

AZ ANGOLPERJE KADMIUMFELVÉTELÉNEK VIZSGÁLATA CINKTRÁGYÁZÁSSAL KISTENYÉSZEDÉNYES KÍSÉRLETBEN

SZABÓ SZILÁRD¹, HANGYEL LÁSZLÓ², ÁGOSTON CSABA³

¹Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék
4010-Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: szszabo@delfin.unideb.hu

²Károly Róbert Főiskola, Fleischmann Rudolf Kutatóintézet, 3356-Kompolt, Fleischmann u. 4.

³KVI-PLUSZ Kft. 1108 Budapest, Gyömrői út 132-136. e-mail: agostoncs@freemail.hu

Kulcsszavak: tenyészvény, nehézfémek, cink, kadmium, angolperje

Összefoglalás: A növények fémfelvételére jelentős hatást gyakorolnak a talajtulajdonságok, melyek eltérő módon reagálnak az ilyen jellegű terhelésekre. Egyes fajok elpusztulnak bizonyos fémek adott koncentrációja mellett, míg mások minden látható jel nélkül akkumulálják azt. Munkánkban kadmiumterhelést (5 mg/kg) alkalmaztunk cinktrágyázás (5 mg/kg) mellett kistenyészvényes kísérletben angolperje tesztnövény alkalmazásával. Négy termőhely különböző talajtípusait vizsgáltuk meg szántó, gyep és erdő területhasználati típusokon. Összehasonlítottuk a termőhely adottságokat és a növényekbe beépült fémtartalmakat. Megállapítottuk, hogy a bár a talajhoz adott cink- és kadmium a talaj fémtartalmához viszonyítva kb. 500-szoros különbségű (a cinknél 1/10-e, a kadmiumnál 50-szerese a talaj koncentrációjának), a felvételi különbség csak 4–7-szeres. A szerves anyaggal a cink pozitív, a kadmium negatív korrelációs kapcsolatban áll, melynek oka az, hogy a cink leginkább a fulvosavakkal alkot könnyen oldható kelátokat, a kadmium pedig a jobban polimerizálódott, hosszabb szénláncú humuszanyagokhoz kötődik. Így a cinket már a gyökérsavak is kioldják, a kadmium csak erősebb savhatásra mobilizálódik. A szerves kolloidok mellett szoros kapcsolatot mutattunk ki a szervesetlen kolloidokkal, vagyis az agyagfrakcióval is.

Bevezetés

A növények fémfelvétele fajonként (a növekedési sebesség, a gyökérzet mérete, a tápanyagigény és a transzspirációs koefficiens függvényében) eltérő, amit az adott fém koncentrációja és kémiai formája, valamint a talajtulajdonságok (pl. szemcseösszetétel, pH) is befolyásolnak (ERNST 1996; MARTIN és COUGHTREY 1982). A növények fémekkel szembeni válaszreakciói is eltérőek a tűrőképességnek megfelelően: egyes növények adott fém meghatározott koncentrációjára elpusztulnak, míg mások esetében ez a határ magasabban van, így nem okoz károsodást bennük, de akkumulálódik. Különböző *Thlaspi* fajok vizsgálatánál ÖZTURK et al. (2003) arra az eredményre jutottak, hogy az egyes fajok egészen különbözően reagálnak ugyanarra a terhelésre. A nehézfémek felvétele nemcsak fajok között, hanem fajon belül is eltérő lehet. LIU et al. (2003) a rizs különböző genotípusaiban mutatták ki a kadmium eltérő akkumulációját.

Az elmúlt évtizedekben az iparosítás és a mezőgazdasági termelés miatt ugrásszerűen megnőtt a fémek által okozott környezetterhelés, ezek közül is a leggyakoribb az ólom-, a cink- és a kadmiumterhelés (DUDKA et al. 1996; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992). Cikkünkben ezek közül a kadmium felvételét befolyásoló tényezőket vizsgáljuk cinktrágyázás mellett egy tesztnövény esetében.

A kadmium a cinkkel ellentétben már kis koncentrációban is toxikus elem, mely káros mind a növényekre, mind az állatokra és az emberre. A növényeknél nagy mennyiségben gátolja a gyökerek fejlődését, levélklorózist okoz, kis mennyiségben viszont látható jelek nélkül csak akkumulálódik, észrevétlenül bekerül a táplálékláncba, és a

növényevőket mérgezi meg. A veszélyt fokozza, hogy nem mosódik ki a talajból és a szántott rétegben feldúsulva könnyebben felvehetik a növények. Az ember számára a legnagyobb veszély a vesében való feldúsulása, valamint az, hogy a csontozatba beépülve itai-itai betegséget okoz (ALLOWAY 1995, DAS et al. 1997, DUDKA et al. 1996, OUDEH et al. 2002, MA és LINDSAY 1995, MENCH 1998, WU et al. 2002). A kadmium emelkedő koncentrációját a környezetben az ipari tevékenység, a foszfát-műtrágyák és a szennyvíziszapok okozzák (ALLOWAY 1995, NICHOLSON et al. 1995). A magyar talajok döntő hányadában a Cd-koncentráció 0,6 mg/kg alatti, ami kedvező (SIMON 1999).

A cink esszenciális nyomelem, problémát okoz az is, ha kevés és az is, ha sok van belőle a talajban. Az élő szervezetekben enzimek alkotórészeként fontos szerepe van egyes élettani folyamatok szabályozásában. Nagy mennyiségben viszont fitotoxikus, csökkenti a termés mennyiségét, és mivel igen könnyen felvehető fém, nagy a táplálékláncba kerülésének a veszélye (LUO et al. 2000). A talajokat érő cinkterhelés leggyakoribb forrásai a szerves trágyák, a műtrágyák, a szennyvíziszapok, a meszező anyagok, egyes peszticidek és az ipari kibocsátás (LUO et al. 2000; SIMON, 1999). Mobilizációját és biológiai hozzáférhetőségét a talajtulajdonságok közül a talaj pH-ja igen nagy mértékben meghatározza. MARTINEZ és MOTTO (2000) munkájában a pH=6,2-t határozta meg kritikus értéknek, mely alatt szignifikánsan megnő a mobilis cink aránya. A magyarországi talajok cinktartalma átlagosan 25–150 mg/kg, a szántóterületeinken inkább kis cinktartalommal, mint szennyezéssel kell számolni.

Munkánkban négy, egymástól eltérő talajtani adottságú termőhelyet hasonlítottunk össze. Kistenyészedényes kísérletünkben angolperje tesztnövény segítségével vizsgáltuk meg a különböző talajokból a cink- és kadmiumfelvételt. Azt kívántuk kimutatni, hogy a termőhelyi adottságoknak van-e kimutatható jelentősége az említett fémek akkumulációjában, valamint azt, hogy tesztnövényünk esetében mely talajtulajdonságok hozhatók összefüggésbe a fémfelvétellel. A területhasználát közvetetten befolyásolja a talajtulajdonságokat azonos talajtípuson belül is (eltérő biomassza-mennyiség, talajművelés stb.). Cikkünkben összefüggést kerestünk a területhasználát és a nehézfém-felvétel között is. A kísérletet elvégeztük cinktrágyázás és kadmiumterhelés mellett is, így lehetőségünk nyílt megvizsgálni a növények fémmakkumulációját megnövelt fémtartalom hatására.

