiségben CH₄, CO és más nyomgázok formájában van jelen.

A szárazföldi ökoszisztémákban a szénkészlet jelentős; ennek egy része – 400-600 Gt C - az élőlényekben, más része – 2000 Gt C- a talajok felső 1 méterében raktározódik. A fent leírt számokból jól látszik, hogy a talajokban található szénkészlet nagyobb, mint ami a légkörben és a szárazföldi ökoszisztémákban együttesen megtalálható (Fontain, 2007). Nem becsülhetjük le tehát a talajok szerepét a szén tározásában és a CO₂ légkörbe történő kibocsátásában, és nem hagyhatjuk figyelmen kívül a helyes, a talajban történő szénmegkötést elősegítő gazdálkodási, művelési rendszerek jelentőségét (Birkás, 2006). Ráadásul a talajokban található szén mennyiségét minden bizonnyal alábecsüljük, hiszen a mérések általában csak 1 méter mélységig terjednek. A szárazföldi élőlénytársulásokban raktározott szén 75 %-a az erdők biomasszájában található.

Az óceánok őrzik Földünknek a szén ciklusban is részt vevő legnagyobb szénkészletét, mely hozzávetően 39000 Gt C. Ennek legnagyobb része a mély rétegekben halmozódott fel és nagyon hosszú a tartózkodási ideje.

A litoszféra Földünk legnagyobb széntározója (65×10^6 Gt C), ez a szénkészlet azonban nem vesz részt aktívan a szén ciklusban, mivel az anyagcsere a litoszféra, az atmoszféra és a bioszféra között csekély és a szén tartózkodási ideje a litoszférában nagyságrendekkel nagyobb, mint a többi széntározóban (Janzen, 2006).

A legnagyobb szénkészleteket őrző hidroszféra és litoszféra a szén hosszú tartózkodási ideje miatt tehát nem játszik aktív szerepet a szén ciklusban, ellenben a talaj szerepe a légkörbe kibocsátott CO₂ mennyiségét tekintve vitathatatlan akár a talajban raktározott szén mennyiségét, akár annak tartózkodási idejét nézzük.

A talajokban a szénkészletek szerves illetve szervesetlen szén formájában vannak jelen. A szerves szén aktív humuszból és semleges növényi szénből áll. Magában foglalja az összes, a talajban található szerves anyagot; a különböző szinten lebontott növényi és állati maradványokat, a lebontott anyagokból mikrobiológiailag és/vagy kémiailag szintetizált anyagokat, illetve az élő mikroorganizmusokat és állatokat, valamint ezek bomlástermékeit. A szervesetlen szénkészleteket az elemi szén és a karbonát ásványok alkotják (Shnitzer, 1991).

Földünk szén rezervoárjait a különböző anyagcsere folyamatok kapcsolják össze. A légköri CO₂-ből évente 120 Gt szenet köt meg a szárazföldi biomassza, ebből 60 Gt C a növények légzésével visszajut a légkörbe. 60 Gt C időszakosan a vegetatív részekben tározódik, majd azok elöregedése után a talajba kerül. Ezzel párhuzamosan a talajból a

heterotróf légzés által (elsősorban talajmikroorganizmusok légzése) és az égetéssel megközelítőleg 60 Gt szén jut vissza a légkörbe, így a talaj-légkör között egyensúlyi állapot áll fenn. A talajok szerves anyag tartalmának jelentősége vitathatatlan a globális szén ciklusban, hiszen a légköri szén elnyelőjeként illetve kibocsátójaként fontos szerepet játszik. A légkör és az óceánok között a CO₂ kicserélődés mértéke ennél nagyobb, évente mindkét irányba eléri a 90 Gt szenet. A különböző szénkészletek közötti mozgások és ezek visszacsatolásai évszázadokon át egyensúlyban tartották a globális szén ciklust a növekvő antropogén hatásokkal szemben (Janzen, 2004). Az utóbbi két évszázadban azonban a népesség kb. hatszorosára növekedett és ezzel párhuzamosan a szén ciklus is eltorzult. A szén ciklust befolyásoló emberi tevékenységek közül a legelső a földhasználat megváltoztatása volt; ezek közé tartozik az erdőirtás és a mezőgazdasági területek növelése. Az erdőirtások során az egyik legjelentősebb szempont, mely meghatározza, hogy az adott területen mennyire növekszik meg a CO₂ emisszió az az, hogy mennyire érintetlen erdőterület irtásáról van szó. A trópusi erdőterületek egy része már amúgy is degradáltnak tekinthető a fakitermelés, a legeltetésbe vont területek miatt. Az ilyen sérült erdők biomasszája jóval kisebb, mint az érintetlen erdőterületeké, így ezen erdők kiirtása kevesebb szén-dioxidot juttat a levegőbe, mint egy korábban érintetlen területé (Böttcher, 2008, Nabuurs, 1997). A talaj művelésével járó fizikai bolygatás a biológiai aktivitást növeli, ami miatt a talajok szerves anyag tartalma csökken. Emellett a gazdálkodók nagy mennyiségű – a növények által a fotoszintézis során megkötött - szenet visznek el a mezőgazdasági területekről (Janzen, 1998). A bolygatások és a művelés miatt globálisan 40 illetve 90 Gt szén tűnt el a talajokból a XIX. század közepe óta (Houghton, 1999). Bár a fosszilis tüzelőanyagok égetésével és a cementtermeléssel, mely során a litoszférában megtalálható szénkészleteket óriási mennyiségben kapcsoljuk be az aktív szén ciklusba, megváltoztatva ezzel a rezervoárok közötti anyagforgalmat, közel 4x annyi CO₂-t jutattunk a levegőbe, mint a területhasználatok megváltoztatásával, mégsem hagyhatjuk figyelmen kívül a mezőgazdaság jelentőségét sem a légköri CO₂ koncentráció növekedésében.

A földhasználati változások és a fosszilis tüzelőanyagok égetése miatt évente 8 Gt szén jut a légkörbe, de ennek kevesebb, mint a fele (3,2 Gt) marad ott. Ennek eredményeként mára a légkör CO₂ tartalma elérte a 370ppm-es értéket, jelentős változásokat eredményezve ezzel a Föld klímájában. A légkörbe jutott széntöbbség egy részét (2 Gt) az óceánok nyelik el. Megközelítően 3 Gt szén további sorsa azonban bizonytalan, feltehetően az óceánok és a szárazföldi ökoszisztémák együttesen nyelik el (Houghton, 2003, Schimel et al, 2001).

2.3 Szén elnyelés-és kibocsátás a természetes-és agrárökoszisztémákban

A szárazföldi ökoszisztémák jelentős mennyiségű szenet tartalmaznak, háromszor annyit, mint a légkör. Ezen ökoszisztémákban bekövetkezett bármilyen változás – legyen az az emberi beavatkozás, vagy a légköri CO₂ koncentráció növekedésének természetes következménye – változásokat von maga után a biomasza mennyiségében, a talajok szervesanyag tartalmában és végső soron szén kibocsátást eredményez a talaj és a légkör között (Cox et al, 2000). Más részről a biomasza és a talajok szervesanyag tartalmának növekedése szén megkötést jelent. A szén elnyelés és a szén kibocsátás arányát csak becsülni lehet és mivel ez az arány több, amúgy is nehezen becsülhető vagy meghatározható tényezőtől függ, nagy bizonytalanságot tükröz (Canadell et al, 2007). A légköri CO₂ koncentráció növekedése közvetlen hatással van a természetes növénytakaróra, hiszen hatására növekszik a fotoszintézis és a biomasza produkció mértéke, változik a vegetációs periódus hossza és a fajösszetétel (Levy et al, 2004).

A szárazföldi ökoszisztémák szénmérlegét valójában két folyamat határozza meg, a föld feletti növényi részek fotoszintézise és a talajlégzés. A felépítés és a lebomlás folyamatának aránya határozza azt meg, hogy egy ökoszisztéma szénelnyelő vagy szénmegkötő funkciót lát-e el (Reich, 2010).

2.3.1 Szén elnyelés-és kibocsátás az erdőkben

Az ökoszisztémák szén ciklusban betöltött szerepének bizonytalansága nagymértékben összefügg az erdők és a szén ciklus kapcsolatával, ugyanis az erdőkben található meg a biomaszában raktározott szén 75-90 %-a, emellett a szárazföldi területek 30 %-át erdők fedik. Ez globálisan mintegy 4,1 billió hektárnyi területet jelent. Az erdő ökoszisztémákban felhalmozódott, mintegy 1240 Gt szén eloszlása nagyban változik az erdő földrajzi szélesség szerinti elhelyezkedésében; az erdők biomaszájában megtalálható szénkészletek 37 %-a az alacsony, 14%-a a középső, a maradék 49%-a pedig a magas szélességi körök erdeiben raktározódik (Lal, 2005).

Az erdők szén elnyelő – vagy szén kibocsátó voltát nehéz meghatározni, mivel az erdőkből betakarított biomasza mennyisége és az erdőirtások mértéke sem ismert pontosan. Az idős faállományú erdőkben a felépítés és a lebontás folyamata általában kiegyenlíti egymást és a szén mérleg egyensúlyban van, bár számos kutatás számol be arról, hogy a szén-

dioxidban dús levegőnek – ha nincs más limitáló tényező – trágyázási hatása van. (Foody et al, 1996, Valentini et al, 2000, Högberg, 2001).

A trópusi erdőterületek a szárazföldi területek 7%-át fedik le. Ezeket a területeket semleges területeknek nevezhetjük, ugyanis annyi szén kötnek meg napközben a fotoszintézis által, amennyit nappal és éjszaka együttesen kibocsátanak a légzésük során. Az erdőirtások azonban ezeket a területeket az egyik legjelentősebb szén kibocsátóvá változtatták; ezeken a területeken nem csak a növényzetben tárolt szén, hanem a talaj széntartalmának egy része is a légkörbe jut. A mezőgazdasági termelésbe vont, az addig a szénmérleg szempontjából semleges vagy szénelnyelő erdőterületek tehát szénkibocsátóvá válnak. (Goreau & de Mello, 1988).

Az északi féltekén található erdők nagy részének szénmérlege azonban közvetlenül vagy közvetve emberi befolyás alatt áll. Az erdők újratelepítése és az erdőgazdálkodás, az erdőtüzek megfékezése és a betakarítás mértéke elsősorban az USA-ban és Európában változott meg jelentősen, így ezeken a területeken az erdők nettó szén elnyelőkké változtak (Böttcher, 2008, Nabuurs, 1997).

Az újraerdősítés lehetőséget ad arra, hogy a légkörben található szén-dioxid beépüljön az erdő biomasszájába, az újraerdősített területek jelentős szén elnyelőkké váljanak, mely végső soron a légköri szén-dioxid koncentráció csökkentéséhez vezethet.

2.3.2 Szén elnyelés-és kibocsátás a gyepes területeken

A gyeppel borított területeken a talajlégzés a gyökerek és az ehhez kapcsolódó mikorrhiza gombák légzéséből és a mikrobiológiai légzésből tevődik össze. Ezeken a területeken a talajokra jellemző a magas szervesanyag tartalom és a kiterjedt gyökér rendszer, ami ideális környezetet biztosít a magas talajmikrobiológiai aktivitáshoz (Wang et al, 2009). Hasonló feltételek között egy gyeves területen magasabb a talajok szerves anyag tartalma, mint egy mezőgazdaságilag művelt területen, mivel a gyepeknél magasabb a területen maradó szerves maradványok aránya, több szén rakódik el a felszín alatti rétegekben és a szervesanyag bomlása lassabban megy végbe a művelés okozta levegőzöttség hiánya miatt.

Megközelítőleg a földfelszín 40%-át – ha figyelmen kívül hagyjuk az állandó jégborítású területeket - borítják gyeves területek, így e területek szerepe a globális szén ciklusban igen jelentős. Európában 80 millió hektárnyi területen találunk gypet, ez az EU-25-ök területének 22%-a (EEA, 2005). Az európai gyeves területekre fókuszálva elmondható, hogy viszonylag kevés közvetlen és hosszú távú fluxusmérés van és a gyepek üvegház gáz kibocsátására

irányuló kontinens léptékű modellezések száma is jóval alulmarad az erdők modellezéséhez képest. Így ezeknek a területeknek a globális felmelegedésben való szerepe mindaddig tisztázatlan (Soussana et al, 2007). Viszonylag kevés ismerettel rendelkezünk a gyepes - különösen a mérsékelt övi kontinentális gyepes - globális C-forgalomban betöltött szerepéről (Tuba et al., 2004). Nehéz meghatározni ezeken a területeken a szénmérleget, hiszen a gyepes éves szénmegkötése mellett a légzés miatt bekövetkező szénvesztés is jelentős. Egy adott gyepes terület szénmegkötő képessége több tényezőtől is függ, ilyen tényező például az ökoszisztéma típusa és fajösszetétele, a talaj típusa, a gyepgazdálkodás mikéntje és az éghajlat. Összességében elmondható, hogy az európai gyepes borított területeket kismértékű szénmegkötés jellemzi, bár a bizonytalanság rendkívül nagy (Jones, 2005). Becslések szerint egy 50 év hosszú ciklust nézve a gyepes borított területek évente 50-100 g szén megkötésére alkalmasak négyzetméterenként (IPCC, 2000). A CO₂-t a felszín feletti növényi részek kötik meg, de a megkötött szénnek mindössze 10%-ából lesz stabil humusz, mely a talajban tározódik (Sims & Bradford, 2001).

2.3.3 Szén elnyelés-és kibocsátás a mezőgazdasági területeken

A mezőgazdaság mindig az egyik fő forrása volt a légköri üvegházhatású gázok – köztük a CO₂ - koncentrációjának antropogén okokra visszavezethető növekedésének. Az 1920-as évek előtt a mezőgazdaság volt a CO₂ kibocsátás legjelentősebb forrása, mely kibocsátás az 1800-as évek közepétől exponenciálisan növekedett (Houghton&Skole, 1990). A XIX. század során a mezőgazdasági termelés növekedésével párhuzamosan csökkent a talajok és a növényzet szerves széntartalma (Wilson, 1978).

A mezőgazdasági területek jelenleg is jelentősen járulnak hozzá a légköri CO₂ tartalom növekedéséhez, elsősorban azzal, hogy a trópusokon a természetes ökoszisztémák területeit mezőgazdasági termelésbe vonják illetve a mezőgazdasági termeléshez szükséges fosszilis üzemanyagok felhasználása révén.

A Kyotói Jegyzőkönyv óta a szárazföldi ökoszisztémák a tudományos és politikai érdeklődés középpontjába kerültek azáltal, hogy potenciális szerepük lehet a légköri CO₂ megkötésében (IPCC, 2000). A mezőgazdaságilag művelt területeken a megfelelő gazdálkodási módok alkalmazásával elérhető, hogy adott terület szénmegkötő legyen, így egyrészt hosszútávon növelhető a talaj szervesanyag tartalma, másrészt ez az üvegházgáz kibocsátás csökkentésének egyik lépése lehet.

2.3.3.1 Szén kibocsátás csökkentőségének lehetőségei az agrárökoszisztémákban

A mezőgazdasági területeken két lehetőség van a CO₂ emisszió csökkentésére. Egyik a talajok szerves szén készleteinek megőrzésére és növelésére irányuló megoldások keresése. A helyes gazdálkodási feltételek megteremtésével az agroökoszisztémákat nettó CO₂ elnyelőkké lehet formálni a nettó kibocsátók helyett (Cole et al. 1996). Másik lehetőség a fosszilis üzemanyagok felhasználásának csökkentése, illetve bio-üzemanyagok előállítása, mely segítségével a C-tartalmú üzemanyagok kiválthatók (Paustian&Cole, 1998). A trópusi területek mezőgazdasági termelésbe vonásának csökkentése közvetlenül és gyorsan fejtené ki hatását a CO₂ kibocsátás csökkentésében, de ez a folyamat nehezen megállítható a népességnövekedés és egyéb szociál-politikai szempontok miatt (Fernside, 1993).

A mezőgazdasági művelés mikéntje nagy lehetőséget rejt magában a CO₂ emisszió csökkentésében és a szénelnyelés növelésében. Cole (1997) szerint a művelt területek talajában a szénkészleteket évente 0,44-0,88 billió tonna szénrel lehetne növelni, így 50 év alatt az eddig művelés miatt bekövetkezett szénvesztesség felét-kétharmadát vissza lehetne juttatni a talajokba. A mezőgazdasági területeken a CO₂ emisszió csökkentésére két féle lehetőség adódik; a tényleges emisszió csökkentése illetve a szén megkötés erősítése.

A művelés alatt álló területeken a talajok szénkészletei jelentősen csökkentek a mezőgazdasági termelés kiszélesedése előtti időkhöz képest. A csökkenés mértékét a 2. táblázat tartalmazza. Ez alapján látható, hogy mindösszesen 55 Gt szén tűnt el a művelésbe vont talajokból. A szénkészletek csökkenésének ily módon történt becslése egyfajta referenciaszintet is biztosít számunkra, hogy a megfelelő gazdálkodási módszerek alkalmazásával mi az a szén megkötési szint, amely elérhető. A művelésbe vont területeken a következő 50-100 évben 20-30 Gt szén köthető meg a megnövekedett termeléssel és a gazdálkodási módszerek fejlesztésével.

A talajok szerves széntartalmának növelésére számos gazdálkodási módszer van, melyek közül a legjelentősebbek a i) nagyobb mennyiségű szervesanyag visszajuttatása a talajba, ii) a rövidebb ugaroltatás, iii) az évelő és télen talajtakarást biztosító növények termesztése, iv) a szerves hulladékok visszajuttatása a talajba, v) a csökkentett talajművelés, vi) az eróziókontroll és vii) az erdőgazdálkodás. A nyári parlagon hagyás idejének csökkentése illetve megszüntetése a száraz klímájú területeken jelentősen növelni tudja a C tartalom növekedését és az talajerózió csökkenését a jobb vízgazdálkodáson keresztül (Janzen, 1987). Az évelő takarmánynövények termesztésével a talajok széntartalma szintén növelhető, hiszen

a gyökerek szén termelése, a művelés okozta bolygatás hiánya, illetve a folyamatos növényborítás okozta erózióvédelem mind a széntartalom növekedésének kedvez.

2. táblázat: A talajok széntartalma (1 m mélységig) és a művelésbe vonásból adódó szénveszteségek (IPCC 1996, 23. fejezet)

Talajtípus	Művelt terület (Mha)	Eredeti C készletek (Gt C)	Művelésbe vonás utáni szénkészletek (Gt C)	Talaj C vesztesége (Gt C)
Erdőtalajok	822	85	63	22
Füves talajok	438	58	43	15
Vizes talajok	128	54	43	11
Vulkanikus talajok	31	7	5	2
További talajok	308	18	13	5
Összesen	1727	222	167	55

A talajok széntartalmának megőrzése a kiirtott erdők területén sem lehetetlen; élő növényzet telepítésével a szénvesztés megelőzhető. Egy jól kezelt legelő szén szintje megegyezhet vagy akár nagyobb is lehet, mint egy természetes erdőé (Cerri et al., 1991, Lugo et al., 1986), miközben a legtöbb művelt terület jelentős szén veszteséget mutat (Feller, 1993).

Az agrárökoszisztámák szénkibocsátásának csökkentését érhetjük el közvetett módon, ha a már mezőgazdasági művelés alatt álló területeken fejlesztjük a gazdálkodási módszereket, növeljük a termelékenységet, és ez által késleltetjük, illetve megakadályozzuk a mezőgazdasági területek terjeszkedését és az erdőirtást a nedves klímaterületeken (Sanchez et al., 1990).

A különböző talaj degradációs folyamatok egyaránt érintik a természetes és az agrárökoszisztámákat (Várallyay, 2011). A degradált területeken mind a biomassza mennyisége, mind a talajok szén tartalma kevesebb, mint a természetes ökoszisztémáké vagy a helyesen művelt agrárökoszisztémáké. Ennek megfelelően a degradált területek kiterjedésének csökkentése, illetve a már meglévő degradált területek helyreállítása közvetett módon szintén jelentős CO₂ emisszió csökkentési lehetőséget rejt magában. Kutatások támasztják alá, hogy a szikes és az erősen lúgos talajoknál igen nagy a C megkötés lehetősége, amennyiben a megfelelő fű-és fafajokat termesztik, és a megfelelő vízgazdálkodási módszereket alkalmazzák (Gupta&Rao, 1994). Az erózióval sújtott területeken a feltalaj fizikai elmozdulása miatt szintén jelentős szénvesztés történik. Csak a trópusokon az erózió 1,6 Gt szénvesztést okoz évente. Ezen kívül az erózió számos fajtája miatt csökken a területek termelékenysége és azon képessége, hogy a szenet megtartsa a biomasszában és a talajokban, így az erózióval sújtott területek megfelelő kezelése különösen

hatékony lehet a CO₂ emisszió csökkentése szempontjából (Lal, 1995). Világszerte mindösszesen 1200 M ha degradált terület található, melyek helyreállítása nagy szénmegkötési lehetőséget rejt magában (Cole et al, 1997).

A mezőgazdasági művelés alatt álló talajoknak szénmegkötő potenciálja a légköri üvegházgáz koncentráció csökkentésének egy hatékony és széles körben is elfogadott stratégiai lépése (IPCC, 2003). Számos olyan tevékenység van, mellyel a talajok szénelnyelő kapacitása növelhető, így a megfelelő talajgazdálkodás az egyik eszköz lehet a Kiotói Egyezményben lefektetett emisszió csökkentési célok eléréséhez. Freibauer (2004) szerint az Európai Unió területén a mezőgazdasági művelés alatt álló talajok 16 és 29 millió tonna közötti CO₂ megkötésére lehetnének képesek évente a biológiai potenciáljukat tekintve. Ez a mennyiség hozzávetően a Kiotói Egyezményben az EU számára célként rögzített CO₂ kibocsátás csökkenés egyharmadának felel meg a 2008-tól 2012-ig tartó időszakot tekintve.

Globális léptékben számolva a mezőgazdasági művelés alatt álló területek szén megkötő potenciálja 0,4-0,9 Gt C/év. Ennek a szén megkötő potenciálnak a maximális kihasználásához azonban szükség lenne a mezőgazdasági területeken a jobb talajgazdálkodásra, a degradált területek helyreállítására, a mérsékelt övi fejlett országokban a mezőgazdasági területeken állandó ugar kialakítására és a jelenleg mezőgazdasági művelés alatt álló korábbi vizes élőhelyek 10-20%-ának helyreállítására.

2.3.3.2 Talajművelés, talajgazdálkodás lehetőségei

Mivel munkám során különböző talajművelési módok emisszióra gyakorolt hatását vizsgáltam, a művelés jelentőségét önálló alfejezetben ismertetem. A művelés alatt álló talajok CO₂ kibocsátására az éghajlat és számos talajfizikai, talajkémiai és talajbiológiai jellemző együttesen hat. A talajművelés e jellemzők mindegyikét megváltoztathatja, mely által hat a talaj CO₂ kibocsátására (Birkás&Jolánkai, 2008). A talajművelés mikéntje kulcsfontosságú lehet a talaj CO₂ kibocsátásának csökkentésében. Számos kutatás foglalkozik azzal, hogy a különböző intenzitású, hagyományos illetve csökkentett talajművelési rendszerek hatását értelmezze, az emisszióra, a talaj szervesanyag tartalmára gyakorolt hatását meghatározza (Kersebaum et al, 2009., Smith et al, 2009). Az ilyen irányú kutatások azonban gyakran egymásnak ellent mondó eredményekre jutnak.

A különböző talajművelési módoknál a talaj CO₂ kibocsátásában megmutatkozó különbségek nem csupán a talajművelés rövid távú hatásaiból adódnak, hanem a rövid és hosszú távú hatások együtteséből. A talajművelés rövid távú hatása elsősorban a talaj fizikai

bolygatásából adódik. A hosszú távú hatás a talaj fizikai, kémiai és biológiai állapotában bekövetkezett változásokat jelenti. Sok kutatás a talajművelésnek csak a rövid távú hatását vizsgálja, mely során a hagyományos művelésű talajok a nagyobb bolygatás végett nagyságrendekkel nagyobb CO₂-t bocsátanak ki, mint a csökkentett művelésű talajok (Oorts et al, 1995). Másik probléma, hogy a kísérleteket olyan területeken végzik, ahol kevesebb, mint 5 év óta művelik különbözően a parcellákat (Ball et al, 1999, Aslam et al, 2000) így a művelés hosszú távú hatása még nem érvényesül, bár az erre irányuló kutatások azt mutatják, (Campbell et al, 1995), hogy talajművelés hatása minimum 5 év eltelte után jelentkezik. Nem egyediek az olyan kutatások sem, ahol az emisszió mérések évében kezdték el a parcellákat eltérő módon művelni (Alvarez et al, 2001).

A kutatások zöme a csökkentett művelésű talajok esetében alacsonyabb CO₂ emissziót és nagyobb szerves anyag készleteket mutat, mint a hagyományosan művelt talajoknál (Ussiri & Lal, 2009). A hagyományos művelés ugyanis a talaj fizikai bolygatásával jár, ami magasabb levegőzöttséget jelent a talaj felső rétegében és így végső soron az aerob mikrobák aktivitását és a talaj CO₂ kibocsátását növeli. Közvetlenül a talajművelés után végzett méréseknél a hagyományosan művelt talajok nagyságrendekkel nagyobb CO₂-t emittálnak a légkörbe, mint a direktvetéssel hasznosítottak. Al Kaisu & Yin (2005) közvetlenül a művelés után 79%-kal alacsonyabb emissziót mért a direktvetésben, mint a szántásban; ez az érték 2 órával a művelés után már csak 58 % volt. Gesch és munkatársai (2007) a szántott területen a talajművelés után 5-10 perccel 34-szer magasabb CO₂ emissziót mértek, mint a direktvetéssel hasznosított parcellán. Három órával a talajművelés után a szántott parcellán jelentősen lecsökkent az emisszió, bár az érték továbbra is magasabb volt, mint a direktvetésben. Alvaro-Fuentes és munkatársai (2007) közvetlenül a talajművelés után a szántott parcellákon 15x magasabb emissziót mértek, mint a művelés megkezdése előtt, a csökkentett műveléssel hasznosított parcellákon azonban nem mutattak ki jelentős különbséget a művelés előtt és után.

Ugyanígy találunk azonban olyan eredményeket, melyeknél nincs statisztikailag kimutatható különbség a talajművelés módja, a bolygatás mértéke és a talaj CO₂ emissziója között (Fortin et al, 1996, Franzluebbers et al, 1995). Más kutatások arról számolnak be, hogy a csökkentett művelésű talajoknál magasabb talaj emissziót mérnek a hagyományos műveléssel összehasonlítva (Oorts et al, 2007, Tóth et al, 2005, Tóth & Koós, 2006, Zsembeli et al, 2005).

Látható tehát, hogy bár szép számban vannak a különböző talajművelési rendszerek talajlégzésre gyakorolt hatásának meghatározását célzó kutatások, az eredmények rendkívül

változatosak. Mindezek ellenére azonban kétségtelen az, hogy a direktvetéssel hasznosított mezőgazdasági területeken, hosszú távon a talaj szerves anyag tartalma nő és a talajélet számára kedvezőbb feltételek alakulnak ki. Azonban akár alacsonyabb, akár magasabb a talaj CO₂ kibocsátása a csökkentett talajműveléssel hasznosított területeken a hagyományos művelésű területekhez képest, nem elhanyagolható az a tény, hogy az így művelt területeken jelentős az üzemanyag megtakarítás, amely közvetett módon szintén a mezőgazdaság CO₂ kibocsátását csökkenti.

2.4 Szénmérleg meghatározásának környezeti, társadalmi és gazdasági igényei

A különböző természetes vagy emberi beavatkozás alatt álló ökoszisztémákkal borított területek szerepe jelentős a globális szén ciklusban, hiszen a szárazföldi ökoszisztémák tartalmazzák a legnagyobb mennyiségben a globális szén ciklus szempontjából aktívnak tekinthető szén. A különböző ökoszisztémák szén mérlegének, nettó szén kibocsátó vagy nettó szén elnyelő voltának meghatározására irányuló kutatások azonban globális léptékben nézve még gyerekcipőben járnak. A természetes ökoszisztémák szénmérlegének meghatározása az erre irányuló kutatások és mérések alapján hozzávetőleg meghatározható. Ennek alapján elmondható például, hogy egy természetes, emberi beavatkozástól mentes erdő társulás szénmegkötő funkciót lát el. De egy emberi művelés alatt álló ökoszisztéma – legyen az gyepek, erdők vagy mezőgazdaságilag művelt terület - CO₂ kibocsátó vagy CO₂ elnyelő volta nem terjeszthető ki globális viszonyokra. Ugyanis az emberi beavatkozás mikéntje és mértéke nagyon eltérő lehet. Emiatt fordulhat elő az, hogy a kutatási eredmények nagy bizonytalanságokat tükröznek, és két hasonló ökoszisztéma (két mezőgazdaságilag művelt terület, két erdő vagy két gyepek) szénmérlege egyik helyen negatív, másik helyen pozitív. Mindezek ellenére törekedni kell az emberi befolyás alatt álló ökoszisztémák szénmérlegének meghatározására, illetve azoknak a beavatkozásoknak a meghatározására, melyek egy adott területet szén megkötővé tehetnek. Ha a kutatások eredményei választ adnak arra, hogy egy adott ökoszisztéma milyen módon tehető szén megkötővé, már megtettük az első lépést a légköri CO₂ koncentráció csökkentéséhez.

A Kiotói Egyezményben országokra lebontva rögzítették a CO₂ kibocsátás csökkentésének előírt mértékét. A kibocsátás csökkenését el lehet érni közvetlenül a CO₂ emisszió csökkentésével, vagy közvetve a CO₂ kvóta kereskedelmével. Tehát a tényleges emisszió csökkenés, gazdasági hasznot is jelent, hiszen nem kell a fejletlenebb, ezért kisebb kibocsátású országoktól CO₂ kvótát vásárolni. Ebből is látszik, hogy minden olyan lépés,

amivel a CO₂ kibocsátás mérsékelhető, gazdasági jelentőséggel is bír. Ezért ki kell aknázni minden olyan lehetőséget, köztük a mezőgazdaság lehetőségeit is, amivel a CO₂ kibocsátás csökkenthető. A negatív szénmérlegű, tehát szén kibocsátó területeken törekedni kell a pozitív szénmérleg eléréséhez.

2.5 Talajlégzés mérési módszereinek átfogó és kritikai értékelése

A talajlégzés a globális szén ciklus egyik legfontosabb eleme és szoros összefüggésben áll a talajba jutó növényi maradványok mennyiségével. A globális szén ciklusban meglévő bizonytalanságok jelentős része a talajfelszín CO₂ fluxus méréseinek bizonytalanságából adódik, melyet elsősorban a különböző mérési módszerek bizonytalansága okoz (Jensen et al, 1996). A talajlégzés mérésének múltja közel egy évszázaddal ezelőttre nyúlik vissza, még sincs egységes mérési módszer. Anderson (1982), Nakayama (1990), Normann és munkatársai (1992) mind felhívták a figyelmet arra, hogy nem létezik standard módszer a talajlégzés meghatározására, melynek fő oka elsősorban az, hogy a különböző mérési módszereket nincs lehetőség ismert nagyságú CO₂ kibocsátásokkal összehasonlítani. A mérések nehézségét éppen a talajközeg összetettségének természete adja, hiszen a talajt organominerális részecskék és aggregátumok alkotják, miközben számos különböző fiziológiai jellemzővel rendelkező szervezet lakja. A talajtulajdonságok térben és időben, vertikálisan és horizontálisan egyaránt változnak, és a CO₂ kibocsátást számos, a talajban élő, a talaj szervesanyag bomlásáért felelős heterotróf mikroorganizmus és a növényi gyökerek légzése együttesen alkotja. Ez a rendkívüli változékonyság ad magyarázatot arra, hogy a jelenlegi mérési módszerek miért nem egy adott metódus mentén épülnek fel (Smith et al, 2008).

Az ökoszisztémák szén mérlegének mérésére alkalmas az eddy kovariancia módszer, mellyel egy nagyobb területre határozhatjuk meg a nettó ökoszisztéma gázcserét. A módszer növekvő népszerűsége ellenére a hagyományos – a talaj CO₂ kibocsátásának meghatározására alkalmas - kamrás módszerek elterjedésének aránya sem csökkent. Ez magyarázható egyrészt az eddy kovariancia módszer magas árával és telepítési költségével, valamint a módszert jellemző bizonyos hiányosságokkal is, de nem elhanyagolható az a tény sem, hogy a kamrás módszerek a CO₂ kibocsátást közvetlenül a talajból mérik. A mikrometeorológiai módszerek, mint az eddy kovariancia is, az ökoszisztémák produktivitását mérik, tehát a fotoszintézis és a légzés nettó eredményét. Nem adnak azonban információt külön-külön a fotoszintézis, az autotróf és a heterotróf respiráció mértékéről (Kuzyakov, 2006, Tang et al, 2003). Mindemellett a mikrometeorológiai módszereknek megvan az az előnye a kamrás

módszerekkel szemben, hogy a talajfelszín környezetében nem okoznak változást, valamint a talaj CO₂ kibocsátását hosszan és folyamatosan tudják mérni és nagyobb területet fednek le, mint az a kamrás módszerekkel megvalósítható. A mikrometeorológiai állomások alkalmazásának azonban alapvető feltétele a légköri egyensúlyi állapot. A talajfelszín és a mérési magasság között megtalálható vegetáció befolyásolhatja a kibocsátásokat. Mindezeket figyelembe véve nem valószínű, hogy a mikrometeorológiai módszerek ki tudják szorítani a talaj CO₂ kibocsátásának mérésére alkalmazott különböző kamrás módszereket (Baldocchi et al, 1986, Janssens et al 2000).

A talajból származó teljes CO₂ kibocsátás ismerete még nem ad elegendő információt ahhoz, hogy megállapítsuk, hogy adott talaj az nettó kibocsátója vagy nettó elnyelője-e a légköri szén-dioxidnak. Ennek az az oka, hogy nem minden, a talajból kibocsátott CO₂ származik közvetlenül a talajból, a talajban található szerves anyagok lebomlásából. Hiszen a talajt fedő növényzet gyökérlégzése jelentősen hozzájárul a talajok teljes CO₂ kibocsátásához.

A talajlélegzés mértékét gyakran a talajfelszín CO₂ kibocsátásának mérésével határozzák meg. Ez a CO₂ kibocsátás éves szinten nagyjából megegyezik a talajlélegzés arányával, amennyiben nincs jelentős szervesanyag-vesztés a talajban a kimosódás vagy a lerakódás miatt.

A talajlélegzés mérésére laboratóriumi és terepi módszerek egyaránt léteznek. Mindkét módszernek számos előnye és hátránya van. A terepi módszerek alkalmazásánál az időjárási (páratartalom, szélesebesség) paraméterek, a talaj pillanatnyi jellemzői (nedvességtartalom, hőmérséklet) illetve ezek változása a mérések során nagyban befolyásolhatja a mérési eredményeket. A laboratóriumban ezzel szemben kontrolált körülményeket tudunk biztosítani, bár a mérési módszerek egy részénél, nevezetesen amikor bolygatott mintákat használunk, a gáz kicserélődés mikéntje megváltozik a terepen lévő bolygatatlan állapotokhoz képest.

A terepi és a laboratóriumi méréseket összehasonlítva elmondható, hogy a laboratóriumi módszerekkel a talajlélegzés nagyságát pontosabban határozhatjuk meg, mint a terepi módszerekkel. Terepen mind a műszerekre, mind a talajra hatnak az időjárási elemek. A műszereket emiatt gyakran úgy kell megtervezni, hogy azok lehetőleg egyszerűek legyenek, illetve ha bonyolultabb műszerekről van szó, akkor például elektromos áramot kell biztosítani a műszer működéséhez vagy érzékenyebb műszernél meg kell védeni a műszert a nedvesség illetve az erős hőmérséklet-ingadozás ellen. Mivel a talajhőmérséklet és a talaj nedvességtartalma a talajlélegzést befolyásoló legfontosabb tényezők, gondoskodni kell ezeknek az adatoknak a meglétéről, hogy fel lehessen őket használni a talajlélegzés adatainak kiértékelésénél. A talajlélegzés laboratóriumi mérésénél az időjárás változékonyságából adódó

technikai problémák kiküszöbölhetőek. A laboratóriumi módszerek lehetőséget adnak arra, hogy a kísérleteket egyszerűsítsük, a megválaszolandó kérdéseket specifikáljuk és a technikai problémákból adódó hibákat csökkentsük (Anderson, 1982).

2.5.1 A talajlégzés mérésének laboratóriumi módszerei

A talajlégzés meghatározására irányuló első vizsgálatokat laboratóriumban végezték meghatározott tömegű talajmintákon vagy bolygatatlan talajoszlopokon kontrolált körülmények között. A legegyszerűbb laboratóriumi méréseknél ismert mennyiségű talajmintát és egy alkáli abszorbenst tesznek egy lezárható edénybe, majd a talajlégzés mértékét a meghatározott időtartalom alatt az alkáli abszorbens által megkötött CO₂ mennyiségéből számolják. Más laboratóriumi mérési módszereknél a CO₂ koncentrációt infravörös gáz-analizátor vagy gázkromatográf segítségével határozzák meg. A laboratóriumi módszerek előnye, hogy azokat a környezeti faktorokat (pl. hőmérséklet és nedvességtartalom) tudják kontrolálni és befolyásolni, melyek a talaj CO₂ emisszióját alapjaiban határozzák meg. Az emisszió méréseknél a bolygatatlan talajoszlopok tulajdonságaikban nagyobb hasonlóságot mutatnak a terepen, természetes körülmények között vizsgált talajokkal, mint a mérések előtt átszitált talajminták, ahol a talaj elveszíti eredeti szerkezetét (Smith et al. 2008).

2.5.2 A talajlégzés mérésének terepi módszerei

A talajlégzés mérésére terepi körülmények között különböző formájú kamrákat használnak, melyek segítségével a növényzettől megtisztított talajfelszínt letakarják és ezzel elzárják a kamra alatti területet a légkörtől (Welles, 2001). A kamrás módszerek általában egyszerűek és gyorsak, de gyakran kritizálják őket egyrészt, mert alkalmatlanok a talaj térbeli heterogenitásának követésére, másrészt az úgynevezett kamra-hatások miatt.

A mérést befolyásoló kamra-hatások az alábbiak:

- a kamra lehelyezésénél a talaj bolygatása miatt CO₂ szabadul fel
- a kamra alatt a levegő hőmérséklete és a talaj nedvességtartalma megváltozik, mely hatással lehet a lebomlásra és a gyökérlégzésre
- a CO₂ koncentráció gradiense megváltozik a talaj és a kamra alatti légtér között, mely befolyásolja a diffúzió arányát

- megszűnik vagy megváltozik a kamra alatt a turbulens nyomás és a fluktuáció, ezáltal csökken CO₂ áramlása
- nyomás különbség alakul ki a kamra légtere és a légkör között (már 1 Pa vagy akár ennél kisebb különbség is jelentős CO₂ áramlást idézhet elő a kamra alatt, mely következtében az alá vagy fölébecslés mértéke jelentős lehet a tényleges fluxushoz képest
- a kamrák lehelyezése megváltoztatja a légmozgást és nyomáskülönbségeket hozhat létre a kamra körül, mely a kamrán belüli fluxus megváltozását eredményezheti különösen szeles időben és porózus talajokon
- a kamrák lehelyezése során a lehelyezés mélységéig elvágunk minden gyökeret és gombahifát, mely a fluxus alábecslését eredményezheti (Janssens et al, 2000).

A terepi emissziómérésre alkalmas kamrás módszereket két fő csoportba oszthatjuk az alapján, hogy a kamrában megvalósul-e a levegő cirkulálása. Így beszélhetünk statikus vagy dinamikus mérési módszerről. A statikus módszereket tovább csoportosíthatjuk az alapján, hogy a mérési elv abszorpción vagy pedig a kamrában lévő levegő CO₂ tartalmának dúsulásán alapul. A talaj CO₂ emissziójának mérésére a fentiek alaján az alábbi módszereket különíthetjük el: i) statikus abszorpciós módszer, ii) zárt kamrás módszer, iii) dinamikus kamrás módszer (Rolston DE, 1986).

A dinamikus kamrás módszerek ma már elterjedtebbnek számítanak a statikus módszereknel, lévén, hogy pontosabbak azoknál, ennek ellenére mind a mai napig ennél a módszernél is kell a bizonytalanságokkal és korlátokkal számolni.

