

# **Abiotikus tényezők szerepe a felvehető nyomelem-tartalom alakításában, ártéri ökotópok esetében**

**Témaszám: T38122**

**ZÁRÓJELENTÉS**

**Budapest, 2006. augusztus.**

## TARTALOM

1. Bevezetés.....	3
2. Kutatási módszerek .....	4
3. A mintaterületek jellemzése .....	5
3.2. A nehézfémek elérhetőségét befolyásoló élettelen tényezők jellemzése .....	5
3.3. A vizsgált árterületek növényzetének jellemzése.....	8
4. Eredmények.....	8
4.1. Nehézfémek szorpciójáért és deszorpciójáért felelős főbb abiotikus tényezők meghatározása főkomponens analízis (PCA) alapján. ....	8
4.2. A Duna és a Tisza öntései nehézfém tartalmának általános jellemzése.....	10
4.3. Nehézfémek térbeli eloszlásának törvényszerűségei ártereken .....	10
4.4. Nehézfémek növényi elérhetőségének vizsgálata Lakanen-Erviö féle extrakciós eljárás alkalmazásával .....	16
4.5. A telítetlen (3 fázisú rendszerek) talajadatainak nehézfém deszorpcióért felelős tényezők .....	17
4.6. A hőmérséklet a kémhatás és a redox potenciál térbeli és időbeli ingadozása, valamint ezek hatása a növényi felvételére (field-scale vizsgálatok eredményei).....	18
4.7. Nehézfémek szorpciójáért és deszorpciójáért felelős főbb abiotikus tényezők meghatározása microcosm-scale vizsgálatok alapján .....	21
4.8. Ökotópok osztályozása a nehézfémek elérhetősége alapján .....	21
5. Következtetések .....	22
6. Köszönetnyilvánítás .....	24

## 1. Bevezetés

A nehézfémek környezetre gyakorolt hatásainak kutatása az 1960-as évek végétől vált egyre népszerűbbé a különböző élet és élettelen természettudományi diszciplínák művelői között. Mivel ez a témakör rendkívül tág, így nem csoda, hogy Hazánkban a 2000. évben a Tiszát érő nehézfém-szennyezésekig elhanyagoltak voltak a vízhatású, különösen az öntéstalajokkal jellemezhető táji rendszerek ilyen irányú vizsgálatai. Európában ilyen tematikájú kutatásokat jellemzően azokban az országokban folytattak, melyekben már az elmúlt félszáz évben is komoly környezeti károkat okoztak a folyóvizeket érő szennyezések. A legtöbb európai tanulmányt Nagy-Britannia, a Rajna-vidék valamint Belgium és Hollandia esetében publikálták. A nemzetközi szakirodalomban ezen túl leginkább az Egyesült Államokban, Japánban és Ausztráliában végzett ilyen vonatkozású tanulmányokat találhatunk.

A nehézfémekkel kapcsolatos környezeti kutatások leginkább a toxikus koncentráció-tartományban vizsgálják ezen elemek viselkedését. Ennél jóval kisebb hangsúlyt kapott a nehézfémek szubtoxikus koncentráció-tartományokban történő vizsgálata. Magának a szubtoxikus szintnek a határai sem ismertek pontosan, hisz az egyaránt függenek a különböző elemek és környezeti tényezők egymásra való hatásaitól, valamint az élőlények (és magasabb taxonok) genetikai sajátosságaitól. Mindazonáltal e pontos határok ismerete hiányában is kiemelten fontos vízhatású környezeti rendszereink érzékenységének meghatározása, hisz ezek alapján lehet kiépíteni egy olyan „szakértői rendszert”, amely térben is adekvát intézkedési terv elkészítését teszi lehetővé az esetlegesen levonuló nehézfém-szennyezések által okozott károk elhárításához. Az OTKA által támogatott kutatásunkban ennek a „szakértői rendszernek” a megalapozásához kívántunk hozzájárulni. Munkánk arra kívánt választ adni, hogy a (talaj és az üledéktani paraméterek mellett) két legfontosabb abiotikus tényező, a növényzeti és táji mintázatok függvényében miként befolyásolják a nehézfémek oldékonyságát és felvehetőségét. Az elmúlt négy esztendő alatt az alábbi kérdések megválaszolásával kívántuk e célunkat elérni:

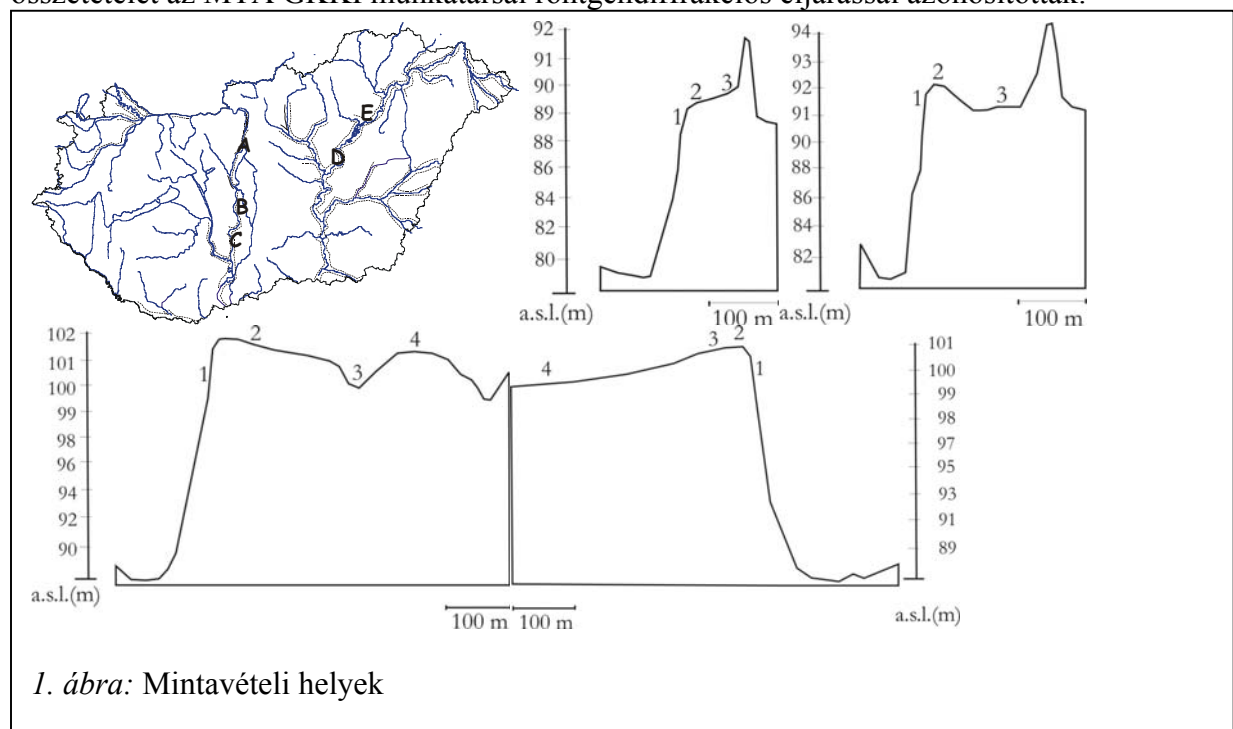
- Közvetlenül és közvetve miként befolyásolják a főbb vizsgált abiotikus tényezők a nehézfémek térbeli eloszlását és elérhetőségét?
- Miként hat az Duna és a Tisza öntéseinek eltérő ásványos sajátosságai a nehézfémek hullámtéri elérhetőségére?
- Van-e az eltérő partalakoknak szerepe a nehézfémeknek a különböző szemcsefrakciók közötti eloszlásában és miként hat ez a nehézfémek elérhetőségére?
- Miként befolyásolja a növényzet (indirekt és közvetlen módon) a fenti paraméterek befolyásolásán keresztül a nehézfémek elérhetőségét?
- A hazai hullámtéri növényzeti foltok milyen hőmérsékleti és sugárzási (PAR) jellemezhetők?
- Lehetséges-e ezeket a foltokat laboratóriumi körülmények között létrehozni, úgy, hogy azokban a jellemző hőmérsékleti és pH és Eh paraméterek is reprodukálhatók legyenek?
- A nehézfémek szorpciós viszonyai alapján osztályozhatjuk-e hullámtéri ökotópjainkat?

Az eredeti munkatervnek megfelelően a kadmium, a kobalt, a króm, a réz, a nikkell, az ólom és a cink felhalmozódását és remobilizációját vizsgáltuk. Ezeknek a mikro- és nyomelemeknek a viselkedését több főelem is befolyásolja, az alábbi nehézfémek (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) mobilizációját, illetve szorpciójáért felelős tényezők hatása, továbbá ezek erőssége különböző adottságú folyóink mentén jelentősen eltérhet. A pályázat célja e különbségek feltárása, különös tekintettel két (abiogén) tényező (vízhatás és geokémiai háttér) terepi vizsgálata alapján.

## 2. Kutatási módszerek

Kutatásunkhoz négy Duna-menti és négy Tisza-menti mintaterületet jelöltünk ki. A Duna-menti mintaterületek, Budafok-Háros, Nagytétény, Solt és Géderlak, a Tisza-mentiek Tiszabábolna és Tizasüly mellett lettek kijelölve (1. ábra). A mintavételezésnél a vizsgálati területekre jellemző összes morfológiai és növényzeti egységhez mintavételi pontot rendeltünk. A mintavételi pontokból árhullámok levonulása előtt és után is telített állapotú talajmintákat gyűjtöttünk. A talajmintákat üledéktani jellemzése a szemcseösszetétel meghatározását, a kémhatás, a szénsavas mész és a szerves anyag tartalom mérését foglalta magába.

A talaj- és vízminták  $pH_{\text{dvíz}}$ -ját és redox potenciálját TESTO 230 készülékkel, potenciometriás elven határoztuk. A talaj és üledékminták  $\text{CaCO}_3$ -tartalmát (1 g légszáraz mintából) Scheibler-féle kalciméterrel mértük. A szerves anyag tartalmát infravörös spektroszkópiás módszerrel, Tekhmar-Dormann Apollo 9000 berendezéssel határoztuk meg. A minták szemcseösszetételét Fraunhofer-féle lézer diffrakciós elven, Fritsch Analysette 22 berendezéssel elemeztük. Az üledékminták frakcionálását Retsch AS 200 száraz-nedves szitagéppel végeztük. Az 50  $\mu\text{m}$  feletti tartományokat száraz szitálással Retsch analitikai sziták alkalmazásával, 20  $\mu\text{m}$ -ig nedves szitálással Retsch analitikai szitákkal választottuk le. A 10  $\mu\text{m}$ -es és az 5  $\mu\text{m}$ -es tartományt Fritsch analitikai szitákkal, „ultrahangos fürdő” alkalmazásával kezeléssel választottuk le. A talaj és üledékminták finom frakcióinak ásványos összetételét az MTA GKKI munkatársai röntgendiffrakciós eljárással azonosították.



1. ábra: Mintavételi helyek

A talajoldat nehézfém-tartalmát centrifugálásos minta-előkészítéssel határoztuk meg. A talajmintákat 50  $\text{cm}^3$ -es centrifuga csövekbe gyűjtöttük. A csöveket – 3000 fordulat/perc fordulatszám – 60 percen keresztül centrifugáltunk. A kinyert vízmintákat nagy tisztaságú salétromsav hozzáadásával  $\text{pH} < 2$  kémhatáson konzerváltuk. A mikroanalitikai elemzésre szánt talajminták fennmaradó részét légszáraz állapotig szárítottuk, majd a Lakanen–Ervio-féle, valamint „salétromsav-hidrogénperoxid” feltárási módszerekkel kezeltük. A Lakanen–Ervio-féle extraktor oldat a MSZ-08-1722/1-1989 szerint 0,5 mol/liter ammónium-acetát, 0,5 mol/liter ecetsav és 0,02 mol/liter EDTE felhasználásával készült.

Az előző eljárás során ismertetett módon porított 5 g talajhoz 50 ml kivonóoldatot adtunk, majd körforgó rázó gépben 30 percig ráztattuk. A talajszuszpenziót redős szűrőpapíron 50 ml-es polietilén csövekbe szűrtük. A „salétromsav – hidrogénperoxid” roncsolásos módszer során a mintákat légszáraz állapotban, porcelánmozsárban porítottuk, majd 105°C-on teljesen kiszáritottuk. A növénymintákat a 105°C-os szárítás után daráltuk. A porított mintákból 1 g-ot polietilén csőbe mértünk, majd 10 cm<sup>3</sup> tömény salétromsavval 4 órán keresztül vízfürdőben főztünk. Ez után 4 cm<sup>3</sup> tömény H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-t adtunk hozzá, s további 3 órán keresztül főzéssel roncsoltunk. Az előkészített talaj- és vízminták fő és nyomelemtartalmát az MTA FKI Zeiss AAS-30 típusú grafitkemencés atomabszorpciós spektrofotométerével valamint az ELTE TTK Szervetlen és Analitikai Tanszékének Plasmalab típusú ICP AES berendezésével határoztuk meg.