Anyag és módszer

A talajminták begyűjtése és előkészítése

Négy egymástól eltérő termőhelyről gyűjtöttünk be talajmintákat szántó, erdő és gyepterülethasználati típusról. A minták a következő talajtípusokról származtak: Ramann-féle barna erdőtalaj (Albertmajor és Bükkzsérc), rozsdabarna erdőtalaj (Heves) és mészlepedékes csernozjom (Hajdúszoboszló) (1. ábra). Minden termőhelyről terület-használati típusonként 10 részmintából álló átlagmintákat gyűjtöttünk be a talajok felső 20 cm-es rétegéből, melyek homogenizálása után fél kg-ot használtunk fel tenyészedényenként. A kísérlet során 4-szeres ismétlést alkalmaztunk, így a kontroll és szennyezett sorozat-hoz összesen 96 tenyészedényt használtunk fel.



1. ábra A mintavételi területek (termőhelyek) elhelyezkedése
Figure 1. Situation of the sampling territories

A mintavétel során gondosan ügyeltünk arra, hogy az egyes termőhelyeken belül csak területhasználati különbség legyen a mintavételi pontok között, tehát a talajtani, a domborzati és a mikroklimatikus adottságok azonosak legyenek. A talajmintákat 60 °C kiszáritottuk, majd átszitáltuk 2 mm-es szitán.

A tenyészedény-kísérlet körülményei

A kísérlet során két sorozatot készítettünk, melyből az egyik a kontrollt képezte, a másikhoz pedig hozzáadtunk 5 mg/kg kadmiumot és cinket (ebben a mennyiségben mint cinktrágyát). A kezelésekhöz 2,6 g $ZnCl_2$ és 0,3430 g $Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$ használtunk. Mindkettőt feloldottuk 500 ml desztillált vízben és tenyészedenként 10–10 ml-t adagoltunk belőle. Emellett NPK tápoldattal segítettük angolperje (*Lolium perenne*) teszt-növényünk fejlődését, melyhez 19,31g NH_4NO_3 -ot (120 mg/kg); 6,44 g H_2PO_4 -ot (50 mg/kg) és 7,11 g KCl-ot (1200 mg/kg) oldottunk fel 2240 ml vízben és a tenyészedényekhez 20–20 ml-t adtunk hozzá. Kísérletünk közben kiegészítő nitrogéntápoldatot használtunk egyszeri alkalommal (0,397 g NH_4NO_3 500 ml desztillált vízben oldva, 10 ml/tenyészedenként mennyiségben). A növények növekedése ellenőrzött körülmények között történt, desztillált vizes öntözéssel.

A növényeket négy héttel kelésük után az intenzív bokrosodás fázisában vágtuk le, kiszáritottuk és lemértük a minták száraz súlyát. Ezt követően került sor a növényminták fémtartalmának a meghatározására.

A talajok vizsgálata

A talajminták szemcseösszetételét (Köhn-pipettás módszer), a humusztartalmat (Tyurin módszer), az aktív és potenciális savanyúságot (pHH₂O, pHKCl, HAC, EAC) az érvényben lévő magyar szabványoknak megfelelően határoztuk meg (MSZ-08-0210-1977, MSZ-08-0205-1978, MSZ-08-0206/2-1978). A talajtelítetlenség vizsgálatát (NH₄OH-formaldehid-BaCl₂-kezelés) valamint az AL-oldható P₂O₅-tartalom meghatározását FILEP (1995) módszerével végeztük. A humuszminőséget HARGITAI (1982) módszerével határoztuk meg (1% NaF és 0,5% NaOH extraktumainak fényabszorpciója [ENaOH és ENaF] segítségével 533 µm hullámhosszon, spektrofotométerrel). A talaj- és növény-minták fémtartalmát (Zn, Cd) az MSZ-08-1722/3-1989 magyar szabványnak megfelelően határoztuk meg H₂O₂+HNO₃-feltárással, ICP-AES-sel.

Statisztikai vizsgálatok

Az adatok normál eloszlását Kolmogorov-Smirnov próbával vizsgáltuk. Elemzéseink során korreláció- és regresszió-analízist, valamint varianciaanalízist (ANOVA, Tukey HSD) használtunk (JENNRICH 1977, ZA 1995). Először a talajtulajdonságokat vizsgáltuk meg, hogy a termőhelyek, illetve a területhasználati típusok között van-e eltérés, majd a talajban és a növényekben lévő nehézfém-tartalmakat hasonlítottuk össze termőhelyenként, területhasználatonként, valamint a szennyezett és a kontrollmintákban. A statisztikai vizsgálatokat SPSS 11.0 szoftverrel végeztük.

Eredmények

A termőhelyek talajtulajdonságai és fémtartalmuk

Az egyes mintavételi területek legfontosabb talajtulajdonságait az 1. táblázatban foglaltuk össze. A négy terület közül jól elválnak a homoktalajú mintaterület igen magas homok- és alacsony agyagtartalmával. Ugyanitt volt a legkisebb a talaj cink- és kadmiumtartalma is. A legjobb minőségű talaj a hajdúháti csernozjom: humusztartalma, pH-ja és cink-tartalma a legkedvezőbb a növénytermesztés szempontjából. A bükkzsérci és albertmajori erdőtalaj között sok a hasonlóság, jórészt csak a kémhatásban találunk különbséget.

1. táblázat A vizsgálat céljából fontos talajtulajdonságok termőhelyenként (a három területhasználati típus átlaga±szórás)

Table 1. Important soil properties from the aspect of the examination by sampling territories (mean value ± standard deviation of the land use types)

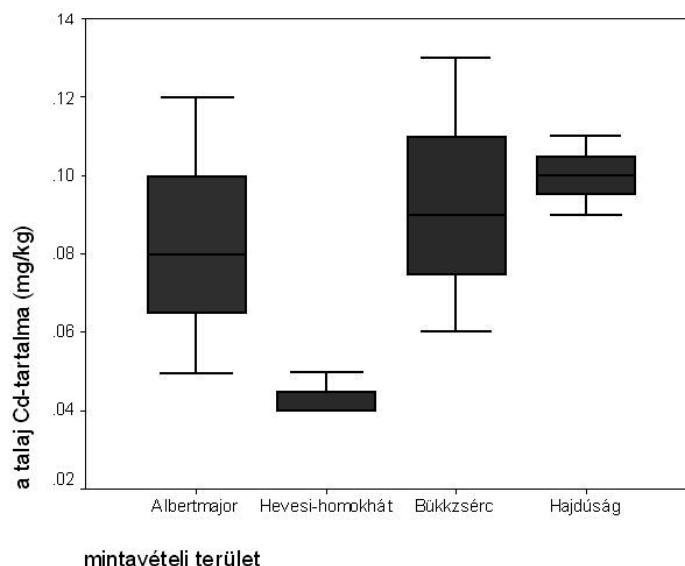
	<i>Csernozjom</i>	<i>Ramann-féle barna erdőtalaj I.</i>	<i>Rozsdabarna erdőtalaj</i>	<i>Ramann-féle barna erdőtalaj II.</i>
homok % (2–0,02 mm)	44,4±3,52	44,6±5,1	88,2±1,5	48,3±4,7
agyag % (<0,002 mm)	22,8±6,8	29,3±10,2	4,6±0,8	25,3±2,3
szerves anyag (%)	4,65±1,22	3,23±0,72	2,16±0,68	3,62±1,62
ENaF	1,18±0,21	0,35±0,26	0,37±0,06	0,61±0,26

1. táblázat folytatása / Contd. Table 1.

