

Fémek mobilizációjának vizsgálata savas kioldással a Tisza hullámterén

Gosztonyi Gyöngyi¹ – Braun Mihály²

¹*Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, 4032 Debrecen Egyetem tér 1.,
gosztonyi.gyongyi@gmail.com,*

²*Debreceni Egyetem, Szerzetlen és Analitikai kémiai Tanszék, 4032 Debrecen Egyetem tér 1.,
braun@tigris.klte.hu*

BEVEZETÉS

A Tisza hazánk második legnagyobb folyója, mely mentén sok olyan tevékenységet folytatnak, amelyet potenciális szennyező forrásként tarthatunk nyilván. A folyó felső szakasza környékén a különböző fémércek bányászata és feldolgozása már a középkorban is számottevő volt. Ezekben a bányákban a szennyező anyagokat nagy mennyiségben tartalmazó zagyot időről időre a folyóba eresztik, rendszerint a folyók, patakok nagyvize idején, így az oldott állapotban lévő szennyezők felhígulva kerülnek be a felszíni vizekbe (Winkelman-Oei et al., 2001). A hullámterén kiülepedve azonban a kolloidokhoz kötött szennyezők – főként a fémek – felhalmozódhatnak, azonban amíg a talaj kémhatása a lúgos tartományban van, nem okoznak nagy problémát. A természetes körülmények között (növényi anyagok bomlástermékei, fokozott kilúgzás hatására) előforduló talajsavanyodás mellett a napjainkban egyre számottevőbb környezetszennyezést is meg kell említenünk. A nagymértékű ipari fejlődésnek és a közlekedésnek köszönhetően jelentősen megnőtt a légkörbe kerülő savképző anyagok (NO_x, SO₂, SO₃) mennyisége, melyek a csapadékkal vagy száraz kiülepedéssel a talajba kerülve növelhetik annak oxóniumion koncentrációját (Horváth, 1986). A talajokban pH-csökkenés hatására az egyébként talajkolloidokon kötött fémek mobilizálódhatnak, mivel a hidrogénionok kiszoríthatják a fémionokat a humuszmolekulák és az agyagásványok felületén elfoglalt helyeikről. A kolloidokról deszorbeált fémeknek megnő a biológiai hozzáférhetősége és bekerülve a táplálékláncba az élőlények egyre nagyobb koncentrációban halmozzák fel ezeket (Papp és Kümmel, 1992), valamint oldatba kerülve eljuthatnak olyan területekre is, melyekre addig nem volt jellemző számottevő fémszennyezés. Mezőgazdasági művelés alatt álló területeken a szakszerűtlen, túlzott műtrágyázás és a nem megfelelő talajművelés is okozhatja a talaj savanyodását (Kádár, 1993).

A talajsavanyodás mértéke a talaj eredeti kémhatásától, valamint annak „pufferkapacitásától” függ. Ezt viszont a talaj számos fizikai és kémiai tulajdonsága határozza meg (agyagtartalma, agyagásványösszetétele, szervesanyag-tartalma stb.; Szabó, 2001).

A savasodás következményei lehetnek még: a talajszerkezet leromlása, a talaj víz- és levegőháztartásának, vízgazdálkodásának kedvezőtlené válása, valamint a biokémiai és mikrobiológiai folyamatok visszaszorulása (Stefanovits et al., 1999).