2.5.2.1 A statikus abszorpciós módszer

A statikus abszorpciós módszer egyike legrégebbike a talaj CO₂ kibocsátására alkalmas módszereknek, mely során néhány órára vagy napra valamilyen lúgos oldatot – többnyire KOH-t vagy NaOH-t –tartalmazó edényt teszünk a kamrába (Kirita, 1971). A CO₂ emisszió az abszorbens által megkötött CO₂-ban történő gyarapodás, a kamra alatti terület és a kamra lezárásának időtartalmának a függvénye. A módszerrel nem csak a talaj CO₂ kibocsátása mérhető, hanem kiterjesztették a talaj különböző mélységeiben lévő CO₂ fluxus mérésére is (Campbell & Frascarelli, 1981). Ma már a lúgos oldat helyett gyakrabban használnak valamilyen szilárd halmazállapotú, szemcsés abszorbenst – ilyenek a szénsavas mész granulátumok, melyek NaOH-t, Ca(OH)₂-t és abszorbeált vizet tartalmaznak- vagy a lúgos

oldatos felitatják valamilyen szivacskoronggal az abszorpciós felület növelése érdekében, mely oldatot a mérés után kiperéselik a korongból és elemzik azt (Yim et al, 2002). A mérés pontosságát számos tényező befolyásolja, ezek a kamra méretei, a kamra által lefedett terület, melynek minimum 600cm^2 -nek kell lennie, hogy a peremhatást elkerüljük, illetve az alkáli abszorbens koncentrációja és mennyisége. Ezen kívül az CO_2 abszorpciója hőmérsékletfüggő folyamat, melyet figyelembe kell venni az eredmények értékelésénél. A módszer legjelentősebb hátránya, hogy – főleg magas talajlégzés esetén - alulbecsli a talajlégzés mértékét, s ez által a statikus alkáli abszorbens módszerrel mért talajlégzés nagysága globális szinten túl alacsony. A módszer nagy előnye, hogy egyszerű és olcsó, bármilyen időjárási viszonyok között a kamrák térben egymástól távol is elhelyezhetők, ezáltal sok ismétlésben lehet vele dolgozni. Ezen kívül a kamrák méretét ki lehet úgy alakítani, hogy a talaj mikro-léptékben megnyilvánuló variabilitása kiküszöbölhető legyen (Keith & Wong, 2005).

2.5.2.2 Zárt kamrás módszerek

A zárt kamrás módszereknél a kamrát a talaj felszínére helyezzük el, majd a kamrában a megnövekedett CO_2 koncentrációt az eltelt idő függvényében mérjük. A talaj CO_2 fluxusát ebben az esetben az alábbi egyenlet alapján számolhatjuk:

$$F = \frac{V}{A} \frac{\Delta C}{\Delta t}$$

ahol:

F: a CO_2 fluxusa ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

V: a kamrában lévő levegő térfogata (m^3)

A: a kamra alatti terület nagysága (m^2)

$\Delta C/\Delta t$: a CO_2 koncentráció változása a mérés időtartalma alatt

A kamrában lévő levegő CO_2 koncentrációját a kamra légteréből vett levegőminta gázkromatográffal történő elemzésével mérhetjük (Omonde et al, 2007, Yao et al, 2009). A levegőmintákat injekciós tűben vagy vákuumozott fiolákban, illetve gázmintavevő zacskókban szállíthatjuk a laboratóriumba.

A mérés pontatlanságát az okozza, hogy amint a talajból gáz kerül a kamrába, a talajfelszíni gázkoncentráció növekedni kezd, ezzel párhuzamosan pedig csökken a

koncentráció gradiens és a fluxus is. Egy idő elteltével a kamrában található gáz koncentrációja állandóvá válik. Emiatt ez a módszer csak rövid ideig használható, a vizsgált gáz koncentrációjának megmérése után a kamra tetejét le kell venni. Pontatlanságot okozhat az is, hogy a kamrában található levegő nem keveredik egyenletes mértékben a talajból kiáramló gázokkal.

A mérési módszer legnagyobb előnye, hogy azon kívül, hogy nem okoz különösebb bolygatást a talaj szerkezetében vagy térfogattömegében a kamrák lehelyezése, nem csak olyan területeken használható, ahol az elektromos áramellátás biztosított. Nem utolsó szempont az sem, hogy ezek a kamrák viszonylag kis költséggel előállíthatók, könnyű szállítani és használni őket. (Rolston, 1986).

2.5.2.3 Dinamikus kamrás módszerek

A dinamikus kamrás módszernél a folyamatosan levegőt áramoltatnak át a kamrán és a gáz analizátoron, a CO₂ fluxust a kamrába belépő és a kamrából kilépő levegő CO₂ koncentrációjának különbségéből számolhatjuk az alábbi egyenlet alapján:

$$F = \Delta c \frac{f}{A}$$

ahol:

F: a CO₂ fluxusa (g m⁻² s⁻¹)

Δc : a bemenő és a kimenő levegő CO₂ koncentrációjának különbsége (g m⁻³)

f: a kamrán keresztül áramló levegő térfogatáramlása (m³ s⁻¹)

A: a kamra alatti terület nagysága (m²) (Pete et al, 2008)

A bemenő és a kimenő levegő koncentrációját általában infravörös gáz analizátorral mérik.

A módszer nagy előnye, hogy mivel a kamrába a kamrát körülvevő levegő kerül be, így a kamrán belül a hőmérséklet, az O₂ és vízgőz tartalom nagyjából fenntartható. A zárt kamrás módszereknél jelentkező CO₂ koncentráció feldúsulás problémája nem jelentkezik a dinamikus kamrás módszereknél.

A módszer legnagyobb hátránya, hogy a levegő áramoltatásához egy pumpára van szükség, melynek működését vagy elektromos úton vagy elemmel lehet megoldani. A módszer másik hátránya, hogy a vizsgált gáz koncentrációja csökken a kamrán történő levegő

átáramoltatás miatt, ezért alacsony fluxusok kimutatásánál nem kellően pontos (Rolston, 1986).

A módszer használata során a mérési hibák az alábbiakból adódhatnak:

- a talajból kiáramló gáz nyomáskülönbséget eredményez a kamra és a talaj gázfázisa között
- a kamrán belül a talajhőmérsékletben és más talajtulajdonságokban is változások következhetnek be

A nyomáskülönbségekből adódó hibákat minimalizálni lehet, ha elegendően nagy mennyiségű légköri levegőt áramoltatunk át a kamrán. A kamra és a légkör közötti nyomáskülönbségnek kisebbnek kell lennie 1 Pa-nál. Kanemasu, Powers és Sij (1974) megállapították, hogy a 2,5 Pa nyomáskülönbség a kamrán belüli és a kamrán kívüli levegő között már egy nagyságrenddel nagyobb fluxust eredményezett, mint az 1 Pa nyomáskülönbség. A talajtulajdonságokban bekövetkezett változásokat úgy lehet minimalizálni, ha a mérési időt úgy állítjuk be, hogy az a fluxus megméréséhez szükséges legrövidebb idő legyen.

Eltérő eredményekről számolnak be a kutatások azt illetően, hogy a kamrán átáramoltatott levegő a turbulenciája révén felgyorsítja-e a respirációt azáltal, hogy a talajpórusok közül kivonja a talajlevegőt (Fang & Moncrieff, 1998). A kérdés máig nem kapott egyértelmű választ, további kutatások szükségesek a tisztázása érdekében.

Az összes mérési módszert áttanulmányozása után elmondható, hogy a legnagyobb problémát az jelenti, hogy általában nem tudunk kellő számú időben párhuzamos ismétlést végezni. A talajok térbeli változékonysága a talajból kibocsátott CO₂ mennyiségében is megmutatkozik, hiszen a talajlégzést számos olyan talajtulajdonság és egyéb tényező befolyásolja, melyek szintén nagy variabilitást mutatnak. A legújabb fejlesztések eredményeként a dinamikus kamrás módszerrel több, akár 8 párhuzamos mérésre is lehetőség nyílik. Pete és munkatársai (2008) szerint azonban egy átlagos nagyságú mezőgazdasági kísérleti területen 20 ismétlésben kellene mérni ahhoz, hogy az eredményeink 5%-os hibahatáron belül mozogjanak. Ezzel szemben a terepi mérések során elfogadottak az 5, esetleg 3 ismétlésben történő mérések.

2.6 A talajlégzés befolyásoló környezeti tényezők

Az úgynevezett talajlégzés a gyökerek és talajlakó szervezetek CO₂ kibocsátásából, valamint a talajban található szerves vegyületek kémiai oxidációjából és az így felszabaduló CO₂-ből tevődik össze. A talajlégzést számos biotikus és abiotikus tényező együttesen befolyásolja.

A legjelentősebb ezek közül a tényezők közül a talaj hőmérséklete és nedvességtartalma (Szili-Kovács, 2004). Számos kutatás támasztja alá, hogy a talaj hőmérsékletének növekedésével a talajlégzés intenzitása nő (Boone, 1998, Lloyd & Taylor, 1994, Raich, 1992, Subke & Bahn, 2010.). A talaj nedvességtartalma és a talaj CO₂ kibocsátása közötti összefüggések vizsgálata alapján elmondható, hogy a talajnedvesség növekedésével párhuzamosan egy bizonyos szintig a talaj CO₂ kibocsátása is növekszik, de a túl magas nedvességtartalom – ugyanúgy, mint a túl alacsony is – a CO₂ kibocsátás csökkenéséhez vezet (Tang, et al, 2006, Geng & Luo, 2011). A nedvességtartalom növekedésével, a telítettségi nedvességtartalom közelében egyre inkább az anaerob lebontó folyamatok veszik át az aerob lebontó folyamatok helyét, így az ilyen területeken a CO₂ emisszió helyett a CH₄ kibocsátás veszi át a szerepet.

A talaj hőmérsékletén és nedvességtartalmán túl a talaj CO₂ kibocsátására hatással vannak egyéb talajfizikai tulajdonságok is, mint például a szemcseösszetétel és a szerkezet. A talaj szerkezete közvetlen hatással van a talaj víz-és hőgazdálkodási tulajdonságaira, ezáltal pedig a talaj CO₂ kibocsátását is befolyásolja. A talaj szerkezete alapvetően meghatározza a talajban a talaj –víz – levegő arányát, a levegőzöttség pedig az aerob lebontás mértékét. Kutatási eredmények bizonyítják, hogy mindezekon túl a talaj szerkezete a talajban lévő mikrobiális közösség eloszlását is befolyásolja, meghatározva ezzel a mikrobiális lebontás intenzitását (Ruamps et al., 2011), mint a talajlégzés egyik komponensét. Ezekből látható, hogy a talajszerkezet ha közvetlenül nem is, de közvetve annál inkább hatással van a talaj CO₂ kibocsátásának mértékére.

A talaj CO₂ kibocsátásának mértékét a talajfizikai tulajdonságok mellett befolyásolják a talajkémiai és talajmikrobiológiai jellemzők. A talajkémiai tulajdonságok közül a talaj szervesanyag tartalma a CO₂ emissziót leginkább meghatározó tényező (Szili-Kovács et al, 2009b). A talaj pH értéke, a mikroorganizmusok számára hozzáférhető szerves anyag mennyisége, a növények gyökérsűrűsége és aktivitása, a talajban élő mikroorganizmusok közösségének összetétele mind a talajlégzést befolyásoló faktorok (Raich, 2000).

Mivel a gyökérlégzést és mikrobiális aktivitást befolyásoló folyamatok igen komplexek, továbbá talaj-és helyspecifikusak (Birkás, 2009), a mérések időpontja (az, hogy közvetlenül a talajbolygatás után, vagy jóval később történik a mérés) és körülményei (növényi borítottság megléte vagy hiánya, a talaj hőmérséklete és nedvességtartalma, továbbá mindezen tényezők időbeni változása) jelentősen befolyásolják a mérési eredményeket.

3. Anyag és Módszer

A talaj CO₂ kibocsátására irányuló vizsgálataimat terepen és laboratóriumi körülmények között végeztem. A terepi méréseket a Szent István Egyetem Hatvan melletti józsefmajori tangazdaságában illetve egy Váci barackültetvényben folytattam, a laboratóriumi kísérletekhez ezekről a mintaterületekről származó talajokat használtam.

A terepi és laboratóriumi emisszió méréseket, valamint a kiegészítő méréseket úgy terveztem meg és állítottam be, hogy lehetővé tegyem az eltérő kezelések (különböző mértékű talajbolygatások) hatásának vizsgálatát a talaj CO₂ kibocsátására. A Hatvan melletti józsefmajori tangazdaságban egy talajművelési kísérlet 3 különböző kezelésében állítottam be a kísérletemet, a Váci barackültetvényben pedig két különböző módon művelt sorban. A laboratóriumi kísérleteknél ennek megfelelően 5 (3 józsefmajori, 2 váci) kezelés hatását vizsgáltam.

A laboratóriumi vizsgálatokat 2008 és 2010 között, a terepi méréseket 2009-ben és 2010-ben a vegetációs periódusban végeztem. A talaj CO₂ kibocsátását mind a terepi, mind a laboratóriumi méréseknél a vizsgálat során vett levegőminták gázkromatográfus elemzésével határoztam meg. A laboratóriumi mérések során a talaj felső 10 cm-éből vett bolygatatlan mintákat használtam. A laboratóriumi emisszió méréseknél 5 (esetenként 7), a terepi méréseknél 3 ismétlést végeztem.

A laboratóriumi mérések célja egy olyan mérési módszer kidolgozása volt, mely segítségével bolygatatlan, nagy térfogatú ($V=800\text{cm}^3$) mintákból tudjuk a talaj CO₂ kibocsátását mérni. Mivel munkám során módszertani fejlesztést végeztem, a laboratóriumi kísérletek módszertana nem egyezett meg az összes kísérlet beállításánál. Az egyes kísérletek eredményeinek kiértékelése után módszertani változtatásokat hajtottam végre annak érdekében, hogy a módszertan végül könnyen reprodukálható és kellően megalapozott legyen. A különböző kísérlet beállításokban meglévő módszertani különbségeket jelen fejezetben a mérési módszertan részletes bemutatásánál ismertetem.

Kísérleteim során elsődleges célom a talaj CO₂ kibocsátásának vizsgálata volt a különböző mértékű bolygatás függvényében, figyelembe véve a talaj szerkezetét és nedvességtartalmát.

A terepi mérések elsődleges célja a laboratóriumban mért eredmények alátámasztása volt. Tekintettel arra, hogy a laboratóriumi mérések során egy újonnan kidolgozott módszert alkalmaztam, szükségesnek éreztem, hogy a kezelések CO₂ emisszióra kifejtett hatását terepi körülmények között is megvizsgáljam, hogy az eredmények összevethetőek legyenek. A laboratóriumi módszer fejlesztése azért vált szükségessé, mert a terepi mérések nagyon idő- és

költségigényesek, általában csak kevés adat (rövid mérési időtartam, kevés ismétlés) begyűjtésére van lehetőség, emellett számos esetben (pl. belvíz, kedvezőtlen időjárási körülmények, mezőgazdasági munkálatok időszaka) a terepi mérések nem kivitelezhetőek. A másik fontos szempont az volt, hogy terepen nem biztosíthatóak a kísérlet kimenetelét alapvetően meghatározó tulajdonságok (talajhőmérséklet, léghőmérséklet, talajnedvesség-tartalom) időbeni és térbeli állandósága.

3.1 Mintaterületek bemutatása

3.1.1 Józsefmajori talajművelési kísérlet bemutatása

A Hatvan körzetében található Szent István Egyetem Józsefmajori Kísérleti és Tangazdaság területén 2002-ben állítottak be talajművelési tartamkísérletet. A kísérlet területe 2004 óta 4,68 ha, az ezt megelőző két évben 12,48 ha volt. A kísérleti terület sík, az uralkodó szélirány ÉNY-i. A területen a csapadék sokévi átlaga 580 mm, melyből 323 mm a vegetációs időszakban esik. A kísérlet négyismétléses, sávos véletlen elrendezésű, a parcellaméret $13 \times 75 \text{ m} = 975 \text{ m}^2$.

A talaj mészlepedékes csernozjom /Calcic Chernozem/ (WRB, 2006), fizikai félesége vályog (Birkás & Gyuricza, 2004).

A kísérlet talaja kissé savanyú, a pH érték (KCl) 5,33, az Arany féle kötöttségi szám 47. A kezelésektől függően a talaj humusztartalma a 0-10 cm-es rétegben 2,94-4,16%, a szerves széntartalom 1,94-2,03% között változik. A kísérleti területen ásott talajszelvényt a 2. ábra szemlélteti.

A talajművelési kísérletben az alábbi hat művelési módot alkalmazzák: direktvetés, sekély lazítás kultivátorral (12-16cm), lazítás kultivátorral (16-20cm), lazítás tárcsával (16-20cm), szántás (26-30cm), mélylazítással egybekötött tárcsázás (40-45cm).

Vizsgálataim során három talajművelési mód hatását vizsgáltam a talaj CO₂ emissziójára. A vizsgálandó művelési módok kiválasztásánál a legfontosabb szempont az volt, hogy a kiválasztott kezelések a lehető legjobban szemléltessék a különböző mértékű talajbolygatást. Ezek alapján kiválasztottam a direktvetést („DV”), mint bolygatás nélküli művelést, a szántást („SZ”), mint leghagyományosabb, közép mély művelést és a mélylazítással egybekötött tárcsázást („T+L”), mely a talaj legintenzívebb bolygatását eredményezi az alkalmazott művelési módok közül.



2. ábra: Józsefmajori talajszelvény (Fotó:László Péter)

3.1.2 Váci barackültetvény bemutatása

A Vác mellett található barackültetvényt 1992-ben telepítették. Az ültetvényben a sortávolság 6 m, a tőtávolság 4,5 m. A területen a csapadék sokévi átlaga 570 mm, ebből 330 mm a vegetációs időszakban hullik. Az évi középhőmérséklet 10,8 °C, az uralkodó szélirány északi. A talaj homokos vályogon kialakult Ramann-féle barna erdőtalaj /Mollic-Cambisol/ (WRB, 2006). A felső 20 cm-ben a homok, vályog és agyag frakció aránya 58, 23 és 19%. A talaj kémhatása közel semleges, a pH érték (KCl) 7,15, az Arany-féle kötöttségi szám 37. A felső 10 cm-ben a mésztartalom 7,7%. A humusztartalom 1,69 és 2,28%, a szerves C tartalom 0,98 és 1,32% között változik a sorok művelési módjától függően.

A barackültetvényt nem kísérleti céllal telepítették, benne gyepesített („Gy”) és 2-3 hetente tárcsázott („T”) sorok váltják egymást. A 3. ábrán látszik a gyepvel fedett és a nemrég tárcsázáson átesett két sor.

Ez a telepítési mód lehetőséget adott arra, hogy ugyanazon növénykultúrában egy közel két évtizede gyepesített, bolygatatlan és egy, a vegetációs periódusban 2-3 heti gyakorisággal bolygatott kezelés hatását tudjam megvizsgálni a talaj CO₂ emissziójára. A tárcsázott sorokban a művelés mélysége 12-15cm. A gyepvel borított sorokat gyakorlatilag nem bolygatják.



3. ábra: A váci barackültetvény két különbözően művelt sora (Fotó: Tóth Eszter)

3.2 Mérési módszerek bemutatása

3.2.1 Laboratóriumi mérések módszertana

A laboratóriumi CO₂ emisszió mérések mellett számos talajfizikai, talajkémiai és talajbiológiai paraméter került meghatározásra a talajlégzés alakulásának jobb kiértékelhetősége céljából.

3.2.1.1 Talajmintavétel

Bár a talajmintavétel terepen elvégzett munkafolyamat, a laboratóriumi emissziómérések alapját képezi, így ennek módszertanát is a laboratóriumi módszerek között ismertetem. A talajmintavétel minden laboratóriumi mérés esetében azonos módszer szerint történt, eltérés csak a megvett minták számában volt.

A kísérlethez a talaj felső 10 cm-éből származó, kb. 800 cm³ térfogatú, bolygatatlan szerkezetű mintákat használtam, mivel a mikrobiológiai aktivitás és ezzel párhuzamosan a talajlégzés a feltalajban a legintenzívebb (Agbeko & Kita, 2007).

Az aktuálisan vizsgálandó kezelésekből bolygatatlan mintákat szedtem, oly módon, hogy 20 cm magas és 10,5 cm belső átmérőjű PVC csöveket nyomkodtam be óvatosan a talajba 10 cm mélyen, véletlen elrendezésben. A csövek körbeásása után, a lehető legkisebb bolygatással vettem ki azokat a talajból a bennük lévő 10 cm magas talajmintával együtt. A mintákat még a

terepen alulról a PVC csövekkel kompatibilis kupakkal zártam le. A laboratóriumi módszerfejlesztés első szakaszához, a bolygatott szerkezetű minták létrehozásához szükséges talajt is ezzel a módszerrel szedtem meg azért, hogy a talaj felső 10 cm-éből egyenletes arányban kerüljön talaj a bolygatott szerkezetű mintákba. Ezeket a mintákat nem zártam le alulról a terepen, hiszen a PVC csöbe megszedett talajt a későbbiekben, a laboratóriumban kivettem, hogy a bolygatott mintákat el tudjam készíteni.

3.2.1.2 CO₂ emisszió mérés

A laboratóriumi CO₂ emisszió méréseket klímaszobában kontrollált körülmények között végeztem el. A klímaszoba hőmérsékletét 20 °C-ra állítottam be. Az emisszió mérések során a PVC csöveket az inkubáció kezdetekor felülről is lezártam. A módszertani fejlesztés első szakaszában célom volt az optimális inkubációs idő meghatározása is, így annál a kísérletnél az inkubáció megkezdése után több időpontban is vettem levegőmintát (az első szakasz módszertanánál leírt módon). A további kísérleteknél az első szakaszban megállapított optimális fél órás inkubációs időt alkalmaztam.

A levegőmintákat gáztömör fecskendővel (Supelco) vettem és vákuumozott fiolákba (Exetainer tube, Labco Ltd, UK) tettem át. A PVC hengeren belüli CO₂-koncentráció változás linearitását, mely a telítetlen állapotot igazolja, kontrollmérésekkel ellenőriztem. A minták CO₂ tartalmát laboratóriumban gázkromatográfval (FISONS 8000) határoztam meg.

A talaj szén-dioxid kibocsátását az inkubálás során vett levegőmintákból számolt CO₂ koncentrációban bekövetkezett változás alapján számoltam ki az alábbi képlet alapján (Widen&Lindroth, 2003):

$$F = \frac{1}{A} \frac{pV}{RT} \frac{\Delta C}{\Delta t} M$$

ahol: F: CO₂ fluxus (g m⁻² nap⁻¹)

A: a PVC henger alapterülete (m²)

V: a henger térfogata a talajoszlop felett (m³)

p: légnyomás (10132.500 N m⁻²)

R: gázállandó (8.314 J mol⁻¹ K⁻¹)

T: léghőmérséklet (K)

ΔC: a levegő CO₂ koncentrációjának változása az inkubációs idő alatt (mol mol⁻¹)

Δt :a mérés időtartama (nap)

M: a CO₂ moláris tömege (44.01 g mol⁻¹)

3.2.1.3 Talajfizikai tulajdonságok meghatározása

A kísérletek során minden mérési időpontban lemértem a PVC csövek tömegét (a bennük lévő talajjal és a rajtuk lévő kupakkal együtt) az aktuális talajnedvesség-tartalom meghatározása céljából. A kísérletek után minden PVC cső, illetve a rajtuk lévő alsó és felső kupak tömegét lemértem és minden mintának minden mérési időpontra meghatároztam a térfogattömegét (Buzás, 1993) - a talajüledés figyelembe vételével - és a térfogatszázalékos nedvességtartalmát szárítószekrényben történő 105 °C-os szárítás után (Buzás, 1993). A módszertani fejlesztés harmadik szakaszában beállított kísérlethez kezelésként 3-3db 100cm³-es bolygatatlan mintát szedtem. Ezekből a talaj térfogattömege és a -1, -2,5, -10, -32, -100, -200, és a -500, -2500, -15850 hPa-nedvességpotenciálnak megfelelő talajnedvesség-értékek (Várallyay, 1973) kerültek meghatározásra.

3.2.1.4 Talajkémiai tulajdonságok meghatározása

A terepen vett bolygatott szerkezetű talajmintákból a legfontosabb makrotápelemek (N, P, K) kerültek meghatározásra (Gerei, 1970). Ezen kívül a talaj pH értéke, a humusztartalma (Buzás, 1988) és vízdoldható szerves szén és vízdoldható nitrogéntartalma (WEOC, WEN) került meghatározásra. Bár a vízdoldható szén-és nitrogén a talaj szerves anyagának csupán elenyésző hányadát teszi ki, mégis számos talajfolyamatban meghatározó a szerepe és ez által jelentősen befolyásolja a talaj biológiai aktivitását (Chantigny, 2003).

A mikrobiális biomasza szén -és nitrogéntartalom kloroform fumigációs extrakciós eljárással került meghatározásra (Vance et al, 1987) a talajból kivont oldat szerves - C és - N mennyiségének mérésével. A méréshez TOC/TN automata analizátort (Apollo 9000, Teledyne Tekmar, Mason, Ohio, USA) használtunk. A mikrobiális biomasza az egyik legfontosabb szerves anyag frakció a talajban, mely rendkívül gyorsan reagál a talaj fizikai és kémiai állapotában bekövetkező változásokra (Szili-Kovács & Tóth, 2006).

3.2.1.5 Talajbiológiai tulajdonságok meghatározása

A terepen vett bolygatott szerkezetű mintákból gázkromatográfval került meghatározásra a talajrespiráció és a szubsztrát indukált respiráció (SIR) a CO₂-képződés alapján (Szili-Kovács & Török, 2005).

3.2.2 Laboratóriumi CO₂ emisszió mérés módszertani fejlesztésének szakaszai

A laboratóriumi emisszió mérések során módszertani fejlesztést hajtottam végre, melynek eredményeként egy olyan mérési módszer került kidolgozásra, amely segítségével a talaj CO₂ kibocsátása és a talaj térfogatszázalékos nedvességtartalma, szerkezete és pH értékei közötti összefüggések tanulmányozhatók. A kísérlet beállítások során a már kiértékelt kísérletek eredményeit figyelembe véve módosítottam a módszertanon. Dolgozatomban a módszertan kidolgozásának három fő szakaszát, ezen szakaszok módszertanát és eredményeit mutatom be. Az egyes fázisokban elvégzett kísérletek összehasonlító elemzését a 3. táblázat szemlélteti.

3. táblázat: A laboratóriumban elvégzett kísérletek hosszának és a talaj CO₂ kibocsátásának kiszámolásához vett levegőminták számának összehasonlítása

Kísérleti terület	Józsefmajor			Vác	
	SZ	DV	T+L	Gy	T
1. szakasz	A bolygatatlan szerkezetű minták használatának igazolása és az optimális inkubációs idő megállapítása				
kísérlet hossza		3 hét		3 hét	
mintavételi napok száma		5		5	
levegőmintavétel száma		195		195	
2. szakasz	A bolygatatlan minták azonos mennyiségű vízzel történő esőztetése				
kísérlet hossza	11 hét	11 hét	11 hét		
mintavételi napok száma	13	13	13		
levegőmintavétel száma	728	728	728		
3. szakasz	A bolygatatlan minták meghatározott pH szintre történő beállítása				
kísérlet hossza	17 + 8 hét	17 + 8 hét	17 + 8 hét	17 hét	17 hét
mintavételi napok száma	12 + 8	12 + 8	12 + 8	12	12
levegőmintavétel száma	480 + 320	480 + 320	480 + 320	480	480
Összesen levegőmintavétel és gázkromatográfus elemzés	1528	1723	1528	675	480

3.2.2.1 Első szakasz – A bolygatatlan szerkezetű minták használatának igazolása és az optimális inkubációs idő megállapítása

A talaj CO₂ kibocsátásának laboratóriumi meghatározását leggyakrabban szerkezet nélküli, bolygatott talajmintákon végzik (Serrano-Silva, et al, 2011, Cross & Grace, 2010). Az aggregátumok összetörésével, a talajszerkezet megsemmisítésével egyidőben azonban a mérésekből kiiktatják a talaj szerkezetének és pórusméret eloszlásának hatását a talajok szilárd-, folyékony- és légnemű fázisainak arányára, illetve ezek erős befolyását a talaj biológiai folyamataira és a CO₂ emisszióra. A szakirodalmat áttanulmányozva ritkán találkozunk a talaj CO₂ kibocsátását bolygatatlan talajoszlopokon, ellenőrzött körülmények között végzett kísérletekkel (Priemé & Christensen, 2001, Obrist et al, 2010, Ruser et al, 2006, Szili-Kovács et al, 2009a). A bolygatatlan talajoszlopokat használó kutatások azonban igazolják a bolygatatlan szerkezet fontosságát. Ruamps és munkatársai (2011) a kutatásaik során foszfo-lipid zsírsavanalízissel bizonyították, hogy a különböző méretű pórusoknál a talajok mikrobiális közösségének a szerkezete, és ezzel párhuzamosan a mikrobiális aktivitás is szignifikánsan megváltozik. Bolygatott minták használata esetén tehát elveszítjük a talaj szerkezeti állapotából eredő információkat és erősen beszűkítjük annak a lehetőségét, hogy a mérési eredményeket a talaj hidrológiai tulajdonságainak függvényében értékelhessük.

Kutatásom első szakaszaként azt szerettem volna bizonyítani, hogy ugyanazon kezelésből származó, azonos térfogatú bolygatott és bolygatatlan szerkezetű talajmintákból mért CO₂ emisszió értékek szignifikánsan különböznek egymástól. Ehhez mind a két vizsgálati területemről a legkevésbé bolygatott kezelésből, tehát a józsefmajori direktvetésből (DV) és a váci barackültetvény gyepesített sorából (Gy) származó mintákat használtam. Másik célom az volt, hogy meghatározzam azt az optimális inkubációs időt, mellyel a laboratóriumi mérések során a továbbiakban dolgozni tudok. Erre mérés technikai szempontból volt szükség. Egyrészt a levegőminta szén-dioxid koncentrációjának a gázkromatográfus mérés szempontjából optimális intervallumba kellett esnie (már kimutatható koncentráció). Másrészt biztosítani kellett azt, hogy a mérési időpontokban még ne jöjjön létre a talajlégzést befolyásoló CO₂ telítettség a talajminta feletti lezárt légtérben.

A kísérlet beállítása

A minták laboratóriumba történő szállítása után elkészítettem a bolygatott mintákat. Ehhez a kupakkal le nem zárt PVC csövekből kivettem a talajt (elkülönítve a két kezelést), majd kezelésként 5-5 PVC csőben 10 cm magas talajoszlopot hoztam létre. Minden bolygatatlan mintánál lemértem a talajoszlop magasságát, hogy a felette lévő légréteg térfogata kiszámolható legyen. A laboratóriumi inkubációt a terepen megszedett (a váci „GY” és a józsefmajori „SZ” kezelésből származó) bolygatatlan szerkezetű, valamint a laborban létrehozott bolygatott szerkezetű talajoszlopon végeztem el 5-5 ismétlésben. Célom elsősorban a bolygatatlan szerkezetű minták emissziójának vizsgálata volt. Emellett várható volt, hogy a bolygatott, szerkezet nélküli talajokból meghatározott tulajdonságok kisebb szórást fognak mutatni.

3.2.2.2 Második szakasz – A bolygatatlan minták azonos mennyiségű vízzel történő esőztetése

A mérési módszer tesztelésének második lépcsőjeként a józsefmajori kísérletből származó mintákat használtam. A 3.2.1.1 fejezetben leírt módon a PVC csövekbe a három kiválasztott kezelésből (DV, SZ, T+L) kezelésként 28, összesen 84 bolygatatlan talajmintát vettem. A bolygatott szerkezetű mintákból a 3.2.1.4 fejezetben ismertetett módon szerves C %, humusz %, WEOC, WEN, NH₄-N, NH₃-N, Össz-N, K₂O és P₂O₅ került meghatározásra.

A kísérlet beállítása

Az emisszió-mérések előtt a már kialakított gyakorlatnak megfelelően megmértem a talajminták felső peremtől lévő távolságát, tömegét, hogy a minta feletti légréteg térfogata, illetve a minták térfogattömege és térfogatszázalékos nedvességtartalma a talajüledék függvényében is kiszámolható legyen.

A kezelésként 28 talajmintán a belocsolás előtt egy mérési alkalommal végeztem emisszió mérést, abból a célból, hogy az eredeti talajnedvesség állapotnál vizsgáljam a kezelések közötti esetleges CO₂ kibocsátás különbséget. Az első mérési nap után a bolygatatlan talajmintákhoz kezelésként 7 ismétlésben 0, 50, 100 és 150 ml desztillált vizet adtam. Ezek a mennyiségek 0, 6.4, 12.8 és 19.1 mm csapadékmennyiségnek felelnek meg. A kísérlet beállításánál azért választottam ezt a módszert az eltérő talajnedvesség-állapot kialakításához, mivel a bolygatatlan szerkezet miatt a minták nedvességtartalmát nem lehetett

meghatározni a kísérlet kezdetén. Emellett nem egy-egy abszolút talajnedvesség tartalom értéken történő emisszió mérésre, hanem sokkal inkább a talajnedvesség tartalom és a talajlégzés közötti összefüggések meghatározására törekedtem. A kísérlet bontása után a 3.2.1.3 fejezetben ismertetett módon minden minta kezdeti nedvességtartalmát és térfogattömegét meghatároztam. A 13 hétig tartó kísérlet során a minták CO₂ kibocsátását heti gyakorisággal mértem a 3.2.1.2 fejezetben leírt módon. A kísérlet beállítása után két hónappal ismét 0, 50, 100 és 150 ml desztillált vizet adtam a mintákhoz, a párolgási veszteség pótlása céljából. Ezt követően még 4 héten át végeztem méréseket.

3.2.2.3 Harmadik szakasz – A bolygatatlan minták meghatározott vízpotenciál értékre történő beállítása

A mérési módszer tesztelésének második lépcsőjének az eredményeit látva a kísérlet beállításának módszertanát tovább fejlesztettem. Az eredmények bemutatásánál részletezem a második lépcsőben használt kísérlet beállítás hibáit és buktatóit. Ezeknek a kiküszöbölése céljából dolgoztam ki a harmadik lépcsőben bemutatott módszertant, melynek lényege az, hogy a mért emisszió értékeket a talaj vízpotenciáljának függvényében próbáltam értelmezni. A szakirodalomban fellelhető tanulmányok szinte kivétel nélkül csak a talaj nedvességtartalmának és hőmérsékletének függvényében tanulmányozzák, vizsgálják a talaj szén-dioxid emisszióját. Ezáltal azonban igen nehéz összevetni az eltérő talajokra meghatározott emisszió-értékeket, hiszen azonos talaj-nedvességtartalom különböző textúrájú és szerkezetű talajokban merőben eltérő vízpotenciál-értéknek felel meg. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy a víz megkötési formája eltérő lehet, és a mikrobiológiai közösségnek biztosított feltételek is eltérnek. A kísérleteim harmadik szakaszának megfelelő módszertani beállítást a józsefmajori és a váci kísérlet talajaira egyaránt elvégeztem.

A kísérlet beállítása

A 3.2.1.1 fejezetben leírt módon a váci („GY” és „T”) és a józsefmajori (SZ, DV, T+L) kezelésekből egyaránt 23-23 mintát szedtem. A váci kezelésekből származó mintákkal beállított kísérletet tavasszal kezdtem, a józsefmajori kezelésekből tavasszal és ősszel egyaránt beállítottam egy-egy kísérletet (tavasszal és ősszel megszedett mintákkal).

A különböző talajkémiai és talajbiológiai tulajdonságok bolygatott szerkezetű talajmintákból kerültek meghatározásra a 3.2.1.3 és a 3.2.1.4 fejezetben ismertetett módon.

A bolygatatlan mintákon végzett emisszió vizsgálatok a korábbi mérésekhez hasonlóan klímaszobában történetek, állandó hőmérséklet (20 °C) és állandó páratartalom (35 %) mellett. A mintákat (kezelésként 20-at) felülről desztillált vízzel locsoltam be, de most nem az volt a célom, hogy ugyanannyi mennyiségű vizet adjak az egyes mintákhoz, hanem az, hogy a hengereken belül 4 különböző vízpotenciál értéket hozzak létre. Célom tehát 4 különböző vízpotenciál érték beállítása volt kezelésként 5 ismétlésben. A mintákhoz adandó víz mennyiségét a kezdeti talajnedvességtartalom és a talaj vízvisszatartó függvénye alapján határoztam meg. E célból a talaj térfogattömegét és nedvességtartalmát kezelésként három-három nagy méretű bolygatatlan mintából még a kísérlet indítása előtt meghatároztam. Ehhez a szárítószekrényes eljárást alkalmaztam; a mintákat 105 °C-on tömegállandóságig szárítottam. A négy beállítandó vízpotenciálhoz (-200, -500, -1585, -2510 cm) tartozó talajnedvesség tartalmakat a kis – 100 cm³-es – bolygatatlan minták vízvisszatartó görbéi alapján állapítottam meg.

A PVC csőben lévő talajoszlopok tömegétől függően különböző mennyiségű vizet adtam minden egyes mintához, hogy a kívánt vízpotenciál állapotot létrehozzam. A mérés jellegéből adódóan (a bolygatatlan szerkezetet a kísérlet végéig biztosítani kellett) az egyes minták kezdeti talajnedvesség-tartalmát és térfogattömegét a kísérlet elején csak becsülni tudtam. Ezeket az értékeket minden egyes talajoszlop esetében a kísérlet befejezése után meghatároztam és a minták pF értékeit korrigáltam a valós adatok alapján.

A fenti kísérleti beállítás lehetővé tette a talaj nedvességtartalma, nedvességpotenciálja és a talaj CO₂ kibocsátása közötti összefüggések vizsgálatát.

3.2.3 Terepi mérések

A józsefmajori és a váci kísérletben egyaránt végeztem terepi talaj emissziós méréseket. A méréseket a vegetációs időszakban folytattam, 2009-ben májustól augusztusig heti gyakorisággal, összesen 12 alkalommal, 2010-ben áprilistól októberig, összesen 7 alkalommal. A józsefmajori talajművelési kísérletben a már említett három kezelésben (SZ, DV, T+L), a váci ültetvényben a két különbözően művelt sorban (GY, T) végeztem a méréseket.

3.2.3.1 Szén-dioxid emisszió mérések

A talaj CO₂ kibocsátásának méréséhez egyedileg készített sötét kamrákat használtam (4. ábra). A kamrákat a parcellákon véletlen elrendezésben helyeztem el. A kamra alját jelentő kiélesített acélkeretet (40 cm x 50 cm x 12 cm) maximum 10 cm mélyen lehet a talajba leverni. A keret tetején körben 2 cm magasan egy mélyedés fut végig, melyet, ha vízzel töltünk meg, elkerülhető a kamrán belüli és a kamrán kívüli levegő cseréje. A kamra alumíniumlapokból készített teteje (40 cm x 50 cm x 15 cm) beilleszthető a talajba lehelyezett keret mélyedésébe.

A mérések során a keretet 7 cm mélyen helyeztem le a talajba, így a kamra alatt 20 cm magas légteret zártam el. A kamra alatt található levegőből a kamra tetején fűrt, szeptummal lezárt lyukon keresztül lehet levegőmintát venni. A levegőmintavétel, a levegőminták gázkromatográfus elemzése és a talaj CO₂ kibocsátásának kiszámolása hasonlóan történt, mint a laboratóriumi kísérletek során (3.2.1.2 fejezet). Az inkubációs idő 0,5 óra volt. A kamrán belüli CO₂-koncentráció változás linearitását, mely a telítetlen állapotot igazolja, kontrollmérésekkel ellenőriztem.



4. ábra : A talajlégzés méréséhez használt egyedi készítésű sötét kamra
1. tetején a szeptummal lezárt lyukkal, 2. tetején a levegőminták tárolására alkalmas
vákuumozott fiolákkal (Fotó: Tóth Eszter)

3.2.3.2 A szén-dioxid emisszió méréseket kiegészítő terepi mérések és mintavételezések

Az emisszió mérésekkel párhuzamosan hordozható talajhőmérővel (DTM light) *in situ* mértem a talaj hőmérsékletét minden kezelésben, minden mérési időpontban. A mérési napokon minden kezelésben 3 ismétlésben bolygatatlan mintát vettem a 0-5 és az 5-10 cm-es

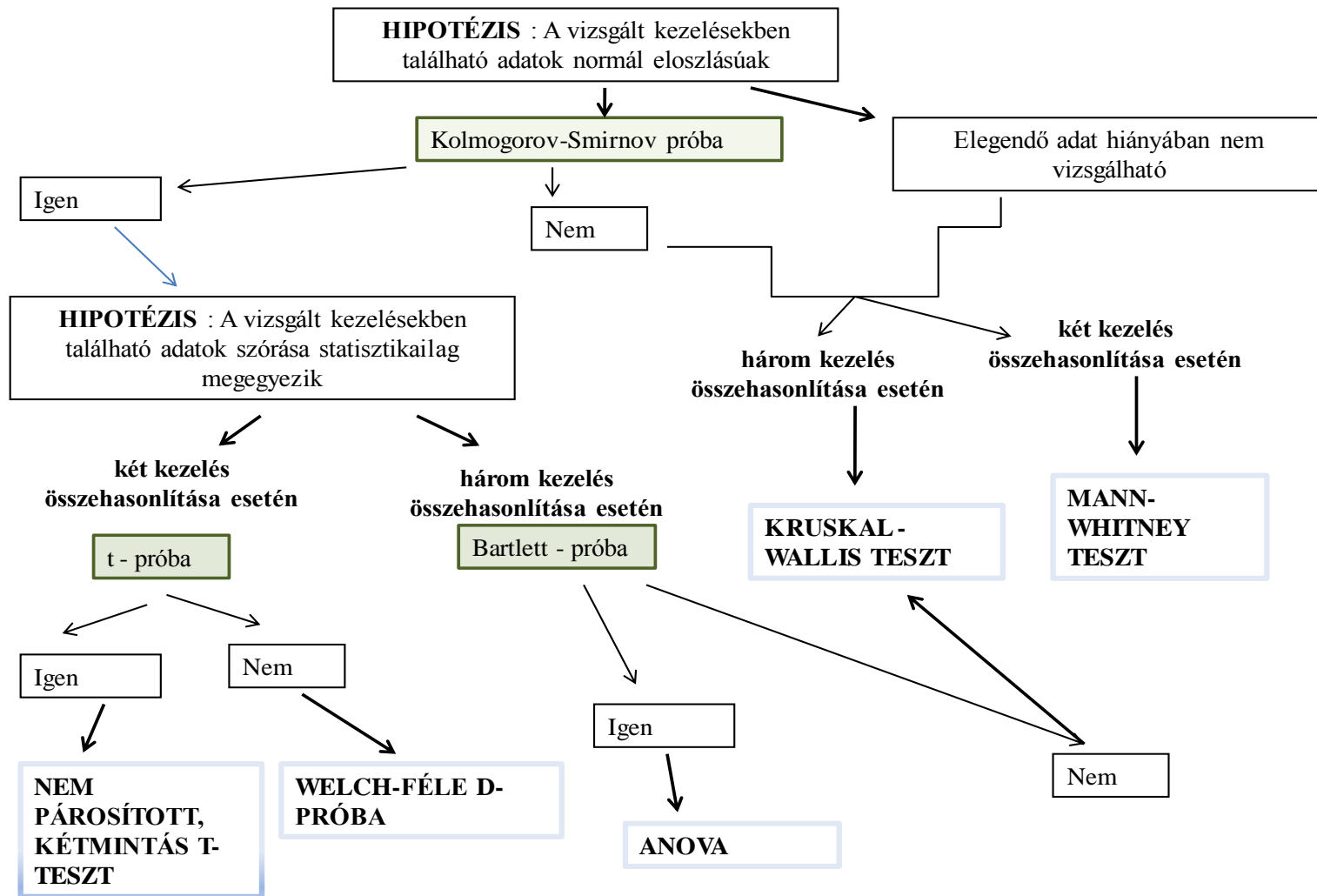
rétegből, melyből laboratóriumban a talaj térfogatszázalékos nedvességtartalma és a térfogattömege került meghatározásra (3.2.1.3 fejezet). A felső 10 cm-ből bolygatott mintát vettem, melyből különböző talajkémiai ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$, Össz-N, K_2O és P_2O_5 , pH, a humusz %, WEOC, WEN) és talajbiológiai paraméterek kerültek meghatározásra (SIR, mikrobiális biomassza C és N tartalom) kerültek meghatározásra 3.2.1.4 és 3.2.1.5 fejezetekben leírt módon.

