

## A talaj kadmium szennyezettségének vizsgálata angolperje (*Lolium perenne* L.) bioteszttel

MÓNOK Dávid és FÜLEKY György

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,  
Környezettudományi Intézet, Talajtani és Agrokémiai Tanszék, Gödöllő

### Bevezetés

A kadmiummal szennyezett területek komoly környezeti- és humán-egészségügyi kockázatot jelentenek, mivel a kadmium a talajokban toxikus mennyiségben halmozódhat fel anélkül, hogy akut mérgező hatása megnyilvánulna. Emiatt bekerülhet a táplálékláncba, így az emberi szervezetbe is, ott akkumulálódhat, és az élő szervezetek heveny vagy idült károsodását, végső esetben pusztulását idézheti elő (KÁDÁR, 1995; KIRKHAM, 2006; TUDOREANU & PHILLIPS, 2004; KABATA-PENDIAS, 2010).

A kadmium főként mezőgazdasági és ipari tevékenység révén jut a talajba. A Cd szennyezés mezőgazdasági forrásai közül a foszfor műtrágyák, a szerves és hígtrágyák, valamint a szennyvíziszapok jelentősek, míg az ipari szennyezés vegyipari, műanyagipari, mikroelektronika ipari, valamint bányászati tevékenységek esetén kimagasló. A felszínre került kadmium általában addig a mélységig jut le a talajprofilban, ameddig talajműveléssel bedolgozzák. Immobilitása miatt veszélyes mértékben is felhalmozódhat a talaj felső rétegében (WUANA & OKIEMEN 2011; FILEP, 1998; SZABÓ & FODOR, 1998).

Magyarországon a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelemhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet rendelkezik. Ebben a rendeletben foglalt ún. (B) szennyezettségi határérték kadmiumra földtani közegben  $1 \text{ mg kg}^{-1}$ . Ez a határérték az „összes” elemtartalomra vonatkozik, azonban a környezeti kockázat szempontjából már a gyengébb kivonószerekkel kapott koncentráció-értékek is informatívak lehetnek.

Abban az esetben, ha a talaj kadmium tartalmát környezetvédelmi szempontból értékeljük, a talajban található kadmium mennyiségét analitikai vizsgálatokkal határozzuk meg, majd összevetjük a környezetvédelmi határértékekkel. Ezek az eredmények azonban önmagukban még nem tükrözik a nehézfémek károsító hatását az ökoszisztémára. Ezen probléma megoldására ökotoxikológiai vizsgálati módszereket alkalmazhatunk, melyek alkalmasak lehetnek az ökoszisztéma élőlényekre kifejtett hatások vizsgálatára. Lehetővé teszik továbbá a kadmium mozgásának és felhalmozódásának nyomon követését a táplálékláncon keresztül (GRUIZ et al., 2001; CARDOSO & ALVES, 2012).

---

*Postai cím:* MÓNOK DÁVID Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezettudományi Intézet, Talajtani és Agrokémiai Tanszék, Gödöllő, Páter Károly u. 1.,  
*E-mail:* monokdavid27@gmail.com

Magyarországon a szennyezett talajok ökotoxikológiai vizsgálataira gyakran bakteriális tesztek alkalmaznak. Ezek közül a *Pseudomonas fluorescens* (MSZ 21470-88:1993), valamint az *Azotobacter agile* teszt (MSZ 21978-30:1988) a legismertebb. Számos bioteszt alacsonyabb- és magasabb rendű növényeket használ szennyeződések kimutatására, mivel a növények általában érzékenyebbek a szennyezőanyagokra, mint a baktériumok. A magasabb rendű növényekkel végzett toxicitás tesztek mért paraméterei a pusztulás, a növekedés (mérhető hosszban, súlyban) valamint a fotoszintetikus és a metabolikus enzimaktivitások lehetnek. A szabványok többnyire egynyári növényeket és fűféléket javasolnak (BABICH & STOTZKY, 1985; GRUIZ et al., 2001; OECD, 2003).

Szennyezett talajokra a leggyakrabban alkalmazott növényi bioteszt az OECD 208-as számú szárazföldi növény tesztje, amelyben a csírázásgátlást és a hajtás növekedésének gátlását mérik. Magyarországon széleskörűen használják még a fehér mustár (*Sinapis alba* L.) növekedésgátlási tesztet is (OECD, 2003; MSZ 21976-17:1993).

A növényi biotesztekhez gyakran angolperjét (*Lolium perenne* L.) használnak fel, amely ökotoxikológiai szempontból kiváló tesztorganizmus, mivel fejlődése gyors, paraméterei (pl. hajtáshossz, friss tömeg) jól mérhetőek, laboratóriumi körülmények között könnyen kezelhető, valamint olcsó és széleskörűen elterjedt növény (BARCSÁK, 2004; CARDOSO & ALVES, 2012).

Korábban a növényekre alapozott bioteszt módszereket elsősorban a tápanyag-felvétel elemzésére alkalmazták. A nehézfémek károsító hatását modellező növényi biotesztek eddig közölt eredményei pedig nagyon eltérőek: a vizsgált talajtípustól, tesztnövénytől, az alkalmazott módszer beállítási és/vagy értékelési paramétereitől függték (NOOMAN & FÜLEKY, 1989; BARNÁ & FÜLEKY, 2007; KIRKHAM, 2006).

A kadmium mobilitása és növények általi felvehetősége függ annak kémiai formáitól. A talajban előfordulhat oldott formában, kolloidokhoz kötve, talajásványokba zárva és oldhatatlan csapadék formában. Azt, hogy milyen formában van jelen a kadmium a talajban, a talajtulajdonságok erősen befolyásolják. Ezek közül a talaj kémhatása az egyik legfontosabb, mivel a Cd adszorpciója és deszorpciója pH-függő. Köztudott, hogy a nehézfém-kationok mobilitása a pH csökkenésével növekszik, és kadmium esetében már kismértékű pH-csökkenés is fokozza a fém mobilitását (LEHOCZKY et al., 1996; ALLOWAY, 1995).

Korábbi kutatások bizonyították, hogy a pH csökkenésével a növények által felvett kadmium mennyiség is növekszik, és a két érték között lineáris összefüggés van (SAPPIN-DIDIER et al., 2005; TUDOREANU & PHILLIPS, 2004; KIRKHAM, 2006; WUANA & OKIEMEN, 2011).