**Főelemek:** Al, Fe, Mn.

**Mikroelemek:** Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn.

A begyűjtött mintákat a tényleges koncentrációkon túl „relatív felvehető elemtartalom”-mal, „relatív elérhető elemtartalom”-mal és „relatív oldhatósággal” jellemeztük. A relatív felvehető elemtartalom a Lakanen–Erviö-féle extrakcióval kapott koncentráció és a teljes elemtartalom hányadosa. A relatív elérhető elemtartalom a gyökérszónából kivont talajoldatból mérhető elemkoncentrációk és a Lakanen–Erviö-féle extrakcióval kapott koncentráció hányadosa. A relatív oldhatóság pedig a centrifugálással kinyerhető talajoldat és a teljes elemtartalom hányadosa. A mintavételi helyeket a fent említett három mérőszám alapján hierarchikus klaszterezési eljárással osztályoztuk. Az osztályozás alapjául a kiindulási mátrixot (sorokban a mintavételi helyek, oszlopokban a vizsgált fémek vonatkozó mérőszámai) terjedelem alapján standardizáltuk, majd a Syntax 2000 sokváltozós adatfeldolgozó szoftverrel (Podani, 2000) teljes lánc eljárással osztályoztuk.

### 3. A mintaterületek jellemzése

#### 3.2. A nehézfémek elérhetőségét befolyásoló élettelen tényezők jellemzése

##### 3.2.1. Finom és fedőüledékek jellemzése

A Duna a vizsgált szakaszokon (az angolszász terminológia szerint) egyöntetűen „kavicságyas folyó”. A folyóvízi kavicsstakaró mintegy 10 m vastag, felette vékony homokos és iszapos rétegek húzódnak. Ezeknek a fedőüledéknek az együttes vastagsága 1,5 m és 6 m között mozog és valószínűleg sehol sem haladja meg a 10 m-t. A felszíni és ahhoz legközelebbi rétegekben, az iszap- és az agyagfrakció dominál. Az előbbi többnyire 50-60 t%, az utóbbi 25-30 t%-ban van jelen. A homokfrakció 15% alatt marad. A nagyjából homokot is tartalmazó rétegek túlnyomórészt csak a felszíntől számított 1,5 m-nél mélyebben találhatóak, itt a különböző homokfrakciók aránya meghaladhatja akár a 80%-ot is. A vizsgált üledékek CaCO<sub>3</sub> tartalma viszonylag magas, aránya 10 és 20% között mozog, de a szerves anyagban gazdag (legfelső és eltemetett humuszos) rétegekben gyakori lehet az ennél alacsonyabb, 7%-os arány is. A Tiszai transzektek két eltérő geológiai adottságú kistáj finomabb löszös, néhol agyagos üledék. A Hevesi-ártér esetében a felszínközeli öntések döntően agyag és kőzetliszt tartományba esnek.

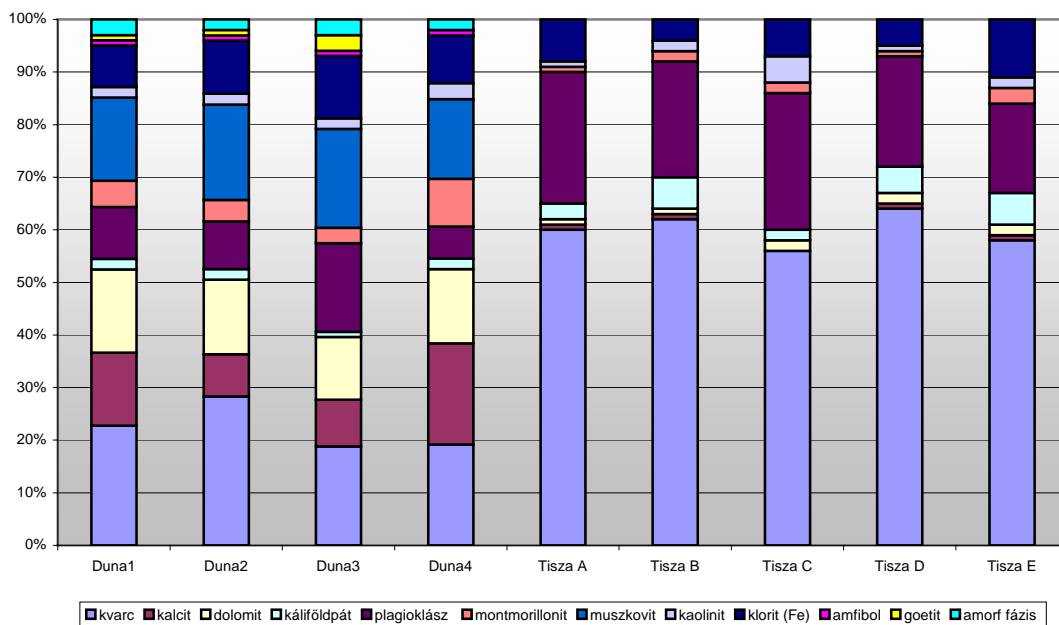
##### 3.2.2. Öntések kémhatása, mésztartalma és szerves anyag tartalma

A dunai üledékek pH<sub>dviz</sub> ingadozásai nem feltétlenül követik a különböző rétegek CaCO<sub>3</sub> tartalmának ingadozásait. A felszínhez közel a rétegek általában enyhén bázikus kémhatásúak, pH 7,4-7,9 közötti értékekkel, majd egyre mélyebbre érve – a magasabb homoktartalmú üledékeket is beleértve – ez az érték közel egyenletesen emelkedve eltolódik a pH 8,5-8,9 értékeig. A tiszai üledékek pH<sub>dviz</sub> értékei minden esetben 6 alatt maradnak. A CaCO<sub>3</sub> tartalom Scheibler-féle kalciméterrel kimutathatatlan. A dunai és a tiszai minták

között az öntések szerves anyag tartalma tekintetében is jelentős különbségek mutatkoznak. A dunai mintákban ennek aránya a legmagasabb pontokban a 6%-ot is meghaladhatja, míg a tiszai mintákban 1,5% a legkiemelkedőbb érték. A magasártéri holtmeder helyzetű dunai mintavételi pontból több esetben több magasabb szerves anyag tartalmú horizont is leírható. A tiszai mintavételi pontok között ilyen geomorfológiai helyzetű nem volt, valószínűleg ilyen jellegű üledéksort ezért nem is vehettünk fel. Mind a dunai, mind a tiszai üledékek alapvetően vízhatásnak kitett üledékek. Mindkét folyót illetően elmondható, hogy az utóbbi évtizedekben a folyók bevágódásával ez a hatás mérséklődött. Ezt az összes fúrásban, kisebb-nagyobb mélységben jelenlevő, háromértékűvé oxidálódott  $Fe^{3+}$ -ionok és rozsdaszeplők formájában megjelenő vasvegyületek jelzik. Nagy általánosságban a dunai üledékek szeplőzöttsége a tiszaiénál jóval magasabb.

### 3.2.3. A fedőüledékek ásványos karakterisztikája

A dunai mintaterületek finom üledékeiben ( $d < 50\mu m$ ) a kvarc, a kalcit és a dolomit uralkodik. A nagy adszorpciós kapacitású montmorillonitok alárendelt szerepet játszanak, jelentős mennyiségben vannak viszont jelen kis adszorpciós kapacitású agyagásványok: muszkovit és a klorit (Fe). Szintén említést érdemel (kis százalékos mennyiségük ellenére) az amorf fázis és a goethit. Az utóbbi többek közt a vas-mangán szeplők pigmentjeként szembevetendő. Az amorf fázis alumínium-, vas-, mangán-oxihidroxidjai viszont fontos szerepet játszhatnak a nyomelemek szorpciójában is (2. ábra).



2. ábra: Fedőüledékek ásványos összetétele

A tiszai üledékek a dunaival ellentétben nem illetve alig tartalmaznak  $CaCO_3$ -at, a kvarc aránya azonban mindenütt meghaladja az 50%, sőt esetenként a 60%-ot is. A tiszai üledékek kálföldpát tartalma általában alacsonyabb, plagioklász tartalma azonban némileg magasabb, mint a dunaié. Az agyagásványok közül a Tisza öntéseiben jelentős arányban vannak jelen a nehézfémek szempontjából kisebb adszorpciós kapacitású muszkovit és klorit (Fe).

### 3.2.4. Mintaterületek talajtípusai

- a/ meszes nyers öntések: „klasszikus” formájukban, a dunai alacsony ártereken találhatóak.
- b/ savanyú nyers öntések: „klasszikus” formájukban, a tiszai alacsony ártereken találhatóak.
- c/ meszes humuszos öntések: azok a viszonylag magasabban fekvő területekre jellemzők, melyeken az elöntések egy-két éves szünettel követik egymást. Ilyen típusok találhatóak olyan beljebb fekvő területeken is, amelyek rendszeresen csak a talajvíz megemelkedése révén kerülnek víz alá (hosszabb ideje mentesített, illetve magasártéri holtmeder helyzetűek), így az iszapborítástól mentesek. A humuszos rétegek vastagsága mindenütt meghaladja a Stefanovits (1963) által erre a talajtípusra megadott 40 cm-es határértéket, a humusztartalom mindenütt 2% alatt marad.
- d/ savanyú humuszos öntések: Az előző típussal azonos helyzetben, magas kvarctartalmú üledékeken kialakult talajtípus.
- e/ meszes többrétegű humuszos öntések: Helyzetét és minőségét tekintve a „c” típussal azonos. E típus esetében, a „c” típustól eltérően, mélyebben is vannak humuszos horizontok. Ez a holtmedrek korábbi szárazra kerülésének illetve újbóli aktivizálódásának a nyomai. Elsősorban a peremi helyzetű, határozott meder formájú magasártéri holtmedrekre jellemző.
- f/ réti-öntések: A magasártéri tetőszintek talajtípusa. Az >1,5% humusztartalmú réteg vastagsága bőven meghaladja a 40 cm-t, tulajdonságai az öntés réti talaj felé mutatnak.

### 3.2.5. Talajvíz minősége

A talajvíz kémhatása jelentős térbeli és időbeli ingadozásokat mutat. Ez részben az eltérő hőmérsékleti viszonyoknak köszönhető. A Duna öntéseiben mozgó víz kémhatása alacsonyabb, mint magának az öntésnek a kémhatása. A mélyebb rétegekben a pH 7,5-8 üledékben esetenként pH 6,1-6,3 talajvíz mozog. A legjellemzőbb kémhatás a pH 6,5-6,7. A talajvíz pH-ja a felszín közelében 0,3-0,5 egységgel megemelkedik. A bázikus irányban való elmozdulás arányos a víz hőmérsékletének emelkedésével. A Tisza öntéseiben mozgó talajvíz kémhatása az öntésekhez hasonló jellegű. A különbség csekély, némely esetben hol az üledék, hol pedig a víz mutatkozik savanyúbbnak. Ez a bizonytalanság feltételezhetően mérés technikai bizonytalanságra vezethető vissza.

A talajvíz másik fontos jellemzője a kémiai oxigénigény (KOI), amely az oxidatív-reduktív viszonyokra utal. A Duna öntéseiben a KOI értékei 87-150 mg/l. Egyazon pontban a KOI jelentős ingadozásokat mutat. Rendszerint az árhullámok előtt magasabb KOI értékeket mérhetünk, mint árhullám után. A KOI térbeli eltérései az üledék szerves anyag tartalmára és vas-mangán szeplőzöttségével (azon belül is leginkább a reduktív állapotú vas) mutat kapcsolatot. A szeplőzött üledékekben 120-130 mg/l, míg a magasabb szerves anyag tartalmú üledékekben 140-150 mg/l KOI értékek mérhetőek. A Tisza öntéseiben mozgó talajvíz KOI-ja átlagban alacsonyabb, mint a Duna talajvízeiben mért értékek, jellemzően a 80-95 mg/l tartományban mozog. Ez feltételezhetően a mintavételi pontok üledékeinek csekélyebb mértékű szeplőzöttségére vezethető vissza.

	KOI <sub>max</sub> (mg/l)	KOI <sub>min</sub> (mg/l)	KOI (mg/l)	mérésszám
Duna	150	87	120-130	102
Tisza	95	80	83-89	78

1. táblázat: Finom üledékben (d<sub>50</sub> ≤ 1 mm) mozgó talajvíz KOI viszonyai

A Duna és a Tisza áltéri üledékeiben mozgó talajvíz nehézfém koncentrációi minden vizsgált elem esetében a ppb nagyságrendben mozogtak. Egyedüli kivétel a kadmium volt, melynek koncentrációi több esetben a tized ppb nagyságrendben maradtak. A talajvizek fémtartalma, a

folyókéval ellentétben azért marad ilyen alacsony szinten, mivel a talajvizekben csak az oldott és a kolloid fázisban levő nehézfémek vannak jelen, míg a folyóvizekben a lebegtetett hordalékhoz kötött fázis is jelen van. Az alacsony koncentráció-tartományok miatt nem volt értelme különbséget tenni a két folyót kísérő talajvizek között.

### **3.3. A vizsgált árterületek növényzetének jellemzése**

A viszonylag változatos mikrodomborzati viszonyoknak megfelelően, a dunai mintaterületeken szinte a teljes ártéri szukcessziósorozat megtalálható. A területeket ligeterdők és egyéb ártéri társulások borítják. Az alacsony ártér legalacsonyabb részein, valamint a mesterséges (az év legnagyobb részében vízzel kitöltött árokban) iszapnövényzet (*Nanocyperion*) és ártéri gyomnövényzet (*Chenopodium rubri*) tenyészik. A szukcessziósorban a következő szintet az ennél valamivel magasabban elhelyezkedő bokorfüzesek (*Salicetum purpureae-triandrae*) alkotják. Elterjedésük szintén csak egy keskeny parti sávra korlátozódik, még magasabban, a pedig fűz-nyár ligeterdők (*Salicetum albae-fragilis*) díszlenek. A holtághoz közeli, az egykori meanderek legmélyebb mélyedéseiben magassás-rétek foltjai is jelen vannak. A magas ártereket nagyrészt fehér nyárasok (*Scillo vindobonensis-Ulmetum subass. populetosum*) borítják. A ritkásan álló nyárasok között az aljnövényzetben jellemző a tömegesen, szinte minden mást elnyomva előforduló hamvas szeder (*Rubus caesius*). A magas árterek másik jellemző társulás-típusa a „közép-dunai tölgy-szil-köris ligeterdő” (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*). A vizsgálati területek közül ez csak a Háros-szigeten található meg. A keményfa ligetek többnyire zárt lombkoronájúak.

