

# **Doktori (PhD) értekezés tézisei**

**Mónok Dávid**

**Gödöllő**

**2022**



MAGYAR AGRÁR- ÉS  
ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM

**MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM**

**Budapest átmeneti és elővárosi zónájából  
származó talajok fizikai, kémiai, mikrobiológiai és  
ökotoxikológiai értékelése**

DOI: 10.54598/002400

**Mónok Dávid**

**Gödöllő**

**2022**

**A doktori iskola**

**megnevezése:** Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,  
Környezettudományi Doktori Iskola

**tudományága:** Környezettudomány

**vezetője:** Csákiné Dr. Michéli Erika  
Egyetemi tanár,  
az MTA levelező tagja  
MATE Környezettudományi Intézet

**Témavezető:** Dr. Végvári György  
Egyetemi tanár,  
az MTA kandidátusa  
MATE Környezettudományi Doktori Iskola

.....

Az iskolavezető jóváhagyása

.....

A témavezető jóváhagyása

## **1. A munka előzményei, célkitűzések**

A városokban az ember természetes környezetet módosító, környezetkárosító hatása koncentráltan jelentkezik. Emiatt az utóbbi évtizedekben a városi környezet állapotának vizsgálata a környezetvédelmi kutatások egyik fő témájává vált. A talajok jelentős mértékben módosulnak a városi tevékenységek hatására, így azok sok esetben csak korlátozott mértékben képesek ellátni a természetes talajokra jellemző funkciókat. Különösen nagy problémát jelent a városi talajok potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) való szennyeződése, mivel ez veszélyt jelenthet mind a környezetre mind az emberi egészségre.

Bár az utóbbi 10-15 évben egyre több városban mérték fel a helybéli talajok állapotát, igen ritkán végeztek vizsgálatokat olyan területeken, amelyek a város külsőbb részein (pl. az átmeneti vagy az elővárosi zónában) találhatóak. E területek azonban szintén kulcsfontosságúak, hiszen az itt található nagy kiterjedésű zöldfelületek hozzájárulnak a városi klíma szabályozásához (pl. víz- és hőmérséklet-szabályozás, levegő tisztítása), valamint élőhelyt biztosítanak a különböző szárazföldi közösségek számára is.

Kutatásom során a városi tevékenységek komplex (fizikai, kémiai, biológiai, ökotoxikológiai) hatásait mértem fel Budapest átmeneti és elővárosi zónájában található füves területeinek talajaira. Ez magában foglalta: a talajok általános fizikai és kémiai tulajdonságainak vizsgálatát, a PTE szennyezettség felmérését, valamint különböző biotesztek alkalmazását e talajok vizsgálatára.

Kutatásom nem csak azért tekinthető újszerűnek, mivel olyan talajokat vizsgáltam, amelyek korábban ritkán kerültek a kutatások középpontjába, hanem az alkalmazott módszerek miatt is. A talajok biológiai, ökotoxikológiai állapotának felmérésére alkalmazott több trofikus szintet reprezentáló bioteszt rendszerhez hasonlót városi talajok esetében még sehol nem alkalmaztak.

A doktori értekezés fő célkitűzései a következők voltak:

- A városi tevékenységek hatásának felmérése a kijelölt mintavételi helyszínek talajának általános fizikai, kémiai tulajdonságaira.
- A talajok általános fizikai, kémiai paraméterei között lévő kapcsolatok feltárása, annak érdekében, hogy megállapítsam, mely talajtulajdonságok játszanak kulcsszerepet e talajok módosulásában.
- A talajok PTE szennyezettségének felmérése, az alábbi hat elemre vonatkozóan: Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn. A talajok PTE koncentrációinak összevetése a hazai határértékekkel, valamint más európai nagyvárosokban mért koncentrációkkal.
- A talajok biológiai állapotának, valamint esetleges ökotoxicitásának számszerűsítése és értékelése különböző laboratóriumi biotesztekkel. A városi tevékenységek káros biológiai hatásainak felmérése a vizsgálati helyszíneken.
- A talajok PTE koncentrációi, valamint a biotesztek eredményei közötti kapcsolatok vizsgálata, annak meghatározása érdekében, hogy a talaj PTE szennyezettsége összefüggésbe hozható-e a kimutatott káros biológiai hatásokkal.
- Annak megállapítása, hogy a talajok általános fizikai, kémiai jellemzői milyen módon és mértékben befolyásolják a biotesztek során kapott eredményeket.
- Végül, azon mintavételi helyszínek beazonosítása, ahol a környezeti kockázat jelentős lehet: a talaj kritikus PTE szennyezettséggel terhelt és/vagy jelentős ökotoxicitással rendelkezik.

A kutatás kezdetén az alábbi hipotéziseket fogalmaztam meg:

1. A városi tevékenységek módosítják a talajok általános fizikai és kémiai jellemzőit a vizsgált területen.
2. A városi tevékenységek hozzájárulnak a talajok potenciálisan toxikus elemkoncentrációinak (Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) növekedéséhez, ezáltal a talajok elszennyeződéséhez a vizsgált területen.
3. A vizsgált budapesti talajok potenciálisan toxikus elemekkel való szennyezettsége hasonló más európai városokban mért értékekhez.
4. A városi tevékenységek hatással vannak a talajok mikrobiológiai állapotára a vizsgált területen.
5. A városi tevékenységek hatására módosult talajok károsak (toxikusak) különböző szárazföldi szervezetekre.

## **2. Anyag és módszer**

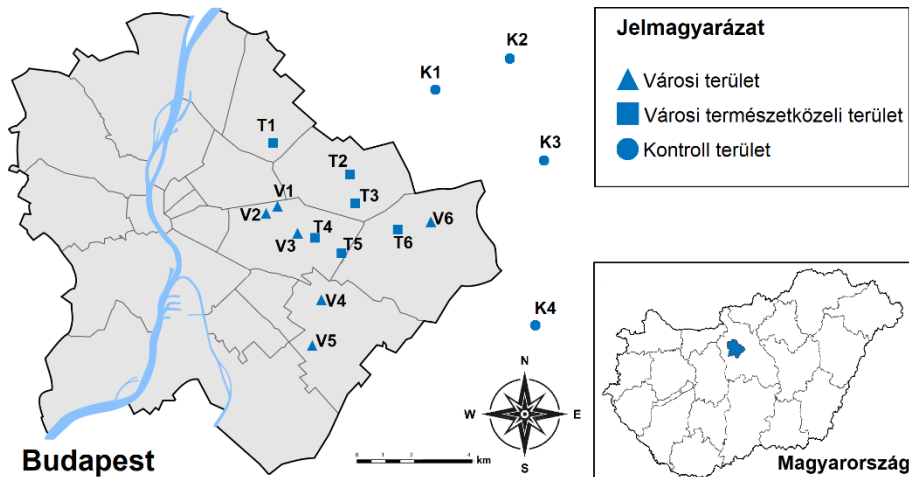
A kutatás során három különböző típusú területről gyűjtöttem mintákat, melyek mindegyikét füves vegetáció borította: városi (n=6, jelölése: V<sub>1</sub>, V<sub>2</sub>...V<sub>6</sub>), városi természetközeli (n=6, jelölése T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>...T<sub>6</sub>), valamint városon kívüli területekről (n=4, jelölése: K<sub>1</sub>, K<sub>2</sub>...K<sub>4</sub>). Az utóbbi csoportba tartozó mintavételi helyszínek kontrollként szolgáltak a vizsgálat során. Valamennyi mintavételi helyszín Budapest átmeneti, illetve elővárosi zónájában, vagy a várostól keletre helyezkedett el (1. ábra).

