

## Mikroelem-terhelés hatása a kukoricaállományra karbonátos csernozjom talajon

<sup>1</sup>KÁDÁR IMRE, <sup>2</sup>RADICS LÁSZLÓ és <sup>3</sup>BANA KÁROLYNÉ

<sup>1</sup>MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest,

<sup>2</sup>Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem Mezőgazdaságtani Tanszéke, Budapest és

<sup>3</sup>Vetőmagtermeltető és Értékesítő Vállalat Minőségellenőrzési Osztálya, Budapest

Korábban részletesen áttekintettük a talajszennyezés, ill. tágabb értelemben a tápláléklánc szennyeződésének problémáit és megfogalmaztuk a nehézfém-kutatások jelenkori feladatait Magyarországon (KÁDÁR, 1999). Ezúton a karbonátos csernozjom talajon beállított terhelési kísérletet ismertetjük. A kísérlet olyan talajszennyezettségi szinteket reprezentál, melyek ipari létesítmények, autópályák és települések szennyezett környezetében ma is előfordulnak, vagy a jövőben előfordulhatnak. Szennyező forrásul ásványi sókat alkalmaztunk lehetőleg oldható formában, hogy a potenciális toxicitás jobban vizsgálható legyen. Döntő jelentőségű ugyanis az ionos formák talajbani átalakulásának megismerése.

Sajnos a hasonló tartamjellegű kísérletek a nemzetközi irodalomban is szinte hiányoznak. A szennyvíziszapokkal folyó kísérletekben ugyanis nem választható szét szabatosan az egyes komponensek hatása, nem állapíthatók meg toxicitási határértékek az egyes elemekre vagy ionformákra stb. Ehhez tiszta hatásgörbe kísérletekre van szükség elemenként, ahol végigkísérhető a növény fejlődése a mérgezés során, a termés és a növényanalízis adataiból pedig a transzfer-koefficiens is megállapítható. Tenyészedény-kísérleteket ugyan nagy számban végeztek fémsókkal, de ezekben a veszélyt túlbecsülik, hiszen a szűk talaj/gyökér arány miatt intenzívebb a felvétel. A kommunális iszapoknál viszont szabadföldön még extrém, 500 t/ha adag felett is ritka a toxicitás, amennyiben a talaj pH-értéke 5,5 feletti (CHANG et al., 1992; BRIDGE, 1995; SCHMIDT, 1997; MCGRATH et al., 1994).

Az Egyesült Államok Környezetvédelmi Hivatala (USEPA) a Mezőgazdasági Minisztériummal (USDA) egyetértésben újraszabályozta a szennyvíziszapok elhelyezésének előírásait. 1993 óta a USEPA-503 sz. rendelete a talajterhelési határértékeket számos esetben megemelte és olyan mérvű fémmakkumulációt engedélyez, mely 1 vagy 2 nagyságrenddel lépi túl a talajok természetes készletét, ill. amely az európai szabályok szerint már szennyezésnek minősül és

beavatkozást igényelne. Így pl. 40 kg/ha körüli As- és Cd-, 100 kg/ha Se-, 1500 kg/ha Cu-, 3000 kg/ha körüli Zn- és Cr-terhelés még elfogadható (BRIDGE, 1995).

A túl liberális szabályozást számosan megkérdőjelezzik. Érvelésük szerint az iszapok adszorpciós tulajdonságai csak átmenetileg gátolják a legtöbb mikroelem extrémebb növényi felvételét a szervesanyagbani megkötődés miatt. Ez a védelem nem állandó és nem effektív minden elemre, növényre, talajra. Az USEPA főként a kukoricát vette alapul, amelyre sok adat gyűlt össze. Ezzel alábecsülte a többi növény érzékenységét, hiszen a kukorica viszonylag fémtűrő és képes mély gyökereket fejleszteni, áthatolva a szennyezett talajrétegen. Az iszapokkal bevitt fémek idővel felvehetőbbekké válhatnak esetleg a még el nem savanyodott talajban is (amikor az összes elemkészlet határérték alatti), az érzékeny növényeket és talaj-mikroorganizmusokat károsítva.

Saját vizsgálataink többirányú célt követnek. A társtudományok képviselőinek bevonásával az alábbi problémák felvetését kezdeményeztük:

- Egyes elemek viselkedése a talajban: megkötődés, kilúgzás, talajbani átalakulás;
- egyes elemek hatása a talajéletre: talajbiológiai aktivitás változása, talajlakó mikroszervezetek populációjának alakulása, rhizoszféra vizsgálatok stb.;
- egyes elemek hatása a növényekre: termés, minőség, betegséggellenállóság, gyomosodás alakulása; szárazság- és fagyűrés, megdőlési hajlam változása;
- egyes elemek akkumulációja a növényi szövetekben, transzportja. Fitoxicitási határkoncentrációk megállapítása növényfajra;
- a kísérletben termelt szennyezett növényi anyaggal állatetetés kísérletek végzése, ill. az egyes elemek mozgásának figyelemmel kísérése a talaj–növény–állat rendszerben.

### Anyag és módszer

Kísérletünket az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet nagyhorcsöki kísérleti telepén állítottuk be 1991 tavaszán. A termőhely löszön képződött karbonátos csernozjom talaja a szántott rétegben mintegy 5 %  $\text{CaCO}_3$ -ot és 3 % humuszt tartalmaz. Fizikai féleségét tekintve vályog, 20 % agyag ill. 40 % leiszapolható rész frakcióval. Agyagásványainak közel felét illit, 1/3-át klorit, kisebb részét szmektit alkotja. SZÚCS (1965) részletes talajföldrajzi felmérése alapján a területet a dunavölgyi mészlepedékes csernozjomok közepes humuszrétegű változatába sorolja 50–100 cm humuszréteggel. A talajvíz tükre kb. 15 m mélyen helyezkedik el, szennyeződése felszíni kilúgzással gyakorlatilag kizárt. A telep éghajlata az Alföldéhez hasonlóan csapadékszegény és aszályra hajló.

A kísérlet kezeléseit és az alkalmazott sók formáját az 1. táblázat ismerteti. Az extrém adagok a talajszennyezési szintek modellezését szolgálták. Az osztott parcellás elrendezésben a vizsgált 13 elem jelenti a főparcellát, míg a 4–4 terhelési szint (adag) az alparcellát  $13 \times 4 = 52$  kezeléssel és 2 ismétléssel, azaz összesen 104 parcellával. A  $21 \text{ m}^2$  területű parcellákat 1–1 m-es utak határolják hosszirányban a jobb megközelíthetőség és a talajáthordás megakadályozása ér-

1. táblázat  
A kísérletben alkalmazott egyszeri terhelések 1991-ben  
(Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörccsök)

(1) Elem jele	(2) Adagok 1991 tavaszán, kg/ha				(3) Alkalmazott sók formája
	0	1	2	3	
Al	0	90	270	810	$\text{AlCl}_3$
As	30	90	270	810	$\text{As}_2\text{O}_3/\text{NaAsO}_2$
Ba	0	90	270	810	$\text{BaCl}_2$
Cd	30	90	270	810	$\text{CdSO}_4$
Cr	0	90	270	810	$\text{K}_2\text{CrO}_4$
Cu	0	90	270	810	$\text{CuSO}_4$
Hg	30	90	270	810	$\text{HgCl}_2$
Mo	0	90	270	810	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$
Ni	0	90	270	810	$\text{NiSO}_4$
Pb	0	90	270	810	$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$
Se	30	90	270	810	$\text{Na}_2\text{SeO}_3$
Sr	0	90	270	810	$\text{SrSO}_4$
Zn	0	90	270	810	$\text{ZnSO}_4$

dekében. A parcellák teljes területe 2184, az utak és szegélyek területe 2008, a kísérlet bekerített összes területe  $4192 \text{ m}^2$ . A növényi sorrend az első 4 évben kukorica–sárgarépa–burgonya–borsó volt.

