DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

Kulmány István Mihály

MOSONMAGYARÓVÁR
2022

SZÉCHENYI ISTVÁN EGYETEM
ALBERT KÁZMÉR MOSONMAGYARÓVÁRI KAR
BIOLÓGIAI RENDSZEREK ÉS PRECÍZIÓS TECHNOLÓGIAI TANSZÉK

WITTMANN ANTAL NÖVÉNY-, ÁLLAT- ÉS ÉLELMISZER-TUDOMÁNYI MULTIDISZCIPLINÁRIS
DOKTORI ISKOLA

HABERLANDT GOTTLIEB NÖVÉNYTUDOMÁNYI DOKTORI PROGRAM

DOKTORI ISKOLAVEZETŐ:
PROF. DR. VARGA LÁSZLÓ DSC
EGYETEMI TANÁR

PROGRAMVEZETŐ:
PROF. DR. PINKE GYULA DSC
EGYETEMI TANÁR

TÉMAVEZETŐ:
DR. HABIL. MILICS GÁBOR, EGYETEMI DOCENS
DR. KOVÁCS BARNA, AGRÁRPOLITIKAI SZAKDIPLOMATA

KUKORICA TERMESZTÉSE SORÁN KELETKEZŐ ÜVEGHÁZHATÁSÚ GÁZOK NYOMON KÖVETÉSE, KÜLÖNÖS TEKINTETTEL A SZÉN-DIOXID-KIBOCSÁTÁSRA

KÉSZÍTETTE:
KULMÁNY ISTVÁN MIHÁLY

MOSONMAGYARÓVÁR
2022

KUKORICA TERMESZTÉSE SORÁN KELETKEZŐ ÜVEGHÁZHATÁSÚ GÁZOK NYOMON KÖVETÉSE, KÜLÖNÖS TEKINTETTEL A SZÉN-DIOXID-KIBOCSÁTÁSRA

Írta:
KULMÁNY ISTVÁN MIHÁLY

Készült a Széchenyi István Egyetem Albert Kázmér Mosonmagyaróvári Kar Wittmann Antal Növény-, Állat- és Élelmiszertudományi Multidiszciplináris Doktori Iskola Haberlandt Gottlieb Növénytudományi Doktori Programja keretében

Témavezető: Dr. habil. Milics Gábor; Dr. Kovács Barna

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton……%-ot ért el,

Mosonmagyaróvár, ……

…….
a Szigorlati Bizottság Elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen/nem)

Első bíráló (Dr. ……) igen/nem

(aláírás)

Második bíráló (Dr. ……) igen/nem

(aláírás)

Esetleg harmadik bíráló (Dr. ……) igen/nem

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján ……%-ot ért el.

Mosonmagyaróvár, ……

A Bírálóbizottság elnöke

Doktori (PhD) oklevél minősítése……

Az EDT elnöke

TARTALOMJEGYZÉK

Kivonat **4**

Abstract **5**

1. Bevezetés **6**

2. Irodalmi áttekintés **10**

2.1. A mezőgazdasági művelés alatt álló talajok szerepe a globális szénciklusban 10

2.2. A talajból eredő üvegházhatást okozó gázok meghatározásának módszerei 13

2.2.1. A talajból eredő gázemisszió mérésének laboratóriumi módszerei ... 15

2.2.2. Az elérhető modellszámítási eredmények 16

2.2.3. A talajból eredő gázemisszió mérésének in situ módszerei 20

2.3. A domborzati tényezők hatása a talajok szén-dioxid-kibocsátására 23

2.4. A klimatikus tényezők hatása a talajok szén-dioxid-kibocsátására 27

2.5. A talajművelés hatása a szén-dioxid-kibocsátásra 30

2.6. A nitrogénműtrágyázás hatása az üvegházhatású gázok kibocsátására . 36

3. Anyag és Módszer **44**

3.1. A kísérleti helyszín természeti adottságainak bemutatása 44

3.1.1. A kísérleti táblák földrajzi elhelyezkedése 44

3.1.2. A kistáj geomorfológiai adottságai 44

3.1.3. A kistáj és a kísérlet helyszínének klimatikus adottságai 45

3.1.4. A térség általános talajtani jellemzése 47

3.1.5. A mérési helyszín talajtani jellemzése 48

3.1.6. A kísérleti területek talajtextúrájának meghatározása 54

3.1.7. A kísérleti területek tápanyagtartalmának bemutatása 55

3.2. A kísérleti helyszínek bemutatása 57

3.2.1. A komplex talajművelési, differenciált tőszámszabályzási és nitrogén-utánpótlási kísérlet 57

3.2.2. Az eredeti szerkezetű talajoszlopok szén-dioxid-kibocsátásának laboratóriumi vizsgálata 62

3.3. A talaj szén-dioxid-kibocsátásának meghatározása és egyéb kiegészítő mérési módszerek bemutatása 67

3.3.1. A szén-dioxid-koncentráció terepi körülmények között történő mérésére alkalmazott módszer 67

3.3.2. Az inkubációs idő meghatározása 70

3.3.3. A szántóföldi mérésekhez használt inkubációs terek kialakítása 72

3.3.4. A szén-dioxid-emisszió meghatározása 73

3.4. A szén-dioxid-koncentráció és egyéb környezeti tényezők nyomon követésére fejlesztett mérőrendszer ... 74
3.4.1. A mérőrendszer felépítése és elemei ... 74
3.4.2. A mérőrendszer elemeinek bemutatása és a mérési pontosság-ellenőrzéshez használt mérési folyamat leírása ... 76

3.5. A kukorica termesztésének fenntarthatósági vizsgálata ... 86
3.5.1. A modellszámításhoz szükséges alapadatok forrásai ... 86
3.5.2. Üzemanyag-felhasználás ... 87
3.5.3. Műtrágya-felhasználás ... 88
3.5.4. Növényvédőszer-felhasználás ... 88
3.5.5. Vetőmag-felhasználás ... 89
3.5.6. Talajművelésből származó dinitrogén-oxid-kibocsátás ... 89
3.5.7. Szárítás során felhasznált energia ... 90

3.6. Az alkalmazott statisztikai és térinformatikai módszerek bemutatása ... 90
3.6.1. A komplex talajművelési kísérlet kiértékeléséhez használt statisztikai módszerek ... 90
3.6.2. A laboratóriumi kísérlet kiértékeléséhez használt statisztikai módszerek ... 93
3.6.3. A szén-dioxid-koncentráció és egyéb környezeti tényezők nyomon követésére fejlesztett mérőrendszer szenzorainak mérési pontosságellenőrzéséhez használt statisztikai módszerek ... 95
3.6.4. Az adatok térinformatikai és grafikai megjelenítéséhez használt programok ... 99

4. Eredmények és értékelésük ... 100

4.1. A szemeskukorica-termesztés üvegházhatásúgáz-kibocsátásának regionális szintű elemzésének az eredménye ... 100

4.2. A környezeti tényezők nyomon követésére kialakított mérőrendszer szenzorainak mérési pontosság-ellenőrzésének eredménye ... 102
4.2.1. Talajnedvesség szenzor mérési pontossága ... 102
4.2.2. Talajhőmérséklet-szenzor mérési pontossága ... 105
4.2.3. Levegőhőmérséklet-szenzor mérési pontossága ... 107
4.2.4. Szén-dioxid-szenzor mérési pontossága ... 109

4.3. A szén-dioxid-koncentráció telítődésének vizsgálata az optimális inkubációs idő meghatározása érdekében ... 110

4.4. Az eredeti szerkezetű talajoszlopok szén-dioxid-kibocsátás vizsgálatainak eredménye ... 115
4.4.1. A művelések hatása az összes szerves széntartalomra ... 115
4.4.2. A művelések hatása a talajok penetrációs ellenállására ... 116
4.4.3. A művelési módok hatása az eredeti szerkezetű talajoszlopok szén-dioxid-kibocsátására ... 119
4.4.4. A Pearson-féle korrelációelemzés eredménye a talajok szén-dioxid-kibocsátása és a talaj, valamint a környezeti változók közötti kapcsolat összehasonlítására ... 121
4.4.5. A többtényezős lineáris predikciós modellek kialakítása a talajok szén-dioxid-kibocsátása mögött álló hatótényezők megértésére ... 123

4.4.6. A lineáris modellek előrejelzést érintő tulajdonságai 128

4.5. A komplex talajművelési, differenciált tőszámszabályozási és nitrogén-utánpótlási kísérlet eredménye 128
4.5.1. A normalizált Vegetációs Index (NDVI) összehasonlítása 128
4.5.2. Az eltérő művelések 0-5 centiméterében mért talajhőmérséklet összehasonlítása 129
4.5.3. Az eltérő művelések 0-5 centiméterében mért talajnedvesség-tartalom összehasonlítása 130
4.5.4. Az eltérő művelések 5-10 centiméterében mért talajnedvesség-tartalom összehasonlítása 132
4.5.5. A szén-dioxid-kibocsátás kezelések szerinti összehasonlítása – a domborzati hatás 134
4.5.6. A szén-dioxid-kibocsátás talajművelések szerinti összehasonlítása – a kezelések hatása 139
4.5.7. A szén-dioxid-kibocsátás kezelések szerinti összehasonlítása az eltérő talajművelési rendszerekben 141
4.5.8. A szántás hatása a szén-dioxid-kibocsátásra 143
4.5.9. A gyökérlégzésből és a mikrobiológiai bontásból származó szén-dioxid mennyiségének szétválasztása 144
4.5.10. A megfigyelt környezeti tényezők hatása a talajlégzésre 146

5. Következtetések és Javaslatok 153

6. Új tudományos eredmények 158

7. Összefoglalás 160

8. Publikációs jegyzék 163

8.1. Az értekezés témakörében megjelent publikációk 163

8.2. Egyéb témakörben megjelent publikációk 165

9. Irodalomjegyzék 167

10. Mellékletek 216

11. Köszönetnyilvánítás 280

KIVONAT

Kukorica termesztése során keletkező üvegházhatású gázok nyomon követése, különös tekintettel a szén-dioxid-kibocsátásra

A fenntarthatósági szempontok mezőgazdasági termelésbe történő integrálása Magyarország agrárágazatának egyik megoldásra váró feladata. E célok eléréséhez az első lépés olyan módszertanok, technológiák és mérési eljárások kialakítása, amelyek képesek a mezőgazdasági termelés ökológiai lábnyomának számszerűsítésére.

A dolgozatban tárgyalt kétéves (2020–2021) kísérletsorozat keretében a tőszám szabályozás és differenciált nitrogénkijuttatás, valamint különböző környezeti és a növényi tényezők talajból eredő szén-dioxid-kibocsátásban betöltött szerepét vizsgáltam saját fejlesztésű mérőrendszer segítségével in situ és ex situ kísérletekben. Továbbá új adatfeldolgozási módszertannal modelleztem a magyarországi szemeskukorica-termelés regionális üvegházhatásúgáz-kibocsátását.

A kísérletek kiértékeléséhez összetett statisztikai és modellezési módszereket használtam, úgymint korrelációelemzést, főkomponens-analízist, többtényezős lineáris és nem lineáris regressziószámítást, egy- és kéttényezős varianciaelemzést Tukey-féle HSD post-hoc teszttel kiegészítve, valamint kétmintás Student-féle t-próbát.

Az eredmények alapján megállapítottam, hogy a magyarországi szemeskukorica-termesztés üvegházhatásúgáz-kibocsátás szempontjából fenntartható. A szántóföldi kísérleti eredmények rávilágítanak arra, hogy a minimumtőszámmal vetett és a minimum nitrogéndózissal kezelt zónák szén-dioxid-kibocsátása magasabb a maximumtőszámmal vetett és maximum nitrogéndózissal kezelt zónákban kimutatott kibocsátásnál. Ugyanakkor, a kibocsátott szén-dioxid mennyisége időben és térben, valamint a művelés módjának, továbbá a környezeti és növényi tényezők függvényében változhat.

A modellszámítás a szemeskukorica-termelés fenntarthatósági tanúsításának az alapját jelentheti. A mikroszintű, helyspecifikus mérési eredmények pedig információval szolgálhatnak makroszintű modellszámítások pontosításához.

ABSTRACT

Monitoring of greenhouse gas emissions during maize cultivation, with particular regard to carbon dioxide emissions

The integration of sustainability aspects into agricultural production is one of the main challenges of Hungary's agricultural sector awaiting a solution. In order to achieve these goals, the first step is to develop methodologies, technologies and measurement procedures that are capable of quantifying the ecological footprint of agricultural production.

In the two-year (2020-2021) experiment discussed in the dissertation, the role of variable-rate seeding and variable-rate nitrogen application, as well as various environmental and plant factors on carbon dioxide emissions, were investigated in situ and ex-situ conditions using a newly developed measurement system. Furthermore, the regional greenhouse gas emissions of maize production in Hungary with a new data processing methodology were modelled.

To evaluate the experiments, complex statistical and modelling methods were applied such as correlation analysis, principal component analysis, linear and nonlinear multiple regression analysis, one- and two-factor analysis of variance (ANOVA) supplemented with Tukey's HSD post-hoc test, and two-sample Student's t-test.

Based on the results, the sustainability of the cultivation of maize in Hungary was confirmed in terms of greenhouse gas emissions. The experimental results in the field show that the carbon dioxide emissions of the zones sown with the minimum number of seeds and treated with the minimum nitrogen dose are higher than the emissions detected in the zones sown with the maximum number of seeds and treated with the maximum nitrogen dose. At the same time, the amount of carbon dioxide emitted varies in time and location, as well as depending on the method of cultivation and environmental and plant factors.

The model calculation can be the basis for the sustainability certification of maize production. The micro-level, site-specific measurement results can provide information to refine macro-level model calculations.

1. BEVEZETÉS

„A hozzáállás egy egyszerű dolog, de amit tesz,
az megváltoztatja a helyzetet.”
Winston Churchill

Az agrárágazat hatalmas átalakuláson ment keresztül az utóbbi 100-150 évben, amelynek célkeresztjében elsősorban technikai és technológiai újítások álltak. A mezőgazdasági gépi technológiák előretörésével az intenzív mezőgazdasági művelési rendszerek kerültek előtérbe. Ennek köszönhetően a XX. század végére a gabonahozamok megduplázódtak, a kukorica hozamában hatszoros növekedés következett be. Ezzel párhuzamosan a termelékenység is rohamtempóban emelkedett. Ezen kedvező hatások és a népességnövekedés találkozása a környezeti szempontok mezőgazdasági termelésbe történő érvényesítését háttérbe szorította mindaddig, amíg Rachel Carson 1962-ben nem publikálta a Néma tavasz (*Silent Spring*) című művét. Az alkotás, habár nem nevezhető tudományos műnek, mégis igen színesen és megrázóan ábrázolja a peszticidek helytelen alkalmazásának nemkívánatos következményeit. A könyv állításai sokak álláspontját megváltoztatták a tudománnyal kapcsolatban és felébresztették sok kutató lelkiismeretét. A mű hatására a világon gomba módjára szaporodni kezdtek a környezetvédelmi mozgalmak és egyre nagyobb szerepet kapott a környezeti elemek védelme.

Az ENSZ (Egyesült Nemzetek Szervezete) által 1972-ben, Stockholmban szervezett konferenciájától (Konferencia az emberi környezetről) több, mint 50 évvel később, és 200-nál is több nemzetközi környezetvédelemmel kapcsolatos egyezmény, jogszabály és stratégia

megszületésén keresztül elértünk odáig, hogy ma a fenntarthatóság megteremtése elsődleges prioritása a föld országainak és egyben túlélésünk záloga is (UN, 2022). A fenntartható szempontok mindennapokba történő átültetése a gazdasági ágak közül a mezőgazdaságot is érinti, sőt azt egyre inkább az egyik legnagyobb környezetkárosító szektornak tekintik (The Conservation, 2017; Cool Green Science, 2017; The Revelator, 2019).

A mezőgazdasági, erdőgazdálkodási és egyéb területhasználati módok (*AFOLU – Agriculture, Forestry, and Other Land Use sectors*) által okozott antropogenikus üvegházhatásúgáz-kibocsátás (ÜHG-kibocsátás) a globális emisszió 23 százalékáért, 12,0 ± 2,9 Gt CO_{2eq} mennyiségért volt felelős 2016-ban (IPCC, 2019b). A mezőgazdasági tevékenységből származó antropogenikus ÜHG mennyisége az *AFOLU* kibocsátásának 40-54 százalékát (5,2 ± 2,6 Gt CO_{2eq}) tette ki, ami 1,1-1,3 százalékos éves átlagos növekedést eredményezett 1961 és 2016 között (Montzka et al., 2011; Tubiello et al., 2013; IPCC, 2019b). A mezőgazdasághoz kapcsolható ÜHG-kibocsátás jelentős részéért a haszonállatok emésztése, a trágya kezelése és felhasználása, a mezőgazdasági talajok művelése és a rizstermesztés tehető felelőssé (US.EPA, 2012). A felsorolt mezőgazdasági tevékenységek során a legnagyobb mennyiségben kibocsátott üvegházhatású gáz a dinitrogén-oxid (N_2O), a metán (CH_4) és a szén-dioxid (CO_2) (Duxbury, 1994; Kulmány et al., 2020).

A számok szerint a szektor környezetre gyakorolt hatása valóban nagy, de ennek mérséklésére számos lehetőség áll rendelkezésre. Köztük a legfontosabb, a szervesanyag- és szénkímélő talajhasználatra és művelésre való áttérés. A talaj szerkezetét kímélő művelés

alkalmazásával az ÜHG-kibocsátás, beleértve a CO_2-kibocsátást is, csökkenthető és ezen a mérsékelt szinten tartható, valamint a talajban található szerves anyagok lebontása és felhalmozódása is fokozható (Birkás és Gyuricza, 2004). Azonban ehhez termőhely- és növénytermesztési kultúraspecifikus ismeretek szükségesek, amelyeket egyes talajkímélő művelési módok bevezetése előtt körültekintően meg kell ismerni. Mivel Magyarországot a természeti adottságai kiválóan alkalmassá teszik mezőgazdasági termelés folytatására, így a talaj, mint a mezőgazdaság termelési közegének védelme, termőképességének fenntartása az egész nemzetgazdaság számára kiemelten fontos. Ezért az eltérő talajművelési rendszerek, valamint különböző inputanyag-dózisú kezelések szén-dioxid-kibocsátásra fókuszáló vizsgálata az egész agrárium számára megkerülhetetlen, kiváltképpen olyan kultúrák esetében, mint a kukorica (*Zea mays* L.), amely a takarmányozásban és az élelmezésben betöltött szerepén túl ipari alapanyagként is hasznosítható.

Az üvegházhatású gázok kibocsátásának nyomon követése multidiszciplináris elvek mentén vizsgálható az agrárium területén, ezért kutatási témám nagy jelentőséggel bír. Kutatómunkám célkitűzéseit az alábbiak szerint határoztam meg:

- A szemes kukorica fenntarthatósági modellvizsgálatának magyarországi megújítása annak érdekében, hogy a termeléshez köthető ÜHG-kibocsátás a legpontosabban kerüljön meghatározásra.
- Szántóföldi körülmények között használható szenzorrendszer kialakítása a környezeti elemek nyomon követésére.

- Differenciált inputanyag- és tőszámkísérlet beállítása üzemi körülmények között annak érdekében, hogy feltérképezzem azok szén-dioxid-kibocsátásra gyakorolt hatását.
- Laboratóriumi kísérlet beállítása azért, hogy feltárjam az eltérő művelés alatt álló talajok CO_2-kibocsátásának nagyságát és az emisszió mögött álló hatótényezők szerepét.
- A szántóföldi kísérletre alapozott modellek kialakítása az egyes hatótényezők térbeli és időbeli variabilitásának bemutatására.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

A doktori értekezés tématerületéhez kapcsolódó szakirodalom áttekintését a következő szempontok szerint végeztem el, mivel ezen területek ölelik fel a disszertáció kísérletének tárgyát:

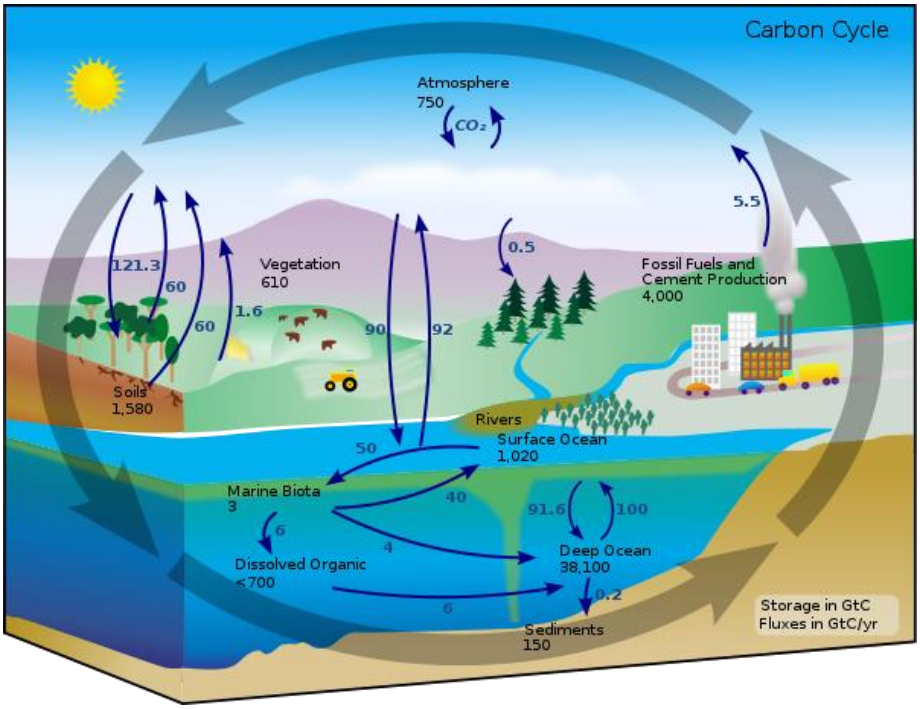
- A mezőgazdasági művelés alatt álló talajok szerepe a globális szénciklusban
- A talajból eredő üvegházhatást okozó gázok meghatározásának módszerei
- A domborzati tényezők hatása a talajok szén-dioxid-kibocsátására
- A klimatikus tényezők hatása a talajok szén-dioxid-kibocsátására
- A talajművelés hatása a szén-dioxid-kibocsátásra
- A nitrogénműtrágyázás hatása az üvegházhatású gázok kibocsátására

2.1. A mezőgazdasági művelés alatt álló talajok szerepe a globális szénciklusban

A talajok szerepe a globális szénciklusban rendkívül jelentős (1. ábra). A talajok felső három méterében megközelítőleg 2344×10^{15} kg szén található szerves formában, amely kétszerese a légköri, háromszorosa a vegetációkban tárolt széntartalomnak és 10-szer nagyobb a fosszilis tüzelőanyagok elégetésekor keletkező szén-dioxid (CO_2) mennyiségénél (Schlesinger, 1990; Jobbágy és Jackson, 2000; Cardon et al., 2001; Le Quéré et al., 2009).

Chapin et al. (2002) megállapították, hogy a szántóföldek által kibocsátott szén nettó primer mennyisége évente megközelítőleg 60×10^{15} kg, míg az óceánoké mindössze 40×10^{15} kg. A kettő között meglévő mennyiségi különbségen túl fontos eltérés, hogy a szén

kicserélődési üteme a vízi társulások esetében 2-3 hét, míg a szárazföldi társulások esetében ez átlagosan 11 év is lehet, amelyben szerepel a talajok 25 éves és a fák által évtizedekig tárolt szén kicserélődési üteme is. A talajban található szerves szén folyamatos átalakuláson megy keresztül. A talaj humusztartalma és a humuszanyagok egymáshoz viszonyított aránya a humifikációs és mineralizációs folyamatoktól függ. A talaj termelésbe vonása révén, vagy bolygatásuk intenzitásának növelésével, illetve csökkentésével párhuzamosan megváltozik a szervesanyagok felhalmozódása és lebomlása, így a talajok humusztartalma és annak minősége is (Filep, 1999; Rastogi et al., 2002).



Carbon Cycle=szénciklus; Atmosphere=atmoszféra; Vegetation=növényzet; Soils=talajok; Fossil Fuels and Cement Production=fosszilis üzemanyagok és cementtermelés; Rivers= folyók; Surface Ocean=óceánfelszín; Marine Biota=tengeri élővilág; Dissolved Organic=oldott szerves anyag; Sediment=üledék; Deep Ocean=óceánok mélyebb rétege; Storage in GtC= tárolás GtC-ben kifejezve; Fluxes in GtC/yr=fluxus GtC/évben kifejezve

1. ábra: **A szén globális körforgása. Forrás: Wikimedia, 2021**

A talajban lejátszódó folyamatokon kívül a különféle éghajlati szélsőségek is befolyásolják a talajok szénkészletének csökkenését (Reichstein et al., 2013). Az időszakosan ismétlődő természeti folyamatok, valamint a csapadék időbeni és térbeli eloszlása szintén meghatározója a talajlégzésen keresztül lejátszódó szénveszteségnek, azaz CO_2-kibocsátásnak (Reth et al., 2005; Smith et al., 2008; Balogh, 2009). Azokban az esetekben, ahol a talaj és a növények légzése meghaladja a fotoszintézis által megkötött szén mennyiségét negatív szénmérlegről beszélünk, ezért a talaj az egyik legjelentősebb forrása az üvegházhatású gázoknak (Bockfish, 2010; US.EPA, 2012), így a talajok CO_2-kibocsátása a globális szénciklus egyik meghatározó alkotóeleme (Reich és Schlesinger, 1992).

A talajok és a légkör szén-dioxid-tartalma között rendkívül nagy az eltérés. A talaj pórustereiben a szén-dioxid mennyisége akár 6 százalék is lehet, míg a légköri szén-dioxid-tartalom napjainkban átlagosan 0,04 térfogatszázalék (410-420 ppm), amely szezonális dinamika mellett folyamatosan növekvő tendenciát mutat (NORA, 2022). A talajok megnövekedett szén-dioxid-tartalmához hozzájárul az anaerob és aerob körülmények között végbemenő szervesanyag-degradáció, valamint a növényi gyökérzet által kibocsátott szén-dioxid is (Lou és Zhou, 2006). Szabó (1986) megállapítása szerint a talajból áramló CO_2 mennyisége, megkötődése és felszabadulása térben és időben nehezen követhető ezért rendkívül nehezen becsülhető.

Mezőgazdasági szempontból az intenzív talajhasználat rendkívül nagy hatással van a légköri szén-dioxid-koncentráció növekedésére. Egyes becslések szerint a talajművelés hatására bekövetkező szervesanyag-mineralizáció a talajok szénkészletét akár 30-50 százalékkal is

csökkentheti (Lal et al., 1998; Kucharik et al., 2001). Ezzel szemben a talajvédő technológiák (pl.: forgatás nélküli művelés) évente akár 24-40 Mt (1 Mt = 1 millió tonna) szén megkötését is eredményezhetik a talajban (Lal et al., 2003), amely így fontos szerepet játszhat a légköri szén-dioxid-koncentráció stabilizálódásában (Pacala és Socolow, 2004).

Mezőgazdasági területek vonatkozásában három fontos üvegházhatású gázt (ÜHG) kell megemlíteni: a dinitrogén-oxidot, a metánt és a szén-dioxidot, amely az antropogenikus ÜHG-kibocsátáshoz globálisan 22 százalékkal járul hozzá (Montzka et al., 2011; Tubiello et al., 2013). Hatásspektrumukban azonban nagy eltérések vannak. E gázoknak eltérő a globális klímára gyakorolt hatása: 1 kilogramm metán 25-ször, 1 kilogramm dinitrogén-oxid pedig 298-szor nagyobb felmelegedést okoz, mint 1 kilogramm szén-dioxid (EPA, 2020).

Mivel Magyarország területének több mint 70 százaléka minősül mezőgazdasági területnek (Rajkai et al., 2004; KSH, 2022), ezért ezen területek szerepe kiemelkedően fontos a hazai kibocsátáscsökkentési célok elérésében. Az egyre szélesebb körben terjedő kímélő, energiatakarékos talajhasználat nagyon fontos szerepet játszhat ebben (Birkás, 2002). Ezt alátámasztja Smith et al. (2004) becslése is, aki éves szinten 43×10^9 kg szénmegkötést becsült az Európai Unió országaira abban az esetben, ha a növénytermesztés során kizárólag talajkímélő módszereket alkalmaznának.

2.2. A talajból eredő üvegházhatást okozó gázok meghatározásának módszerei

Az élő szervezetek és a növényi gyökerek által leadott szén-dioxid mennyisége – más szóval talajlégzés – a globális szénciklus egyik

legfontosabb eleme. A talajlégzés mérésének bizonytalansága felel a globális szénciklus becslésében jelenlévő bizonytalanságok túlnyomó részéért (Jensen et al., 1996). A talajlégzés számszerűsítésére már az 1980-as évektől rendelkezésre állnak részletes, de különböző módszertanok (Anderson, 1982; Nakayama, 1990). Normann et al. (1992) ezt azzal magyarázza, hogy az eltérő mérési módszereknek egy adott szén-dioxid-kibocsátással történő összehasonlítására nincs lehetőség. A mérés nehézségét a talaj mint közvetítő közeg összetettsége adja, mivel a talaj egy olyan háromfázisú, heterogén polidiszperz rendszer, amelyben a szilárd (biomasszát is beleértve), a folyékony és a légnemű alkotók egyidejűleg vannak jelen organominerális részecskék és különböző fiziológiai jellemzővel rendelkező szervezetek társaságában. Továbbá a talaj térben és időben, vertikálisan és horizontálisan heterogén tulajdonságot mutathat, amely az eltérő talajművelések hatására különböző mértékben befolyásolja a talaj szén-dioxid-kibocsátását. Smith et al. (2008) és Barótfi (1991) ezen tényezőknek tulajdonítják azt, hogy a jelenlegi mérési módszerek egyike sem egy mérési elven alapul, mindegyik más és más oldalról közelíti meg a talajlégzés mérését.

Barótfi (1991) csoportosítása szerint a gázemisszió meghatározását műszaki megoldásokkal, valamint terepi és laboratóriumi megoldásokkal lehet megvalósítani. A műszaki megoldások tekintetében leggyakrabban használt módszernek az anyagmérlegen és a gyors elemzéseken túl a fajlagos, empirikus adatokon alapuló modellszámítások számítanak. E modellszámítások közé tartozik az Éghajlatváltozási Kormányközi Testület (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) által kialakított és széles körben alkalmazott

modellszámítás (IPCC, 2019a), valamint e módszertan különböző adaptációi. Ilyen adaptációnak számít az Európai Parlament és a Tanács által 2009-ben elfogadott első megújulóenergia-direktíva (Renewable Energy Directive, RED), majd később a 2018-ban elfogadott második megújulóenergia-direktíva (Renewable Energy Directive II, REDII) keretében a bioüzemanyagok fenntarthatóságát igazoló különféle önkéntes tanúsítási rendszerek (BIOGRACE, 2BVS. ISCC EU, RSB EU RED stb.).

A talajból eredő CO_2-emisszió mérésére laboratóriumi és terepi módszerek egyaránt léteznek, amelyek szintén számtalan előnnyel és hátránnyal rendelkeznek, de egyik módszer sem tekinthető tökéletesnek. A terepi módszerek esetén az időjárási kitettség jelenti a legnagyobb kihívást, míg a laboratóriumi méréseknél a talajminta veszíthet a tápanyagtartalmából, valamint a feltalaj tömörödése is felléphet (Busscher et al., 2002; Novara et al., 2012). A terepi méréseknél összetettebb megfigyelésekre van lehetőségünk, akár több tulajdonság együttes hatását is nyomon lehet követni, míg a laboratóriumi méréseknél egyes tényezők megváltoztatásával (míg másokat változatlanul hagyunk) figyelhetjük meg a szén-dioxid-kibocsátást (Schaufler et al., 2010; Gritsch et al., 2015, Kulmány et al., 2022a).

2.2.1. A talajból eredő gázemisszió mérésének laboratóriumi módszerei

A laboratóriumi mérések során meghatározott tömegű talajmintákon vagy bolygatatlan talajoszlopoknál határozható meg a szén-dioxid-kibocsátás. A bolygatatlan szerkezetű talajoszlopok rendelkeznek az in situ, természetes körülmények között vizsgált talajok tulajdonságaival,

így ezeknél a megfigyelések pontosabbak, mint az átszitált talajok esetében. A laboratóriumi körülmények között a szén-dioxid-kibocsátás meghatározására különböző technikák állnak rendelkezésre. Egyes kutatások egy meghatározott mennyiségű talajmintát tesznek alkáli abszorbenssel egy lezárható edénybe. A szén-dioxid-kibocsátás mértékét az abszorbens által megkötött mennyiségből számolják ki (Rochette és Flanagan, 1997). A kibocsátás meghatározásához használnak még infravörös gázanalizátort vagy gázkromatográfiás technikát, de ezen eszközök az in situ méréseknél is a kutatók rendelkezésére állnak (Emmett et al., 2004; Smith et al., 2008). Ezeknél az inkubációs idő letelte után a kamrában összegyűjtött szén-dioxidból mintát vesznek és megmérik a minta szén-dioxid-tartalmát gázkromatográffal. Infravörös gázanalizátor esetében előre meghatározott időközönként szondázással történik a zárt kamra légköri szén-dioxid-tartalmának meghatározása.

2.2.2. Az elérhető modellszámítási eredmények

A kukorica (*Zea mays* L.) környezeti terhelésének felmérésére kizárólag regionális (Shonnard et al. 2015) és alapanyagszempontú (Wang et al., 2012; Dunn et al., 2013; Zhang et al., 2017; Jeswani et al., 2020) tanulmányok állnak rendelkezésre, amelyek nem alkalmasak az eltérő körülmények között termesztett kultúra környezeti terhelésének komplex összehasonlítására. E probléma kiküszöbölésére és a bioüzemanyagok fenntarthatósági tanúsítására az Európai Parlament és a Tanács 2009/28/EK irányelve (a megújuló energiaforrásból előállított energia támogatásáról), a 2009/30/EK irányelve (a benzinre, a dízelolajra és a gázolajra vonatkozó követelmények, illetőleg az ÜHG-ok nyomon követéséről), valamint a közvetett talajhasználati változás

okozta ÜHG-kibocsátás nyomon követésére megalkotta a 2015/1513/EK és a REDII irányelvet. Ezen európai uniós szabályozásokra épülő önkéntes tanúsítási rendszerek lehetőséget biztosítottak a bioüzemanyag alapanyagául szolgáló kukorica termesztésének tagországi, NUT2-es, regionális szintű fenntarthatósági vizsgálatára, amely jó kiindulópontot jelent nem csak a magyarországi, de az Európai Unióban termesztett kukorica fenntarthatósági szempontú értékelésére is.

A magyarországi kibocsátási értékeket a Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ keretében működő Mezőgazdasági Gépesítési Intézet (NAIK MGI) jelentette le az Európai Bizottság részére cukorrépa, búza, kukorica, repce és napraforgó vonatkozásában (URL1; URL2). A számítások alapján a kukorica, mint bioetanol-alapanyagként való termesztése során keletkező ÜHG-ok mennyisége, szén-dioxid-egyenértékben kifejezve hektáronként 1010,26 kg CO_{2eq} volt a teljes országra vetítve. Ezen országos kibocsátási érték a regionális hozamok súlyozásával adja a NUTS2-es szintű kibocsátási értékeket 1 kg szemtermésre és 1 hektár termőterületre vetítve (1. táblázat).

1. táblázat: **A szemes kukorica termesztésének regionális kibocsátása Magyarországon a 2004–2008 között**

NUTS2	Régió	Hozam	Regionális kibocsátás ($kgCO_{2eq}$/kg kukorica)	Regionális kibocsátás ($kgCO_{2eq}$/ha kukorica termőterület)
HU10	**Közép-Magyaro.**	6032	195	1164,40
HU21	**Közép-Dunántúl**	6752	174	1162,91
HU22	**Nyugat-Dunántúl**	6470	182	1165,58
HU23	**Dél-Dunántúl**	7040	167	1163,74
HU31	**Észak-Magyaro.**	5670	207	1161,77
HU32	**Észak-Alföld**	6358	185	1164,28
HU33	**Dél-Alföld**	6230	189	1165,51

Forrás: URL1, URL2

A kialakított módszertan alapján számolt – a kukorica bioetanol-alapanyag előállítására vonatkozó – regionális kibocsátási értékek az Európai Unió legjobb kibocsátási értékeihez tartoznak, megelőzve a legnagyobb bioetanol-előállító országok (Franciaország, Németország) fenntarthatósági értékeit. Meg kell jegyezni, hogy a módszertan leírása visszakövethetetlen, valamint számos becsléssel tűzdelt. A kialakított módszertan egyik sarkalatos hibája az, hogy az országos inputanyag-ráfordítást vette regionális átlagnak is (2. táblázat), amely feltételezésre

már a jelentés elkészítésekor elérhető Központi Statisztikai Hivatal (KSH) adatgyűjtése is rácáfol (KSH, 2013).

2. táblázat: **A szemes kukorica termesztésének ráfordításai Magyarországon 2006–2008 között.**

Inputanyag-felhasználás		**Kibocsátási szorzó (CO_{2eq})**
N-műtrágya (kg/ha)	89,2	5,414
P-műtrágya (kg/ha)	1,8	0,71
K-műtrágya (kg/ha)	4,8	0,46
Növényvédőszer (kg/ha)	6,6	5,41
Gázolaj (l/ha)	95	74,07
Vetőmag (kg/ha)	18	0,27
Talajművelésből származó N_2O (kg/ha)	0,8	296

Forrás: URL1, URL2

A KSH által 2013-ban publikált adatok rávilágítanak a műtrágya-felhasználásban meglévő jelentős regionális – olykor 15-20 százalékos – különbségekre, amely ellentétes a jelentésben szereplő számítási módszerrel. Továbbá fontos megjegyezni, hogy a kijuttatott P- és a K-műtrágyák mennyisége az akkoriban elérhető magyar nyelvű tudományos szakirodalmi és az ismeretterjesztő szakújságokban megjelent adatoktól hektáronként minimum 20-30 kilogrammal elmarad (Sárvári, 2005; Sárvári et al., 2006). Gázolaj-felhasználás tekintetében is érdemes megemlíteni, hogy a NAIK MGI által évente kiadott magyarországi mezőgazdasági gépi munkák költségeiről publikált 2004–2008-as adatai alapján, a legoptimálisabb üzemanyag-felhasználással számítva is hektáronként 10-15 literrel alul becsülték az

országos üzemanyag-felhasználást (NAIK MGI, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008).

Ezen hibák ellenére a hazánkban előállított kukorica, mint a bioetanol gyártás alapanyaga, megfelel nem csak a 2009/28/EK irányelvben szereplő minimális fenntarthatósági kritériumnak, de a 2018/2011/EK irányelvben szereplő szigorított fenntarthatósági értéknek is, így a Magyarországon termesztett kukorica fenntartható és felhasználható bioüzemanyag-előállítás céljára. Azonban, talajvédelmi és termőhelyvédelmi szempontból további kérdéseket vet fel.

2.2.3. A talajból eredő gázemisszió mérésének in situ módszerei

A terepi és laboratóriumi mérések közé tartoznak az ökoszisztémák szénmérlegének meghatározására szolgáló mikrometeorológiai módszerek, úgymint az eddy-kovariancia módszer, amely segítségével meghatározható a nettó ökoszisztéma gázcseréje (Reynolds, 1895; Swibank, 1951; Desjardins, 1974, 1985). Habár a módszert egyre többen használják, ennek ellenére a hagyományos kamrás módszerek továbbra is a kutatások aktív részét képezik. Ez annak köszönhető, hogy az eddy-kovariancia technika telepítési költsége magas, nem képes külön meghatározni a fotoszintézis, az autotróf és a heterotróf légzés mértékét, valamint a mérés alapfeltétele a légköri egyensúlyi állapot megléte. Baldocchi et al. (1986) véleménye szerint az eddy-kovariancia módszer e bizonytalanságai miatt nem lesz képes kiszorítani a hagyományos kamrás mérési módszereket.

Az in situ szén-dioxid-kibocsátás nyomon követésére különböző kialakítású kamrákat is használnak. A mérés megkezdése előtt a talajfelszínt megtisztítják és a megtisztított felületre helyezik a kamrát,

így elzárva a kamra alatti területet a légkörtől, ahol a szén-dioxid inkubálódni képes (16. ábra). E módszerek egyszerűnek és költséghatékony megoldásnak tekinthetők, gyors mérésre adnak lehetőséget a kutatók számára (Ambus et al., 1993). Ennek ellenére számos kritika éri a módszertant a kamra által elzárt légtérben lezajlódó folyamatok miatt (talajbolygatás a kamra lehelyezésénél, inkubációs térben megváltozó nedvességi és hőmérsékleti tulajdonságok, nyomáskülönbség megváltozása a kamrában, légmozgás megváltozása a kamra körül stb.), amelyet kamrahatásnak is neveznek. A mérési módszer nem teszi lehetővé a talaj térbeli heterogenitásából eredő különbségek kimutatását (Janssens et al., 2000).

Az in situ méréseknél a szén-dioxid-kibocsátás monitoringvizsgálatához használt eszközök között megtalálható a gázkromatográfia, infravörös gázanalizátorok és szondák. A laboratóriumi méréstechnikához képest a terepi módszertan azonban megváltoztathatja ezen eszközök használatát. Gázkromatográfia használata esetében az inkubációs térből vett mintavétel után meghatározásra kerül a CO_2 mennyisége, hasonlóan a laboratóriumi mérésekhez. Az infravörös gázanalizátort a laboratóriumi módszernél leírt szondázó módszerrel használják a zárt kamrás mérési eljárásnál is. Ezzel szemben a nyílt rendszerű kamrás megoldásnál (a kamra levegője keveredik a külső levegővel, csökkentve ezzel a kamrahatást) az infravörös gázanalizátorhoz áramoltatott levegőből – a dinamikus egyensúly kialakulása után – közvetlenül meghatározható a CO_2-fluxus (Fang és Moncrieff, 1988). A szondák alkalmazása az in situ méréseknél lehetővé teszi a talaj vertikális CO_2-emisszió eloszlásának nyomon követését. Ehhez a talaj különböző mélységeiből szondák

segítségével mintát vesznek a talaj levegőjéből, amelyet később gázkromatográffal vagy infravörös gázanalizátorral vizsgálnak meg a CO_2-tartalom meghatározása érdekében (Nagy et al., 2011).

A mintavételezés szempontjából háromféle módszert különítünk el (1) a statikus abszorpciós módszert, (2) a zárt kamrás módszert és a (3) dinamikus kamrás módszert. A **statikus abszorpciós módszer**nél az inkubációs térbe lúgos oldatot vagy szilárd halmazállapotú szemcsés abszorbenst tesznek meghatározott időre (Kirita, 1971; Yim et al., 2002). Az emisszió az abszorbens által megkötött CO_2, a kibocsátás helyszínének területe és az idő függvényében határozható meg. A módszer előnye, hogy kialakítása költséghatékony, hátrányai közé a hőmérsékletfüggését sorolják, valamint magas talajlégzés esetén a módszer képes alulmérni azt. A **zárt kamrás módszer**nél a talajfelszínre helyezett kamrából az inkubációs idő leteltével mintát veszünk, majd a minta szén-dioxid-tartalmát gázkomatográffal vagy a kamra terében lévő gázt szondázásával (az inkubációs térbe helyezzük a mérőeszközt), infravörös gázanalizátorral megmérjük. A módszer legnagyobb hátránya, hogy a kamra lehelyezésének pillanatától kezdve a talajfelszín gázkoncentrációja megnövekszik, mivel a talajból gáz kerül az inkubációs térbe, amely csökkenti a koncentrációs gradienst és így a fluxust. Fontos megjegyezni, hogy e módszer alkalmazásánál a kamra terében lévő gázok nem egyenletesen keverednek, így a mintavételezési mélységnek mindig azonosnak kell lennie. A módszer rövid inkubációs idő mellett használható. Előnye, hogy a kamra lehelyezése nem okoz nagy talajbolygatást, olcsón kialakítható és ezáltal nagy területek mintázására használható (Rolston, 1986; Bekku et al., 1995). **Dinamikus kamrás módszer**nél folyamatos levegőt

áramoltatnak a kamrán és a gázanalizátoron keresztül, így a belépő és a kilépő légköri CO_2 koncentrációjának különbségéből számolják ki a szén-dioxid-fluxust. A módszer előnye, hogy a kamrán belüli környezet nagyjából fenntartható, de a talajhőmérséklet és a talajnedvesség így is változhat, ezért a zárt kamrás módszernél tapasztalható gázfeldúsulás elkerülhető. A módszer hátránya, hogy a folyamatos áramoltatás miatt a gáz koncentrációja csökken, így alacsony fluxus kimutatására nehezen alkalmazható (Rolston, 1986).

2.3. A domborzati tényezők hatása a talajok szén-dioxid-kibocsátására

A talajtulajdonságok térbeli változékonyságát hat fő talajformáló tényező befolyásolja: (1) a klíma, (2) a biológiai aktivitás, (3) a domborzat, (4) az alapkőzet, (5) az idő (Jenny, 1941), valamint (6) a művelési gyakorlatok (Haynes, 1980; Lal, 1998). A gyakorlati tapasztalatok már több száz éve fontos szerepet tulajdonítanak a domborzat szerepének a különböző talajtulajdonságok meghatározásában. Ennek ellenére a domborzat okozta vertikális és horizontális tápanyageloszlást célzó kísérletek csupán az 1900-as évektől képezik a kutatások tárgyát (Bonsteel et al., 1906; Milne, 1935; Bennett, 1940; Mattyasovszky és Duck, 1954; Stefanovits és Várallyay, 1992).

A hosszú léptékű térbeli talajheterogenitást Bonsteel et al. (1906) írták le az elsők között. Kutatásukban kifejtették, hogy a domborzati elemeknél megfigyelhető térbeli különbségek indikátorai a talajtulajdonságok változatosságának, amely így a modern talajtérképezés alapjául szolgált. Később Milne (1935, 1936, 1947) írta le a rövid léptékű térbeli talajheterogenitást (0–500 méteren belül

jelentkező leginkább, de nem nagyobb mint 1 kilométer), az úgynevezett katénahatást. Ez a hatás bizonyos talajtulajdonságok és a vegetáció közötti kapcsolatot írja le eltérő domborzati szinteken, ami később széles körben elfogadottá vált a talajtanban (Tuba et al., 2017; Borden et al., 2020).

A katénában lejátszódó talajformáló folyamatok (pl. eróziós folyamatok) hatására létrejövő feltalajmozgás fontos szerepet játszik a talaj tápanyagszintjének alakulásában, így a növények tápanyagfelvételében és a növényi genetikában rejlő teljesítőképesség kiaknázásában (Rodriguez-Iturbe et al., 1999; Bvenura és Afoloyan, 2014). Továbbá a domborzat hozzájárul a hidrológiai és hőtani folyamatok megváltozásán keresztül a mikroklíma befolyásolásához (Dubayah és Loechel, 1997). Ezen keresztül a feltalaj minőségét befolyásoló indikátorokra, úgymint a nedvességtartalomra (Wang et al., 2013), a talajhőmérsékletre (McCarthy és Brown, 2006), a textúrára (Galvao et al., 2008), a szervesanyag-tartalomra (Liu et al., 2021), a tápanyagtartalomra (Wang et al., 2017), a sótartalomra (Nosetto et al., 2013), a kémhatásra (Dessalegn et al., 2014) és a mikrobiális aktivitásra (Griffiths et al., 2009; Walkiewicz et al., 2021) is hatással van a mikrodomborzati változékonysághoz köthető erózió.

Az erózió azonban a lejtő különböző részein eltérő hatást fejt ki. A lejtőláb általában nagyobb szervesanyag-tartalommal, nitrogén- és foszfortartalommal rendelkezik, mint a lejtőváll (Voroney et al., 1981; Soon és Malhi, 2005; Zheng et al., 2018). A kutatási eredmények később arra is rámutattak, hogy a lejtő meredeksége is meghatározza a talaj tápanyageloszlását a katéna mentén (Mattyasovszky és Duck, 1954; Watson és Laflen 1986). A legfrissebb eredmények szerint az

5 százaléknál kisebb lejtőmeredekségnél a katéna-hatás okozta tápanyag-feldúsulás a mélyebb területeken nem, vagy csak alig érvényesül (Fan, 2012; Jaksic et al., 2021).

A talaj biológiai és biokémiai folyamatai sokkal gyorsabban képesek reagálni a talajt érintő fizikai változásokra, mint a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai. Ezért a katéna hatása befolyásolni képes a talaj biológiai komponenseinek azon szerepét, amelyek felelősek a szerves anyagok bomlásáért és stabilizálásáért, a talaj és légkör között végbemenő gázcserefolyamatokért és így a nitrogénciklus dinamikájáért (Paz-Ferreiro és Fu, 2016). Mivel a mikroorganizmusok fontos szerepet játszanak a mineralizációs folyamatokban, ezért azok hatással vannak a talajlégzés okozta szénveszteségre, valamint a szerves anyagoknak a talaj biomasszakészletébe történő beépülésére (Raich és Tufekcioglu, 2000; Kuzyakov, 2006). Ebből eredően a lejtő iránya (Kang et al., 2006) és annak pozíciója (Ohashi és Gyokusen, 2007) nagyban befolyásolhatja mind a növény által, mind pedig a mikrobiális aktivitásból eredő szén-dioxid-kibocsátást.

Yimer et al. (2006) azt a megállapítást tették, hogy a magasságkülönbség szignifikánsan meghatározza a talaj biokémiai tulajdonságait. A lejtőgradiens, a víz lemosódás és az erózió befolyásolhatja a talajnedvesség és a tápanyagtartalom térbeli eloszlását, valamint a vegetáció növekedését (Hu et al., 2016; Wang et al., 2017), közvetve pedig a talajból eredő szén-dioxid-kibocsátást (Kirkels et al., 2014; Nitsche et al., 2017). Habár a világ szárazföldi területének több mint 60 százaléka 8 százaléknál nagyobb lejtőgradienssel rendelkezik (Staub, 1992), a szén-dioxid-kibocsátást célzó kezdeti kutatások sík területen kerültek beállításra, így ezek kevés

eredménnyel szolgáltak a lejtőhatás feltárására (Agren és Wetterstedt, 2007; Baker et al., 2007). Miralles et al. (2007) és Margesin et al. (2009) rámutattak arra, hogy a mikrobiális aktivitás és a magasság között erős negatív szignifikáns kapcsolat áll fenn. Kang et al. (2006) az északi és déli fekvésű lejtők mikrobiális aktivitásában találtak szignifikáns különbséget, amelyet a napsugár beesési szöge okozta talajhőmérsékletben és nedvességtartalomban megfigyelhető különbségnek, valamint később a szerves anyag minőségi és mennyiségi eloszlásának tulajdonítottak (Webster et al., 2008). Mohammadi et al. (2017) rámutattak arra, hogy a katéna alakja, pozíciója és a talaj mélysége szignifikánsan befolyásolja a talaj nedvesség- és szervesanyag-, valamint nitrogén- és foszfortartalmát, továbbá szén-dioxid-kibocsátását. Sun et al. (2018) és Du et al. (2020) a vízerózió szerepét emelték ki eredményeikben. Megállapították, hogy a heves esőzések hatására a lejtősebb területek nedvességtartalma alacsonyabb, térbeli eloszlása a lejtő aljára összpontosul. A nagymennyiségű eső tömöríti a talajt, ezáltal csökkentve a nedvesség mélyebb rétegekbe történő beszivárgását, amely következésképpen negatív hatással van a mikrobiológiai aktivitásra és a szén-dioxid-kibocsátásra. Ezt a gondolatot folytatták kutatásukban Walkiewicz et al. (2021), akik az erdei vízmosások elhelyezkedését vizsgálva arra jutottak, hogy a vízmosás pozíciója és talajnedvesség-tartalma az elsődleges befolyásoló tényezője a vízmosás mentén tapasztalt eltérő szén-dioxid-kibocsátásnak. Hu et al. (2020) eredményei rávilágítanak arra, hogy a lejtő meredekségének növekedésével párhuzamosan csökken a talajok szén-dioxid-kibocsátása, ugyanakkor a lejtő alacsonyabb részein – a lejtő meredekségétől függetlenül – mindig

nagyobb a szén-dioxid-kibocsátás, köszönhetően a nedvesebb közeg okozta magasabb mikrobiális aktivitásnak és a gyorsabb szénmineralizációs folyamatoknak. Du et al. (2020) kutatásukban kiemelik az erózió okozta redisztribúciós folyamatok (talajnedvesség, szerves anyag, a növények számára elérhető foszfor- és káliumtartalom) kulcsfontosságú szerepét, amely bővíti a mikroorganizmusok számát és növeli azok aktivitását a lejtő alacsonyabb részeinél, ami fontos szerepet játszik a lejtő különböző részeinél kimutatható eltérő szén-dioxid-kibocsátásban.

2.4. A klimatikus tényezők hatása a talajok szén-dioxid-kibocsátására

A globális klímaváltozás okozta lokális klimatikus tényezők megváltozása hatással van a talajok szén-dioxid-kibocsátásának alakulására. Az IPCC által elfogadott harmadik jelentés értelmében, amennyiben a hőmérséklet emelkedés meghaladja a 2 °C-ot az ipari forradalom előtti átlaghoz képest, akkor a földön olyan visszafordíthatatlan folyamatok mennek végbe, amelyek megkérdőjelezik a civilizációnk alapját (IPCC, 2018). Azonban a globális hőmérséklet-emelkedés lokális szinten még nagyobb problémát okoz.

A Kárpát-medence klímaváltozását vizsgáló klímamodellek (REMO; ALADIN-Climate-model; PRECIS; RegCM) eredményei rávilágítanak arra, hogy a 2021–2050 közötti időszak átlaghőmérsékletének emelkedése várhatóan 1,7 °C lesz, amelyet egy erőteljesebb emelkedési periódus követ (átlagosan 3,5 °C) 2071–2100 között (Zsebeházi, 2011; Torma, 2011; Pieczka, 2012; Barcza et al., 2013; Szépszó, 2014; Dunkel et al., 2018). A prognózisok azonban elfedik az évszakok

közötti változások mértékét, amelyek még súlyosabb képet vetítenek előre. Az átmeneti évszakokban csapadéknövekedésre lehet számítani. Ezzel szemben a hőmérséklet jelentősebb emelkedése a nyári hónapokra tehető, az emelkedés mértéke az évszázad végére elérheti az 5 °C-ot is a Kárpát-medencében, fokozva ezáltal a mezőgazdasági kultúrnövények aszálykitettségét (Csete, 2005).

A talajok szén-dioxid-kibocsátásának hosszú távú, klímaváltozás-szempontú vizsgálataira jelenleg nincs példa. Jóllehet hosszú távú tartamkísérletekben, valamint rövid, egy-egy kultúrnövényben vagy vetésforgóban elvégzett kutatásra számos példa áll rendelkezésre, de ezek eredményei kizárólag egy adott időszakban bekövetkezett környezeti változások hatását veszik górcső alá.

Az első ilyen kutatások az 1970-es évektől állnak rendelkezésre, de az azóta elvégzett kutatási eredmények azonos mintázatot követnek. Általánosságban elmondható, hogy a talajhőmérséklet, a nedvességtartalom és a mikroorganizmusok által felvehető formátumban elérhető nitrogén a fő mozgatórugója a talajból eredő szén-dioxid-kibocsátásnak (Conant et al., 2004; Zimmermann et al., 2009). Wildung et al. (1975) eredményei rávilágítottak arra, hogy a talajok szén-dioxid-kibocsátására nagy hatással van a talajhőmérséklet, közvetve pedig a talaj nedvességtartalmának megváltozása. Orchard és Cook (1983) rámutattak arra, hogy a talaj szén-dioxid-kibocsátása – talajtextúrától függetlenül – szignifikáns kapcsolatban van a talaj nedvességtartalmával. Franzluebbers et al. (2000) és később Kovács (2014) rámutattak, hogy a szén-dioxid-kibocsátás a nedvességtartalom növekedésével párhuzamosan nő, majd telítettséget elérve stagnál, valamint a talaj légfázisának telítődésével csökkenni kezd (Li et al.,

2005). Fierer és Schimel (2003) eredményei szerint csapadék hatására a talajok 2-6 napig is fenntartják a magasabb szén-dioxid-kibocsátásukat, amelynek mértéke a száraz talajokhoz képest ötszörösére is növekedhet. A talajállapot és a nedvességtartalom között szoros összefüggés figyelhető meg. A tömörödött talajok nedvességmegtartása rosszabb, mivel csökken a nedvesség beszivárgása, ugyanakkor a nem szakszerűen végzett szántás okozta talajbolygatás is hasonló eredményhez vezethet. Ennek elkerüléséhez a talaj gyors lezárását kell megvalósítani a művelés után (Birkás és Gyuricza, 2004). Talajkímélő művelés (min-tillage, no-tillage) esetén a talajfelszínen lévő származadványok – eróziócsökkentő hatásuk mellett (Harrold és Edwards, 1974) – a nedvességtartalom megtartásában is fontos szerepet játszanak (Buchele et al., 1955), növelve ezzel a szén-dioxid-kibocsátást (Kulmány et al., 2022a).

A hőmérséklet-változás a talaj mikrobiális aktivitásán és a növényi növekedés fokozásán keresztül hatással van a szén-dioxid-kibocsátásra (Heneghan et al., 1999). Győri (1984) szerint a mikrobiális aktivitás okozta szén-dioxid-kibocsátás 65 °C-ig emelkedik, 110 °C-ig csökken ezután hirtelen újra emelkedni kezd (Sjögersten et al., 2002). Az alacsony hőmérsékleten történő szén-dioxid-kibocsátás a kriofil, mezofil és termofil baktériumok életműködéséhez köthető, míg a magasabb hőmérsékleten a kémiai oxidáció felelős a magasabb szén-dioxid-kibocsátásért (Mikan et al., 2002). Aerts (1997), Kirschbaum (2006), Chen et al. (2017) és később Ray et al. (2020) eredményei rávilágítanak a hőmérséklet és a talajnedvesség szerepére, amelyek befolyásolják a talaj szén-dioxid-kibocsátását. Birkás és Gyuricza (2004), valamint Kovács (2014) eredményei szerint, a talajréteg felső

10 cm-es rétegében mérhető magas talajhőmérséklet felelős az intenzív szén-dioxid-kibocsátásért. Ebből adódóan a vegetációs időszakon és a napszakon belüli CO_2-kibocsátásban is lényeges különbségek lehetnek (Rey et al., 2002; Groffman et al., 2006). Reicosky et al. (2008), Mohammed et al. (2021) és később Kulmány et al. (2022a) is felhívták a figyelmet, hogy a nyári napokon alacsonyabb a talajból eredő szén-dioxid-kibocsátás, amely kihangsúlyozza a talajnedvesség szerepét is.
A talajhőmérséklet és a légnyomás szén-dioxid-kibocsátást ösztönző szerepére hívta fel figyelmet Zhang et al. (2006), Almaraz et al. (2009), Oertel et al. (2016), Ren et al. (2017), és Smith et al. (2018) is. Az alacsony légnyomás kedvező hatással bír a talajok szén-dioxid-kibocsátására, mivel ez elősegíti a szén-dioxid légkörbe történő áramlását (Zhang et al., 2006; Kulmány et al., 2022a). Nwachukwu és Anonye (2013) ezt megerősítette. Eredményükben azt találták, hogy a talajok CO_2- és CH_4-kibocsátása, valamint a légnyomás között kizárólag az alacsonyabb légnyomású tartományokban van szoros összefüggés (R^2=0,85–0,87).

2.5. A talajművelés hatása a szén-dioxid-kibocsátásra

A mezőgazdaságban megfigyelhető technológiai változás, úgymint a vetőmagok genetikai tulajdonságainak fejlődése, a műtrágyák és növényvédő szerek használatának mennyiségi és minőségi növekedése, valamint a gépesítés széles körű elterjedése növelte a mezőgazdasági termelés hatékonyságát (Piesse és Thirtle, 2010; Gathorne-Hardy, 2016), jóllehet a környezeti elemek állapotának romlásához és a társadalmi kohézió leépüléséhez is vezetett, végső soron pedig a talajok szén-dioxid-kibocsátásának növekedését eredményezte (Ángyán és Menyhért, 1997; Montgomery, 2012; Krištof et al., 2014). Egyes

becslések szerint a földhasználati rendszerek és a talajhasználat változása (pl. a talajművelés előretörése) mintegy 1 milliárd tonna szén szén-dioxid formában történő kibocsátásával járult hozzá a globális felmelegedéshez (Lal, 2004). Ez a volumen Jobbágy és Jackson (2000) becslésének tükrében, akik 1 milliárd tonnára becsülték a szerves szén formában tárolt szén mennyiségét a talaj felső 3 méteres rétegében, rendkívül nagy mennyiséget jelent. Ebből fakadóan a mezőgazdasági művelés alatt álló talajok a szén-dioxid-kibocsátás forrásának vagy a megkötés közegének tekinthetők az üvegházhatású gázok kibocsátása szempontjából (Lal, 2005).

A szántás, a magágy-előkészítés és a gyomszabályozás egyik eszköze a mezőgazdaságban a neolitikum óta (McKyes, 1985), de a talajokból eredő szén-dioxid-kibocsátás legjelentősebb forrása is egyben (Jarecki és Lal, 2005). A talaj forgatása felelős a talajtömörödés és a feltalaj-erózió kialakulásáért, valamint a talaj biodiverzitásának csökkenéséért (Wilson et al., 2004). Az ekére alapozott konvencionális talajművelés befolyásolja a talajok aggregátum-stabilitását, javítja a talajok légáteresztő képességét, a talaj felszínén lévő víz mélyebb rétegekbe történő beszivárgását és a víztartó képességet, továbbá a felszínen lévő növényi maradványok talajba történő bedolgozásán keresztül hozzájárul a lebontási folyamatok gyorsításához, amely megnövekedett szén-dioxid-kibocsátást eredményez (Six et al., 2000, 2004). Birkás (2008) becslése szerint a mikrobiális légzés aerob folyamatainak ily módon történő stimulálása a talaj szervesanyag tartalmának akár 50 százalékos csökkenését is maga után vonhatja.

A szántás kedvezőtlen agrotechnikai hatásai és a művelet során felhasznált energia pazarlása miatt új talajművelési rendszerek

alakultak ki (Gyuricza et al., 2007; Hudoba et al., 2010). Ennek hatására előtérbe kerültek a csökkentett menetben végrehajtott talajművelések és a szántást részlegesen vagy teljesen elhagyó művelési rendszerek (Jóri, 2013). A szántás felhagyásának pozitív hatása a talaj szénkörforgására azonban nem egyértelmű. Egyes kutatások szerint a talajkímélő művelések hatására 6,7-8 százalékkal növekedett a szervesanyag-tartalom a talaj 0–0,3 méteres mélységében (Paustian et al., 1997; Virto et al., 2012), míg más kutatás a feltalaj szervesanyagtartalmának rövid időn belüli megkétszereződésére is rámutatott (Ussiri és Lal, 2009). Ezzel szemben Baker et al. (2007) és Luo et al. (2010) eredményei szerint a szántás nélküli talajművelésű talajok 1 méteres profilmélységében mért átlag szervesanyag-tartalma megegyezett a szántott talajok szervesanyag-tartalmával. Egy-egy kutatás azonban a nem szántott (no-tillage) talajok szervesanyag-tartalmának degradációját mutatta ki hosszú távon a szántott talajokhoz képest (Dimassi et al., 2014). Az ellentmondó eredmények ellenére a kutatások abban egyetértenek, hogy az intenzív művelés és ezáltal a talaj levegőztetése, a növényi maradványok bekeverése és az aggregátumok aprítása serkenti a baktériumok és az extracelluláris enzimek életműködését, fokozva ezzel a szerves anyagok mineralizációját (Phillips és Phillips, 1984; Jabro et al., 2008), így elősegítve a szén-dioxid légkörbe történő távozását (Bandick és Dick, 1999; La Scala et al., 2000).

A különböző talajművelési rendszerek szén-dioxid-kibocsátásban betöltött szerepéről az első kutatási eredmények az 1980-as évektől állnak rendelkezésre az USA-ban (Lal et al., 1998a, 1998b), 1999-től az Európai Unióban (Torres, 1999) és a 2000-es évektől

Magyarországon (Jóri et al., 2004; Zsembeli et al., 2005; Kovács et al., 2008). Az eredmények ellentmondásosak, a szántás nélküli talajművelés nem minden esetben jár kedvezőbb szén-dioxid-kibocsátással. Számos kutatás megerősítette, hogy a forgatásos talajművelés magasabb szén-dioxid-kibocsátással jár a forgatás nélküli és a csökkentett műveléshez képest (Reicosky 1997; Curtin et al., 2000; Bauer et al., 2006; Ussiri és Lal, 2009; Lu et al., 2015; Abdalla et al., 2016; Bilandžija et al., 2017). Ussiri és Lal (2009) egy egész év kibocsátását vizsgálva azt figyelte meg, hogy a forgatásos talajművelés 11,3 százalékkal nagyobb szén-dioxid-kibocsátással jár, mint a forgatás nélküli talajművelés alkalmazása. A szántott és szántatlan talajművelési rendszereket vizsgálta Alluvione et al. (2009) is, akik kutatásukban 14 százalékkal nagyobb szén-dioxid-kibocsátást figyeltek meg a konvencionális művelésű területek esetében. Al-Kaisi és Yin (2005) kiugróan magas, 58 százalékkal megnövekedett szén-dioxid-kibocsátást mért a konvencionális művelésű területeken. A legújabb kutatási eredmények 30 százalék (Lu et al., 2015) és 40 százalék (Alhassan et al., 2021) közé teszik a szántásos művelésű mezőgazdasági területek többlet szén-dioxid-kibocsátását a talaj bolygatását mellőző műveléshez képest. Egyes tanulmányok azonban a forgatásos és a forgatás nélküli talajművelési rendszerek szén-dioxid-kibocsátását azonos mértékben állapították meg (Aslam et al., 2000; Li et al., 2010), míg más kutatások a forgatás nélkül művelt területeknél mutattak ki nagyobb szén-dioxid-emissziót (Oorts et al., 2007; Kulmány et al., 2022a). Oorts et al. (2007) 13 százalékkal nagyobb szén-dioxid-emissziót mutattak ki a forgatás nélküli talajművelési rendszerekben. Cseng-Fang et al. (2012) Közép-Kínában vizsgálta a forgatásos és

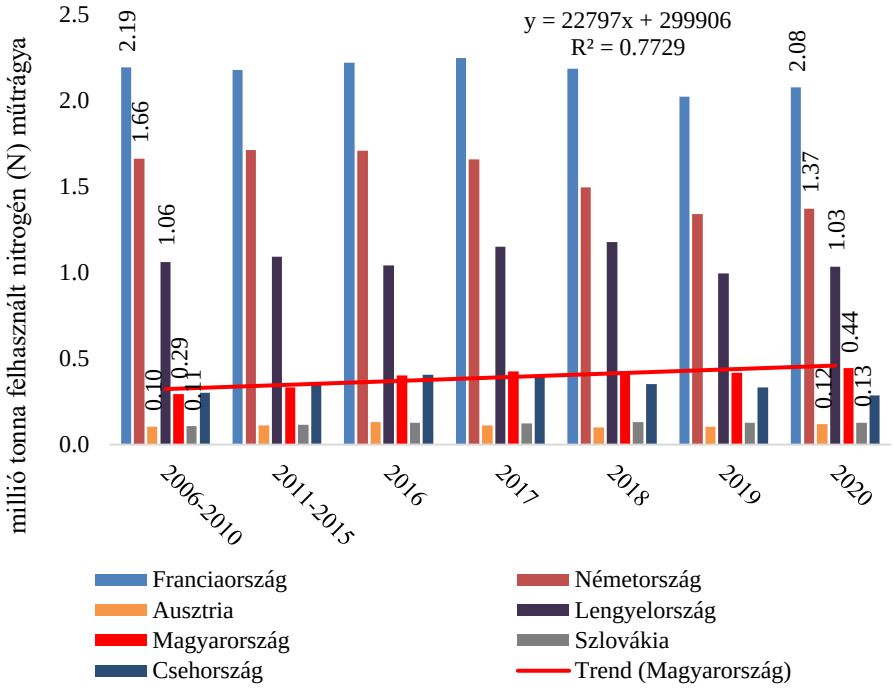
forgatás nélküli talajművelésű területek kibocsátását, ahol 22-40 százalékkal nagyobb szén-dioxid-kibocsátást mutattak ki a forgatás nélküli talajművelésű területek esetében. Kulmány et al. (2022a) kontrollált, laboratóriumi körülmények között 5 és 25 százalékkal magasabb szén-dioxid-kibocsátást figyeltek meg a forgatás nélküli talajművelésű talajoszlopoknál, amely periodikusan változott a vegetációs időszak alatt. A forgatás nélküli talajművelésű területeken tapasztalt megnövekedett szén-dioxid-kibocsátás a talajfelszín magasabb víztartalmának és az ebből fakadó magasabb biológiai aktivitásnak köszönhető (Bilandžija et al., 2014). Dendooven et al. (2012) ugyanakkor rámutatott arra, hogy a forgatás nélküli talajművelésű talajok felszínén lévő származadványok is hozzájárulhatnak a magasabb szén-dioxid-kibocsátáshoz. Jacinthe et al. (2002) megállapították, hogy a származadványok 26 százalékkal megnövelhetik a forgatás nélkül művelt talajok szén-dioxid-kibocsátását a konvencionális műveléshez képest.