Egy adott területet abban az esetben soroltam a városi kategóriába, ha a következő két kritérium maradéktalanul teljesült:

1. beépített területek környezetében helyezkedik el,

2. egy vagy több városi tevékenység potenciálisan hatással lehet a talajra az alábbiak közül:

- a terület korábbi használata,
- erős forgalom 100 méteren belül,
- ipari tevékenység 100 méteren belül.



1. ábra: A mintavételi helyszínek elhelyezkedése

A városi területekkel ellentétben a városi természetközeli területek (a továbbiakban: természetközeli területek) elsősorban természetes (nem beépített) környezetben találhatóak, és a közvetlen közelükben (kb. 200-250 méteren belül) sem erős forgalom, sem ipari tevékenység nem tapasztalható. Ugyanakkor a környékbeli lakosság időnként felkeresheti e területeket különböző rekreációs célokkal (pl. kutyasétáltatás, sportolás, pihenés). Emiatt itt sem teljesen mentesek a talajok az emberi zavarástól, bár a zavarás mértéke kétségkívül jóval kisebb, mint a városi területeken.

A városon kívüli területek (a továbbiakban: kontroll területek) Budapest közigazgatási határán kívül helyezkednek el, több mint 19 km-re keletre a város központjától. Közvetlen környezetükben főként természetes rétek, erdők, illetve kisebb részben mezőgazdasági területek találhatóak. Mivel ezek a mintavételi helyszínek természetföldrajzi szempontból közel állnak a többi helyszínhez, de

viszonylag távol vannak a különböző városi tevékenységtől, ezért alkalmasak kontrollnak a vizsgálatom során.

A talajmintavételek időpontja 2018 szeptembere és októbere között volt. A kutatás során minden mintavételi helyszínről 4 átlagmintát gyűjtöttem a legfelső talajrétegből (0-20 cm), melyeket 10-10 pontminta alkotott. A mintavételi pontokat véletlenszerűen jelöltem ki az adott helyszínen. A begyűjtés után az átlagmintákat homogenizáltam.

A megfelelő mintaelőkészítés után a talajok általános fizikai és kémiai tulajdonságait a hazai előírások, szabványok alapján határoztam meg. Az alábbi paramétereket vizsgáltam: műtermék mennyisége, Arany-féle kötöttség ( $K_A$ ), kémhatás ( $pH_{H_2O}$ ), szénsavas mésztartalom ( $CaCO_3\%$ ), humusztartalom (H%). Emellett megvizsgáltam a talaj tápanyag-ellátottságát is, a három legfontosabb tápelemre vonatkozóan: összes nitrogéntartalom (N%), ammónium-laktát oldható foszfor- és káliumtartalom (AL-P, AL-K).

A talajminták PTE koncentrációjának meghatározását az MSZ 21470-50:2006 szabvány alapján végeztem. Az összes PTE tartalmat  $HNO_3+H_2O_2$  roncsolás után határoztam meg, míg az oldható („felvehető”) PTE tartalmat Lakanen-Erviö féle feltárás után. A kivonatok PTE koncentrációjának mérése atomabszorpciós spektrofotométerrel történt. A mért összes elemkoncentrációkat összevettem a „B” szennyezettségi határértékekkel, valamint az „A” természetes háttérkoncentrációkkal. Ezen kívül megvizsgáltam, hogy Budapest talajainak összes PTE koncentrációja hogyan viszonyul más európai városokban mért értékekhez, melyek népessége és/vagy területe nagyságrendileg hasonló. A talajok PTE szennyezettségének jellemzésére az integrált szennyezettségi mutatót, a PLI (integrated pollution load index) értéket alkalmaztam, amely alapján szennyezettségi kategóriákba soroltam a mintavételi helyszíneket.

A talajok biológiai, ökotoxikológiai vizsgálatára kétféle bioteszt módszert alkalmaztam: mikrobiológiai vizsgálatokat, valamint tesztorganizmust alkalmazó



kontakt biotesztek. A mikrobiológiai vizsgálatok során mértem a talajok dehidrogenáz enzim aktivitását (DHA), a legvalószínűbb élő sejtszám (MPN) módszerrel meghatároztam a kitenyészhető aerob mezofil baktériumok, valamint a gombák számát, továbbá egy mikroszkópos baktériumszámlálást is végeztem. A tesztorganizmust alkalmazó kontakt bioteszt vizsgálatokban a minták esetleges ökototoxicitását mértem fel. Ezek során több trofikus szinten folytattam vizsgálatokat. A baktériumok közül az *Azomonas agilis* és a *Pseudomonas fluorescens* tesztfajokat alkalmaztam, melyek során a baktériumok dehidrogenáz enzim aktivitásának gátlódását vizsgáltam. A növények közül a fehér mustár (*Sinapis alba*) és a kerti saláta (*Lactuca sativa*) alkalmazásával egy csíranövény tesztet végeztem el, míg az angolperjét (*Lolium perenne*) egy hosszabb időtartamú bioteszthez használtam fel. A talajállatok közül a *Folsomia candida* ugróvillással, valamint az *Eisenia fetida* földigilisztával végeztem vizsgálatokat. E tesztekben az állatok mortalitása és reprodukciója volt a vizsgálati végpont, illetve földigiliszta esetén a tömegváltozást is mértem. A tesztorganizmust alkalmazó biotesztek eredményei alapján a talajmintákat a toxicitásuk alapján kategorizáltam.

