

**Az algériai nyersfoszfát és a szuperfoszfát hatásának vizsgálata  
III. A talajtulajdonságok, a foszforforma és foszforadag hatása a  
vörös here Cd-, Cr- és Sr-koncentrációjára tenyészedény-kísérletben**

OSZTOICS ERZSÉBET, CSATHÓ PÉTER, MAGYAR MARIANNA,  
BACZÓ GÁBORNÉ és RADIMSZKY LÁSZLÓ

MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest

A savanyú talajokon P-trágyaként közvetlenül alkalmazható bázikus nyersfoszfátok eredetüktől függően különböző minőségű és mennyiségű szennyező anyagokat (nehézfémeket és egyéb potenciálisan toxikus elemeket) tartalmaznak (SYERS et al., 1986; KPONBLEKOU & TABATABAI, 1994; MORTVEDT & BEATON, 1995; KAUWENBERGH, 1997). A P-műtrágyák az alapanyagukként használt nyersfoszfát minőségétől és a gyártási technológiától függően szintén tartalmaznak szennyező anyagokat (WILLIAMS & DAVID, 1973; ALLOWAY, 1990; SOLER & SOLER, 1994; MORTVEDT & BEATON, 1995; MORTVEDT, 1996; GIUFFRÉ DE LÓPEZ CAMELO et al., 1997; SYERS & CISSE, 2000).

Hazánkban 1988 óta rendeletben szabályozzák a műtrágyák maximálisan megengedhető nehézfém-tartalmát. Jelenleg az 50/2003. FVM rendelet van érvényben, mely P-műtrágyákra a következő határértékeket adja: As: 10, Co: –, Cr: 100, Hg: 1, Ni: 50, Pb: 100, Se: – mg kg<sup>-1</sup> szárazanyag. A Cd-tartalom legfeljebb 20 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> kg<sup>-1</sup> lehet (azaz 0,2 mg Cd/P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 1 % hatóanyag).

Irodalmi adatok azt mutatják, hogy rendszeres P-trágyázás során a talajokban a különböző P-források nehézfém- és potenciálisan toxikus elemtartalma felhalmozódhat, mely a körülményektől függően a növények számára felvehető, ill. felvehetővé válhat (WILLIAMS & DAVID, 1973, 1976; MULLA et al., 1980; MORTVEDT et al., 1981; ROTHBAUM et al., 1986; MORTVEDT, 1987; NÉMETH et al., 1987; LÁSZTITY, 1988; KÁDÁR, 1991, 1995; SAUERBECK, 1992; GYŐRI et al., 1994; MCLAUGHLIN et al., 1995, 1996; GAVI et al., 1997; MCLAUGHLIN, 2002a,b).

A növények mikroelem és nehézfém felvétele függ az adott elem koncentrációjától, kémiai összetételétől, oldhatóságától a talajban, más elemek jelenlététől vagy hiányától, a talaj tulajdonságaitól (pH, szervesanyag-tartalom, fizikai féleség, redoxpotenciál, kationcserélő kapacitás, agyagtartalom stb.), a növénytől, a klimatikus viszonyoktól és az agrotechnikai tényezőktől. A talaj ak-

tuális pH-jának szerepe alapvető a mikroelemek és nehézfémek felvehetőségében, mivel azok mobilitása általában nő a talaj savasodásával. Figyelembe kell venni továbbá azt is, hogy a P-trágyák különböző formái és adagjai megváltoztathatják a talaj eredeti pH-ját, ezzel a talajban lévő vagy a P-trágyával adott szennyező anyagok oldhatósági viszonyait, valamint növényi felvehetőségét és transzportját (GYÖRI et al., 1987; SHUMAN, 1991; KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992; KÁDÁR, 1995; LEHOCZKY et al., 1996, 1998; FODOR, 2000).

Humánegészségügyi szempontból a P-trágyákban található szennyező anyagok közül a kadmium a potenciálisan legveszélyesebb elem, ezért számos tanulmány foglalkozik a P-trágyázott talajok Cd-tartalmának, oldhatósági viszonyainak és növényi felvételének vizsgálatával. A kísérletek többségében vízoldható P-műtrágyát alkalmaztak (WILLIAMS & DAVID, 1973, 1976; REUSS et al., 1978; MULLA et al., 1980; MORTVEDT et al., 1981; MORTVEDT & OSBORN, 1982; BOLDIS, 1986; ROTHBAUM et al., 1986; MORTVEDT, 1987, 1996; GAVI et al., 1997; PALENCSÁR et al., 1999; DEBRECZENI et al., 2000; DEBRECZENINÉ & LEHOCZKY, 2002; KISS et al., 2002; MCCLAUGHLIN, 2002b; SZÜCS & SZÜCS, 2002), és csak kevés adatot találunk nem vízoldható P-trágyák (pl. nyersfoszfát) vizsgálatára vagy a különböző oldhatóságú P-trágyák hatásainak összehasonlítására (MCCLAUGHLIN et al., 1995; IRETSKAYA et al., 1998; CHIEN, 2002; MCCLAUGHLIN, 2002a).

Jelen dolgozatban különböző pH-jú és fizikai féleségű savanyú talajokon beállított tenyészedény-kísérletben két különböző oldhatóságú P-trágya, a magmatikus Kola-nyersfoszfátból előállított (a hazai gyakorlatban széles körben használt) szuperfoszfát (SSP), illetve az Algériából származó reaktív, üledékes nyersfoszfát különböző adagjainak a talaj pH-jára gyakorolt hatását tanulmányoztuk. Vizsgáltuk továbbá a P-trágyákkal talajba juttatott nehézfémek és potenciálisan toxikus elemek hatását a talaj könnyen oldható (AAAc-EDTA-oldható) károselem-, valamint a jelzőnövényként használt vörös here növedékeinek károselem-koncentrációjára. Az algériai nyersfoszfátnak a megengedett magyarországi határértéknél magasabb Cd- és Cr-tartalma, valamint a szuperfoszfát magas Sr-tartalma (KÁDÁR, 1991) miatt jelen közleményünkben a talajok és a vörös here Cd-, Cr- és Sr-koncentrációjának változását ismertetjük az alkalmazott P-trágyák hatására.

### Anyag és módszer

A kiindulási talajok jellemzését, a szuperfoszfát és a nyersfoszfát oldhatóságát, a tenyészedény-kísérletet, a P-trágya-kezeléseket korábbi közleményeinkben részletesen ismertettük (OSZTOICS et al., 1997, 2001). A talajok, az algériai nyersfoszfát, és a hazánkban az 1990-es évek elején forgalomban lévő Kola-nyersfoszfátból előállított szuperfoszfát teljes mikro- és potenciálisan toxikus

elemtartalmát cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$ -dal történő roncsolás után, a talajok könnyen oldható elemtartalmát pedig 4,65 pH-jú ammónium acetát + EDTA (AAAc-EDTA) kioldás (LAKANEN & ERVIÖ, 1971; SILLANPÄÄ, 1982) után plazmaemissziós spektrometriás készülékkel (ICP) határoztuk meg. A nyersfoszfát feltáródása szempontjából fontos talajtulajdonságokat, valamint a kiindu-

1. táblázat

A kiindulási talajok néhány tulajdonsága, valamint összes és AAAc-EDTA-oldható Cd-, Cr- és Sr-koncentrációja

(1) Talajtulajdonság	(2) Talajok*					
	1.	2.	3.	4.	5.	6.
pH ( $\text{H}_2\text{O}$ )	5,59	6,50	4,38	3,62	5,24	6,02
pH(KCl)	4,25	5,56	3,71	3,40	4,03	5,55
a) Összes P, mg P $\text{kg}^{-1}$	801	525	492	688	211	198
b) Humusz, %	1,67	3,81	1,06	1,54	2,7	1,53
c) Kationcserélő kapacitás (T), (me 100 g) $^{-1}$	9,31	30,1	8,46	8,10	11,00	4,92
Cd, összes, mg $\text{kg}^{-1}$	0,30	0,22	0,16	KA	0,38	KA
Cd, AAAc-EDTA-old., mg $\text{kg}^{-1}$	0,032	0,107	0,028	0,016	0,06	0,028
Cr, összes, mg $\text{kg}^{-1}$	28,4	25,3	15,1	14,5	12,6	12,6
Cr, AAAc-EDTA-old., mg $\text{kg}^{-1}$	0,135	0,166	0,185	0,304	0,245	0,132
Sr, összes, mg $\text{kg}^{-1}$	33,9	25,9	5,1	2,9	3,6	6,8
Sr, AAAc-EDTA-old., mg $\text{kg}^{-1}$	20,7	11,0	2,1	0,8	1,9	4,5

\*Talajok: 1. Pszeudoglejes barna erdőtalaj (Szentgyörgyvölgy); 2. Csernozjom barna erdőtalaj (Kompolt); 3. Kovárányos barna erdőtalaj (Nagykorpád); 4. Romániai podzol talaj (Livada); 5. Szlovákiai tipikus podzol talaj (Losonc); 6. Algériai homoktalaj. Az elemek kimutathatósági határa az ICP-vel: cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$ -os roncsolás után: Cd: 0,135, Cr: 0,305, Sr: 0,02; AAAc-EDTA kivonatból: Cd: 0,027, Cr: 0,061, Sr: 0,004 mg  $\text{kg}^{-1}$  talaj; KA = kimutathatósági határ alatt

lasi talajok összes és könnyen oldható Cd-, Cr- és Sr-tartalmát az 1. táblázat mutatja. Az alkalmazott algériai nyersfoszfát Cd-, Cr- és Sr-tartalma 18,3, 191 és 1769 mg  $\text{kg}^{-1}$ , míg a Kola-szuperfoszfáté 0,9, 1,9 és 13200 mg  $\text{kg}^{-1}$  volt.

