

A K 68566 sz. OTKA pályázat záró beszámolója

A Felső-Tisza-vidék talajtani és hidrológiai állapotfelmérése mintaterületek vizsgálata alapján
2007.07.01.-2011.06.30.

1. A TÉMA ELMÉLETI HÁTTERE

A Tisza Magyarország második legnagyobb folyója, mely mind természeti, mind gazdasági szempontból jelentős szerepet tölt be. A vízminőség, az üledékek és a hullámtéri talajok minősége meghatározza a hasznosítási lehetőségeket, így a szennyezések ismerete elengedhetetlen fontosságú. Mivel a folyó határainkon túl ered, ezért a minőséget befolyásoló potenciális és tényleges szennyező források jelentős hányada is ott koncentrálódik. A hullámtér veszélyeztetettségére a 2000 márciusában történt borsabányai bányabaleset hívta fel a figyelmet, amikor a szennyezés egybeesett a Tisza árvizével. Ez a szennyezés nyilvánosságot kapott és számos tudományos kutatás tárgyává tette a hullámteret.

Az ezt megelőző időszakból viszonylag szűkösek a fellelhető források a folyó hullámtérét illetően (Hum et al., 2002). A 2000 utáni munkák egy része a felszíni üledékek, talajok fémtartalmáról ad tájékoztatást (Alapi et al., 2003, Black et al., 2001, Hum, 2005a, Hum, 2005b, Szalai et al., 2005, Szalai, 2006), ami nagyon fontos, mivel a növények gyökérszónája is itt található, így a potenciálisan felvehető elemtartalom szempontjából kiemelt jelentőségű. Más szerzők (Braun et al., 2003, Braun M. et al., 2008, Sándor et al., 2008, Szalai, 2007) a fémek mélységbeli eloszlásával foglalkoztak, mely segítségével választ kaphatunk a korábbi szennyezések mértékére, azok mélységére, illetve – amennyiben azonosítani tudjuk a kiugró fémkoncentrációjú üledékek lerakódásának idejét – közvetett haszonként következtetni tudunk a feliszapolódás sebességére.

A folyóvizek vízminőségét a környezetvédelmi hatóság folyamatosan monitorozza, bár a VKI alapú monitoringban a mintavételi helyek és mért komponensek számát növelték, de a mintavételi időpontok száma csökkent. A hullámtér és a holtmedrek mindezen túlmenően kívül esnek vizsgált területeken, víztesteken.

Pályázatunkban a Felső-Tisza-vidék környezeti állapotának felmérését tűztük ki célul, mintaterületek vizsgálatával. Ekkor még nem fogalmaztuk meg, a munka kezdetén nem is láthattuk, hogy a pályázat 4 éves futamideje mekkora mintaszám begyűjtését és feldolgozását enged meg. Most, látva az elvégzett (és még elvégzésre váró) munkát, már kijelenthetjük, hogy lehetőségünk nyílt egy olyan geoinformatikai adatbázis létrehozására, mely kiterjed a hullámtéri talajok tulajdonságaira, fémtartalmára, valamint a holtmedrek vízminőségére. A továbbiakban bemutatjuk a vállalásaink teljesítését és az eddig elkészült adatbázist, valamint a felhasználásával nyert eredményeket.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A kutatást a Tisza Rakamaz és Tiszabecs közötti szakaszán végeztük. A talajvizsgálatokat kisebb mintaterületeken végeztük. A holtmedrek vizsgálatához minden mintavételnél igyekeztünk minden nagyobb víztestből mintát venni. A tiszai vízminőség alakulását a 4 mintavételi pontból heti rendszerességgel gyűjtött minták elemzésével végeztük. A következőkben ennek részleteit ismertetjük.

2.1. Talajvizsgálatok

2.1.1. Talajmintavétel

A munka során felszíni és talajszelvény mintákat is gyűjtünk. Figyelembe véve az öntéstalajok mikroheterogenitását felszíni átlagmintákat gyűjtünk be a hullámtérről és a mentett ártérről. Az átlagmintákat 8 részmintából kevertük össze és homogenizálás után dolgoztuk fel őket. A fém tartalom mélységbeli eloszlásának a vizsgálatához 1 m mélységű talajszelvényből gyűjtöttünk be talajmintákat 2 cm-enként. A vertikális profil elemzéséhez ideálisabb lenne az egy-egy árvízi eseményhez tartozó réteg mintázása, azonban ez egyrészt igen változó a folyótól való távolság függvényében: a legnagyobb üledékvastagság a folyóhoz közelebb ülepedik ki, mely akár több 10 cm is lehet, a gát közelében pedig milliméterben mérhető. Ebből az is következik, hogy az 1 méter mély szelvények nem ugyanakkora időszeletet mutatnak a hullámtérből (a gáthoz közeledve egyre többet). A 2 cm-es vastagság tehát nem köthető árvízi eseményekhez, de nem is ez a célja a mintavételnek, hanem az, hogy a fémkoncentrációk eloszlását láthassuk. Szeretnénk itt megjegyezni azt is, hogy az egyes árvízi események üledékei csak igen nehezen azonosíthatók a szelvényben, a hibák lehetőségét növelte volna, ha rosszul ítéljük meg az üledékvastagságokat, ezért is alkalmaztunk egy egységes mintavételi eljárást. Ha egy-egy kiugró értékhez (akár maximum, akár minimumról van szó) hozzá tudunk rendelni egy időpontot, akkor közvetett eredményként meg tudjuk mondani a hullámtér feliszapolódásának a sebességét is.

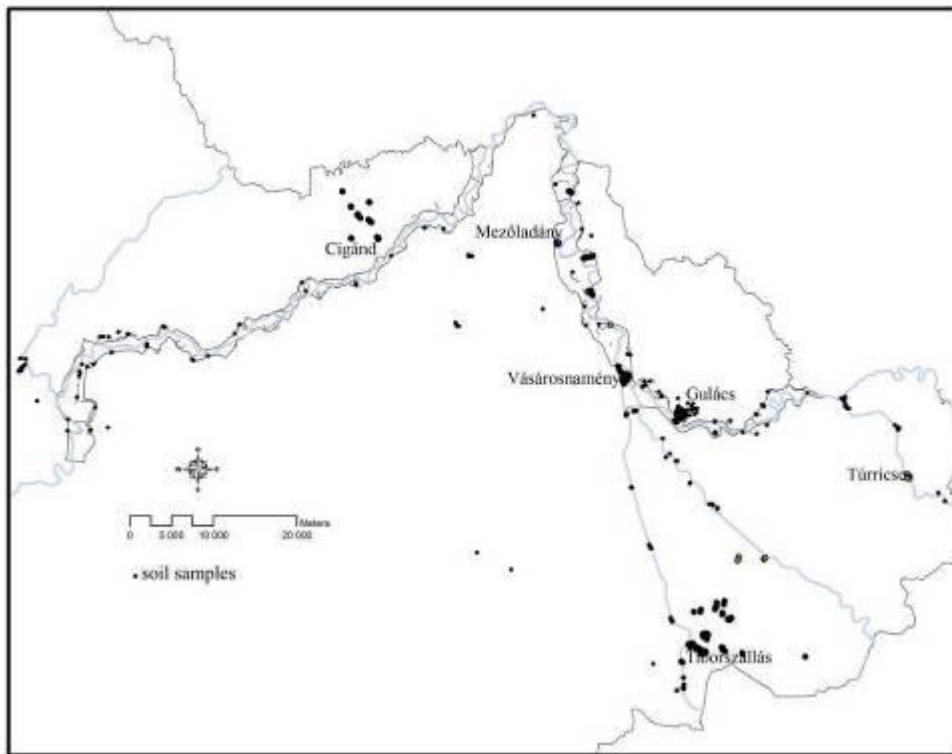
A talajtulajdonságokat többféle cél szerint gyűjtöttük be. Nagyfelbontású mintavételre 6 területen (Gulács, Vásárosnamény, Mezőladány, Cigánd, Rakamaz és Túrrice térségében, 1. ábra) került sor, melyek fő célja a fém tartalom hullámtéri eloszlásának a meghatározása a talajok gyökérszónájában, valamint a mentett ártérhez való viszonyítás volt. Emellett volt egy másodlagos célunk is, mely minden területen eltérő (lásd 1. táblázat, 2. ábra).

1. táblázat. A nagy felbontású felszíni minták begyűjtési területei és az elemzések másodlagos céljai