3.3 Az értékeléshez használt statisztikai módszerek bemutatása

A vizsgált kezelések statisztikai értékelésének menetét az 5. ábrán bemutatott séma mentén végeztem el. Ahol megvolt a megfelelő mintaszám (min. 5) a normál eloszlás vizsgálatához, ott ezt megtettem, és az alkalmazott statisztikai módszert a normál eloszlás megléte alapján választottam ki. Mivel azonban ez a mintaszám a gyakorlatban nem feltétlenül elegendő a normalitás igazolásához (Szűcs, 2002), a normalitást feltételező vizsgálatokat lehetőség szerint kiegészítettem olyanokkal is, melyeknek nem kötötték ki feltételnek a normális eloszlás meglétét. A kapott eredmények a különbségek szignifikáns vagy nem szignifikáns voltát illetően nem különböztek.

A józsefmajori mintaterületeknél normál eloszlású adatok esetén attól függően, hogy az adatok szórása megegyezett, vagy szignifikánsan is különbözött egymástól (Bartlett próba) a 3 kezelés összehasonlítására egytényezős varianciaanalízist (ANOVA) vagy Kruskal-Wallis próbát alkalmaztam. A váci ültetvény két kezelésének adatainak statisztikai elemzéséhez normál eloszlású adatok esetén attól függően, hogy az emisszió értékeinek szórásai azonosak, vagy különbözőek voltak (t-próba) nem párosított kétmintás t-próbát, illetve Welch-féle d-próbát végeztem. Azokon a mérési napokon, ahol nem volt elegendő adat a normál eloszlás vizsgálatához, ott az adatokat nem normál eloszlásúnak tekintettem, annak ellenére, hogy az adatok normál eloszlást mutattak minden olyan esetben, ahol a normalitásvizsgálatot el lehetett végezni. Így szigorúbb feltételek szerint végeztem el a statisztikai elemzést, amihez két kezelés összehasonlításánál a Mann-Whitney próbát, három kezelés összehasonlításánál pedig a Kruskal-Wallis próbát alkalmaztam. A fent említett statisztikai próbákat a GraphPad InStat programmal (Graphpad InStat, version 3.10) végeztem el.

A vizsgált paraméterek közötti összefüggések kimutatása céljából regresszió analízist végeztem. A korrelációs együttható (r) szignifikancia szintjének megállapítására t-próbát alkalmaztam.



5. ábra: Az eredmények értékeléséhez felhasznált statisztikai módszerek

4. Eredmények

4.1 Laboratóriumi mérések

A laboratóriumban végzett CO₂ emisszió mérésre irányuló kísérleteim eredményeit az „Anyag és módszer” fejezetben ismertetett módszerfejlesztési szakaszoknak megfelelően ismertetem.

4.1.1 Első szakasz – A bolygatatlan minták jelentőségének igazolása és az optimális inkubációs idő meghatározása

4.1.1.1 A talajszerkezet és az szén-dioxid emisszió kapcsolata

A váci barackültetvényből származó bolygatott és bolygatatlan szerkezetű mintákon végzett emisszió mérések adatainak értékelése során különbséget tapasztaltam az eredeti és a bolygatott szerkezetű minták CO₂ kibocsátásában.

Az első mérési napon a fél óra hosszú inkubáció után a bolygatott mintákból mért emisszió csaknem kétszerese volt a bolygatatlan mintákból mért emisszióhoz: az előbbinél 21,1 kg m⁻² h⁻¹, az utóbbinál 35,8 kg m⁻² h⁻¹ értéket mértem. A 6. ábrán a bolygatatlan és bolygatott szerkezetű mintákból a fél és egy órás inkubációt követően mért CO₂ emisszió értékek és ezek naponkénti statisztikai összehasonlítása látható az öt mérési időpontban. A kis mintaszám nem tette lehetővé a normalitásvizsgálatot, ezért az adatok statisztikai elemzéséhez minden mérési nap adatainál a Mann-Whitney próbát alkalmaztam a bolygatott és bolygatatlan oszlopokra meghatározott talajlégzés értékek közötti különbségek kimutatására.

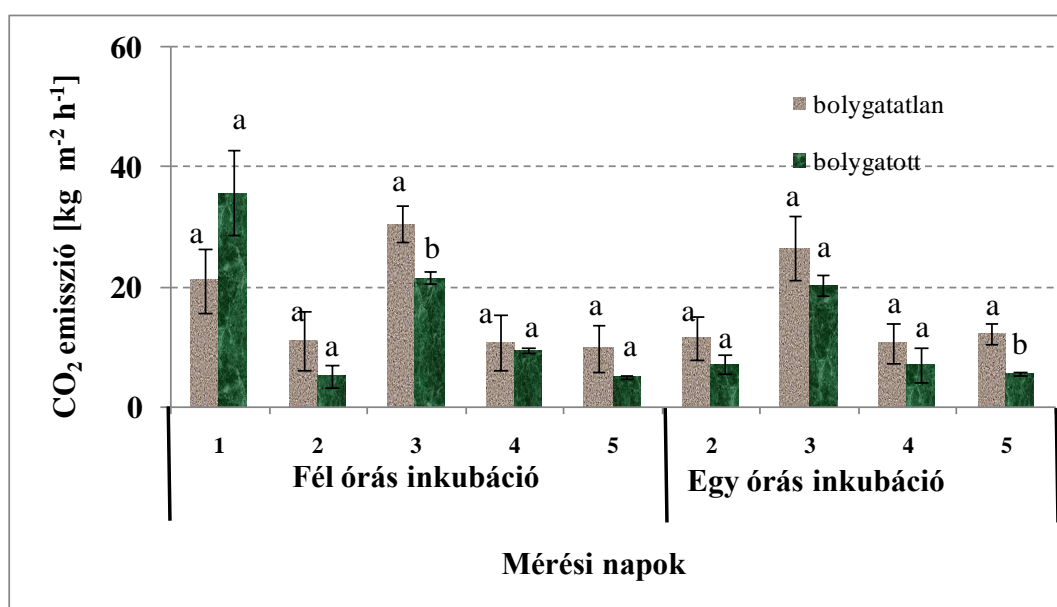
Az első mérési napon mért eredmények a nagy különbség ellenére sem bizonyultak statisztikailag szignifikánsnak a Mann-Whitney próba alapján.

Az első kísérleti napon mért eredményekkel teljesen ellentétes eredményeket kaptam a többi négy mérési időpontra, amikor a bolygatatlan szerkezetű minták emissziója minden esetben nagyobb volt, mint a bolygatott szerkezetűeké. Ezeken a mérési napokon a bolygatatlan minták CO₂ emissziója 1,5-2 x magasabb értékeket mutatott, mint a bolygatott

szerkezetű mintáké, bár statisztikai különbség mindössze a harmadik mérési napon volt kimutatható.

A teljes adatállományra elvégzett Mann-Whitney próba alapján a bolygatott és a bolygatatlan talajminták emissziója 10%-os szignifikancia szinten tért el szignifikánsan ($p=0,0816$).

Az egy órás inkubáció alatt mért emisszió értékek hasonló tendenciát mutattak a fél órás inkubációs idő során kapott eredményekkel: a bolygatatlan szerkezetű talajminták emissziója minden esetben – átlagosan 1,2x - magasabb volt, mint a bolygatott szerkezetűeké, szignifikáns különbséget az utolsó mérési napon tudtam kimutatni. Az egy órás inkubáció után mért teljes adatállományra elvégzett Mann-Whitney próba alapján a bolygatott és bolygatatlan szerkezetű minták emissziója 5%-os szignifikancia szinten is eltért egymástól ($p=0,0327$).



6. ábra: A Vácról származó bolygatott és bolygatatlan szerkezetű minták CO₂ kibocsátása fél és egy óra inkubációs idő után a kísérlet 5 mérési napján

Az azonos betűvel jelölt minták között nem volt szignifikáns különbség.

Az oszlopok 5-5 talajoszlopon elvégzett CO₂ emisszió mérés átlagát mutatják

A kísérlet első napján és a későbbi időpontokban kapott eredmények közötti látszólagos ellentmondás feltételezhetően a mintaelőkészítéssel magyarázható. A bolygatott szerkezetű minták talaja a laboratóriumba szállítás pillanatáig bolygatatlan szerkezetű volt, hiszen ezeket a mintákat ugyanúgy szedtem meg, mint a bolygatatlan szerkezetűeket. Ennél fogva a kísérlet beállítás során ezeknél a mintáknál a talaj nagyfokú bolygatása következett be. A talajok hengerekből való kiszedése, szétterítése, majd adott térfogatra való visszatömődése során

oxigén dús állapotba került a talaj, mely állapot az aerob mikrobáknak kedvez. Az első mérési időpont adatai ebből az oxigéndús állapotból eredő következményeket tükrözik.

Ez a jelenség ahhoz hasonlítható, mint amikor közvetlenül egy nagy bolygatással járó talajművelési eljárás (pl. szántás) után nagyságrendekkel nagyobb emisszió mérhető, mint a művelést követő második-harmadik napon vagy az azt követő hetekben – hónapokban. A különböző szabadföldi körülmények között végzett, talaj CO₂ kibocsátását vizsgáló kísérletek eredményei alapján megállapítható, hogy a talajművelésnek és az ezzel járó bolygatásnak a talajlégzésre gyakorolt hatásában rövid és hosszú távú hatást különböztethetünk meg (La Scala et al., 2006; Quincke et al., 2007 és Tóth et al., 2010). A talajszerkezet bolygatásának rövid távú hatásaként a talaj CO₂ kibocsátása nagyságrendekkel megnő, de ez a hirtelen megnövekedett CO₂ emisszió a talajművelést követő pár napon belül kiegyenlítődik. A bolygatás hosszú távon hat a talaj szerkezetére, nedvességtartalmára, és szerves anyag tartalmára. A kísérlet beállítás során a bolygatott mintákban az aerob lebontó baktériumok számára kedvező állapot alakult ki, a bolygatatlan mintákban azonban megmaradt az eredeti szerkezet, és a talajlégzésért felelős mikrobák nem jutottak extra oxigénhez. A második mérési naptól kezdve a bolygatatlan minták emissziója volt nagyobb, ami arra enged következtetni, hogy a bolygatás nélküli művelési módoknál a magasabb CO₂ emissziót nem csupán a direktvetés eredményeként létrejött magasabb szerves anyag tartalom és magasabb nedvességtartalom okozza, hanem a szerkezetnek közvetlen hatása van a talajlégzésre.

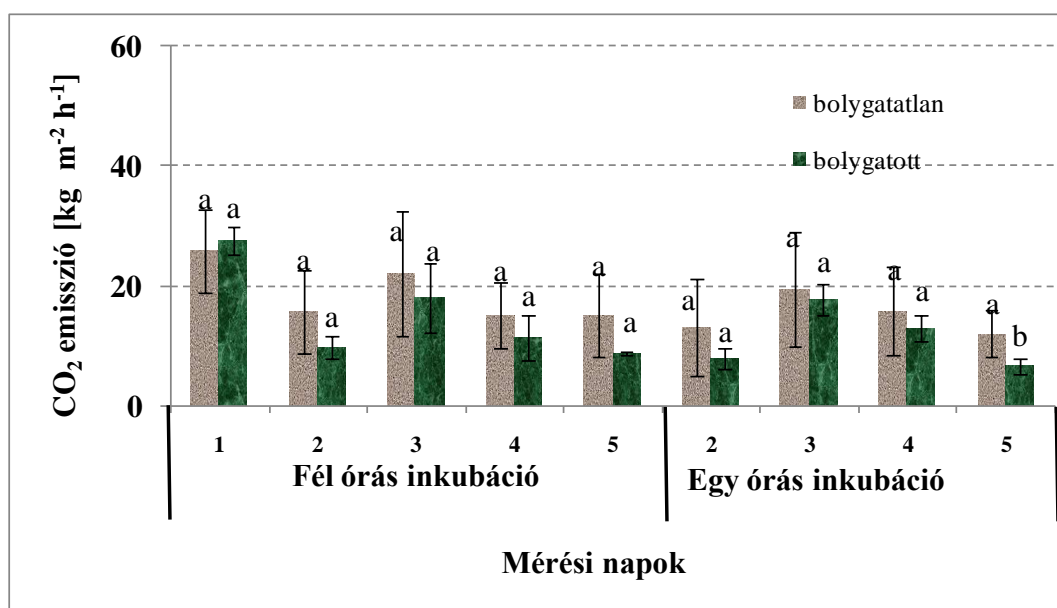
A józsefmajori talajművelési kísérletből származó mintákon a váci mintákkal megegyező kísérleti beállítást hajtottam végre a szerkezet jelentőségének és az optimális inkubációs idő megállapításának céljából. A kísérlet értékelése során a váci kísérlet eredményeivel sok szempontból megegyező következtetéseket tudtam levonni.

A 7. ábrán a Józsefmajor talajművelési kísérletből származó talajmintákon végzett mérések első fél és egy órájában mért CO₂ emisszió értékeket és ezek naponkénti statisztikai összehasonlítását láthatjuk a kísérlet 5 mérési napján. Csakúgy, mint a barackültetvény gyeppel fedett sorából származó minták esetén, itt is azt tapasztaltam, hogy az első mérési napon a talajminták CO₂ kibocsátása magasabb volt a bolygatott szerkezetű mintáknál, mint a bolygatatlan szerkezetűeknél. Ezen a napon a bolygatatlan minták CO₂ emissziójának átlaga 25,7 kg m⁻² h⁻¹, a bolygatott mintáké 27,5 kg m⁻² h⁻¹ volt, mely különbség nem jelentős, de a váci minták emissziójával tendenciózusan megegyező. A különbség ismét azt mutatja, hogy a minták szétterítésével és a 10 cm magas talajoszlopok kialakításával járó bolygatás jelentős hatással van a talajlégzésre; a kísérlet beállítással kapcsolatos munkák a talajt oxigén dús állapotba hozták, és ez által magasabb emissziót eredményeztek.

Ezzel ellentétben volt a CO₂ emisszió alakulása a további négy mérési napon, amikor is az emisszió a bolygatatlan szerkezetű minták esetében volt nagyobb. A különbségek nem voltak olyan markánsak, mint a váci barackültetvényből származó talajokon, összességében 1,2x-1,5x voltak magasabbak a CO₂ emisszió értékei a bolygatatlan minták esetében.

A fél órás inkubáció után mért naponkénti adatállományára elvégzett Mann-Whitney próba során megállapítottam, hogy az öt mérési napon az eltérő szerkezetű minták CO₂ kibocsátása között 5% szignifikancia szinten statisztikai különbség nem mutatható ki. Az egy órás inkubáció után mért naponkénti adatállományára elvégzett Mann-Whitney próba során szignifikáns különbséget az ötödik mérési napon tudtam kimutatni, de a többi mérési napon a minták emissziója hasonlóan alakult, mint a fél órás inkubáció során: a bolygatatlan minták emissziója magasabb volt.

Az öt mérési nap teljes adatállományára elvégzett Mann-Whitney próba alapján a bolygatott és bolygatatlan szerkezetű talajminták CO₂ kibocsátása a fél órás és az egy órás inkubáció adatainál 10% szignifikancia szinten tekinthető szignifikánsan különbözőnek (p=0,0990 és p=0,0595).



7. ábra: A józsefmajori bolygatott és bolygatatlan szerkezetű mintákon a mérés megkezdése utáni első fél és egy órában mért CO₂ emisszió értékek a kísérlet 5 mérési napján

Az azonos betűvel jelölt minták között nem volt szignifikáns különbség.

Az oszlopok 5-5 talajoszlopon elvégzett CO₂ emisszió mérés átlagát mutatják

Bár mind a két mintaterületről a legkisebb bolygatással járó kezelésből szedtem a talajmintákat, a két kiválasztott kezelés azért jelentősen eltér egymástól. Míg a váci barackültetvényben a gyepvel fedett sorokban 19 éve nem történt talajbolygatás, addig a józsefmajori talajművelési kísérlet direktvetéssel hasznosított parcelláját csupán 2002 óta művelik ily módon. Emellett a direktvetésben, ha minimális mértékben is, de történik talajbolygatás a magárok lazítása során. Ez lehet az egyik magyarázat arra, hogy az első mérési napon a bolygatatlan és a bolygatott minták CO₂ emissziójában miért volt sokkal nagyobb a különbség a váci mintáknál. Ezeknél a mintáknál egy közel 20 éve bolygatatlan talajszerkezetet bontott meg a kísérlet beállítása, míg a józsefmajori kísérlet direktvetésből származó feltalaja minden évben átesik bizonyos mértékű bolygatáson.

A mikrobiológia aktivitást jellemző paraméterek jól tükrözték a talajbolygatás mértékét. A direktvetésben mért mikrobiális biomassza szén – és nitrogéntartalom, illetve a szubsztrát indukált respiráció értéke jóval kisebb volt, mint a gyepvel fedett ültetvénysorban (4. táblázat), így a bolygatással járó oxigén dús állapot ott nagyobb mikrobiális közösséget tud aktiválni. A vízdoldható szerves szén és vízdoldható nitrogéntartalom értékek szintén a gyepvel fedett sorban voltak magasabbak. Végül soron ez okozhatja azt, hogy az első mérési napon a bolygatatlan és bolygatott minták emissziója sokkal nagyobb mértékben különbözik a váci ültetvényből származó talajminták esetén.

4. táblázat: A mikrobiológiai aktivitást jelző paraméterek a vizsgált két kezelésben

	gyepvel fedett sor		direktvetés	
	átlag	szórás	átlag	szórás
SIR[$\mu\text{g C/g talaj/óra}$]	13,81	0,25	8,87	0,30
WEOC[$\mu\text{g C/g talaj}$]	19,15	0,85	14,55	1,36
WEN[$\mu\text{g C/g talaj}$]	29,78	0,64	22,40	2,69
Mikrobiális biomassza C[$\mu\text{g C/g talaj}$]	1256,9	190,6	778,7	47,8
Mikrobiális biomassza N[$\mu\text{g N/g talaj}$]	33,7	10,7	2,7	0,5

Összességében elmondható, hogy mind a két mintaterületről származó minták esetében a CO₂ kibocsátás hasonló tendenciát mutatott a kis bolygatású vagy bolygatatlan, illetve bolygatott talaj emissziója szempontjából. Az első mérési napon a bolygatott szerkezetű minták emissziója, a további napokon a bolygatatlan szerkezetű minták emissziója volt a nagyobb. Statisztikailag igazolható különbség (5%-os szignifikancia szinten) csak a váci minták esetében, ott is az öt mérési napból mindösszesen egy napon volt kimutató. A statisztikai különbséget nem mutató mérési napokon a különbségek tendenciózusan megegyeztek. A teljes mintahalmazra mintaterületenként elvégzett statisztikai próba szerint a

bolygatott és bolygatatlan talajokból mért emisszió értékek 10%-os szignifikancia szinten különböztek.

A fentiek alapján, valamint annak ismeretében, hogy a bolygatatlan minták állapota mind szerkezetileg, mind mikrobiális közösségük szempontjából jobban tükrözi a terepi állapotokat, azt a következtetést vonom le, hogy laboratóriumi méréseknél a talaj CO₂ méréséhez bolygatatlan szerkezetű minták használatával a mérési eredményeket pontosabbá tehetjük. Ez a megállapítás teljesen egybeesik Ruamps és munkatársai (2011) megállapításaival, melyben a szerzők a bolygatatlan minták használatának fontosságára hívják fel a figyelmet a talajlégzés vizsgálata során.

4.1.1.2 Az inkubációs idő, a mérési napok időbeli alakulása és az emisszió összefüggései

A 5. táblázat a váci barackültetvényből származó bolygatatlan mintákon, a mérés megkezdése után 0,5, 1, 1,5, 2 és 3 órával mért emisszió értékek átlagát, szórását és statisztikai összehasonlítását tartalmazza mind az 5 mérési napon. Mivel az adatok normál eloszlást mutattak, a naponkénti statisztikai elemzéshez egytényezős variancia analízist (ANOVA) alkalmaztam 5% szignifikancia szinten.

5. táblázat: A kísérlet 5 mérési napján mért emisszió értékek átlaga, szórása és naponkénti statisztikai összehasonlítása a váci bolygatatlan mintákon a mérés megkezdése után 0,5, 1, 1,5, 2 és 3 órával

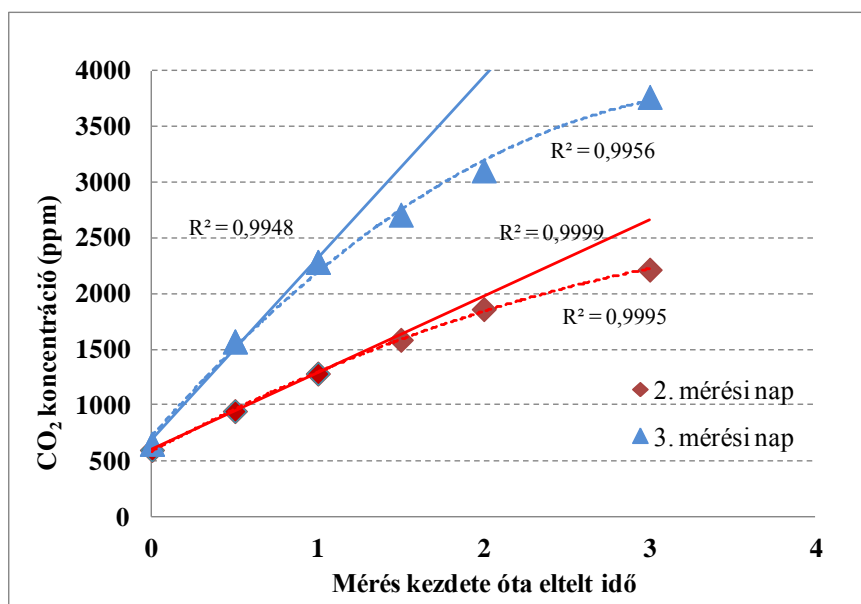
Mérési napok		Inkubáció óta eltelt idő (h)				
		0,5	1	1,5	2	3
1.	emisszió (kg m ⁻² h ⁻¹)	21,2 a	n.a a	19,6 a	19,6 a	19,1 a
	szórás (kg m ⁻² h ⁻¹)	5,4	n.a	10,4	10,1	6,2
2.	emisszió (kg m ⁻² h ⁻¹)	11,1 a	11,5 a	10,7 a	10,1 a	8,2 a
	szórás (kg m ⁻² h ⁻¹)	5,0	3,7	3,1	3,8	1,3
3.	emisszió (kg m ⁻² h ⁻¹)	30,6 a	26,5 b	21,9 c	19,4 c	16,0 d
	szórás (kg m ⁻² h ⁻¹)	3,1	5,3	3,9	2,4	2,0
4.	emisszió (kg m ⁻² h ⁻¹)	10,8 a	10,7 a	9,2 a	9,3 a	8,4 a
	szórás (kg m ⁻² h ⁻¹)	4,6	3,4	2,7	2,3	1,7
5.	emisszió (kg m ⁻² h ⁻¹)	9,8 a	9,1 a	9,0 a	7,4 a	n.a a
	szórás (kg m ⁻² h ⁻¹)	3,9	1,7	0,5	0,8	n.a

Megjegyzés: Az azonos mérési napra, de eltérő inkubációs időtartamra vonatkozó átlag emisszió értékek között akkor van statisztikailag szignifikáns különbség (p=0.05), ha a hozzájuk tartozó betűjelek eltérőek.

Az első mérési napon az egy órás, illetve az ötödik mérési napon a három órás emisszió adatok hiányoznak, mert ezekben az időpontokban elmaradt a levegőmintavétel. Az adatokból több dolog is jól látható. Feltűnőek egyrészt a második mérési napon mért alacsony emisszió értékek, melyek a harmadik mérési napon már jóval magasabbak. A harmadik mérési napon a levegőmintavétel előtt a mintákat az első mérési napon mért tömegekre, tehát az akkori nedvességtartalomra locsoltam vissza. Ezzel a művelettel nem csak növeltem a talajminták nedvességtartalmát, ami önmagában is magasabb emissziót feltételez, hanem ezen túlmenően a belocsolás egyfajta bolygatásnak is felfogható a vízcseppek talajfelszín romboló hatása miatt. Ezzel magyarázható az, hogy a harmadik mérési napon, az első napon mért értékeknél magasabb értékeket kaptam. Így például az első fél órás inkubáció során mért emisszió az első mérési napon 21,6, a harmadik mérési napon 30,5 kg m⁻² h⁻¹ értéket mutatott. A negyedik mérési napra a minták emissziója a talaj száradása miatt a második napon mért emisszió szintjére süllyedt vissza és ezen a szinten maradt az ötödik mérési napon is.

A kísérlet beállítás során az is a célom volt, hogy egy optimális inkubációs időtartamot meghatározzak. Emiatt a bolygatatlan szerkezetű mintákból az inkubáció megkezdése után 5 mérési időpontban (t=0, 0,5, 1, 1,5, 2, és 3 h) vettem levegőmintát. A 5. táblázat adataiból látható, hogy a különböző hosszúságú inkubációs időtartam alatt a minták CO₂ kibocsátása csupán a legnagyobb talajlégzés-értékekkel jellemezhető harmadik mérési napon különbözött egymástól szignifikánsan (p<0,001), bár a növekvő hosszúságú inkubáció során minden mérési napon egyre alacsonyabb értékeket kaptam.

A 3 órán át tartó inkubáció során tehát az emisszió értékekben egy mérési nap kivételével nem mutattam ki szignifikáns különbséget. Az eredmény megerősítése érdekében 2 mérési napon - a talajminták feletti lezárt légrétegből a mérés kezdetekor, illetve a mérés megkezdése után 0,5, 1, 1,5, 2 és 3 órával - vett levegőminták CO₂ koncentráció értékeire telítődési görbét és lineáris egyenest is illesztettem, melyet a 8. ábra szemléltet. Látható, hogy bár koncentráció értékek szinte lineárisan nőnek az inkubáció időtartama alatt, a telítődési görbe a harmadik mérési napon jobban illeszkedik a mért CO₂ koncentráció értékekre (R²=0,9956), mint a lineáris egyenes (R²=0,9948). Ez arra utal, hogy a talajminták feletti légréteg CO₂-ban való telítettsége a harmadik mérési napon már megkezdődött.



8. ábra: A talajminták feletti légrétegben mért CO₂ koncentráció értékek alakulása az inkubáció megkezdése után 0,5, 1, 1,5, 2 és 3 órával.

A bolygatott szerkezetű mintákból mért emisszió értékek átlagát, szórását és a mérési napokra vonatkozó statisztikai összehasonlítását az 6. táblázat tartalmazza. A 5. és a 6. táblázat adatai alapján elmondható, hogy a bolygatatlan szerkezetű mintáknál mért emisszió értékek szórása szinte minden esetben nagyobb volt, mint a bolygatott szerkezetűeké. A bolygatott szerkezetű mintáknál csupán az első mérési napon tapasztaltam nagyobb szórást, mint a bolygatatlan mintáknál; ezen a mérési napon a fél órás méréseknél bolygatatlan minták emissziójának szórása 5,4, a bolygatott mintáké 7,1 kg m⁻² h⁻¹ volt. A többi mérési napon a bolygatott mintáknál a szórás jóval alacsonyabb volt, mint a bolygatatlan mintáknál, például a második mérési napon a bolygatott minták fél órás és az egy órás inkubáció után mért emissziójának szórása értelemszerűen 1,9 és 1,5, a bolygatatlanoké 5,0 és 3,7 kg m⁻² h⁻¹ volt. A szórás adatok szintén azt támasztják alá, hogy a szerkezetnek hatása van az emisszió értékek alakulására. Az első mérési nap magas szórás értékei a bolygatott mintáknál feltehetően a minták létrehozásához kapcsolódó bolygatásból adódik. A minták létrehozásakor törekedtem arra, hogy a PVC csövekbe a talajt egyenletesen tömködjem be, így egy homogén szerkezet alakult ki, melynél a talaj CO₂ kibocsátása is egyenletesebb volt. A bolygatatlan szerkezetű mintáknál azonban a szerkezetből adódó heterogenitás is hatott a minták CO₂ emissziójára, mely végső soron a magasabb szórás értékekben mutatkozott meg.

6. táblázat: A bolygatott szerkezetű váci mintákból mért emissziók átlaga, szórása és statisztikai összehasonlítása

Mérési napok		Inkubáció óta eltelt idő (h)			
		0,5		1	
1.	emisszió ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	35,8	a	n.a	a
	szórás ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	7,1		n.a	
2.	emisszió ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	5,2	a	7,1	a
	szórás ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	1,9		1,5	
3.	emisszió ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	21,6	a	20,3	a
	szórás ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	1,1		1,7	
4.	emisszió ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	9,4	a	7,1	a
	szórás ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	0,4		2,9	
5.	emisszió ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	4,9	a	5,6	a
	szórás ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	0,3		0,3	

Megjegyzés: Az azonos mérési napra, de eltérő inkubációs időtartamra vonatkozó átlag emisszió értékek között akkor van statisztikailag szignifikáns különbség ($p=0.05$), ha a hozzájuk tartozó betűjelek eltérőek.

A bolygatott mintáknál, mivel az emisszió adatok nem mutattak minden esetben normális eloszlást, a statisztikai elemzésnél Mann-Whitney próbát alkalmaztam, mely egy nemparaméteres teszt. A Mann-Whitney próba nem mutatott ki statisztikai különbséget a fél, illetve az egy órás inkubáció során mért értékek átlagai között (5. táblázat).

A 7. táblázat a józsefmajori bolygatatlan mintákból az inkubáció megkezdése után eltelt 0,5, 1, 1,5, 2 és 3 órával mért emisszió értékek átlagát és statisztikai összehasonlítását tartalmazza mind az 5 mérési napon. Az első mérési napon az egy órás, illetve az ötödik mérési napon a három órás emisszió adatok hiányoznak, mert ezekben az időpontokban elmaradt a levegőmintavétel.

A statisztikai érékeléshez, mivel az adatok nem minden esetben mutattak normál eloszlást, Kruskal-Wallis próbát alkalmaztam 5% szignifikancia szinten.

7. táblázat: A kísérlet 5 mérési napján mért emisszió a józsefmajori bolygatatlan mintákon a mérés megkezdése után 0,5, 1, 1,5, 2 és 3 órával

Mérési napok		Inkubáció óta eltelt idő (h)				
		0,5	1	1,5	2	3
1.	emisszió ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	25,8 a	n.a a	26,3 a	26,2 a	25,6 a
	szórás ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	6,9	n.a	9,6	10,7	12,0
2.	emisszió ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	15,6 a	13,3 a	13,4 a	15,3 a	14,5 a
	szórás ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	6,9	8,1	7,5	7,8	7,5
3.	emisszió ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	22,0 a	19,6 a	17,6 a	18,5 a	17,0 a
	szórás ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	10,4	9,6	7,4	7,8	7,6
4.	emisszió ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	15,2 a	15,8 a	16,1 a	15,3 a	16,0 a
	szórás ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	5,4	7,4	7,5	6,2	7,5
5.	emisszió ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	15,0 a	12,1	11,7 a	14,5 a	n.a a
	szórás ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	6,9	3,9	0,7	6,9	n.a

Megjegyzés: Az azonos mérési napra, de eltérő inkubációs időtartamra vonatkozó átlag emisszió értékek között akkor van statisztikailag szignifikáns különbség ($p=0.05$), ha a hozzájuk tartozó betűjelek eltérőek.

Az adatokból látható, hogy az emisszió értékeinek alakulása hasonló tendenciát mutat, mint amit barackültetvényből származó mintákból mértem. A második mérési napon az emisszió értékek alacsonyabbak az első mérési napon mért értékeknél. Az emisszió csökkenése elsősorban a mintákban bekövetkező nedvesség tartalom csökkenésével függ össze. A harmadik mérési napon az inkubáció megkezdése előtt a minták nedvességtartalmát a kiindulási nedvességtartalomra locsoltam vissza. Ezzel magyarázhatóak a harmadik mérési napon mért, a második naphoz képest magas emisszió értékek.

A józsefmajori mintákon elvégzett kísérletben mért emisszió értékek hasonló tendenciát mutattak a barackültetvényből származó mintákon mért kibocsátás alakulásával. Az inkubáció időtartalmának növekedésével az emisszió értékek általában csökkennek, bár statisztikailag igazolható különbség nincs az emisszió értékek között különböző hosszúságú inkubáció esetén.

A józsefmajori bolygatott szerkezetű mintákból mért emisszió értékek átlagát, szórását és a mérési napokra vonatkozó statisztikai összehasonlítását a 8. táblázat tartalmazza. A bolygatatlan és a bolygatott mintákon mért emisszió értékek szórásait vizsgálva (7. és 8. táblázat) hasonló következtetésekre juthatunk, mint a váci minták esetében. Az első fél órás inkubáció alatt mért emisszió értékeknél a szórás minden esetben a bolygatatlan mintáknál

volt nagyobb, melyet a bolygatott mintákban létrehozott homogénebb szerkezettel magyarázhatunk.

8. táblázat: A bolygatott szerkezetű józsefmajori mintákból mért emissziók átlaga, szórása és statisztikai összehasonlítása

Mérési napok		Inkubáció óta eltelt idő (h)	
		0,5	1
1.	emisszió (kg m ⁻² h ⁻¹)	27,5 a	n.a a
	szórás (kg m ⁻² h ⁻¹)	2,2	n.a
2.	emisszió (kg m ⁻² h ⁻¹)	9,8 a	8,0 a
	szórás (kg m ⁻² h ⁻¹)	1,9	1,8
3.	emisszió (kg m ⁻² h ⁻¹)	18,1 a	17,7 a
	szórás (kg m ⁻² h ⁻¹)	5,8	2,6
4.	emisszió (kg m ⁻² h ⁻¹)	11,4 a	12,9 a
	szórás (kg m ⁻² h ⁻¹)	3,8	2,1
5.	emisszió (kg m ⁻² h ⁻¹)	8,7 a	6,7 a
	szórás (kg m ⁻² h ⁻¹)	0,3	1,3

Megjegyzés: Az azonos mérési napra, de eltérő inkubációs időtartamra vonatkozó átlag emisszió értékek között akkor van statisztikailag szignifikáns különbség (p=0.05), ha a hozzájuk tartozó betűjelek eltérőek.

A CO₂ kibocsátás alakulása a váci és a józsefmajori mintáknál egyaránt hasonló volt a 3 órán át tartó inkubáció során. Bár az inkubáció időtartalmának növekedésével párhuzamosan a legtöbb mérési napon a minták CO₂ kibocsátása nem csökkent statisztikailag, azért kismértékű, szignifikánsnak nem tekinthető csökkenést tapasztaltam. Emiatt az optimális inkubációs időt fél órában határoztam meg. Ez összhangban áll az általában használt 10 – 40 perces inkubációs idővel (Berglund & Berglund, 2011).

4.1.1.3 A minták nedvességtartalma és az emisszió közötti kapcsolat

Az 9. táblázat tartalmazza a barackültetvényből származó bolygatatlan és a bolygatott szerkezetű talajminták kezdeti térfogattömegének és az 5 mérési napon mért térfogatszázalékos nedvességtartalmának átlagát, valamint mérési naponkénti statisztikai összehasonlítását. Az első és a harmadik mérési napon a térfogatszázalékos

nedvességtartalmak megegyeznek, mivel a harmadik napon a mintákat eredeti tömegükre locsoltam vissza.

Látható, hogy a bolygatatlan és a bolygatott szerkezetű mintáknál a kezdeti térfogattömeg átlaga megegyezik, hiszen az eredmények összevethetősége érdekében a kísérlet beállításánál kifejezetten ez volt a célom. A talajminták térfogatszázalékos nedvességtartalmának átlaga azonban minden esetben – átlagosan 2-4 %-kal - magasabb volt a bolygatatlan minták esetében. A párosított t-próba szerint a különbség statisztikailag szignifikánsnak mutatkozott.

9. táblázat: A váci minták térfogatszázalékos nedvességtartalma és térfogattömege

Minták	tt (g cm ⁻³)	v%				
		1.nap	2.nap	3.nap	4.nap	5.nap
Bolygatatlan átlag	1,27	32,81a	29,80a	32,81a	27,79a	26,93a
Bolygatott átlag	1,27	30,23b	26,30b	30,23b	24,26b	23,26b

Megjegyzés: Az azonos mérési napra, de eltérő talajoszlopra vonatkozó átlag talajnedvesség-tartalom értékek között akkor van statisztikailag szignifikáns különbség (p=0.05), ha a hozzájuk tartozó betűjelek eltérőek

Az első mérési napot leszámítva mind a fél óra, mind az egy óra hosszú inkubáció alatt mért CO₂ kibocsátás magasabb volt a bolygatatlan minták talajaiból (7. ábra). Az első mérési nap eredményei a nagyfokú bolygatás miatt azonban nem tekinthetők relevánsnak. A többi napon ezzel szemben egyértelmű az összefüggés a nagyobb nedvességtartalom és a magasabb emisszió között.

Az 10. táblázat tartalmazza a talajművelési tartamkísérletből származó bolygatatlan és a bolygatott szerkezetű talajminták kezdeti térfogattömegének és az 5 mérési napon mért térfogatszázalékos nedvességtartalmának átlagát, illetve naponkénti statisztikai összehasonlítását. Az első és a harmadik mérési napon a térfogatszázalékos nedvességtartalmak kezelésenként megegyeznek csakúgy, mint a váci talajmintákon végzett kísérletnél, mivel a harmadik napon a mintavétel előtt a mintákat eredeti tömegükre locsoltam vissza. A bolygatatlan szerkezetű és a bolygatással létrehozott talajminták térfogattömege a kísérleti beállítások miatt szignifikánsan nem különbözött egymástól. Ugyanakkor - a váci talajokon végzett kísérlethez hasonlóan - a minták térfogatszázalékos nedvességtartalmának átlaga a bolygatatlan mintáknál minden esetben – akár 5 %-kal is - magasabb volt.

Nagy különbséget jelent a váci mintákkal végzett kísérlethez képest az, hogy a bolygatott és a bolygatatlan minták nedvességtartalma között az első három mérési napon nem találtam statisztikailag kimutatható különbséget. Az első mérési napon a bolygatott szerkezetű

mintákban bekövetkezett nagyfokú bolygatás okozta eredményektől eltekintve azt tapasztaljuk, hogy a bolygatatlan szerkezetű mintákban a térfogatszázalékos nedvességtartalom (10. táblázat) és a talaj CO₂ kibocsátása egyaránt nagyobb értékeket mutat, mint a bolygatott szerkezetű mintáké (7. ábra).

10. táblázat: A józsefmajori minták térfogatszázalékos nedvességtartalma és térfogattömege

Minták	tt (g cm ⁻³)	v%				
		1.nap	2.nap	3.nap	4.nap	5.nap
Bolygatatlan_átlag	1,10a	29,68a	26,63a	29,68a	25,91a	25,39a
Bolygatott_átlag	1,05a	29,15a	25,30a	29,15a	20,99b	20,49b

Megjegyzés: Az azonos mérési napra, de eltérő talajoszlopra vonatkozó átlag talajnedvesség-tartalom értékek között akkor van statisztikailag szignifikáns különbség ($p=0.05$), ha a hozzájuk tartozó betűjelek eltérőek.

Mivel nem minden mérési napon beszélhetünk szignifikáns különbségekről a minták térfogatszázalékos nedvességtartalmát illetően, a CO₂ kibocsátás értékeiben megmutatkozó különbségek a szerkezet különbségére vezethetők vissza. Ez is azt mutatja, hogy a talaj szerkezetétől is függő talajtulajdonságokat nagyobb biztonsággal tudunk bolygatatlan szerkezetű mintákon mérni.