A jelzőnövény vörös here volt. A légszáraz növények Cd-, Cr- és Sr-tartalmát cc.  $\text{HNO}_3$  és cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  elegyével történő roncsolása után ICP-vel mértük.

### Kísérleti eredmények és értékelésük

A vörös here jelzőnövényvel végzett tenyészedény-kísérletben a talaj pH-jának, könnyen oldható elemtartalmának változása, a növények által felvett elemek abszolút mennyiségének megítélésakor figyelembe kell vennünk, hogy a kísérlet 3–8. kezelésében 50, 100, ill. 400 mg  $\text{P}_2\text{O}_5$   $\text{kg}^{-1}$  ásványi sav oldható szuperfoszfát-, ill. nyersfoszfát-hatóanyagot adtunk a talajokhoz (150; 300, ill. 1200 kg  $\text{P}_2\text{O}_5$   $\text{ha}^{-1}$ ). A szabadföldön, a gyakorlatban ennél kisebb, vagy feltöltő

trágyázás esetén is maximálisan ezekkel az adagokkal lehet számolnunk, tehát elsősorban ezeknek a kezeléseknél az eredményei az irányadóak. Tenyész-edény-kísérletünkben azonban ennél jóval nagyobb, szélsőséges adagokat is alkalmaztunk a nyersfoszfát különböző oldószerekben történő oldhatósága alapján (lásd OSZTOICS et al., 1997, 1. táblázat). Ezek: 600 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  ásványi sav oldható (9. kezelés), 400, 600, ill. 800 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  citromsav-oldható (10., 11. és 12. kezelés), és a 400 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  lúgos ammónium-citrát-oldható (13. kezelés) nyersfoszfátadagok. A nyersfoszfát esetén az oldószer összetételének hangsúlyozása azért fontos, mert például a 400 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  lúgos ammónium-citrát-oldható nyersfoszfát mennyiség 3280  $P_2O_5$  mg  $kg^{-1}$  ásványi sav oldható hatóanyag tartalmat jelent. Ezek az extra nyersfoszfátadagok (9–13. kezelés) 1800–10 000 kg  $P_2O_5$   $ha^{-1}$  mennyiséget jelentenek.

A tenyész-edény-kísérletben (NK-kezelés mellett) az algériai nyersfoszfát és szuperfoszfát növekvő adagjaival a talajhoz adott mikro- és potenciálisan toxikus elemek közül a talajmintákban a könnyen oldható (AAAc-EDTA-oldható) Cd-, Cr- és Sr-mennyiség növekedése kimutatható volt (2. táblázat).

A talajok AAAc-EDTA-oldható Cd-tartalmát a 100 és 400 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  szuperfoszfát- és a 100 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  nyersfoszfátadag nem változtatta meg az NK-kontrollhoz képest, viszont a 400 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  nyersfoszfátadag átlagosan 0,02 mg  $kg^{-1}$ -mal, esetenként szignifikánsan növelte. Az extra nyersfoszfátadagok hatására viszonylag jelentősen, de talajonként különböző mértékben növekedett a felvehető Cd-koncentráció. Abszolút mértékben azonban továbbra is alacsony (0,25 mg  $kg^{-1}$  alatti) maradt a könnyen oldható Cd-tartalom.

A talajok felvehető Cr-tartalma a szuperfoszfát hatására alig változott. Míg a 400 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  nyersfoszfátadag nem, az extra nyersfoszfátadagok viszont az adagtól és a talaj tulajdonságaitól függően szignifikánsan növelték a talajok felvehető Cr-koncentrációját az NK-kontrollhoz képest. Abszolút értékük azonban így is 0,8 mg  $kg^{-1}$  alatti maradt.

A 400 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  szuperfoszfát-kezelés hatására a talajok felvehető Sr-tartalma a gyengén savanyú talajokon 2–5-, az erősen savanyú talajokon 5–20-szorosára emelkedett. A nyersfoszfátkezelésekben hasonló felvehető Sr-tartalmat csak a legnagyobb adag (13. kezelés) esetén mértünk.

A kiindulási talajok vizes pH-ja a talajok pH-pufferkapacitásától függően az NK-adag hatására (2. kezelés) 0–0,58 egységnyit csökkent (3. táblázat), mely a 400 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  szuperfoszfátadag (SSP) esetén (ugyanolyan adagú NK-kezelés mellett) további 0–0,25 egységnyit csökkent. Ezeket a pH-változásokat a különböző műtrágyák savanyúság egyenértéke alapján értelmezhetjük. A savanyúság egyenértéke az a tiszta  $CaCO_3$ -mennyiség, mely az adott műtrágya 100 kg-ja által okozott savanyúság semlegesítéséhez szükséges (kg  $CaCO_3/100$  kg műtrágya). BOLAN és munkatársai (2003) szerint míg az  $NH_4NO_3$ -műtrágya savanyúság egyenértéke 60, addig a szuperfoszfáté (SSP) csak 8.

2. táblázat

A szuperfoszfát- és a nyersfoszfátkezelések hatása a tenyészemény-kísérlet talajainak  
AAAc-EDTA-oldható Cd-, Cr- és Sr-tartalmára, mg kg<sup>-1</sup>

(1) Kezelések	(2) Adott P-trá- gya, g kg <sup>-1</sup> talaj	(3) Adott elem, mg kg <sup>-1</sup> talaj	(4) Talajok					
			1.	2.	3.	4.	5.	6.
<i>Cd-tartalom</i>								
2. NK	–	–	0,035	0,107	0,030	0,035	0,070	0,030
4. NK PS <sub>T100</sub>	0,5435	0,0005	0,036	0,115	0,035	0,039	0,075	0,030
5. NK PS <sub>T400</sub>	2,1744	0,0021	0,035	0,114	0,029	0,042	0,078	0,031
7. NK PR <sub>T100</sub>	0,3623	0,0066	0,037	0,119	0,039	0,047	0,079	0,037
8. NK PR <sub>T400</sub>	1,4490	0,0270	0,058	0,118	0,056	0,063	0,092	0,050
10. NK PR <sub>C400</sub>	3,7241	0,0682	0,072	0,163	0,091	0,087	0,127	0,079
13. NK PR <sub>P400</sub>	11,905	0,2179	0,191	0,182	0,179	0,202	0,236	0,166
a) SzD <sub>5%</sub>			0,02	0,07	0,02	0,07	0,04	0,01
<i>Cr-tartalom</i>								
2. NK	–	–	0,134	0,166	0,175	0,315	0,225	0,108
4. NK PS <sub>T100</sub>	0,5435	0,001	0,122	0,143	0,15	0,297	0,265	0,117
5. NK PS <sub>T400</sub>	2,1744	0,004	0,116	0,130	0,151	0,269	0,260	0,128
7. NK PR <sub>T100</sub>	0,3623	0,069	0,097	0,162	0,199	0,292	0,270	0,139
8. NK PR <sub>T400</sub>	1,4490	0,277	0,162	0,157	0,233	0,326	0,340	0,174
10. NK PR <sub>C400</sub>	3,7241	0,711	0,193	0,243	0,404	0,413	0,389	0,328
13. NK PR <sub>P400</sub>	11,905	2,274	0,582	0,238	0,603	0,749	0,784	0,662
a) SzD <sub>5%</sub>			0,18	0,10	0,20	0,13	0,21	0,14
<i>Sr-tartalom</i>								
2. NK	–	–	22,4	11,0	2,5	0,8	2,4	4,2
4. NK PS <sub>T100</sub>	0,5435	7,17	26,4	14,3	5,6	4,5	6,7	10,8
5. NK PS <sub>T400</sub>	2,1744	30,28	37,6	23,1	18,6	16,9	12,3	20,2
7. NK PR <sub>T100</sub>	0,3623	0,64	20,7	12,0	2,7	1,4	2,1	5,1
8. NK PR <sub>T400</sub>	1,4490	2,56	22,8	13,1	4,2	2,8	3,3	6,2
10. NK PR <sub>C400</sub>	3,7241	6,59	26,0	15,1	7,6	5,5	6,4	9,6
13. NK PR <sub>P400</sub>	11,905	21,06	35,8	20,7	16,6	16,3	15,8	16,9
a) SzD <sub>5%</sub>			2,7	3,5	4,9	8,0	2,1	3,7