A különböző vizsgálatok során kapott eredményeket területtípusonként (városi, természetközeli, illetve kontroll terület), valamint mintavételi helyszínenként hasonlítottam össze, az ehhez szükséges statisztikai elemzéseket pedig az SPSS Statistics 26 szoftverrel végeztem el. Az összehasonlításhoz *Tukey*, *Dunnett*, vagy *Games-Howell* teszteket használtam ( $p < 0,05$ ). A különböző adatok közötti kapcsolatok feltárásához pedig *Pearson*-féle korrelációs analízist alkalmaztam ( $p < 0,01$ ).

### 3. Eredmények és azok megbeszélése

#### 3.1. A talajok általános fizikai és kémiai jellemzői

A városi területeken szignifikánsan több műterméket tartalmazott a talaj, mint a másik kéttípusú területen. Itt a műtermék mennyisége 11,2 % és 23,4 % között mozgott. Ez egyértelműen jelzi, hogy a városi tevékenységek erőteljes hatással vannak a talajra az összes városi mintavételi helyszínen. A természetközeli területeken 2,2 % és 6,8 %, míg a kontroll területeken mindössze 1,4 % és 3,4 % közötti értékeket mértem.

Az Arany-féle kötöttség a kontroll területeken volt a legkisebb, míg a városi területeken szignifikánsan nagyobb volt. Az eredmények alapján a talajminták többségének fizikai félesége homok, homokos vályog, illetve vályog volt. A kontroll területeken 28,5 és 37,8 között változott az Arany-féle kötöttség. A természetközeli területeken 28,5 és 43,3 közötti, míg a városi területeken 31,0 és 43,0 közötti értékeket tapasztaltam.

A talajok kémhatása szignifikánsan különbözött a vizsgált területtípusokon. A legalacsonyabb pH a kontroll területeken volt tapasztalható ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 6,7-7,1$ ), míg a legmagasabb a városi területeken ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 7,3-7,9$ ). Az ember által erősebben zavart talajok esetében tehát semleges, enyhén lúgos kémhatást mértem, míg a városon kívüli területeken enyhén savas kémhatású talajok is előfordultak.

A talajok  $\text{CaCO}_3$  tartalma szignifikánsan nagyobb volt a városi területeken, mint a másik két területtípus esetén, több területen a 10 %-ot is meghaladta. Ezzel szemben a természetközeli területeken gyengén és közepesen meszes talajokat ( $\text{CaCO}_3 = 0,5-8,7$  %), míg a kontroll területeken kizárólag gyengén meszes talajokat találtam ( $\text{CaCO}_3 = 0,8-3,3$  %).

A városi területeken szignifikánsan kisebb volt a talajok humusztartalma, néhány mintavételi helyszínen nagyon alacsony, mindössze 1 % körüli értékeket mértem. A természetközeli területeken a humusztartalom 3,26 % és 6,38 % között, míg a kontroll területeken 2,24 és 4,64 % között változott. Hasonlókat

tapasztaltam a makrotápelemek esetében is, a talajok N, AL-P és az AL-K tartalma is a kontroll területen volt a legnagyobb, a városi területeken pedig szignifikánsan kisebb volt.

A korrelációs elemzéseim alapján kiemelhető, hogy a talajok műtermék mennyisége pozitívan korrelált a pH-val ( $r = 0,51$ ) és a  $\text{CaCO}_3$  tartalommal ( $r = 0,72$ ). A városi talajok lúgosabb kémhatását és nagyobb  $\text{CaCO}_3$  tartalmát tehát részben magyarázza a nagyobb műtermék mennyiség. Ezért különösen a nagy mennyiségben talált építési törmelék lehet a felelős, amelynek általában igen nagy a mésztartalma és emiatt gyakran nagyon lúgos is. A talaj humusztartalmával negatívan korrelált a műtermék mennyisége ( $r = -0,59$ ). Ennek oka az lehet, hogy a műtermékek nagy része kevés szervesanyagot tartalmaz, így kedvezőtlenül hatnak a humuszképződés folyamatára.

### 3.2. A talajok PTE koncentrációi és szennyezettsége

A városi területeken mért átlagos (összes) elemkoncentrációk (a Co és a Zn kivételével) szignifikánsan nagyobbak voltak a kontroll területen kapott értékeknél. A vizsgált elemek közül kiemelendő a Cr, amelynek összes talajbéli koncentrációja a városi területeken átlagosan több mint a háromszorosa volt a kontroll területek koncentrációjának. A Cu, Ni és Pb tipikus városi szennyezők, amelyet a kutatásom eredményei is alátámasztottak. A Cu koncentrációja kiugróan nagy volt a V<sub>5</sub> mintavételi helyszínen (97,58 mg/kg), amelyet leszámítva a többi városi területen 30,16 és 65,55 mg/kg között változott a koncentrációja. Hasonlót tapasztaltam az Pb esetében is, amelynek koncentrációja a V<sub>5</sub> mintavételi helyszínen (533,67 mg/kg) több mint másfélszerese volt a második legnagyobb mért koncentrációnak (326,27 mg/kg). A Ni koncentrációja 18,58 és 37,48 mg/kg között változott a városi területeken, ez szintén meghaladja a kontroll területeken tapasztalt értékeket.

Az eredményeim alapján a városi tevékenységek a természetközeli területeken található talajok összes PTE tartalmára is hatással vannak, hiszen a talajok Cr és

Ni koncentrációja itt is szignifikánsan nagyobb volt, mint a kontroll területeken. Sőt, a legnagyobb Cr koncentrációkat is természetközeli területeken mértem: a T<sub>3</sub> mintavételi helyszínen 248,94 mg/kg, a T<sub>1</sub> helyszínen pedig 220,88 mg/kg volt a Cr talajbéli koncentrációja. Ez azt jelenti, hogy a Cr és Ni felhalmozódásában elsősorban nem a pontszerű és vonalas emisszióforrások (pl. ipari létesítmények, erős forgalmú utak), hanem az elemek levegőből való kiülepedése játszhat nagyobb szerepet.

Az összes elemkoncentrációkat összevetve a „B” szennyezettségi határértékkel megállapítható, hogy a vizsgált talajok mindegyike ólommal szennyezett, hiszen az Pb koncentrációja minden mintavétel helyszínen (városi területeken többszörösen) meghaladta a szennyezettségi határértéket (100 mg/kg). Emellett a Cr koncentrációja a városi és a természetközeli területeken (T<sub>6</sub> és V<sub>6</sub> helyszín kivételével) szintén meghaladták a szennyezettségi határértéket (75 mg/kg). A talajok közül kizárólag a V<sub>5</sub> helyszínen vett minták tekinthetők rézzel szennyezettnek, míg a Co, Ni és Zn koncentrációja egyik mintavételi helyszínen sem érte el a szennyezettségi határértéket. Az „A” háttérkoncentrációkat figyelembe véve azt találtam, hogy a városi és a természetközeli területeken a Cr és Pb mellett a Cu és Ni koncentrációja is meghaladta azt a helyszínek jelentős részén.