4.1.2 Második szakasz – A bolygatatlan minták azonos mennyiségű vízzel való belocsolása

A CO₂ emisszió mérésére alkalmas laboratóriumi módszertan fejlesztésének első szakaszának eredményei egyértelművé tették a bolygatatlan szerkezetű minták használatának létjogosultságát és szükségességét. A módszerfejlesztés második szakaszában követtem a hagyományosan elfogadott kísérleti módszertant a minták nedvességtartalmának szabályozása terén (Wu, et al, 2010), azonban bolygatott minták helyett az első kísérletben már nagyméretű, 800cm³ térfogatú bolygatatlan talajmintákkal dolgoztam. Eszerint egy olyan kísérlet beállítást alkalmaztam, mely során a bolygatatlan szerkezetű mintákat kezelésként 4 ismétlésben különböző mennyiségű vízzel locsoltam be. Céloom annak vizsgálata volt, hogy az eredeti szerkezet megtartásával a laboratóriumba kerülő mintákon kimutatható-e a kezelések hatása a talaj CO₂ kibocsátására, illetve az, hogy kontrollált körülmények között vizsgáljam a nedvességtartalom és az emisszió közötti összefüggéseket. A kísérlet beállítást a józsefmajori

talajművelési kísérlet már említett 3 kezeléséből származó bolygatatlan mintákon végeztem el.

Amikor a kísérlet lezajlott, a nagy térfogatú talajmintákat szárítószekrényben, 105 °C-on kiszárítottam, majd ezt követően minden mérési napra visszamenőleg meghatároztam a minták térfogatszázalékos nedvességtartalmát. Mivel a kísérlet lezárásáig a minták kezdeti nedvességtartalmát nem lehetett megmérni a bolygatatlan szerkezet szétroncsolása nélkül, nem lehetett egyforma nedvességtartalmat beállítani az adott ismétléseknél. Feltételezve azonban, hogy az egy parcellából, egyazon időpontban megvett talajminták kezdeti nedvességtartalma közel azonos, joggal feltételeztem, hogy közel azonos talajnedvességtartalom értékek alakultak ki az azonos vízmennyiséggel belocsolt mintákban. A minták 0, 50, 100 és 150 ml desztillált vízzel történő belocsolásával tehát kezelésenként nem 4 teljesen egyforma nedvességtartalom értéket kaptam, ezért a statisztikai elemzések elvégzéséhez a kísérlet lezárását követően kiszámolt térfogatszázalékos nedvességtartalmak alapján a mintákat kezelésenként 4-4 nedvesség-intervallumba csoportosítottam, és megvizsgáltam az egyes csoport talajlégzése közötti statisztikai különbségeket.

A szántás, a lazítással kombinált tárcsázás és a direktvetés kezelésekből származó minták kiindulási térfogatszázalékos nedvességtartalma nem egyezett meg, a kezelésenként 28 minta átlaga alapján ezek az értékek 11,94, 15,31 és 17,15% voltak. Mivel a minták térfogata sem egyezett meg pontosan – hiszen a talajmintavétel során bár törekedtem a 10cm magas minták szedésére, a talajminták magasságánál a hibahatár 1cm körül mozgott – a talajmintákhoz adott vízmennyiségek alapján az 11. táblázatban megtalálható nedvesség tartományokba soroltam a mintákat.

11. táblázat: A bolygatatlan talajmintákban belocsolással létrehozott nedvességtartalmak alapján kialakított térfogatszázalékos nedvességtartalom tartományok

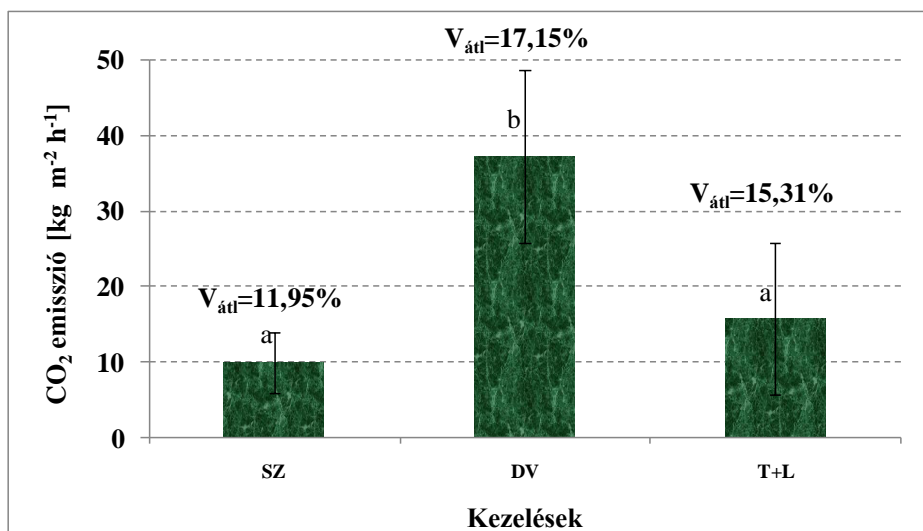
szántás	tárcsázás+lazítás	direktvetés
<12%	-	-
12-18%	<16%	-
19-25%	19-25%	19-25%
26-32%	26-32%	26-32%
-	-	32-36%
-	<42%	<42%

Az adatokból jól látszik, hogy 2 olyan nedvességtartományt (19-25%, illetve 26-32%) sikerült kialakítanom, melyek mindhárom kezelésnél megtalálható. A legkisebb kiinduló talajnedvesség-értékeket a szántás kezelésben mértem, ezért a belocsolás nélküli mintákból

egy 12v% alatti tartományt alakítottam ki. Ilyen száraz állapotban a másik két kezelést nem tudtam vizsgálni. Hasonló okok miatt a szántásnál a belocsolt minták nedvességtartalma nem ment 32v% fölé.

Az első mérési napon, még a minták belocsolása előtt, a kezelésenkénti 28 mintából mértem a talaj CO₂ kibocsátását, hogy a terepen kialakult nedvességviszonyok tükrében tudjam a kezeléseket összehasonlítani.

Az 9. ábrán jól látszik, hogy bár a mért emisszió értékeknek nagy a szórása, a direktvetésből származó mintáknál a CO₂ kibocsátás nagyobb volt a másik két kezelésben mért értékeknél. A DV kezelésből származó mintákból mért emisszió átlaga 37,3, a szántásból származó mintáknál 9,9, a mélylazítással kombinált tárcsázásból származó mintáknál 15,8 kg m⁻² h⁻¹ volt, mely azt jelenti, hogy a DV kezelésben a CO₂ emisszió értékek 4x magasabbak voltak. A különbség a DV és SZ kezelésből mért emisszió értékek között a Kruskal-Wallis próbával szignifikánsnak bizonyult. Az emisszióértékek közötti különbség a szántás és a direktvetés, illetve a lazítással kombinált tárcsázás és a direktvetés között 1%-os szignifikancia szinten is igazolható volt. A szántás és a lazítással kombinált tárcsázás kezelésekből származó mintákból mért emisszióban 5% szignifikancia szinten statisztikai különbség nem volt kimutatható.



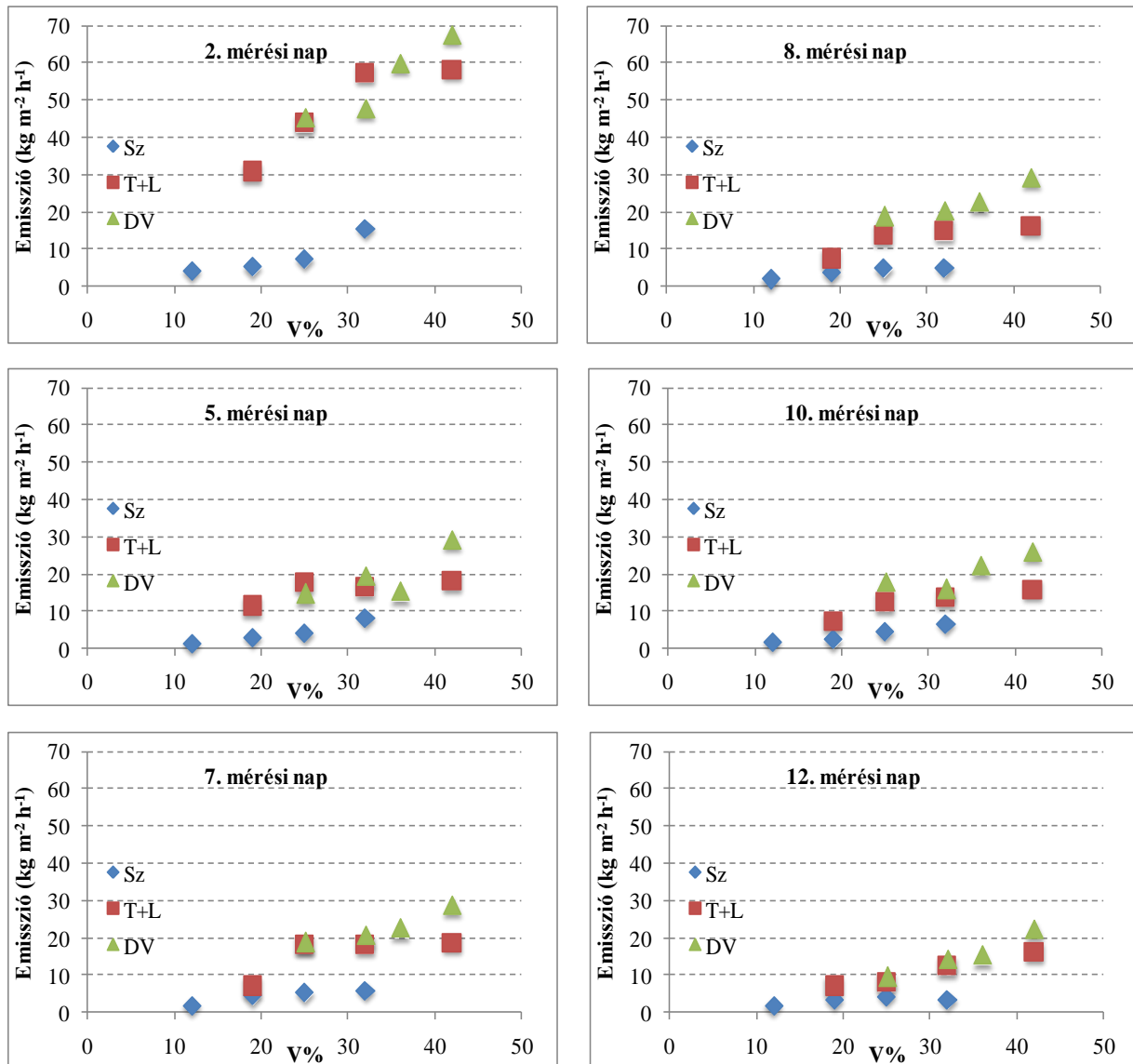
9. ábra: A módszertani fejlesztés második szakaszában beállított kísérlet első mérési napján mért emisszió értékek átlaga és statisztikai összehasonlítása a vizsgált 3 kezelésben

Megjegyzés: Az értékek között akkor van statisztikailag szignifikáns különbség ($p=0.05$), ha a hozzájuk tartozó betűjelek eltérőek.

Egy-egy oszlop 20 talajmintából mért CO₂ emisszió átlagát mutatja.

Az első napon mért eredmények értékelésénél figyelembe kell venni, hogy a különböző kezelésekből származó minták eltérő nedvességtartalmúak voltak (9. ábra). A vizsgált talajművelési rendszerek hatása tehát közvetetten (a mikrobiális közösség eltérő mértékű megbolygatása révén) és közvetlenül (a talajszerkezet-változáson keresztül a talaj víz-és hőforgalmára gyakorolt hatása révén) is érvényesült.

A 10. ábra az egyes kezelések hatását mutatja be a talaj CO₂ kibocsátásának és a talaj nedvességtartalmának kapcsolatára 6 kiválasztott mérési napon.



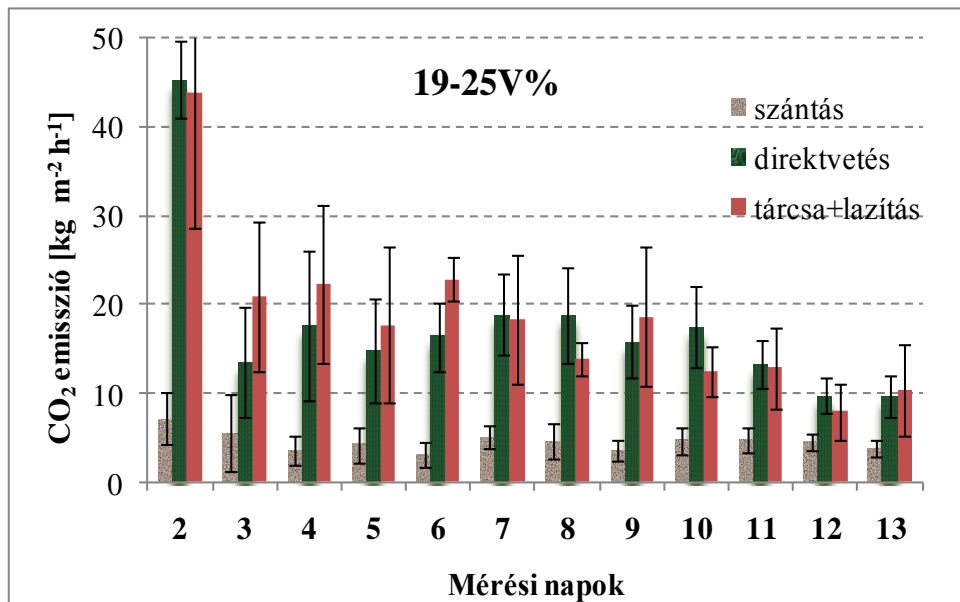
10. ábra: A talaj CO₂ kibocsátása és nedvességtartalma közötti kapcsolat időbeni változása az eltérő kezelésekből a módszertani fejlesztés második szakaszában beállított kísérletben

A grafikonokon található minden pont a 11. táblázatban bemutatott nedvességtartományokba sorolt talajminták emissziójának átlagát mutatja. Ennek megfelelően minden pont minimum 5, maximum 11 talajmintából mért CO₂ kibocsátás átlagát jelenti. A vizsgált talajnedvesség tartományban a talajnedvesség-tartalom növekedésével majdnem minden esetben nőtt a talaj CO₂ emissziója is. A legalacsonyabb emisszió értékeket a szántással művelt parcelláról származó talajmintákon mértem a bemutatott hat, és a bemutatásra nem kerülő mintavételi napokon egyaránt. Elmondható az is, hogy nem minden esetben a direktvetésből származó mintákból mértem a legmagasabb emissziót. Ezek a mérési eredmények összhangban állnak a józsefmajori kísérletben terepen végzett CO₂ emisszió méréseimmel, melynek eredményeit a 4.2.2.2. alfejezetben mutatom be.

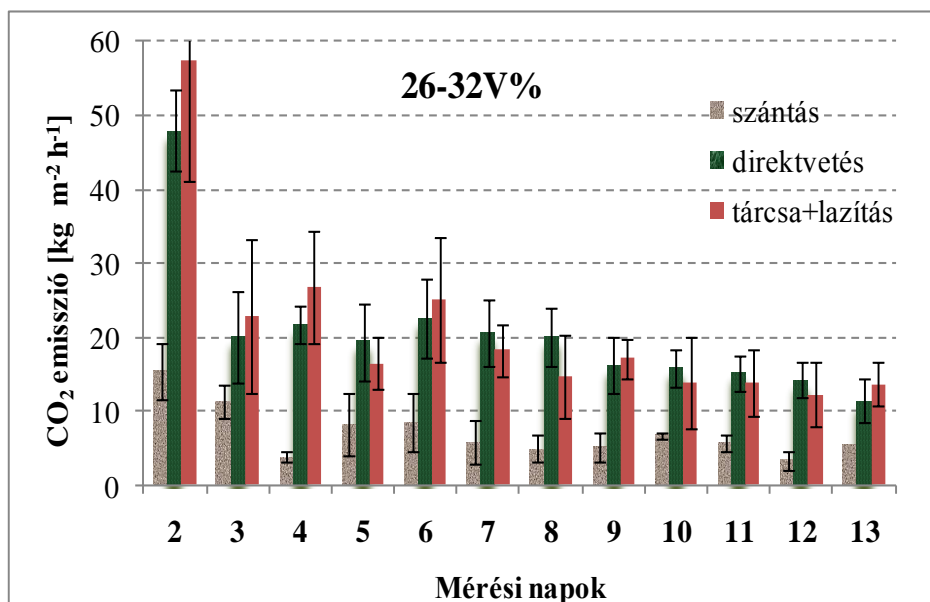
Az ábrán megfigyelhető, hogy az azonos talajnedvesség-értékeknél mért CO₂ emisszió értékek a kísérlet előrehaladtával egyre alacsonyabbak lettek. Az első napokban az emisszió (9. és 10. ábra) 2-3x nagyobb volt mindegyik kezelésben, mint a kísérlet végén. A legmagasabb emissziót a második mérési napon – a belocsolás után - mértem (10. ábra), az összes nedvesség tartományban. A legalacsonyabb értékek ezzel szemben a kísérlet utolsó hetében adódtak. A kísérlet első napján – még a minták belocsolása előtt - megfigyelt magas emisszió összhangban áll a többi laboratóriumi kísérletben tapasztaltakkal, miszerint az első mérési napon a mért emissziók jóval magasabbak a többi mérési napon mért értékeknél. Ezen a napon annak ellenére magas értékeket mértem, hogy a minták belocsolása csak a második mérési napon történt meg. Az első napon mért magas emisszió összefüggésben áll azzal, hogy a talajminták laboratóriumba történő szállítása, a szállítás során bekövetkezett esetleges rázkódása a mikrobiológiai közösséget extra oxigénhez juttatja, mely azok aktivitásában mutatkozik meg. A második napon mért magas emissziót a megnövekedett nedvesség tartalom és a minták belocsolásából eredő felszíni bolygatás okozza. A belocsolás miatt bekövetkező hirtelen nedvességtartalom növekedés igazoltan növeli a mikrobiális aktivitást (Liu et al, 2009). A kísérlet előrehaladtával azonban valamennyi kezelésben csökkenés figyelhető meg az azonos talajnedvesség-értékekhez tartozó emisszió értékekben. Mivel a mérések során a lég- és talajhőmérséklet állandó volt, az eredmények egyértelműen a mikrobiológiai aktivitásnak az idő előrehaladtával bekövetkező csökkenésével függenek össze.

Az adatok értékelésénél figyelembe kell venni, hogy a három különböző kezelésből származó mintáknál nem lehetett ugyanazokat a nedvességtartományokat létrehozni, így az értékelés egyik legfontosabb szempontja – nevezetesen a megegyező nedvességtartalom – nem valósult meg. A 19-25, illetve a 26-32 térfogatszázalékos nedvességtartomány azonban mind a három kezelésben megtalálható volt. A 11. és 12. ábra a másodiktól a 13-ik mérési

napig mért emissziókat és ezek szórásait mutatja be a 19-25 illetve a 26-32%-os nedvességtartományban a három vizsgált kezelésnél. Ezekben a nedvesség-tartományokban a három kezelés úgy hasonlítható össze, hogy a legfontosabb környezeti tényezők – nevezetesen a hőmérséklet és a talajnedvesség tartalom – azonosnak tekinthetők.



11. ábra: A 19-25%-os talajnedvesség-tartományban mért emissziók a józsefmajori kezelésekben.



12. ábra: A 26-32%-os talajnedvesség-tartományban mért emissziók a józsefmajori kezelésekben.

A 12. táblázat tartalmazza a 19-25v%-os és a 26-32v%-os nedvességtartományba sorolt minták emisszióinak átlagát és statisztikai értékelését 5% szignifikancia szinten. Mivel az adatok nem mutattak mindig normál eloszlást, illetve a kezelések emisszióinak szórása különbözött, a statisztikai elemzéshez a Kruskal-Wallis próbát alkalmaztam.

12. táblázat: A 2-13. mérési napon mért emissziók átlagai a 19-25v%-os és 23-32v%-os nedvességtartományban, és az átlagok között meglévő statisztikai különbség 5% szignifikancia szinten

Mérési napok	19-25V%			26-32V%		
	SZ	DV	T+L	SZ	DV	T+L
2	7,2 a	45,3 b	43,9 b	15,5 a	47,9 b	57,3 b
3	5,5 a	13,5 ab	21,0 b	11,3 a	20,1 a	22,8 a
4	3,6 a	17,6 b	22,2 b	3,8 a	21,7 b	26,7 b
5	4,2 a	14,8 b	17,8 b	8,3 a	19,4 b	16,5 ab
6	3,1 a	16,4 b	22,9 b	8,6 a	22,6 b	25,1 b
7	5,1 a	18,9 b	18,3 b	5,8 a	20,6 b	18,3 b
8	4,6 a	18,8 b	13,8 ab	4,9 a	20,1 b	14,7 ab
9	3,6 a	15,9 b	18,6 b	5,1 a	16,2 b	17,2 b
10	4,7 a	17,5 b	12,5 b	6,8 a	15,9 b	13,8 a
11	4,8 a	13,3 b	12,9 b	5,8 a	15,2 b	13,9 b
12	4,5 a	9,7 b	8,0 b	3,5 a	14,3 b	12,3 b
13	3,9 a	9,7 b	10,3 b	5,3 a	11,5 b	13,7 b

Megjegyzés: Az azonos mérési napra, de eltérő kezelésekre vonatkozó átlag CO₂ emisszió értékek között akkor van statisztikailag szignifikáns különbség (p=0.05), ha a hozzájuk tartozó betűjelek eltérőek.

Látható, hogy a szántásból származó minták CO₂ emissziója a két vizsgált nedvességtartományban minden mérési napon alacsonyabb volt, mint a direktvetésből és a lazítással kombinált tárcsázásból származó mintákból mért értékek. A DV-ből származó minták CO₂ emissziója egyes mérési napokon 4-5x magasabb volt, mint a SZ-ből származó mintáké. A SZ és a DV mintáin mért emisszió értékei összességében csak egy-egy mérési napon nem különbözött statisztikailag szignifikánsan (p>0.05) két vizsgált nedvességtartományban. A szántás és a lazítással kombinált tárcsázás emissziója a 19-25%-os nedvességtartományban mindössze egy mérési napon, a 26-32%-os nedvességtartományban összesen négy mérési napon nem mutatott szignifikáns különbséget, mindamellett, hogy ahol nincs szignifikáns különbség, ott is mindig érvényesül az a tendencia, miszerint a szántásban legkisebb a CO₂ kibocsátás. A lazítással kombinált tárcsázás és a direktvetés kezelésekből származó minták emissziója között a 19-25%-os nedvességtartományban egyáltalán nem, a

26-32%-os nedvességtartományban a 12 mérési napból összesen 1 alkalommal mutatható ki statisztikai különbség. Ennél a két kezelésnél már nem vonható le olyan egyértelmű kapcsolat az emisszió tekintetében, mint a szántásnál, hiszen a meghatározott nedvesség tartományokban már nem minden esetben a direktvetésből mért értékek a magasabbak, sőt többségében vannak azok a napok, amikor a T+L kezelés mintáinak emissziója magasabb.

A 13. táblázat a bolygatott talajmintákból meghatározott talajkémiai jellemzőket mutatja be.

13. táblázat: A józsefmajori kezelések talajaiból meghatározott talajkémiai tulajdonságok

	SZ	DV	T+L
Szerves C [%]	1,83	2,55	2,12
Humusz [%]	3,16	4,40	3,65
WEOC [$\mu\text{g C/g talaj}$]	44,59	55,84	47,64
WEN [$\mu\text{g C/g talaj}$]	51,54	63,42	57,51
NH₄-N [mg/kg]	7,29	21,88	18,23
NH₃-N [mg/kg]	43,75	120,32	83,86
N [mg/kg]	1954	2669	2319
K₂O [mg/kg]	158	278	255
P₂O₅ [mg/kg]	213	339	257

A táblázatban bemutatott adatokból látszik, hogy az összes vizsgált talajkémiai tulajdonság a direktvetés kezelésből származó mintáknál volt a legmagasabb és a szántás kezelésből származóknál a legalacsonyabb. A talajkémiai tulajdonságok közül a vízdoldható szerves szén (WEOC) és vízdoldható nitrogén (WEN) tartalom is a legkevésbé bolygatott parcella talaján volt a legmagasabb, mely a talaj magasabb biológiai aktivitására utal, és egyúttal magyarázatot jelenthet a magasabb CO₂ emisszióra is.

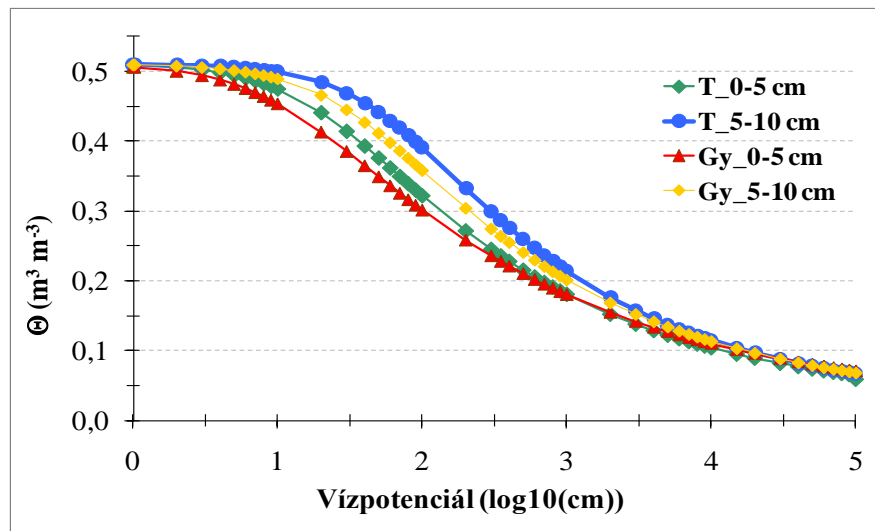
A lazítással kombinált tárcsás kezelésben feltételezhetően a szántáshoz képest jobb talajlevegő-forgalom miatt magasabb a biológiai aktivitás, és ezért mértünk a szántásénál nagyobb értékeket valamennyi talajkémiai paraméter esetében. A szántás során kialakuló eketalp tömör, a levegő és a víz számára nehezen áthatolható réteget képez a talajban. Emiatt az altalajjal fennálló természetes anyag- és vízforgalom akadózik, a feltalaj jelentősen kiszárad (11. táblázat), ami nagymértékben kihat a talajbiológiai sokféleségre is. Ezzel szemben a mélylazítás feltöri a tárcsatalpat, ami akadálytalan hő-, levegő-, víz- és anyagforgalmat biztosít a különböző talajrétegek között. Ez kedvez a mikrobiológiai aktivitásnak és hatást gyakorol a feltalaj biológiai és kémiai tulajdonságaira is.

4.1.3 Harmadik szakasz – A minták meghatározott vízpotenciál értékre történő beállítása

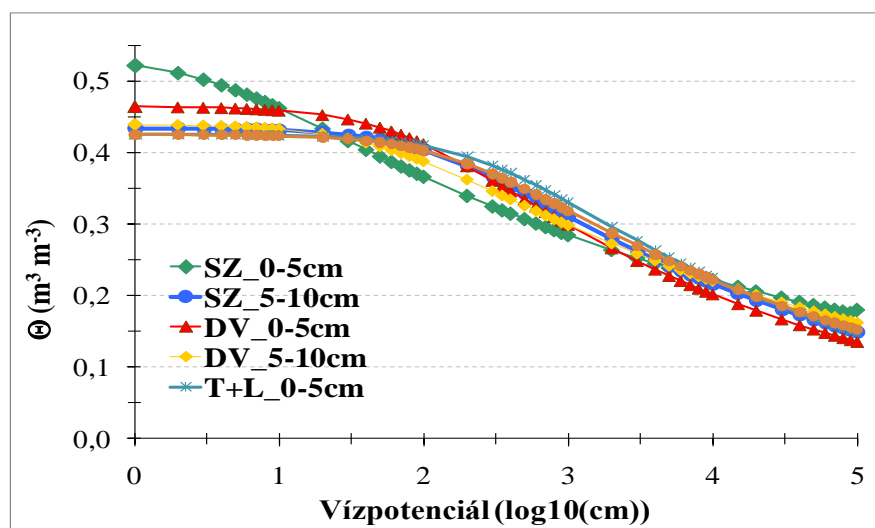
A módszertani fejlesztés második szakaszának eredményei arra világítottak rá, hogy a vizsgált talajművelési rendszerek jelentős mértékben meghatározzák a talaj hő- és vízforgalmát, és ezen keresztül a talaj biológiai aktivitását és szén-dioxid kibocsátását is. Elsősorban ennek, valamint a területi heterogenitásnak és a mintavétel során esetlegesen előforduló pontatlanságoknak tudható be az, hogy a különböző kezelésekből származó minták azonos mennyiségű vízzel történő belocsolása során a talajoszlopok nedvességtartalma jelentősen eltért. A kezelésként négy-négy nedvességtartomány kialakításával mindössze két olyan nedvességtartományt tudtam létrehozni, mely mind a három kezelésben megvolt a minták belocsolása után. Ez azt is jelentette, hogy kezelésként 2 olyan nedvességtartományt is kialakítottam, mely a többi kezelésben nem volt megtalálható, így ezeknél a tartományoknál az emisszió értékeket nem tudtam az eredeti tervnek megfelelően, ugyanazon nedvesség tartománynál összehasonlítani. Bár a kezeléseket CO_2 kibocsátásában megmutató különbségek már így is mutattak egyfajta tendenciát, miszerint a kevésbé bolygatott kezelésben magasabb a CO_2 emisszió, a célt továbbra is az volt, hogy kezelésként összefüggést állítsak fel a talaj nedvességtartalma és CO_2 kibocsátása között. E célból - az Anyag és módszer fejezetben ismertetett módon - egy olyan kísérleti beállítást alkalmaztam, melynek eredményeképp a különböző kezelésekből származó mintákat 5-5 ismétlésben meghatározott vízpotenciál (pF) értékekre állítottam be. A váci kísérletből származó mintákon egy (tavasszal szedett minták), a józsefmajori kísérletből származó mintákon két (tavasszal és ősszel szedett minták) kísérlet beállítást hajtottam végre. A tavaszi kísérlet beállítás után 13, az őszi után 8 hétig vizsgáltam a talaj CO_2 kibocsátását hetente egy méréssel.

Mint azt már az irodalmi áttekintésben kifejtettem, a talaj vízpotenciálja és CO_2 kibocsátása közötti összefüggés meghatározása nagyobb fizikai megalapozottsággal bír, mint a talajnedvesség-tartalom és a talajlégzés közti összefüggés keresése. Ennek oka az, hogy eltérő mechanikai összetételű, de azonos nedvességtartalmú talajok esetében a víz teljesen más kötöttségi formában (más vízpotenciállal) van jelen a talajban, emiatt egészen más mikrobiális közösségek vesznek részt a talajlégzés alakításában. Ezért az azonos nedvességtartalommal, de eltérő textúrával jellemezhető talajok CO_2 emissziója nem hasonlítható össze. Az azonos vízpotenciál-értékkel rendelkező talajok emissziójának összevetése sokkal informatívabb, hiszen egy olyan talajállapotnak megfelelő mikrobiális közösség aktivitásáról nyújt információt, ami a két talajban a víz azonos kötöttségi formája mellett aktív.

A 13. és 14. ábra a váci és a józsefmajori kísérletekben a vizsgált kezelések talajából 2008 őszén vett bolygatatlan minták mért víztartó-görbéire illesztett Van Genuchten (Van Genuchten, 1980) függvényeket ábrázolja. A pF görbék illesztéséhez a RET_C programot (RET_C, Version 6.x, University of California Riverside) használtam. A különböző kezelésekre, a 0-5cm és 5-10cm-es talajrétegek víztartó görbéjére illesztett Van-Genuchten paramétereket a 14. és 15. táblázat tartalmazza.



13. ábra: A váci kísérlet eltérő kezeléseiben mért pF görbékre illesztett Van-Genuchten függvények ($m = 1-1/n$)
(T – tárcsázott sor, Gy-gyepel fedett sor)



14. ábra: A józsefmajori kísérlet eltérő kezeléseiben mért pF görbékre illesztett Van-Genuchten függvények ($m = 1-1/n$)
(SZ – szántás, DV-direktvetés, T+L – lazítással kombinált tárcsázás)

A két ábrán látszik, hogy a vizsgált kezelésekben a jellemző vízpotenciál-értékekhez tartozó térfogatszázalékos nedvességtartalmak (V%) néhol a 10%-os is meghaladják.

14. táblázat: A váci kísérlet eltérő kezeléseiben mért vízvisszatartó-görbék alapján becült Van Genuchten paraméterek

Van-Genuchten paraméterek		Vác			
		T		Gy	
		0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	5-10 cm
Telítettségi nedvességtartalom	Ts (cm ³ cm ⁻³)	0,51102	0,51102	0,51102	0,51102
Residuális nedvességtartalom	Tr (cm ³ cm ⁻³)	0,02174	0,02511	0,01945	0,02124
Illesztési paraméter	Alfa (cm ⁻¹)	0,05003	0,01797	0,08833	0,03047
Illesztési paraméter	n (-)	1,28725	1,32529	1,24968	1,29161

15. táblázat: A józsefmajori kísérlet eltérő kezeléseiben mért vízvisszatartó-görbék alapján becült Van-Genuchten paraméterek

Van-Genuchten paraméterek		Józsefmajor					
		SZ		DV		T+L	
		0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	5-10 cm
Telítettségi nedvességtartalom	Ts (cm ³ cm ⁻³)	0,53326	0,43397	0,46445	0,43931	0,42528	0,42519
Residuális nedvességtartalom	Tr (cm ³ cm ⁻³)	0,02000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000
Illesztési paraméter	Alfa (cm ⁻¹)	0,27612	0,00721	0,01199	0,01783	0,00339	0,00521
Illesztési paraméter	n (-)	1,11779	1,16268	1,17393	1,13315	1,18102	1,16400

4.1.3.1 Váci kísérlet

A kezelések hatása a talajtulajdonságokra

Az emisszió mérésekre használt bolygatatlan mintákon túl bolygatott szerkezetű mintákat is szedtem, hogy a módszertani részben ismertetett talajtulajdonságokat meg lehessen mérni. A 16. táblázat tartalmazza a különböző talajhidrológiai, talajkémiai és talajbiológiai tulajdonságokat, melyek a tárcsázott és a gyepvel fedett sorból származó mintákból egyaránt meghatározásra kerültek.

16. táblázat: A tárcsázott és a gyepvel borított sorban mért talajkémiai, talajbiológiai és talajhidrológiai jellemzők.

Talajtulajdonságok	Tárcsázott sor (T)		Gyepvel borított sor (Gy)	
	0-5cm	5-10cm	0-5cm	5-10cm
pH (KCl)	7.3	7.3	7.8	8.0
pH (H ₂ O)	7.1	7.2	8.2	8.1
Összes N [mg kg ⁻¹]	1298*		1805*	
K ₂ O [mg kg ⁻¹]	244*		387*	
P ₂ O ₅ [mg kg ⁻¹]	337*		382*	
WEOC [μg C g ⁻¹ talaj]	41.56	41.11	138.1	93.9
WEN [μg C g ⁻¹ talaj]	1.48	3.16	10.58	7.01
Mikrobiális biomassza C [μg C g ⁻¹ talaj]	52.0	32.9	234.5	87.0
Mikrobiális biomassza N [μg C g ⁻¹ talaj]	9.1	8.8	50.0	17.0
Szerves szén [%]	0,98*		1.32*	
SIR [μg CO ₂ -C g ⁻¹ talaj h ⁻¹]	4.64	3.76	21.78	6.38
Humusz [%]	1.69		1.32	
Térfogattömeg [g cm ⁻³]	1.35	1.47	1.18	1.43
Telítettségi víztartalom [v%]	51.3	47.6	57.3	48.1
Szabadföldi vízkapacitás [v%]	31.2	32.5	38.1	33.2
Szabadföldi vízkapacitás [v%]	31.8*		35.6*	
Hervadáspony [v%]	9.7	10.6	10.3	10.4
Hasznos vízkészlet [v%]	21.5	21.9	27.8	22.8

A csillaggal megjelölt adatok esetében a mérések a kb. 800cm³-es, nagy méretű, a többi esetben a 100cm³-es bolygatatlan, illetve bolygatott szerkezetű talajmintákból történtek

Szinte az összes vizsgált talajtulajdonságban jelentős különbségeket tapasztaltam a különböző művelésű sorok között. A mikrobiológiai aktivitás közvetlen indikátorai, mint például a mikrobiális biomassza szén- és nitrogéntartalom, vagy a szubsztrát indukált respiráció jóval magasabb értékeket mutatott a gyepvel fedett sorban, ami a gyepvel fedett sor talajának magasabb mikrobiológiai aktivitására utal. A WEOC és WEN értékek a talaj felső 5 cm-es rétegében értelemszerűen 3x, illetve 7x magasabbak voltak a gyepvel fedett sorban, mint a rendszeresen tárcsázottban.

A talajkémiai vizsgálatok azt mutatják, hogy a gyepvel fedett sorok talaja tápanyagokban sokkal gazdagabb. Ez szintén arra utal, hogy a talajélet, különösen a mikrobiológiai talajélet a

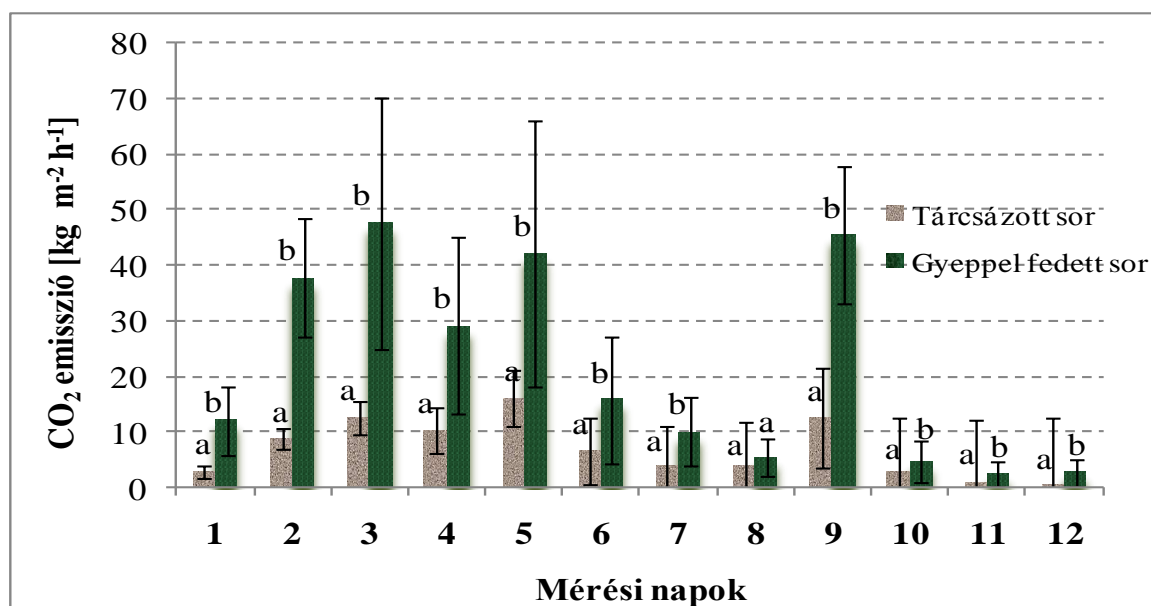
gyeppel fedett sorokban sokkal intenzívebb. A bolygatatlan kezelésben (GY) mért vízgazdálkodási tulajdonságok és térfogattömeg értékek a magasabb szerves anyag tartalom közvetett, és a sűrű gyökérrendszer közvetlen lazító hatásának hatására engednek következtetni (16. táblázat). Ennek megfelelően, a 100 cm³-es bolygatatlan mintákból a talaj felső 5 cm-ében mért térfogattömeg érték 1,18 és 1,35 g cm⁻³ volt a gyeppel fedett, illetve a tárcsázott sorban. Az 5-10 cm-es rétegben a különbség már kisebb volt: 1,43 és 1,47 g cm⁻³ térfogattömeg értékek adódtak a gyeppel fedett és a tárcsázott kezelésben. A laboratóriumi emisszió mérésekhez használt húsz-húsz darab nagy térfogatú talajoszlopból a talaj felső 10cm-ére meghatározott térfogattömeg értékek is szignifikánsan (p=0,05) különböztek a két kezelésben (1,19±0,07 – tárcsázott és 1,06±0,06 – gyeppel fedett), mely eredmény szintén a gyeppel fedett sor lazább szerkezetére utal.

A két kezelésben a mért térfogattömeg értékekkel összhangban a talaj hidraulikai tulajdonságai is a felső 5cm-es rétegben különböztek jobban, bár a telítettségi víztartalom a tárcsázott sorban is magas volt (több mint 50 v%). A szabadföldi vízkapacitás és a növények számára felvehető víz mennyisége 30%, illetve 20 v% felett voltak, mely a vizsgált talaj jó víztartó tulajdonságaira utal. Mindemellett, a pF-görbének az összes mért jellemző pontja magasabb porozitást és vízvisszatartó-képességet mutatott a gyep-borított sorban.

Eredményeim arra engednek következtetni, hogy a bolygatatlan talajban stabilabb talajszerkezet és intenzívebb talajélet alakult ki, ami jobb hő-, víz- és tápanyaggazdálkodást eredményezett a gyeppel borított sor talajában.