Míg a mikroelemeket egyszer alkalmaztuk 1991 tavaszán, évente alaptrágyázást végzünk  $100\text{--}100\text{--}100 \text{ kg/ha}$  N,  $\text{P}_2\text{O}_5$  és  $\text{K}_2\text{O}$  hatóanyag adagolásával ammónium-nitrát, szuperfoszfát és kálisó formájában. A P- és K-műtrágyákat, valamint a N-műtrágya felét ősszel szántás előtt, a N másik felét tavasszal vetés előtt vagy fejtrágyaként juttattuk a talajba. A talajművelés az üzemekben szokásos módon történt, talajfertőtlenítést és vegyszeres gyomirtást nem alkalmaztunk. A növényállomány bonítálására többször is sor kerül a tenyészidő folyamán. A gyomfelvételezéseket Radics László (KÉE Mezőgazdasági Tanszék), a kórtani felvételezéseket Szécsi Árpád (MTA Növényvédelmi Kutatóintézet) végzi. A  $30 \text{ kg/ha}$  adagú As-, Cd-, Hg- és Se-kezelések eredményeinek bemutatásától eltekintünk, mivel érdemben sem a termés, sem a termés minőségi mutatói nem módosultak a kontrollhoz képest.

Parcellánként 20–20 pontminta (leszúrás) egyesítésével átlagmintákat veszünk a szántott rétegből rendszeresen, esetenként pedig mélyfúrásokra is sor kerül. A talajmintákban LAKANEN és ERVIÖ (1971) szerint meghatároztuk az  $\text{NH}_4$ -acetát + EDTA-oldható elemtartalmakat, valamint a cc  $\text{HNO}_3$  + cc  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárással becsült „összes” készletet. Parcellánként növényi átlagmintákat veszünk és lehetőség szerint külön elemezzük a gyökeret, hajtást és az aratáskori fő- és melléktermést. Az átlagmintákat minimum 20 növényi részből ill. egyedből (kapások), vagy 8–8 folyóméter föld feletti növényi anyagból (kalászosok) képezzük, melyet az egyes parcellák nettó területéről veszünk.

A kísérletben termelt növényi anyag takarmányul szolgálhat az Állatorvosi Egyetem Takarmányozástani Tanszékén végzett állatetelési kísérletekben. A talaj, növény és az állati szervek mintáit az MTA TAKI ICP laboratóriuma vizsgálja 20–25 elemre kiterjedően. Az egyes növények minőségi paramétereit (vitaminok, karotinoidok) a Központi Élelmiszeripari Kutatóintézetben kísérik figyelemmel. A talajbiológiai vizsgálatokat Intézetünk Talajbiológiai és Talajbiokémiai Osztálya végzi. A kutatások eddigi eredményeiből, módszerét is részben bemutatva, több közlemény készült (KÁDÁR, 1993, 1995; KÁDÁR & SZABÓ, 1996; RADICS & KÁDÁR, 1994; KÁDÁR et al., 1994; BIACS et al. 1995).

A mikroelemek sóinak kiszórása 1991. április 22-én történt kézzel, míg a kukorica vetése május 22-én sorvetőgéppel az üzemekben szokásos 70 cm sorsávra. A tőszámot silókukorica sűrűsége, 110 ezer db/ha körülire állítottuk be. A nagyobb állománysűrűség kompenzálhatta a késői vetést és a fémsók esetleges tőszámcsökkentő hatását. Mivel a parcellák mérete viszonylag mérsékelt volt ( $3,5 \times 6 = 21 \text{ m}^2$  bruttó terület), a növényállomány a szegélyekre vetett közös sorokkal 6 sort, betakarításkor és a mintavételek idején a szélső sorokat elhagyva 4 sort jelentett. A 4 sor értékelt (nettó) területe  $2,8 \times 6 = 16,8 \text{ m}^2$ -t takar.

### Kísérleti eredmények

#### *A 4–6 leveles korú kukorica állományának vizsgálata*

A 4–6 leveles kor fontos fejlődési stádiumnak minősül. Ekkor a növény tartalékokat képezve a későbbi intenzív megnyúlás számára luxusfelvétellel jellemezhető, az elemek koncentrációja a növényi szövetekben általában a legnagyobb. Ez a fenofázis élettanilag megfelel a kalászosok bokrosodás végi stádiumának és alkalmas a növény, ill. rajta keresztül közvetetten a talaj ellátottságának/szennyezettségének megítélésére. A növényanalitikusok indikátor szervnek tekintik hasonló okokból a címerhányáskori/virágzás előtti cső alatti levél összetételét is, amely a generatív szemfejlődés tartaléktápanyagokkal való ellátottságát tükrözheti. Kísérletünkben a virágzás előtti levélanalízisre is sor került.

A 4–6 leveles mintavétel július 8-án történt nettó parcellánként 20–20 gyökerező növény felhasználásával. A gyökereket mechanikailag megtisztítottuk a

talajszennyezésektől, majd rövid ideig tartó erős vízszugárral lemostuk. A 30–40 °C-on történő szárítást követően külön daráltuk analízisre a hajtást és a gyökereket. A hajtás és a gyökerek légszáraz tömegének adatait a 2. táblázatban tanulmányozhatjuk. Ebben a korban fitotoxikusnak mutatkozott a vizsgált elemek (helyesebben sóformák) közül az Al, Cr, Cu, Mo, Ni, Se, azaz a vizsgált 13 sóformából 6. Kifejezetten depresszívnek tekinthető az Al-, Cr-, Mo- és Se-kezelés, ahol a hajtás tömege 50 % körüli értékre vagy az alá süllyedt a kontrollhoz viszonyítva.

2. táblázat

Toxicitást (depressziót) jelző kezelések hatása a 4–6 leveles kukoricára (Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. júl. 8.)

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD <sub>5%</sub>	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Légszáraz hajtás, g/20 növény</i>						
Al	145	135	105	55	60	110
Cr	155	75	20	15		66
Cu	205	195	145	125		168
Mo	140	130	95	25		98
Ni	200	190	145	110		161
Se	145	140	90	75		113
<i>B. Légszáraz gyökér, g/20 db</i>						
Al	38	35	28	21	20	30
Cr	34	29	13	12		22
Cu	50	47	40	37		44
Mo	38	34	20	15		27
Ni	54	38	41	24		39
Se	36	34	26	27		31
<i>C. Hajtás/gyökér aránya</i>						
Al	3,8	3,9	3,8	2,6	1,5	3,5
Cr	4,6	2,6	1,5	1,2		2,5
Cu	3,7	5,0	3,5	4,6		4,2
Mo	3,7	3,8	4,8	1,7		3,5
Ni	3,7	5,0	3,5	4,6		4,2
Se	4,0	4,1	3,5	2,8		3,6
<i>D. Szárazanyag %, hajtás</i>						
Cr	10	12	14	14	2	13
Mo	11	11	10	10		11
Se	11	11	11	12		11
<i>E. Szárazanyag %, gyökér</i>						
Cr	20	36	49	43	14	37
Mo	28	24	21	42		29
Se	23	26	30	37		29

A gyökérsúlyok kevésbé látványosan csökkentek. Statisztikailag is igazolható depressziót jelzett a Cr-, Mo- és Ni-, valamint tendenciájában az Al-, Cu- és Se-kezelés. A hajtás/gyökér aránya igazolhatóan szűkült a Cr- és Mo-kezelésben, tehát a mérgezés főként a hajtás növekedésének gátlásában jelentkezett. Hasonló jelenségre utalt a Se-terhelés, ezzel szemben a Cu és Ni esetén inkább a gyökér károsodása látszik kifejezettebbnek. A mérgezéssel együtt nőtt a növények szárazanyag %-a, azaz csökkent az élettani aktivitásra utaló víztartalom a Cr- és Se-kezelésekben. E tekintetben a gyökér mutat drasztikus változásokat, ill. irreverzibilis károsodásokat.

3. táblázat  
Kezelések hatása a 4–6 leveles kukorica összetételére  
(Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. júl. 8.)