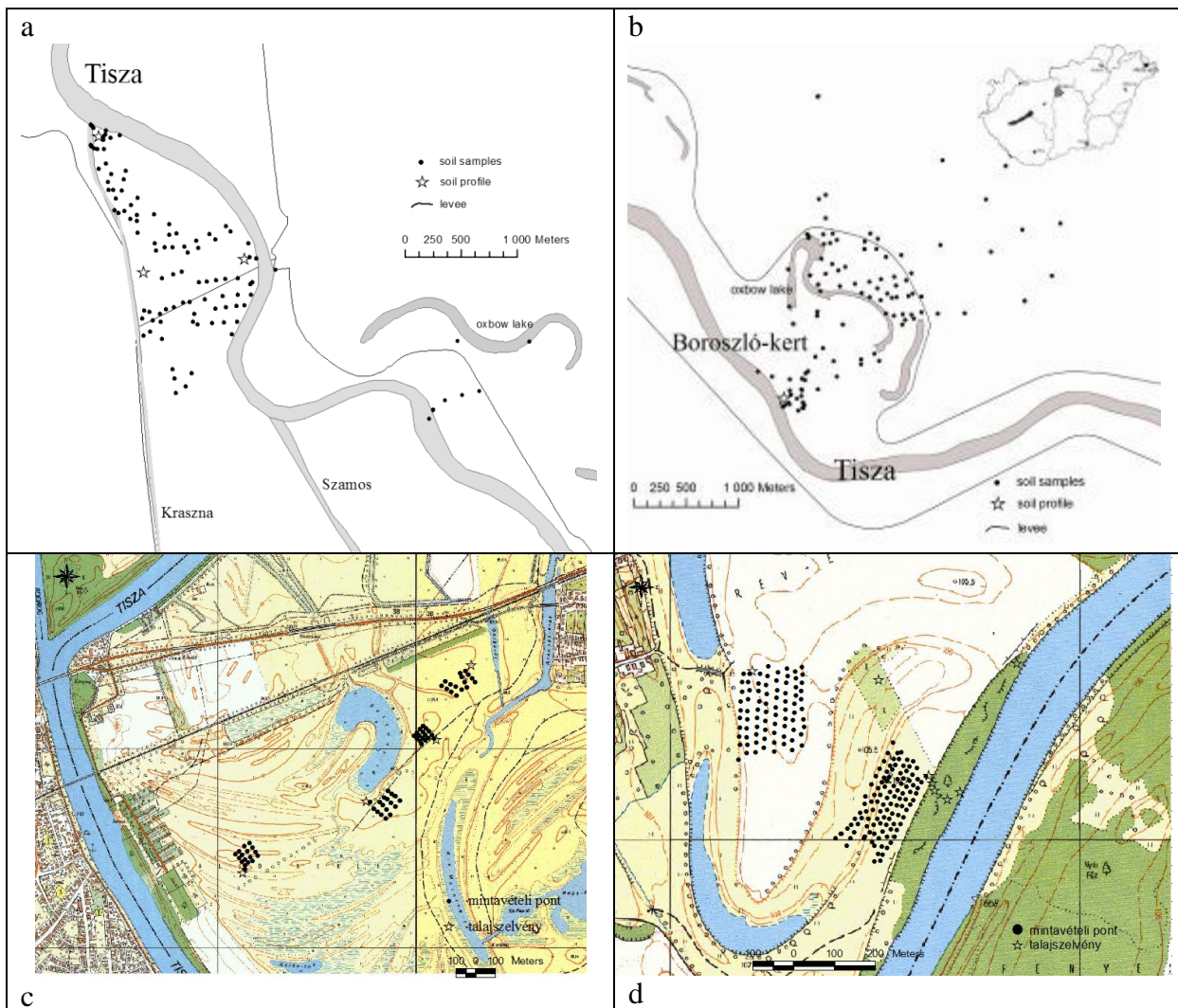
Terület	Mintaszám (db)	Másodlagos cél
Gulács (Tisza, 701 fkm)	91	A felszínborítás hatásának vizsgálata a fémek akkumulációjára
Vásárosnamény (Tisza, 684 fkm)	90	A Kraszna és Tisza üledékeinek összehasonlítása, a fémakkumuláció sajátosságai a torkolat közelében
Mezőladány (Tisza, 658 fkm)	160	A talaj mikroheterogenitásának vizsgálata szántó és gyümölcsös területhasználton
Cigánd árapasztó (Tisza, 598 fkm)	27	Alapállapot-felvétel a fémkoncentráció változásának nyomon követésére az elárasztások utáni időszakban
Rakamaz (542 fkm)	64	A fémakkumuláció sajátosságai, a folyótól való távolság, a talajtulajdonságok és fém tartalom összefüggéseinek keresése
Túrrice (Túr fkm)	70	A fémakkumuláció sajátosságai, a talajtulajdonságok és fém tartalom összefüggéseinek keresése

A tiszai mintavételek lehetőséget adtak arra is, hogy összehasonlítsuk a talajtulajdonságokat, a fém tartalmakat a folyó hosszszelvényében.

A Tiszától való távolság fémakkumulációban betöltött szerepét transzettek segítségével vizsgáltuk. Eddig 8 transzekt mintáit dolgoztuk fel, melynek során 54 mintát gyűjtöttünk be.



1. ábra. A Felső-Tisza-vidék mintavételi helyei



2. ábra. A nagyfelbontású mintavételi helyek Vásárosnamény (a), Gulács (b), Rakamaz (c) és

Mezőladány (d) térségében

A Tisza hullámterén 15 db 1 méteres talajszelvényt alakítottunk ki, továbbá 2 db-ot Técső mellett (Ukrajnában), a többi a folyó magyar szakaszán létesült. További 21 db 40 cm mély szelvényt mintáztunk meg 2 cm-enként a cigándi árapasztó, Mezőladány és Rakamaz területén. területén (részleteiben lásd 2. táblázat).

2. táblázat. Talajszelvények 2 cm-enként mintázva

Mintaterület	szelvények száma	minták száma (db)
Gulács, Boroszló-kert	7 db 1 m-es szelvény	7x50 – 350
Vásárosnamény, Tisza-Kraszna torkolat	5 db 1 m-es szelvény	5x50 – 250
Tiszaszalka	1 db 1 m-es szelvény	50
Tiszaadony	1 db 1 m-es szelvény és 1 db 3 m-es	50+75 – 125
Mezőladány	8 db 40 cm-es szelvény	8x20 – 160
Cigánd	9 db 40 cm-es szelvény	9x20 – 180
Rakamaz	4 db 40 cm-es szelvény	4x20 – 80
Técső	2 db 50 cm-es szelvény	2x50 – 100

2.1.2. Talajvizsgálatok

A talajmintákat előkészítése (40°C-os kiszárítás, 2 mm-es földes rész átszitálása) után a szemcseösszetétel (Köhn-pipetta), humusztartalom (Tyurin módszer), humuszminőség (Hargitai módszer) a CaCO₃-tartalom (Scheibler-féle kalciméter), az aktív és potenciális savanyúság (pHH₂O, pHKCl, y1, y2) meghatározása következett (MSZ-08-0210:1977, MSZ-08-0205:1978, MSZ-08-0206-2:1978). Deutérium-halogén fényforrású Avantes típusú spektrométerrel 300 minta reflektancia-spektrumát határoztuk meg. A fémtartalom meghatározása a MSZ-08-1722-3:1989 szerint történt (cc. HNO₃+H₂O₂ savas roncsolás) FAAS és ICP-OES módszerekkel. A teljes savoldható fémtartalom mellett egyes esetekben meghatároztuk a Lakanen-Erviö frakciót is (NH₄-acetate + EDTA, Lakanen et al., 1971), mely a biológiailag hozzáférhető hányadnak felel meg. A minták egy részét (rendszerint a felszíni mintákat) a DE Földtudományi Intézet talajvizsgáló laboratóriumában vizsgáltuk meg. A minták döntő hányadának fémtartalmát pedig a DE Szervetlen-és Analitikai Kémiai Tanszékén, a DE AMTC Műszerközpontjában, valamint a debreceni ANALAB Kft és a budapesti székhelyű KVI-PLUSZ Kft segítségével határoztuk meg. Két talajszelvény esetében az FAAS módszeren kívül ED-XRF és PIXE módszerrel is lemértük a fémtartalmakat, melyek a mérések összehasonlítására adtak lehetőséget. Három talajszelvény esetében gamma spektroszkópiás módszerrel meghatároztuk a minták ¹³⁷Cs-izotóp aktivitáskoncentrációját, így következtetni tudtunk a csernobili atomerőmű-katasztrófa időpontjának szelvénybeli elhelyezkedésére, így a feltöltődés ütemére.

2.1.3. Extrakciós és adszorpciós kísérletek

A gulácsi területről származó 10 talajmintán 1 órás 1 napos és 1 hetes expozíciós idő mellett desztillált vizes, valamint 0,001-0,01-0,05-0,1M-os HNO₃-os kioldást végeztünk 3-szoros ismétlésben. Az extraktumok fémtartalmát ICP-OES módszerrel határoztuk meg a DE Szervetlen-és Analitikai Kémiai Tanszékén.

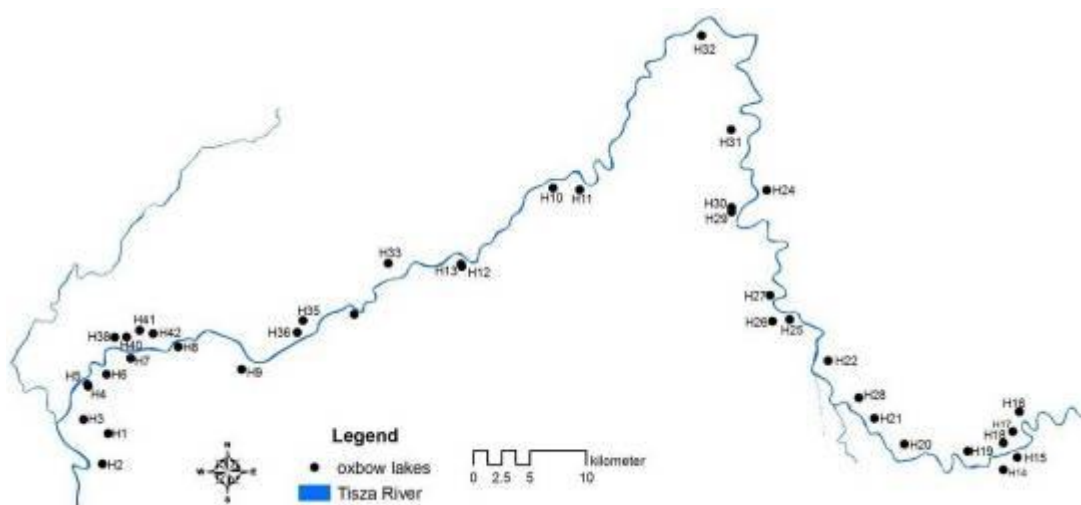
Kutatásaink során 3 különböző szemcseösszetételű talajminta adszorpciós tulajdonságát vizsgáltuk Zn-nitrát 6-hidrátra felvett Langmuir izotermák alapján. A mintavételi helyek Albertmajor

(csernozjom jellegű talaj), a Túr folyó hullámtere (homokos talaj) és Cigánd (agyagosabb talaj) voltak.

2.2. Vízvizsgálatok

2.2.1. Mintavétel holtmedrekből

Összesen 10 alkalommal 35-45 holtmeder mintázására került sor (3. ábra). Sok holtmeder a nyári aszályos időszakokban kiszárad, így nem lehetséges minden esetben ugyanazokat a mintaszámokat elérni. A vízminták begyűjtése során igyekeztünk ugyanazon mintavételi körülményeket biztosítani: a parttól 3-5 m-re, 20 cm-es mélységben. 2007-ben, 2009-ben és 2010-ben üledékmintavételt is végeztünk a holtmedrekből. Az üledékmintákat a part közelében, a felső bomló növényi részt eltávolítva vettük több pontból, csökkentve a lokális koncentráció-heterogenitás hatását.



