

Nyomelem -eloszlási típusok természeteshez közeli állapotú ártéri területek talajaiban és üledékeiben

(A Háros-sziget mintaterület alapján)¹

SZALAI ZOLTÁN²

Bevezetés

A nehézfémek környezetünkben való felhalmozódása korunk egyik aktuális környezeti problémája. Hazánkban is számos kutató foglalkozik ezzel a problémakörrel. A fiziológián, az ökotoxikológián, különféle agrártudományokon – beleértve a talajtant is – a hazai geográfián belül is helyet talált a fenti problémakör, ill. annak kutatása. A szegedi József Attila Tudományegyetem Természetföldrajzi Tanszékén már meg is született az első ilyen irányú PhD-dolgozat és a debreceni Kossuth Lajos Tudományegyetemen is több doktorandusz dolgozik ilyen irányú témában.

Ártéri területeken a nehézfémeknek a talajokban való viselkedése, a vízhatás miatt némileg eltér a többi talajtípustól. A budatétényi Háros-sziget több tekintetben is ideális mintaterülete az ilyen irányú kutatásoknak, mivel hosszabb idő óta mentes a közvetlen emberi hatásoktól, viszont kisebb-nagyobb távolságokban ipari létesítmények és hulladéklerakók környékeznek, és a dél-budai fekvése miatt a Duna is jobban terhelt, mint egyéb szakaszain (az ipari körzetek alatti részeket kivéve).

A szigeten gazdag ártéri formakincs található, ezért viszonylag kis területen (100 ha) a legkülönbözőbb helyzetű és típusú meszes üledékből vehettem mintát. A fúrásaimban a talajfelszíntől a 2 m-es mélységig fél m-enként vettem mintát. A legtöbb fúrást különféle helyzetű magas ártéri területeken és magas ártéri holtmederben végeztem, így a megállapításaim is elsősorban ezekre vonatkoznak. A begyűjtött anyag az MSZ 08–1783/15 sorozat alapján lett feltárva.

A feltárt talajminták elemzését az MTA Földrajztudományi Kutató Intézet Zeiss AAS-30 típusú grafitkemencés atomabszorpciós spektrofotométerével az alábbi elemekre végeztem el: Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn. Az *alumínium* bár nem tartozik a nehézfémek közé, a vizsgált elemek között azért szerepel, mivel a vassal és a mangánnal együtt döntő szerepe van a fenti fémek eloszlásának kialakításában. A többi vizsgálatba bevont elem elsősorban a nagytétényi Metallochemia, valamint a budapesti szennyvizek és a (dunai) ártérre telepített hulladékdepóniák főbb fémkomponensei közé tartozik.

¹ A tanulmány az OTKA F 022892. sz. témája és a Pázmány-Eötvös Alapítvány által támogatott kutatás alapján készült.

² MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, 1062 Budapest, Andrásy út 62.

A toxikus hatású fémek talajbeli eloszlására ható tényezők

Az ártéri talajok és üledékek nehézfém eloszlását legalább 8 tényező kölcsönhatása alakítja ki. Ezek a következők: üledékek szervesanyag (főként humusz) tartalma, ásványi tulajdonságai, fizikai félesége, CaCO_3 -tartalma, kémhatása, az Al-, Fe-, Mn-oxidok és hidroxidok eloszlása, HS-tartalmú lencsék mérete és elhelyezkedése, továbbá a talajvíztükrőtől való távolság és a területet fedő növényzet.

A nehézfémek akkumulációjának – és ezen keresztül a vertikális eloszlásuknak is – szinte az összes szakirodalmi forrás szerint az elsődleges oka az üledékek szervesanyag tartalma. Az öntéstalajok esetében a humuszosodás kis mértékű, a szervesanyag-felhalmozódás csak vékony, a felső 10–40 cm-es talajréteget érinti (STEFANOVITS P. 1992). Ennek köszönhetően a szervesanyag-tartalom is csekélyebb szerepet játszik a fémek talajbeli eloszlásában, mint más talajtípusok esetében. A horizontális eloszlások tekintetében nehéz elkülöníteni a vegetáció és a feltalaj humusztartalmának hatását (SZALAI Z. 1997), mivel a talajok és a növényzet egymással szorosan összefüggő rendszert képeznek, így a magasabb humusztartalmú talajok magasabb nyomelem tartalma nemcsak ettől, hanem a fedő növényzet egyéb más hatásainak is köszönhető. Az ártéri üledékekre jellemző eltemetett talajoknak a vertikális fémeloszlásban van szerepük.

A *szemcseösszetétel* elsősorban a fémtartalom vertikális eloszlásában játszik szerepet. Közismert, hogy a finomabb szemcseösszetételű üledékek, nagyobb adszorpciós kapacitásuk miatt nagyobb mennyiségben képesek megkötni fémeket, mint a durvábbak. Az üledékek szemcseösszetétele az Al-, Mn- és Fe-oxidok és- hidroxidok eloszlására való hatásán keresztül is közrejátszanak a mélyebb akkumulációs szintek kialakításában.