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD <sub>5%</sub>	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Hajtás, mg/kg légszáraz anyagban</i>						
Al	91	114	95	198	42	124
As	0,1	0,8	1,1	1,3	1	1
Ba	4	8	22	96	12	32
Cd	0,1	1,3	3,5	12,5	2	4
Cr	0,2	0,5	2,8	2,8	1	2
Cu	18	20	21	22	4	20
Hg	0,1	2,0	2,1	3,7	1	2
Mo	0,4	107	284	781	16	294
Ni	0,8	1,3	2,1	2,4	1	2
Pb	0,0	1,0	2,8	5,4	1	2
Se	0,1	9	24	60	5	23
Sr	19	27	29	42	11	29
Zn	19	51	76	126	23	68
<i>B. Gyökér, mg/kg légszáraz anyagban</i>						
Al	2400	1863	1270	1750	1400	1821
As	0	7	8	23	9	10
Ba	27	21	38	114	16	50
Cd	0	34	168	294	46	124
Cr	4	24	77	158	17	66
Cu	9	13	25	43	9	23
Hg	0	10	12	63	5	21
Mo	0	140	455	990	112	397
Ni	8	12	26	38	7	21
Pb	0,6	6	8	24	9	14
Se	0	9	18	51	5	20
Sr	30	34	39	77	14	45
Zn	24	36	70	131	13	65

(-): 0,1 ppm, ill. mérés határ alatti koncentráció (As, Cd, Hg, Se)

Lássuk hogyan alakul a hajtás és a gyökér összetétele! A 3. táblázat adatai szerint általában a gyökér több elemet akkumulál mint a hajtás, mert a talaj hatalmas kínálatának kevésbé képes ellenállni. Az egyes elemek viselkedése azonban eltérő, hiszen a talaj sem azonos erővel köti meg az elemeket, valamint a növényen belüli transzport sem azonos módon gátolt. Így pl. a gyökérben átlagosan 4-szeres az Pb-, mintegy 10-szeres az As-, Hg- és Ni-, 15-szörös az Al-, valamint 30-szoros a Cd- és Cr-koncentráció a hajtás átlagaihoz képest. Ugyanakkor a Ba-, Cu-, Mo-, Se-, Sr- és Zn-tartalom lényegesen nem különbözik a föld feletti és a föld alatti szervek átlagában. A fentiekből fontos következtetés adódik. Éppen a leginkább veszélyesnek tartott elemek zöme (Al, As, Cd, Cr, Hg, Pb, Ni) a gyökérben marad, tehát csak kis mértékben mozog a talaj–növény rendszerben, legalábbis a kukorica termesztése esetén kevésbé halmozódnak fel a termésben. Kérdés mi a helyzet a gyökértermésű növényeknél, mint a burgonya vagy sárgarépa, amelyek a közvetlen emberi fogyasztást szolgálják? A további kutatásoknak minden bizonnyal kiemelten kell foglalkozniuk az élelmiszernövények szennyeződésének kérdésével.

A kezeletlen vagy kis adaggal kezelt talajon általában a mérés határ alatti vagy körüli, a 0,1 ppm koncentrációkat meg nem haladó volt az As-, Cd-, Hg- és Se-koncentráció mind a gyökérben, mind a hajtásban. A terhelés kevésbé tükröződött az As-, Cr-, Hg-, Ni- és Pb-felvételben, tartalmuk 10 ppm alatti a hajtásban. Igaz, hogy a gyökerek nagyságrendi dúsulást jeleztek. A hajtásban két elem (Mo, Se) dúsult fel extrém módon a terheléssel. Feltehető, hogy e két elem molibdenát- és szelenationként mobilis maradhat a jól szellőzőt meszes talajon, felvételük (mint esszenciális elemek) nem gátolt, valamint az elpárolgó vízzel, tömegárammal könnyedén feljutnak a föld feletti hajtásba. Mérsékelt, 10–20 ppm koncentráció növekedést mutatott a Cd, Cu és Sr a hajtásban a kontrollhoz képest.

A talajszennyezéssel ill. mikroelemkutatással foglalkozó irodalom gyakran jellemzi az egyes elemek felvehetőségét és ezzel a táplálékláncba kerülését az ún. „transzfer koefficiens”-sel, mely a növénybeni/talajbani összes elemkoncentráció hányadosa. Ez a hányados, ill. a felvehetőség függ a talajterheléstől, hiszen a növényi felvétel csak egy ideig lehet lineáris, valamint függ a felvétel egyéb körülményeitől (talajtulajdonságok, elemek talajbani megkötődésének és növényi felvételének specifikumai). A hányados nagyságrendekkel eltérhet elemenként, növényfajonként, növényi részenként, talajonként stb.

Amennyiben feltesszük, hogy a talaj 20 cm-es szántott rétege 1,5 térfogat-súly mellett 3 millió kg/ha, 3 kg/ha terhelés jelent 1 mg/kg, vagyis 1 ppm koncentráció növekedést. Az alkalmazott adagok tehát 0, 10, 30, 90, 270 mg/kg dúsuláshoz vezethetnek elméletileg a feltalajban. A kukorica gyökerének Cd-koncentrációja közelítően ezt a trendet mutatta, tehát a gyökér/talaj transzfer együttható 1 körüli volt. A hajtás/talaj koncentráció hányadosa ugyanakkor 0,03, csaknem két nagyságrenddel kisebb. A Mo-koncentráció ezzel szemben mind a hajtásban, mind a gyökérben átlagosan 3-szorosa a talajba adottnak, azaz a növény/talaj transzfer együttható megközelítően 3 volt.

## A 4-6 leveles kukorica gyomosodása és a gyomok összetétele

A kapálást ill. az egyelést megelőzően gyomfelvételezésre került sor, megbecsülve a kukorica borítottsági %-át, a gyomfajok számát és fajonkénti borítottságát. Ezt követően parcellánként 1 m<sup>2</sup> területről a gyomok föld feletti hajtását is begyűjtöttük elemzésre (104 db átlagminta). A gyomok tömegét a Chenopodium album és kisebb mértékben az Amaranthus blitoides képviselte. Amint a 4. táblázatból látható, ebben az időszakban a talaj növényvel való borítottsága 30 % körüli, melyből átlagosan 5 %-ot a gyomok képviselnek. Az összes borítottság bizonyíthatóan csökken az Al-, Cr-, Cu-, Mo- és Se-kezelésben. A gyomokra különösen pusztító hatású volt a Cr és a Se, mely sók jó gyomirtónak bizonyultak. A Cr minden gyomfajt kipusztított a nagyobb terhelésnél.

## 4. táblázat

Toxicitást jelző kezelések hatása a 4-6 leveles kukorica gyomosodására  
(Mészlepedékes csernozjom talaj, Nagyhörsök, 1991. júl. 8.)  
(Radics László (KÉE) adatai)

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD <sub>5%</sub>	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Összes borítottság, %</i>						
Al	29	28	27	14	8	25
Cr	34	18	6	4		15
Cu	34	31	31	25		30
Mo	27	27	21	12		22
Se	32	28	21	19		25
<i>B. Ebből kukorica borítottság, %</i>						
Al	25	18	22	10	6	19
Cr	27	15	6	4		13
Cu	28	26	25	21		25
Mo	24	22	18	11		19
Se	24	24	19	18		21
<i>C. Ebből gyomborítottság, %</i>						
Al	4	10	5	4	6	6
Cr	7	3	0	0		2
Cu	6	5	6	4		5
Mo	3	5	3	1		3
Se	8	4	2	1		4
<i>D. Gyomfajok száma, db</i>						
Al	4,0	2,5	3,5	4,0	2,6	3,5
Cr	5,0	3,5	1,5	0,0		3,2
Cu	4,5	4,5	3,5	3,5		4,0
Mo	4,0	2,5	3,0	2,0		2,9
Se	5,0	5,0	4,0	3,0		2,4



Az 1–1 m<sup>2</sup> területről véletlenszerűen begyűjtött gyomminták hajtásának tömege a Cr-, Mo- és Se-kezelésekben igazolhatóan csökkent. Ezek a fémek tehát nemcsak a kukorica fejlődésére bizonyultak toxikusnak, hanem a gyomflóra számára is. A gyomok összetétele tükrözte a talaj terhelését az ugyanolyan korú

5. táblázat  
Toxicitást jelző kezelések hatása a gyomok tömegére, valamint a gyomok összetételére  
(Mészlepedékes csernozjom talaj, Nagyhörösök, 1991. júl. 8.)

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD <sub>5%</sub>	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Légszáraz hajtás, g/m<sup>2</sup></i>						
Cr	50	25	0	0		19
Mo	59	53	40	16	29	42
Se	64	50	30	19		41
<i>B. Összetétel, mg/kg légszáraz anyag</i>						
Al	180	957	891	639	251	666
As	0	0	1	1	1	1
Ba	12	43	150	422	19	157
Cd	0	3	8	18	2	7
Cr	0	3	-	-	1	1
Cu	8	10	9	12	2	10
Hg	0	1	5	18	2	6
Mo	3	115	376	600	80	274
Ni	1	7	8	12	2	7
Pb	0	2	8	8	2	5
Se	0	8	18	126	10	38
Sr	134	259	396	574	95	341
Zn	20	81	124	176	15	100

(-): A gyomállomány kipusztult.

