

NÖVÉNYI CINK- ÉS RÉZFELVÉTEL VIZSGÁLATA SZABADFÖLDI TARTAMKÍSÉRLETBEN

SZEGEDI LÁSZLÓ - TURY RITA - LEHOCZKY ÉVA

Összefoglalás

*A szabadföldi kisparcellás nehézfém terhelési tartamkísérlet beállítására 1994 őszén a Károly Róbert Főiskola Tass-pusztai Tangazdaságában (ma Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Károly Róbert Campus) került sor csernozjom barna erdőtajon. A növényi cink- és rézfelvétel vizsgálata 1996, 2001, 2002 években történt, ekkor a növények és a talaj Cu- és Zn-tartalma is meghatározásra került. A vizsgált években a jelzőnövény a kukorica (*Zea mays* L.), az őszi árpa (*Hordeum vulgare* L.), a fehér mustár (*Sinapis alba* L.) és a lucerna (*Medicago sativa* L.) volt. A növények Cu és Zn felvételét a talaj-növény transzfer koefficiensök meghatározásával értékeltük. A vizsgált nehézfémek talaj-növény transzfer koefficiensének ismeretében lehetőség van annak vizsgálatára is, hogy az „oldható” ($\text{NH}_4\text{-acetát}+\text{EDTA}$) elemtartalom mennyiben felel meg a tényleges növényi elemfelvételnek. Ehhez meghatároztuk az egyes nehézfémek megoszlási arányának értékeit a talaj „oldható” és „összes” ($\text{cc.HNO}_3+\text{cc.H}_2\text{O}_2$) elemtartalmának hányadosaként. A talaj-növény transzfer koefficiensök értékei alapján a cink mobilisabbnak mutatkozott a réznél. A cink megoszlási aránya a transzfer koefficiens értékének átlagosan 1/5-e volt. Ez azt mutatja, hogy cinkből a talajnak vannak olyan, a növények számára felvehető tartalékai, amelyek Lakanen-Erviö (1971) módszerével nem mutathatók ki. A réz esetén a megoszlási arány és a talaj-növény transzfer koefficiens értéke nem mutatott jelentős eltérést.*

Kulcsszavak: nehézfémek, kukorica (*Zea mays* L.), őszi árpa (*Hordeum vulgare* L.), fehér mustár (*Sinapis alba* L.), lucerna (*Medicago sativa* L.), transzfer koefficiens

JEL kód: Q19, Q53, Q57

EXAMINATION OF ZINC AND COPPER UPTAKE BY PLANTS IN LONG-TERM FIELD EXPERIMENT

Abstract

*The long-term field experiment of heavy metal loading was set up in the autumn of 1994 in the Tass-puszta Farm of the Károly Róbert College (Károly Róbert Campus, Hungarian University of Agricultural and Life Sciences). Zinc and copper uptake of plants was studied in the years 1996, 2001, 2002 when the Cu and Zn contents of plants and soil were measured as well. In the years of the study the experimental plants were maize (*Zea mays* L.), winter barley (*Hordeum vulgare* L.), white mustard (*Sinapis alba* L.) and alfalfa (*Medicago sativa* L.). The uptake of Cu and Zn by the plants was evaluated by determining the soil-plant transfer coefficients. Knowing the soil-plant transfer coefficient of the investigated heavy metals, it is also possible to determine the extent to which the “soluble” ($\text{NH}_4\text{-acetate}+\text{EDTA}$) element content corresponds to the real plant microelement uptake. For this, we determined the values of the distribution ratio of each heavy metal as the quotient of the “soluble” and “total” ($\text{cc.HNO}_3+\text{cc.H}_2\text{O}_2$)*

element content of the soil. Based on the values of soil-plant transfer coefficients, zinc was found to be more mobile than copper. The distribution ratio of zinc was on average 1/5 of the value of the transfer coefficient. This result shows that the soil has zinc reserves that can not be detected by the method of Lakanen-Erviö (1971). In the case of copper, the value of the distribution ratio and the soil-plant transfer coefficient did not differ significantly.