Az *ásványi tulajdonságok* elsősorban az agyagok fémadszorpciója esetében játszanak szerepet, ugyanis a különféle agyagásványok különbözőképpen képesek a különféle fémeket megkötni. Pl. az allofán- és igmolittartalmú agyagok a *kadmiumot* képesek erősen adszorbeálni (ABD-ELFATTAH, A.–WADA, K. 1981). A *kobaltot* különösen a montmorillonitok és illitek, a *rezet* montmorillonit, vermikulit és igmolit tartalmú agyagok kötik meg. Az *ólom* elsősorban az illithez kapcsolódik (HILDEBRAND, E. E.–BLUME, W. E. 1974).

Az üledékek *CaCO₃-tartalma és kémhatása* egymással szorosan összefüggő tulajdonságok, bár a kémhatást nemcsak a mésztartalom határozza meg. A magasabb CaCO_3 -tartalom és pH értékek csökkentik a fémek többségének mobilitását, ezáltal szintén elsősorban a vertikális fémeloszlást befolyásolják. Míg a CaCO_3 elsősorban a koprecipitáció, valamint a kémhatás befolyásolásán keresztül csökkenti az oldott fázis fémtartalmát, addig a kémhatás önmagában csak az adott vegyület oldékonyságára hat.

A talajok *alumíniumoxidjai*, a nikkel, az ólom és a cink, valamint az Al-hidroxidok – kicsapódott amorf gélek formájában, a *Fe-hidroxidokkal* együtt – más egyéb nehézfémek megkötésében játszanak szerepet (CSATHÓ P. 1994). A *mangán* a *vassal* és több nyomelemmel együtt dúsul (MCKENZIE, R. M. 1978), ezenkívül könnyen oldható szulfát-, klorid- és oldhatatlan (ill. nehezen oldható) szulfid-, karbonát- és mangántartalmú szilikátok formában lehet jelen (FARSANG A. 1996). A talaj összes mangán- és vastartalma befolyásolja több nyomelem elérhetőségét, a vas és mangán partikulumokban a kobalt, nikkel, réz, cink és a molibdén tartalom is feldúsulhat (KABATA PENDIAS, A.–PENDIAS, H. 1984).

A folyókat övező magas ártéri holtmedrek üledékeiben jelentős számban is előfordulhatnak *HS-tartalmú lencsék*. Ezek okozói lehetnek olyan fémmakkumulációs göcoknak, amelyek kizárólag ennek az egy tényezőnek köszönhetően jönnek létre. Az itt felhalmozódó toxikus elemek azonban nem jelentenek veszélyforrást, mivel szulfid formájú csapadékaik még alacsony pH értékeken is oldhatatlanok maradnak.

A *talajvíztükkörtől való távolság* abban az esetben befolyásolhatja a fémek eloszlását, ha a szennyezőanyagoknak transzmissziós közege, vagy ha az üledékek kémhatása alacsony. Amennyiben talajvizet szennyező forrás van az ártérre telepítve, szintén figyelembe kell venni, hogy a létesítmény fenékszintjét mennyi ideig éri egy évben a talajvíz, ill. milyen az adott üledékek kapilláris vízemelő képessége.

A *növényzet* elsősorban a horizontális elemeloszlásban játszik szerepet, amiről részletesebben a *feltalaj horizontális elemeloszlásánál* lesz szó.

A vizsgált fémek vertikális eloszlása

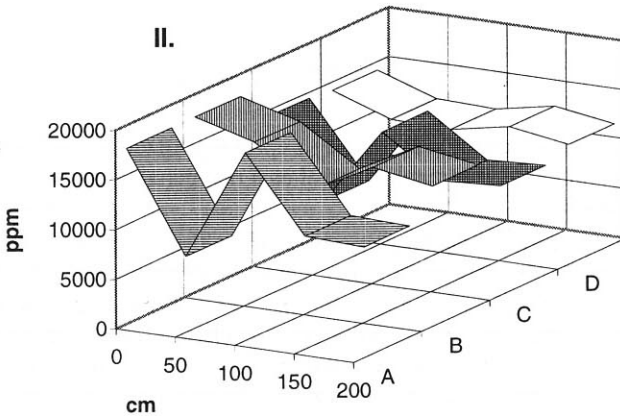
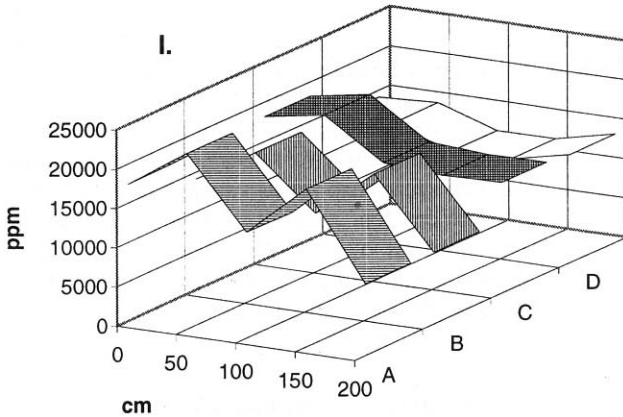
Alumínium

Bár az *alumínium* nem nehézfém, mégis ezzel kell kezdeni a vertikális elemeloszlások elemzését, mivel ennek a fémnek a vassal és a mangánnal együtt döntő hatása van a többi elem eloszlására.