Megjegyzés: A gyomok átlagos szárazanyag-tartalma 16 % volt. A kontrolltalajon mért As, Cd, Cr, Hg, Pb és Se méréshatár alatt maradt.

kukorica hajtásához hasonlóan, tehát a gyomok is jó indikátorai lehetnek a talajszennyezésnek. Bizonyos elemeket a gyomok nagyobb mértékben akkumuláltak. Így pl. az átlagos Sr-koncentráció több mint 10-szerese, az Al és Ba 5-szöröse, a Cd, Hg, Ni 2–3-szorosa volt a kukoricában mért koncentrációnak. Némileg emelkedett a Zn-tartalom is, míg a Cu-koncentráció a kukorica hajtásában volt nagyobb (5. táblázat).

*Kezelés hatása a kukoricára virágzás és betakarítás idején*

A következő mintavétel aug. 8-án történt virágzás elején. Nettó parcellánként 20–20 db cső alatti levelet gyűjtöttünk. A légszáraz levélsúlyokban csak a Cr- és Se-terhelés okozott igazolható csökkenést. Az analízisadatok szerint a levelek átlagos elemkoncentrációi drasztikusan lecsökkentek a 4–6 leveles korú állapothoz viszonyítva. Méréshatár, ill. 0,1 ppm alatt maradt az As, Cd, Cr, Hg, Ni a levelekben, vagy csak a nagyobb terhelésnél találtunk 1–2 ppm Hg-tartalmat. Gyakorlatilag nem változott az Al- és Cu-tartalom a terheléssel. Itt is megduplázódott viszont a Sr- és többszörösére nőtt a Zn- és Pb-tartalom a kontrollhoz képest. Nagyságrendi dúsulás követhető nyomon a Se és Mo elemeknél, valamint a maximális terhelésű Hg-kezelésben. A kontrollon mért 0,1 ppm körüli értékről a Hg egy, a Se kettő, míg a Mo három nagyságrenddel (azaz több ezerszeresére) dúsult a 6. táblázat eredményei szerint.

A sűrű kukoricaállomány lassan beérett a hosszú őszen és lehetővé tette a magra történő betakarítást. Nettó parcellánként 20–20 csöves szármentát vetünk analízisre, majd a teljes magtermést parcellakombájnnal arattuk le. A 13

*6. táblázat*

**Toxicitást jelző kezelések hatása a kukorica virágzáskori cső alatti levelének tömegére, valamint a levelek összetételére**  
(Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörccsök, 1991. aug. 8.)

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD <sub>5%</sub>	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Légszáraz levél, g/20 db</i>						
Cr	49	38	24	20	11	33
Se	49	49	43	35		
<i>B. Összetétel, mg/kg légszáraz anyag</i>						
Al	14	27	20	18	13	20
As	0	0	0	0	0	0
Ba	1	6	5	24	4	9
Cd	0	0	0	0	0	0
Cr	0	0	0	0	0	0
Cu	12	14	13	13	2	13
Hg	0	0	0	2	1	1
Mo	0	141	262	404	32	202
Ni	0	0	0	0	0	0
Pb	1	1	2	5	3	2
Se	0	7	16	40	13	15
Sr	12	18	19	24	5	18
Zn	18	35	43	65	10	40

*Megjegyzés:* A levélsúlyokat csak a Cr- és Se-terhelés módosította. A levelek átlagos szárazanyag-tartalma virágzás kezdetén 28 % volt.

vizsgált sóból igazolható terméscsökkenést 4 okozott: Cr, Mo, Pb, Se. A Cr drasztikus 80 %-os, a Mo és Se erős 40–50 %-os, míg a Pb a maximális terhésnél is csak mérsékelt 20–30 %-os toxicitást jelzett (7. táblázat).

7. táblázat  
Változást okozó kezelések hatása a kukorica fejlődésére és termésére  
(Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991)

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD <sub>5%</sub>	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Bonitálás virágzás kezdetén, aug. 8-án*</i>						
Cd	4,5	4,0	4,5	5,0	1,1	4,5
Cr	3,5	2,0	1,0	1,0		1,9
Mo	3,5	4,0	3,5	2,0		3,2
Se	3,5	4,5	3,0	2,0		3,2
<i>B. Növénymagasság virágzáskor (aug. 8-án), cm</i>						
Cd	193	226	230	213	29	216
Cr	225	132	68	50		119
Mo	215	212	204	191		205
Se	219	226	219	156		205
<i>C. Légszáraz szemtermés, t/ha (nov. 25-én)</i>						
Cr	8,1	5,2	1,9	1,6	2,5	4,2
Mo	8,5	8,4	7,4	4,7		7,2
Pb	8,9	8,4	7,8	6,4		7,9
Se	8,5	7,6	5,7	4,3		6,5
<i>D. Légszáraz szártermés, t/ha (nov. 25-én)</i>						
Cr	4,7	3,1	1,2	0,8	2,3	2,5
Mo	4,3	4,3	2,7	2,7		3,5
Pb	5,2	4,7	4,4	3,3		4,4
Se	4,7	4,2	3,7	3,0		3,9

\* Bonitálás: 1 = leggyengébb; 5 = legfejlettebb állomány

Meg kell említeni, hogy 4–6 leveles korban még az Al-, Ni-, Cu- is depresszív hatású volt, míg az Pb-só nem. Feltehetően a kevésbé mozgékony Cu és Ni megkötődött a talajban és toxikusságát elvesztette, ill. a kukorica gyökérzete a nem szennyezett talajban fejlődött tovább. Az Al meszes talajban nem mozgékony, az átmeneti negatív hatást minden bizonnyal a kísérő kloridion okozhatta. Az AlCl<sub>3</sub>-sóban a mérgező klorid részaránya csaknem 80 %. (Ez pl. azt is jelenti, hogy a maximális Al-kezelésben (810 kg Al/ha) több mint 3000 kg/ha klorid jutott a talajba.) Ez a kloridfelesleg az esővízzel gyorsan lemosódhatott a mélyebb rétegekbe, felhígult és már virágzás idején sem befolyásolta a kukorica fejlődését.

Törekedtünk a sókat oldható toxikus formában adni, így a kísérő ion gyakran a nitrát, klorid, nátrium, kálium, ammónium és szulfát. E talajon átmeneti-

leg mérgező lehet az extrém adagú klorid, ammónium, esetleg a nitrát. Az ammónium néhány hét alatt nitrifikálódhat, feleslege a kloridhoz hasonlóan lemosódik és gyorsan elveszítheti toxicitását. Szárazabb periódusban viszont a nitrát is rendre termésdepressziót okozhat a növény igényét jelentősen meghaladó koncentráció esetén. A többi kísérő ion, elem nem befolyásolja a termést, ill. érdeemben nem módosíthatja a talaj eredeti készletét. Mindenesetre az első évi hatásokat nagy elővigyázatossággal kell kezelni ill. értelmezni. Jelentős ammónia-terhelés a Mo-sóval, nitráatterhelés a Pb-sóval állhatott elő.

Virágzás kezdetén bonitálással parcellánként megbecsültük a növényállomány fejlettségét, állapotát, valamint mértük átlagos magasságát. A közhiedelemmel, ill. a gyakori irodalmi utalásokkal ellentétben a növekvő Cd-terhelés nem okozott toxicitást, sőt az állomány egészségesebbnek, fejlettebbnek tűnt, amire a bonitálási/magasságmérési adatok is utaltak. A növekvő Cr-terhelés nyomán viszont az átlagos növénymagasság 1/4-ére, a Se-terheléssel 1/3-ára mérséklődött. A toxikus kezelésekben a szem és a vegetatív szár hasonló mérvű depressziót mutatott, a melléktermés/főtermés aránya érdeemben nem változott. A sűrű állományban viszonylag mérsékelt szártömeg képződött, hiszen a 8–9 t/ha szemtömeghez mindössze 4–5 t/ha szártermés tartozott (7. táblázat).

#### *A kukorica terméslemeinek vizsgálata*

A főbb terméslelemeket is megvizsgáltuk, mint a batarításkori tőszám, meddő és termő tövek száma, ezermagtömeg, növényenkénti szemtömeg. Érdeemi változások csak a 4 toxikus sónál jelentkeztek, így ezek bemutatására szorítokozunk a 8. táblázatban. Radikális tőszámcsökkenés a Cr-kezelésben következett be, ahol az állomány fele pusztult ki aratás idejére. Igazolható még a Mo ritkító hatása. A meddő tövek %-a többszöröződött a Cr-, Mo- és Se-terheléssel és ezzel együtt csökkent a termő tövek száma. A sűrű vetés miatt általában alacsony volt az 1000-mag tömege, mely a Cr- és Se-terheléssel még további 20–30 %-kal igazolhatóan romlott. Az egy növényre jutó szemtömeg 100 g alatt maradt és a bemutatott 4 toxikus elem hatására bizonyíthatóan csökkent. A maximális Cr- és Se-terhelés a növényenkénti hozamokat felére mérsékelte.