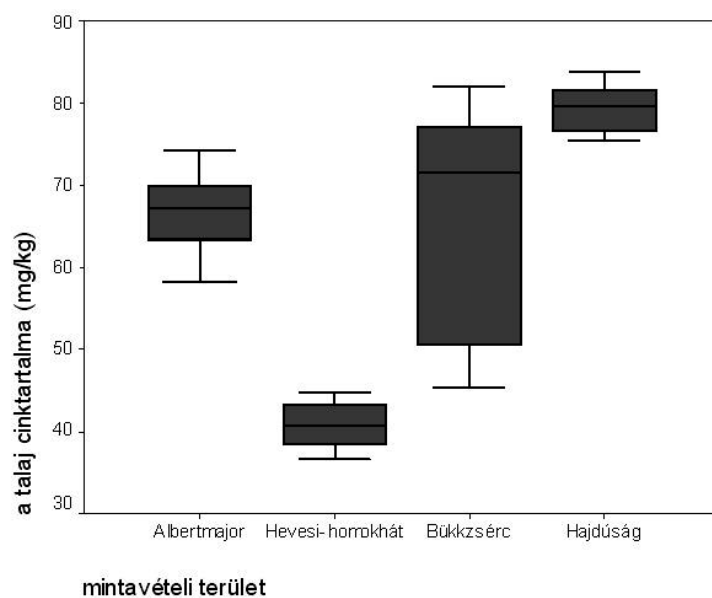
	<i>Csernozjom</i>	<i>Ramann-féle barna erdőtalaj I.</i>	<i>Rozsdabarna erdőtalaj</i>	<i>Ramann-féle barna erdőtalaj II.</i>
ENaOH	0,66±0,22	0,25±0,09	0,29±0,14	0,60±0,39
humuszminőség (K)	0,92±0,52	0,35±0,07	0,81±0,54	0,40±0,31
pH (H ₂ O)	6±0,2	5,6±0,3	5,5±0,2	5±0,1
Ca-ion (mg/kg)	5775±1155	3963±60	1893±225	4213±206
AL-oldható P ₂ O ₅ (mg/kg)	81±77	64±30	11±7	50±44
telítetlenség (T-S)	5,4±4,1	8±2,7	4±0,7	4,3±1
talaj Cd-tartalom (mg/kg)	0,1±0,01	0,09±0,04	0,04±0,005	0,08±0,03
talaj Zn-tartalom (mg/kg)	76,9±1,74	63,8±16,4	38,3±1,8	64,1±5,6

A termőhelyek összehasonlítása során megállapítottuk, hogy a kiválasztott területek talajainak egyes tulajdonságai között szignifikáns eltérés van. A legjelentősebb különbségek ($p < 0,05$) a Hevesi-homokhát, az Albertmajor és a Hajdúság talajainak szemcseösszetételében (minden frakció), kalcium-ion ellátottságában, humusztartalmában és a foszfor-ellátottságában voltak. Emellett eltérés volt a cserépfalui és a hajdúsági területek talajainak telítetlensége (T-S) és humusztartalma között.

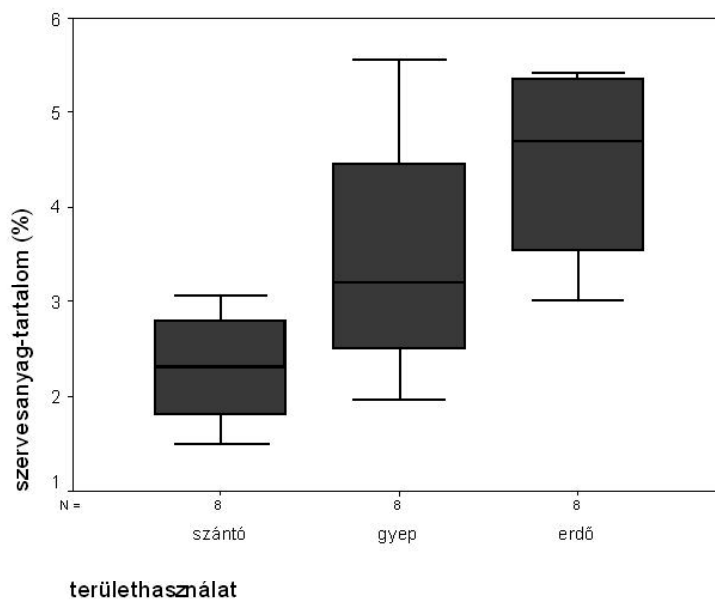
Az 2. és 3. ábrákon az is jól látszódik, hogy míg az albertmajori és bükkzsérci minták ólom és cinktartalmának interkvartilis tartományai teljesen átfedik egymást, a Hajdúság talajai e tekintetben jól elkülönülnek a többitől.



2. ábra A termőhelyek talajainak kadmiumtartalma (medián, interkvartilis terjedelem)
Figure 2. Cd content of the soil of the sampling territories (median, interquartile range)



3. ábra A termőhelyek talajainak cinktartalma (medián, interkvartilis terjedelem, minimum, maximum)
 Figure 3. Cd content of the soil of the sampling territories (median, interquartile range)

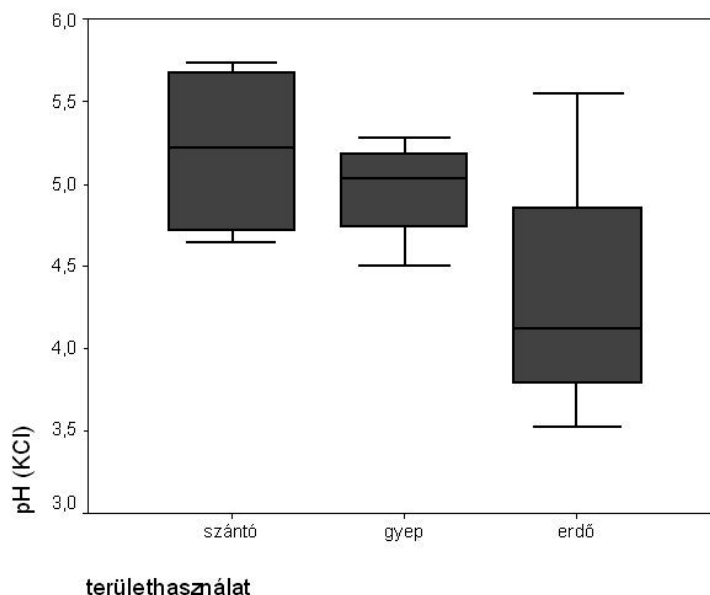


4. ábra A termőhelyek talajainak szervesanyag-tartalma (medián, interkvartilis terjedelem, minimum, maximum)
 Figure 4. Organic matter content of the soil of the sampling territories (median, interquartile range)

A kísérlet szempontjából alapvető fontosságú kadmiumtartalom egyik terület esetében sem mutatott nagy különbségeket.