Az ártéri talajok és üledékek alumíniumtartalma az akkumulációs zónákban 17000–25000 ppm körüli, az alumíniumban szegény zónákban 5000–10000 ppm között mozog. Az első akkumulációs zóna az *alacsony ártér és a magas ártéri holtmedrek szintjén* nem a feltalajban, hanem mélyebben, a talaj, (ill. üledék) minőségétől függően 50–200 cm mélységben van. A magasabban húzódó akkumulációs szintek alumíniumtartalma 2000–3000 ppm-mel magasabb a mélyebben húzódó színéknél (*I. ábra, I.*). A folyóvíztől távolodva az akkumulációs szintek alumínium-tartalma csökken, a fémszegény rétegekben pedig nő. *Magas ártéri* talajokban a legfelső akkumulációs szint a feltalajban van amelynek alumíniumtartalma a mélyebben húzódó akkumulációs szintekéhez hasonlít (*I. ábra, II.*).

Vas

Az ártéri talajok és üledékek *vastartalma* az akkumulációs zónákban 14000–18000 ppm körül, a vasban szegény zónákban 5000–8000 ppm között mozog. Az üledékekben való eloszlása az alumínium eloszlásához hasonlít. Az alacsony ártéri szint és magas ártéri holtmedrek üledékeinek akkumulációs zónáira inkább a 18000 ppm-es (*I. ábra, I.*), míg a magas ártéri szint üledékeinek akkumulációs zónáira a 14000 ppm-es (*I. ábra, II.*) értékek jellemzőek. A vasakkumulációs szintek gyakran függetlenek a rétegek szemcseösszetételétől. Gyakran a mangánnal együtt rozsdaszepplőket képez a homokos rétegekben is, ahol ennek köszönhetően más nehézfémek is feldúsulhatnak.



I. ábra. Az alumínium (Al) és a vas (Fe) vertikális eloszlása magas ártéri holtmedrek üledékeiben (I.), ill. magas ártéri üledékben (II.). – Al-eloszlás folyóvízhez közeli (A) és folyóvíztől távolabb eső (B) üledékben; Fe-eloszlás folyóvízhez közeli (C) és folyóvíztől távolabb eső (D) üledékben

Vertical distribution of aluminium (Al) and iron (Fe) in sediments of meanders situated on high flood plains (I.), and in sediments of high flood plains (II.). – Al distribution in sediments near to water courses (A) and in sediments farther from streams (B); Fe distribution in sediments near to water courses (C) and in sediments farther from streams (D)

Mangán

Az ártéri talajok és üledékek mangántartalma az akkumulációs zónákban 450–850 ppm között, a mangánban szegény zónákban 100 ppm körül mozog. Az alacsony árterek és a folyóvíz közeli magas ártéri holtmedrek üledékeiben a legfelső akkumulációs szint is 100 cm alatt húzódik és itt a mangánkoncentráció meghaladhatja 800 ppm-et. A folyóvíztől távolodva a legfelső akkumulációs szint egyre mélyebbre húzódhat. Ez a szint egyébként egybeesik az alsóbb vasakkumulációs szinttel. A magas ártéri szinten a legfelső akkumu-

lációs szint a feltalajban található. Itt a mangántartalom hasonló nagyságrendű, mint a mélyebb szintekben. A folyótól távolodva a magas árterek üledékeiben az akkumulációs zónák a szelvény mentén elnyújtottak lesznek, a mangántartalom kiegyenlítettebbé válik.

Kadmium

A talajokban a *kadmium* elsősorban a feltalajban akkumulálódik. Az ártéri talajok esetében ennek mértéke növényzettől függően 0,5–0,9 ppm között mozog. Ez arra utal, hogy a talaj antropogén eredetű kadmiumtartalma elsősorban az ülepedő (és növényzettől függően a szálló) porból ered. A mélyebb szintekben húzódó akkumulációs zónák kadmium-koncentrációja mindössze 0,4 ppm körüli. Az *alacsony árterek és a folyóvízhez közeli magas ártéri holtmedrek* üledékeiben a második akkumulációs zóna határozottan elkülönül a szelvényben. A folyótól távolodva az akkumulációs zóna egyre kevésbé határozott. A *folyóvízhez közel fekvő magas ártéren* a talajszelvény mentén mélyebben szintén megfigyelhetők akkumulációs zónák, de ezek nem olyan kifejezettek, mint a holtmedrek és az alacsony ártér esetében. A folyóvíztől távolodva a mélyben húzódó akkumulációs zónák (a közvetlenül a kavicságy felett húzódtóktól eltekintve) eltűnnek.