Szintén fontos tényező a talaj szervesanyag-tartalma, mivel szerepet játszik a kadmium megkötésében. Így nagyobb szervesanyag-tartalom esetében csökken a növények által felvett kadmium mennyiség (KIRKHAM, 2006; SAUVÉ et al., 2003).

A kadmium felvétele kompetícióban áll más elemek felvételével (K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni), ugyanazon membrán transzporter használata miatt. Ezen elemek közül a Zn jelenléte a legfontosabb, mivel kémiaiilag hasonló tulajdonságokkal rendelkezik, mint a kadmium. A tápanyagellátás szintén

befolyásolja a Cd felvételét. Korábbi vizsgálatok alapján, a tápanyaggal jól ellátott növények nagyobb mennyiségű kadmiumot vesznek fel a talajból, mint a kevésbé jól ellátott növények (RIVETTA et al., 1997; KIRKHAM, 2006; MENGEL et al., 2001; GÖTHBERG et al., 2004).

A kadmium felvétel után a növény különböző szöveteibe kerül, majd ott felhalmozódhat, nagy mennyiségben károsíthatja is a növényt. A növények kadmium-tartalma függ a növények fejlődési állapotától, a növényi résztől, és az ivartól is. A fiatal növény kadmium-tartalma akár nagyságrenddel is magasabb lehet, mint az érett növényé (KÁDÁR, 1995).

Az egyes növényfajok között jelentős különbség van a hajtás és a gyökér nehézfém-tartalmának megoszlási arányában. Korábbi vizsgálatok alapján az angolperje által felvett kadmium nagyrészt a gyökérben halmozódik fel (JONES & JARVIS, 1981; RAMOS et al., 2002). Ezzel szemben MURÁNYI et al. (1997) magasabb Cd koncentrációt mértek az angolperje hajtásában, mint a gyökerében.

RAMOS et al., 2002; SIMON et al., 1999 a növények hajtása és a talaj kadmium tartalma között általában lineáris összefüggést tapasztaltak.

Az angolperje már alacsony kadmium-koncentráció esetén is nagy mennyiségű kadmiumot akkumulál a gyökérben, illetve a szárban. A növekvő kadmium adagok hatására pedig csökken az angolperje szárának és gyökerének friss tömege (GOLDA & KORZENIOWSKA, 2016; BIDAR et al., 2006; LEHOCZKY et al., 2002).

BARNA & FÜLEKY (2007) vizsgálataiból kiderült, hogy az angolperje hajtáshosszára gyakorolt károsító hatás jó mutatója a talaj nehézfém-szennyezettségnek. Emiatt az általuk kidolgozott angolperjével végzett gyors növényi bioteszt alkalmas arra, hogy jelzés értékű, kiegészítő információt adjon a talajszennyezettségi határértéket meghaladó nehézfém-terhelésre, különösen kadmium esetében. A vizsgálatot azonban csak egyféle talajon (barna erdőtalaj) végezték el, így a talaj tulajdonságainak befolyásoló hatásáról nem kaptunk információt. Emiatt elengedhetetlen, hogy különböző talajokon megvizsgáljuk a módszer alkalmazhatóságát.

Kísérletünk során négy különböző tulajdonságokkal rendelkező talajt használtunk fel, melyeket laboratóriumi körülmények között kadmiummal terheltünk, majd megvizsgáltuk a kadmium-terhelés hatásait a teszt növényre.

Kutatómunkánk során a következő kérdések megválaszolását tűztük ki célul:

A BARNA & FÜLEKY (2007) által kidolgozott, nehézfémmel szennyezett talajok vizsgálati módszerén alapuló angolperje-bioteszt alkalmazható-e különböző típusú és tulajdonságú talajok ökotoxikológiai vizsgálatára?

A talaj növekvő kadmium koncentrációja milyen hatással van az angolperje által felvett, és hajtásában akkumulált Cd mennyiségére, valamint az angolperje növekedési paramétereire?

A kadmiummal terhelt talajok ökotoxikológiai tesztelése során milyen időtartamú legyen az angolperje nehézfém-terhelési periódusának időtartama, amely végére a növényi paraméterek kellően differenciálódjanak?

Továbbá arra is kerestük a választ, hogy az ökotoxikológiai teszt során mely talajtulajdonságok, hogyan befolyásolják az angolperje kadmium-felvételét a talajból, valamint a különböző növekedési paramétereit?

### Vizsgálati anyag és módszer

A kísérletben alkalmazott talajminták a talaj felső 0-30 cm-es rétegéből származtak. A kísérlet szempontjából legfontosabb tulajdonságaikat az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat  
A teszttalajok típusa és tulajdonságai

(1) Származási hely:	Kompolt (KO)	Nagyhőrcsök (NH)	Nyíregyháza (NY)	Órbottyán (ÓB)
(2) Talajtípus:	(a) barna erdőtala	(b) csernozjom talaj	(c) homoktalaj	(c) homoktalaj
$K_A$	38	36	22	23
$pH_{(H_2O)}$	5,9	7,7	5,5	7,4
$pH_{KCl}$	4,7	6,7	4,9	6,9
$CaCO_3$ %	<0,1	3,47	<0,1	2,13
(3) Humusz %	2,33	7,44	3,09	4,17
(4) Só %	0,04	0,07	0,02	0,05
$NH_4-N$ mg kg <sup>-1</sup>	3,3	1,3	4,8	3,9
$NO_3-N$ mg kg <sup>-1</sup>	2,1	10,9	3,5	3,6
AL- $P_2O_5$ mg kg <sup>-1</sup>	187	296	75	360
AL- $K_2O$ mg kg <sup>-1</sup>	183	215	64	53
(5) Cd mg kg <sup>-1</sup> ( $HNO_3$ kivonat)	0,76	1,14	0,66	1,15
Zn mg kg <sup>-1</sup> ( $HNO_3$ kivonat)	1,19	4,08	1,24	1,33

A teszttalajok nehézfém-terhelése kadmium-acetát törzsoldat talajba keverésével történt meg. Összesen 4 Cd-terhelési szintet állítottunk be: 0, 1, 2, és 4 mg kg<sup>-1</sup>-os terhelést. A teszttalajok Cd-terhelése következő lépésekből állt:

200 g légszáraz, előzőleg 2 mm-es szitán átrostált teszttalajt helyeztünk 1-1 db. 500 ml űrtartalmú, 50 mm belmagasságú és 130 mm átmérőjű, sima felületű műanyag tálba. Ezután a 4 különböző talajon a fentebb említett Cd-terhelési szinteket alkalmaztuk 3 ismétlésben. Az egyes talajok 60%-os vízkapacitásának megfelelő mennyiségű desztillált vízbe 0,2 ml 0; 1; 2 vagy 4 mg/ml Cd-tartalmú kadmium-acetát [ $Cd(CH_3COO)_2$ ] törzsoldatot kevertünk, és ezt hozzáadtuk a 200 g talajmintákhoz.