A bemutatott eredmények arra hívják fel a figyelmet, hogy a talajszennyezés befolyásolhatja nemcsak a növény fejlődését, hanem életképességét, sterilitási hajlamát, feltehetően genetikai minőségét is. A genetikai degradációra utalhatnak a csírázási, vetőmag minőségi tulajdonságok. Utóbbiak szerepe alapvető a növénytermesztés, ill. rajta keresztül az egész mezőgazdaság teljesítőképessége szempontjából. Mindezekon túlmenően a növényben jelentkező genetikai degradáció előrejelezheti az állat és ember ilyen irányú veszélyeztetettségét, hiszen az élővilág összefügg. Az összefüggés különösen szoros a táplálkozás során, az abnormális összetételű, megzavart élettani/genetikai funkciójú növényeket fogyasztó állat és ember szintén megbetegedhet.

8. táblázat  
Terméselemek változása a depressziót okozó kezelésekben  
(Mészlepedékes csernozjom, Nagyhorcsök, 1991. nov. 25.)

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD <sub>5%</sub>	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Tőszám, 100 db/ha</i>						
Cr	101	108	69	48	14	82
Mo	95	98	89	80		90
Pb	101	97	110	113		105
Se	104	115	118	106		111
<i>B. Meddő tövek %-a</i>						
Cr	5	16	37	34	8	23
Mo	2	1	4	20		7
Pb	4	4	3	3		3
Se	9	6	9	18		10
<i>C. Termő tövek, 1000 db/ha</i>						
Cr	96	91	44	31	15	66
Mo	93	97	85	64		85
Pb	97	93	107	110		102
Se	94	109	108	88		100
<i>D. Ezermagtömeg, g</i>						
Cr	242	199	175	162	28	194
Mo	243	245	231	222		235
Pb	254	252	247	246		250
Se	249	226	190	172		202
<i>E. Szemtermés, g/növény</i>						
Cr	84	58	40	39	16	55
Mo	93	91	88	74		86
Pb	92	93	76	59		80
Se	93	70	53	48		66

#### A szemtermés vetőmag-értékmérő tulajdonságainak vizsgálata

Szántóföldi növényeink zömét genetikai úton magtermesztéssel szaporítjuk. A vetőmag értékét az öröklött tulajdonságok összessége, azaz a fajta, valamint a vetőmag minősége határozza meg. A minőség függ a csírázóképtől, tisztaságtól, egészségi állapottól, víztartalomtól, ezermag- és térfogattömegetől (utóbbi a hektolitersúly), valamint az osztályozottságtól. A vetőmag minőségét országos szabványok írják elő, a vetőmagtermesztés volumene és exportértéke önmagában is sok milliárd Ft értéket képvisel Magyarországon. Amennyiben szennyezett talajon csökken pl. az ezermag tömege, a magvakban kevesebb tartaléktápanyag képződik. Az ilyen vetőmag gyengébb kezdeti fejlődést biztosít a

csíranövénynek. A kezdeti hátrány halmozódik a tenyészidő folyamán, mert a vízért és tápanyagokért folyó harcban, a gyomok és kártevők elleni küzdelemben a szennyezett, gátolt életfunkciójú egyedek sikertelenebbek.

A kísérletünkben termett magtermést parcellánként vizsgálta meg a hazai szabványok szerint a Vetőmagtermelő és Értékesítő Vállalat Minőségellenőrzési Osztályának laboratóriuma. Megállapítottuk a hulladék, valamint a beteg, rothadt és ép csírák %-át. (A hulladék kiválogatása gyommagvak és egyéb törött növényi részek eltávolítását jelenti a kombájntól szemből.) Ezt követően a csíráztatást addig folytattuk, míg minden csírázó sor bírálhatóan kifejlődött. Az ép csírák mennyisége súlyszázalékban mindazon fajtaazonos magvakat jelentette, amelyekből normális csíranövények fejlődhetnek. Az értékmérő tulajdonságokat igazolhatóan a Ba-, Cr-, Mo- és Se-terhelés befolyásolta hátrányosan. Az eredményeket a 9. táblázatban foglaltuk össze.

A hulladék aránya elenyésző a kombájntól szemben, mindössze a Cr-terhelés következtében kiritkult növényállományban éri el a 4 % körüli értéket. Sta-

9. táblázat

A szemtermés vetőmag-értékmérő tulajdonságainak változása egyes kezelésekben  
(Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. nov. 25.)  
(Bana Károlyné (VEV laboratóriuma) vizsgálatai)

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD <sub>s</sub> %	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Hulladék %</i>						
Ba	0,6	0,6	0,8	0,7	0,9	0,7
Cr	0,8	1,6	3,8	4,2		2,6
Mo	0,7	1,0	0,7	1,2		0,9
Se	0,8	1,0	1,4	2,2		1,3
<i>B. Beteg csíra %</i>						
Ba	1,5	3,0	5,0	4,5	3,0	3,5
Cr	3,5	4,0	5,5	6,0		4,5
Mo	1,5	1,5	4,0	3,5		2,6
Se	1,5	4,5	3,0	4,0		3,3
<i>C. Rothadt csíra %</i>						
Ba	10	24	25	34	18	23
Cr	11	33	48	55		37
Mo	12	15	23	38		22
Se	14	14	18	36		21
<i>D. Ép csíra %</i>						
Ba	84	73	67	60	18	71
Cr	84	62	44	35		56
Mo	84	81	69	58		73
Se	82	79	77	59		74

tisztikailag igazolható még a Se-kezelés illetén hatása is. A beteg csírák %-a szintén nő a szennyezett talajon, bár ez csak tendencijelleggel érvényesül és hibahatáron belül marad. Jelentős a rothadt csírák arányának emelkedése. A kontrollhoz viszonyítva a maximális Se-kezelésben több mint 2-szeres, a Ba- és Mo-kezelésekben 3-szoros, míg a Cr-kezelésben 5-szörös mennyiséget mérünk. Ebből adódóan az ép csírák %-a a Ba-, Mo- és Se-kezelésben 60 %-ra, ill. az extrém Cr-terhelés nyomán 35 %-ra esik vissza (9. táblázat).

A toxicitás tehát nemcsak a termés mennyiségét csökkentheti radikálisan, hanem a magtermés értékmérő tulajdonságait is. Emlékeztetőül: a maximális Cr-terhelésnél a maghozam 1/5-re esett vissza. Ez a 20 %-os termés is nagyobb részben genetikailag értéktelen anyagot jelent, hiszen 4 %-a hulladék, 6 %-a beteg, ill. 55 %-a rothadt csíra. A termés vetőmagértéke hasonló becslés alapján (a 20 % maghozamból 35 % ép csíra) mindössze 7 %-nak adódna. Kérdés, hogy a 7 % csírázó magból mennyire életképes utódok fejlődhetnek? Csak további kísérletekkel bírálható el a genetikai degradáció mértéke, több nemzedék teljesítményét figyelembe véve, célirányos kutatásokkal.

#### *Az aratáskori kukorica szem és szár összetétele*

A 10. táblázatban bemutatott adatok szerint a szem kevésbé halmozta fel a vizsgált elemeket. Az As, Ba, Cd, Cr, Hg, Pb ki sem volt mutatható, míg az Al, Cu, Ni, Sr is csak alig 1–2 ppm koncentrációt képviselt. Jelentősebb dúsulást mutatott a Zn, valamint a kontrollhoz viszonyítva mintegy két nagyságrendbeli akkumulációt a Mo és a Se. Mindhárom utóbbi elem esszenciálisnak minősül, így a szem genetikailag nem védett a káros felvétellel szemben.