A PLI értékek alapján a mintavételi helyszínek többsége nem minősült szennyezettnek (PLI<1,00). A városi és a természetközeli területeken azonban minden mintavételi helyszínen nagyobb PLI értéket tapasztaltam, mint a kontroll területeken, ami szintén megerősíti, hogy a városi tevékenységek hozzájárulnak a talajok PTE-kel való szennyeződéséhez. Három mintavételi helyszín volt enyhén szennyezett az értékelés alapján, és ezek közül kettő (a V<sub>1</sub> és V<sub>2</sub> helyszín) talajai éppen csak meghaladták a kategória alsó határát (PLI=1,02). A V<sub>5</sub> helyszínről gyűjtött minták voltak leginkább szennyezettek a vizsgált PTE-kel, itt a PLI érték 1,32 volt.

A kontroll talajok átlagos PTE koncentrációi kisebbek voltak, mint az összehasonlításként szolgáló 11 európai város (Athén, Belgrád, Berlin, Bécs, Glasgow, Koppenhága, Krakkó, Lisszabon, Nápoly, Stockholm, Torino) átlagai. A városi és a természetközeli területek talajainak Cr és Pb koncentrációja viszont az európai városok átlagához képest (62,4 és 201,8 mg/kg) nagyobb volt. Ezzel ellentétben a mért talajbéli Co, Cu, Ni és Zn koncentrációk minden területtípus esetén kisebbek voltak az európai városok átlagánál (12,8; 66,3; 57,4; illetve 188,5 mg/kg). Különösen alacsony volt Budapesten a talajok Zn tartalma, amely az összes város közül a legkisebbnek bizonyult. A PLI érték alapján még a vizsgált városi területek talajainak átlagos PTE szennyezettsége (PLI= 0,97) is kisebb a másik 11 európai város átlagánál. A kontroll területek esetében pedig az átlagos PLI érték (PLI= 0,48) minden más városban tapasztaltnál kisebb.

A bioteszt vizsgálatok eredményeinek megértése végett mértem a talajok oldható (biológiailag hozzáférhetőbb) elemkoncentrációit is. Ezek jellemzően 5-15-ször kisebbek voltak, mint az összes elemkoncentrációjuk. A statisztikai elemzés során azonban nagyjából hasonlókat tapasztaltam, mint a korábbiakban: a városi területeken mért átlagos elemkoncentrációk (a Co kivételével) szignifikánsan nagyobbak voltak a kontroll területen mért értékeknél, ami alapján elmondható, hogy a városi tevékenységek nem csak a talajok összes, hanem az oldható PTE tartalmát is befolyásolják.

### 3.3. A bioteszt vizsgálatok eredményei

A mikrobiológiai vizsgálatok alapján a DHA közel 50 %-kal kisebb volt a városi területek talajaiban (0,77 TPF $\mu$ g/g), mint a kontroll területeken (1,60 TPF $\mu$ g/g). A legkisebb DHA-t a V<sub>1</sub> és V<sub>2</sub> mintavételi helyszínek talajaiban mértem (0,23 és 0,22 TPF $\mu$ g/g), amely értékek kb. 85 %-kal maradnak el a kontroll területek átlagától. A talajok kitenyészhető összes baktériumszámában nem találtam különbséget az egyes területtípusok között, a kapott értékek 1,97 és 2,41 lg MPN/g között mozogtak. Ezzel szemben a mikroszkópos

baktériumszámlálás során a városi, sőt a természetközeli területek talajmintáiban is szignifikánsan kisebb összes sejtszámot kaptam, mint a kontroll esetén. A kontroll területeken 8,97 és 9,54 lg db/cm<sup>3</sup>, a természetközeli területeken 8,80 és 9,14 lg db/cm<sup>3</sup>, míg a városi területeken 8,78 és 8,95 lg db/cm<sup>3</sup> értéket számítottam. A kitenyészhető összes gombaszámban szintén szignifikáns különbséget találtam a kontroll és a városi területek talajai között, ami azt jelenti, hogy a városi tevékenységek hatására csökkent a gombák száma is a talajban. A kontroll területeken 0,33 és 0,38 lg MPN/g közötti, míg a városi területeken 0,28 és 0,37 lg MPN/g közötti értékeket kaptam.

A bakteriális biotesztek közül az *A. agilis* teszt során kontroll esetén 1,03 és 1,43 közötti ED<sub>50</sub> értékeket kaptam, míg a természetközeli területeknél 0,78 és 1,37 közöttieket. Utóbbiaknál a T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub> és T<sub>3</sub> mintavételi helyszín talajai enyhén toxikusnak bizonyultak. A városi területek talajai még toxikusabbak voltak a tesztbaktériumra, itt az ED<sub>50</sub> értékek mindössze 0,34 és 0,59 között mozogtak és a V<sub>6</sub> helyszín kivételével minden városi talajminta közepesen toxikusnak bizonyult. A legtoxikusabb talajok a V<sub>1</sub> (ED<sub>50</sub>=0,34) és V<sub>2</sub> (ED<sub>50</sub>=0,34) mintavételi helyszínről származtak. A *P. fluorescens* tesztben a városi és a természetközeli területek talajai is toxikusabbak voltak a tesztbaktériumra, mint a kontroll területekről származók. A kontroll területek esetén 0,60 és 0,63 közötti, a természetközeli területeken 0,20 és 0,62 közötti, míg a városi területeken 0,13 és 0,41 közötti ED<sub>50</sub> értékeket kaptam. A természetközeli területek közül a T<sub>1</sub> mintavételi helyszín talaja erősen toxikusnak, míg a T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub> és T<sub>5</sub> helyszínről származó minták közepesen toxikusnak bizonyultak. A városi területek közül a V<sub>5</sub> helyszínről származó talaj bizonyult a legtoxikusabbnak (ED<sub>50</sub>=0,13), de a V<sub>1</sub>, V<sub>2</sub> és V<sub>4</sub> helyszínek talajai is erősen toxikusak voltak, míg a többi helyszínen közepes toxicitást tapasztaltam.