*Megjegyzés:* Talajok: ld. 1. táblázat. S = Szuperfoszfát; R = Nyersfoszfát. S<sub>T</sub> = összes-P, a szuperfoszfát ásványi savakban (cc. HNO<sub>3</sub> + HCl) oldható; R<sub>T</sub> = összes-P, a nyersfoszfát ásványi savakban (cc. HNO<sub>3</sub> + HCl) oldható; R<sub>C</sub> = a nyersfoszfát 2 %-os citromsavban oldható; R<sub>P</sub> = a nyersfoszfát Peterman-féle alkalikus ammónium-citrátban (szobahőmérsékleten) oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-tartalma alapján számolva a P hatóanyagtartalom. N = 100 mg kg<sup>-1</sup> talaj (0,2858 g NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> kg<sup>-1</sup> talaj), K = 400 mg kg<sup>-1</sup> talaj (0,7628 g KCl kg<sup>-1</sup> talaj)

Nyersfoszfát alkalmazásakor (ugyanolyan adagú NK-kezelés mellett) viszont az NK-kontrollhoz viszonyítva nőtt a talajok vizes pH-ja. A változás mértéke a kiindulási talajok tulajdonságainak (pH-pufferkapacitása) és az alkalmazott nyersfoszfátadag függvénye volt. Míg a 400 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> kg<sup>-1</sup> nyersfoszfát-

3. táblázat

Az NK- és a P-kezelések hatása a vizsgált talajok vizes pH-jára

(1) Kezelés	(2) Talajok					
	1.	2.	3.	4.	5.	6.
1. 0	5,59	6,50	4,38	3,62	5,24	6,02
2. NK	5,01	6,47	4,10	3,54	4,70	5,85
3. NK PS <sub>T50</sub>	5,06	6,44	4,09	3,56	4,64	5,82
4. NK PS <sub>T100</sub>	4,90	6,40	4,09	3,55	4,59	5,76
5. NK PS <sub>T400</sub>	4,88	6,22	4,01	3,55	4,57	5,61
6. NK PR <sub>T50</sub>	5,03	6,43	4,18	3,62	4,66	5,77
7. NK PR <sub>T100</sub>	5,20	6,46	4,18	3,66	4,74	5,84
8. NK PR <sub>T400</sub>	5,25	6,53	4,40	3,90	4,80	6,00
9. NK PR <sub>T600</sub>	5,36	6,55	4,53	4,03	4,92	6,09
10. NK PRC <sub>400</sub>	5,49	6,60	4,68	4,19	5,06	6,26
11. NK PRC <sub>600</sub>	5,73	6,65	4,80	4,37	5,40	6,33
12. NK PRC <sub>800</sub>	5,70	6,75	4,99	4,42	5,44	6,43
13. NK PRP <sub>400</sub>	5,93	6,77	5,35	4,67	5,64	6,61
a) SzD <sub>5%</sub>	0,22	0,17	0,12	0,13	0,14	0,12
b) Átlag	5,32	6,52	4,44	3,89	4,95	6,03

Talajok: lásd 1. táblázat

adag esetén például a talajok vizes pH-ja 0–0,36 egységnyit, az extra adagoknál már 0,3–1,25 egységnyit növekedett. A pH-növekedés mértéke és a kiindulási talajok pH-ja között negatív összefüggés volt megfigyelhető.

A reaktív nyersfoszfát a szabad CaCO<sub>3</sub>-tartalma, és a P-ásvány (foszforit) talajban történő oldódása révén fejt ki meszező, a talaj savanyúságát csökkentő hatását (mészhatás-egyenérték). Míg a talajban a CaCO<sub>3</sub> oldódása gyors, a foszforit oldódása lassú folyamat. A mészhatás-egyenérték nagyobbik hányada a foszforit oldódásából adódik (BOLAN et al., 2003). A kísérletünkben használt algériai nyersfoszfát becsült mészhatás-egyenértéke magas (579 kg CaCO<sub>3</sub> tonna<sup>-1</sup> nyersfoszfát), mivel 12,05 % foszfort és 19,33 % CaCO<sub>3</sub>-ot tartalmaz. HEL-LUMS és munkatársai (1989), XIONG (1996), FARDEAU (1997), valamint OSZTOICS és munkatársai (2000) szintén tapasztalták a kísérletünkben használt nyersfoszfátok pH-növelő hatását.

A tenyészedény-kísérletben a vörös here jelzőnövény Cd-, Cr- és Sr-tartalmának értékelése előtt, a felvett mennyiségek megítélésakor figyelembe kell

venni magának a tenyészedény-kísérletnek a jellegéből adódó sajátosságokat is. Tenyészedény-kísérletben a kedvezőbb környezeti tényezők, az optimális vízellátás, a bevitt elemek egyenletesebb eloszlása a talajban és az egységnyi talajtömeg gyökerekkel való jobb átszóttsága (szűk talaj/növény arány), valamint a gyökérszövet magasabb hőmérséklete következtében a talaj tápelemeinek (káros elemeinek) felvétele nagyobb, a vizsgált kezelések hatásai sokkal kifejezettebbek, mint szabadföldi viszonyok között. Így azonos mennyiségben kijuttatva, tenyészedény-kísérletben a növények tápelem- (károselem-) koncentrációja rendszerint magasabb, mint szabadföldi kísérletben (GRÜN et al., 1987 (cit.: CSATHÓ, 1994); PAGE & CHANG, 1978 (cit.: LEPP, 1981); SILLANPÄÄ, 1982). Ezeket a tényezőket a tenyészedény-kísérlet növényei által felvett különböző elemtartalom abszolút értékeinek megítélésakor mindig szem előtt kell tartani. A tenyészedény-kísérlet tehát nem helyettesíti, hanem kiegészíti a szabadföldi kísérletet.

A vörös here jelzőnövény a talajok többségén jól kelt. Ezekben a talajokon a vörös herét öt alkalommal – 8, 3, 7, 4, ill. 6 hetes korban – vágtuk, analízisük vágásonként történt. Az extrémén savanyú romániai podzol talajon és nagy-korpádi kovárványos barna erdőtalajon azonban a vörös here kelése gátolt volt, vagy egyáltalán nem, vagy csak egy-egy tő kelt ki, így a vörös herét újratejtük. A romániai podzol és a kovárványos barna erdőtalaj vörös here növedékének 1. vágása a növények 8 hetes korában történt, a többi talaj 2. vágásával megegyező időpontban. A kovárványos barna erdőtalajon (Nagykorpád) az első vágás után a növények minden kezelésben kipusztultak. A romániai podzol talajon az első vágás után az 1., 2., 3., 6. és 7. kezelés edényeiben pusztultak ki a növények.

A P-forma, -adag és a talaj hatását a vörös here légszáraz hajtástömegére és P-koncentrációjára korábbi közleményeinkben tanulmányozhatjuk (OSZTOICS et al., 2001a,b).

A P-kezelések hatása az egyes növedékekben hasonló tendenciát mutatott a vizsgált elemeknél, ezért eredményeinket számszerűen a vörös here 1. vágásának adatai alapján mutatjuk be.

A vörös here első vágásában a légszáraz növények a stronciumot 50 és 300 mg kg<sup>-1</sup> közötti, a krómot 1,0 mg kg<sup>-1</sup> alatti, a kadmiumot pedig 0,5 mg kg<sup>-1</sup> alatti koncentrációban tartalmazták.