A tapasztalható ellentmondások ellenére a kutatások eredményei egytől egyig megegyeznek a szén-dioxid-kibocsátás művelés hatására bekövetkező azonnali növekedésében, amelynek mértéke meghaladja a műveletlen területek azonos időpillanatban mért kibocsátását (Hendrix et al., 1988; Kessavalou et al., 1998; La Scala et al., 2005; Teixeira et al., 2011; Rádics és Jóri, 2012). Reicosky (1998) különböző művelésmódok összehasonlítása során kimutatta, hogy a szántott művelésű talaj rendelkezett a legnagyobb kibocsátással, míg a legalacsonyabb emissziót a műveletlen területeknél találta. Ezt később La Scala et al. (2001 és 2005) is alátámasztották, akik a konvencionális művelésű területen elvégzett szántás utáni 8 nap átlagában kétszer

akkora (1,8 g m^{-2} h^{-1}) kibocsátást mértek a forgatás nélküli művelés (0,9 g m^{-2} h^{-1}) kibocsátásához képest. A kutatásukban rámutattak arra, hogy a redukált művelésű területek kibocsátása meghaladja az első napon a szántott művelésnél kimutatott emissziót, de 8 nap átlagában a redukált művelés szén-dioxid-kibocsátása (1,5 g m^{-2} h^{-1}) a szántott és a nem szántott területen mért kibocsátás közé esett. Jóri et al. (2006) ezzel szemben a szántás utáni 30 órában 42 százalékkal magasabb szén-dioxid-kibocsátást detektált a műveletlen területen, míg a tárcsázott terület 27 százalékkal kevesebb szén-dioxidot bocsátott ki a műveletlen területhez képest. Al-Kaisi és Yin (2005) eredményei szerint a szántás hatására nagyobb mennyiségű szén-dioxid szabadul fel a forgatás nélküli területhez képest, de ez mindössze a szántást követő két órában mutatható ki. Nedves körülmények között a szántás okozta megnövekedett szén-dioxid-emisszió ugyanakkor 19 (Reicosky és Lindstrom, 1993) és 30 nappal (Hendrix et al., 1988) később is kimutatható volt. A kutatások alapján megállapítható, hogy a kezdeti kibocsátás a művelés intenzitásától, a művelés mélységétől és a művelt terület felszínének heterogenitásától függ. A művelés közötti kibocsátást pedig a talaj fizikai, kémiai, biológiai tulajdonságai és ezek interakciójának változásai eredményezik. Az elérhető szakirodalmak viszont elvétve adnak információt művelési rendszerek hosszú távú szén-dioxid-kibocsátásáról (Oorts et al., 2007), valamint egyes növényi kultúrák vegetációs időszaka alatt kibocsátott szén-dioxid mennyiségéről kizárólag új kutatások állnak rendelkezésre (Sosulski et al., 2020; Mohammed et al., 2022). E mérések leginkább kis területre és egy-egy évre fókuszáltak, így nem vették figyelembe a táblán belüli talajheterogenitást és az évjárathatást.

2.6. A nitrogénműtrágyázás hatása az üvegházhatású gázok kibocsátására

A szántóföldi növénytermesztés során felhasznált műtrágyák közül a legjelentősebb dózisban a nitrogén (N) kerül kijuttatásra. A kijuttatott nitrogén a szerves molekulák nélkülözhetetlen alkotórésze, ezáltal közvetlen hatással van a növények élettani folyamataira, befolyásolva ezzel a termés mennyiségi és minőségi mutatóit. A mezőgazdaság által felhasznált nitrogén az Európai Unió (EU) országaiban eltérő mértékű (2. ábra). A legnagyobb mezőgazdasági kibocsátással rendelkező EU-s tagországokban, mint például Franciaországban és Németországban a nitrogénműtrágya felhasználása mérséklődött 2006 és 2020 között. Az előbbi tagország esetében 5,26 százalékkal, 2,19 millió tonnáról 2,08 millió tonnára csökkent, addig az utóbbi ország esetében 17,46 százalékkal (290 ezer tonna) kevesebb műtrágyát használtak fel a mezőgazdasági termeléshez. A visegrádi együttműködés (V4) országai és Ausztria vonatkozásában ezen tendencia már nem mutatható ki. A nitrogénműtrágya felhasználása Lengyelországban, Csehországban, Szlovákiában és Ausztriában stagnált az elemzett időszakban. A trendtől egyedül Magyarország tér el. A nitrogénfelhasználás 51,87 százalékkal, 292 ezer tonnáról 443 ezer tonnára – lineáris trendet követve – emelkedett hazánkban 2006-ról 2020-ra (Eurostat, 2022).



3. ábra: A **nitrogénműtrágya felhasználásának alakulása a V4 országokban, valamint Ausztriában, Németországban és Franciaországban**

Az emelkedés annak ellenére meglepő, hogy a műtrágya formában kijuttatott nitrogén mindössze 40-60 százalékát képes a növény közvetlenül hasznosítani (Martínez-Dalmau et al., 2021). A nitrogén-hatóanyag részleges hasznosulásának okai közé a talajban mint közvetítő közegben lejátszódó biológiai, kémiai és fizikai folyamatokat (pl. denitrifikáció, kimosódás, biológiai fixáció) sorolják (Keuskamp et al., 2012). Többek között így hozzájárulva a mezőgazdaság ÜHG-kibocsátásának növekedéséhez. Az IPCC módszertana szerint a szintetikus műtrágyák alkalmazása felel a gabonafélék termesztéséhez köthető szén-dioxid-lábnyom közel 65 százalékáért (IPCC, 2006; Gan et al., 2011). Az így hozzáadott nitrogénműtrágya befolyásolja a talajban lejátszódó biológiai folyamatok többségét, amelyek így fontos

szerepet töltenek be a szénciklusban (Bastida et al., 2006; Yan et al., 2007). A modellszámításokon túl a nitrogén-műtrágyázás szerepe az ÜHG-kibocsátásban ellentmondásos, leginkább az in situ mérések vetnek fel további kérdéseket a hozzájárulás mértékével kapcsolatban.

A N-műtrágya szerepe a talajból eredő dinitrogén-oxid kibocsátásának (N_2O-kibocsátás) fokozásában általánosan ismert. Az elérhető részletes és mindenre kiterjedő kutatások rámutattak, hogy a nitrogén-műtrágyázás fokozza a nitrifikációs és denitrifikációs folyamatokat, így a talajban szabadon felvehető nitrogén megnöveli a talajok N_2O-emisszióját (Hofstraés Bouwman, 2005; Shcherbak et al., 2014; Stuart et al., 2014). Dong et al. (2009) hosszú távú műtrágyázási kísérletükben rámutattak, hogy a nitrogénműtrágya alkalmazása szignifikánsan nagyobb N_2O-kibocsátást okoz a kezelt területeken a kontrollterületekhez képest. Később Zhang et al. (2014) ezt a hatást egy kukorica-búza vetésváltásban elvégzett kísérletben szintén megerősítették. Eredményeik szerint, a kontrollparcellák N_2O-kibocsátása egynegyede volt a kezelt területek kibocsátásának. Allen et al. (2010) és Sosulski et al. (2020) kísérleteikben rámutattak, hogy a nitrogén-műtrágyázás módja nagyban befolyásolja a talajok N_2O-kibocsátását. A műtrágya mélyebb talajrétegbe juttatása késlelteti és/vagy csökkenti a dinitrogén-oxid kibocsátását.

A talajokból eredő metánkibocsátás (CH_4-kibocsátás) legnagyobb részben a rizstermesztést érinti (Cai et al., 2007). A CH_4-kibocsátás mértéke függ a metanogén és a metanotróf baktériumok biológiai aktivitásától (Topp és Patey, 1997; Bodelier és Laanbroek, 2004). A nitrogén-műtrágyázás hatását a metán-kibocsátásra jellemzően rizsföldeken (Shang et al., 2010; Cheng-Feng et al., 2012; Sun et al.,

2016) és legelőkön (Zhang et al., 2017; Raposo et al., 2020) vizsgálták, ahol az növelte a CH_4-kibocsátást. Elsőnek Chu et al. (2007) és később Corrêa et al. (2021) vizsgálták részletesen a metán-kibocsátás alakulását szántóföldi termesztésben, különböző nitrogénműtrágya-dózisok mellett. Eredményeik szerint a metánkibocsátás függ a kijutatott nitrogén mennyiségétől. Chu et al. (2007) eredményei szerint a kezeletlen (kontroll) árpa területek kumulatív metánkibocsátása negatív (-33,2 mg C m^{-2}) volt, ezzel szemben a kezelt területek kibocsátása 35,0-36,1 mg C m^{-2} között változott Japánban. Corrêa et al., (2021) növényborítás nélküli szántón megállapította, hogy alacsony nitrogénműtrágya-kijuttatás mellett a metán-kibocsátás szignifikánsan alacsonyabb volt (-3,9-2,6 mg CH_4 m^{-2}), mint magasabb nitrogén dózisok mellett (162,6 – 177,4 mg CH_4 m^{-2}). Megállapításuk szerint a kibocsátás mértéke függ a hőmérséklettől, a csapadékmennyiségtől és a talaj kémhatásától.

A N_2O-kibocsátást célzó kutatási eredmények tükrében meglepő, hogy a nitrogénműtrágya szerepét a szántóföldi talajok szén-dioxid-kibocsátásában vizsgáló kutatások eredményei nem egységesek, egymással gyakran ellentmondásban vannak (Rochette és Gregorich, 1998; Wilson és Al-Kaisi, 2008; Sainju et al., 2012, Gagnon et al., 2016; Zhang et al., 2017). Lu et al. (2011) által készített metaanalízis – amely 257 tanulmány eredményein alapszul – rávilágít arra, hogy a nitrogénkijuttatás jelentősen ösztönzi a talajlégzést és fokozza a szén mineralizációját. Zhang et al. (2014) folytatólagos műtrágyakísérletükben összehasonlították az NPK-műtrágya, NPK-műtrágya és sertés almos trágya, valamint sertés almos trágya hatását a talajok szén-dioxid-kibocsátására. Eredményük igazolta, hogy a

kijutatott műtrágyadózis szignifikánsan növelte a talajok kumulatív szén-dioxid-kibocsátását (7,9 és 11,1 t C ha^{-1}) a kezeletlen területek kibocsátásához képest (2,1 és 3,7 t C ha^{-1}), de a kibocsátás mértéke kisebb volt, mint a kizárólag állati almos trágyával, valamint az almos trágyával és szintetikus műtrágyával kezelt terület karbonlábnyoma. Rochette és Gregorich (1998) ezzel szemben nem mutattak ki különbséget a műtrágyával és a szerves trágyával kezelt területek szén-dioxid-kibocsátása között kukoricában. Tóth et al. (2005) eredményeikben szintén felhívják a figyelmet a nitrogénműtrágya szén-dioxid-emisszióban betöltött szerepére. Eredményeik alapján a nitrogén-műtrágyázás több mint duplájára növelte a szén-dioxid-emissziót, 25-220 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}-ről 320-410 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}-ra. Később ezt Koós és Németh (2007) is alátámasztották, akik 25 százalékkal nagyobb gyökérlégzésből származó átlagos CO_2-emissziót mértek az N-műtrágyázott parcellákon a kontrollparcellákhoz képest. Ezzel szemben DeForest et al. (2004) bizonyították, hogy egyre nagyobb N-műtrágya dózisok alkalmazásánál (290 kg ha^{-1}, 310 kg ha^{-1}, 334 kg ha^{-1}, 335 kg ha^{-1}) a talajok egyre kisebb szén-dioxid-kibocsátással rendelkeznek. Később ezt Wilson és Al-Kaisi (2008), valamint Song és Zhang (2009) azzal pontosították, hogy 250-270 N kg ha^{-1}-nál nagyobb műtrágya dózis alkalmazása szignifikánsan csökkenti (15-41%) a talajok szén-dioxid-kibocsátását, köszönhetően a műtrágyadózis okozta alacsonyabb enzimaktivitásnak és a talajban található gombapopuláció radikális csökkenésének.

Al Kaisi et al. (2008) megállapították, hogy a nitrogénkijuttatás hatása a talaj szén-dioxid-kibocsátására talaj-, valamint műtrágya-specifikus. Ramirez et al. (2010) és Sainju et al. (2012) a karbamid alapú

műtrágyák hatását vizsgálva arra jutottak, hogy az növeli a talaj szén-dioxid-emisszióját, míg mások ezzel ellentétes megállapításra jutottak (Alluvione et al., 2010). Ding et al. (2007) megállapították, hogy karbamid alapú műtrágya 18 százalékkal csökkentette a talaj szén-dioxid-kibocsátását. Halvorson et al. (2010), valamint Halvorson és Del Grosso (2012) vizsgálataikban különböző nitrogénműtrágyák (folyékony nitrogénműtrágya, ammónium-nitrát és vízmentes ammónia-műtrágya) hatását összehasonlítva mindössze elenyésző különbséget tudott kimutatni azok szén-dioxid-kibocsátásban betöltött szerepében. Ezzel szemben Al Kaisi et al. (2008) és Wilson és Al-Kaisi (2008) az ammónium-nitrát alapú műtrágyák reduktív hatását mutatták ki a szén-dioxid-kibocsátásban, szántón. Ramirez et al. (2010) különböző nitrogénműtrágyákat juttattak ki talajmintákra laboratóriumi körülmények között. Megállapították, hogy a műtrágya – fajtájától függetlenül – csökkentette a talajok szén-dioxid-termelését. A csökkenés mértéke a dózis emelkedésével párhuzamosan az erdőtalajoknál szignifikánsan nagyobb volt, mint legelőkről származó talajoknál. Kátai (1992) különböző talajtípusokon vizsgálta a talajtulajdonságok az agrotechnikai eljárások és a mikrobiológiai aktivitás közötti különbséget Magyarországon. Megállapítása szerint a gyengébb minőségű talajok potenciálisan kisebb CO_2-termelő kapacitással rendelkeznek nitrogénműtrágya-kijuttatás mellett is. A nemzetközi talajosztályozási rendszerekhez jobban illeszkedő kutatásban Gagnon et al. (2016) megfigyelték, hogy iszapos vályog textúrával rendelkező talajok rendelkeztek a legnagyobb kumulatív szén-dioxid-kibocsátással, míg a homokos agyag és iszapos agyag

textúrájú talajok kibocsátása volt a legmagasabb. A legalacsonyabb kibocsátást vályog talajtextúrán mutatták ki.

A nitrogén-műtrágyázás hatása a szén-dioxid-kibocsátásra ellentétes a bemutatott szakirodalmak szerint. E hatás magyarázatára is számos in situ mérési eredmény áll rendelkezésre. A nitrogénműtrágya a talajok szén-dioxid-kibocsátását kétféle módon is képes befolyásolni. Első esetben a kijuttatott N-műtrágya stimulálja a könnyű molekulatömegű szerves vegyületek (*light organic carbon*) bomlását és növeli az oldott szerves szén (*dissolved organic carbon, DOC*) koncentrációját, így eredményezve a talajban magasabb heterotróf légzést és ezáltal magas CO_2-emissziót is. Második esetben az N-műtrágya ösztönzi a növény gyökérnövekedését és aktivitását így növelve az autotróf légzést (Yu et al., 2000; Tu et al., 2013).

A magasabb szervesszén-tartalommal (*soil organic carbon, SOC*) rendelkező talajok N-műtrágyával történő kezelés hatására nagyobb szén-dioxid-kibocsátást produkálhatnak. Ez kapcsolatban van a talajban elérhető magasabb széntartalommal, a mikrobák mennyiségével és azok aktivitásával, amelyek a kijuttatott N-műtrágya hatására a CO_2-emisszió növekedését okozzák (Uchida et al., 2012; Zhou et al., 2013; Su et al., 2014). Az N-műtrágya inhibitor szerepet is betölthet a talajok szén-dioxid-kibocsátásában, amely kapcsolatban van az N-műtrágya okozta talajkémhatás (pH) csökkenésével (Reth et al., 2005). A nitrogén-műtrágyázás hatására bekövetkező talajkémhatás változása befolyásolja a talajok kationcsere-kapacitását, ami megnöveli a talaj szervesszén-tartalmát. Ez rövid távon csökkenést eredményez a talajok szén-dioxid-kibocsátásában, míg hosszú távon pufferként szolgálhat a mikroorganizmusok számára, hozzájárulva a heterotróf

légzésből származó szén-dioxid-kibocsátás növekedéséhez (Lehmann et al., 2003; Franzluebbers, 2012; Zhang et al., 2017).

Fogg (1988), DeForest et al. (2004), Burton et al. (2004) és Bowden et al. (2004) végeztek alapos kutatást annak megértésére, hogy miként hat a nitrogénműtrágya a talajenzimek működésére és ezáltal a talajok szén-dioxid-kibocsátásának csökkenésére. Eredményeik szerint a lignináz enzim – amely elsődlegesen felelős a talajba kevert származadványok lebontásáért – és számos más talajenzim a talajba juttatott nitrogénműtrágya hatására csökkenti az aktivitását.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A kísérleti helyszín természeti adottságainak bemutatása

3.1.1. A kísérleti táblák földrajzi elhelyezkedése

A kísérlet helyszíne Polgárdi városának közigazgatási területéhez tartozik. Polgárdi a Dunántúlon, a Duna–Tisza-medence nagytájon, a Mezőföld középtájon, a Duna–Sárvíz köze kistájcsoporton, a Sárrét kistájon helyezkedik el a Balatontól 17 km-es, míg a Velencei-tótól 33 km-es távolságban. A kistáj kiterjedése 366 km^2. A kísérlet helyszíne Polgárdi és Füle között a 7205-ös számú mellékút mellett a 170 mBf átlagos tengerszint feletti magasságon található az alábbi földrajzi koordinátákon (3. ábra, 211. oldal):

- T1-es számú tábla: É47.061544, K18.271158
- T2-es számú tábla: É47.058827, K18.262146

3.1.2. A kistáj geomorfológiai adottságai

A kistáj 104 és 222 m közötti tengerszint feletti magasságon helyezkedik el, amelynek a központi része medencesíkság. A felszíne enyhén hullámos, amely tektonikus mozgások által kialakított völgyekkel szabdalt domblábi helyzetű hátak sorozata. A kistáj geomorfológiailag lépcsős szerkezetű, amelyet 3 helyrajzi szinttel írt le Dövényi (2010):

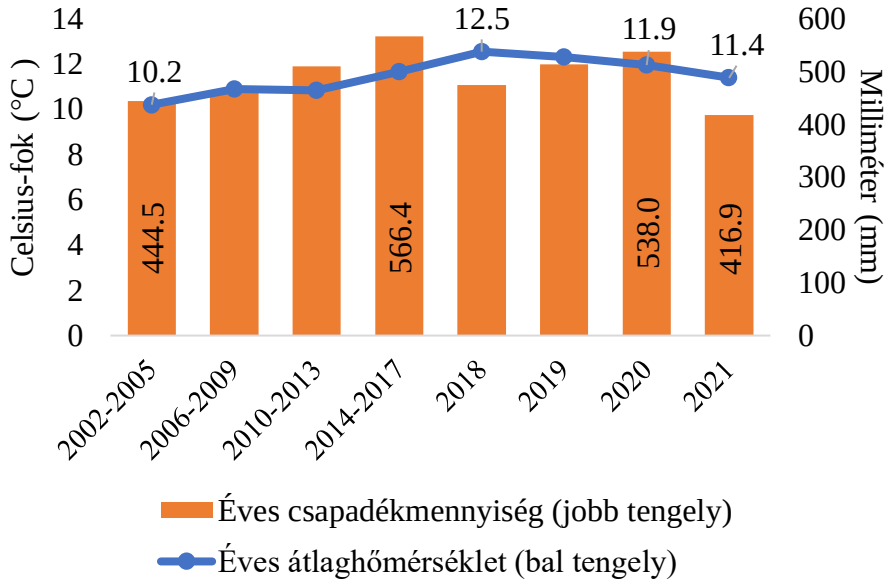
1) *„100-130 méter (m) magasságban található feltöltött medencék,*
2) *140-170 m közötti magasságban a lerakódott kavicstakarók gyakran lösszel fedett maradványai,*
3) *180-230 m közötti magasságban a felszín dombhátai helyezkednek el pl.: Szár-hegy és Kő-hegy.”*

A kistérség jelenlegi felszínének kialakulása a tektonikai mozgások mellett a Duna építőmunkájának is az eredménye, amire a felszínen és a felszín közelében található holocén és/vagy pleisztocén üledékekből lehet következtetni. A talajfelszín felső, átlagosan 3 méterében finomszemcsés, agyagos, iszapos réteg található. Ezt követően 3 és 3–5 méteres mélységben kemény mészmárga réteg található, amely a vízzáró réteget jelenti. Ebből adódóan a talajvíz mélysége átlagosan 3,5–-4 méteren található, de a morfológiai viszonyoktól és az évszakoktól függően 1,2 méteren is megfigyelhető a kistáj mélyebb, feltöltött medencéiben (Dövényi, 2010; Csorba, 2021).

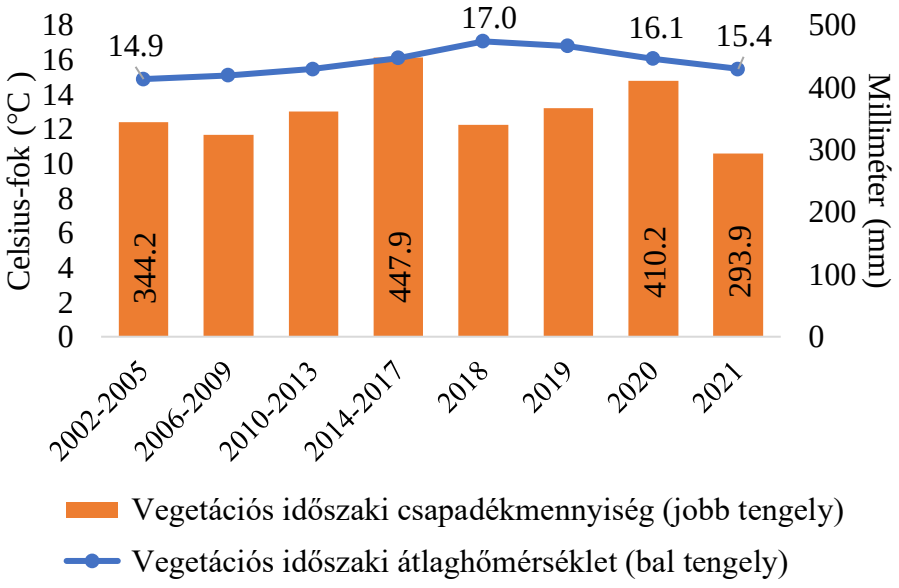
3.1.3. A kistáj és a kísérlet helyszínének klimatikus adottságai

A Sárrét kistáj Magyarország mérsékelten meleg, száraz éghajlatú térségei közé tartozik. A maximum középhőmérséklet 17,0 °C a nyári hónapokra (június, július és augusztus), míg a minimum középhőmérséklet (-1,2 °C) a januári hónapra jellemző. A nyári abszolút hőmérsékleti maximumok sokévi átlaga 34 °C körül alakul. Ezzel szemben a téli abszolút minimumoké –16,0 °C. A napsütéses órák évi összege körülbelül 1980 óra, amely a nyári hónapokban maximum 800 óra, a téli hónapokban minimum 185 óra. A csapadék évi összege sokévi átlagban 530-560 mm, amely a vegetációs időszakban 310-330 mm. A tájra jellemző szélirány észak, északnyugati, és az átlagos szélsebesség 2,5-3 m/s (Dövényi, 2010).

A vizsgált időszakok meteorológiai adatai a Magyarország Időjárás Hálózat gondozásában lévő fülei meteorológiai állomástól származnak. Az adatok 2002. január 1-je óta állnak rendelkezésre, amit az 4. és 5. ábra szemléltet.



4. ábra: **Éves átlaghőmérséklet és csapadékmennyiség alakulása a kísérlet helyszínén**



5. ábra: **A vegetációs időszaki (április–október) átlaghőmérséklet és csapadékmennyiség alakulása a kísérlet helyszínén**

A vizsgálat tárgyát képező 2020 és 2021-es évek időjárása átlaghőmérséklet szempontjából átlagos, de rendkívül magas napi maximumokkal jellemezhető, míg csapadékmennyiség szempontjából a 2020-as év kiugró volt, addig a 2021-es év rendkívül aszályosnak mondható. Az éves átlaghőmérséklet a kísérlet első évében (2020) 11,4 °C, míg 2021-ben a kísérlet második évében 11,9 °C volt (4. ábra). A vegetációs időszakban mért átlaghőmérséklet 16,1 °C volt 2020-ban, míg 15,4 °C 2021-ben (5. ábra). Ezen hőmérsékleti értékek illeszkednek az előző években mért átlaghőmérsékletekhez. Amennyiben a maximális hőmérsékleteket vesszük górcső alá, akkor abból kirajzolódik, hogy a 2021-es évben hétszer volt 35 °C-nál (forró nap) és negyvenszer 30 °C-nál (hőségnap) magasabb hőmérséklet. 2020-ban huszonnyolcszor volt magasabb hőmérséklet, mint 30 °C, 2019-ben harminckilencszer és 2018-ban harmincnyolc alkalommal. 35 °C-nál nagyobb hőmérsékletet 2018 és 2020 között egyszer sem észleltek (33. táblázat,273. oldal).

Éves csapadékmennyiség szempontjából a kísérleti évek felemás képet mutatnak. Míg a 2020-as év az utóbbi 4 év legcsapadékosabb éve volt a maga 538 mm-es összmennyiségével, addig 2021-ben mindösszesen 416,9 mm csapadék hullott, amely a legkevesebb csapadékot jelentette a kísérleti területen 2018 óta (4. ábra). A vegetációs időszaki csapadékmennyiség 2021-ben volt a legkevesebb (293,9 mm) az utóbbi 22 évben, míg 2020-ban 410,2 mm volt (5. ábra).

3.1.4. A térség általános talajtani jellemzése

A térség geomorfológiai változatosságából eredően eltérő talajtípusok jellemzik a Sárrét kistájat. A kistáj középső és keleti felének egy részén (Berhida–Csajág vonala) rossz lefolyású ártér található, ahol a réti

talajok különféle típusai találhatók (pl. öntéstalajok, lápos réti talajok és réti talajok).

A kistérség déli és keleti részén csernozjom barna erdőtalajjal találkozhatunk. A talajok túlnyomó része vályog mechanikai összetételű, ami kedvező termékenységéből eredően túlnyomórészt – nagyságrendileg 80 százalékban – mezőgazdaságilag hasznosítható (Csorba, 2021; Dövényi, 2010).

3.1.5. A mérési helyszín talajtani jellemzése

A kísérleti táblák talajtani jellemzésére a forgatásos (T1) és forgatás nélküli talajművelési rendszerben (T2) 3-3 talajszelvény lett kijelölve és feltárva lejtőkategóriák szerint. Ezek jellemzését a következőkben mutatom be (6-11. ábra):

6. ábra: **A T1-es tábla lejtőváll lejtőrészén található SZ3 számú talajszelvény a 13/5-ös menedzsmentzónában**

0-30 cm	**A-szint:** sötétbarna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, morzsás szerkezet (+ pezsgés)
30-60 cm	**C_1-szint:** sárgásbarna, mészkiválás található, kissé homokos lösz, $CaCO_3$-tartalom (++ pezsgés)

60 cm-től **C_2-szint:** sárgásbarna, szürkés, sárga vöröses foltokkal, vaskiválások, sárgásfehér áthalmozott lösz, márga, kissé homokos, $CaCO_3$-tartalom (+++ pezsgés)

Talajtípus: Erodált csernozjom talaj

Humuszos rétegvastagság: 30 cm

7. ábra: **A T1-es tábla lejtőderék lejtőrészén található SZ1 számú talajszelvény a 9/5-ös menedzsmentzónában**

0-30 cm **A-szint**: sötétbarna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, morzsás szerkezet, $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

30-40 cm **AB-szint**: sötétbarna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, morzsás szerkezet, $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

40-60 cm **B-szint**: sötétbarna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, morzsás szerkezet, $CaCO_3$-tartalom (++ pezsgés)

60-75 cm **BC-szint**: sötétbarna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, morzsás szerkezet, $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

75-85 cm **C_1-szint**: sárgásbarna lösz, $CaCO_3$-tartalom (+++ pezsgés)

85 cm-től **C_2-szint:** sárgásbarna, szürkés, sárga vöröses foltokkal, vaskiválások, sárgásfehér áthalmozott lösz, márga, kissé homokos, $CaCO_3$-tartalom (+++ pezsgés)

Talajtípus: Csernozjom talaj

Humuszos rétegvastagság: 75 cm

8. ábra: **A T1-es tábla lejtőláb lejtőrészén található SZ2 számú talajszelvény a 12/5-ös menedzsmentzónában**

0-30 cm **A-szint:** barna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, morzsás szerkezet, $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

30-45 cm **AB-szint:** barna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, morzsás szerkezet $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

45-65 cm **B-szint:** barna vályog fizikai féleséggel jellemezhető, morzsás szerkezet, $CaCO_3$-tartalom (++ pezsgés)

65-85 cm **BC-szint:** sárgás barna vályog fizikai féleséggel jellemezhető, morzsás szerkezet, $CaCO_3$-tartalom (++ pezsgés)

70 cm-től **C-szint:** lösz $CaCO_3$-tartalom (+++ pezsgés)

Talajtípus: Csernozjom talaj
Humuszos rétegvastagság: 85 cm

9. ábra: **A T2-es tábla lejtőváll lejtőrészén található SZ4 számú talajszelvény a 4/5-ös menedzsmentzónában**

0-20 cm **A-szint**: sötétbarna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, kissé tömődött, $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

20-30 cm **AB-szint:** sötétbarna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, kissé tömődött, $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

30-35 cm **B-szint:** sötétbarna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, tömődött, $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

35-45 cm **BC-szint:** sárgásbarna, szürkés, sárga vöröses foltokkal, vaskiválások, sárgásfehér áthalmozott lösz, márga, kissé homokos, $CaCO_3$-tartalom (++ pezsgés)

45 cm-től **C-szint** lösz, $CaCO_3$ tartalom (++ pezsgés)

Talajtípus: Erodált csernozjom talaj

Humuszos rétegvastagság: 45 cm

10. ábra: **A T2-es tábla lejtőderék lejtőrészén található SZ5 számú talajszelvény a 2/5-ös menedzsmentzónában**

0-30 cm **A-szint**: sötétbarna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, kissé tömődött, $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

30-40 cm **AB-szint**: sötétbarna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, kissé tömődött, $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

40-45 cm **B-szint**: sötétbarna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, kissé tömődött, $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

45-55 cm **BC-szint:** sárgásbarna, szürkés, sárga vöröses foltokkal, vaskiválások, sárgásfehér áthalmozott lösz, márga, kissé homokos, $CaCO_3$-tartalom (++ pezsgés)

70 cm-től **C-szint:** lösz, $CaCO_3$ tartalom (++ pezsgés)

Talajtípus: Erodált csernozjom talaj

Humuszos rétegvastagság: 55 cm

11. ábra: **A T2-es tábla lejtőláb lejtőrészén található SZ6 számú talajszelvény a 3/4-es menedzsmentzónában**

0-30 cm **A-szint:** barna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, morzsás szerkezet, $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

30-60 cm **B-szint:** barna, vályog fizikai féleséggel jellemezhető, morzsás szerkezet $CaCO_3$-tartalom (+ pezsgés)

60-70 cm **BC-szint:** sárgás barna vályog fizikai féleséggel jellemezhető, morzsás szerkezet, $CaCO_3$-tartalom (++ pezsgés)

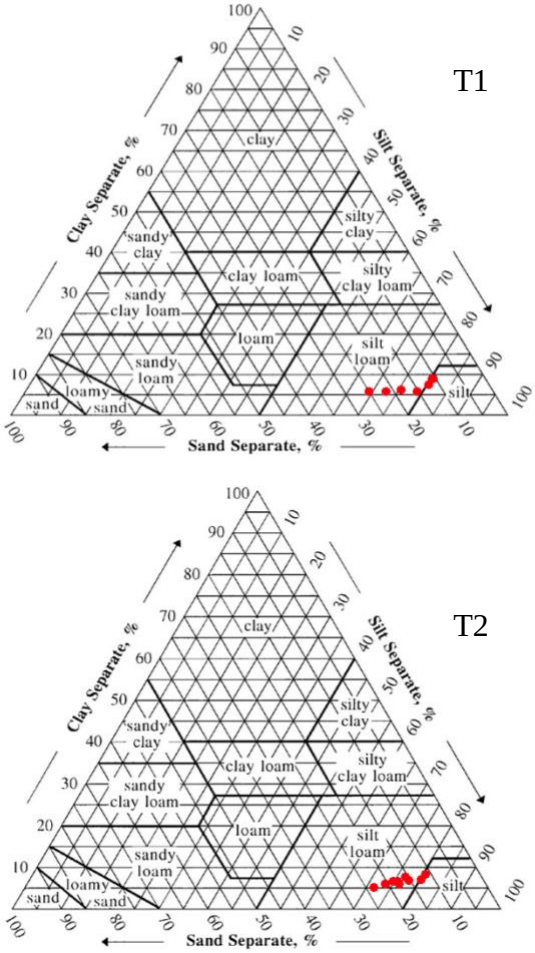
70 cm-től **C-szint:** lösz, $CaCO_3$ tartalom (++ pezsgés)

Talajtípus: Csernozjom talaj

Humuszos rétegvastagság: 75 cm

3.1.6. A kísérleti területek talajtextúrájának meghatározása

A kísérleti területek talajtextúrájának jellemzése a Magyar Tudományos Akadémia, Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Földrajztudományi Intézetében történt. A kapott eredményeket beillesztve azt USDA talajosztályozási rendszerébe (Soil Survey Staff, 2014) megállapítható, hogy mind a T1, mind pedig a T2-es jelű tábla esetében a jellemző talajfrakció az iszapos vályog (12. ábra).



12. ábra: **A kísérleti területek USDA szerinti szemcsefrakció-eloszlása saját mérések alapján**

3.1.7. A kísérleti területek tápanyagtartalmának bemutatása

A T1 és T2-es kísérleti területekről származó talajminták kémiai tulajdonságai a HL-LAB Környezetvédelmi és Talajvizsgáló Laboratóriumban kerültek megvizsgálásra.

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a két tábla talajainak kémhatása a semleges (2019) és a gyengén lúgos tartományban estek (2020). A kísérleti táblák talajainak Arany-féle kötöttségében $p \leq 0{,}05$ szignifikanciaszinten nem volt megállapítható szignifikáns különbség, de az eredmény előrevetítette a talajok kötöttségét. Sótartalom szerint a gyengén szoloncsákos kategóriába esnek a kísérleti területek, mivel a talajok sótartalma 0,05-0,15% közé esik.

A kalcium-karbonát ($CaCO_3$) a talajok szerkezetének kialakításáért és a szerkezeti elemek stabilitásáért felelős, így az befolyásolhatja a talajok víz-, hő- és levegőgazdálkodását. A kísérleti táblák talajainak mésztartalmában nem állapítottam meg szignifikáns különbséget $p \leq 0{,}05$ szinten, egységesen a közepesen meszes kategóriába (5,0–19,9%) esnek, így ez nem befolyásolhatta szignifikánsan a talajok szén-dioxid-kibocsátását a kísérlet során.

Humusztartalom szempontjából a kísérleti táblák között nem mutattam ki szignifikáns különbséget a 2020 és 2021-es években. Ennek ellenére a második évben emelkedő tendencia mutatható ki mind a két kísérleti tábla humusztartalmában. A talajok genetikai típusának függvényében a talajok humuszellátottsága közepes (1,91-2,5%) volt (MÉM NAK). A talajok labilis szervesanyag-tartalmának emelkedése a talajművelés felhagyásának elsődleges indikátora (Bankó, 2007), ami befolyásolhatja a talajok szén-dioxid-kibocsátását. A T2-es számú táblánál (forgatás nélküli művelés) habár magasabb labilis

szervesanyag-tartalmat mutattam ki mind a két felvételezési időpontban, de az $p \leq 0,05$ szinten szignifikánsan nem különbözött a T1-es jelű tábla (forgatásos talajművelés) labilis szervesanyag-tartalmától. Feltételezésem szerint ez annak köszönhető, hogy a T2-es tábla 2019-ben került forgatás nélküli művelés alá, amely előrevetíti azt, hogy a táblák átlagos labilis szervesanyag-tartalmának szignifikáns növekedéséhez nem elegendő 2 év. Ezzel szemben a T2-es számú, forgatás nélkül művelt tábla mind a kettő kísérleti évben szignifikánsan ($p \leq 0,05$) magasabb teljes szerves széntartalommal rendelkezett, mint a T1-es tábla. Ez a különbség alapvetően a feltalaj szervesszén-tartalom növekedésének köszönhető, amit 2019-ben a zöldítésnek vetett kultúrának, míg 2020-ban a kukorica származadványainak tulajdonítottam a T2-es táblán (3. táblázat).

3. táblázat: **A területről származó talajminták kémiai vizsgálatának összesítő eredménye**

Időpont	**Tábla**	**pH (KCl)**	**K_A**	**Sótartalom (m/m%)**	**$CaCO_3$ (m/m%)**	**Humusztartalom (m/m%)**	**Labilis szervesanyag* (m/m%)**	**TOC (m/m%)**
2019 október	T1	7,00± 0,06a	49,86± 0,05a	0,06±0,38a	5,63± 0,99a	2,03±0,18a	0,09±0,02a	3,69± 0,48a
	T2	7,11± 0,02a	50,67± 0,06a	0,07±0,21a	4,99± 1,31a	1,96±0,16a	0,10±0,01a	3,86± 0,11b
2020 október	T1	7,42± 0,07a	45,06± 4,33a	0,04±0,02a	5,81± 0,92a	2,15±0,31a	0,10±0,03a	3,72± 0,56a
	T2	7,30± 0,11a	45,69± 0,40a	0,05±0,01a	5,11± 1,08a	2,10±0,13a	0,12±0,02a	3,92± 0,24b

A táblázatban szereplő értékek a mérések átlagát és az átlagok standard hibáját jelölik. Az eltérő betűjelek az eltérő talajművelési rendszerben mért talajtulajdonságok közötti különbséget jelölik, egytényezős ANOVA-teszttel kimutatva.

*A meghatározás Kovács (2014) disszertációjában leírtak szerint kerültek végrehajtásra.

3.2. A kísérleti helyszínek bemutatása

3.2.1. A komplex talajművelési, differenciált tőszámszabályzási és nitrogén-utánpótlási kísérlet

A T1-es számú tábla (48 ha) konvencionális, míg a T2-es tábla (15 ha) 2019 óta forgatás nélküli művelés alatt áll. A forgatás nélküli talajművelés jelen esetben a no-till, azaz a direktvetés technológiát jelöli. A T2-es számú tábla elővetemény e 2017-ben és 2018-ban kukorica (*Zea mays* L.) volt, 2019-ben borsó (*Pisum sativum* L.), amelyet zöldítésként jégcsapretek (*Raphanus sativus* L. var. *longipinnatus* Bailey) követett. A konvencionális művelésű tábla (T1) esetében az elővetemény őszi búza (*Triticum aestivum* L.) volt 2017-ben és 2019-ben, valamint napraforgó (*Helianthus annuus* L.) 2018-ban. A szántóföldi kísérlet első évében (2020) 390-410-es FAO érésidejű hibrid kukorica (DEKALB DKC4943) került termesztésbe mind a két kísérleti területen. A második évben (2021) a T2-es számú táblánál ismét a DEKALB 390-410-es FAO érésidejű hibrid kukoricája (DEKALB DKC4943) került vetésre, míg a T1-es táblában a Pioneer 420-as érésidejű hibrid kukoricája (PIONEER P0023) került termesztésbe (13. ábra, 212. oldal).

A kísérlet időtartalma alatt az alábbi munkaműveletek történtek időrendben:

2019–2020

T1-es kísérleti tábla:

Gyomirtás (2019.08.06.): *Vegyszer megnevezése:* Glifozát, *Dózis:* 4 l/ha, *Munkagép:* Dammann DT s2000 Highlander

Tarlóhántás (2019.09.12.): *Munkagép:* CASE IH STIGER 370 HD + Bednar SwifterDisc 8000 univerzális tárcsás tarlóhántó

Műtrágyázás (2019.10.05.): *Műtrágya típusa:* MAP 12-52, *Munkagép* Case IH Magnum 340 CVX + AMAZONE ZG-TS 10000

Szántás (2019.10.16.): *Munkagép:* Case IH Magnum 340 CVX + LEMKEN Diamant 11 félig-függesztett váltvaforgató eke

Szántáselmunkálás (2020.04.04.): *Munkagép:* Case IH Magnum 340 CVX + Farmet Kompaktomat 800

Műtrágyázás (2020.04.04.): *Műtrágya típusa:* MAS 27%, *Munkagép:* Case IH Magnum 340 CVX + AMAZONE ZG-TS 10000

Vetés, Talajoltás és Talajfertőtlenítés (2020.04.11.): *Munkagép:* Case IH Puma CVX 230 - John Deere 1770 NT; *Szer megnevezése*: Phylazonit, *Dózis:* 10 l/ha, *Munkagép:* Phyller Applicator**;** *Szer megnevezése:* Force 1.5 G, *Dózis:* 14 kg/ha

Gyomirtás (2020.04.13.): *Vegyszer megnevezése:* Adengo, *Dózis:* 0,4 l/ha, *Munkagép:* Dammann DT s2000 Highlander

Gyomirtás (2020.05.22.): *Vegyszer megnevezése:* Master Pack, *Dózis:* Master -150 g/ha és Mero - 2 l/ha, *Munkagép:* Dammann DT s2000 Highlander

Betakarítás (2020.10.10.): *Munkagép:* CASE IH 8230 + 8 soros Dominoni kukoricaadapter

Műtrágyázás (2020.10.16.): *Műtrágya típusa:* MAP 12-52, *Munkagép:* Case IH Magnum 340 CVX + AMAZONE ZG-TS 1000

Szántás (2020.11.14.): *Munkagép:* Case IH Magnum 340 CVX + LEMKEN Diamant 11 félig-függesztett váltvaforgató eke

T2-es kísérleti tábla:

Műtrágyázás (2019.10.10.): *Műtrágya típusa:* MAP 12-52, *Munkagép:* Case IH Magnum 340 CVX + AMAZONE ZG-TS 10000

Tarlóhántás (2019.10.16.): *Munkagép:* CASE IH STIGER 370 HD + Bednar SwifterDisc 8000 univerzális tárcsás tarlóhántó

Műtrágyázás (2020.04.01.): *Műtrágya típusa:* MAS 27%, *Munkagép:* Case IH Magnum 340 CVX + AMAZONE ZG-TS 1000

Gyomirtás (2020.04.04.): *Vegyszer megnevezése:* Adengo, *Dózis:* 0,4 l/ha, *Munkagép:* Damman DT s2000 Highlander

Vetés, Talajoltás és Talajfertőtlenítés (2020.04.11.): *Munkagép:* Case IH Puma 230 CVX + John Deere 1770 NT; *Szer megnevezése:* Phylazonit, *Dózis:* 10 l/ha, *Munkagép:* Phyller Applicator; *Szer megnevezése:* Force 1.5 G, *Dózis:* 14 kg/ha

Gyomirtás (2020.05.22.): *Vegyszer megnevezése:* Master Pack, *Dózis:* Master -150g/ha és Mero - 2 l/ha, *Munkagép:* Dammann DT s2000 Highlander

Betakarítás és Szárzúzás (2020.10.11.): *Munkagép:* CASE IH 8230 + 8 soros Dominoni kukoricaadapter; *Munkagép:* Case IH Puma 230 CVX + BEDNAR MULCHER MZ 6000

Műtrágyázás (2020.10.12.): *Műtrágya típusa:* MAP 12-52, *Munkagép:* Case IH Puma 230 CVX + AMAZONE ZG-TS 1000

2021

T1-es kísérleti tábla:

Szántás elmunkálás (2021.03.28.): *Munkagép:* Case IH Magnum 340 CVX - Farmet Kompaktomat 800

Vetés, Talajoltás és Talajfertőtlenítés (2021.04.16.): *Munkagép:* Case IH Pptum 300 CVX - Väderstad tempo L 12/18; *Szer megnevezése:* Phylazonit, *Dózis:* 10 l/ha, *Munkagép:* Phyller Applicator; *Szer megnevezése:* Force 1.5 G, *Dózis:* 14 kg/ha

Műtrágyázás (2021.04.20.): *Műtrágya típusa:* MAS 27%, *Munkagép:* Case IH Pptum 300 CVX + AMAZONE ZG-TS 1000

Gyomirtás (2021.05.02.): *Vegyszer megnevezése:* DicopurTop 464 SL és Adengo, *Dózis:* DicopurTop - 1 l/ha, Adengo - 0,4 l/ha, *Munkagép:* Dammann DT s2000 Highlander

Betakarítás (2021.09.20.): *Munkagép:* CASE IH 8230 + 8 soros Dominoni kukoricaadapter

Tarlóhántás és vetőágy-előkészítés (2021.10.07.): *Munkagép:* CASE IH STIGER 370 HD+Horsch Tiger 4 MT

T2-es kísérleti tábla:

Vetés, Talajoltás és Talajfertőtlenítés (2021.04.16.): *Munkagép:* Case IH Pptum 300 CVX + Horsch maestro-8-cc szemenként vetőgép**;** *Szer megnevezése:* Phylazonit, *Dózis:* 10 l/ha, *Munkagép:* Phyller Applicator**;** *Szer megnevezése:* Force 1.5 G, *Dózis:* 14 kg/ha

Műtrágyázás (2021.04.26.): *Műtrágya típusa:* MAS 27%, *Munkagép:* Case IH Pptum 300 CVX + AMAZONE ZG-TS 1000

Gyomirtás (2021.05.02.): *Vegyszer megnevezése:* DicopurTop 464 SL és Adengo, *Dózis:* DicopurTop - 1 l/ha, Adengo - 0,4 l/ha, *Munkagép:* Dammann DT s2000 Highlander

Betakarítás (2021.10.05.): *Munkagép:* CASE IH 8230 + 8 soros Dominoni kukoricaadapter

3.2.1.1. Az alkalmazott szántóföldi kezelések

A kísérlet nagyparcellás üzemi kísérletként került beállításra, ami kialakítása igazodott az üzem által megszabott feltételekhez. A kísérlet időtartama kettő év (2020–2021) volt. A kísérleti táblákon alkalmazott kezeléseket a 14. ábra (213. oldal) mutatja be. A kísérlet során differenciált tőszámbeállítás- és nitrogénkijuttatás került beállításra a táblák domborzati heterogenitását követve, ezért táblánként 3 csoportot alakítottam ki.

A T1-es tábla esetében ezek a csoportok az alábbiak szerint alakultak:

1. Lejtőváll (Magasság: 176–178m) – 13/x,
2. Lejtőderék (172–174m) – 9/x,
3. Lejtőláb (169–171m) – 12/x.

A T2-es tábla esetében a csoportok az alábbiak szerint alakultak:

I. Lejtőváll (179–180m) – 4/x,
II. Lejtőderék (177–179m) – 2/x,
III. Lejtőláb (176–177m) – 3/x.

Az ábrán pirossal jelölt menedzsmentzónákon változó nitrogéndózis (Maximum: x/2 – 625 kg/ha; Minimum: x/4 – 418 kg/ha) került kijuttatásra átlagtőszám (72 ezere db/ha) mellett, míg a zöld jelzésű kezelési zónákon differenciált tőszám (Maximum: x/1 – 76 ezer db/ha; Minimum: x/3 – 68 ezer db/ha) került beállításra átlag-nitrogénkijuttatás (498 kg/ha) mellett. Az átlag-nitrogéndózis a táblákon alkalmazott mennyiségek területtel súlyozott átlagaként került meghatározásra. A fehérrel jelölt kísérleteken átlagkezeléseket állítottam be.

3.2.2. Az eredeti szerkezetű talajoszlopok szén-dioxid-kibocsátásának laboratóriumi vizsgálata

A mérések a Széchenyi István Egyetem, Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar, Biológiai Rendszerek és Élelmiszeripari Műszaki Tanszék Műszaki Bázisán [47°53'28.6"É, 17°16'15.9"K] kialakított laborban történtek.

A talajoszlop-kísérlet mintavételezési idejét a kísérlet megkezdése előtt az alábbiak szerint határoztam meg (1) 2020-ban: március, augusztus, október; (2) 2021-ben: március, augusztus. A mintavételezések idejét a koronavírus okozta világjárvány terjedése ellen bevezetett intézkedések (pl. kijárási tilalom) az alábbiak szerint változtatták meg: (1) 2020-ban augusztus, október; (2) 2021-ben március, augusztus. Az így kialakított kísérlet lehetővé tette a forgatás nélküli (T2) és a forgatásos (T1) talajművelési rendszerből származó talajok szén-dioxid-kibocsátásának nyomon követését a talaj tömődésének, összes szerves széntartalmának és a nedvességtartalom változásának függvényében a tenyészidőszak különböző időpontjaiban. A talajoszlopminták a kísérleti tábla három különböző tengerszint feletti magasságáról, az átlagkezelést kapott menedzsmentzónákból származtak (T1: 13/5, 9/5, 12/5; T2: 4/5, 2/5, 3/5).

3.2.2.1. A talajoszlop mintavételezési módszertana

A talajmintavételhez 27 cm magas, 8 cm átmérőjű hidegen hengerelt fémcsövet használtam. A talajminta-vételezés során a fémcsövet a talajfelszíntől számított 20 centiméter mélyre gumikalapács és „ütőbot” (15 cm×30 cm-es lucfenyő zsaluzódeszka) segítségével a talajba ütöttem, biztosítva ezzel a talajoszlopban található talaj eredeti

szerkezetének megőrzését. A mintavételi helyszínről a laborba történő szállításig a talajoszlop tetejét és alját egy-egy 9 cm átmérőjű rozsdamentes acélkupakkal légmentesen lezártam a talajszerkezet és a talajnedvesség-tartalom megőrzése érdekében. A szén-dioxid-kibocsátás mérésének megkezdése előtt a talajoszlop súlyát lemértem és az alsó részét geotextíliával lezártam. Ezt követően a hengereket tálcára helyezett műanyag lapokra tettem, biztosítva ezáltal az öntözés során esetlegesen keletkezett elfolyó víz távozását a hengerek alján.

3.2.2.2. A környezeti és talajtényezők laboratóriumi nyomon követése

A környezeti tényezők közül a léghőmérsékletet (AT) és a légnyomást (AP) közel állandó szinten tartottam annak érdekében, hogy ezen tényezők a lehető legkisebb hatást gyakorolják az eredeti szerkezetű talajoszlopok CO_2-koncentrációjára a mérések során (4. táblázat).

4. táblázat: **A mérések idején jellemző levegő-hőmérséklet (AT) és a légnyomás (AP) értékek**

Környezeti tényező	2020				2021			
	Augusztus		Október		Március		Augusztus	
	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1
AP (kPa)	100,2 ±1,2	100,2 ±1,8	100,7 ±4,3	100,7 ±2,52	100,3 ±1,8	100,3 ±1,85	100,4 ±0,88	100,4 ±1,25
AT (°C)	22,4 ±0,03	22,3 ±0,01	20,1 ±0,08	20,2 ±0,12	18,6 ±0,13	18,4 ±0,04	22,1 ±0,10	22,3 ±0,03

A táblázatban szereplő értékek a mérések átlagát és az átlagok standard hibáját jelölik.

A talaj nedvességtartalmának mintavételezéskori szinten történő fenntartásához hetente nedvességpótlást hajtottam végre a heti evapotranszspiráció mértékével megegyezően. A csapadékvíz okozta tömörödés elkerülése érdekében a csapadékvíz visszapótlása 15 milliliterenként történt. Erre azért volt szükség, mert a talajoszlop felszínén a víz nem képes természetes úton elfolyni, így a felgyülemlő

csapadékvíz súlya megváltoztathatta volna a talaj olyan tulajdonságait, mint például a porozitás vagy az áteresztőképesség (Busscher et al., 2002). Ennek köszönhetően a pórusok átjárhatósága megszűnik, a talajban a gáz és a víz szabad mozgása akadályozottá válik, így csökkentve a talajoszlop CO_2-kibocsátását (Novara et al., 2012).

A nedvességpótlás kiszámításához a Dunai–Posza–Varga–Haszonits-féle összefüggést használtam (Dunai et al., 1968), amelynek segítségével a levegő-hőmérséklet és a relatív nedvesség ismeretében számítható a napi potenciális evapotranszspiráció (PET):

$$PET\ (mm/nap) = \frac{1-f}{2-f} \times t \qquad (1)$$

ahol, az f a relatív nedvesség napi átlaga (tizedes törtben), a t a napi középhőmérséklet (°C). Az így kapott értékeket milliliterben fejeztem ki (5. táblázat).

5. táblázat: **Az öntözéssel pótolt víz mennyisége (ml/hét)**

Öntözés rendszeressége	**2020**		**2021**	
	Augusztus	**Október**	**Március**	**Augusztus**
1. hét	–	–	–	–
2. hét	86,33	15,06	12,38	310,11
3. hét	170,79	18,36	27,24	55,26
4. hét	132,26	25,14	35,63	10,42
5. hét	145,85	22,21	49,97	15,76

A számításhoz szükséges, Mosonmagyaróvárra vonatkozó meteorológiai adatokat az amerikai Kereskedelmi Minisztérium alá tartozó Nemzeti Óceán- és Légkörkutatási Hivatal (National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA) által működtetett Időjárási Információs Szolgálat (Weather Information Service, WIS) honlapjáról töltöttem le.

A talajoszlopok szén-dioxid-kibocsátásának mérése után a talajoszlopok súlyát tömegállandóságig szárítottam a tömegszázalékos nedvességtartalmuk (Gravimetric Water Content, GWC) meghatározása érdekében (Black, 1965). Ezen öntözési stratégia alkalmazásával a talajok nedvességtartalma a mintavételi nedvességtartalomhoz képest maximálisan ±5 százalékponttal változott a kísérlet ideje alatt (6. táblázat).

6. táblázat: **A nedvességpótlás hatására bekövetkező nedvességtartalom-változás a mintavételkor és a szén-dioxid-kibocsátás mérésének befejezése között a talajoszlopokban.**

Tábla	Talajoszlop	2020				2021			
		Augusztus		Október		Március		Augusztus	
		0. hét (%)	5. hét után (%)	0. hét (%)	5. hét után (%)	0. hét (%)	5. hét után (%)	0. hét (%)	5. hét után (%)
T1	13/5	13,30	13,86	15,70	18,55	18,35	23,20	13,81	18,74
	9/5	10,05	12,85	15,61	19,55	14,75	19,10	9,66	11,77
	12/5	12,37	12,95	19,92	18,66	19,40	23,99	11,77	16,45
T2	4/5	14,49	14,60	16,18	15,40	16,49	21,20	16,58	20,45
	2/5	13,97	13,94	17,50	17,42	19,55	23,52	12,46	17,17
	3/5	12,70	14,60	19,87	18,11	17,86	22,84	11,24	16,22

3.2.2.3. A talajok penetrációs ellenállásának mérése

A talajok penetrációs ellenállásának (PR) mérését 06.15SA Penetrologger eszközzel (EIJKELKAMP, Hollandia) hajtottam végre, maximum 2 cm/s sebességgel, 2 cm^2-es kúpmérettel, pontonként 10 ismétlésben. A mérések időpontja és helyszíne egybeesett az eredeti szerkezetű talajoszlopok mintáinak begyűjtésével annak érdekében, hogy a legpontosabb képet adja a talajoszlop ellenállásáról. A mérési pontok közötti távolságot (50–75 cm) és a mérés rádiuszát

(mintaponthoz viszonyítva max. 2,5 m) a Campbell–O'Sullivan (1991) és a holland szabvány szerint jelöltem ki (NEN 5140, 1996). A statisztikai elemzéshez a talaj felső 20 centiméterének penetrációs ellenállására vonatkozó adatait használtam fel és megapascalban fejeztem ki (MPa).

3.2.2.4. A talajok összes szerves széntartalmának meghatározása

Az összes szerves széntartalom (TOC) meghatározásához a talajminták a feltalaj 0-15 cm-es rétegéből kerültek begyűjtésre mind a konvencionális (forgatásos) talajművelésű parcellákból (13/5, 9/5, 12/5), mind pedig a forgatás nélküli művelési területekről (4/5, 2/5, 3/5). A talaj teljes szerves széntartalmának meghatározásához a ProKat Mérnöki Iroda Tervezési, Fejlesztési és Tanácsadó Kft., HL-LAB Környezetvédelmi és Talajvizsgáló Laboratórium (4031 Debrecen, Köntösgát sor 1–-3.) segítségét vettem igénybe. A meghatározáshoz az MSZ-08-0210-77 számú szabványt használtam. Az így meghatározott szerves széntartalom az izzítási veszteség módszerével mért összes szerves széntartalom (TOC%) százalékos értékét jelenti (MSZ -08-0210-77, 1977)

3.2.2.5. A talajok szén-dioxid kibocsátásának mérése laboratóriumi körülmények között

A talajoszlopok szén-dioxid-kibocsátásának mérése a mintavételtől számítva öt héten keresztül 15 alkalommal, 3 ismétlésben laboratóriumi körülmények között (Schaufler et al., 2010; Gritsch et al., 2015) zajlott. A mérések megkezdése előtt a talajoszlop tetejét kupakkal fedtem le. Az inkubációs időt kiszámítottam (4.3. fejezet: T2-es tábla esetében 5:35 perc, T1-es tábla esetében 6:54 perc), és annak letelte után a szén-dioxid-koncentrációt zárt kamrás mérési módszerrel (Gritsch et al.,

2015; Oertel et al., 2012) mértem meg. A méréshez a saját fejlesztésű szenzort használtam. A kísérlet során az edényeket növénymentesen tartottam (15. ábra).

15. ábra: **Talajoszlopok CO_2-kibocsátásának laboratóriumi mérése**

3.3. A talaj szén-dioxid-kibocsátásának meghatározása és egyéb kiegészítő mérési módszerek bemutatása

3.3.1. A szén-dioxid-koncentráció terepi körülmények között történő mérésére alkalmazott módszer

A szántóföldi mérés során alkalmazott módszer első lépéseként a kísérleti terület lehatárolását végeztem el. Ennek eredményeként a CO_2-koncentráció mérésekeit állandó, előre georeferált helyen, 0,5 m sugarú körben, a kör sugara mentén végeztem el (16. ábra) havi rendszerességgel a vegetációs időszakban. A szántóföldi szén-dioxid-kibocsátás vegetációs időszakban történő nyomon követéséhez koncentrációkülönbségen alapuló, zárt kamrás emissziós mérési eljárást alkalmaztam.

A kísérlet első évében a szántóföldi méréseket május hónapban kezdtem meg, mivel a koronavírus-világjárvány terjedése miatt

bevezetett utazási korlátozások nem tették lehetővé a kísérlet időbeli megkezdését.

A talajlégzésből (a talajban lévő élő szervezet és a növényi gyökerek által leadott szén-dioxid-mennyisége) eredő CO_2 mennyiségének nyomon követését 4 térbeli ismétlésben végeztem el. A talajlégzés mérőszáma az egységnyi felületről egységnyi idő alatt kibocsátott szén-dioxid mennyisége, azaz az emisszió. Ezen mérések képezték később a vegetációs időszakra kialakított CO_2-kibocsátásra vonatkozó predikciós modellek alapját (3.6.1. és 4.5. fejezet). További egy esetben kísérletet tettem szétválasztani a mikrobiális aktivitásból származó, mivel a talajban élő szervezetek közül a mikroorganizmusok által kibocsátott szén-dioxid a legjelentősebb, és a növény által kibocsátott szén-dioxid-mennyiségét szántóföldi körülmények között. Ehhez a kísérlet első évében kétrétegű geotextíliát helyeztem a talaj 15 cm-es mélységébe úgy, hogy a geotextília széleit a talaj felszínére helyeztem, majd a geotextíliát talajjal fedtem. A második évtől a geotextília összes részét eltemettem. A szántóföldi kísérlethez a 3.3.3. fejezetben leírt inkubációs tereket és a 3.3.5. fejezetben leírt mérőrendszert használtam.

16. ábra Szántóföldi szén-dioxid-koncentráció mérése

A CO_2-koncentráció és a környezeti változók szántóföldi mérésének a folyamata az alábbiak szerint zajlott:

1. mérési terület lehatárolása (a kísérlet megkezdésének pillanatában),
2. légköri CO_2-koncentráció mérése, majd a terület lefedése,
3. az inkubációs idő leteltének megvárása,
4. az inkubációs térben megemelkedett CO_2-koncentráció és a megfigyelt változók (levegő hőmérséklet, légnyomás, talajhőmérséklet 0-5 centiméter mélyen, talajnedvesség-tartalom 0-5 cm mélyen) szenzoros mérése,
5. bolygatatlan talajmintavétel 5-10 cm-es mélységből Kopeczky-féle mintavevő hengerek segítségével,
6. a mért adatok manuális feljegyzése az automatikus adattárolás mellett.

7. Normalizált Vegetációs Index (NDVI) érték kiszámítása a Sentinel 2-es műhold felvételei alapján az egyes menedzsmentzónákra, az egyes mérési időpontokra. Az NDVI-értéket a vegetáció fejlődési ütemének becslésére használtam (Raun et al., 2005), amely így képet adott a gyökérlégzés nagyságáról és annak időbeli megoszlásáról (Gamon et al., 1995; Myneni et al. 1995; Butt et al., 2011; Almagro et al., 2013; Dagg és Lafleur 2014) a következő képlet segítségével:

$$NDVI = (NIR-RED) / (NIR+RED)$$

ahol NDVI a normalizált vegetációs index, NIR a közeli infravörös tartomány, RED pedig a látható tartomány vörös sávja.

A szántóföldi méréseket a kialakított csoportok szerint párhuzamosan, azonos időblokkokban hajtottuk végre annak érdekében, hogy a napon belül változó környezeti körülmények hatását minimalizáljam és biztosítsam az optimális inkubációs időablakban történő mérést.

3.3.2. Az inkubációs idő meghatározása

A szántóföldi mérésekhez szükséges optimális inkubációs idő kiszámítása kihívást jelentő feladat, ami függ a kamra méretétől, annak alakjától és a kamra belsejében lejátszódó folyamatoktól. Monteith et al. (1964) felhívták a figyelmet arra, hogy az inkubációs tér az üvegházakhoz hasonló feltételeket teremt a kamrán belül, így hatással van a talaj szén-dioxid-kibocsátására. Az általam használt nem állandó mintavételű zárt kamrás mérési eljárásoknál az inkubációs idő hossza azokban az esetekben nem fejt ki negatív hatást a kamrán belüli mikroklímára, amikor annak időtartama nem haladja meg az egy órát (Singh és Gupta, 1977; Jensen et al., 1996; Rádics és Jóri, 2011).

Figyelembe véve az inkubációs időre vonatkozó korábbi megállapításokat, az inkubációs idő kiszámításához a következő fejezetben (3.3.3. fejezet) bemutatott inkubációs tereket használtam. Az inkubációs idő meghatározásához talajmintát vettem a forgatás nélküli és a forgatásos talajművelésű táblákról. A mérések a Széchenyi István Egyetem, Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar, Biológiai Rendszerek és Élelmiszeripari Műszaki Tanszéken kialakított laborban történtek (17. ábra). Az első méréseket száraz talajállapotnál hajtottam végre, míg a második méréseknél 300 milliliter (ml) öntővizet adtam a talajmintákhoz. A szén-dioxid-koncentráció méréseit szobahőmérsékleten (21 °C) háromszor ismételtem meg száraz és nedves talajon, az általam kifejlesztett szenzorokkal. Ismétlésenként ez 360 percet vett igénybe. A méréseket folyamatosan végeztem, a mérési gyakoriság két perc volt.

17. ábra: **Inkubációs idő meghatározása saját építésű szenzorral**

Az adatfeldolgozás során az adatsorok első 160 mérését (320 perc) használtam, mivel ezután a CO_2-koncentráció minden esetben rohamosan csökkenni kezdett a zárt térben, amelyből a mikroklíma (légnyomás, hőmérséklet, páratartalom) megváltozására következtettem. A mérések végeztével a száraz és nedves körülmények

között három ismétlésben mért koncentráció változásának átlagát Microsoft Excel (2021) programban ábrázoltam. A kapott pontdiagramra lineáris trendvonalat illesztettem. A pontdiagram és a lineáris trendvonal első metszéspontja (inflexiós pont) jelöli ki a CO_2-koncentráció-emelkedés időbeli linearitásának határát. Ezen időpillanat után a CO_2-koncentráció változása már nem a lineáris trendet követi a telítettségi állapot elérésének közeledése miatt (Kovács, 2014). Az így meghatározott idő figyelembevételével meghatároztam az emissziós értékeket a koncentrációváltozás linearitásának megerősítése érdekében. Az átlagos inkubációs idő meghatározásához a két talajművelési rendszerből származó talajminták CO_2-koncentráció-méréseinek (száraz és nedves) hat ismétlését átlagoltam, majd az értékeket pontdiagrammon ábrázoltam. A pontdiagramra illesztett lineáris trendvonal metszéspontja jelölte így ki az átlagos inkubációs időt.

3.3.3. A szántóföldi mérésekhez használt inkubációs terek kialakítása

Az inkubációs terek kialakításához 160 KGEM SN4 szennyvízcsövet használtunk, amelyet 5 méteres szálban szereztem be a Winkler-Tüzép Kft.-től (9220 Mosonmagyaróvár, Halászi út 1.). A munkafolyamat első fázisában az 5 méteres szálakat 18,5 cm-es darabokra vágtuk. Második lépésben az így kialakított darabok egyik végét sarokcsiszolóval (Makita GA5030R 125 mm) lecsiszoltuk annak érdekében, hogy a legkevesebb erőráfordítással és bolygatással tudjuk az inkubációs tereket a talaj felső 5 cm-ébe helyezni. A harmadik lépésben az inkubációs terek tetejére 160-as KG kupakot helyeztünk, amelyet két lépésben sziloplaszttal rögzítettünk. A rögzítés után egy napig száradni

hagytuk, és utána vízzel öntöttük fel az inkubációs tereket a légmentes lezárás ellenőrzése végett. Az így kialakított munkamenettel 160 darab inkubációs teret készítettünk el, amelyeket a szántóföldi kísérlet során használtunk (18. ábra).