A talaj Fe-, Mn-oxid és agyagásvány-tartalma irreverzibilisen fixálhatja a kadmiumot, így a kadmium-mobilizáció szempontjából a talaj Fe-, Al- és Mn-tartalmát is fontos figyelembe venni. Mivel az akkumulációs zónák egybeesnek az előbb említett fémek felhalmozódási zónáival, ezért az elérhető kadmium mennyisége feltételezhetően csekély. A kadmium mobilitását – és így elérhetőségét – a talaj kémhatása és szervesanyag-tartalma is erősen befolyásolja. Legoldékonyabb a pH 4,5–5,5 közötti tartományban, és 7,5 pH-érték felett már szinte teljesen immobilis (KABATA PENDIAS, A.–PENDIAS, H. 1984). Mivel a Felső-Tiszavidék ártéri üledékei mészből szegények és a mélyebb szintekben szerves anyag sincs, ezért ez a kadmium elérhetőségének az esélyét növeli.

Kobalt

Az öntéstalajokban a *kobalt* a kadmiumnál jóval egyenletesebben oszlik el. Az akkumulációs zónákban a koncentrációja 8–9 ppm, a szelvény más pontjain 4–5 ppm körül mozog. Az *alacsony árterek* és a folyóvízhez közeli *magas ártéri holtmedrek* üledékei – a mintaterületen – a legmagasabb koncentrációban az 50 cm-es mélységben tartalmazzák a kobaltot, bár a feltalaj kobalttartalma is jelentős lehet. A nagyobb mélységben húzódó akkumulációs zónák koncentrációi a legfelső zónához hasonlóak. A folyótól távolodva az akkumulációs zónák e fém esetében is egyre kevésbé határozottak. A *folyóvízhez közeli magas ártéren* a legfelső akkumulációs szint a feltalajban található, aminek koncentrációs viszonyai a mélyebbekéhez hasonlít. A folyóvíztől távolodva az akkumulációs szintek koncentrációi e fém esetében is kevésbé kiemelkedőek.

Króm

Az öntéstalajokban a *króm* koncentrációja a felső akkumulációs zónákban 30–50 ppm, a mélyebben húzódó akkumulációs zónákban 20 ppm, a szelvény más pontjain 10

ppm körül mozog. Az *alacsony árterek* és a folyóvíz közeli *magas ártéri holtmedrek* üledékei a legnagyobb koncentrációban az 50 cm-es mélységben tartalmazzák a krómot, bár a feltalaj krómtartalma is (a kobalthoz hasonlóan) jelentős lehet. A nagyobb mélységben húzódo akkumulációs zónák koncentrációi a legfelsőnél jóval alacsonyabbak. A folyótól távolodva és e fém koncentrációmaximuma a feltalajban található és az akkumulációs zónák is egyre kevésbé határozottak (2. ábra. I.). A *folyóvíz közeli magas ártéren* a legfelső akkumulációs szint a feltalajban húzódik, aminek koncentrációviszonyai a mélyebb zónákéhoz hasonlít. A folyóvíztől távolodva az akkumulációs szintek koncentrációi a holtmedrekhez hasonlóan kevésbé kiemelkedőek (2. ábra. II.).

Fontos, hogy a talajban a króm melyik oxidációs formában van jelen, mivel a Cr^{3+} -mal alkotott anorganikus ionok, ill. molekulák csak nagyon savanyú körülmények között mobilisak, pH 5,5 felett kicsapódnak. A Cr^{6+} viszont viszonylag oldékony a talajban, így alacsony és magas pH-értékeknél egyaránt mobilis. A magas foszfát- és szervesanyag-tartalom gátolja e fém növények általi elérhetőségét (KABATA PENDIAS, A.–PENDIAS, H. 1984). Az elérhető (oldható) krómennyiségét (KABATA PENDIAS, A.–PENDIAS, H. 1984). Az elérhető (oldható) krómennyiség általában az összes krómtartalom 0,15%-a alatt van (KÁDÁR I. 1991). Abban, hogy a króm mely oxidációs formájában van jelen a talajban, a kémhatás meghatározó szerepet játszhat, mivel pH 5–7 között a Cr^{3+} -t tartalmazó $\text{Cr}(\text{OH})_3$, pH 7 felett pedig elsősorban a Cr^{6+} -t tartalmazó CrO_4^{2-} jellemző (EL BASSAM, N. et al. 1975).