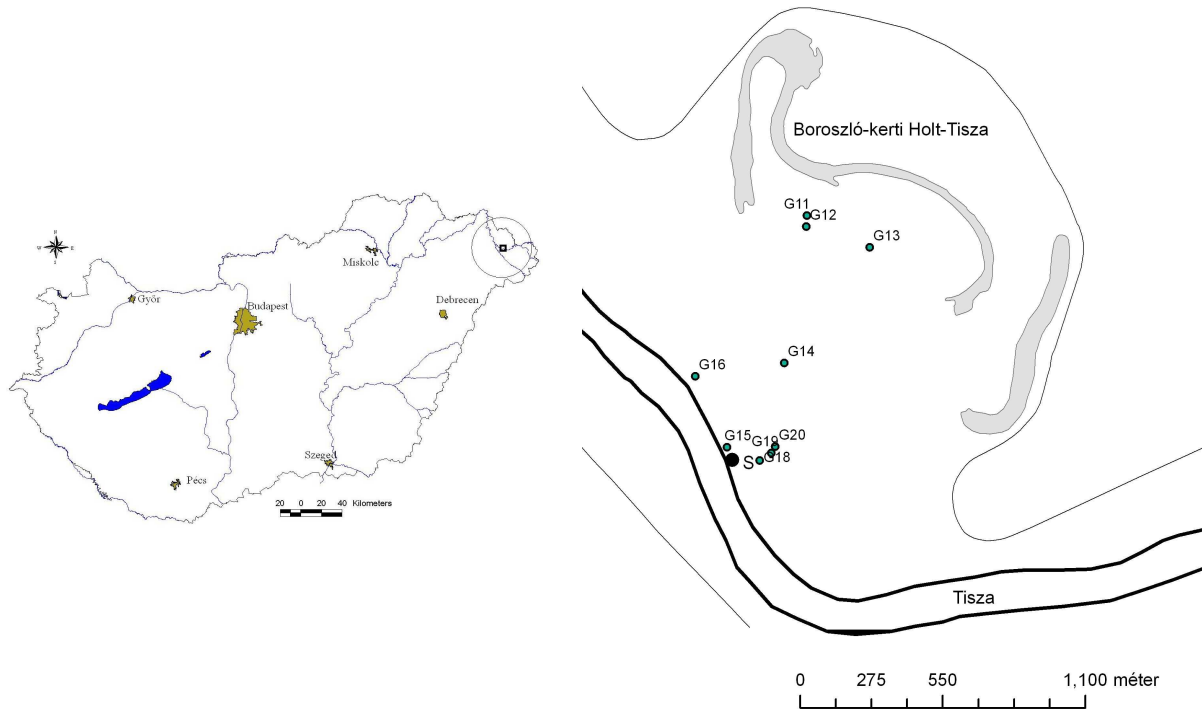
Ebben a munkában két fém mobilizálódását mutatjuk be, a cinkét és a mangánét. Mindkét fém fontos esszenciális tápelem a növények számára, talajoldatba kerülésük pH-függő folyamat. A fémek kiválasztásánál arra törekedtünk, hogy egy könnyebben és egy nehezebben mobilizálható elemet mutassunk be. A cink erősen kötődik a talaj felső rétegében feldúsuló szerves anyagokhoz, de a savanyodás hatására ez az egyik legmozgékonyabb fém (Csillag et al. 1998, Szabó és Szabó, 2004). A mangán különösen töményebb savas terhelés hatására bizonyul könnyen mobilizálhatónak (Szabó 2004).

Célkitűzéseink között elsősorban a feltalaj fémtartalmának meghatározása szerepel a vizsgált Felső-Tisza vidéki mintaterületen, illetve hogy az általános talajtulajdonságok ismeretében, különböző savas terhelés hatására milyen mennyiségben és milyen arányban mobilizálódnak ezek a fémek.

MÓDSZEREK ÉS MINTATERÜLET

2006 nyarán 10 felszíni (10 részmintából álló) átlagmintát gyűjtöttünk be, 0-25 cm mélységből, Gulács térségéből a Tisza hullámteréről (kb. 701 fkm). A terület a Beregi-sík déli részén helyezkedik el, a Tisza mentén. A mintázott terület a Boroszló-kerti Holt-Tisza környéke. A mintavétel pontos helyét GPS-szel határoztuk meg (1. ábra). A minták felét szántó, felét pedig gyümölcsös területhasználatú területekről vettük.

A kistáj talajainak 96 %-a öntésagyagokon képződött hidromorf talaj. A kistáj déli részén, ahol Gulács is fekszik, kovárványos barna erdőtalaj is megfigyelhető (Marosi és Somogyi, 1990).



1. ábra. A vizsgálati terület elhelyezkedése és a talajmintavételi helyek a Boroszló-kerti Holt-Tisza térségében
S: talajszelvény; G11-20: felszíni talajminták; —: gát

A mintákat még a helyszínen megtisztítottuk a nagyobb szerves anyag törmeléktől, majd szárítószekrényben 105 °C-on 24 óráig szárítottuk. Ezután 2 mm-es lyukméretű szitán átszitáltuk és dörzsmozsárban homogenizáltuk (MSZ-08-1722/3-1989).

A talajminták szemcseösszetételét Köhn-pipettás módszerrel, a kalcium-karbonát (CaCO_3) tartalmat Schiebler-féle kalciméterrel, a humusztartalmat pedig Tyurin módszerével határoztuk meg. Ezen kívül az érvényes magyar szabványoknak megfelelően (MSZ-08-0210:1977, MSZ-08-0205:1978, MSZ-08-0206-2:1978) megmértük a minták aktív és potenciális savanyúságát ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl}).

A talajsavanyodás fémek mobilitására gyakorolt hatásának vizsgálatát salétromsavval, ötféle savkoncentrációval (deszt. víz; 0,001 M; 0,01 M; 0,05 M; 0,1 M) és háromféle expozíciós idővel (1 óra, 1 nap, 1 hét) végeztük el. Az összes savoldható fémtartalmat az MSZ-08-1722-3:1989 magyar szabványnak megfelelően határoztuk meg cc. $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ -feltárással. A talajok fémtartalmát ICP-OES készülékkel határoztuk meg az Analab Kft. laboratóriumában.