18. ábra: **Inkubációs terek kialakítása**

3.3.4. A szén-dioxid-emisszió meghatározása

A zárt kamrás mérési eljárások esetében a koncentrációváltozás, az inkubációs idő, a kamratérfogat és a mintavétel felülete alapján a (2) egyenlettel határozható meg a CO_2-kibocsátás mértéke (Meyer et al., 1987; Widén és Lindroth, 2003).

$$F_{CO2}=((C_2-C_1)/dt)\times((V\times p\times M)/(R\times(273{,}15+T)\times A)) \qquad (2)$$

ahol:

F_{CO2} – CO_2 kibocsátás az idő függvényében [$\mu mol\times m^{-2}\times s^{-1}$],

dt – a mérési idő [s],

C_2 – a kezdeti CO_2-koncentráció [$\frac{\mu mol}{mol}$],

C_1 – az inkubáció utáni CO_2-koncentráció [$\frac{\mu mol}{mol}$],

V – mérőkamra térfogata [m^3],

p – légköri nyomás [Pa],

M – a CO_2 moláris tömege = 44,01 [$\frac{g}{mol}$],

R – az univerzális gázállandó = 8,314 [$\frac{J}{mol \times K}$],

T – léghőmérséklet [$°C$],

A – a mérőkamra által lefedett talajfelszín [m^2].

3.4. A szén-dioxid-koncentráció és egyéb környezeti tényezők nyomon követésére fejlesztett mérőrendszer

3.4.1. A mérőrendszer felépítése és elemei

A szén-dioxid mérőrendszer Ardunio Mega2056 platformon alapszik. Az alaplap 54 digitális I/O érintkező, 16 analóg bemenettel, 4 UART (univerzális aszinkron adóvevő) hardverrel, 1 db tápaljzattal és egy 16 MHz-es kristályoszcillátorral rendelkezik, ami ideálissá teszi az alaplapot összetettebb projektek kiépítésére. Az alaplap 5 V tápfeszültséget stabilan képes biztosítani, ami az általam használt szenzorok működéséhez elegendő. A kísérlethez szükséges alábbi digitális és analóg szenzorok kerültek csatlakoztatásra az alaplapra:

1) 1 db SKU:SEN0193 v1.2 típusú kapacitív talajnedvesség-mérő szenzor (beépítés előtt a szenzor mérési pontosságellenőrzése megtörtént – 4.2.1. fejezet)

2) 1db DS18B20 típusú talajhőmérséklet-szenzor (beépítés előtt a szenzor mérési pontosságellenőrzése megtörtént – 4.2.2. fejezet)

3) 1 db AM2302 DHT22 típusú levegőhőmérséklet- és páratartalom-mérő szenzor (beépítés előtt a szenzor mérési pontosság-ellenőrzése megtörtént – 4.2.3. fejezet)

4) 1 db SKU:SEN0220 típusú szén-dioxid-szenzor (beépítés előtt a szenzor mérési pontosság-ellenőrzése megtörtént – 4.2.4. fejezet)

5) 1 db SKU:SEN0251 (DFROBOT, Sanghaj, Kína) típusú légnyomásmérő szenzor (a gyártó által megadott pontosság elfogadásával – ±50 Pa; 0-65 °C fok közötti felhasználás esetén - került beépítésre, így a szenzor működése nem lett kifejtve a 3.4.2. fejezetben)

A szenzorokon túl az alábbi kiegészítő eszközök kerültek beépítésre az optimális működés, az adattárolás és az adatok megjelenítése céljából:

1) RTC DS1302 (Kuongshun Electronic Company, Shenzhen, Kína) valós idejű óramodul, amelynek segítségével programoztam a mérések időzítését. A szántóföldi méréseknél a szenzorok optimális működéséhez szükséges előmelegedési időt (2 perc) ezen modul segítségével állítottam be. A modul továbbá hozzájárult a mérés idejének pontos rögzítéséhez.

2) Micro SDHC Mini TF kártya modul (Kuongshun Electronic Company, Shenzhen, Kína), amely a mérések során keletkező adatok rögzítésében volt segítségemre. A modulba mikro SD-kártya helyezhető, amely így képes a biztonságos adatmentést és tárolást végrehajtani.

3) I2C 0.69"Blue OLED LCD-modul (Kuongshun Electronic Company, Shenzhen, Kína), amely segítségével a mért értékeket jelenítettem meg.

A mérőrendszert a nedvesség elleni védelem érdekében egy OBO T100as típusú vízhatlan kötődobozba építettem be. Az így kialakított műszerházból a talajnedvesség, a talaj- és levegőhőmérséklet-mérő szenzorok kerültek kivezetésre (19. ábra, 214. oldal).

3.4.2. A mérőrendszer elemeinek bemutatása és a mérési pontosság-ellenőrzéshez használt mérési folyamat leírása

3.4.2.1. Talajnedvesség-szenzor

3.4.2.1.1. A szenzor tulajdonságai

20. ábra: **SKU:SEN0193 v1.2 típusú kapacitív talajnedvesség-mérő szenzor**

A mérési pontosság-ellenőrzéshez 3 analóg SKU:SEN0193 v1.2 típusú kapacitív talajnedvességmérő szenzort (DFROBOT, Sanghaj, Kína) használtam (20. ábra). A szenzor 98 mm hosszú és 23 mm széles, ami ideálissá teszi a feltalaj talajnedvesség-tartalmának meghatározására. Az érzékelők korrózióálló anyagból készültek, ami megnöveli az eszköz nedvességgel szembeni ellenálló képességét. A szenzor beépített feszültségszabályozóval rendelkezik, amely 3,3–5,5 volt (V) üzemi feszültségtartományt biztosít a megfelelő működés számára. A

szenzor által mért analóg feszültséget a szenzorhoz csatlakoztatott mikrokontrolleren lévő analóg-digitális átalakító (ADC) egy 1 (magas nedvességtartalom) és 1023 (alacsony nedvességtartalom) közötti értékké alakítja át (alacsonyabb nedvességszint magasabb ADC-értékkel egyenlő). A mérések összehasonlítási alapját ezen ADC-értékek és a gravimetrikus módszerrel meghatározott talajnedvesség-értékek jelentették.

3.4.2.1.2. A kísérlet és a talajminta-vételezés helyszínei, valamint a kísérlet ideje

A szenzor mérési pontosságának ellenőrzéséhez használt talajminták a Széchenyi István Egyetem, Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar Tangazdaságának a kezelésében lévő, 0469/2 helyrajzi számon szereplő 23,9 hektáros kísérleti táblájáról származnak [**GPS:** N47°54’20.00”; E17°15’10.00”; **MEPÁR:** K2XEW-3-12]. A talajmintavételhez a táblán korábban elvégzett kísérletek nyújtottak kiindulási alapot (Nyéki, 2016; Kulmány és Milics, 2017; Smuk, 2017). Ezek figyelembevétele mellett a szenzorok mérési pontosságának ellenőrzését az USDA talajosztályozási rendszere szerint három különbözű textúrájú (21. ábra) talajon hajtottam végre (Soil Survey Staff, 2003):

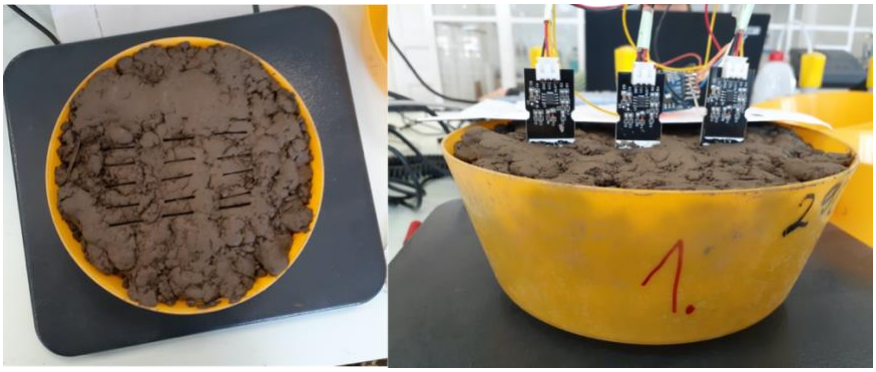
- **Agyagos vályog (S1):** N47°54'27.8", E17°15'03.8"
- **Homokos vályog (S2):** N47°54'19.5", E17°15'10.7"
- **Iszapos vályog (S3):** N47°54'15.6", E17°15'09.4"

21. ábra: **A vizsgált három különbözű textúrájú talaj**

A mérések a Széchenyi István Egyetem, Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar, Biológiai Rendszerek és Élelmiszeripari Műszaki Tanszéken kialakított laborban történtek. A talajok nedvességtartalom-mérései 13 alkalommal történtek, 2019. november 25. és 2020. március 7. között.

3.4.2.1.3. A laboratóriumi mérések menete

A laboratóriumi méréseket Nagahage et al. (2019) kísérlete alapján terveztem meg és hajtottam végre. A talajmintákat a laborba történő érkezés első napjától szobahőmérsékleten (21 °C) tároltam. A talajminták száradási ütemével párhuzamosan szenzoros és gravimetrikus méréseket hajtottam végre. A kísérlet megkezdésekor a talajokat 1725 cm^3-es műanyag edénybe tettem, majd tömörítettem. A tömörített talajok száraz térfogatsűrűsége 1,20–1,56 g/cm^3 között változott, amely értékek jól illeszkedtek a talajokra jellemző száraz térfogatsűrűségének tartományába (Chaudhari et al., 2013; Zeri et al., 2018).



22. ábra: **A laboratóriumi mérés menete**

A szenzorral történő nedvességtartalom-mérést alkalmanként 5 ismétlésben végeztem el minden talajtextúra esetében. A szenzort a talajfelszínhez képest 6,5 cm-es mélységbe szúrtam le. A mérés hossza ismétlésenként 2 perc, gyakorisága 2 másodperc volt (22. ábra). A mérések során a talaj pontos térfogata nem volt ismert, de az elvégzett kétmintás Student-féle t-próbák eredménye alapján megállapítható, hogy a kísérleti elrendezésnek nincs szignifikáns hatása a mért értékekre ($p = 0,122$).

7. táblázat: **Mérések időpontja és az eltérő textúrával rendelkező talajok nedvességtartalma a mérési időpontokban**

Időpont	Agyagos vályog (m/m%)	Homokos vályog (m/m%)	Iszapos vályog (m/m%)
2019.11.25.	28,37	24,24	23,19
2019.11.27.	24,24	18,25	14,78
2019.11.28.	23,89	16,55	14,46
2019.11.30.	21,75	13,25	12,70
2019.12.01.	20,29	12,83	9,81
2019.12.05.	14,71	8,74	5,90
2019.12.08.	12,78	5,41	3,64
2019.12.10.	9,15	4,00	1,98
2019.12.12.	6,46	2,15	1,32
2019.12.15.	4,50	1,41	1,22
2019.12.22.	3,05	1,14	1,17
2020.01.11.	2,13	0,92	1,09
2020.03.07.	1,81	0,76	0,88

A szenzoros mérések befejeztével a talajokból mintát vettem és gravimetrikus módszer alkalmazásával meghatároztam a nedvességtartalmát (7. táblázat).

3.4.2.1.4. A talajnedvesség-tartalom meghatározása gravimetrikus módszerrel

A talajnedvesség-tartalom meghatározásának folyamatához gravimetrikus módszert (GWC) alkalmaztam (Black, 1965). A módszer az egyik leggyakrabban használt és legfontosabb nedvességmeghatározási eljárás, mivel pontossága kiemelkedő, számos más közvetett módszer kalibrációjára használják. A mérés befejeztével levett talajmintákat szárítószekrényben tömegállandóságig szárítottam (105±3 °C-on, 30 órán keresztül). A szárítás megkezdése előtt a mintavevő edény súlya külön, valamint a talajjal teli edény súlya

szárítás előtt és szárítás után lemérésre került. A nedvességtartalom tömeg %-ban (m/m%) az alábbi képlet alapján került meghatározásra (3):

$$GWC=\frac{(w_2)-(w_3)}{(w_3)-(w_1)} \times 100 \qquad (3)$$

ahol:

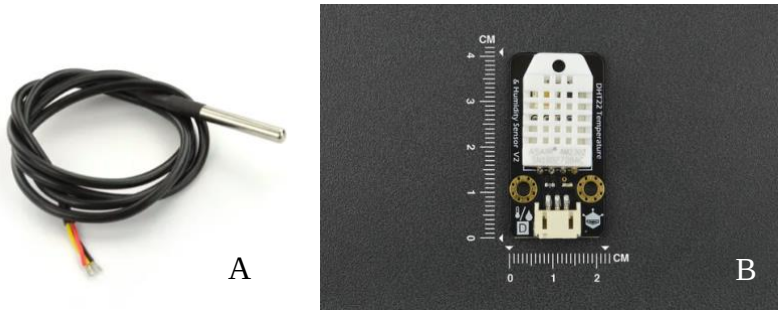
w_1 – üres edény súlya;

w_2 – nedves talaj és az edény együttes súlya;

w_3 – száraz talaj és az edény együttes súlya.

3.4.2.2. Talaj- és levegőhőmérséklet-szenzor

3.4.2.2.1. A szenzor tulajdonságai



23. ábra: **DS18B20 digitális talaj-hőmérséklet (A) és AM2302 DHT22 digitális levegő-hőmérséklet (B) mérő szenzor**

A mérési pontosság-ellenőrzéshez 4 digitális DS18B20 típusú hőmérsékletmérő szenzort (DFROBOT, Sanghaj, Kína) használtam a talajhőmérséklet (23A. ábra) és 3 digitális AM2302 DHT22 típusú hőmérsékletmérő szenzort (DFROBOT, Sanghaj, Kína) használtam a levegő-hőmérséklet meghatározására (23B. ábra). A talajhőmérséklet-szonda hossza 5 centiméter (cm), átmérője 6 milliméter (mm), ami ideálissá teszi a feltalaj hőmérsékletének meghatározására. A levegőhőmérséklet-szenzor hossza 4,1 cm, szélessége 2,3 cm. A

levegőhőmérséklet-szenzor kialakításának és kis helyigényének köszönhetően ideális stabil ponton történő időjárás-megfigyelésre, így mezőgazdasági hasznosításra (pl. üvegház klímaszabályozására és szántóföldi hőmérséklet meghatározásra IoT-eszközhöz csatlakoztatva). Az érzékelők korrózióálló anyagból készültek, ennek köszönhetően a szenzorok nedvességgel szembeni ellenálló képessége nagy. A szenzorok 3-5 V közötti tápfeszültségről üzemeltethetők. A talajhőmérséklet-szenzor -55 és 125 Celsius-fok (°C) között használható biztonságosan, de a gyártó az egypontos kalibrációjában a szenzor pontosságát ±0,5 °C-ban határozta meg -10 és +85 °C közötti tartományban. A levegőhőmérséklet-szenzor a gyártó egypontos kalibrációja értelmében a környezeti hőmérsékletet -40 °C és +80 °C között ±0,5 °C -os pontossággal képes meghatározni.

3.4.2.2.2. A kísérlet helye, valamint a kísérlet ideje

A szenzorok mérési pontosságának ellenőrzése a Széchenyi István Egyetem, Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar Talajvizsgáló Laboratóriumában, valamint a Magyar Tejgazdasági Kísérleti Intézet hűtőkamrájában történtek, 2019. október 1. és 2019. november 6., valamint 2019. november 7. és 2019. december 11. között.

3.4.2.2.3. A laboratóriumi mérések menete

A talaj- és levegőhőmérséklet-mérő szenzorok mérési pontosság-ellenőrzése több mérési ponton történt a szenzorok várható felhasználási tartományának (0-40 °C) függvényében (Chiachung, 2006). A szenzorok mérési pontosságellenőrzéséhez egy Universal Oven UF260 (Memmert GmbH & Co. KG, Németország, Schwabach) szárítószekrényt, valamint Testo 175T2 (Testo SE & Co. A KGaA,

Németország, Titisee-Neustadt) hőmérsékletmérőt használtam. A szenzorok (DS18B20) mérési pontosságának ellenőrzése 6 mérési ponton történt:

- talajhőmérséklet: 38,9 °C, 30,2 °C, 24,8 °C, 21,0 °C, 14,6 °C, 4.4 °C,
- levegő-hőmérséklet: 39,1 °C, 30,2 °C, 19,7 °C, 18,9 °C, 14,4 °C, 4.1 °C.

A mérések hossza mérési pontonként 3 nap volt, az adatrögzítés gyakorisága 2 másodperc.

3.4.2.3. Szén-dioxid-szenzor

3.4.2.3.1. A szenzor tulajdonságai

24. ábra: **SKU:SEN0220 típusú szén-dioxid-szenzor**

A kutatáshoz 2 SKU:SEN0220 (Gravity: UART Infrared – IR - CO_2 szenzor) típusú szén-dioxid-szenzort (DFROBOT, Sanghaj, Kína) használtam a légkör szén-dioxid-koncentrációjának meghatározására (24. ábra). A szenzor NDIR (Non Dispersive Infra-Red) technológiára épül, amely működése azon alapszik, hogy a CO_2 molekulák elnyelnek bizonyos hullámhosszú infravörös (2,5-3,0 és 3,9-4,7 µm) sugárzást. Ezért minél nagyobb a CO_2-koncentráció, a szenzor annál többet képes elnyelni. A CO_2-szenzor súlya 42 gramm, hossza 8,9 centiméter (cm),

átmérője 0,7 cm. A CO_2-szenzor kialakításának köszönhetően alkalmas zárt (pl. inkubációs) terek, ipari létesítmények és állattartó telepek szén-dioxid-koncentrációjának folyamatos vagy időszakos vizsgálatára. Az érzékelő vízgőz-interferencia elleni védelemmel rendelkezik, amelynek köszönhetően a zárt terekben jellemző csapadékképződésnek ellenáll, így ez nincs hatással a mérés pontosságára. A szenzor 4,5-5,5 V közötti tápfeszültségről üzemeltethető. A szenzor 0 és 50 000 ppm között használható megbízhatóan, a gyártó az egypontos kalibrációjában a szenzor pontosságát ±50 ppm-ben (parts per million) + a mért érték 6 százalékában határozta meg.

3.4.2.3.2. A kísérlet helye, valamint a kísérlet ideje

A mérések a Széchenyi István Egyetem, Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar, Biológiai Rendszerek és Élelmiszeripari Műszaki Tanszék Műszaki Bázisán kialakított laborban történtek 2020. január 10. és 2020. március 3. között.

3.4.2.2.3. A laboratóriumi mérések menete

A szén-dioxid-mérő szenzorok (SKU:SEN0220) mérési pontosság-ellenőrzése kilenc mérési ponton történtek (950, 1500, 2050, 2500, 3050, 3450, 4000, 4450, 4900 ppm), a szenzorok várható felhasználási tartományának (0-5 000 ppm) függvényében. A szenzorok mérési pontosság-ellenőrzéséhez egy GasAlertMicro5 Infrared gázdetektort (BWTechnolgies, Calgary, Canada), valamint egy Testo 440 Bluetooth CO_2-szett (Testo SE & Co. A KGaA, Németország, Titisee-Neustadt) szén-dioxid-mérő műszert használtam. A méréseket ötször ismételtem meg a mérési pontokon, amelyek hossza mérési pontonként 15 perc volt, az adatrögzítés gyakorisága 2 másodperc. A laboratóriumi

mérések során a CO_2-szondát 6,7 cm mélyen helyeztem az inkubációs térbe azért, hogy a zárt tér telítődési ütemének megfelelően mérjem a szén-dioxid-koncentráció változását. Ezzel párhuzamosan a kalibrált szén-dioxid-mérő műszerekkel méréseket hajtottam végre a zárt tér pontos szén-dioxid-koncentrációjának meghatározása érdekében (25. ábra).

25. ábra: **A laboratóriumi mérés menete**

3.4.3. A mérőrendszer működése

A kialakított két mérőrendszer a működéséhez szükséges áramot egy-egy Dudao típusú 30 000 milliamperórás (mAh) hordozható töltőről (Dongguan Huitou Industrial Co. Ltd, Guangdong, Kína) kapta. A mérés megkezdéséhez a mérőrendszert csatlakoztatni kell az áramforráshoz. A beállított 2 perc előmelegítési idő után a mérőrendszer mérést hajt végre. A keletkező adatok az LCD-kijelzőn jelennek meg, így visszajelzést adva a mérés eredményéről.

3.5. A kukorica termesztésének fenntarthatósági vizsgálata

3.5.1. A modellszámításhoz szükséges alapadatok forrásai

Számításaink a REDII V. mellékletének C. pontjában megadott módszertanon alapulnak. A szemes kukorica termesztésével összefüggő üvegházhatásúgáz-kibocsátás meghatározásához a hozamadatok, a kapcsolódó ráfordítások és a kibocsátási koefficiensek, faktorok és váltószámok ismerete szükséges. A kibocsátási faktorok és váltószámok Edwards et al. (2017) az Európai Bizottság Közös Kutatóközpontja (Joint Research Centre – JRC) által közzétett jelentéséből származnak. A 2014-2018 közötti évek regionális hozamai és ráfordításai, valamint az inputanyag-felhasználásai az Agrárközgazdasági Intézet (AKI) által működtetett Tesztüzemi Információs Rendszer (FADN) adatbázisából, valamint az ENSZ Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Szervezetének (FAO) statisztikai adatbázisából átvett adatok súlyozott átlagai. A súlyozáshoz a Központi Statisztikai Hivatal (KSH) 2013. évi Gazdaságszerkezeti Összeírásának (GSZÖ), valamint 2016. évi Általános Mezőgazdasági Összeírásának (ÁMÖ) eredményeit használtam. Az adatbázisban szereplő kiugró értékeket trimmeléssel távolítottam el. Ennek eredményeként az összesített (saját + idegen gépi) üzemanyag-felhasználás szerint sorba rendezett üzemek adatsor elejéről és végéről 6,6 százalékot, míg a nitrogénfelhasználás szerint rangsorolt üzemek esetében az adatsor felső és alsó 2,9 százalékát szűrtem ki. A statisztikai módszer alkalmazásával kiküszöbölhetők az általános szakmai gyakorlattól eltérő és a jogszabályi előírásoknak (pl. a Tanács 91/676/EGK

irányelve, azaz a „Nitrát-direktíva”) meg nem felelő értékek. A gazdaságok körének ily módon történő szűkítése után az átlaghozamban és az átlagos nitrogénfelhasználásban ±1 százalékpontnyi eltérést mutattam ki a kiindulási adatokhoz képest. A szűkítés a további számítást érdemben nem befolyásolta.

3.5.2. Üzemanyag-felhasználás

Az üzemanyagok felhasznált mennyiségére vonatkozóan közvetlen információ csak részlegesen nyerhető ki az AKI FADN adatgyűjtéséből. Az üzemek saját üzemanyag-felhasználását az FADN ágazati költség- és eredményelszámolásának 6. energiafelhasználásra vonatkozó adatlapja alapján határoztam meg. Ehhez az adatlap u001 (benzinfelhasználás, liter) és u003 (gázolaj-felhasználás, liter) soraihoz kapcsolódó 11. (összes felhasználás) oszlop adatait használtam. A kalkuláció során az üzemek mezőgazdasági területre jutó összes saját üzemanyag-felhasználásából indultam ki, ennek átlagát vetítettem egy hektár kukoricaterületre.

Az üzemek által igénybe vett szolgáltatások üzemanyag-felhasználását az ágazati költség- és eredményelszámolás 8., az ágazat által igénybe vett idegen gépi szolgáltatások költségeire vonatkozó adatlap és a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem (MATE) jogelődjének, a Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ Mezőgazdasági és Gépesítési Intézetének (NAIK MGI) magyarországi mezőgazdasági gépi munkák költségeiről publikált adatai (NAIK MGI, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018) alapján határoztam meg. Hektáronkénti átlagos üzemanyagköltségnek a NAIK MGI műveletenkénti üzemeltetési költségei közül a szántás (27-32 cm + elmunkálás); a magágykészítés kombinált géppel; a kukoricavetés; a felületpermetezés szántón; az

állománypermetezés szántón; a soros, sávos vegyszeres gyomirtás szántón; a műtrágyaszórás táblán töltve; a szervestrágya-szórás tábla szélétől (azokban az esetekben, ahol az FADN-ben fel volt tüntetve a felhasználás); a szállítás szilárd burkolatú úton 20 km-re vetítve (költségek 20 százaléka); a szállítás földúton és táblán 20 km-re vetítve (költségek 80 százaléka); a kukorica morzsolt betakarítás (5 tonna/hektár) és a kukorica morzsolt betakarítás (8 tonna/hektár) sorokhoz tartozó hajtó- és kenőanyag-költségoszlopok általános forgalmi adóval növelt értékének 95 százalékát (5 százalék kenőanyag-felhasználást levonva) vettem. Az így kapott átlagköltségek és a hivatalos gázolajárak hányadosa adta az igénybe vett szolgáltatások egy hektárra vetített átlagos üzemanyag-felhasználását azon üzemeknél, amelyeknél az ágazati költség- és eredményelszámolás 8. adatlapjának 3. oszlopában (terület: hektár) szereplő érték nagyobb volt, mint nulla (8. táblázat, 215. oldal).

3.5.3. Műtrágya-felhasználás

A műtrágyák felhasználásáról az FADN 2011-től részletes adatokat gyűjt. A rendelkezésre álló adatok visszatükrözik a KSH által jelentett regionális műtrágya-felhasználás szintjét és megoszlását.

3.5.4. Növényvédőszer-felhasználás

A növényvédő szerek növényfajonkénti felhasználásáról nincs megbízható hivatalos magyarországi adat. Ezért a FAO Magyarországra vonatkozó, egy hektár mezőgazdasági területre vetített éves növényvédőszer-felhasználási adataira támaszkodtam. A FAO adatait az FADN 9/T., az ágazat műtrágya és növényvédőszer-felhasználására vonatkozó adatlapjának t655 (összes növényvédőszer-felhasználás, Ft) sorában szereplő, egy hektár kukoricaterületre vetített

költséggel súlyoztam. Az így kapott értékek reprezentálják az üzemek egy hektárra vetített növényvédőszer-felhasználását.

3.5.5. Vetőmag-felhasználás

A vetőmagok mennyiségének meghatározásához is kombinált módszerre volt szükség. Az FADN adatbázisában rendelkezésre áll az egyes növények termesztésénél elszámolt vetőmagköltség (FADN: 9/A Növénytermesztés, a635 sor). A vetőmagköltséget a vetőmagok Vetőmagszövetségtől megkért éves átlagáraival osztottam, így kaptam meg a gazdaságok által felhasznált vetőmagmennyiséget. Az eredményeket a fajtaleírásokkal, a szakmai ajánlásokkal, a fajta-összehasonlító kísérletek és a szakirodalmi adatokkal összevetve validáltam (Caussade, 2018; Bayer, 2021; Syngenta, 2021; NÉBIH, 2021).

3.5.6. Talajművelésből származó dinitrogén-oxid-kibocsátás

A talajművelés hatásaként a talajból származó dinitrogén-oxid-kibocsátás számításához a regionális hozamadatokat, a nitrogénműtrágya és a szervestrágya nitrogéntartalmának mennyiségét használtam. A szervestrágya mennyiségét a kijuttatott szerves trágya költségének (FADN: 9/A Növénytermesztés, a765 sor) és egy tonna szerves trágya, kijuttatási költséggel növelt beszerzési értékének hányadosa adta (Ladányi és Szűcs, 2017). Hatóanyagtartalmát a Ladányi és Szűcs (2017) által alkalmazott módszerrel határoztam meg. A növénytermesztés „módjánál” száraz jellegű gazdálkodást állítottam be paraméterként, mivel az öntözött körülmények között termesztett szemes kukorica vetésterülete elhanyagolható hazánkban.

3.5.7. Szárítás során felhasznált energia

A szárítási költségek megállapításához a hazai szemestermény-szárító géppark összetételét vizsgáló szakirodalmakat és az FADN adatait használtam, mivel a hazai terménynszárítók energiafelhasználására nincs megbízható hivatalos magyarországi adat. Herdovics és Csermely (2003), valamint Kerekes és Antal (2019) alapján 10 százalék vízelvonás költsége tonnánként hozzávetőleg 2600 forint, ami 13,9 m^3 földgáz felhasználásával egyenértékű. A szárítás során felhasznált földgáz mennyiségét az egy tonnára vetített szárítási költség (FADN: 9/A Növénytermesztés, a744 sor) és a 10 százalék vízelvonáshoz felhasznált földgáz költségének hányadosa adta (2600 Ft = 13,9 m^3).

3.6. Az alkalmazott statisztikai és térinformatikai módszerek bemutatása

3.6.1. A komplex talajművelési kísérlet kiértékeléséhez használt statisztikai módszerek

A statisztikai kiértékeléshez az R statisztikai szoftver (R Core Team, 2020) 'rcompanion' kiegészítő csomagját használtam (Mangiafico, 2021). A program segítségével a környezeti tényezők (talajhőmérséklet, talajnedvesség-tartalom, levegő-hőmérséklet, páratartalom, légnyomás) és a növényi növekedés indikátoraként használt Normalizált Vegetációs Index (NDVI) összehasonlítását szóráshomogenitásának ellenőrzése után (Levene, 1960) kétmintás Student-féle t-próbával hasonlítottam össze $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten.

Az egyes zónák vegetációs időszaki szén-dioxid-emissziója a havi mérésekre illesztett lineáris modellek (4) interpolációjával (5) került

kiszámításra úgy, hogy a napon belüli szén-dioxid-kibocsátás szignifikáns ingadozását a szántóföldi mérések alapján nem feltételeztem (32. táblázat, 272. oldal). A függvény alatti terület értékét, azaz az összesített CO_2-emissziót az egész vegetációs időszakban integrálással (6) számítottam ki mind a négy terepen elvégzett ismétlésre az alábbiak szerint:

a) havi interpolációs függvény:

$$y_i(x) = \alpha_i + \beta_i \cdot x \tag{4}$$

ahol:

$$i = honap_{k+1} - \ honap_k$$

$$k \in \{1,2,3,\dots,n\} \quad n - honapok\ szama$$

$$x \in \{1,2,3,\dots,30\} \quad napok$$

b) vegetációs időszaki interpolációs függvény:

$$y(x) = \sum_{i=1}^{n-1} y_i(x) = \sum_{i=1}^{n-1} \alpha_i + \beta_i \cdot x \tag{5}$$

c) vegetációs időszaki emisszió:

$$szén - dioxid - emisszió_{vegetációs\ időszak} = \int_{1}^{(n-1)\cdot 30} y(x)\, dx$$

$$= \int_{1}^{(n-1)\cdot 30} \sum_{i=1}^{n-1} y_i(x)\, dx = \tag{6}$$

$$\sum_{i=1}^{n-1} \int_{1}^{30} y_i(x)\, dx = \sum_{i=1}^{n-1} \int_{1}^{30} (\alpha_i + \beta_i \cdot x)\, dx$$

Az így a vegetációs időszakra kimutatott zónák szerinti emissziós értékek képezték a kezelések összehasonlításának alapját. Ezt követően a kezeléspárok összehasonlítását kétmintás Student-féle t-próbával hasonlítottam össze $p \leq 0{,}05$ szignifikanciaszinten. A lejtőhatás eredményeként, a kezelésekben meglévő szignifikáns különbségek kimutatásához egytényezős varianciaelemzést (ANOVA), Tukey-féle HSD post-hoc teszttel kiegészítve alkalmaztam a mintasokaságok átlagainak $p \leq 0{,}05$ szignifikanciaszinten történő összehasonlításának céljából (Fisher, 1925). A szántás időbeli és mennyiségi hatásának kiszámítását lineáris regresszió segítségével határoztam meg az elvégzett három mérési ismétlésre vetítve a következők alapján (7):

$$em.debt = \frac{t \cdot h_t}{2} \qquad (7)$$

ahol:

em.debt = emissziós többlet (g m^{-2} min^{-1})

t = idő [min]

$h_t = CO_2^{\text{szántás után}} - CO_2^{\text{szántás előtt}}$

A geofólia és a természetes közegben mért szén-dioxid-kibocsátások közötti szignifikáns eltérések kimutatását kétmintás Student-féle t-próbával végeztem el, $p \leq 0{,}01$ (1%), $p \leq 0{,}05$ (5%) és $p \leq 0{,}10$ (10%) szignifikanciaszinteken.

A főkomponens-analízist (Principal Component Analysis, PCA) a nagyszámú független változó dimenziója csökkentésének és értelmezhetőségének javítása érdekében alkalmaztam úgy, hogy megkönnyítsem a minták elválasztásának vizuális vizsgálatát a kétdimenziós ordinációs térben (Pearson, 1901; Hotelling 1933). Sharma (1996) eredményei alapján az 1-nél nagyobb sajátértékkel

rendelkező főkomponenseket választottam ki értelmezésre és további elemzésre, mivel ezek magyarázzák az egyes zónák talajtulajdonságaiban meglévő varianciák jelentős részét. A főkomponens-analízis eredményeként kialakított főkomponensértékeket és azok tartalmi elemeit kétdimenziós ordinációs térben ábrázoltam. A kapott összefüggésekre támaszkodva többtényezős nemlineáris regressziós modelleket alakítottam ki annak érdekében, hogy meghatározzam, mely tényezők befolyásolták szignifikánsan a szén-dioxid-kibocsátást.

3.6.2. A laboratóriumi kísérlet kiértékeléséhez használt statisztikai módszerek

A statisztikai kiértékeléshez a Microsoft Excel (2021) program Data Analysis Toolpak beépülő modulját használtam. Első lépésben a talajok szén-dioxid-kibocsátására, az összes szerves széntartalmára és a penetrációs ellenállására vonatkozó minták szóráshomogenitásának ellenőrzése után kétmintás Student-féle t-próbát, valamint egytényezős varianciaelemzést (ANOVA), kiegészítve Tukey-féle HSD post-hoc teszttel, végeztem a mintasokaságok átlagainak $p \leq 0{,}05$ szignifikanciaszinten történő összehasonlításának céljából. Második lépésben a talajok átlag szén-dioxid-kibocsátása és a folytonos változók közötti kapcsolat összehasonlítására Pearson-féle korrelációelemzést végeztem el. Harmadik lépésben a folytonos változók között meglévő multikollinearitást ellenőriztem (Kutner et al., 2004):

$$VIF = \frac{1}{1-R^2_{adj}} \tag{8}$$

ahol VIF a változók variancia növekedési tényezője, az R^2_{adj} a független változók magyarázó ereje a modellben (8).

Negyedik lépésben többszörös lineáris regresszióelemzést hajtottam végre a független (CO_2-emisszió) és a függő változók (talaj és környezeti változók) évek és talajművelések szerinti átlagértékei között annak érdekében, hogy megvizsgáljam, mely változók magyarázzák leginkább a talajok CO_2-kibocsátását (Sellam és Poovammal, 2016). A modellből azon változók, amelyek minimum p=0,1 szinten nem voltak szignifikánsak, eltávolításra kerültek. Ötödik lépésben, a modellek predikciós pontosságának ellenőrzésére ex post elemzést végeztem az alábbi tényezők megállapításával (Niazian et al., 2018; Piekutowska et al., 2021):

RAE – relatív közelítési hiba (9);

$$RAE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(y_i)^2}} \tag{9}$$

RMSE – átlagos négyzetgyökhiba (10);

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)^2}{n}} \tag{10}$$

MAE – hibák abszolút értékének átlaga (11);

$$MAE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\lfloor y_i - \hat{y}_i \rfloor \tag{11}$$

MAPE – átlagos abszolút százalékos hiba (12);

$$MAPE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left\lfloor \frac{y_i - \hat{y}_i}{\hat{y}_i} \right\rfloor \times 100\% \tag{12}$$

ahol:

n – megfigyelések száma,
y_i – mért értékek,
$\hat{y}$ – modell által meghatározott értékek.

3.6.3. A szén-dioxid-koncentráció és egyéb környezeti tényezők nyomon követésére fejlesztett mérőrendszer szenzorainak mérési pontosságellenőrzéséhez használt statisztikai módszerek

3.6.3.1. A talajnedvesség-szenzor

A statisztikai kiértékeléshez az R statisztikai szoftver (R Core Team, 2020) 'rcompanion' kiegészítő csomagját használtam (Mangiafico, 2021). A szenzoros mérést követően az adatokat megtisztítottam. Első lépésben a szenzor előmelegedési idejében (10 másodperc) rögzített adatokat eltávolítottam az adatbázisból, mivel ez megnövelte a mérési bizonytalanságot. Második lépésben a talajtextúrák szerint végzett szenzoros mérés öt ismétlését átlagoltam, és az így előállított aggregált érték nyújtott információt a szenzor viselkedéséről. Harmadik lépésben a szenzor által mért aggregált ADC-értékeket feleltettem meg a gravimetrikus módszerrel meghatározott aktuális (6. táblázat) nedvességtartalommal. Az adatokban megfigyelhető varianciát a talajtextúra (i), a szenzor (ii), a nedvességszint (iii), valamint a minták heterogenitása okozták. A szenzorok mérési pontosságának ellenőrzésénél a talajtextúrát (i) és a szenzorokból eredő változékonyságot (ii) értékeltem jelentősnek, ezért az elemzést ezek figyelembevétele mellett hajtottam végre. Ennek megfelelően az ismételhetőségi (*Repeatability*) és reprodukálhatósági (*Reproducibility*) (R&R) vizsgálatot tartomány- és átlagmódszerrel (*range and mean method*) végeztem (Tsai, 1988; Rosenbaum et al., 2010). Az elemzés során három modellt (lineáris, polinomiális és exponenciális) alkalmaztam a szenzorok mérési pontosságának ellenőrzéséhez:

Lineáris modell - $GWC(\%) = a + b \times ADC$

Polinomiális modell - $GWC(\%) = a + b \times ADC + c \times ADC^2 + d \times ADC^3$

Exponenciális modell - $GWC(\%) = e^{a+b \times \mathrm{ADC}}$

A legjobban illeszkedő modell kiválasztásának kritériumai a magas determinációs együttható (R^2) és az átlagos négyzetes hiba négyzetgyöke (RMSE) voltak. A mérési bizonytalanságot a maradékok abszolút értékének maximumaként (ε = maximum *absolute value of residuals*) határoztam meg (Lehto et al., 2017).

3.6.3.2. A talaj- és levegőhőmérséklet-szenzor

A statisztikai kiértékeléshez a Microsoft Excel (2016) programot használtam. Első lépésben a mérési pont (az adott kalibrációs hőmérséklet) eléréséig eltelt időben rögzített adatokat kiszűrtem, majd a mérési pont elérését követő adatsorból 1500 adatot használtam fel a további elemzéshez. Második lépésben az így keletkező adatsorok szenzoronkénti átlagát (DS18B20, AM2302 DHT22) és szórását, a referenciaszenzor (Testo 175T2) átlagától való eltérését, a mérési terjedelmet és az átlagos eltérést számoltam ki a szenzorok mérési tulajdonságainak jellemzésére. Harmadik lépésben meghatároztam a szenzor által mért érték és referenciaérték lineáris regressziós egyenletét és annak determinációs együtthatóját, átlagos négyzetes hiba négyzetgyökét (RMSE) az alábbi képlettel:

RMSE – átlagos négyzetgyök hiba (13);

$$\mathrm{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)^2}{n}} \qquad (13)$$

ahol:

n – megfigyelések száma,

y_i – mért értékek,

$\hat{y}$ – modell által meghatározott értékek.

A kialakított modellek értékeléséhez meghatározásra került a prediktált érték standard hibája (s):

s – prediktált értékek standard hibája (14);

$$s = \sqrt{\frac{\sum(y-\hat{y})^2}{n-1}} \tag{14}$$

ahol:

n – megfigyelések száma,

y – függő változók,

$\hat{y}$ – prediktált értékek.

A prediktált értékek mérési pontokon megfigyelhető bizonytalanságának kiszámítását az alábbiak szerint végeztem el:

1. Prediktált értékek meghatározása – x_{pred} (15);

$$x_{pred} = \frac{y_{obs}-b_o}{b_1} \tag{15}$$

2. A prediktált érték szórása – $s(y_c)$ (16);

$$s(y_c) = s\sqrt{\frac{1}{p}+\frac{1}{n}+\frac{(x_{pred}-\bar{\bar{x}})^2}{\sum(x_i^2)-\frac{\sum(x_i)^2}{n}}} \tag{16}$$

3. A prediktált értékek varianciája – $Var(x_{pred})$ (17);

$$Var(x_{pred}) = \left[\frac{s(y_c)}{b_1}\right]^2 \tag{17}$$

4. A prediktált értékek bizonytalansága – $u(x_{pred})$ (18);

$$u(x_{pred}) = \frac{s(y_c)}{b_1} \tag{18}$$

ahol:

x_{pred} – prediktált érték,

y_{obs} – megfigyelt érték,

b_o és b_1 – a lineáris regressziós modell elemei ($y = b_0 + b_1x$)

p – predikcióhoz szükséges mérések száma

n – kalibrációs modellhez szükséges összes mérések száma

$\bar{\bar{x}}$ – mért értékek átlaga

x_i – mért értékek.

A legjobban illeszkedő modell kiválasztásának kritériumai a magas determinációs együttható (R^2) és az átlagos négyzetes hiba négyzetgyöke (RMSE) voltak.

3.6.3.3. A szén-dioxid-szenzor

A statisztikai kiértékeléshez a Microsoft Excel (2016) programot használtam. A mérés során keletkező adatokat megtisztítottam. Az első két percben rögzített adatokat töröltem, mivel ennyi idő volt szükséges ahhoz, hogy a szenzor elérje a megfelelő működési állapotot. A keletkező adatsorok szenzoronkénti (SKU:SEN0220) átlaga és szórása, a referenciaszenzor (GasAlertMicro5, Testo 440 Bluetooth CO_2 szett) átlagától való eltérése, a mérési terjedelme és az átlagos eltérés került meghatározásra. Ezt követően meghatároztam a szenzor által mért érték és referenciaérték lineáris regressziós egyenletét és annak determinációs együtthatóját. A kialakított modell pontosságának értékeléséhez kiszámoltam a modell átlagos négyzetes hiba négyzetgyökét (RMSE). A szenzor mérési pontosságát legjobban leíró modell kiválasztásának kritériumai a magas determinációs együttható (R^2) és az átlagos négyzetes hiba négyzetgyöke (RMSE) voltak. A prediktált értékek mérési pontokon megfigyelhető bizonytalanságát a talaj és levegő-hőmérsékletnél bemutatott módon számoltam ki.

3.6.4. Az adatok térinformatikai és grafikai megjelenítéséhez használt programok

Az adatok térinformatikai megjelenítéséhez a QGIS 3.22.9 'Białowieża' verzióját, míg az adatok és információk grafikai megjelenítéshez az R statisztikai szoftvert használtam. A 4. Eredmények és Értékelésük című fejezetben szereplő ábrák és táblázatok a 10. Mellékletek című fejezetben találhatók, azok jó minőségben történő grafikai megjelenítése érdekében.

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

4.1. A szemeskukorica-termesztés üvegházhatásúgáz-kibocsátásának regionális szintű elemzésének az eredménye

A magyarországi szemeskukorica-termesztő gazdálkodások hatóanyagban kifejezve átlagosan 77,6 kilogramm nitrogén (N) műtrágyát használtak fel hektáronként a 2014-2018. évek átlagában (9. táblázat, 216. oldal). A legmagasabb nitrogénfelhasználást (120,5 kg/ha) Dél-Dunántúlon, míg a legalacsonyabb felhasználást (59,3 kg/ha) Közép-Magyarországon azonosítottam. Ezzel szemben a foszfor (P_2O_5), kálium (K_2O) és kalcium (CaO) tartalmú műtrágyák felhasználása jóval elmaradt a N-műtrágya felhasználásától. A foszfortartalmú műtrágyákból 16,3 kg, a káliumtartalmú műtrágyákból 17,4 kg míg a kalciumtartalmú műtrágyákból 0,9 kg mennyiséget juttattak ki a gazdálkodók átlagosan egy hektár szemes kukorica vetésterületére. E műtrágyákból a Nyugat-Dunántúl és a Dél-Dunántúl régiókban gazdálkodók használtak fel a legtöbbet, míg a legkevesebbet az Észak-Alföldön. A szemeskukorica-vetőmag átlagos felhasználása 27,3 kg volt hektáronként Magyarországon. A legtöbb Közép-Dunántúlon (30,6 kg/ha), míg a legkevesebb Észak-Magyarországon (22,1 kg/ha) került felhasználásra. Állati trágya kijuttatásából származó N-hatóanyag tartalmának átlagos mennyisége 5,1 kg/ha volt Magyarországon. A talajművelés hatására kibocsátott dinitrogén-oxid átlagos mennyisége hektáronként 2,4 kg volt. A hazai gazdálkodók átlagos növényvédőszer-felhasználása 1,9 kg/ha volt. Az üzemanyag-felhasználás átlagos mennyisége 122,3 l/ha volt Magyarországon, a

legnagyobb (Dél-Dunántúl – 134,1 l/ha) és a legalacsonyabb (Közép-Magyarország – 112,6 l/ha) üzemanyag-felhasználással rendelkező régiók között 16 százalékos eltérést mutattam ki. A betárolási nedvességtartalom eléréséhez szükséges energia felhasználása - nagy volatilitás mellett - átlagosan 372,7 MJ/ha.

Az inputanyag-felhasználásokra alapozott és egy hektárra vetített regionális üvegházhatású gázok (ÜHG) kibocsátása szén-dioxid-egyenértékben (CO_{2eq}) kifejezve hektáronként 1677,9 kg CO_2 (16,5 gCO_{2eq}/MJ_{etanol}), ami jelentős eltérés mutatott az egyes régiók között (9. táblázat). A legalacsonyabb kibocsátással (1525,7 kg CO_2eq/ha; 17,2 g CO_{2eq}/MJ_{etanol}) rendelkező régió a Közép-Magyarország régió volt, ezt követte az Észak-Magyarország (1556,6 kg CO_2eq/ha; 17,2 g CO_{2eq}/MJ_{etanol}), Dél-Alföld (1562,7 kg CO_2eq/ha; 16,0 g CO_{2eq}/MJ_{etanol}), az Észak-Alföld (1737,8 kg CO_2eq/ha; 16,8 g CO_{2eq}/MJ_{etanol}), a Közép-Dunántúl (1793,7 kg CO_2eq/ha; 16,7 g CO_{2eq}/MJ_{etanol}), a Nyugat-Dunántúl (1866,3 kg CO_2eq/ha; 17,3 g CO_{2eq}/MJ_{etanol}) és a Dél-Dunántúl (1951,4 kg CO_2eq/ha; 16,7 g CO_{2eq}/MJ_{etanol}) (26. ábra, 217. oldal). A dunántúli régiókra jellemző magasabb kibocsátási értékek egyrészt a kimondottan jó termőképességű és ezeken a területeken alkalmazott nagyobb műtrágyadózisokkal, másrészt a régióra jellemző vályog és agyagos vályog fizikai textúrájú talajok műveléséhez szükséges megnövekedett vonóerőigényből fakadó többletüzemanyag-fogyasztással magyarázhatók. Különös tekintettel a Dél-Dunántúl régióra, hiszen a régió a kevésbé nitrátérzékeny területekhez tartozik, így itt a gazdálkodók magasabb N-felhasználása erre vezethető vissza. A kapott eredmény alapján megállapítható, hogy a regionális kibocsátási értékek

a 2018/2001 irányelv (RED II irányelv), V. melléklet, D pontjában foglalt termelésre vonatkozó, diszaggregált alapértelmezett ÜHG-kibocsátási értékeinél (25,5 g CO_{2eq}/MJ_{etanol}) alacsonyabbak, így a kukorica, mint bioetanol-alapanyag termelése továbbra is fenntarthatónak minősül.

4.2. A környezeti tényezők nyomon követésére kialakított mérőrendszer szenzorainak mérési pontosság-ellenőrzésének eredménye

4.2.1. Talajnedvesség szenzor mérési pontossága

4.2.1.1. A szenzorok mérési értékei

A 10. táblázat (218. oldal) a szenzorok által mért ADC-értékek leíró statisztikáját mutatja be az eltérő talajnedvességi (GWC) szinteken. Megállapítható, hogy a három érzékelő által mért értékek tartománya talajtípusonként a 13 különböző mérési időpontban eltérő volt. A 2-es számú szenzor mérte a legalacsonyabb értéket, a 3-as számú a legmagasabbat, míg az 1-es számú az előző két szenzor közötti értéket mutatott minden talajnedvességi szintnél. Az értékek szórását (SD) nagymértékben befolyásolta az eltérő talajtextúra. Az 1-es és 3-as számú szenzor esetében a legnagyobb szórást 21,75 százalékos talajnedvességi (GWC) szintnél mértem agyagos vályog talajtextúrán, míg a 2-es számú szenzor az agyagos vályog és homokos vályog textúrájú talajok magasabb (Q3, Max) talajnedvességszintjeinél mutatott nagyobb szórást.

4.2.1.2. Ismételhetőségi és reprodukálhatósági vizsgálat

Megfigyelhető, hogy a mérések ismétléséből fakadó hiba az agyagos vályog (S1) és a homokos vályog (S2) textúrájú talajoknál az eltérések

mindössze 24 százalékát okozta, míg az iszapos vályog (S3) esetében az ismétlés a variancia 42 százalékáért felelt (11. táblázat, 218. oldal). Átlagosan az 1. számú szenzor ADC-terjedelme volt a legmagasabb 33,54 agyagos vályogban és 30,69 homokos vályogban, valamint 21,13 iszapos vályogban. Ennek alapján megállapítható, hogy az ismételhetőségből eredő hiba elhanyagolható. A reprodukálhatóságból eredő mérési hiba ezzel szemben jelentős. Az agyagos vályog és homokos vályog textúrájú talajoknál 76 százalék, míg az iszapos vályog fizikai talajféleségű talajnál 58 százalék. Ezen eredmények előrevetítik, hogy a szenzorok által mért értékek között szignifikáns eltérés lesz.

4.2.1.3. A szenzorok mérési pontosságának együttes ellenőrzése eltérő talajtextúrákon

Szignifikáns eltérést találtam az eltérő talajtextúrákon végzett mérések reprodukálhatóságában (11. táblázat, 218. oldal), valamint a mért értékek között jelentős eltérést mutattam ki (10. táblázat, 218. oldal) a különböző talajnedvességszinteknél. Ezen információk ugyan előrevetítették a szenzorok talajtextúra szerinti mérési pontosság-ellenőrzését, de ennek bizonyítására minden talajtípusra standard mérési pontosság-ellenőrzést végeztem.

A legmagasabb determinációs együtthatót és a legalacsonyabb RMSE-t a polinomiális modellnél mutattam ki minden egyes talajtextúránál. Agyagos vályog esetében a modell a variancia 89 százalékát magyarázta, 3,11 (GWC%) RMSE mellett. Homokos vályogban a determinációs együttható (R^2) 0,81, az RMSE 3,46 (%). Az iszapos vályog esetében a modell a variancia 85 százalékát magyarázta, de a legalacsonyabb RMSE (2,73%) itt volt kimutatható (12. táblázat, 219. oldal). A kialakított modellek minden kalibrációs függvény esetében

szignifikánsak ($p \leq 0,05$) voltak. Figyelembe véve a szenzorok közötti variabilitás mértékét beigazolódott az egyes szenzorok talajtextúra szerinti mérési pontosság-ellenőrzésének szükségessége.

4.2.1.4. A szenzorok szerinti mérési pontosság-ellenőrzés eltérő talajtextúrán

A talajtextúra- és szenzorspecifikus mérési pontosságellenőrzés eredményeit a 13. táblázat (220. oldal) mutatja be. A vizsgálat eredményei alapján megállapítható, hogy az így kialakított modellek erőssége javult, míg az RMSE értéke csökkent minden talajtextúránál.

Az agyagos vályog textúránál mind a három szenzor esetében a polinomiális modell adta a legnagyobb determinációs együtthatót (R^2 0,96 és 0,97 között változott) és a legkisebb RMSE-értéket (1,68 és 1,96 között változott).

Homokos vályog esetén is a polinomiális függvény írta le legjobban a szenzorok mérési tulajdonságát, de a modellek RMSE-értéke nagyobb volt az agyagos vályog talajtextúrára kifejlesztett modellekhez képest. A kidolgozott modellek determinációs együtthatója minden esetben 0,89 volt. Az RMSE enyhe eltérést mutatott a szenzorok között, 2,59 és 2,67 között változott.

Az iszapos vályog esetében a legjobb eredményeket a polinomiális és az exponenciális függvények adták. A kifejlesztett modellek determinációs együtthatója 0,92 és 0,96 között mozgott, de a modellek R^2-értéke szenzoronként azonos volt. A polinomiális és az exponenciális függvények esetében az RMSE-értékek közel azonosak voltak, 1,38 és 1,92 között mozogtak. A kialakított modellek minden kalibrációs függvény esetében szignifikánsnak ($p \leq 0,05$) bizonyultak.

A kialakított modellek segítségével (13. táblázat, 220. oldal) prediktálásra került a 8 mérési ponthoz tartozó nedvességtartalom és a mérési bizonytalanság (14. táblázat, 221. oldal) a kísérleti táblákra jellemző talajtextúrára (S3. – iszapos vályog). Ennek alapján megállapítható, hogy a legnagyobb mérési bizonytalanságot az 1. számú szenzornál mutatható ki. A modell által prediktált nedvességtartalom-érték a 14,5 százalékos mérési ponton 5,21 százalékponttal mutatott ki alacsonyabb talajnedvességet. A 2. számú szenzor esetében a legnagyobb mérési bizonytalanságot 5,9 százalékos talajnedvességnél mutattam ki, ahol a prediktált érték átlagosan 3,6 százalékponttal volt magasabb. A 3. szenzornál a prediktált értékek mérési bizonytalansága egyik esetben sem haladta meg a 3 százalékpontot (Kulmány et al., 2022b).

Az eredmények alapján a 2. és 3. számú szenzort választottam ki a szántóföldi kísérlethez, mivel ezen szenzorok képesek a legpontosabb talajnedvesség-tartalom meghatározására (13. és 14. táblázat, 220. és 221. oldal).

4.2.2. Talajhőmérséklet-szenzor mérési pontossága

4.2.2.1. A szenzorok mérési értékei

A szenzorok által mért talajhőmérséklet-értékek eltérését a referencia-mérőműszer által rögzített értékektől a 15. táblázat (222. oldal) tartalmazza. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a hat referenciaponton a szenzorok által mért talajhőmérséklet-értékek átlagai egyik esetben sem tértek el szignifikánsan ($p \leq 0,05$) egymástól. Általánosan megállapítható, hogy a 2. és a 4. számú szenzoroknál mutattam ki a legnagyobb eltérést (Δ átlag) a referenciaszenzorhoz

képest. A mérések során három esetben detektáltam a gyártó által meghatározott ±0,5 °C-nál nagyobb eltérését. A 38,9 °C-on, a 2. számú szenzor által rögzített átlaghőmérséklet 0,60 °C-kal volt magasabb a referenciaszenzor értékéhez képest. A 4. számú szenzor 30,2 °C-on átlagosan 0,63 °C-kal kevesebbet, míg 14,6 °C-on átlagosan 0,51 °C-kal magasabb hőmérsékletet mért a Testo175T2 mérőműszernél. A szenzorok által mért talajhőmérséklet-értékek a legnagyobb mértékben a 24,8 °C-os mérési pontnál szóródtak, ahol az 1. és 3. számú szenzor szórása 0,27 °C, a 2. számú szenzor szórása 0,26 °C míg a 4. számú szenzor szórása 0,22 °C. A legnagyobb mérési terjedelmet 38,9 °C-on mutattam ki, ahol a 3. és 4. számú szenzor mérési intervalluma 0,38 °C, a 2. számú szenzornál 0,5 °C, míg az 1. számú szenzornál 0,22 °C volt.

4.2.2.2. A szenzorok mérési pontosságának ellenőrzése

A talajhőmérséklet-szenzorok mérési tulajdonságát leíró lineáris modelleket a 16. táblázat (223. oldal) mutatja. A DS18B20 típusú szenzorok mérési pontosságának megállapítására kialakított modellek mind a négy szenzor esetében szignifikánsnak bizonyultak ($p \leq 0,05$). Megállapítható, hogy az 1. és a 3. számú szenzoroknál kialakított lineáris modelleknek van a legkisebb átlagos négyzetes hiba négyzetgyökértéke (RMSE) és a legnagyobb determinációs együtthatója (R^2). Az 1. számú szenzor esetében a determinációs együttható 0,9995, az RMSE 0,1044 °C. A 3. számú szenzornál a modell a variancia 99 százalékát magyarázza és az RMSE 0,0316 °C. A 2. és 4. számú szenzor determinációs együtthatója 0,9994, az átlagos négyzetes hiba négyzetgyöke 0,3222 °C a 2., és 0,3452 °C a 4. számú szenzor esetében. Az 1. és 3. számú szenzoroknál kialakított modellek

standard hibája a legalacsonyabb, 0,1201 és 0,0349, míg a 2. és 4. számú modellek standard hibája 0,3566 és 0,3718.

A modellek felhasználásával prediktált talajhőmérséklet-értékeket és a hozzá tartozó mérési bizonytalanságot a 17. táblázat (224. oldal) mutatja be. A kialakított modellek felhasználásával a szenzorok mérési pontossága javult. A 15. táblázatban (222. oldal) megfigyelhető ±0,5 °C feletti eltérések megszűntek, a szenzorok mérési bizonytalansága ±0,13 °C körül alakult a hat mérési ponton.

Az eredmények alapján az 1. és 3. számú szenzort választottam ki a szántóföldi kísérlethez, mivel ezen szenzorok képesek a talajhőmérséklet legpontosabb meghatározására (15., 16. és 17. táblázat, 222.-224. oldal).

4.2.3. Levegőhőmérséklet-szenzor mérési pontossága

4.2.3.1. A szenzorok mérési értékei

A levegőhőmérséklet-szenzorok hat mérési ponton rögzített mérési eredményeit a 18. táblázat (225. oldal) mutatja. A mérések alapján kijelenthető, hogy a hat referenciaponton a szenzorok által mért levegő-hőmérséklet átlagértékei egyik esetben sem térnek el szignifikánsan ($p \leq 0,05$) egymástól. Általánosan megállapítható, hogy a 2. és a 3. számú szenzoroknál mutattam ki a legnagyobb eltérést a referenciaszenzorhoz képest. A mérések során három esetben detektáltam a gyártó által meghatározott ±0,5 °C-nál nagyobb eltérését. A 4,1 °C-on, az 1. számú szenzor 0,65 °C-kal, a 2. számú szenzor 0,8 °C-kal, míg a 3. számú szenzor 0,71 °C-kal rögzített magasabb átlaghőmérsékletet a referenciaszenzor értékéhez képest. A szenzorok által mért hőmérséklet-értékek a legnagyobb mértékben a 19,7 °C-os mérési

pontnál szóródtak, ahol az 1. és 3. számú szenzor szórása 0,16 °C, a 2. számú szenzor szórása 0,17 °C volt. A legnagyobb mérési terjedelmet 30,2 °C fokon mutattam ki, ahol az egyes és hármas számú szenzor mérési intervalluma 0,5 °C, míg a második számú szenzornál 0,4 °C volt.

4.2.3.2. A szenzorok mérési pontosságának ellenőrzése

A levegőhőmérséklet-szenzorok mérési tulajdonságát leíró lineáris modelleket a 19. táblázat (226. oldal) szemlélteti. Az AM2302 DHT22 típusú szenzorok mérési pontosságának megállapítására kialakított modellek mind a három szenzor esetében szignifikánsnak bizonyultak ($p \leq 0,05$). Megállapítható, hogy az 1. és a 3. számú szenzoroknál kialakított lineáris modellek rendelkeznek a legkisebb átlagos négyzetes hiba négyzetgyökértékkel (RMSE) és a legnagyobb determinációs együtthatóval (R^2). Az 1. számú szenzor esetében a determinációs együttható (R^2) 0,9999 és az RMSE 0,2642 °C. Ezzel szemben a 3. számú szenzor varianciájának 99,97 százalékát magyarázza a modell és az RMSE 0,2512 °C. A 2. számú szenzor determinációs együtthatója 0,9997, az átlagos négyzetes hiba négyzetgyöke 0,3256 °C. Az 1. és 3. számú szenzoroknál kialakított modellek standard hibája a legalacsonyabb, 0,2642 és 0,2512, míg a 2. számú modell standard hibája 0,3256.

A modellek felhasználásával prediktált levegő-hőmérséklet értékeket és a hozzá tartozó mérési bizonytalanságot a 20. táblázat (226. oldal) mutatja be. A kialakított modellek felhasználásával a szenzorok mérési pontossága javult. A 18. táblázatban (225. oldal) megfigyelhető ±0,5 °C feletti eltérések megszűntek, az 1. számú szenzor mérési bizonytalansága ±0,31 °C és 0,34 °C között változott, míg a 2. számú

szenzor mérési bizonytalansága ±0,29 °C és 0,31 °C között alakult a hat mérési ponton. A 2. számú szenzor esetében a mérési bizonytalansága ±0,39 °C és 0,41 °C között volt.

Az eredmények alapján az 1. és 3. számú szenzort választottam ki a szántóföldi kísérlethez, mivel ezen szenzorok képesek a levegő-hőmérséklet legpontosabb meghatározásra (18., 19. és 20. táblázat, 225.-226. oldal).

4.2.4. Szén-dioxid-szenzor mérési pontossága

4.2.4.1. A szenzorok mérési értékei

A szén-dioxid-szenzorok 9 mérési ponton rögzített mérési eredményeit a 21. táblázat (227. oldal) mutatja. A mérések alapján kijelenthető, hogy a szenzorok által mért szén-dioxid-koncentráció átlagértékei minden esetben szignifikánsan ($p \leq 0,05$) eltértek egymástól a 9 referenciaponton. Általánosan megállapítható, hogy a szenzorok a referenciaszenzortól való eltérése (Δ átlag) a szén-dioxid-koncentráció változásával növekszik. A mérések során minden mérési ponton a gyártó által meghatározott ±50 ppm-nél nagyobb eltérést mutattam ki. A szenzorok által mért szén-dioxid-koncentrációs értékek a legnagyobb mértékben a 4900 ppm-es mérési pontnál szóródtak, ahol az 1. számú szenzor szórása 60,75 ppm, míg a 2. számú szenzor szórása 26,35 ppm volt. A legnagyobb mérési terjedelmet 4900 ppm-en mutattam ki, ahol az 1. számú szenzor mérési intervalluma 130,7 ppm, míg a 2. számú szenzornál 68,03 ppm volt.

4.2.4.2. A szenzorok mérési pontosságának ellenőrzése

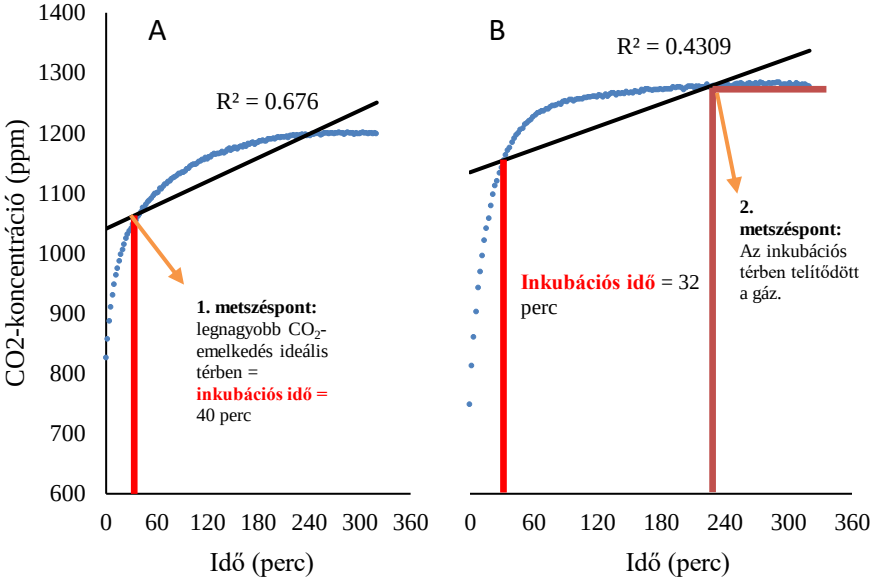
A szén-dioxid koncentrációját mérő szenzorok mérési tulajdonságát leíró lineáris modelleket a 22. táblázat (228. oldal) szemlélteti. A

SKU:SEN0220 típusú szenzorok mérési pontosságának megállapítására kialakított modellek mind a kettő szenzor estében szignifikánsnak bizonyultak ($p \leq 0,05$). Megállapítható, hogy az 1. számú szenzor esetében a determinációs együttható (R^2) 0,9999 és az RMSE 6,19 ppm. Ezzel szemben, a 2. számú szenzor varianciájának 99,99 százalékát magyarázza a kialakított lineáris modell és az RMSE 6,85 ppm. Az 1. számú szenzornál kialakított modell standard hibája 370,87 ppm, míg a 2. számú modell standard hibája 788,66 ppm.

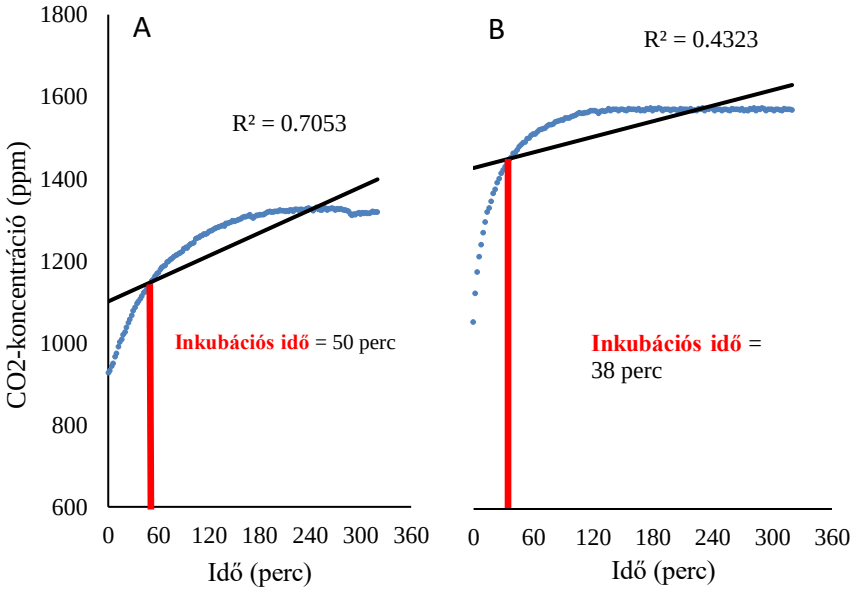
A modellek felhasználásával prediktált szén-dioxid-koncentráció értékeket és a hozzá tartozó mérési bizonytalanságot a 23. táblázat (229. oldal) mutatja be. A kialakított modellek felhasználásával a szenzorok mérési pontossága nagymértékben javult. A 21. táblázatban (227. oldal) megfigyelhető 50 ppm feletti eltérések, habár nem szűntek meg, de az 1. számú szenzor mérési bizonytalansága ±164 és 236 ppm közé redukálódott, míg a 2. számú szenzor mérési bizonytalansága ±151 és 236 ppm között alakult a kilenc mérési ponton.