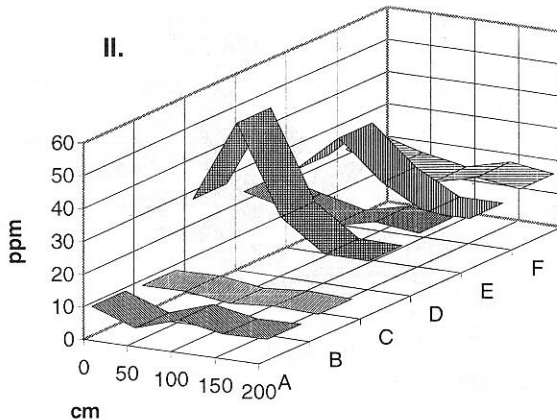
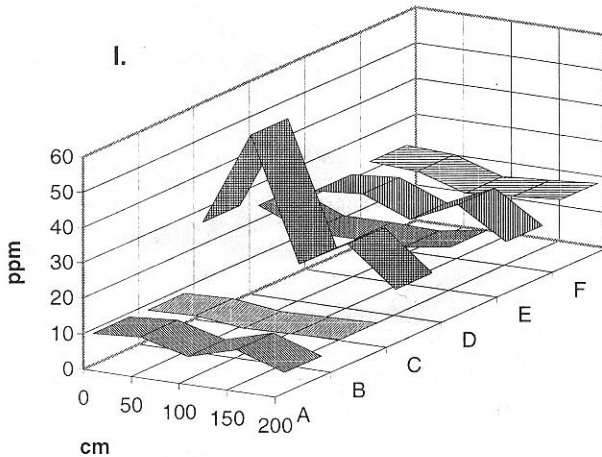
Réz

Az öntéstalajokban a *réz* koncentrációja az akkumulációs zónákban 20–40 ppm, a szelvény más pontjain 10 ppm körül mozog. A legfelső akkumulációs szint koncentrációmaximuma minden tájökölógiai típus esetében a feltalajban található. Itt a réz 25–75%-a szerves anyagokhoz, 20–70%-a Al-, Fe-oxidokhoz, 1–10%-a pedig szilikátokhoz kötődik. Az alsóbb szintekben 80%-a van oxidokhoz kötve vagy a szilikátrácsban (FARSANG A. 1996), így az *alacsony árterek*, a *magas ártéri holtmedrek*, és a *magas árterek* üledékeiben, 40 cm-nél mélyebben a fenti fémek eloszlását követi (3. ábra).

Szerves molekulákkal képzett komplexei is jól ismertek. Sokféle oldékony és oldhatatlan formája van. Az oldott réztartalom elsősorban a talaj szervesanyag-típusától függ, a legerősebb megkötési képességet a humin- és fulvosavak mutatják (48–160 mg Cu/g huminsav arányban). Oldékonyága pH-függő (7–8 pH között a legkisebb, ami iontípusonként változó), mégis – mivel az Al-, Fe-hidroxidok, karbonátok, foszfátok és az agyagszilikátok erősen kötik a talaj réztartalmát – az egész szelvényt figyelembe véve is talaj egyik legstabilabb fémje.

Nikkel

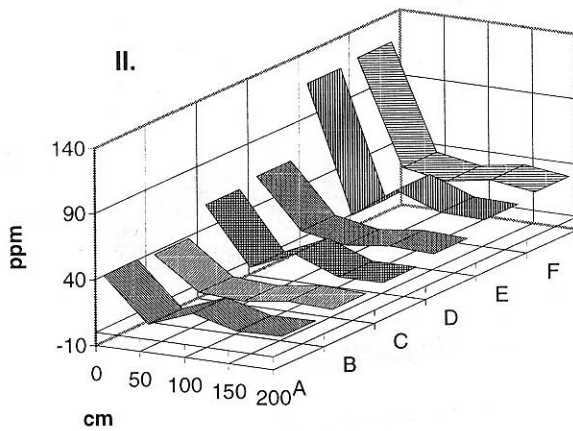
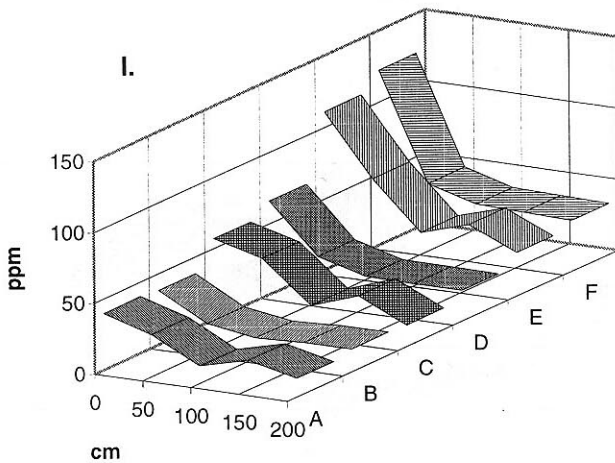
Az öntéstalajokban a *nikkel* koncentrációja az akkumulációs zónákban 20–35 ppm, a szelvény más pontjain 10 ppm körül mozog. Vizes oldatban stabil, így hosszú távú migrációra képes. Talajszelvénybeli eloszlása a szervesanyag-, az amorf oxidok és az agyagtartalom eloszlásától függ. Szennyezetlen talaj oldatában 3–25 ppm mennyiségben van jelen, elsősorban Ni^{2+} , NiOH^+ , HNiO_2^- és $\text{Ni}(\text{OH})_3^-$ formában. Oldékonyága a pH-val fordítottan arányos (GARRELS, R. M.–CHRIS, C. L. 1965).