Keywords: heavy metals, maize (*Zea mays L.*), winter barley (*Hordeum vulgare L.*), white mustard (*Sinapis alba L.*), alfalfa (*Medicago sativa L.*), soil-plant transfer coefficient

Bevezetés

Jelenlegi ismereteink szerint csaknem két tucat elem túlsúlya fejthet ki káros hatást az élővilágra és a felszín alatti vizekre. A legtöbb környezeti problémát a kadmium-, az ólom-, a króm-, a réz-, a cink-, a nikkel- és a higanyszennyeződés okozza (LEHOCZKY et al. 1996, KABATA-PENDIAS – PENDIAS 2000). Az egyes talajprofilokban a nehézfémek eloszlása, az eredeti beviteli formától függően folyamatosan változik a kőzet-talaj-növényi rendszer természetes forgalma miatt. A talaj teljes nehézfémtartalmának ismerete korlátozott információt nyújt a lehetséges viselkedésükről és a biológiai hozzáférhetőségükről (LEHOCZKY et al. 1998b, 2000a). A nehézfémek különböző módon és különböző talajösszetevőkhöz kapcsolódnak, és ezek a komplexumok határozzák meg mobilitásukat és felvehetőségüket (KABATA-PENDIAS – PENDIAS, 2000, AHUMADA et al. 1999, LEHOCZKY et al. 1998a, 2000b, LEHOCZKY – KISS 2002, SZABÓ – SZEGEDI 2006).

A vízben oldható és kicserélhető formákat könnyen mobilizálódónak és a növények számára elérhetőnek lehet tekinteni, míg az agyagkristályok rácsaiba beépült fémek viszonylag inaktívak. A többi formában - a Fe, Mn és Al-oxidokhoz, vagy szerves anyaghoz kapcsolódva, vagy karbonát formában - viszonylag aktívak a talaj fizikai és kémiai tulajdonságainak tényleges kombinációjától függően (SPOSITO et al. 1982, SHUMAN 1985).

A cink (Zn) nélkülözhetetlen mikroelem és élettani szerepe jelentős minden élő rendszerben, mint például a biológiai membránok szerkezeti és funkcionális integritásának fenntartása, valamint a fehérjeszintézis és génszabályozás elősegítése. A növényeknél a cink kulcsfontosságú szerepe, hogy a különböző enzimek és fehérjék szerkezeti összetevőjeként sokféle fontos biokémiai útvonal szabályozó tényezője. A cinkhiány a világ legszélesebb körben elterjedt és gyakori mikrotápanyaghiányos problémája a növénytermesztésben és a legeltetésben, ami súlyos veszteségeket okoz a hozamban és a tápértékben. Becslések szerint a gabonafélék talajának csaknem fele olyan Zn-tartalmú, amely elég alacsony ahhoz, hogy Zn-hiányt okozzon. A cink létfontosságú a növények, az állatok és az emberek normális, egészséges növekedése és reprodukciója szempontjából, ha a növény cinkellátása nem megfelelő, a termés hozamok csökkennek és a növényi termékek minősége is romlik. Az emberek számára a cinkhiány kritikus táplálkozási és egészségügyi probléma világviszonylatban, a világ népességének egyharmadát érinti, a különböző országokban 4-73%-os értéket mutat (ALLOWAY 2008, LEHOCZKY – KISS 2002, SZEGEDI 2008).

A cink a növények számára csak nagy koncentrációban toxikus. A cink felvételét döntően a talaj kémhatása és foszfortartalma határozza meg. Cinkhiány legtöbbször kilúgozott homoktalajokon, lúgos kémhatású vagy foszforral jól ellátott talajokon léphet fel. A növények cinktartalma 25-150 mg/kg közötti, cinkhiány általában 10-20 mg/kg alatt lép fel. (AHUMADA et al. 1999, KABATA-PENDIAS – PENDIAS 2000, SZABÓ et al. 2019)

A réz (Cu) legnagyobb része kétértékű formában található a talajban. A réz mozgékonyága a talajban rendkívül kicsi, azért a réztartalom a talajszelvényben a felszíntől lefelé haladva többnyire csökken. Az ionos állapotú réz a talajba jutva rövid idő alatt lekötődik. Az egyensúlyi

talajoldat réztartalmát elsősorban az adszorbeált és komplex kötésű réz határozza meg. A kétértékű kationok közül a réz adszorbeálódik legerősebben az agyagásványok felületén, valamint erősen kötődik a szervesanyaghoz is. Az adszorpciós komplexumon kötött réztartalmat más kationok csak nehezen szoríthatják ki, erre elsősorban a H^+ -ion képes, így a réz mobilitása a talaj kémhatásának emelkedésével csökken (ADRIANO 1986, SZABÓ et al. 1987; ŐRI 1984; KÁDÁR 1995; KABATA-PENDIAS – PENDIAS 2000).