4.3. A szén-dioxid-koncentráció telítődésének vizsgálata az optimális inkubációs idő meghatározása érdekében

A 27. és 28. ábra alapján megállapítható, hogy mind a forgatás nélküli, mind pedig a forgatásos talajművelésű rendszerből származó talajminták esetében 5 óra alatt öntözött és öntözetlen körülmények között is beállt a telítettség állapota az inkubációs térben. Az egyetlen különbséget az öntözés hatására bekövetkező CO_2-kibocsátás intenzitásának növekedése jelentette, amely a telítettségi szint elérésében okozott csökkenést. Jelen esetben azonban nem az emissziót befolyásoló tényezők vizsgálata volt a célom.



27. ábra: **A CO_2-koncentráció alakulása az öntözetlen (A) és öntözött (B) talajoknál, a forgatás nélküli talajművelésű tábla esetében**

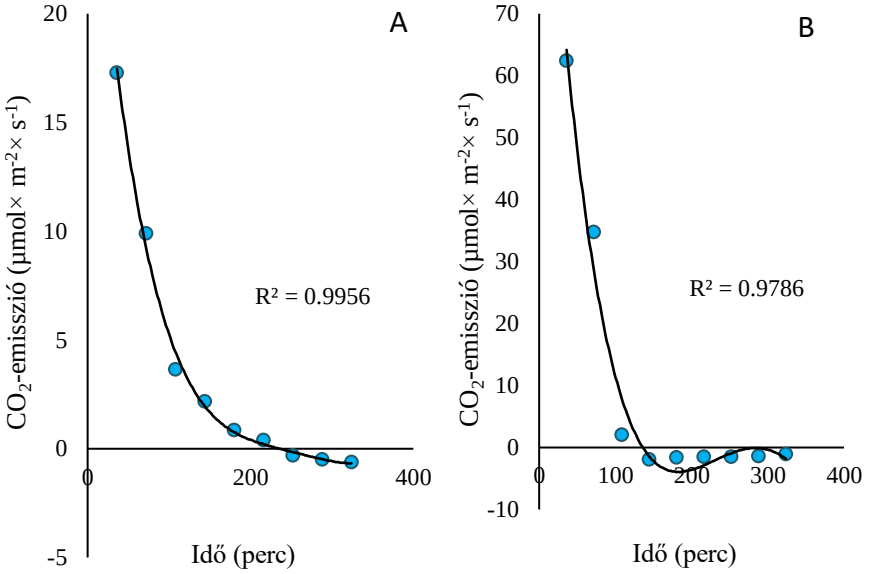


28. ábra: **A CO_2-koncentráció alakulása az öntözetlen (A) és öntözött (B) talajoszlopnál, a forgatásos talajművelésű tábla esetében**

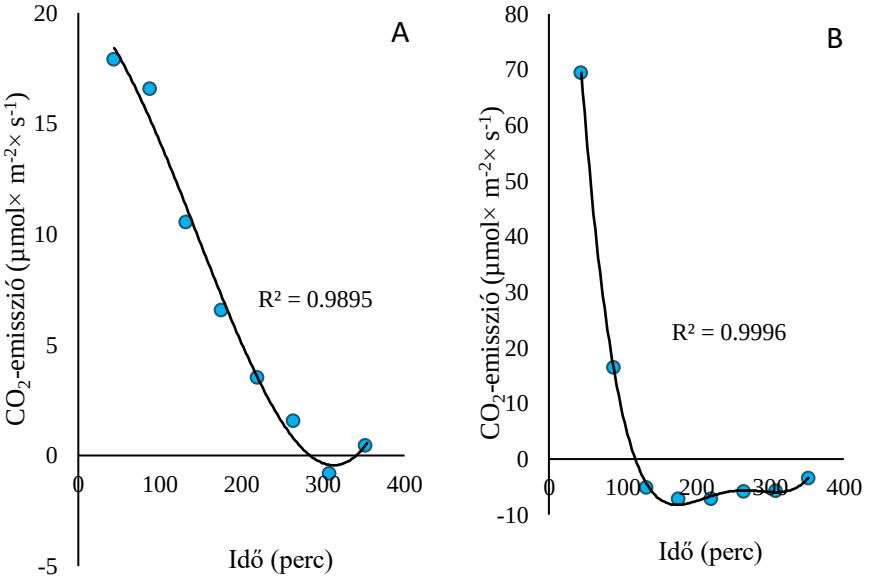
A zárt térben mért CO_2-koncentráció által kirajzolt telítettségi diagram és az arra illesztett lineáris trendvonal első metszéspontja megmutatja azt az időpillanatot (inkubációs idő), ahol a kamrán belüli szén-dioxid-koncentráció változását még nem befolyásolja a mikroklíma megváltozása. Hiszen ha egy zárt térben növekszik a gázkoncentráció, akkor az emisszió folyamatának időben csökkennie kell, mivel a transzmisszió (terjedés) is lassul a zárt térben. Míg a második metszéspont megmutatja a telítettségi pontot, ahol a talajfelszín pórusai és az inkubációs tér közötti nyomáskülönbség már teljesen kiegyenlítődött (27. ábra).

Az elmélet igazolására kiszámoltam mind a két művelési rendszer öntözött és öntözetlen méréseire az első metszéspont alapján az emissziós értékeket (29. és 30. ábra). A számítás alapján megállapítottam, hogy a CO_2-emisszió a zárt térben polinomiális trendet követve csökken minden mérés esetében. Megfigyeltem, hogy az öntözött méréseknél a 120. percnél számított szén-dioxid emissziós értékek negatív értékeket vettek fel, ami a zárt tér megváltozott mikroklímájára utal. A legmagasabb emissziós értékeket minden esetben a korábban meghatározott inkubációs idők (27. és 28. ábra) elteltével mértem.

Az átlagos inkubációs idő kiszámításához talajművelésenként átlagoltam az öntözött és öntözetlen CO_2-koncentráció méréseit (31. ábra). Az így kialakított pontdiagram és a lineáris trendvonal inflexiós pontja kirajzolta számomra az ideális inkubációs időt.



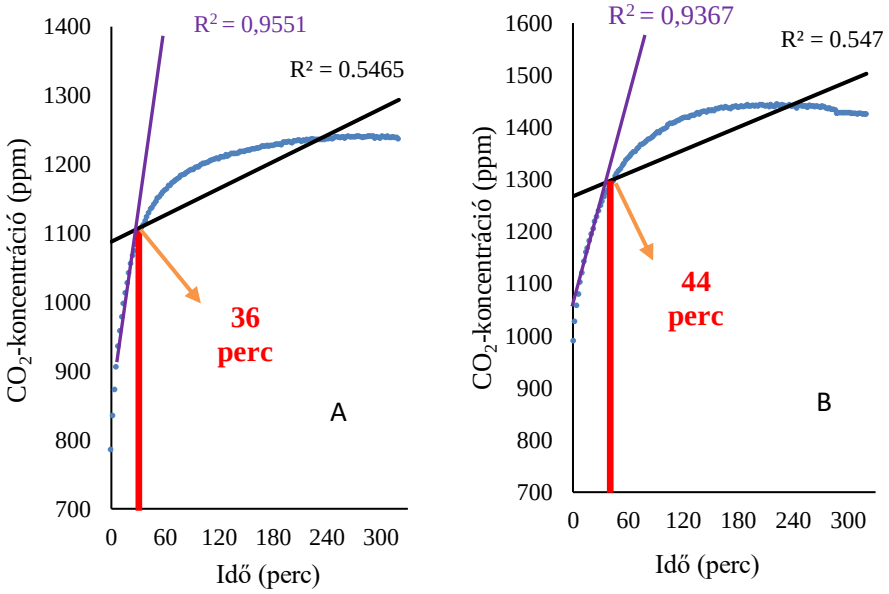
29. ábra: **A CO_2-emisszió alakulása az idő függvényében a forgatás nélküli talajművelésű tábla esetében** (A – öntözetlen; B – öntözött)



30. ábra: **A CO_2-emisszió alakulása az idő függvényében a forgatásos talajművelésű tábla esetében** (A – öntözetlen; B – öntözött)

A forgatás nélküli talajművelés esetében megállapítottam, hogy a görbe és a trendvonal inflexiós pontja 36 percnél, míg a forgatásos

talajművelésű tábla esetében 44 percnél található, vagyis ezen időpillanatokig a legnagyobb a görbe meredeksége (31. ábra). Továbbá ezen időpillanatig a CO_2-koncentráció értékei lineáris trendet követve emelkednek mind a forgatás nélküli (R^2=0,9551), mind pedig a forgatásos (R^2=0,9367) talajművelési tábla esetében is, ami igazolja, hogy a mérések természetközeli állapotban történtek. Ezen megállapítások alapján kijelenthető, hogy ennél nagyobb inkubációs időre a koncentrációkülönbségen alapuló emissziós vizsgálatoknál nincs szükség.



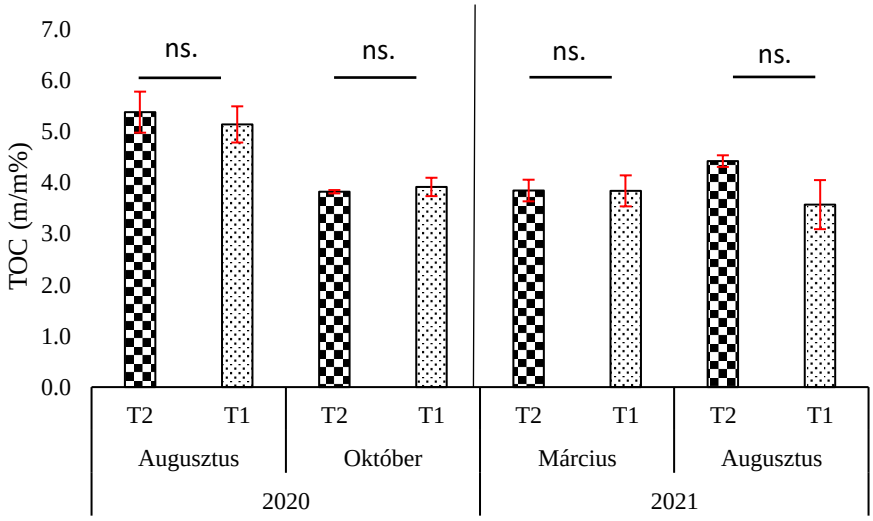
31. ábra: **Az átlagos CO_2-koncentráció alakulása az inkubációs térben a 320 perces mérés alatt, a forgatás nélküli (A) és a forgatásos (B) talajművelési rendszerekben**

A szántóföldi méréseknél az így kapott inkubációs időket használtam egyrészt az ideális mérési időpont kiválasztására, másrészt a bolygatatlan talajoszlopok szén-dioxid-kibocsátásának laboratóriumi méréseinél ezen értékeket vettem figyelembe és arányosítottam az inkubációs térhez, hogy megkapjam az optimális inkubációs időt. A

forgatás nélküli talajművelési rendszerből származó talajoszlopoknál ez 5,35 perc, míg a forgatásos talajművelésű talajoszlopok esetében 6,54 perc volt.

4.4. Az eredeti szerkezetű talajoszlopok szén-dioxid-kibocsátás vizsgálatainak eredménye

4.4.1. A művelések hatása az összes szerves széntartalomra

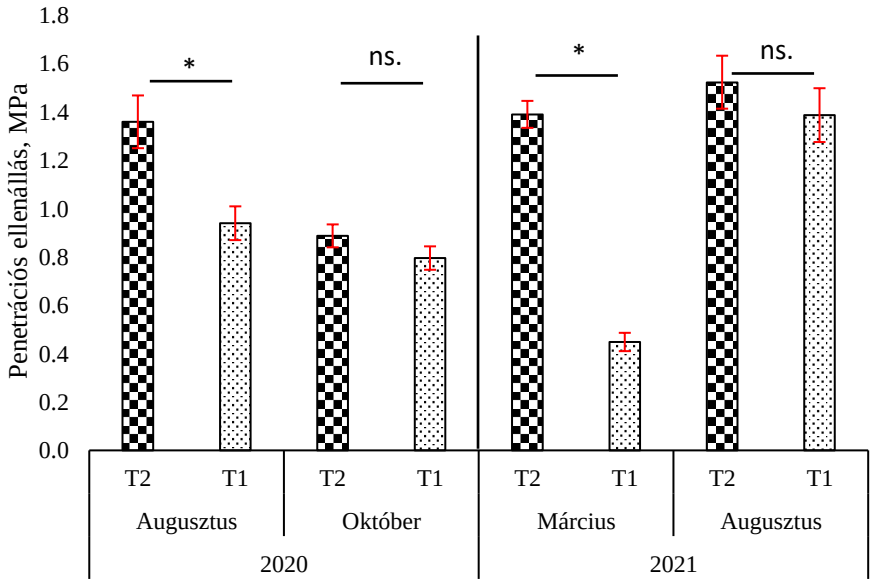


32. ábra: **Kétmintás Student-féle t-próba eredménye a forgatás nélküli (T2) és a forgatásos (T1) talajművelési rendszerek összes szerves széntartalmának összehasonlításában.** Az oszlopdiagram a mérések átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. (ns.: nem szignifikáns különbség $p \leq 0,05$ szinten)

A talajművelés közül a szántás elhagyása (T2) nem okozott szignifikáns különbséget a talajok összes szerves széntartalmában (Total Organic Carbon, TOC) a forgatásos (T1) talajművelési rendszerhez képest (32. ábra). A 2020. augusztusi mérésnél a redukált művelési területen a TOC-értéke 5,38±0,40 tömegszázalék (m/m%), míg a konvencionális művelési területen ez 5,14±0,35 m/m% volt. Az októberi mintavételnél a TOC-értéke 3,82±0,03 m/m% volt a redukált talajművelési

rendszerben és 3,92±0,18 m/m% a hagyományos talajművelési rendszerben. A kísérlet második évének (2021) márciusában a TOC-értéke közel megegyezett a forgatásos (3,84±0,3 m/m%) és a forgatás nélküli (3,85±0,21 m/m%) talajművelési rendszerben. Az augusztusi mérés esetében a forgatás nélküli talajművelési rendszer TOC-értéke magasabb (4,42±0,11 m/m%) volt, de 95 százalékos valószínűséggel azt állíthatjuk, hogy a forgatásos talajművelési rendszerhez (3,57±0,48 m/m%) képest a talajok TOC-tartalmának sokasági átlagai szignifikánsan nem térnek el egymástól.

4.4.2. A művelések hatása a talajok penetrációs ellenállására



33. ábra: **Kétmintás Student-féle t-próba eredménye a forgatás nélküli (T2) és a forgatásos (T1) talajművelési rendszerek penetrációs ellenállásának összehasonlításában.** Az oszlopdiagram a mérések átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. (ns.: nem szignifikáns különbség; * szignifikáns különbség p≤0,05 szinten)

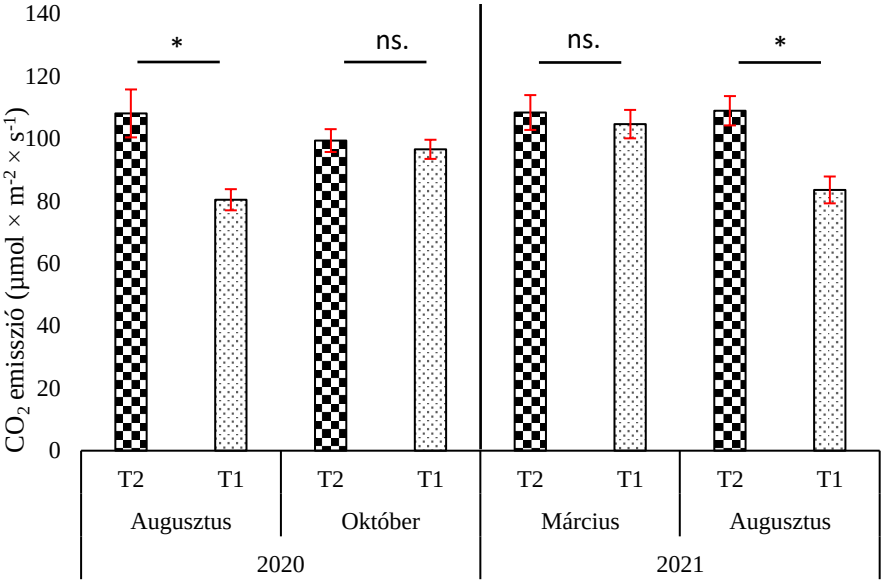
A talajművelés elhagyása (T2) különbséget okozott a talajok penetrációs ellenállásában a forgatásos (T1) talajművelési rendszerhez képest (33. ábra). Méréseink alapján megállapítható, hogy az átlagos penetrációs ellenállás a forgatás nélküli talajművelési rendszerben mind a négy mérési hónapban magasabb volt, de 95 százalékos szignifikanciaszinten (p=0,05) kizárólag 2020. augusztusi és a 2021. márciusi penetrációs ellenállásban mért különbség esetében igazolódott a művelésváltás pozitív hatása a talajok penetrációs ellenállására.
A redukált művelésű területen kijelölt parcellák talajellenállása 1,36±0,11 MPa, míg a konvencionális parcellák talajellenállása 0,94±0,07 MPa volt 2020. augusztusban. Az októberi mérésnél a redukált művelésű terület rendelkezett nagyobb ellenállással (0,89±0,05 MPa), de a konvencionális műveléshez képest (0,80±0,05 MPa) már nem mutatható ki szignifikáns eltérés. A második év (2021) márciusában mért talajellenállás tekintetében 95 százalékos valószínűséggel megállapíthatjuk, hogy a forgatás nélküli talajművelési rendszer penetrációs ellenállása szignifikánsan (p=0,05) nagyobb (1,39±0,06 MPa) a forgatásos talajművelésű rendszerhez (0,49±0,04 MPa) képest. Ezzel szemben az augusztusi mérésnél már nem mutattunk ki szignifikáns különbséget a két talajművelési rendszer között.

Az azonos talajművelésű rendszerek tenyészidőszakon belül mért penetrációs ellenállása a lejtő különböző szakaszain eltérő módon változott (24. táblázat, 230. oldal). A forgatás nélküli talajművelés 2021. márciusi mérésénél szignifikáns különbséget állapítottam meg. A tábla legmagasabb pontjának penetrációs ellenállása (lejtőváll: 1,20±0,06) szignifikánsan kisebb, mint a lejtőderék (1,47±0,11) és a

lejtőláb (1,50±0,08) penetrációs ellenállása. Forgatásos talajművelés esetében szignifikáns különbséget kizárólag a 2020. augusztusi mérésnél mutattam ki. Ebben az esetben a lejtő legmagasabb pontján (lejtőváll) mért penetrációs ellenállás (1,17±0,07) szignifikánsan nagyobb, mint a lejtőláb penetrációs ellenállása (0,77±0,13).

Az eltérő talajművelésű rendszerek, de azonos lejtőszakaszon lévő mintapontok penetrációs ellenállásában 2020. augusztusában és 2021. márciusában mutattam ki szignifikáns különbséget (24. táblázat, 230. oldal). Forgatás nélküli talajművelés esetében a lejtőderék penetrációs ellenállása mind a 2020. augusztusi (1,46±0,21), mind pedig a 2021. márciusi (1,47±0,11) mérés esetében szignifikánsan nagyobb volt, mint a forgatásos talajművelés penetrációs ellenállása (2020. augusztus: 0.89±0,12; 2021. március: 0.38±0,05). A lejtőlábon mért penetrációs ellenállás a forgatás nélküli talajművelésnél szignifikánsan nagyobb volt 2020. augusztusban (1,42±0,21) és 2021. márciusban (1,50±0,08), mint a forgatásos talajművelésnél (2020. augusztus: 0.77±0,13); 2021. március: 0.46±0,06). A forgatás nélküli talajművelés legmagasabb pontján (lejtőváll) 2021 márciusában mért penetrációs ellenállás (1,20±0,06) szignifikánsan eltér a forgatásos talajművelésű rendszer azonos lejtőszakaszán mért penetrációs ellenállástól (0,51±0,09).

4.4.3. A művelési módok hatása az eredeti szerkezetű talajoszlopok szén-dioxid-kibocsátására



34. ábra: **Kétmintás Student-féle t-próba eredménye a forgatás nélküli (T2) és a forgatásos (T1) talajművelési rendszerek szén-dioxid-kibocsátásának összehasonlításában.** Az oszlopdiagram a mérések átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. (ns.: nem szignifikáns különbség; * szignifikáns különbség p≤0,05 szinten)

A talajművelés-váltás hatással volt az eredeti szerkezetű talajoszlopok CO_2-kibocsátására (34. ábra), azonban a szén-dioxid-kibocsátás dinamikája a vegetációs időszak különböző fázisában eltér egymástól. Méréseink alapján megállapítható, hogy az átlagos szén-dioxid-kibocsátás a forgatás nélküli talajművelési rendszerben mind a négy mérési hónapban magasabb volt, de 95 százalékos szignifikanciaszinten (p=0,05) kizárólag 2020. és 2021. augusztusi méréseknél igazolódott, hogy a talajművelés-váltás szignifikánsan befolyásolja a talajok CO_2-kibocsátását.

A forgatás nélküli talajművelésű területről (T2) származó talajoszlopok átlagos CO_2-kibocsátása 108,05±7,68 µmol×m^{-2}×s^{-1} volt 2020. augusztusában, míg forgatásos talajművelésű területről származó (T1) talajoszlopoknál 80,39±3,39 µmol×m^{-2}×s^{-1} értéket mértem. A 2020. októberi mérés esetében a T2-es tábláról származó talajoszlopok átlagos CO_2-kibocsátása 99,36±3,66 µmol×m^{-2}×s^{-1}, ezzel szemben a T1-es tábláról vett talajoszlopminták átlagos CO_2-kibocsátása 96,55±3,06 µmol×m^{-2}×s^{-1} volt. A 2021. márciusi méréseknél az átlagos CO_2-kibocsátás 108,34±5,58 µmol×m^{-2}×s^{-1} volt a forgatás nélküli talajművelésű talajoknál, amely közel megegyezett a forgatásos talajművelésű területről származó talajoszlopok szén-dioxid-kibocsátásával (104,62±4,56 µmol×m^{-2}×s^{-1}). A 2021. augusztusi méréseknél a T1-es tábla szén-dioxid-kibocsátása 83,54±4,30 µmol×m^{-2}×s^{-1} volt, amelyet a T2-es tábla kibocsátása 30 százalékkal meghaladva elérte a 108,90±4,70 µmol×m^{-2}×s^{-1} mennyiséget.

Az azonos talajművelésű rendszerek tenyészidőszakon belül mért szén-dioxid-kibocsátása a lejtő különböző szakaszain eltérő módon változott (25. táblázat, 230. oldal). A lejtőhatás mint szignifikáns befolyásoló tényezője a talajok CO_2-kibocsátásának, a forgatás nélküli talajművelésnél kizárólag a 2021. márciusi mérések esetében, míg a forgatásos talajművelésnél a 2020. augusztusi mérés esetében igazolódott 95 százalékos szignifikanciaszinten. A forgatás nélküli talajművelésű terület 2021. márciusi mérésénél a lejtőváll átlagos szén-dioxid-kibocsátása négyzetméterenként 133,58±11,39 µmol×s^{-1} volt, amely 95 százalékos szignifikanciaszinten különbözött a lejtőderék CO_2-kibocsátásától (82,51±7,29 µmol×m^{-2}×s^{-1}). Ezzel szemben a lejtőláb (108,93±8,46) és a lejtőváll (133,58±11,39) szén-dioxid-

kibocsátásánál már nem mutattam ki szignifikáns eltérést. A forgatásos talajművelésű rendszer 2020. augusztusi mérésénél az átlagos CO_2-kibocsátás a lejtés csökkenésével párhuzamosan redukálódik, azonban 95 százalékos szinten kizárólag a lejtőváll (90,42±5,90) és a lejtőláb (67,81±6,16) között mutattam ki szignifikáns különbséget.

Az eltérő talajművelésű rendszerek, de azonos lejtőszakaszról származó mintapontok átlagos szén-dioxid-kibocsátásában a 2020. augusztusi, 2021. márciusi és augusztusi méréseknél mutattam ki szignifikáns különbséget (25. táblázat, 230. oldal). Forgatás nélküli talajművelésnél a lejtőderék (108,02±11,79) és a lejtőláb (106,63±15,08) átlagos szén-dioxid-kibocsátása a 2020. augusztusi mérésnél 95 százalékos szignifikanciaszinten nagyobb volt, mint a forgatásos talajművelésű terület azonos lejtőszakaszainak átlagos szén-dioxid-kibocsátása (lejtőderék: 82,96±5,11; lejtőláb: 67,81±6,16). A 2021. márciusi méréseknél a lejtőszakasz legfelső részének (lejtőváll) szén-dioxid-kibocsátása szignifikánsan eltér a forgatás nélküli (133,58±11,39) és a forgatásos talajművelésű (98,16±6,33) területek között. Forgatás nélküli talajművelésnél a lejtőváll (104,59±9,06) és a lejtőderék (119,24±8,13) átlagos szén-dioxid-kibocsátása a 2021. augusztusi mérésnél 95 százalékos szignifikanciaszinten nagyobb volt, mint a forgatásos talajművelésű terület azonos lejtőszakaszainak átlagos szén-dioxid-kibocsátása (lejtőváll: 82,59±6,23; lejtőderék: 77,23±7,98).

4.4.4. A Pearson-féle korrelációelemzés eredménye a talajok szén-dioxid-kibocsátása és a talaj, valamint a környezeti változók közötti kapcsolat összehasonlítására

A Pearson-féle korrelációelemzés talajművelésenként és kísérleti évenként eltérő eredményt mutatott (26. táblázat, 231. oldal). A forgatás nélküli talajművelési rendszerben végzett 2020. évi kísérletben közepes

pozitív, de 95 százalékos szinten nem szignifikáns kapcsolatot mutattam ki a szén-dioxid-emisszió és az összes szerves széntartalom (r=0,612), valamint a szén-dioxid-emisszió és a levegő-hőmérséklet között (r=0,694). A légnyomás és a CO_2-emisszió közötti kapcsolat erőssége jó negatív (r=-0,721), de 95 százalékos szinten nem szignifikáns. A nedvességtartalom és a CO_2-emisszió, valamint a penetrációs ellenállás és a CO_2-emisszió között gyenge pozitív és nem szignifikáns ($p \leq 0,05$) kapcsolat van. Ugyanezen művelés 2021. évének mérésénél a CO_2-emisszió és a megfigyelt talaj és környezeti tényezők között nem találtam korrelációt.

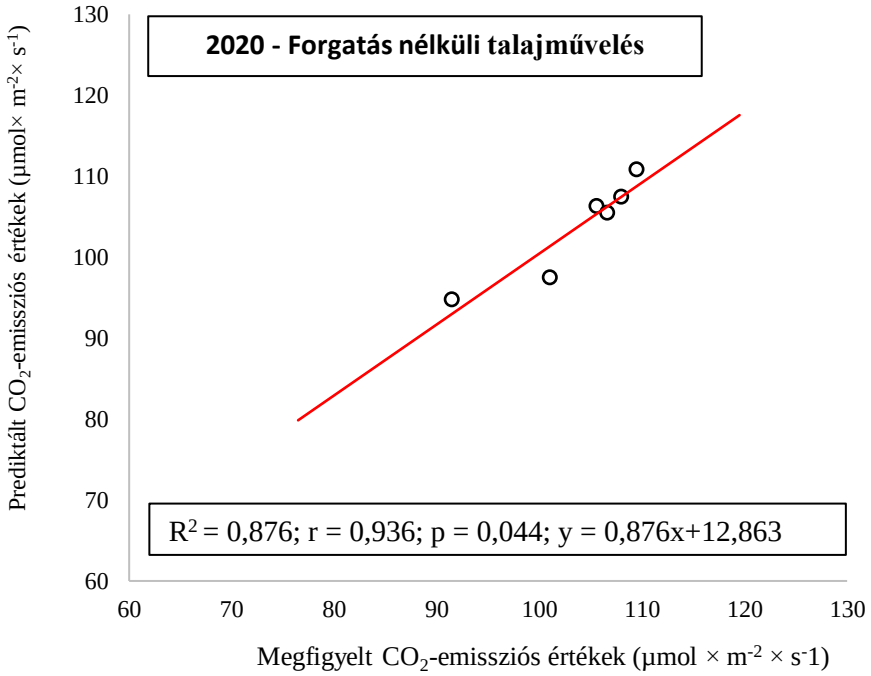
A forgatásos talajművelésből származó 2020. évi talajoszlopok szén-dioxid-emissziója és a talajoszlopok nedvességtartalma között jó pozitív (r=0,789), $p \leq 0,1$ szignifikanciaszinten szignifikáns korreláció áll fenn, míg a TOC és a CO_2-emisszió között erős negatív (r=-0,843), $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikáns korrelációt mutattam ki. A levegő-hőmérséklet és a CO_2-emisszió között közepes negatív (r=-0,687), míg a szén-dioxid-emisszió és a légnyomás között közepes pozitív (r=0,688), $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten nem szignifikáns kapcsolat volt. A penetrációs ellenállás és a talajok szén-dioxid-emissziója között nem találtam kapcsolatot (r=-0,055). A forgatásos talajműveléssel művelt tábla második évében (2021) vett talajoszlopok CO_2-kibocsátása és a PR (r=-0,851), AT(r=-0,893), AP (r=-0,890) közötti kapcsolat erős negatív és $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikáns volt, míg a nedvességtartalom és a szén-dioxid-emisszió közötti kapcsolat erőssége jó pozitív (r=0,761), de kapcsolat kizárólag $p \leq 0,1$ szinten volt szignifikáns. A TOC és a CO_2-emisszió között gyenge pozitív korrelációt mutattam ki (r=0,247).

4.4.5. A többtényezős lineáris predikciós modellek kialakítása a talajok szén-dioxid-kibocsátása mögött álló hatótényezők megértésére

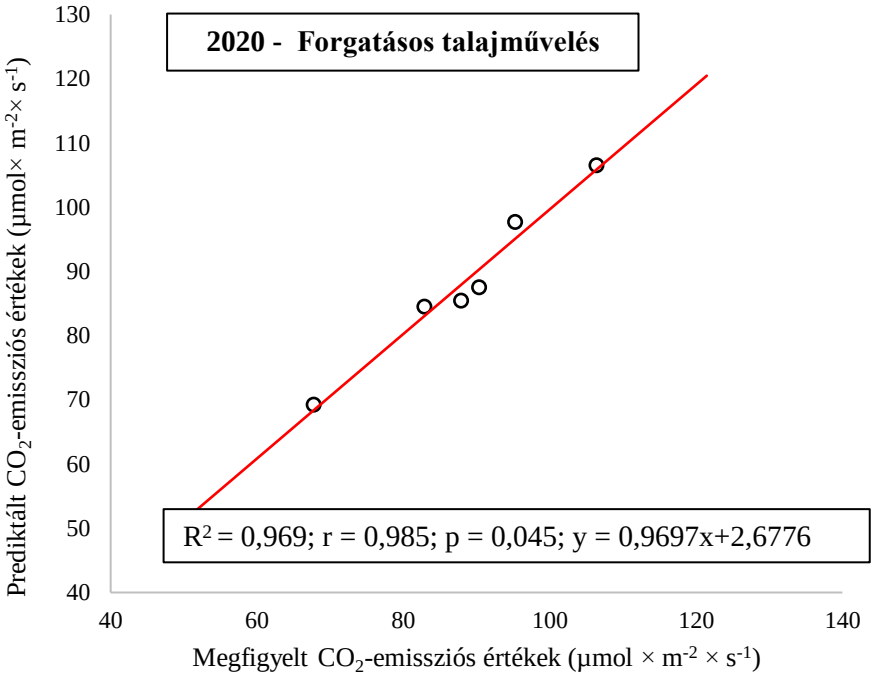
A mérések alapján 4 modell lett kialakítva az évek és a talajművelési típusok figyelembevétele mellett (27. táblázat, 231. oldal). A forgatás nélküli talajművelésnél alkalmazott modellnél a GWC $p \leq 0,1$ szignifikanciaszinten és a levegő-hőmérséklet $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten befolyásolta a talajok szén-dioxid kibocsátást. Itt megállapítható, hogy a független változók együttesen a függő változó varianciájának (R^2_{adj}) 79,67 százalékát magyarázzák $p = \leq 0,05$ szignifikanciaszinten, valamint az így kialakított modell a 87,6 százalékát magyarázza a talajok szén-dioxid-kibocsátásának (35. ábra). Ezzel szemben a 2020. évi forgatásos talajművelésre kialakított modell esetében a talaj összes szerves széntartalma (TOC) $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten, míg a talaj nedvességtartalma (GWC) és a talaj penetrációs ellenállása $p \leq 0,1$ szignifikanciaszinten határozta meg a talajok szén-dioxid-kibocsátását. Összességében elmondható, hogy a független változók együttesen a függő változó varianciájának (R^2_{adj}) 92,43 százalékát magyarázzák $p = \leq 0,05$ szignifikanciaszinten. A 3 változóra alapozott predikciós modell 96,9 százalékát magyarázza a talajok szén-dioxid-kibocsátásának (36. ábra).

A forgatásos talajművelést kizárólag a levegő-hőmérséklet befolyásolta $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten, míg a forgatás nélküli talajművelésnél a légnyomás és a levegő-hőmérséklet kölcsönhatása $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten határozta meg a talajok CO_2-kibocsátását 2021-ben. A 2021. évi forgatásos talajművelési modellben a független változó a függő változó varianciájának 74,67 százalékáért felel $p = \leq 0,05$ szignifikanciaszinten, amely a talajok CO_2-kibocsátásának 79,7

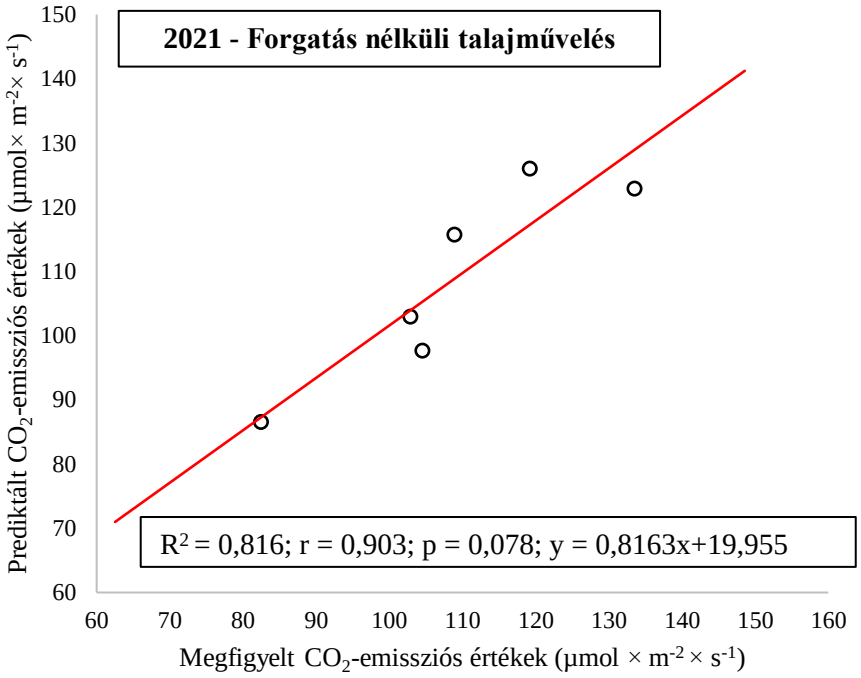
százalékát magyarázza (38. ábra). A forgatás nélküli talajművelési modellnél a független változók együttesen a függő változó varianciájának (R^2_{adj}) 69,38 százalékát magyarázzák p=≤0,1 szignifikanciaszinten. A 2 változóra alapozott predikciós modell 81,6 százalékát magyarázza a talajok szén-dioxid-kibocsátásának (37. ábra).



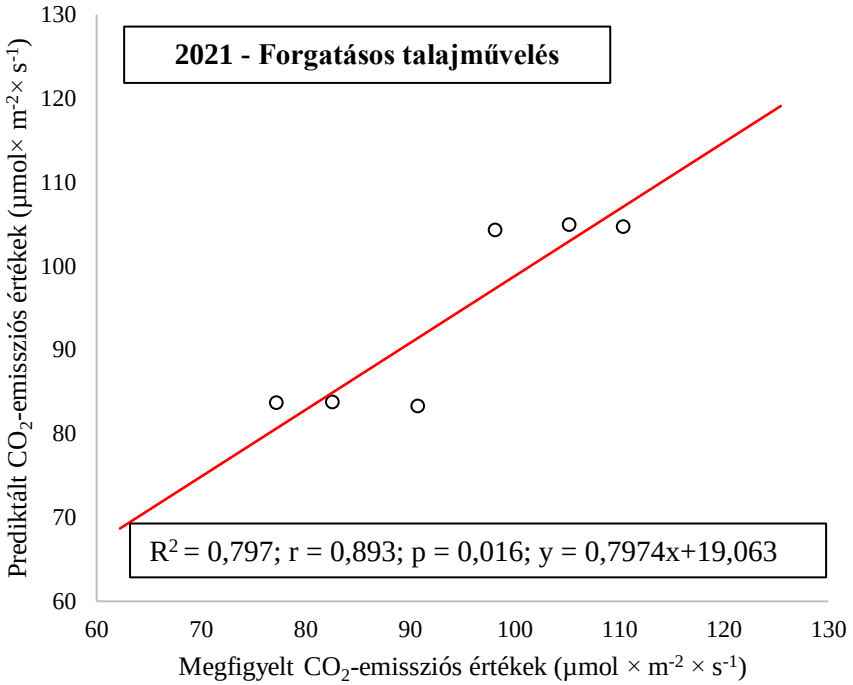
35. ábra: **Szórásdiagram a megfigyelt és a prediktált szén-dioxid-emisszió értékek között a forgatás nélküli talajművelésű talajok esetében, 2020**



36. ábra: **Szórásdiagram a megfigyelt és a prediktált szén-dioxid-emisszió értékek között a forgatásos talajművelésű talajok esetében, 2020**



37. ábra: **Szórásdiagram a megfigyelt és a prediktált szén-dioxid-emisszió értékek között a forgatás nélküli talajművelésű talajok esetében, 2021**



38. ábra: **Szórásdiagram a megfigyelt és a prediktált szén-dioxid-emisszió értékek között a forgatásos talajművelésű talajok esetében, 2021**

A predikciós modellekben szereplő független változók között nem azonosítottam multikollinearitást, mivel a változók között egyik esetben sem mutattam ki 10-nél nagyobb VIF-értéket. Ennélfogva megerősítést nyert, hogy a változók felhasználhatók többtényezős lineáris predikciós modellek kiállítására (28. táblázat).

28. táblázat: **VIF-értékek a modellekben szereplő változók között**

	Till20	**No-till20**	**No-till21**
TOC - GWC	7,8304	-	-
TOC-PR	0,9501	-	-
GWC-PR	0,8191	-	-
GWC-AT	-	1,0310	-
AP-AT	-	-	7,6671

Till20=forgatásos talajművelés, 2020; No-till20 = forgatás nélküli talajművelés, 2020; No-till21 = forgatás nélküli talajművelés, 2021

4.4.6. A lineáris modellek előrejelzést érintő tulajdonságai

A talajok CO_2-kibocsátására kialakított 4 predikciós modell pontosságát teszteltem, a megfigyelt (laboratóriumban mért) és a modell által meghatározott CO_2-kibocsátási értékek összehasonlításával az évek és a talajművelés figyelembevételével (35-38. ábra). A kapott eredményeket a 29. táblázat (232. oldal) tartalmazza. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a 2020-as évre kialakított modellek predikciós pontossága (RAE, RMSE, MAE, MAPE) függetlenül a talajművelés típusától nagyobb volt, mint a 2021. évi modelleké. Ennek ellenére a MAPE értéke egyik modell esetében sem érte el a 10 százalékot (29. táblázat, 232. oldal). Így elmondható, hogy a kialakított predikciós modellek jól alkalmazhatók a talajok CO_2-kibocsátása mögött álló tényezők meghatározására (Peng et al., 2017).

4.5. A komplex talajművelési, differenciált tőszámszabályozási és nitrogén-utánpótlási kísérlet eredménye

4.5.1. A normalizált Vegetációs Index (NDVI) összehasonlítása

A növényi növekedés indikátoraként használt Normalizált Vegetációs Index (NDVI) eltérő tendenciát rajzolt ki a különböző művelési rendszerekben a kísérlet első évében (39. ábra, 233. oldal). Lejtőkategória szerinti éves kiértékelésnél a vegetáció szignifikánsan nagyobb fejlődést mutatott a forgatásos talajművelési rendszerben (till), mint a forgatás nélküli talajművelési rendszerben (No-till) a lejtővállon (0,47±0,24 – 0,39±0,28) és a lejtőlábon (0,47±0,25 – 0,39±0,27) a vegetációs periódus alatt. Ezt elsősorban a művelés okozta magasabb penetrációs ellenállásnak tulajdonítottam (24. táblázat, 230. oldal), ami a növényi növekedést kedvezőtlenül befolyásolhatja (Beemster és Masle, 1996). Részletesebb elemzés rávilágít arra, hogy május, június

és július hónapokban a növényi növekedés szignifikánsan nagyobb volt a forgatásos talajművelési rendszerben (T1), mint a T2-es táblán, ahol nem történt talajbolygatás.

4.5.2. Az eltérő művelések 0-5 centiméterében mért talajhőmérséklet összehasonlítása

A talajhőmérsékleti értékek a 2020-as (40. ábra, 234. oldal) és a 2021-es (41. ábra, 235. oldal) évben ellentétes tendenciát mutattak. Lejtőkategória szerinti kiértékelésnél az éves átlagos talajhőmérséklet $p \leq 0,05$ szinten szignifikánsan nagyobb volt a forgatás nélküli talajművelési rendszerben (No-till), mint a forgatásos talajművelési rendszerben (till) a lejtővállon (19,47±6,65 °C – 18,02±7,45 °C), a lejtőderékon (20,17±7,00 °C – 19,15±7,12 °C) és a lejtőlábon (19,62±6,91 °C – 19,18±6,88 °C) is a teljes vegetációs periódus átlagában a kísérlet első évében. Éves lefutás vonatkozásában megállapítható, hogy a lejtővállon mért talajhőmérséklet minden esetben nagyobb volt a forgatás nélküli talajművelési rendszerben, mint a forgatásos talajművelési rendszerben, de $p \leq 0,05$ szinten szignifikáns különbséget májusban, októberben és novemberben mutattam ki. Lejtőderékon mért talajhőmérsékletnél szignifikáns különbséget szintén májusban, júniusban, októberben és novemberben mutattam ki, de itt a júniusi hónapban a forgatásos talajművelési rendszerben volt szignifikánsan nagyobb a talajhőmérséklet. A lejtőláb esetében június, július, augusztus, szeptember és november hónapokban mutattam ki szignifikáns különbséget. Júniusban és júliusban a forgatásos talajművelési, míg augusztusban, szeptemberben és novemberben a forgatás nélküli talajművelési rendszer talajhőmérséklete volt szignifikánsan magasabb.

A kísérlet második évében az éves átlagos talajhőmérséklet a lejtővállon (18,58±7,45 °C – 18,24±6,92 °C), a lejtőderékon (21,63±9,07 °C – 20,50±8,20 °C) és a lejtőlábon (20,94±7,64 °C – 19,48±7,15 °C) a forgatás nélküli talajművelési rendszerben szignifikánsan nagyobb volt. Éves lefutás vonatkozásában megállapítható, hogy a lejtővállon mért talajhőmérséklet $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikánsan nagyobb volt a forgatásos talajművelési rendszerben, mint a nem forgatásos talajművelési rendszerben a márciusi, az áprilisi és az augusztusi hónapokban. Májusban ($p \leq 0,05$ szinten szignifikánsan), júniusban és júliusban a forgatás nélküli talajművelési rendszerben mért talajhőmérséklet bizonyult magasabbnak. Lejtőderékon mért talajhőmérsékletnél szignifikáns különbséget kizárólag a májusi hónapban mutattam ki, ahol a forgatás nélküli talajművelési rendszerben mért talajhőmérséklet magasabb volt, mint a forgatásos talajművelési rendszerben. A lejtőláb esetében minden hónapban magasabb talajhőmérsékletet mutattam ki a forgatásos talajművelési rendszerben, de $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikáns különbséget kizárólag a májusi, júniusi és júliusi hónapokban azonosítottam.

4.5.3. Az eltérő művelések 0-5 centiméterében mért talajnedvesség-tartalom összehasonlítása

Az eltérő talajművelési rendszerekben mért talajnedvesség-tartalomban megfigyelhető eltéréseket a 42. ábra (236. oldal) a kísérlet első évére (2020), míg a 43. ábra (237. oldal) a kísérlet második évére (2021) szemlélteti. Általánosságban elmondható, hogy a két kísérleti évben eltérő tendenciát figyelhetünk meg a talaj felső 5 centiméterének éves átlagos nedvességtartalmában. Míg az első évben a lejtőváll

(23,77±25,92 m/m% – 10,76±8,34 m/m%) lejtőkategórián kívül minden esetben a szántott talajművelési rendszer rendelkezett $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikánsan nagyobb éves átlagos nedvességtartalommal (lejtőderék: 16,79±15,07 m/m% – 20,47±20,23 m/m%; lejtőláb: 8,81±8,81 m/m% – 15,08±12,90 m/m%), addig a második évre ez megváltozott és a forgatás nélküli talajművelési rendszer menedzsmentzónáinak talajai rendelkeztek szignifikánsan nagyobb éves átlagos nedvességtartalommal minden lejtőkategórián, amelynek mennyisége a lejtő irányával megegyezően emelkedett. A 2020. évi vegetációs időszak talajnedvesség-tartalom alakulásánál megállapítottam, hogy a forgatás nélküli talajművelés lejtőváll lejtőpozíciója szignifikánsan nagyobb talajnedvesség-tartalommal rendelkezett júliusban, októberben és novemberben, míg a többi esetben a forgatásos talajművelési rendszer rendelkezett magasabb nedvességtartalommal. A lejtőderék nedvességtartalmában szignifikáns különbséget $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten májusban, októberben és novemberben mutattam ki. Ezen esetekben a forgatásos talajművelési rendszerben mértem magasabb talajnedvesség-tartalmat. Lejtőlábon egyedül július hónapban mértem szignifikánsan magasabb talajnedvesség-tartalmat a szántott talajművelési rendszerben. A vegetációs időszak többi hónapjában a forgatás nélküli talajművelési rendszer rendelkezett szignifikánsan magasabb talajnedvesség-tartalommal.

A kísérlet második évének vegetációs időszakában a forgatás nélküli talajművelési rendszer rendelkezett magasabb talajnedvesség-tartalommal. A lejtővállon áprilisban, a lejtőderékon márciusban, áprilisban, májusban és augusztusban, míg a lejtőlábon márciusi,

áprilisi, májusi és júliusi méréseknél azonosítottam szignifikánsan magasabb nedvességtartalmat. A többi esetben a nedvességtartalom magasabb volt, de a különbség nem bizonyult szignifikánsnak $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten.

4.5.4. Az eltérő művelések 5-10 centiméterében mért talajnedvesség-tartalom összehasonlítása

Az eltérő talajművelési rendszerek 5-10 centiméterében mért talajnedvesség-tartalomban megfigyelhető eltéréseket a 44. ábra (238. oldal) szemlélteti a kísérlet első évére (2020), míg a 45. ábra (239. oldal) a kísérlet második évére (2021). A forgatás nélküli talajművelési rendszer lejtőváll lejtőrészének 5-10 centiméterében mért éves átlagos talajnedvesség-tartalom $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikánsan magasabb (19,21±4,02 m/m%) volt, mint a forgatásos talajművelési rendszer (18,08±4,89 m/m%) esetében. Éves lefutás tekintetében július, augusztus és szeptember hónapokban azonosítottam szignifikáns különbséget az eltérő művelések 5-10 centiméterének nedvességtartalma között, ahol minden esetben a forgatás nélküli művelés rendelkezett szignifikánsan ($p \leq 0,05$) nagyobb nedvességtartalommal. Lejtőderék és lejtőláb lejtőrészen mért éves átlagos nedvességtartalmában (5-10 cm) nem mutattam ki szignifikáns különbséget az eltérő talajművelési rendszerek között. Éves lefutásnál megállapítottam, hogy a lejtőderék május és júniusi hónapjaiban a talaj 5-10 centiméterében mért nedvességtartalom szignifikánsan magasabb volt a forgatásos talajművelési rendszerben, mint a forgatás nélküli talajművelési rendszerben. Ezzel szemben a lejtőderékon – a vegetációs időszak közepén – (július, augusztus, szeptember) a forgatás nélküli talajművelési rendszer 5-10 centiméterének nedvességtartalma volt

magasabb, de $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikáns különbséget kizárólag a július és szeptember hónapokban állapítottam meg. Lejtőláb lejtőrészen a májusi, a júniusi, az augusztusi, a szeptemberi és az októberi nedvességtartalom (5-10 cm) magasabb volt a forgatásos talajművelési rendszerben, de szignifikáns különbséget kizárólag a júniusi mérésnél azonosítottam. A forgatás nélküli talajművelési rendszer talajnedvesség-tartalma (5-10 cm) szignifikánsan nagyobb volt július hónapban, mint a forgatásos talajművelési rendszerben a kísérlet első évében.

A kísérlet második évében a talaj 5-10 centiméteres mélységében mért éves átlagos nedvességtartalom a forgatás nélküli talajművelési rendszerben szignifikánsabban magasabb (18,41±3,94 m/m%) volt, mint a forgatásos talajművelési rendszerben (17,75±4,41 m/m%) a lejtőváll lejtőrészen. Lejtőderék lejtőrészen szignifikáns különbséget nem mutattam ki az eltérő talajművelési rendszerek éves átlagos talajnedvesség-tartalma között. Lejtőláb lejtőrészen a tendencia megfordult és a forgatásos talajművelési rendszer éves átlagos talajnedvesség-tartalma (5-10 cm) szignifikánsan magasabb volt (20,20±4,13 m/m%), mint a forgatás nélküli talajművelési rendszer nedvességtartalma (18,97±3,86 m/m%). A vegetációs időszaki talajnedvesség-tartalmat górcső alá véve megállapítottam, hogy a lejtőváll és lejtőderék lejtőrészen mért talajnedvesség-tartalom (5-10 cm) az eltérő talajművelési rendszerekben, habár ingadozott, de nem különbözött $p \leq 0,05$ szinten szignifikánsan egymástól. Ezzel szemben a lejtőlábon, 5-10 centiméteres mélységben mért talajnedvesség-tartalom a vegetációs időszakban minden esetben magasabb volt a forgatásos talajművelési rendszerben, de szignifikáns különbséget kizárólag a

márciusi, áprilisi és augusztusi nedvességtartalomban mutattam ki a kísérlet második évében.

4.5.5. A szén-dioxid-kibocsátás kezelések szerinti összehasonlítása – a domborzati hatás

4.5.5.1. A differenciált nitrogén-kijuttatás és tőszámbeállítás hatása a talajlégzésre az eltérő lejtőkategóriákon, forgatás nélküli talajművelési rendszerben

A kezelések szerinti szén-dioxid-kibocsátás lejtőkategória szerinti megoszlását a forgatás nélküli talajművelési rendszerben a 46. ábra (240. oldal) szemlélteti a 2020-as évre. Azokban az esetekben, ahol maximális tőszám került beállításra (x/1) a szén-dioxid-kibocsátás lejtőkategóriánként szignifikánsan eltért egymástól (46A. ábra, 240. oldal). A legkisebb szén-dioxid-kibocsátást a lejtőderékon (2/1) mutattam ki (9,23±1,72 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$), amely $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikánsan eltért a lejtőváll (12,88±1,96 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$) és a lejtőláb (16,15±0,57 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$) szén-dioxid-kibocsátásától. A legnagyobb szén-dioxid-kibocsátást a lejtőlábon (3/1) azonosítottam, amely szignifikánsan nagyobb volt a lejtőváll (4/1) szén-dioxid-kibocsátásánál. Minimumtőszámmal vetett menedzsmentzónák (x/3) esetében a szén-dioxid-kibocsátás a lejtő lefutásával megegyezően emelkedett, azonban szignifikáns különbséget kizárólag a lejtőváll (4/3) és a lejtőderék (2/3), valamint a lejtőváll és a lejtőláb (3/3) között mutattam ki. A lejtőváll szén-dioxid-kibocsátása 7,09±1,32 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$, a lejtőderék kibocsátása 15,42±1,03 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ és a lejtőláb kibocsátása 17,33±2,26 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ volt.

A differenciált nitrogéndózissal kezelt zónák esetében mind a maximum (x/2), mind pedig a minimum (x/4) nitrogéndózisoknál azonos tendencia rajzolódott ki a szén-dioxid-kibocsátásban (46B. ábra,

240. oldal). Mind a kettő kezelés esetében a lejtő irányával párhuzamosan növekedett a szén-dioxid-kibocsátás, azonban szignifikáns eltérést nem minden lejtőkategória esetében mutattam ki. A maximum nitrogéndózissal kezelt menedzsmentzónáknál $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikáns eltérést kizárólag a lejtőváll (4/2=9,32±1,66 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$) és a lejtőláb (3/2=17,85±3,30 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$) között mutattam ki. A lejtőderék (2/2) szén-dioxid-kibocsátása hektáronként 13,84±3,10 tonna volt a vegetációs időszakban. A minimum nitrogéndózissal kezelt zónák szén-dioxid-kibocsátásában szignifikáns különbséget a lejtőváll (4/4=12,55±0,83 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$) és lejtőderék (2/4=19,54±2,12 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$), valamint a lejtőváll és lejtőláb (3/4=23,29±2,52 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$) között mutattam ki.

A kísérlet második évében (2021) a kezelések lejtőkategóriák szerinti szén-dioxid-kibocsátásának megoszlását a forgatás nélküli talajművelési rendszerben a 47. ábra (241. oldal) szemlélteti. A tőszám-differenciálás hatását vizsgáló kezelésekben a lejtő irányával párhuzamosan csökkent a szén-dioxid-kibocsátás (47A. ábra, 241. oldal), de szignifikáns különbséget kizárólag a minimumtőszámmal (x/3) vetett zónák között azonosítottam. A lejtővállon (4/1) maximumtőszámmal vetett kezelés szén-dioxid-kibocsátása a vegetációs időszakban hektáronként 4,53±0,70 t, míg a lejtőderékon (2/1) 4,27±0,52 t és a lejtőlábon (3/1) 4,14±0,95 t volt. Szignifikáns különbséget – $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten – egyik esetben sem mutattam ki e kezelések között. A minimumtőszámmal vetett menedzsmentzónák (x/3) esetében, a szén-dioxid-kibocsátás a lejtővel párhuzamosan csökkent, azonban szignifikáns különbséget kizárólag a lejtőváll (4/3) és a lejtőderék (2/3), valamint a lejtőváll és a lejtőláb

(3/3) között mutattam ki. A lejtőváll szén-dioxid-kibocsátása 7,69±0,46 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$, a lejtőderék szén-dioxid-emissziója 6,14±0,49 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ és a lejtőláb kibocsátása 5,21±0,96 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ volt.

A differenciált nitrogéndózissal kezelt zónák esetében mind a maximum (x/2), mind pedig a minimum (x/4) nitrogéndózisoknál azonos tendencia rajzolódott ki a szén-dioxid-kibocsátásban (47B. ábra, 241. oldal). Mind a kettő kezelés esetében a lejtőderék rendelkezett a legnagyobb szén-dioxid-kibocsátással, amely szignifikánsan eltért a lejtőváll és a lejtőláb CO_2-kibocsátásától, míg a lejtővállon és a lejtőlábon mért szén-dioxid-kibocsátás között egyik kezelés esetében sem azonosítottam $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikáns különbséget. A maximum nitrogén dózissal (x/2) kezelt menedzsmentzónáknál a lejtőváll (4/2) 4,95±1,31 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$, a lejtőderék (2/2) 9,26±3,26 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ és lejtőláb (3/2) 5,03±0,57 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ CO_2-kibocsátással rendelkezett. A minimum nitrogéndózissal kezelt zónák (x/4) szén-dioxid-kibocsátása a lejtővállon (4/4) 10,34±1,78 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$, a lejtőderékon (2/4) 11,61±2,37 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ és a lejtőlábon (3/4) 7,64±1,15 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ volt.

4.5.5.2. A differenciált nitrogén-kijuttatás és tőszámbeállítás hatása a talajlégzésre az eltérő lejtőkategóriákon, forgatásos talajművelési rendszerben

A kezelések szerinti szén-dioxid-kibocsátás lejtőkategória szerinti megoszlását a forgatásos talajművelési rendszerben a 48. ábra (242. oldal) szemlélteti a 2020-as évre. Azokban az esetekben, ahol maximális tőszám került beállításra (x/1), a szén-dioxid-kibocsátás lejtő irányával ellentétesen növekedett (48A. ábra, 242. oldal) – hasonlóan a forgatás nélküli talajművelési rendszerben megfigyelt tendenciához –, de $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikáns eltérést kizárólag a

lejtőváll (13/1) és a lejtőderék (9/1), valamint a lejtőváll és a lejtőláb (12/1) között mutattam ki. A lejtőváll szén-dioxid-kibocsátása 12,67±1,16 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$, a lejtőderék emissziója 18,28±1,84 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ és a lejtőláb fluxusa 20,58±1,27 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ volt. A minimumtőszámmal vetett menedzsmentzónák (x/3) esetében, a szén-dioxid-kibocsátás a lejtő lefutásával megegyezően emelkedett, azonban szignifikáns különbséget kizárólag a lejtőváll (13/3) és a lejtőderék (9/3), valamint a lejtőváll és a lejtőláb (13/3) között mutattam ki. A lejtőváll szén-dioxid-kibocsátása 8,56±0,41 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$, a lejtőderék szén-dioxid-emissziója 24,61±3,20 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ és a lejtőláb kibocsátása 22,00±2,64 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ volt.

A differenciált nitrogéndózissal kezelt zónák esetében mind a maximum (x/2), mind pedig a minimum (x/4) nitrogéndózisoknál azonos tendencia rajzolódott ki a szén-dioxid-kibocsátásban (48B. ábra, 242. oldal), mint amit a forgatás nélküli talajművelésnél mutattam ki (47B. ábra, 241. oldal). Mind a kettő kezelés esetében a lejtő irányával megegyezően növekedett a szén-dioxid-kibocsátás, azonban szignifikáns eltérést nem minden lejtőkategória esetében mutattam ki. A maximum nitrogéndózissal kezelt menedzsmentzónáknál $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikáns eltérést kizárólag a lejtőváll (13/2=7,92±1,01 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$) és a lejtőderék (9/2=15,31±1,08 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$), valamint a lejtőváll és a lejtőláb (12/2=29,48±2,39 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$) között mutattam ki. A minimum nitrogéndózissal kezelt zónák szén-dioxid-kibocsátása minden lejtőkategória között szignifikáns különbséget mutatott. Az egy hektárra vetített vegetációs időszaki szén-dioxid-kibocsátás lejtővállon 12,67±1,35 t, a lejtőderékon 17,27±2,48 t és a lejtőlábon 22,87±2,16 t volt.

A kísérlet második évében (2021) a kezelések lejtőkategóriák szerinti szén-dioxid-kibocsátásának megoszlását a forgatásos talajművelési rendszerben a 49. ábra (243. oldal) szemlélteti. A tőszám-differenciálás hatását vizsgáló kezelésekben a lejtő irányával párhuzamosan nem történt változás a maximumtőszámmal (x/1) vetett zónák szén-dioxid-kibocsátásában (49A. ábra, 243. oldal)), míg szignifikáns különbséget kizárólag a minimumtőszámmal (x/3) kezelt zónák esetében azonosítottam. A lejtővállon (13/1) maximumtőszámmal vetett kezelés szén-dioxid-kibocsátása a vegetációs időszakban hektáronként 3,45±0,98 t, míg a lejtőderékon (9/1) 2,59±0,50 t és a lejtőlábon (13/1) 3,97±0,71t volt. Szignifikáns különbséget – $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten – egyik esetben sem mutattam ki e kezelések között. A minimumtőszámmal vetett menedzsmentzónák (x/3) esetében, a szén-dioxid-kibocsátás a lejtővállon és a lejtőderékon megegyezett, míg a lejtőláb kibocsátása ezektől $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikánsan eltért. A lejtőváll szén-dioxid-kibocsátása 4,25±0,42 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$, a lejtőderék szén-dioxid-emissziója 5,03±0,62 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ és a lejtőláb kibocsátása 2,76±0,65 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ volt. A differenciált nitrogéndózissal kezelt zónák esetében, a maximum (x/2) és a minimum (x/4) nitrogéndózisoknál fordított tendencia rajzolódott ki a szén-dioxid-kibocsátásban (49B. ábra, 243. oldal). Mind a kettő kezelés esetében a lejtőváll és a lejtőderék CO_2-kibocsátása $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikánsan eltér egymástól. Míg első esetben (x/2) a lejtőváll CO_2-kibocsátása a magasabb, addig második esetben (x/4) a lejtőderék rendelkezett magasabb emisszióval. A maximum nitrogéndózissal (x/2) kezelt menedzsmentzónáknál a lejtőváll (13/2) 8,01±2,19 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$, a

lejtőderék (9/2) 4,07±1,01 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ és a lejtőláb (12/2) 6,60±1,31 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ CO_2-kibocsátással rendelkezett. A minimum nitrogéndózissal kezelt zónák (x/4) szén-dioxid-kibocsátása a lejtővállon (13/4) 2,91±0,56 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$, a lejtőderékon (9/4) 8,48±3,04 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ és a lejtőlábon (12/4) 6,18±1,41 t ha^{-1} $v.i.^{-1}$ volt.

4.5.6. A szén-dioxid-kibocsátás talajművelések szerinti összehasonlítása – a kezelések hatása

4.5.6.1. A tőszámszabályozás hatása a talajlégzésre az eltérő lejtőkategóriákon a forgatás nélküli és a forgatásos talajművelési rendszerben

A differenciált tőszám (Max – x/1; Min – x/3) szén-dioxid-kibocsátásra gyakorolt hatásának lejtőkategória szerinti megoszlását az 50. ábra (244. oldal) szemlélteti az eltérő művelési rendszerekben a 2020-as évre. Függetlenül a talajművelési rendszertől, a szén-dioxid-kibocsátás mértéke azonos tendenciát rajzolt ki a tőszámszabályozással érintett menedzsmentzónák esetében. Míg a lejtővállon a maximumtőszámmal vetett zóna rendelkezett $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten a nagyobb szén-dioxid-kibocsátással, addig a lejtőderékon szignifikánsan és a lejtőlábon nem szignifikánsan magasabb szén-dioxid-kibocsátást azonosítottam a minimumtőszámmal vetett zónáknál.

A kísérlet második évében (2021) a differenciált tőszámmal vetett zónák szén-dioxid-kibocsátásában hasonló lefutást fedeztem fel a forgatásos és a forgatás nélküli talajművelési rendszerekben egyaránt (51. ábra, 245. oldal). Hat esetből ötben a minimumtőszámmal vetett zónák szén-dioxid-kibocsátása volt magasabb, jóllehet ebből kettő esetben (T1:13/1 – 13/3 és T2: 3/1-3/3) a szignifikáns különbség nem igazolódott $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten. A forgatásos talajművelési rendszer lejtőláb lejtőkategóriánál állapítottam meg kizárólag

szignifikánsan nagyobb szén-dioxid-kibocsátást a maximumtőszámmal vetett menedzsmentzónákban.

4.5.6.2. A differenciált nitrogénkijuttatás hatása a talajlégzésre az eltérő lejtőkategóriákon a forgatás nélküli és a forgatásos talajművelési rendszerben

A differenciált nitrogénkijuttatás (Max – x/2; Min – x/4) szén-dioxid-kibocsátásra gyakorolt hatásának lejtőkategória szerinti megoszlását az 52. ábra (246. oldal) szemlélteti az eltérő művelési rendszerekben a 2020-as évre. Függetlenül a talajművelési rendszertől, a szén-dioxid-kibocsátás mértéke azonos tendenciát rajzolt ki a differenciált nitrogénműtrágya-kijuttatással érintett menedzsmentzónák esetében mind a két talajművelési rendszerben. Ennek értelmében a lejtő irányával párhuzamosan minden egyes kezelés esetében a minimum nitrogéndózissal kezelt területek szén-dioxid-kibocsátása $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikánsan nagyobbnak bizonyult. A kísérlet második évében (2021) az eltérő nitrogéndózissal vetett zónák szén-dioxid-kibocsátásában eltérő lefutást mutattam ki (53. ábra, 247. oldal). A minimum nitrogéndózissal vetett zónák ismét magasabb szén-dioxid-kibocsátással rendelkeztek a forgatás nélküli talajművelési rendszerben a kísérlet második évében, de $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikáns különbséget kizárólag a lejtővállon és a lejtőlábon mutattam ki. Ezzel szemben a forgatásos talajművelési rendszer szén-dioxid-kibocsátása hektikusan alakult a lejtő három részén. Míg a lejtővállon ($p \leq 0,05$ szinten szignifikáns) és a lejtőlábon ($p \leq 0,05$ szinten nem szignifikáns) a maximum nitrogéndózissal kezelt zónák rendelkeztek magasabb szén-dioxid-kibocsátással, addig a lejtőderékon található zóna (9/2-9/4) esetében ismét a minimum nitrogén dózisú kezelésnek volt magasabb a szén-dioxid-kibocsátása.

4.5.7. A szén-dioxid-kibocsátás kezelések szerinti összehasonlítása az eltérő talajművelési rendszerekben

4.5.7.1. A tőszámszabályozás hatása a talajlégzésre

Az eltérő talajművelési rendszerek azonos tőszámmal vetett menedzsmentzónáinak vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátásában eltérő tendenciát mutattam ki. A kísérlet első évében az összehasonlítás a 2/1 és 9/1, a 2/3 és 9/3 a 3/1 és 12/1, valamint a 3/3 és 12/3 zónák között adott szignifikáns különbséget, azaz a forgatásos talajművelési rendszer rendelkezett magasabb CO_2-emisszióval (54. ábra, 248. oldal). Ezzel szemben a kísérlet második – aszályosabb – évében (2021) a vegetációs időszaki szén-dioxid-kibocsátás minden esetben a forgatás nélküli talajművelési rendszerben volt a magasabb (55. ábra, 249. oldal). Szignifikáns különbséget ($p \leq 0{,}05$ szignifikanciaszinten) kizárólag a 2/1 és 9/1, a 4/3 – 4/3, a 2/3 – 9/3, valamint a 3/3 és 12/3 zónák között mutattam ki 2021-ben. Ennek alapján megállapítható, hogy csapadékosabb időszakban a forgatásos talajművelési rendszer, míg aszályosabb időszakban a forgatás nélküli talajművelési rendszer rendelkezett magasabb kibocsátással függetlenül a tőszám-differenciálásától.