Tenyészedény-kísérletünkben a vörös here Cd-tartalmát alapvetően a kiindulási talajok tulajdonságai befolyásolták. A gyengén savanyú, nagy kationcserélő kapacitású kompolti talajon a talaj könnyen oldható Cd-tartalmától függetlenül sem a szuperfoszfát-, sem a nyersfoszfátkezelésekben nem volt kimutatható a kadmium a vörös here egyetlen növedékében sem. A gyengén savanyú algériai homoktalajon és a közepesen savanyú szentgyörgyvölgyi talajon a P-trágyázás csak az extra nyersfoszfátadagok (12–13. kezelés) esetén növelte a vörös here 1. vágásában a Cd-tartalmat a kimutathatósági határ fölé, 0,2 mg

4. táblázat  
A Cd-koncentráció ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) változása a vörös here 1. vágásában a  
P-forma, -adag és a talaj függvényében

(1) Kezelés	(2) Talajok					
	1.	2.	3.	4.	5.	6.
1. 0	KA	KA	0,210	0,409	0,170	KA
2. NK	KA	KA	0,500	0,840	0,205	–
3. NK P <sub>T50</sub>	KA	KA	–	–	0,331	KA
4. NK P <sub>T100</sub>	KA	KA	–	0,347	0,377	KA
5. NK P <sub>T400</sub>	KA	KA	0,239	0,399	0,368	KA
6. NK P <sub>R50</sub>	KA	KA	–	–	0,404	KA
7. NK P <sub>R100</sub>	KA	KA	0,224	0,721	0,307	KA
8. NK P <sub>R400</sub>	KA	KA	0,298	0,489	0,302	KA
9. NK P <sub>R600</sub>	KA	KA	0,386	0,529	0,315	KA
10. NK P <sub>R400</sub>	KA	KA	0,424	0,446	0,356	KA
11. NK P <sub>R600</sub>	0,192	KA	–	0,586	0,196	KA
12. NK P <sub>R800</sub>	0,184	KA	0,251	0,551	0,237	0,213
13. NK P <sub>R400</sub>	0,200	KA	0,337	0,708	0,239	0,198
a) SzD <sub>5%</sub>	–	–	nsz.	0,140	nsz.	–
b) Átlag	KA	KA	0,331	0,539	0,298	KA

Megjegyzés: Talajok: lásd 1. táblázat. KA = kimutathatósági határ (Cd:  $0,135 \text{ mg kg}^{-1}$ ) alatti érték; nsz. = nem szignifikáns; –: nem volt mérés a mintából

$\text{kg}^{-1}$ -ra (4. táblázat). A további vágásokban már egyetlen kezelésben sem volt kimutatható a kadmium a vörös herében. A legkisebb pH-jú, szélsőségesen savanyú romániai talaj kiindulási (abszolút) kontrollmintáján a vörös here Cd-koncentrációja  $0,4 \text{ mg kg}^{-1}$  volt. A nyersfoszfátkezelések hatására ezen a talajon a növények Cd-tartalma  $0,44\text{--}0,72 \text{ mg kg}^{-1}$  értékre nőtt. A romániai podzol talajon a nyersfoszfátrágyázás hatására a talaj felvehető Cd-tartalma és a vörös here 1. vágásának Cd-tartalma között lineáris összefüggés volt kimutatható ( $y = 0,3689 + 1,6223x$ ,  $r = 0,9080$ ,  $n = 6$ ). Ezen a talajon a növények az 1. vágás után csak a nyersfoszfátkezelésekben maradtak meg, amelyek esetében a 2. vágásban átlagosan  $0,5$ , az utolsó vágásban pedig  $0,3\text{--}0,4 \text{ mg kg}^{-1}$  Cd-tartalmat mértünk. Az erősen savanyú losonci és a szélsőségesen savanyú nagykorpádi talajon a vörös here 1. vágásában – a kontrollhoz viszonyítva – a P-kezelések növényeinek Cd-tartalma a P-műtrágya formájától függetlenül nőtt ( $0,17$ -ről  $0,44$ -ra, ill.  $0,2$ -ről  $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ -ra), de az extra nyersfoszfátadagok nem növelték tovább a növények Cd-tartalmát. Az erősen savanyú losonci talajon a vörös here 2. vágásában a növények Cd tartalma  $0,2\text{--}0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ , a 3. vágásban  $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$  alatti a kezelések többségében. A 4. vágásban már csak néhány kezelésben mértünk a 3. vágáshoz hasonló Cd-tartalmat. Az 5. vágásban viszont már csak a P nélküli



kontrolltalaj növényeiben volt kimutatható a kadmium. A nagykorpádi talajon az első vágás után a növények kipusztultak.

A gyengén savanyú kompolti, a közepesen savanyú szentgyörgyvölgyi, és az erősen savanyú szlovákiai talajokon a kontrollminták és a szuperfoszfátkezelések növényeinek *Cr-tartalma* a kimutathatósági határ felett (0,4–0,8 mg kg<sup>-1</sup>) volt (5. táblázat). A nyersfoszfátkezelésekben a gyengén savanyú kompolti

5. táblázat  
A Cr-koncentráció (mg kg<sup>-1</sup>) változása a vörös here 1. vágásában a P-forma, -adag és a talaj függvényében

(1) Kezelés	(2) Talajok					
	1.	2.	3.	4.	5.	6.
1. 0	0,62	0,78	0,84	KA	0,47	KA
2. NK	0,82	0,58	0,61	0,72	0,67	–
3. NK PS <sub>T50</sub>	0,35	KA	–	–	0,53	KA
4. NK PS <sub>T100</sub>	0,62	0,40	–	0,92	0,62	KA
5. NK PS <sub>T400</sub>	0,52	0,47	1,08	0,53	0,45	KA
6. NK PR <sub>T50</sub>	KA	KA	–	–	KA	0,39
7. NK PR <sub>T100</sub>	0,44	0,39	1,15	0,46	KA	0,46
8. NK PR <sub>T400</sub>	0,63	0,39	1,01	0,44	KA	0,64
9. NK PR <sub>T600</sub>	0,53	KA	0,77	0,45	KA	1,02
10. NK PR <sub>C400</sub>	KA	KA	0,89	0,49	KA	1,25
11. NK PR <sub>C600</sub>	KA	0,48	–	KA	KA	4,34
12. NK PR <sub>C800</sub>	KA	0,35	0,47	0,50	KA	2,34
13. NK PR <sub>P400</sub>	KA	0,37	1,38	0,96	KA	3,21
a) SzD <sub>5%</sub>	0,38	nsz.	nsz.	nsz.	0,26	2,46
b) Átlag	0,44	0,38	0,90	0,52	KA	1,21

Megjegyzés: Talajok: lásd 1. táblázat. KA = kimutathatósági határ (Cr: 0,305 mg kg<sup>-1</sup>) alatti érték; nsz. = nem szignifikáns; –: nem volt mérés a mintából

talajon az adott nyersfoszfát mennyiségétől függetlenül a növények Cr-koncentrációja a kimutathatósági határ közelében volt. A növények Cr-koncentrációját a közepesen savanyú szentgyörgyvölgyi talajon csak a nagyobb nyersfoszfátadagok (10–13. kezelések), míg az erősen savanyú szlovákiai talajon már minden nyersfoszfátadag a kimutathatósági határ alá csökkentette.

Ezekon a talajokon a vágások számával nőtt a vörös here Cr-koncentrációja, de az első vágáshoz hasonlóan minden vágásban a nyersfoszfátkezelésekben kisebb volt a növények Cr-koncentrációja (0,5–1 mg kg<sup>-1</sup>), mint a szuperfoszfátkezelésekben (1–3 mg kg<sup>-1</sup>).

A fenti három talajon megfigyelt összefüggésekkel ellentétes eredményt kaptunk a gyengén savanyú, kis pufferkapacitású algériai homoktalajon. Ezen a

talajon a kontrollminta és a szuperfoszfát-kezelések növényeiben a kimutatható-sági határ alatt volt a króm. A nyersfoszfát viszont kimutatható-sági határ fölé emelte a növények Cr-tartalmát, mely a nyersfoszfátadag növelésével növekvő tendenciát mutatott. Ezen a talajon a nyersfoszfáttrágyázás hatására a talaj felvehető Cr-tartalma és a vörös here 1. vágásának Cr-tartalma között szoros lineáris összefüggés volt kimutatható ( $y = -0,2857 + 5,1385x$ ,  $r = 0,997$ ,  $n = 7$ ). A vizsgált talajok között a homoktalaj ezen kezeléseinek növényeiben mértük a legmagasabb Cr-tartalmat. Ez a hatás a 2–5. vágás növényeiben már nem volt kimutatható. A 2–4. vágás növényeiben a P-kezelésektől függetlenül  $1 \text{ mg kg}^{-1}$  alatti, az 5. vágás növényeiben viszont magas ( $3\text{--}9 \text{ mg kg}^{-1}$ ) Cr-tartalmat regisztráltunk.