A réz a növények számára esszenciális mikroelem, számos élettani folyamatban (fotoszintézis, szénhidrát- és nitrogénanyagcsere stb.) fontos szerepet játszik, több enzim alkotórésze. A rézet a növény kis mennyiségben veszi fel, mozgékonyága a növényben csekély mértékű. A réz erősen kötődik a gyökérhez, a gyökerek réztartalma többnyire lényegesen nagyobb, mint az egyéb növényi szerveké. A szennyezetlen talajokon fejlődő növények átlagos réztartalma 5-20 mg/kg. A hajtás 20-30 mg/kg-nál magasabb réztartalma már toxikus tüneteket okozhat: a gyökérzet károsodik, klorózis alakul ki (KÁDÁR 1995 2002, 2007; FODOR et al. 2007; SZABÓ 2006; SIMON 2006; SZABÓ et al. 2019).

A talajban lévő nehézfémek biológiai hozzáférhetősége azt feltételezi, hogy a növények számára felvehető formában vannak. A mozgékony formában jelenlévő nehézfémek bekerülnek a növényekbe. A transzfer koefficiens a növények és a talaj nehézfém-tartalmának hányadosa. A talaj-növény transzfer koefficiens (TC) a talaj és a növényi tulajdonságok függvénye, a nehézfémek biológia hozzáférhetőségét jellemzi. (KACHENKO – SINGH 2006, LEHOCZKY et al. 2006).

A megfigyelt növényfajoktól és a talaj tulajdonságoktól függően a TC széles tartományban változik. Az egyes elemek transzferkoefficiense is különbözik egymástól, néha akár két nagyságrenddel is. Mivel az arzén, az ólom, a króm és a higany erősen kötődik a talajban, ezért csak kis mennyiségben kerül a növényekbe, a tápláléklánca való bekerülésük csak a nagyon magas talajszennyezési szinteken ad okot aggodalomra. A 1-10 TC értékű kadmium, tallium és a cink a növényekbe könnyen bekerül, mobilisnak minősülnek (BLUME et al. 2016).

SAUERBECK (1985), valamint KLOKE (1998) által Németországban savanyú talajon végzett kísérletek vizsgálati eredményei alapján számított TC dúsulási együtthatók és a kritikus növénybeli elemkoncentrációk az 1. táblázatban tanulmányozhatóak. Karbonátos talajon a nehézfémekre kapott TC értékek általában nagyságrenddel kisebbek.

KABATA PENDIAS – PENDIAS (2000) a nehézfémek TC értékeit nagyszámú növényfajra ismertetik a szakirodalomban közölt adatok alapján. Az értékek a legkevésbé felhalmozódó elemektől, mint például a bárium és a titán, a könnyebben felhalmozódó kadmium és bór elemekig terjednek. Általában az olyan elemek, amelyek viszonylag alacsony TC-vel rendelkeznek (Co, Cr, Hg, Pb) erősen kötődnek a talaj részecskék felszínén.

1. táblázat: Talaj-növény transzfer koefficiensek (TC) és a növényi koncentrációk kritikus értékei / Table 1. Soil-plant transfer coefficients (TC) and critical values for plant concentrations

Elem /Element	Talaj-növény transzfer koefficiens (TC) /Soil-plant transfer coefficient (TC)	Növényi koncentráció, mg/kg szárazanyag /Concentration in Plant mg/kg d.m.		
		Áltagos /General	Kritikus a növényre /Critical for plants	Kritikus a takarmányban /Critical in feed
Cu	0,1–1	3–15	15–20	30–100
Zn	1–10	15–150	150–200	300–1000
Tl	1–10	<5	20–30	1–5
Mo	1–10	0,1–1	–	10–20
Cd	1–10	<1	5–10	0,5–1
Ni	0,1–1	<5	20–30	50–60
Co	0,01–0,1	<0,5	10–20	10–50
Cr	0,01–0,1	<1	1–2	50–3000
Hg	0,01–0,1	<0,5	0,5–1	1 alatt
Pb	0,01–0,1	1–5	10–20	10–30