Az adatok feldolgozása Microsoft Excel és SPSS for Windows 16.0 programokkal történt. Az adatok normál eloszlását Shapiro-Wilks teszttel vizsgáltuk és mivel a vizsgált változók (Mn, Zn, szemcseösszetételi frakciók, humusztartalom, pH, CaCO_3 -tartalom) egyike sem felelt meg ennek a kritériumnak, a továbbiakban nem paraméteres próbákat alkalmaztunk. Az egyes csoportokon belüli

különbségek kimutatásához Mann-Whitney próbát, a korreláció vizsgálatban pedig a Spearman's rho-t használtuk.

EREDMÉNYEK

A mintaterületről származó minták talajtulajdonságait az 1. táblázat foglalja össze. Kis agyagtartalmú, homokos-iszapos minták semleges, gyengén savanyú kémhatással és változó humusztartalommal.

1. táblázat A vizsgált minták talajtulajdonsága területhasználat szerint átlagolva

Terület-haszn.	Homok %	Iszap %	Agyag %	Humusz %	pH (H ₂ O)	CaCO ₃ %
szántó	47,9 ± 2,7	41,0 ± 2,3	11,0 ± 0,7	3,6 ± 0,2	6,8 ± 0,2	6,0 ± 0,6
gyümölcsös	37,5 ± 2,4	50,9 ± 1,7	11,4 ± 0,9	6,1 ± 0,3	6,9 ± 0,1	4,8 ± 0,4

Vizsgálataink során különböző koncentrációjú (deszt. víz; 0,001 M; 0,01 M; 0,05 M; 0,1 M) és expozíciós idejű (1 óra, 1 nap, 1 hét) savas terhelések hatását figyeltük meg. Természetes körülmények között ilyen mértékű savterhelés nem fordul elő, leggyakrabban ipari területeken a jelentős környezetszennyezés hatására történhet ilyen arányú elsavanyodás. A fémek mobilizációjának vizsgálata azonban nem szennyezett talajokon legalább olyan fontos, mivel így megtudhatjuk, hogy az ilyen talajok hogyan reagálnak a savas kezelésekre.

Az 2. táblázatban összefoglaltuk a savas kezelések által kioldott fémek átlagos koncentrációit a vizsgált területen. Az adatokból jól látszik, hogy a sav koncentrációjának és az expozíciós idő növelésével a kioldódott mennyiség egyaránt növekszik.

2. táblázat. A különböző töménységű savkezelések és expozíciós idők hatása az elemek mobilizációjára (10 minta átlaga)

Időtartam	Cink (mg/kg)			Mangán (mg/kg)		
	1 óra	1 nap	1 hét	1 óra	1 nap	1 hét
deszt.víz	0,007 ± 0,003	0,019 ± 0,01	<0,001	<0,001	<0,001	0,070 ± 0,04
0,001 M	1,168 ± 0,4	1,146 ± 0,5	1,876 ± 0,8	20,26 ± 6,1	33,71 ± 11,6	79,27 ± 12,1
0,01 M	9,659 ± 1,7	13,58 ± 1,8	20,33 ± 2,6	126,6 ± 7,8	317,1 ± 18,2	543,0 ± 32,6
0,05 M	12,04 ± 1,8	17,89 ± 2,4	27,55 ± 3,7	165,0 ± 11,4	393,1 ± 23,6	634,5 ± 35,8
0,1 M	12,08 ± 1,9	21,89 ± 2,9	29,33 ± 4,0	180,5 ± 13,4	472,9 ± 25,2	631,1 ± 34,3
roncsolt		102,7 ± 5,9			909,6 ± 44,6	

A talajok fémtartalma

A minták cinktartalma 74,1 és 141,3 mg/kg között változik, átlagosan 102,7 mg/kg. Ez az érték nem haladja meg a 200 mg/kg-os szennyezettségi értéket (10/2000 VI.2. KöM-EüM-FVM-KHVM rendelet).