A talajvizsgálati eredmények varianciaanalízisét területhasználat szerint is elvégeztük, és jelentősebb eltérést a szántó- és erdőterületek között találtunk: az erdőben a szervesanyag-tartalom (4. ábra) és a hidrolitos aciditás magasabb, a pH pedig alacsonyabb (5. ábra). Az eredmény összhangban van a várakozásokkal, mivel az erdőben a lombzat levelei folyamatos szervesanyag-utánpótlást biztosítanak, ellentétben a szántókkal, ahol az intenzív termelés mellett még a trágyázás ellenére is lecsökken a mennyisége. Az erdő alatti talajokban gyökérsavak és a bomló szerves anyag miatt a talaj kémhatása savasabb (a képződő fulvosavak savanyító hatása következtében) és a potenciális savanyúság is nagyobb. Az erdei növényzet alatt a talajban élénkebb a mikrobiológiai aktivitás, mint a szántóföldi körülmények között, ezért nagyobb a póruster széndioxidtartalma, ami a vízzel reakcióba lépve szén-savat képez, tovább fokozva a savanyú jelleget. Emellett meg kell említeni a kilúgzás pH-csökkentő hatását is, mivel az avar, az aljnövényzet és a fák lassítják a lefolyó víz sebességét – így több szivárog a talajba –, valamint a gyökerek hatékonyabbá teszik a beszivárgást, mint a (sokszor akár tömörödött talajú) szántókon termelt haszonnövények.

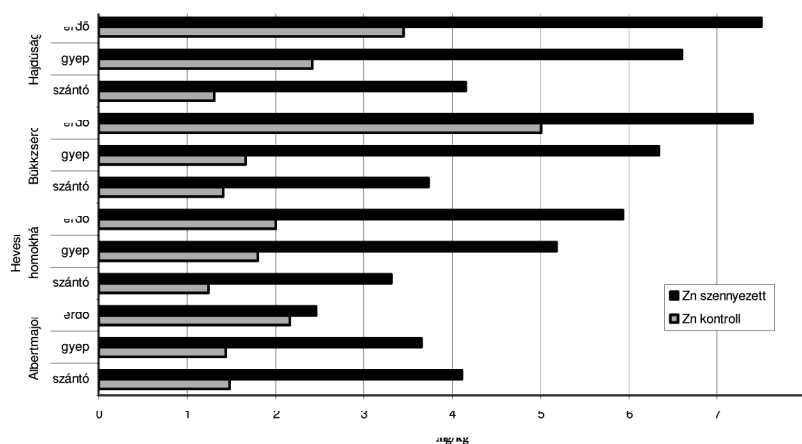
A kísérletben a talajok fém tartalmát és az alkalmazott fémterhelést a 10/2000 (VI.2.) rendelet szerint értékelhetjük, mely meghatározza a háttér- és szennyezettségi koncentrációkat. Eszerint a cink koncentrációja (60 ± 16 mg/kg) – a terhelte mintákat is beleértve – sehol sem haladja meg az alsó határértéknek számító 100 mg/kg értéket. A kadmiumra nézve a $0,08 \pm 0,03$ mg/kg kontrollmintákban mért érték szintén az alsó határérték alatt van (0,5 mg/kg), viszont a terhelés már a szennyezettségi érték 5-szörösére emeli.



5. ábra A termőhelyek talajainak pH-ja (medián, interkvartilis terjedelem, minimum, maximum)
 Figure 5. pH of the soil of the sampling territories (median, interquartile range)

A cink és kadmium felvételének összefüggései

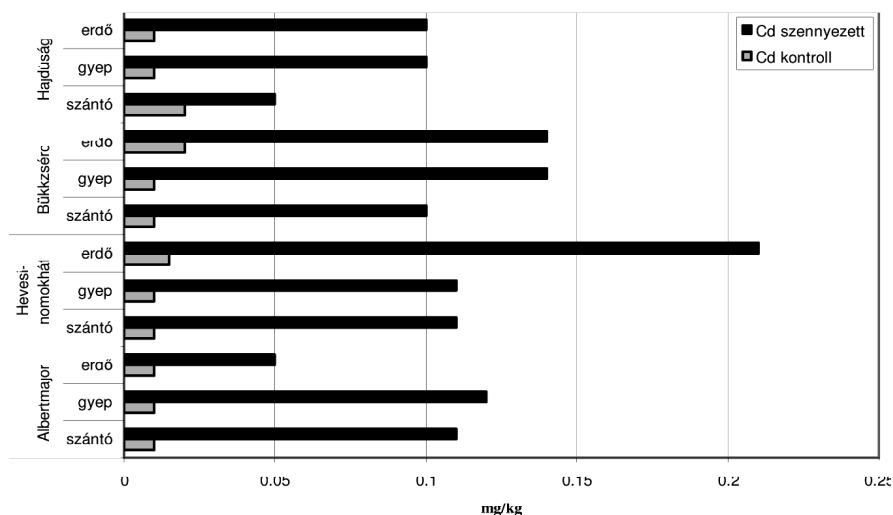
A növények által felvett cink mennyisége a kontrollminták közül az erdők talajain felnőtt egyedekben a legmagasabb és a szántókon a legalacsonyabb minden mintaterületen. A szántókon az alacsony cinktartalom a mezőgazdasági termeléssel magyarázható: a haszonnövények évről évre meghatározott mennyiségű cinket vesznek fel a talajból. A betakarítás során nemcsak a termést, hanem sokszor a növény nagy részét is eltávolítják a szántókról, így az eltávolított növényi részekben felhalmozott mikroelemek sem kerülhetnek vissza a talajba. Emiatt a cink koncentrációja – utánpótlás nélkül – a szántókon egyre kisebb lesz. A szennyezett talajoknál – az albertmajori minták kivételével, ahol a szántón a legnagyobb a növények cinktartalma, és az erdőben a legkisebb – ugyanez a sorrend (erdő>gyep>szántó) (6. ábra).