Tapasztalatainkhoz hasonlóan a homoktalajokkal végzett kísérletek azt mutatják, hogy a kis pufferkapacitású savanyú homoktalajokon a káros elemek megkötődése sokkal kisebb, mint a nagy pufferkapacitású talajokon. Így például JÁSZBERÉNYI (1979) nagyobb növényi Cd-felvételt, IZSÁKI és munkatársai (1987) pedig nagyobb Cr-lemosódást tapasztaltak homoktalajokon.

A vörös herében a króm a szélsőségesen savanyú nagykorpádi és romániai talajon csaknem valamennyi kezelésben a kimutatható-sági határ felett volt, de kezeléshatás nem jelentkezett. Az extrém savanyú romániai podzol talajon az 1. vágás után megmaradt nyersfoszfátkezelések növényeiben a vágások számával nőtt a Cr-tartalom, s az utolsó vágásban  $3 \text{ mg kg}^{-1}$  körüli koncentrációt mértünk.

A talajok tulajdonságaitól függetlenül egy adott talajon a fiatalabb korban levágott növények Cr-koncentrációja nagyobb volt, mint a hosszabb ideig nevelté.

Ha a vörös here Cr-tartalmát az azonos hatóanyagtartalmú szuperfoszfát- (3., 4. és 5.) és nyersfoszfát- (6., 7. és 8.) kezelésekből összehasonlítjuk, láthatjuk, hogy a nyersfoszfát magas ( $190 \text{ mg kg}^{-1}$ ) Cr-tartalma ellenére ez a P-forma csak a gyengén savanyú, kis pufferkapacitású algériai talajon növelte a növények Cr-tartalmát a kimutatható-sági határ kétszeresére. A többi talajon a talaj tulajdonságaitól függetlenül nem növekedett a Cr-tartalom, sőt az erősen savanyú szlovákiai talaj növényeiben a kimutatható-sági határ alá csökkent. Valószínű, hogy a nyersfoszfát bázikus Ca-vegyületei a pH-t olyan kedvező mértékben befolyásolták a talajokban, melynek hatására a (a kísérlet redukív körülményei között feltehetően kation formában jelenlévő) króm felvehető-sége, mobilitása lecsökkent.

A *stroncium* a kalciumhoz kémiaiilag nagyon hasonló, és a növényekben azt részben helyettesíteni képes. Nem tartozik a toxikus elemek közé, a veszélyt a stroncium növényi felvételében valójában a  $^{90}\text{Sr}$  izotópja (nukleáris robbantás) jelenti (CSATHÓ, 1994), mivel a növényekben a Sr/Ca arány hasonló a talajéhoz (KATABA-PENDIAS & PENDIAS, 2001), és az izotóphígítás elve alapján a  $^{90}\text{Sr}$ /Ca arány is hasonló (SZABÓ et al., 1992). A növények Sr-koncentrációját magá-

6. táblázat  
A Sr-koncentráció ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) változása a vörös here 1. vágásában a  
P-forma, -adag és a talaj függvényében

(1) Kezelés	(2) Talajok					
	1.	2.	3.	4.	5.	6.
1. 0	315	56	60	66	47	87
2. NK	293	71	153	40	37	–
3. NK PS <sub>T50</sub>	281	84	–	–	79	146
4. NK PS <sub>T100</sub>	289	90	–	101	116	209
5. NK PS <sub>T400</sub>	441	135	391	423	314	364
6. NK PR <sub>T50</sub>	316	71	–	–	44	113
7. NK PR <sub>T100</sub>	302	69	73	81	50	98
8. NK PR <sub>T400</sub>	285	72	83	65	55	107
9. NK PR <sub>T600</sub>	283	73	98	85	50	115
10. NK PR <sub>C400</sub>	278	74	81	64	62	106
11. NK PR <sub>C600</sub>	287	81	–	79	63	119
12. NK PR <sub>C800</sub>	305	76	83	80	69	127
13. NK PR <sub>P400</sub>	275	85	145	81	78	144
a) SzD <sub>5%</sub>	25	8	77	46	13	18
b) Átlag	304	80	126	109	84	148

Megjegyzés: Talajok: lásd 1. táblázat. KA = kimutathatósági határ (Sr:  $0,02 \text{ mg kg}^{-1}$ ) alatti érték; nsz. = nem szignifikáns; –: nem volt mérés a mintából

nak a növénynek a sajátja is meghatározza (LÁSZTITY, 2002). A vörös here viszonylag sok stronciumot vesz fel. MITCHELL (1957) átlagosan  $74 \text{ mg kg}^{-1}$ -ot mért a vörös herében és csak  $10 \text{ mg kg}^{-1}$ -ot az angolperjében.

Az irodalmi adatokkal egyezően a vörös here Sr-koncentrációja két nagyságrenddel kisebb volt a kalciuménál.

A kiindulási talajok között a közepesen savanyú szentgyörgyvölgyi talaj Sr-tartalma volt a legnagyobb, s ezen a talajon mértük a legmagasabb Sr-tartalmat a vörös herében is (6. táblázat), átlagosan  $300 \text{ mg kg}^{-1}$ -ot. Ennek a mennyiségnek mintegy 50 %-át vette fel a vörös here a gyengén savanyú algériai talajból. A legkevesebb stronciumot a gyengén savanyú kompolti és az erősen savanyú szlovákiai talaj növényeiben mértük.

A vizsgált talajokon a nyersfoszfátkezelések növényeinek Sr-tartalma magasabb volt az abszolút kontrollmintáknál (a közepesen savanyú szentgyörgyvölgyi talaj kivételével) és szignifikáns növekedés is kimutatható volt az extra adagok hatására egyes talajokon.

A szuperfoszfát magas Sr-tartalmának megfelelően – az abszolút kontrollhoz viszonyítva – már az  $50 \text{ mg P}_2\text{O}_5 \text{ kg}^{-1}$  ásványi sav oldható szuperfoszfátadag is szignifikánsan növelte a növények Sr-tartalmát, a  $100 \text{ mg P}_2\text{O}_5 \text{ kg}^{-1}$  szuperfosz-

fátadag közel megkétszerezte azt (a közepesen savanyú szentgyörgyvölgyi talaj kivételével). A 400 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  szuperfoszfátadag a gyengén savanyú kompolti és algériai talajok növényeiben is szignifikánsan (3–4-szeresére), az erősen és extrémén savanyú talajokéban pedig 6–7-szeresére növelte a Sr-tartalmat. Ez az adag a közepesen savanyú szentgyörgyvölgyi talaj vörös here termésének Sr-tartalmát is növelte. Így a legnagyobb adagú szuperfoszfát-kezelésben a talaj típusától függetlenül a vörös here Sr-tartalma 300–450 mg  $kg^{-1}$  volt (a gyengén savanyú kompolti talaj kivételével, ahol 130 mg  $kg^{-1}$  Sr-koncentrációt mértünk). Szabadföldi kísérletekben hazai őszi kalászosokban N- és P-műtrágyázás hatására a kontrollhoz viszonyítva esetenként szignifikáns Sr-koncentráció növekedést, ill. felhalmozódást tapasztalt LÁSZTITY (1996, 2002) is, amit a szuperfoszfátban található Sr-tartalommal magyarázott.

A vörös here Sr-koncentrációjára nem volt hatással a növények kora.

A vágások számának növekedésével minden talajon kimutatható a Sr-koncentráció csökkenése, de az 1. vágáshoz hasonlóan minden további vágásban a legnagyobb Sr-koncentrációt a 400 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  szuperfoszfát-kezelésben kaptuk. (A vörös herében minden talajon ennél a kezelésnél mértük a legmagasabb Ca-koncentrációt is.)

Az algériai és a losonci talaj növényeinek minden egyes vágásában a szuperfoszfát adagjának emelésével párhuzamosan nőtt a növények Sr-koncentrációja, és ezeken a talajokon már a 100 mg  $P_2O_5$   $kg^{-1}$  adagú szuperfoszfát-kezelésben nőtt növények Sr-koncentrációja is magasabb, mint bármely nyersfoszfát-kezelésében.

A vörös here 1. növedékének Sr-tartalma és a talajok felvehető Sr-tartalma között a talajok többségénél szoros lineáris összefüggés volt kimutatható. A szuperfoszfát-kezelésekben a „b” értéke 6–25, az „r” 0,895–0,990 között változott ( $n = 3-3$ ). A nyersfoszfátkezelésekben a pszeudoglejes barna erdőtalajon (Szentgyörgyvölgy) és a romániai podzol talajon (Livada) összefüggés nem volt kimutatható. A többi talajon a „b” értéke 1,52–3,8, az „r” 0,769–0,942 között változott ( $n = 8-8$ ).