A kezelések hatása a talaj CO₂ kibocsátására

A kezelésként 20 darab nagyméretű talajmintából mért CO₂ emisszió átlagértékeit, szórását és statisztikai összehasonlítását a 15. ábrán mutatom be. A statisztikai elemzéshez, Mann-Whitney próbát illetve Welch-féle d-próbát alkalmaztam, attól függően, hogy az adatállomány normál eloszlást mutatott-e. A gyeppel fedett sorból származó minták CO₂ kibocsátása 3-4x magasabb volt, mint a tárcsázott sorból származó mintáké. A különbség az első mérési napokon, illetve a minták újbóli belocsolásának napján nagyobb volt, mint a többi mérési napon. A teljes adatállományból számolt emisszió értékek átlaga egy mérési nap kivételével minden mérési napon szignifikánsan nagyobb volt a gyep-borított sorból származó mintákon, mint a tárcsázott sor mintáin. Ahol a statisztikai különbség nem volt igazolható, ott is minden esetben magasabb emissziót mértem a „Gy” kezelésben. A szórás értékek azért ilyen nagyok, mert a mintákat négy különböző pF szintre, tehát eltérő nedvességtartalomra állítottam be, és a nedvességtartalom függvényében az emisszió mértéke is változik.



15. ábra: A talaj CO₂ emissziója a váci kezelésekben a módszertani fejlesztés harmadik szakaszában beállított kísérletben

Egy-egy oszlop 20 talajmintából mért CO₂ emisszió átlagát mutatja.

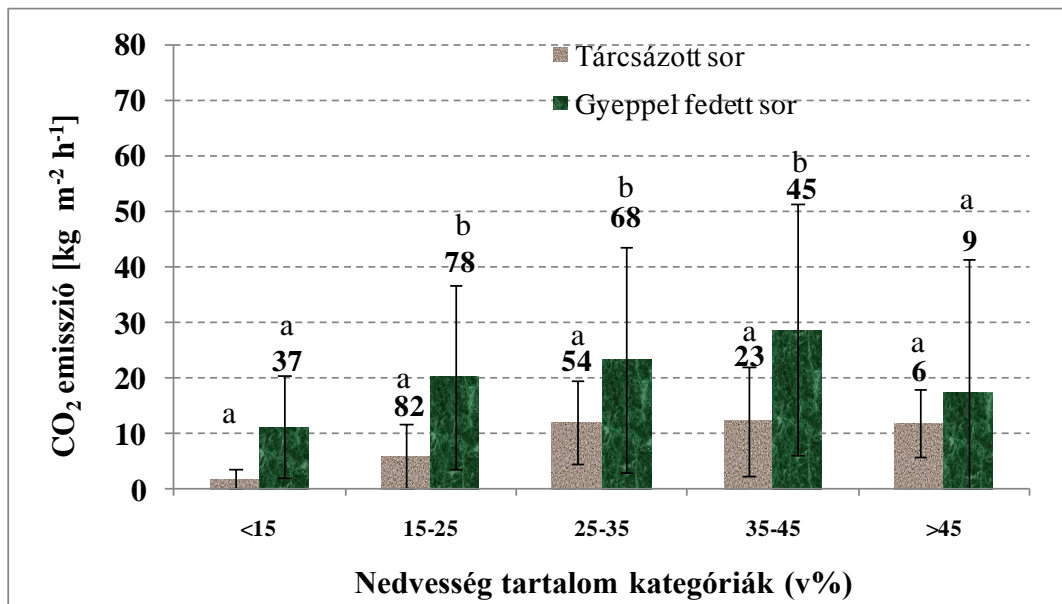
Az emisszió méréseink eredményei azt mutatják, hogy bár a művelés oxigéndús állapotot hoz létre a feltalajban, a folyamatos talajbolygatás megbontja a talaj mikrobiológiai egyensúlyát és a talaj mikrobiológiai aktivitásának csökkenését eredményezi. Ezek az eredmények összhangban állnak a talajbiológiai paraméterek alapján levont következtetésekkel (16. táblázat).

A talajnedvesség tartalom hatása a CO₂ emisszióra

A kísérlet végén, miután megmértem a talajoszlopok tényleges térfogattömegét, minden egyes mérési napra visszamenőleg kiszámoltam a minták tényleges térfogatszázalékos nedvességtartalmát. Az így kapott nedvesség tartalom értékeket 5 nedvesség tartalom kategóriába sorolta. A 16. ábra a mért CO₂ emisszió átlagértékeit és szórását ábrázolja a kialakított 5 különböző talajnedvesség tartományban.

Eredményeim azt mutatják (16. ábra), hogy a minták nedvességtartalmától függően a gyeppel borított sorból származó talaj CO₂ emissziója legkevesebb duplája, de esetenként négyszerese volt a tárcsázott talajból mért emisszióknak. Általában a talajnedvesség tartalom növekedésével párhuzamosan a talajlégzés emelkedését figyeltem meg, egészen a szabadföldi vízkapacitáshoz tartozó nedvességérték eléréséig. A szabadföldi vízkapacitás értéke a felső 0-10 cm-ben 31.85 és 36.65 v% volt tárcsázott és a gyeppel borított sorban (16. táblázat). Ennek

megfelelően a T és a GY kezelésekben a legmagasabb CO₂ fluxus értékeket a 25-35 v%, illetve a 35-45 v% nedvességtartományban mértem. A telítettségi nedvességállapothoz közeledve az emisszió értékek kismértékű csökkenését figyeltem meg. Megfigyelhető tehát az ökológiai optimum, mégpedig a gyep-borított sorban szabadföldi vízkapacitás körüli nedvességtartalomnál. A tárcsázott sorban ennél alacsonyabb nedvességtartalomnál figyelhető meg, tehát le van nyomva az ökológiai optimum, melyet a tárcsázott sorban lévő degradált életközösséggel lehet magyarázni.



16. ábra: A talaj CO₂ emissziója és nedvességtartalma közötti összefüggés az eltérő kezelésekben a módszertani fejlesztés harmadik szakaszában beállított kísérletben.

Megjegyzés: Az eltérő betűjelek statisztikailag szignifikáns különbségeket jelölnek (p=0.05). Az oszlopok feletti számok az adott nedvességtartalom kategóriákba sorolt minták számát jelölik.

.A gyepvel borított (Gy) és a tárcsázott (T) kezelésekből származó mintákból mért fluxusok átlagértékeinek összehasonlítását Mann-Whitney próbával végeztem 5%-os szignifikancia szinten. A bolygatatlan kezelésben (Gy) mért emisszió-értékek valamennyi nedvességtartományban szignifikánsan nagyobbak voltak, mint a tárcsás kezelésben, kivéve a legnedvesebb talajállapotot (>45 v%), ahol a különbség 5 %-os szignifikancia szinten nem volt szignifikáns (p=0,0769).

Összességében megállapítható, hogy a talaj mikrobiológiai aktivitása magasabb volt a kevésbé bolygatott, gyep-borított kezelésben, mint a tárcsázott sorban minden talajnedvesség tartományban. A talaj mikrobiológiai életének a legkedvezőbb feltételeket a szabadföldi

vízkapacitáshoz közteli talajnedvesség-állapot nyújtotta, feltételezhetően a víz és a levegő optimális arányának biztosítása révén.

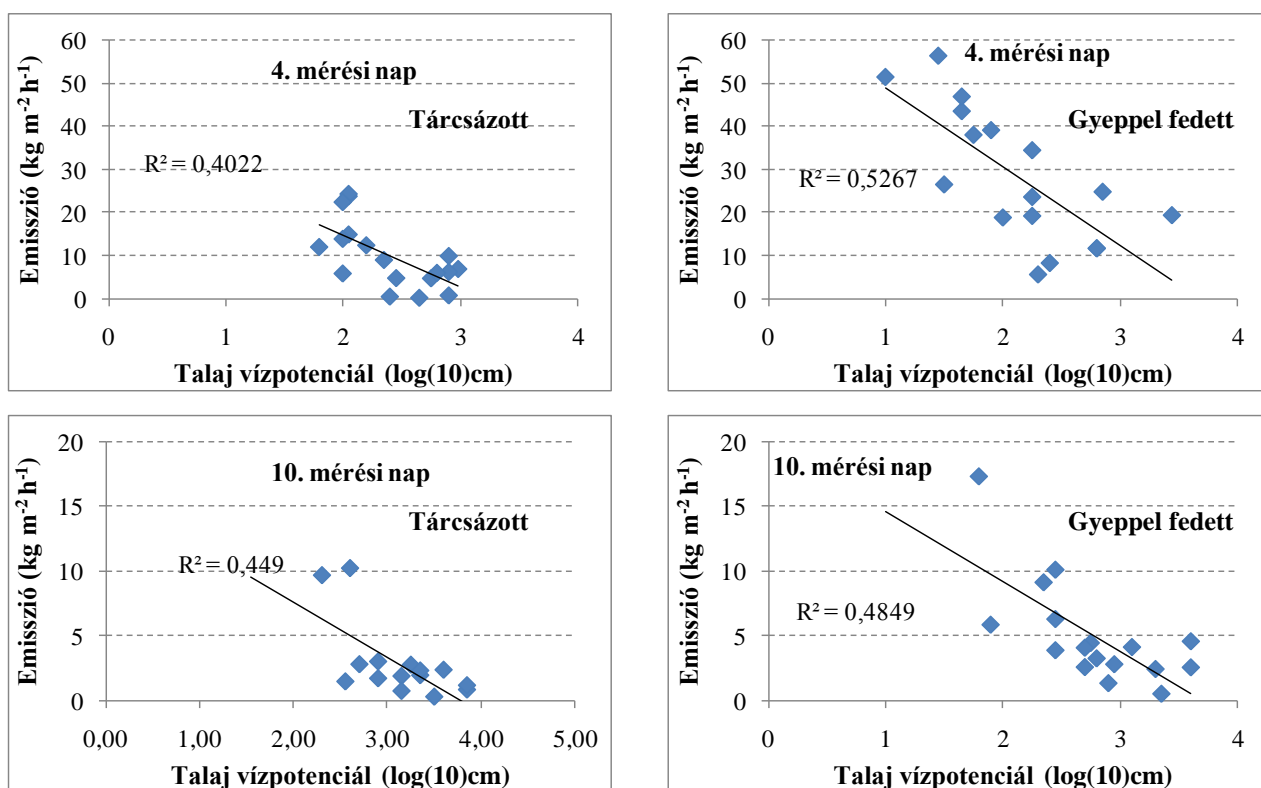
A talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti összefüggések

A talaj CO₂ emisszióját meghatározó talajtulajdonságok, mint a talajhőmérséklet vagy a talaj mikrobiológiai élete elsősorban nem a talaj abszolút nedvességtartalmától függenek, hanem a víz energetikai állapotától, tehát attól, hogy milyen méretű pórusok telítődnek vízzel a pórustérben. A talajban lévő víz állapotának jellemzésére a talaj vízpotenciálja a legalkalmasabb, hiszen különböző talajoknál ugyanazon talajnedvesség értékek nem feltétlenül tartoznak egyazon talajvízpotenciálhoz. Ez még a hasonló mechanikai összetételű, de szerkezetileg különböző talajoknál is megfigyelhető (16. táblázat). Ez a gyakorlatban azt jelenti, hogy ugyanaz a talajnedvesség tartalom teljesen különböző víz-levegő arány mellett fordulhat elő, és emiatt eltérő feltételeket biztosíthat a talajmikrobiológiai életnek.

A fentiek miatt jutottam el a módszertani fejlesztés harmadik lépcsőjéhez, mely során egy olyan mérési technikát dolgoztam ki, melynél a talajvíz potenciál és a talaj CO₂ emissziója közötti kapcsolatot tudjuk vizsgálni. Az előzetes becslések alapján a talajmintákban négy különböző talajvíz potenciál értéket - pF2.0, pF2.3, pF3.2 és pF3.4 - próbáltam beállítani a minták belocsolásával. A kísérlet végén a bolygatatlan mintákból minden mérési időpontra visszamenőleg pontosan meghatároztam a térfogattömeget és a minták tényleges vízpotenciál értékét. A vízpotenciál értékek a vártnál szélesebb spektrumot öleltek fel, pF1.0 és pF4.6 között változtak.

A 17. ábra a talajvíz potenciál értékek függvényében mutatja be a talajlégzést a két kezelésben két kiválasztott mérési időpontban; a 4-ik és a 10-ik mérési napon. Sommers és munkatársai (1981), Orchard és Cook (1983) valamint Andrén és Paustian (1987) mindannyian azt a megállapítást tették, hogy a talaj vízpotenciál értékében lévő logaritmikus összefüggés miatt a talaj vízpotenciál értéke és a talajlégzés között linerás a kapcsolat egy optimálisnak tekinthető vízpotenciál tartományban. Mások (Davidson et al, 1998, Howard & Howard, 1993) e két tulajdonság közötti kapcsolatot exponenciális összefüggéssel írták le. Mind lineáris, mind exponenciális összefüggés illesztését elvégeztem a mért CO₂ emisszió és vízpotenciál értékekre, és megállapítottam, hogy a két vizsgált tulajdonság között a lineáris kapcsolat tűnt szorosabbnak. Minden bizonnyal egy ponton túl ez az egyenes elhajolna, de mivel nem történtek mérések nagyon alacsony, illetve nagyon magas vízpotenciál értékeknél, nem lehet tudni, hogy az inflexió hol történne meg. A vizsgált talaj vízpotenciál értékek tartományában tehát lineáris összefüggéssel írhatjuk le a két vizsgált paraméter közötti

összefüggést. A bemutatott két mérési napon a tárcsázott kezelésben a talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti determinisztikus együttható (R²) értékei értelemszerűen 0,40 és 0,44, a gyepel fedett sorban értelemszerűen 0,52 és 0,48 voltak.



17. ábra: A talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti összefüggések két különböző mérési napon a módszertani fejlesztés harmadik szakaszában beállított kísérletben.

A váci kezelésekből származó mintáknál a talajemisszió és a vízpotenciál értékek közötti összefüggések szorosságát mutató determinisztikus együttható (R²) értékeket, illetve a korrelációs együttható (R) szignifikancia szintjét a 17. táblázat tartalmazza. Összességében elmondható, hogy a talajemisszió és a vízpotenciál értékek közötti összefüggés a 11 mérési napból 8 esetben a gyepel fedett sorból származó mintákon volt szorosabb.

Az első mérési nap eredményeit azért nem vettem figyelembe, mert ezen a napon a levegő-mintavételt még a talajminták adott vízpotenciál értékre történő beállítása előtt végeztem el. Emellett a 4.1.1 és 4.1.2 fejezetben ismertetett eredmények alapján bebizonyosodott, hogy a mintavétel és mintaszállítás nagymértékben hozzájárul az első mérési napon mért magasabb emisszióhoz, így ezen a napon nem vizsgáltam a talajemisszió és a vízpotenciál értékek közötti összefüggést. A táblázatban feltüntetett adatokból látszik, hogy a kísérlet első mérési napjain a „GY” kezelésből származó minták esetében a talaj pF és CO₂ emisszió értékei

közötti összefüggés nem volt olyan erős, mint a későbbi mérési napokon. Megállapítottam, hogy a „GY” kezelésből származó minták érzékenyebben reagáltak mind a talajmintavételre, laboratóriumba szállításra és a minták teljesen új környezetbe helyezérésre, mind a minták adott pF szintjére történő beállítására, mint a „T” kezelésből származó minták. A mintavétel, a szállítás és a talaj vízpotenciálját beállító műveleteket követő mérési napokon (2., 3., 9. mérési nap) az R^2 értéke jóval a többi napon mért R^2 értékek alatt maradt. Kiugróan gyenge összefüggést ($R^2=0,0228$) tudtam kimutatni a 9. mérési napon, amikor is a minták ismételt belocsolása történt. Ez feltehetően a már akkorra kialakult kvázi-egyensúlyi állapot megbolygatásának tudható be.

17. táblázat: A talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti kapcsolat szorosságát jelző R^2 értékek a váci kezelésekből (T, GY) származó mintákon

Talaj vízpotenciálja (pF) és CO₂ emissziója közötti kapcsolat				
Kezelések	T		Gy	
mérési nap	R²	p	R²	p
2	0,361	0,006	0,3625	0,008
3	0,489	0,002	0,1693	0,090
4	0,400	0,005	0,4675	0,0012
5	0,410	0,002	0,4200	0,005
6	0,609	0,000	0,3229	0,014
7	0,353	0,007	0,5021	0,001
8	0,112	0,460	0,5036	0,001
9	0,288	0,022	0,0228	0,567
10	0,449	0,004	0,4866	0,002
11	0,248	0,119	0,5022	0,002
12	0,317	0,058	0,3905	0,005

4.1.3.2 A józsefmajori kísérlet

A kezelések hatása a talajtulajdonságokra

A laboratóriumi emisszió mérésekhez használt nagyméretű bolygatatlan minták megszedésével párhuzamosan a módszertani fejezetben leírt talajtulajdonságok méréséhez is szedtem minden vizsgált kezelésből talajmintát. A mintákból meghatározott talajhidrológiai, talajkémiai és talajbiológiai tulajdonságokat az 18. táblázat tartalmazza.

18. táblázat: A józsefmajori kezelésekben mért talajkémiai, talajbiológiai és talajhidrológiai jellemzők

Talajtulajdonságok	Szántás (SZ)		Direktvetés (DV)		Lazítással kombinált tárcsázás (T+L)	
	0-5cm	5-10cm	0-5cm	5-10cm	0-5cm	5-10cm
pH (KCl)	5.8		5.1		5.1	
pH (H ₂ O)	7.1		6.4		6.6	
Összes N [mg kg ⁻¹]	1940		2100		2115	
K ₂ O [mg kg ⁻¹]	180		204		203	
P ₂ O ₅ [mg kg ⁻¹]	190		247		183	
WEOC [µg C g ⁻¹ talaj]	47.03	56.92	73.33	59.70	56.34	49.72
WEON [µg C g ⁻¹ talaj]	1.91	1.80	1.81	1.60	2.20	1.46
Mikrobiális biomassza C [µg C g ⁻¹ talaj]	19.5	17.4	81.9	39.9	56.7	44.3
Mikrobiális biomassza N [µg C g ⁻¹ talaj]	3.8	2.8	7.1	8.1	3.5	6.9
SIR [µg CO ₂ -C g ⁻¹ talaj]	5.02	4.93	7.44	4.51	7.25	5.22
Humusz [%]	2.75*		4.15*		3.31*	
Térfogattömeg [g cm ⁻³]	1.36	1.41	1.33	1.48	1.35	1.39
Telítettségi víztartalom [v%]	49.8	47.7	50.3	44.3	48.7	47.8
Szabadföldi vízkapacitás [v%]	36.2	37.8	37.5	35.7	36.9	36.1
Szabadföldi vízkapacitás [v%]	36.5*		37.0*		38.5*	
Hervadáspont [v%]	16.9	17.9	17.5	18.9	16.9	16.9
Hasznos vízkészlet [v%]	19.3	19.9	20	16.8	20	19.2

A csillaggal megjelölt adatok esetében a mérések a kb. 800cm³-es, nagyméretű, a többi esetben a 100cm³-es bolygatatlan illetve bolygatott szerkezetű talajmintákból történtek

A táblázatban bemutatott tulajdonságok alapján elmondható, hogy a kezelések között a vizsgált talajtulajdonságok tekintetében nincs olyan egyértelmű különbség, mint a barackültetvény két különbözően művelt sora között. Míg a váci ültetvényben a „GY” kezelésben a felső 5 cm-ben a WEOC értéke 3x-osa, a WEN értéke több, mint 7x-e volt a „T” kezelésben mért értékeknek, addig józsefmajori kísérletben a WEON értékekben kismértékű, a WEN értékekben pedig jelentéktelennek mondható különbségeket tapasztaltam

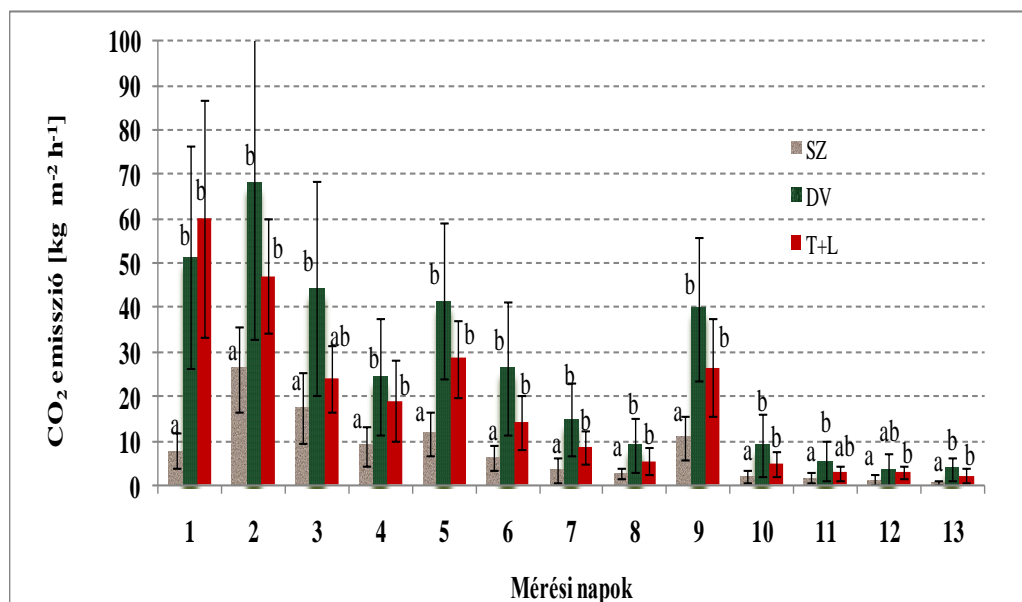
a kezelések között. Legnagyobb eltérés a mikrobiális biomassza C tartalomban mutatkozott, ennek értéke a DV kezelésben volt a legmagasabb ($7,1 \mu\text{g C g}^{-1}$ talaj) és a T+L kezelésben a legalacsonyabb ($3,5 \mu\text{g C g}^{-1}$ talaj). A mikrobiológiai aktivitást közvetlenül is befolyásoló talajtulajdonságok alapján a józsefmajori kísérletben a talaj CO_2 kibocsátását illetően nem vártam olyan egyértelmű különbségeket, mint amelyeket a váci barackültetvényből származó mintákon tapasztaltam. A talajkémiai tulajdonságok közül a talaj humusztartalmában mutatkozik a legjelentősebb eltérés, ez 2,75, 4,15 és 3,31 % a SZ, a DV és a T+L kezelésekben. A vízgazdálkodási tulajdonságok és a térfogattömeg értékeiben jelentős különbség nem mutatkozott a kezelések között. Az eredmények alapján azt a következtetést vontam le, hogy a kísérlet beállítása óta eltelt idő nagymértékben befolyásolja a kezelések közötti különbségeket a talajtulajdonságokot illetően. A váci barackültetvény 19 éve kialakított gyepvel fedett és tárcsázott sorai között mind a vízgazdálkodási, talajfizikai, mind pedig a talajkémiai tulajdonságok tekintetében jelentős, sok esetben szignifikáns különbséget tapasztaltam. Ezzel szemben a 9 éve beállított talajművelési kísérletben a kezelések között a főbb talajtulajdonságok között nem, vagy csak kismértékű eltérést tapasztaltam.

A fentiekén kívül fontos megemlíteni azt is, hogy míg a váci barackültetvény gyepvel fedett sorait egyáltalán nem bolygatták, úgy a józsefmajori kísérlet legkevésbé bolygatott kezelése (direktvetés) és rendszeresen ki volt téve talajbolygatásnak, még ha annak mértéke sokkal kisebb is, mint a másik két kezelésben (T+L és SZ).

A kezelések hatása a talaj CO_2 kibocsátására

A tavasszal szedett mintákkal beállított kísérlet 13 mérési napja során, a kezelésenként 20 darab bolygatatlan szerkezetű talajmintából mért szén-dioxid emisszió átlagértékeit, szórásait és statisztikai összehasonlítását a 18. ábra, az ősszel szedett mintákkal beállított kísérlet eredményeit az 19. ábra szemlélteti. A statisztikai elemzéshez, mivel az adatállományok szórása néhol jelentősen eltért egymástól, Kruskal-Wallis próbát alkalmaztam. A tavaszi kísérlet értékelése során megállapítottam, hogy a legalacsonyabb CO_2 emisszió értékeket a „SZ” kezelésből származó mintákon mértem. A „DV” kezelésből származó minták CO_2 kibocsátása átlagosan 2-4x magasabb volt, mint a „SZ” kezelésből származó mintáké. A „DV” kezelés mintáinak CO_2 kibocsátása átlagosan 1,5-2x volt magasabb, mint a „T+L” kezelés mintáinak kibocsátása. A statisztikai elemzések eredményeként megállapítottam, hogy a 13 mérési naphoz 12-ön a „SZ” és „DV” kezelésekből származó minták emissziója szignifikánsan is különbözött, 11 mérési napon a statisztikai különbség szélsőségesen nagy volt ($P < 0,001$).

Azon az egy mérési napon is, amikor nem volt statisztikailag kimutatható különbség, a minták CO₂ kibocsátása hasonló tendenciát mutatott, mint a többi mérés alkalmával. Az első mérési nap kivételével (még a minták belocsolása előtt), a „DV” kezelés mintáinak emissziója minden esetben nagyobb volt, mint a „T+L” kezelésből származó mintáké, bár statisztikai különbség egyetlen esetben sem volt kimutatható.

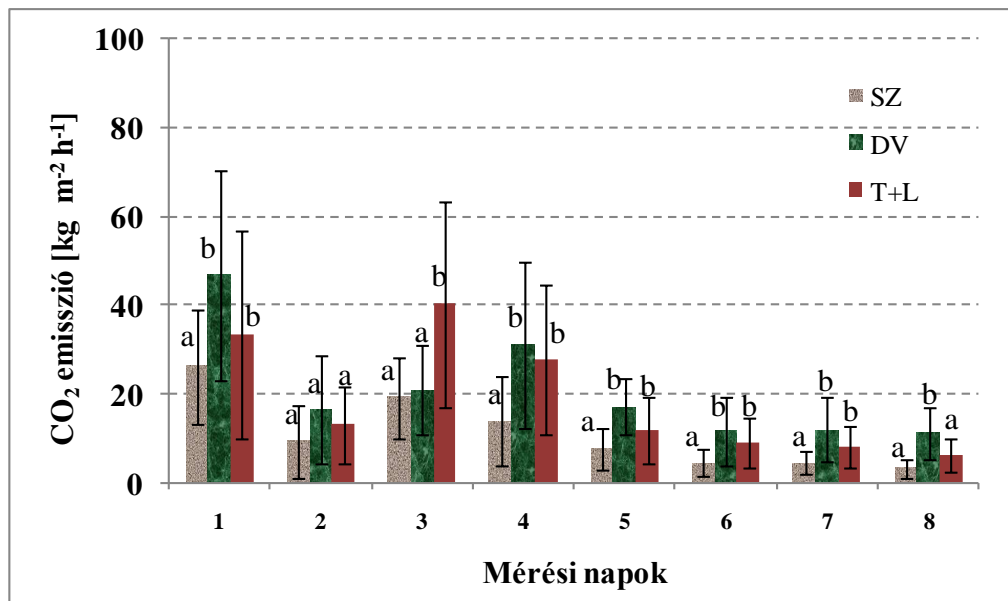


18. ábra: A józsefmajori kezelésekből származó bolygatatlan talajminták CO₂ kibocsátásainak átlaga, szórása és statisztikai összehasonlítása a tavaszi kísérletben

Az őszi kísérlet statisztikai elemzése után a tavaszi kísérlettel sok tekintetben megegyező megállapításokat tudtam tenni. A legalacsonyabb CO₂ emisszió értékeket ennél a kísérlet beállításnál is a „SZ” kezelésből származó mintákon mértem. A különbségek nem voltak olyan jelentősek, mint a tavaszi kísérlet során; a „DV” CO₂ kibocsátás értékei 1,5-2x voltak magasabbak, mint a „SZ” mintáiból mért kibocsátások. A 8 mérési napból 6 alkalommal a „SZ” és „DV” kezelésekből származó minták emissziója statisztikailag is különbözött egymástól. Azon a két napon, amikor a különbség nem volt szignifikáns, akkor is érvényesült az a tendencia, miszerint a „DV” kezelés talajának magasabb a CO₂ kibocsátása. Egy mérési napot leszámítva minden esetben a „DV” kezelés mintáinak CO₂ kibocsátása volt a legmagasabb, bár a „DV” és „T+L” kezelése emissziója között statisztikai különbség csak két alkalommal volt kimutatható.

A két kísérlet eredményit alapján összességében elmondható, hogy a minták belocsolása után a CO₂ kibocsátás szinte minden mérési napon ugyanazon tendencia szerint alakult: legmagasabb értékeket a „DV”, legalacsonyabb értékeket a „SZ” kezelésből származó

mintákon mértem. A tavasszal és ősszel szedett minták CO₂ kibocsátásában a különbség úgy mutatkozik meg, hogy a tavaszi kísérlet beállítás után mért emisszió értékek maximumai 1,5x-2x magasabbak, mint az őszi beállítás után. Ez az eredmény arra utal, hogy a tavasszal megszedett mintákban a mikrobiológiai közösség aktívabb állapotban volt, mint az őszi mintaszedéskor. Csakúgy, mint a váci kísérletnél a szórás értékei azért ilyen magasak, mert az eltérő pF szintre beállított minták emissziója a nedvességtartalom függvényében eltérő nagyságú.

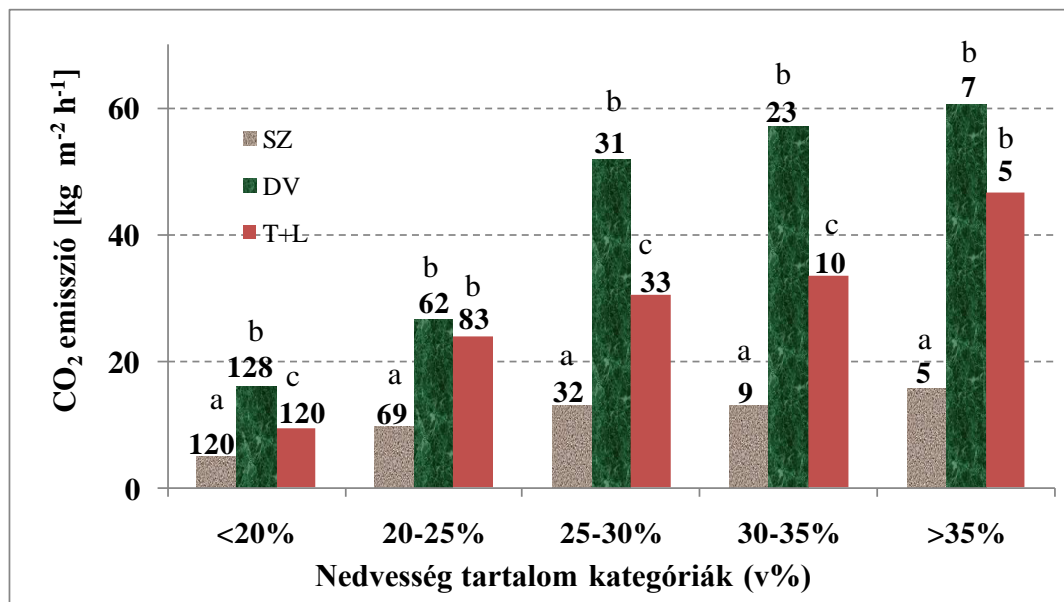


19. ábra: A józsefmajori kezelésekből származó bolygatatlan talajminták CO₂ kibocsátásainak átlaga, szórása és statisztikai összehasonlítása az őszi kísérletben

A talajnedvesség tartalom hatása a CO₂ emisszióra

A kísérletek végén, a talajoszlopok tényleges térfogattömegének megmérése után, minden mérési napra kiszámoltam minden egyes minta térfogatszázalékos nedvességtartalmát. A nedvességtartalmakat mind a két kísérletnél 5 (<20%, 20-25%, 25-30%, 30-35%, >35%) nedvességtartományba soroltam. A minták nedvességtartalmai szűkebb spektrumot öleltek fel, mint a váci minták esetében, ez a minták kezdeti nedvességtartalmának pontosabb becslésével magyarázható. A teljes adatállományt vizsgálva, a különböző mérési napokon mért emisszió értékek átlagát és statisztikai összehasonlítását a tavaszi kísérlet esetében a 20. ábrán, az őszi kísérletnél a 21. ábrán mutatom be.

A tavaszi és az őszi kísérletnél egyaránt ugyanaz a tendencia érvényesült az öt nedvességtartományban, mint amit a mérési napokon szinte minden alkalommal tapasztaltam (18. és 19. ábra), miszerint a legmagasabb CO₂ kibocsátást minden esetben a „DV” kezelésből, a legalacsonyabbat a „SZ” kezelésből származó mintákon mértem. E kezelésekből származó mintáknál a CO₂ kibocsátásban az öt nedvesség tartományban 2-4x-es eltérést tapasztaltam mind a tavaszi, mind az őszi minták esetében. Az egyes nedvességtartományokon belül a kezelések összehasonlítására Kruskal-Wallis próbát alkalmaztam 5% szignifikancia szinten. A tavaszi kísérletben a 20-25%-os illetve a >35%-os nedvességtartományban a „DV” és „T+L” kezelések mintáinak emissziója között statisztikai különbséget nem találtam (p=0,184 és p=0,0809, értelemszerűen), bár a CO₂ kibocsátás alakulása itt is a fent leírt tendencia szerint alakult. A többi nedvességtartományban a három kezelés szignifikánsan különbözött egymástól.



20. ábra: A talaj CO₂ emissziója és nedvességtartalma közötti összefüggés a tavaszi kísérletben

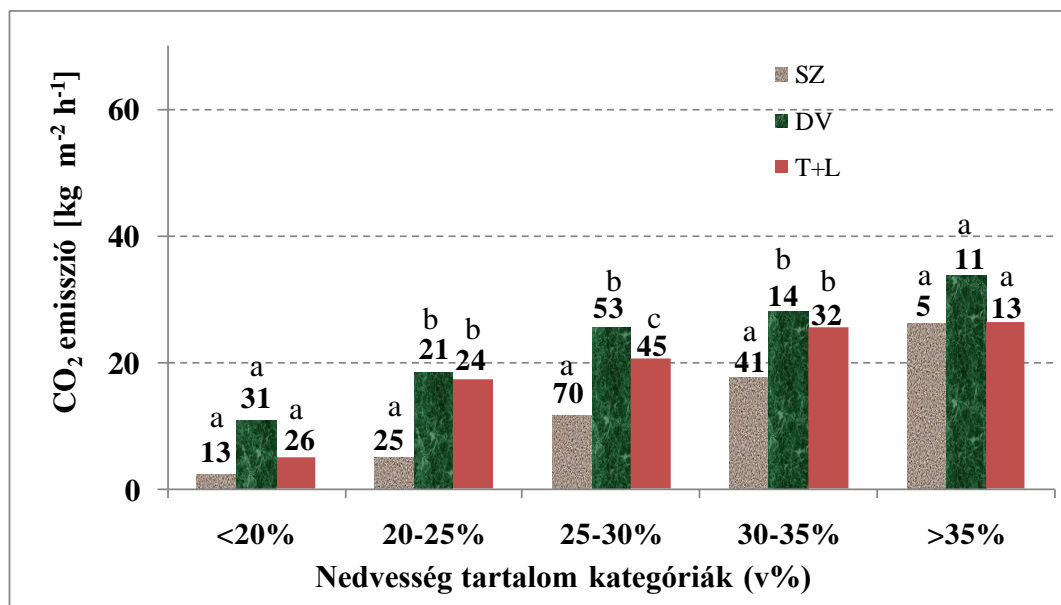
Az oszlopok feletti számok az adott nedvesség kategóriákba sorolt minták számát jelölik.

Az adott nedvesség tartalom kategóriákban a kezelések emisszió értékei között akkor van statisztikailag szignifikáns különbség (p=0.05), ha a hozzájuk tartozó betűjelek eltérőek.

Az őszi kísérletnél a legalacsonyabb (<20% és a legmagasabb >35%) nedvességtartományban a kezelések CO₂ emissziója között statisztikailag igazolható különbséget nem tudtam kimutatni. A három kezelés CO₂ kibocsátása között szignifikáns különbséget csak a 25-30%-os nedvességtartományban tapasztaltam. A többi nedvességtartományban a tavaszi kísérletben tapasztaltakkal azonos tendenciát figyeltem

meg: legmagasabb emissziót minden esetben a „DV” kezelésből, legalacsonyabb emissziót a „SZ” kezelésből származó mintákon mértem.

A talajnedvesség tartalom növekedésével minden kezelésnél a CO₂ kibocsátás növekedését figyeltem meg.



21. ábra: A talaj CO₂ emissziója és nedvességtartalma közötti összefüggés az őszi kísérletben

Az oszlopok feletti számok az adott nedvesség kategóriákba sorolt minták számát jelölik.

Az adott nedvesség tartalom kategóriákban a kezelések emisszió értékei között akkor van statisztikailag szignifikáns különbség ($p=0.05$), ha a hozzájuk tartozó betűjelek eltérőek.

A talaj vízpotenciálja és a CO₂ kibocsátása közötti összefüggések

Csakúgy, mint a Vácról származó minták esetében, a minták belocsolásával az volt a célom, hogy a mintákban négy különböző talajvíz potenciál értéket – pF2.0, pF2.3, pF3.2 és pF3.4 – állítsak be. A kísérlet végén minden mérési napra visszamenőleg meghatároztam a minták tényleges térfogattömeg és vízpotenciál értékét. Ez alapján elmondható, hogy a vízpotenciál értékek a tavaszi kísérletben pF2.5 és pF5.1, az őszi kísérletben pF2.2 és pF5.1 között változtak. Ez valójában azt jelenti, hogy a belocsolás során a mintákhoz adandó víz mennyiségét valamelyest alábecsültem, így a szabadföldi vízkapacitáshoz tartozó, illetve az ezt meghaladó nedvesség értékeket nem hoztam létre. A hozzáadandó víz mennyiségének alábecslését az okozta, hogy a pF-görbéket kisméretű, 100 cm³-es bolygatatlan minták alapján határoztam meg, hiszen a standard talajfizikai laboratóriumokban nagyméretű (800 cm³-es)

mintákból nem lehet meghatározni a talaj vízvisszatartó-görbét. Ugyanakkor már igazolt tény (Kutilek, 1994), hogy a standard 100 cm³-es minták csak szerkezet nélküli talajok esetében nyújtanak megfelelő információt a talaj víztartó képességéről.

A talaj vízpotenciálja és CO₂ kibocsátása közötti összefüggés szorosságát mind a tavaszi, mind az őszi kísérletben regresszió analízissel határoztam meg. Az összefüggés szorosságát mutató determinisztikus együttható (R²) értékeit a 19. (tavaszi kísérlet) és a 20. táblázat (őszi kísérlet) tartalmazza. A tavaszi kísérletnél az első mérési napon a levegő-mintavételt még a talajminták adott pF szintre történő beállítása előtt végeztem el, így ezen a napon nem vizsgáltam a talajemisszió és a vízpotenciál értékek közötti összefüggést.