3. ábra. A Felső-Tisza menti mintázott holtmedrek

2.2.2. A tiszai vízminőség monitorozása

A Tiszán 3 pontból (Gávavencsellő, Tiszabercel, Timár), a Lónyay-főcsatornán egy pontból gyűjtünk mintákat napjainkig heti rendszerességgel. A pH, fajlagos elektromos vezetőképesség és nátriumtartalmat heti, az általános vízkémiai tulajdonságokat havi rendszerességgel határoztuk meg.

2.2.3. Vízvizsgálatok

A mintavételt követően a vízmintákat hűtőtáskában tároltuk a laboratóriumba szállításig és 24 órán belül meghatároztuk a nitrit-, nitrát-, ammónium-, ortofoszfátionok mennyiségét, és a KOI_{ps}-t, a stabilizotópokat (δD és $\delta^{18}O$), valamint a nehézfém tartalmát. A víz útjának nyomon követésére az oxigén és hidrogén izotóparányainak változása nyújt segítséget (Schoeller, 1990). A Földön található víz nagyrészt csapadék eredetű. Mivel az adott helyen felszín alá szivárgott víz megőrzi eredeti izotóparányait, a vizek δD és $\delta^{18}O$ értékei az adott víz eredetéről tanúskodnak. Ez esetünkben fontos mutató, mivel így arra tudunk következtetni, hogy honnan származik a holtmedrek vize (csapadékvíz eredetű, a Tisza áradásai során töltődik fel, vagy a felszín alóli szivárgó vizekből kap utánpótlást). A stabilizotóp-arányokat Thermo Finnigan DELTAplusXP tömegspektrométerrel határoztuk meg a Hertelendi Ede Környezetanalitikai Laboratóriumban (MTA ATOMKI). A víz- és üledékminták fém tartalmát a DE Szervetlen- és Analitikai Kémiai Tanszékén határoztuk meg.

2.3. A holtmedrek vízháztartási modellje

A medermodellt egy Humminbird Matrix 47 típusú halradar és egy TRIMBLE Geo Explorer Geo XT típusú, szubméteres pontosságú GPS vevővel rögzítettük a Gulács melletti Boroszló-kerti Holt-Tisza és a szabolicsveresmarti holtmedren. A felszíni lefolyás modellezéséhez Geodolite típusú mérőállomással terepmodellt készítettünk. A vízháztartást a párolgás becslésével, a csapadékadatok, a vízgyűjtő lehatárolása és a felszíni lefolyás becslése alapján számítottuk ki.

2.4. Talajvízvizsgálatok

Az ásott kutak vízminőségének vizsgálatára 2007 nyara és 2009 nyara között, az egyes települések esetében eltérő időszakokban került sor. A talajvízminták vizsgálatát havi rendszerességgel, legalább egy éven keresztül végeztük, Gergelyiugornya esetében azonban a vizsgálatokat egy évvel meghosszabbítottuk. A kutak kiválasztásakor próbáltuk egyenletesen lefedni a települések teljes területét. A vizsgálatba bevont kutak száma 16-20 között változott az egyes településeken. A vezetőképesség, pH és a hőmérséklet meghatározását a mintavétel időpontjában, a terepen végeztük, emellett minden mintavétel alkalmával megmértük a talajvíztükör mélységét is. A nitrit-, a nitrát-, az ortofoszfát- és az ammónium-tartalom meghatározását a laboratóriumban, a mintavételt követő napon végeztük el.

2.5. Geoinformatikai háttér

A talajmintavételi pontok koordinátáit GPS-szel határoztuk meg, rendszerint 60 pozíció átlagaként (kb. 1 méteres pontossággal). A mezőladányi területen a kis rácstávolságú grid (~20 m) miatt DGPS-t alkalmaztunk (kb. 30 cm pontossággal). Az adatbázist ArcGIS 9.0-ban készítettük el, melynek geometriai adatait a mintavételi pontok alkotják, míg a leíró adatokat a laboratóriumi mérések adják. A terepi adatgyűjtést DigiTerra Explorer és ArcPad szoftverek segítségével végeztük *.shp formátumban. A program lehetővé teszi a leíró adatok azonnali terepi rögzítését, így ha előbb definiáljuk a leíró adatok körét, a későbbi integráció, az újonnan rögzített adatok beolvasztása a meglévők közé egyszerűen megtörténhet. Így a koordináták és mintaazonosítók mellett a felszínborítottsággal, a geomorfológiai viszonyokkal, valamint a gáthoz viszonyított helyzettel kapcsolatos információkat is terepen rögzítjük.

2.6. Statisztikai vizsgálatok

Az eredményeket kettő- és többváltozós statisztikai vizsgálatoknak vetettük alá (paraméteres és nem paraméteres próbák).

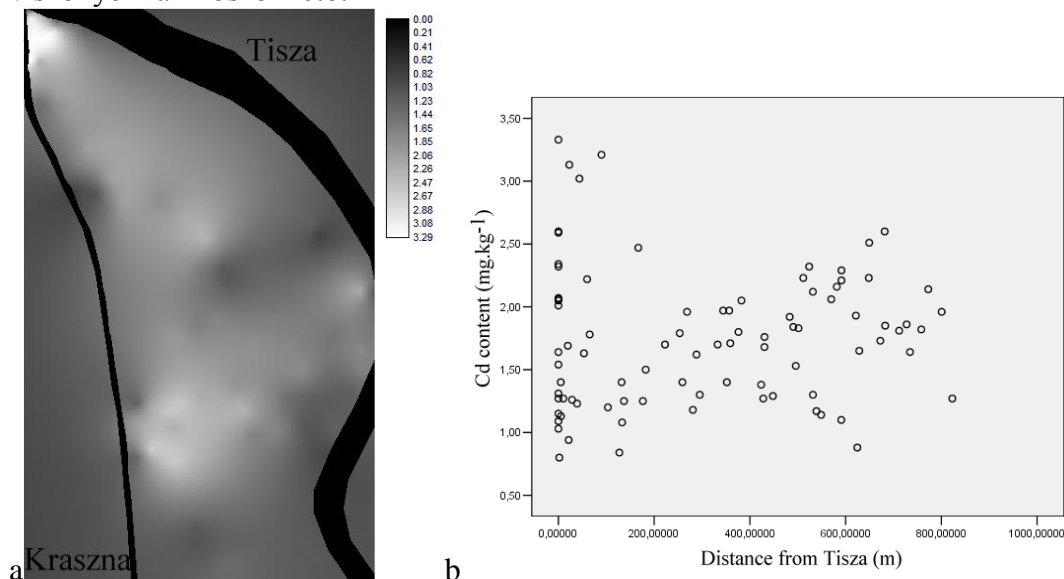
3. A PÁLYÁZAT MEGVALÓSÍTÁSA SORÁN ELÉRT EREDMÉNYEK

A következőkben bemutatjuk eredményeinket, melyek részben publikálásra kerültek, részben pedig még feldolgozás alatt állnak.

3.1. Talajvizsgálatok

3.1.1. A vásárosnaményi terület vizsgálata

A pontszerű felszíni mintákból nyerhető statisztikai felszínek segítségével képet kaphatunk a fémek területi eloszlásáról. Ennek egy példáját láthatjuk a Vásárosnamény melletti mintaterület kadmiumeloszlás-térképén. Ezt kiegészítettük a szintén geoinformatikai módszerrel előállított Tisza-partvonal – mintavételi hely távolságok diagramjával. A 4/a ábrán láthatjuk, hogy a kadmiumkoncentráció néhány kisebb terület kivételével mindenhol meghaladja a 6/2009-es rendeletben megadott $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ szennyezettségi értéket. A hullámtér üledékeinek kadmiumtartalma szignifikánsan nagyobb, mint a mentett ártér esetében. A 4/b ábrán pedig kiderül, hogy a Tiszától való távolság nem befolyásolja a koncentrációt, a mederhez közel rendszerint nagyobb mennyiségeket találunk, de hasonlókat találunk a távolabbi részekben. Ennek oka részben a Kraszna üledékeiben, részben a felszínborítottságban (érdesség, Manning n értékek), részben pedig a területen keresztülhaladó út töltésének és az alatta lévő vízáreresz miatti sajátos áramlási viszonyoknak köszönhető.

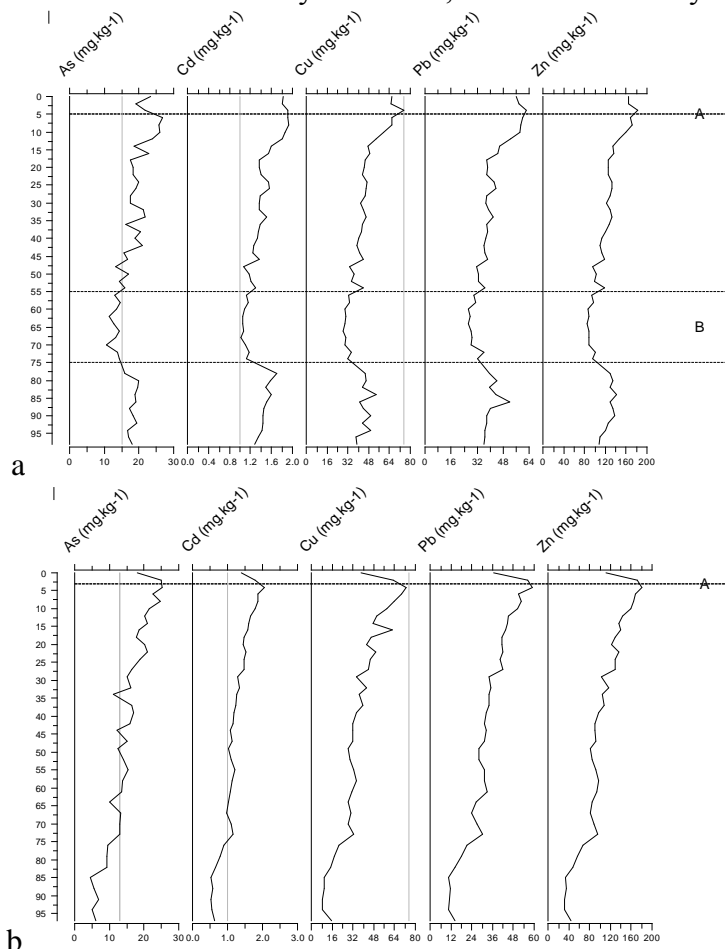


4. ábra. A vásárosnaményi mintaterület Cd-tartalom ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) térképe (a), és a folyótól való távolság és fémtartalom kapcsolata (b)