### Összefoglalás

Három magyar, egy szlovákiai, egy romániai és egy algériai savanyú talajon vizsgáltuk az 1990-es évek elején hazánkban forgalomban lévő, Kola-apatitból készült szuperfoszfát és az Algériából származó bázikus, reaktív nyersfoszfát hatását a talajok pH-jára, könnyen oldható (AAAc–EDTA-oldható) Cd-, Cr- és Sr-tartalmára, valamint ezen elemek növényi koncentrációjára tenyészedeny-kísérletben vörös here jelzőnövényel.

A kiindulási talajok vizes pH-ja az NK- és a szuperfoszfát-kezelés hatására a talajok pufferkapacitásától függően csökkent. A bázikus nyersfoszfát viszont (ugyanolyan adagú NK-kezelés mellett) növelte a talajok vizes pH-ját. A változás mértéke a kiindulási talajok tulajdonságainak és az alkalmazott nyersfosz-

fátadag függvénye volt. A pH-növekedés mértéke és a kiindulási talajok pH-ja között negatív összefüggés volt megfigyelhető.

A tenyészedény-kísérletben az algériai nyersfoszfát és szuperfoszfát növekvő adagjai növelték a talajminták könnyen (AAAc-EDTA-) oldható Cd- Cr- és Sr-mennyiségét, azonban koncentrációjuk a megengedett határértékek alatt maradt.

A vörös herét öt alkalommal vágtuk, analízisük vágásonként történt. A talajok többségénél a talajtulajdonságok, a P-forma és P-adag hatása az egyes vágásokban hasonló tendenciájú volt egy-egy elem esetén, ezért eredményeinket a vörös here 1. vágásának adatai alapján mutattuk be. A vizsgált elemek növényben mért koncentrációjában viszont eltérő szerepet játszott a kiindulási talaj tulajdonsága, a P-trágya formája, a P-adag nagysága, a növények kora és a vágások száma. A vörös here első vágásában a Cd-, Cr- és a Sr-koncentráció elemenként is különböző volt.

A vizsgált elemek koncentrációja a vörös herében a talaj pH-jával negatív korrelációt mutatott, így ezeknek az elemeknek a koncentrációja a növényekben a gyengén savanyú talajokon alacsonyabb volt, mint az erősen vagy a szélsőségesen savanyú talajokon.

Az 1. vágás növényeiben a kadmium a gyengén és közepesen savanyú talajokon nem volt kimutatható mennyiségben (az algériai nyersfoszfát extrém adagjai kivételével), az erősen és a szélsőségesen savanyú talajok növényeiben viszont mérhető Cd-koncentrációkat találtunk. A növények Cd-koncentrációját csak a szélsőségesen savanyú romániai talajon növelte a nyersfoszfát, az erősen savanyú szlovák talajon az extra nyersfoszfátadagok viszont csökkentették azt.

A króm a kompolti és a szentgyörgyvölgyi gyengén savanyú talajok növényeiben az 1. vágásban nem, vagy csak a kimutathatósági határnál alig nagyobb mennyiségben volt mérhető. A gyengén savanyú, kis pufferkapacitású, alacsony szervesanyag-tartalmú algériai homoktalajon a növények Cr-koncentrációja a kontrollmintán és a szuperfoszfát-kezelésekben a kimutathatósági határ alatt volt, a nyersfoszfátkezelésekben viszont mérhető volt, és a dózis emelésével a növények Cr-koncentrációja is nőtt. (A további vágásokban ezt a hatást nem tapasztaltuk.) Ezzel ellentétes hatás volt megfigyelhető az erősen savanyú szlovákiai podzol talajon, ahol minden alkalmazott nyersfoszfátadag esetén a kimutathatósági határ alá csökkent a vörös here Cr-koncentrációja, feltehetően a kation formájú Cr-vegyületek oldékonyságának csökkenése következtében.

A vörös herében a Sr-koncentrációt is alapvetően a kiindulási talajok tulajdonságai határozták meg, de a talajok savanyúsága nem játszott olyan domináns szerepet, mint az előző elemeknél. A vörös here Sr-koncentrációját minden vizsgált talajon befolyásolta a P-trágya formája és adagja. A növények Sr-tartalma a szuperfoszfátadagokkal – ezen P-forma magas Sr tartalma miatt – növekedett. A kontrollnövények Sr-tartalmához képest a nyersfoszfát is emelte a növények Sr-tartalmát, de a nyersfoszfátadag emelésének hatása kisebb mértékű volt a szuperfoszfáténál.

A vizsgált elemek koncentrációja és a vágások között eltelt idő közötti kapcsolatról elmondhatjuk, hogy a vörös here Cd- és Sr-koncentrációját a növények kora nem befolyásolta. A növények Cr-koncentrációja viszont a talaj tulajdonságaitól függetlenül mindig a fiatalabb növényben volt a nagyobb.

A vágások számának növekedésével minden talajon kimutatható volt a növényekben a Cd- és a Sr-koncentráció csökkenése. A Cr-koncentráció viszont emelkedett, de erősen savanyú és a szélsőségesen savanyú talajokon az 1. vágás után a további vágásokban is megmaradt az extra nyersfoszfátadagok Cr-koncentrációt csökkentő hatása a növényekben. A legutolsó vágás növényeiben, ahol a növények már szélsőséges feltételek mellett nőttek (10 °C alatti átlaghőmérséklet, kevés fény) a Cr-koncentráció megnőtt. Ez a növekedés (stresszérzékenység) nagyobb volt az erősen, a szélsőségesen savanyú talajokon és az algériai homoktalajon.

A vörös here jelzőnövényvel végzett tenyészedény-kísérlet adataiból látható, hogy a 18 mg kg<sup>-1</sup> Cd- és 191 mg kg<sup>-1</sup> Cr-tartalmú, extrém adagú nyersfoszfát talajba juttatása – a tenyészedény-kísérlet korábban említett intenzív elemforgalma ellenére – nem növelte a talajba került elemek mennyiségének arányában a növények elemtartalmát. Ez valószínűleg elsősorban a bázikus nyersfoszfát pH-növelő hatásának, a potenciálisan toxikus kationok kisebb mobilitásának, csökkent növényi felvehetőségének tulajdonítható.

A kutatás a T 038046 számú OTKA pályázat témakörében készült.

**Kulcsszavak:** szuperfoszfát, nyersfoszfát, vörös here, Cd-, Cr- és Sr-koncentráció

### Irodalom

- ALLOWAY, B. J., 1990. Heavy Metals in Soils. Blackie & Son, Ltd, Glasgow–London.
- BOLAN, N. S., ADRIANO, D. C. & CURTIN, D., 2003. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in Agronomy*. **78**, 215–272.
- BOLDIS O., 1986. Magyarország főbb talajainak nehézfém-tartalma. Kézirat. MTA TAKI. Budapest
- CHIEN, S. H., 2002. Evaluation of available phosphorus and cadmium associated with phosphate rock for direct application. In *Assessment of Soil Phosphorus Status and Management of Phosphatic Fertilisers to Optimise Crop Production*. (Eds.: ZAPATA, F. & SIKORA, F.) 450–467. IAEA–TEDOC-1272. IAEA. Wien.
- CSATHÓ P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA TAKI. Budapest.
- DEBRECZENI B.-NÉ & LEHOCZKY É., 2002. Tartam műtrágyázás hatása a talajok toxikus nehézfém-tartalmára. In: XVI. Országos Környezetvédelmi Konferencia, Siófok. 180–186.