Az 1 óra alatt desztillált víz hatására kioldódott mennyiség közel nulla, és a 0,001 mólos salétromsav is csak az összes savoldható cinkmennyiség töredékét mobilizálja (átlagosan 1%-át). 0,01 mólos sav hatására 1 óra alatt a talaj cinktartalmának már 9,4%-a oldódik ki, ennél az extrakciós időnél a legtöbb cinket a 0,1 mólos sav oldja ki (11,8%), azonban ez csupán néhány század %-kal több, mint a 0,05 mólos sav által mobilizált mennyiség (11,7%). Az 1 napos és az 1 hetes expozíciós időket megfigyelve látható, hogy a desztillált víz által mobilizált cink mennyisége közel nulla, és a 0,001 mólos savas terhelés is alig változtat valamit a koncentráción az idő függvényében. A többi savkoncentráció esetén azonban látható, hogy az idő függvényében minden esetben nő a koncentráció. 1 nap alatt a 0,01 mólos

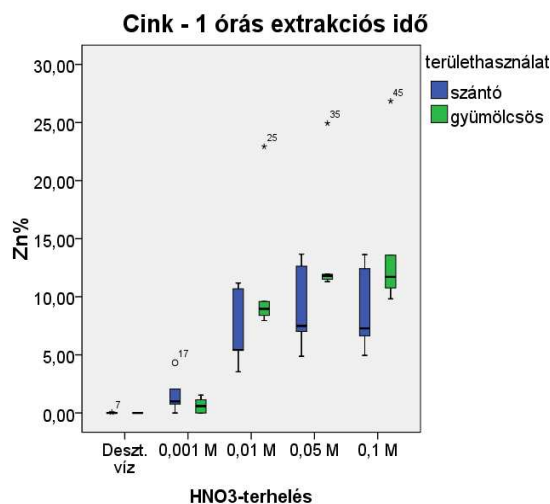
sav hatására 13,2%, egy hét alatt már 19,8% mobilizálódott. A 0,05 mólos és a 0,1 mólos savas terheléseknél ezek az értékek rendre 17,4% és 26,8%, illetve 21,3% és 28,6%.

Területhasználat szerint a gyümölcsösből származó mintákban átlagosan nagyobb mennyiségű cink mobilizálódik, de a szántóterületeken a fém átlagos összkoncentrációja is kisebb (90,6 mg/kg), mint a gyümölcsösökben tapasztalt mennyiség (114,9 mg/kg). Megfigyelhető, hogy a koncentráció és az expozíciós idő növekedésével a kioldódott cink mennyisége mindkét területen nő. (2., 4. és 6. ábra)

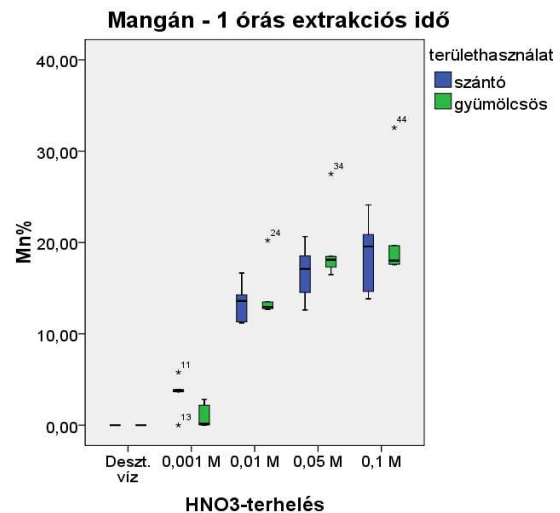
A mangán koncentrációja a talajmintákban átlagosan 909 mg/kg, a legkiugróbb érték 1234 mg/kg. Ez átlagosnak mondható, szennyezettnek a 4000 mg/kg feletti mennyiséget tartalmazó talaj tekinthető (Simon, 1999).

Savas terhelés hatására a mangán a cinknél sokkal mozgékonyabbnak bizonyult. A desztillált vízben 1 óra alatt kioldódott mangán mennyisége ebben az esetben is közel nulla, és a sav koncentrációjának valamint az extrakciós időnek a növelésével sem emelkedik jelentősen. A 0,001 mólos salétromsav 1 óra alatt az összes savoldható mangán mennyiségének 2,2%-át mobilizálta, ez az érték az extrakciós idő növekedésével nő. A 0,01 mólos sav már 1 óra alatt is ugrásszerűen több mangánt oldott ki a talajból, mint a 0,001 mólos és ez a tendencia jellemző az 1 napos és az 1 hetes extrakciós idők esetén is. A töményebb savas terheléseket megfigyelve az idő függvényében látványosan nő a kioldott mangán koncentrációja. A 0,05 mólos sav 1 óra alatt a talaj mangántartalmának átlagosan 18,1%-át mobilizálta, 1 nap alatt ez az érték már 43,2%-ra ugrott, 1 hét alatt pedig 69,8%-os volt a kioldódás. A 0,1 mólos salétromsav 1 óra alatt 19,8%-ot, 1 nap alatt 52%-ot, 1 hét alatt pedig 69,4%-ot mobilizált.