19. táblázat: A talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti kapcsolat szorosságát jelző R² értékek a józsefmajori kezelésekből (SZ, DV, T+L) származó mintákon a tavaszi kísérlet során

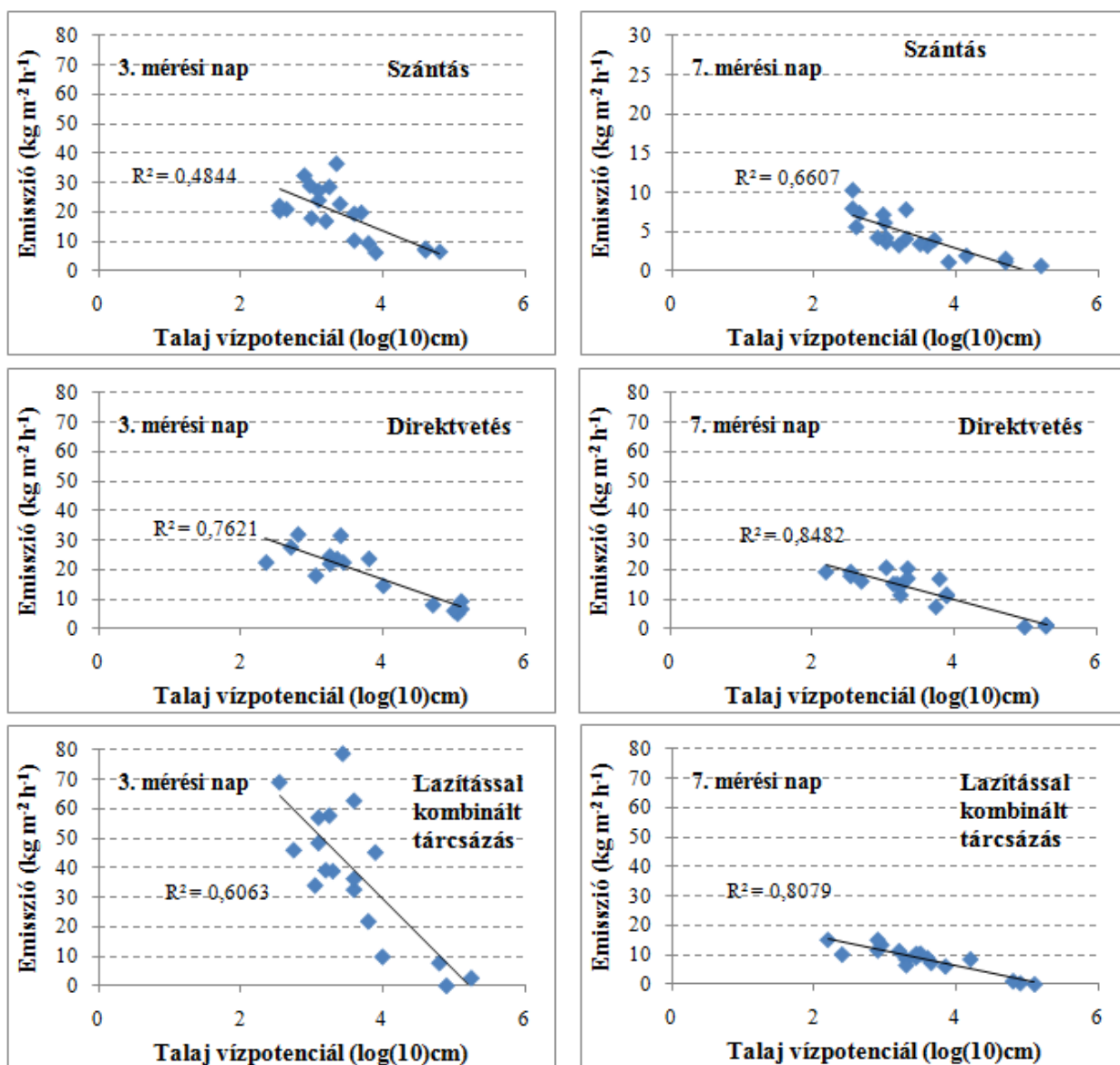
Talaj vízpotenciál értéke (pF) és CO₂ emissziójaközötti kapcsolat						
Kísérlet	SZ		DV		T+L	
Mérési nap	R²	p	R²	p	R²	P
2	0,3211	0,014	0,468	0,001	0,2758	0,025
3	0,1643	0,106	0,6001	0,0003	0,4671	0,0012
4	0,1571	0,129	0,5283	0,001	0,2694	0,027
5	0,4077	0,002	0,6841	<0,0001	0,4403	0,003
6	0,2444	0,031	0,5752	0,0003	0,4097	0,006
7	0,1637	0,135	0,5924	0,0002	0,5347	0,0002
8	0,2055	0,079	0,6861	<0,0001	0,4399	0,003
9	0,1755	0,0742	0,527	0,0006	0,406	0,0059
10	0,5617	0,0001	0,6636	<0,0001	0,3488	0,0099
11	0,4638	0,0037	0,617	0,0001	0,4427	0,0131
12	0,4771	0,0009	0,7381	<0,0001	0,4692	0,0034
13	0,3241	0,0171	0,7419	<0,0001	0,6067	0,0002

20. táblázat: A talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti kapcsolat szorosságát jelző R² értékek a józsefmajori kezelésekből (SZ, DV, T+L) származó mintákon az őszi kísérlet során

Talaj vízpotenciál értéke (pF) és CO₂ emissziója közötti kapcsolat						
Kísérlet	SZ		DV		T+L	
Mérési nap	R²	p	R²	p	R²	p
1	0,4108	0,0100	0,1900	0,0913	0,5636	0,0003
2	0,4821	0,0014	0,7859	<0,0001	0,4121	0,0099
3	0,4844	0,0007	0,7621	<0,0001	0,6063	0,0001
4	0,4525	0,0022	0,8202	<0,0001	0,5085	0,0013
5	0,5601	0,0040	0,5174	0,0025	0,6271	0,0002
6	0,5492	0,002	0,8125	<0,0001	0,6036	0,0002
7	0,6607	<0,0001	0,8482	<0,0001	0,8079	<0,0001
8	0,5621	0,0008	0,8374	<0,0001	0,5809	0,0006

A 22. ábra a talajvíz potenciál értékek függvényében mutatja be a talajlégzést a vizsgált három kezelésben az őszi kísérletből kiválasztott két mérési időpontban; a 3-ik és a 7-ik mérési napon. A szántás kezelésben a talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti determinisztikus együttható (R²) értékei értelemszerűen 0,48 és 0,66, a direktvetésben 0,76 és 0,84 voltak, a lazítással kombinált kezelésben 0,60 és 0,80 voltak.

A 19. és 20. táblázatban, valamint a 22. ábrán bemutatott eredmények alapján elmondható, hogy a talajemisszió és a vízpotenciál értékek közötti összefüggés az összesen vizsgált 20 mérési naphól 18 esetben a direktvetésből származó mintákon volt szorosabb. Az őszi kísérlet első és ötödik napján – amikor a pF-CO₂ emisszió nem a „DV” kezelés mintáin volt a legszorosabb – a minták belocsolása történt. Ez alátámasztja a váci kísérletnél tapasztaltakat, miszerint a legkevésbé bolygatott kezelés mintái érzékenyebben reagálnak a szállításra és a pF értékek beállítása során történő locsolásra. Az őszi kísérlet első napján a pF-CO₂ emisszió összefüggés különösen alacsony volt (R²=0,19), mely a többi mérési napon tapasztaltakhoz képest kiugró értéknek számít.



22. ábra A talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti összefüggések az őszi kísérletben két kiválasztott mérési napon

Megállapítottam, hogy az őszi kísérlet során a vizsgált három kezelésben a vízpotenciál-CO₂ emisszió közötti összefüggések szorosabbak voltak, mint a tavaszi kísérletben, amit azzal magyarázok, hogy az őszi kísérletet megelőző mintavételnél a legutolsó talajművelési eljárás óta hosszabb idő telt el, mint a tavasszal beállított kísérletnél, így a mintákat egy jobban beállt egyensúlyi állapotban szedtem.

4.1 Terepi mérések

Terepi méréseket két évben, 2009-ben és 2010-ben végeztem mind a két mintaterületen. Mivel a rendszeres, egész évben heti gyakorisággal végzett mérések kivitelezése rendkívül költséges, időigényes, emellett számos esetben (belvíz, hóborítás, mezőgazdasági munkák időszaka stb.) kivitelezhetetlen lett volna, a terepi mérések eredményeit elsősorban a laboratóriumi méréseim eredményeinek alátámasztására használtam. Célom az volt, hogy a különböző kezelések CO₂ emissziója között a laboratóriumban kimutatott különbségeket terepi körülmények között is igazoljam.

4.2.1 Váci barackültetvényben végzett terepi mérések eredményei

4.2.1.1 A kezelések hatása a talajtulajdonságokra

A váci barackültetvényben 2009 tavaszán és nyarán heti gyakorisággal összesen 13, illetve 2010-ben a vegetációs időszakban összesen hat alkalommal végeztem el a terepi emissziós méréseket a 3.2.3.2 alfejezetben ismertetett módszer szerint. Az első mintavételi napon szedett bolygatott mintákból vizsgált talajtulajdonságokat a 21. táblázat tartalmazza. A táblázat adataiból látszik, hogy a CO₂ kibocsátását nagymértékben befolyásoló talajbiológiai tulajdonságok értékei minden esetben nagyobbak voltak a gyeppel fedett sorból származó talajmintákban.

21. táblázat: A váci kezelésekből mért talajtulajdonságok

Vizsgált tulajdonságok	gyeppel fedett sor		tárcsázott sor	
	2009	2010	2009	2010
SIR [$\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1}$ talaj h^{-1}]	19,45	23,83	4,88	4,21
WEOC [$\mu\text{g C g}^{-1}$ talaj]	36,91	27,97	25,43	13,80
WEN [$\mu\text{g N g}^{-1}$ talaj]	139,36	29,67	61,25	156,71
Mikrobiális biomassza C [$\mu\text{g C g}^{-1}$ talaj]	719,12	168,30	542,67	37,14
Mikrobiális biomassza N [$\mu\text{g N g}^{-1}$ talaj]	60,74	66,03	22,69	16,33

A két vizsgálati év mérési napjain a bolygatatlan szerkezetű 100 cm³-es mintákból meghatározott térfogatszázalékos nedvességtartalom, illetve térfogattömeg értékeket, illetve a talaj hőmérsékletének értékeit a 22. táblázat tartalmazza.

22. táblázat: A két különböző művelésű sor főbb talajfizikai paramétereit

dátum	tárcsázott sor					gyeppel fedett sor				
	V%		tt		T	V%		tt		T
2009	0-5cm	5-10cm	0-5cm	5-10cm		0-5cm	5-10cm	0-5cm	5-10cm	
4. 16.	22,9	28,1	1,33	1,39	20,2	26,3	29,99	1,19	1,45	19,7
5. 7.	7,4	16,1	1,27	1,42	19,0	12,6	14,67	1,30	1,67	18, 2
5. 12.	9,7	17,5	1,40	1,55	19,3	11,1	12,60	1,22	1,36	17,8
5. 22.	8,4	14,4	1,28	1,41	40,1	12,5	12,29	1,27	1,34	29,4
5. 28.	19,9	10,4	1,29	1,36	22,2	22,2	11,07	1,40	1,55	21,8
6. 12.	22,4	23,3	1,36	1,50	20,3	20,6	25,43	1,18	1,43	20,1
6. 18.	12,4	19,1	1,28	1,45	26,1	14,5	16,96	1,41	1,65	19,9
7. 2.	24,5	31,0	1,20	1,65	25,1	34,7	30,95	1,50	1,68	24,4
7. 9.	18,4	23,8	1,43	1,66	20,7	15,2	17,41	1,31	1,44	20,7
7. 15.	17,9	15,6	1,24	1,60	32,4	14,3	15,28	1,35	1,51	26,9
7. 21.	14,6	15,0	1,31	1,46	25,7	24,5	18,30	1,35	1,50	22,1
7. 28.	14,1	9,9	1,09	1,16	26,7	11,7	14,08	1,32	1,52	26,7
8. 27.	13,7	15,8	1,39	1,47	25,1	16,6	12,72	1,28	1,46	21,7
	V%		tt		T	V%		tt		T
2010	0-5cm	5-10cm	0-5cm	5-10cm		0-5cm	5-10cm	0-5cm	5-10cm	
4. 18.	25,2	29,7	1,24	1,50	17,2	34,9	32,3	1,21	1,66	16,8
6. 9.	21,2	26,6	1,29	1,52	27,4	35,5	27,6	1,43	1,55	25,4
7. 1.	13,5	26,3	1,35	1,51	35,8	24,1	29,8	1,03	1,48	33,7
7. 22.	7,7	14,3	1,28	1,34	33,2	20,2	16,0	1,32	1,45	26,3
8. 28.	14,3	22,3	1,18	1,62	28,7	21,2	21,4	1,34	1,59	24,2
10. 10.	24,4	31,0	1,24	1,56	10,8	35,9	32,5	1,34	1,68	11,6

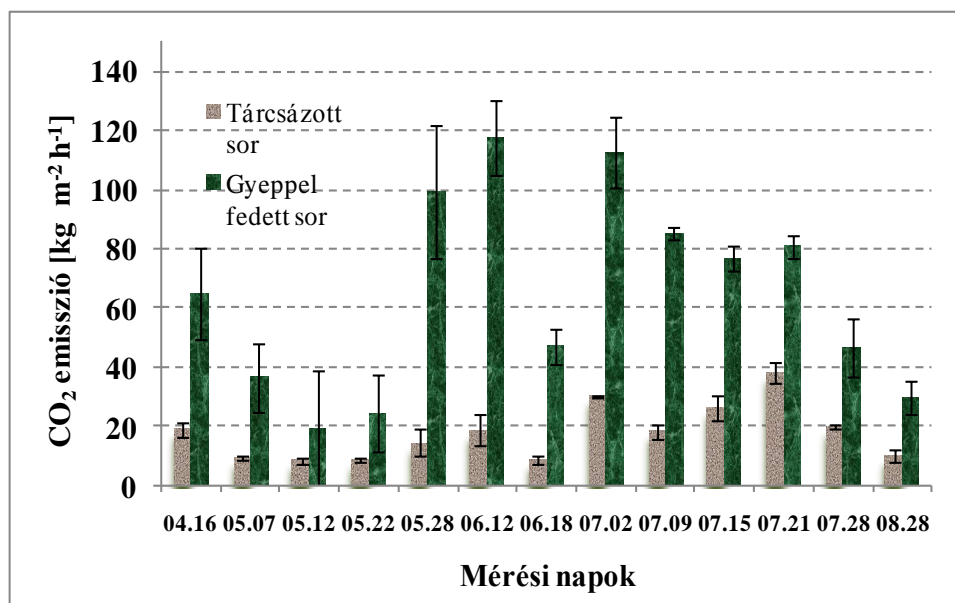
A talajfizikai paraméterek jól tükrözik, hogy a különböző művelési módok a talaj nedvességtartalmára, térfogattömegére és hőmérsékletére egyaránt hatással vannak. 2009-ben a 0-5cm-es talajrétegben a 13 mérési naphól 10 napon a talaj nedvességtartalma a gyeppel fedett sorban volt nagyobb. A különbség a nyári időszakban a legmagasabb nedvességtartalmú napokon a 10 v%-ot is eléri. 2010-ben a 0-5cm-es rétegben minden mérési napon a gyeppel fedett sor nedvességtartalma magasabb, és a különbségek még inkább kifejezettek, mint 2009-ben. Ennek megfelelően alakulnak a feltalajban mért hőmérséklet értékek is, a két vizsgálati évben, egyetlen mérési napot leszámítva (2010.10.10) a gyeppel fedett sorban voltak alacsonyabbak. A talaj nedvességtartalma és hőmérséklete a talajlégzést befolyásoló legfontosabb két tényező (Szili-Kovács, 2004, Raich, 1992). A terepi körülmények között ezekben a paraméterekben megmutatkozó - esetenként jelentős - különbségek a talaj CO₂ kibocsátására is hatással vannak. A gyeppel fedett sorban tapasztalt nagyobb talajnedvességtartalmak nagyobb talajlégzést feltételeznek a szárazabb társcsázott talajon mért értékekhez képest. Ugyanakkor a gyepre jellemző kisebb talajhőmérséklet-értékek kisebb talajlégzésre

utalnak a gyepel fedett sorban, mint a tárcsás kezelésben. Mint azt a fenti példa mutatja, terepi körülmények között nehéz értelmezni az egyes kezelések talajlégzésre gyakorolt hatását, mert a talaj CO₂ kibocsátását befolyásoló tényezők nagyon eltérőek lehetnek az egyes kezelések között.

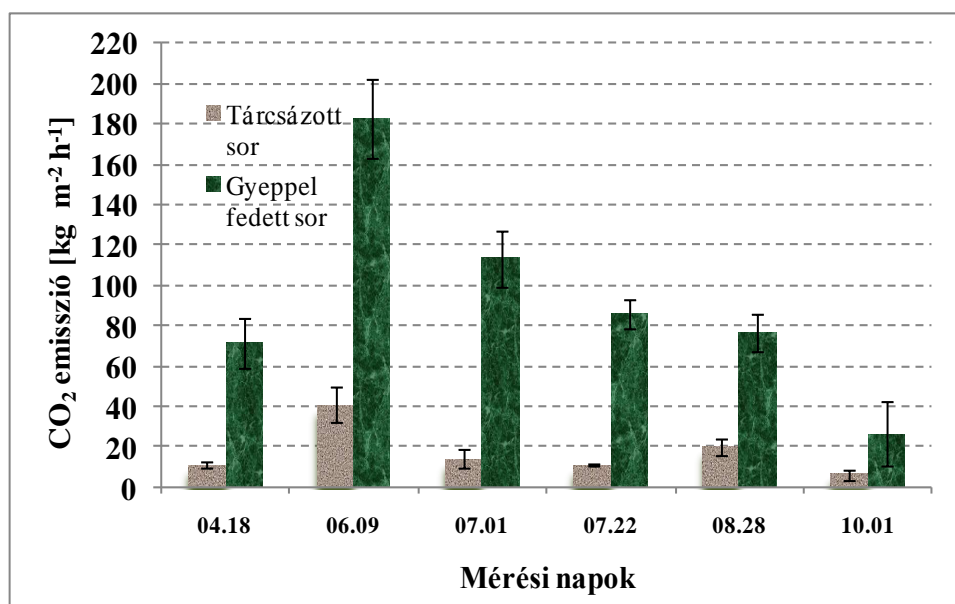
Mérési eredményeim ismét rávilágítottak arra, hogy a terepen mért emisszió adatok értékelése során, a kezelésekben megmutatkozó talajjellemzők különbsége miatt nem lehet egyértelmű, a talajművelés módjára visszavezethető megállapításokat tenni. A laboratóriumban, kontrollált körülmények között végzett kísérletek során ezeket a talajlégzést befolyásoló legfontosabb talajfizikai tulajdonságokat egyazon értékre lehet beállítani a különböző kezelésekben, ezáltal a talaj CO₂ kibocsátásában megmutatkozó különbségeket a talajművelési mód közvetlen hatásával lehet összefüggésbe hozni.

4.2.1.2 Kezelések hatása a CO₂ emisszióra

A 23. ábra a 2009., az 24. ábra a 2010. év vegetációs periódusában mért CO₂ emisszió értékeket mutatja be az összes mérési napon.



23. ábra: A váci barackültetvény gyepel fedett és tárcsázott sorainak CO₂ emissziója 2009-ben



24. ábra: A váci barackültetvény gyepel fedett és tárcsázott sorainak CO₂ emissziója 2010-ben

Egyértelműen látszik, hogy a kezelések közötti különbség a CO₂ emisszió tekintetében mindkét évben, az összes mérési napon jelentős. A mért emisszió adatok mindkét évben, kezelésként normális eloszlást mutattak, a mért emisszió értékek szórása azonban szignifikánsan eltért egymástól. Ezért az azonos mérési napokon, de eltérő kezelésekben mért emisszió-értékek közötti szignifikáns eltérés kimutatásához a Welch-féle d-próbát alkalmaztam.

A kezelések CO₂ kibocsátásának statisztikai értékelését a 23. (2009) és a 24. (2010) táblázat tartalmazza. Ezen táblázatok mutatják be az adott mérési napokon a mért CO₂ emisszió értékek átlagát, szórását és variációs koefficiensét is. A 2009-es 13 mérési nap adatainak statisztikai összehasonlítása után megállapítottam, hogy a „Gy” sorban mért emisszió értékek 2 mérési nap kivételével minden esetben szignifikánsan nagyobbak (p=0,05) voltak, mint a „T” sorokban mért emisszió értékek. Mindemellett, a szignifikáns különbséget nem mutató napokon is hasonló a tendencia, mint a többi napon; a bolygatás nélküli sorban mértem a magasabb emissziót. A két mérési nap, melyen nem mutatható ki statisztikai különbség a kezelések között, a három legszárazabb talajnedvesség állapotú nap között van. A 20. táblázatban bemutatott szórás értékek alapján elmondható, hogy a gyepel fedett sor CO₂ emisszió értékeinek szórása (SD) általában többszöröse a tárcsázott sorban mért értékeknek, de a variációs koefficiens (CV) értékek tekintetében már nem minden esetben ilyen kifejezett a különbség, bár ez az érték is többnyire a „Gy” kezelésnél magasabb. Ezek az eredmények nem meglepőek, hiszen ismeretes, hogy a talajművelés homogenizáló hatása révén általában

csökkenti a feltalaj tulajdonságainak térbeli és időbeli változatosságát, így ezen jellemzők szórását is.

23. táblázat: A 2009-ben vizsgált váci kezelések statisztikai összehasonlítása, a talaj CO₂ kibocsátásának átlaga, szórása és variációs koefficiense.

dátum	tárcsázott sor			gyeppel fedett sor		
	átlag	SD	CV	átlag	SD	CV
2009						
4. 16.	19,0 a	2,2	11,8	64,9 b	15,6	24,1
5. 7.	9,5 a	0,6	6,0	36,7 b	11,6	31,6
5. 12.	8,5 a	1,0	11,3	19,3 a	19,6	1,4
5. 22.	8,8 a	0,8	9,2	24,5 a	12,7	11,4
5. 28.	14,5 a	4,4	30,5	99,0 b	22,4	22,7
6. 12.	18,9 a	5,3	27,9	117,6 b	12,6	10,7
6. 18.	8,7 a	1,1	12,7	47,0 b	6,1	13,0
7. 2.	30,4 a	0,3	1,0	112,6 b	12,0	10,6
7. 9.	18,3 a	2,6	14,3	85,4 b	2,0	2,4
7. 15.	26,6 a	4,2	15,8	76,6 b	4,2	5,5
7. 21.	38,2 a	3,6	9,5	80,8 b	3,8	4,7
7. 28.	20,0 a	1,0	5,2	46,7 b	9,9	21,2
8. 27.	10,3 a	2,3	22,1	29,6 b	5,7	19,4

A 2010-ben mért CO₂ emisszió értékek alakulása hasonló a 2009-ben mért értékekhez; minden esetben a „Gy” kezelésben mértem nagyobb emissziót, mely különbség a 6 mérési napból 5 esetben statisztikailag is szignifikáns volt. A nem szignifikáns különbséget (p=0,1651) a két sor emissziója között a hat mérési nap közül a legnedvesebb talajállapotnál mértem. A mért emisszió értékek szórásai (21. táblázat) 2010-ben is jóval magasabbak voltak a „Gy”, mint a „T” kezelésben, a variációs koefficiens értékek a mérési napok felénél a bolygatatlan kezelésben voltak magasabbak. Összességében elmondható, hogy a kezelések CO₂ kibocsátása között statisztikai különbséget a legszárazabb, illetve a legnedvesebb talajállapotoknál nem tudtam csak kimutatni. Ezeknél a nedvességállapotoknál a talaj CO₂ kibocsátása jelentősen lecsökken, és a kezelések közötti különbség alacsonyabb lesz. A terepi körülmények között a kezelések között kimutatott különbségek – miszerint a „GY” kezelésben a talaj CO₂ kibocsátása jelentősen magasabb, mint a „T” kezelésben - összhangban állnak a laboratóriumban észleltekkkel. A laboratóriumi mérések során szintén a legszárazabb és a legnedvesebb nedvesség tartalom kategóriában nem tudtam kimutatni szignifikáns különbséget a két kezelés CO₂ emissziója között (16. ábra).

24. táblázat: A 2010-ben a váci kezelésekben mért CO₂ emisszió értékek átlaga, szórása és variációs koefficiense

dátum	tárcsázott sor			gyeppel fedett sor				
	átlag	SD	CV	átlag	SD	CV		
2010								
4. 18.	11,1	a	1,4	12,7	71,7	b	12,5	17,4
6. 9.	40,7	a	8,7	21,5	182,7	b	19,6	10,7
7. 1.	14,2	a	4,3	30,0	113,3	a	13,5	11,9
7. 22.	11,2	a	0,5	4,6	86,1	a	6,9	8,0
8. 28.	20,0	a	4,0	19,8	76,6	b	9,0	11,8
10. 1.	6,3	a	2,5	39,6	26,4	b	16,1	60,9

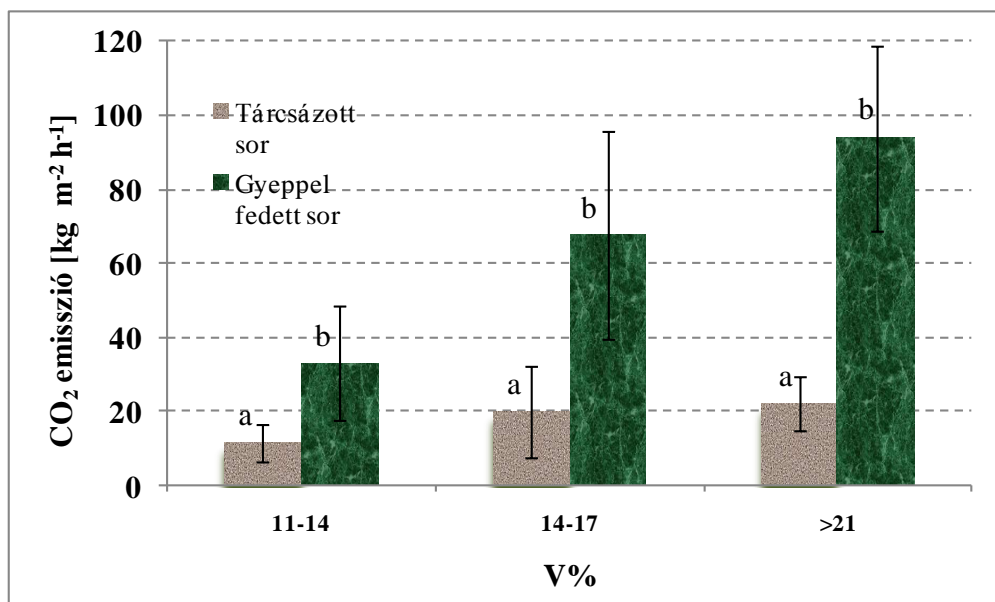
Megjegyzés: Az eltérő betűjelek (a és b) statisztikailag szignifikáns eltérést jeleznek 5%-os szignifikancia szinten.

4.2.1.3 A talajnedvesség tartalom és az emisszió kapcsolata

Mivel a terepi mintavételezések során mért talajnedvesség értékek egyes napokon jelentős eltérést mutattak, így a mért emisszió értékeket a talaj nedvességállapotának függvényében 3 csoportra osztottam. A 2009. évben mért értékek alapján létrehozott csoportokban a talajnedvesség értékek mind a két kezelésnél 11-14, 14-17 és >21 V% között mozogtak. Bár a kezelésekben mért nedvesség tartalmak eltérőek voltak, mind a két kezelésnél létre tudtam hozni ezeket a csoportokat. Ezen nedvesség tartományokban mért emisszió értékek átlagát az 25. ábra mutatja be. A 3 különböző nedvességtartományban mért emisszió érték alapján elkészítettem a kezelések statisztikai összehasonlítását, melyet szintén az 25. ábra jelöl.

A 11-14v% tartományba eső CO₂ emisszió értékek nem mutattak normális eloszlást, a többi tartomány adatai mindkét kezelés esetében normális eloszlásúnak tekinthető. Ennek megfelelően Mann-Whitney próbát (11-14v%), illetve nem párosított t-próbát (14-17 és >21v%) alkalmaztam. A statisztikai elemzés minden esetben a kezelések között nagymértékű, szignifikáns eltérést mutatott ($p < 0,0001$).

Az eredmények azt mutatják, hogy bár a kezelések nagymértékben hatnak a talaj CO₂ kibocsátását elsősorban befolyásoló talajnedvesség tartalomra és talajhőmérsékletre, a CO₂ emisszió nem csak ezektől a tényezőktől függ. Az azonos nedvességtartalom tartományokban vizsgált emisszió értékek közötti statisztikai eltérés rávilágít arra, hogy a kezelések hatásaként kialakult eltérő talajszerkezet nagymértékben befolyásolja a talaj CO₂ kibocsátását. Ennek oka feltételezhetően az, hogy a bolygatatlan, gyeppel fedett sorban a zavartalan talajélet révén sokkal nagyobb a biológiai aktivitás (21. táblázat).



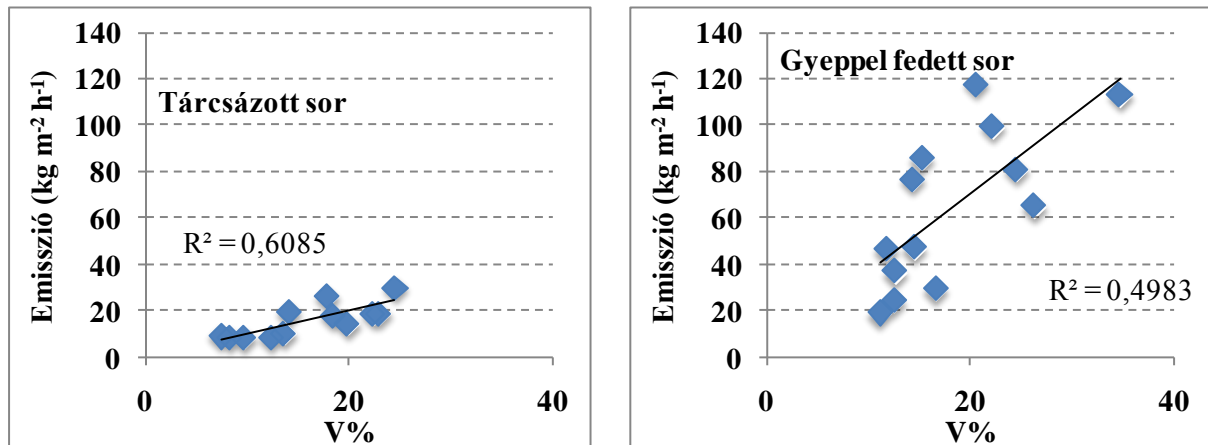
25. ábra: 2009-ben a váci kezelésekben mért emisszió értékek átlaga különböző nedvességtartalmaknál

2010. évben a kezelések talajának nedvességtartalma között a különbségek sokkal erőteljesebbek voltak, mint 2009-ben. A talaj felső 5 cm-ében mért különbségek a vizsgált 6 mérési naptól 5 napon meghaladták a 10%-ot. Így a 2010-ben mért CO₂ kibocsátás értékeket nem tudtam ugyanazokba a nedvességtartalom kategóriákba sorolni. Ez a tény megerősítette, hogy laboratóriumban, azonos nedvességtartalomra beállított minták CO₂ kibocsátásának vizsgálatára van szükség ahhoz, hogy az eltérő talajművelési módok hatását megbízhatóan értékelni lehessen.

A talajnedvesség tartalom és a talaj CO₂ kibocsátása közötti összefüggés vizsgálatára mind a két vizsgálati évben lineáris regresszió analízist végeztem. Megállapítottam, hogy a felső 5cm-es talajréteg nedvességtartalma és a CO₂ kibocsátás között erősebb az összefüggés a felső 10cm-es talajréteg nedvességtartalmával összehasonlítva.

2009-ben 13 mérési nap értékei tekintve a „Gy” kezelés talajának nedvességtartalma és a CO₂ emisszió között közepesen erős összefüggést találtam ($R^2=0,4983$). A „T” kezelésnél az összefüggés mind a 13 mérési nap adatait tekintve igen alacsony volt ($R^2=0,2947$). Az összefüggést nagymértékben rontotta a július 2-án mért kiugróan magas CO₂ emisszió érték. A vizsgált sorban közvetlenül a mérésemet megelőző napon végezték el az aktuális talajművelési munkálatokat. Szakirodalmi adatokra támaszkodva, miszerint a talajművelést követően jelentősen megnő az emisszió a mélyebb talajrétegek oxigénnel történő feldúsulása révén, a „T” kezelésnél figyelmen kívül hagytam a július 2-i mérési nap eredményét a regresszió analízis során. Így a talaj nedvességtartalma és a CO₂ kibocsátás közötti

összefüggés sokkal szorosabbá vált ($R^2=0,6085$) és összességében közepesen erősnek mondható. Az elvégzett regresszió analízist bemutató grafikonokat a 26. ábra tartalmazza. A korrelációs együttható (r) szignifikanciája a „T” kezelésnél $p=0,0027$, a „GY” kezelésnél $p=0,0071$ volt, ami azt jelenti, hogy a talaj nedvességtartalma és CO_2 emissziója között kapott összefüggések megbízhatósága mindkét kezelés esetében jobb, mint 99,99% ($p<0,01$).

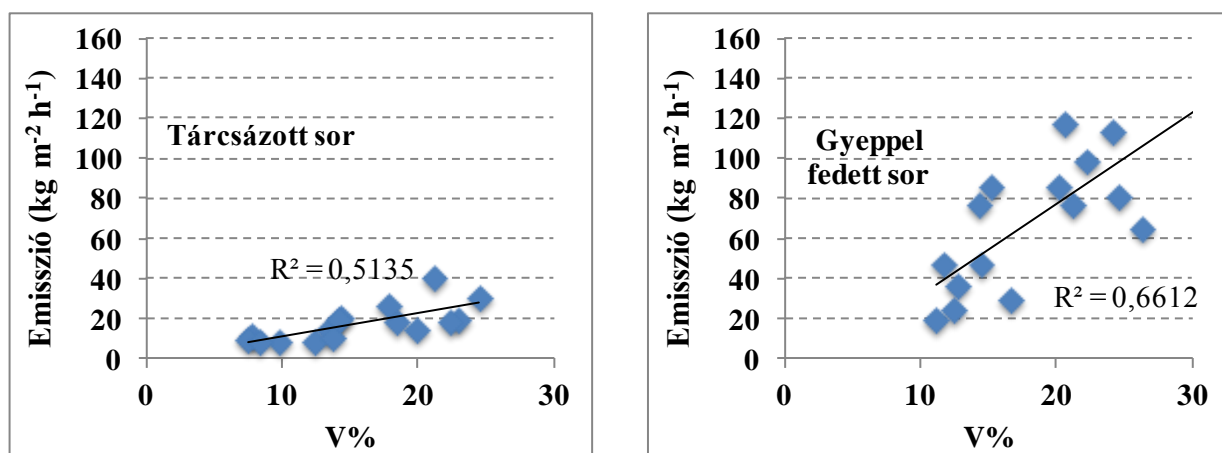


26. ábra: A talajnedvesség és a CO_2 kibocsátás közötti kapcsolat a 2009-es adatok alapján

A 2010-ben mért adatok alapján elvégzett regresszió analízis alapján az összefüggés a talaj nedvességtartalma és CO_2 emissziója között nagyon gyenge volt. A „T” kezelésnél $R^2=0,037$, a „GY” kezelésnél $R^2=0,002$ értéket kaptam. A 2010. év során elvégzett mérések célja az volt, hogy a kora tavasztól késő őszig legyenek mérések. A legelső mérés április 18-án, a legutolsó október 1-én volt. A rendkívül hosszú tél miatt valószínűsíthető, hogy a tavaszi első mérés során, ami közvetlenül a hóolvadás után történt a talaj mikrobiológiai közössége még nem, 2010 októberében pedig már nem volt aktív állapotban, így a magas nedvesség tartalom ellenére sem mértem ezeken a napokon magas emissziót. Ennek megfelelően az első és az utolsó, a többenél lényegesen hidegebb mérési nap eredményeit nem tekintettem azonos populációból származónak, és kihagytam az elemzésből. A fennmaradó mérési adatra elvégzett regresszió analízis rendkívül szoros összefüggést mutatott ($R^2=0,8743$ és $R^2=0,9731$ a „T” és „Gy” kezeléseknél) a talaj nedvességtartalma és CO_2 kibocsátása között mind a két kezelés esetén. E szoros összefüggés értékelésénél azonban nem hagyható figyelmen kívül az a tény, hogy a nedvességtartalom és az emisszió közötti kapcsolatot ebben az esetben négy mérési napon mért értékek alapján állítottam fel. A korrelációs együttható a hat adatra elvégzett regresszió analízis esetében $p=0,909$ (T kezelés) és $p=0,933$ (GY kezelés) szinten volt „szignifikánsnak” tekinthető, ami azt mutatja, hogy a kapott összefüggések ($R^2=0,037$ (T) és $R^2=0,002$ (GY)) nem megbízhatóak. Ezzel szemben a négy adatpontra felállított

összefüggések korrelációs együtthatója $p=0,064$ (T kezelés) és $p=0,014$ (GY kezelés) szinten szignifikánsnak bizonyult.

A két mérési év adatainak együttes elemzése során a determinisztikus együtthatók értéke $R^2=0,51$ (T) és $R^2=0,66$ (Gy) volt, értelemszerűen $p=0,0018$ (T) és $p<0,0001$ (GY) szignifikancia szinten, mely összefüggést a 27. ábra szemlélteti.



27. ábra: A talajnedvesség és a CO₂ kibocsátás közötti kapcsolat a váci mintaterületen a 2009-es és a 2010-es adatok alapján

4.2.2 Józsefmajori talajművelési kísérletben végzett terepi mérések eredményei

4.2.2.1 Kezelések hatása a talajtulajdonságokra

A józsefmajori talajművelési kísérletből a váci ültetvényben leírt módon és időben végeztem el a terepi méréseket, azzal a különbséggel, hogy 2009-ben július 9-én Józsefmajorban a betakarítás miatt nem tudtam mérni. A 25. táblázatban az első mintavételi napon szedett bolygatott mintákból vizsgált talajtulajdonságokat mutatom be. A táblázat adataiból látszik, hogy az összes vizsgált paraméter a „DV” kezelésben a legmagasabb. A mikrobiológiai aktivitás mértékét jelző szubsztrát indukált respiráció értékei mind a két évben közel 3x olyan magasak voltak a „DV”, mint a „SZ” kezelésben. A mikrobiális biomassza C tartalom szintén a „DV” kezelésben volt a legmagasabb. A „T+L” kezelésben mért SIR és mikrobiális C tartalom értékei magasabbak voltak a „SZ” kezelésben, de alacsonyabbak a „DV” kezelésben mért értékeknél.

25. táblázat: A józsefmajori kezelések talajaiból meghatározott talajtulajdonságok

Kezelések	SZ		DV		T+L	
	2009	2010	2009	2010	2009	2010
Vizsgált paraméterek						
SIR [$\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1}$ talaj h^{-1}]	3,99	4,50	10,88	11,77	9,62	7,71
WEOC [$\mu\text{g C g}^{-1}$ talaj]	28,40	11,00	39,99	20,39	18,83	15,43
WEN [$\mu\text{g N g}^{-1}$ talaj]	18,72	29,72	56,49	127,32	41,11	61,08
Mikrobiális biomassza C [$\mu\text{g C g}^{-1}$ talaj]	375,28	453,88	728,24	909,67	607,54	740,56
Mikrobiális biomassza N [$\mu\text{g C g}^{-1}$ talaj]	2,41	8,80	10,24	39,04	15,60	60,49

A két vizsgálati év mérési napjain a bolygatatlan szerkezetű 100cm³-es mintákból meghatározott térfogatszázalékos nedvességtartalom, illetve a talaj hőmérsékletének értékeit az 26. táblázat, a térfogattömeg értékeket a 27. táblázat tartalmazza.

26. táblázat: A józsefmajori kezeléskeben mért talaj nedvességtartalom (v%) és hőmérséklet (T; °C) értékek

	SZ			DV			T+L		
	v%			v%			v%		
2009	0-5cm	5-10cm	T	0-5cm	5-10cm	T	0-5cm	5-10cm	T
4. 16.	26,12	23,00	20,3	30,70	28,91	18,7	27,39	25,95	20,1
5. 7.	11,58	15,86	24,0	13,62	18,46	23,0	15,09	17,56	21,0
5. 12.	23,93	13,87	21,6	27,14	21,46	21,1	24,41	19,70	20,7
5. 22.	17,79	19,36	31,6	19,16	21,75	27,5	19,22	21,49	28,3
5. 28.	24,56	19,65	24,8	25,35	17,72	24,8	26,52	17,85	23,7
6. 12.	33,30	29,58	22,8	38,47	34,63	30,1	38,12	31,35	29,6
6. 18.	20,60	21,35	36,1	16,86	22,82	37,9	18,68	19,39	36,6
7. 2.	30,70	33,03	34,6	35,60	36,06	33,6	29,24	34,76	35,0
7. 15.	33,25	34,43	37,7	37,58	31,65	38,5	23,08	27,67	34,7
7. 22.	29,38	33,38	33,6	26,08	33,81	31,0	25,81	31,30	28,9
7. 28.	20,63	24,10	38,7	29,13	33,23	35,3	23,53	31,07	36,2
8. 27.	26,72	27,81	36,1	28,21	31,06	31,3	21,06	21,42	34,8
2010	0-5cm	5-10cm	T	0-5cm	5-10cm	T	0-5cm	5-10cm	T
4. 18.	23,45	32,25	23,2	28,34	34,23	20,1	30,96	35,27	23,1
6. 9.	23,19	35,94	28,7	31,96	36,54	25,4	24,64	35,87	26,5
7. 1.	22,62	34,29	35,2	13,06	31,42	33,7	26,20	34,81	35,1
7. 22.	21,95	23,55	31,0	23,73	28,51	30,5	24,27	26,18	30,2
8. 28.	20,22	27,53	33,5	26,05	28,49	30,2	21,67	30,10	32,2
10. 1.	31,06	38,87	12,4	39,95	40,06	13,4	38,97	37,42	13,1

A táblázatban közölt adatokból látszik, hogy a vizsgált talajművelési módok jelentősen befolyásolják a talaj nedvességtartalmát, térfogattömegét és hőmérsékletét. A talaj

térfogatszázalékos nedvességtartalma a 18 mérési naptól (2009 és 2010 együtt) 12 mérési napon a „SZ” kezelésben volt a legalacsonyabb, és csak 3 mérési napon volt magasabb, mint a „DV” kezelésben, ami jól mutatja, hogy a szántás a feltalaj nedvességállapotát kedvezőtlen irányban befolyásolja. Ezek az értékek összhangban állnak a talaj hőmérsékletével, mely a legtöbb mérési napon a „SZ” kezelésben volt a legmagasabb. A szántás kezelésben tapasztalt viszonylag kicsi talajnedvesség- és nagy hőmérséklet-értékek feltehetően a rögök kialakulására, a megnövekedett talajfelszínen végbemenő intenzívebb párolgásra és átmelegedésre vezethetők vissza.