A kísérlet módszertani alapelve a BARNA & FÜLEKY (2007) által kidolgozott, nehézfémekkel szennyezett talajok toxicitását értékelő, gyors növényi bioteszt volt. A kísérlet 2 részből épül fel: egy előnevelési és egy terhelési periódusból.

Az előnevelési periódusban 48 db 500 ml űrtartalmú, 50 mm belmagasságú és 130 mm átmérőjű, sima felületű műanyag tálba 2–2 g háztartási vattát helyeztünk, amelyeket 30 ml/tenyészedény desztillált vízzel átitattunk és a nedves vattapárnákra egyenletesen elosztva 2 g/tenyészedény vetőmag mennyiségeket juttattunk. Az így előkészített csíráztató tálakban az angolperjét 6 napig, 25°C hőmérsékleten

csíráztattuk és előneveltük, amely során naponta a fent említett tömegállandóságra öntöttük desztillált vízzel az edényeket. A tenyészedények helyét a növénynevelő asztalon véletlenszerűen cseréltük. A csíráztatás időtartama alatt a tenyészedényeket papírívекkel teljes terjedelmükben lefedtük, majd amint a csíranövények elérték az átlagosan 10-15 mm-es hajtáshosszt, a papírívекet eltávolítottuk.

Az előnevelt növényeket tartalmazó vattapárnákat az előnevelési periódus zárónapján az előzetesen kadmiummal terhelt talajmintákra helyeztük. A 200 g tesztalajt tartalmazó tenyészedényeket kadmium-terhelési szintenként 3 ismétlésben, véletlen elrendezésben helyeztük el. A terhelési periódus alatt a tenyészedényeket 25 °C hőmérsékleten tartottuk, valamint naponta tömegállandóságra öntöttük desztillált vízzel.

A nehézfém-terhelési időszak alatt 2 naponta mértük az angolperje hajtáshosszát (mm), melyet minden tenyészedényben 8 ponton detektáltunk. A kör alakú tenyészedényt 4 részre osztva, a körátlók mentén a tenyészedény középpontjától 2 és 4 cm távolságra mértük a hajtáshosszt, majd a 8 db mért értéket átlagoltuk. Így a terhelési periódusban a 0., 2., 4., 6., 8., 10., 12., és a 14. napon keletkeztek eredmények.

A nehézfém-terhelési periódus végén, a 14. napon az angolperje hajtásait tenyészedényenként levágtuk a vattapárnákról, és lemértük a hajtás friss tömegét (g/tenyészedény). Ezután szobahőmérsékleten légszárzóra kiszárítottuk a hajtásokat, és mértük a száraztömegüket (g/tenyészedény), majd a meglévő adatokból kiszámoltuk az angolperje hajtásának nedvességtartalmát (%).

A növekedési paramétereken kívül, mértük a hajtás Cd koncentrációját ( $\text{mg kg}^{-1}$  szárazanyag), amelyet sósavas hidrolízist követően atomabszorpciós spektrofotométer segítségével határoztunk meg. A sósavas hidrolízis a következők szerint történt: 0,5 g légszárz hajtásmintát 10 ml 2M sósavoldattal 105 °C-on 3 órában keresztül hidrolizáltunk. Lehűlés után 10 ml-re feltöltöttük az oldatot desztillált vízzel, majd homogenizálás után átszűrtük.

Az eredmények értékeléséhez az adatok elemzését varianciaanalízissel végeztük. A talaj kadmium terhelése és a növényi paraméterek közötti összefüggést regresszióanalízissel állapítottuk meg. A különböző talajokon kapott eredmények összehasonlítására a Tukey-féle post hoc tesztet alkalmaztuk. A talaj tulajdonságai és a növény paraméterei közötti összefüggést pedig a Pearson-féle korrelációs együtthatóval ( $r$ ) jellemeztük.

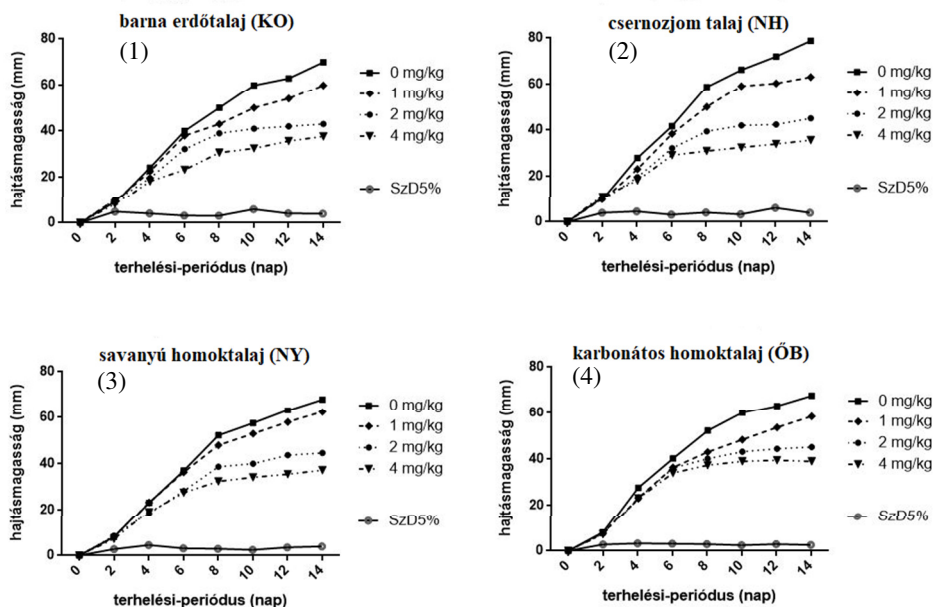
Továbbá feltüntettük az akut toxicitás  $EC_{10}$ , és  $EC_{20}$  értékeit is, amelyek azok a kadmium-terhelési szintek, ahol a bioteszt mért paraméterében 10 és 20 %-os a csökkenés a kontrollhoz képest.