2. ábra. A kobalt (Co), a króm (Cr) és a nikkelt (Ni) vertikális eloszlása magas ártéri holtmedrek üledékeiben (I.), ill. magas ártéri üledékekben (II.). – Co-eloszlás folyóvízhez közeli (A) és folyóvíztől távolabb eső (B) üledékben; Cr-eloszlás folyóvízhez közeli (C) és folyóvíztől távolabb eső (D) üledékben; Ni-eloszlás folyóvízhez közeli (E) és folyóvíztől távolabb eső (F) üledékben

Vertical distribution of cobalt (Co), chromium (Cr) and nickel (Ni) in sediments of meanders situated on high flood plains (I.), and in sediments of high flood plains (II.). – Co distribution in sediments near to water courses (A) and in sediments farer from streams (B); Cr distribution in sediments near to water courses (C) and in sediments farer from streams (D); Ni distribution in sediments near to water courses (E) and in sediments farer from streams (F)

Az alacsony árterek és a folyóvíz közeli magas ártéri holtmedrek üledékei a legnagyobb koncentrációban az 50 cm-es mélységben tartalmazzák a nikkelt, bár a feltalaj krómtartalma is (a kobaltnhoz és a krómhoz hasonlóan) jelentős lehet. A nagyobb mélységben húzóódó akkumulációs zónák koncentrációi a legfelsőnél jóval alacsonyabbak. A folyótól távolodva és e fém koncentráció-maximuma a feltalajban található (2. ábra, I.).



3. ábra. A réz (Cu), az ólom (Pb) és a cink (Zn) vertikális eloszlása magas ártéri holtmedrek üledékeiben (I.), ill. magas ártéri üledékekben (II.). – Cu-eloszlás folyóvízhez közeli (A) és folyóvíztől távolabb eső (B) üledékben; Pb-eloszlás folyóvízhez közeli (C) és folyóvíztől távolabb eső (D) üledékben; Zn-eloszlás folyóvízhez közeli (E) és folyóvíztől távolabb eső (F) üledékben

Vertical distribution of copper (Cu), lead (Pb) and zinc (Zn) in sediments of meanders situated on high flood plains (I.), and in sediments of high flood plains (II.). – Cu distribution in sediments near to water courses (A) and in sediments farer from streams (B); Pb distribution in sediments near to water courses (C) and in sediments farer from streams (D); Zn distribution in sediments near to water courses (E) and in sediments farer from streams (F)

A folyóvíz közeli magas ártéren a legfelső akkumulációs zóna a szelvény mentén vizsgálva elnyújtottabb, a talajfelszínen és 50 cm-es mélységben hasonló értékű. Koncentrációviszonyai a mélyebb zónákéhoz hasonlít. A folyóvíztől távolodva az akkumulációs szintek koncentrációi a holtmedrekhez hasonlóan kevésbé kiemelkedőek (2. ábra, II.).

A nikkel a feltalajban főleg szerves komplexek formájában található, a növények számára viszont oxid formájában a legkönnyebben felvehető (KABATA PENDIAS, A.–PENDIAS, H. 1984), így az elérhető mennyiség az összes nikkeltartalom 7–20%-a.

Ólom

Az ártéri talajokon általánosan 19–69 ppm mennyiség tekinthető átlagosnak (14–96 ppm szélső értékekkel), ami a magyarországi öntésekre is igaz. Szennyezett talajok ólomtartalma akár a több ezer ppm-et is elérheti. A talajban csapadékként vagy különböző szerves és szervetlen kolloidokhoz kötötten található. A magas mésztartalom és magas pH-értékek hatására oldhatatlan hidroxidot, karbonátot és foszfátot képez. Az ólom erősen képes adszorbeálódni Fe-, Mn- és Al-oxidokon (KÁDÁR I. 1991), Fe-, Al-hidroxidokon, agyagásványokon, valamint szerves anyagokon. Erős adszorpciós képessége miatt az ólom az egyik legkevésbé mozgékony nehézfém és a talajoldatok viszonylag alacsony ólomtartalma is ezzel magyarázható (KABATA PENDIAS, A.–PENDIAS, H. 1984). Számítások szerint az ólom talajbéli féléletideje – talajtípustól függően – 740–5900 év (KITAGISHI, K. et al. 1981).

Ennek a fémnek az eloszlása a rézzel mutat nagy hasonlóságot, azzal a különbséggel, hogy a feltalajbéli koncentrációja a növényzettől függően 60–90 ppm között mozog, míg a mélyebben húzódó akkumulációs szintekben, a folyóhoz közel, mintegy 30 pm (3. ábra).

Cink

Az öntéstalajokban a cink koncentrációja az akkumulációs zónákban 130–250 ppm, a szelvény más pontjain 30 ppm körül mozog. Egyes források szerint elsősorban szerves anyagokhoz, Fe- és Mn-oxidokhoz kötött formában van jelen (FARSANG A. 1996), mások szerint a cink a talajokban főleg hidratált Fe- és Al-oxidokkal együtt fordul elő (ZYRIN, N. G. et al. 1976). A cink adszorpciója két mechanizmus alapján történhet: savanyú hordozó esetén (agyagásványok) kationcserélő helyeken kötődik, bázikus hordozó esetén főleg kemoszorpcióról beszélhetünk, mivel elsősorban szerves ligandumokhoz kapcsolódik. Az adszorpciós képessége pH 7 alatt lecsökken, valamint elérhetősége negatívan korrelál a talaj kalciumtelítettségével és foszfortartalmával (KABATA PENDIAS, A.–PENDIAS, H. 1984). A pH emelkedésével nő a Fe- és Mn-oxidokhoz kötött formák aránya. Alacsony pH-értékeknél gyengül a cink kapcsolata a huminanyagokkal, míg az agyagásványokhoz továbbra is erősen kötődik, így az ilyen talajokban az eloszlása is kiegyenlítettebbé válik.