A Tisza folyómenti társulásai is a dunaihoz hasonló kategóriákba sorolhatók be. Kis- és közepes víz idején szárazon levő mederfal jellemző vegetációja a Békaszittyós (*Cypero-Juncetum bufonii*). E pionír társulás alacsony borítást képző állománya egyaránt megjelenhet természetes és degradált térszíneken is. A tiszai területeken több helyen hiányzik a bokorfüzes állomány. A helyileg jellegzetes pionír társulás felett gyakorlatilag szinte átmenet nélkül jelennek meg a korábban fűz-nyár ligetként leírt társulások. A folyóhoz közelebb inkább a fűzligetek (*Leucoju aestivi-Salicetum albae*), a folyótól távolabb pedig a fehéryár-ligetek (*Senecioni sarracenicí – Populetum albae*) jellemző. Ez utóbbi az előbbinél akár még mélyebben is előfordulhat.

## **4. Eredmények**

### **4.1. Nehézfémek szorpciójáért és deszorpciójáért felelős főbb abiotikus tényezők meghatározása főkomponens analízis (PCA) alapján.**

A szakirodalmi források szerint (CSATHÓ, 1994), a fémek talajbeli immobilizációjáért a következő tényezők felelősek: a szervesanyag tartalom; az ásványos tulajdonságok és fizikai féleség; CaCO<sub>3</sub>-tartalom, a kémhatás, a redox viszonyok, valamint a Fe-, Mn-, Al-oxidok és -hidroxidok eloszlása. A különféle szakirodalmi forrás különösen az első tényező fontosságát emeli ki. Saját vizsgálataink szerint az ártéri területeken azonban a tényezők fontossági sorrendjei teljesen megváltozhatnak és új tényezők is előtérbe kerülhetnek.

A nyomelemek talajbeli szorpciójáért felelős tényezők meghatározásához egyrészt terjedelem standardizált főkomponens analízissel (sPCA) a kutatás (és a kapcsolódó korábbi kutatások) során létrejött adatmárixra vonatkozó korrelációs számítás végeztünk az általunk vizsgált talaj tulajdonságok és a salétromsav-hidrogénperoxiddal kioldható elemtartalom között. E számítások eredményeit kellő kritikával fogadva azokat (igaz jösszességében jóval kisebb mintaszámon alapuló) laboratóriumi vizsgálataink eredményeivel, valamint „field scale” terepi méréseinkkel is egybevetettük.



Korábbi vizsgálatainkkal egyezően szembeszökő a *szerves anyagok* zérushoz közelítő negatív és pozitív korrelációs értékei az összes mintavételi pontban. Ezt laboratóriumi vizsgálataink alapján azzal magyarázhatjuk, hogy az összes vizsgált mintánk közül csak igen kevés rendelkezett a tized százalékos értéket meghaladó szervesanyag tartalommal.

Szintén az összes vizsgált nyomelemre és mintavételi pontra jellemző, hogy a számítások szerint *kémhatás* is zérus közeli korrelációs koefficienssel bír. Ez a viszonylag homogén pH értékeknek köszönhető, vagyis annak, hogy közel azonos pH értékek mellett a nehézfém koncentrációk jelentősen ingadoznak. Ezt a feltételezést a centrifugálásos talajoldat analízisek eredményei is alátámasztották. Ennek a tényezőnek a kimerítőbb vizsgálati eredményeit a **4.5. fejezetben** tárgyaljuk.

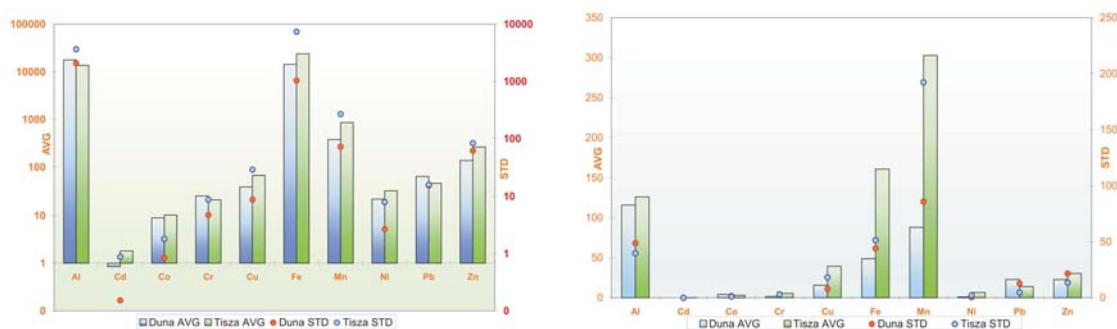
A *CaCO<sub>3</sub>-tartalom* szintén a várakozásokkal ellentétesen (BROOKS és MOORE, 1989) összességében alacsony korrelációs értékeket mutat. Egyedül a dunai minták 200 cm-nél mélyebb rétegeiben emelkedhet a korrelációs együttható 0,6 körüli értékekre. Ezért csak a *kobalt*, a *króm* és a *réz* mutat 0,6 –nál magasabb korrelációs kapcsolatot a talaj szénsavas mész tartalmával, a többi fém esetében ez a 0,5 értéket sem éri el. A CaCO<sub>3</sub> esetében, a kémhatáshoz hasonlóan, arról van szó, hogy a teljes mártix tekintetében alacsony a varianciája.

Az *agyag frakció* (és az *üledék textúra*) esetén kiemelő, hogy a <0,002 mm frakciótól a 0,05 mm -es frakcióig közel azonos (gyenge) korrelációs értékkel bírnak. E gyenge korrelációs értékek kialakításáért a viszonylag alacsony agyagtartalom, valamint az ásványos összetétel a felelős. Az agyagfrakció gyenge adszorpciós képessége részben abban is keresendő, hogy a transztektek finom üledékeiben az agyagásványok közül a nagy adszorpciós kapacitású montmorillonitok alárendelt szerepet játszanak, viszont jelentős a kis adszorpciós kapacitású agyagásványok (muszkovit és klorit) mennyisége. Első megközelítésben meglepőnek tűnik, hogy a legmagasabb korrelációs értékekkel nem a legfinomabb frakciók bírnak, hanem a 0,005 mm – 0,02mm (i1, i2) szemcseátmérőjű iszapfrakció. A *kobalt* és az *ólom* esetében 0,005 mm – 0,02 mm (i1, i2) frakciók, a *króm*, a *réz* és a *molibdén* esetében a <0,002 mm - 0,02 mm es frakciók (a1-i2) közelítik meg a 0,6-os értéket. A *kadmium*, a *nikkel* és a *cink* esetében még a legideálisabb esetben (Háros-sziget 200 cm mélység) sem éri el a korrelációs együttható a 0,5 értéket. A finomabb szemcsefrakciók látszólag gyenge adszorpciós képességének okát a hullámtereket lebegtetett hordalék formájában érő nehézfém szennyezésekben kell keresni. Ennek hatásait részletesebben a **4.3. fejezetben** tárgyaljuk.

Számításainkból és laboratóriumi vizsgálatainkból egyértelműen kiderült, hogy a *mikrokristályos* valamint *amorf vas*, *mangán* és az *alumínium oxidok* és *hidroxidok* szorpciós szerepe kiemelkedő lehet a nehézfémek ad- és abszorpciójának tekintetében. felelősek a vizsgált nyomelemek fixációjáért. Csaknem minden esetben és mélységben 0,7 feletti, de nem ritkán 0,9 feletti korrelációs értékeket mutatva. A mangán a vasnál és az alumíniumnál kisebb korrelációkkal bír szinte az összes fém tekintetében. Ennek az az oka, hogy az előző fémektől eltérően nemcsak a vízből kicsapódott oxid és hidroxid formájában van jelen, hanem jelentős mértékű a korpuszkulárisan a területre került mennyiség is. Ez különösen a felszínre, illetve a felszín közeli rétegekre igaz. Ennek megfelelően, míg a felszíni és a felszín közeli mintákban alacsonyak a korrelációs koefficienssek, 50 cm-en már 0,6 fölé, a még mélyebb rétegekben pedig 0,8 fölé emelkedik. Ez is azt jelzi, hogy a mangán "aktív formája" a vastól és az alumíniumtól eltérően a mélyebb üledékekben dominál, ahol az oldatból csapódott ki. Ez a fém ezért nem is mutat a felszíni rétegekben szoros korrelációt a vas és az alumínium előfordulásával.

## 4.2. A Duna és a Tisza öntései nehézfém tartalmának általános jellemzése

A dunai és tiszai öntések nemcsak ásványos összetételükben, hanem a töménysavas roncsolással kioldható (teljes) elemtartalom és az elérhető elemtartalom tekintetében is különböznek egymástól. A főelemek közül az alumínium általában a dunai, a vas és a mangán a tiszai öntésekben van jelen nagyobb mennyiségben. A tiszai adatok szórásai a dunaiénál magasabbak. A króm és az ólom kivételével a vizsgált nyomelemek is a tiszai öntésekben vannak jelen magasabb koncentrációban. A tiszai öntésekben nemcsak az átlagos koncentrációk, hanem a hozzájuk tartozó szórások is magasabbak. A szórások értelmezésénél figyelembe kell venni, hogy a tiszai pontok száma a dunai pontok számának mintegy harmada, azaz a tiszai minták inhomogenitása a dunaiak többszöröse. Hasonló mértékű szórást csak az ólomnál tapasztaltunk (3. ábra).



3. ábra: A/ A Duna és a Tisza öntéseinek átlagos teljes fő- és nyomelem tartalma, B/ valamint a Duna és a Tisza öntéseinek átlagos elérhető fő- és nyomelem tartalma

A felvehető elemtartalmak a főelemek esetében hasonló megoszlást mutatnak, mint a teljes elemtartalmak. A dunai öntések magasabb elérhető alumínium tartalma, a teljes elemtartalommal ellentétben, magasabb szórás mellett érvényes. A vas és a mangán elérhető elemtartalma és szórása a teljes elemtartalomhoz hasonló megoszlást mutat, azaz az elérhető vas mennyisége a tiszai öntésekben általában magasabb. A nyomelemek közül – az ólom kivételével – szintén minden elem a tiszai öntésekben van jelen magasabb elérhető mennyiségben. Az alumínium és a vas szórásai között a különbségek minimálisak, a mangánnál azonban a tiszai minták szórása a dunai minták szórásának többszöröse. Ez azt jelenti, hogy a Tisza menti ártereken a mangán elérhetősége igen nagy ingadozásokat mutat. A kadmium, a kobalt és a króm szórásai a két folyó ártéri üledékeiben hasonlóak. A réz koncentráció és szórás megoszlása a két folyó között hasonló, mint a teljes elemtartalom esetében. Az átlagos ólom és a cink koncentrációkhoz azonban a dunai üledékeknél társul magasabb szórás. A cink esetében az alacsonyabb szórások ráadásul magasabb koncentrációk mellett jelentkeznek a Tisza mentén.