A vegetatív szártermésben az akkumuláció kifejezettebb, az As kivételével minden elem koncentrációja mérhetőnek bizonyult a szennyezett talajon. Kiugróan nagy a szár Al-készlete, de nem módosul a terhelés nyomán. Mivel az Al az egyik fő talajalkotó elem, a szennyeződés lehetősége nem zárható ki, hiszen portalanításra vagy a minták mosására nem került sor. Abszolút értelemben mérsékelt felhalmozást mutatott a Cr, Cu, Hg, Ni és Pb, koncentrációjuk általában 10 ppm alatt maradt. Igaz, hogy ez már nagyságrendi dúsulást jelenthet a Cr, Hg elemek esetében a kontrollhoz képest. Amint látható, a Sr mintegy megduplázódott, a Zn és a Ba 5–10-szeres, míg a Cd és Mo 50–100-szoros emelkedést mutatott a terhelés következtében. Az egyes elemek viselkedése tehát e téren radikálisan eltérhet (10. táblázat).

A kukoricaszem és -szár állati takarmány, ill. a kukoricaszem és -liszt a közvetlen emberi fogyasztást szolgálhatja. Vajon a talajszennyezés mennyiben eredményezett ezen a talajon a kukoricában fogyasztásra és takarmányozásra alkalmatlan szennyezett terméket? A hazai és az ismertebb nemzetközi szabványok csak néhány elemre adnak határértékeket. A 8/1985. (X. 21) EüM rendelet szerint pl. az élelmiszerek maximálisan megengedhető As- és fémtartalma liszt, gabonaőrlemény esetén az alábbi lehet mg/kg szárazanyagban: Hg 0,02, As és Cd 0,1, Pb 0,5, Cu 5, Zn 30.

10. táblázat

Terhelés hatása a kukorica összetételére betakarításkor (légszáraz anyag)  
(Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. nov. 25.)

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD <sub>5%</sub>	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Szemben, mg/kg</i>						
Al	0,3	0,6	0,2	1,3	1,5	0,6
As	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ba	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Cu	1,5	1,4	1,5	1,8	0,5	1,5
Hg	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mo	0,0	4,5	6,6	13,6	0,7	6,2
Ni	0,2	0,9	0,9	0,8	0,3	0,7
Pb	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Se	0,1	7,6	11,6	22,1	1,0	10,3
Sr	0,2	0,2	1,4	1,4	0,8	0,8
Zn	8,0	24,6	28,0	41,2	8,4	25,5
<i>B. Szárban, mg/kg</i>						
Al	240,5	352,5	227,0	176,5	139,0	249
As	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
Ba	5,0	6,8	18,6	52,2	14,6	21
Cd	0,0	4,1	11,8	46,4	3,1	15
Cr	0,1	1,3	3,7	4,6	0,8	2
Cu	8,3	10,7	11,3	10,8	2,0	10
Hg	0,0	0,0	0,6	1,8	0,7	1
Mo	0,0	34,7	38,5	107,1	7,8	50
Ni	0,2	0,6	1,3	1,6	0,9	1
Pb	0,0	3,7	5,5	5,6	2,8	4
Se	0,1	5,5	10,7	20,3	1,0	9
Sr	8,8	13,4	12,8	19,7	4,0	14
Zn	7,2	30,8	47,3	53,8	23,0	35

Takarmányok maximálisan megengedhető káros elemtartalmát a 4/1990. (II. 28.) MÉM rendelet szabályozta, mely szerint az „egyéb takarmánykeverék”-ben az alábbi mennyiség fogadható el mg/kg szárazanyagban: Hg 0,1, Cd 0,5, As 2, Pb 5. Az Al, Ba, Sr elemekre a szakirodalom sem nyújt megfelelő tájékoztatást, ill. nem közöl határkoncentrációkat, részben abból kiindulva, hogy mai tudásunk szerint a növényi felvétel nem jelenthet érdemi terhelést az állati vagy emberi szervezetre. A normális növényi összetételtől jelentősen eltérő, nagyságrendi dúsulások azonban mindenképpen megkérdőjelezhetik a



fogyasztásra való alkalmasságot esszenciális és nem esszenciális elemek viszonylatában egyaránt.

Amennyiben pusztán az említett EüM rendeletre támaszkodunk, úgy gyakorlatilag a kísérletben termelt kukorica szemtermése, lisztje emberi fogyasztásra alkalmas. Az egyetlen, 30 ppm feletti Zn-tartalmú kezelés termése felhígul az együttes kombájnolás, kezelés nyomán. (Megemlítendő, hogy a konzerv élelmiszereinkben akár nagyságrenddel nagyobb Zn-szennyeződéssel számolhatunk.) Véleményünk szerint azonban élettani szempontból mindenféleképpen kifogásolható és állati/emberi fogyasztásra alkalmatlan terméket jelenthet a Mo és Se két-két nagyságrendi dúsulása a szemben. A korábban bemutatott csírázási (genetikai-értékmérő) vizsgálatok alapján a Ba-, Cr-, Mo- és Se-terhelés egyaránt minőségrontó hatással járt, mely közvetetten a fogyasztásra való alkalmasságot kérdőjelezheti meg.

Ami az esetleg takarmányozásra szánt kukorica szárát illeti, a hivatkozott MÉM rendelet szerint szennyezettnek minősül a Cd-, Hg- és részben az Pb-kezelt parcellákon termelt növényi anyag. Élettani szempontból azonban itt is kifogásolható a nagyságrendi dúsulást mutató Ba, Cr, Mo, Se. A 13 vizsgált sóból tehát 6–7 só váltott ki ill. eredményezett fogyasztásra alkalmatlan terméket.

#### *A kukorica föld feletti termésébe épült elemek mennyisége*

Kérdés, mennyiben képesek a növények a szennyezett talajok tisztítására, bioremediációra? Az egyes fajok, növényi részek akkumulációs képessége eltérő. Kísérletünk arra adhat választ, hogy a meszes talajon a kukorica évente és ha-onként közelítően mennyi elemet vonhat ki föld feletti termésével a talajból. A talajtisztításnak ez a módja nyilvánvalóan csak a kevéssé szennyezett területeken kínálhat megoldást, amennyiben megfelelő hiperakkumulátor fajok termesztethetők. A termelt növényi anyagot azonban el kell távolítani a tábláról és további kezelést, lerakást, elhelyezést igényel.

A termés tömegét megszorozva a benne található elem koncentrációjával megkapjuk a felvett mennyiséget. A szemtermésbe épült As, Cd, Cr, Pb és részben a Ba tömege ha-onként a tized g mennyiség körülinek vagy alattinak adódna, tehát elhanyagolható. Az Al, Ni, Sr 5–7 g, a Cu 13 g, a Mo 37 g, a Se 63 g, míg a Zn 241 g átlagos felvételt eredményezett a szemterméssel ha-onként. A szártermésben az As kivételével érdemi felvételek adódtak. A Cr, Hg, Ni 3–4 g, Pb és Se 20–35 g, Cu 46 g, Cd és Sr 70 g körüli, Ba 107, Mo 135, Zn 177 g készletet mutatott átlagosan a szárban, míg az Al az 1 kg/ha mennyiséget is meghaladta a 11. táblázat eredményei szerint.

A teljes föld feletti termésbe 1,1 kg Al épült be. Amennyiben a maximális felvételt vizsgáljuk a Zn 543, Mo 352, Ba 269, Cd 201, Se 153, Sr 116, Cu 64, Pb 22, Ni 15, Hg 8, Cr 4 g/ha tömeget tett ki. Az As felvétele 1 g/ha alatt maradt. A felvétel tehát elenyésző volt a szennyezéshez mérten. Még az Al esetén is legalább 700 évre volna szükség ahhoz, hogy a talajba vitt 810 kg/ha maximális mennyiséget a növény felhasználja, hasonló felvételi körülmények között.

A talaj megtisztítása az extrém Cd-szennyezéstől ilyen módon pl. több mint 4 ezer évet vehetne igénybe (11. táblázat).

Ez az út hasonló körülmények között járhatatlannak tűnik, a talajtisztítás és remediáció egyéb módzatait kell alkalmaznunk. Persze más úton is veszíthet a

11. táblázat  
A kukorica elemfelvétele (g/ha) aratáskor  
(Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. nov. 25.)