Forrás: SAUERBECK 1982, 1985; KLOKE 1988

Anyag és módszer

A szabadföldi kisparcellás nehézfém terhelési tartamkísérlet 1994 őszén került beállításra a Károly Róbert Főiskola Tass-pusztai Tangazdaságában savanyú, kötött csernozjom barna erdőtalajon. A kísérleti talaj 0-30 cm-es szántott rétegében a talaj kémhatása gyengén savanyú: $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$:6,4; $\text{pH}_{(\text{KCl})}$:5,4. A hidrolitos savanyúság (y_1) értéke 9,5. A művelt talajréteg meszet nem tartalmaz ($\text{CaCO}_3\%$ =0), elsavanyodásra hajlamos. A talaj szervesanyag-tartalma (OM): 3%. Szemcseösszetételben az agyag és az iszap frakció dominál. Az agyag frakció (0,002 mm alatti) aránya 44%, az iszap frakcióé (0,002-0,05 mm) pedig 50%. Az Arany-féle kötöttségi szám (KA) 45, a leiszapolható rész (0,02 mm alatti) részaránya 70%, a higroszkóposági értékszám (hy) 4,8. Fizikai talajféleség szerinti besorolása agyagos-vályog. A 0-32 cm-es „Asz” szintben mért térfogattömeg $1,21 \text{ g/cm}^3$. A talaj kationcsere-kapacitása (T-érték) 40 mgeé/100g talaj. A kicserélhető bázisok összes mennyisége (S-érték) 36 mgeé/100g talaj, és így a bázistelítettség (V%) 90%. A kicserélhető kationok közül a Ca^{2+} 83, a Mg^{2+} 10, a Na^+ 6, a K^+ 1%-ban található (FODOR, 2002).

A kezeletlen talaj szántott rétegében az oldható Zn és Cu tartalom 7 mg/kg volt. Az összes elemtartalom a Zn esetén 87 mg/kg, a Cu esetén 30 mg/kg volt.

A vizsgált nehézfémek (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) 3 terhelési szinten (0/30, 90 és 270 kg elem/ha), 3 ismétlésben kerültek kijuttatásra, 35 m² területű (3,5 m x 10 m-es) parcellákra (2. táblázat).

2. táblázat: A nehézfémterhelési szabadföldi kísérlet kezelései (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1994.) / Table 2. Treatments of the field experiment in heavy metal loading (chernozem brown forest soil, Mátraalja, Tass-puszta, 1994)

Elem /Element	Kezelések 1994 őszén (elem kg/ha) /Treatments in 1994 autumn (kg element/ha)			Az alkalmazott só forma /Form of salt
	1	2	3	
Cu	30	90	270	CuSO ₄ ·5H ₂ O
Zn	30	90	270	ZnSO ₄ ·7H ₂ O
Al	0	90	270	Al(NO ₃) ₃ ·9H ₂ O
As	30	90	270	NaAsO ₂
Cd	30	90	270	3CdSO ₄ ·8H ₂ O
Cr	30	90	270	K ₂ CrO ₄
Hg	30	90	270	HgCl ₂
Pb	30	90	270	Pb(NO ₃) ₂

Forrás: FODOR 2002

Az osztott parcellás (split-plot) elrendezésű kísérletben a 8 vizsgált elem jelentette a főparcellákat, a 3 terhelési szint az alparcellákat. A kezelések száma 24, az összes parcellaszám pedig 72 volt. A parcellákat 2 m-es utak határolták a jó megközelítés, valamint a művelésből adódó talajáthordás csökkentése érdekében. Az ismétléseket 4 m-es utak választották el egymástól. A kísérletet 11 m-es füvesített védősáv vette körül az eróziós talajelhordás megakadályozása céljából. A parcellák összes területe 2520 m², az utak, szegélyek védősáv területe 6728 m², a kerítéssel bekerített terület 9248 m².

A kezeléseket az elemek vízoldható sóival végeztük egy alkalommal, a kísérlet beállításakor. A kiszórandó adagokat előre kimértük, a helyszínen száraz homokkal összekevertük és kézzel egyenletesen szétszórtuk a parcellákon. A kiszórást követően a sókat kombinátorral 8-10 cm-re a talajba dolgoztuk.

A kísérlet során 1996-ban, 2001-ben, 2002-ben és 2007-ben a szántott rétegben az „összes” (cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható) és a „felvehető” (NH₄-acetát+EDTA oldható) elemtartalom is meghatározásra került. A talajmintavétel kézi botfúróval történt. Nettó parcellánként a parcellaszegélytől 0,5 m-t körben elhagyva 20-20 pontminta (leszúrás) reprezentált egy-egy átlagmintát. Az átlagminták 40 °C-on történő szárítása, majd darálása és homogenizálása után LAKANEN-ERVIÖ (1971) által javasolt NH₄-acetát+EDTA kioldást követően meghatározásra került az oldható („felvehető”) elemtartalom (MSZ-08-1722/1-1989). Az „összes” elemkészlet becslése a VÁRALLYAY (1995) által leírt cc.HNO₃+ cc.H₂O₂ feltárással történt. A talaj kivonatok elemanalízise ICP- AES plazmaemissziós spektrofotométerrel történt.