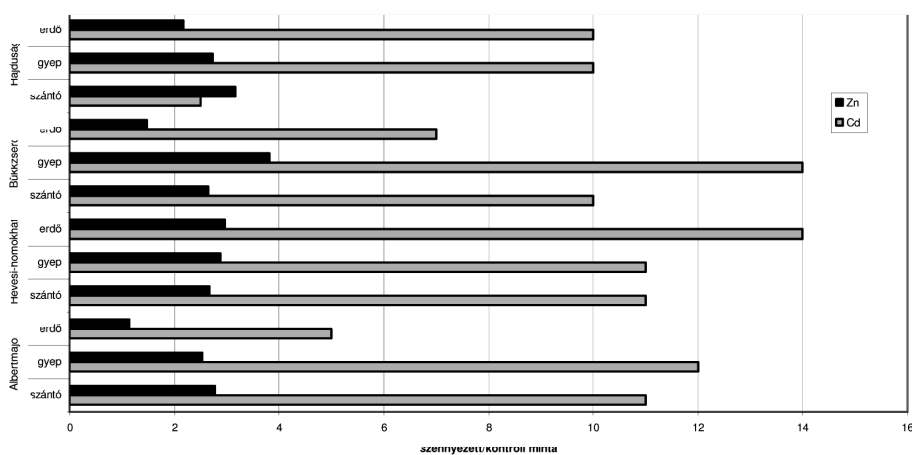
6. ábra A növények cinkfelvétele a különböző termőhelyeken, területhasználati típusonként (mg/kg)
Figure 6. Zn uptake of the plants in the sampling territories by land use types (mg/kg)

A kadmium esetében már árnyaltabb a helyzet. Az albertmajori kontroll növényminták között nincs különbség, a Hevesi-homokháton és Bükkzsércen az erdőből, a Hajdúságon pedig a szántóról származó talajokon nőtt angolperjében volt a legmagasabb a kadmiumtartalom. A szennyezett talajokon a Hevesi-homokháton az erdő, a Hajdúság és Bükkzsérc esetében az erdő és a gyep, az Albertmajorban pedig a gyep növénymintáiban volt a legnagyobb a koncentráció (7. ábra).

Kiszámítottuk, hogy a szennyezett talajon nőtt növények hányadosát vették fel a kontrollmintákban mért fémeknek, majd területhasználati típusonként ábrázoltuk az értékeket (8. ábra). A legszembevetőbb az, hogy a cinknél alig két-háromszoros a többlet, míg a kadmiumnál két esetben is 14-szeres. Az 5 mg/kg-os kadmiumterhelés a talajmintáink átlagos kadmiumtartalmának közel ötszerezése, az 5 mg/kg-os cinkterhelés pedig a talaj átlagos cinktartalmának csak kb. 1/10-e. Ebből a szemszögből nézve e nagy különbséghez képest a felvett mennyiség különbsége nem 500-szoros, hanem csak 4–7-



7. ábra A növények kadmiumfelvétele a különböző termőhelyeken, területhasználati típusonként (mg/kg)
 Figure 7. Cd uptake of the plants in the sampling territories by land use types (mg/kg)



8. ábra A szennyezett és a kontroll talajokon nőtt növények fémtartalmának hányadosa
 Figure 8. Ratio of the heavy metal content of the plants grew up on polluted and control soils

szerez a két fém között, tehát egységnyi cinkterhelésből a növény jóval többet vesz fel, mint ugyanennyi kadmiumból. Ez a növények fejlődése szempontjából előnyös, mivel a cink – az igen toxikus kadmiummal ellentétben – esszenciális nyomelem, több élettani-lag fontos folyamat alapvető eleme (ALLOWAY 1995, NAN et al. 2002).

A területhasználát szerint ez esetben nincsenek szembevetendő különbségek, a felhalmozódásban nem mutatható ki egyik, vagy másik kategória dominanciája.

A növény/talaj fémarányt a 2. táblázatban mutatjuk be termőhelyenként. A szennyezett mintáknál jól látható, hogy a megnövekedett fémtartalom határozott változást csak a cinknél okozott: 0,033-ról 0,073-ra növekedett az arány átlagosan. A kadmiumnál ezzel ellentétben csökkenés figyelhető meg: 0,19-ről 0,025-re.

2. táblázat A talaj:növény fémarány alakulása termőhelyenként és kezelésenként
Table 2. Soil:plant heavy metal ratio by sampling territories and by land use types

		Hajdúság	Bükkzsérc	Hevesi-homokhát	Albertmajor	Átlag
Zn	kontroll	0,03	0,02	0,05	0,03	0,033
	szenny.	0,07	0,09	0,08	0,05	0,073
Cd	kontroll	0,13	0,18	0,34	0,14	0,198
	szenny.	0,02	0,03	0,03	0,02	0,025

A hányadosok a cink esetében 1,6-4,5-szeresre emelkedtek a terhelés hatására, de még így is alatta maradtak a NAN et al. (2002) által közölt 0,18-0,98 közé eső és a SZABÓ (2000) által mért 0,5-1,7 közötti értékeknek. A különbség oka az lehet, hogy a közleményekben a tesztnövény őszi búza (*Triticum aestivum*) és kukorica (*Zea mays*) voltak (eltérő fémfelvétel) és a talaj fémtartalma is nagyobb volt (eltérő kiindulási alap). A legnagyobb különbség a bükkzsérci erdőtalajon, a legkisebb az albertmajori erdőtalajon és a hevesi homoktalajon alakult ki. A bükkzsérci talajok cinktartalma mutatja a legnagyobb szórást a termőhelyek közül (63 ± 16 mg Zn/kg), mely ez esetben az erdő területhasználátú talaj alacsonyabb cinkkoncentrációjának (45 mg Zn/kg) következménye. A hozzáadott cink hatására enyhült a hiány és megnőtt a fém felvétele is.

A kadmiumterhelés után viszont a kontrollhoz képest minden esetben egy nagyságrenddel kisebb növény:talaj fémarány alakult ki. Feltehetőleg történik kadmiumfelvétel, de az nem jut tovább a növény gyökerénél. A kadmium általában a gyökerekben akkumulálódik (KABATA-PENDIAS és PENDIAS 1992), melyet több szerző munkája is alátámaszt (DAS et al. 1997, PICHTEL et al. 2000). A terhelt talajon abszolút értékben a homoktalajról került be a legtöbb a tesztnövénybe, az erdő területhasználátú mintából. E mintának volt a legkisebb a pH-ja és legalacsonyabb az agyagtartalma, így a kadmium is itt volt a legmobilisabb.

Ugyanaz a növény különböző mértékben veszi fel és transzportálja az egyes szerveibe az egyes nehézfémeket (DAHMANI-MULLER et al. 2000). Ezt láthatjuk jelen esetben is: az angolperje a cinket nagyobb mértékben juttatja a hajtásba, mint a kadmiumot, tehát a növény e két fémet tekintve eltérő akkumulációs stratégiát folytat.

A növényi Cd/Zn arány a kontrollmintáknál 1:65-1:345 közötti. A sorrend a homoktalaj kivételével minden esetben erdő>gyep>szántó. A szántó és az erdő között a legnagyobb különbség a csernozjomnál figyelhető meg. A terhelt mintáknál az arány 1:37-1:85 és már nincs összefüggés a területhasználattal. Az arány a kontrollmintákban közel van a DUDKA et al. (1996) által közölt értékekhez (1:50-1:300), melyek alapján a növényt megfelelő cinkellátásának értékelte. A szennyezett mintáknál viszont az arány kisebb és kizárólag a csernozjomon nőtt növényekben volt az alsó határ felett.