4.5.7.2. A differenciált nitrogénkijuttatás hatása a talajlégzésre

Az eltérő talajművelési rendszerek azonos nitrogéndózissal kezelt menedzsmentzónáinak vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátását szemlélteti az 56. ábra (250. oldal) a 2020-as évre, míg az 57. ábra (251. oldal) a 2021-es évre. A kísérlet első évében, a maximum nitrogéndózissal vetett zónák (x/2) esetében kizárólag a 3/2 és 12/2 esetében mutattam ki szignifikáns különbséget, ahol a forgatás nélküli zóna rendelkezett magasabb CO_2-emisszióval. A minimum

nitrogéndózissal kezelt zónák (x/4) esetében a forgatásos talajművelés rendelkezett magasabb szén-dioxid-kibocsátással, jóllehet szignifikáns különbséget $p \leq 0{,}05$ szinten kizárólag a 2/4 és 9/4, valamint a 3/4 és 12/4 zónák között mutattam ki. Ezzel szemben a kísérlet második évében (2021) a vegetációs időszaki szén-dioxid-kibocsátás a maximum (x/2) és minimum (x/4) nitrogéndózissal kezelt zónák esetében különbséget mutat. A maximumdózissal kezelt zónáknál szignifikáns különbséget mutattam ki a 4/2 és 13/2, valamint a 3/2 és 12/2 zónák között, ahol a forgatásos talajművelési rendszer zónái (13/2 és 12/2) rendelkeztek magasabb szén-dioxid-kibocsátással. A lejtőderékon – 2/2 és 9/2 – a forgatás nélküli zónának volt $p \leq 0{,}05$ szignifikanciaszinten szignifikánsan magasabb szén-dioxid-kibocsátása. A minimumdózissal kezelt zónáknál a forgatás nélküli talajművelési rendszer rendelkezett magasabb szén-dioxid-kibocsátással, ugyanakkor szignifikáns különbséget kizárólag a lejtőváll – 4/4 és 13/4 – lejtőrészen található zónánál mutattam ki. Ezen eredmények alapján a minimum nitrogéndózissal kezelt zónák esetében rajzolódik ki egyértelműen az a tendencia, hogy csapadékosabb időszakban a forgatásos talajművelési rendszer, míg aszályosabb időszakban a forgatás nélküli talajművelési rendszer rendelkezett magasabb szén-dioxid-kibocsátással. A maximumdózissal kezelt zónák esetében a lejtőváll (4/2 és 13/2) és a lejtőláb (3/2 és 12/2) lejtőrészen a forgatás nélküli talajművelési rendszer rendelkezik magasabb szén-dioxid-kibocsátással csapadékosabb időszakban, míg a lejtőderékon (2/2 és 9/2) a forgatásos talajművelési rendszer. A minimumdózissal kezelt zónáknál a tendencia megfordul és a tőszámszabályozásnál megfigyelhető tendencia alakul ki, azaz a csapadékosabb időszakban a

forgatásos talajművelési rendszer, míg aszályosabb időszakban a forgatás nélküli talajművelési rendszer rendelkezett magasabb CO_2-kibocsátással.

4.5.8. A szántás hatása a szén-dioxid-kibocsátásra

A szántás időbeli és mennyiségi hatásának kimérésére a második évben került sor a forgatásos talajművelési rendszerben (T1). Megállapítottam, hogy a szántás szén-dioxid-kibocsátásra gyakorolt időbeli és mennyiségi hatása lejtőkategóriánként eltérő (58. ábra, 252. oldal). Lejtőkategóriák szerint kimutattam a szántás szén-dioxid-kibocsátásra gyakorolt pozitív hatását, jóllehet CO_2-emissziót növelő hatása csupán órákra mutatható ki a szántást követően. Lejtőváll (13/5) esetében a szén-dioxid-kibocsátás a szántás elvégzése után 114,16 percen belül áll vissza a szántást megelőző kibocsátási szintre, ezalatt az idő alatt átlagosan 0,123±0,05 g m^{-2} szén-dioxid-növekményt prediktáltam. A lejtőderékon (9/5) a szántás hatása a szén-dioxid-kibocsátásra időben hosszabb ideig tartott (144,15 perc), amelynek köszönhetően magasabb, 0,146±0,006 g m^{-2} CO_2-emissziós növekményt mutattam ki. A lejtőlábon (12/5) végzett szántás szén-dioxid-kibocsátásra gyakorolt pozitív hatása rövidebb ideig tartott (132,55 perc), mint a lejtőderékon, de annak amplitúdója nagyobb volt. Ennek következtében a legnagyobb szántás okozta többlet szén-dioxid-kibocsátást itt azonosítottam, ennek mértéke átlagosan 0,486±0,026 g m^{-2} volt.

A szántás szén-dioxid-kibocsátásra gyakorolt hatásának vizsgálata során arra a következtetésre jutottam, hogy a szakirodalomban fellelhető információkkal megegyezően valóban megnöveli a talajból eredő szén-dioxid-kibocsátás mértékét, de annak nagysága nem okoz

$p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten szignifikáns hatást az éves szén-dioxid-kibocsátásra (75. ábra, 271. oldal). A lejtőváll esetében (13/5) a vegetációs időszaki szén-dioxid-kibocsátás szántás hatására 10,33±4,86 t ha^{-1}-ra emelkedett, amely 0,001 t ha^{-1} szén-dioxid-kibocsátással volt magasabb a szántott kezeléshez képest. Lejtőderékon (9/5) a szántás hatására bekövetkező szén-dioxid-kibocsátás összege 9,59±2,8 t ha^{-1} volt a vegetációs időszakban, amely 0,001 t ha^{-1}-ral meghaladta a szántás nélküli CO_2-emissziót, míg a lejtőlábnál prediktált szén-dioxid-kibocsátás hektáronként 0,003 tonnával volt magasabb a szántás esetén.

4.5.9. A gyökérlégzésből és a mikrobiológiai bontásból származó szén-dioxid mennyiségének szétválasztása

A gyökérlégzésből és a mikrobiális aktivitás okozta szervesanyag-bomlásból keletkező szén-dioxid-kibocsátás szétválasztásából származó eredményeimet a 60. ábra (254. oldal) szemlélteti. A szántóföldi kísérlet első (2020) és második éve (2021) eltérő eredményeket mutatott, nagymértékű javulás látható minden talajművelési rendszerben az alkalmazott módszer tekintetében.

A kísérlet első évében (2020) a mikrobiális aktivitás és a talajlégzés összehasonlítása érdekében végzett mérések 60 százalékában $p \leq 0,1$ szignifikanciaszinten nem mutattam ki szignifikáns különbséget egyik talajművelési rendszer esetében sem (59A. ábra, 253. oldal)). Forgatás nélküli talajművelési rendszernél a mérések 7 százalékában $p \leq 0,1$ szignifikanciaszinten, 20 százalékában $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten és 13 százalékában $p \leq 0,01$ szignifikanciaszinten szignifikánsan alacsonyabb szén-dioxid-kibocsátást mutattam ki a geofóliával elválasztott talajok esetében. Ezzel szemben a forgatásos talajművelési

rendszer méréseinek 20 - 20 százalékában $p \leq 0,05$ és $p \leq 0,01$ szignifikanciaszinten szignifikánsan kevesebb szén-dioxid-kibocsátást mértem a geofóliával elválasztott talajok esetében.

A kísérlet második évében (2021) a forgatás nélküli talajművelési rendszernél a mérések 37 százalékában, míg a forgatásos talajművelési rendszernél a mérések 33 százalékában nem mutattam ki szignifikáns különbséget a kétféle módszer alkalmazásával mért szén-dioxid-kibocsátás között (59B. ábra, 253. oldal). Forgatás nélküli talajművelési rendszernél a mérések 16 százalékában $p \leq 0,1$ szignifikanciaszinten, 23 százalékában $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten és 24 százalékában $p \leq 0,01$ szignifikanciaszinten szignifikánsan alacsonyabb szén-dioxid-kibocsátást mutattam ki a geofóliával elválasztott talajoknál. A forgatásos talajművelési rendszer méréseinek 7 százalékában $p \leq 0,1$ szignifikanciaszinten, 23 százalékában $p \leq 0,05$ szignifikanciaszinten és 27 százalékában $p \leq 0,01$ szignifikanciaszinten szignifikánsan alacsonyabb szén-dioxid-kibocsátással rendelkeztek a geofóliával elválasztott talajok.

Az évek között meglévő nagymértékű javulást a mérési módszer továbbfejlesztésének tulajdonítottam. Az első évben a geofóliát 20 cm-es mélységbe helyeztem le és annak a tetejére került vissza a kiemelt talaj úgy, hogy a geofólia széle nem került eltemetésre, megkönnyítve ezzel a pontok vizuális beazonosítását (60A. ábra, 254. oldal). A második évben a geofóliák ugyanazon mélységekbe kerültek lehelyezésre a két eltérő talajművelési rendszer 30 mérési pontjára azzal a kivétellel, hogy a geofólia minden része a talaj felszíne alá került (60B. ábra, 254. oldal).

A módszertan-változtatás hatására a 0-5 cm-en mért talajnedvesség-tartalomban $p \leq 0,05$ szinten meglévő szignifikáns különbség a geofóliára helyezett talaj és a termeszétes közegében lévő talaj között megszűnt mind a kettő talajművelési rendszernél (30. táblázat, 255. oldal). Ugyanis a talajra helyezett geofólia összegyűjtötte a lecsapódó reggeli harmatot és nedvesebbé tette a geofóliában lévő talajt, fokozva ezáltal a szén-dioxid-kibocsátást.

4.5.10. A megfigyelt környezeti tényezők hatása a talajlégzésre

A környezeti tényezők talajlégzésre gyakorolt hatását a második éves (2021) mérési eredményekre készítettem el az átlagkezelést kapott menedzsmentzónákra mind a forgatásos (T1), mind pedig a forgatás nélküli (T2) talajművelési rendszerben (x/5) havi bontásban. Az elemzést azért a második éves terepi mérési eredményekre készítettem el, mert a kísérlet első évében kitört koronavírus-világjárvány hatására bevezetett kijárási tilalom nem tette lehetővé a szén-dioxid-kibocsátás egy teljes vegetációs időszakon keresztül történő szántóföldi mérését.

Annak érdekében, hogy meghatározzam, mely tényezők (talajhőmérséklet, levegő-hőmérséklet, páratartalom, légnyomás, talajnedvesség 0-5 cm, talajnedvesség 5-10 cm, NDVI-érték) gyakorolták a legnagyobb hatást a talajlégzésre az egyes hónapokban, főkomponens-analízist alkalmaztam. A megfigyelt hét faktor (tényezők) miatt 7 főkomponenst kaptam, amelyek a megfigyelt tényezők kombinációjaként jönnek létre. A főkomponensek hosszát (a főkomponenseken belül betöltött fontosságát) az úgynevezett sajátértékkel (eigenvalue) jellemezzük, amely az értelmezett variancia. Azon főkomponensek, amelyek kisebb mint 1 sajátértékkel rendelkeztek, nem kerültek kiválasztásra a további elemzés során,

mivel az adott tényező más főkomponens hatását erősítheti. Az elkészített loading plot ábrák tengely beosztása -1-től +1-ig terjed és azt jelzik, hogy mennyire erős a korrelációs együttható az egyes tényezők és a kiválasztott kettő legfontosabb főkomponens között.

A forgatás nélküli talajművelési rendszer 4/5-ös zónájának elemzésénél az első két főkomponenst választottam ki (61. ábra, 256. oldal), mivel ezek megfelelnek a kiválasztási kritériumoknak, azaz a sajátértékük nagyobb, mint 1 és a két főkomponens kumulatív részesedése a teljes varianciából 81,76 százalék (PC1: 60,99%; PC2: 20,85%). A főkomponensek tartalmi elemeinek elemzésénél megállapítottam (67. ábra, 262. oldal), hogy az NDVI-érték és az 5-10 centiméteren (cm-en) mért talajnedvesség között negatív a korreláció. Míg pozitív korrelációt a levegő-hőmérséklet és a talajhőmérséklet, valamint a légnyomás és a talajnedvesség között mutattam ki. A páratartalom- és légnyomásvektorok mivel merőlegesek egymásra, így itt nem mutattam ki korrelációt. Az első főkomponenssel (PC1) erős pozitív korrelációt mutat az NDVI-érték (0,86), a talajhőmérséklet (0,84) és a levegő-hőmérséklet (0,91), míg mérsékelten erős negatív kapcsolatot mutat a légnyomás (-0,66) és erős negatív kapcsolatot az 5-10 cm-en mért talajnedvesség (-0,89). A második főkomponens (PC2) és a 0-5 cm-en mért talajnedvesség és páratartalom között mérsékelten erős negatív kapcsolatot (-0,70) mutattam ki.

A forgatás nélküli talajművelési rendszer 2/5-ös zónájának elemzésénél az első két főkomponenst választottam ki (62. ábra, 257. oldal), mivel ezek megfelelnek a kiválasztási kritériumoknak, azaz a sajátértékük nagyobb, mint 1 és a két főkomponens kumulatív részesedése a teljes varianciából 71,90 százalék (PC1: 51,03%; PC2: 20,86%). A

főkomponensek tartalmi elemeinek elemzésénél megállapítottam (68. ábra, 263. oldal), hogy az NDVI-érték és az 5-10 cm-en mért talajnedvesség között negatív korreláció van. Míg pozitív korrelációt a levegő-hőmérséklet és a talajhőmérséklet között mutattam ki. A páratartalom és légnyomás, a talajnedvesség (0-5 cm) és az NDVI-érték, a páratartalom és levegő-hőmérséklet, valamint a 0-5 cm-en és az 5-10 cm-en mért talajnedvesség-vektorok merőlegesek egymásra, így itt nem mutattam ki korrelációt. Az első főkomponenssel (PC1) erős pozitív korrelációt mutat az NDVI-érték (0,86), a talajhőmérséklet (0,84) és a levegő-hőmérséklet (0,83), míg mérsékelten erős negatív kapcsolatot mutat a légnyomás (-0,74) és erős negatív kapcsolatot az 5-10 cm-en mért talajnedvesség (-0,87). A második főkomponens (PC2) és a feltalaj 0-5 cm-én mért talajnedvesség között mérsékelten erős pozitív kapcsolatot (0,60), míg erős pozitív kapcsolatot (0,86) a páratartalom között mutattam ki.

A forgatás nélküli talajművelési rendszer 3/5-ös zónájának elemzésénél az első két főkomponenst választottam ki (63. ábra, 258. oldal), mivel ezek megfelelnek a kiválasztási kritériumoknak, azaz a sajátértékük nagyobb, mint 1 és a két főkomponens kumulatív részesedése a teljes varianciából 81,59 százalék (PC1: 57,36%; PC2: 24,23%). A főkomponensek tartalmi elemeinek elemzésénél megállapítottam (69. ábra, 264. oldal), hogy az NDVI-érték és az 5-10 cm-en mért talajnedvesség között negatív korreláció van. Míg pozitív korrelációt a levegő-hőmérséklet és a talajhőmérséklet, valamint a légnyomás és a talajnedvesség (5-10 cm) között mutattam ki. Az első főkomponenssel (PC1) erős pozitív korrelációt mutat az NDVI-érték (0,83), a talajhőmérséklet (0,91) és a levegő-hőmérséklet (0,87), míg

mérsékelten erős negatív kapcsolatot mutat a légnyomással (-0,71) és a 0-5 cm-en mért talajnedvességgel (-0,77), valamint erős negatív kapcsolatot az 5-10 cm-en mért talajnedvességgel (-0,81). A második főkomponens (PC2) és a páratartalom között erős pozitív kapcsolatot (0,99) mutattam ki.

A forgatásos talajművelési rendszer 13/5-ös zónájának elemzésénél az első két főkomponenst választottam ki (64. ábra, 259. oldal), mivel ezek megfelelnek a kiválasztási kritériumoknak, azaz a sajátértékük nagyobb, mint 1 és a két főkomponens kumulatív részesedése a teljes varianciából 82,38 százalék (PC1: 65,90%; PC2: 16,48%). A főkomponensek tartalmi elemeinek elemzésénél megállapítottam (70. ábra, 265. oldal), hogy az NDVI-érték és az 5-10 cm-en mért talajnedvesség, valamint az NDVI-érték és a légnyomás között negatív a korreláció. Míg pozitív korrelációt a levegő-hőmérséklet és a talajhőmérséklet, valamint a légnyomás és a talajnedvesség (5-10 cm) között mutattam ki. Az első főkomponenssel (PC1) erős pozitív korrelációt mutat az NDVI-érték (0,92), a talajhőmérséklet (0,85) és a levegő-hőmérséklet (0,98), míg erős negatív kapcsolatot mutat a légnyomással (-0,89) és az 5-10 cm-en mért talajnedvességgel (-0,86). A második főkomponens (PC2) és a páratartalom között közepesen pozitív kapcsolatot (0,5), míg a 0-5 cm-en mért talajnedvességgel erős pozitív kapcsolatot (0,80) mutattam ki.

A forgatásos talajművelési rendszer 9/5-ös zónájának elemzésénél az első két főkomponenst választottam ki (65. ábra, 260. oldal), mivel ezek megfelelnek a kiválasztási kritériumoknak, azaz a sajátértékük nagyobb, mint 1 és a két főkomponens kumulatív részesedése a teljes varianciából 83,54 százalék (PC1: 66,22%; PC2: 17,32%). A

főkomponensek tartalmi elemeinek elemzésénél megállapítottam (71. ábra, 266. oldal), hogy az NDVI-érték és az 5-10 cm-en mért talajnedvesség, valamint az NDVI-érték és a légnyomás között negatív korreláció van. Míg pozitív korrelációt a levegő-hőmérséklet és a talajhőmérséklet, valamint a légnyomás és a talajnedvesség (5-10 cm) között mutattam ki. Az első főkomponenssel (PC1) erős pozitív korrelációt mutat az NDVI-érték (0,96), a talajhőmérséklet (0,88) és a levegő-hőmérséklet (0,97), míg erős negatív kapcsolatot mutat a légnyomással (-0,94) és az 5-10 cm-en mért talajnedvességgel (-0,89). A második főkomponens (PC2) és a páratartalom között erős pozitív kapcsolatot (0,89), míg a 0-5 cm-en mért talajnedvességgel közepesen erős pozitív kapcsolatot (0,53) mutattam ki.

A forgatásos talajművelési rendszer 12/5-ös zónájának elemzésénél az első két főkomponenst választottam ki (66. ábra, 261. oldal), mivel ezek megfelelnek a kiválasztási kritériumoknak, azaz a sajátértékük nagyobb, mint 1 és a két főkomponens kumulatív részesedése a teljes varianciából 83,11 százalék (PC1: 61,54%; PC2: 21,57%). A főkomponensek tartalmi elemeinek elemzésénél megállapítottam (72. ábra, 267. oldal), hogy a légnyomás és a levegő-hőmérséklet között negatív korreláció van. Míg pozitív korrelációt a levegő-hőmérséklet és a talajhőmérséklet, valamint a levegő-hőmérséklet és az NDVI-érték között mutattam ki. Az első főkomponenssel (PC1) erős pozitív korrelációt mutat az NDVI-érték (0,94), a talajhőmérséklet (0,87) és a levegő-hőmérséklet (0,90), míg erős negatív kapcsolatot mutat a légnyomással (-0,88) és az 5-10 cm-en mért talajnedvességgel (-0,81). A második főkomponens (PC2) és a páratartalom között közepesen erős

pozitív kapcsolatot (0,79), míg a 0-5 cm-en mért talajnedvességgel közepesen negatív kapcsolatot (-0,64) mutattam ki.

Ezen elemzést követően a havi rendszerességgel, négy ismétlésben elvégzett ismétlésekhez tartozó normalizált értékeket megszoroztam a PC1-hez és PC2-höz tartozó súlyozási értékekkel és az így kapott főkomponensértékeket azok tartalmi elemeivel együtt (vektorok) ábrázoltam a kétdimenziós térben, amelynek vízszintes és függőleges tengelye a két legnagyobb főkomponens (73. és 74. ábra, 268. és 269. oldal). A megjelenítés eredményeként megállapítottam, hogy a normalizált értékek két jól elkülönülő csoportra oszthatók a PC1 mentén. Az első csoportot az úgynevezett nyári hónapok alkotják (6=június, 7=július, 8=augusztus), ahol jellemzően az NDVI-érték, a levegő- és talajhőmérséklet, valamint a páratartalom szerepe az erős a forgatás nélküli talajművelési rendszerben, míg a forgatásos talajművelési rendszerben a 0-5 cm-en mért talajnedvesség, az NDVI-érték, a levegő- és talajhőmérséklet szerepe hangsúlyos. A páratartalom hatása kizárólag a 12/5-ös menedzsmentzónában mutatható ki a nyári hónapokban. A második csoport az úgynevezett tavaszi (3=március, 4=április, 5=május) és őszi hónapok (9=szeptember), ahol a növényi gyökérlégzésből származó szén-dioxid-kibocsátás még nincs jelen, vagy a csökkenő növényi aktivitás miatt kevésbé játszik szerepet az emisszióban. Ezen csoportnál a 0-5 és 5-10 centiméteren mért talajnedvesség és a légnyomás a forgatás nélküli talajművelési rendszerben, valamint a 5-10 centiméteren mért talajnedvesség, a légnyomás és a páratartalom szerepe jelentős a forgatásos talajművelési rendszerben.

A főkomponens-vizsgálatok alapján kísérletet tettem a szántóföldi körülmények között mért szén-dioxid-kibocsátás modellezésére a megfigyelt két csoportra jellemző környezeti tényezők és a növényi hatótényező figyelembevételével, amelynek eredményét a 31. táblázat (270. oldal) szemlélteti. Predikciós modell kialakítása a megfigyelt változókkal kizárólag a forgatás nélküli talajművelési rendszer 3/5 zónájának tavaszi és őszi hónapjaira nem hozott eredményt. A kialakított modellekből megállapítható, hogy a forgatásos talajművelési rendszer tavaszi és őszi hónapjaiban a talajnedvesség szignifikáns meghatározója a szén-dioxid-kibocsátásnak. Ezzel szemben a nyári hónapokban, a CO_2-emisszió szignifikáns meghatározója az NDVI-érték és a talajhőmérséklet (4/5-2/5), valamint a levegő-hőmérséklet (2/5) valamely fokú kombinációja. A forgatás nélküli talajművelési rendszer esetében a tavaszi hónapoknál a légnyomás, a páratartalom és az 5-10 cm-en mért talajnedvesség faktor kombinációi határozzák meg szignifikánsan a szén-dioxid-kibocsátást. A nyári hónapokban az NDVI-érték és a talaj-, vagy a levegő-hőmérséklet együttes hatása szignifikánsan befolyásolja a szén-dioxid-kibocsátást. A modellek magyarázó erejének (R^2_{adj}) nagysága a forgatás nélküli tábla esetében 0,584 és 0,950 között változott, míg a forgatásos talajművelési rendszernél 0,368 és 0,928 között mozgott. A kialakított modellek szignifikanciaszintje egyik esetben sem haladta meg a p=0,05 szintet.

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Az elvégzett kísérletek alapján az alábbi következtetéseket és javaslatokat fogalmaztam meg:

- A környezeti tényezők megfigyelésére fejlesztett mérőrendszer – a beépülő szenzorok mérésének pontosság-ellenőrzése után – alkalmas a talajból eredő szén-dioxid-emissziójának, a talaj nedvességtartalmának és hőmérsékletének, valamint a levegő-hőmérsékletének, páratartalmának és légnyomásának vizsgálatára.
- A modellszámítások alapján megállapítottam, hogy a szemes kukorica termesztésének fenntarthatósági tanúsítása az új alapokra helyezett adatfeldolgozási módszertannal biztosított. A NAIK MGI által 2011-ben a szemes kukorica fenntarthatóságáról publikált adatainál, az új módszertan alkalmazása a fajlagos, 1 tonna kukorica előállítása során keletkező ÜHG-mennyiségében mindössze 5-15 százalékos növekedést eredményezett (URL1, URL2). Mindezt úgy, hogy az eddig a regionális inputanyag-felhasználásban megfigyelhető eltérések kiigazításra kerültek (ez 15-30%-os növekedést eredményezett az inputanyagok felhasználásában (Sárvári, 2005; Sárvári et al., 2006; NAIK MGI 2004 - 2008)), ennek köszönhetően az új adatfeldolgozási módszertannal számított regionális inputanyag-felhasználások mennyisége igazodik a hivatalos adatpublikációkban található regionális felhasználási színvonalhoz (KSH, 2013).

- Kimutattam az eltérő talajművelésű területekről származó talajoszlop-minták szén-dioxid-kibocsátásának periodikus változását a vegetációs időszakban. A mérési eredmények azt bizonyítják, hogy a művelés okozta talajszerkezeti különbségek és a szerkezetre ható eltérő környezeti tényezők együttes változása befolyásolja a szén-dioxid-emissziót mind a forgatásos, mind pedig forgatás nélküli talajművelési rendszerekben. A szén-dioxid-emisszió mögött álló hatótényezők vizsgálatára számos kutatási eredmény áll rendelkezésre az 1990-as évektől. A nemzetközi és hazai szinten a legmeghatározóbb mind közül Heneghan et al. (1999) és Birkás és Gyuricza (2004) publikációi, akik megfigyelték, hogy a talaj mikrobiális aktivitásán és a növényi növekedés fokozásán keresztül hatással van a szén-dioxid-kibocsátásra, amelyet a környezeti tényezők változása fokozni vagy csökkenteni képes. Eredményeim egybeesnek Kovács (2014), Chen et al. (2017), Ray et al. (2020) és Mohammed et al. (2021) eredményeivel, akik felhívták a figyelmet a hőmérséklet és a talajnedvesség szerepére, mint a talajok szén-dioxid-kibocsátását leginkább befolyásoló tényezőkre. Ugyanakkor a szén-dioxid-emisszió mögött álló hatótényezők periodikus változására Reicosky et al. (2008), majd az eltérő talajművelési rendszerekben lejátszódó szén-dioxid-kibocsátást fokozó folyamatokra és azok hatótényezőire Mohammed et al. (2021) és később Kulmány et al. (2022a) hívták fel elsőként a figyelmet.

- Vizsgáltam a tőszámszabályozás, és a differenciált nitrogénműtrágya-kijuttatás szerepét a talajból eredő szén-dioxid-kibocsátásban. A mérési eredmények általánosságban azt bizonyították, hogy az alacsony tőszámmal vetett és az alacsony nitrogéndózissal kezelt zónák CO_2-kibocsátása magasabb, mint a magas tőszámmal és nitrogénnel kezelt zónák esetében. Azonban a kísérleti években tapasztalható klimatikus különbségek erőteljesen befolyásolták az eredményeket, ezért a kimutatott eredményekben nagy volatilitás tapasztalható. Megállapításaim a szakirodalomban fellelhető eredményekkel egybeesnek. Al-Kaisi et al. (2008), Wilson és Al-Kaisi (2008) és Ramirez et al. (2010) szintén reduktív hatást figyeltek meg különböző típusú és mennyiségű nitrogénműtrágya alkalmazása esetén a talajok szén-dioxid-kibocsátásában, ugyanakkor nem találtam forrást a szakirodalomban az évjárathatás és a nitrogénműtrágyázás együttes hatásaként fellépő szén-dioxid-emisszióban megfigyelhető különbségekre. *Ezért az eredmények alátámasztása érdekében javaslom a kísérlet jövőbeni megismétlését ugyanezzel az elrendezéssel, de módosított mérési módszertannal. E célitűzés megvalósítása érdekében a kísérlet folytatását tervezem Polgárdiban.*
- A domborzati különbség (katéna-hatás) eredményezte szén-dioxid-kibocsátásban meglévő eltéréseket a normál csapadékellátottsági időszakban megerősítettem, míg aszályosabb időszakban eltérő tendenciát mutattam ki a lejtő különböző szakaszain. Normál csapadékellátottságú időszakban kimutatott eredményeim egybeesnek Kirkels et al. (2014), Hu

et al. (2016), Wang et al. (2017) és Nitsche et al. (2017) eredményeivel, akik megállapították, hogy a lejtőgradiens, a víz lemosódás és az erózió befolyásolhatja a talajnedvesség és a tápanyagtartalom térbeli eloszlását, valamint a vegetáció növekedését, közvetve pedig a talajból eredő szén-dioxid-kibocsátást. Ezzel szemben az aszályosabb időszakban megfigyelt alacsonyabb szén-dioxid-kibocsátásra nem találtam példát, amely a talajművelés nedvességmegtartó képességére, így a szén-dioxid-kibocsátást befolyásoló hatására hívja fel a figyelemet (Du et al., 2020). *Ennek apropóján, a lejtőhatás eredményezte szén-dioxid-kibocsátási különbségek bizonyítására további kísérletek beállítását javaslom, amelynek első lépéseként hosszú távú szántóföldi méréseket állítottam be Dióskálon.*

- Vizsgálatai eredményeim alapján meghatároztam, hogy a kedvező csapadékellátottsági évben a forgatásos talajművelési rendszer, míg aszályosabb évben a forgatás nélküli talajművelési rendszer rendelkezett magasabb talajlégzéssel. Az eltérő talajművelési rendszerek szén-dioxid-kibocsátásának összehasonlításából származó eredményeim egybeesnek Zsembeli et al. (2005), Kovács et al. (2008), Al-Kaisi és Yin (2005), Lu et al. (2015) és Alhassan et al. (2021) eredményeivel, akik a forgatásos talajművelési rendszer magasabb szén-dioxid-kibocsátását figyelték meg kísérleteikben. Ugyanakkor, Oorts et al. (2007), Cseng-Fang et al. (2012) és Kulmány et al., 2022a eredményei a megállapításaimmal összhangban rámutatnak arra, hogy a forgatás nélküli talajművelési rendszer szén-dioxid-

kibocsátása magasabb is lehet a forgatásos talajművelési rendszereknél a csapadékosabb időszakokban, köszönhetően a talaj magasabb nedvességtartalmának és az így bekövetkező magasabb mikrobiológiai és növényi aktivitásnak. *Az évjárathatás és a talajművelések szén-dioxid-kibocsátása között meglévő változékonyság feltárásra további kísérletek beállítását javaslom. Ennek első lépéseként az évjárathatás és a talajművelés vizsgálatára szántóföldi méréseket állítottam be Mosonmagyaróváron 2022-től.*

- Szántóföldi mérések eredményei alapján arra a következtetésre jutottam, hogy a vegetációs időszak eltérő szakaszaiban a talajlégzés mögött eltérő tényezők állnak. Míg a nyári hónapokban (június, július, augusztus) egyértelműen meghatározható a gyökérlégzés szerepe, addig a tavaszi és őszi hónapokban a környezeti tényezők állnak a talajból eredő szén-dioxid-kibocsátás mögött. A gyökérlégzésből és a mikrobiális légzésből eredő szén-dioxid-kibocsátás szétválasztására kevés példa áll rendelkezésre a szakirodalomban. Kovács (2014) eredményei szerint a gyökérlégzésből eredő szén-dioxid-kibocsátás aránya elérheti a 70-90 százalékot a vegetációs időszak egyes fázisaiban, ugyanakkor a gyöklégzés szezonális dinamikáját megfigyelő kutatásra nem találtam példát a szakirodalmi áttekintés során.

6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. A szemes kukorica (*Zea mays* L.) termesztése során keletkezett üvegházhatású gázok kibocsátásának IPCC módszertannal történő modellezéséhez szükséges inputanyagokra vonatkozó adatfeldolgozást megújítottam. Az inputanyag-felhasználás számításánál a szakértői becsléseket és az alapértékeket eltávolítottam (Tier 1) és saját számításon alapuló adatfeldolgozási módszerrel helyettesítettem azokat (Tier 3). A kapott eredmények a nyilvánosan elérhető inputanyag-felhasználássokkal összhangban vannak. A kialakított módszertan segítségével meghatározott új ÜHG-kibocsátási értékek jobban modellezik a kukorica termesztésének ökológiai lábnyomát. Az új módszertan 2021 óta képezi az Agrárközgazdasági Intézet (AKI) által elkészített bioüzemanyag alapanyagainak számító árunövények (kukorica, búza, árpa, napraforgó, repce és szója) fenntarthatósági számításainak alapját (I. Melléklet).

2. Mérési pontoság-ellenőrzéssel igazoltam, hogy az új mérőrendszer alkalmas a talaj- és levegő-hőmérséklet, a szén-dioxid-koncentráció, a talajnedvesség-tartalom meghatározására. Az így kialakított mérőrendszer használható szántóföldi környezetben történő szén-dioxid-emisszió nyomon követését célzó mérések elvégzésére.

3. Laboratóriumi mérések során igazoltam, hogy a forgatás nélküli talajművelési rendszerből származó eredeti szerkezetű talajoszlopok szén-dioxid-kibocsátása magasabb a forgatásos talajművelésből származó talajoszlopok kibocsátásánál a vizsgálat tárgyát képező 2020-as és 2021-es vegetációs időszakokban, de – $p \leq 0{,}05$

szignifikancia szinten – szignifikáns különbség kizárólag a vegetációs időszakok közepén (augusztusban) mutatható ki. A forgatás nélküli talajművelési rendszerben tapasztalható nagyobb szén-dioxid-kibocsátás a magasabb talajnedveségből és szervesanyag-tartalomból, a talajok kedvezőbb hőháztartásából, a kedvezőbb talajszerkezetből és ezen tényezők interakciójából eredő kedvezőbb talajélet eredménye.

4. Statisztikailag igazoltam, hogy a Sárrét kistájon található csernozjom genetikai talajtípuson a gyökérlégzés szerepe kizárólag a nyári (június, július és augusztus) hónapokban határozza meg $p \leq 0,05$ szignifikancia szinten szignifikánsan a talajból eredő szén-dioxid-kibocsátást kukoricában, míg a tavaszi és az őszi hónapokban (márciusban, áprilisban, májusban és szeptemberben) a környezeti tényezők, úgymint a talaj- és levegő hőmérséklet, a talajnedvesség a légnyomás és a páratartalom határozza meg $p \leq 0,05$ szignifikancia szinten szignifikánsan a talajból eredő szén-dioxid-kibocsátást.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

Az értekezés alapjául szolgáló szántóföldi (in situ) és laboratóriumi (ex situ) kísérleteket a Fejér megyében található Polgárdiban és a Széchenyi István Egyetem, Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar talajlaboratóriumában végeztem el 2019 október és 2021 november között. A kísérleteken túl, új adatfeldolgozási módszer bevezetésével modellvizsgálatot végeztem a magyarországi szemeskukorica-termelés üvegházhatásúgáz-kibocsátásának megismeréséhez.

A kutatómunkám során olyan kérdésekre keresetem a válaszokat, amelyek segítségével új információ szerezhető a tőszám-szabályozás és a differenciált nitrogén-kijuttatás, valamint a környezeti és növényi tényezők szén-dioxid-kibocsátásra gyakorolt térbeli és időbeli hatásáról. Mindezt úgy, hogy a kibocsátás nyomon követéséhez saját mérőrendszert fejlesztettem.

Az egyes kezelések szén-dioxid-kibocsátásban betöltött szerepének hatását a különböző talajművelési rendszerekben (forgatásos és forgatás nélküli) in situ vizsgáltam, míg az ex situ kísérletekhez művelésenként eredeti szerkezetű talajoszlop-mintákat vettem a vegetációs időszak különböző időpontjában és tenyészedényes körülmények között méréseket hajtottam végre rajtuk, a 2020-as és 2021-es években. A szántóföldi szén-dioxid-kibocsátás és a kibocsátást befolyásoló hatótényezők nyomon követése a vegetációs időszakot átívelően havonta egyszer történtek. A koronavírus-világjárvány terjedése miatt bevezetett utazási korlátozások nem tették lehetővé a kísérlet azonos időben történő elkezdését, így 2020-ban a kísérletet májustól októberig, míg 2021-ben március és október között hajtottam végre.

Az új adatfeldolgozási módszertannal kiegészített modellszámítás alapján megállapítottam, hogy a szemeskukorica-termesztés regionális szintű üvegházhatásúgáz-kibocsátása alacsonyabb a 2018-ban elfogadott második megújuló energia direktívában (Renewable Energy Directive II, REDII) szereplő határértéknél. Ennek alapján a szemeskukorica fenntarthatósági tanúsítása az új alapokra helyezett adatfeldolgozási módszertannal biztosított, amelyben az inputanyag-felhasználások igazodnak a regionális felhasználási színvonalhoz.

A Kovács (2014) eredményeihez hasonlóan a forgatás nélküli talajművelésből származó talajoszlopok szén-dioxid-kibocsátásai magasabbak voltak, mint a hagyományos (forgatásos) művelésnél mértek a tenyészedényes kísérletben, de annak mértéke a vegetációs időszakban periodikusan változott. Ennek alapján megállapítottam, hogy a forgatás nélküli talajművelés során kedvezőbb feltételek alakulnak ki a mikrobiológiai aktivitáshoz, ugyanakkor a kibocsátás mögött eltérő környezeti tényezők állnak az egyes talajművelési rendszerekben csapadékosabb (2020) és aszályosabb (2021) időszakban.

A szántóföldi kísérletben általánosságban megállapítottam, hogy a minimum tőszámmal vetett és a minimum nitrogén dózissal kezelt zónák CO_2-kibocsátása magasabb, mint a maximum tőszámmal és maximum nitrogénnel kezelt zónák esetében. Továbbá a domborzati különbség okozta szén-dioxid-kibocsátásban meglévő különbségek a normál csapadékellátottsági időszakban a korábbi megfigyelések szerint változtak (Kang et al., 2006; Paz-Ferreiro és Fu, 2016; Hu et al., 2020), míg aszályosabb időszakban ettől eltérő tendenciát mutattam ki a lejtő különböző szakaszain. Vizsgálati eredményeim arra is

rávilágítanak, hogy a kedvező csapadékellátottsági évben a forgatásos talajművelési rendszer szén-dioxid-kibocsátása nagyobb, összhangban Ussiri és Lal, (2009), Lu et al., (2015), Abdalla et al., (2016) és Bilandžija et al., (2017) eredményeivel, míg aszályosabb évben a forgatás nélküli talajművelési rendszer rendelkezett magasabb szén-dioxid-kibocsátással, ahogy azt Oorts et al., (2007), Cseng-Fang et al., (2012) és Bilandžija et al., (2014) is kimutatta. Összességében megállapítható, hogy a kísérleti években tapasztalható nagymértékű, klimatikus tényezőkben meglévő különbségek térben és időben befolyásolták a talajból eredő szén-dioxid-kibocsátást.

Az egyes környezeti és növényi tényezők szén-dioxid-kibocsátásban betöltött szerepének vizsgálatakor kimutattam, hogy a vegetációs időszak eltérő szakaszaiban a talajlégzés mögött eltérő tényezők állnak. Míg a nyári hónapokban (június, július, augusztus) egyértelműen a gyökérlégzés szerepe a meghatározó, addig a tavaszi és őszi hónapokban a környezeti tényezők állnak a talajból eredő szén-dioxid-kibocsátás mögött.

8. PUBLIKÁCIÓS JEGYZÉK

8.1. Az értekezés témakörében megjelent publikációk

Tudományos közlemény, magyar nyelvű, lektorált folyóiratban:

Kulmány, I.M., †Enzsöl, E., Vona, V., Kovács, B., Milics, G., 2020. Hüvelyes növények (Fabeles) szerepe a növénytermesztésben és az üvegházhatásúgáz-kibocsátás csökkentésében. Acta Agronomica Óváriensis 61(1), 35-74.

Tudományos közlemény, idegen nyelvű, lektorált folyóiratban:

Kulmány, I.M., Giczi, Zs., Beslin, A., Bede, L., Kalocsai, R., Vona, V., 2020. Impact of environmental and soil factors in the prediction of soil carbon dioxide emissions under different tillage systems. Ecocycles 8(1), 27-39. https://doi.org/10.19040/ecocycles.v8i1.216

Kulmány, I.M., Bede-Fazekas, Á., Beslin, A., Giczi, Zs., Milics, G., Kovács, B., Kovács, M., Ambrus, B., Bede, L., Vona, V., 2022. Calibration of an Arduino-based low-cost capacitive soil moisture sensor for smart agriculture. Journal of Hydrology and Hydromechanics 70(3), 330-340. https://doi.org/10.2478/johh-2022-0014. Q1 - IF: 2,685

Magyar és idegen nyelvű konferenciaközlemény folyóiratban, vagy konferenciakötetben:

Kulmány I.M., 2019. Bioeconomy – bioüzemanyag alapanyagok termesztése (és feldolgozása) során keletkező ÜHG-kibocsátás csökkentésének lehetőségei a precíziós gazdálkodás segítségével, a

kukorica-alapú bioetanol előállítása során. Új Nemzeti Kiválósági Program 2018/2019 (Tanulmánykötet) 2019, 95-105.

Kulmány I.M., Kovács, B., Milics G., 2019. A mezőgazdasági üvegházhatású gázkibocsátás csökkentése hüvelyes növények vetésforgóba történő illesztésével. Műszaki, technológiai és gazdasági kihívások a 21. században című konferencia: nemzetközi magyar nyelvű tudományos konferencia: előadások és poszterek összefoglalói. (Absztraktkötet) 2019, 139.

Kulmány I.M., Kovács, B., Milics G., 2019. Hüvelyes növények (Fabeles) szerepe az üvegházhatású gázkibocsátás csökkentésében. Tavaszi Szél 2019 Konferencia. Nemzetközi Multidiszciplináris Konferencia. (Absztraktkötet) 2019, 72.

Kulmány, I.M., Giczi, Zs., Beslin, A., Vona, V., Kalocsai, R., 2020. Are there any differences in the driving factors behind soil CO_2 emissions under different tillage systems? 1st International Joint Congress on „Sustainable Management of Cultural Landscapes in the context of the European Green Deal" (Absztraktkötet). Le Penseur Publisher, 24.

Kulmány, I.M., Benke, Sz., Vona, V., Bede, L., Pecze, R., 2022. The effect of slope gradient on the modelling of soil carbon dioxide emissions in different tillage systems at a farm using precision tillage technology in Hungary. Proceedings of the 15th International Conference on Precision Agriculture (Konferenciaközlöny). June 26-29, 2022, Minneapolis, Minnesota, United States. 1-10.

8.2. Egyéb témakörben megjelent publikációk

Kürthy, Gy., Dudás, Gy., Darvasné, Ördög, E., Kőröshegyi D., Kulmány, I.M., Radóczné Kocsis, T., Székelyhidi K., Takács E., Vajda Á., 2019. Élelmiszer-veszteségek keletkezésének okai, azok kezelése és megítélése a feldolgozóipari vállalatok körében. NAIK-AKI, Budapest. 1-108.

Vona, V., Bakos, I.A., Giczi, Zs., Kalocsai, R., Vona, M., Kulmány I.M., Centeri Cs., 2020. MÚLT-JELEN-JÖVŐ a hazai mezőgazdasági talajvizsgálatokban. Agrokémia és Talajtan 69(1-2), 127-151. https://doi.org/10.1556/0088.2020.00061

Elbersen, B., Houtkamp, J., Coninx, I., van den Oever, M., Hatvani, N., Koos, A., Mateffy, K., Kulmány, I.M., Vásáry, V., 2020. An overview of suitable regional policies to support bio-based business models: (deliverable 4.2). Project POWER4BIO "emPOWERing regional stakeholders for realising the full potential of European BIOeconomy". 1-243.

Dunai, É.Zs., Pinke, Gy., Magyar, L., Kulmány, I.M., ifj. Szűcs Gy.Z., Roszík, P., 2020. Tarlóvirágmag begyűjtése és tisztítása méhlegelők vetéséhez. Biokultúra 31, 18-21.

Vona, V., Sarjant, S., Luleva, M., Kulmány, I.M., Vona, M., 2021. Can local soil samples improve the accuracy of mid-infrared (MIR) and X-ray fluorescence (XRF)-based spectral prediction models? Precision agriculture'21. Wageningen Academic Publishers, Hollandia. 443-449.

Vona, V., Toth, E.A., Centeri, Cs., Giczi, Zs., Biro, Zs., Jakab, G., Milics, G., Kulmány, I.M., Kalocsai, R., Kovacs, A.J., 2021. The effect of soil physicochemical characteristics on zinc analysis methods. Soil and Water Research 16, 180-190. https://doi.org/10.17221/53/2020-SWR Q2 - IF: 2,278

Vona, V., Centeri, Cs., Biró, Zs., Vona, M., Kalocsai, R., Jakab, G., Kauser, J., Kulmány, I.M., Kovács, A.J., Milics, G., 2022. Comparing different phosphorus extraction methods: effects of influencing parameters. Sustainability 14(4), 2158. https://doi.org/10.3390/su14042158 Q2 - IF: 3,251

Pinke, G., Giczi, Z., Vona, V., Dunai, É., Vámos, O., Kulmány, I.M., Koltai, G., Varga, Z., Kalocsai, R., Botta-Dukát, Z., Czúcz, B., Bede-Fazekas, Á., 2022. Weed Composition in Hungarian Phacelia (Phacelia tanacetifolia Benth.) Seed Production: Could Tine Harrow Take over Chemical Management? Agronomy 12(4), 891. https://doi.org/10.3390/agronomy12040891 Q1 - IF: 3,949

Giczi, Zs., Kalocsai, R., Vér, A., Vona, V., Kulmány, I.M., Székelyhidi, R., 2022. Determination of iron and sulfur content of cereal samples by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry. Acta Agronomica Óváriensis (63), 66-76.

Vona, V., Sarjant, S., Tomczyk, B., Vona, M., Kalocsai, R., Kulmány, I.M., Jakab, G., Vér, A., Milics, G., Centeri Cs., 2022. The effect of local samples in the accuracy of mid-infrared (MIR) and X-ray fluorescence (XRF) -based spectral prediction models. Precision Agriculture.https://doi.org/10.1007/s11119-022-09942-y Q1–IF: 5,875

9. IRODALOMJEGYZÉK

1. **Abdalla, K., Chivenge, P., Ciais, P., Chaplot, V., 2016.** No-tillage lessens soil CO_2 emissions the most under arid and sandy soil conditions: results from a meta-analysis. Biogeosciences 13, 3619–3633. https://doi.org/10.5194/bg-13-3619-2016.
2. **Aerts, R., 1997.** Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: A triangular relationship. Oikos 79, 439–449. https://doi.org/10.2307/3546886
3. **Agren, G., Wetterstedt, J.A.M., 2007.** What determines the temperature response of soil organic matter decomposition? Soil Biology and Biochemistry 39(7), 1794–1798. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.02.007
4. **Al-Kaisi, M.M., Kruse, M.L., Sawyer, J.E., 2008.** Effect of nitrogen fertilizer application on growing season soil carbon dioxide emission in a corn–soybean rotation. Journal of Environmental Quality 37(2), 325–332. https://doi.org/10.2134/jeq2007.0240
5. **Al-Kaisi, M.M., Yin, X., 2005.** Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn–soybean rotations. Journal of Environmental Quality 34, 437–445. https://doi.org/10.2134/jeq2005.0437.
6. **Alhassan, A.M., Yang, C., Ma, W., Li, G., 2021.** Influence of conservation tillage on Greenhouse gas fluxes and crop productivity in spring-wheat agroecosystems on the Loess Plateau of China. PeerJ 12;9:e11064. https://doi.org/10.7717/peerj.11064.
7. **Allen, D.E., Kingston, G., Rennenberg, H., Dalal, R.C., Schmidt, S., 2010.** Effect of nitrogen fertilizer management and

waterlogging on nitrous oxide emission from subtropical sugarcane soils. Agriculture, Ecosystems and Environment 136(3-4), 209–217. https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.002

8. **Alluvione, F., Bertora, C., Zavattaro, L., Grignani, C., 2010.** Nitrous oxide and carbon dioxide emissions following green manure and compost fertilization in corn. Soil Science Society of America Journal 74(2), 384–395. https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0092
9. **Alluvione, F., Halvorson, A.D., Del Grosso, S.J., 2009.** Nitrogen, tillage, and crop rotation effects on carbon dioxide and methane fluxes from irrigated cropping systems. Journal of Environmental Quality 38, 2023–2033. https://doi.org/10.2134/jeq2008.0517.
10. **Almagro, M., Querejeta, J.I., Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., 2013.** Links between vegetation patterns, soil C and N pools and respiration rate under three different land uses in a dry Mediterranean ecosystem. Journal of Soils and Sediments 13(4), 641–653. https://doi.org/10.1007/s11368-012-0643-5
11. **Almaraz, J.J., Zhou, X., Mabood, F., Madramootoo, C., Rochette, P., Ma, B.L., Smith, D.L., 2009.** Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in southwestern Quebec. Soil and Tillage Research 104(1), 134–139. https://doi.org/10.1016/j.still.2009.02.003
12. **Ambus, P., Clayton, H., Arah, J.R.M., Smith, K.A., Christensen, S., 1993.** Similar N_2O flux from soil measured with different chamber techniques. Atmospheric Environment 27(1), 121-123. https://doi.org/10.1016/0960-1686(93)90078-D

13. **Anderson J.P.E., 1982.** Soil respiration. In: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (Szerk.): Methods of Soil Analysis. Part 2. Madison: Soil Science Society of America 831−871.
14. **Ángyán, J., Menyhért, Z., 1997.** Alkalmazkodó növénytermesztés, ésszerű környezetgazdálkodás. Mezőgazdasági Szaktudás, Budapest, Magyarország, 1-414.
15. **Aslam, T., Choudhary, M., Saggar, S., 2000.** Influence of land-use management on CO_2 emissions from a silt loam soil in New Zealand. Agriculture, Ecosystems and Environment 77, 257–262. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00102-4.
16. **Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T., Griffis, T.J., 2007.** Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? Agriculture, Ecosystems and Environment 118(1-4), 1–5. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.014
17. **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. The Journal Of Applied Ecology 23(3), 967–976. https://doi.org/10.2307/2403948
18. **Balogh, J., 2009.** Gyepek szénmérleg-komponenseinek mérése és modellezése. Doktori értekezés. Szent István Egyetem. Gödöllő, 1-115.
19. **Bandick, A.K., Dick, R.P., 1999.** Field management effects on soil enzyme activities. Soil Biology and Biochemistry 31, 1471–1479. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00051-6.
20. **Bankó, L., Hoffmann, S., Debreczeni, K., 2007.** A talaj forróvíz-oldható C-frakciójának vizsgálata trágyázási tartamkísérletben.

Agrokémia és Talajtan 56(2), 271-284. https://doi.org/10.1556/agrokem.56.2007.2.6

21. **Barcza, Z., Bartholy, J., Bihari, Z., Lakatos, M., Mészáros, R., Pieczka, I., Pongrácz, R., Práger, T., Radics, K., 2013.** Klímaváltozás. Jegyzet. Eötvös Loránd Tudományegyetem. Budapest, 1-186.
22. **Barótfi, I.,** 1991. Környezettechnika kézikönyv. Környezettechnikai Szolgáltató Kft., Budapest, 1-576.
23. **Bastida, F., Moreno, J.L., Hernandez, T., Garcıa, C., 2006.** Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. Soil Biology and Biochemistry 38(12), 3463–3473. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.06.001
24. **Bauer, P.J., Frederick, J.R., Novak, J.M., Hunt, P.G., 2006.** Soil CO_2 flux from a norfolk loamy sand after 25 years of conventional and conservation tillage. Soil Tillage Research 90, 205–211. https://doi.org/10.1016/j.still.2005.09.003.
25. **Bayer, 2021.** Dekalb Kukorica vetőmag, Katalógus 2020/21. Bayer Hungária Kft., Budapest.
26. **Bekku, Y., Koizumi, H., Nakadai, T., Iwaki, H., 1995.** Measurement of soil respiration using closed chamber method: An IRGA technique. Ecological Research 10, 369–373. https://doi.org/10.1007/BF02347863
27. **Bennett, H.H., 1940.** Soil changes due to erosion. Soil Science Society of America Journal 4(C), 399-401. https://doi.org/10.2136/sssaj1940.036159950004000C0119x
28. **Beemster, G.T.S., Masle, J., 1996.** The role of apical development around the time of leaf initiation in determining leaf width at

maturity in wheat seedlings [Triticum aestivum L.) with impeded roots. Journal of Experimental Bota 47(304), 1679-1688.

29. **Bilandžija, D., Zgorelec, Ž. Kisić, I. 2017.** Influence of tillage systems on short-term soil CO_2 emissions. Hungarian Geographical Bulletin 66(1), 29–35. https://doi.org/10.15201/hungeobull.66.1.3.
30. **Bilandžija, D., Zgorelec, Ž., Kisić, I., 2014.** The Influence of Agroclimatic Factors on Soil CO_2 Emissions. Collegium antropologicum 38(1), 77-83.
31. **Birkás, M., 2002.** Környezetkímélő és energiatakarékos talajművelés. Akaprint Kiadó és Nyomda, Budapest, 1-344.
32. **Birkás, M., 2008.** Environmentally-sound adaptable tillage – solutions from Hungary. Akadémiai Kiadó. Budapest, Magyarország.
33. **Birkás, M., Gyuricza, Cs., 2004.** Talajhasználat, műveléshatás, talajnedvesség. Szent István Egyetem, Gödöllő, 10-43.
34. **Black, C.A., 1965.** Methods of Soil Analysis: Part I, Physical and mineralogical properties. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.
35. **Bockisch, F.J., 2010.** Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energiewinsatz und bestimmte Schadgasemissionen: Studie als Sondergutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft. Braunschweig Bundesforschungsanst für Landwirtschaft, Darmstadt, Németország, 1-181.

36. **Bodelier, P.L.E., Laanbroek, H.J., 2004**. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. FEMS Microbiology Ecology 47(3), 265–277. https://doi.org/10.1016/S0168-6496(03)00304-0
37. **Bonsteel, J.A., Fippin, E.O., Carter Jr., W.T., 1906.** Soil survey of Tompkins county, New York. Bureau of Soils, United States Department of Agriculture, Washington, D.C., 1-116.
38. **Borden, R.W., Baillie, I.C. Hallett, S.H., 2020.** The East African contribution to the formalisation of the soil catena concept. Catena 185, 104291. https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104291
39. **Bowden, R.D., Davidson, E., Savage, K., Arabia, C., Steudler, P., 2004.** Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soils at the Harvard Forest. Forest Ecology and Management196(1), 43–56. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.011
40. **Buchele, W.F., Collins, E.V., Lovely, W.G., 1955.** Ridge farming for soil and water control. Journal of Agricultural Engineering 36, 324-329.
41. **Burton, A.J., Pregitzer, K.S., Crawford, J.N., Zogg, G.P., Zak, D.R., 2004.** Simulated chronic NO_3-deposition reduces soil respiration in Northern hardwood forests. Global Change Biology 10(7), 1080–1091. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00737.x
42. **Busscher, W.J., Bauer, P.J., Frederick, J.R., 2002.** Recompaction of a coastal loamy sand after deep tillage as a function of subsequent cumulative rainfall. Soil and Tillage

Research 68, 49-57. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00083-1

43. **Butt, B., Turner, M.D., Singh, A., Brottem, L., 2011.** Use of MODIS NDVI to Evaluate Changing Latitudinal Gradients of Rangeland Phenology in Sudano-Sahelian West Africa. Remote Sensing of Environment. 2011, 115, 3367–3376 https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.001.
44. **Bvenura, C., Afolayan, A.J., 2014.** Mineral uptake in Solanum nigrum L. cultivated on fertilizer amended soils of the Eastern Cape, South Africa. Journal of Applied Botany and Food Quality 87, 220-226. https://doi.org/10.5073/JABFQ.2014.087.031
45. **Cai, Z., Yuhua, S., Xu, H. 2007.** Effects of nitrogen fertilization on CH_4 emissions from rice fields. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 53(4), 353–361. https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2007.00153.x
46. **Campbell, D.J., O'Sullivan, M.F., 1991.** The cone penetrometer in relation to trafficability, compaction and tillage. in Smith, K. A; Mullins, C.E. (Ed.) "Soil Analysis: Physical Methods". Marcel Dekker Inc., New York.
47. **Cardon, Z.G., Hungate, B.A., C Ambardella, C.A., Chapin III, F.S., Field C.B., Holland, E.A., Mooney, H.A., 2001.** Contrasting effects of elevated CO_2 on old and new soil carbon pools. Soil Biology and Biochemistry 33(3) 365-373. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00151-6
48. **Caussade, 2018.** Tavaszi termékkatalógus 2018. Caussade-Semences Kft., Kerepes.

49. **Chapin, F.S., Matson, P.A., Mooney, H.A., Mooney, H.A., 2002.** Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. New York, US, 231-251.
50. **Chaudhari, P.R., Ahire, D.V., Ahire, V.D., Chkravarty, M., Maity, S., 2013.** Soil bulk density as related to soil texture, organic matter content and available total nutrients of Coimbatore soil. International Journal of Scientific and Research Publications 3, 1–8.
51. **Chen, D., Yu, M., González, G., Zou, X., Gao, Q., 2017.** Climate impacts on soil carbon processes along an elevation gradient in the tropical Luquillo Experimental Forest. Forests 8(3), 1-12. https://doi.org/10.3390/f8030090
52. **Cheng-Fang, L., Dan-Na, Z., Zhi-Kui, K., Zhi-Sheng, Z., Jin-Ping, W., Ming-Li, C., Cou-Gui, C., 2012.** Effects of tillage and nitrogen fertilizers on CH_4 and CO_2 emissions and soil organic carbon in paddy fields of central China. PloS One 7, e34642. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0034642.
53. **Chiachung, C., 2006.** Evaluation of measurement uncertainty for the thermometers with calibration equations. Accreditation and Quality Assurance, 11(1). 75-82. https://doi.org/10.1007/s00769-006-0109-9
54. **Chu, H., Hosen, Y., Yagi, K., 2007.** NO, N_2O, CH_4 and CO_2 fluxes in winter barley field of Japanese Andisol as affected by N fertilizer management. Soil Biology and Biochemistry 39(1), 330–339. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.08.003
55. **Conant, R.T., Dalla-Betta, P., Klopatek, C.C., Klopatek, J.M., 2004.** Controls on soil respiration in semiarid soils. Soil Biology

and Biochemistry 36(6), 945–951. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.02.013

56. **Cool Green Science, 2017.** How to Feed the World Without Killing the Planet? Cool Green Science, US.
57. **Corrêa, D.C.d.C., Cardoso, A.d.S., Ferreira, M.R., Siniscalchi, D., Toniello, A.D., Lima, G.C.d., Reis, R.A., Ruggieri, A.C., 2021.** Are CH_4, CO_2, and N_2O emissions from soil affected by the sources and doses of N in warm-season pasture? Atmosphere 12, 697. https://doi.org/10.3390/atmos12060697
58. **Curtin, D., Wang, H., Selles, F., McConkey, B., Campbell, C., 2000.** Tillage effects on carbon fluxes in continuous wheat and fallow–wheat rotations. Soil Science Society of America Journal 64, 2080–2086. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6462080x.
59. **Csete, L., 2005.** Az éghajlatváltozás és a magyar mezőgazdaság. In: Takács-Sánta A. (szerk): Éghajlatváltozás a világban és Magyarországon. Védegylet, Budapest, 141–157.
60. **Csorba P., 2021.** Magyarország kistájai. Meridián Táj- és Környezetföldrajzi Alapítvány, Debrecen. 18-19.
61. **Dagg J, Lafleur P. 2014.** An application of plot-scale NDVI in predicting carbon dioxide exchange and leaf area index in heterogeneous subarctic tundra. Canadian Journal of Remote Sensing 36:S111-S123. https://doi.org/10.5589/m10-019
62. **DeForest, J.L., Zak, D.R., Pregitzer, K.S., Burton, A.J., 2004.** Atmospheric nitrate deposition, microbial community composition, and enzyme activity in northern hardwood forests. Soil Science Society of America Journal 68(1), 132–138. https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1320

63. **Dendooven, L., Gutiérrez-Oliva, V.F., Patiño-Zúñiga, L., Ramírez-Villanueva, D.A., Verhulst, N., Luna-Guido, M., Marsch, R., Montes-Molina, J., Gutiérrez-Miceli, F.A., Vásquez-Murrieta, S., Govaerts, B., 2012.** Greenhouse gas emissions under conservation agriculture compared to traditional cultivation of maize in the central highlands of Mexico. Science of The Total Environment 431, 237–244. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.029.
64. **Desjardins, R.L., 1974.** A technique to measure CO2 exchange under field conditions. International. Journal of Biometeorology 18, 76-83. https://doi.org/10.1007/BF01450667
65. **Desjardins, R.L., 1985.** Carbon-dioxide budget of maize. Agricultural and Forest Meteorology 36(1), 29-41. https://doi.org/10.1016/0168-1923(85)90063-2
66. **Dessalegn, D., Beyene, B., Ram, N., Walley, F., Gala, T.S., 2014.** Effects of topography and land use on soil characteristics along the toposequence of Ele watershed in southern Ethiopia. Catena 115, 47-54. https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.11.007
67. **Dimassi, B., Mary, B., Wylleman, R., Labreuche, J., Couture, D., Piraux, F., Cohan, J.P., 2014.** Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years, Agriculture, Ecosystems and Environment 188, 134–146. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.014
68. **Ding, W., Cai, Y, Cai, Z., Yagi, K., Zheng, X., 2007.** Soil respiration under maize crops: effects of water, temperature, and nitrogen fertilization. Soil Science Society of America Journal 71(3), 944–951. https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0160

69. **Dong, Y., Zhu, O., Liu, S., 2009.** The effect of long-term fertilization on crop production, soil nutrients and soil CO_2 and N_2O fluxes. 3rd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, Beijing, 1-4. https://doi.org/10.1109/ICBBE.2009.5163599
70. **Dövényi, Z., 2010.** Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
71. **Du, L., Wang, R., Gao, X., Hu, Y., Guo, S., 2020.** Divergent responses of soil bacterial communities in erosion-deposition plots on the Loess Plateau. Geoderma 358, 113995. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113995
72. **Dubayah, R., Loechel, S., 1997.** Modeling topographic solar radiation using GOES data. Journal of Applied Meteorology 36(2), 141-154. https://doi.org/10.1175/1520-0450(1997)036<0141:MTSRUG>2.0.CO;2
73. **Dunay, S., Posza, I., Varga-Haszonits, Z., 1968.** Egyszerű módszer a tényleges evapotranszpiráció és a talaj vízkészletének meghatározására. I. A párolgás meteorológiája. Öntözéses Gazdálkodás 4(2), 39-48.
74. **Dunkel, Z., Bozó, L., Geresdi, I., 2018.** Az éghajlatváltozás hatására fellépő környezeti változások és természeti veszélyek. Földrajzi Közlemények 142, 261-271. https://doi.org/10.32643/fk.142.4.1
75. **Dunn, J.B., Mueller, S., Kwon, H-Y., Wang, M.Q., 2013.** Land-use change and greenhouse gas emissions from corn and cellulosic ethanol. Biotechnology for Biofuels 6, 51. https://doi.org/10.1186/1754-6834-6-51

76. **Duxbury, J.M., 1994.** The significance of agriculture source of greenhouse gases. Fertilizer research 35(2), 151-163. https://doi.org/10.1007/BF00748775

77. **Edwards, R., Padella, M., Giuntoli, M., Koeble, R., O'Connell, A., Bulgheroni, C., Marelli, L., 2017.** Definition if input data to assess GHG default emissions from biofuels in EU legislation. Publications Office the European Union, Luxembourg. https://doi.org/10.2790/658143

78. **Emmett, B., Beier, C., Estiarte, M., Tietema, A., Kristensen, H.L., Williams, D., Peňuelas, J., Schmidt, I., Sowerby, A., 2004.** The response of soil processes to climate change: Results from manipulation studies of shrublands across an environmental gradient. Ecosystems 7, 625-637. https://doi.org/10.1007/s10021-004-0220-x

79. **EPA, 2020.** Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2018. US Environmental Protection Agency. US.

80. **Eurostat, 2022.** Agri-environmental indicator - mineral fertiliser consumption. eurostat Data Browser. Eurostat. Luxemburg

81. **Fan, Y.Q., 2012.** An analysis on the differences of carbon storage of phyllostachys edulis ecosystem under the terrain conditions and management intensity (in Chinese). In the effect of terrain conditions on carbon storage of phyllostachys edulis; Zhejiang A&F University: Zhejiang, China, 28–34.

82. **Fang, C., Moncrieff, J.B., 1998.** An open-top chamber for measuring soil respiration and the influence of pressure difference on CO_2 efflux measurement. Functional Ecology 12(2), 319-325. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1998.00189.x

83. **Fierer, N., Schimel, J.P.,** A proposed mechanism for the pulse in carbon dioxide production commonly observed following the rapid rewetting of a dry soil. Soil Science Society of America Journal 67(3). 798-805. https://doi.org/10.2136/sssaj2003.7980
84. **Filep, Gy., 1999.** Talajtani alapismeretek I. Debreceni Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Egyetemi Kar Talajtani- és Mikrobiológiai Tanszék, Debrecen, 1-195.
85. **Fisher, R.A. 1925.** Statistical Methods for Research Workers. Oliver and Boyd, Edinburgh, Scotland.
86. **Fogg, K., 1988**. The effect of added nitrogen on the rate of organic matter decomposition. Biological Reviews 63(3), 433–472. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1988.tb00725.x
87. **Franzluebbers, A.J., 2012.** Soil organic carbon dynamics under conservation agricultural systems. Agrociencia Uruguay 16(3), 162-174. https://doi.org/10.31285/AGRO.16.659
88. **Franzluebbers, A.J., Haney, R.L., Honeycutt, C.W., Schomberg, H.H., Hons, F.M., 2000.** Flush of carbon dioxide following rewetting of dried soil relates to active organic pools. Soil Science Society of America Journal 64(2). 613-623. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642613x
89. **Gagnon, B., Ziadi, N., Rochette, P., Chantigny, M.H., Angers, D.A., Bertrand, N., Smith W.N., 2016.** Soil-surface carbon dioxide emission following nitrogen fertilization in corn. Canadian Journal of Soil Science 96, 219-232. https://doi.org/10.1139/cjss-2015-0053
90. **Galvo, L.S., Formaggio, A.R., Couto, E.G., Roberts. D.A., 2008.** Relationships between the mineralogical and chemical

composition of tropical soils and topography from hyperspectral remote sensing data. International Society for Photogrammetry and Remote Sensing (ISPRS) Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 63(2), 259-271. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2007.09.006

91. **Gamon, J.A., Field, C.B., Goulden, M.L., Griffin, K.L., Hartley, A.E., Joel, G., Peñuelas, J., Valentini, R., 1995.** Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three Californian vegetation types. Ecological Applications 5(1), 28-41. https://doi.org/10.2307/1942049
92. **Gan, Y., Liang, C., Wang, X., McConkey, B., 2011.** Lowering carbon footprint of durum wheat by diversifying cropping systems. Field Crops Research 122(3), 199 – 206. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.03.020
93. **Gathorne-Hardy, A., 2016.** The sustainability of changes in agricultural technology: The carbon, economic and labour implications of mechanisation and synthetic fertiliser use. Ambio 45, 885–894. https://doi.org/10.1007/s13280-016-0786-5
94. **Griffiths, R.P., Madritch, M.D., and Swanson, A.K., 2009.** The effects of topography on forest soil characteristics in the Oregon Cascade Mountains (USA): Implications for the effects of climate change on soil properties. Forest Ecology and Management 257(1), 1-7. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.010
95. **Gritsch, C., Zimmermann, M., Zechmeister-Boltenstern, S., 2015.** Interdependencies between temperature and moisture sensitivities of CO_2 emissions in European land ecosystems.

Biogeosciences 12, 5981-5993. https://doi.org/10.5194/bgd-12-4433-2015

96. **Groffman, P.M., Hardy, J.P., Driscoll, C.T., Fahey, T.J., 2006.** Snow depth, soil freezing, and fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in a northern hardwood forest. Global Change Biology 12(1), 1748–1760. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01194.x
97. **Győri, D., 1984.** A talaj termékenysége. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1-253.
98. **Gyuricza, C., Ujj, A., Mikó, P., Nagy, L., Fenyvesi, L., 2007.** Long-term soil tillage effects on selected physical and biological parameters. Cereal Research Communications 35(2), 433–436. https://doi.org/10.1556/crc.35.2007.2.67.
99. **Halvorson, A.D., Del Grosso, S.J., 2012.** Nitrogen source and placement effects on soil nitrous oxide emissions from no-till corn. Journal of Environmental Quality 41(5), 1349–1360. https://doi.org/10.2134/jeq2012.0129
100. **Halvorson, A.D., Del Grosso, S.J., Alluvione, F., 2010.** Nitrogen source effects on nitrous oxide emissions from irrigated no-till corn. Journal of Environmental Quality 39(5), 1554–1562. https://doi.org/10.2134/jeq2010.0041
101. **Harrold, L.L., Edwards, W.M., 1974.** No-tillage system reduces erosion from continuous corn watersheds. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 17(3), 414-416. https://doi.org/10.13031/2013.36871
102. **Haynes, R.J., 1980.** Effects of soil management practices on soil physical properties, earthworm population and three root

distribution in commercial apple orchard. Soil and Tillage Research 1(1980-1981), 269-280. https://doi.org/10.1016/0167-1987(80)90029-X

103. **Hendrix, P., Han, C., Groffman, P., 1988.** Soil respiration in conventional and no-tillage agroecosystems under different winter cover crop rotations. Soil and Tillage Research 12(2), 135–148. https://doi.org/10.1016/0167-1987(88)90037-2.