- DEBRECZENI, K. et al., 2000. Effect of increasing fertilizer doses on the soluble P, Cd, Pb and Cr content of soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **31**. 1825–1835.
- FARDEAU, J. C., 1997. Soil P fertility replenishment and „liming” using phosphate rocks in soils with a low pH and developed under tropical climates. Abstracts. 3<sup>rd</sup> Res. Co-ordination Meeting of Rock Phosphates FAO–IAEA Res. Program, Vienna, 17–21 March, 1997. Report D1-RC-542. 3, IAEA. Vienna.
- FODOR L., 2000. Nehézfémek akkumulációja a talaj–növény rendszerben. PhD értekezés. Keszthely.
- GAVI, F., BASTA, N. T. & RAUN, W. R., 1997. Wheat grain Cd as affected by long-term fertilization and soil acidity. *J. Environ. Qual.* **26**. 265–271.
- GYÖRI D., LOCH J. & PUSZTAI A., 1987. A toxikus talajalkotórészek felszabadulása. In: A környezet erősödő savasodása. A környezet erősödő savasodásának hatása a talajra. MTH OKTH. Környezet- és Természetvédelmi Kutatások 7. (Szerk.: FÁBIÁN Gy.) 168–178. Budapest.
- GYÖRI, Z. et al., 1994. Soil analyses in the Rothamsted park grass experiment. *Agrokémia és Talajtan.* **43**. 319–327.
- GIUFFRÉ DE LÓPEZ CAMELO L., RATTO DE MIGUEZ, S. & MARBÁN, L., 1997. Heavy metals input with phosphate fertilizers used in Argentina. *The Science of the Total Environment.* **204**. 245–250.
- HELLUMS, D. T., CHIEN, S. H. & TOUCHTON, J. T., 1989. Potential agronomic value of calcium in some rock from South America and West Africa. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **53**. 459–462.
- IRETSKAYA, S. N., CHIEN, S. H. & MENON, R. G., 1998. Effect of acidulation of high cadmium containing phosphate rocks on cadmium uptake by upland rice. *Plant and Soil.* **201**. 183–188.
- IZSÁKI, Z., DEBRECZENI, J. & BENESOCZKY, J., 1987. The effect of leather factory sludge dressing on the chromium content of the soil, plants and yield. In: Proc. 5<sup>th</sup> Int. CIEC Symp. „Protection of Water Quality from Harmful Emissions with Special Regard to Nitrate”, Balatonfüred. 353–356.
- JÁSZBERÉNYI I., 1979. Kadmiumhatás-vizsgálatok tenyészedény kísérletben. Doktori értekezés. DATE. Debrecen.
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H., 2001. Trace Elements in Soils and Plants. 3<sup>rd</sup> ed. CRC Press, Ltd. Boca Raton, Florida.
- KAUWENBERGH, S. J. VAN, 1997. Cadmium and Other Minor Elements in World Resources of Phosphate Rock. Fertilizer Society. 1–40.
- KÁDÁR I., 1991. A talajok és növények nehézfém tartalmának vizsgálata. KTM–MTA TAKI. Budapest.
- KÁDÁR I., 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Környezet- és természetvédelmi kutatások. KTM–MTA TAKI. Budapest.
- KISS Zs., LEHOCZKY É. & NÉMETH T., 2002. A talajok cc. HNO<sub>3</sub>+ H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> és LE oldható nehézfém tartalmának vizsgálata a keszthelyi Országos Műtrágyázási Tartamkísérletben. In: XVI. Országos Környezetvédelmi Konferencia, Siófok. 194–202.
- KPONBLEKOU, A. & TABATABAI, M., 1994. Metal contents of phosphate rocks. *Commun Soil Sci Plant Anal.* **26**. 2781–2882.

- 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.
- LÁSZTITY, B., 1988. Effect of fertilization on changes in the microelement concentrations of triticale during vegetation. *Acta Agron. Hung.* **37**, 245–255.
- LÁSZTITY B., 1996. Az őszi búza stroncium-felvétele csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan.* **45**, 69–76.
- LÁSZTITY B., 2002. A stroncium elem forgalma hazai őszi kalászosokban. *Növénytermelés.* **51**, 413–423.
- LEHOCZKY, É., SZABADOS, I. & MARTH, P., 1996. Cd content of plants as affected by soil Cd concentration. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **27**, 1765–1777.
- LEHOCZKY, É. et al., 1998. Effect of different soil pH on the Cd uptake by plants. *Zesz. Probl. Post. Nauk. Rol.* **456**, 409–415.
- LEPP, N. W., 1981. Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Vol. 1. Effect of Trace Metals on Plant Function. *Applied Sci. Publ. London–New Jersey.*
- MCLAUGHLIN, M. J., 2002a. Effect of fertilizer type on cadmium and fluorine concentrations in clover herbage. In: *Assessment of Soil Phosphorus Status and Management of Phosphatic Fertilisers to Optimise Crop Production.* (Eds.: ZAPATA, F. & SIKORA, F.) 342–353. IAEA–TEDOC-1272. IAEA. Wien.
- MCLAUGHLIN, M. J., 2002b. Long term changes in cadmium bioavailability in soil. In: *Assessment of Soil Phosphorus Status and Management of Phosphatic Fertilisers to Optimise Crop Production.* (Eds.: ZAPATA, F. & SIKORA, F.) 354–362. IAEA–TEDOC-1272. IAEA. Wien.
- MCLAUGHLIN, M. J. et al., 1995. Effect of potassium and phosphatic fertilizer type, phosphatic fertilizer Cd content and additions of zinc on cadmium uptake by commercial potato crops. *Fertilizer Research.* **40**, 63–70.
- MCLAUGHLIN, M. J. et al., 1996. Review: The behavior and environmental impact of contaminants in fertilizers. *Aust. J. Soil Res.* **34**, 1–54.
- MITCHELL, R., 1957. Trace element contents of plants. *Research (London)* **10**, 357–362.
- MORTVEDT, J. J., 1987. Cadmium level in soils and plants from some long-term soil fertility experiments in the United States of America. *J. Environ. Qual.* **16**, 137–142.
- MORTVEDT, J. J., 1994. Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. In: *Proc. Int. Symp. Fertilizers and Environment, Salamanca, Spain* (Ed.: RODRIGUEZ-BARRUECO, C.) 5–11.
- MORTVEDT, J. J., 1996. Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. *Fert. Res.* **43**, 55–61.
- MORTVEDT, J. J. & BEATON, J. D., 1995. Heavy metal and radionuclide contaminants in phosphate fertilizers. In *Phosphorus in the Global Environment. Transfers, Cycles and Management.* (Ed.: TIESSEN, H.) 93–105. SCOPE. Wiley & Sons, Ltd. Chichester, England.
- MORTVEDT, J. J. & OSBORN, G., 1982. Studies on the chemical form of cadmium contaminants in phosphate fertilizers. *Soil Sci.* **134**, 185–192.
- MORTVEDT, J. J., MAYS, D. A. & OSBORN, G., 1981. Uptake by wheat of cadmium and other heavy metal contaminants in phosphate fertilizers. *J. Environ. Qual.* **10**, 193–197.
- MULLA, D. J., PAGE, A. L. & GANJE, T. J., 1980. Cadmium accumulations and bioavailability in soil from long-term phosphorus fertilizations. *J. Environ. Qual.* **9**, 408–412.



- NÉMETH I., TÓTH B. & TÖLGYESI GY., 1987. A különböző adagú istálló- és műtrágya hatása az őszi búza mikroelem-tartalmának alakulására. *Növénytermelés*. **36**. 117–124.
- OSZTOICS A.-NÉ, CSATHÓ P. & NÉMETH T., 1997. Az algériai nyersfoszfát és a szuperfoszfát hatásának vizsgálata. I. A foszfortrágyák összehasonlító vizsgálata a tavaszi árpa termésére és foszfortartalmára tenyészedény-kísérletben különböző talajokon. *Agrokémia és Talajtan*. **46**. 289–310.
- OSZTOICS A.-NÉ, RADIMSZKY L. & NÉMETH T., 2000. Szuperfoszfát és nyersfoszfát hatása két hazai talaj víz- és AL-oldható P-tartalmára inkubációs kísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. **49**. 107–126.
- OSZTOICS A.-NÉ et al., 2001a. Az algériai nyersfoszfát és a szuperfoszfát hatásának vizsgálata. II. A foszfortrágyák hatása a vörös here termésére és foszfortartalmára tenyészedény-kísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. **50**. 247–266.
- OSZTOICS E et al., 2001b. Az algériai nyersfoszfát és a szuperfoszfát hatása a vörös here termésére és foszfortartalmára tenyészedény-kísérletben különböző talajokon. In: XV. Országos Környezetvédelmi Konferencia, Siófok. 242–252.
- PALENC SÁR J. A. et al., 1999. A műtrágyázás hatása az őszi búza Cd-tartalmára. In: Tiszántúli Mezőgazdasági Tudományos Napok, Agrokémiai és Talajtani Szekció, Debrecen. (Szerk.: LOCH J., VÁGÓ I. & JÁVOR A.) 141–148.
- REUSS, J. O., DOOLEY, H. L. & GRIFFIS, W., 1978. Uptake of cadmium from phosphate fertilizers by peas, radishes, and lettuce. *J. Environ. Qual.* **7**. 128–133.
- ROTHBAUM, H. P. et al., 1986. Cadmium accumulation in soil from long-continued applications of superphosphate. *J. Soil Sci.* **37**. 99–107.
- SAUERBECK, D., 1992. Conditions controlling the bioavailability of trace elements and heavy metals derived from phosphate fertilizers in soils. In: Proc. IMPHOS. Conf. on Phosphorus, Life and Environment, Casablanca. 419–448.
- SHUMAN, L. M., 1991. Chemical forms of micronutrients in soils. In: *Micronutrients in Agriculture*. (Ed.: MORTVEDT, J. J.) 125–132. SSSA. Madison, Wisc.
- SILLANPÄÄ, M., 1982. *Micronutrients and the Nutrient Status of Soils: A Global Study*. Soils Bulletin No. 48. FAO. Rome.
- SOLER, J. S. & SOLER, J. V., 1994. Cadmium in inorganic fertilizers. In: Proc. Int. Symp. Fertilizers and Environment, Salamanca, Spain (Ed.: RODRIGUEZ-BARRUECO, C.) 541–545.
- SZABÓ S. A., GYÓRI D. & RÉGIUSZNÉ MÖCSÉNYI Á., 1992. *Mikroelemek a mezőgazdaságban. Stimulatív elemek*. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- SZŰCS M. & SZŰCS M.-NÉ, 2002. Néhány nyugat-dunántúli talaj könnyen oldható nehézfém-tartalmának hosszú idő alatti változása. *Agrokémia és Talajtan*. **51**. 435–446.
- SYERS, J. K. & CISSE, L., 2000. Regional differences in the inputs of cadmium to soils. In: *Environmental Cadmium in the Food Chain: Sources, Pathways, and Risk*. (Eds.: SYERS, J. K. & GOCHFELD, M.) Proc. SCOPE Workshop. 54–59. Belgian Academy of Sciences. Brussels.
- SYERS, J. K. et al., 1986. Chemical and physical characteristics of phosphate rock materials of varying reactivity. *J. Sci. Food Agric.* **37**. 1057–1064.
- WILLIAMS, C. H. & DAVID, D. J., 1973. The effect of superphosphate on the cadmium content of soils and plants. *Aust. J. Soil Res.* **11**. 43–56.