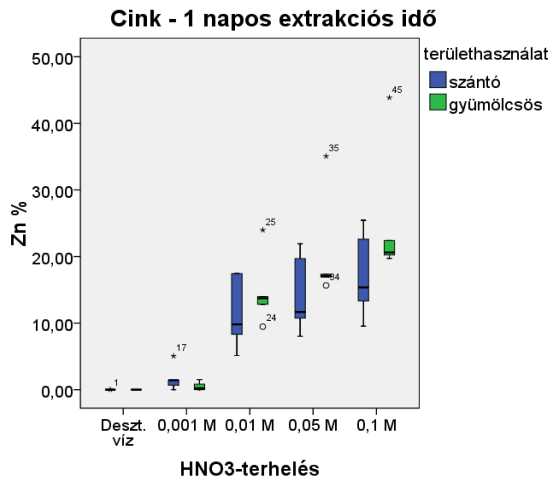
A különböző területhasználat különböző talajtulajdonságokat eredményez és ezek a különbségek a mangán mobilizációját is befolyásolják. A szántóterületeken ennek a fémnek a mennyisége is kevesebb, mint a gyümölcsösökben (838,2 és 981,1 mg/kg rendre). Megfigyelhető, hogy a gyümölcsösökben több fém oldódik ki, mint a szántóterületeken. Az alkalmazott sav koncentrációjának növekedésével egyre nagyobb mennyiségű mangán oldódik ki, és ugyanez a tendencia jellemző, ha az extrakciós idők függvényében figyeljük a kioldódást. (3., 5. és 7. ábra)



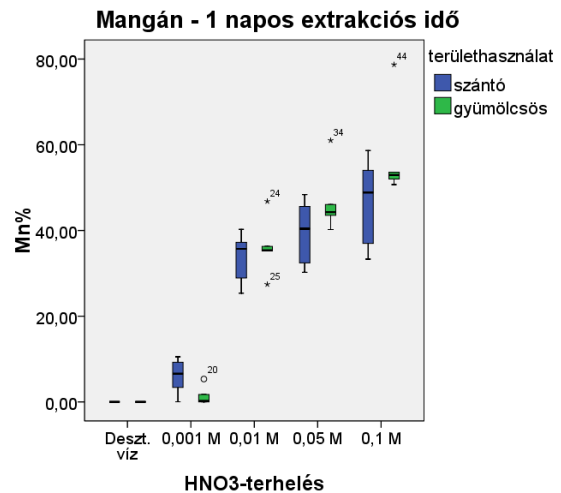
2. ábra. A különböző savterhelések hatására 1 óra alatt mobilizálódó cink mennyiségének %-os aránya a talaj összes savoldható cinktartalmához viszonyítva, területhasználat szerint (medián, félkvartilis terjedelem)



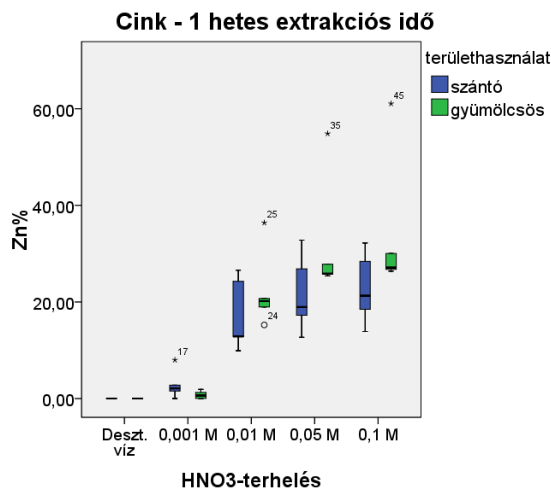
3. ábra. A különböző savterhelések hatására 1 óra alatt mobilizálódó mangán mennyiségének %-os aránya a talaj összes savoldható mangántartalmához viszonyítva, területhasználat szerint (medián, félkvartilis terjedelem)



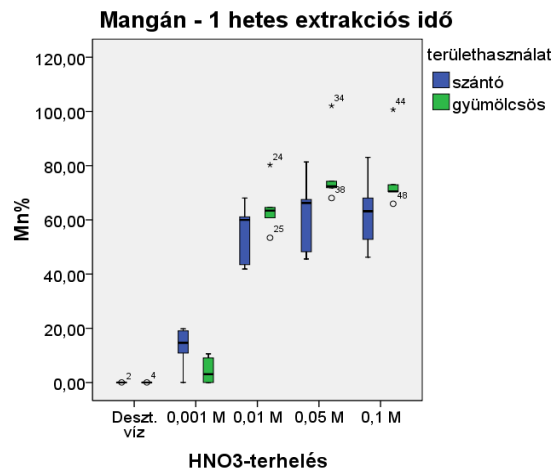
4. ábra. A különböző savterhelések hatására 1 nap alatt mobilizálódó cink mennyiségének %-os aránya a talaj összes savoldható cinktartalmához viszonyítva, területhasználat szerint (medián, félkvartilis terjedelem)