A csíranövény teszt alapján a kontroll helyszínekről gyűjtött talajminták egyike sem volt toxikus a teszt növényekre. Ezzel szemben a természetközeli és a városi területekről származó (a V<sub>3</sub> és a V<sub>6</sub> mintavételi helyszín kivételével)

minták mindegyike szignifikánsan csökkentette legalább 1-1 vizsgált növényi paraméter (csírázás, gyökérhossz, hajtáshossz) értékét. A három vizsgált paraméter közül a legérzékenyebb a növények csírázása volt. A legtoxikusabb talajok a V<sub>1</sub> és V<sub>2</sub> helyszínekről származtak, ezek kb. 70 %-kal csökkentették a növény csírázását a kontrollhoz képest. Emellett a T<sub>1</sub>, T<sub>5</sub> és V<sub>5</sub> helyszínekről származó minták is erősen toxikusak voltak, hiszen ezek esetében is több, mint 50 %-os csökkenést tapasztaltam. A T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>6</sub> és V<sub>6</sub> helyszínekről származó minták esetén közepes toxicitás volt jellemző. A gyökér- és hajtásnövekedést kevésbé károsították a minták, azonban e paramétereknél is az előbb bemutatott helyszínek esetén tapasztaltuk a legnagyobb toxicitást. Az angolperje biotesztben összességében jóval kisebb mértékű toxicitást tapasztaltam, mint a csíranövény teszt során. A kontroll helyszínekről származó minták ebben a növényi tesztben sem bizonyultak toxikusnak, de több természetközeli (T<sub>2</sub> és T<sub>6</sub> helyszínek) és városi helyszín (V<sub>3</sub>, V<sub>4</sub> és V<sub>6</sub> helyszínek) mintái sem. A kontroll és a másik két területtípus között azonban szignifikáns különbséget találtam az angolperje hajtáshosszában és a hajtás száraz tömegében. Különösen az utóbbi paraméterben tapasztaltam jelentősebb csökkenést. A legnagyobb csökkenés a T<sub>5</sub>, V<sub>1</sub> és V<sub>2</sub> helyszínek talajmintáinak hatására következett be, amelyeknél kb. 35 %-kal kisebb hajtástömeget tapasztaltam. Ezek mellett a V<sub>5</sub> helyszínről gyűjtött minták is közepesen toxikusak volt e paraméterre, a T<sub>1</sub> helyszínről származó talaj pedig enyhén toxikusnak bizonyult.

A *F. candida* teszt alapján a kontroll helyszínekről származó talajminták egyike sem volt toxikus a vizsgált ugróvillás fajra. Ezzel szemben a városi és a természetközeli területekről származó minták (a T<sub>4</sub> helyszínt kivéve) mindegyike csökkentette az adult, valamint a juvenilis egyedek számát is. A T<sub>1</sub> helyszínről származó minta bizonyult a legtoxikusabbnak az összes közül mind az adult, mind a juvenilis egyedek számát tekintve. Előbbi esetén több mint 70 %-os, míg utóbbinál több mint 80 %-os csökkenést okozott. A T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> és T<sub>6</sub> helyszínekről származó minták szintén erősen toxikusak voltak az állat reprodukciójára, az adult

egyedekre vonatkozóan azonban csak közepes toxicitást tapasztaltam. A városi helyszínekről származó minták mindegyike közepesen vagy erősen toxikus volt a vizsgált ugróvillásra. A V<sub>2</sub> helyszínről származó minta mindkét vizsgált paraméterre erősen toxikus volt, de a reprodukcióra a V<sub>1</sub>, V<sub>5</sub>, és V<sub>6</sub> helyszínek mintái is erősen toxikusnak bizonyultak. Ez főleg utóbbi esetén érdekes, hiszen pl. a növényi teszteknel ez a minta egyáltalán nem okozott káros hatást. Ugyanez elmondható a V<sub>3</sub> helyszínről származó mintáról is, amely közepesen toxikus volt ebben a tesztben. A földgiliszta teszt során a kontroll területek talajmintái szintén nem voltak toxikusak, sőt az adult egyedekre a természetközeli területeken vett minták sem voltak káros hatással. A juvenilis egyedek száma viszont mind a városi mind a természetközeli területeken kisebb volt (a T<sub>3</sub> helyszínt kivéve), mint a kontrollban. Az adult egyedek számát a legnagyobb mértékben a V<sub>4</sub>, V<sub>2</sub> és V<sub>5</sub> helyszínek mintái csökkentették, előbbi közel 50 %-kal, míg utóbbi kettő közel 40 %-kal. Ez azt jelenti, hogy mindhárom minta közepesen toxikusnak bizonyult e paraméterre, a V<sub>1</sub> és V<sub>3</sub> helyszínről gyűjtött minták pedig enyhén toxikusak voltak. A természetközeli helyszínek közül a T<sub>4</sub> helyszínen vett talajok erősen toxikusak voltak a reprodukcióra, közel 70 %-kal csökkent a juvenilis egyedek száma. A T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub> és T<sub>6</sub> helyszínekről származó minták közepesen toxikusnak, míg a T<sub>5</sub> helyszínről származók enyhén toxikusnak bizonyultak e paraméterre. A városi területek mintái mind-mind jelentős toxicitást mutattak erre a paraméterre, még a legkevésbé toxikus, V<sub>3</sub> helyszínről származó talaj is közel 50 %-kal csökkentette a juvenilis egyedek számát. A többi városi helyszíni talaja mind erősen toxikus volt a reprodukcióra, a legtoxikusabb talajminták (V<sub>2</sub> és V<sub>5</sub> helyszínekről származók) több mint 70 %-kal csökkentették a juvenilis egyedek számát.

### 3.4. A biotesztek eredményeit befolyásoló tényezők vizsgálata

A korrelációs elemzések alapján a talajok egyes oldható elemkoncentrációi befolyásolják a vizsgált mikrobiológiai paramétereket. Az Pb koncentrációja negatívan korrelált a DHA ( $r = -0,40$ ) és az összes sejtszám eredményeivel ( $r = -$



0,44), míg a DHA negatív kapcsolatban állt a talaj oldható Cr koncentrációjával is ( $r = -0,45$ ). Ezek az eredmények annak tükrében nem meglepők, hogy éppen e két PTE esetén haladta meg a szennyezettségi határértékeket a legtöbb helyszínen a talaj összes koncentrációja és a Cr, valamint a Pb sem esszenciális elem az élőlények számára. Bár a talajminták Zn tartalma viszonylag alacsony volt, az összes sejtszám és az oldható Zn koncentrációk között szintén negatív korrelációt tapasztaltam ( $r = -0,41$ ). Az általános fizikai és kémiai paraméterek közül a műtermék mennyisége az összes vizsgált mikrobiológiai paraméterrel negatív korrelációban volt, a korrelációs együtthatók viszont (a PTE-khez hasonlóan) viszonylag alacsonyak ( $r < -0,52$ ) voltak. A humusztartalom pozitívan korrelált minden mikrobiológiai paraméterrel ( $0,44 < r < 0,56$ ), továbbá a DHA-n kívül a többi mikrobiológiai paraméter pozitívan korrelált legalább az egyik tápanyag mennyiségével is ( $0,41 < r < 0,87$ ).