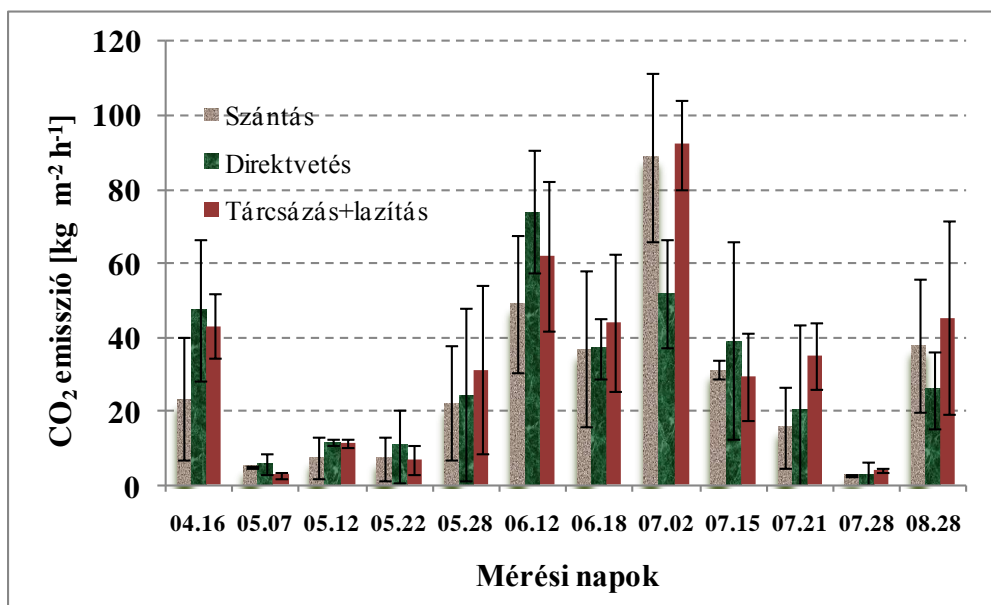
27. táblázat: A józsefmajori kezeléskeben mért térfogattömeg értékek

	SZ		DV		T+L	
	tt		tt		tt	
2009	0-5cm	5-10cm	0-5cm	5-10cm	0-5cm	5-10cm
4. 16.	1,18	1,27	1,32	1,34	1,38	1,43
5. 7.	1,15	1,21	1,13	1,21	1,29	1,28
5. 12.	1,55	1,24	1,40	1,29	1,37	1,31
5. 22.	1,36	1,53	1,43	1,47	1,31	1,51
5. 28.	1,45	1,50	1,41	1,22	1,32	1,27
6. 12.	1,47	1,41	1,43	1,50	1,46	1,43
6. 18.	1,47	1,49	1,25	1,33	1,37	1,32
7. 2.	1,43	1,45	1,39	1,40	1,35	1,46
7. 15.	1,59	1,65	1,57	1,48	1,44	1,52
7. 22.	1,61	1,69	1,48	1,60	1,48	1,52
7. 28.	1,64	1,63	1,46	1,56	1,53	1,57
8. 27.	1,54	1,61	1,53	1,48	1,35	1,51
2010						
4. 18.	1,13	1,49	1,18	1,21	1,34	1,47
6. 9.	1,31	1,43	1,35	1,49	1,31	1,52
7. 1.	1,28	1,45	1,01	1,51	1,42	1,56
7. 22.	1,13	1,30	1,29	1,46	1,20	1,44
8. 28.	1,18	1,39	1,36	1,48	1,28	1,51
10. 1.	1,22	1,49	1,45	1,58	1,36	1,56

4.2.2.2 Az eltérő talajművelési rendszerek hatása a CO₂ emisszióra

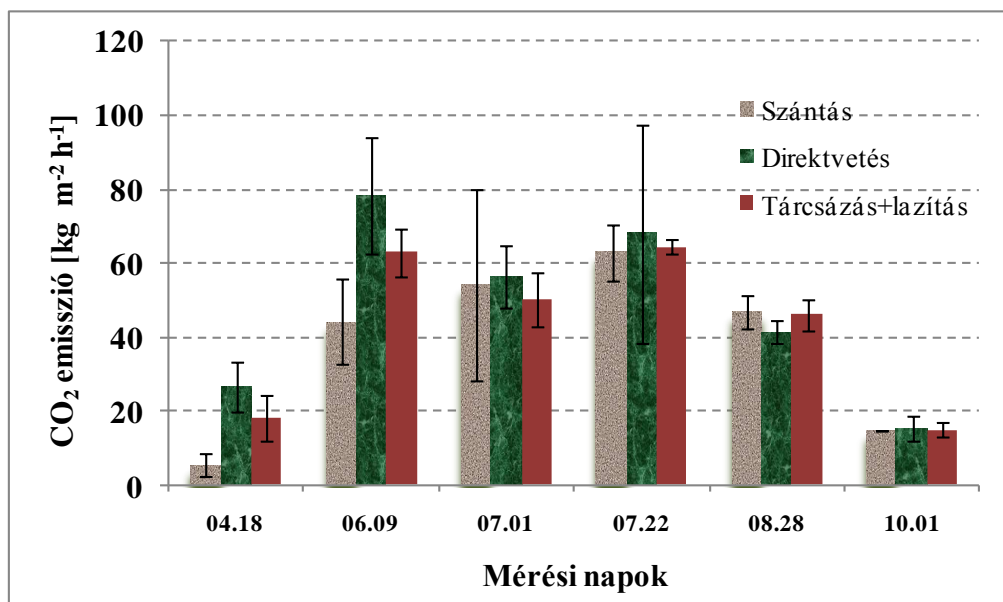
A 28. ábrán a 2009., az 29. ábrán a 2010. évben mért emisszió értékeket mutatom be a különböző mérési napokon. A mérések eredményeiből látszik, hogy terepi viszonyok között, a különböző kezelések talajának CO₂ kibocsátása között nincs olyan egyértelmű különbség, mint amelyet laboratóriumi körülmények között ki tudtam mutatni. 2009-ben a legalacsonyabb

CO₂ kibocsátás a mérési napok több mint felén a „SZ” kezelésből történt, de a különbség nem volt olyan kifejezett, mint a laboratóriumban. A kezelések naponkénti statisztikai összehasonlításához Kruskal-Wallis próbát alkalmaztam, de szignifikáns különbséget egyetlen mérési napon sem tudtam kimutatni a kezelések között. Az első mérési napot követően a CO₂ kibocsátás jelentősen visszaesett, melyet a nedvességtartalom több mint 10%-os csökkenésével lehet magyarázni. A májusi mérések során a talaj nedvességtartalma a júliusi első 3 mérési nappal összehasonlítva átlagosan legalább 10%-kal alacsonyabb volt, ezzel magyarázható a szakirodalmi adatoktól való eltérés, miszerint a talaj CO₂ kibocsátása a késő tavaszi-kora őszi időszakokban a legmagasabb.



28. ábra: 2009-ben mért CO₂ kibocsátás értékek a józsefmajori kezelésekben

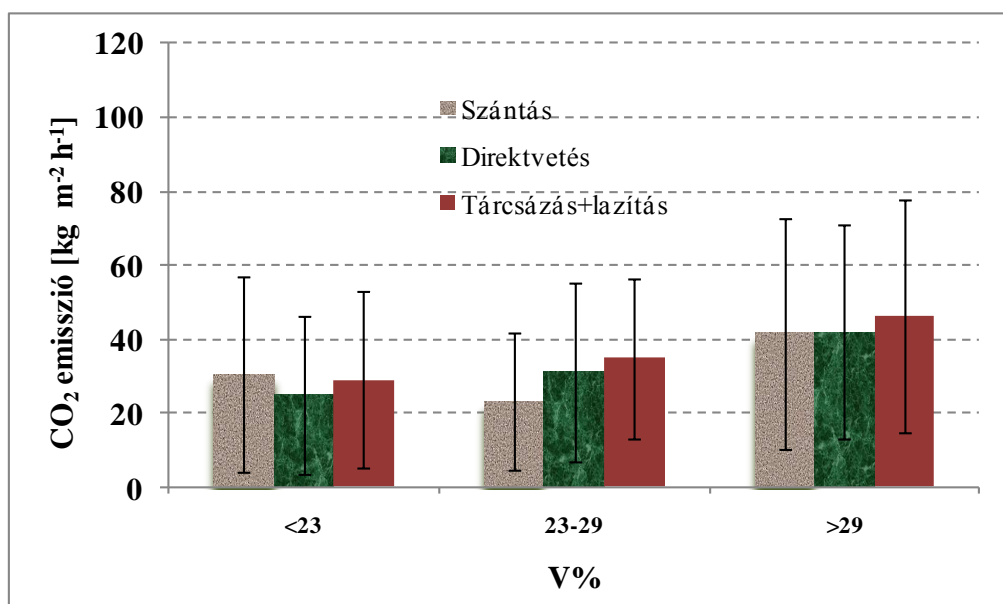
2010. évben a mérési napok felére kaptam a laboratóriumi eredményekhez hasonló eredményeket, miszerint a legalacsonyabb CO₂ kibocsátás a „SZ” kezelésben, legmagasabb a „DV” kezelésben volt tapasztalható. A CO₂ kibocsátás statisztikai összehasonlításához - mivel a mérési adatok a vegetációs időszakra vonatkoztatva normális eloszlást mutattak – egytényezős variancia analízist végeztem el. A „SZ” parcellán mért emisszió egy mérési napot leszámítva (08.28) minden esetben alacsonyabb volt, mint a „DV” parcellán mért érték, de szignifikáns különbség e két kezelés között csak az első mérési napon volt kimutatható. A „DV” és „T+L” kezelések között statisztikailag igazolható különbséget egyetlen mérési napon sem mutattam ki.



29. ábra: 2010-ben mért CO₂ kibocsátás értékek a józsefmajori kezelésekben

4.2.2.3 A talajnedvesség-tartalom és a CO₂ emisszió kapcsolata

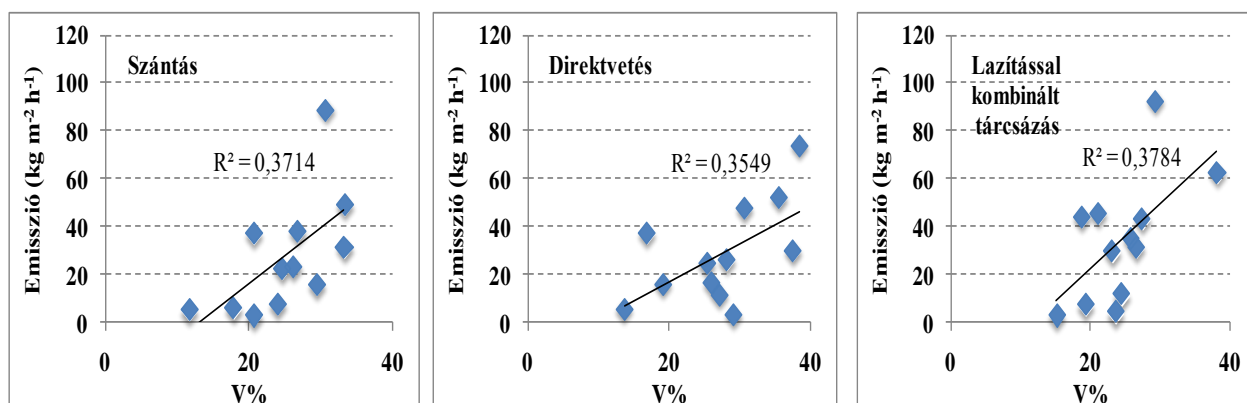
A mért emisszió értékeket három kategóriásba soroltam a talaj nedvességállapota szerint a célból, hogy a talaj CO₂ kibocsátását a nedvesség állapot függvényében tudjam vizsgálni. Mivel a talajnedvesség tartalom tekintetében a két vizsgált évben nem volt olyan jelentős különbség, mint a váci ültetvény esetében, ezért a két év emisszió adatait együtt kezeltem, az eredményeket a 30. ábrán mutatom be.



30. ábra: Az emisszió nagysága eltérő kezelésekben különböző nedvesség tartományokban.

Az ábrán a szórás adatok azért ilyen magasak, mert az emisszió értékeket két különböző évben, összesen 18 különböző napon mértem, melyek a teljes vegetációs periódust felölelték annak CO₂ kibocsátás dinamikájával együtt. A 2009-es és 2010-es adatállomány statisztikai vizsgálata alapján elmondható, hogy a kezelések között az egyes nedvességtartományokban szignifikáns különbséget nem tudtam kimutatni. A „DV” és „T+L” kezelésekben a nedvességtartalom növekedésével az emisszió növekedését figyelhetjük meg, bár a növekedés nem mondható szignifikánsnak.

A talajnedvesség tartalom és a talaj CO₂ kibocsátása közötti összefüggés vizsgálatára regresszió analízist végeztem. A felső 5cm-es talajréteg nedvességtartalma és a CO₂ kibocsátás között mind a három kezelés (SZ, DV, T+L) esetén hasonló összefüggést találtam ($R^2=0,37$, $R^2=0,35$ $R^2=0,38$) (31. ábra). Az R^2 szignifikanciája $p=0,035$ (SZ), $p=0,041$ (DV), $p=0,033$ (T+L), ami arra enged következtetni, hogy a kapott eredmények megbízhatósági szintje 95% fölött van.



31. ábra: A talajnedvesség tartalom és a talaj CO₂ kibocsátása közötti összefüggés a vizsgált józsefmajori kezelésekben

5. Következtetések és javaslatok

5.1 Laboratóriumi mérések

5.1.1 Első szakasz - A bolygatatlan minták jelentőségének igazolása és az optimális inkubációs idő meghatározása

Mind a váci barackültetvényből, mind a józsefmajori talajművelési kísérletből származó bolygatott és bolygatatlan szerkezetű talajminták emissziójának összehasonlítására irányuló vizsgálatok eredményei arra engednek következtetni, hogy a laboratóriumban végzett, a talaj CO₂ kibocsátására irányuló kísérleteknél célszerű a bolygatatlan talajszerkezetű minták használata. Így elkerülhetőek a talaj bolygatásával járó kísérlet beállítások során a talajt oxigén dús állapotba juttató előkészületi műveletek. Mindezen túl a minták eredeti szerkezetének meghagyásával megőrződnek olyan szerkezetfüggő talajtulajdonságok, mint pl. a póruseloszlás, a térfogattömeg, a mikrobiális közösség szerkezete, a mikrobiális aktivitás vagy a párolgás mértéke, melyek közvetlen befolyással vannak a talajlégzésre. A 3 órán át tartó inkubáció során kontrollmérésekkel ellenőrizem a talajminták felett légtérben a koncentráció változását, és az esetleges telítődést, majd az eredmények értékelése után arra a következtetésre jutottam, hogy a laboratóriumi mérések során a fél órás inkubációs idő mind a kivitelezés, mind a mérési pontosság szempontjából ideálisnak tekinthető.

5.1.2 Második szakasz – A bolygatatlan minták azonos mennyiségű vízzel való belocsolása

A módszertani fejlesztés második szakaszának értékelése után arra a következtetésre jutottam, hogy a különböző kezelésekből származó minták azonos mennyiségű vízzel történő belocsolása - a minták eltérő kiindulási nedvességtartalma miatt – megnehezíti a kapott eredmények értékelését. A kísérlet beállítása utáni első – még a belocsolást megelőző - mérési nap eredményei alapján elmondható, hogy a mintavétel, a minták laboratóriumba szállítása, és a kísérlet beállításával kapcsolatos előkészületi műveletek (minták lemérése, minták belocsolása) az első mérési nap eredményeit jelentősen befolyásolják, így e mérési napokat az eredmények értékelésénél külön kell kezelni. A talajkémiai adatok értékelése során arra a

következtetésre jutottam, hogy az egyes kezelések CO₂ kibocsátásának alakulása nagymértékben összefügg a talajkémi paraméterek alakulásával.

5.1.3 Harmadik szakasz – A minták meghatározott pF szintre történő beállítása

A módszertani fejlesztés harmadik szakaszának újítása a minták adott talajvízpotenciálra történő beállítása volt. Arra a következtetésre jutottam, hogy azonos vízpotenciál-értékkel rendelkező talajok emissziójának összevetése sokkal informatívabb, mint az azonos nedvességtartalmúaké, hiszen egy olyan talajállapotnak megfelelő mikrobiális közösség aktivitásáról nyújt információt, ami a két eltérő talajban a víz azonos kötöttségi formája mellett aktív.

Összességében a módszertani fejlesztés három szakaszának eredményei alapján elmondható, hogy a nagyobb bolygatással járó talajművelési eljárások során közvetlenül a talajbolygatás után a talaj CO₂ kibocsátása megnő. A kisebb bolygatással járó talajművelési módok hosszú távon a talaj szerves anyag tartalmára, a főbb makrotápelemekre, a mikrobiális közösség nagyságára és aktivitására kedvezően hatnak, ami magasabb CO₂ kibocsátással párosul.

Az általam kidolgozott módszerben a bolygatatlan szerkezetű minták megszedése nem ütközik különösebb akadályokba, sem a terepi munka, sem a szállítás során, mindemellett a talajélet szempontjában legaktívabb talajréteg kerül a vizsgálat középpontjába. A kísérlet eszköz -és költségigénye viszonylag alacsony, bár a gázkromatográfiás vizsgálatok igen időigényesek.

5.2 Terepi mérések

A terepi mérések során arra a következtetésre jutottam, hogy nem csak a főbb talajkémi paraméterek, de a mikrobiológiai aktivitással szoros összefüggésben álló jellemzők (SIR, WEON, WEOC, mikrobiális C és N tartalom) is szoros összefüggésben állnak a talaj CO₂ kibocsátásával. A terepi mérésekkel a laboratóriumi mérések eredményeit, a vizsgált kezelések CO₂ kibocsátása között laboratóriumban kimutatott különbséget igazolni tudtam.

5.3 A doktori kutatómunka eredményeinek tükrében felmerülő javaslatok

Megállapítottam, hogy a talaj CO₂ kibocsátásának laboratóriumi körülmények közötti vizsgálata beállított vízpotenciál értékek mellett különböző textúrájú talajok CO₂ emissziójának összevetésére alkalmas módszer. Szakirodalmi áttekintésem során, mindösszesen egy db, 2011-ben megjelent publikációt találtam, ahol a talajmintákat adott vízpotenciál értékeken vizsgálják emissziókutatások során. Azonban abban a kísérletben a hagyományos, 100 cm³ térfogatú mintákat használnak, melynél a talaj szerkezetéből adódó tulajdonságok ugyancsak elvesznek. Ezért javasolt egy olyan berendezés kialakítása, ahol nagy térfogatú mintákon tudjuk a pF értékeket beállítani, és a talaj CO₂ kibocsátását vizsgálni. A laboratóriumi mérések során a talaj CO₂ kibocsátása és nedvességtartalma közötti összefüggések jól vizsgálhatóak voltak és jó eredményeket adtak, így kutatómunkám folytatásaként szeretném a CO₂ kibocsátás hőmérséklet-függésének, illetve a talaj hőmérséklet- és nedvességtartalom-függésének együttes vizsgálatát elvégezni. Érdekes lehet továbbá egy nagyobb nedvesség spektrumot felölelő vizsgálat, ahol a CO₂ emisszió és a nedvességtartalom már negatívan korrelál. A teljes vegetációs időszakban végzett, gyakoribb terepi mérésekkel – közvetlenül a talajművelési eljárások után akár 2-3 napig is tartó kampányszerű mérésekkel - a talajművelés rövidtávú és hosszútávú hatását még élesebben el lehetne különíteni.

A talaj CO₂ emissziójának vizsgálata során javaslom, hogy a talaj mikrobiológiai jellemzőinek vizsgálatát minden esetben, lehetőség esetén akár minden mérési napon végezzük el, hogy a mikrobiológiai jellemzők és a CO₂ kibocsátás közötti összefüggéseket még alaposabban feltárhassuk.

6. Új tudományos eredmények

Doktori dolgozatom új tudományos eredményeit az alábbiakban foglalom össze:

- 1) Új, a talaj CO₂ emissziójának kontrollált körülmények között történő meghatározására szolgáló laboratóriumi módszert fejlesztettem ki és teszteltem.
- 2) Kontrollált körülmények között beállított laboratóriumi kísérletekkel igazoltam a nagyméretű bolygatatlan talajminták használatának szükségességét a talaj CO₂ emisszió meghatározásában. Rámutattam arra, hogy a bolygatott szerkezetű minták használata esetén a laboratóriumi CO₂ emisszió mérések eredményei hibalehetőséget hordoznak magukban.
- 3) Igazoltam a talajlégzés-értékek eltéréseit a talajbolygatást követő néhány napon, illetve a későbbi időszakban végzett mérések között. Ennek értelmében az erősen és a kevésbé bolygatott talajokon kimutattam a bolygatás rövid távú és a hosszabb távú hatását.
- 4) Megállapítottam, hogy a CO₂ emisszió és az egyéb talajtényezők közötti összefüggés vizsgálatának egzaktta tétele érdekében figyelembe kell venni, hogy mennyi idő telt el az utolsó, a talajszerkezetet nagymértékben és hirtelen átalakító esemény (talajművelés, fagyás-olvadás, stb.) után.
- 5) Bizonyítottam a bolygatatlan vagy kvázi-bolygatatlan talajokban az emisszió és az egyéb paraméterek (talajnedvesség-tartalom, vízpotenciál, térfogatfőm stb.) közötti kapcsolat szorosságát.

7. Összefoglalás

A légköri CO₂ tartalom növekedése és a növekedés ütemének gyorsulása miatt a CO₂ kibocsátással foglalkozó kutatások szerepe is egyre jelentősebb. A mezőgazdasági eredetű CO₂ emisszió az elmúlt században jelentősen megnőtt, hozzájárulva ezzel a légköri CO₂ koncentráció megnövekedéséhez és az üvegházhatás fokozódásához. Bár arányaiban nézve – a mezőgazdasági gépek CO₂ kibocsátásához, vagy az erdőirtásból eredő CO₂ kibocsátáshoz viszonyítva - a talajművelés során felszabaduló CO₂ légköri CO₂ koncentrációnövelő hatása csekély, mégis egyre nagyobb szerepet kapnak a talaj C-készleteit megőrző és kímélő – és egyben alacsony emissziót eredményező – talajművelési módok.

Talajaink megfelelő művelése nem csak a talaj fizikai állapotára – vízháztartási és szerkezeti – tulajdonságaira hat kedvezően, de a talajok szerves anyag forgalmát és közvetve a talaj által a légkörbe bocsátott CO₂ mennyiségét is kedvezően befolyásolhatja. Ennek megfelelően a talaj CO₂ kibocsátásával – különösen a különböző művelésmódoknak a talaj CO₂ emisszióját befolyásoló hatásával – foglalkozó kutatások jelentősége és száma is megnőtt. A kutatási módszerek azonban nem egységesek, és az eredmények is gyakran ellentmondásosak. A talajművelési eljárás után eltelt idő hossza (1-2 óra, 1-2 nap, vagy több hónap), a helyi sajátosságok (talajtípus, klimatikus viszonyok, a vizsgálati időszakra jellemző időjárási tényezők, termesztett növény, helyi termesztési gyakorlat stb.), illetve az adott művelésmód alkalmazásának megkezdése óta eltelt évek száma alapvetően meghatározzák, illetve befolyásolják a kutatási eredményeket. A talajművelés rövidtávú hatása elsősorban a talaj fizikai bolygatásából adódik és a talajművelési eljárás utáni 1-2 napban érvényesül. A hosszútávú hatás a talaj fizikai, kémiai és biológiai állapotában bekövetkezett változásokat tükrözi.

Doktori munkámban az eltérő talajművelési rendszerek hosszú távú hatásának értelmezését tűztem ki célul, melyhez laboratóriumi kísérleteket és terepi méréseket egyaránt elvégeztem. Munkám során terepi körülmények között vizsgáltam egy szántóföldi és egy kertészeti kultúrában a talajművelés hatását a talaj CO₂ kibocsátásának alakulására, a laboratóriumi kísérletekhez ezekről a mintaterületekről származó talajokat használtam. A terepi és laboratóriumi emisszió méréseket, valamint a kiegészítő méréseket úgy terveztem meg és állítottam be, hogy lehetővé tegyem az eltérő kezelések (különböző mértékű talajbolygatások) hatásának vizsgálatát a talaj CO₂ kibocsátására.

A Hatvan melletti józsefmajori tangazdaságban egy talajművelési kísérlet 3 különböző kezelésében (szántás, direktvetés, lazítással kombinált tárcsázás) állítottam be a kísérletemet,

a váci barackültetvényben pedig két különböző módon művelt (gyeppel fedett és 2-3 heti rendszerességgel tárcsázott) sorban. Ennek megfelelően összesen 5 (3 józsefmajori, 2 váci) kezelés hatását vizsgáltam a talaj CO₂ kibocsátására.

Elsődleges céloom egy olyan laboratórium módszer kidolgozása volt, mely során a talaj szerkezetéből adódó tulajdonságok nem vesznek el. A laboratóriumi CO₂ emisszió mérések során ugyanis leggyakrabban szerkezet nélküli, bolygatott, átszitált talajmintákat használnak. A talajszerkezet megsemmisítésével azonban kiiktatják a talaj szerkezetének és pórusméret eloszlásának hatását a talajok szilárd-, folyékony- és légnemű fázisainak arányára, illetve ezek erős befolyását a talaj biológiai folyamataira és a CO₂ emisszióra. Ezáltal kiiktatják az eltérő talajművelési rendszerek talajlégzésre gyakorolt közvetett hatását, ami elsősorban a szerkezeti különbségek és a pórusméret-eloszlásban létrejövő eltérések révén érvényesül.

A módszertani fejlesztést három szakaszban hajtottam végre, az egyes szakaszok eredményeinek feldolgozása után a módszertanon az eredmények függvényében javítottam.

A módszertani fejlesztés **első szakaszában** meghatároztam azt az optimális inkubációs időtartamot, mely megfelelően hosszú ahhoz, hogy a CO₂ koncentrációváltozás már kimutatható legyen, de még kellően rövid ahhoz, hogy ne jöjjön létre a telítettségi állapot a talajminták feletti lezárt légtérben. Ehhez az inkubáció megkezdése után 0,5, 1, 1,5, 2 és 3 órával vettem levegőmintát és számoltam ki az adott időszakban bekövetkezett CO₂ koncentrációváltozást és CO₂ emissziót. A mérési eredmények alapján az optimális inkubáció hosszát fél órában határoztam meg. A CO₂ emisszió méréseket a két legkevésbé bolygatott (a váci gyeppel fedett sor és a józsefmajori direktvetés) kezelésekből származó kb. 800 cm³ térfogatú, bolygatatlan szerkezetű, illetve hasonló térfogatú, bolygatott szerkezetű (a laborban adott térfogattömegre betömődött) talajmintákon végeztem el. A kísérlet eredményei alapján megállapítottam, hogy az egyazon kezelésekből származó bolygatatlan és a bolygatott szerkezetű talajminták CO₂ kibocsátása között tendenciózus, egyes mérési napokon statisztikailag szignifikáns különbség is kimutatható. Megállapítottam továbbá, hogy a minták megszedése, laboratóriumba szállítása, illetve a mintaelőkészítés nagymértékben befolyásolja az első mérési nap eredményeit. A bolygatatlan szerkezetű minták CO₂ kibocsátása – az első mérési napot leszámítva – minden esetben magasabb volt, mint a bolygatott szerkezetűeké, az összes mérési nap adatállományát együtt vizsgálva 10%-os szignifikancia szinten mind a váci, mind a józsefmajori minták esetében szignifikáns különbség is kimutatható volt. Annak ismeretében, hogy a bolygatatlan minták állapota mind szerkezetileg, mind mikrobiális közösségük szempontjából jobban tükrözi a terepi állapotokat, azt a következtetést vontam le,

hogy laboratóriumi méréseknél a talaj CO₂ emissziójának méréséhez bolygatatlan szerkezetű minták használatával a mérési eredményeket pontosabbá tehetjük.

A módszertani fejlesztés **második szakaszában** a bolygatatlan szerkezetű mintákat kezelésként különböző mennyiségű vízzel locsoltam be abból a célból, hogy kontrollált körülmények között vizsgáljam a nedvességtartalom és az emisszió közötti összefüggéseket, illetve hogy a különböző talajművelési eljárásoknak a talaj CO₂ kibocsátására gyakorolt hatását kimutassam. A kísérlet beállítást a józsefmajori talajművelési kísérlet 3 kezeléséből (SZ, DV, T+L) származó bolygatatlan mintákon végeztem el. Megerősítettem az első szakasz azon következtetését, miszerint a minták megszedése, laboratóriumba szállítása, illetve a mintaelőkészítés nagymértékben befolyásolja az első mérési nap eredményeit. Az adatok értékelése után megállapítottam, hogy a kezelések között fennálló kiindulási nedvességtartalomban megmutatkozó különbségek miatt a belocsolás után az egyes kezelések mintái nem ugyanazt a nedvesség-spektrumot ölelték fel, így a módszertani fejlesztés harmadik szakaszában a minták belocsolásának továbbfejlesztését valósítottam meg. A módszertani fejlesztés második szakaszában megállapítottam, hogy két nedvesség tartományban (19-25v%, illetve 26-32v%), melyet mindhárom kezelésből származó mintáknál létrehoztam a belocsolás során, a kezelések ugyanolyan környezeti feltételek (hőmérséklet, nedvességtartalom) mellett hasonlíthatók össze. Megállapítottam, hogy a szántással művelt sorból származó minták CO₂ emissziója mind a két nedvességtartományban alacsonyabb, mint a direktvetéssel és a lazítással kombinált tárcsázással művelt parcellákról származó minták CO₂ emissziója. A szántásból és a direktvetésből származó minták emissziója között a különbség mind a két nedvességtartományban a 12 mérési naptól 11-en szignifikánsan is különbözött. A direktvetés és a lazítással kombinált tárcsázás mintáinak emissziója között a 19-25%-os nedvességtartományban egyáltalán nem, a 26-32%-os nedvességtartományban a 12 mérési naptól összesen 1 alkalommal volt statisztikailag kimutatható különbség, és egyértelmű tendencia sem állítható fel a minták CO₂ emissziójának nagyságát illetően. Megállapítottam, hogy a különböző talajkémiai paraméterek (szerves szén, humusz, WEOC, WEON, NH₄-N, NH₃-N, össz-N, K₂O, P₂O₅) összhangban állnak a talaj CO₂ kibocsátásával, hiszen ezen értékek mindegyike a szántással művelt parcellában volt a legalacsonyabb.

A módszertani fejlesztés **harmadik szakaszában** a bolygatatlan szerkezetű mintákat meghatározott vízpotenciál értékekre állítottam be. A talaj vízpotenciálja és CO₂ kibocsátása közötti összefüggés meghatározása ugyanis nagyobb fizikai megalapozottsággal bír, mint a talajnedvesség-tartalom és a talajlégzés közti összefüggés keresése. Ennek oka az, hogy eltérő mechanikai összetételű, de azonos nedvességtartalmú talajok esetében a víz teljesen más

kötöttségi formában (más vízpotenciállal) van jelen a talajban, emiatt egészen más mikrobiális közösségek vesznek részt a talajlégzés alakításában. Emiatt az azonos nedvességtartalommal, de eltérő textúrával jellemezhető talajok CO₂ emissziója nem hasonlítható össze. A módszertan e szakaszának tesztelését a józsefmajori és a váci kezelések talajmintáin egyaránt elvégeztem. A kísérlet végén minden mérési napra visszamenőleg meghatároztam a minták tényleges vízpotenciál értékét. A váci kezelések mintáin beállított kísérletnél a minták vízpotenciál értékei pF1.0 és pF 4.6 között változtak. A minták vízpotenciál értéke és CO₂ kibocsátása közötti összefüggés szorosságának meghatározásához minden mérési napra regresszió analízist alkalmaztam. Az eredmények alapján megállapítottam, hogy a gyepvel fedett - tehát a váci ültetvény telepítése óta (19 év) bolygatatlan szerkezetű – sorból származó mintáknál a minták vízpotenciál értéke és CO₂ kibocsátása között szorosabb az összefüggés (nagyobb determinisztikus együttható értékek, R²), mint a folyamatosan tárcsázott sor mintáinál. Az eredmények alapján elmondható, hogy a gyepvel fedett sor mintái érzékenyebben reagáltak a minták laboratóriumba szállítására, illetve a vízpotenciál értékek beállítására, mint a tárcsázott sorból származó minták, ugyanis az összefüggés szorosságát mutató R² értéke ezeken a napokon a gyepvel fedett sor mintáinál voltak alacsonyabbak. A józsefmajori kezelésekből két (egy tavaszi és egy őszi) kísérletbeállítást is alkalmaztam, melynek eredményei összhangban állnak mind a váci kísérlet során tett megállapításaimmal, mind egymással. Az őszi kísérlet során a minták vízpotenciál értékei pF=2.2 és pF=5.1, a tavaszi kísérlet során pF=2.5 és pF=5.1 között változtak, tehát valamelyest kisebb spektrumot öleltek fel, mint a váci minták esetében. A józsefmajori talajmintákon elvégzett kísérletek eredményei alapján elmondható, hogy a talaj vízpotenciál értéke és CO₂ emissziója közötti összefüggés - csakúgy, mint a váci talajoknál - a legkevésbé bolygatott – tehát a direktvetésből származó – talajmintáknál volt a legszorosabb . Az őszi kísérletnél – amikor is az utolsó talajművelési eljárás és a talajminták megszedése között jóval több idő eltelt, mint a tavaszi kísérletnél, tehát a talajmintákat kvázi egyensúlyi állapotban szedtem meg – a vízpotenciál értékek és a CO₂ emisszió közötti kapcsolat mindhárom kezelés esetében szorosabb volt, mint a tavaszi kísérletnél. A kezelések közötti különbségek a módszertani fejlesztés harmadik szakaszában is a második szakaszban már bemutatott eredményeket tükrözték. Ennek megfelelően a váci kezelés két sorának emissziója között nagymértékű, szignifikáns eltérés mutatkozott; a gyepvel fedett sorból származó minták CO₂ kibocsátása minden esetben magasabb volt a tárcsázott sor mintáinak CO₂ kibocsátásánál. A józsefmajori kezelések közül a legalacsonyabb, a legtöbb mérési napon a direktvetés és lazítással kombinált tárcsázás mintáinak CO₂ kibocsátásától szignifikánsan is különböző emissziót a

szántásból származó mintákon mértem. A direktvetés és a lazítással kombinált tárcsázás soraiból származó minták között a mérési napok többségén – de nem az összesen – érvényesült az a tendencia, hogy direktvetés kezelésből származó minták CO₂ kibocsátása magasabb.

A **terepi mérések** elsődleges célja – mivel a rendszeres, egész évben heti gyakorisággal végzett mérések kivitelezése rendkívül költséges, időigényes, emellett számos esetben (belvíz, hóborítás, mezőgazdasági munkák időszaka stb.) kivitelezhetetlen lett volna – elsősorban az volt, hogy a laboratóriumban mért eredményeimet alátámasszam. Úgy gondolkodtam, hogy az újonnan kifejlesztett laboratóriumi mérések eredményeit terepi kontrollmérésekkel kell alátámasztanom azért, hogy a módszer alkalmazhatóságát és alkalmasságát bizonyítani tudjam.

A váci barackültetvényben a terepi mérések eredményei teljesen összhangban álltak a laboratóriumban mért eredményekkel; az összesen 19 mérési nappól 16 esetben statisztikailag szignifikáns különbség mutatkozott a gyepvel fedett és a rendszeresen tárcsázott sor talaj CO₂ kibocsátása között, de a szignifikáns különbséget nem mutató mérési napokon is a gyepvel fedett sor emissziója volt a nagyobb.

A józsefmajori talajművelési kísérletben is igazolni tudtam a terepi mérések során a laboratóriumban kapott eredményeket, bár az eredmények különbözően művelt sorok emissziója között statisztikai különbség nem adódott annyiszor, mint laboratóriumi körülmények között. Ezt a laboratóriumban meglévő kontrollált körülményekkel, állandó hőmérséklettel és páratartalommal, illetve a minták megegyező nedvességtartalmával magyarázom. A legkisebb emissziót a terepi mérések során is legtöbbször a szántott sorban mértem. A talaj nedvességtartalma és CO₂ kibocsátása közötti összefüggés vizsgálatakor mérési eredményeim alapján megállapítottam, hogy terepi viszonyok között az összefüggés kevésbé szoros, mint amit a laboratóriumban ki tudtam mutatni, ezt szintén a laboratóriumi kontrollált körülményekkel – kevesebb befolyásoló tényező jelenlétével - magyarázom.

Összességében elmondható, hogy kutatási munkám során egy új, a talaj CO₂ kibocsátásának kontrollált, laboratóriumi körülmények között történő meghatározására alkalmas módszert fejlesztettem ki. Több kísérletbeállítással, és terepi kontrollmérésekkel teszteltem a módszer alkalmasságát, melynek eredménye egy olyan mérési módszer, mely során a talaj CO₂ kibocsátása nagyméretű, eredeti szerkezetű talajmintákból történik. Emellett tapasztalataim alapján javaslatot tettem a mérési módszer továbbfejlesztésére, és kiemeltem azokat a szempontokat, amelyek meghatározóak az eltérő talajművelési rendszerek talajlégzésre gyakorolt hatásának vizsgálatakor.

8. Summary

Researches about CO₂ emission became more interest because of the increasing of atmospheric CO₂ concentration and the speed-up of the increasing. CO₂ emission originating from agriculture enlarged significantly in the last decade causing increased atmospheric CO₂ concentration and greenhouse gas effect. Increasing of atmospheric CO₂ concentration caused by CO₂ originating from soil cultivation is slight comparing to the CO₂ emission of agricultural machinery or CO₂ emission originating from deforestation. Even so cultivation methods conserving and protecting soil carbon stocks became more and more important.

Appropriate soil cultivation methods have favourable effects not only on soil physical properties, but also on soil organic matter content and soil CO₂ emission. Accordingly number and significance of researches about soil CO₂ emission and about the effect of soil cultivation methods on CO₂ emission are increased. Nevertheless research methods are not standard and have contradictory results. The length of the period after soil cultivation (1-2 hours, 1-2 days or months), the local specialties (soil type, climatic conditions, climatic factors during the measurements, cultivated plants, local cultivation practises) and number of years since the given cultivation method are applied are all factors which determine and influence the research results. Soil physical disturbance mainly causes short-time effects and emergence in the first-second day after soil cultivation. Long-time effects of soil cultivation originate from the changes in soil physical, chemical and biological state.

I made laboratory and field measurement to evaluate the long-time effect of different soil cultivation systems. I analysed the effect of soil cultivation on soil CO₂ emission on an arable land and in a peach plantation. I examined the effects of different tillage treatments (different degree of soil disturbance) on soil CO₂ emission.

I set up my experiment in 1) a soil cultivation experiment in the Józsefmajor experimental site of the Szent István University near Hatvan, where three different tillage treatments (ploughing, direct drilling and disking with deep loosening) and in 2) a peach plantation near Vác, where two differently cultivated (grass-covered and regularly disked) rows were examined. Accordingly the effect of altogether five (3 from Józsefmajor and 2 from Vác) different treatments on soil CO₂ emission were examined.

My aim was to optimize the CO₂ emission measurement methodology in laboratory, so soil properties originating from soil structure will not be lost. During laboratory CO₂ emission measurements most often structure less, disturbed and sieved soil samples are used. However destroying soil structure causes the effect of soil structure and pore-size distribution on the

rate of soil solid-, liquid and air phases and their strong influence on soil biological processes and CO₂ emission. So in these methods the direct effect of different soil tillage systems on respiration will be cancelled.

I carried out the optimisation of the methodology in three stages, after evaluation of the results of the given stage I mended the methodology.

In the first stage of the optimisation process I determined the optimal length of incubation, which is long enough to detect the changes in CO₂ concentration but adequately short not to reach the state in the headspace above soil samples. I take air samples 0, 0,5, 1, 1,5, 2 and 3 hours after the incubation started and determined the changes in CO₂ concentration and the CO₂ emission. After the experiment I determined the optimal length of incubation in half hour. I set up the experiment with undisturbed soil samples (V=800cm³) originating from the less disturbed treatments (grass-covered row in the peach plantation and direct drilling in the tillage treatment experiment). I found out that significant differences in CO₂ emission can be detected between undisturbed and disturbed soil samples originating from the same treatment. I found out that soil sampling, transportation and preparation of samples are all processes which can significantly influence the results of the first measurement day. CO₂ emission of undisturbed soil samples was higher than emission of disturbed soil samples on all measurement day – except the first day - and the difference was statistically significant (p=0,1) in case of samples from both treatments. The state of undisturbed soil samples reflects more the field states from the point of the view of structure and microbial community, so in laboratory measurements with the use of undisturbed soil samples the results can be more accurate.

In the second stage of the optimisation process I watered the undisturbed soil samples with different amount of water to determine the coherences between soil water content and CO₂ emission under controlled circumstances and to determine the effect of different tillage treatments on soil CO₂ emission. I set up this experiment from soil samples originating from the Józsefmajor experimental site from the examined three treatments (direct drilling, ploughing, disking with deep loosening). I confirmed the above mentioned statement, that soil sampling and transportation and preparation of soil samples all influence the first day results. I found out that because of the differences in the initial soil water content of different treatments the soil water content spectrum of samples after watering differed from each other. Two soil water spectrums (19-25v% and 26-32v%) were the same in all of the treatments, so in these water content range the emission of the samples could be compared under the same environmental (temperature, water content) circumstances. CO₂ emission of samples

originating from the ploughing treatments was higher in both soil water content range compared to the samples from direct drilling or disking with deep loosening treatments. The differences between the emission of samples from the ploughing and from the direct drilling plots were statistically significant ($p=0,05$) on most measurement day. The emission of samples of direct drilling and disking with deep loosening plots do not differ significantly. I found out that soil chemical parameters (organic carbon content, humus, WEOC, WEON, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$, total-N, K_2O , P_2O_5) are in accordance with soil CO_2 emission, since all these parameters were the lowest in the ploughing treatments.