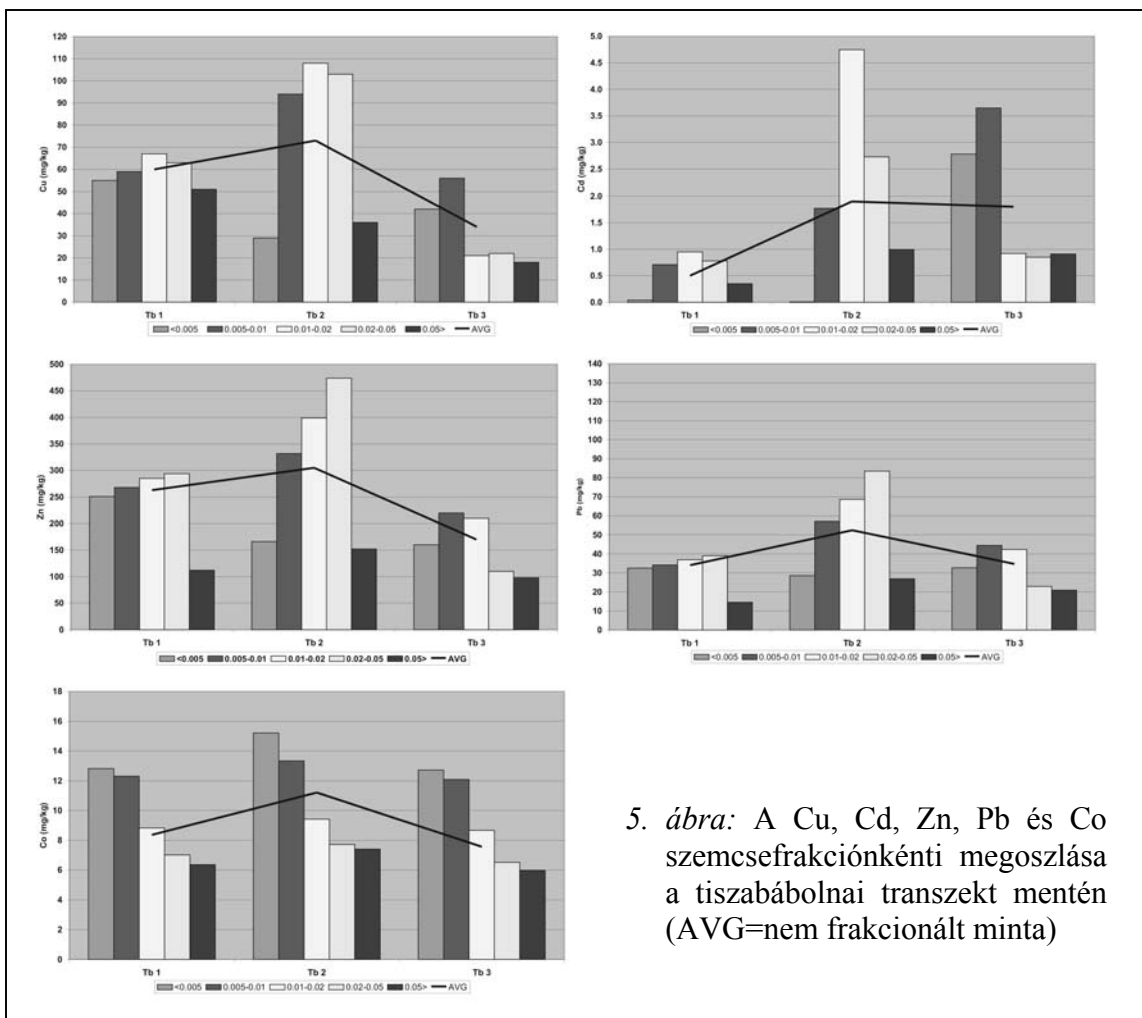
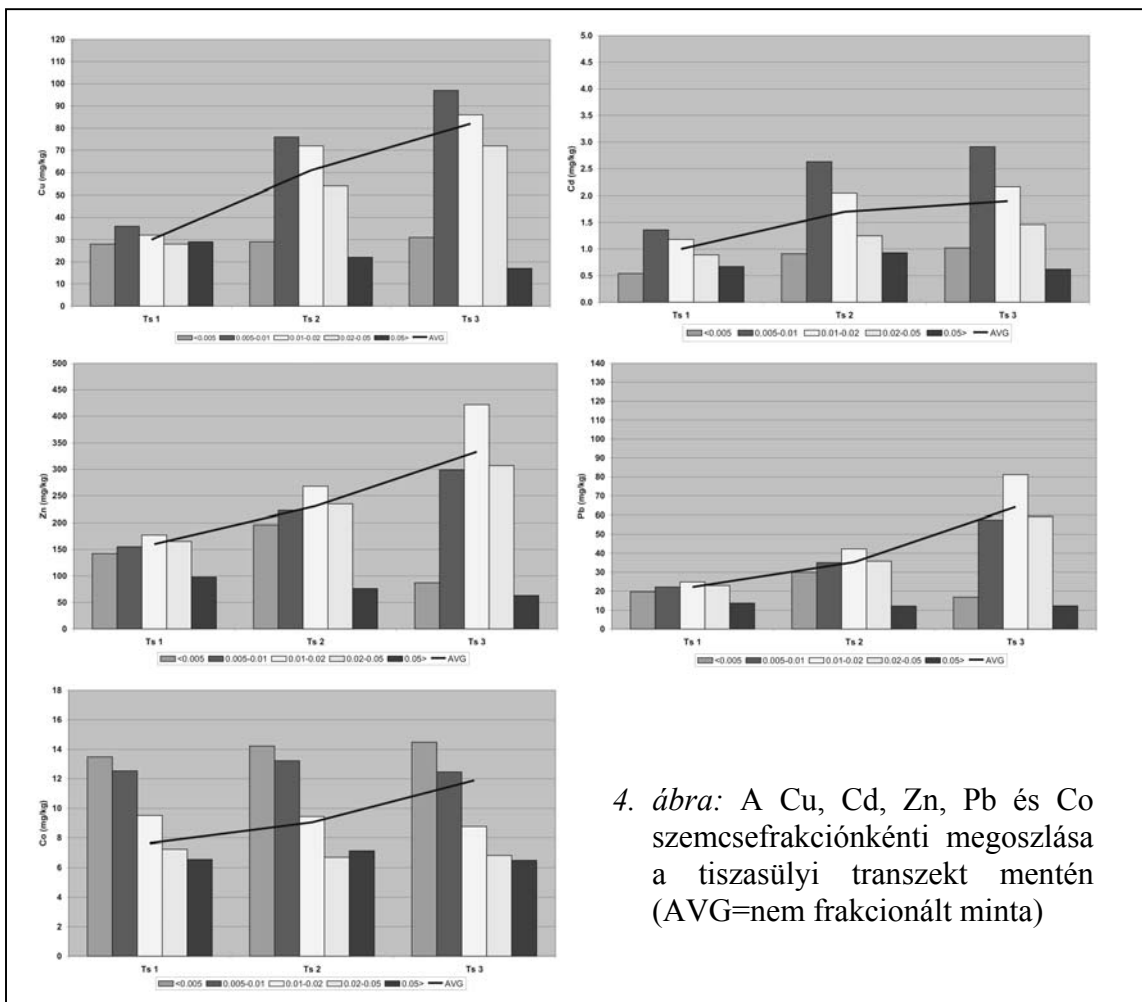
## 4.3. Nehézfémek térbeli eloszlásának törvényszerűségei ártereken

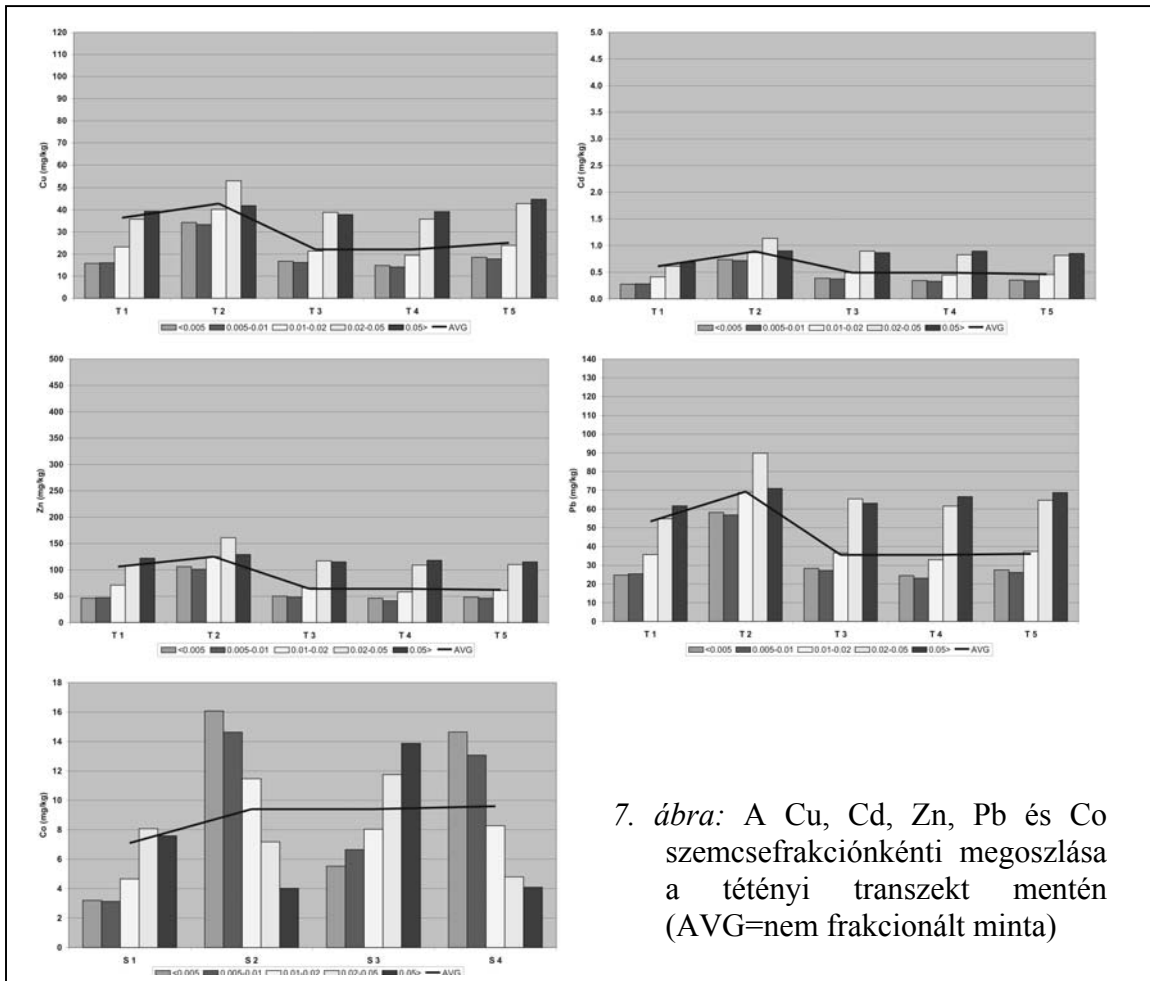
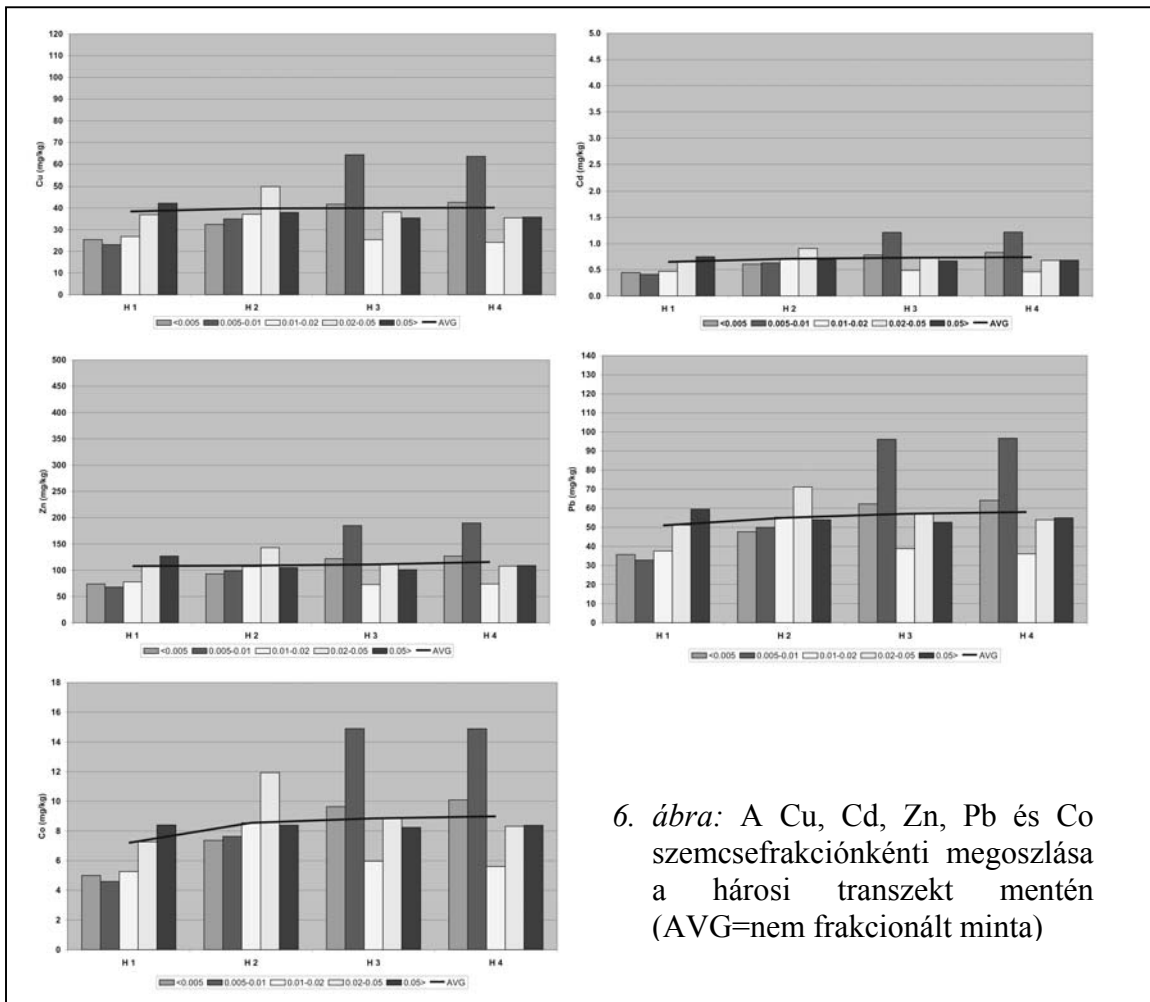
A nehézfémek térbeli eloszlása három nagy tényezőcsoport függvénye. A sorban legelsőként a vízállást (illetve a vízhozamot) kell említenünk. Az árterekre legnagyobb mennyiségben a nehézfémek az árhullámokhoz köthető szennyezések idején jutnak ki. Ilyen események voltak a 2000-ben a Tiszán levonult nehézfém-szennyezések is. Azóta a Tisza árterein végzett fúrások eredményeként – különböző mélységekben – több a 2000. évben lerakódott üledékekhez hasonló, sőt magasabb nehézfém tartalmú réteget sikerült kimutatni. Ezek a rétegek feltehetőleg korábbi nehézfém szennyezések tanúi. Az árhullámok idején, a fizikai tekintetben részecske mérettartományba tartozó nehézfémek is az árterekre jutnak. Azoknál a nagyvízi helyzeteknél, melyeknél a folyóvíz nem lép ki a mederből, már csak