### Vizsgálati eredmények

#### *Az angolperje hajtásának növekedése a terhelési periódusban*

A hajtás növekedése a terhelési periódusban eltelt napok függvényében a 1. ábrán látható, ahol a hajtáshossz változásait a terhelési periódus 0. napján mért értékekhez hasonlítottuk. Az ábráról megállapítható, hogy az egyes Cd-terhelések eltérő mértékben befolyásolták a hajtás növekedését, és az idő elteltével a mért

értékek egyre jobban differenciálódtak. Megfigyelhető továbbá az is, hogy ez a differenciálódás egyes talajok esetében eltérő.



1. ábra

A hajtás növekedése a terhelési periódusban (KO: Kompolt; NH: Nagyhörcsök; NY: Nyíregyháza; ÖB: Órbottyán)

A 2. és 4. napon mért hajtáshosszúságok esetében nem volt szignifikáns különbség a terhelések között ( $p > 0,05$ ). A 6. napon mért hajtáshosszúságok között már nagyobb különbségeket találunk az egyes Cd terhelések között, azonban a különbség még ekkor sem szignifikáns ( $p = 0,07$ ).

A 8. napon mért hajtáshossz értékek esetében már statisztikailag is szignifikáns a különbség a Cd terhelések között ( $p < 0,05$ ), azonban a károsító hatás mértéke nem éri el minden esetben a kritikus 10%-os szintet. A 10., 12., és 14. napon mért értékek esetében szintén szignifikáns a különbség az egyes terhelések között, valamint a károsító hatás mértéke is meghaladja a 10%-ot.

#### A Cd terhelés hatása az angolperje hajtáshosszára

A következőkben a terhelési periódus utolsó (14.) napján kapott eredményeket részletezem. A kezelések hatására csökkent az angolperje hajtáshossza a kontrollhoz képest (2. táblázat).

2. táblázat  
Kadmium terhelések hatása az angolperje hajtáshosszára (mm)

(1) Tesztalaj	(2) Cd-terhelés mértéke (mg kg <sup>-1</sup> )				(3) SzD <sub>5%</sub>	(4) EC értékek
	0	1	2	4		
<b>Kompolt</b>	71,5	63,2	41,6	35,3	2,8	EC <sub>10</sub> : 0,57
<i>Károsító hatás (%)</i> (5)		11,6	41,8	50,6		EC <sub>20</sub> : 1,34
<b>Nagyhőrcsök</b>	78,4	63,4	44,3	32,1	3,4	EC <sub>10</sub> : 0,37
<i>Károsító hatás (%)</i> (5)		19,1	43,5	59,1		EC <sub>20</sub> : 1,05
<b>Nyíregyháza</b>	68,0	61,2	44,9	33,5	3,1	EC <sub>10</sub> : 0,65
<i>Károsító hatás (%)</i> (5)		11,5	34,0	50,7		EC <sub>20</sub> : 1,42
<b>Órbottyán</b>	67,7	58,5	43,2	40,1	2,6	EC <sub>10</sub> : 0,49
<i>Károsító hatás (%)</i> (5)		13,6	36,2	40,8		EC <sub>20</sub> : 1,45

Megjegyzés: Károsító hatás: A kontrollhoz viszonyított %-os csökkenés értéke.

A 14. napon a növekedés-gátlás a legkisebb 1 mg kg<sup>-1</sup>-os terhelés esetén is meghaladta a 10%-ot minden talaj esetében, míg a legnagyobb 4 mg kg<sup>-1</sup>-os terhelés esetén ezek az értékek 40,8% és 59,1% között voltak.

A legnagyobb növekedésgátlás a 4 mg kg<sup>-1</sup>-os Cd terhelésnél a nagyhőrcsöki talajban volt megfigyelhető (59,1%), a legkisebb pedig az órbottyáni talajban (40,8%).

A talajok kadmium-terhelése és a hajtás növekedése (a terhelési periódus 0. napjához képest) között a regresszióanalízis alapján lineáris összefüggést találtunk. A determinációs koeficiensek (R<sup>2</sup>) alapján több mint 80%-ban a Cd-terhelés hatásának tulajdonítható a hajtáshossz változásának csökkenő tendenciája a növényben. A legintenzívebb növekedésgátlás a kontrollhoz képest a nagyhőrcsöki talaj esetében volt tapasztalható, a b-érték ebben az esetben volt a legkisebb (b-érték: -11,5; R<sup>2</sup>: 0,91). Ezt követi a kompolti (b-érték: -9,38; R<sup>2</sup>: 0,87), majd a nyíregyházi talaj (b-érték: -8,85; R<sup>2</sup>: 0,92), míg a legkisebb intenzitás az órbottyáni talajon mutatkozott (b-érték: -7,02; R<sup>2</sup>: 0,82). A talaj növekvő kadmium tartalma tehát a nagyhőrcsöki talajon csökkentette legjobban a hajtás hosszát a kontrollhoz képest, a további sorrend az angolperjék hajtásában akkumulált eltérő Cd mennyiségekkel hozható összefüggésbe.

A Tukey teszt alapján a talajok között minden egyes Cd terhelés esetében szignifikáns a különbség a hajtás hosszának tekintetében (p<0,05).

#### *A Cd terhelés hatása az angolperje friss hajtástömegére*

A növekvő Cd-terhelés toxikus hatása az angolperje friss tömegének csökkenésében igen érzékenyen megmutatkozott, és a regresszióanalízis alapján ez mind a négy talaj esetében 70% feletti valószínűséggel a Cd toxikus hatásának következménye (3. táblázat).

3. táblázat  
Kadmium terhelések hatása a hajtás friss tömegére (g/edény).