5. ábra. A különböző savterhelések hatására 1 nap alatt mobilizálódó mangán mennyiségének %-os aránya a talaj összes savoldható mangántartalmához viszonyítva, területhasználat szerint (medián, félkvartilis terjedelem)



6. ábra. A különböző savterhelések hatására 1 hét alatt mobilizálódó cink mennyiségének %-os aránya a talaj összes savoldható cinktartalmához viszonyítva, területhasználat szerint (medián, félkvartilis terjedelem)



7. ábra. A különböző savterhelések hatására 1 hét alatt mobilizálódó mangán mennyiségének %-os aránya a talaj összes savoldható mangántartalmához viszonyítva, területhasználat szerint (medián, félkvartilis terjedelem)

A fémmobilizáció értékelése extrakciós idők szerint

Az értékelés során először azt vizsgáltuk, hogy az extrakciós idők szerint van-e szignifikáns különbség a kioldódott mennyiségek között. Az eredményeket a 3. táblázatban foglaltuk össze. A 0,001 M-os savkoncentrációnál egyik fémnél sem számít a kioldási idő, nem jelentősek a különbségek. Ez felveti azt a gondolatot, hogy a desztillált víznél tapasztalt szignifikáns különbség az 1 napos – 1 hetes kioldás között, nem mérési hiba-e. Feltehetően erről van szó, mivel a detektálási határ közelében lévő kioldott mennyiségek szóródása akár szignifikáns különbséget is okozhat. Az erősebb savaknál,

pontosabban a töményebb savkioldásnál tapasztalt különbségek viszont már hihetők és érdekes eredményeket hoztak. A mangánál minden sav esetében számít a kioldási idő, a cinknél viszont a 0,01 M-os kioldástól kezdődően a 0,05 M-os savkoncentrációig csak az 1 hetes expozíció old jelentősebb mennyiséget, 0,1 M-nál pedig éppen ennek a kezelésnek nincs hatása. A mangánál tehát minden esetben várhatóan több fém mobilizálódna az expozíció növelésével, a cinknél pedig csak a 0,01-0,05 M-os kioldás esetén, a 0,1 M-osnál pedig már nem várható további mobilizáció.

3. táblázat. Az extrakciós idők különbségének szignifikanciája a mangán és cink esetében (félkövér kiemelés: $p < 0,05$)

	mangán		cink	
	1 óra – 1 nap	1 nap – 1 hét	1 óra – 1 nap	1 nap – 1 hét
DV	1,000	0,007	0,971	0,481
0,001	0,481	0,165	0,853	0,315
0,01	0,001	0,001	0,089	0,043
0,05	0,001	0,001	0,063	0,023
0,1	0,001	0,019	0,011	0,063

A fémmobilizáció értékelése savkoncentrációk szerint

Savkoncentrációk szerinti bontásban azt tapasztaltuk, hogy a gyengébb savak által kioldott mennyiségek szignifikánsan különböznek (a desztillált víz által mobilizált mennyiségeket most is fenntartással kezeltük). Az eredményeket a 4. táblázatban foglaltuk össze. A 0,01-0,05 M-os kioldás csak a mangán 1 órás és 1 napos expozíciójánál hozott szignifikáns különbséget, a többi esetben nem.

4. táblázat. A különböző koncentrációjú savak által kioldott fémkoncentrációk különbségének szignifikanciája (félkövér kiemelés: $p < 0,05$)

	mangán			cink		
	1 óra	1 nap	1 hét	1 óra	1 nap	1 hét
DV-0,001	0,002	0,001	0,001	0,015	0,015	0,001
0,001-0,01	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
0,01-0,05	0,011	0,029	0,052	0,123	0,280	0,143
0,05-0,1	0,393	0,043	0,796	0,912	0,190	0,529

Az eredmények a tendenciákat tekintve összhangban vannak a Szabó et al. (2007) munkájában tapasztaltakkal, vagyis a nagyobb savkoncentráció és a hosszabb expozíciós idő nem feltétlenül eredményez szignifikánsan több mobilizált fémet.