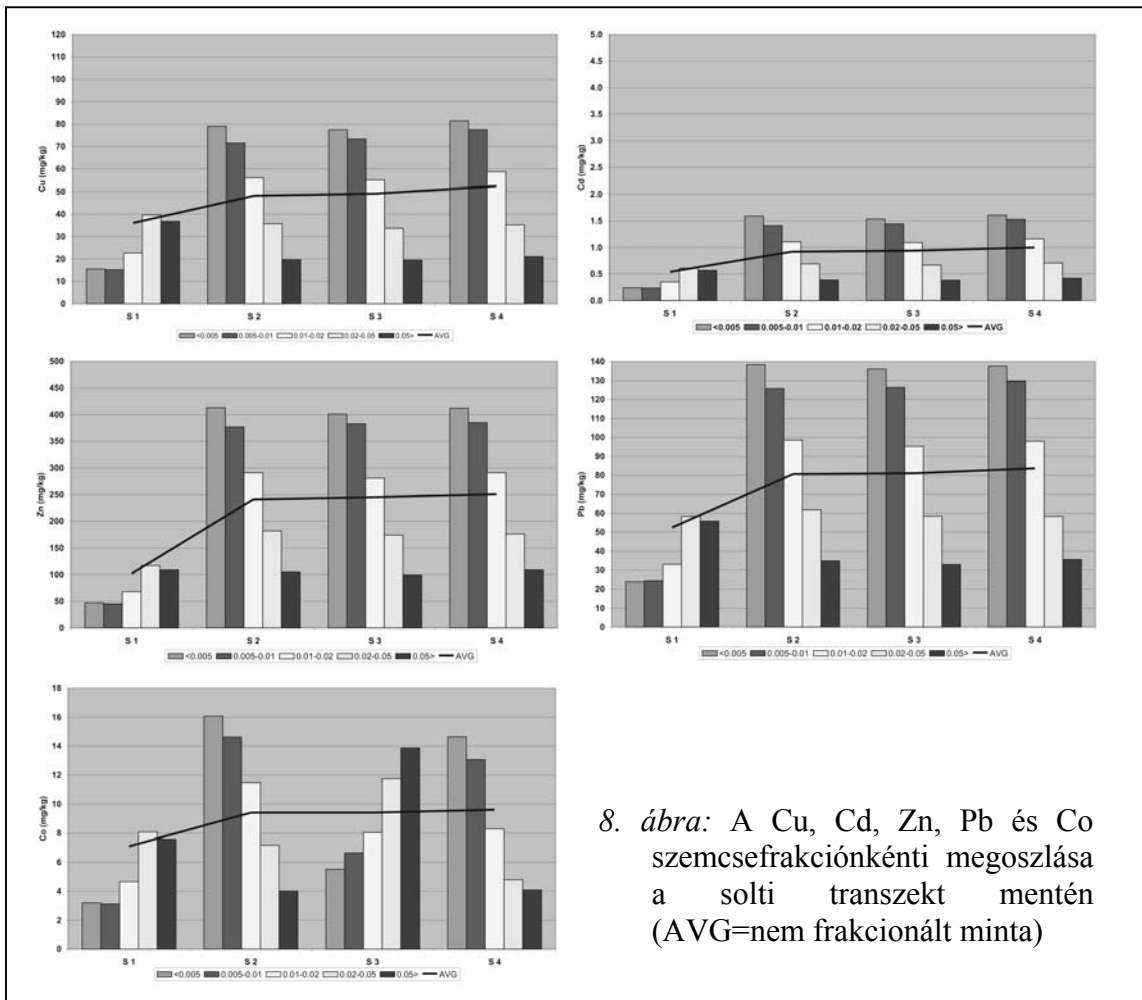
oldott, esetleg kolloid tartományba tartozó nehézfém juthat az ártéri rendszerekbe. Az oldott és kolloid állapotú elemek – a részecske állapotúaktól eltérően – nem a felszínen, hanem már elsődlegesen is a felszín alatti rétegekben halmozódhatnak fel. Összehasonlítva más folyókkal a Duna és a Tisza magyarországi szakaszai a felszíni üledékeik nehézfém-tartalmát tekintve nem tartoznak a szennyezett folyók közé (Kabata-Pendias, 2001). A frakcionálatlan átlagmintákat tekintve ezek koncentrációk a referencia értékek alatt maradnak.

Az ártereken a nehézfémek sem vertikálisan, sem horizontálisan nem egyenletesen oszlanak el. A felhalmozódási zónák a domborzat és a növényzeti mintázatok eredményeként alakulnak ki. Domború ártereken a legjelentősebb felhalmozódási területek a folyóhátakon és a bokorfüzesek folyó felőli oldalain alakulnak ki. Amennyiben a partvonal a medertől a gátakig fokozatosan emelkedik, úgy e felhalmozódási zóna a bokorfüzesekhez kapcsolódik. A folyóhátak megléte a vizsgált elemek transzektenkénti eloszlására egyértelmű hatással van. A tiszai transztek mentén ezeket a 2000-ik esztendő februárjában és márciusában levonuló nehézfém szennyezések alakították ki. A vizsgált elemekre jellemző, hogy koncentrációik a mederoldaltól (1-es pont) a gát felé növekednek. Azoknál az elemeknél, amelyeknél a növényzeti határ után tovább növekszik a felhalmozódás mértéke, ott feltételezhető, hogy akkumulációjukra elsősorban a domborzat van hatással. Tiszasüly esetében ilyen elem volt a cink, az ólom és a kobalt (5. ábra). A réz és a kadmium koncentrációi ezekkel szemben a bokorfüzesek vonalától az árvízvédelmi gátig már alig nőnek. Mivel a felsorolt elemek közül a kobalt természetes geokémiai háttérnek megfelelő koncentrációtartományban van jelen (Sipos, 2003., Sipos 2004., Szabó 1996., Szabó 1997), így a kiülepedés jellegére a szennyezés önmagában feltételezhetően nincs hatással.

A tiszabábolnai transzekt mentén a vizsgált elemek a folyóhátan érik el legmagasabb koncentrációikat (4. ábra). Az elemek többségének hullámtéri koncentrációi a mederoldalon mértékhez voltak hasonlóak. A kadmium a hullámtéren hasonló mennyiségben volt mérhető, mint a folyóhátan. A transztek közül a hárosi az összes többtől különbözik, mivel az összes mintavételi pontban hasonló koncentrációkat figyelhettünk meg (6. ábra). A tétényi part (7. ábra) és a solti transzekttnél (8. ábra) a tiszabábolnaihoz hasonló elem eloszlást tapasztaltunk. A part alakjának és a növényzet szerkezetének nemcsak a nehézfémek koncentrációinak térbeli eloszlására van hatása. Amennyiben a mintáinkat szemcseméretenként szétválasztjuk, azaz frakcionáljuk, kiderül, hogy a különböző mintavételi pontokban a nehézfémek eltérő szemcsefrakcióhoz kötődnek. Az általunk tanulmányozott öt nehézfém a vizsgált hullámtereken, számos szakirodalmi forrástól eltérően nem a legfinomabb szemcsetartományhoz kötődött. A maximális koncentrációk szemcsetartományonkénti és transzektenkénti eloszlása ráadásul elemenként különböző (3. táblázat). A nehézfémek szemcseméretenkénti megoszlása az öt transzekt mentén eltérően alakult. Az egymásra leginkább hasonlító eloszlást a hárosi és a tiszabábolnai transzekttnél tapasztaltuk. A hárosi transzekttnél a folyótól távolodva az egyre finomabb frakcióba tolódtak a koncentráció maximumok, de azok sosem estek a 0,5 µm alatti frakcióba. Tiszabábolnánál a folyóhától távolodva igaz ez a megállapítás. A solti transzektben a folyóhától a hullámtér felé ugyanolyan a nehézfémek mintán belüli megoszlása. A többi mintáktól eltérően mindig az 5 µm alatti tartományban mérhető a legmagasabb koncentráció és az egyre durvább frakciókhoz egyre alacsonyabb nehézfém koncentrációk köthetők. A három előbbi transzekttnél eltérően a tétényi transzektben a folyóhát mögött is durva szemcseméretre köthetnek a koncentráció maximumok, ami a folyóhátat keresztül szelő természetes bevágódással magyarázható. Végül a parttól a gátig folyamatosan, folyóhátal nem szegélyezett tiszasülyi transzekt mentén az eddigiektől eltérően a maximális koncentrációk egy meghatározott szemcsetartományhoz kapcsolódnak. A réz és a kadmium a 10-20 µm közötti tartományban, az ólom és a cink pedig az 5-10 µm közötti tartományban mutatott maximumot minden mintavételi pontban. Külön







8. ábra: A Cu, Cd, Zn, Pb és Co szennyezéshatárérték szerinti megoszlása a solti transzekt mentén (AVG=nem frakcionált minta)

kell említést tenni a kobretről, amely a többi elemtől eltérően jellemzően az  $5\mu\text{m}$  alatti frakcióhoz köthető leginkább. A vizsgált nehézfémek közül ez az egyedüli, amely természetes koncentrációkban van jelen, ami egyúttal ezt a különbséget is valószínűleg megmagyarázza. Az  $5\mu\text{m}$  alatti frakcióhoz való kötődés mértékét az „ $a$ ” index-xel jellemezhetjük (2. táblázat). Általában a legalacsonyabb „ $a$ ” értékeket a ténylegi transzektben tapasztalhattunk, ahol az összes vizsgált elemmel kapcsolatban általában 0,4 közötti értékek, a folyóháton, pedig 0,65 körüli értékek adódtak. Ennél magasabb „ $a$ ” értékek adódtak a közeli hárosi transzektben. A ténylegi transzektől eltérően itt a folyóháton nem emelkedett meg az „ $a$ ” index. E paraméter tekintetében az említett két transzekt összes mintavételi pontja azonos jellegűnek tekinthető. A Tisza menti transzektneként általában jóval magasabb „ $a$ ” értékeket számoltunk, azaz az  $5\mu\text{m}$  alatti frakciónak a maximális koncentrációjú szennyezéshatárértékhez viszonyított nehézfém-tartalma magasabb a hárosi és a ténylegi mintáknál. A dunai példákkal ellentétben, Tiszabábolnánál éppen a folyóháton adódtak a legalacsonyabb „ $a$ ” értékek ( $a \approx 0,3$ ). Ezzel ellentétben Tiszasülynél a parttól távolodva, a koncentrációk emelkedésével párhuzamosan egyenesen csökken ez a mutató.

Felmerülhet a kérdés, hogy a frakcionált minták középértékei mennyire esnek egybe az eredeti átlagmintákkal. Ennek jellemzésére az átlagminták koncentrációinak és a frakcionált minták mediánjainak hányadosát (AVM) használtuk (3. táblázat). Az AVM értékek eloszlása tekintetében a transzektben belül és a két folyó között is van különbség. A tiszai mintáknál az AVM a parttól távolodva általában nő (igaz Tiszabábolnánál a folyóháton mutatkoznak a minimális értékek), azaz az hullámtereken az átlagmintákban magasabb koncentrációk vannak, mint a frakcionált minták mediánja. A dunai hullámtereken ennek épp az ellenkezője figyelhető meg. Ezen túl a dunai mintáknál a folyóhátak AVM-jei a hullámtéri értékekhez hasonlítottak.

a	Cu	Cd	Zn	Pb	Co
<b>Ts 1</b>	0.778	0.397	0.802	0.792	1.000
<b>Ts 2</b>	0.382	0.346	0.731	0.707	1.000
<b>Ts 3</b>	0.320	0.351	0.206	0.207	1.000
<b>Tb 1</b>	0.821	0.042	0.854	0.833	1.000
<b>Tb 2</b>	0.269	0.002	0.350	0.342	1.000
<b>Tb 3</b>	0.750	0.762	0.727	0.735	1.000
<b>H 1</b>	0.603	0.595	0.583	0.600	0.595
<b>H 2</b>	0.650	0.668	0.650	0.670	0.618
<b>H 3</b>	0.650	0.644	0.659	0.647	0.647
<b>H 4</b>	0.671	0.681	0.668	0.663	0.678
<b>T 1</b>	0.401	0.399	0.377	0.400	0.407
<b>T 2</b>	0.649	0.649	0.658	0.648	0.510
<b>T 3</b>	0.431	0.430	0.427	0.433	0.479
<b>T 4</b>	0.378	0.382	0.390	0.368	0.913
<b>T 5</b>	0.414	0.413	0.417	0.400	1.000
<b>S 1</b>	0.391	0.395	0.402	0.410	0.397
<b>S 2</b>	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
<b>S 3</b>	1.000	1.000	1.000	1.000	0.399
<b>S 4</b>	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

2. táblázat: Mintavételi pontok felszíni mintáinak a értékei

AVM	Cu	Cd	Zn	Pb	Co
<b>Ts 1</b>	1.034	1.124	1.032	1.001	0.804
<b>Ts 2</b>	1.130	1.360	1.036	1.007	0.958
<b>Ts 3</b>	1.139	1.301	1.114	1.118	1.357
<b>Tb 1</b>	1.017	0.704	0.981	0.997	0.948
<b>Tb 2</b>	0.777	1.073	0.919	0.919	1.190
<b>Tb 3</b>	1.545	1.957	1.063	1.062	0.873
<b>H 1</b>	1.432	1.386	1.385	1.356	1.367
<b>H 2</b>	1.072	1.033	1.038	1.019	1.019
<b>H 3</b>	1.048	1.014	0.991	0.999	1.000
<b>H 4</b>	1.123	1.087	1.063	1.056	1.073
<b>T 1</b>	1.566	1.488	1.493	1.496	1.476
<b>T 2</b>	1.065	1.028	1.000	1.006	0.990
<b>T 3</b>	1.034	0.998	0.970	0.970	1.036
<b>T 4</b>	1.138	1.099	1.103	1.079	1.180
<b>T 5</b>	1.048	1.013	1.015	0.966	1.000
<b>S 1</b>	1.596	1.538	1.500	1.586	1.522
<b>S 2</b>	0.859	0.832	0.828	0.818	0.820
<b>S 3</b>	0.891	0.862	0.872	0.851	1.169
<b>S 4</b>	0.892	0.861	0.863	0.854	1.159