104. **Heneghan, L., Coleman, D.C., Zou, X., Crossley, D.A., Haines, B.L., 1999.** Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: Tropical-temperate comparisons of a single substrate. Ecology 80(6), 1873–1882. https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1873:SMCTDD]2.0.CO;2

105. **Herdovics, M., Csermely, J., 2003.** Üzemmérettől függő gabonaszárítási technológiák gazdaságossági elemzése. 5. Magyar Szárítási Szimpózium, Szeged. pp. 61–68. Elérhető: https://adoc.pub/zemmerettl-fgg-gabonaszaritasi-technologiak-gazdasagossagi-e.html Letöltés: 2021.02.15.

106. **Hofstra, N., Bouwman, A.F., 2005.** Denitrification in agricultural soils: Summarizing published data and estimating global annual rates. Nutrient Cycling in Agroecosystems 72, 267–278. https://doi.org/10.1007/s10705-005-3109-y

107. **Hotelling, H., 1933.** Analysis of a complex of statistical variables into principal components. Journal of Educational Psychology, 24(6), 417-441. https://doi.org/10.1037/h0071325

108. **Hu, Y., Kuhn, N.J., 2016.** Erosion-induced exposure of SOC to mineralization in aggregated sediment. Catena 137, 517–525. https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.10.024

109. **Hu, Y., Wang, Z., Wang, R., Yao, L., Guo, S., 2020.** Slope sensitivity: A coefficient to represent the dependency of soil CO_2 emissions to slope gradients, Catena 193, 104659. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104659

110. **Hudoba, Z., Kocsis, L., Fenyvesi, L., 2010.** The energetic comparative examination of tillage technologies for oil seed rape. In: International Conference on Agricultural Engineering - AgEng 2010: towards environmental technologies, Clermont-Ferrand, France, 1-4.

111. **IPCC, 2014.** Climate Change 2014, Synthesis Report. Contribution of Working Group I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Genova, Svájc, 151.

112. **IPCC, 2019a.** Chapter 11: N_2O emissions from managed soils, and CO_2 emissions from lime and urea application. Kyoto, Japan, 1-54.

113. **IPCC, 2019b.** IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse gas fluxes in Terrestrial Ecosystems: Summary for Policymakers, Approved Draft, 8.

114. **IPCC., 2006.** IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use. Geneva, Switzerland, 115-169.

115. **IPCC., 2018.** Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5 C. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 1-2.

116. **Jabro, J., Sainju, U., Stevens, W., Evans, R., 2008.** Carbon dioxide flux as affected by tillage and irrigation in soil converted from perennial forages to annual crops. Journal of Environmental Management 88,1478–1484. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.07.012

117. **Jacinthe, P.A., Lal, R., Kimble, J., 2002.** Carbon budget and seasonal carbon dioxide emission from a central Ohio Luvisol as influenced by wheat residue amendment. Soil Tillage Research 67, 147–157. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00058-2.

118. **Jakšic, S., Ninkov, J., Milic, S., Vasin, J., Živanov, M., Jakšic, D., Komlen, V., 2021.** Influence of slope gradient and aspect on soil organic carbon content in the region of Niš, Serbia. Sustainability 13(15), 8332. https://doi.org/10.3390/su13158332

119. **Janssens, I.A., Kowalski, A.S., Longdoz, B., Ceulemans, R., 2000.** Assessing forest soil CO_2 efflux: an in situ comparison of four techniqes. Tree Physiology 20(1), 23−32. https://doi.org/10.1093/treephys/20.1.23

120. **Jarecki, M.K., Lal, R., 2005.** Soil organic carbon sequestration rates in two long-term no-till experiments in Ohio. Soil Science 170(4), 280-291. https://doi.org/10.1097/00010694-200504000-00005.

121. **Jensen, L.S., Mueller, T., Tate, K.R., Ross, D.J., Magid, J., Nielsen, N.E., 1996.** Soil surface CO_2 flux as an index of soil respiration in situ: a comparison of two chamber methods. Soil Biology and Biochemistry 28(10-11), 1297−1306. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00136-8

122. **Jenny, H., 1941.** Factors of soil formation: A System of Quantitative Pedology. McGraw-Hill Book Company Inc., New York., 1-191.

123. **Jeswani, H.K., Chilvers, A., Azapagic, A., 2020.** Environmental sustainability of biofuels: a review. Proceedings of the Royal Society A 476(2243), 20200351. https://doi.org/10.1098/rspa.2020.0351

124. **Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2000.** The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and Its Relation to Climate and Vegetation. Ecological Applications 10(2), 423-436. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2

125. **Jóri, I.J., 2004.** Tillage Intensity and Tillage-Induced CO_2 Loss. Progress in Agricultural Engineering Sciences 1(1), 31–45. https://doi.org/10.1556/Progress.0.2004.1.3

126. **Jóri, I.J., 2013.** A talajművelőgép választás és üzemeltetés kézikönyve (Kutatási-kísérleti eredmények, üzemeltetési tapasztalatok). Agrofórum, Szekszárd. Magyarország.

127. **Jóri, I.J., Rádics, J.P., Szabó, I., 2006.** Long term effect of tillage on soil CO_2 emission. In: Book of Abstracts, XVI. CIGR World Congress: Agricultural Engineering, for a Better World. 150–152

128. **Kang, S., Lee, D., Lee, J., Running, S., 2006.** Topographic and climatic controls on soil environments and net primary production in a rugged temperate hardwood forest in Korea. Ecology and Research 21(1), 64–74. https://doi.org/10.1007/s11284-005-0095-0

129. **Kátai J., 1992.** Kölcsönhatások a talajtulajdonságok, néhány agrotechnikai eljárás és a mikrobiológiai aktivitás között. Kandidátusi értekezés tézisei. Debrecen, 12-13.

130. **Kerekes, B., Antal, T., 2019.** Felújított bábolna típusú szemestermény-szárító hőtechnikai vizsgálatának eredményei. Jelenkori társadalmi és gazdasági folyamatok. 16(2), 47-57. https://doi.org/10.14232/jtgf.2019.2.47-57

131. **Kessavalou, A., Mosier, A.R., Doran, J.W., Drijber, R.A., Lyon, D.J., Heinemeyer, O., 1998.** Fluxes of Carbon Dioxide, Nitrous Oxide, and Methane in Grass Sod and Winter Wheat-Fallow Tillage Management. Journal of Environment Quality 27(5), 1094–1104. https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700050015x.

132. **Keuskamp, J.A., van Drecht, G., Bouwman, A.F., 2012.** European-scale modelling of groundwater denitrification and associated N_2O production. Environmental Pollution 165, 67–76. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.02.008

133. **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. Japanese Journal of Ecology 21(3-4), 119–127. https://doi.org/10.18960/seitai.21.3-4_119

134. **Kirkels, F.M.S.A., Cammeraat, L.H., Kuhn, N.J., 2014.** The fate of soil organic carbon upon erosion, transport and deposition in agricultural landscapes — A review of different concepts. Geomorphology 226, 94–105. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.07.023

135. **Kirschbaum, M.U.F., 2006.** The temperature dependence of organic-matter decomposition—Still a topic of debate. Soil Biology and Biochemistry 38(9), 2510–2518. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.01.030

136. **Koós, S., Németh, T., 2007.** Relation between carbon dioxide fluxes and nitrogen content of soil in a long-term fertilization experiment. Cereal Research Communications 35(2), 641-644. https://www.jstor.org/stable/23790199

137. **Kovács, Gy., 2014.** Mezőgazdasági hasznosítású talajok szén-dioxid vizsgálata Karcag térségében. PhD. Disszertáció, Debrecen. 54.

138. **Kovács, Gy., Zsembeli, J., Szőllősi, N., Juhász, Cs., 2008.** Effect of reduced cultivation systems on the CO_2-emission of the soil. Cereal Research Communications 36(5), 1247-1250. https://www.jstor.org/stable/90002937.

139. **Krištof, K., Šima, T., Nozdrovický, L., Findura, P., 2014.** The effect of soil tillage intensity on carbon dioxide emissions released from soil into the atmosphere. Agronomy Research 12(1), 115–120.

140. **KSH, 2013.** Statisztikai tükör – Agrotechnikai adatok, 2012., Központi Statisztikai Hivatal 7(94), Budapest, 1-12.

141. **KSH, 2022.** Adatpublikáció: Magyarország földterülete művelési ágak szerint [ezer hektár]. Központi Statisztikai Hivatal. Budapest.

142. **Kucharik, C.J., Brye, K.R., Norman, J.M., Foley, J.A., Gower, S.T., Bundy, L.G., 2001.** Measurements and modeling of carbon and nitrogen cycling in agroecosystems of southern Wisconsin: potential for SOC sequestration during the next 50 years.

Ecosystems 4, 237–258. https://doi.org/10.1007/s10021-001-0007-2

143. **Kulmány, I., és Milics, G., 2017.** A talaj elektromos vezetőképességén alapuló helyspecifikus menedzsmentzóna lehatárolása. Precíziós gazdálkodás és agrárinformatika: fókuszban: adat, információ, haszon: Válogatás a PREGA 2017 Precíziós Gazdálkodási és Agrárinformatikai Konferencia és az első PREGA Science Konferencia előadásaiból, 1. 116-117.

144. **Kulmany, I., Giczi, Z., Beslin, A., Bede, L., Kalocsai, R., Vona, V., 2022a.** Impact of environmental and soil factors in the prediction of soil carbon dioxide emissions under different tillage systems. Ecocycles 8(1), 27–39. https://doi.org/10.19040/ecocycles.v8i1.216.

145. **Kulmány, I.M., Bede-Fazekas, Á., Beslin, A., Giczi, Zs., Milics, G., Kovács, B., Kovács, M., Ambrus, B., Bede, L., Vona, V., 2022b.** Calibration of an Arduino-based low-cost capacitive soil moisture sensor for smart agriculture. Journal of Hydrology and Hydromechanics 70(3), 330-340. https://doi.org/10.2478/johh-2022-0014.

146. **Kutner, M.H., Nachtsheim, C. J., Neter, J., 2004.** Applied Linear Regression Models (4th ed.). McGraw-Hill Irwin, New York.

147. **Kuzyakov, Y., 2006.** Sources of CO_2 efflux from soil and review of partitioning methods. Soil Biology and Biochemistry 38, 425–448. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.020

148. **La Scala Jr., N., Lopes, A., Panosso, A., Camara, F., Pereira, G., 2005.** Soil CO_2 efflux following rotary tillage of a tropical soil.

Soil Tillage Research 84, 222–225. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.11.004.

149. **La Scala, N., Lopes, A., Marques, J., Pereira, G.T., 2001.** Carbon dioxide emissions after application of tillage systems for a dark red latosol in southern Brazil. Soil and Tillage Research 62(3-4), 163-166. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00212-4.

150. **La Scala, N., Marques, J., Pereira, G., Cora, J., 2000.** Short-term temporal changes in the spatial variability model of CO_2 emissions from a Brazilian bare soil. Soil Biology and Biochemistry 32, 1459–1462. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00051-1.

151. **Ladányi, K., Szűcs, I., 2017.** Economic analysis of organic manure application in Hungary. Polish Association of Agricultural Economists and Agribusiness. 2016(4). 157-162. https://doi.org/10.22004/ag.econ.257554

152. **Lal R., 2005.** Soil carbon sequestration in natural and managed tropical forest ecosystems. Journal of Sustainable Forestry 21, 1–30. https://doi.org/10.1300/J091v21n01_01

153. **Lal, R., 1998.** Soil erosion impact on agronomic productivity and environmental quality. Critical Reviews in Plant Sciences 17(4), 319–464. https://doi.org/10.1080/07352689891304249

154. **Lal, R., 2003.** Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. Critical Reviews in Plant Sciences 22(2), 151–184. https://doi.org/10.1080/713610854

155. **Lal, R., 2004.** Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science 304, 1623–1627. https://doi.org/10.1126/science.1097396

156. **Lal, R., Kimble, J., Follett, R., Steward, B.A., 1998a.** Management of Carbon sequestration in soil. CRC Press. Boca Raton, FL. USA, 1-473.

157. **Lal, R., Kimble, J., Follett, R., Steward, B.A., 1998b.** Soil processes and the C cycle. CRC Press. Boca Raton, FL. USA, 1-608

158. **Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., Cole, C.V., 1998.** The potential of U.S. Croplands to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. US, 1-144.

159. **Le Quéré, C., Raupach, M.R., Canadell, J.G., Marland, G., Bopp, L., Ciais, P., Conway, T.J., Doney, S.C., Feely, R.A., Foster, P., Friedlingstein, P., Gurney, K., Houghton, R.A., House, J.I., Huntingford, C., Levy, P.E., Lomas, M.R., Majkut, J., Metzl, N., Ometto, J.P., Peters, G.P., Prentice, I.C., Randerson, J.T., Running, S.W., Sarmiento, J.L., Schuster, U., Sitch, S., Takahashi, T., Viovy, N., van der Werf, G.R., Woodward, F.I., 2009.** Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. Nature Geoscience 2, 831–836. https://doi.org/10.1038/ngeo689

160. **Lehmann, J., da Silva, J.P., Jr., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., Glaser, B., 2003.** Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. Plant and Soil 249, 343-357. https://doi.org/10.1023/A:1022833116184

161. **Lehto, E., Shankar, V., Wright, G., 2017.** A Radial Basis Function (RBF) Compact Finite Difference (FD) Scheme for Reaction-Diffusion Equations on Surfaces. SIAM Journal on

Scientific Computing, 39(5), A2129-A2151. https://doi.org/10.1137/16M1095457.

162. **Levene, H., 1960.** In Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling, I. Olkin et al. eds., Stanford University Press, 278-292.

163. **Li, C., Kou, Z., Yang, J., Cai, M., Wang, J., Cao, C., 2010.** Soil CO_2 fluxes from direct seeding rice fields under two tillage practices in central China. Atmospheric Environment 44, 2696–2704. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.04.045.

164. **Li, Y., Xu, M., Zou, X., Xia, Y., 2005.** Soil CO_2 efflux and fungal and bacterial biomass in a plantation and a secondary forest in wet tropics in Puerto Rico. Plant and Soil 268, 151–160. https://doi.org/10.1007/s11104-004-0234-3

165. **Liu, M., Yu, R., Li, L., Xu, L., Mu, R., Zhang, G., 2021.** Distribution characteristics of SOC, STN, and STP contents along a slope aspect gradient of loess plateau in China. Frontiers in Soil Science 1, 741000. https://doi.org/10.3389/fsoil.2021.741000

166. **Lou, Y., Zhou, X., 2006.** Soil Respiration and the environment. Academic Press. Elsevier, 1-214. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-088782-8.X5000-1

167. **Lu, M., Zhou, X., Luo, Y., Yang, Y., Fang, C., Chen, J., Li, B. 2011.** Minor stimulation of soil carbon storage by nitrogen addition: a meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment 140 (1-2), 234–244. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.010

168. **Lu, X., Lu, X., Tanveer, S.K., Wen, X., Liao, Y., 2015.** Effects of tillage management on soil CO_2 emission and wheat yield under

rain-fed conditions. Soil Research 54, 38-48. https://doi.org/10.1071/SR14300.

169. **Luo, Z., Wang, E., Sun, O.J., 2010.** Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. Agriculture, Ecosystems and Environment 139, 224–231. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.006

170. **Maier, M., Gartiser, V., Schengel, A., Lang V., 2020.** Long Term Soil Gas Monitoring as Tool to Understand Soil Processes. Applied Sciences. 10(23), 8653. https://doi.org/10.3390/app10238653

171. **Mangiafico, S., 2021.** Package 'rcompanion': Functions to Support Extension Education Program Evaluation. R package version 2.4.1.

172. **Margesin, R., Jud, M., Tscherko, D., Schinner, F., 2009.** Microbial communities and activities in alpine and subalpine soils. FEMS Microbiology Ecology 67(2), 208–218. https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2008.00620.x

173. **Martínez-Dalmau, J., Berbel, J., Ordóñez-Fernández, R., 2021.** Nitrogen Fertilization. A Review of the Risks Associated with the Inefficiency of Its Use and Policy Responses. Sustainability 13, 5625. https://doi.org/10.3390/su13105625

174. **Mattyasovszky, J., Duck, T., 1954.** Az erózió hatása a talajok tápanyagviszonyaira. Agrokémia és Talajtan 3(3), 163-171.

175. **McCarthy, D.R., Brown, K.J., 2006.** Soil respiration responses to topography, canopy cover, and prescribed burning in an oak-hickory forest in southeastern Ohio. Forest Ecology and Management 237(1-3), 94-102. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.030

176. **McKyes, E., 1985.** Soil Cutting and Tillage. Elsevier, Amsterdam, Hollandia, 192-221.

177. **MÉM NAK., 1978.** Talajmintavételi módszer a talaj-tápanyagtartalom vizsgálatához. MÉM Növényvédelmi és agrokémiai Központ. Budapest

178. **Meyer, W.S., Reicosky, D.C., Shell, G.S., 1987**. Technical Report No. 5. Centre for Irrigation and Freshwater Research. Griffith, Australia.

179. **Mikan, C.J., Schimel, J.P., Doyle, A.P., 2002.** Temperature controls of microbial respiration in arctic tundra soils above and below freezing. Soil Biology and Biochemistry 34(11), 1785–1795. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00168-2

180. **Milne, G., 1935.** Some suggested units of classification and mapping particularly for East African soils. Soil Research - Bodenkundliche Forschung, Supplement to the Proceedings of the International Union of Soil Science IV, 183-198.

181. **Milne, G., 1936.** Normal erosion as a factor in soil profile development. Nature 138, 548–549. https://doi.org/10.1038/138548c0

182. **Milne, G., 1947.** A soil reconnaissance journey through part of Tanganyika Territory December 1935 to February 1936. Journal of Ecology 35, 192- 265. https://doi.org/10.2307/2256508

183. **Miralles, I., Ortega, R., Sánchez-Maranón, M., Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., Gil-Sotres, F., 2007.** Biochemical properties of range and forest soils in Mediterranean mountain environments. Biology and Fertility of Soils 43, 721–729. https://doi.org/10.1007/s00374-006-0155-9

184. **Mohammadi, M.F., Jalali, S.G., Kooch, Y., Said-Pullicino, D., 2017.** The effect of landform on soil microbial activity and biomass in a Hyrcanian oriental beech stand. Catena 149(1), 309-317, https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.006

185. **Mohammed, S., Gill, A.R., Alsafadi, K., Hijazi, O., Yadav, K.K., Khan, A.H., 2021.** An overview of greenhouse gases emissionsin Hungary. Journal of Cleaner Production 314(2021), 1-12. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127865

186. **Mohammed, S., Mirzaei,M., Pappné Törő, Á., Anari, M.G., Moghiseh, E., Asadi, H., Szabó, Sz., Kakuszi-Széles, A., Harsányi, E., 2022.** Soil carbon dioxide emissions from maize (Zea mays L.) fields as influenced by tillage management and climate. Irrigation and Drainage 71(1), 228–240. https://doi.org/10.1002/ird.2633

187. **Monteith, J.L., Szeicz, G., Yabuki, K., 1964.** Crop photosynthesis and the flux of carbon dioxide below the canopy. The Journal of Applied Ecology, 1(2), 321–337. https://doi.org/10.2307/2401316

188. **Montgomery, D.R., 2012.** Dirt: The Erosion of Civilizations. University of California Press, Berkeley, CA, USA, 1-296.

189. **Montzka, S.A., Dlugokencky, E.J., Butler, J.H., 2011.** Non-CO_2 greenhouse gases and climate change. Nature 476, 43-50. https://doi.org/10.1038/nature10322

190. **MSZ-08-0210-77. 1977.** A talaj szerves szén tartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Hivatal, Budapest MSZH-Nyomda.

191. **Myneni, R.B., Hall, F.G., Sellers, P.J., Marshak, A.L., 1995.** The Interpretation of Spectral Vegetation Indexes. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 33(2), 481–86. https://doi.org/10.1109/TGRS.1995.8746029.

192. **Nagahage, E.A., Nagahage, I.S., Fujino, T., 2019.** Calibration and validation of a low-cost capacitive moisture sensor to integrate the automated soil moisture monitoring system. Agriculture, 9(7), 1-10. https://doi.org/10.3390/agriculture9070141

193. **Nagy, Z., Pintér, K., Pavelka, M., Darenová, E., Balogh, J., 2011.** Carbon fluxes of surfaces vs. ecosystems: advantages of measuring eddy covariance and soil respiration simultaneously in dry grassland ecosystems. Biogeosciences 8(9), 2523-2534. https://doi.org/10.5194/bg-8-2523-2011

194. **NAIK MGI, 2004.** Mezőgazdasági gépi munkák költsége 2004-ben. NAIK Mezőgazdasági Gépesítési Intézet: Gödöllő.

195. **NAIK MGI, 2005.** Mezőgazdasági gépi munkák költsége 2005-ben. NAIK Mezőgazdasági Gépesítési Intézet: Gödöllő.

196. **NAIK MGI, 2006.** Mezőgazdasági gépi munkák költsége 2006-ban. NAIK Mezőgazdasági Gépesítési Intézet: Gödöllő.

197. **NAIK MGI, 2007.** Mezőgazdasági gépi munkák költsége 2007-ben. NAIK Mezőgazdasági Gépesítési Intézet: Gödöllő.

198. **NAIK MGI, 2008.** Mezőgazdasági gépi munkák költsége 2008-ban. NAIK Mezőgazdasági Gépesítési Intézet: Gödöllő.

199. **NAIK MGI, 2014.** Mezőgazdasági gépi munkák költsége 2014-ben. NAIK Mezőgazdasági Gépesítési Intézet: Gödöllő.

200. **NAIK MGI, 2015.** Mezőgazdasági gépi munkák költsége 2015-ben. NAIK Mezőgazdasági Gépesítési Intézet: Gödöllő.

201. **NAIK MGI, 2016.** Mezőgazdasági gépi munkák költsége 2016-ban. NAIK Mezőgazdasági Gépesítési Intézet: Gödöllő.

202. **NAIK MGI, 2017.** Mezőgazdasági gépi munkák költsége 2017-ben. NAIK Mezőgazdasági Gépesítési Intézet: Gödöllő.

203. **NAIK MGI, 2018.** Mezőgazdasági gépi munkák költsége 2018-ban. NAIK Mezőgazdasági Gépesítési Intézet: Gödöllő.

204. **Nakayama, F.S., 1990.** Soil respiration. Remote Sensing Review 5(1), 311-321. https://doi.org/10.1080/02757259009532138

205. **NÉBIH, 2021**. Kukorica kísérleti módszertan. Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal, Budapest.

206. **NEN5140, 1996.** Geotechniek, Bepaling van de conusweerstand en de plaatselijke wrijvingsweerstand van grond. Elektrische sondeermethode. Nederlands Normalisatie-instituut

207. **Nevitt, J., Hancock, G.R., 2000.** Improving the root mean square error of approximation for nonnormal conditions in structural equation modelling. Journal of Experimental Education, 68(3), 251–268. https://doi.org/10.1080/00220970009600095

208. **Niazian M., Sadat-Noori S.A., Abdipour M., 2018.** Artificial neural network and multiple regression analysis models to predict essential oil content of ajowan (Carum copticum L.). Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants 9(1), 124-131. https://doi.org/10.1016/j.jarmap.2018.04.001.

209. **Nitzsche, K.N., Kaiser, M., Premke, K., Gessler, A., Ellerbrock, R.H., Hoffmann, C., Kleeberg, A., Kayler, Z.E., 2017.** Organic matter distribution and retention along transects from hilltop to

kettle hole within an agricultural landscape. Biogeochemistry 136, 47–70. https://doi.org/10.1007/s10533-017-0380-3

210. **NORA, 2022.** Global Monitoring Laboratory. Recent Daily Average Mauna Loa CO_2. U.S. Department of Commerce. National Oceanic and Atmospheric Administration. US.

211. **Normann, J.M., Garcia, R., Verma, S.B., 1992.** Soil surface CO_2 fluxes and the carbon budget of grassland. Journal of Geophysical Research 97(D17) 18845-18853. https://doi.org/10.1029/92JD01348

212. **Nosetto, M.D., Acosta, A.M., Jayawickreme, D.H., Ballesteros, S.I., Jackson, R.B., Jobbágy E.G., 2013.** Land-use and topography shape soil and groundwater salinity in central Argentina. Agricultural Water Management 129, 120-129. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.07.017

213. **Novara A., Armstrong A., Gristina L., Semple K.T. Quinton J.N., 2012.** Effects of soil compaction, rain exposure and their interaction on soil carbon dioxide emission. Earth Surface Processes and Landfroms 37(9), 994-999. https://doi.org/10.1002/esp.3224.

214. **Nwachukwu, A., Anonye, D., 2012.** The effect of atmospheric pressure on CH4 and CO2 emission from a closed landfill site in Manchester, UK. Environmental Monitoring and Assessment 185(7), 5729-5735. https://doi.org/10.1007/s10661-012-2979-0

215. **Nyéki, A., 2016.** A precíziós növénytermesztés és a fenntartható mezőgazdaság kapcsolata. PhD. disszertáció, Mosonmagyaróvár, Magyarország. 45.

216. **Oertel, C., Herklotz, K., Matschullat, J., Zimmermann, F., 2012.** Nitric oxide emissions from soils: a case study with temperate soils from Saxony, Germany. Environmental Earth Sciences 66, 2343–2351. https://doi.org/10.1007/s12665-011-1456-3.

217. **Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., Erasmi, S., 2016.** Greenhouse gas emissions from soils—A review. Chemie der Erde-Geochemistry 76(3), 327–352. https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002

218. **Ohashi, M., Gyokusen, K., 2007.** Temporal change in spatial variability of soil respiration on a slope of Japanese cedar (Cryptomeria japonica D. Don) forest. Soil Biology and Biochemistry 39(5), 1130–1138. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.021

219. **Oorts, K., Merckx, R., Gréhan, E., Labreuche, J., Nicolardot, B., 2007.** Determinants of annual fluxes of CO_2 and N_2O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. Soil Tillage Research 95, 133–148. https://doi.org/10.1016/j.still.2006.12.002.

220. **Orchard, V.A., Cook, F.J., 1983.** Relationship between soil respiration and soil moisture. Soil Biology and Biochemistry 15(4), 447-453. https://doi.org/10.1016/0038-0717(83)90010-X

221. **Pacala, S., Socolow, R., 2004.** Stabilization wedges: solving the climate problem for the next 50 years with current technologies. Science 305(5686), 968–972. https://doi.org/10.1126/science.1100103

222. **Paustian, K., Andrén, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., Noordwijk, M.V., Woomer, P.L., 1997.** Agricultural soils as a sink to mitigate CO_2 emissions. Soil Use and Management 13(4), 230–244. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00594.x

223. **Paz-Ferreiro, J., Fu, S., 2016.** Biological indices for soil quality evaluation: perspectives and limitations. Land Degradation and Development 27(1), 14–25. https://doi.org/10.1002/ldr.2262

224. **Pearson, K., 1901.** On lines and planes of closest fit to systems of points in space. The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science, 11(2), 559-572. https://doi.org/10.1080/14786440109462720

225. **Peng, J., Kim, M., Kim, Y., Jo, M., Kim, B., Sung, K., Lv, S., 2017.** Constructing Italian ryegrass yield prediction model based on climatic data by locations in South Korea. Grassland Science 63, 184-195P. https://doi.org/10.1111/grs.12163.

226. **Phillips, R.E., Phillips, S.H., 1984.** No-tillage agriculture, principles and practices. Van Nostrand Reinhold, New York. USA, 1-306.

227. **Pieczka, I., 2012.** A Kárpát-medence térségére vonatkozó éghajlati szcenáriók elemzése a PRECIS finom felbontású regionális klímamodell felhasználásával. Doktori értekezés. ELTE, Budapest, 1-9.

228. **Piekutowska, M., Niedbała, G., Piskier, T., Lenartowicz, T., Pilarski, K., Wojciechowski, T., Pilarska, A.A., Czechowska-Kosacka, A., 2021.** The Application of Multiple Linear Regression and Artificial Neural Network Models for Yield Prediction of Very

Early Potato Cultivars before Harvest. Agronomy 2021, 11(5), 1-17. https://doi.org/10.3390/agronomy11050885.

229. **Piesse, J., Thirtle, C., 2010.** Agricultural R&D, technology and productivity. Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences 365, 3035–3047. https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0140

230. **R Core Team, 2020.** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. https://www.r-project.org .

231. **Rádics, J.P., Jóri, I.J., 2012.** State of the art in the hungarian field research: the effect of tillage on CO_2 emission. Hungarian Agricultural Engineering 24, 43–4.

232. **Rádics, J.P., Jóri, J.I., 2012.** State of the art in the Hungarian field research: the effect of tillage on CO_2 emission. Hungarian Agricultural Engineering, 24, 43–48.

233. **Raich, J.W., Tufekcioglu, A., 2000.** Vegetation and soil respiration: correlations and controls. Biogeochemistry 48, 71–90. https://doi.org/10.1023/A:1006112000616

234. **Rajkai, K., Szász, G., Huzsvai, L., 2004.** Agroökológiai modellek. Debreceni Egyetem, Debrecen, 16.

235. **Ramirez, K.S., Craine, J.M., Fierer, N., 2010.** Nitrogen fertilization inhibits soil microbial respiration regardless of the form of nitrogen applied. Soil Biology and Biochemistry 42(12), 2336–2338. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.032

236. **Raposo, E., Brito, L.F., Janusckiewicz, E.R., Oliveira, L.F., Versuti, J., Assumpção, F.M., Cardoso, A.S., Sinischalchi, D., Delevatti, L.M., Malheiros, E.B., Reis, R.A., Ruggieri, A.C.,**

2020. Greenhouse gases emissions from tropical grasslands affected by nitrogen fertilizer management. Agronomy Journal 122(6), 4666-4680. https://doi.org/10.1002/agj2.20385

237. **Rastogi, M., Singh, S., Pathak, H., 2002**. Emission of carbon dioxide from soil. Current Science 82(5), 510-517.

238. **Raun, W.R., Solie, J.B., Martin, K.L., Freeman, K.W., Stone, M.L., Johnson, G.V., Mullen, R.W., 2005.** Growth stage, development, and spatial variability in corn evaluated using optical sensor readings. Journal of Plant Nutrition 28, 173–182. https://doi.org/10.1081/PLN-200042277

239. **Ray, R.L., Griffin, R.W., Fares, A., Elhassan, A., Awal, R., Woldesenbet, S., Risch, E., 2020.** Soil CO_2 emission in response to organic amendments, temperature, and rainfall. Scientific Reports 10(1), 1–14. https://doi.org/10.1038/s41598-020-62267-6

240. **Reich, J.W., Schlesinger, W.H., 1992**. The global carbon-dioxide flux in soil respiration and its relationship to climate. Tellus 44(2), 81-89. https://doi.org/10.3402/tellusb.v44i2.15428

241. **Reichstein, M., Bahn, M., Ciais, P., Frank, D., Mahecha, M.D., Seneviratne, S.I., Zscheischler, J., Beer, C., Buchmann, N., Frank, D.C., Papale, D., Rammig, A., Smith, P., Thonicke, K., van der Velde, M., Vicca, S., Walz, A., Wattenbach, M., 2013.** Climate extremes and the carbon cycle. Nature 500, 287–295. https://doi.org/10.1038/nature12350

242. **Reicosky, D., 1997.** Tillage-induced CO_2 emission from soil. Nutrient Cycling in Agroecosystems 49, 273–285. https://doi.org/10.1023/A:1009766510274.

243. **Reicosky, D.C., 1998.** Strip tillage methods: Impact on soil and air quality. In: Proceedings Australian Society of Soil Science Inc. National Soils Conference, Brisbane, Australia. 56–60.

244. **Reicosky, D.C., Gesch, R.W., Wagner, S.W., Gilbert, R.A., Wente, C.D., Morris, D.R., 2008.** Tillage and wind effects on soil CO_2 concentrations in muck soils. Soil and Tillage Research 99(1), 221–231. https://doi.org/10.1016/j.still.2008.02.006

245. **Reicosky, D.C., Lindstrom, M.J., 1993.** Fall tillage method: Effect on short-term carbon dioxide flux from soil. Agronomy Journal 85(6), 1237–1243. https://doi.org/10.2134/agronj1993.00021962008500060027x.

246. **Ren, F., Zhang, X., Liu, J., Sun, N., Wu, L., Li, Z., Xu, M., 2017.** A synthetic analysis of greenhouse gas emissions from manure amended agricultural soils in China. Scientific Reports 7(1), 1-13. https://doi.org/10.1038/s41598-017-07793-6

247. **Reth, S., Reichstein, M., Falge, E., 2005.** The effect of soil water content, soil temperature, soil pH-value and the root mass on soil CO_2 efflux – A modified model. Plant and Soil 268, 21-33. https://doi.org/10.1007/s11104-005-0175-5

248. **Rey, A., Pegoraro, E., Tedeschi, V., De Parri, I., Jarvis, P.G., Valentini, R., 2002.** Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. Global Change Biology 8(9), 851–866. https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00521.x

249. **Reynolds, O., 1895.** On the dynamical theory of incompressible viscous fluids and the determination of criterion. Philosophical

Transactions of Royal Society of London 186, 935-982. https://doi.org/10.1098/rsta.1895.0004

250. **Rochette, P., Flanagan, L.B., 1997.** Quantifying rhizosphere respiration in a corn crop under field conditions. Soil Science Society of America Journal 61(2), 466-474. https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100020014x

251. **Rochette, P., Gregorich, E.G., 1998.** Dynamics of soil microbial biomass C, soluble organic C and CO_2 evolution after three years of manure application. Canadian Journal of Soil Science 78, 283–290. https://doi.org/10.4141/S97-066

252. **Rodriguez-Iturbe, I., D'odorico, P., Porporato, A., Ridolfi, L., 1999.** On the spatial and temporal links between vegetation, climate, and soil moisture. Water Resources Research 35(12), 3709-3722. https://doi.org/10.1029/1999WR900255

253. **Rolston, D.E., 1986.** Gas flux. In: Klute A. (Szerk.): Methods of soil analysis. Madison, Wiscosin USA: I American Society of Agronomy − Soil Science Society of America, Inc. Publisher, 1103-1120.

254. **Rosenbaum, U., Huisman, J., Weuthen, A., Vereecken, H., Bogena, H., 2010.** Sensor-to-Sensor Variability of the ECH_2O EC-5, TE, and 5TE Sensors in Dielectric Liquids. Vadose Zone Journal. 9(1), 181-186. https://doi.org/10.2136/vzj2009.0036

255. **Sainju, U.M., Stevens, W.B., Caesar-Tonthat, T., Liebig, M.A., 2012.** Soil greenhouse gas emissions affected by irrigation, tillage, crop rotation, and nitrogen fertilization. Journal of Environmental Quality 41(6), 1774–1786. https://doi.org/10.2134/jeq2012.0176

256. **Sárvári, M., 2005.** A modern növénytermesztést szolgáló hibridspecifikus kukoricatermesztési technológiák fejlesztése. In: Korszakváltás a hazai mezőgazdaságban. A modern növénytermesztés alapjai Szerk.: PEPÓ P. Debrecen, 200-207.

257. **Sárvári, M., El Hallof, N., Molnár, Zs., 2006.** A kukorica termesztése. Őstermelő. 2006/2. Április-május. 60-62.

258. **Schaufler, G., Kitzler, B., Schindlbacher, A., Skiba, U., Sutton, M.A., Zechmeister-Boltenstern, S., 2010.** Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. European Journal of Soil Science 61(1), 683–696. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01277.x

259. **Schaufler, G., Kitzler, B., Schindlbacher, A., Skiba, U., Sutton, M.A., Zechmeister-Boltenstern, S., 2010.** Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. European Journal of Soil Science 61(1), 683–696. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01277.x.

260. **Schlesinger, H. W., 1990.** Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. Nature 348, 232-234. https://doi.org/10.1038/348232a0

261. **Sellam, V., Poovammal, E., 2016.** Prediction of Crop Yield using Regression Analysis. Indian Journal of Science and Technology 9(38), 1-5. https://doi.org/10.17485/ijst/2016/v9i38/91714.

262. **Shang, Q.Y., Yang, X.X., Gao, C.M., Wu, P.P., Liu, J.J., Xu, Y.C., Shen, Q.R., Zou, Y.W., Guo, S.W., 2010.** Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double

rice-cropping systems: A 3-year field measurement in long-term fertilizer experiment. Biogeosciences 17(6), 2196–2210. https://doi.org/10.5194/bg-10-7897-2013

263. **Sharma, S., 1996.** Applied multivariate techniques. John Wiley and Sons, New York.

264. **Shcherbak, I., Millar, N., Robertson, G.P., 2014.** Global metaanalysis of the nonlinear response of 23 soil nitrous oxide (N_2O) emissions to fertilizer nitrogen. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 111(25), 9199–9204. https://doi.org/10.1073/pnas.1322434111

265. **Shonnard, D.R., Klemetsrud, B., Sacramento-Rivero, J., Navarro-Pineda, F., Hilbert, J., Handler, R., Suppen, N., Donovan, R.P., 2015.** A review of environmental life cycle assessments of liquid transportation biofuels in the Pan American region. Environmental Management 56, 1356–1376. https://doi.org/10.1007/s00267-015-0543-8

266. **Singh J.S., Gupta S.R., 1977.** Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. Botanical Review, 43(4), 449–528. https://doi.org/10.1007/BF02860844

267. **Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K., 2004.** A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Tillage Research 79(1), 7–31. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008

268. **Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T., Combrink, C., 2000.** Soil structure and soil organic matter: I. Distribution of aggregate size classes and aggregate associated carbon. Soil Science Society of

America Journal 64, 681-689. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642681x.

269. **Sjögersten, S.; Wookey, P.A., 2002.** Climatic and resource quality controls on soil respiration across a forest-tundra ecotone in Swedish Lapland. Soil Biology and Biochemistry 34(11), 1633–1646. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00147-5

270. **Smith, K.A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K.E., Massheder, J., Rey, A., 2018.** Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. European Journal of Soil Science 69(1), 10–20. https://doi.org/10.1111/ejss.12539

271. **Smith, P., Fang, C., Dawson, J.J.C., Moncrieff, J.B., 2008.** Impact of global warming on soil organic carbon. Advances in Agronomy 97, 1−43. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(07)00001-6

272. **Smith, P., Powison, D.s., Glendining, M., Smith, J., 2004.** Pr ary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming, Global Change Biology 4(6), 679 – 685. https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1998.00185.x

273. **Smuk, N., 2017.** A precíziós növénytermesztési módszerek elemzése. PhD. disszertáció, Mosonmagyaróvár, Magyarország.

274. **Soil Survey Staff., 2003.** Keys to Soil Taxonomy (9th edn). US Department of Agriculture,

275. **Song, C., Zhang, J., 2009.** Effects of soil moisture, temperature, and nitrogen fertilization on soil respiration and nitrous oxide emission during maize growth period in northeast China. Acta

Agriculturae Scandinavica B 59, 97–106. https://doi.org/10.1080/09064710802022945

276. **Soon, Y.K., Malhi, S.S., 2005.** Soil nitrogen dynamics as affected by landscape position and nitrogen fertilizer. Canadian Journal of Soil Science 85(5), 579–587 https://doi.org/10.4141/S04-072

277. **Sosulski, T., Stępień, W., Wąs, A., Szymańska, M., 2020.** N_2O and CO_2 emissions from bare soil: effect of fertilizer management. Agriculture 10(12), 602. https://doi.org/10.3390/agriculture10120602

278. **Sosulski, T., Szymańska, M., Szara, E., 2020.** CO_2 Emissions from Soil Under Fodder Maize Cultivation. Agronomy 10(8), 1087. https://doi.org/10.3390/agronomy10081087.

279. **Staub, B.R., 1992.** Global Zobler soil type, soil texture, surface slope, and other properties. Digital raster data on a 1-degree geographic (lat/long) 180 360 grid. Natural Resources Conservation Service, Washington DC, USA.

280. **Stefanovits, P., Várallyay, Gy., 1992**. State and management of soil erosion in Hungary. In: Proceedings of the Soil Erosion and Remediation Workshop. US – Central and Eastern European Agro-Environmental Program. Budapest, 79–95.

281. **Stuart, D., Schewe, R.L., McDermott, M., 2014.** Reducing nitrogen fertilizer application as a 5 climate change mitigation strategy: understanding farmer decision-making and potential barriers to 6 change in the US. Land Use Policy 36, 210–218. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.08.011

282. **Su, D., Zhang, K., Chen, F., Li, R., Zheng, H., 2014.** Effects of nitrogen application on soil microbial community composition and

function in Eucalyptus plantations with different soil organic carbon levels. Journal of Ecology and Environmental Sciences 23, 423-429. https://doi.org/10.5846/stxb201401120084

283. **Sun, B., Zhao, H., Lu, Y., Lu, F., Wang, X., 2016.** The effects of nitrogen fertilizer application on methane and nitrous oxide emission/uptake in Chinese croplands. Journal of Integrative Agriculture 15(2), 440–450. doi: https://doi.org/10.1016/S2095-3119(15)61063-2

284. **Sun, Q., Wang, R., Hu, Y., Yao, L., Guo, S., 2018.** Spatial variations of soil respiration and temperature sensitivity along a steep slope of the semiarid Loess Plateau. PLoS ONE 13(4), e0195400. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195400

285. **Swibank, W.C., 1951.** Measurement of vertical transfer of heat and water vapor by eddies in the lower atmosphere. Journal of Meteorology 8(3), 135-145. https://doi.org/10.1175/1520-0469(1951)008<0135:TMOVTO>2.0.CO;2

286. **Syngenta, 2021.** Kukorica és napraforgó termesztéstechnológiai ajánlat 2021. Syngenta Kft., Budapest.

287. **Szabó, I.M., 1986**. Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1-373.

288. **Szépszó, G., 2014.** A REMO regionális éghajlati modellen alapuló klímadinamikai vizsgálatok a Kárpát-medence éghajlatának jellemzésére. Doktori értekezés tézisei. ELTE, Budapest, 1-16.

289. **Teixeira, L.G., Fukuda, A., Panosso, A.R., Lopes, A., La Scala Jr., N., 2011.** Soil CO_2 emission as related to incorporation of sugarcane crop residues and aggregate breaking after rotary tiller.

Soil and Water Engineering • Eng. Agríc 31(6), 1075-1084. https://doi.org/10.1590/S0100-69162011000600005.

290. **The Conservation, 2017.** Five ways the meat on your plate is killing the planet. The Consrvation, US.

291. **The Revelator, 2019.** Our Food Is Killing the Planet — But It Doesn't Have To. The Revelator, US.

292. **Topp, E., Pattey, E., 1997.** Soils as sources and sinks for atmospheric methane. Canadian Journal of Soil Science 77, 167–178. https://doi.org/10.4141/S96-107

293. **Torma, C.Z., 2011.** Átlagos és szélsőséges hőmérsékleti és csapadék viszonyok modellezése a Kárpát-medencére a XXI. századra a RegCM regionális klímamodell alkalmazásával. Doktori értekezés tézisei. ELTE, Budapest, 1-10.

294. **Torres, L.G., 1999.** Conservation Agriculture in Europe: Environmental, Economic and EU Policy Perspectives. European Conservation Agriculture Federation (ECAF), 1-23.

295. **Tóth, E., Koós, S., Farkas, Cs., Németh, T., 2005.** Carbon dioxide emission from calcareous chernozem soil. Cereal Research Communications 33, 129-132. https://www.jstor.org/stable/23787634

296. **Tsai, P., 1988.** Variable Gauge Repeatability and Reproducibility Study Using the Analysis of Variance Method. Quality Engineering 1(1), 107-115. https://doi.org/10.1080/08982118808962642.

297. **Tu, L., Hu, T., Zhang, J., Li, X., Hu, H., Liu, L., Xiao Y., 2013.** Nitrogen addition stimulates different components of soil respiration in a subtropical bamboo ecosystem. Soil Biology and

Biochemistry 58, 255 264. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.12.005

298. **Tuba, G., Kovács, Gy., Zsembeli, J., 2017.** Hidromorf talajok a karcagi katéna mentén. Talajvédelem – „Okszerű Talajhasználat – Talajvédelem”, Talajvédelmi Alapítvány, Budapest. 199-204.

299. **Tubiello, F.N., Salvatore, M., Rossi, S., Ferrara, A., Fitton, N., Smith, P., 2013.** The FAOSTAT database of greenhouse gas emission from agriculture. Environmental Research Letter. 8, 1-11. https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/015009

300. **Uchida, Y., Nishimura, S., Akiyama, H., 2012.** The relationship of water-soluble carbon and hot-water-soluble carbon with soil respiration in agricultural fields. Agriculture, Ecosystems and Environment 156, 116-122. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.05.012

301. **UN, 2022.** Report of the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Paris Agreement on its third session, held in Glasgow from 31 October to 13 November 2021. United Nations, Glasgow, Skócia, 1-61.

302. **US.EPA 2012.** Global anthropogenic non-CO_2 greenhouse gas emissions: 1990-2030. EPA, Washington DC.

303. **Ussiri, D.A.N., 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 Tillage Research 104, 39–47. https://doi.org/10.1016/j.still.2008.11.008.

304. **Virto, I., Barré, P., Burlot, A., Chenu, C., 2012.** Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled

agrosystems. Biogeochemistry 108, 17–26. https://doi.org/10.1007/s10533-011-9600-4.

305. **Voroney, R.P., van Veen, J.A., Paul, E.A., 1981.** Organic C dynamics in grassland soils. 2. Model validation and simulation of the long-term effects of cultivation and rainfall erosion. Canadian Journal of Soil Science 61:211–224

306. **Walkiewicz, A., Bulak, P., Brzezinska, M., Khalil, M.I., Osborne, B., 2021.** Variations in soil properties and CO_2 emissions of a temperate forest gully soil along a topographical gradient. Forests 12(2), 226. https://doi.org/10.3390/f12020226

307. **Watson, D.A., Laflen, J.M., 1986.** Soil strength, slope, and rainfall intensity effect on interrill erosion. Transactions of the ASAE 29(1), 98–102. https://doi.org/10.13031/2013.30109

308. **Wang, M., Han, J., Dunn, J.B., Cai, H., Elgowainy, A., 2012.** Well-to-wheels energy use and greenhouse gas emissions of ethanol from corn, sugarcane and cellulosic biomass for US use. Environmental Research Letters 7(4), 045905-13. https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/045905

309. **Wang, Y.Q., Shao, M.A., Liu, Z.P., Horton, R., 2013.** Regional-scale variation and distribution patterns of soil saturated hydraulic conductivities in surface and subsurface layers in the loessial soil of China. Journal of Hydrology 487, 13-23. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.02.006

310. **Wang, Z., Hu, Y., Wang, R., Guo, S., Du, L., Zhao, M., Yao, Z., 2017.** Soil organic carbon on the fragmented Chinese Loess Plateau: Combining effects of vegetation types and topographic

positions. Soil Tillage Research 174, 1–5. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.05.005

311. **Webster, K.L., Creed, I.F., Bourbonnie're, R.A., Beall, F.D., 2008.** Controls on the heterogeneity of soil respiration in a tolerant hardwood forest. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 113(G3), 1-15. https://doi.org/10.1029/2008JG000706

312. **Widén, B., Lindroth, A., 2003.** A calibration system for soil carbon dioxide-efflux measurement chambers. Soil Science Society of America Journal, 67, 327–334. https://doi.org/10.2136/sssaj2003.0327

313. **Wikimedia., 2021**. Carbon Cycle-cute diagram. Wikimedia. US.

314. **Wildung, R.E., Garland, T.R., Buschbom, R.L., 1975.** The interdependent effects of soil temperature and water content on soil respiration rate and plant root decomposition in arid grassland soils. Soil Biology and Biochemistry 7(6), 373-378. https://doi.org/10.1016/0038-0717(75)90052-8.

315. **Wilson, G., Dabney, S., McGregor, K., Barkoll, B., 2004.** Tillage and residue effects on runoff and erosion dynamics. American Society of Agricultural Engineers 47, 119–128. https://doi.org/10.13031/2013.15878.

316. **Wilson, H.M., Al-Kaisi, M.M., 2008.** Crop rotation and nitrogen fertilization effect on soil CO_2 emissions in central Iowa. Applied Soil Ecology 39(3), 264–270. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.12.013

317. **Yan, D., Wang, D., Yang, L., 2007.** Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on labile organic matter fractions in a

paddy soil. Biology and Fertility of Soils 44(1) 93–101. https://doi.org/10.1007/s00374-007-0183-0

318. **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 Ecology and Managementé 170(1-3), 189−197. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00773-3

319. **Yimer, F., Sting, L., Adelkadir, A., 2006.** Soil property variations in relation to topographic aspect and vegetation community in the south-eastern highlands of Ethiopia. Forest Ecology and Management 232(1-3), 90–99. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.055

320. **Yu, X.B., Chen, Q.B., Wang, S.M., Mo. X.Y., 2000.** Research on land degradation in forest plantation and preventive strategies. In: Yu X.B., editor. Studies on long-term productivity management of Eucalyptus plantation. Beijing: China Forestry Publishing House. 1-7.

321. **Zeri, M., Alvalá, S.R.C., Carneiro, R., Cunha-Zeri, G., Costa, J.M., Rossato Spatafora, L., Urbano, D., Vall-Llossera, M., Marengo, J., 2018.** Tools for communicating agricultural drought over the Brazilian Semiarid using the soil moisture index. Water 10, 1421. https://doi.org/10.3390/w10101421

322. **Zhang D., Sun X., Zhou G., Yan J., Wang Y., Liu S., Zhou C., Liu J., Tang X., Li J., Zhang Q., 2006.** Seasonal dynamics of soil CO_2 effluxes with responses to environmental factors in lower subtropical forests of China. Science in China Series D: Earth

Sciences 49(2), 139-149. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.06.015

323. **Zhang, L., Hou, L., Guo, D., Li, L., Xu, X., 2017.** Interactive impacts of nitrogen input and water amendment on growing season fluxes of CO_2, CH_4, and N_2O in a semiarid grassland, Northern China. Science of the Total Environment 578, 523–534. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.219

324. **Zhang, Y., Kendall, A., 2017.** Life cycle performance of cellulosic ethanol and corn ethanol from a retrofitted dry mill corn ethanol plant. BioEnergy Research 10. 183–198. https://doi.org/10.1007/s12155-016-9776-5

325. **Zhang, Y., Mu, Y., Zhou, Y., Liu, J., Zhang, C., 2014.** Nitrous oxide emissions from maize-wheat field during four successive years in the North China Plain. Biogeosciences 11, 1717–1726. https://doi.org/10.5194/bg-11-1717-2014

326. **Zheng, X.Y., Liu, M.Z., Zhao, X., Li, A., Chen, S., Chen, S., Han, X., Huang, J., 2018** Topography and grazing effects on storage of soil organic carbon and nitrogen in the northern China grasslands. Ecological Indicators 93, 45–53. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.068

327. **Zhou, Z., Zhang, Z., Zha, T., Luo, Z., Zheng, J., Sun, O.J., 2013.** Predicting soil respiration using carbon stock in roots, litter and soil organic matter in forests of Loess Plateau in China. Soil Biology and Biochemistry 57, 135-143. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.08.010

328. **Zimmermann, M., Meir, P., Bird, M.I., Malhi, Y., Ccahuana, A.J.Q., 2009.** Climate dependence of heterotrophic soil respiration

from a soil-translocation experiment along a 3000 m tropical forest altitudinal gradient. European Journal of Soil Science 2009, 60(6), 895–906. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01175.x

329. **Zsebeházi, G., 2011.** Magyarország éghajlatának jellemzése az ENSEMBLES projektbeli és a hazai regionális modelleredmények együttes vizsgálatával. ELTE, Budapest, 1-63.

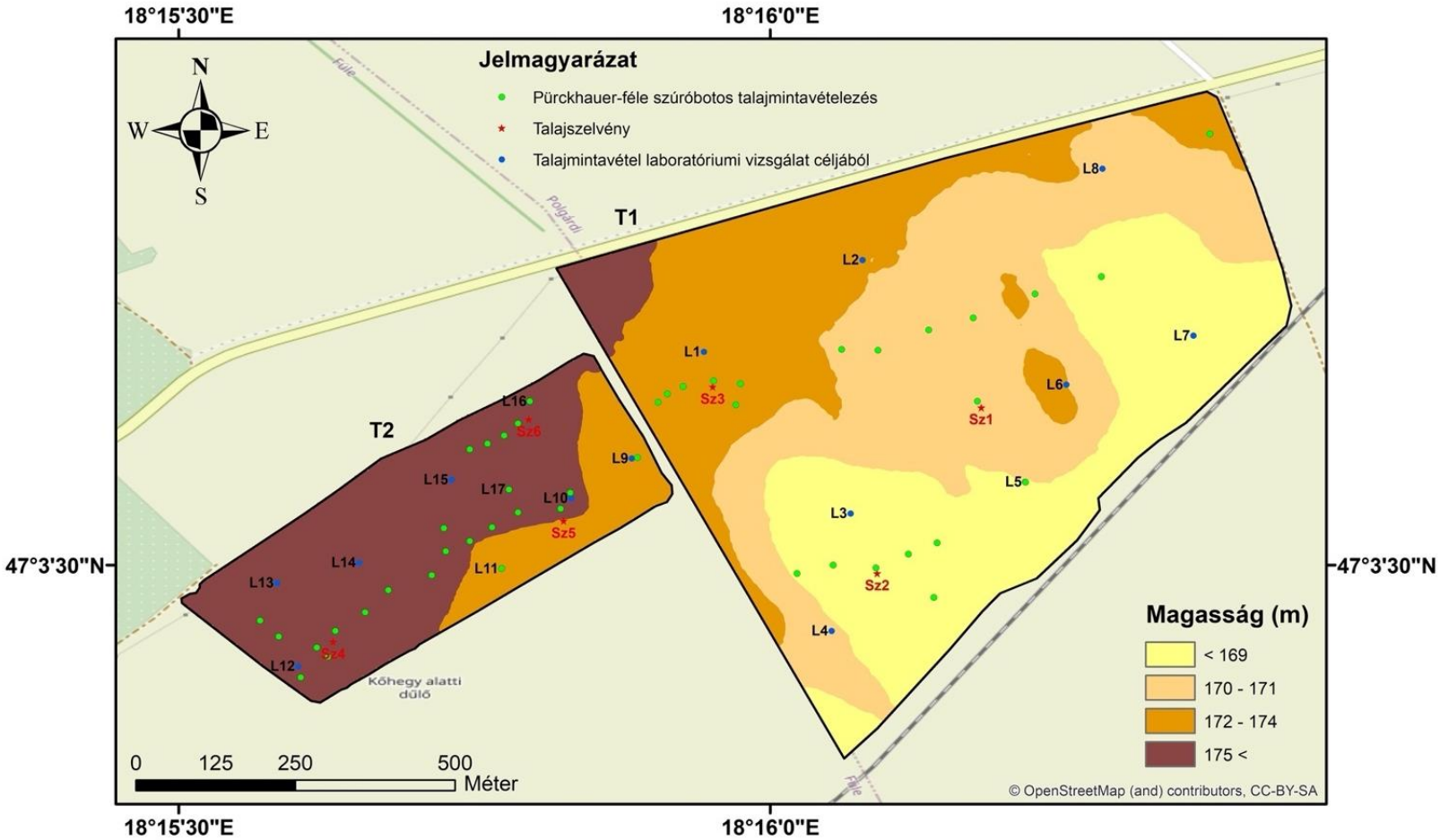
330. **Zsembeli, J., Tuba, G., Juhász, Cs., Nagy, I., 2005.** CO_2-measurements in a soil tillage experiment. Cereal Research Communications 33(1), 137-140. http://www.jstor.org/stable/23787636.

Internetes források

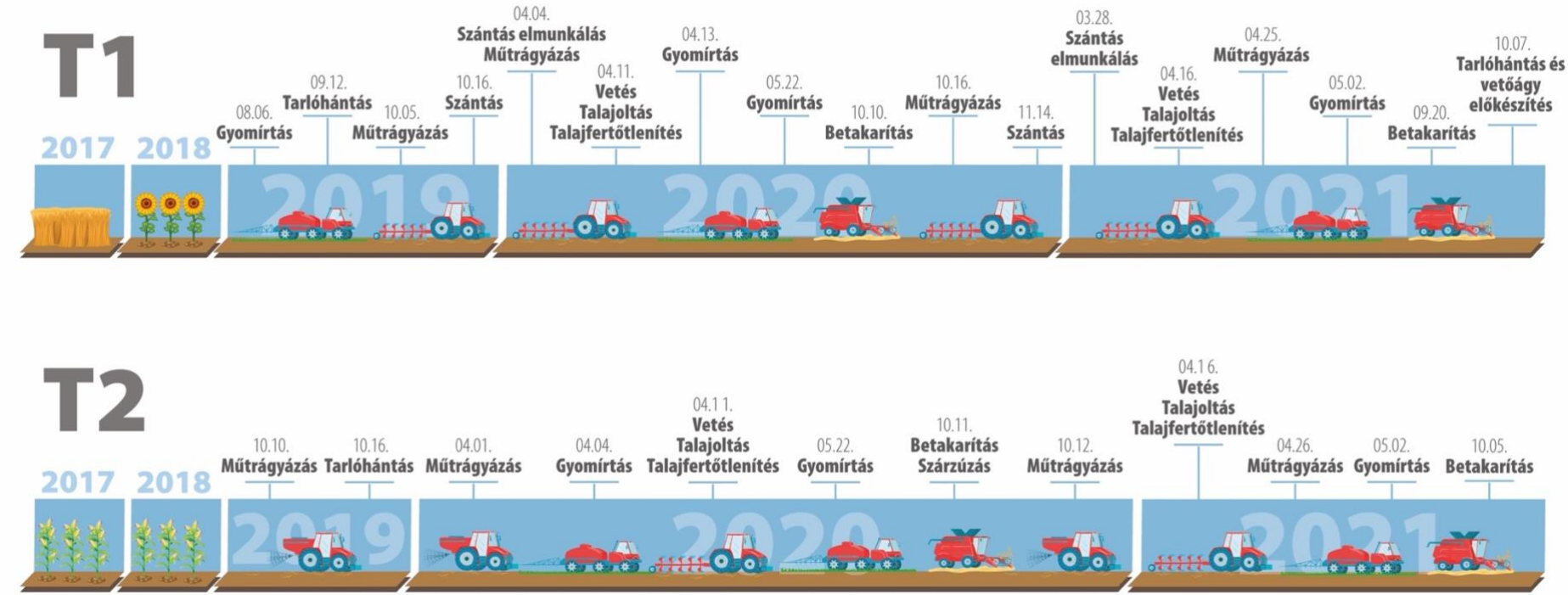
331. **URL1:** https://energy.ec.europa.eu/topics/renewable-energy/bioenergy/biofuels_en

332. **URL2:** https://energy.ec.europa.eu/system/files/2018-07/pre-iluc_directive_nuts2_report_values_mj_kg_july_2018_0.pdf

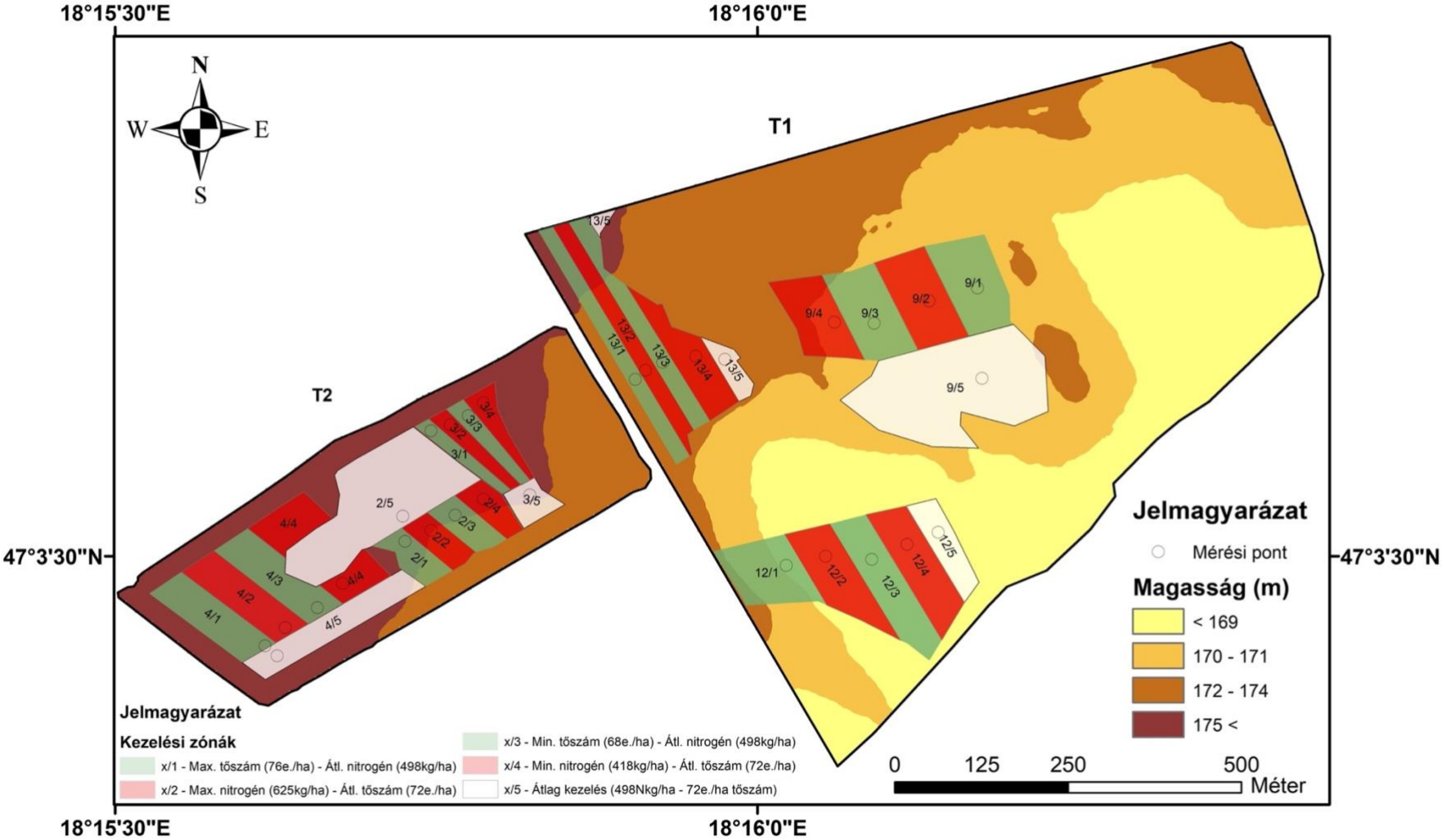
10. MELLÉKLETEK



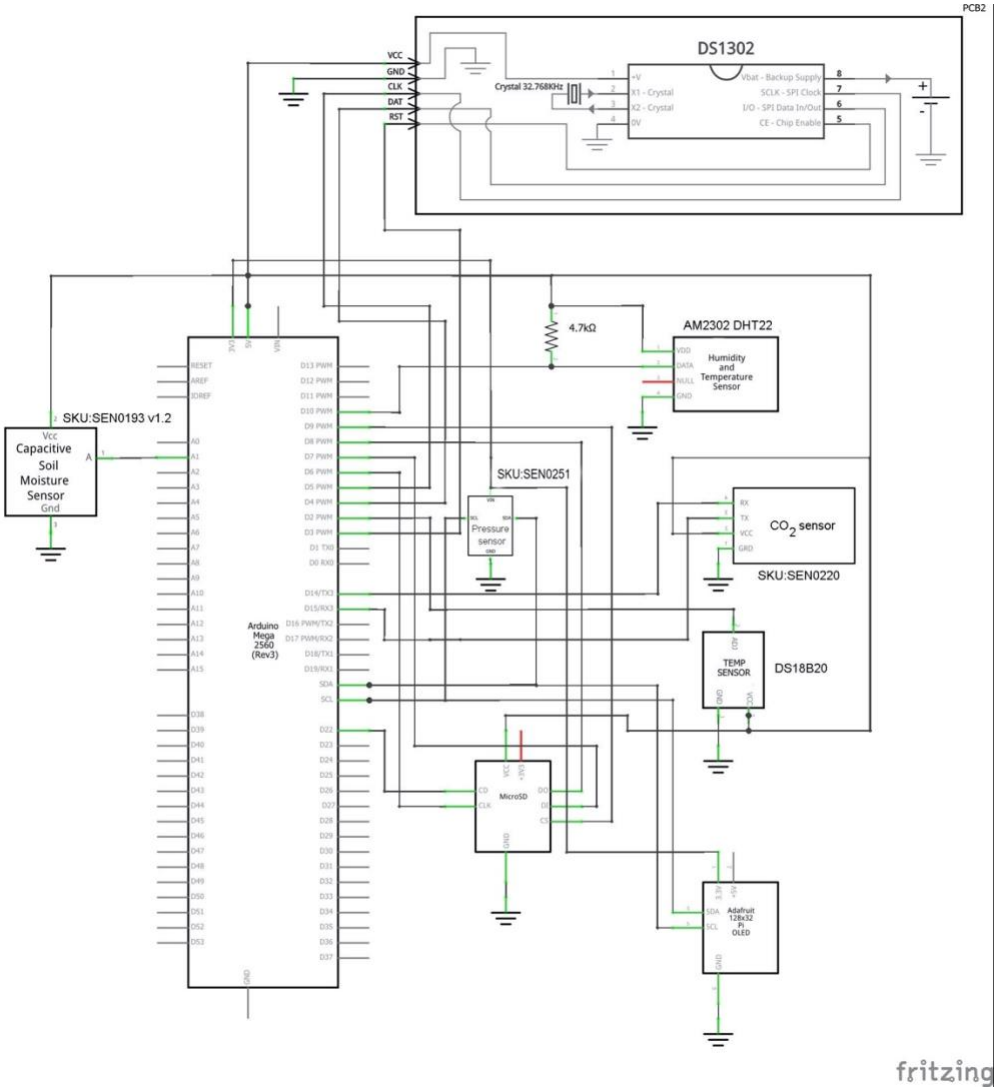
3. ábra: **A talajtani jellemzéshez vett talajminták, talajszelvények és Pürckhauer-féle szúróbotos talajmintavételezés helyei**



13. ábra: **Kezelések időpontja a T1-es és a T2-es kísérleti táblákon**



14. ábra: **Kezelési zónák lehatárolása a magasság függvényében**



19. ábra: **A környezeti tényezők nyomon követésére fejlesztett szenzorkapcsolat kapcsolási rajza**

8. táblázat: **A szemeskukorica termesztése során igénybe vett szolgáltatások üzemanyag-felhasználása Magyarországon 2014-2018 között** (adatok l/ha-ban kifejezve)