- WILLIAMS, C. H. & DAVID, D. J., 1976. The accumulation in soil of cadmium residues from phosphate fertilizers and their effect on the cadmium content of plants. *Soil Sci.* **121**. 86–93.
- XIONG, L. M., ZHOU, Z. G. & LU, R. K., 1996. Enhanced plant growth by uniform placement of superphosphate with rock phosphate in acidic soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **27**. 2837–2850.

*Érkezett: 2003. július 20.*

### **Investigations on the Effect of Algerian Rock Phosphate and Superphosphate. III. Effect of Soil Properties, Form and Rate of Phosphorus on the Cd, Cr and Sr Concentrations of Red Clover in a Pot Experiment**

E. OSZTOICS, P. CSATHÓ, M. MAGYAR, GY. BACZÓ and L. RADIMSZKY

Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the  
Hungarian Academy of Sciences, Budapest

#### **Summary**

The effect of superphosphate manufactured from Kola apatite and of rock phosphate originating from Algeria was investigated on the pH and readily (AAAc-EDTA-) soluble Cd, Cr and Sr contents of three Hungarian, one Slovakian, one Romanian and one Algerian acidic soil, and on the plant concentrations of these elements in a pot experiment using red clover as indicator plant.

The aqueous pH of the initial soils declined as the result of NK + superphosphate treatment, depending on the buffering capacity of the soils. Rock phosphate, however, increased the aqueous pH of the soil when applied with the same NK rates. The change was a function of the properties of the initial soils and of the rock phosphate rate applied. A negative correlation was observed between the increase in pH and the initial pH of the soil.

In the pot experiment increasing rates of Algerian rock phosphate and superphosphate increased the readily (AAAc-EDTA-) soluble Cd, Cr and Sr quantities in the soil samples, but the concentrations of these elements remained below the permitted limit.

The red clover was cut on five occasions and analyzed after each cut. For the majority of the soils the soil properties, the P form and the P rate had similar effects in all the cuts for each element, so the results are presented on the basis of the data for the 1<sup>st</sup> cut. However, these factors had different effects on the concentrations of the elements in the plants, as did the age of the plants and the number of cuts. In the first cut of red clover the Cd, Cr and Sr concentrations differed for each element.

The concentrations of the elements in red clover exhibited a negative correlation with the soil pH, so the concentrations of these elements in the plants were lower in weakly acidic soil than on strongly or extremely acidic soils.

In plants from the first cut the cadmium content was below the detection limit on weakly and moderately acidic soils (except at extremely high rates of Algerian rock phosphate), while detectable Cd concentrations were found in plants grown on strongly and extremely acidic soils. The Cd concentration of the plants was only increased by rock phosphate on the extremely acidic Romanian soil, while it was reduced by extremely high rates of rock phosphate on the strongly acidic Slovakian soil.

Cr could not be detected, or was only just above the detection limit in the first cut of red clover on the weakly acidic soils from Kompolt and Szentgyörgyvölgy. On the weakly acidic Algerian sandy soil the Cr concentrations of the plants were below the detection limit in the control sample and in the superphosphate treatments, while they were detectable in the rock phosphate treatments and increased with the application rate. (This effect was not observed in later cuts.) By contrast, on the strongly acidic podzolic

soil from Slovakia all the rock phosphate rates applied reduced the Cr concentration of red clover to below the detection limit.

The Sr concentration of red clover was also determined primarily by the properties of the initial soils, but the acidity of the soils did not play such a dominant role as for the previous elements. On all the tested soils the Sr concentration of red clover was influenced by the form and rate of P fertilizer, increasing with rising rates of superphosphate. Compared with the Sr content of control plants, rock phosphate also increased the plant Sr content, but to a lesser extent than superphosphate.

The Cd and Sr concentrations of red clover was not influenced by the age of the plants. The Cr concentration, however, was always higher in younger plants, regardless of the soil properties.

In later cuts there was a reduction in the Cd and Sr concentrations in the plants on all the soils. The Cr concentration increased, but on strongly and extremely acidic soils the reducing effect of extremely high rates of rock phosphate on the Cr concentration, recorded in the 1<sup>st</sup> cut, could still be observed. Plants in the last cut, which grew at a mean temperature of below 10 °C under poor light conditions, had higher Cr concentrations. This increase (stress sensitivity) was greater on strongly or extremely acidic soils and on the Algerian sandy soil.

It could be seen from the results of pot experiments with red clover as indicator plant that soil treatment with extremely high rates of rock phosphate, which contained 18 mg kg<sup>-1</sup> Cd and 191 mg kg<sup>-1</sup> Cr, did not increase the element contents of the plants proportionately with the quantities of elements introduced into the soil. This could probably be attributed primarily to the pH-increasing effect of the alkaline rock phosphate and to the lower mobility and availability to plants of the potentially toxic cations.

*Table 1.* Various properties of the initial soils, and their total and AAAC-EDTA-soluble Cd, Cr and Sr concentrations. (1) Soil property. a) Total P, mg P kg<sup>-1</sup>, b) Humus %; c) Cation exchange capacity (T) meq 100 g<sup>-1</sup>. (2) Soils. Note: \*Soils: 1. Pseudogleyey brown forest soil (Szentgyörgyvölgy); 2. Chernozem brown forest soil (Kompolt); 3. Brown forest soil with thin interstratified layers of colloid and sesquioxide accumulation (Nagykorpad); 4. Podzol, Livada (Romania), 5. Typic podzol, Losonc (Slovakia). 6. Acidic sandy soil (Algeria). KA = below the detection limit.

*Table 2.* Effect of superphosphate and rock phosphate treatments on the AAAC-EDTA-soluble Cd, Cr and Sr contents of the soils of the pot experiment, mg kg<sup>-1</sup>. (1) Treatments. a) LSD<sub>5%</sub>. (2) P fertilizer rate, g kg<sup>-1</sup> soil. (3) Element application rate, mg kg<sup>-1</sup> soil. Note: Soils: see Table 1. S = superphosphate; R = rock phosphate. S<sub>T</sub>, R<sub>T</sub> = total P soluble in mineral acids for superphosphate and rock phosphate, respectively; R<sub>C</sub>, R<sub>P</sub> = P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> content of rock phosphate soluble in 2% citric acid and Peterman's alkaline ammonium citrate, respectively.

*Table 3.* Effect of NK and P treatments on the aqueous pH of the tested soils. (1)–(2): see Table 2. b) Mean.

*Tables 4, 5 and 6.* Changes in the Cd, Cr and Sr concentrations in the first cut of red clover as a function of the P form, P rate and soil (mg kg<sup>-1</sup>). (1)–(2): see Table 2. b) Mean. Note: K<sub>A</sub> = below the detection limit (Cd: 0.135, Cr: 0.305, Sr: 0.02 mg kg<sup>-1</sup>); nsz. = non-significant; -: not measured in the sample.