A korrelációs elemzés alapján a talajok oldható Cr, Cu és Pb koncentrációja is negatívan korrelált a bakteriális biotesztek során kapott ED<sub>50</sub> értékekkel ( $-0,51 < r < -0,63$ ), ami azt jelenti, hogy a nagyobb oldható PTE koncentráció növelte a talajok toxicitását a tesztbaktériumokra. Ez magyarázza a városi területeken tapasztalt nagyobb mértékű toxicitást, hiszen mind a három PTE oldható koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt e területek talajaiban. Az általános fizikai és kémiai jellemzők közül (a mikrobiológiai vizsgálatokhoz hasonlóan) ebben az esetben is a talajok műtermék és a humusz mennyisége emelhető ki. A műtermék mennyisége negatívan ( $-0,56 < r < -0,68$ ), míg a humusz mennyisége pozitívan korrelált az ED<sub>50</sub> értékekkel ( $0,57 < r < 0,58$ ).

A növényi tesztek esetén azt tapasztaltam, hogy a talajminták oldható Pb koncentrációja negatívan korrelált ( $-0,49 < r < -0,67$ ) minden vizsgált paraméterrel (a fehér mustár gyökérhosszának kivételével), míg az oldható Cr koncentrációja csak a fehér mustár csírázását befolyásolta negatívan ( $r = -0,49$ ). A többi PTE oldható koncentrációja és a vizsgált növényi paraméterek között nem találtam szignifikáns korrelációt. A növényi biotesztek eredményeit a talaj általános

tulajdonságai jelentős mértékben befolyásolják, így a korrelációvizsgálat ez esetben még indokoltabb. A vizsgálatunk alapján azonban csak talaj N koncentrációja befolyásolta az eredményeket, mivel pozitívan korrelált a csíranövény tesztben vizsgált összes paraméterrel és az angolperje hajtásának tömegével is ( $0,42 < r < 0,61$ ). Ezek az eredmények nem meglepők, hiszen köztudott, hogy a N szerepe a növény növekedésének (kezdeti) vegetatív fázisában kiemelkedő. Vizsgálataink alapján tehát a talajok nagy N tartalma tehát ellensúlyozhatja a PTE-k növényekre gyakorolt káros hatásait.

A korrelációs vizsgálat alapján az ugróvillás adult egyedeinek száma és a vizsgált PTE-k (a Zn kivételével) oldható koncentrációi között negatív összefüggések voltak ( $-0,42 < r < -0,63$ ). A juvenilis egyedek számával viszont csak a Co és Ni oldható koncentrációja korrelált szignifikánsan ( $r = -0,60$ , illetve  $r = -0,64$ ). A földigiliszta teszt során a Cr, Cu és Pb esetén mutattam ki szignifikáns összefüggéseket, ezek oldható koncentrációja az összes mért paraméterrel negatívan korrelált ( $-0,42 < r < -0,71$ ). Ezek alapján egyértelmű, hogy a városi talajoknál tapasztalt nagyobb toxicitásért azok nagyobb PTE koncentrációi felelősek a talajállat tesztekben. Ugyanakkor a talaj általános fizikai, kémiai paraméterei közül a műtermék mennyisége, a pH és  $\text{CaCO}_3$  tartalom is negatív összefüggésben egyes vizsgált paraméterekkel a talajállat tesztekben ( $-0,41 < r < -0,56$ ). Ezzel szemben a talajminták N koncentrációja pozitívan korrelált az ugróvillás adult és juvenilis egyedeinek számával, valamint a földigiliszta juvenilis egyedeinek számával ( $0,43 < r < 0,48$ ). A humusztartalom pedig a földigiliszta minden mért paraméterével pozitív összefüggésben volt ( $0,43 < r < 0,54$ ).

#### 4. Következtetések és a javaslatok

Az eredmények alapján a városi tevékenységek jelentős mértékben módosítják a talajok fizikai, kémiai, biológiai és ökotoxikológiai jellemzőit a kijelölt budapesti mintavételi helyszíneken.

A városi mintavételi helyszíneken tapasztalt nagy (10 % feletti) műterméktartalom egyértelműen jelzi az emberi zavarást, hiszen ezek az anyagok kizárólag az emberi tevékenységek által kerülhetnek a talajokba. A műtermék mennyisége kulcsfontosságú szerepet játszhat a talajok módosulásában, hiszen megváltoztatja a talaj összetételét és szerkezetét, így számos természetes folyamatra is hatással lehet a talajban. A kutatásom alapján a nagyobb műterméktartalom hozzájárul a városi területeken tapasztalt lúgosabb pH-hoz, nagyobb  $\text{CaCO}_3$  tartalomhoz, valamint kisebb humusztartalomhoz.

Az eredmények alapján egyértelműen bebizonyosodott, hogy a városon belül található talajok összes és oldható PTE koncentrációja is jellemzően nagyobb, mint a városon kívüli talajoké. Különösen nagy volt a Cr és Pb összes koncentrációja, hiszen ezek sok esetben többszörösen meghaladták a „B” szennyezettségi határértéket. A mért koncentrációk ráadásul európai viszonylatban is kimagaslónak számítanak. Mivel a PTE-k bizonyos esetekben az alsóbb talajrétegekbe kerülhetnek jelentős környezeti kockázatot okozva, javaslom az elemkoncentrációk felmérését az alsóbb talajrétegekben, különösen azokon a helyszíneken, ahol jelentősebb szennyezettséget tapasztaltunk a feltalajban.

A városi talajok fizikai, kémiai jellemzőinek megváltozása, de különösen a PTE-kel való szennyeződése a természetes talajfunkciók sérülésével, valamint a talajlakó szervezetek károsodásával járhat együtt, ami a kutatás során egyértelműen be is bizonyosodott.