3. táblázat: Mintavételi pontok felszíni mintáinak AVM értékei

Sok esetben önmagukban a nehézfémek eloszlásánál többet mond a kémiai rokon elemek egymáshoz viszonyított arányainak változása. E munkában mindössze öt elemet mértünk, így e párok közül a Zn/Cd hányadosok eloszlását vizsgálhattuk. A dunai és a tiszai transztek és a minták között a Zn/Cd arányok (4. táblázat) tekintetében alapvető különbségek vannak. A Tisza hullámterein a mintákon és a transztekeken belül is jelentős inhomogenitást tapasztalhattunk. A mintán belüli inhomogenitás egyúttal azt jelenti, hogy az átlagmintákra jellemző Zn/Cd arányok a frakcionált mintákban tapasztalható arányoktól. Ez a különbözőség arra utal, hogy a különböző szemcseméretű más-más eredetűek. A Duna hullámterein gyűjtött minták homogénnek mutatkoztak. A Háros-szigeten nemcsak a szemcsefrakciók között, de még a transztekten belül sincsenek különbözőségek. A tétényi transztektnél a kadmium aránya a cinkhez képest a folyótól távolodva nő, a solti transzekt mentén viszont csökken. A változás mértéke a tiszaiaknak csak a töredéke (20 és 30%). A nem azonos mállásfolyamat során szabaddá váló elemeket általában nem szokták aránypárként vizsgálni. Jelen esetben a Cu/Co arányt a Tisza esetében a szennyezőként jelen levő elem és egy nem szennyezőként jelen levő nehézfém arányaként kívántuk alkalmazni. A Cu/Co arányoknak (5. táblázat) a várakozásaink szerint igen nagy szórást kellett volna mutatni. Ezzel ellentétben a tiszai mintákban és transztektekben a Cu/Co hányadosok szórása kisebb, mint a Zn/Cd arányoké. A várakozásokkal némi ellentétben ez az arány a Duna menti hullámterein is alacsony szórást mutatott. A hárosi transztekten és mintákban a mintán és a és a transztekten belül is, a különbségek 10-15% körül maradtak. Az átlagmintákat tekintve a solti transzekt mentén a hárosi transztekthez hasonlóan csekély különbözőségeket tapasztaltunk, de a mintákon belüli inhomogenitás viszont jelentősen megnőtt.

Zn/Cd	<0.005	0.005-0.01	0.01-0.02	0.02-0.05	>0.05	AVG
Ts 1	263.0	114.0	150.0	185.4	146.3	160.0
Ts 2	215.4	84.8	130.7	188.0	81.7	135.9
Ts 3	85.3	102.7	195.4	210.3	101.6	175.3
Tb 1	6275	377.5	300.0	376.9	320.0	526.0
Tb 2	20750	187.6	84.0	173.8	153.2	160.5
Tb 3	57.6	60.3	228.3	129.4	107.7	94.4
H 1	166.3	165.9	166.3	165.4	169.8	166.2
H 2	153.5	157.1	152.6	157.7	152.8	153.5
H 3	156.0	152.4	149.9	155.6	151.0	152.1
H 4	153.2	156.0	160.5	159.1	160.1	156.6
T 1	167.9	168.5	173.2	178.4	177.6	173.8
T 2	144.0	140.9	144.3	142.0	143.3	140.4
T 3	129.9	128.7	134.4	130.7	132.9	130.6
T 4	134.5	125.4	130.0	132.0	131.8	130.6
T 5	136.8	136.1	134.4	135.3	135.3	134.7
S 1	195.8	190.7	193.7	192.8	191.3	188.9
S 2	259.7	267.4	263.1	263.4	270.6	262.0
S 3	261.2	264.9	257.6	260.5	259.2	260.6
S 4	256.1	251.6	250.4	248.6	259.5	251.0

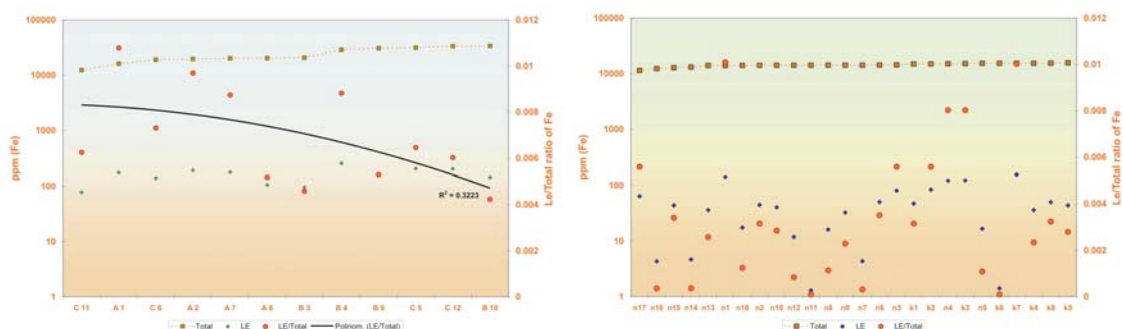
4. táblázat: Mintavételi pontok felszíni mintáinak Zn/Cd arányai

Cu/Co	<0.005	0.005-0.01	0.01-0.02	0.02-0.05	>0.05	AVG
Ts 1	2.1	2.9	3.4	3.9	4.4	3.9
Ts 2	2.0	5.7	7.6	8.0	3.1	6.7
Ts 3	2.1	7.8	9.8	10.5	2.6	6.9
Tb 1	4.3	4.8	7.6	9.0	8.0	7.2
Tb 2	1.9	7.0	11.5	13.3	4.9	6.5
Tb 3	3.3	4.6	2.4	3.4	3.0	4.5
H 1	5.1	5.0	5.1	5.1	5.0	5.3
H 2	4.4	4.6	4.3	4.2	4.5	4.7
H 3	4.3	4.3	4.3	4.3	4.3	4.5
H 4	4.2	4.3	4.3	4.3	4.3	4.5
T 1	4.7	4.6	4.6	4.8	4.7	4.9
T 2	4.8	2.4	6.4	5.8	4.0	4.8
T 3	3.8	1.8	4.9	5.9	4.6	3.2
T 4	1.7	1.5	3.4	6.4	8.3	3.2
T 5	1.6	1.8	3.2	9.5	10.9	3.3
S 1	4.8	4.8	4.9	4.9	4.9	5.1
S 2	4.9	4.9	4.9	5.0	4.9	5.1
S 3	14.0	11.0	6.9	2.9	1.4	5.2
S 4	5.6	5.9	7.1	7.3	5.2	5.5

5. táblázat: Mintavételi pontok felszíni mintáinak Cu/Co arányai

#### 4.4. Nehézfémek növényi elérhetőségének vizsgálata Lakanen-Erviö féle extrakciós eljárás alkalmazásával

A nehézfémek felvehetősége azok fizikai és kémia formájának, az öntések ásványos karakterisztikájának, a faji jellegzetességeknek és a termőhelyi adottságoknak a függvénye. Ezt a bonyolult rendszert első megközelítésben a Lakanen–Erviö-féle extrakciós módszerrel modelleztük. A dunai és a tiszai öntések között jellegzetes különbségeket tapasztaltunk. Az öntések ásványos sajátosságainak köszönhetően a savanyú tiszai öntésekben a nehézfémek elérhetősége (azaz a felvehető elemtartalomnak a teljes elemtartalomhoz viszonyított aránya) magasabb, mint a meszes dunai öntésekben. A Tisza-menti mintaterületek esetében a főelemek elérhetősége a teljes (kioldható) elemtartalom növekedésével csökkent, bár az elméleti elérhetőség két alapadatsora közötti korrelációs koefficiens 0.5 alatt maradt. A vas példájánál maradván ez az érték 0,32 (9. ábra).

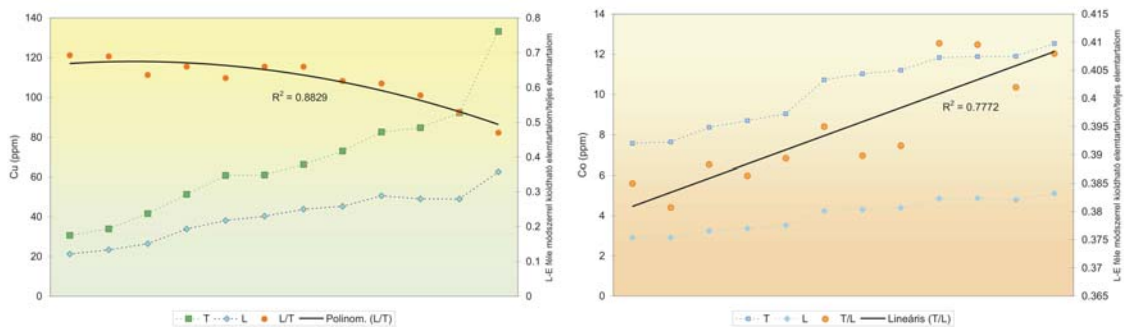


10. ábra: A vas elérhetősége tiszai és dunai öntésekben. Total = tömény savas eljárással kioldott, LE = Lakanen-Erviö féle eljárással kioldott, LE/Total = relatív elérhetőség



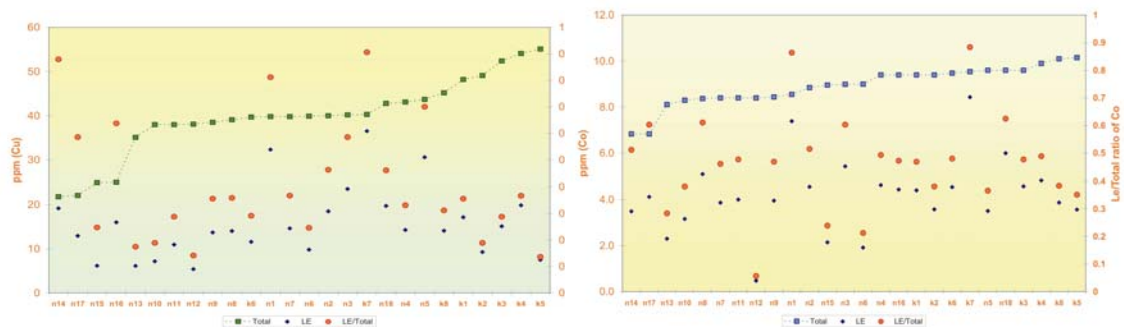
A dunai öntésekben a vas (és a többi vizsgált főelem) elérhetősége és teljes elemtartalma között még ilyen erősségű összefüggés sincs. Az elérhetőség az üledék vas(-mangán) „szepplőzöttségével” van összefüggésben. A „szepplőzöttebb” üledékben a magasabb „összes” vastartalom a vas-mangán szepplők formájában jelenik meg, amely a növények számára „elérhetetlen” vasforrást jelent. Ennek megfelelően a csökkenő elérhetőség a vas ásványos állapotával van összefüggésben. A szennyezetlen öntések magasabb vastartalma jellemzően az oxihidroxidok növekvő mennyiségével van arányban.

A dunai öntésekben a fent leírt kapcsolat egyike sem fedezhető fel a vizsgált nehézfémek teljes és elérhető nehézfém-tartalma között. A Tisza öntésein különbözőképpen



11. ábra: A réz és a kobalt elérhetősége tiszai öntésekben

viselkedő fémek (Cd, Co, Cr, Ni, Pb) elérhetősége az öntés vas-mangán szepplőzöttségével mutat kapcsolatot (11. ábra). Az erősen szepplőzött üledékekben a fenti fémek elérhetősége jóval alacsonyabb, mivel azok a vas, mangán és alumínium oxihidroxidokon adszorbeálódik, illetve koprecipitálódik. A két öntéstípus közötti különbség tehát úgy írható le, hogy az egyébként is kevésbé szepplőzött tiszai öntésekben a 2000. év során, illetve korábban lezajlott nehézfém szennyezések elfedik a vas-mangán szepplők elérhetőségben kifejtett hatását. A Duna öntéseiben viszont a magas nehézfém koncentrációk az erősen vas-mangán szepplőzött üledékekhez köthetők, így azok elérhetősége is a szepplőzöttség mértékének a függvénye.



12. ábra: A réz és a kobalt elérhetősége dunai öntésekben

A kutatásnak e témakörében elért eredményeit még nem publikáltuk. Ezekből az eredményekből készülő közleményt **2007. év folyamán kívánjuk** benyújtani.

#### 4.5. A telítetlen (3 fázisú rendszerek) talajoldatainak nehézfém deszorpcióért felelős tényezők

Bár a talajoldat vagy talajnedvesség fémtartalma nem azonos az elérhető elemtartalommal, de annál az elméleti jellegűnek is tekinthető jelzőnél jobban jelzi a talaj/öntés pillanatnyi kémiai állapotát. Az általunk mért talajoldat koncentrációk a teljes mikroelem-tartalomhoz képest néhány tized százalék aránytól a századszázaléknyi arányig

tartó intervallumban. Ez több nagyságrenddel alacsonyabb arány, mint a SZALAY (1970) által a savanyú láptalajok esetében tapasztalt értékek. Méréseink is alátámasztották, hogy talajoldat vagy talajnedvesség kémiai összetétele időben nagy variabilitást okozhat (TYLER, 1981; CAMPBELL és GRIME, 1989; QUIST, 1995), amit korábbi szakirodalmi források szerint a hőmérséklet megváltozása okozhat, továbbá érvényesülhet az eső és a talajvíz hatása is (EDMEADES et al., 1985; BEYME et al., 1987). E változás detektálása céljából kutatásaink során összesen hat alkalommal (március, június, augusztus, szeptember, október) – legalább egy, másfél hónapos különbséggel – végeztünk talajoldat méréseket.