Korrelációk

A valószínűségi szint a közölt korrelációs együtthatók mindegyikénél $p < 0,05$. A desztillált vizes kioldás hatására a talajtulajdonságok közül a cink az apró homok (0,1-0,2) frakcióval, a finom homok (0,05-0,1) frakcióval pozitívan ($r=0,373$ és $r=0,428$), az iszap- és agyagfrakcióval pedig negatívan korrelál ($r=-0,437$; $r=-0,445$). A 0,001 mólos savas terhelésnél szoros kapcsolatot találtam az apró homok (0,1-0,2) frakcióval, a finom homok (0,05-0,1) frakcióval, az iszapfrakció összes vizsgált tartományával (0,01-0,02 mm; 0,01-0,005 mm; 0,002-0,005 mm), illetve a vizes és a KCl-os pH-val is. Ezeknél rendre 0,7; 0,66; -0,72; -0,47 és -0,44 volt a korrelációs együttható. A 0,01 mólos, 0,05 mólos és a 0,1 mólos savas terheléseknél nem találtam kapcsolatot a cink mennyisége és a talajtulajdonságok között, azonban a desztillált vizes kioldást kivéve minden esetben szoros összefüggést tapasztaltam a cink és a mangán között. A roncsolt minták esetében sem figyeltem meg korrelációt a két fém között, viszont negatív kapcsolat van a cink és az apró homok (0,1-0,2) frakció, a finom homok (0,05-0,1)

frakció, valamint pozitív az összefüggés az iszapfrakció 0.02-0.01 mm-es és 0,002-0,005 mm-es tartományával és az agyagfrakció <0,001 mm-es tartományával. A korrelációs együtthatók: -0,65; -0,98 valamint 0,82; 0,65; 0,81. Az extrakciós idők tekintetében egyik esetben sem találtam összefüggést a cink és a talajtulajdonságok között, azonban szoros szignifikáns összefüggést figyeltem meg a cink és a mangán között (1 óra $r=0,82$; 1 nap $r=0,85$; 1 hét $r=0,82$; $p<0,05$).

A mangánt vizsgálva pozitív szignifikáns kapcsolatot fedeztem fel az apró homok (0,1-0,2) frakcióval, a finom homok (0,05-0,1) frakcióval, negatív az iszapfrakció összes vizsgált tartományával, valamint a vizes és a KCl-os pH-val. A korrelációs együtthatók rendre: 0,51; 0,71 illetve -0,62; -0,65; -0,63. A 0,01; a 0,05 és a 0,1 mólos savas terheléseknél nem figyelhető meg szoros kapcsolat a kioldott mangán mennyisége és a talajtulajdonságok között. Szignifikáns kapcsolat van minden kioldás, kivéve a desztillált víz esetében a mangán és a cink között. A roncsolt minták esetében sincs kapcsolat a két fém között, viszont negatív kapcsolat van a mangán és az apró homok (0,1-0,2) frakció, a finom homok (0,05-0,1) frakció (-0,73 és -0,59 a korrelációs együttható), valamint pozitív szignifikáns az összefüggés az iszapfrakció összes vizsgált tartományával ($r=0,92$). Az extrakciós időket figyelembe véve a mangán esetében sem találtam szoros szignifikáns összefüggést a fém és a talajtulajdonságok között, azonban erősen korrelál a cinkkel.

KONKLÚZIÓ

Az általunk vizsgált fémek mennyisége a talajban nem haladja meg a szennyezettségi értéket (10/2000 VI.2. KöM-EüM-FVM-KHVM rendelet). Mivel ezek a fémek esszenciális nyomelemek, nagyobb koncentrációjuk sem feltétlenül jelent veszélyt az élővilágra nézve. Fitotoxikus hatásuk rendszerint csak igen nagy koncentrációk (az általunk mért értékek kb. kétszeres mennyisége) esetén van (Hangyel 1996, Szabó és Fodor 1998, Naidu et al. 2003, Farsang et al. 2007).

A salétromsavas kioldások esetén megfigyeltük, hogy a mangán savhatásra igen mozgékonyak bizonyul (Szabó, 2004). Korábbi kutatások szerint már kis pH csökkenés hatására megnő a cinkkoncentráció a talajoldatban (Csillag et al. 1998), esetünkben azonban ez nem volt jellemző.

Az eredmények a tendenciákat tekintve összhangban vannak Szabó et al. (2007) munkájával, vagyis a nagyobb savkoncentráció és a hosszabb expozíciós idő nem feltétlenül eredményez szignifikánsan több mobilizált fémet.

ÖSSZEFOGLALÁS

A különböző környezetkárosító antropogén hatások közvetlenül vagy közvetve érintik a talajt. A Tisza mentén – különösen a határon túli szakaszokon – sok olyan tevékenységet folytatnak, amely potenciális szennyező forrása lehet ugyanúgy az ártéri talajoknak is, mint magának a folyónak. Ezen hatások kivédése nagy mértékben függ a talaj pufferkapacitásától.

Munkánk során a talajsavanyodás fémek mobilitására gyakorolt hatását és a terület átlagos fémtartalmát vizsgáltam.

Vizsgálataink során valamennyi minta esetében ötféle (deszt.vizes, 0,001 M; 0,01 M; 0,05 M; 0,1 M) salétromsav koncentrációt alkalmaztunk és a kezeléseket különböző (1 órás, 1 napos, 1 hetes) expozíciós idővel végeztük el, valamint minden mintából készítettünk cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolást is.