3.1.2. A gulácsi mintaterület vizsgálata

A vizsgált fémek közül az arzén, kadmium, réz, cink, ólom koncentrációjának elemzését mutatjuk most be 2 gulácsi talajszelvényen. Általában megfogalmazhatjuk, hogy a gyökérszóna fémterheltege mindkét szelvény esetében nagyobb. Míg egyes esetekben ez nem okoz valós veszélyt tekintettel arra, hogy még így sem tekinthető szennyezettnek a talaj és sokszor esszenciális elemekről van szó, az arzén- és kadmiumkoncentráció mértéke már aggodalomra adhat okot. A két szelvény (5. ábra) kadmiumtartalmát vizsgálva láthatjuk, hogy az “A” zóna csaknem ugyanabban a mélységben van, árnyalatnyi a különbség, de látszik, hogy amíg az 1. szelvényben a 4-6 cm-es rétegben jelentkezik a maximum – feltehetően a 2000. évi nehézfémzennyezés nyoma –, a 2. szelvényben ugyanez a nyom a 2-4 cm-es rétegben van. A kis fémkoncentrációjú “B” zóna az 1. szelvényben 55-75 cm mélységű, a 2. szelvény esetében azonban ez nem egyértelmű. Egyszerű lenne kijelenteni, hogy ugyanez a zóna a 86-100 cm-es rétegben van, ám egy ^{137}Cs -re alapuló vizsgálatunk szerint ez nem lehetséges (Dezső et al., 2009). Az 1. szelvényben a csernobili baleset üledékrétege 26 cm mélyen van, míg a 2. szelvényben csak 8. Így a kisebb koncentrációjú B-zóna inkább 35-50 cm-es rétegben feltételezhető. A magyarázat abban keresendő, hogy az első szelvény a hullámtéren belül a medertől 50 méterre található, míg a második Boroszló-kerti Holt-Tisza egy áradások után gyorsan kiszáradó részén, a medertől kb. 200 méterre, de már kb. 1,5 méterrel magasab térszínen. A vegetáció, a geomorfológia, a medertől való távolság és a magasságkülönbség miatt a szedimentáció üteme igen eltérő a két, egymástól nem is távoli területen. Az 1. szelvény előtése gyakoribb, így az üledékfelhalmozódás üteme emiatt is gyorsabb lehet. A 2. szelvény kisebb fémkoncentrációjú

rétegei a 85-100 cm-es rétegben egy olyan időszakból származnak, mely az 1. szelvényben az intenzívebb üledékfelhalmozódás miatt mélyebben van, az 1 m-es szelvényben meg sem jelenik.



5. ábra. Fémeloszlás a Boroszló-kerti 1-es (a) és 2-es (b) szelvényben (mg.kg^{-1} ; szürke vonal: 6/2009 rendelet szerinti szennyezettségi érték; szaggatott vonal: marker réteg)

3.1.3. Az extrakciós vizsgálatok eredményei

E jelentésben a cink és mangán mobilizációjának az eredményeit mutatjuk be.

3.1.3.1. A fémmobilizáció értékelése extrakciós idők szerint

A mobilizálódó fémmennyiségeket az értékelés során először azt vizsgáltuk, hogy 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 hihetőek és érdekes eredményeket hoztak. A mangánnál 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 mangánnál tehát minden esetben várhatóan több fém mobilizálna 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

3.1.3.2. 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

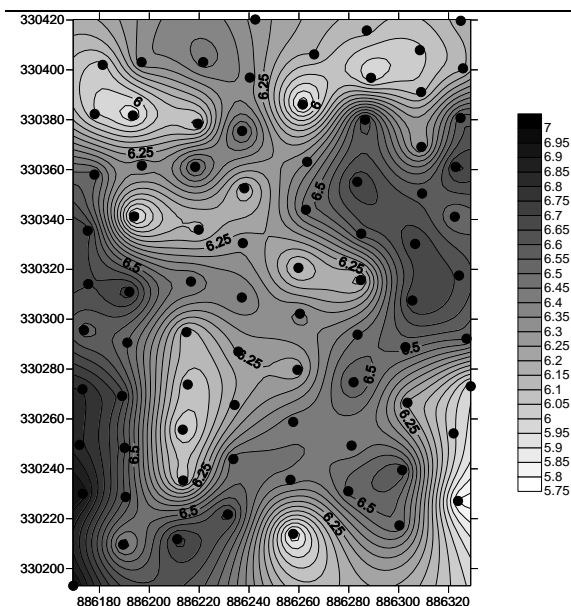
Megfigyelésünk szerint a nagyobb savkoncentráció és a hosszabb expozíciós idő nem feltétlenül eredményez szignifikánsan több mobilizált fémet.

Ezen túlmenően feltártuk a fémek és talajtulajdonságok közötti korrelációs kapcsolatokat is.

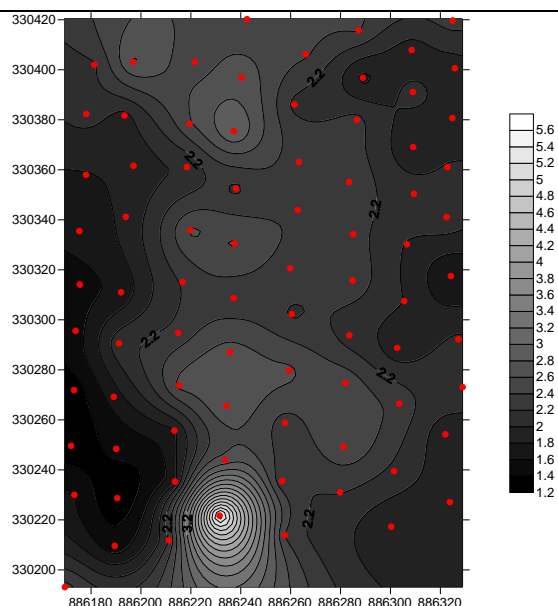
Az izoterma függvények kiértékelése még folyamatban van. Az előzetes feldolgozás alapján elmondható, hogy eredményeink összhangban vannak a szakirodalmi adatokkal, a kisebb szemcseösszetételű talaj esetén nagyobb az adszorbeált anyagmennyiség aránya. Célunk nem is ennek az alaptételnek a bizonyítása, hanem annak a számszerűsítése, hogy a hullámtérre érkező cinkterhelést mennyiben tudják adszorbeálni a talajok.

3.1.4. A talajok mikroheterogenitásának vizsgálata a Mezőladányi mintaterületen

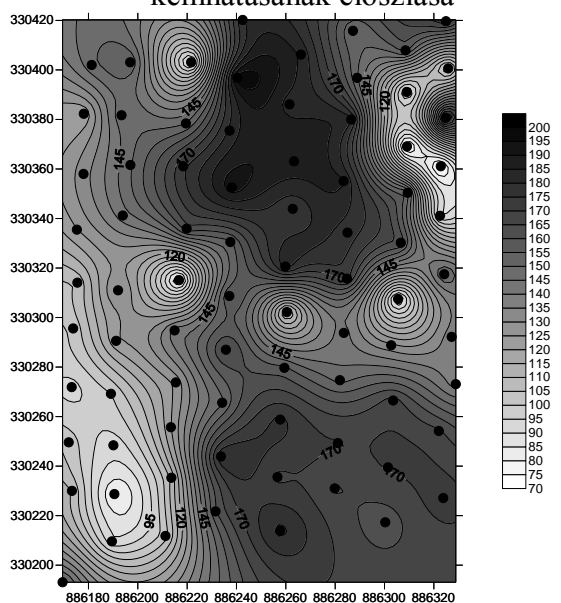
A mezőladányi mintaterület egy kifejezetten sík, domborzatilag és látszólag talajtanilag egységes terület. Célunk kifejezetten a mikroheterogenitás feltérképezése volt. Számos talajtulajdonság esetében állapítottunk meg nagy területi változékonyságot, melyet a 6-9. ábrákon szemléltetjük néhány kiválasztott talajtulajdonság esetében.



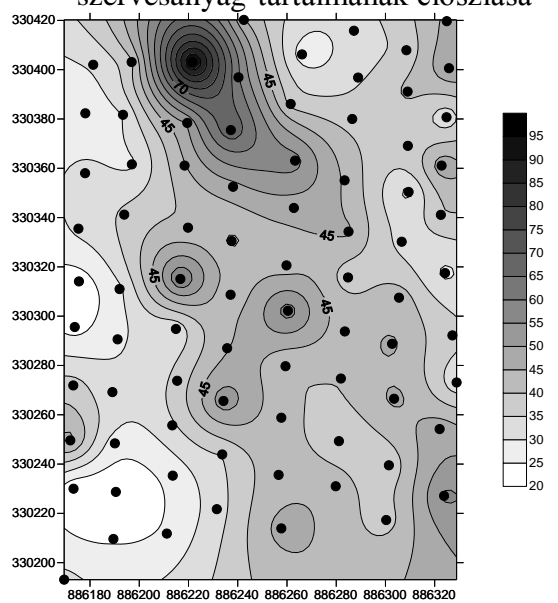
6. ábra. A mezőladányi mintaterület kémhatásának eloszlása



7. ábra. A mezőladányi mintaterület szervesanyag-tartalmának eloszlása



8. ábra. A mezőladányi mintaterület cinktartalom-eloszlása



9. ábra. A mezőladányi mintaterület réztartalom-eloszlása

Az adatok változékonyságát a relative szórással jellemeztük, melyen belül, melyet három csoportra oszthatunk:

- kis változékonyság: a relatív szórás 5% alatti, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ és pH_{KCl}
- közepes változékonyság: 5,1-20% közötti relatív szórás, humuszmenyiség, Fe- és Mn-tartalom
- nagy változékonyság: 20,1% feletti relatív szórás, oldható sótartalom, humuszminőség, Zn-, Cu- és Ni-tartalom.