Általánosan megállapítható, hogy azokban a pontokban, ahol a gyökérhatást nem tudtuk kiküszöbölni a májusi koncentrációk a legmagasabbak. Ez bizonyíthatóan a növényi gyökéraktivitás eredménye. A hőmérséklet (közvetett, ill. közvetlen) hatása később is megmaradt, pl. az augusztusi értékek konzekvensen magasabbak a szeptemberiekénél. A különbség a nyomelemek közül a *króm* és a *nikkel* esetében 7–8% körüli, a *kadmium*, a *kobalt* és a *réz* esetében 10% körüli, míg az ólom és a cink esetében ez az eltérés meghaladhatja a 20% -ot is. Ha az átlagok mellett a szórást is vizsgáljuk feltűnő, hogy az csak a *króm*, a *nikkel* és a *cink* esetében elhanyagolható, míg a többi fém esetében a mintavételi pontoktól függően jelentősen eltérő eredményeket kaptunk. A minimum értékek viszont még a jelentős mértékű szórás ellenére is többnyire a talajoldatban oldott elemek koncentrációinak csökkenését mutatják, és így az átlagos értékek is jó irányjelzőként szolgálnak az egyes elemek oldékonyságának megváltozásáról.

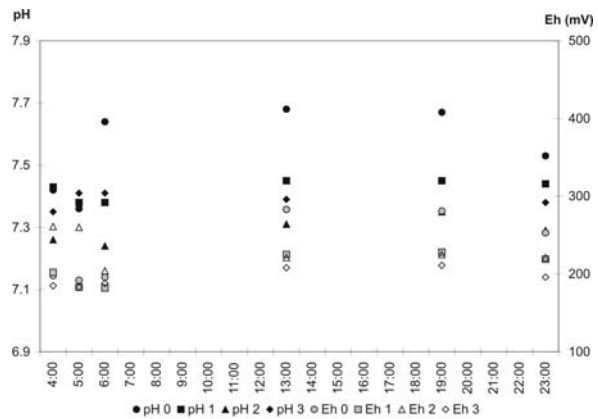
Két esztendő alatt összesen tíz mintavételi alkalommal, két mintavételi pontban bontásában vizsgáltuk a talajoldat nyomelem koncentrációinak kapcsolatát a talaj kémhatásával, redox állapotával,  $\text{CaCO}_3$  tartalmával, szerves anyag tartalmával és a különböző szemcsefrakciókkal. A főkomponens analízisen alapuló számítások alapján a *fizikai féleség* és a *CaCO<sub>3</sub> tartalom* a gyenge pozitív és negatív értékeivel nem számítanak jelentős hatótényezőnek. A *kémhatás*, a szakirodalmi publikációkkal összhangban és az összes elem koncentrációk esetében végzett számításokkal szemben, jelentős negatív korrelációval bír, ami azt jelenti, hogy minél alacsonyabb a pH, annál magasabbak a talajoldatban mérhető nyomelem koncentrációk. Szintén fontos kiemelni a *talaj szerves anyag tartalmával (TOC)* mutatott pozitív korrelációt. Bár első közelítésben azt várnánk, hogy a feltalaj szerves anyag tartalma, jelentős adszorpciós kapacitásának köszönhetően csökkenti az oldott elem mennyiségét, méréseink és számításaink ennek épp az ellenkezőjét mutatják. Utalva a korábbi fejezetben leírtakra, minden talajvíz analízisnél szembeszökő volt a magas KOI érték, ami a nagy mennyiségű elbomlatlan szerves anyagra, illetőleg a  $\text{z Fe}^{2+}$  jelenlétére is utalhat. A rendszeresen megemelkedő talajvíz, a dunai vizsgálati területeken olyan kis molekulatömegű, szintén komplex képzésre alkalmas szerves anyagokat is a feltalajba szállíthatnak, amelyek a gyökéraktivitás által malát, oxalát komplexekhez, a fitosziderofórokhoz, ill. a fulvosavakhoz hasonló hatást produkálnak.

A kutatásnak e témakörében elért eredményeit még nem publikáltuk. Ezekből az eredményekből készülő közleményt **2007. év folyamán kívánjuk** benyújtani.

#### **4.6. A hőmérséklet a kémhatás és a redox potenciál térbeli és időbeli ingadozása, valamint ezek hatása a növényi felvételére (field-scale vizsgálatok eredményei)**

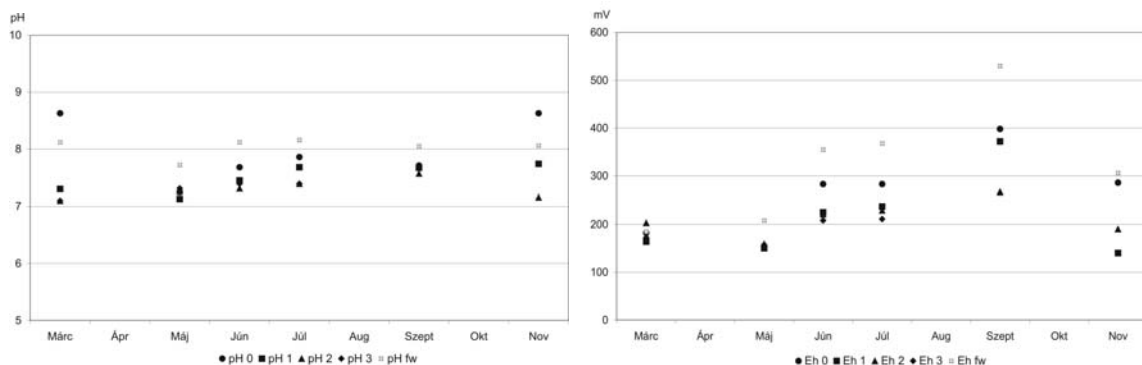
A talajra ható fontosabb abiotikus tényezők közül jelen tanulmányban az 5 cm-es talajhőmérsékletet a talajfelszíni (fotoszintetikusan aktív) napsugárzást, valamint a talaj és a hamvas szeder gyökérkörnyezeti pH és Eh viszonyait elemezzük. Jelen tényezők napi ingadozásának jellemzésére az anticiklonáris adottságú 2005. június 24-i napot elemezzük.

Jelen tényezők napi ingadozásának jellemzésére az anticiklonáris adottságú 2005. június 24-i napot választottuk. Más mikroklíma mérésekkel egyezően a talajhőmérséklet napi menetére és kiegyenlítetttségére a növényzeti borítottság és a vízellátottság volt hatással. A hőmérséklet és a növényzeti aktivitásra is egyaránt hatással levő beeső napsugárzás tekintetében a különbségek sokkal jelentősebbnek mutatkoztak a talajhőmérsékletnél. A beeső sugárzás tekintetében a különbség nem a fás és fátlan vegetáció között válik el, mivel a 2-es (magassásos) pont PAR viszonyai jóval inkább az

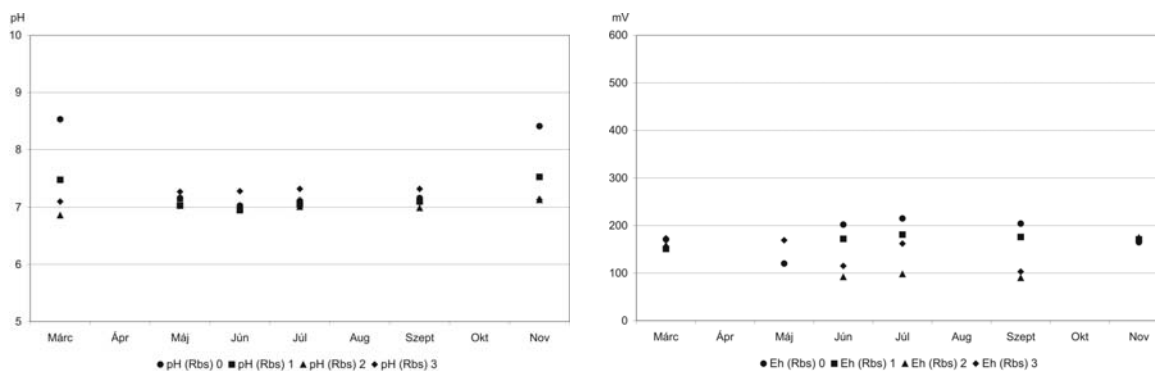


13. ábra: A pH és az Eh viszonyok napi viszonyok napi változása. 0: nyílt sásos, 1: bő vízellátottságú nyílt sásos, 2: magassásos, 3: szil-juhar folt

említésre méltó, hogy a beeső sugárzás maximuma a 3-as pontban 18 óra tájékában jelentkezik. Ez a jelenség az erdei szegélyhatás eredménye, mivel az alacsonyabban járó nap ekkor már a lombkorona alatt világítja be a talajt. A napsugárzás és a hőmérséklet önmagában is hat a talajkémhatására és redox viszonyaira. A hőmérséklet megemelkedése mindkét tényező esetében fölfelé tolja el az értékeket, azaz délben és koradélután a bázikusabb ill. az erősebben oxidatív irányba változik a talajkörnyezet. A mérési pontok közötti különbségek a hőmérsékleti és a sugárzási viszonyokban mutatkozó eltéréseket tükrözik vissza (13. ábra). A mérési pontok közötti különbségek nemcsak a mikroklíma mérésekhez optimális nyári anticiklonáris viszonyok közt állnak fenn, hanem kisebb nagyobb mértékben az egész évben megfigyelhetők. A kémhatás tekintetében a legkisebb különbségek tavasszal, a legnagyobb különbségek pedig nyáron észlelhetők. A redox viszonyok tekintetében érdekes módon a legmarkánsabb eltéréseket késősszel tapasztaltuk (14. ábra). A gyökéraktivitás útján a növényzet jelentősen képes befolyásolni a talajkörnyezetet (SENDEN et al., 1995, CSEH, 1998). A kibocsátott gyökérsavaknak köszönhetően a növényzet a talaj kémhatását a savanyú tartomány felé, a redox potenciálját pedig negatív irányba befolyásolja. A felsőbbrendű növények gyökéraktivitásának hatásai a vegetációs perióduson kívül, ill. annak kezdetén és végén elhanyagolható, ill. kimutathatatlan (15. ábra).

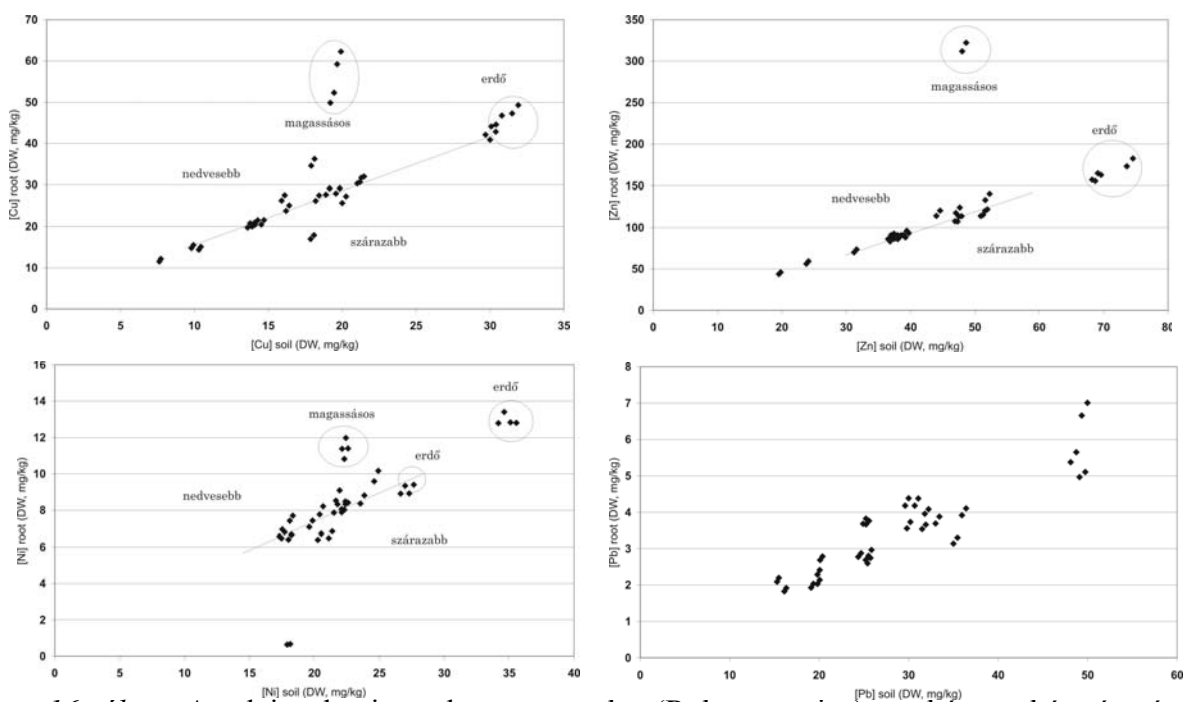


14. ábra: pH és Eh viszonyok havi napi változása. 0: nyílt sásos, 1: bő vízellátottságú nyílt sásos, 2: magassásos, 3: szil-juhar folt