A cink talajbéli eloszlása emlékeztet a réz és az ólom eloszlására, azzal a különbséggel, hogy az akkumulációs zónák a szelvény mentén sokkal elnyújtottabbak, így a koncentráció-maximumok nem annyira kiugróak. Feltalajbéli koncentrációja a növényzettől függően 120–250 ppm között mozog, míg a mélyebben húzódó akkumulációs szintekben, a folyóhoz közel, mintegy 30 ppm. A többi eddig vizsgált fémmel ellentétben a cink eloszlása folyóhoz közeli és távolabbi üledékek esetén is hasonló képet mutat az eloszlása (3. ábra).

A nehézfémek horizontális eloszlása a feltalajban

A légköri eredetű fémek döntően a feltalajban halmozódnak fel. Mivel az ártereken található öntéstalajok humuszanyagokban szegényebbek, ezért a feltalajban tapasztalható fémakkumuláció kialakulásában az agyagásványok valamint az Al-, Fe-, Mn-oxidok és -hidroxidok jelentős szerepet játszanak.

A légkörből a nehézfém tartalmú porok többféle úton kerülhetnek a talajba. A nedves és száraz ülepedés eredményeképpen ezek részben közvetlenül, többségükben a növényeken (főleg ezek levelein) keresztül kerülnek a talajfelszínre. A több növényzeti szinttel rendelkező vegetációk, nagy fajlagos felületük miatt jelentős szerepet játszanak nemcsak az ülepedő, hanem a szálló porok megkötésében is, ezért a feltalaj horizontális nyomelemtartalom-eloszlásában a növényzet típusának is fontos szerepe van. A zártabb, több növényzeti szinttel jellemezhető társulástípusok nagyobb fajlagos felületűek, mint a nyíltabb és kevesebb szintűek, így az előbbieket nagyobb „légszűrő képességgel” bírnak az utóbbiaknál. A nagyrészt leveleken megkötődött fémek az őszi lombhulláskor a levelekkel együtt a talajra, majd a talajba kerülnek. Mivel ezek jelentős része már a leveleken is szerves anyagokhoz kötődik (pl. a kutikula viaszos anyagaihoz), ezért még a talajba kerülés kezdetekor is alig mutatnak mobilitást.

A mintaterület legnagyobb részét tölgy(szil–kőris) ligeterdő, valamint ennek fehér nyáras változata foglalja el. A ritkásabb fehér nyáras ligetek feltalajainak nehézfém-tartalma a levegőből származó fémek esetén sokkal kisebb (akár fele-kétharmada is) lehet a tölgy–szil–kőris erdőnél. A feltalaj fémtartalmára ill. ennek eloszlására értelemszerűen a szennyezőforrástól való távolság is hatással van. A feltalaj Cd-, Cu-, Pb- és Zn-tartalmának eloszlása egyértelműen a fentiekben vázolt mintázatot követi. A nagy transzekt zárt keményfaligetei feltalajának nehézfém-tartalma akár 20–30%-kal is meghaladhatja a nyílt nyárligetekét. A kis transzekt esetében ez a különbség kisebb, ami a kisebb méretű nyílt foltokkal magyarázható. A Cr- és a Ni-tartalom eloszlása is követi nagy vonalakban a Cd, a Cu, a Pb és a Zn eloszlását, de itt a különbségek sokkal kevésbé erőteljesek. Ennek az lehet az oka, hogy ezek a fémek elsősorban a talajvízből kerültek az üledékekbe, ill. a talajokba.

A természeteshez közeli növénytársulások esetében a több növényzeti szintű, nagyobb fajlagos felületű vegetációk talajaiban mutatkoznak magasabb nyomelem koncentrációk. A telepített nyárasok a természetes nyárligetekhez hasonló képet mutathatnak. A mezőgazdasági művelés alatt álló területek esetében a feltalaj nyomelem-tartalma attól függ, hogy az eredeti vegetációt mikor irtották ki, ill. mennyi és milyen minőségű műtrágyát használtak talajjavításra.

Érdekes jelenség, hogy egyes foltokban a fehér nyárasok alatt levő feltalajokban is olyan magas a fémkoncentráció, mint a zárt erdők esetében. Ez feltehetően annak köszönhető, hogy a közelmúltban (10–60 éve) e helyeket is zárt erdők borították és csak később váltak nyíltabb ligetté, a nehézfémek viszont sokáig (akár több ezer évig is) képesek a talajban maradni, így a *korábbi vegetációtípusra* nemcsak az aljnövényzet fajösszetétele, *hanem a talajok elemeloszlása is utal!* Az előbbi megállapítás a következő feltételek teljesülése mellett érvényes:

1. A terület közelében olyan nehézfémforrás kell (vagy kellett), hogy legyen, amely levegőn keresztül terheli (terhelte) környezetének talajait.