A réz és a cink növénybeli dúsulását, felvehetőségét a talaj-növény transzfer koefficiensek meghatározásával vizsgáltuk. A talaj-növény transzfer koefficiens értékét a növények nehézfém tartalmának és a talaj „összes” (cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható) elem tartalmának hányadosa adja. A szabadföldi kispácellás nehézfém terhelési tartamkísérletben a talaj-növény transzfer koefficiensek értékeinek számítására azokban a kísérleti években volt lehetőség, amelyekben a talaj „oldható” elem tartalma mellett az „összes” elem tartalma is meghatározásra került. Ezekben a kísérleti években a jelzőnövény a kukorica (1996), az őszi árpa (2001) és a fehér mustár (2002) volt. A talajmunkák, trágyázás, vetés, ápolási munkák minden évben az általános üzemi agrotechnika szerint történtek. A kísérletben talajfertőtlenítés, vegyszeres gyomirtás nem volt, hogy a peszticidek esetleges hatása a kísérlet eredményeit ne befolyásolja. Minden kísérleti évben meghatároztuk a jelzőnövények fémtartalmát. A növény mintavétel a növények tápláltsági állapotát leginkább meghatározó fenofázisokban (a kukoricánál 4.6 leveles fejlettség és virágzás idején, az őszi árpánál a bokrosodás vége, a mustárnál a zöldbimbós, illetve

az aratás előtti állapot) történt. A mintavétel során minden parcellán háromszor egy véletlenszerűen kiválasztott folyóméterről a növények teljes föld feletti részét begyűjtöttük. A növényi minták elemtartalmának meghatározását tömegmérés, szárítás és darálás előzte meg. A növénymintákban a vizsgált elemek $\text{cc.HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ feltárást követően ICP technikával kerültek meghatározásra.

Az egyes nehézfémek talaj-növény transzfer koefficiensének ismeretében lehetőség van annak vizsgálatára, hogy a LAKANEN-ERVIÖ (1971) módszerrel meghatározott „oldható” elemtartalom mennyiben felel meg a tényleges növényi elemfelvételnak. A megfelelés vizsgálatához meghatároztuk az egyes nehézfémek megoszlási arányának értékeit a talaj „oldható” (NH_4 -acetát+EDTA oldható) és „összes” ($\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható) elemtartalmának hányadosaként.

A talaj-növény transzfer koefficiens értékeinek és a megoszlási arányoknak az összehasonlítása alapján elemenként eldönthető, hogy a NH_4 -acetát+EDTA oldható elemtartalom, mennyiben felel meg a növények által felvehető elemtartalomnak. A transzfer koefficiens értékeinek meghatározása a terhelési szintenként meghatározott növényi felhalmozási értékek és a talajban meghatározott elemkoncentrációk átlagértékei alapján kerültek meghatározásra.

Eredmények

A réz és a cink egyes jelző növényekre meghatározott talaj-növény transzfer koefficienseit a 3. táblázat mutatja.

3. táblázat: A Cu és a Zn talaj-növény transzfer koefficiens értékeinek változása a terhelés függvényében kísérleti növényenként (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-pusztá). /Table 3. The Cu and Zn values of soil-plant transfer coefficients of different experimental plants (chernozem brown forest soil, Mátraalja, Tass-pusztá).

Növény (kísérleti év) Plant (experimental year)	Terhelési szintek 1994 őszén (elem kg/ha) /Treatments in 1994 autumn (kg element/ha)				Átlag (Average)
	0	30	90	270	
Cu					
Kukorica (1996)	0,33	NV	NV	0,20	0,26
Őszi árpa (2001)	0,21	0,18	0,16	0,12	0,17
Mustár (2002)	0,27	0,24	0,27	0,27	0,26
Zn					
Kukorica (1996)	0,80	NV	NV	0,80	0,80
Őszi árpa (2001)	0,48	0,50	0,52	0,50	0,50
Mustár (2002)	0,97	1,11	1,50	1,48	1,28

NV: nem vizsgált (not studied)

Forrás: saját

A 3. táblázat adatai szerint jelentősebb nehézfémfelvétel a két esszenciális elem közül a cink esetében történt, a réz dúsulása mérsékeltebb volt. A cink nagymértékű akkumulációja során a kísérleti növények cink koncentrációja a talaj összes cink koncentrációjának 86%-a volt átlagosan. A vizsgált növények közül a legnagyobb mértékű akkumulációt a mustár mutatta, a talaj „összes” Zn-tartalmának 1,3-szorosa volt a növény cink koncentrációja. A kukorica és az őszi árpa mérsékeltebb mennyiségben vette fel a cinket. A réz transzfer koefficiense az egyes

növények esetén közel azonos értéket mutatott, átlagosan a talaj „összes” réz tartalom 23%-ának megfelelő mennyiségben jutott be a növényekbe.