Következtetésünk az, hogy bár maga a terület igen kicsi (3,8 ha), a talajtulajdonságok változékonysága nagy. Ez egy művelt terület, így a trágyázás, műtrágyázás, szántás és a Tisza áradásai is komoly különbséget produkálhatnak kis távolságokon belül is.

3.1.5. A hullámtéri transzektok elemzése

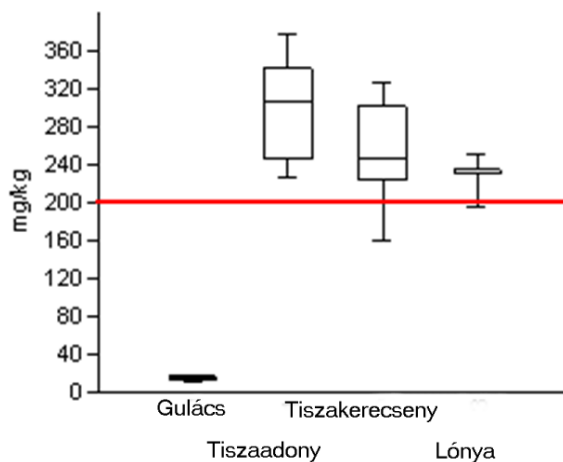
E jelentésben 4 transzekt összehasonlító értékelését mutatjuk be (10. ábra).

A mintasorozat összehasonlító elemzés első lépéseként a Szamos torkolata alatti három transzekt (Lónya, Tizsakerecseny, Tiszaadony) eredményeit vetettük össze egymással, majd pedig a kontroll területként alkalmazott gulácsi mintasorral, arra a kérdésre keresve a választ, hogy hogyan változik a nehézfémek koncentrációja a Tisza folyásirányának megfelelően, a folyó mentén lefelé haladva.



10. ábra. A Tisza hullámtéri jelentésben bemutatott transzektjeinek elhelyezkedése

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a Tiszaadony melletti transzekt a leginkább terhelt nehézfémekkel és az átlagos fémkoncentráció a Szamos torkolattól távolodva csökken (11. ábra). A Szamos szennyező hatását támasztja alá a gulácsi, Szamos torkolat alatti mintaterület kis cinktartalma is (11. ábra).

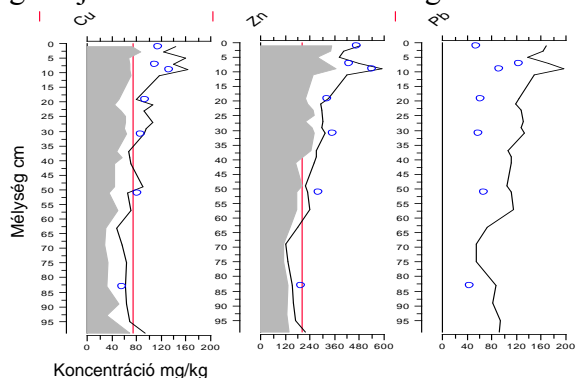


11. ábra. A cinkkoncentráció alakulása a transzektok összesítése alapján (a diagram értelmezése kívülről befelé: 1,5-szeres interkvartilis terjedelem, interkvartilis terjedelem, medián)

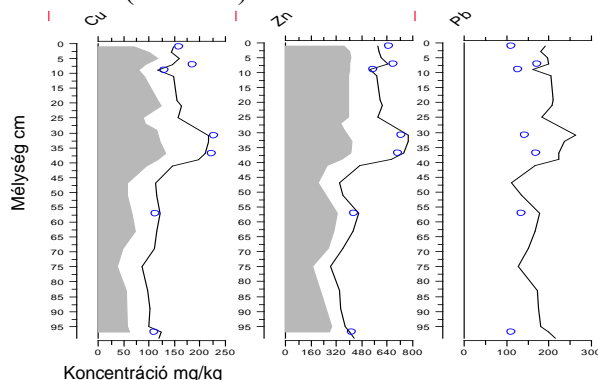
A Tisza és Szamos torkolatához legközelebbi, tiszadaonyi területről (17,3 km a Szamos torkolattól) begyűjtött minták nagy nehézfém-tartalmának az oka tehát az, hogy a Tisza hígító hatása itt még kevésbé érvényesül, mint a torkolattól mintegy 36 km-re található transzekt (Lónya) esetében. Nem csupán az átlagok tekintetében rajzolódik ki az említett jelenség, hanem a teljes sokaság maximum és minimum értékeit elemezve is. Minden nehézfém esetében megkerestük a hozzá tartozó minimum és maximum értékeket, majd ezt követően azonosítottuk, hogy ezek a szélső értékek mely mintákhoz köthetők, melyik transzektből származnak. Ennek eredményeként megállapítást nyert, hogy a nehézfémekre vonatkozó legtöbb minimum érték a Lónya mellett vett mintákhoz tartozik, míg a maximum értékek legtöbbjét (87%-át) a tiszadaonyi transzektben mértük.

3.1.6. Az FAAS-ED XRF-PIXE mérések összehasonlítása

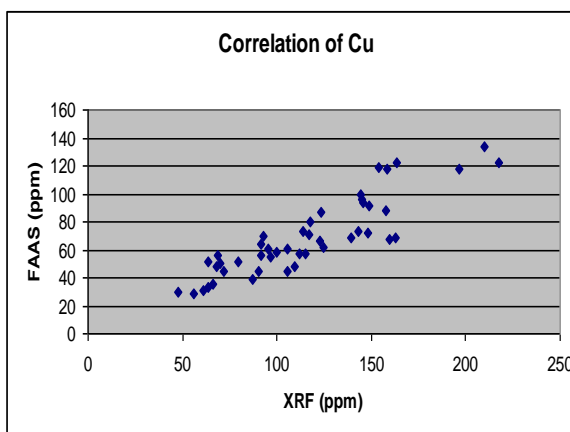
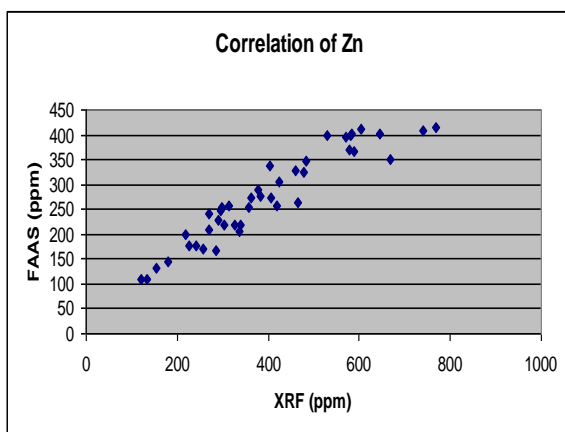
Méréseink szerint a roncsolásmentes ED-XRF és PIXE módszerek eltérő eredményt szolgáltatnak a savas roncsoláson alapuló FAAS-hez képest. A különbség jelentős (helyenként majdnem kétszeres, lásd 12-13. ábrák), ha az ED-XRF-mérés eredménye igaz lenne, szennyezettség sok esetben a határérték háromszorosa is lehetne. Mindemellett a tendencia megegyezik az eredményekben, ezt igazolja a cink és réz esetében végzett korrelációanalízis is (14. ábra).



12. ábra. Az UG4sz szelvény fémtartalmának mélységbeli eloszlása (FAAS: szürke sziluett; ED-XRF: fekete vonal; PIXE: kék vonal; 6/2009 szerinti határérték: piros vonal)



13. ábra. Az UG5sz szelvény fémtartalmának mélységbeli eloszlása (FAAS: szürke sziluett; ED-XRF: fekete vonal; PIXE: kék vonal; 6/2009 szerinti határérték: piros vonal)



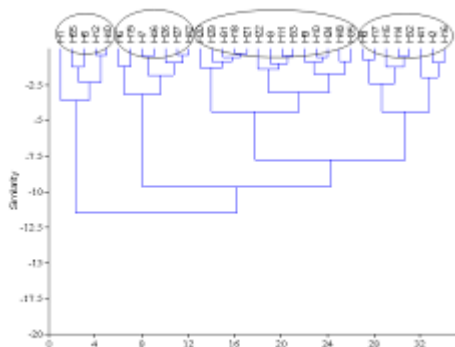
14. ábra. Az FAAS és ED-XRF mérések korrelációja ($r_{Zn}=0,878$; $r_{Cu}=0,892$; $p<0,001$)

Bár a korreláció (r) szoros, magyarázott hányadként (R^2) csak nagy hibaszázalék mellett értelmezhetjük az eredményt, mivel így már csak 75-80%-os a becslés. A nagyobb koncentrációknál a hiba mértéke is nagyobb, ami kétséges teszi az XRF értékek korrekt átszámítást abba a tartományba, amit FAAS-sal mérhetünk (és hihetőnek fogadunk el). Mivel az eltérés a 6/2009 rendeletben megadott értékekhez képest igen nagy (és abban a módszer is megnevezésre került), e gyors, kis fajlagos költségű, előkészítés nélküli (roncsolást nem igénylő) módszerek talajszennyezettség minősítéséhez csak nagy körültekintés mellett alkalmazhatók.