2. A növényzetben az elemeloszlása e forrás aktivitásának kezdete után változott meg, valamint a területen ezután nem végeztek (mezőgazdasági) talajjavítást.

Nyilvánvaló, hogy a talajok nyomelem-eloszlásának vizsgálatával csak a közelmúlt természetes, ill. ahhoz közeli állapotú vegetációjának megváltozását lehet megállapítani.

Itt mondok köszönetet PAPP Sándornak és LÓCZY Dénesnek, hogy munkámat támogatásukkal és jó tanácsaikkal segítették. Különösen hálás vagyok ZIHNÉ PERÉNYI Katalinnak és BALOGHNÉ DI GLÉRIA Máriának a laboratóriumi munkában nyújtott segítségükért.

IRODALOM

- ABD-ELFATTAH, A.–WADA, K. 1981. Adsorption of lead, copper, zinc, cobalt and cadmium by soils that differ in cation-exchange materials. – *Journal of Soil Sciences*, 32. pp. 271–273.
- AUBERT, H.–PINTA, M. 1977. Trace elements in Soils. – Elsevier Scientific Publishing Company, New York. 395 p.
- BOHN, H. L. et al. 1985. Talajkémia. – Mezőgazdasági Kiadó – Gondolat Kiadó, Budapest, 362 p.
- BORSY Z. 1969. A Felső-Tiszavidék domborzatának kialakulása. – In: PÉCSI M. (szerk.): A tiszai Alföld. Akadémiai Kiadó, Budapest, 381 p.
- BRAUDE, G. L. et al. 1980. Cadmium and lead content of soyabean products. – *Journal of Food Sciences*, 45. pp. 1180–1189.
- CSATHÓ P. 1994. A környezet nehézfémzennyezettsége és az agrártermelés. – MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest, 171 p.
- FARSANG A. 1996. A talaj nehézfém tartalmának térbeli eloszlása mátrai mintaterületen különös tekintettel az antropogén terhelésre. – PhD értekezés. 141 p.
- GARRELS, R. M.–CHRIS, C. L. 1965. Solutions, Minerals and equilibria. – Harper&Row, New York. 450 p.
- HARTER, R. D. 1979. Adsorption of copper and lead by Ap and B2 horizons of several Northeastern United States Soils. – *Soil Sci. Am. J.* 43. 679 p.
- HEENAN, D. P.–CAMPBELL, L. C. 1980. Transport and distribution of manganese in two cultivars of soyabean. – *Aust. J. Agric. Res.* 31. 943 p.
- HILDEBRAND, E. E.–BLUME, W. E. 1974. Lead fixation by clay minerals. – *Naturwissenschaften*. 61. pp. 160–163.
- KABATA PENDIAS, A.–PENDIAS, H. 1985. Trace Elements in Soil and Plants. – CRC Press. Boca Raton. 315 p.
- KÁDÁR I. 1991. A talajok és növények nehézfém tartalmának vizsgálata. – KTM–MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet, Budapest, 102 p.
- JOHN, M. K. 1972. Cadmium adsorption maxima of soils as measured by the Langmuir isotherm. – *Canadian Journal of Soil Sciences*. 52. 343 p.
- KITAGISHI et al. 1981. Heavy Metal Pollution in Soils of Japan. – Japan Science Society Press, Tokyo. 302 p.
- MCKENZIE, R. M. 1978. The effect of two manganese dioxides on the uptake of lead, cobalt, nickel, copper and zinc by subterranean clover. – *Australia. Journal of Soil Researches*. 16. 209. p.

- STEFANOVITS P. 1992. Talajtan. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 262 p.
- SZALAI Z. 1997. Szennyezőanyagok hatása ártéri környezetre. – Kézirat. 98 p.
- TYLER, G. 1981. Leaching of metals from the A-horizon of a spruce forest soils. – Water, Air, Soil Pollution, 15. 353 p.
- ZYRIN, N. G. et al. 1976. Molybdenium in the ploughed layer of soils of the part of the European part of USSR. – Agrokimiya, 8. 105 p.

DISTRIBUTION TYPES OF TRACE ELEMENTS IN SEDIMENTS AND SOILS OF QUASI-NATURAL FLOOD PLAINS

by *Z. Szalay*

S u m m a r y

The floodplains are also in increased danger of heavy metal pollution. This is because of the accumulation of these elements from water and air also. The vertical element distribution of alluvial soils can be influenced by several factors. Some of the most important ones are Al-, Fe-, Mn-oxides and hydroxides. Elements transported by air are accumulated in surface soil, while elements transported by water in deeper layers. The horizontal distribution of elements are mainly influenced by vegetation.

Translated by the author