Tapasztalataink azt igazolják, hogy a talajban a pH csökkenése a fémeknek az átlagosnál nagyobb mértékű mobilizációját okozza, valamint a kémhatás megváltozása jelentősen összefügg a talajtulajdonságokkal is. A szántóterületek és a gyümölcsösök a savas terhelésre közel azonos módon reagálnak. A szántóterületeken nagyobb a CaCO_3 mennyisége, így a területhasználati típusok közül ennek pufferkapacitása jobb, mint a gyümölcsösöké.

Ugyanaz a kivonószer különböző mintákból a talajtulajdonságoktól függően más mennyiséget vonhat ki, így nem lehet egyetlen extrakcióval minden körülmény mobilitását jellemezni. Az extrakciós

eljárások jól alkalmazhatóak a talajok mikroelem-tartalmának vizsgálatára, azonban szennyezett talajok értékelésére kiegészítő vizsgálatok szükségesek (Kádár, 1998).

A kutatást a 68566 sz. OTKA támogatta.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Csillag J. – Lukács A. – Bujtás K. – Németh T. 1998. Impact of soil contamination and acidification on heavy metal concentration in the soil solution, Filep Gy. ed.: Soil Pollution; Soil, Water and Environmental Relationships, DATE, Debrecen, pp. 65-73.
- Farsang A. – Cser V. – Barta K. – Mezősi G. – Erdei L. – Bartha B. – Fekete I. – Pozsonyi E. 2007. Application of phytoremediation on extremely contaminated soils. *Agrokémia és Talajtan* 56 (2): 317-332.
- Hangyel L. 1996. Kistenyészedényes eljárás alkalmazása potenciálisan toxikus elemek felvehetőségének vizsgálatára, *Növénytermelés* 45 (5-6): 561-567.
- Horváth L., – Mészáros L, 1986. Savas ülepedés Magyarországon, *Időjárás*, 90., pp, 143-149,
- Kádár I, 1993, A trágyázás és környezetszennyezés összefüggései a Rothamsted-i tartamkísérletek tükrében, *Agrokémia és Talajtan*, 42, No, 3-4, pp, 421-431.
- Kádár I. 1998. Szennyezett talajok vizsgálatáról, *Kármentesítési kézikönyv 2. Környezetvédelmi minisztérium*, p. 135-141
- Naidu, R. – Oliver, D. – McDonell, S. 2003. Heavy metal phytotoxicity in soils. In: Langley, A. – Gilbey, M. – Kennedy, B. eds: *Proceedings of 5th National Workshop on the Assessment of Site Contamination*. NEPC, Adalaide pp. 235-241.
- Marosi S. - Somogyi S. 1990. Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI, Budapest.
- Papp S, – Kümmel R, 1992, *Környezeti kémia*, Tankönyvkiadó, Budapest, 359 p.
- Simon L. 1999. A talaj szennyeződése szerves anyagokkal, in: Simon L. szerk.: *Talajszennyeződés, talajtisztítás, Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató*, KGI, Budapest, pp. 3-32.
- Stefanovits P. – Filep Gy. – Fülek Gy. 1999. *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 214-217, pp. 365-367, p. 472.
- Szabó L. – Fodor L. 1998. Investigation of mobility and availability of some heavy metal in field conditions, Filep Gy. ed.: *Soil Pollution; Soil, Water and Environment Relationships, DATE, Debrecen*, pp. 132-137.
- Szabó Sz. 2001. Connection between Soil and Landscape Sensitivity. *Ekológia* 20: 285-291.
- Szabó Sz. 2004. Talajtulajdonságok szerepének értékelése egy tájérzékenység-vizsgálat példáján. *Studia Geographica*, Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, pp. 87-108.
- Szabó Sz. - Szabó Gy. 2004. Savas terhelések hatásának környezetvédelmi értékelése a talajok réz- és mangánmobilizációjának példáján. II. Magyar Földrajzi Konferencia közleményei – Szegedi Egyetem, Természeti Földrajzi Tanszék, Konferencia CD ROM, 8 p
- Szabó Sz. – Szabó Gy. – Bihari Á. 2007. Effects of acid loadings on heavy metal mobilization in Cambisols. *Annales Geographicae* (Vilnius) 40 (2): 72-79.
- Winkelman-Oei, G, – Varduca, A, – Geisbacher, D, – Pinter, Gy, – Liska, I, 2001. Analysis of Accidental Risk Spots in the Catchment area of the Danube, In, *Inventroy of Potential Accidental Risk Spots int he Danube River Basin*, International Commission for the Protection of the Danube River, ARS-ad-hoc Expert Panel of the AEPWS EG 131 p