(1) Teszt talaj	(2) Cd-terhelés mértéke (mg kg <sup>-1</sup> )					(3) SzD5%	(4) EC értékek
	0	1	2	4			
<b>Kompolt</b>	6,24	5,15	4,23	3,40		0,17	EC <sub>10</sub> : 0,52
Károsító hatás (%) <sup>(5)</sup>		17,5	32,7	45,5			EC <sub>20</sub> : 1,40
<b>Nagyhőrcsök</b>	6,43	5,63	4,72	4,16		0,15	EC <sub>10</sub> : 0,79
Károsító hatás (%) <sup>(5)</sup>		12,5	26,6	35,4			EC <sub>20</sub> : 1,92
<b>Nyíregyháza</b>	5,28	4,27	3,54	3,11		0,14	EC <sub>10</sub> : 0,40
Károsító hatás (%) <sup>(5)</sup>		19,1	33,0	41,1			EC <sub>20</sub> : 1,41
<b>Órbottyán</b>	5,34	4,29	3,53	3,16		0,17	EC <sub>10</sub> : 0,35
Károsító hatás (%) <sup>(5)</sup>		19,7	33,9	40,9			EC <sub>20</sub> : 1,37

Megjegyzés: Károsító hatás: A kontrollhoz viszonyított %-os csökkenés értéke.

Az angolperje friss hajtástömege minden talaj esetében szignifikáns mértékben csökkent a kontrollhoz képest ( $p < 0,05$ ). Látható, hogy 1x-es terhelés (talaj-határérték) esetén, több mint 10%-os csökkenést regisztráltunk a friss tömegben a kontrollhoz képest, a 2x-es terhelés pedig már meghaladja az EC<sub>20</sub> értéket.

A legmagasabb Cd terhelési szinten a legnagyobb friss tömeg csökkenés a kompolti talaj esetében volt tapasztalható (45,5%), míg a legkisebb a nagyhőrcsöki talaj esetében (35,4%).

A csökkenés tendenciáját tekintve, legnagyobb mértékben a kompolti talajon csökken a növény friss tömege (b-érték: -0,70;  $R^2$ : 0,81). Ezt követi a nyíregyházi (b-érték: -0,57;  $R^2$ : 0,82), majd az órbottyáni talaj (b-érték: -0,52;  $R^2$ : 0,71), míg legkisebb mértékben a nagyhőrcsöki talajon (b-érték: -0,52;  $R^2$ : 0,74) csökken a friss hajtástömeg. Ez a sorrend az angolperjék hajtásában akkumulált eltérő Cd mennyiségek miatt alakulhatott ki.

A Tukey teszt alapján az egyes teszt talajok között szignifikáns különbség volt tapasztalható a friss hajtástömeg csökkenésének tekintetében ( $p < 0,05$ ). Ez alól az egyetlen kivétel a nyíregyházi és az órbottyáni talaj eredményei, ahol nem találtunk szignifikáns különbséget a friss hajtástömegek között ( $p = 0,14$ ).

#### *A Cd terhelés hatása további növényi paraméterekre*

A teszt növény száraztömegében, és nedvességtartalmában regisztrálható változások nem értékelhetők, mivel a Cd terhelés függvényében kis mérési intervallumot fedtek le, és az eredmények nem minden esetben érték el a szignifikáns szintet. Ökotoxikológiai szempontból sem lehetett a különbségeket jellemezni, mivel az általunk alkalmazott terhelési szintek egy része az EC<sub>10</sub> értéket sem érte el.



*A hajtásban akkumulálódott Cd mennyisége*

Az angolperje hajtásában akkumulálódott Cd-mennyiség változását a talajterhelés függvényében a 4. táblázat mutatja be.

4. táblázat  
A hajtás Cd-koncentrációja (mg kg<sup>-1</sup>)

(1) Tesztalaj	(2) Cd-terhelés mértéke (mg kg <sup>-1</sup> )				(3) SzD <sub>5%</sub>
	0	1	2	4	
<b>Kompolt</b>	0,32	2,10	3,18	6,78	0,34
<b>Nagyhörcsök</b>	0,23	1,55	2,54	5,76	0,41
<b>Nyíregyháza</b>	0,24	2,01	3,07	6,59	0,37
<b>Órbottyán</b>	0,25	1,69	2,72	6,09	0,40

A 14 napos kadmium-terhelési periódus után a tesztnövény hajtásában, mind a 4 talaj esetében detektálható volt a talaj eredeti nehézfém-tartalmából származó kadmium. A talaj Cd tartalmának növelésével talajonként eltérő mértékben, de nőtt a hajtásban akkumulálódott Cd mennyiség. Az akkumuláció növekvő tendenciája a növényben a determinációs koeficiens (R<sup>2</sup>) alapján több mint 95%-ban a Cd-terhelés hatásának tulajdonítható.

Mennyiségét tekintve, a legnagyobb Cd koncentrációt a hajtásban a 4 mg kg<sup>-1</sup>-os terhelési szinten, a kompolti talaj esetében mértük, míg ezen a terhelési szinten a nagyhörcsöki talajon volt a legkisebb a hajtás Cd koncentrációja.

A vizsgált terhelési tartományban a talajok kadmium-terhelése és a növény hajtása által akkumulált Cd mennyisége között lineáris összefüggés volt.

A legintenzívebb kadmium akkumuláció a kompolti talaj esetében volt tapasztalható, amit a regressziós koeficiens is alátámasztanak, mivel a b-érték a kompolti talaj esetében volt a legnagyobb (b-érték: 1,59; R<sup>2</sup>: 0,96). Ezt követi a nyíregyházi (b-érték: 1,56; R<sup>2</sup>: 0,95), majd az órbottyáni talaj (b-érték: 1,45; R<sup>2</sup>: 0,98), míg a legkisebb intenzitás a nagyhörcsöki talajon mutatkozott (b-érték: 1,38; R<sup>2</sup>: 0,97).

A Tukey teszt alapján megállapítottuk, hogy szignifikáns különbség van az egyes talajok között az angolperje hajtásában akkumulált Cd mennyiségét tekintve (p<0,05). Ez alól két eset kivétel, ahol nem volt különbség az angolperje hajtásainak Cd koncentrációjában: a kompolti és a nyíregyházi talaj között, ahol (p=0,19), illetve a nagyhörcsöki és az órbottyáni talaj között (p=0,08).