A talaj mikrobiológiai állapota kedvezőtlenebb volt a városi területeken, mint a városon kívül. Ez összefüggésbe hozható az emberi zavarással, hiszen a talajok

műterméktartalma negatívan korrelált a mért értékekkel. Emellett egyes PTE-k koncentrációja, különösen azoké, amelyek relatíve nagy mennyiségben voltak jelen (Cr és Pb) szintén negatív összefüggésben volt a mikrobiológiai paraméterekkel. Ezen kívül a csökkent mennyiségű humusz- és tápanyagtartalom is hatással lehet erre, amit az eredményeim is megerősítenek. Ugyanakkor, mivel a mikroorganizmusoknak nagyon nagy szerepe van a tápelemek körforgásban és a szervesanyag lebontásában ezért az összefüggés visszafelé is igaz lehet, tehát a kisebb mikrobiológiai aktivitás hozzájárulhat a humusz és az oldható tápanyag mennyiségének csökkenéséhez

Kutatásom során megállapítottam, hogy minden városi és természetközeli helyszínről származó talajminta toxikus volt legalább két különböző trofikus szinten található szárazföldi testszervezetre laboratóriumi körülmények között. Mivel az alkalmazott kontakt bioteszt módszerek viszonylag jól modellezik a természetes körülményeket, ezért feltételezhető, hogy ezek a káros hatások a valós környezetben is megjelennek. Ezzel szemben a városon kívüli minták esetében (a *P. fluorescens* tesztet leszámítva) nem tapasztaltunk toxicitást.

Az alkalmazott tesztorganizmusok között jelentős különbségeket tapasztaltam az érzékenységekben. A két különböző típusú növényi teszt, de különösen az angolperje bioteszt kevésbé volt érzékeny, melynek oka az lehet, hogy a növények általában jól tolerálják a kisebb koncentrációjú PTE szennyezést. Erre utal az is, hogy a talajok oldható PTE koncentrációi jóval kevésbé befolyásolták a tesztek eredményeit a korrelációvizsgálat szerint, mint pl. a talajállatok esetén. A csíranövény tesztek alapján a vizsgált talajok negatív hatással lehetnek az érzékenyebb növényfajokra, ami elősegítheti a tágabb tűrésű növényfajok elterjedését a városi területeken. A talajállat tesztek, azon belül is az állatok reprodukciója igen érzékeny volt a vizsgált mintákra, a káros hatások pedig egyértelműen összefüggésben voltak a talajok oldható PTE koncentrációival. Ha egy adott faj reprodukciója gátolt, az egyértelműen az egyedszám csökkenésével jár. Ez persze egyéb hátrányokkal is jár: a városi talajokban: mivel a vizsgált

fajoknak igen nagy szerepe van a talaj szerkezetének kialakításában, ezért a talaj fizikai állapota is romolhat. A talajállatok reprodukciója mellett a *P. fluorescens* baktérium is igen érzékenynek bizonyult a talajmintákra, annak ellenére, hogy ez a faj jól alkalmazkodik a szélsőséges környezeti feltételekhez, pl. a nagyobb PTE koncentrációkhoz.

A biotesztek során ugyan sok esetben összefüggést találtunk egy adott elem oldható koncentrációja és a káros hatások között, nem zárható ki, hogy más szennyezőanyagok (melyek vizsgálatára jelen kutatás során nem volt lehetőség) szintén hozzájárulhattak a talajminták toxicitásához. Ez megerősíti a biotesztek alkalmazásának szükségességét a talajvizsgálatok során, hiszen ezek segítségével akkor is jelezhetők a környezeti kockázatok, ha az ezért felelős szennyezőanyagról nem rendelkezünk információval. Éppen ezért javaslom a biotesztek, ökotoxikológiai tesztek alkalmazását a városi talajok vizsgálata, környezeti kockázatértékelése során. Tapasztalataim szerint erre igen kevés példa található még a nemzetközi szakirodalomban is.

A kutatás további célja volt a kockázatos területek beazonosítása a mintavételi helyszínek közül. A PTE-vel való szennyezettség alapján kiemelhető a V<sub>5</sub> helyszín, hiszen itt kaptuk a legmagasabb PLI értéket, azonban a V<sub>1</sub>, és V<sub>2</sub> helyszín is enyhén szennyezettnek minősült. E területeken mindenképpen javaslom a jövőben a szennyezettség részletesebb felmérését (pl. alsóbb talajrétegek vizsgálata, szennyezőforrások pontos meghatározása), különösen azért, mert az innen származó minták jellemzően a legtoxikusabbak voltak a vizsgált tesztfajokra. Érdeemes lenne egy szélesebb spektrumú analitikai vizsgálatot is végezni, a legjellemzőbb városi szennyezőkre vonatkozóan (pl. más PTE-k, PCB-k stb.). Ugyanezt javaslom azokon a helyszíneken, ahol a PLI alapján nem minősült szennyezettnek a talaj, mégis jelentős toxicitást tapasztaltunk egyes fajokra (T<sub>5</sub>, V<sub>4</sub> és V<sub>6</sub> helyszín). Ezek a helyszínek környezeti szempontból szintén kockázatosnak tekinthetők.

Összességében az eredményeim alapján a jövőben nagyobb figyelmet kell fordítani a külvárosi (átmeneti és elővárosi zóna) területek talajainak állapotára, különösen azok komplex értékelésére, amely a fizikai és kémiai vizsgálatok mellett a biológiai, ökotoxikológiai paramétereket is figyelembe veszi. Doktori értekezésem ennek megvalósításához is gyakorlati segítséget nyújthat.

## **5. Új tudományos eredmények**

Kutatásom során a városi tevékenységek talajokra gyakorolt (fizikai, kémiai, biológiai, ökotoxikológiai) hatásait vizsgáltam és értékeltem Budapest átmeneti és elővárosi zónájában kijelölt füves területeken. A kapott új tudományos eredmények, valamint a megfogalmazott hipotézisekre adott válaszok a következők:

**1. A városi tevékenységek módosítják a talajok általános fizikai és kémiai jellemzőit a vizsgált területen. A hipotézist elfogadom.**

Vizsgálataim alapján a városi helyszínek talajaiban lévő műtermék mennyisége sokszorososa a városon kívüli talajokban találhatóak, ami hozzájárul a talaj lúgosabb kémhatásához, nagyobb szénsavas mésztartalmához ( $\text{CaCO}_3$ ), valamint kisebb humusztartalmához is. Emellett a talaj nitrogén, valamint ammónium-laktát oldható foszfor és kálium tartalma is kisebb a városi helyszínek talajaiban.

**2. A városi tevékenységek hozzájárulnak a talajok potenciálisan toxikus elemkoncentrációinak (Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) növekedéséhez, ezáltal a talajok elszennyeződéséhez a vizsgált területen. A hipotézist részben elfogadom.**

Vizsgálataim alapján a városi tevékenységek hozzájárulnak egyes potenciálisan toxikus elemek (Cr, Cu, Ni és Pb) koncentrációinak talajbéli növekedéséhez a vizsgált területen, ugyanakkor pl. a Co

koncentrációjában nem találtam különbséget a városi és a városon kívüli területek talajai között. Az integrált szennyezettségi-mutató (PLI) alapján azt állapítottam meg, hogy a vizsgált budapesti helyszínek talajainak egy része (V<sub>1</sub>, V<sub>2</sub>, és V<sub>5</sub> helyszínek) enyhén szennyezett volt, míg a többi helyszín talaja nem minősült szennyezettnek.