A növények számára ez az 5 mg/kg cink- és kadmium nem okozott káros hatásokat, növekedésszünetet. A kizárított növényi tömeg a kontroll és a terhelt mintáknál

közel ugyanannyi volt, sőt a cinktöbblet hatására néhány százalékos növekedés figyelhető meg. HANGYEL (1996) kistenyészvényes kísérletében, szintén angolperje teszt-növény alkalmazásával a króm, a nikkel, az ólom és a kadmium felvehetőségét vizsgálta. Fitotoxikus hatást egyedül a króm okozott, a többi fém esetében csak a teszt-növény általi akkumuláció következett be, amelyek közül a kadmiummal szignifikáns kapcsolatot talált a kémhatás és az akkumulálódott mennyiség között. Fitotoxikus hatás csak nagyobb, 20 mg/kg (YU et al. 2005) kadmiumterhelés mellett fordul elő.

Forward stepwise regressziós modellt alkalmazva azt tapasztaltuk, hogy a tenyészvényekben nőtt angolperje zöld súlyát a talaj foszfortartalma és a polimerizáltabb (NaF-oldható) humuszsavak jelenléte határozta meg leginkább (3. táblázat). Kísérletünkben tehát a teszt-növény növekedése szempontjából a talaj egyéb tulajdonságai meghatározóbbak voltak, mint a cink- és kadmiumtartalom.

3. táblázat A növények zöld súlyát befolyásoló tényezők többváltozós lineáris regressziós analízisének eredménye forward stepwise modell alapján (adjusted R²=0,987, p<0,05; n=24)
Table 3. Results of the multiple linear regression analysis of the factors influencing the greenweight of the plants based on forward stepwise model (adjusted R²=0,987, p<0,05; n=24)

Független változók	Standardizált regressziós koefficiens	Szignifikancia
AL-oldható P ₂ O ₅	-1,243	0,001
ENaF	0,477	0,001

Statisztikai értékelés

A kialakult koncentrációk összefüggéseit korreláció és parciális korreláció-vizsgálattal, valamint regresszió-analízissel (enter és forward stepwise modellel) elemeztük.

A növények által felvett cink és a kadmium között igen szoros a kapcsolat, a korrelációs koefficiens értéke 0,84 (p<0,01). Ez a két fém tulajdonságaiból következik, mivel ugyanazokért a növényi abszorpció helyekért versengenek egymással, a felvételüket hasonló tényezők határozzák meg (BREKKEK és STEINNES 2004, OZTURK et al. 2003). A talaj összes kadmiumtartalma szintén szoros kapcsolatot mutat: a növényekbe bekerült cinkkel 0,71; a kadmiummal 0,76 a korrelációs koefficiens (p<0,01).

A további kapcsolatok feltárásához igyekeztünk kiküszöbölni a két fém erős kapcsolatából eredő hatásokat, melyhez parciális korrelációt használtunk, ami lehetővé teszi, hogy egyikük értékét rögzítsük, hatását kikapcsoljuk. A vizsgálat eredményét a 4. táblázatban foglaltuk össze.

A parciális korreláció-vizsgálatnál a növényekbe bekerült cinktartalom és a talaj kadmiumtartalma között nem találtunk összefüggést. A szervesanyag-tartalommal a kadmium korrelációja negatív. Eszerint a szerves anyag megköti a kadmiumot, vagyis csökkenti a hozzáférhetőségét a növények számára, míg a cinkfelvételt segíti. A jelenség

4. táblázat A növények cink- és kadmiumfelvétele és a talajtulajdonságok közötti szignifikáns parciális korrelációs koefficiensek ($p < 0,05$; $n=24$)

Table 4. Significant partial correlation coefficients between Zn and Cd uptake of the plants and soil properties ($p < 0,05$; $n=24$)

	<i>növény Zn-tartalom</i>	<i>növény Cd-tartalom</i>
talaj Cd-tartalom	-	0,59
Agyagfrakció	-0,78	-0,70
szervesanyag-tartalom	0,71	-0,64
NaF-oldható humuszsavak	0,58	-0,67

magyarázata az lehet, hogy a cink nagy hányadát (60–75%-át) fulvosavak kötik meg és így – mivel a fulvosav kevésbé stabil – már a gyökérsavak is mobilizálni tudják ezeket a kelátokat (HODGSON et al. 1966, LIVENS 1991, SIMON et al. 2001). A kadmium ezzel szemben erősebben megkötődik, mint a cink, és inkább a polimerizálódott, hosszabb szénláncú humuszanyagokhoz kötődik, amikből csak nehezebben mobilizálódik (O'NEILL 1993, PIOTROWICZ et al. 1984, SEDLACEK et al. 1989). Ezt a megállapítást erősíti kísérletünkben az összefüggések előjele a polimerizálódott, NaF-oldható humuszsavak esetében (4. táblázat). Az agyagtartalom mindkét fém felvételét csökkenti, vagyis a szerves kolloidok fontos szerepet kapnak a folyamatban.

A regresszió-analízis eredménye szerint az enter regressziós modellel mind a két fém esetében ugyanazok a talajtulajdonságok lettek a meghatározók, csak eltérő súllyal. Eszerint a talaj kadmiumtartalma, a 0,002–0,001 mm-es frakciótartomány, a pH és a P_2O_5 határozza meg a növények által felvett cink és kadmium mennyiségét (5. táblázat).

A standardizált parciális regressziós koefficiensek szerint a növények cinkfelvételében a talaj kadmiumtartalma és a 0,005–0,002 mm-es frakciótartomány játssza a fő szerepet, mely után a talajtelítetlenség, a foszfortartalom és a pH következik. A felvett kadmiumnál annyiban változik a kép, hogy a pH a második legjelentősebb tényezővé lép elő. A pH mindkét függő változó esetében koncentráció-csökkentő hatású, vagyis minél inkább eltolódik a kémhatás a semleges tartomány felé, annál kevésbé mobilizálódik és hozzáférhető a növények számára. Ez megfelel a más szerzők munkáiban is fellelhető megállapításoknak (GE et al. 2000, MARTINEZ és MOTTO 2000).

A foszfor pozitív előjele a cinknél ellentmond a szakirodalom (KÁDÁR 2002, ZHU et al. 2001) megállapításainak, de esetünkben az AL-oldható P_2O_5 -tartalom annyira alacsony, hogy feltehetően nem okoz cinkhiányt a növényeknek. A foszfor mennyisége minden termőhely esetében „igen gyenge”, vagy „gyenge” a FILEP-féle (1995) értékelés szerint, a növényi P/Zn arány pedig átlagosan 39 (és ebben benne van a hajdúsági szántó kiugróan magas, 87-es értékű hányadosa is), ami ideális esetben 50–150 közé esik (KÁDÁR és TURÁN 2002). Ezt látszik alátámasztani az is, hogy a növény által felvett cink és a foszfor között a kontrollmintákban a parciális korrelációs együttható (a kadmium kizárásával) $r = -0,69$ ($p < 0,05$), a terhelt mintáknál pedig már pozitív előjelű, igaz nem szignifikáns az összefüggés. Esetünkben tehát az 5 mg/kg cink-többlet már ellensúlyozhatja a foszfor gátló hatását.