In the third stage of the optimisation process I set up the undisturbed soil samples on given soil water potential value. Coherences between soil water potential values and soil CO_2 emission are physically more established than coherences between soil water content and soil water and soil CO_2 emission. Measurements carried out at similar soil water content values calculated on mass base make difficult to compare the results, obtained for soils belonging to different textural classes, because the same mass-based soil water content value in e.g. sandy and clay soils reflects totally different energetic status of water in soil. To test this stage of the optimisation process I set up experiment with soil samples originating from both examined field. After the experiment I determined the real soil water potential value of all samples for all measurement days. Soil water potential values were between pF1.0 and pF4.6 in case of soil samples from the peach plantation, Vác. To determine the coherence between soil water potential value and soil CO_2 emission, I made regression analyses for all measurement days. The coherence was stronger (the R^2 values was higher) by samples originating from the grass-cover row, which has undisturbed soil structure for 19 years. Samples from this row reacted more sensitively on transportation, preparation and watering than samples from the disked row, since R^2 values were lower on these days by samples from the grass-covered row. I set up two experiments with samples from the Józsefmajor experimental site, one in spring and one in autumn. Soil water potential values varied from pF2.2 to pF5.1 and from pF2.5 and pF5.1 in the autumn and in the spring experiment, respectively. Coherence between soil water potential value and soil CO_2 emission was stronger by samples originating from the less disturbed – the direct drilling – row. In the autumn experiment – where more time has passed since the last soil cultivation process than in the spring experiment, so soil sampling was done approximately in a steady state – coherence was stronger in all the tree treatments than in the spring experiment. Differences in soil CO_2 emission between the treatments corresponded with the result shown in the second stage of the optimisation process. Accordingly in the peach plantation the CO_2 emission differed significantly in the grass-covered and in the disked row. Lowest emission was measured from samples from the ploughing treatment of Józsefmajor experimental site, the difference was

significant compared to samples from direct drilling and disking with deep loosening treatment. I measured the highest CO₂ emission on samples from direct drilling row.

The main aim of field measurements was to verify my result measured during the laboratory experiment. Regular, weekly measurements are extremely expensive and time-consuming; moreover field measurements can not be done in a number of cases (flood, snow-cover, time of different agricultural work). I wanted to confirm my laboratory results with control field measurements to demonstrate that this optimised method give relevant results.

The results of field measurements in the peach plantation corresponded completely with laboratory results; CO₂ emission was higher in the grass-covered row in all measurement days and the difference was statistically significant in case of 17 measurement days from the 19.

I also verified the laboratory results in the Józsefmajor experimental site, although statistical difference between the CO₂ emissions of the different treatments occurred less often than under laboratory circumstances. It can be explained with the controlled circumstances in the laboratory as constant air temperature and humidity and same soil water content. I measured the lowest CO₂ emission in the ploughed row. Coherence between soil water content and soil CO₂ emission was lower in the field than in the laboratory, it can be explained also with the constant circumstances in the laboratory.

In my researches I optimised the measurement process of soil CO₂ emission under controlled, laboratory circumstances. I tested this optimised process with a number of laboratory measurements and verified the results in the field. In this optimised method soil CO₂ emission are measured from undisturbed soil samples. I suggested the developing this method and determined the aspects which are important in soil respiration researches in different soil tillage systems.

Mellékletek

9.1. számú melléklet: Irodalomjegyzék

1. Al Kaisu M. M., Yin X. (2005): Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn-soybean rotation. *J Environ Qual*, 34 437–445. p.
2. Alvarez R., Alvarez C. R., Lorenzo G. (2001): Carbon dioxide fluxes following tillage from a mollisol in the Argentine Rolling Pampa. *Eur J Soil Biol*, 37 161–166. p.
3. Alvaro-Fuentes J., Cantero-Martinez C., Lopez M. V., Arrue J. L. (2007): Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Soil Till Res*, 96 331–341. p.
4. Anderson J. P. E. (1982): Soil respiration. 831–871. p. In: Page A. L., Miller R. H., Keeney D. R. (Szerk.): *Methods of Soil Analysis. Part 2*. Madion: Soil Science Society of America, 1692 p.
5. Andrén O., Paustian k. (1987): Barley straw decompositon in the field: a comparison of models. *Ecology*, 68 1190-1200
6. Aslam T., Choudhary M. A., Saggarr S. (2000): Influence of land-use management on CO₂ emissions from a silt loam soil in New Zealand. *Agr Ecosyst Environ*, 77 257–262. p.
7. Arrhenius, S. (1896): On the influence of carbonic acid in the air upon the temperature of the ground. *The London, Edinburg and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Sciences*, 41 237–276. p.
8. Baldocchi D. D., Verma S. B., Anderson M., Anderson D. E. (1986): Eddy-correlation measurements of carbon dioxide efflux from the floor of a deciduous forest. *J Appl Ecol*, 23 967–976. p.
9. Ball B. C., Scott A., Parker J. P. (1999): Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil Till Res*, 53 29–39. p.
10. Barcza Z., Haszpra L., Somogyi Z., Hidy D., Lovas K., Churkina G., Horváth L. (2009): Estimation of the biospheric carbon dioxide balance of Hungary using the BIOME-BGC model. *Időjárás*, 113 203–219. p.
11. Berglund Ö., Berglund K. (2011): Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soils. *Soil Biol Biochem*, 43 923-931. p.
12. Birkás M., Gyuricza Cs. (2004): A talajhasználat és a klimatikus hatások kapcsolata. 10–46. p. In: Birkás M & Gyuricza Cs. (Szerk.): *Talajhasználat – Műveléshatás – Talajnedvesség*. Budapest: Quality-Press Nyomda & Kiadó 177. p. ISBN 963 217 523 9

13. Birkás M. (2006): A művelés célja – Hagyományok, új törekvések. 45–66. p. In: Birkás M. (Szerk.) *Környezetkímélő alkalmazkodó talajművelés*. Budapest: Akaprint 367. p. ISBN 963 06 0259 8
14. Birkás M. (2009): A klasszikus talajművelésű elvárások és a klímakár csökkentés kényszere. *Növénytermelés*, 58 123–134. p.
15. Birkás M., Jolánkai M. (2008): Növénytermesztés és a klímaváltozás összefüggései. 131-151. p. In: Harnos Zs., Csete L. (Szerk.) *Klímaváltozás: környezet – kockázat – társadalom*. Budapest: Szaktudás Kiadó 379. p. ISBN 978-963-9736-87-0
16. Boone R.D., Nadelhoffer K.J., Canary J.D., Kaye J.P. (1998): Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature*, 396 570-572. p.
17. Böttcher H., Kurz W. A., Freibauer A. (2008): Accounting of forest carbon sinks and sources under a future climate protocol – factoring out past disturbance and management effects on age-class structure. *Environ Sci Policy*, 11 (8) 669–686. p.
18. Buzás I. (1988): Talaj-és agrokémiai vizsgálati módszerekönyv 2. A talajok fizikai és kémiai vizsgálati módszerei. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 243. p.
19. Buzás I. (1993): Talaj-és agrokémiai vizsgálati módszerekönyv 1. A talaj fizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata. Budapest: INDA 4231 Kiadó. 357. p.
20. Campbell J. A., Frascarelli L. (1981): Measurement of CO₂ evolved from organic soil at different depths in situ. *Can J Soil Sci*, 61 137–144. p.
21. Campbell C. A., McConkey B. G., Zentner R. P., Dyck F. B., Selles F., Curtin D. (1995): Carbon sequestration in a Brown Chernozem as affected by tillage and rotation. *Can J Soil Sci*, 75 449–458. p.
22. Canadell J. G., Kirschbaum M. U. F., Kurz W. A., Sanz M. J., Schlamadinger B., Yamagata Y. (2007): Factoring out natural and indirect human effects on terrestrial carbon sources and sinks. *Environ Sci Policy*, 10 370–384. p.
23. Cerri C. C., Volkoff B., Andreaux F. (1991): Nature and behaviour of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *Forest Ecol Manage*, 38 247–257. p.
24. Chantigny M. H. (2003): Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*, 113 357–380. p.
25. Cole C. V., Cerri C., Minami K., Mosier A., Rosenberg N., Sauerbeck D., Dumanski J., Duxbury J., Freney J., Gupta R., Heinemeyer O., Kolchugina T., Lee J., Paustian K., Powison D., Sampson N., Tiessen H., van Noordwijk M., Zhao Q. (1996): Chapter 23.

- Agricultural Options for Mitigation of Greenhouse Gas Emission. 745–771. p. In: Watson RT, Zinyowera M, Moss RH. (Szerk.) *Climate Change 1995. Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change, Scientific-Technical Analyses. IPCC Working Group II*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press, 878. p.
26. Cole C. V., Duxbury J., Freney J., Heinemeyer O., Minami K., Moiser A., Paustian K. M., Resenberg N., Sampson N., Sauerbeck D., Zhao Q. (1997): Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutr Cycl Agroecosys*, 49 221–228. p.
 27. Cox P. M., Betts R. A., Jones C. D., Spall S. A., Totterdell I. J. (2000): Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, 408 184–187. p.
 28. Cross A., Grace J. (2010): The effect of warming on the CO₂ emissions of fresh and old organic soil from under a Sitka spruce plantation. *Geoderma* 157 126–132. p.
 29. Davidson E.A., Belk E., Boone R.D. (1998): Soil water content and temperature as independent and confounding factors controlling soil respiration in temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biol*, 4 217–227. p.
 30. European Environment Agency, The European environment — State and outlook. (2005): Part A: An integrated assessment, setting the scene. The Changing Face of Europe, OPOCE, Luxemburg, 2005. 36–61 p.
 31. Fang C., Moncrieff J. B. (1998): An open-top chamber for measuring soil respiration and the influence of pressure difference on CO₂ efflux measurement. *Funct Ecol* 12 319–325. p.
 32. Fearnside P. M. (1993) Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. *Ambio*, 22 537–545. p.
 33. Feller C. (1993): Organic inputs soil organic matter and functional soil organic compartments in low-activity clay soils in tropical zones. 77–88. p. In: Mulongoy K. & Merckx R. (Szerk.): *Soil Organic Matter Dynamics and Sustainability of Tropical Agriculture*. Chichester, UK: Wiley, 392. p.
 34. Fontaine S., Barot S., Barré P., Bdioui N., Mary B., Rumpel C. (2007): Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 277–280. p.
 35. Foody G. M., Palubinskas G., Lucas R. M., Curran P. J., Honzak M. (1996): Identifying terrestrial carbon sinks: Classification of successional stages in regenerating tropical forest from Landsat TM data. *Remote Sens Environ*, 55 (3) 205–216. p.

36. Franzluebbers A. J., Hons F. M., Zuberer D. A. (1995): Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO₂ evolution, water content, temperature and bulk density. *Appl Soil Ecol*, 2 95–109. p.
37. Freibauer A., Rounsevell M., Smith P., Verhogen A. (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122 1–23. p.
38. Geng Y., Luo G. (2011): Influencing factors and partitioning of respiration in a *Leymus chinensis* steppe in Xilix River Basin, Inner Mongolia, China. *J Geogr Sci*, 21 163–175. p.
39. Gerei L. (1970): Talajtani és agrokémiai vizsgálati módszerek. OMMI. 1970.
40. Gesch R. W., Reicosky D. C., Gilbert R. A., Morris D. R. (2007): Influence of tillage and plant residue management on respiration of a Florida Everglades histosol. *Soil Till Res*, 92 156–166. p.
41. Goreau T. J., de Mello W. Z. (1988): Tropical deforestation: Some effects on atmospheric chemistry. *Ambio*, 17 (4) 275–281. p.
42. Grace J. (2004): Understanding and managing the global carbon cycle. *J Ecol*, 92 189–202. p.
43. Gupta R. K., Rao D. L. N. (1994): Potential of wastelands for sequestering carbon by reforestation. *Curr Sci*, 66 378–380. p.
44. Houghton R. A., Skole D. L. (1990): Carbon. 393–408. p. In: Turner B. L., Clark W. C., Kates R. W., Richards J. F., Matthews J. T., Meyer W. B. (Szerk.): *The Earth as Transformed by Human Action*. New York: Cambridge University Press, 732. p.
45. Houghton R. A. (1999): The annual net flux of carbon to atmosphere from changes in land use 1850 to 1990. *Tellus* 50B 298–313. p.
46. Houghton R. A. (2003): Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different. *Glob Change Biol*, 9 (4) 500–509. p.
47. Howard D. M., Howard P. J. A. (1993): Relationships between CO₂ evolutions, moisture content and temperature for a range of soil types. *Soil Biol Biochem*, 25 1537-1546.
48. Högberg P., Nordgren A., Buchmann N., Taylor A. F. S., Ekblad A., Högberg M. N., Nybeg G., Ottosson-Löfvenius M., Read D. J. (2001): Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. *Nature*, 411 789-792. p.
49. IPCC, (2000): Land use, land-use change, and forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change: a special report of the IPCC. Cambridge: Cambridge University Press. 1033. p.

50. IPCC, (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Core Writing Team, Pauchauri R.K and Reisinger, A. (eds.)] IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.
51. Janssens I. A., Kowalski A. S., Longdoz B., Ceulemans R. (2000): Assessing forest soil CO₂ efflux: an in situ comparison of four techniques. *Tree Physiol*, 20 23–32. p.
52. Janzen H. H., Campbell C. A., Izaurralde R. C., Ellert B. H., Juma N., McGill W. B., Zentner R. P. (1998): Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *Soil Till Res*, 47 181–195. p.
53. Janzen H. H. (1987): Soil organic matter characteristics after long-term cropping to various spring wheat rotations. *Can J Soil Sci*, 67 845–856. p.
54. Janzen H. H. (2004): Carbon cycling in earth systems – a soil science perspective. *Agr Ecosyst Environ*, 104 399–417. p.
55. Janzen H. H. (2006): The soil carbon dilemma. Shall we hoard it or use it? *Soil Biol Biochem*, 38 (3) 419–424. p.
56. Jensen L. S., Mueller T., Tate K. R., Ross D. J., Magid J., Nielsen N. E. (1996): Soil surface CO₂ flux as an index of soil respiration in situ: a comparison of two chamber methods. *Soil Biol Biochem*, 28 1297–1306. p.
57. Jones S. K., Rees R. M., Skiba U. M., Ball B. C. (2005): Greenhouse gas emissions from a managed grassland. *Global Planet Change*, 47 201–211. p.
58. Kanemasu E. T., Powers W. L., Sij J. W. (1974): Field chamber measurements of CO₂ flux from soil surface. *Soil Sci*, 118 233–237. p.
59. Keith H. & Wong S. C. (2005): Measurement of soil CO₂ efflux using soda lime absorption: both quantitative and reliable. *Soil Biol Biochem*, 28 1121–1131. p.
60. Keith P. & Vernon C. (1998): CO₂ mitigation by agriculture. An Overview. *Climatic Change*, 40 135–162. p.
61. Kellogg, W. W. (1988): Human impact on climate: The evolution of an awareness. In: Glantz M. H. (Szerk.): *Societal Responses to Regional Climatic Change*. Boulder, Colorado: Westview Press, 275. p.
62. Kern J. S. & Johnson M. G. (1993): Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. *Soil Sci Soc Am J*, 57 200–210. p.
63. Kersebaum K. C., Nendel C., Mischel W., Manderscheid R., Weigel H. J., Wenkel K. O. (2009): Testing different CO₂ response algorithms against a face crop rotation

- experiment and application for climate change impact assessment at different sites in Germany. *Időjárás* 113 79–88. p.
64. Khalil M. & Shearer M. J. (2000): Sources of methane: an overview. 98–111. p. In: Khalil M. (Szerk.): *Atmospheric Methane: Its Role in the Global Environment*. New York, NY: Springer-Verlag, 351. p.
 65. Kirita H. (1971): Re-examination of the absorption method of measuring soil respiration under field conditions. IV. An improved absorption method using a disc of plastic sponge as absorbent holder. *Jpn. J. Ecol*, 21 119–127. p.
 66. Kutilek M. A., Nilsen D.R. (1994): Soil hydrology. Catena Verlag, 370. p.
 67. Kuzyakov Y. (2006): Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biol Biochem*, 38 (3) 425–448. p.
 68. La Scala N., Bolonhezi D., Pereira G. T. (2006): Short-term soil CO₂ emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in Southern Brazil. *Soil Till Res*, 102 1–4. p.
 69. Lal, R. (2005): Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecol Manag*, 220 242–258. p.
 70. Lal R. (1995): Global soil erosion by water and carbon dynamics. 131–142. p. In: Lal R., Limble J., Levine E., Stewart B. A. (Szerk.): *Soil and Global Change*. Boca Raton, FL, USA: CRC/Lewis Publishers, 464. p.
 71. Lal R. (2004): Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123 1–22. p.
 72. Levy P. E., Cannell M. G. R., Friend A. D. (2004): Modelling the impact of future changes in climate, CO₂ concentration and land use on natural ecosystems and the terrestrial carbon sink. *Global Environ Change*, 14 21–30. p.
 73. Liu W., Zhang Z. & Wan S. (2009): Predominant role of water in regulating soil microbial respiration and their responses to climate change in a semiarid grassland. *Glob Change Biol*, 15 184–195. p.
 74. Lloyd J., Taylor J. A. (1994): On the temperature dependence of soil respiration. *Funct Ecol*, 8 315–323. p.
 75. Lugo A. E., Sanchez M. J., Brown S. (1986): Land use and organic carbon content of some subtropical soils. *Plant Soil*, 96 185–196. p.
 76. Nabuurs G. J., Paivinen R., Sikkema R., Mohren G. M. J. (1997): The role of European forests in the global carbon cycle – A review. *Biomass Bioenerg*, 13 (6) 345–358. p.
 77. Nakayama F. S. (1990): Soil respiration. *Remote Sensing Review*, 5 311–321. p.

78. Normann J.M., Garcia R., Verma S.B. (1992): Soil surface CO₂ fluxes and the carbon budget of grassland. *Journal of Geophysical Research*, 97 18845-18853. p.
79. Mastepanov M., Sigsgaard C., Dlugokencky J., Houweling S., Ström L., Tamstorf M.P., Christensen T.R. (2008): Large tundra methane burst during onset of freezing. *Nature*, 456 628-630. p.
80. Obrist D., Faiin X., Berger C. (2010): Gaseous elemental mercury emissions and CO₂ respiration rates in terrestrial soils under controlled aerobic and anaerobic laboratory conditions. *Sci Total Environ*, 408 1691–1700. p.
81. Oorts K., Merckx R., Grehan E., Labreuche J., Nicolardot B. (2007): Determinants of annual fluxes of CO₂ and N₂O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. *Soil Till Res*, 95 133–148. p.
82. Omonde R. A., Vyn T. J., Smith D. R., Hegymegi P., Gál A. (2007): Soil carbon dioxide and methane fluxus from long-term tillage systems in continous corn-soybean rotations. *Soil Till Res*, 95 182–195. p.
83. Orchard V.A., Cook F.J. (1983): Releationship between soil respiration and soil moisture. *Soil Biol Biochem*, 15 447-453. p.
84. Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagber F. (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC. ISBN 4-88788-003-0
85. Priemé A. & Christensen S. (2001): Natural perturbations, drying–wetting and freezing–thawing cycles, and the emission of nitrous oxide, carbon dioxide and methane from farmed organic soils. *Soil Biol Biochem*, 33 2083–2091. p.
86. Prinn R.G. (2004): Non-CO₂ greenhouse gases. 205–216. p. In: Field C.B. & Raupach M.R. (Szerk.): *The Global Carbon Cycle*. Washington: Island Press, 568. p.
87. Quincke J. A., Wortmann C. S., Mamo M., Franti T., Drijber R. A. (2007): Occasional tillage of no-till systems: carbon dioxide flux and changes in total and labile soil organic carbon. *Agron J*, 99 1158–1168. p.
88. Raich J. W. (1992): The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus* 44B 81–89. p.
89. Raich J. W. (2000): Vegetation and soil respiration: Correlations and contols. *Biogeochemistry*, 48 71–90. p.
90. Rakonczai J. (2003) Globális környezeti problémák. Szeged: Lazi Könyvkiadó, 192. p

91. Ramanathan V., Feng Y. (2009): Air pollution, greenhouse gases and climate change: Global and regional perspectives. *Atmos Environ*, 43 37–50. p.
92. Reich P. B. (2010): The carbon dioxide exchange. *Science*, 774-775. p.
93. Rolston D. E. (1986): Gas flux. 1103-1120. p. In: Klute A. (Szerk.): *Methods of soil analysis*. Madison, Wisconsin USA: American Society of Agronomy – Soil Science Society of America, Inc. Publisher, 1358. p.
94. Ruamps L. S., Nunan N., Chenu C. (2011): Microbial biogeography at the soil pore scale. *Soil Biol Biochem*, 43 280–286. p.
95. Ruser R., Flessa H., Russow R., Schmidt G., Buegger F., Munch J. C. (2006): Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biol Biochem*, 38 263–274. p.
96. Sanchez P. A., Palm C. A., Smyth T. J. (1990): Approaches to mitigate tropical deforestation by sustainable soil management practices. 211–220. p. In: Scharpenseel H. W., Schomaker M., Ayoub A. (Szerk.): *Soils on a Warmer Earth*. Amsterdam: Elsevier, 274. p.
97. Schimel D. S., House J. I., Hibbard K. A., Bousquet P., Ciais P., Peylin P., Braswell B. H., Apps M. J., Baker D., Bondeau A., Canadell J., Churkina G., Cramer W., Denning A. S., Field C. B., Friedlingstein P., Goodale C., Heimann M., Houghton R. A., Melillo J. M., Moore B., Murdiyarso D., Noble I., Pacala S. W., Prentice I. C., Raupach M. R., Rayner P. J., Scholes R. J., Steffen W. L., Wirth C. (2001): Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature*, 44 169–172. p.
98. Serrano-Silva N., Luna-Guido M., Fernandez-Luqueno F., Marsch R., Dendooven L. (2011): Emission of greenhouse gases from an agricultural soil amended with urea: A laboratory study. *Appl Soil Ecol*, 47 92–97. p.
99. Sims P. L. Bradford J. A. (2001): Carbon dioxide fluxes in a southern plains prairie. *Agr Forest Meteorol*, 109 117–134. p.
100. Smith K. A., Thomson P. E., Clayton H., McTaggart I. P., Conen F. (1998): Effect of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmos Environ*, 32 (19) 3301–3309. p.
101. Smith P., Fang C., Dawson J. J. C., Moncrieff J. B. (2008): Impact of global warming on soil organic carbon. *AdvAgron*, 97 1–43. p.
102. Smith W., Grant B., Desjardins R. (2009): Some perspective on agricultural GHG mitigation and adaptation strategies with respect to the impact of climate change/variability in vulnerable areas. *Időjárás*, 113 103–115. p.

103. Schnitzer M. (1991): Soil organic matter – the next 75 years. *Soil Sci*, 151 41-58. p.
104. Snyder C. S., Bruulsema T. W., Jensen T. L., Fixen P. E. (2009): Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agr Ecosyst Environ*, 133 247–266. p.
105. Sommers L.E., Gilmour C.M., Wildung R.E., Beck S.M. (1981): The effect of water potential on decomposition processes in soils. 97-117. p. In: Parr J.F. et al. (eds): *Water Potential Relationships in Soil Microbiology*. Soil Science Society of America Special Publication No. 9., American Society of Agronomy, Madison, WI. 141. p.
106. Soussana J. F., Allard V., Pilegaard K., Ambus P., Amman C., Campbell C., Ceschia E., Clifton-Brown J., Czóbel Sz., Domingues R., Flechard C., Führer J., Hensen A., Horváth L., Jones M., Kasper G., Martin C., Nagy Z., Neftel A., Sutton M., Tuba Z., Valentini R. (2007): Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agr Ecosyst Environ*, 121 121–134. p.
107. Subke J. A., Bahn M. (2010): On the 'temperature sensitivity' of soil respiration: Can we use the immeasurable to predict the unknown? *Soil Biology & Biochemistry*, 42 1653–1656. p.
108. Szili-Kovács T. (2004): Szubsztrát indukált respiráció a talajban. *Agrokémia és Talajtan*, 22 1–22. p.
109. Szili-Kovács T., Bálint Á., Kampfl Gy., Kristóf K., Heltai Gy., Hoffmann S., Lukács A., Anton A. (2009a): Szilikoncső alkalmazása talajlevegő-mintavételhez bolygatatlan talajoszlopokban a CO₂-és N₂O-koncentráció meghatározásához. *Agrokémia és Talajtan*, 58 359–368. p.
110. Szili-Kovács T., Cserni I., Végh KR, Rajkai K., Németh T. (2009b): Fertilizer effect on carbon dynamics of different texture soils under tomato cultures. *Commun Soil Sci Plan*, 40 835–843. p.
111. Szili-Kovács T., Tóth J. A. (2006): A talaj mikrobiális biomassza meghatározása kloroform fumigációs módszerrel. *Agrokémia és Talajtan*, 55 515–530. p.
112. Szili-Kovács T., Török K. (2005): Szénforráskezelés hatása a talaj mikrobiális aktivitására és biomasszájára felhagyott homoki szántókon. *Agrokémia és Talajtan*, 54 149–162. p.
113. Szűcs István. (2002): Alkalmazott statisztika. Budapest: Agroinform Kiadó és Nyomdaipari kft. 480. p. ISBN 963-502-761-1

114. Tang J., Baldocchi D. D., Xu L. (2003): Assessing soil CO₂ efflux using continuous measurements of CO₂ profiles in soils with small solid-state sensors. *Agr Forest Meteorol*, 118 207–220. p.
115. Tang X., Zhou G., Liu S., Zhang D., Liu S., Li J., Zhou C. (2006): Dependence of soil respiration on soil temperature and soil moisture in successional forests in Southern China. *J Integr Plant Biol*, 48 654–663. p.
116. Tans P. P., White J. W. C. (1998): In balance, with a little help from the plants. *Science*, 281 183-184. p.
117. Tóth E., Koós S., Farkas Cs., Németh T. (2005): Carbon-dioxide emission from Calcareous Chernozem soil. *Cereal Res Commun*, 33 129–132. p.
118. Tóth E., Koós S. (2006): Carbon dioxide emission measurements in a tillage experiment on chernozem soil. *Cereal Res Commun*, 34 331–334. p.
119. Tóth E., Barcza Z., Birkás M., Gelybó Gy., Zsembeli J., Bottlik L., Davis KJ., Haszpra L., Kern A., Kljun N., Koós S., Kovács Gy., Stingli A., Farkas Cs. (2010): Arable Lands. 65–90. p. In: Haszpra L. (Szerk.): *Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective*. Dordrecht – Heidelberg – London – New York: Springer, 406. p.
120. Tuba Z., Nagy Z., Czóbel Sz., Balogh J., Csintalan Zs., Fóti Sz., Juhász A., Péli E., Szente K., Palicz G., Horváth L., Weidinger T., Pintér K., Virágh K., Nagy J., Szerdahelyi T., Engloner A., Szirmai O., Bartha S. (2004): Hazai gyepársulások funkcionális ökológiai válasza, C-forgalma és üvegházhatású gázainak mérlege jelenlegi és jövőbeni várható éghajlati viszonyok, illetve eltérő használati módok mellett. „*Agro-21*” *Füzetek*, 37 123-138. p.
121. Ussiri D. A., Lal R. (2009): Long-term tillage effects on soil carbon storage and carbon dioxide emissions in continuous corn cropping system from an alfisol in Ohio. *Soil Till Res*, 104 39–47. p.
122. Valentini R., Matteucci G., Dolman A. J., Schulze E. D.,Rebmann C., Moors E. J., Granier A., Gross P., Jensen N. O., Pilegaard K., Lindroth A., Grelle A., Bernhofer C., Grünwald T. Aubinet M., Ceulemans R., Kowalski A. S., Vesal T., Rannik Ü., Berbigier P., Loustau D., Gudmundsson J., Thorgeirsson H., Ibrom A., Morgenstern K., Clement R., Moncrieff J., Montagnani L., Minerbi S., Jarvis P. G., (2000): Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature*, 404 861–865. p.
123. Vance E. D, Brookes P. C, Jenkinson D. S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biol Biochem*, 19 703–707. p.

124. Van Genuchten M. TH. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci Soc. Am. J*, 44 892-898. p.
125. Várallyay Gy. (1973): A new apparatus for the determination of soil moisture potential in the low suction range. *Agrokémia és Talajtan*, 22 1–22. p.
126. Várallyay Gy. (2011): Talajkészleteink és a kor új kihívásai. *Talajvédelem különszám*, 293-306. p.
127. Wang W.C., Yung Y.L., Laci A.A., Mo T., Hansen J.E. (1976): Greenhouse effects due to man-made perturbations of trace gases. *Science*, 194 685-690. p.
128. Wang W., Fanf J. (2009): Soil respiration and human effects on global grasslands. *Global Planet Change*, 67 20–28. p.
129. Watson R. T., Zinyowera M. C., Moss R. H. (1996): Climate Change (1995): Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change Scientific-Technical Analyses. Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge and New York: Cambridge University Press, 880. p.
130. Welles J. M., Demetriades-Shah T. H., McDermitt D. K. (2007): Considerations for measuring ground CO₂ effluxes with chambers. *Chem Geol*, 177 3–13. p.
131. Widen B., Lindroth A. (2003): A Calibration System for Soil Carbon Dioxide – Efflux Measurement Chambers: Description and Application. *Soil Sci Soc Am J*, 67 327–334. p.
132. Wilson A. T. (1978): Pioneer agriculture explosion and CO₂ levels in the atmosphere. *Nature*, 273 40–41. p.
133. Wu X., Yao Z., Brüggermann N., Shen ZY., Wolf B., Dannenmann M., Zheng X., Butterbach-Bahl K. (2010): Effects of soil moisture and temperature on CO₂ and CH₄ soil-atmosphere exchange of various land use/cover types in a semi-arid grassland in Inner Mongolia, China. *Soil Biol and Biochem* 42 773-787. p.
134. Wuebbles D. J., Hayhoe K. (2002): Atmospheric methane and global change. *Earth-Sci Rev*, 57 (3-4) 177–210. p.
135. Yao Z., Zheng X., Xie B., Liu C., Mei B., Dong H., Butterbach-Bahl K., Zhu J. (2009): Comparison of manual and automated chambers for field measurements of N₂O, CH₄, CO₂ fluxus from cultivated land. *Atmos Environ*, 43 1888–1896. p.
136. Yim M. H., Joo S. J., Nakane K. (2002): Comparison of field methods for measuring soil respiration: a static alkali absorption method and two dynamic closed chamber method. *Forest Ecol Manag*, 170 189–197. p.

137. Zsembeli J., Tuba G., Juhász Cs., Nagy I. (2005): CO₂-measurements in a soil tillage experiment. *Cereal Res Commun*, 33 137–140. p.

<http://earthobservatory.nasa.gov/Library/CarbonCycle/carbon.html>

9.2 sz. melléklet: Táblázatok jegyzéke

1. táblázat: A legfontosabb üvegházhatású gázok, melyek légköri koncentrációja az emberi tevékenység következtében emelkedett meg jelentősen (Rakonczai, 2003).
2. táblázat: A talajok széntartalma (1 m mélységig) és a művelésbe vonásból adódó szénveszteségek (IPCC 1996, 23. fejezet)
3. táblázat: A laboratóriumban elvégzett kísérletek hosszának és a talaj CO₂ kibocsátásának kiszámolásához vett levegőminták számának összehasonlítása
4. táblázat: A mikrobiológiai aktivitást jelző paraméterek a vizsgált két kezelésben
5. táblázat: A kísérlet 5 mérési napján mért emisszió értékek átlaga, szórása és naponkénti statisztikai összehasonlítása a váci bolygatatlan mintákon a mérés megkezdése után 0,5, 1, 1,5, 2 és 3 órával
6. táblázat: A bolygatott szerkezetű váci mintákból mért emissziók átlaga, szórása és statisztikai összehasonlítása
7. táblázat: A kísérlet 5 mérési napján mért emisszió a józsefmajori bolygatatlan mintákon a mérés megkezdése után 0,5, 1, 1,5, 2 és 3 órával
8. táblázat: A bolygatott szerkezetű józsefmajori mintákból mért emissziók átlaga, szórása és statisztikai összehasonlítása
9. táblázat: A váci minták térfogatszázalékos nedvességtartalma és térfogattömege
10. táblázat: A józsefmajori minták térfogatszázalékos nedvességtartalma és térfogattömege
11. táblázat: A bolygatatlan talajmintákban belocsolással létrehozott nedvességtartalmak alapján kialakított térfogatszázalékos nedvességtartalom tartományok
12. táblázat: A 2-13. mérési napon mért emissziók átlagai a 19-25v%-os és 23-32v%-os nedvességtartományban, és az átlagok között meglévő statisztikai különbség 5% szignifikancia szinten
13. táblázat: A józsefmajori kezelések talajaiból meghatározott talajkémiai tulajdonságok
14. táblázat: A váci kísérlet eltérő kezeléseiben mért vízvisszatartó-görbék alapján becsült Van-Genuchten paraméterek
15. táblázat: A józsefmajori kísérlet eltérő kezeléseiben mért vízvisszatartó-görbék alapján becsült Van-Genuchten paraméterek
16. táblázat: A tárcsázott és a gyéppel borított sorban mért talajkémiai, talajbiológiai és talajhidrológiai jellemzők
17. táblázat: A talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti kapcsolat szorosságát jelző R² értékek a váci kezelésekből (T, GY) származó mintákon
18. táblázat: A józsefmajori kezeléseiben mért talajkémiai, talajbiológiai és talajhidrológiai jellemzők
19. táblázat: A talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti kapcsolat szorosságát jelző R² értékek a józsefmajori kezelésekből (SZ, DV, T+L) származó mintákon a tavaszi kísérlet során
20. táblázat: A talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti kapcsolat szorosságát jelző R² értékek a józsefmajori kezelésekből (SZ, DV, T+L) származó mintákon az őszi kísérlet során

21. táblázat: A váci kezelésekől mért talajtulajdonságok
22. táblázat: A két különböző művelésű sor főbb talajfizikai paraméterei
23. táblázat: A 2009-ben vizsgált váci kezelések statisztikai összehasonlítása, a talaj CO₂ kibocsátásának átlaga, szórása és variációs koefficiense.
24. táblázat: A 2010-ben a váci kezelésekben mért CO₂ emisszió értékek átlaga, szórása és variációs koefficiense
25. táblázat: A józsefmajori kezelések talajaiból meghatározott talajtulajdonságok
26. táblázat: A józsefmajori kezeléskeben mért talaj nedvességtartalom (v%) és hőmérséklet (T; °C) értékek
27. táblázat: A józsefmajori kezeléskeben mért térfogattömeg értékek
28. táblázat: A két különböző művelésű sor főbb talajfizikai paraméterei
29. táblázat: A 2009-ben vizsgált váci kezelések statisztikai összehasonlítása, a talaj CO₂ kibocsátásának átlaga, szórása és variációs koefficiense
30. táblázat: A 2010-ben vizsgált váci kezelések statisztikai összehasonlítása, a talaj CO₂ kibocsátásának átlaga, szórása és variációs koefficiense.

9.3. sz. melléklet: Ábrák jegyzéke

1. ábra: A globális szénciklus
2. ábra: Józsefmajori talajszelvény
3. ábra: A váci barackültetvény két különbözően művelt sora
4. ábra : A talajlégzés méréséhez használt sötét kamra 1. tetején a szeptummal lezárt lyukkal, 2. tetején a levegőminták tárolására alkalmas vákuumozott fiolákkal
5. ábra: Az eredmények értékeléséhez felhasznált statisztikai módszerek
6. ábra: A Vácról származó bolygatott és bolygatatlan szerkezetű minták CO₂ kibocsátása fél és egy óra inkubációs idő után a kísérlet 5 mérési napján
7. ábra: A józsefmajori bolygatott és bolygatatlan szerkezetű mintákon a mérés megkezdése utáni első fél és egy órában mért CO₂ emisszió értékek a kísérlet 5 mérési napján
8. ábra: A talajminták feletti légrétegben mért CO₂ koncentráció értékek alakulása az inkubáció megkezdése után 0,5, 1, 1,5, 2 és 3 órával.
9. ábra: A módszertani fejlesztés második szakaszában beállított kísérlet első mérési napján mért emisszió értékek átlaga és statisztikai összehasonlítása a vizsgált 3 kezelésben
10. ábra: A talaj CO₂ kibocsátása és nedvességtartalma közötti kapcsolat időbeni változása az eltérő kezelésekből a módszertani fejlesztés második szakaszában beállított kísérletben
11. ábra: A 19-25%-os talajnedvesség-tartományban mért emissziók a józsefmajori kezelésekből.
12. ábra: A 26-32%-os talajnedvesség-tartományban mért emissziók a józsefmajori kezelésekből
13. ábra: A váci kísérlet eltérő kezeléseiben mért pF görbékre illesztett Van-Genuchten függvények ($m = 1 - 1/n$)
14. ábra: A józsefmajori kísérlet eltérő kezeléseiben mért pF görbékre illesztett Van-Genuchten függvények ($m = 1 - 1/n$)
15. ábra: A talaj CO₂ emissziója a váci kezelésekből a módszertani fejlesztés harmadik szakaszában beállított kísérletben
16. ábra: A talaj CO₂ emissziója és nedvességtartalma közötti összefüggés az eltérő kezelésekből a módszertani fejlesztés harmadik szakaszában beállított kísérletben.
17. ábra: A talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti összefüggések két különböző mérési napon a módszertani fejlesztés harmadik szakaszában beállított kísérletben
18. ábra: A józsefmajori kezelésekből származó bolygatatlan talajminták CO₂ kibocsátásainak átlaga, szórása és statisztikai összehasonlítása a tavaszi kísérletben
19. ábra: A józsefmajori kezelésekből származó bolygatatlan talajminták CO₂ kibocsátásainak átlaga, szórása és statisztikai összehasonlítása az őszi kísérletben
20. ábra: A talaj CO₂ emissziója és nedvességtartalma közötti összefüggés a tavaszi kísérletben
21. ábra: A talaj CO₂ emissziója és nedvességtartalma közötti összefüggés az őszi kísérletben
22. ábra: A talaj vízpotenciálja és CO₂ emissziója közötti összefüggések az őszi kísérletben két kiválasztott mérési napon

23. ábra: A váci barackültetvény gyepvel fedett és tárcsázott sorainak CO₂ emissziója 2009-ben
24. ábra: A váci barackültetvény gyepvel fedett és tárcsázott sorainak CO₂ emissziója 2010-ben
25. ábra: A váci kezelésekben mért emisszió értékek átlaga különböző nedvességtartalmaknál 2009-ben
26. ábra: A talajnedvesség és a CO₂ kibocsátás közötti kapcsolat a 2009-es adatok alapján
27. ábra: A talajnedvesség és a CO₂ kibocsátás közötti kapcsolat a váci mintaterületen a 2009-es és a 2010-es adatok alapján
28. ábra: 2009-ben mért CO₂ kibocsátás értékek a józsefmajori kezelésekben
29. ábra: 2010-ben mért CO₂ kibocsátás értékek a józsefmajori kezelésekben
30. ábra: Az emisszió nagysága eltérő kezelésekben különböző nedvesség tartományokban.
31. ábra: A talajnedvesség tartalom és a talaj CO₂ kibocsátása közötti összefüggés a vizsgált józsefmajori kezelésekben

9.4. sz. melléklet: Köszönetnyilvánítás

Köszönetet szeretnék mondani témavezetőimnek, Dr. Forró Editnek és Prof. Dr. Németh Tamásnak, hogy segítségüket nyújtották a kutatási témám kiválasztásában, hogy biztosították számomra a lehetőséget és a szakmai háttérrel, és hogy munkám szakmai javaslatokkal láttak el.

Köszönettel tartozom Dr. Farkas Csillának, kolléganőmnek és barátomnak, aki az első perctől kezdve segítette munkámat, időt és fáradságot nem kímélve, távolságot nem ismerve mindig mellettem állt, a legnehezebb pillanatokban is biztatott és kutatómunkám során szakmai tanácsokkal, építő kritikával és támogató szavakkal látott el.

Köszönet illeti Prof. Dr. Várallyay Györgyöt, hogy kutatási projektjeiből kutatásaimat finanszírozta és a disszertációm témájához kapcsolódó feladatokkal bízott meg.

Szeretném megköszönni Dr. Szili-Kovács Tibornak, hogy méréseimhez a szakmai háttérrel és a szükséges eszközöket biztosította, Tóth Gyulánának és Bányász Ágnesnek, hogy a laboratóriumi mérések során segítségemre voltak. Köszönettel tartozom továbbá a Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet szinte valamennyi dolgozójának, akik szakmai tudásukkal, bátorító szavaikkal mellettem álltak.

Köszönet illeti Guttman Vilmost, a váci barackültetvény vizsgált sorainak tulajdonosát, hogy megengedte, hogy az ültetvényében a méréseimet elvégezzem, illetve a Józsefmajori Tangazdaságot, hogy biztosították számomra a kísérleti területüket a méréseim elvégzése céljából. Köszönet továbbá Dr. Timon Bélának, hogy a váci barackültetvény kiválasztásában segített.

Végezetül szeretném megköszönni családomnak, férjemnek, Hubai Richárdnak és fiaimnak, Dancinak és Marcinak, hogy a terepi munkákban segítettek, türelemmel és megértéssel fogadták a kialakult helyzeteket, az éjszakázásokat, a nem együtt töltött időt, és a dolgozat megírása során mindvégig bíztattak, illetve Szüleimnek, akik soha nem mutattak kétséget azt illetően, hogy két kisgyerek mellett is meg tudom csinálni.