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD <sub>5%</sub>	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Szárterméssel</i>						
Al	1007	1543	1039	878	758	1117
As	0	0	0	0	0	0
Ba	26	36	96	269	75	107
Cd	0	18	56	201	6	68
Cr	0	4	4	3	2	3
Cu	42	52	50	42	17	46
Hg	0	0	3	8	3	3
Mo	0	107	144	289	28	135
Ni	2	2	6	8	5	4
Pb	22	17	22	18	12	20
Se	0	23	40	60	4	31
Sr	43	69	62	103	18	69
Zn	36	155	244	273	103	177
<i>B. Szár + szem termésével együtt</i>						
Al	1010	1548	1041	888	740	1122
As	0	0	0	0	0	0
Ba	26	36	98	269	72	107
Cd	0	18	56	201	6	68
Cr	0	4	4	3	2	3
Cu	55	64	62	56	18	59
Hg	0	0	3	8	3	3
Mo	0	156	181	352	30	172
Ni	3	9	14	15	6	10
Pb	22	17	22	18	13	20
Se	0	81	106	153	5	85
Sr	44	71	75	116	22	76
Zn	108	483	543	536	110	418

talaj elemeket (pl. kilúgzással, szél általi elhordással, elillanással stb.). Bizonyos esetekben célszerű lehet az elemek megkötése a talajban, hogy ne kerüljenek a táplálékláncba. A növényi felvétel gátlása történhet a talajtulajdonságok módosításával (márgázás, meszezés, szerves vagy szervesetlen kolloidtartalom

növelése) vagy a növényi sorrend, a talajhasználat módosításával. A fenti példa mindenesetre érzékelteti, hogy a talajszennyezés a talaj minőségét, használhatóságát, multifunkcionalitását hosszú távon károsíthatja és gyakorlati szempontból irreverzibilis, megfordíthatatlan vagy csak nehezen és költségesen megfordítható folyamatnak minősül. Prioritást tehát a megelőzés élvez, a talajszennyezés megakadályozása.

### Összefoglalás

Löszön képződött meszes, vályog mechanikai összetételű csernozjom talajon, az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet nagyhőrcsöki kísérleti telepén, szabadföldi kisparcellás mikroelem-terheléses kísérletet állítottunk be 1991 tavaszán kukorica jelzőnövényvel.

A termőhely talajainak szántott rétege 5 % körüli  $\text{CaCO}_3$ -ot és 3 % humuszt tartalmazott, felvehető tápelemekkel való ellátottsága az alábbi volt: Ca és Mn magas, Mg és Cu jó, N és K közepes, P és Zn gyenge. A talajvíz 15 m mélyen helyezkedik el, a terület vízmérlege negatív, aszályra hajló.

Abból a célból, hogy a mikroelem talajszennyezők a talaj termékenységére és a kukorica fejlődésére gyakorolt hatását megítéljük, 13 elem sóit 4–4 szinten alkalmaztuk 1991 tavaszán a kukorica vetése előtt. Az 52 kezelést split-plot elrendezésben állítottuk be 2 ismétlésben, összesen 104 parcellában. A terhelési szintek 0/30, 90, 270, 810 kg/ha mennyiséget jelentettek  $\text{AlCl}_3$ ,  $\text{NaAsO}_2$ ,  $\text{BaCl}_2$ ,  $\text{CdSO}_4$ ,  $\text{K}_2\text{CrO}_4$ ,  $\text{CuSO}_4$ ,  $\text{HgCl}_2$ ,  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$ ,  $\text{NiSO}_4$ ,  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ ,  $\text{Na}_2\text{SeO}_3$ ,  $\text{ZnSO}_4$  formájában. Az extrém adagok a talajszennyezési szintek modellezését szolgálták. Az első év főbb eredményeit az alábbiakban összegezzük:

1. 4–6 leveles korban fitotoxikusnak bizonyult az Al-, Cr-, Cu-, Mo-, Ni- és Se-sókkal való kezelés. A hajtás tömegét elsősorban a Cr és Mo, míg a gyökérét a Cu és Ni csökkentette. A mérgezéssel együtt nőtt a növények szárazanyag %-a. Az uralkodó *Chenopodium* és *Amaranthus* gyomfajokra erősen pusztító hatású volt a nagyobb Cr- és Se-sóterhelés.

2. Az aratáskori szem és szár termésében az extrém Cr-terhelés 80, a Mo- és Se- 40–50, míg az Pb-terhelés 20–30 % csökkenést okozott. Toxicitását a Cu és Ni elvesztette, megkötődött a talajban. Az  $\text{AlCl}_3$ -sóból a toxikus Cl<sup>-</sup> kimosódott. A Cr- és Se-terheléssel csökkent a növények magassága, tőszáma, a termő tövek száma, 1000-mag tömege, növényenkénti szem és szár tömege.

3. Csíráztatási vizsgálataink szerint a magtermés genetikai értéke csökkent. Az extrém Se-terhelésnél 2-, a Ba- és Mo-terhelésnél 3-, míg a Cr-kezelésben 5-szörösére nőtt a rothadt csírák aránya. A maximális Cr-terhelésnél tehát 20 %-ra zuhant a magtermés, melyből 35 % csírázott, azaz mindössze 7 % hozott életképes utódokat a csíráállapotban.

4. Általában a gyökér több elemet akkumulált mint a hajtás. Az Al, As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb a gyökérben maradt, ill. csak mérsékelt koncentrációt mutatott a hajtásban. Az uralkodó gyomok hajtásának összetétele szintén tükrözte a talaj

szennyezettségét, a Ba és Sr nagyságrenddel nagyobb felvételt jelzett a gyomokban.

5. A virágzáskori levelek átlagos elemtartalma drasztikusan lecsökkent a 4–6 leveles korú hajtáshoz viszonyítva. Az As, Cd, Cr, Hg és Ni koncentrációja a kimutathatósági határ alatt, ill. ppm-tartomány alatt maradt. A szemtermésben jelentős dúsulást csak a Mo, Se és Zn esszenciális elemek mutattak, míg a vegetatív szártermésben az akkumuláció gyakran egy nagyságrenddel kifejezettebb volt.

6. Jelenlegi szabványaink szerint emberi fogyasztásra alkalmatlannak minősülhetne elsősorban a Mo- és Se-kezelésben termett mag lisztje, valamint állati takarmányozásra nem engedélyezhető az extrémebb dúsulások miatt a Ba-, Cd-, Cr-, Hg-, Mo-, Se- és Pb-szennyezett talajon termelt kukorica szára.

7. A kukorica teljes föld feletti termésébe maximálisan az alábbi mennyiségű elemek épültek be g/ha-ban: Al 1548, Zn 543, Mo 352, Ba 269, Cd 201, Se 153, Sr 116, Cu 64, Pb 22, Ni 15, Hg 8, Cr 4, As 1 alatt. A felvétel elenyésző a szennyezéshez képest, a bioremediáció akár 4 évezredet is igényelhetne ilyen módon pl. az extrém Cd-terhelésnél.

### Irodalom

- BIACS, P., DAOOD, H. G. & KÁDÁR, I., 1995. Effect of Mo, Se, Zn and Cr treatments on the yield, element concentration and carotenoid content of carrot. *J. Agric. Food Chem.* **43**. 589–591.
- BRIDGE, M. B., 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? *J. Environ. Qual.* **24**. 5–18.
- CHANG, A. C., GRANATO, T. C. & PAGE, A. L., 1992. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for Cr, Cu, Ni and Zn in agricultural land application of municipal sewage sludges. *J. Environ. Qual.* **21**. 521–536.
- KÁDÁR I., 1993. Talajaink mikroelem ellátottságának környezeti összefüggései. MTA Agrártud. Osztály Tájékoztatója, 1992. 103–106. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- KÁDÁR I., 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM –MTA TAKI. Budapest.
- KÁDÁR I., 1999. A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel. *Agrokémia és Talajtan.* **48**. 561–581.
- KÁDÁR, I. & SZABÓ, L., 1996. Effect of some trace element load on potato (*Solanum tub. L.*). In: *Proc. 7th Int. Trace Element Symp.* (Ed.: PAIS, I.). 3–10. University of Horticulture and Food Industry. Budapest.
- KÁDÁR, I., KONCZ, J. & FEKETE, S., 1994. Effect of some trace elements on soil, crop and animals. In: *New Perspectives in the Research of Hardly Known Trace Elements. Proc. 6th Int. Trace Element Symp.* (Ed: PAIS, I.) 1–8. University of Horticulture and Food Industry. Budapest.
- LAKANEN, E. & ERVIÖ, R., 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn.* **123**. 223–232.

- MCGRATH, S. P., CHANG, A. C. & PAGE, A. L., 1994. Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and in the United States. *Environ. Rev.* **2**. 1-11.
- RADICS, L. & KÁDÁR, I., 1994. Einfluss toxischer Elemente und Schwermetalle auf Kultur- und Unkrautpflanzen. *Z. Pflkrank. Pflschutz.* **15**. 53-61.
- SCHMIDT, J. P., 1997. Understanding phytotoxicity thresholds for trace elements in land-applied sewage sludge. *J. Environ. Qual.* **26**. 4-10.
- SZÚCS L., 1965. A mészlepedékes csernozjomok osztályozásának továbbfejlesztése és alkalmazása. *Agrokémia és Talajtan.* **14**. 153-170.