5. táblázat A növények által felvett cink és kadmium mennyiségének többváltozós lineáris regressziós analízisének eredménye az enter modell alapján (cink: adjusted R²=0,937, p<0,05; kadmium: adjusted R²=0,887, p<0,05; n=24)
 Table 5. Results of the multiple linear regression analysis of the Zn and Cd uptake of the plants based on enter model
 (Zn: adjusted R²=0,937, p<0,05; Cd: adjusted R²=0,887, p<0,05; n=24)

Független változók	növényi Zn-tartalom		növényi Cd-tartalom	
	Standardizált regressziós koefficiens	Szignifikancia	Standardizált regressziós koefficiens	Szignifikancia
T-S talaj Cd-tartalom 0,005–0,002 mm	0,344	0,108	0,092	0,700
AL-oldható P ₂ O ₅	0,869	0,002	0,900	0,006
pH(H ₂ O)	0,561	0,037	0,096	0,714
	0,315	0,159	-0,064	0,805
	-0,145	0,411	-0,282	0,252

A viszonylag magas együttes determinációs koefficiensek mellett meg kell említenünk, hogy a független változók szignifikanciája sok esetben nem megfelelő. A cink esetében csak a talaj kadmiumtartalma és a 0,005–0,002 mm-es frakciótartomány, a kadmium esetében pedig csak a talaj kadmiumtartalma teljesíti a természettudományokban elfogadható 95%-os valószínűségi szintet.

Következtetések

A kísérlet eredményei szerint a talaj összeskadmium-tartalma meghatározó mind a kadmium, mind a cink bekerülésére a növényekbe. A talajtulajdonságok közül az agyagtartalommal, a humusztartalommal, a pH-val, a talajtelítetlenséggel és az AL-oldható foszfortartalommal találtunk értékelhető összefüggést. A cink felvételét segíti, hogy nagymértékben fulvosavakkal képez komplexeket, melyekből a növény könnyebben fel tudja venni. A kadmium a polimerizáltabb humuszsavakkal (himatomelánsav, szürke huminsav) stabilabb komplexeket képez, mely kisebb fémfelvételt tesz lehetővé. Az agyagfrakció – az agyagásványok kationmegkötő-képessége révén – mindkét fém hozzáférhetőségét csökkentette. Az összefüggés előjele alapján a kisebb pH nagyobb kadmium- és cinkkoncentrációt okoz a növényekben. A telítetlenség növekedésével párhuzamosan a vizsgált fémek felvétele is nő.

Sem a termőhelyek, sem a területhasználati módok között nincs szignifikáns különbség a növények által felvett cink és kadmium mennyiségében.

5 mg/kg cink- és kadmiumterhelés hatására, bár ez nagyságrendi eltérést jelent a talaj eredeti fémtartalmához viszonyítva, a növények hajtásába a cinkből kerül több. SZABÓ (2000) a kukorica és a napraforgó esetében hasonló megállapításra jutott. A felvett kadmium feltehetően a gyökerekben halmozódik fel, és csak kisebb hányadban kerül át a föld feletti részekbe (YU et al. 2005).

Ez az eredmény azért is figyelemreméltó, mert a tenyészedényes kísérletek eredményei kevésbé megbízhatók, mivel a szabadban a növények a gyökerei a talajban a szennyezett gócotok elkerülve, vagy a szennyezett rétegen átnőve kevesebb fémot vesznek fel, mint a tenyészedényben, ahol nincs más választásuk. Emellett a növények gyökérsűrűsége is nagyobb, így mindig nagyobb lesz a fémfelvétel a szabadföldi kísérletekhez képest (KÁDÁR, 1991).

Eredményeink bizonyították, hogy az alacsony cinktartalmú területekre kijuttatott többlet cink jó hatásfokkal hasznosulhat a növényekben, mely fontos információ lehet a cinktrágyázás megtervezésénél. További adalék, hogy az általunk vizsgált talajtípusok egyikén fejlődött növényben sem haladta meg a föld feletti részek kadmium-koncentrációja a 0,2 mg/kg, vagyis a teljes terhelésnek csak a 250-ed része jutott be a hajtásba még a legkedvezőtlenebb homoktalaj esetében is.

A szakirodalmi megfigyeléseknek megfelelően (PINTO et al. 2004, YU et al. 2005) ebben a koncentrációban egyik fém sem okozta a növényi zöldtömeg visszaesését.

Irodalom

- 10/2000. (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről. Magyar Közlöny 53: 3156–3167.
- ALLOWAY, B. J. 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional, London
- BREKKEK, A., STEINNES, E. 2004. Seasonal concentration of cadmium and zinc in native pasture plants: consequences for grazing animals. *Science of the Total Environment* 326: 181–195.
- DAHMANI-MULLER, H., VAN OORT, F., GÉLIE, B., BALABANE, M. 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental Pollution* 109 (2): 231–238.
- DAS, P., SAMANTARAY, S., ROUT, G. R. 1997. Studies on cadmium toxicity in plants: a review. *Environmental Pollution* 98: 29–36.
- DUDKA, S., PIOTROWSKA, M., TERELAK, H. 1996. Transfer of cadmium, lead and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: a field study. *Environmental Pollution* 94: 181–188.
- ERNST, W. H. O. 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry* 11: 163–167.
- FILEPGY. 1995. Talajvizsgálat. Mezőgazdaságtudományi Kar, DATE, Debrecen, 156 p.
- GE, Y., MURRAY, P., HENDERSHOT, W. H. 2000. Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. *Environmental Pollution* 107: 137–144.
- HANGYEL L. 1996. Kistenyészedényes eljárás alkalmazása potenciálisan toxikus elemek felvehetőségének vizsgálatára. *Növénytermelés* 45: 561–567.
- HARGITAI L. 1983. A talajok környezetvédelmi kapacitásának meghatározása humuszállapotuk alapján. *Agrokémia és Talajtan* 32: 360–364.
- HODGSON, J. F., LINDSAY, W. L., TRIERWEILER, J. F. 1966. Micronutrient cation complexing in soil solution: II. Complexing of zinc and copper in displaced solution from calcareous soils. *Soil Sci Soc Am Proc* 30: 723–726.
- JENNRICH, R. I. 1977. Stepwise regression, In Enslein, K. – Ralston, A. – Wilf, H. S. (Eds.): *Statistical methods for digital computers*. John Wiley and Sons, New York
- KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. 1992. *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton FL, USA
- KÁDÁR, I. 2002. Effect of P, Zn and Cu fertilization on crops on a calcareous Chernozem soil. *Agrokémia és Talajtan* 51: 185–192.
- KÁDÁR, I., TURÁN, T. 2002. P-Zn kölcsönhatás mészlepedékes csernozjom talajon kukorica monokultúrában. *Agrokémia és Talajtan* 51: 381–394.
- KÁDÁR, I. 1991. A talajok és növények nehézfém-tartalmának vizsgálata. *Környezet- és természetvédelmi kutatások, KTM – MTA TAKI*, Budapest, 104 p.
- LIU, J. G., LIANG, J. S., LI, K. Q., ZHANG, Z. J., YU, B. Y., LU, X. L., YANG, J. C., ZHU, Q. S. 2003. Correlations between cadmium and mineral nutrients in adsorption and accumulation in various genotypes of rice under cadmium stress. *Chemosphere* 52: 1467–1473.