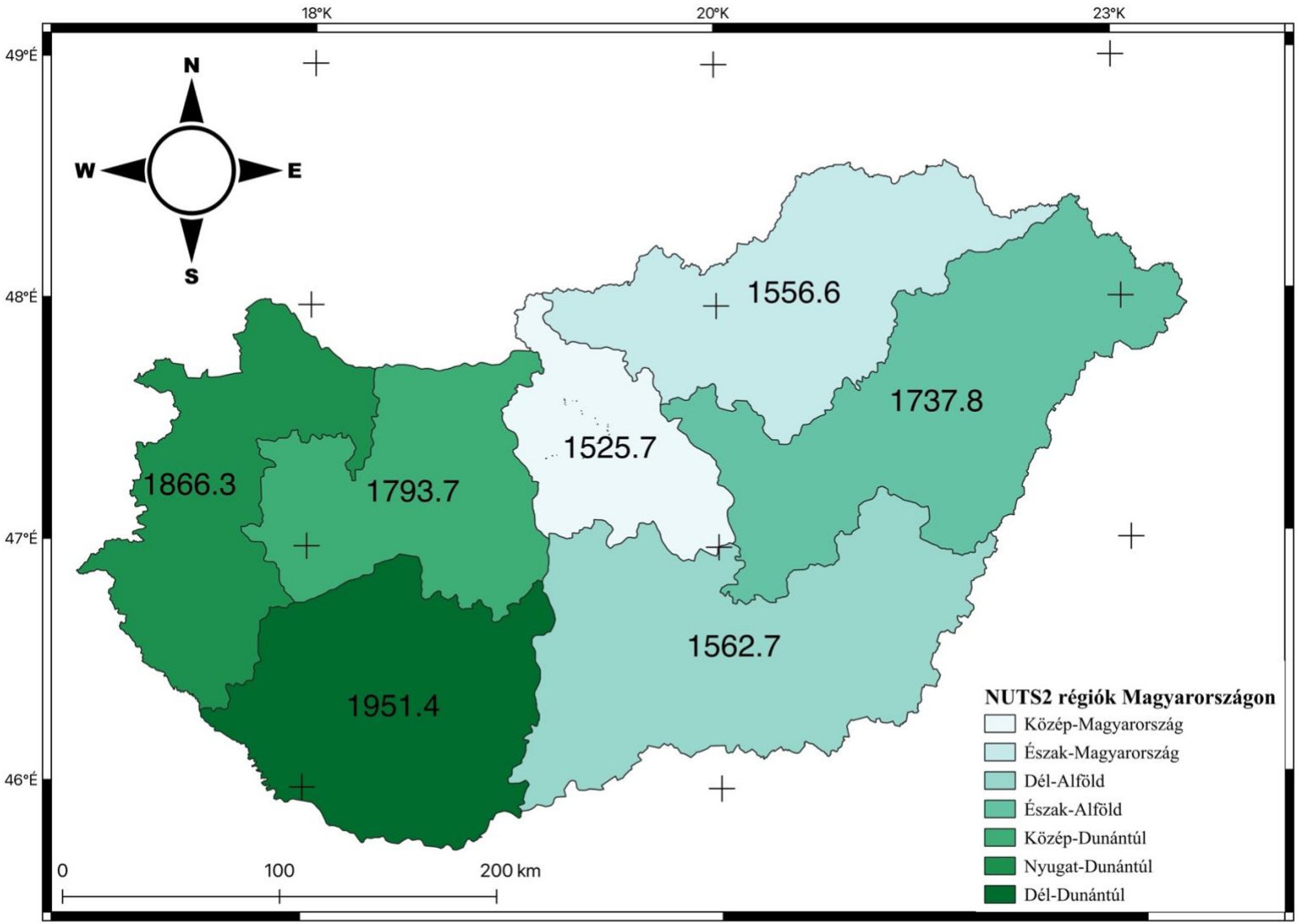
Év	Talajmunkák	Műtrágyázás táblán töltve	Szerves trágya szórása tábla szélétől	Vetés és palántázás	Növényvédelem	Betakarítás (8 ha-ig)	Betakarítás (8 ha-tól)
2014	23,78	2,81	11,20	4,26	3,07	25,53	37,20
2015	26,21	3,10	12,36	4,70	3,39	28,20	41,05
2016	24,94	2,96	11,84	4,50	3,25	26,91	39,16
2017	23,01	2,73	10,92	4,15	3,00	22,86	34,30
2018	20,95	2,49	9,94	3,78	2,73	20,81	31,23

Forrás: AKI FADN- és NAIK MGI-adatok alapján készült saját számítás

9. táblázat: **A szemeskukorica termesztésének regionális ráfordításai és azok tételenkénti kibocsátása Magyarországon a 2014-2018 közötti évek átlagában**

NUTS	Terület	Termesztéshez felhasznált inputok									
		N_2O	Vetőmag	Állati trágya N-tartalma	Műtrágyák				Növ.védőszer	Üzemanyag	Szárítás
					N	P_2O_5	K_2O	CaO			
		kg/ha								l/ha	MJ/ha
HU	**Magyarország**	**2,4**	**27,3**	**5,1**	**77,6**	**16,3**	**17,4**	**0,9**	**1,9**	**122,3**	**372,7**
HU10	**Közép-Magyaro.**	2,0	25,5	4,0	59,3	14,9	16,3	0,3	1,7	112,6	208,7
HU21	**Közép-Dunántúl**	2,5	30,6	5,9	76,2	16,7	17,0	0,9	1,9	123,5	561,4
HU22	**Nyugat-Dunántúl**	2,7	29,8	8,9	86,1	22,9	25,3	1,2	2,0	128,4	575,0
HU23	**Dél-Dunántúl**	3,3	28,8	5,8	120,5	18,5	23,8	1,8	2,6	134,1	553,5
HU31	**Észak-Magyaro.**	2,0	22,1	2,0	62,9	13,6	11,0	0,7	1,8	124,6	114,4
HU32	**Észak-Alföld**	2,4	29,1	3,9	74,7	11,3	11,3	0,9	1,8	114,9	359,1
HU33	**Dél-Alföld**	2,2	25,5	5,0	63,3	15,9	16,9	0,2	1,6	117,7	236,6
Kibocsátási szorzó		**298,00**	**0,31**	**-**	**4,57**	**0,54**	**0,42**	**0,07**	**12,01**	**4,28**	**0,07**

NUTS	Terület	Tételenkénti kibocsátás									
		N_2O	Vetőmag	Állati trágya N-tartalma	Műtrágyák				Növ.védőszer	Üzemanyag	Szárítás
					N	P_2O_5	K_2O	CaO			
		$kgCO2_{eq}/ha$									
HU	**Magyarország**	727,9	8,5	-	354,6	8,8	7,2	0,1	23,0	523,2	24,6
HU10	**Közép-Magyaro.**	590,4	7,9	-	270,9	8,1	6,8	0,0	21,0	481,8	13,8
HU21	**Közép-Dunántúl**	740,8	9,5	-	348,3	9,1	7,1	0,1	22,3	528,4	37,1
HU22	**Nyugat-Dunántúl**	810,4	9,2	-	393,5	12,4	10,5	0,1	23,9	549,4	37,9
HU23	**Dél-Dunántúl**	996,1	8,9	-	551,0	10,0	9,9	0,1	30,7	574,1	36,5
HU31	**Észak-Magyaro.**	603,5	6,9	-	287,8	7,4	4,6	0,1	21,9	533,3	7,6
HU32	**Észak-Alföld**	710,0	9,0	-	341,3	6,1	4,7	0,1	22,1	491,7	23,7
HU33	**Dél-Alföld**	644,4	7,9	-	289,4	8,6	7,0	0,0	18,7	503,6	15,6



26. ábra: **Kukorica termesztésének egy hektárra vetített regionális ÜHG-kibocsátása (kgCO_{2eq}/ha) Magyarországon a 2014-2018 közötti évek átlagában**

10. táblázat: **Az érzékelők által mért ADC-értékek leíró statisztikája az eltérő talajnedvességi (GWC) szinteken végzett mérések szórásával** (S1=Agyagos vályog; S2=Homokos vályog; S3=Iszapos vályog)

Talaj	Szenzor száma	n	Min	±SD	Q1	±SD	Átlag	±SD	Q3	±SD	Max	±SD
S1	1	13	278,51	4,85	357,39	43,83	450,70	4,61	525,18	6,68	603,41	3,75
	2	13	260,21	2,99	308,08	9,87	402,82	4,63	470,27	15,38	558,41	15,29
	3	13	324,64	2,90	395,71	30,85	472,43	12,34	536,50	20,52	610,47	3,67
	GWC (%)	**1**	**28,37**		**21,75**		**13,32**		**4,50**		**1,81**	
S2	1	13	291,29	3,72	395,44	20,72	478,55	12,46	584,32	9,11	643,26	11,98
	2	13	275,39	9,88	358,71	6,52	439,04	10,22	538,60	8,69	599,60	12,86
	3	13	334,63	2,58	425,08	12,67	498,76	8,61	588,91	7,27	646,40	12,15
	GWC (%)	**1**	**25,52**		**14,51**		**8,67**		**1,53**		**0,76**	
S3	1	13	337,29	4,96	410,94	17,69	495,74	8,56	602,26	4,78	622,27	1,78
	2	13	310,72	5,64	366,46	27,87	456,17	8,39	555,03	5,25	580,77	1,93
	3	13	371,22	4,80	434,18	11,17	514,73	5,66	608,94	2,13	626,72	5,94
	GWC (%)	**1**	**23,19**		**12,70**		**7,09**		**1,17**		**0,88**	

11. táblázat: **A szenzoros mérések ismételhetősége és reprodukálhatósága** (S1=Agyagos vályog; S2=Homokos vályog; S3=Iszapos vályog)

Talaj	Szenzor	Átlag	Terjedelem	σ_{sensor} (ADC)	%Ismételhetőség	%Reprodukálhatóság	p*
S1	1	450,70	33,54	41,08	24	76	0,001
	2	402,82	27,38				
	3	472,43	28,94				
S2	1	478,55	30,69	35,27	24	76	0,000
	2	439,04	25,00				
	3	498,76	21,50				
S3	1	495,74	21,13	11,20	42	58	0,001
	2	456,17	20,93				
	3	514,73	14,31				

*A szignifikanciaszinten kimutatása egytényezős varianciaanalízissel történt

12. táblázat: **A kialakított függvények paraméterei, a determinációs együtthatói (R^2), az átlagos négyzetes hiba négyzetgyökei (RMSE) és a bizonytalanság** (S1=Agyagos vályog; S2=Homokos vályog; S3=Iszapos vályog)

Szenzor	Textúra	Modell	a	b	c	d	R^2	RMSE	p
1,2,3	S1	Lineáris	50,29	-0,0836	-	-	0,87	3,38	0,0000
		Polinomiális	-45,89	0,6351	-0,0017	1,32E-06	0,89	3,11	0,0000
		Exponenciális	137,48	-0,0056	-	-	0,82	4,05	0,0000
	S2	Lineáris	40,41	-0,0672	-	-	0,77	3,84	0,0000
		Polinomiális	26,40	0,1154	-0,0006	5,41E-07	0,81	3,46	0,0000
		Exponenciális	231,36	-0,0075	-	-	0,78	3,74	0,0000
	S3	Lineáris	37,24	-0,0617	-	-	0,78	3,24	0,0000
		Polinomiális	59,23	-0,0823	-0,0002	3,2E-07	0,85	2,73	0,0000
		Exponenciális	409,07	-0,0090	-	-	0,83	2,87	0,0000

13. táblázat: **A kialakított függvények paraméterei, a determinációs együtthatói (R^2), a négyzetes középérték hibái (RMSE) és a szignifikanciaszintjei (p)**

Textúra	Szenzor	Modell	a	b	c	d	R^2	RMSE	p
S1	1	Lineáris	51,27	-0,08	-	-	0,95	2,13	0,0000
		Polinomiális	-27,93	0,49	-0,00136	1,03E-06	0,96	1,90	0,0000
		Exponenciális	149,75	-0,01	-	-	0,89	3,08	0,0000
	2	Lineáris	50,15	-0,09	-	-	0,95	2,18	0,0000
		Polinomiális	-11,10	0,44	-0,00146	1,29E-06	0,97	1,68	0,0000
		Exponenciális	175,26	-0,01	-	-	0,93	2,52	0,0000
	3	Lineáris	59,37	-0,10	-	-	0,94	2,33	0,0000
		Polinomiális	-119,56	1,13	-0,00272	1,97E-06	0,96	1,96	0,0000
		Exponenciális	267,77	-0,01	-	-	0,89	3,14	0,0000
S2	1	Lineáris	40,54	-0,07	-	-	0,83	3,26	0,0000
		Polinomiális	72,74	-0,18	3,24E-05	1,19E-07	0,89	2,64	0,0000
		Exponenciális	274,11	-0,01	-	-	0,87	2,84	0,0000
	2	Lineáris	40,04	-0,07	-	-	0,81	3,49	0,0000
		Polinomiális	97,63	-0,35	0,000344	-4,1E-08	0,89	2,59	0,0000
		Exponenciális	355,15	-0,01	-	-	0,88	2,74	0,0000
	3	Lineáris	47,50	-0,08	-	-	0,81	3,46	0,0000
		Polinomiális	35,85	0,16	-0,00083	7,71E-07	0,89	2,67	0,0000
		Exponenciális	627,86	-0,01	-	-	0,85	3,05	0,0000
S3	1	Lineáris	37,66	-0,06	-	-	0,83	2,90	0,0000
		Polinomiális	171,69	-0,77	0,001143	-5,7E-07	0,92	1,92	0,0000
		Exponenciális	731,08	-0,01	-	-	0,92	1,91	0,0000
	2	Lineáris	37,22	-0,07	-	-	0,82	2,93	0,0000
		Polinomiális	203,37	-1,04	0,00178	-1E-06	0,95	1,58	0,0000
		Exponenciális	899,58	-0,01	-	-	0,95	1,59	0,0000
	3	Lineáris	43,13	-0,07	-	-	0,86	2,63	0,0000
		Polinomiális	298,10	-1,42	0,002302	-1,3E-06	0,96	1,38	0,0000
		Exponenciális	1872,04	-0,01	-	-	0,96	1,38	0,0000

14. táblázat: **A prediktált (y_{pred}) és a mérési bizonytalansági értékek (ε) a talajnedvességmérő szenzoroknál a kísérleti területre jellemző iszapos vályog talajtextúra esetében (3). A táblázat értékei m/m%-ban kifejezve.**

Modell		**Polinomiális**		
Szenzor száma		**1**	**2**	**3**
y_{pred}	23,2	21,766	24,663	24,187
	ε	1,4271	1,4706	0,9939
	14,5	9,254	13,736	16,930
	ε	5,2100	0,7280	2,4666
	9,8	7,212	10,920	12,345
	ε	2,5974	1,1106	2,5365
	5,9	7,835	9,533	8,791
	ε	1,9339	3,6325	2,8898
	3,6	2,140	5,336	5,031
	ε	1,5044	1,6919	1,3862
	2,0	1,301	3,925	4,326
	ε	0,6796	1,9443	2,3453
	1,2	0,818	3,370	3,428
	ε	0,3542	2,1977	2,2560
	0,9	1,042	3,513	3,194
	ε	0,1578	2,6288	2,3099

15. táblázat: **A talajhőmérséklet-szenzorok mérési eredményei a referencia-mérőműszerhez képest. A táblázat értékei °C-ban kifejezve.**

Mérési pont (°C)*	Szenzor száma	Átlag	Δ Átlag	Szórás	Terjedelem	Átlagos eltérés
38,9	1	39,00a	0,10	0,01	0,22	0,00
	2	39,50a	0,60	0,00	0,50	0,02
	3	38,98a	0,08	0,03	0,38	0,10
	4	38,49a	-0,41	0,02	0,38	0,10
30,2	1	30,00a	-0,20	0,00	0,00	0,00
	2	30,50a	0,30	0,01	0,50	0,00
	3	30,01a	-0,19	0,02	0,06	0,02
	4	29,57a	-0,63	0,02	0,13	0,01
24,8	1	25,17a	0,37	0,27	0,50	0,13
	2	25,22a	0,42	0,26	0,50	0,08
	3	24,80a	0,00	0,27	0,32	0,09
	4	24,39a	-0,41	0,22	0,22	0,05
21,0	1	21,23a	0,23	0,24	0,17	0,01
	2	21,43a	0,43	0,17	0,44	0,02
	3	21,00a	0,00	0,17	0,31	0,07
	4	20,71a	-0,29	0,15	0,19	0,05
14,6	1	14,18a	-0,42	0,03	0,08	0,03
	2	14,19a	-0,41	0,02	0,06	0,02
	3	14,56a	-0,04	0,03	0,07	0,02
	4	15,11a	0,51	0,06	0,14	0,04
4,4	1	4,24a	-0,16	0,04	0,08	0,03
	2	4,71a	0,31	0,03	0,10	0,03
	3	4,36a	-0,04	0,02	0,07	0,02
	4	4,61a	0,21	0,03	0,10	0,03

Az azonos betűjelek az átlagos hőmérséklet értékek között meg nem lévő szignifikáns különbségét jelölik ($p \leq 0,05$) a hat mérési időpontban, Tukey-féle HSD post-hoc teszttel kimutatva.
*Testo 175T2 mérőműszerrel mérve

16. táblázat: **A szenzoronként kialakított függvények paraméterei, a determinációs együtthatói (R^2), az átlagos négyzetes hiba négyzetgyökei (RMSE), standard hibái és a szignifikanciaszintjei**

Szenzor száma	Modell	a	b	R^2	RMSE	s	p
1	Lineáris	-0,2185	1,0095	0,9995	0,1044	0,1201	0,0000
2	Lineáris	-0,0478	1,0146	0,9994	0,3222	0,3566	0,0000
3	Lineáris	-0,0564	1,0013	0,9999	0,0316	0,0349	0,0000
4	Lineáris	0,4478	0,9725	0,9994	0,3452	0,3718	0,0000

17. táblázat: **A prediktált és a mérési bizonytalansági értékek a DS18B20 típusú talajhőmérséklet-szenzoroknál. A táblázat értékei °C-ban kifejezve**

Modell			**Lineáris**			
Szenzor száma			**1**	**2**	**3**	**4**
y_{pred}	4,4		4,430	4,696	4,413	4,289
		u(x)	0,1340	0,1332	0,1351	0,1392
	14,6		14,271	14,035	14,595	15,084
		u(x)	0,1296	0,1290	0,1306	0,1343
	21,0		21,244	21,171	21,032	20,838
		u(x)	0,1285	0,1278	0,1295	0,1334
	24,8		25,153	24,903	24,824	24,613
		u(x)	0,1286	0,1279	0,1296	0,1334
	30,2		29,931	30,102	30,027	29,939
		u(x)	0,1295	0,1289	0,1306	0,1344
	38,9		38,845	38,967	38,983	39,111
		u(x)	0,1332	0,1326	0,1344	0,1385

18. táblázat: **A levegőhőmérséklet-szenzorok mérési eredményei a referencia-mérőműszerhez képest. A táblázat értékei °C-ban kifejezve**

Mérési pont (°C)*	Szenzor száma	Átlag	Δ Átlag	Szórás	Terjedelem	Átlagos eltérés
39,1	1	38,91a	-0,15	0,08	0,37	0,07
	2	39,20a	0,14	0,07	0,38	0,06
	3	39,01a	-0,05	0,07	0,36	0,06
30,2	1	30,05a	-0,14	0,07	0,50	0,06
	2	30,30a	0,11	0,08	0,40	0,06
	3	30,24a	0,04	0,08	0,50	0,06
19,7	1	19,71a	-0,02	0,16	0,25	0,04
	2	19,79a	0,06	0,17	0,23	0,04
	3	19,59a	-0,14	0,16	0,23	0,04
18,9	1	18,99a	0,08	0,10	0,20	0,05
	2	19,01a	0,10	0,11	0,30	0,06
	3	18,88a	-0,03	0,10	0,34	0,07
14,4	1	14,59a	0,18	0,04	0,30	0,02
	2	14,78a	0,36	0,04	0,20	0,04
	3	14,7a	0,28	0,03	0,10	0,01
4,1	1	4,75a	0,65	0,05	0,10	0,05
	2	4,91a	0,80	0,03	0,20	0,01
	3	4,81a	0,71	0,03	0,20	0,02

Az azonos betűjelek az átlagos hőmérséklet értékek között meg nem lévő szignifikáns különbséget jelölik ($p \leq 0,05$) a hat mérési időpontban, Tukey-féle HSD post-hoc teszttel kimutatva.
*Testo 175T2 mérőműszerrel mérve

19. táblázat: **A függvények paraméterei, a determinációs együtthatói (R^2), az átlagos négyzetes hiba négyzetgyökei (RMSE), standard hibái és a szignifikanciaszintjei**

Szenzor száma	Modell	a	b	R^2	RMSE	s	p
1	Lineáris	0,5620	0,9781	0,9999	0,2642	0,2642	0,0000
2	Lineáris	0,6256	0,9828	0,9997	0,3256	0,3256	0,0000
3	Lineáris	0,5353	0,9810	0,9997	0,2512	0,2512	0,0000

20. táblázat: **A prediktált és a mérési bizonytalansági értékek a DS18B20 típusú levegőhőmérséklet-szenzoroknál. A táblázat értékei °C-ban kifejezve**

Modell			**Lineáris**		
Szenzor száma			**1**	**2**	**3**
y_{pred}	4,1		4,283	4,355	4,362
		u(x)	0,3314	0,4061	0,3118
	14,4		14,342	14,398	14,433
		u(x)	0,3203	0,3926	0,3014
	18,9		18,838	18,703	18,693
		u(x)	0,3184	0,3903	0,2997
	19,7		19,571	19,495	19,416
		u(x)	0,3183	0,3901	0,2995
	30,2		30,148	30,189	30,267
		u(x)	0,3221	0,3948	0,3032
	39,1		39,202	39,242	39,212
		u(x)	0,3336	0,4090	0,3140

21. táblázat: **A szén-dioxid-szenzorok mérési eredményei a referencia-mérőműszerekhez képest. A táblázat értékei ppm-ben kifejezve.**

Mérési pont (ppm)*	Szenzor száma	Átlag	Δ Átlag	Szórás	Terjedelem	Átlagos eltérés
950	1	898,14a	-51,86	13,64	28,82	11,73
	2	778,01b	-172,00	3,70	8,75	3,01
1500	1	1363,15a	-136,85	20,09	41,32	16,88
	2	1179,07b	-320,94	8,89	19,50	7,59
2050	1	1845,11a	-204,89	27,88	62,15	23,19
	2	1596,76b	-453,25	11,60	27,29	9,09
2500	1	2242,47a	-257,53	28,47	60,97	24,54
	2	1941,24b	-558,76	14,57	35,87	10,80
3050	1	2726,27a	-323,73	37,09	81,46	31,56
	2	2360,32b	-689,68	17,19	43,02	13,66
3450	1	3085,10a	-364,91	34,41	73,72	29,66
	2	2672,27b	-777,73	21,10	51,57	15,31
4000	1	3561,68a	-438,33	50,85	111,01	42,98
	2	3082,36b	-917,65	19,73	47,79	15,71
4450	1	3957,39a	-492,62	56,47	117,86	48,68
	2	3426,39b	-1023,61	23,71	60,48	18,57
4900	1	4353,88a	-546,13	60,75	130,70	51,25
	2	3768,50b	-1131,51	26,35	68,03	20,51

Az eltérő betűjelek az átlagos szén-dioxid-koncentráció értékek között meglévő szignifikáns különbséget jelölik ($p \leq 0,05$) a hat mérési időpontban, Tukey-féle HSD post-hoc teszttel kimutatva.
*GasAlertMicro5 és Testo 440 Bluetooth CO_2 szett mérőműszerrel mérve

22. táblázat: **A függvények paraméterei, a determinációs együtthatói (R^2), az átlagos négyzetes hiba négyzetgyökei (RMSE), standard hibái és a szignifikanciaszintjei**

Szenzor száma	Modell	a	b	R^2	RMSE	s	p
1	Lineáris	53,275	0,8772	0,99998	6,19	370,8755	0,0000
2	Lineáris	46,003	0,7594	0,99997	6,85	788,6642	0,0000

23. táblázat: **A prediktált és a mérési bizonytalansági értékek a SKU:SEN0220 típusú szén-dioxid-szenzoroknál. A táblázat értékei ppm-ben kifejezve**

Modell			**Lineáris**	
Szenzor száma			**1**	**2**
y_{pred}	950		963,149	963,933
		u(x)	164,4340	151,7664
	1500		1493,222	1492,019
		u(x)	200,1673	188,0955
	2050		2042,621	2042,002
		u(x)	222,3007	212,4314
	2500		2495,582	2495,594
		u(x)	232,2664	225,3375
	3050		3047,075	3047,413
		u(x)	235,7631	233,9631
	3450		3456,109	3458,169
		u(x)	232,4799	235,8235
	4000		3999,371	3998,135
		u(x)	219,9603	232,5243
	4450		4450,452	4451,138
		u(x)	201,3419	224,5230
	4900		4902,418	4901,597
		u(x)	172,6883	211,2778

24. táblázat: **Eltérő talajművelési rendszerekben, eltérő tengerszint feletti magaságon a talajok felső 20 cm-ben mért átlagos penetrációs ellenállások összehasonlítása különböző mérési időpontokban** (*adatok MPa-ban kifejezve*).

Év	Hónap	Forgatás nélküli talajművelés			Forgatásos talajművelés		
		Lejtőváll	Lejtőderék	Lejtőláb	Lejtőváll	Lejtőderék	Lejtőláb
2020	Augusztus	1,20±0,16a	1,46±0,21a	1,42±0,21a	1,17±0,07a	0,89±0,12ab	0,77±0,13b
	Október	1,01±0,06a	0,85±0,10a	0,81±0,08a	0,80±0,08a	0,79±0,11a	0,88±0,05a
2021	Március	1,20±0,06a	1,47±0,11b	1,50±0,08b	0,51±0,09a	0,38±0,05a	0,46±0,06a
	Augusztus	1,30±0,19a	1,59±0,17a	1,68±0,21a	1,46±0,22a	1,28±0,13a	1,43±0,23a

A táblázatban szereplő értékek a mérések átlagát és az átlagok standard hibáját jelölik.
Az eltérő betűjelek az azonos talajművelési rendszerben, de eltérő lejtőszakaszon lévő területek átlagos penetrációs ellenállásában meglévő szignifikáns különbségét jelöli ($p \leq 0,05$) a mintavételezési időpontokban, Tukey-féle HSD post-hoc teszttel kimutatva.
Az eltérő színek (narancssárga $p>0,05$; zöld $p\leq 0,05$) a különböző művelési rendszerek, de azonos lejtőszakaszon lévő területek átlagos penetrációs ellenállásának összehasonlítását jelöli a mintavételezési időpontokban, kétmintás Student-féle t-próbával kimutatva.

25. táblázat: **Eltérő talajművelési rendszerekben, eltérő tengerszint feletti magaságon mért átlagos szén-dioxid-emisszió (CO_2-emisszió) összehasonlítása különböző mérési időpontokban** (*adatok $\mu mol \times m^{-2} \times s^{-1}$ mértékegységben kifejezve*).

Év	Hónap	Forgatás nélküli talajművelés			Forgatásos talajművelés		
		Lejtőváll	Lejtőderék	Lejtőláb	Lejtőváll	Lejtőderék	Lejtőláb
2020	Augusztus	109,51±13,14a	108,02±11,79a	106,63±15,08a	90,42±5,90a	82,96±5,11ab	67,81±6,16b
	Október	91,47±5,29a	105,56±6,33a	101,04±7,19a	87,89±5,50a	106,47±4,98a	95,28±5,17a
2021	Március	133,58±11,39a	82,51±7,29b	108,93±8,46ab	98,16±6,33a	105,26±9,28a	110,45±7,87a
	Augusztus	104,59±9,06a	119,24±8,13a	102,88±7,07a	82,59±6,23a	77,23±7,98a	90,79±8,04a

A táblázatban szereplő értékek a mérések átlagát és az átlagok standard hibáját jelölik.
Az eltérő betűjelek az azonos talajművelési rendszerben, de eltérő lejtőszakaszon lévő területekről származó talajoszlopok szén-dioxid kibocsátásban meglévő szignifikáns különbségét jelölik ($p \leq 0,05$) a mintavételezési időpontokban, Tukey-féle HSD post-hoc teszttel kimutatva.
Az eltérő színek (szignifikanciaszint - narancssárga $p>0,05$; zöld $p\leq 0,05$) a különböző művelési rendszerek, de azonos lejtőszakaszon lévő területekről származó talajoszlopok szén-dioxid kibocsátásban meglévő szignifikáns különbségét jelölik a mintavételezési időpontokban, kétmintás Student-féle t-próbával kimutatva.

26. táblázat: **Pearson-féle korrelációs mátrix a talajok átlag szén-dioxid kibocsátás és a talaj, valamint környezeti tényezők között**

Talajművelés típusa	**Forgatás nélküli**		**Forgatásos**	
Év	2020	2021	2020	2021
CO_2-emisszió	1	1	1	1
Összes szerves széntartalom (TOC)	0,612	-0,287	-0,843*	0,247
Nedvességtartalom (GWC)	0,225	0,100	0,789**	0,761**
Penetrációs ellenállás (PR)	0,465	0,006	-0,055	-0,851*
Léghőmérséklet (AT)	0,694	-0,068	-0,687	-0,893*
Légnyomás (AP)	-0,721	0,028	0,688	-0,890*

*Szignifikanciaszint p≤0,05
** Szignifikanciaszint p≤0,1

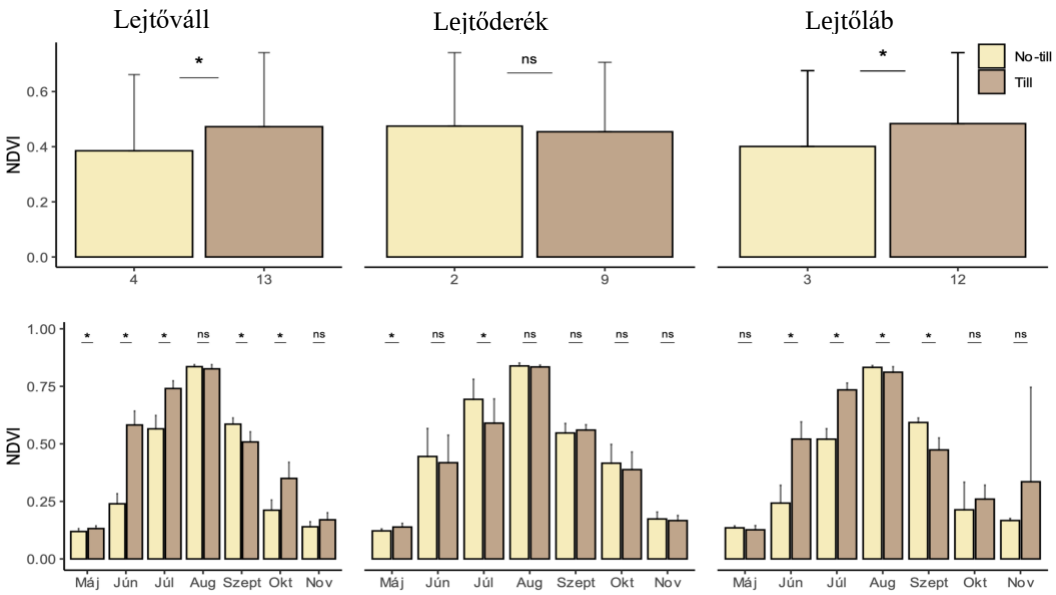
27. táblázat: **Regressziós koefficiensek és szignifikanciaszintek a kialakított modellekhez**

Változók	**Modellek**											
	2020						**2021**					
	Forgatásos talajművelés			**Forgatás nélküli talajművelés**			**Forgatásos talajművelés**			**Forgatás nélküli talajművelés**		
	R^2_{adj}=0,9243 Konstans=387,8673 p=0,0456			**R^2_{adj}=0,7967 Konstans=-59,9130 p=0,0437**			**R^2_{adj}=0,7467 Konstans=202,7162 p=0,0166**			**R^2_{adj}=0,6938 Konstans=-150535,6063 p=0,0787**		
	b	p	Sig.	b	p	Sig.	b	p	Sig.	b	p	Sig.
TOC	-44,8505	0,0414	*	—	—	—	—	—	—	—	—	—
AP	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1,5164	0,0357	*
GWC	-910,1244	0,0801	**	318,7649	0,0538	**	—	—	—	—	—	—
PR	53,6786	0,0538	**	—	—	—	—	—	—	—	—	—
AT	—	—	—	5,5718	0,0209	*	-5,3411	0,0166	*	-75,1846	0,0355	*

Szignifikanciaszintek: * p≤0,05; ** p≤0,1; — a tényező nem elérhetőek a modellekben

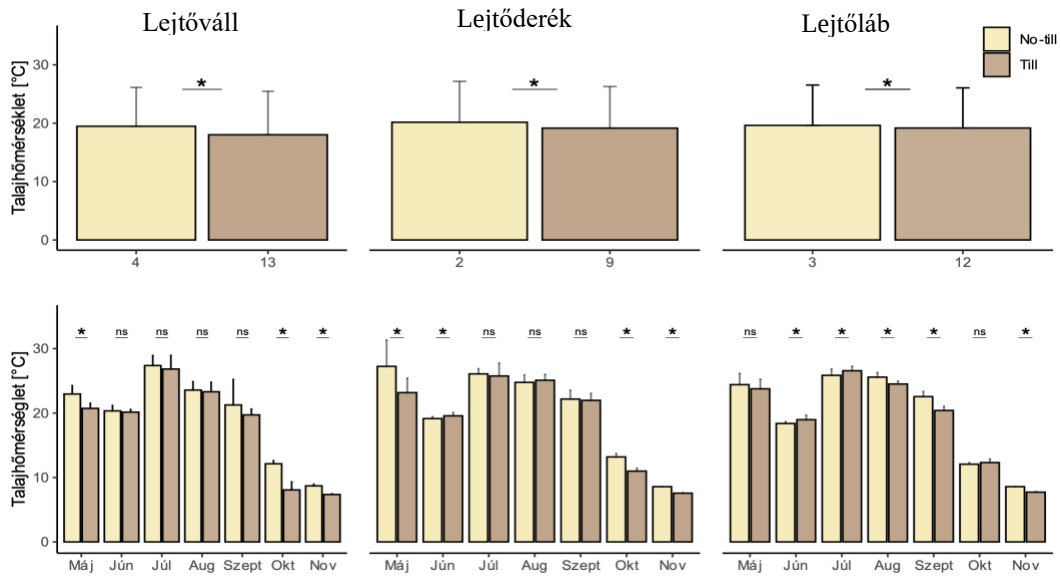
29. táblázat: **Az ex post értékelése a predikciós modellek pontosságának**

Hiba típusa	Modellek			
	2020		2021	
	Forgatásos talajművelés	Forgatás nélküli talajművelés	Forgatásos talajművelés	Forgatás nélküli talajművelés
RAE [-]	0,023	0,021	0,056	0,061
RMSE [$\mu mol*m^{-2}*s^{-1}$]	2,049	2,138	5,314	6,701
MAE [$\mu mol*m^{-2}*s^{-1}$]	1,815	1,766	4,549	5,862
MAPE [%]	2,111	1,767	4,957	5,299



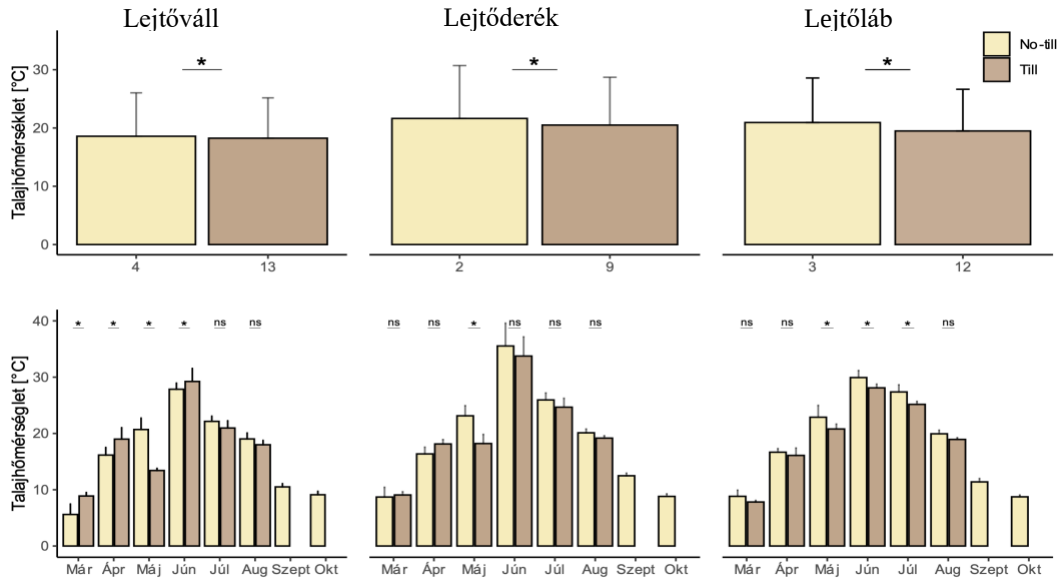
No-till=forgatás nélküli talajművelés; Till=forgatásos talajművelés

39. ábra: **Az eltérő talajművelési rendszerekben meghatározott Normalizált Vegetációs Index (NDVI) értékének összehasonlítása lejtőkategóriák és hónapok szerint, 2020-ban.** Az oszlopdiagram az NDVI-értékek átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség p≤0,05 szinten)



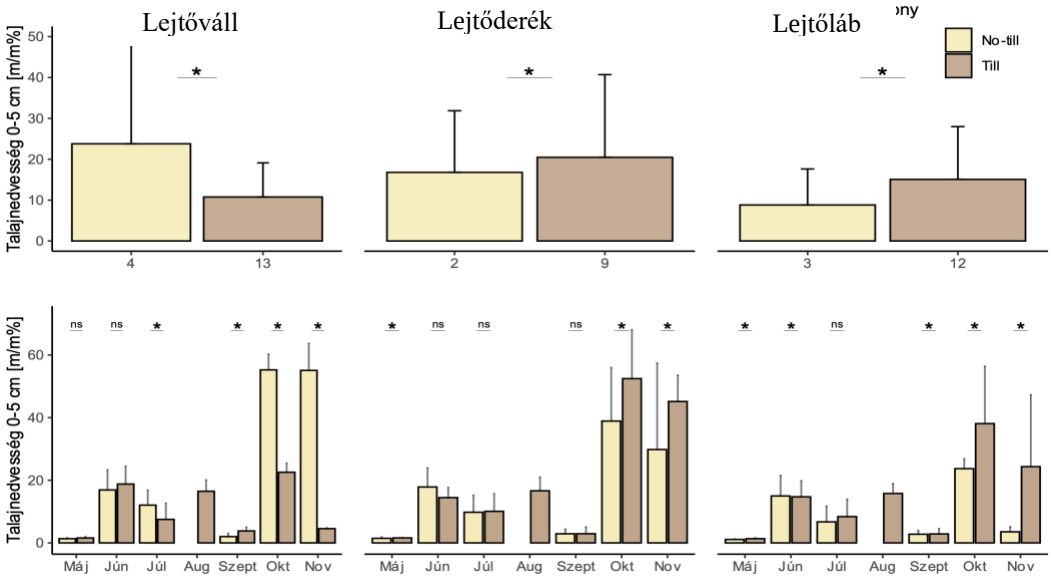
No-till=forgatás nélküli talajművelés; Till=forgatásos talajművelés

40. ábra: **Az eltérő talajművelési rendszerekben mért talajhőmérsékleti értékek összehasonlítása lejtőkategóriák és hónapok szerint, 2020-ban.** Az oszlopdiagram a talajhőmérséklet értékek átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség p≤0,05 szinten)



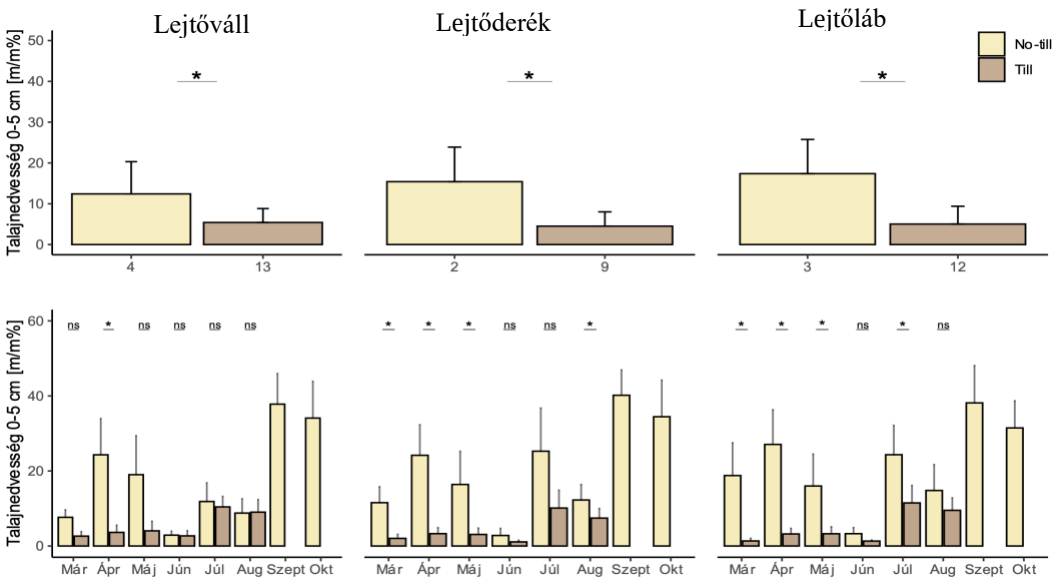
No-till=forgatás nélküli talajművelés; Till=forgatásos talajművelés

41. ábra: **Az eltérő talajművelési rendszerekben mért talajhőmérsékleti értékek összehasonlítása lejtőkategóriák és hónapok szerint, 2021-ben.** Az oszlopdiagram a talajhőmérséklet értékek átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség p≤0,05 szinten)



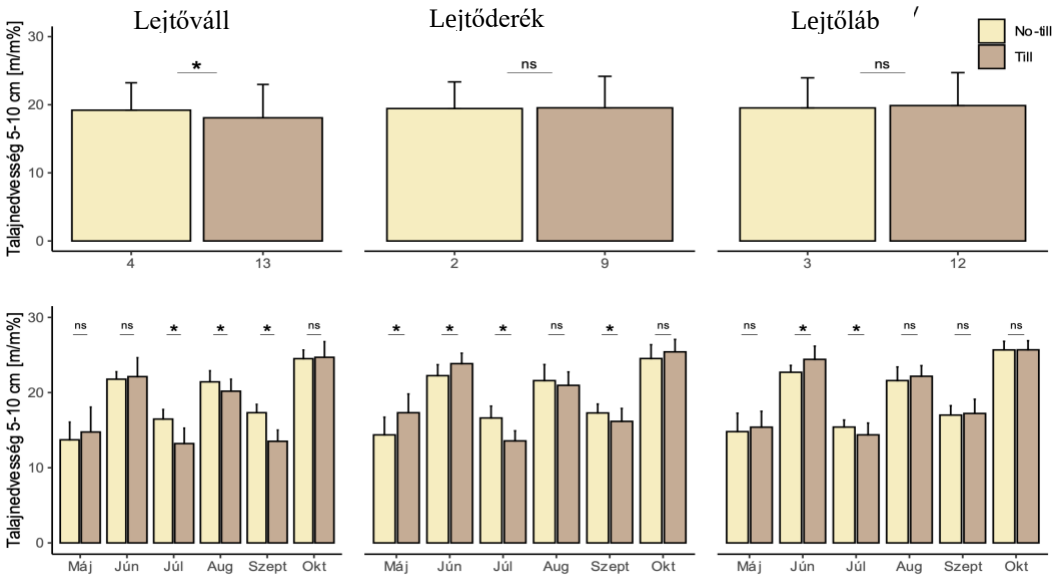
No-till=forgatás nélküli talajművelés; Till=forgatásos talajművelés

42. ábra: **Az eltérő talajművelési rendszerek 0-5 centiméterben mért talajnedvesség összehasonlítása lejtőkategóriák és hónapok szerint, 2020-ban.** Az oszlopdiagram a talajnedvesség-tartalmának átlag értékeit, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség p≤0,05 szinten)



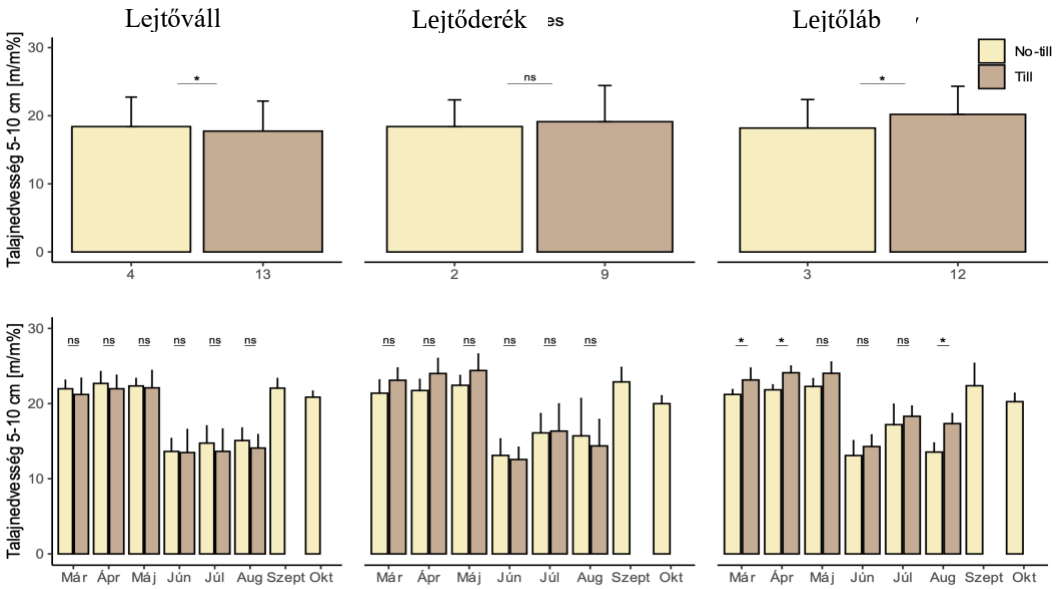
No-till=forgatás nélküli talajművelés; Till=forgatásos talajművelés

43. ábra: **Az eltérő talajművelési rendszerek 0-5 centiméterben mért talajnedvesség összehasonlítása lejtőkategóriák és hónapok szerint, 2021-ben.** Az oszlopdiagram a talajnedvesség-tartalmának átlag értékeit, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség p≤0,05 szinten)



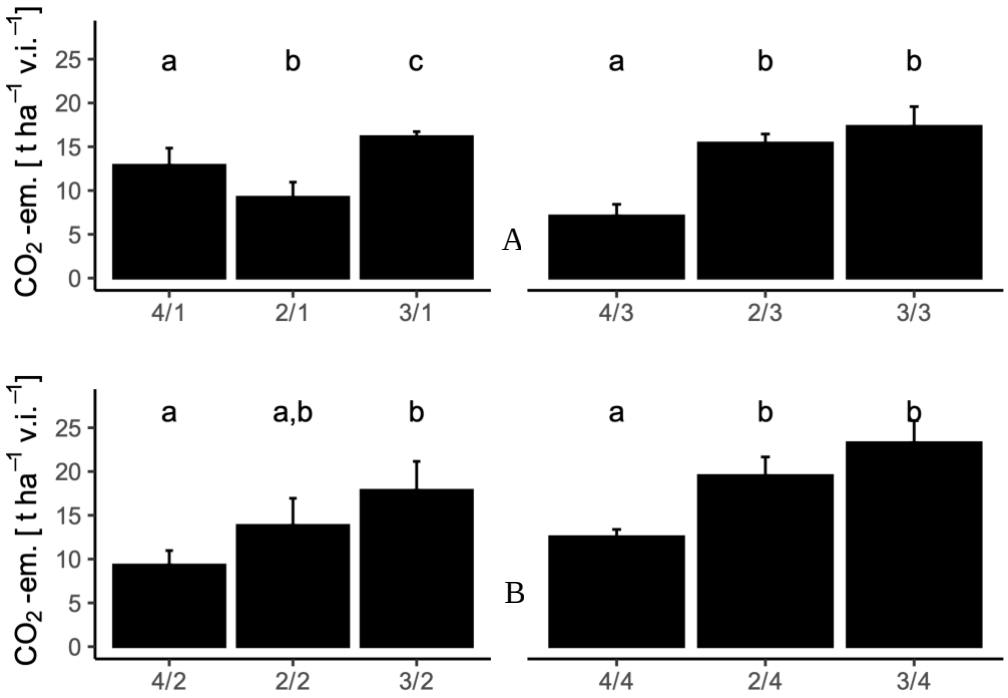
No-till=forgatás nélküli talajművelés; Till=forgatásos talajművelés

44. ábra: **Az eltérő talajművelési rendszerek 5-10 centiméterben mért talajnedvesség összehasonlítása lejtőkategóriák és hónapok szerint, 2020-ban.** Az oszlopdiagram a talajnedvesség-tartalmának átlag értékeit, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség p≤0,05 szinten)



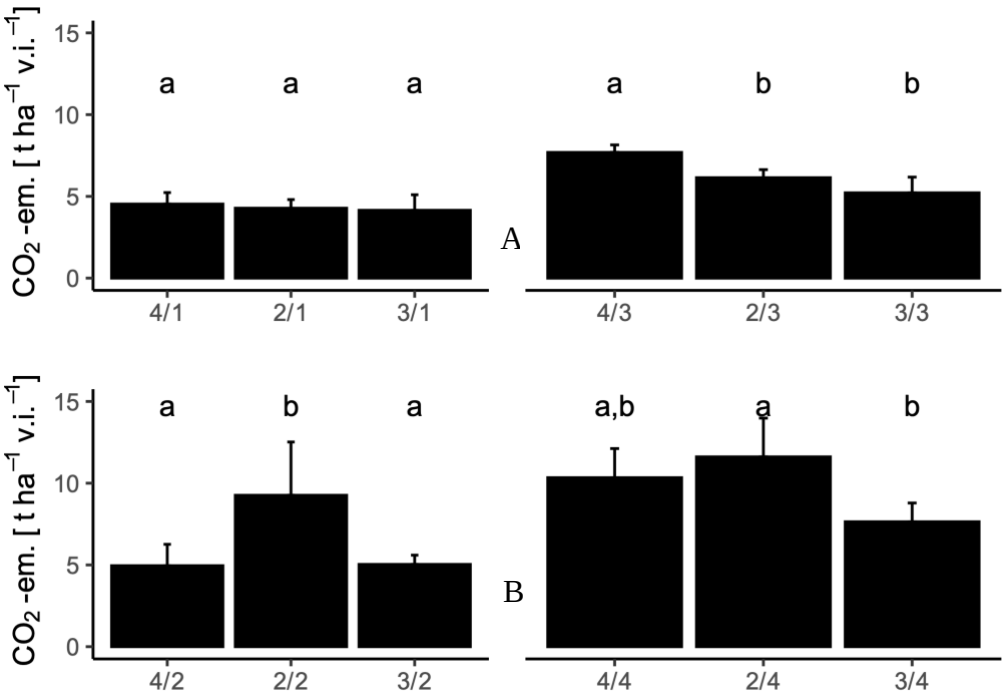
No-till=forgatás nélküli talajművelés; Till=forgatásos talajművelés

45. ábra: **Az eltérő talajművelési rendszerek 5-10 centiméterben mért talajnedvesség összehasonlítása lejtőkategóriák és hónapok szerint, 2021-ben.** Az oszlopdiagram a talajnedvesség-tartalmának átlag értékeit, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség p≤0,05 szinten)



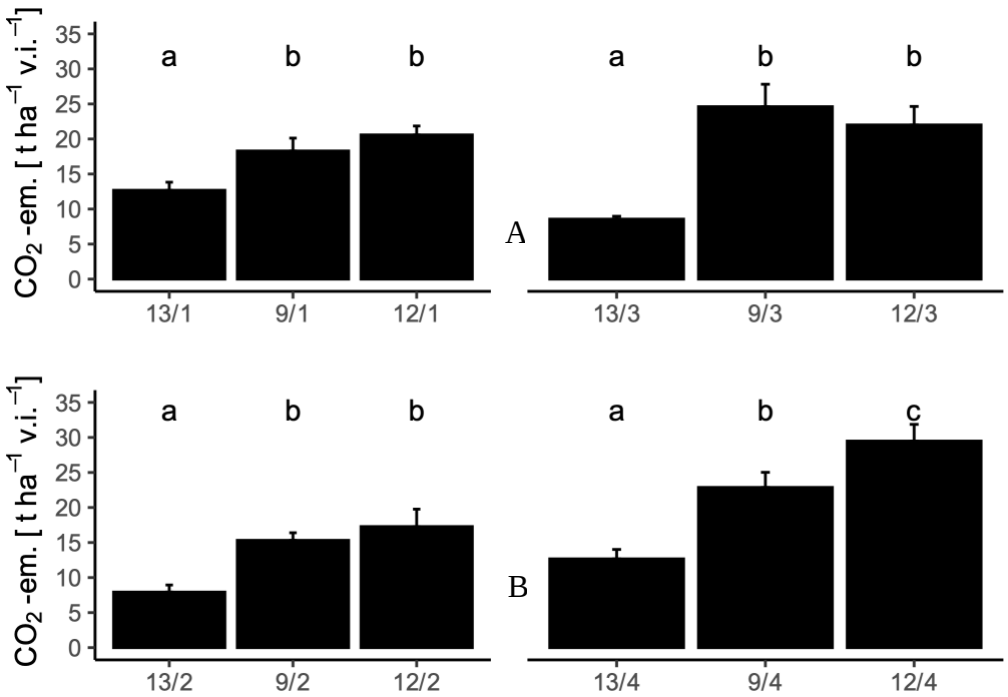
Lejtőkategóriák: 4/1, 4/2, 4/3, 4/4 – lejtőváll, 2/1, 2/2, 2/3, 2/4 – lejtőderék, 3/1, 3/2, 3/3, 3/4 – lejtőláb.

46. ábra: **Tőszám (A) és nitrogén (B) differenciálás hatása a talajlégzésre, lejtőkategóriánként a forgatás nélküli talajművelési rendszerben, 2020-ban.** Az oszlopdiagram a vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. Az eltérő betűjelek szén-dioxid-kibocsátásban meglévő szignifikáns különbségét jelölik ($p \leq 0{,}05$), Tukey-féle HSD post-hoc teszttel kimutatva.



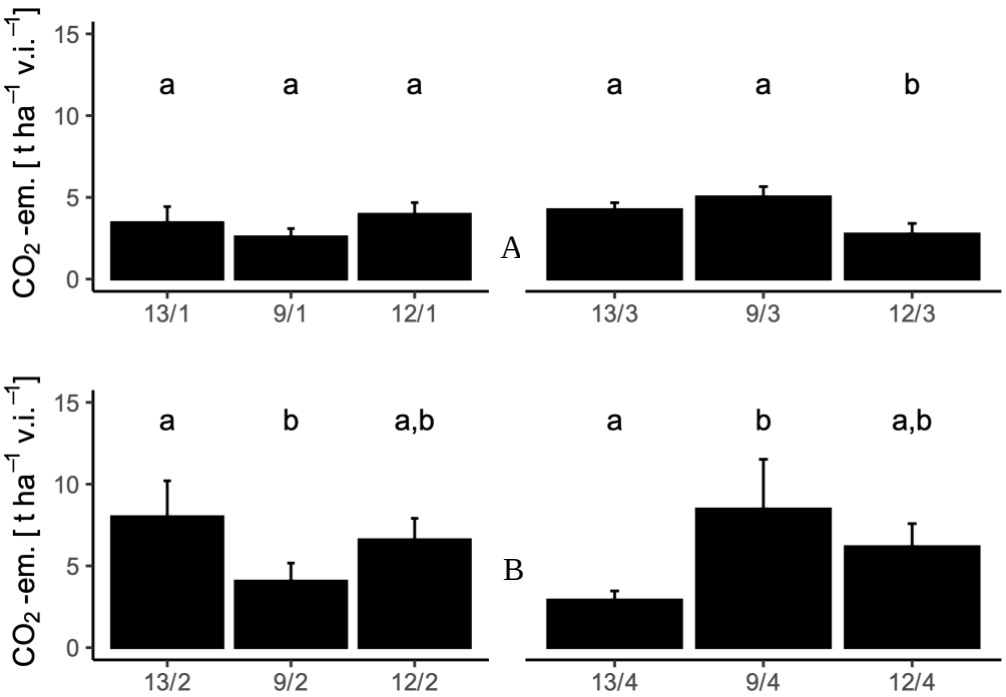
Lejtőkategóriák: 4/1, 4/2, 4/3, 4/4 – lejtőváll, 2/1, 2/2, 2/3, 2/4 – lejtőderék, 3/1, 3/2, 3/3, 3/4 – lejtőláb.

47. ábra: **Tőszám (A) és nitrogén (B) differenciálás hatása a talajlégzésre, lejtőkategóriánként a forgatás nélküli talajművelési rendszerben, 2021-ben.** Az oszlopdiagram a vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. Az eltérő betűjelek szén-dioxid-kibocsátásban meglévő szignifikáns különbségét jelölik ($p \leq 0{,}05$), Tukey-féle HSD post-hoc teszttel kimutatva.



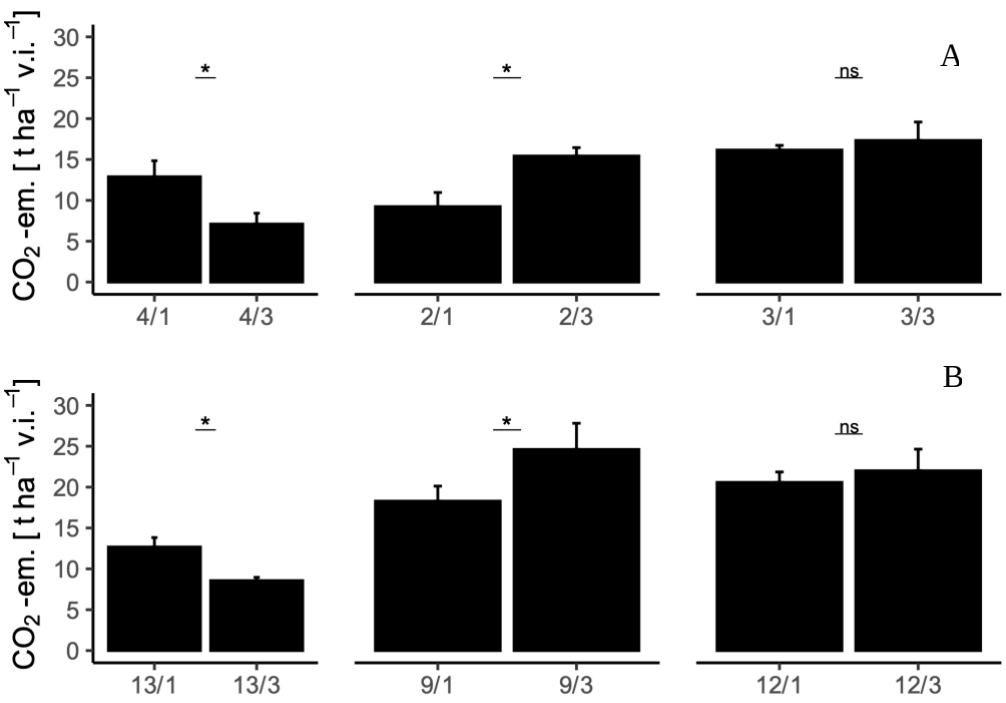
Lejtőkategóriák: 13/1, 13/2, 13/3, 13/4 – lejtőváll, 9/1, 9/2, 9/3, 9/4 – lejtőderék, 12/1, 12/2, 12/3, 12/4 – lejtőláb.

48. ábra: **Tőszám (A) és nitrogén (B) differenciálás hatása a talajlégzésre, lejtőkategóriánként a forgatásos talajművelési rendszerben, 2020-ban.** Az oszlopdiagram a vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. Az eltérő betűjelek szén-dioxid-kibocsátásban meglévő szignifikáns különbségét jelölik ($p \leq 0{,}05$), Tukey-féle HSD post-hoc teszttel kimutatva.



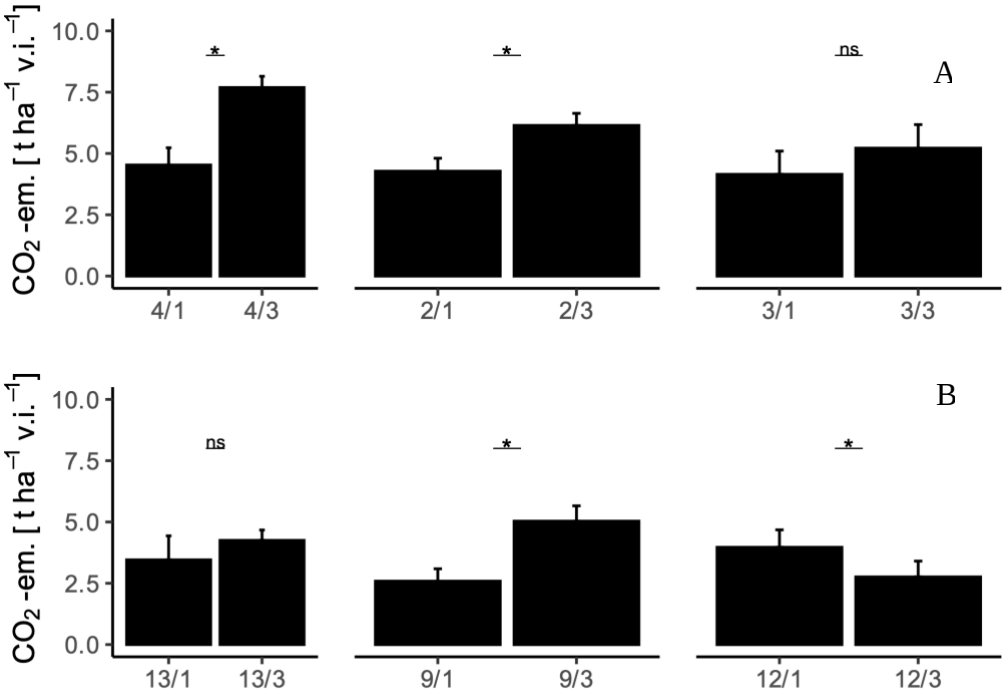
Lejtőkategóriák: 13/1, 13/2, 13/3, 13/4 – lejtőváll, 9/1, 9/2, 9/3, 9/4 – lejtőderék, 12/1, 12/2, 12/3, 12/4 – lejtőláb.

49. ábra: **Tőszám (A) és nitrogén (B) differenciálás hatása a talajlégzésre, lejtőkategóriánként a forgatásos talajművelési rendszerben, 2021-ben.** Az oszlopdiagram a vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik. Az eltérő betűjelek szén-dioxid-kibocsátásban meglévő szignifikáns különbségét jelölik ($p \leq 0{,}05$), Tukey-féle HSD post-hoc teszttel kimutatva.



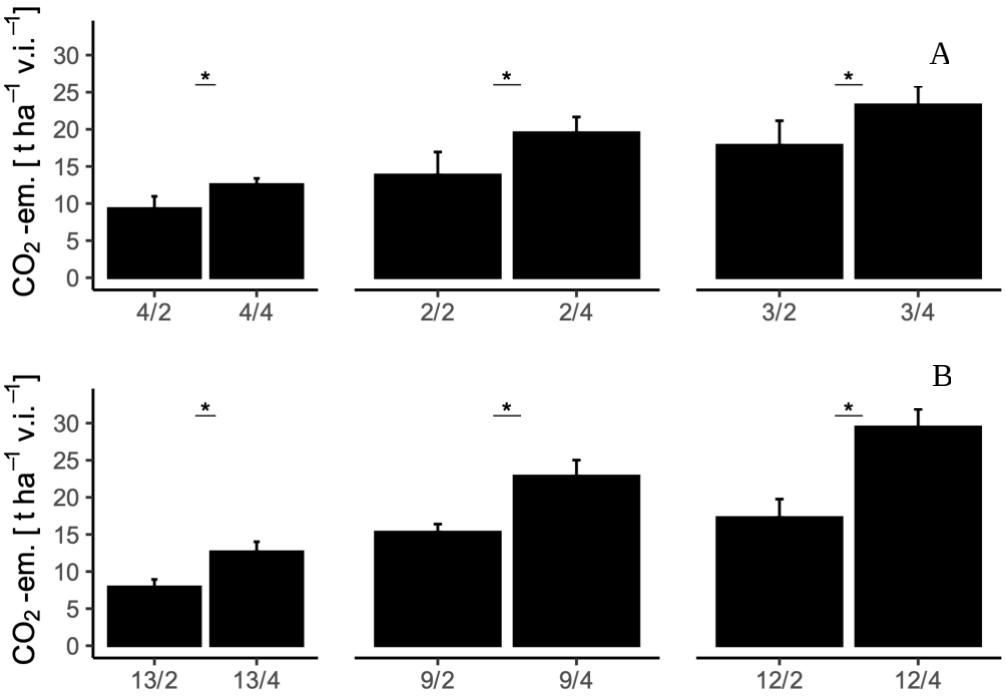
Lejtőkategóriák: 4/1, 4/3, 13/1, 13/3 – lejtőváll, 2/1, 2/3, 9/1, 9/3 – lejtőderék, 3/1, 3/3, 12/1, 12/3 – lejtőláb.

50. ábra: **Tőszám differenciálás hatása a talajlégzésre, lejtőkategóriánként és talajművelésenként (A – forgatás nélküli; B – forgatásos), 2020-ban.** Az oszlopdiagram a vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség $p \leq 0{,}05$ szinten).



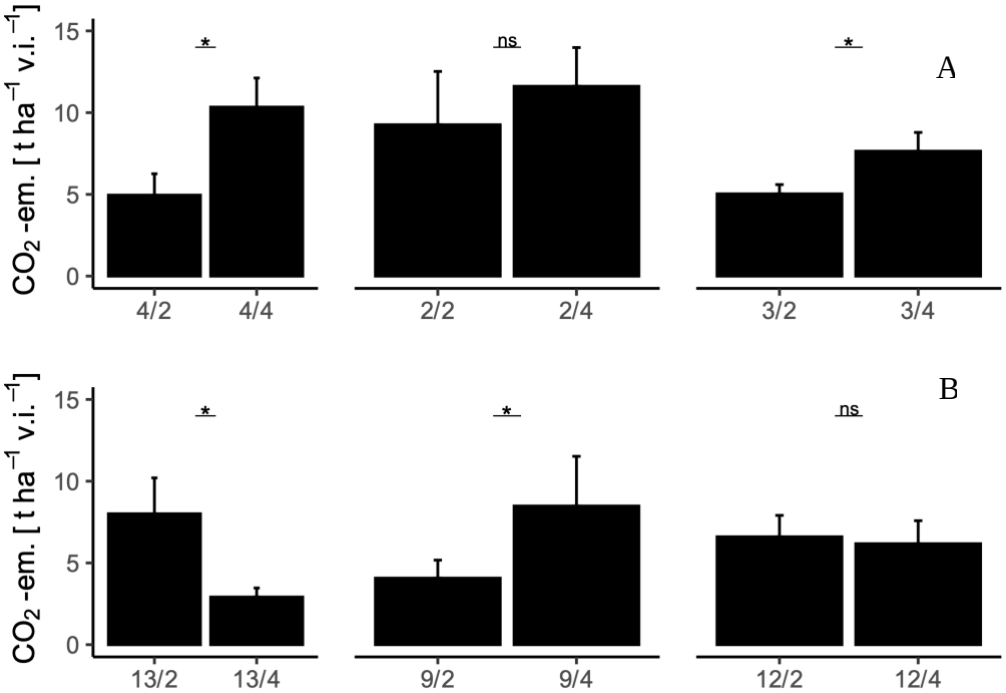
Lejtőkategóriák: 4/1, 4/3, 13/1, 13/3 – lejtőváll, 2/1, 2/3, 9/1, 9/3 – lejtőderék, 3/1, 3/3, 12/1, 12/3 – lejtőláb.