A réz és cink mikroelemekre meghatározott megoszlási arányokat a 4. táblázat mutatja.

4. táblázat: A talaj Cu és Zn tartalmának megoszlási aránya (oldható/összes) (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1996, 2001, 2002)./Table 4. Distribution ratio of Cu and Zn content (soluble/total) in soil (chernozem brown forest soil, Mátraalja, Tass-puszta, 1996, 2001, 2002).

Mintavétel éve /Experimental year	Terhelési szint 1994 őszen (elem kg/ha) /Treatments in 1994 autumn (Element kg/ha)				Átlag /Average
	0	30	90	270	
Cu					
1996	0,28	NV	NV	0,90	0,59
2001	0,31	0,33	0,42	0,45	0,38
2002	0,30	0,31	0,31	0,46	0,34
Zn					
1996	0,12	NV	NV	0,33	0,22
2001	0,08	0,10	0,11	0,14	0,11
2002	0,09	0,11	0,11	0,10	0,10

NV: nem vizsgált (not studied)

Forrás: saját

A 4. táblázat adatai szerint a talaj Cu-tartalmának 34-59%-a, a Zn-tartalmának 10-22%-a volt „oldható” formában. 1996-ban két terhelési szinten az „oldható” frakció meghatározására nem került sor, ezért az eredmények ebben az évben csak tájékoztató jellegűek. Látható, hogy a kísérleti évek során mindkét elem oldhatósága csökkent, de az oldható elemtartalom értéke még 12 év után is jelentős volt.

A 3. és 4. táblázat adatainak összehasonlítása alapján látható, hogy a réz megoszlási arányai és a talaj-növény transzfer koefficiens értékek nem mutatnak jelentős eltérést. A réz esetében a NH₄-acetát+EDTA oldható elemtartalom jól közelítette a növények számára felvehető elemtartalmat. Az átlagokat tekintve a réz esetén a növények számára felvehető elemtartalom közelítőleg a NH₄-acetát+EDTA oldható elemtartalom 1/2-e. A cink esetében a megoszlási arány értéke a transzfer koefficiens értékének átlagosan 1/5-e volt.

Következtetések

A talajszennyezés következményeként a szennyező elemek a növényi felvételen keresztül a táplálékláncba kerülhetnek. Az egyes mikroelemek növénybeli dúsulását jól jellemzi a transzfer koefficiens, amely a növénybeli/talajbani összes elemkoncentráció hányadosa.

- A vizsgálatok alátamasztják, hogy a transzfer koefficiens értékét meghatározza a talajterhelés mértéke és a növény faja.
- A cink transzfer koefficiense minden növény esetében nagyobb volt, mint a rézé, átlagosan annak közel négyszerese.
- A cink és a réz transzfer koefficiense az őszi árpánál volt a legkisebb.
- A mustár Zn akkumulációja kiemelkedő és a terhelési szintekkel együtt növekedett.

Az egyes növények esetén a transzfer koefficiens értéke növényi részenként is eltérő lehet. A koefficiens értéke KÁDÁR (2012) eredményei szerint talajtípusonként is különböző értéket mutat.

SZABÓ (2006) nehézfémek (Mn, Fe, Co, Ni, Pb, Cu, Zn) mobilizációját vizsgálta barna erdőtalajon termesztett napraforgó, kukorica és búza növényeknél és a réz talaj-növény transzfer koefficiensét 0,1-1,9 között, a cinkét 0,5-1,7 között állapította meg.

- A réz esetén a megoszlási arány és a transzfer koefficiens egyezést mutatott, a réz „oldható” frakciójának meghatározásával a növényi felvétel jól becsülhető.
- A cink megoszlási arányának értéke jóval meghaladta a transzfer koefficienst, amely azt mutatja, hogy a talajnak vannak olyan, a növények számára felvehető tartalékai, amelyek LAKANEN-ERVIŐ (1971) módszerével nem mutathatók ki.
- A kontroll talajon termelt növények magas Zn-tartalma a Gyöngyös környéki talajok cinkkel való jó ellátottságát igazolja.