*Érkezett: 1999. március 12.*

## Effect of Microelement Loads on a Maize Stand on Calcareous Chernozem Soil

<sup>1</sup>I. KÁDÁR, <sup>2</sup>L. RADICS and <sup>3</sup>K. BANA

<sup>1</sup>Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences, Budapest, <sup>2</sup>Department of Agriculture, University of Horticulture and Food Industry, Budapest and <sup>3</sup>Quality Control Department, Seed Production and Marketing Company, Budapest

### Summary

A small-plot field experiment on microelement pollution, with maize as indicator plant, was set up in spring 1991 at the Experimental Station of the Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry in Nagyhörösök on a calcareous chernozem soil formed on loess. The ploughed layer of the site contained around 5% CaCO<sub>3</sub> and 3% humus, while the nutrient supplies were very good for Ca and Mn, good for Mg and Cu, moderate for N and K, and poor for P and Zn. The groundwater depth was 15 m and the water balance of the area was negative, tending to drought.

In order to judge the effect of microelement soil pollutants on soil fertility and maize development, the salts of 13 elements were applied at four levels each prior to sowing in spring 1991. The 52 treatments were set up in a split-plot design with two replications on a total of 104 plots. The pollution levels were 0/30, 90, 270 and 810 kg/ha in the form of AlCl<sub>3</sub>, NaAsO<sub>2</sub>, BaCl<sub>2</sub>, CdSO<sub>4</sub>, K<sub>2</sub>CrO<sub>4</sub>, CuSO<sub>4</sub>, HgCl<sub>2</sub>, (NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub>, NiSO<sub>4</sub>, Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, Na<sub>2</sub>SeO<sub>3</sub> and ZnSO<sub>4</sub>. The extremely high rates served to model soil pollution levels. The major results of the first year can be summarized as follows:

1. In the 4–6-leaf stage treatment with Al, Cr, Cu, Mo, Ni and Se salts proved to be phytotoxic. The shoot mass was reduced primarily by Cr and Mo and the root mass by Cu and Ni. The dry matter % of the plants increased with the degree of toxicity. Higher rates of Cr and Se salts had a very destructive effect on the dominant weed species, *Chenopodium* and *Amaranthus*.

2. Extremely high rates of pollution caused a reduction in the grain and stalk yield at harvest of 80% for Cr, 40–50% for Mo and Se and 20–30% for Pb. Cu and Ni lost their toxicity as they became bound to the soil. The toxic Cl (from the AlCl<sub>3</sub>) was leached. As the result of Cr and Se pollution there was a reduction in plant height, plant number, the number of plants producing ears, the 1000 kernel mass and the grain and stalk mass per plant.

3. Germination tests indicated a decrease in the genetic value of the seed yield. The proportion of rotten germs was twice as great after extreme Se pollution, three times as great after Ba and Mo pollution and 5 times as great in the Cr treatments. This meant that the seed yield was reduced to 20% at the highest Cr rate, 35% of which germinated, leading to a total yield of 7% viable progeny in the seedling stage.

4. In general the roots accumulated larger quantities of the elements than the shoots. The Al, As, Cd, Cr, Hg, Ni and Pb remained in the roots or only appeared in the shoots at low concentrations. The composition of the shoots in the dominant weeds also reflected the soil pollution; the uptake of Ba and Sr was an order of magnitude higher in the weeds.

5. The mean element contents of the leaves at flowering exhibited a drastic reduction from that at the 4-6-leaf stage. The concentrations of As, Cd, Cr, Hg and Ni was below the detection level or below the ppm range. Only the essential elements Mo, Se and Zn exhibited a high degree of accumulation in the grain yield, while the accumulation was often an order of magnitude greater in the vegetative stalk yield.

6. The present standards would classify the flour of grain produced in the Mo and Se treatments as unfit for human consumption, while the stalks of maize grown on soil polluted with Ba, Cd, Cr, Hg, Mo, Se and Pb would be unsuitable as fodder due to the greater accumulation in the stalk.

7. The maximum quantities of elements which became incorporated in the whole aboveground yield of the maize were as follows (in g/ha): Al 1548, Zn 543, Mo 352, Ba 269, Cd 201, Se 153, Sr 116, Cu 64, Pb 22, Ni 15, Hg 8, Cr 4 and As <1. Uptake is negligible compared to the degree of pollution, so bioremediation could take up to 4000 years, for example in the case of extreme rates of Cd pollution.

*Table 1.* Single rates of microelements applied in the experiment in 1991 (calcareous chernozem, Nagyhorcsök). (1) Element. (2) Rates in spring 1991, kg/ha. (3) Form of salts applied.

*Table 2.* Effect of treatments exhibiting toxicity (depression) in maize in the 4-6-leaf stage (calcareous chernozem, Nagyhorcsök, July 8, 1991). (1) Element. (2) Treatment in spring 1991, kg/ha. (3) LSD<sub>5%</sub>. (4) Mean. A. Air dry shoots, g/20 plants. B. Air dry roots, g/20 roots. C. Shoot/root ratio. D. Dry matter %, shoot. E. Dry matter %, roots.

*Table 3.* Effect of treatments on the composition of maize in the 4-6-leaf stage (calcareous chernozem, Nagyhorcsök, July 8, 1991). (1)-(4): see Table 2. A. Shoots, mg/kg air dry matter. B. Roots, mg/kg air dry matter. (-): concentration below 0.1 ppm or below the detection level.

*Table 4.* Effects of treatments exhibiting toxicity on the weed infestation of maize in the 4-6-leaf stage (calcareous chernozem, Nagyhorcsök, July 8, 1991). Data from L. Radics. (1)-(4): see Table 2. A. Total vegetation cover, %. B. Of which: Maize cover, %. C. Of which: Weed cover, %. D. No. of weed species.

*Table 5.* Effects of treatments exhibiting toxicity on the weed mass and weed composition (calcareous chernozem, Nagyhorcsök, July 8, 1991). (1)-(4): see Table 2. A. Air dry shoots, g/m<sup>2</sup>. B. Composition, mg/kg air dry matter. Note: (-): the weed stand was destroyed. The mean dry matter content of the weeds was 16%. The As, Cd, Cr, Hg, Pb and Se values recorded on the control soil were below the detection limit.

*Table 6.* Effects of treatments exhibiting toxicity on the mass of leaves below the ear at flowering and on the composition of the leaves (calcareous chernozem, Nagyhorcsök, Aug. 8, 1991). (1)-(4), A, B: see Table 5. Note: Leaf masses were only modified by Cr and Se pollution. The mean dry matter content of the leaves at the beginning of flowering was 28%.

*Table 7.* Effect of treatments causing changes in the development and yield of maize (calcareous chernozem, Nagyhorcsök, 1991). (1)-(4): see Table 2. A. Bonitation at the beginning of flowering, on Aug. 8. B. Plant height at flowering on Aug. 8, cm. C. Air dry grain yield, t/ha, on Nov. 25. D. Air dry stalk yield, t/ha, on Nov. 25. Bonitation: 1 = the least developed; 5 = the best developed stand.

*Table 8.* Changes in yield components in treatments causing depression (calcareous chernozem, Nagyhorcsök, Nov 25, 1991). (1)-(4): see Table 2. A. Plant density, 1000

plants/ha. B. Barren plants, %. C. Yielding plants, 1000/ha. D. Thousand kernel mass, g. E. Grain yield, g/plant.

*Table 9.* Changes in the seed quality traits of the grain yield in certain treatments (calcareous chernozem, Nagyhorcsök, Nov. 25, 1991). (1)–(4): see Table 2. A. Waste, %. B. Diseased germs, %. C. Rotten germs, %. D. Healthy germs, %. (Tests carried out by K. Bana.)

*Table 10.* Effect of treatments on the composition of maize at harvest (calcareous chernozem, Nagyhorcsök, Nov. 25, 1991). (1)–(4): see Table 2. A. In the grain, mg/kg. B. In the stalk, mg/kg.

*Table 11.* Element uptake (g/ha) of maize at harvest, on Nov. 25, 1991 (calcareous chernozem, Nagyhorcsök). (1)–(4): see Table 2. A. In the stalk yield. B. In the stalk + grain yield.