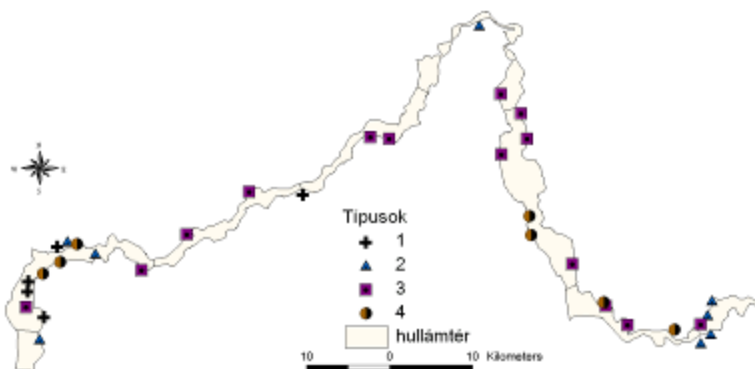
3.1.7. A holtmedrek üledékvizsgálata

Az eredmények értékelése során először főkomponens analízissel 4 főkomponenst alakítottunk ki, melyek egymással nem korrelálnak. Ezek a következők: ásványos alkotóelemek (Al, Ba, Mg, K, Cr, Fe, P), toxikus elemek (Cd, Zn, Pb, Cu, As), kalcium és stroncium (Ca, Sr, Na) esszenciális mikro- és nyomelemek (Ni, Co, B, Mn, S). Ez a 4 főkomponens az összes változó által lefedett összvariancia 83,9%-t magyarázza. Az első 47,8%, a második 18,5%, a harmadik 9,7% és a negyedik 7,9%-ot ad. A vizsgálat jóságát a KMO (Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy) érték adja meg. Ez 0,71, mely nem kiváló, de jó eredmény, szignifikáns összefüggést mutat.

A Ward módszer segítségével a főkomponensek felhasználásával végeztük el az osztályba sorolást. Ez alapján 4 klasztert kaptunk (15. ábra), melyeket térképen ábrázoltunk (16. ábra).

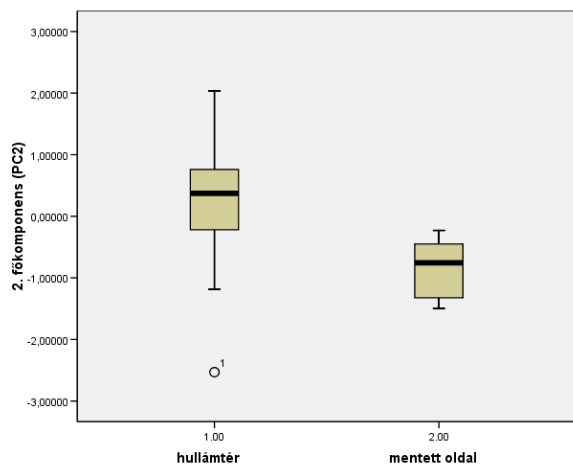


15. ábra. A klaszteranalízis eredménye.

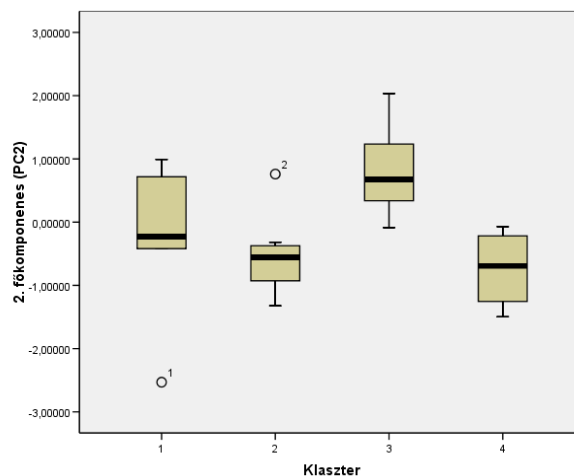


16. ábra. A klaszterek ábrázolása

A holtmedrek esetében egy meghatározó különbség az, hogy a holtmeder a gáton kívül vagy belül helyezkedik el. A 17. ábrán a 2. főkomponenst ábrázoltuk a hullámtér és a mentett oldal esetében. A 2. főkomponensben a következő toxikus elemek sorakoznak: Cd, Zn, Pb, Cu, As. Láthatjuk, hogy ezek a hullámtéren nagyobb koncentrációban fordulnak elő. Ez bizonyára azért van így, mert a Tisza szennyezettebb vizet szállít, mint amilyen az áradások nélkül lenne a holtmedrekben. A keresztvalidált diszkriminancia analízis alapján 74,3%-kal becsülhető, hogy honnan származik a minta a 2. főkomponensbe tartozó elemek alapján.



17. ábra. A második főkomponens eloszlása a hullámtéren és a mentett oldalon



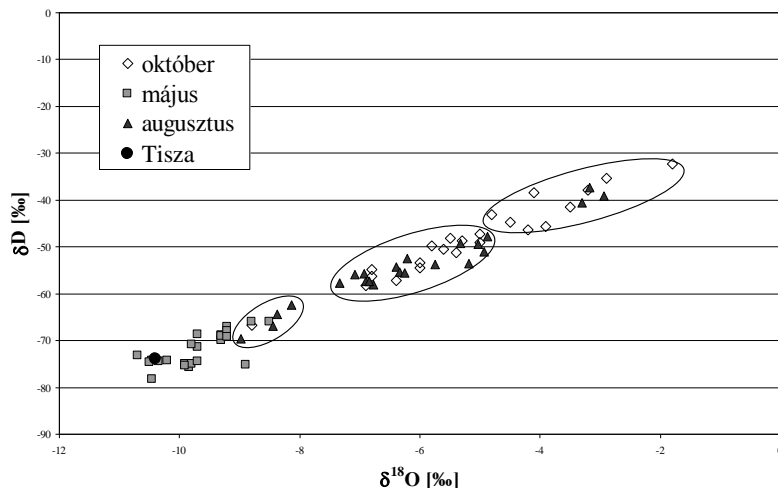
18. ábra. A második főkomponens eloszlása a klaszterekben

A 18. ábrán a főkomponenseket ábrázoltuk, a klaszterek függvényében. Itt a 2. és 4. klaszterben a legalacsonyabb, a 3-ban a legmagasabb a koncentráció. A harmadik klaszter adja a megvizsgált holtmedrek kétharmadát, és ezek kivétel nélkül a hullámtéren helyezkednek el. A magasabb fémtartalom magyarázata a határon túli bányászatból származó többlet.

3.2. A holtmedrek vízpótlásának vizsgálata

Célunk az volt, hogy minél átfogóbb képet kapjunk a Felső-Tisza-vidék holtmedreinek állapotáról, azok minőségéről és közvetve a vízpótlásukról. Megvizsgáljuk a Tisza országhatár (Tiszabecs) és Tokaj közötti szakaszán a folyóból és a holtmedrekből vett vízmintákat izotópanalitikai szempontból.

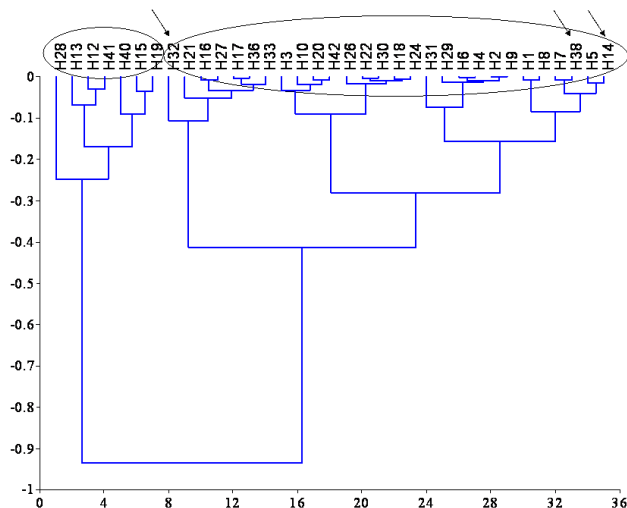
A 19. ábrán hullámtéri holtmedreket ábrázoltunk és csoportosítottunk. Egyes medrek (lásd 3. ábra: H6, H9, H16, H17, H33) esetében az izotóparányok a nyári meleg/szárazság hatására csak kevésbé tolódtak el pozitív irányba, míg a többi meder esetében erősebb (középső bekeretezett rész), illetve erős (legfelső bekeretezett rész) eltolódás jelentkezett. A kismértékű eltolódás valószínűleg arra mutat, hogy ezen holtmedrek vízkészletének jelentős része a Tiszából származik, ezért a csapadékszegény időszak alatt sem észlelhető olyan mértékű bepárlódás, mint azoknál a vizeknél, amelyek utánpótlásra csak a csapadékból számíthatnak.



19. ábra. A hullámtéri holtmedrek izotóparány-eltolódásai

Klaszteranalízis segítségével az októberi és augusztusi mintavétel esetében 3-3, illetve a májusi mintavétel esetében 2 osztályt alakítottunk ki. Az ellenőrzés során a diszkriminancia analízis 97% (október), 94% (május) és 97% (augusztus) pontosságot hozott, vagyis az osztályok statisztikailag megállják a helyüket. A következő lépésben jelentést adtunk az egyes osztályoknak.

A májusi mintavételnél (20. ábra) azért tértünk el a 3 klaszteres megoldástól, mert feltételezésünk szerint a tavaszi áradás során a hullámtéren belüli holtmedrek vize elvileg ugyanolyan izotóparányokkal jellemezhető, míg a mentett oldaliak egy ettől eltérő csoportba kell, hogy tartozzanak. Itt tehát egy tiszai vízzel feltöltött holtmedrekből álló és egy a Tiszával kapcsolatban nem álló csoport elkülönülését vártuk. Az eredmények ezt a várakozásunkat alá is támasztották, de a két elkülönülő klaszterben a hullámtéri holtmedrek között találunk 3 (nyilakkal jelölt) mentett oldalit is. Ezek az eltérések azonban épp azokat a holtmedreket azonosítják, amelyek vízpótlása a relatív helyzettel nem magyarázható. Ezek a Zalkod melletti, a zsurki és a nagyari holtmedrek voltak. Mindegyik esetében egyértelműen vízbevezetés van (csatornából, illetve a holtmeder mederágyának kavicsos szivárgó rétegein keresztül).



20. ábra. A májusi mintavétel stabilizotóp-vizsgálatának dendrogramja

Az augusztusi és októberi minták osztályba sorolásának eredménye kissé eltér egymástól. Közülük a legkevésbé bepárlódott klaszterek 77%-ban, az átmenetiben 50%-ban és a legjobban bepárlódottak 60%-ban egyeznek meg. Ez természetes, mivel a mintavétel nem ugyanabban az évben történt, valamint sem a tiszai áradások, sem pedig a csapadék- és párolgásviszonyok nem voltak ugyanolyanok. Az egyes holtmedrek átrendeződése az átmeneti és bepárlódott (valamint kisebb arányban a nem bepárlódott) csoportok között tehát természetesnek tekinthető.