*A talajtulajdonságok és a vizsgált növényi paraméterek közötti összefüggések*

Három talajtulajdonság esetében találtunk szignifikáns korrelációt összehasonlítva a hajtásban mért Cd koncentrációval: pH<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> (p=0,027; r=-0,94), pH<sub>KCL</sub> (p=0,044; r=-0,91), humusz % (p=0,045; r=-0,89). Ez alapján a talaj pH-ja és humusz-tartalma negatív korrelációban áll a hajtásban akkumulált Cd mennyiségével.

A talajtulajdonságok és a növény hajtáshosszúsága között a következő szignifikáns korrelációkat találtuk: NH<sub>4</sub>-N mg kg<sup>-1</sup> (p=0,037; r=0,91), K<sub>A</sub> (p=0,042;

$r=0,88$ ), humusz % ( $p=0,042$ ;  $r=0,78$ ). Az angolperje hajtáshosszúsága tehát pozitív korrelációban állt a talaj kötöttségével, humusztartalmával, és a benne található ammóniumion mennyiségével.

A növény friss hajtástömegével az alábbi talajtulajdonságok voltak korrelációban:  $pH_{(H_2O)}$  ( $p=0,040$ ;  $r=0,88$ ),  $CaCO_3$  % ( $p=0,043$ ;  $r=0,91$ ),  $AL-P_2O_5$  ( $p=0,048$ ;  $r=0,84$ ). Pozitív korreláció áll fenn a növény friss hajtástömege és a talaj desztillált vízzel kimutatható pH-ja, szénsavas mésztartalma, valamint AL-oldható foszfortartalma között.

### Vizsgálati eredmények értékelése

A BARNÁ & FÜLEKY (2007) által kidolgozott angolperje bioteszt módosított változata alkalmas volt különböző típusú és tulajdonságú, kadmiummal szennyezett talajok ökotoxikológiai vizsgálatára.

A talaj Cd koncentrációjának növekedése statisztikailag is kimutatható károsító hatással volt az angolperje hajtáshosszára és friss hajtástömegére.

Az angolperje hajtáshosszúsága lehet az egyik érzékeny növekedési paraméter a kadmiummal szennyezett talajok toxicitását értékelő biotesztben, mivel több, mint 80 %-ban a Cd terhelés hatásának tulajdonítható a hajtáshossz változásának csökkenő tendenciája a növényben. Hasonló eredményre jutottak BARNÁ & FÜLEKY (2007).

A növekvő Cd terhelés toxicitása jól nyomon követhető a teszt növények friss hajtástömegében bekövetkező csökkenés tendenciájának vizsgálatával is. Ezt több mint 70 %-ban magyarázza a növekvő Cd koncentráció, így az angolperje friss tömege is alkalmas paraméter lehet a kadmiummal szennyezett talajok ökotoxikológiai értékelésére. Ez megegyezik az irodalmi adatokban talált eredményekkel (GOLDA & KORZENIOWSKA, 2016; BIDAR et al., 2006; BARNÁ & FÜLEKY, 2007).

A hajtásban mért Cd-koncentráció sokkal érzékenyebb mutatója lehet a talaj szennyezettségének, mint a talajhatárértékek konkrét számértékei.

Az ökotoxikológiai tesztek fontos tulajdonsága a gyorsaság. Emiatt a kadmiummal terhelt talajok tesztelése során kerestük azt a legrövidebb terhelési periódust, amely végére a növényi paraméterek kellően differenciálódnak.

A terhelési periódus 10. napján mért hajtáshosszúságok esetében már szignifikáns volt a különbség az egyes Cd terhelések között, és már  $1 \text{ mg kg}^{-1}$ -os Cd terhelés esetében is meghaladta a 10 %-os értéket a hajtáshosszúság csökkenése a kontrollhoz képest. Mivel az emelkedő Cd terhelési szintek közötti különbségek a 10. napra jól visszatükröződtek az angolperje hajtáshosszúságában, ezért az általunk alkalmazott növényi biotesztben a talajok Cd tartalmának jellemzésére alkalmas Cd terhelési periódus legrövidebb időtartama 10 nap lehet.

A növények zöldtömegét csak a kísérlet végén határoztuk meg, így lehetséges, hogy az már a 10. napot megelőzően is releváns információkkal szolgál. Ennek megállapítására további vizsgálatokra van szükség.

A 10 napos terhelési periódus a növényi biotesztek esetében rövidnek számít, mivel az OECD szárazföldi növényi tesztjében a legrövidebb ajánlott terhelési

periódus 14 nap. Azonban a korábbi vizsgálatok ennél jóval hosszabb terhelési periódusokat is szükségesnek tartottak (OECD, 2003; GOLDA & KORZENIOWSKA, 2016; BARNA & FÜLEKY, 2007; LEHOCZKY et al., 2002).

A magyar szabványok között megtalálható fehér mustár (*Sinapis alba* L.) teszt az általunk alkalmazott biotesztnél jóval rövidebb, mindössze 3 napos. Azonban ennek végpontja a csírázás-, valamint a gyökérnövekedésgátlás, és a rövid időtartama miatt a hajtás paramétereinek (hajtáshossz, zöldtömeg) vizsgálatára nem ad lehetőséget (MSZ 21976-17, 1993).

A bakteriális tesztek időtartama szintén rövidebb. A *Pseudomonas fluorescens*, valamint az *Azotobacter agile* teszt időtartama egyaránt 48 óra. Azonban az érzékenyséjük jelentősen eltér a növényi tesztektől. (MSZ 21470-88, 1993; MSZ 21978-30, 1988; BABICH & STOTZKY, 1985, BARNA & FÜLEKY 2007).

A talajtulajdonságok nagymértékben befolyásolták az angolperjével végzett bioteszt eredményét, azonban vizsgálatunkban 4 egymástól jelentősen eltérő talajon is sikerrel alkalmazható volt a módszer. Ez alapján az angolperje, mint teszt növény, alkalmas a talajok kadmium-szennyezettségének környeztoxikológiai értékelésére, és jelzés értékű, kiegészítő információt adhat egy talajszennyezettségi határértéket meghaladó Cd terheléssel kapcsolatban.