51. ábra: **Tőszám differenciálás hatása a talajlégzésre, lejtőkategóriánként és talajművelésenként, 2021-ban (A – forgatás nélküli; B – forgatásos).** Az oszlopdiagram a vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség $p \leq 0{,}05$ szinten).



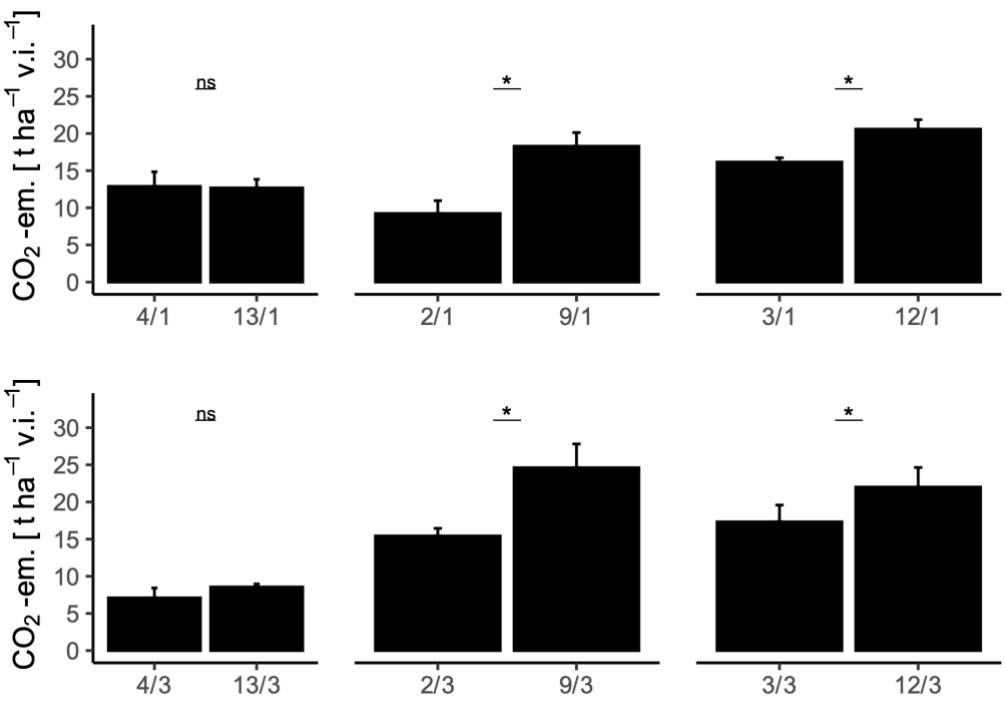
Lejtőkategóriák: 4/2, 4/4, 13/2, 13/4 – lejtőváll, 2/2, 2/4, 9/2, 9/4 – lejtőderék, 3/2, 3/4, 12/2, 12/4 – lejtőláb.

52. ábra: **Nitrogén differenciálás hatása a talajlégzésre, lejtőkategóriánként és talajművelésenként, 2020-ban (A – forgatás nélküli; B – forgatásos).** Az oszlopdiagram a vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség p≤0,05 szinten).



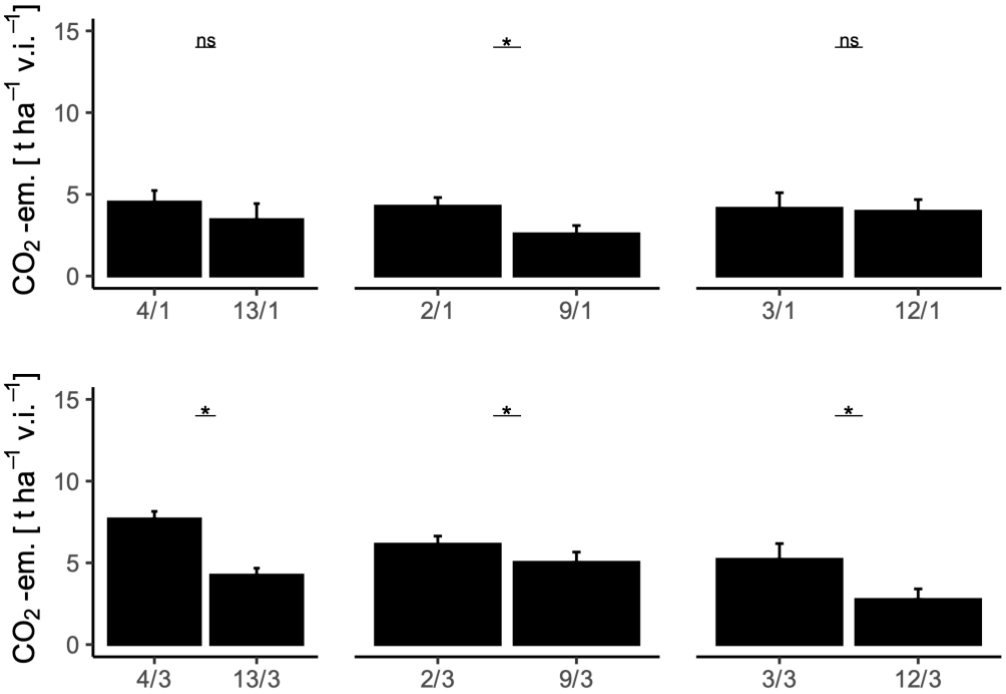
Lejtőkategóriák: 4/2, 4/4, 13/2, 13/4 – lejtőváll, 2/2, 2/4, 9/2, 9/4 – lejtőderék, 3/2, 3/4, 12/2, 12/4 – lejtőláb.

53. ábra: **Nitrogén differenciálás hatása a talajlégzésre, lejtőkategóriánként és talajművelésenként, 2021-ben (A – forgatás nélküli; B – forgatásos).** Az oszlopdiagram a vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség $p \leq 0{,}05$ szinten).



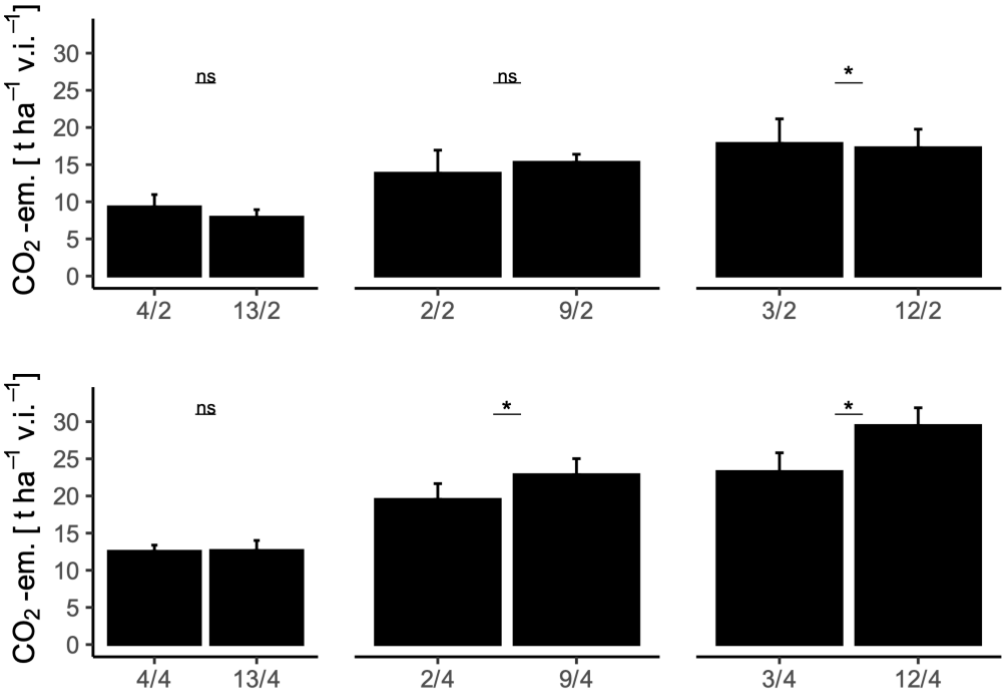
Lejtőkategóriák: 4/1, 4/3, 13/1, 13/3 – lejtőváll, 2/1, 2/3, 9/1, 9/3 – lejtőderék, 3/1, 3/3, 12/1, 12/3 – lejtőláb.
Talajművelés: 4/1, 4/3, 2/1, 2/3, 3/1, 3/3 – forgatás nélküli; 13/1, 13/3, 9/1, 9/3, 12/1, 12/3 – forgatásos.

54. ábra: **Tőszám szabályozás hatása a talajlégzésre talajművelésenként, 2020-ban.** Az oszlopdiagram a vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség $p \leq 0{,}05$ szinten).



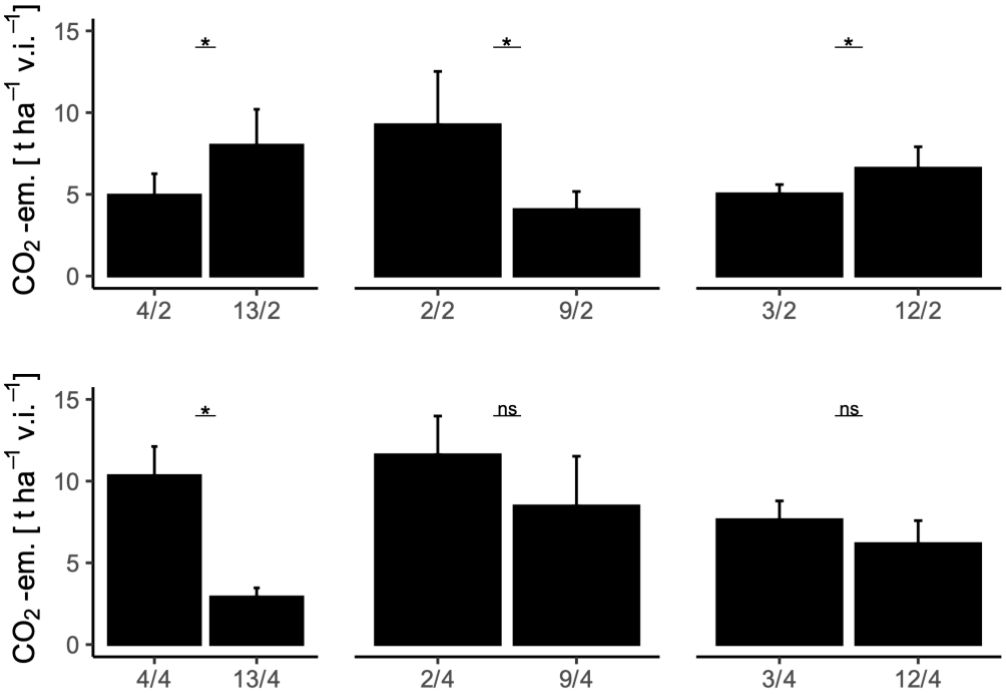
Lejtőkategóriák: 4/1, 4/3, 13/1, 13/3 – lejtőváll, 2/1, 2/3, 9/1, 9/3 – lejtőderék, 3/1, 3/3, 12/1, 12/3 – lejtőláb.
Talajművelés: 4/1, 4/3, 2/1, 2/3, 3/1, 3/3 – forgatás nélküli; 13/1, 13/3, 9/1, 9/3, 12/1, 12/3 – forgatásos.

55. ábra: **Tőszám szabályozás hatása a talajlégzésre talajművelésenként, 2021-ben.** Az oszlopdiagram a vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség $p \leq 0{,}05$ szinten).



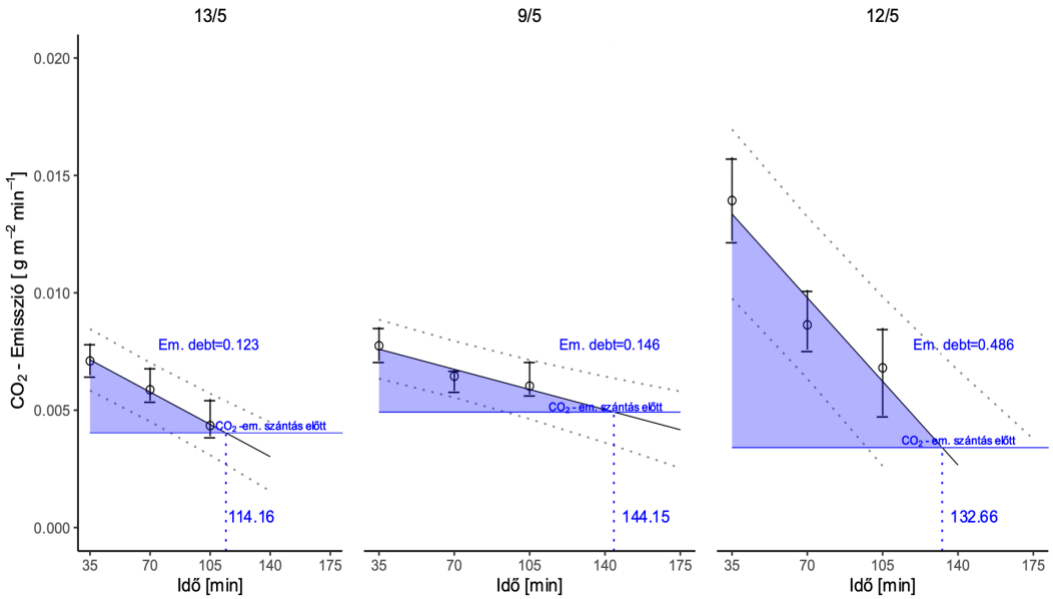
Lejtőkategóriák: 4/2, 4/4, 13/2, 13/4 – lejtőváll, 2/2, 2/4, 9/2, 9/4 – lejtőderék, 3/2, 3/4, 12/2, 12/4 – lejtőláb.
Talajművelés: 4/2, 4/4, 2/2, 2/4, 3/2, 3/4 – forgatás nélküli; 13/2, 13/4, 9/2, 9/4, 12/2, 12/4 – forgatásos.

56. ábra: **Nitrogén differenciálás hatása a talajlégzésre talajművelésenként, 2020-ban.** Az oszlopdiagram a vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség $p \leq 0{,}05$ szinten).



Lejtőkategóriák: 4/2, 4/4, 13/2, 13/4 – lejtőváll, 2/2, 2/4, 9/2, 9/4 – lejtőderék, 3/2, 3/4, 12/2, 12/4 – lejtőláb.
Talajművelés: 4/2, 4/4, 2/2, 2/4, 3/2, 3/4 – forgatás nélküli; 13/2, 13/4, 9/2, 9/4, 12/2, 12/4 – forgatásos.

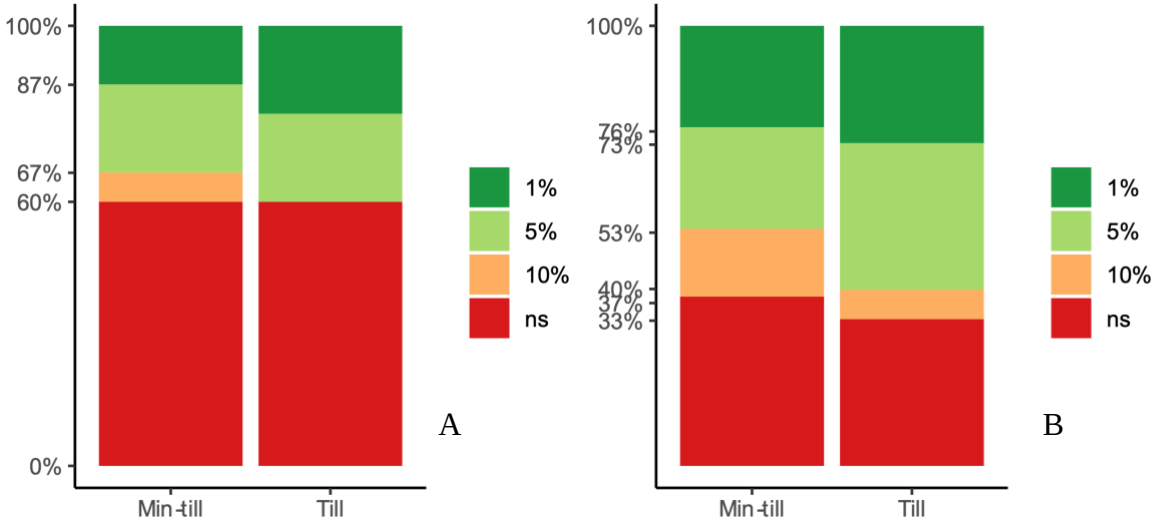
57. ábra: **Nitrogén differenciálás hatása a talajlégzésre talajművelésenként, 2021-ben.** Az oszlopdiagram a vegetációs időszakra kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség $p \leq 0{,}05$ szinten).



Em. debt= szántás hatására bekövetkező szén-dioxid-kibocsátás növekmény

Lejtőkategóriák: 13/5 – lejtőváll, 9/5 – lejtőderék, 12/5 – lejtőláb.

58. ábra: **Szántás hatása a szén-dioxid-kibocsátásra lejtőkategóriánként a forgatásos talajművelési rendszerben, 2021-ben.**



Min-till=forgatás nélküli talajművelési rendszer; Till=forgatásos talajművelési rendszer

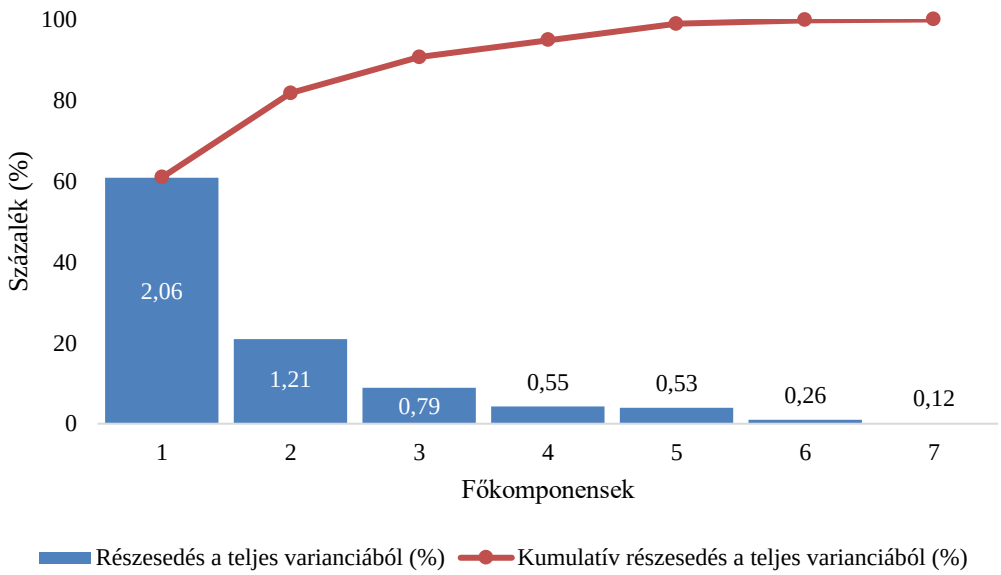
59. ábra: **A négy térbeli ismétlésben mért szén-dioxid kibocsátás (talajlégzés) és a geofólia (mikrobiális aktivitás) alkalmazásával mért CO_2-kibocsátás közötti szignifikáns különbségek talajművelési rendszerenként 2020-ban (A) és 2021-ben (B).**

60. ábra: **A geofólia (mikrobiális aktivitás) alkalmazásával mért CO_2-kibocsátás módszertana között meglévő különbség 2020-ban (A) és 2021-ben (B).**

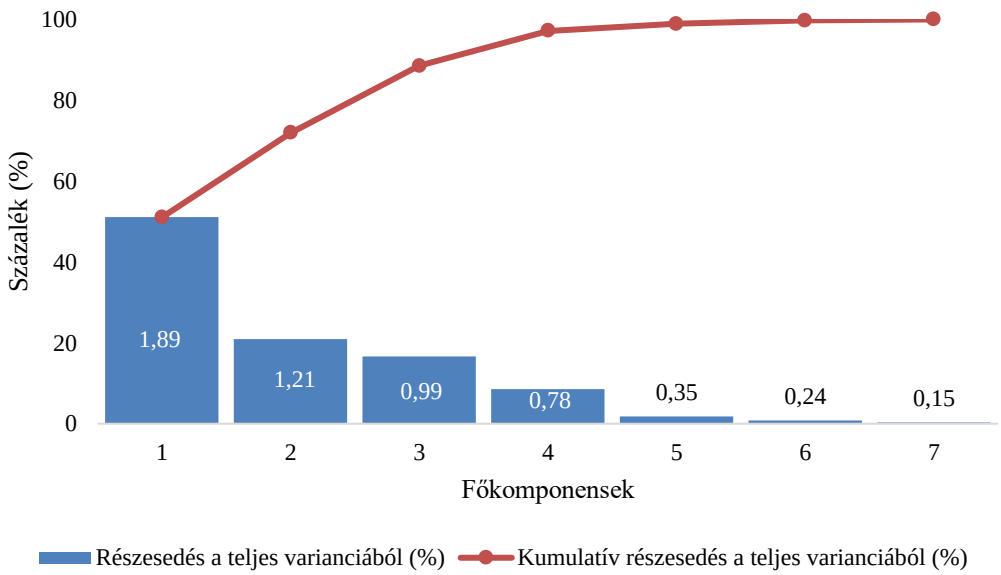
30. táblázat: **Eltérő talajművelési rendszerekben mért talajnedvesség-tartalom geofóliára helyezett és természetes közegében lévő talajoknál** (*adatok m/m% kifejezve*)

Tábla azonosítója	2020		2021	
	Geofóliára helyezett talaj	Természetes közegben lévő talaj	Geofóliára helyezett talaj	Természetes közegben lévő talaj
T1	18,12±5,81a	15.41±5,54b	5,12±3,04a	4,69±2,81a
T2	19,22±6,11a	16,63±7,54b	14,98±5,68a	14,37±6,27a

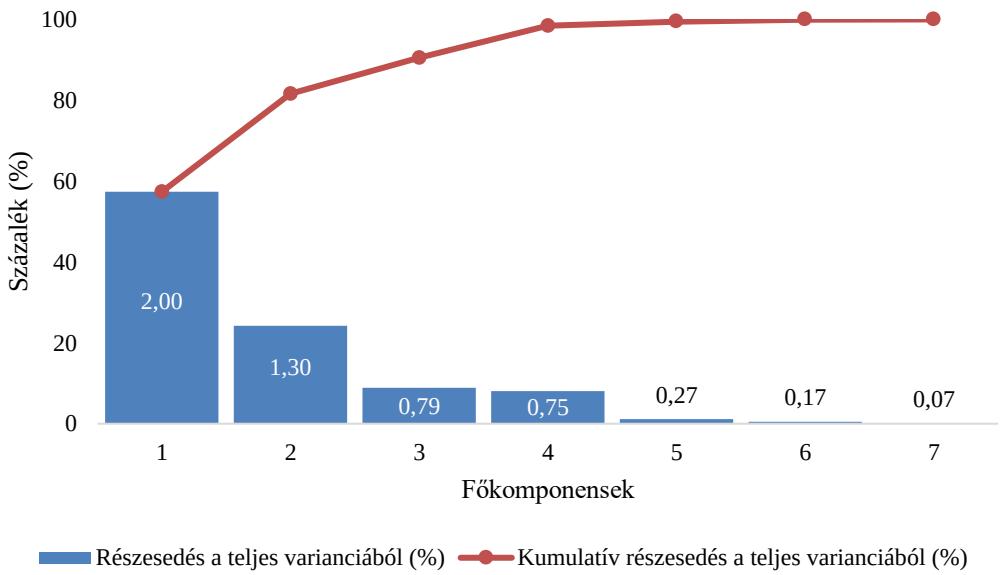
A táblázatban szereplő értékek a mérések átlagát és az átlagok standard hibáját jelölik.
Az eltérő betűjelek az azonos talajművelési rendszerben az átlagos talajnedvesség-tartalomban meglévő szignifikáns különbségét jelölik ($p \leq 0,05$) a kísérlet különböző éveiben, kétmintás Student-féle t-próbával kimutatva.



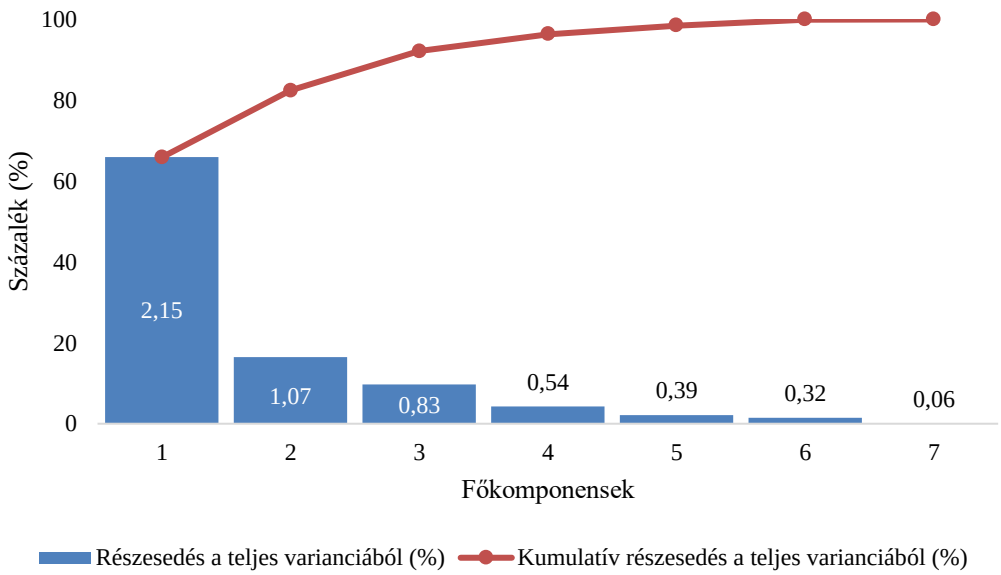
61. ábra: **Scree-plot ábra a főkomponensek varianciában betöltött részesedésének ábrázolására a sajátértékek feltüntetésével, forgatás nélküli talajművelési rendszerben a lejtő lejtőváll részén (4/5).**



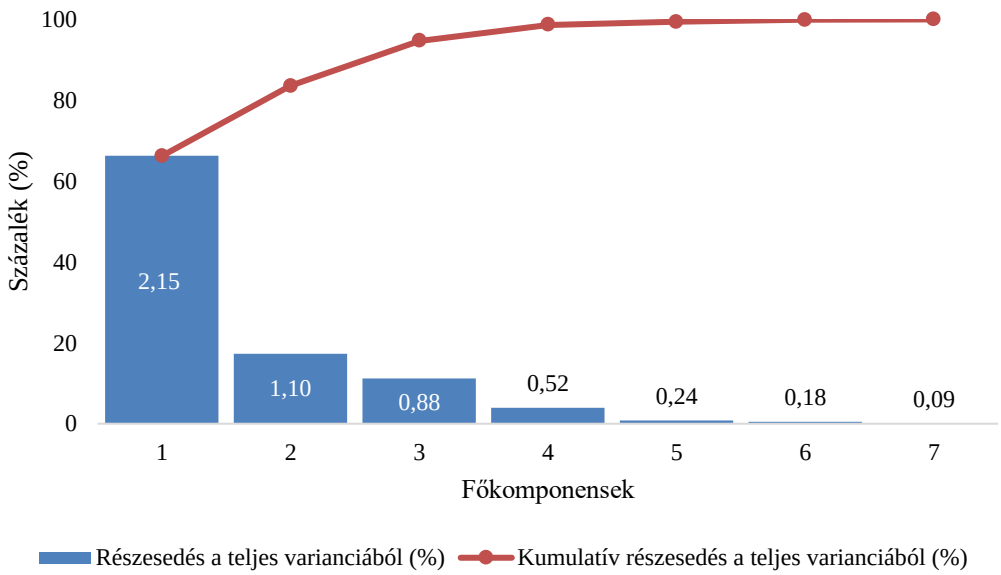
62. ábra: **Scree-plot ábra a főkomponensek varianciában betöltött részesedésének ábrázolására a sajátértékek feltüntetésével, forgatás nélküli talajművelési rendszerben a lejtő lejtőderék részén (2/5).**



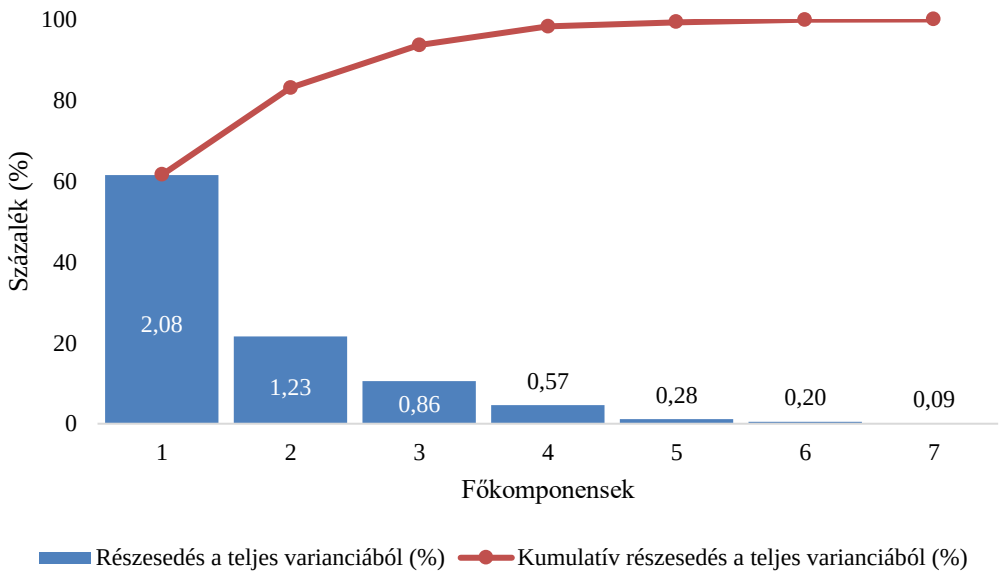
63. ábra: **Scree-plot ábra a főkomponensek varianciában betöltött részesedésének ábrázolására a sajátértékek feltüntetésével, forgatás nélküli talajművelési rendszerben a lejtő lejtőláb részén (3/5).**



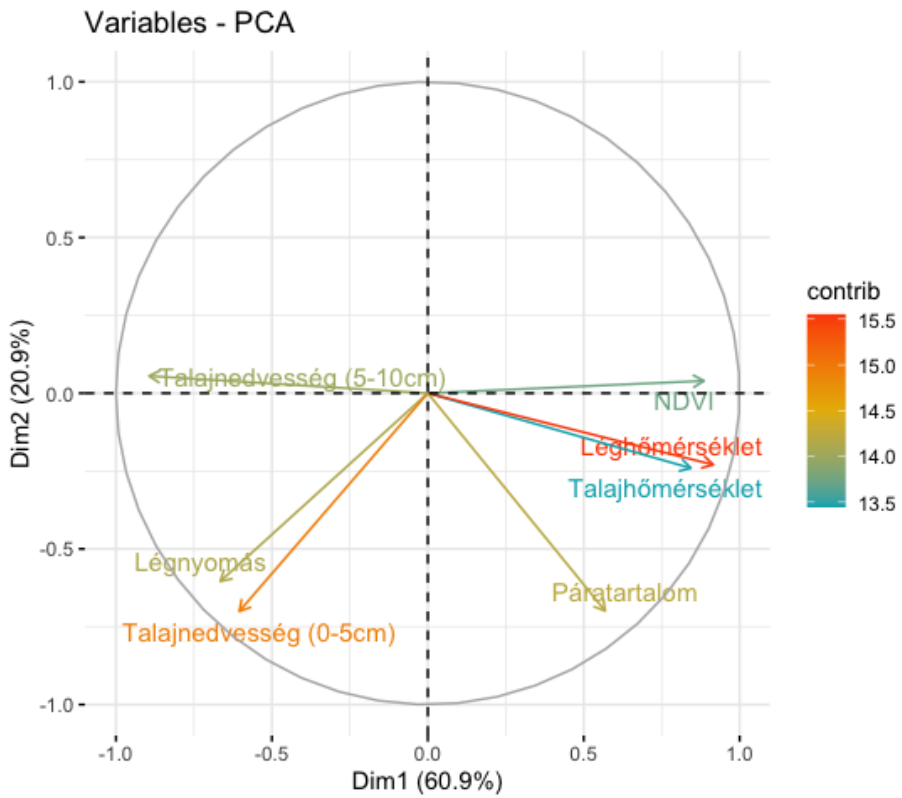
64. ábra: **Scree-plot ábra a főkomponensek varianciában betöltött részesedésének ábrázolására a sajátértékek feltüntetésével, forgatásos talajművelési rendszerben a lejtő lejtőváll részén (13/5).**



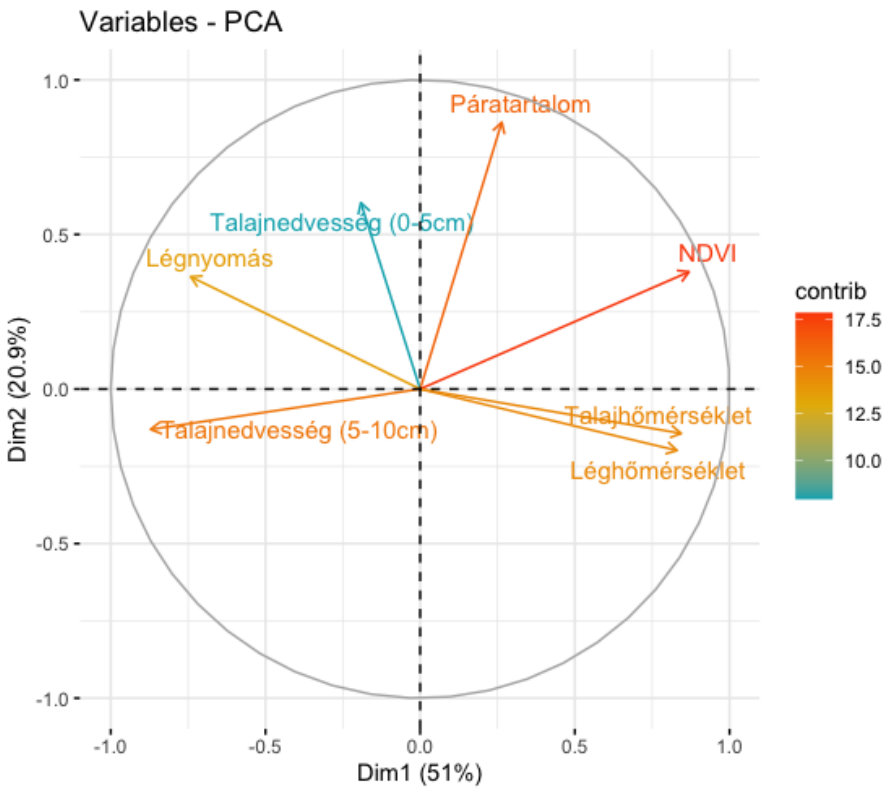
65. ábra: **Scree-plot ábra a főkomponensek varianciában betöltött részesedésének ábrázolására a sajátértékek feltüntetésével, forgatásos talajművelési rendszerben a lejtő lejtőderék részén (9/5).**



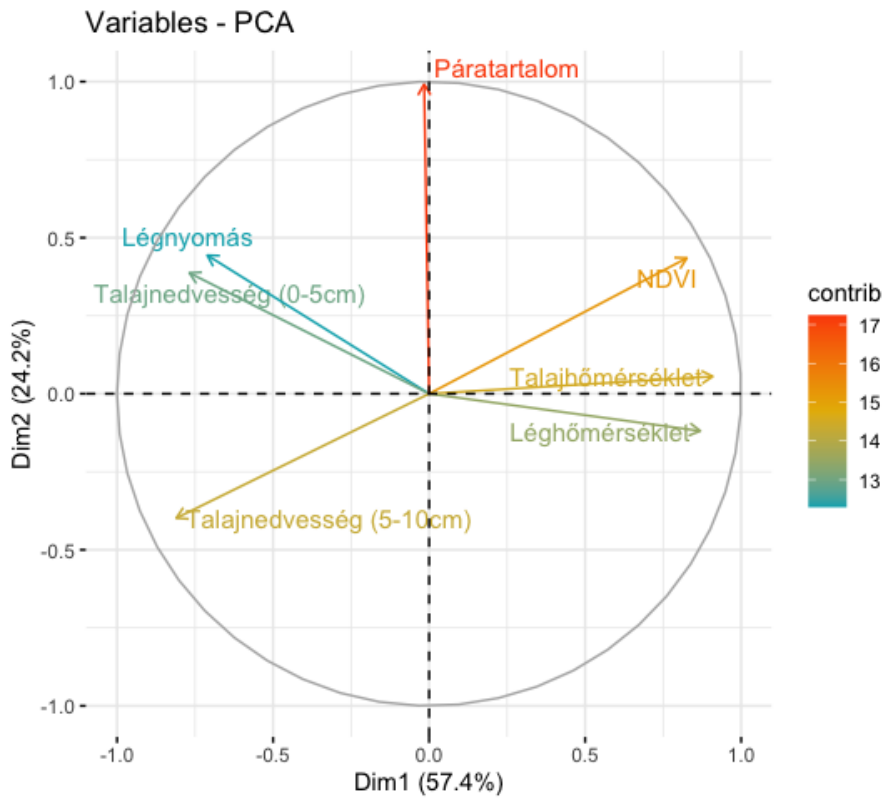
66. ábra: **Scree-plot ábra a főkomponensek varianciában betöltött részesedésének ábrázolására a sajátértékek feltüntetésével, forgatásos talajművelési rendszerben a lejtő lejtőláb részén (12/5).**



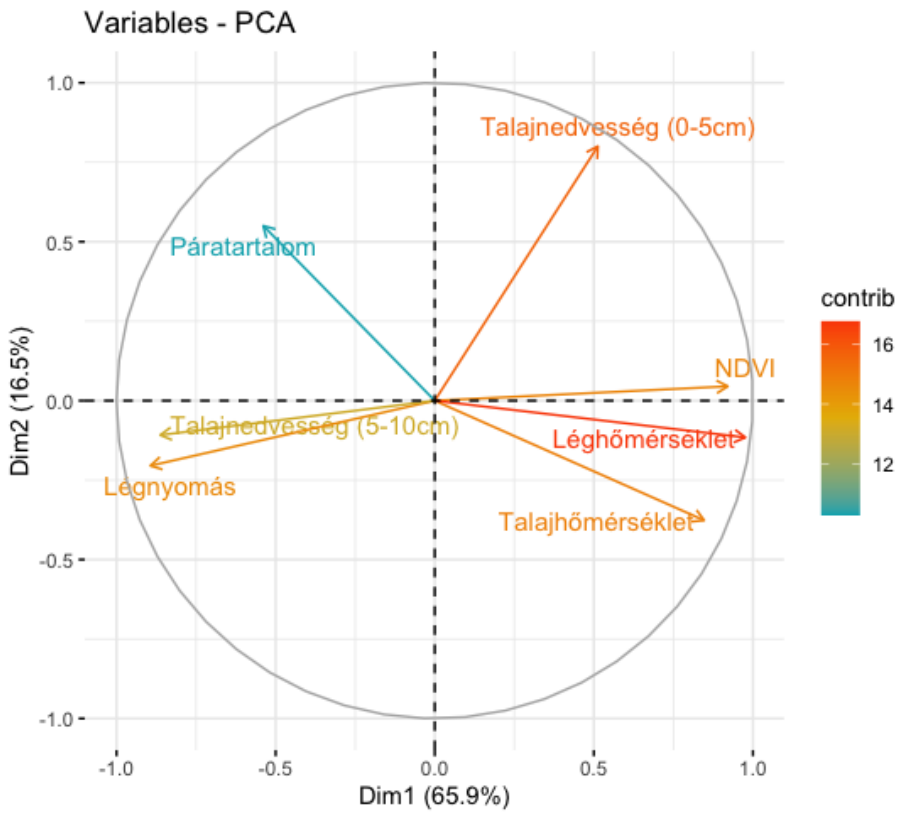
67. ábra: **Loading plot ábra a főkomponensek tartalmi elemeinek elemzéséhez a forgatás nélküli talajművelési rendszerben a lejtő lejtőváll részén (4/5).**



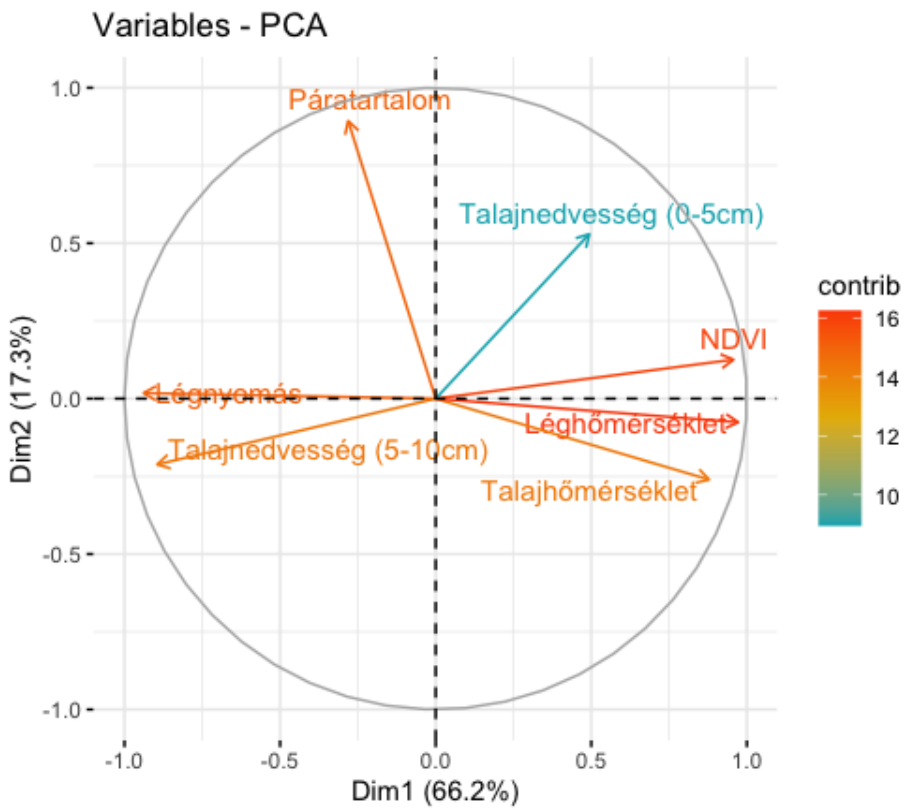
68. ábra: **Loading plot ábra a főkomponensek tartalmi elemeinek elemzéséhez a forgatás nélküli talajművelési rendszerben a lejtő lejtőderék részén (2/5).**



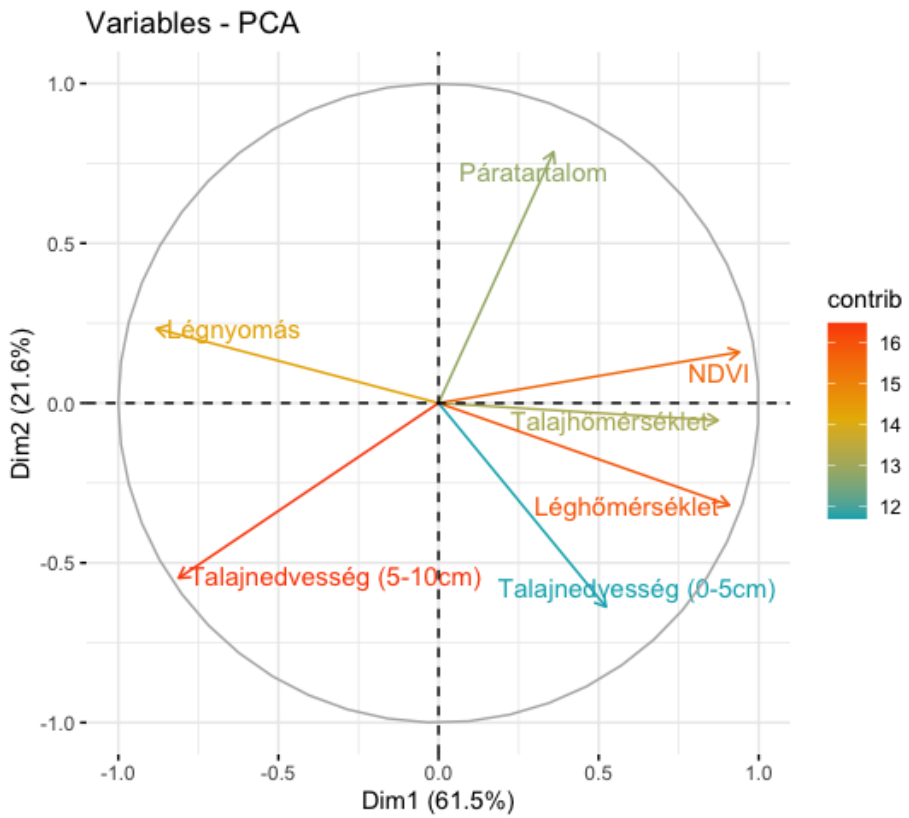
69. ábra: **Loading plot ábra a főkomponensek tartalmi elemeinek elemzéséhez a forgatás nélküli talajművelési rendszerben a lejtő lejtőláb részén (3/5).**



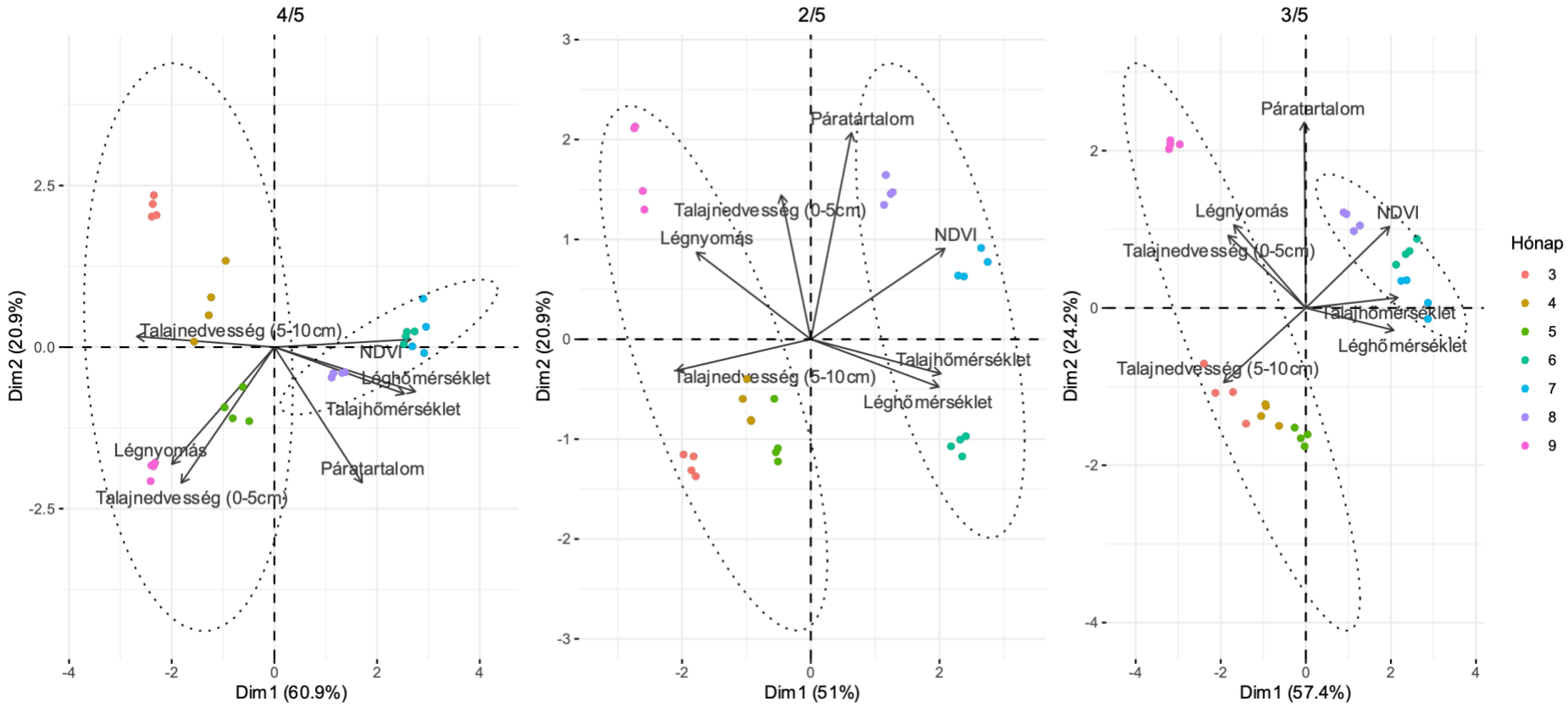
70. ábra: **Loading plot ábra a főkomponensek tartalmi elemeinek elemzéséhez a forgatásos talajművelési rendszerben a lejtő lejtőváll részén (13/5).**



71. ábra: **Loading plot ábra a főkomponensek tartalmi elemeinek elemzéséhez a forgatásos talajművelési rendszerben a lejtő lejtőderék részén (9/5).**

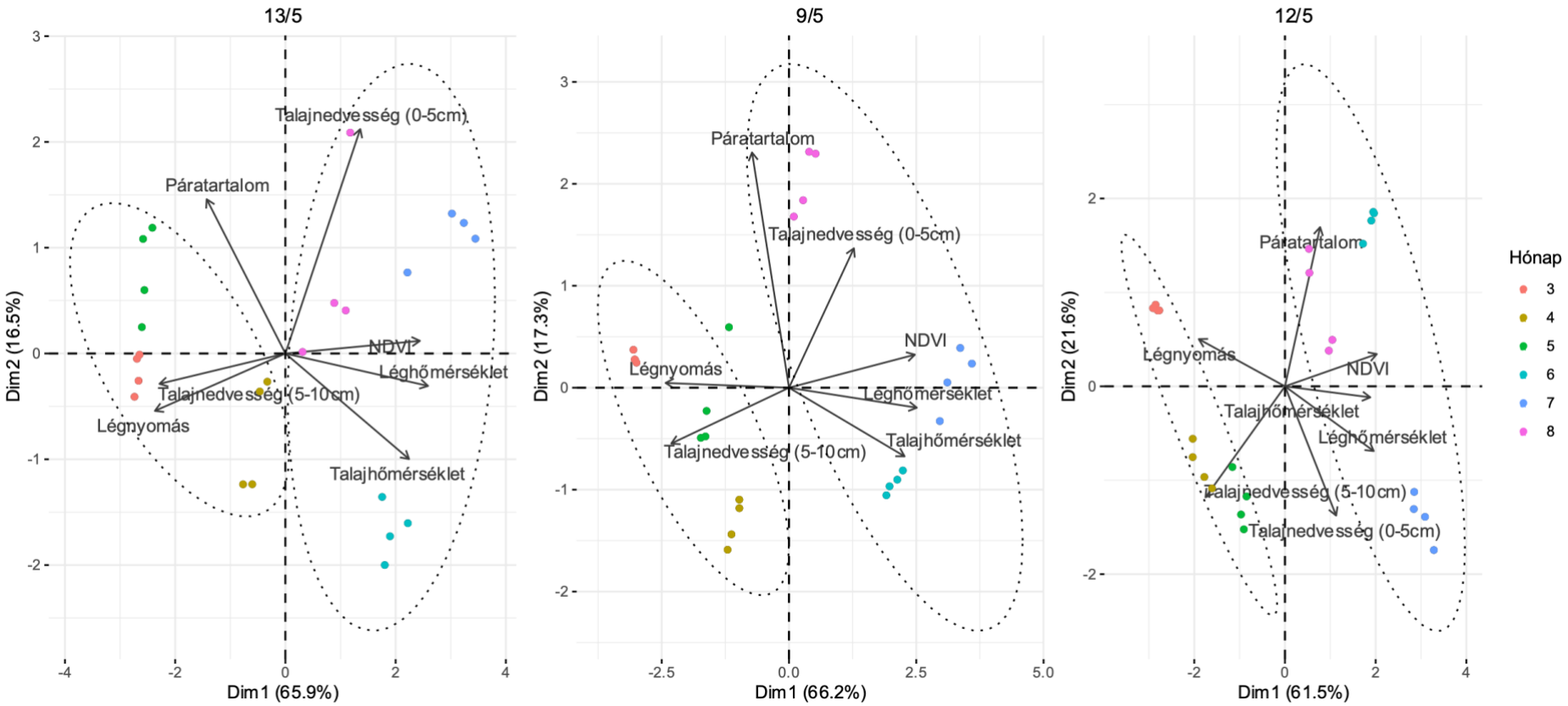


72. ábra: **Loading plot ábra a főkomponensek tartalmi elemeinek elemzéséhez a forgatásos talajművelési rendszerben a lejtő lejtőláb részén (12/5).**



Lejtőkategóriák: 4/5 – lejtőváll, 2/5 – lejtőderék, 3/5 – lejtőláb.

73. ábra: **Főkomponens-analízis (Principal component analysis, PCA) eredménye a növényi és környezeti hatások elemzésénél lejtőkategóriák szerint a forgatás nélküli talajművelési rendszerben (T2), a 2021. év méréseire alapozva a vegetációs időszakban havi felbontásban.**



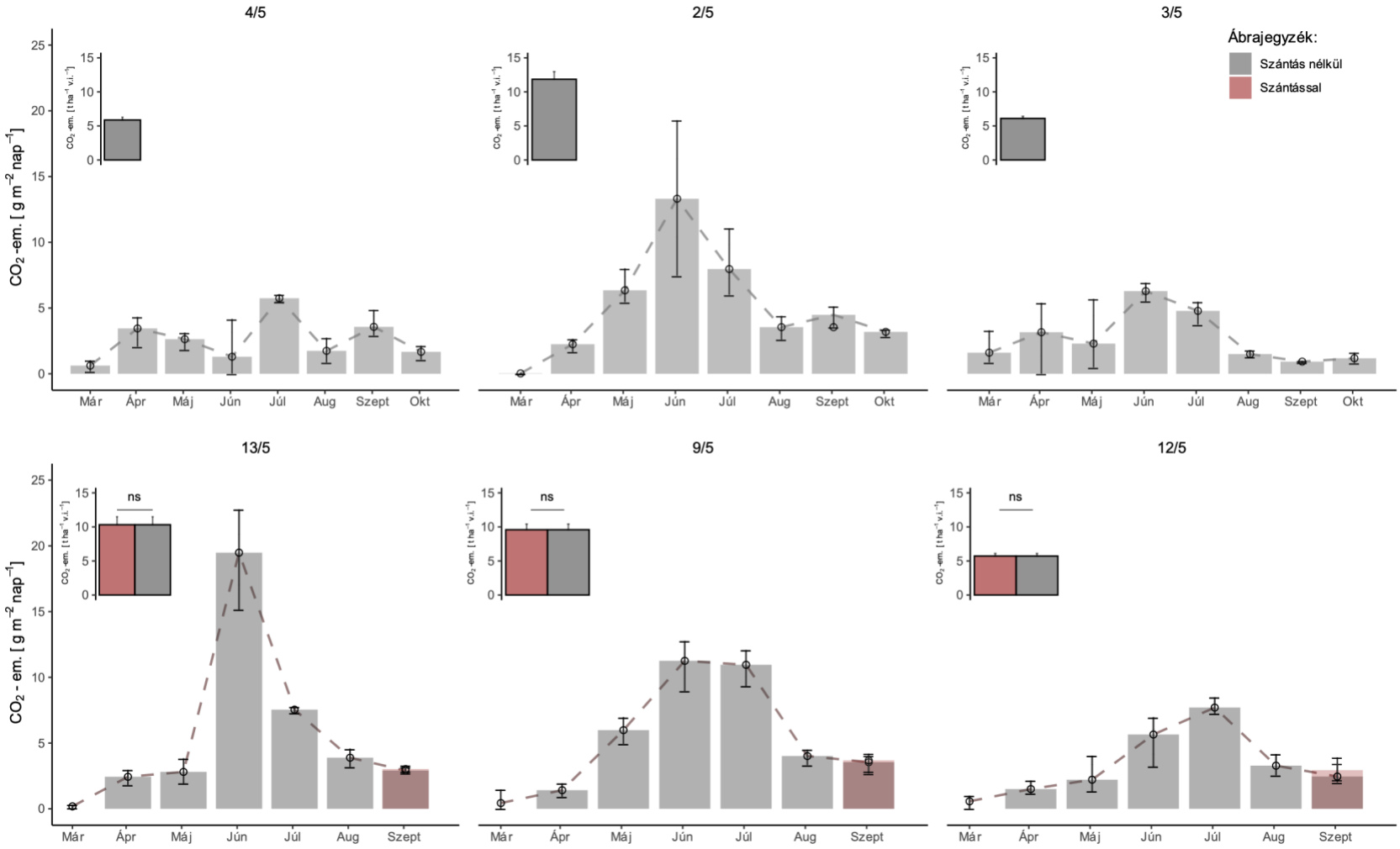
Lejtőkategóriák: 13/5 – lejtőváll, 9/5 – lejtőderék, 12/5 – lejtőláb.

74. ábra: **Főkomponens-analízis (Principal component analysis, PCA) eredménye a növényi és környezeti hatások elemzésénél, lejtőkategóriák szerint a forgatásos talajművelési rendszerben (T1), a 2021. év méréseire alapozva a vegetációs időszakban havi felbontásban.**

31. táblázat: **Regressziós koefficiensek és szignifikanciaszintek a kialakított modellekhez**

Talajművelési rendszer	Menedzsmentzóna	Hónap	Modell elemei	Függvény típusa	Elemek szignifikanciaszintje	Modell szignifikanciaszintje (p)	Magyarázóerő nagysága (R^2_{adj})
Forgatás nélküli talajművelési rendszer (T2)	4/5	3,4,5,9	Talajnedvesség (0-5 cm)	Elsőfokú	p≤0,000	p≤0,000	0,584
		6,7,8	NDVI Talajhőmérséklet	Elsőfokú Elsőfokú	p≤0,000 p≤0,05	p≤0,01	0,690
	2/5	3,4,5,9	Talajnedvesség (0-5 cm) Talajnedvesség (0-5 cm) Talajnedvesség (0-5 cm)	Elsőfokú Másodfokú Harmadfokú	p≤0,01 p≤0,01 p≤0,01	p≤0,000	0,768
		6,7,8	NDVI Talajhőmérséklet Levegő hőmérséklet Levegő hőmérséklet	Elsőfokú Elsőfokú Elsőfokú Másodfokú	p≤0,000 p≤0,01 p≤0,000 p≤0,000	p≤0,000	0,950
	3/5	3,4,5,9	**A megfigyelt tényezőkkel nem teszik lehetővé a szén-dioxid-kibocsátás prediktálását.**				
		6,7,8	NDVI NDVI	Elsőfokú Másodfokú	p≤0,01 p≤0,01	p≤0,01	0,633
Forgatásos talajművelési rendszer (T1)	13/5	3,4,5	Páratartalom Légnyomás	Elsőfokú Elsőfokú	p≤0,000 p≤0,000	p≤0,000	0,804
		6,7,8	NDVI NDVI Levegő hőmérséklet	Elsőfokú Másodfokú Elsőfokú	p≤0,01 p≤0,01 p≤0,05	p≤0,000	0,928
	9/5	3,4,5	Légnyomás Talajnedvesség (5-10cm)	Elsőfokú Elsőfokú	p≤0,01 p≤0,000	p≤0,000	0,796
		6,7,8	NDVI Talajhőmérséklet	Elsőfokú Elsőfokú	p≤0,000 p≤0,001	p≤0,000	0,924
	12/5	3,4,5	Légnyomás Légnyomás	Elsőfokú Másodfokú	p≤0,05 p≤0,05	p=0,05	0,368
		6,7,8	NDVI Levegő hőmérséklet	Elsőfokú Elsőfokú	p≤0,1 p≤0,1	p=0,01	0,699

Lejtőkategóriák: 4/5, 13/5 – lejtőváll, 2/5, 9/5 – lejtőderék, 3/5, 12/5 – lejtőláb.



Lejtőkategóriák: 4/5, 13/5 – lejtőváll, 2/5, 9/5 – lejtőderék, 3/5, 12/5 – lejtőláb. Talajművelés: 4/5, 2/5, 3/5 – forgatás nélküli; 13/5, 9/5, 12/5 – forgatásos.

75. ábra: **Szántás hatása az éves (kis méretű ábrák) és havi szén-dioxid-kibocsátásra lejtőkategóriánként a forgatásos talajművelési rendszerben, 2021-ben.** Az oszlopdiagram az egyes hónapokra és vegetációs időszakra (kis méretű ábrák) kimutatott szén-dioxid-kibocsátás átlagát, míg a hibasávok az átlagok standard hibáját jelölik (ns, nem szignifikáns különbség; *, szignifikáns különbség p≤0,05 szinten).

32. táblázat: **A szén-dioxid-emisszió napon belüli lefutása forgatásos (T1) és forgatás nélküli (T2) talajművelési rendszerben, 2021-ben**

Idő	Március				Augusztus			
	T2		T1		T2		T1	
	CO_2-emisszió	Talajhőm. (°C)	CO_2-emisszió	Talajhőm. (°C)	CO_2-emisszió	Talajhőm. (°C)	CO_2-emisszió	Talajhőm. (°C)
16:00	29,0±2,4a	9,10	12,1±1,1a	10,50	53,4±5,1a	24,20	73,1±6,1a	23,10
17:00	29,7±1,8a	9,10	12,3±1,3a	10,20	53,2±4,8a	24,00	73,1±7,2a	22,50
18:00	28,4±3,1a	9,00	12,3±1,5a	9,90	53,5±6,1a	23,90	73,0±6,5a	22,50
19:00	27,6±3,2a	8,90	12,2±1,5a	9,80	53,5±4,2a	23,50	73,0±6,4a	22,20
20:00	27,8±1,8a	8,80	12,4±0,8a	9,70	53,2±5,0a	23,10	72,9±5,9a	21,50
21:00	27,8±2,0a	8,50	12,6±2,1a	9,30	53,4±3,9a	23,00	72,5±8,1a	21,30
22:00	28,1±2,1a	8,30	12,6±1,2a	9,00	53,3±4,2a	22,90	72,5±7,0a	21,30
23:00	28,2±0,9a	8,40	12,7±1,6a	9,00	53,1±4,6a	22,50	72,6±6,8a	20,40
0:00	28,2±1,1a	8,00	12,8±1,8a	8,60	53,1±5,1a	22,00	72,9±6,2a	19,90
1:00	28,9±2,5a	7,90	13,0±0,8a	8,60	53,0±4,6a	21,90	72,9±6,9a	19,40
2:00	29,1±2,3a	7,30	13,1±1,1a	8,00	53,1±3,1a	21,80	73,2±8,1a	19,50
3:00	29,2±1,1a	7,10	13,1±1,5a	7,60	53,0±3,9a	21,80	73,5±8,5a	19,20
4:00	28,5±1,3a	6,90	13,0±1,9a	7,40	53,0±5,1a	21,70	73,6±6,2a	18,80
5:00	28,1±1,6a	6,90	12,5±1,7a	7,40	52,8±5,2a	21,60	73,6±6,7a	19,10
6:00	27,2±1,2a	7,00	12,1±1,1a	7,80	52,7±5,4a	21,60	72,5±6,6a	19,80
7:00	27,6±1,8a	7,20	12,0±0,6a	8,10	52,7±4,3a	21,70	72,5±6,3a	19,90
8:00	27,9±2,1a	7,50	12,3±1,5a	8,60	52,8±4,7a	21,90	72,6±6,5a	20,40
9:00	28,1±1,5a	8,00	12,5±1,4a	9,20	52,9±2,9a	22,50	72,7±6,4a	21,30
10:00	28,2±2,8a	8,50	12,6±1,4a	9,90	53,0±4,7a	22,90	72,8±9,1a	21,90
11:00	28,9±3,0a	9,60	12,9±1,4a	10,70	53,1±4,0a	23,00	73,0±8,1a	22,50
12:00	29,2±2,9a	9,90	12,9±1,1a	11,10	53,1±5,3a	24,20	73,1±7,9a	24,70
13:00	29,5±2,5a	10,10	13,0±0,9a	11,30	53,2±5,1a	25,70	73,2±6,9a	26,50
14:00	29,6±3,5a	10,00	13,2±0,6a	11,30	53,3±4,7a	26,00	73,4±7,1a	26,60
15:00	29,5±2,5a	9,70	13,2±1,0a	10,80	53,4±3,7a	26,20	73,6±7,1a	26,80
16:00	29,4±2,1a	9,50	13,3±1,1a	10,70	53,5±5,1a	25,80	73,6±9,0a	26,00

A CO_2-emisszió értékek $\mu mol^{-2} \times s^{-1}$ mértékegységben kifejezve. Az eltérő betűjelek a szignifikáns eltérést jelölik, Tukey-féle HSD post-hoc teszttel kimutatva.

33. táblázat: **Maximális napi hőmérsékletek alakulása 2018 és 2021 között**

	2021	**2020**	**2019**	**2018**
35°C-nál magasabb hőmérséklet (nap)	7	-	-	-
30°C-nál magasabb hőmérséklet (nap)	40	28	39	38

I. Melléklet: **Nyilatkozat önálló tudományos munkáról**

Agrárközgazdasági Intézet

Nyilatkozat önálló tudományos munkáról

Alulírott ezúton nyilatkozom, hogy Kulmány István jelölt PhD-dolgozatában a szemes kukorica ÜHG-kibocsátásának meghatározására használt módszertan és a számítások, amelyeket részben az AKI Agrárközgazdasági Intézet Nonprofit Kft. adatbázisaira támaszkodva, még az Intézet Agrárgazdasági Igazgatóságának munkatársaként végzett el, nevezett önálló tudományos munkája.

Dr. Potori Norbert

kutatási igazgató, tudományos tanácsadó

Agrárgazdasági Igazgatóság

AKI Agrárközgazdasági Intézet Nonprofit Kft.

H-1093 Budapest, Zsil utca 3–5. | Telefon: (+36 1) 217-1011 | E-mail: aki@aki.gov.hu | www.aki.gov.hu

page 1/1

11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretném megköszönni mindazoknak a támogatását, akik munkájukkal, útmutatásukkal és bátorításukkal hozzájárultak ezen disszertáció elkészüléséhez.

Köszönöm témavezetőimnek, **Dr. habil Milics Gábornak és Dr. Kovács Barnának**, hogy a doktori képzés négy éve alatt biztosítottak a folyamatos támogatásukról.

Köszönöm **Szekeres Lajosnak** és **Kauser Jakabnak**, hogy lehetőséget és területet, technikát és alapanyagot biztosítottak a szántóföldi kísérletek elvégzéséhez.

Köszönöm – külön kiemelve – **Dr. Vona Viktóriának**, illetve **Bede Lászlónak** azt a befektetett energiát és önzetlen fáradozást, amellyel segítették a szántóföldi és a laboratóriumi kísérleteim megvalósulását és az abból született publikációk elkészülését.

Köszönöm az Agrárközgazdasági Intézet, Agrárgazdasági Igazgatóság vezetőjének, **Dr. Potori Norbertnek** a támogatását, aki a legnehezebb, munkacsúcsokkal tűzdelt időszakokban is kiemelten támogatta a disszertációm elkészítését.

Köszönöm a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Karcagi Kutatóintézet összes munkatársának, – kiemelten **Dr. habil Zsembeli Józsefnek** és **Dr. Kovács Györgyinek** –, akik a doktori képzést megelőzően iránymutatásukkal segítettek a kutatási terv kialakításában.

Köszönöm továbbá **Beslin Ananak** az adatok statisztikai kiértékelésében nyújtott kiemelkedően fontos segítséget és **Menyhárt Csabának** a lektori, valamint **Vrana Attilának** a grafikai munkáját.

Végezetül köszönöm **Kollégáim** szakmai támogatását, valamint **Barátaim** és **Családom** kitartását és türelmét.