A jelenlegi vizsgálatok alapján úgy véljük, hogy azok a holtmedrek képezik a stabil besorolásúakat, amelyek besorolása nem változik a két időpontban, figyelembe véve azt is, hogy a környezeti feltételek különbözők (21. ábra).

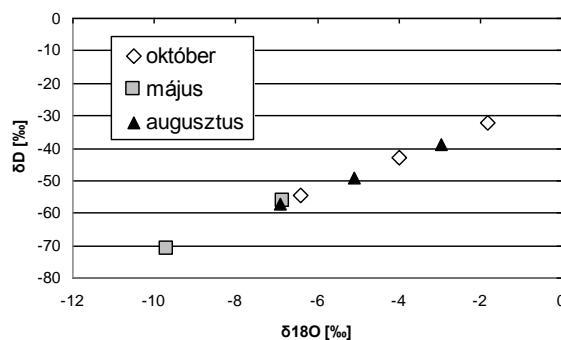


21. ábra. A stabil besorolású holtmedrek (1: nem bepárlódott, 2: átmeneti, 3: bepárlódott)

A középérték mutatói közül a mediánt választottuk ki az elemzéshez, mivel a változók egy része nem normál eloszlású volt. Az 5. táblázatban összefoglaltuk a $\delta^{18}\text{O}$ és δD klaszterenként összesített mediánjait, ahol már jelentéssel is elláttuk az egyes klasztereket.

5. táblázat. A klaszterek stabilizotópjainak mediánjai

mintavétel	klaszterek	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	δD (‰)
október	nem bepárlódott	-6.4	-54.5
	átmeneti	-4	-42.8
	bepárlódott	-1.8	-32.3
május	nem bepárlódott	-9.7	-71.1
	bepárlódott	-6.828	-56.2
augusztus	nem bepárlódott	-6.898	-57.302
	átmeneti	-5.108	-49.344
	bepárlódott	-2.941	-39.094



22. ábra. A klaszterek mediánjai a 3 mintavételi időpontban

A 22. ábrán mindhárom mintavétel klasztereinek medián értékeit ábrázoltuk, ahol a különböző jelek a mintavételeket jelentik, maguk a pontok pedig az ahhoz tartozó klasztereket. Láthatjuk, hogy ezek is kb. egy egyenesen helyezkednek el; a májusi pontok a legnegatívabbak, az októberi pontok pedig a legpozitívabbak. E szerint a klaszteranalízis is alátámasztja azt a feltevést, hogy egyes holtmedrek közvetlen kapcsolatban állnak a Tiszával, míg mások az áradásokon kívül nem kapnak utánpótlást a Tiszából.

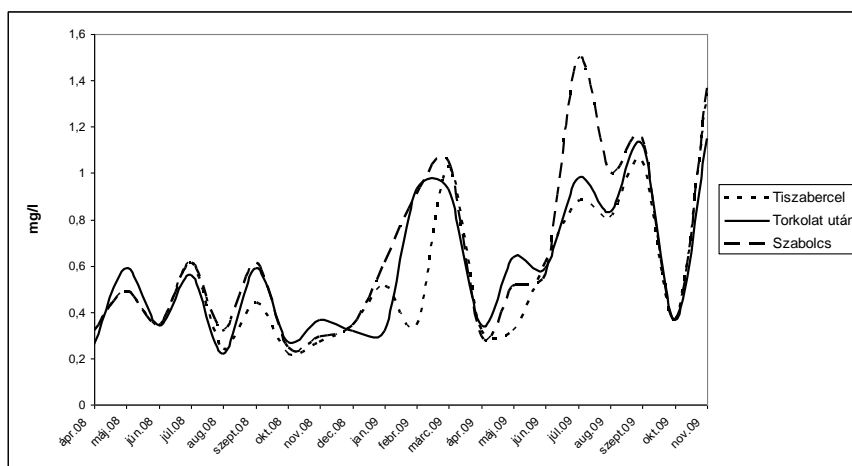
A felső-tiszai holtmedrek izotópanalitikai vizsgálata során megállapítottuk, hogy a Tisza vizének vizsgált jellemzői jelentősen elkülönülnek a holtmedrek paramétereitől. A legnagyobb hasonlóság is csak a 2006 tavaszi áradás levonulása után vett minták eredményeinél észlelhető. E minták közül is csak a hullámtéri holtmedrek stabilizotóp-arányai hasonlítanak a Tiszához. Tehát a holtmedrek nagy része csak akkor lép kapcsolatba a Tiszával, amikor az kilép a medrélből és elárasztja a hullámteret.

A holtmedrek többségében a felszín alatti vízutánpótlás is kizárható. Ha mégis lenne, nyomait az izotóparány-eltolódások mérése során észlelnünk kellett volna, ehelyett mi folyamatos, pozitív irányba való eltolódást tapasztaltunk. Egyes holtmedrek esetében azonban az izotóparányok a nyári meleg hatására csak kevéssé tolódtak el pozitív irányba, ami azt bizonyítja, hogy ezek vízkészlete felszín alatti szivárgással a Tiszából táplálkozhat, ezért a csapadékszegény időszak alatt sem észlelhető olyan mértékű bepárlódás, mint azoknál a holtmedreknél, amelyek utánpótlásra csak a csapadékból számíthatnak.

Ezeket a megállapításokat statisztikai módszerrel is alátámasztottuk. A klaszterek mediánjainak ábrázolása során megmutatkoztak a különböző bepárlódottsági fokú csoportok mindhárom mintavételi időszakban. A későbbi mintavételek során begyűjtött minták stabilizotóp-arányainak meghatározása megtörtént, elemzésükkel tovább lehet pontosítani az eddigiekben elért eredményeket.

3.3. A Tisza vízminőségének a vizsgálata

A szervesetlen nitrogénformák tekintetében (ammónium, nitrit, nitrát) elmondható, hogy a befolyás után mért értékek az esetek többségében meghaladják a felsőbb folyószakaszon mért értékeket. Különösen jól látszik ez az eltérés az ammónium esetében a tél végi, illetve a nyári időszakokban (23. ábra). A nyári hónapok magas értékei a megnövekedett vízhasználatból következő szennyvíztisztítási hatásfok csökkenéseit mutatják.



23. ábra. Az ammónium mennyiségének alakulása a Tiszán

A nitrátkoncentráció esetében is elmondható, hogy a főcsatorna befolyással bír a Tiszára a mért pontokon, több esetben is tapasztalható magas érték. Ez egyrészt a hideg időben mérséklődő biológiai folyamatokra, másrészt a nitrogénműtrágyák fokozottabb használatára vezethető vissza a tavaszi és az őszi időszakokban. A nyári hónapokra ismét megnő a koncentráció, a fokozottabb vízhasználat és az ezzel együtt járó szennyvíztelepekről kikerülő tisztított víz miatt.

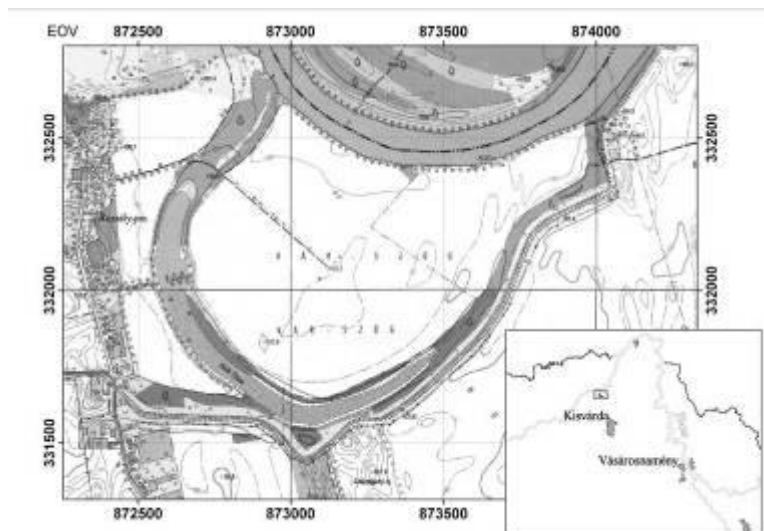
A nitrit megjelenése főként a denitrifikációhoz, és a nitrifikációhoz köthető, mint átmeneti termék a nitrogén körforgásában, ezért csak kis mennyiségben lehet megfigyelni az élővizekben. Ezért is szükséges ezek rendszeres mennyiségi vizsgálata. Mennyiségi értékeit tekintve itt látszik legjobban a főcsatorna hatása. Hasonló módon a nitráthoz itt is a nyári és a tavaszi hónapokban tapasztalható a legnagyobb mértékű hatás.

A szerves anyag magas téli és tavaszi értékei arra a megállapításra engednek következtetni, hogy a lakossági szennyvíztisztítás biológiai lebontó folyamatai lelassulnak, illetve a felszíni vizekben végbemenő természetes lebontó folyamatok aktivitása csökken. Ez észrevehető az ammónium ugyancsak téli és tavaszi magas értékeinél. Ekkor tehát az ammónium értékei magasabbak, mint a nyári és az őszi hónapokban. A nitrát szintén téli és tavaszi magas értékei feltehetően a tavaszi hónapokban meginduló mezőgazdasági művelés kezdetén megnövekszik a műtrágya felhasználás, és vele együtt a bemosódás is. A téli magas értékek pedig azt mutatják, hogy az egész évben kikerült műtrágya az ősz végi, téli eleji talajművelés, valamint a növényi szármagadványok lebomlása során szintén bemosódik ezekbe a felszíni vizekbe.

3.4. A holtmedrek vízháztartási modellje

A pályázat megvalósítása során ez volt az egyik legnehezebben megoldható feladat. A Boroszló-kerti Holt Tisza 13-14 ha-os felülete, valamint a több mint 4 km²-es vízgyűjtő csak az év egy szűk időszakában volt egyáltalán bejárható és műszerekkel felmérhető. A vízi- és szárazföldi növényzet miatt egyes területek szinte járhatatlanok voltak.