- LIVENS, F. R. 1991. Chemical reactions of metals with humic materials. *Environmental Pollution* 70: 183–208.
- LUO, Y. M., CHRISTIE, P., BAKER, A. J. M. 2000. Soil solution Zn and pH dynamics in non-rhizosphere soil and in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* grown in a Zn/Cd-contaminated soil. *Chemosphere* 41: 161–164.
- MA, Q. Y., LINDSAY, W. L. 1995. Estimation of Cd²⁺ and Ni²⁺ activities in soils by chelation. *Geoderma* 68: 123–133.
- MARTIN, M. H., COUGHTREY, P. J. 1982. Biological monitoring of heavy metal pollution. Applied Science Publishers, London-New York, 475 p.
- MARTINEZ, C. E., MOTTO, H. L. 2000. Solubility of lead and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution* 107: 153–158.
- MENCH, M. J. 1998. Cadmium availability to plants in relation to major long-term changes in agronomy systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 67: 175–187.
- MSZ-08-0205-1978. A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata, Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Szabvány, 39 p.
- MSZ-08-0206/2-1978. A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok (pH-érték, szódában kifejezett fenolfalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos és kicserélődési aciditás), Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Szabvány, 12 p.
- MSZ-08-0210-1977. A talaj szerves szén tartalmának meghatározása, Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Szabvány, 6 p.
- MSZ-08-1722/3-1989. Talajvizsgálatok. A talaj oldható toxikus elem- és nehézfém tartalmának meghatározása, Magyar Köztársaság Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Szabvány, 11 p.
- NAN, Z., LI, J., ZHANG, J., CHENG, G. 2002. Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions. *The Science of the Total Environment* 285: 187–195.
- NICHOLSON, F. A., JONES, C. K., JOHNSTON, A. E. 1995. The significance of the retention atmospherically deposited cadmium on plant surfaces to the cadmium content of herbage. *Chemosphere* 31: 3043–3049.
- O'NEILL, P. 1993. *Environmental chemistry*, Chapman and Hall, 268 p.
- OUDEH, M., KHAN, M., SCULLION, J. 2002. Plant accumulation of potentially toxic elements in sewage sludge as affected by soil organic matter level and mycorrhizal fungi. *Environmental Pollution* 116: 293–300.
- OZTURK, L., KARANLIK, S., OZKUTLU, F., CAKMAK, I., KOCHIAN, L. V. 2003. Shoot biomass and zinc/cadmium uptake for hyperaccumulator and non-accumulator *Thlaspi* species in response to growth on a zinc-deficient calcareous soil. *Plant Science* 164 (6): 1095–1101.
- PICHEL, J., KUROIWA, K., SAWYERR, H. T. 2000. Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites. *Environmental Pollution* 110 (1): 171–178.
- PINTO, A. P., MOTA, A. M., DE VARRANES, A., PINTO, F. C. 2004. Influence of organic matter on the uptake of cadmium, zinc, copper and iron by sorghum plants. *Science of the Total Environment* 326: 239–247.
- PIOTROWITZ, S. R., HARVEY, G. R., BORAN, D. A., WEISEL, C. P., SPRINGER-YOUNG, M. 1984. Cadmium, copper, and zinc interactions with marine humus as a function of ligand structure. *Marine Chemistry* 14: 333–346.
- SEDLACEK, J., GJESSING, E. T., KÄLLQUIST, T. 1989. Influence of difference humus fractions on uptake of cadmium to alga *Selenastrum capricornutum* Printz. *The Science of The Total Environment*, 81–82: 711–718.
- SIMON, B., WIBBERTMANN, A., WAGNER, D., TOMASKA, L., MALCOLM, H. 2001. Zinc. *Environmental Health Criteria*. 221. Inter-Organization Program for the Sound Management of Chemicals, WHO, Geneva
- SIMON L. 1999. A talaj szennyeződése szerves anyagokkal. In Simon L. (szerk.): Talajszennyeződés, talajtisztítás. *Környezeti Műszaki Tájékoztató*, 3–21.
- SZABÓ GY. 2000. Talajok és növények nehézfém tartalmának földrajzi vizsgálata egy bükkaljai mintaterületen. *Studia Geographica* 8, Debrecen, 144 p.
- WU, J., NORWELL, W. A., HOPKINS, J. G., WELCH, R. W. 2002. Spatial variability of grain cadmium and soil characteristics in a durum wheat field. *Soil Science Society of America Journal* 66: 268–275.
- YU, X., CHENG, J., WONG, M. H. 2005. Earthworm-mycorrhiza interaction on Cd uptake and growth of ryegrass. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 195–201.
- ZAR, J. H. 1995. *Biostatistical Analysis*, Prentice-Hall International Edition, 718 p.
- ZHU, Y. G., SMITH, S. E., SMITH, F. A. 2001. Zinc (Zn) – phosphorus (P) interactions in two cultivars of Spring wheat (*Triticum aestivum* L.) differing in P uptake efficiency. *Annals of Botany* 88: 941–945.

EXAMINATION OF CADMIUM UPTAKE OF RYE-GRASS
(*LOLIUM PERENNE*) IN SMALL POT EXPERIMENT

SZ. SZABÓ¹, L. HANGYEL², CS. ÁGOSTON³

¹University of Debrecen, Dept. of Landscape Protection and Environmental Geography
H-4010 Debrecen, Egyetem sq. 1., szszabo@delfin.unideb.hu

²Károly Róbert Collage, Fleischmann Rudolf Research Institute
H-3356 Kompolt, Fleischmann str. 4.

³KVI-PLUSZ Ltd. H-1108 Budapest, Gyömrői str. 132–136., agostoncs@freemail.hu

Keywords: small pot, heavy metals, rye-grass, zinc, cadmium, plant uptake of heavy metals

There is a relevant effect on soil properties on the plant uptake of heavy metals. The plants show different reaction on these kind of loadings. Some species extinct at a certain amount of heavy metal concentration and others just accumulate them without any kind of visible sign. In this paper a cadmium loading were carried out (5 mg/kg) with zinc addition (5 mg/kg) in a small pot experiment with rye-grass (*Lolium perenne*). Soil samples were taken from 4 sites from ploughland, grass land and forest land use types. It was compared the accumulation characteristics of the two metals and analysed their interconnection with the soil properties. It was detected that although, the difference between the zinc and cadmium load of the soils compared to the metal content of the soil is about 500 times (1/10 in the case of zinc and 50 times in the case of cadmium) the difference in the plant uptake is only 4–7 times. There is a close correlation between the zinc and cadmium uptake of plants and the cadmium concentration of soils plays an important role in it. Zinc shows positive correlation while cadmium exhibits negative correlation with organic matter. This can be explained by that zinc prefers fulvous acids when forming readily solvable chelats while cadmium bonds to more complexly polymerized humus material with longer carbon chain. Therefore zinc is solved even by root acids in contrast to cadmium that can be solved only by stronger acids. Besides organic colloids inorganic colloids i.e. clay fraction also showed close correlation.