**3. A vizsgált budapesti talajok potenciálisan toxikus elemekkel való szennyezettsége hasonló más európai városokban mért értékekhez. A hipotézist elvetem.**

A vizsgált budapesti talajok potenciálisan toxikus elemekkel való szennyezettsége eltér más hasonló területű és/vagy népességű európai városokban mért értékektől. Kutatásom során azt találtam, hogy a Cr és Pb összes (töménysavas feltárás után mért) koncentrációja jellemzően nagyobb, míg a Cu és Zn koncentrációja kisebb, mint az összehasonlításként szolgáló 11 európai nagyvárosban (Athén, Belgrád, Berlin, Bécs, Glasgow, Koppenhága, Krakkó, Lisszabon, Nápoly, Stockholm, Torino).

**4. A városi tevékenységek hatással vannak a talajok mikrobiológiai állapotára a vizsgált területen. A hipotézist elfogadom.**

A városi helyszínek talajaiban 50 %-kal kisebb dehidrogenáz-enzim aktivitást mértem, mint a kontroll helyszíneken, továbbá itt a kitenyészhető (összes) gombaszám, valamint a mikroszkópikus sejtszám is alacsonyabb volt. Ez utóbbi paraméter ráadásul a városi természetközeli területeken is alacsonyabb volt, mint a kontroll helyszíneken. Ezek alapján a városi tevékenységek hatására romlik a talajok mikrobiológiai állapota a vizsgált területen.

## **5. A városi tevékenységek hatására módosult talajok károsak (toxikusak) különböző szárazföldi szervezetekre. A hipotézist elfogadom.**

Kutatásom során azt találtam, hogy laboratóriumi körülmények között a vizsgált budapesti talajok mindegyike toxikus volt legalább két szárazföldi tesztfajra az alábbiak közül: *Azomonas agilis*, *Pseudomonas fluorescens*, *Sinapis alba*, *Lactuca sativa*, *Lolium perenne*, *Folsomia candida*, *Eisenia fetida*. A károsító hatás mértéke összefüggésben volt a talajok egyes oldható potenciálisan toxikus elemkoncentrációival, különösen azokéval, amelyek a szennyezettségi határértéket meghaladó mértékben voltak jelen a mintákban (Cr és Pb). A talajok általános fizikai és kémiai paraméterei szintén befolyásolták a biotesztek eredményeit: A nagy műtermék tartalom növelte, míg a nagy humusz és N tartalom csökkentette a toxicitást.

## **6. A szerzőnek az értekezés témaköréhez kapcsolódó publikációi**

### ***IF-es folyóiratcikk idegen nyelven:***

Mónok Dávid, Kardos Levente, Pabar Sándor Attila, Kotroczó Zsolt, Tóth Eszter, Végvári György (2020): Comparison of soil properties in urban and non-urban grasslands in Budapest area. Soil Use and Management. In press. <https://doi.org/10.1111/sum.12632>

### ***Egyéb folyóiratcikk idegen nyelven:***

Mónok Dávid, Kardos Levente, Pabar Sándor Attila, Kotroczó Zsolt (2020): Physico-Chemical and Ecotoxicological Characterizations of Suburban Soils. International Journal of Environmental Pollution and Remediation 8, pp. 23-29. <https://doi.org/10.11159/ijep.2020.003>

### ***Egyéb folyóiratcikk magyar nyelven:***

Mónok Dávid, Fülekgy György (2017): A talaj kadmium szennyezettségének vizsgálata angolperje (*Lolium perenne* L.) bioteszttel. Agrokémia és Talajtan, 66 (2), pp. 333-347. <https://doi.org/10.1556/0088.2017.66.2.3>



Mónok Dávid, Kardos Levente, Végvári György (2019): Bársonyvirágfajok (*Tagetes* spp.) nehézfém fitoremediációs potenciáljának értékelése laboratóriumi tesztmódszerekkel. *Agrokémia és Talajtan* 68 (1), pp. 139-154. <https://doi.org/10.1556/0088.2019.00036>

Mónok Dávid, Strbik Dorina (2020): Az ólom hatása az angolperje (*Lolium perenne*) növekedési paramétereire komposzttal kezelt homoktalajon. *Talajvédelem Különszám*, pp. 245-253. [http://real.mtak.hu/115042/1/Talajvedelem\\_Kulonszam\\_2020\\_Fekete\\_etal.pdf](http://real.mtak.hu/115042/1/Talajvedelem_Kulonszam_2020_Fekete_etal.pdf)

### ***Publikációk konferencia kiadványokban:***

Mónok Dávid, Végvári György (2018): Bioteszt módszerek alkalmazásának lehetőségei barnamezős területek talajainak vizsgálatára. In: Keresztes, G (szerk.) *Tavaszi Szél Konferencia, Absztraktkötet* (ISBN 978-615-5586-26-2). Budapest, Magyarország, Doktoranduszok Országos Szövetsége, p. 191.

Mónok Dávid, Kardos Levente (2019): Examining soils of urban areas using plant biotests. In: Szigyártó, I-L; Szikszai, A (szerk.) *XV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia* (ISBN 1842-9815). Kolozsvár, Románia. Ábel Kiadó, p. 210.

Mónok Dávid, Kotroczó Zsolt, Pabar Sándor Attila, Tóth Eszter, Kardos Levente, Végvári György (2019): Városi talajok vizsgálata fizikai, kémiai és biológiai módszerekkel. In: Németh, Katalin (szerk.) *Absztraktkötet. Tavaszi Szél Konferencia* (ISBN 978-615-5586-42-2). Nemzetközi Multidiszciplináris Konferencia. Budapest, Magyarország. Doktoranduszok Országos Szövetsége, p. 314.

Mónok Dávid, Kardos Levente, Pabar Sándor Attila, Kotroczó Zsolt (2020): Applying Bioassays for Investigation of Soils from Suburban GreenSites. In: CSEE, Congress (szerk.), *Proceedings of the 5th World Congress on Civil, Structural, and Environmental Engineering, CSEE'20*. International ASET Inc. Paper: ICEPTP 108.

Mónok Dávid, Kardos Levente, Végvári György (2020): Investigation of physical and chemical properties of soils from different urban grasslands. In: Csiszár B, Hankó Cs, Kajos LF, Kovács OB, Mező E, Szabó R, Szabó-Guth K (szerk.), *9th Interdisciplinary Doctoral Conference Book of Abstracts*. Pécsi Tudományegyetem Doktorandusz Önkormányzat, Pécs, p. 384.