15. ábra: a hamvas szeder (*Rubus caesius*) gyökérkörnyezeti pH és Eh viszonyok havi napi változása. 0: nyílt sásos, 1: bő vízellátottságú nyílt sásos, 2: magassásos, 3: szil-juhar folt

Ugyanezen hatásnak viszont az évszakoshoz hasonló napszakos ingadozása is kimutatható vegetációs perióduson belül. A pH, a hőmérséklet és a redox viszonyok alapján befolyásolják a nehézfémek oldékonyságát és növények általi elérhetőségét (FILEP, 1988). Ennek megfelelően a hamvas szeder gyökerének nehézfém-tartalmának a fenti paraméterek által befolyásolva kell a talajok nehézfém-tartalmával kell összefüggésben lennie. Ennek a befolyásnak a minőségére hat a faj genetikai adottsága, ill. az, hogy a vizsgált elem esszenciális nyomelem-e. Az összes vizsgált elem (és a kutatásban tanulmányozott növényfaj: nagy csalán, ragadós galaj, mezei zsurló, parti sás) esetében elmondhatjuk, hogy adott fenofázisban a talaj és a gyökér nyomelem tartalma között szoros összefüggés van. A cink és a réz felvétele a többi vizsgált esszenciális és nem-esszenciális elemtől eltérően a termőhely (azaz az abiotikus, ill. a biotikus sajátosságok által befolyásolt abiotikus paraméterek) által jobban befolyásolt (16. ábra). Ezek az elemek a fotoszintetikus elektrontranszportban, valamint a plaztocianinban és a kloroplasztisz néhány más fehérjefrakciójában alkotóelemek (MARSCHNER, 1995), így ez az eltérés valószínűleg kiemelt élettani szerepüknek is



16. ábra: A talaj valamint a hamvas szeder (*Rubus caesius*) gyökér gyökér réz- és cinktartalmának nikkel- és ólomtartalmának kapcsolata

köszönhető. A szintén esszenciális nyomelemek közé tartozó nikkell a többi vizsgált esszenciális (Cr, Co, Mo), az ólom pedig a többi vizsgált nem-esszenciális (As, Cd) nyomelem talaj-gyökér összefüggését példázza. A nikkelnél, az előző két elemhez hasonlatosan szintén fellelhetjük a termőhelyi adottságok szerinti elkülönülést, a nem-esszenciális ólomnál azonban a két paraméter közötti összefüggés lineáris. Mivel ennek az elemnek a felvétele passzív folyamat eredménye, ez azt jelenti, hogy a gyökér ólomtartalma elsősorban a talaj ólomtalmától. A többi elemhez képest mutatott lazább pontfelhő (8. ábra) arra utal, hogy az abiotikus paraméterekben mutatkozó különbségek a gyökér ólomkoncentrációjára is nagyobb hatással vannak.

#### **4.7. Nehézfémek szorpciójáért és deszorpciójáért felelős főbb abiotikus tényezők meghatározása microcosm-scale vizsgálatok alapján**

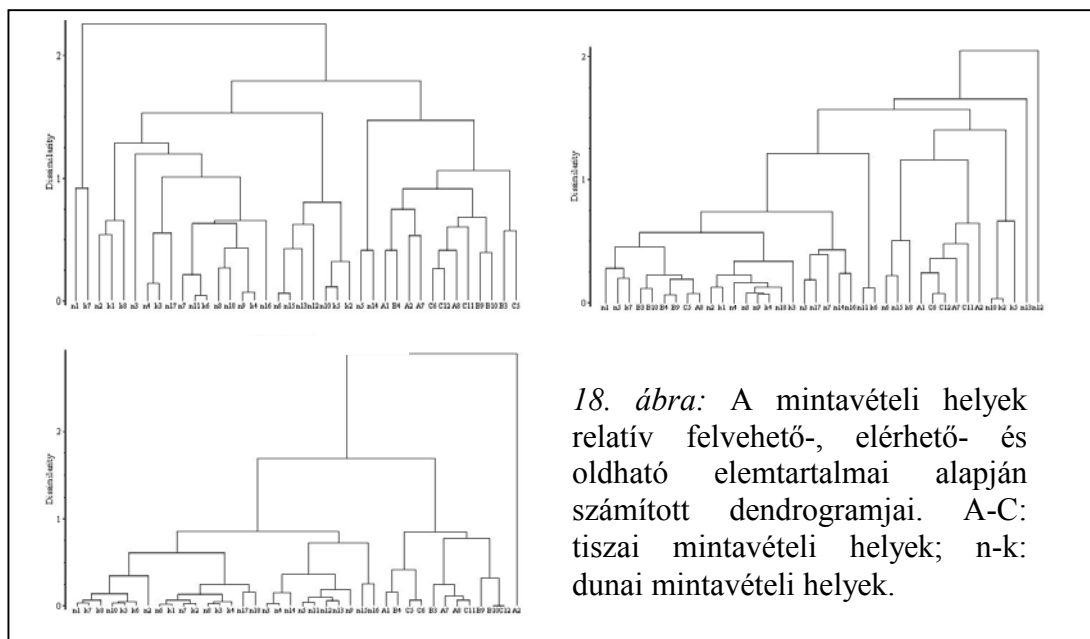
A munkatervben eredetileg ezen vizsgálatok alapján reméltük felállítani háromváltozós abiotikus modellünket. A mérések során az összes – egymástól jelentősen különböző – öntésben végeredményben rendkívül hasonló pH és Eh viszonyok alakultak ki egy-két héttel a mintavételt követően. A Memmert típusú vízfürdőben előállított különböző (+4°C - +42 °C) hőmérsékleti viszonyok az Eh és pH viszonyok hasonlóak maradtak a szorpció potenciált csak az amorf vas- és alumínium oxidok és hidroxidok, valamint az agyagásványtartalom befolyásolta. Ehhez azonban hozzá kell tenni, hogy a minták textúra tekintetében rendkívül hasonlóak voltak. Összességében elmondhatjuk, hogy a pályázati anyagunkban és munkatervünkben kiemelten szereplő kutatási program pont nem hozta meg a várt eredményeket, aminek köszönhetően a kutatás későbbiekben a tervezett munkatervtől is el kellett térjen. (Az itt elért eredményeket a jövőben sem tervezzük publikálni. A rendszer továbbfejlesztésének lehetőségét azonban nem vetettük el.)



17. ábra: Microcosm vizsgálatokhoz használt vízhatású öntések

#### **4.8. Ökotópok osztályozása a nehézfémek elérhetősége alapján**

Amennyiben a mintavételi helyeinkre úgy tekintünk, mint jellegzetes ári ökotópokra, akkor egyúttal kísérletet tehetünk azoknak a nehézfémek elérhetőségén alapuló osztályozására. Az osztályozás alapjául az ökotópok talajainak *relatív felvehető elemtartalmát*, *relatív elérhető elemtartalmát* és *relatív oldhatóságát* vettük. Amennyiben a mintavételi helyeket a relatív felvehető elemtartalom alapján osztályozzuk (18a. ábra), akkor a dunai pontok között nagyobb különbségeket kapunk, mint a tiszai és a dunai mintavételi helyek között vannak. A dunai mintavételi pontok közül a magasabban fekvő magasártéri holtmedrek üledékei mutatják a legnagyobb hasonlóságot a tiszai öntésekkel. A tiszai mintavételi helyek aszerint alkotnak csoportokat, hogy a 2000. évi nehézfém szennyezés idején akkumulációs térszinként szerepeltek-e. Amennyiben a relatív elérhető elemtartalom alapján osztályozzuk mintavételi helyeinket, akkor a dunai és a tiszai pontok kisebb csoportjai egymással keverten alkotnak



Amennyiben a relatív elérhető elemtartalom alapján osztályozzuk mintavételi helyeinket, akkor a dunai és a tiszai pontok kisebb csoportjai egymással keverten alkotnak nagyobb egységeket. A szennyezés által kevésbé érintett tiszai pontok elsősorban a kevésbé szepülőzött magasártéri pontokkal alkotnak egységeket, míg tiszai akkumulációs térszínnek a víz által jobban átjárt, vas-mangán szepülőzöttebb alacsonyabb térszínnekkel mutatnak hasonlóságot. A dunai kisebb csoportokon belüli különbségek a vegetáció szerkezetében is jelentkező eltérésekkel esnek egybe (18b. ábra). Amennyiben a relatív oldhatóságot vesszük az osztályozás alapjául, úgy a dunai és a tiszai mintavételi pontok két teljesen elkülönült csoportot alkotnak (18c. ábra). Eredményeink alapján ez az a mutató, amely a két öntéstípus között az ásványos különbségeket leginkább kiemeli. A dunai csoporton belül a geomorfológiai helyzet és a vegetáció szerkezet jelenti az alcsoportok közötti rendező elvet. A tiszai alcsoportok egymástól való elhatárolódása ez esetben a geomorfológiai és a földrajzi helyzetben megmutatkozó különbségek mentén figyelhető meg.

Az eredményeket eddig csak konferencia előadások formájában közzétettük le. Folyóiratba készülő publikációt **2007 folyamán a Catenához** tervezzük benyújtani.

## 5. Következtetések

Eredményeink alapján a kutatási programban megfogalmazott kiinduló kérdéseket tömören az alábbiakban válaszolhatjuk meg

**A./** Lehetséges-e ezeket a hullámtéri ökotópokat laboratóriumi körülmények között létrehozni, úgy, hogy azokban a jellemző hőmérsékleti és pH és Eh paraméterek is reprodukálhatók legyenek?

- Jelen kutatási programban nem sikerült a mintaterületek mért hőmérsékleti és besugárzási paraméterekkel egyező pH-Eh viszonyokat létrehozni.
- A kutatási programot ezért a terepi vizsgálatok módszertanával kellett tovább folytatni. Ezt a részjelentésekben jeleztük is.

**B./** Miként hat az Duna és a Tisza öntéseinek eltérő ásványos sajátosságai a nehézfémek hullámtéri elérhetőségére?

- A különböző ásványos karakterisztikájú öntések alkalmazásakor a legtöbb esetben hasonló szorpciós viszonyokat figyelhettünk meg.
- A különbözőségeket leginkább a vas-mangán-alumínium amorf állapotú oxid és hidroxid géljei befolyásolták.

**C./** A hazai hullámtéri növényzeti foltok milyen hőmérsékleti és sugárzási (PAR) jellemezhetők?

- Elsősorban az (A) pont kísérleteinek a beállításához szükséges kutatási programpont volt.
- A kutatási programpont sikeres volt, mivel sikerült jelen paramétereket ökotópokhoz rendelni (szigorúan hazai érvényességgel), valamint a PAR, a hőmérséklet, valamint a pH és az Eh közötti kapcsolatot leírni.
- A kutatási pont eredményeit a terepi kutatási programpontokban hasznosítottuk.

**D./** Van-e az eltérő partalakoknak szerepe a nehézfémeknek a különböző szemcsefrakciók közötti eloszlásában és miként hat ez a nehézfémek elérhetőségére?

- A partok alakja az üledék és annak nehézfém tartalmának „fizikai frakcionációja” útján jelentősen befolyásolhatja a fent említett elemek eloszlását és elérhetőségét.

**E./** Miként befolyásolja a növényzet (indirekt és közvetlen módon) a fenti paraméterek befolyásolásán keresztül a nehézfémek elérhetőségét?

- A szakirodalmi adatokkal egyezően, ill. azok alapján a növényzeti egységek a mikroklíma befolyásolásán keresztül közvetetten is befolyásolhatják a nehézfémek elérhetőségét.
- Mivel nehézfémek szorpciós viszonyait nemcsak a mikrobiális létformák élettevékenységei, hanem a magasabb rendű növények gyökéraktivitása is jelentősen befolyásolja, így a növényzet közvetlenül is befolyásolja azt.
- A laboratóriumi kísérleteink legnagyobb részét ennek köszönhetően nem hozták meg a várt eredményt.

**F./** Közvetlenül és közvetve miként befolyásolják a főbb vizsgált abiotikus tényezők a nehézfémek térbeli eloszlását és elérhetőségét?

- Az (E) pontra adott válaszok érvényesek erre a kérdésre is.

**G./** A nehézfémek szorpciós viszonyai alapján osztályozhatjuk-e hullámtéri ökotópjainkat?

- Igen, de az osztályok erősen függnnek az osztályozás módjától.
- Ezek alapján a különböző hullámtéri ökotópokat a nehézfém szennyezésre való érzékenység alapján is be lehet sorolni.

**H ./** A kutatási programban megfogalmazott kérdéseken túl tett megállapítások és észrevételek.

- A vizsgálatba vont növényfajok nyomelemfelvételét jelző paraméterek mindkét öntéstípus esetében hasonló karakterűek voltak, azaz a nehézfémek tényleges felvételét (a vizsgált koncentráció-tartományban) a geokémiai tulajdonságok lényegileg nem befolyásolták. A lágyszárúak nyomelemfelvételét elsősorban a nagy növényzeti mintázatok befolyásolták. (A lombkoronaszint fajainál még ezt a különbözőséget sem tudtuk kimutatni.)

- Munkánk végső céljának a potenciális környezeti kockázatot jelentő nehézfémek elérhetőségének ökotóponkénti megismerését tekintjük. Ehhez az eddigi mintavételi sűrűség nem elegendő.

## **6. Köszönetnyilvánítás**

A kutatásban részt vevő kollektíva ez úton is szeretné megköszönni az OTKA-nak a kutatási program támogatását, az MTA Földrajztudományi Kutatóintézetnek pedig a munkához biztosított infrastruktúrális háttérrel.