A módszer megfelel az ökotoxikológiai tesztekkel szemben támasztott követelményeknek is, mivel egy tesztszervezet élettani jelenségeit vizsgálja a szennyezőanyag (jelen esetben a kadmium) hatására, továbbá könnyen elvégezhető, műszert nem igényel, így kivitelezési költsége is alacsony (GRUIZ et al., 2001; CARDOSO & ALVES, 2012).

Véleményünk szerint célszerű lenne elvégezni a kísérletet más nehézfémekkel is, de a módszer alkalmas lehet egyéb talajszennyező-anyagok (pl.: szerves szennyezőanyagok, hulladékkivonatok) vizsgálatára is.

### Összefoglalás

A kadmium felhalmozódása a talajban humánegészségügyi, ökológiai, és biológiai kockázatokkal jár. Korábbi vizsgálatok alapján kiderült, hogy az angolperje (*Lolium perenne* L.) hajtáshosszúságára és friss tömegére gyakorolt károsító hatás jó mutatója a teszt talaj kadmium-szennyezésének.

Kísérletünkben 4 különböző termőhelyről származó talajt használtunk fel, melyek tulajdonságai jelentősen eltértek egymástól. Az angolperjét alkalmazó növényi bioteszt első periódusában 6 nap alatt egyenként 2–2 g desztillált vízzel átitatott háztartási vattán 2–2 g angolperje magból előneveltük a növényeket. A 7. napon az előnevelt csíranövények a vattával együtt a kadmiummal terhelt talajmintákra kerültek. Négy szinten vizsgáltuk a kadmiumterhelés hatását: 1 kg talajra számítva 0, 1, 2 és 4 mg kadmium kezelést alkalmaztunk kadmium-acetát formájában. A tápanyaghiányos első periódus után a csíranövények intenzíven vették fel a táp és toxikus anyagokat a talajokból. 14 napos terhelés után mértük a hajtások friss-, ill. száraztömegét, nedvességtartalmát, valamint kadmium-koncentrációját. Ezen kívül 2 naponta mértük a növények hajtáshosszát.

Az alkalmazott kezelésekben a kadmium mind a 4 talaj esetében statisztikailag igazolható mértékben csökkentette az angolperje hajtáshosszát és friss tömegét, és a károsító hatás arányban volt az alkalmazott dózissal. Az angolperje hajtáshosszúságában és friss tömegében már 1 mg kg<sup>-1</sup>-os terhelés esetén is több mint 10 %-os csökkenés volt tapasztalható a kontrollhoz képest. A legnagyobb adagú kezelés esetében a hajtáshossz csökkenése meghaladta a 40 %-ot, míg a friss tömeg csökkenése a 35 %-ot mind a négy talaj esetében.

A növekvő kadmium adagok hatására szignifikánsan nőtt a hajtás Cd koncentrációja. Az angolperje az alacsony pH-jú, és kisebb humusztartalmú talajból több kadmiumot vett fel, és akkumulált a hajtásban.

Az eredményeink alapján az angolperje bioteszt alkalmas különböző talajok kadmium szennyezésének jellemzésére.

**Kulcsszavak:** kadmium, angolperje, talajszennyezés, növényi bioteszt

### Irodalom

- 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről. Magyar Közlöny 2009/51. (IV. 14.), pp 14398-14413.
- ALLOWAY B.J. (1995): Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional, London. 368.
- BABICH H., STOTZKY G. (1985): Heavy metal toxicity to microbe-mediated ecologic processes: a review and potential application to regulatory policies. Environ. Res. 36: 111-137.
- BARCSÁK Z. (2004): Biogyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 20-22.
- BARNA SZ., FÜLEKY GY. (2007): A talajok Cd-, Pb- és Cu-szennyezettségének értékelése gyors növényi bioteszttel. Agrokémia és Talajtan 56. (2) 285-300.
- BIDAR G., GARCON G., PRUVOT C., DEWAELE D., CAZIER F., DOUAY F., SHIRALI P. (2006): Behavior of *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal contaminated field: Plant metal concentration and phytotoxicity. Environmental Pollution, 147: 546-553.
- CARDOSO E. J. B. N., ALVES P. R. L. (2012): Soil Ecotoxicology. In: Ecotoxicology. (Ed: BEGUM, G), InTech Europe, Rijeka, 27-50.
- FILEP GY. (1998): Behaviour and fate of Pollutants in Soil. In: Soil Pollution. (Ed: FILEP, GY.), Agricultural University of Debrecen, Debrecen, 23-51.
- GOLDA S., KORZENIOWSKA J. (2016): Comparison of phytoremediation potential of three grass species in soil contaminated with cadmium. Environmental Protection and Natural Resources, 27., No. 1: 8-14.
- GÖTHBERG A., GREGER M., HOLM K., BENGTSSON B.E. (2004): Influence of nutrient levels on uptake and effects of mercury, cadmium, and lead in water spinach. Journal of Environmental Quality 33: 1247–1255.
- GRUIZ K., HORVÁTH B., MOLNÁR M. (2001): Környezettoxikológia Vegyi anyagok hatása az ökoszisztémára. Műegyetemi Kiadó, Budapest. 171.