Hivatkozott források

1. AHUMADA, I. – MENDOZA, J. – ASCAR, L. (1999): Sequential extraction of heavy metals in soils irrigated with wastewater. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 30(9–10),1507–1519. DOI: 10.1080/00103629909370303
2. ALLOWAY, B. J. (2008): *Zinc in Soils and crop nutrition*. Second edition. Brussels, Belgium and Paris, France: IZA and IFA.
3. BANKS M.K. – SCHWAB A.P. – HENDERSON C. (2006): Leaching and reduction of chromium in soil as affected by soil organic content and plants. *Chemosphere*, 62 (2), 255–264. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.05.020
4. BLUME, H-P. – BRÜMMER, G. W. – FLEIGE, H. – HORN, R. – KANDELER, E. – KÖGEL-KNABNER, I. – KRETZSCHMAR, R. – STAHR, K. – WILKE, B.-M. (2015): *Scheffer/Schachtschabel soil science*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg. DOI: 10.1007/978-3-642-30942-7
5. FODOR L. (2002): *Nehézfémek akkumulációja a talaj-növény rendszerben*. Doktori (PhD) értekezés. Keszthely: Veszprémi Egyetem, Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar, Növénytermesztési és Kertészeti Tudományok Doktori Iskola.
6. FODOR, L. – SZEGEDI, L. – FODORNÉ FEHÉR, E. (2007): Study of cadmium transport in the soil plant system. In: NÉMETH, T. – KOÓS, S. (eds.) *Program and Abstract Book of the 10th Int. Symp. on Soil and Plant Analysis*. Budapest: HAS-RISSAC-SPAC.
7. KABATA-PENDIAS, A. – PENDIAS, H. (2000): *Trace Elements in Soils and Plants* (3rd edition). London, New York, Washington, D.C.: CRC Press LLC.Boca Raton. DOI: 10.1201/9781420039900
8. KACHENKO, A.G. – SINGH, B. (2006): Heavy Metals Contamination in Vegetables Grown in Urban and Metal Smelter Contaminated Sites in Australia. *Water, Air, and Soil Pollution*, 169, 101–123. DOI:10.1007/s11270-006-2027-1
9. KÁDÁR I. (1995): *A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon*. Budapest: KTM-MTA TAKI.
10. KÁDÁR I. (2007): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. *Agrokémia és Talajtan*. 56, 391–408. DOI: 10.1556/agrokem.56.2007.2.14
11. KÁDÁR I. (2012): *A főbb szennyező mikroelemek környezeti hatása*. Budapest: Magyar Tudományos Akadémia ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet. DOI: 10.1556/agrokem.62.2013.1.15

12. KARCZEWSKA, A. – SZERSZEN, L. – KABALA, C. (1998): Forms of selected heavy metals and their transformation in soils polluted by the emissions from copper smelters. *Adv. GeoEcology*, 31, 705–712.
13. KHAN, A. – MUTHUKRISHNAN, A. M. – GUHA, B.K. (2010): Sorption and transport modeling of hexavalent chromium on soil media. *Journal of Hazardous Materials*, 174 (1–3) 15: 444–454. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.09.073
14. KLOKE, A. (1988): Das Drei-Bereiche-System für die Beurteilung von Böden mit Schadstoff-belastung. VDLUFA Schriftenreihe 28/2 Kongr.band. Darmstadt. 1117–1127.
15. LAKANEN, E. – ERVIÖ, R. (1971): A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil. *Acta Agralia Fennica*, 123, 223–232.
16. LEHOCZKY É. – SZABADOS I. – MARTH P (1996): Cadmium content of plants as affected by soil cadmium concentration. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 27(5–8), 1765–1777. DOI: 10.1080/00103629609369668
17. LEHOCZKY, É. – SZABÓ, L. – HORVÁTH, Sz (1998a): Cadmium uptake by lettuce (*Lactuca sativa* L.) in different soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29 (11–14), 1903–1912. DOI: 10.1080/00103629809370080
18. LEHOCZKY É. – SZABÓ L. – HORVÁTH Sz. – ALBRECHT G. – MARTH P. – SZABADOS I. (1998b): Effect of different soil pH on the Cd uptake by plants. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 43(456), 409–415.
19. LEHOCZKY, É. – MARTH, P. – SZABADOS, I. – PALKOVICS, M. – LUKÁCS, P (2000a): Influence of soil factors on the accumulation of cadmium by lettuce. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31(11–14), 2425–2431. DOI: 10.1080/00103620009370596
20. LEHOCZKY, É. – MARTH, P. – SZABADOS, I. – SZOMOLÁNYI, A (2000b): The cadmium uptake by lettuce on contaminated soils as influenced by liming. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31(11–14), 2433–2438. DOI: 10.1080/00103620009370597
21. LEHOCZKY, É. – KISS, Zs. (2002): Cadmium and Zinc Uptake by Ryegrass (*Lolium perenne* L.) in Relation to Soil Metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33(15–18), 2177–3187. DOI: 10.1081/CSS-120014514
22. LEHOCZKY, É. – KISS, Zs. – NÉMETH T. (2006): Study of the Transfer Coefficient of Cadmium and Lead in Ryegrass and Lettuce. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37(15–20), 2531–2539. DOI: 10.1080/00103620600822986
23. LIU, W. X. – SHEN, L.F. – LIU, J.W. – WANG, Y.W. – LI, S.R. (2007): Uptake of toxic heavy metals by rice (*Oryza sativa* L.) cultivated in the agricultural soils near Zhengzhou City, People's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 79, 209–213. DOI: 10.1007/s00128-007-9164-0
24. LOCH J. – NOSTICZIUS Á. (2004): *Agrokémia és növényvédelmi kémia*. Budapest: Mezőgazda Kiadó Kft.
25. SAUERBECK, D. (1985): *Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agriculturchemischer Sicht*. Materialien zur Umweltforschung. Stuttgart: Kohlhammer Verlag.
26. SHUMAN, L.M. (1985): Fractionation method for soil microelements. *Soil Science*, 140(1), 11–22. DOI: 10.1097/00010694-198507000-00003
27. SIMON L. (2006): Toxikus elemek akkumulációja, fitoindikációja és fitoremediációja a talaj-növény rendszerben. MTA Doktori értekezés. Nyíregyháza. 158 p.
28. SPOSITO, G. – LUND, L. J. – CHANG, A.C. (1982): Trace metal chemistry in arid zone field soils amended with sewage sludge. I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb

- in solid phases. *Soil Science Society of America Journal*, 46(2), 260–264. DOI: 10.2136/sssaj1982.03615995004600020009x
29. SRIVASTAVA, S. – PRAKASH, S. – SRIVASTAVA, M. M. (1999): Chromium mobilization and plant availability – the impact of organic complexing ligands. *Plant and Soil*, 212, 203–208.
 30. SZABÓ, A. – POKOVAI K. – RAGÁLYI P. – RÉKASI M. – SÁNDOR R. – BERNHARD B. – KONCZ J. – KREMPER R. – CSATHÓ P. (2019): Nehézfém- és egyéb toxikus mikroelem-terhelés tartamhatása a főtermés mennyiségére szabadföldi kísérletben. *Agrokémia és talajtan*, 68 (2), 259–278.
 31. SZABÓ Gy. (2006): *Nehézfém-mobilizáció vizsgálata Cserépfalu környéki talajokban* –Egy szakmai életút eredményei és színhelyei – Tiszteletkötet Martonné Dr. Erdős Katalin 60. születésnapjára. Debrecen: DE, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék. 159–169.
 32. SZABÓ, L. – SZEGEDI, L. (2006): Changes of availability of some microelements in heavy metal amended soil. *Cereal Research Communication*, 34(1): 303–306.
 33. SZEGEDI, L. (2008): The examination of the mobility of some microelements on brown forest soil. *Cereal Research Communications*, 36(Suppl.), 1011–1014.
 34. VÁRALLYAY Gy. (1990): Soil quality and land use. In: HINRICHSEN, D. – ENYEDI, Gy. (eds): *State of the Hungarian environment*. Budapest: Hungarian Academy of Sciences - Ministry of Environment - CSO of Hungary. 91–123.

Szerző(k) / Author(s)

Dr. Szegedi László PhD

egyetemi docens/ associate professor

Magyar Agrár és Élettudományi Egyetem – Károly Róbert Campus

Környezettudományi Intézet, Agroökológiai Csoport

3200 Gyöngyös, Mátrai. u. 36.

Szegedi.Laszlo@uni-mate.hu

Dr. Tury Rita PhD

egyetemi adjunktus/ assistant professor

Magyar Agrár és Élettudományi Egyetem – Károly Róbert Campus

Környezettudományi Intézet, Agroökológiai Csoport

3200 Gyöngyös, Mátrai. u. 36./

Tury.Rita@uni-mate.hu

Prof. Dr. Lehoczky Éva PhD, DSc

egyetemi tanár/ professor

Magyar Agrár és Élettudományi Egyetem – Károly Róbert Campus

Környezettudományi Intézet, Agroökológiai Csoport

3200 Gyöngyös, Mátrai. u. 36.

Lehoczky.Eva@uni-mate.hu

A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik: [CC-BY-NC-ND-4.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