- JONES L. H. P., JARVIS S. C. (1981): The fate of heavy metals. In: The chemistry of soil processes (Ed. GREENLAND, D.J., HAYES, M.H.B.), Wiley, Chichester, 599.
- KABATA-PENDIAS A. (2010): Trace Elements in Soils and Plants, Fourth Edition. CRC Press, Boca Raton. 287-301.
- KÁDÁR I. (1995): Környezet és természetvédelmi kutatások: A talaj-növény-állatember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Budapest: A Környezet- és Területfejlesztési Minisztérium és az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete kiadványa. 169-290.
- KIRKHAM M. B. (2006): Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*, 137: 19–32.
- LEHOCZKY É., NÉMETH T., KISS Zs., SZALAI, T. (2002): Cadmium and Lead Uptake by Ryegrass, Lettuce and White Mustard Plants on Different Soils. *Agrokémia és Talajtan*, 51, (1-2): 201-210.
- LEHOCZKY É., SZABADOS I., MARTH, P. (1996): Cd content of plants as affected by soil Cd concentration. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 27: 1765-1777.
- MENGEL K., KIRKBY E. A., KOSEGARTEN H., APPEL T. (2001): Elements with More Toxic Effects. *Principles of Plant Nutrition*, 5th Edition. 657-673
- MURÁNYI A., FÜLEKY GY., G. JÓZEFACIUK (1997): Ammónium-felvétel hatása a gyökérkörnyezet savanyodására és az angolperje csíranövény kadmiumfelvételére. *Agrokémia és Talajtan*, 46: 197-206.
- MSZ 21470-88 (1993): Környezetvédelmi talajvizsgálatok. *Pseudomonas fluorescens* talajtoxicitási teszt.
- MSZ 21976-17 (1993): Települési szilárd hulladékok vizsgálata. Csíranövényteszt.
- MSZ 21978-30 (1988): Veszélyes hulladékok vizsgálata. *Azotobacter agile* teszt
- NOOMAN H. J. & FÜLEKY GY. (1989): Gyors bioteszt a talaj tápelem-szolgáltató képességének meghatározására. *Agrokémia és Talajtan*, 38: 121-142.
- (OECD) Organisation for Economic Co-operation and Development (2003): OECD Guideline for the testing of chemicals. Proposal for updating guideline 208. Terrestrial Plant Test: 208: Seedling Emergence and Seedling Growth Test
- RAMOS I., ESTEBAN E., LUCENA J. J., GARATE A. (2002): Cadmium uptake and subcellular distribution in plants of *Lactuca* sp. Cd-Mn interaction. *Plant Science*, 162: 761- 767.
- RIVETTA A., NEGRINI N., COCUCCI M. (1997): Involvement of Ca<sup>2+</sup>-calmodulin in Cd<sup>2+</sup> toxicity during the early phases of radish (*Raphanus sativus* L.) seed germination. *Plant Cell Environ.* 20: 600-608.
- SAPPIN-DIDIER V., VANSUYTS G., MENCH M., BRIAT J. F., (2005): Cadmium availability at different soil pH to transgenic tobacco overexpressing ferritin. *Plant and Soil*, 270: 189–197.
- SAUVÉ S., MANNA S., TURMEL M. C., ROY A.G., COURCHESNE F., (2003): Solid solution partitioning of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in the organic horizons of a forest soil. *Environmental Science and Technology*, 37: 5191–5196
- SIMON L., VÁGVÖLGYI S., GYŐRI Z. (1999): Kadmium-akkumuláció napraforgóban. *Agrokémia és Talajtan*. 48.(1-2): 99-109.

- SZABÓ L., FODOR L. (1998): Investigation of mobility and availability of some heavy metal in field conditions. In: Soil Pollution, (Ed.: Filep Gy.) Agricultural University of Debrecen, Debrecen 132-137.
- TUDOREANU L., PHILLIPS C. J. (2004): Modeling cadmium uptake and accumulation in plants. *Advances in Agronomy* 84: 121–157.
- WUANA R. A., OKIEMEN F. E. (2011): Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation, International Scholarly Research Network, ISRN Ecology, Volume 2011, Article ID 402647, 20 pages

### **Investigation of soil cadmium pollution using a ryegrass (*Lolium perenne* L.) biotest**

D. MÓNOK and G. FÜLEKY

Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, Institute of Environmental Science, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Szent István University, Gödöllő

#### **Summary**

Cadmium accumulation in soils causes ecological, biological and human health risks. Previous studies have shown that reductions in the shoot height and fresh biomass of ryegrass (*Lolium perenne* L.) are a sensitive indicator of the cadmium pollution level in soils.

Four soils with different types and properties were included in the experiment. In the first period of the biotest, 2 g cotton-wool pads moistened with distilled water were planted with 2 g of perennial ryegrass seeds and the seedlings were grown for 6 days. On the 7th day the cotton-wool pads containing the seedlings were placed on soils polluted with four levels of cadmium: 0, 1, 2 and 4 mg Cd kg<sup>-1</sup> soil, added to the soil in the form of cadmium acetate. After a first nutrient-deficient period, the seedlings took up nutrients and toxic substances intensively from the soil samples. After a 14-day period of soil–plant contact the fresh biomass, dry biomass and Cd concentration of the shoots were measured, in addition to which the shoot height was measured every 2 days.

Cadmium treatment significantly reduced the shoot height and fresh weight of ryegrass in all the tested soils, and the damaging effect was proportional to the applied dose. A reduction of more than 10% in the shoot height and fresh weight were observed even at a Cd pollution level of 1 mg Cd kg<sup>-1</sup> soil. At the highest Cd level the decrease in shoot height was more than 40% and the decrease in fresh weight more than 35% in all the soils.

The increasing level of Cd application significantly increased the Cd concentration of the shoots. More Cd was accumulated in ryegrass shoots on soils with low pH and low organic matter content.

The results indicate that the ryegrass biotest method is suitable for the characterization of Cd contamination in different soils.

**Keywords:** cadmium, ryegrass, soil pollution, biotest

### Tables and figures

*Table 1.* Soil types and properties. (1) Location. (2) Type of soil. a) brown forest soil; b) chernozem soil; c) sandy soil. (3) Humus %. (4) Salt %. (5) HNO<sub>3</sub> extract.

*Table 2.* Effect of Cd treatment on the shoot height (mm). (1) Test soil. (2) Level of Cd (mg Cd/kg soil). (3) LSD<sub>5%</sub>. (4) EC values. (5) Damaging effect. *Note:* Reduction compared to the control (%).

*Table 3.* Effect of Cd treatment on the fresh weight of the shoots (g/200 g soil). (1) Test soil. (2) Cd treatment (Cd mg /kg soil). (3) LSD<sub>5%</sub>. (4) EC values. (5) Damaging effect. *Note:* see Table 2.

*Table 4.* Cd concentration of the shoots (mg/kg dry matter). (1) Test soil. (2) Cd treatment (Cd mg /kg soil). (3) LSD<sub>5%</sub>.

*Figure 1.* Increase in shoot height during the pollution period (KO: Kompolt; NH: Nagyhörcsök; NY: Nyíregyháza; ÓB: Órbottyán). Horizontal axis: Pollution period (days). Vertical axis: Shoot height (mm). (1) Brown forest soil. (2) Chernozem soil. (3) Acidic sandy soil. (4) Calcareous sandy soil.