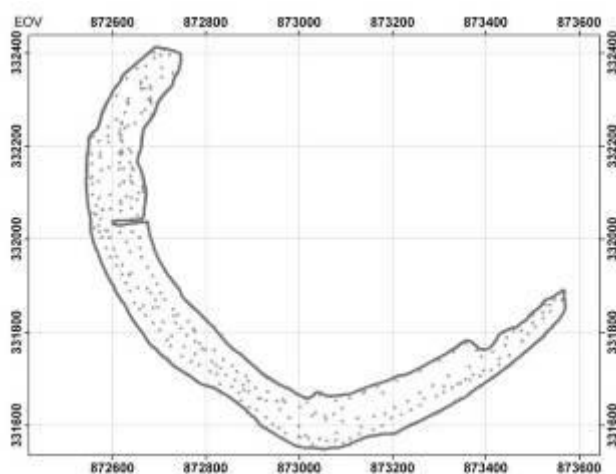
Vizsgálatainkat a Tisza egyik morotváján végeztük, Szabolcsveresmart közelében (24. ábra).



24. ábra. A mintaterület elhelyezkedése

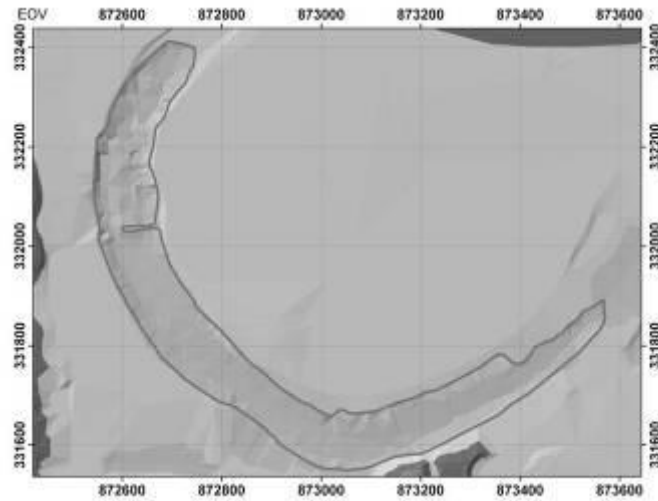
A morotva természetes úton fűződött le, eddig tisztázatlan időpontban. A Magyarország holtágai (Pálfai, 2001) c. kiadvány szerint az átlagos vízmélység 1,5 m, vízfelülete pedig 6 ha. Ugyanitt a tó hossza 1100 m, átlagos szélessége 55 m.

A felmérés során összesen 290 pontban mértük meg a meder mélységét. A kapott adatokat ArcGIS 9.0 szoftverben dolgoztuk fel. A méréspontok elhelyezkedését a 25. ábra mutatja.



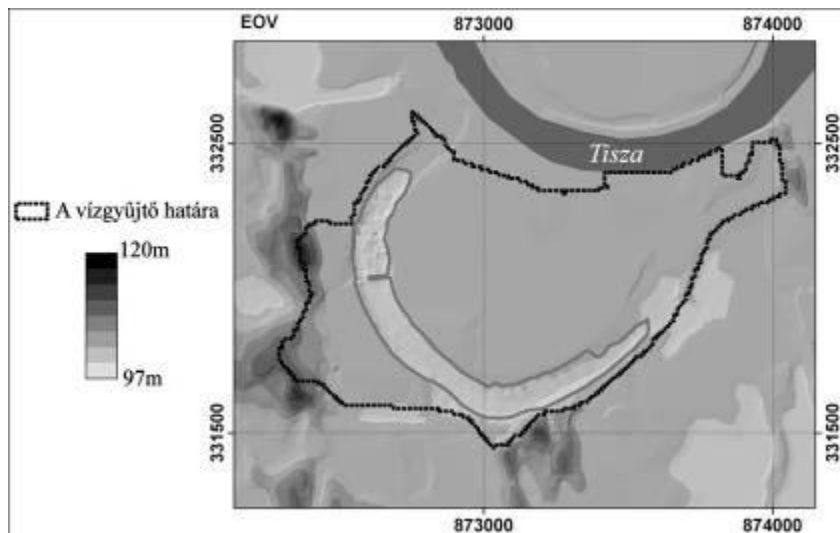
25. ábra. A méréspontok elhelyezkedése a mintaterületen.

A vízgyűjtő területén a mérés idején főként kukoricát termesztettek, így geodéziai mérésére még nem került sor. Ezért a teljes vízgyűjtő lehatárolását a saját méréseknél kevésbé pontos, de elérhető, 1: 10 000 topográfiai térképek alapján végeztük el. Ennek során a digitalizált szintvonalak alapján létre hoztunk a mintaterületen egy magassági pontfelhőt. A következőkben ezt összeolvastottuk a morotván végzett méréseink eredményeivel, majd elkészítettük a teljes terület TIN modelljét. Az elkészített modellt a 26. ábra mutatja.



26. ábra. A mintaterület TIN modellje.

Ezt később raszterizáltuk, majd IDRISI Taiga szoftverben lehatároltuk a részvízgyűjtőket. Végül ezek alapján határoztuk meg, hogy mekkora területről számíthat a morotva felszíni vízbevitelre (27. ábra).



27. ábra. A morotva vízgyűjtő területe és a vízfelület körvonala a mérés idején.

A vízháztartási modell készítése még folyamatban van.

A számítást elkészítettük a Boroszló-kerti Holt-Tiszára nézve. A holtmeder vízmennyisége kb. $106000-159000 \text{ m}^3$. A digitális magasságmodell alapján előállított részvízgyűjtő és az összefolyási viszonyok szerint a felszíni vízpótlás 172 ha-os területről valósulhat meg. A 10 éves csapadékátlagot (570 mm) figyelembe véve ez potenciálisan $980\,400 \text{ m}^3$ vizet jelent a területre vonatkoztatva. Ez egy elméleti érték, mivel a lehulló csapadék egy része elpárolog, más része beszivárog és csak a fennmaradó hányad folyik le a helyi erózióbázis irányába, vagyis a holtmederbe. Ha a Kenessey-féle lefolyási koefficienssel korrigáljuk a csapadékértékeket, azt kapjuk, hogy sokéves átlagban a holtmederbe $178\,200 \text{ m}^3$ víz juthat évente. Ez az érték 103 mm csapadékmagasságnak felel meg, azonban a teljes mennyiség nem kerül lefolyásra. A nyári hónapokban az erőteljes párolgás, valamint a száraz talaj víznyelése következtében a sokéves átlagok helyett inkább az effektív (hatékony/lefolyást kiváltó) csapadékkal számolni. Egy-egy kisebb mennyiségű csapadék akár teljes egészében elpárolog, illetve elszivárog. A több csapadék viszont a lefolyás ugrásszerű növekedését okozhatja.

Ez meghaladja a teljes vízkészletet, azonban ez az érték tovább csökken a térségben jelentkező erőteljes evapotranszspiráció miatt. A tó felületéről kb. évi 83 000 m³ víz párolog el a Szász (19) által megadott evapotranszspirációs értékkel kalkulálva.

A fentiek alapján két fontos következtetést tudunk levonni: a csapadék mennyisége képes ellátni megfelelő mennyiségű vízzel a morotvát, ami viszont aszályos időszakban akár ki is száradhat.

A fúrásmintákból számított szivárgási tényezők szerint a csapadékvíz igen gyorsan, 1-2 nap alatt eljut a talajvízig. A legfelső kb. 1 méteres réteg vízvezető-képessége gyengébb, az alatta lévőké viszont igen nagy. Magasabb talajvízálláskor (pl. a tiszai nagyvizek idején) elképzelhető lenne az alulról, a talajvíz általi utánpótlódás, de ez a fedőüledékek kis vízvezető-képessége miatt nem valószínű. Az utánpótlódás lehetősége adott a Tiszából is, mely évente akár többször is megtörténik az árvizek idején, főként a tavaszi időszakban.

3.5. A Tisza menti települések talajvízkútjainak a vizsgálata

A vizsgálatainkba bevont településeken a talajvíz állapotát befolyásoló legfontosabb tényezők tekintetében jelentős különbségeket figyeltünk meg. A szennyvízcsatorna-hálózat kiépítése jelentősen javíthatja egy településen a talajvíz állapotát. Tapasztalataink szerint a csatornázatlan településrészekben a háztartásokban keletkező szennyvizet a lakosság általában olyan tárolókba vezette, amelyek nem rendelkeztek megfelelő szigeteléssel, ennél fogva a talaj, valamint a talajvíz jelentős terhelésnek volt kitéve. A vizsgált települések közül Mezőladányban és Mikepércsen a vizsgálat időpontjában még nem épült ki a csatornahálózat, Bodrogkeresztúron, Gergelyugornyan és Görbeházán csak részben történt meg a kiépítés, Tiszabercelen viszont 100%-os volt a település lefedettsége.

A talajvíz szennyezettségi állapotát ezen kívül a talajvíz fölötti talajrétegek vízáteresztő képessége, valamint a talajvíz mélysége is jelentősen befolyásolja. Ebben a tekintetben is jelentős eltéréseket tapasztaltunk a vizsgált települések között. A legjobb vízáteresztő képességgel rendelkező talajok Mikepércsen és Mezőladányban találhatók, Tiszabercelen nagyon változatos a kép, Bodrogkeresztúrtban, Görbeházán és Gergelyugornyanban viszont a rossz vízáteresztő képességgel rendelkező talajok dominálnak. A talajvíz mélységét tekintve Mezőladányban mértük a legmélyebb talajvízszinteket, átlagosan 7 méteres vízmélység volt a jellemző, Gergelyugornya és Bodrogkeresztúr esetében 5 és 6 méter, Tiszabercel esetében 4 méter, Görbeháza és Mikepércs esetében pedig mindössze 2 méter volt a talajvíztükör átlagos mélysége. A talajvíz mélységének alapján tehát Görbeháza és Mikepércs tekinthető a legveszélyeztetettebb településnek, ráadásul Mikepércsen a talajok vízáteresztő képessége is igen jó, hiszen homokos szövetű talajok fedik a település legnagyobb részét.

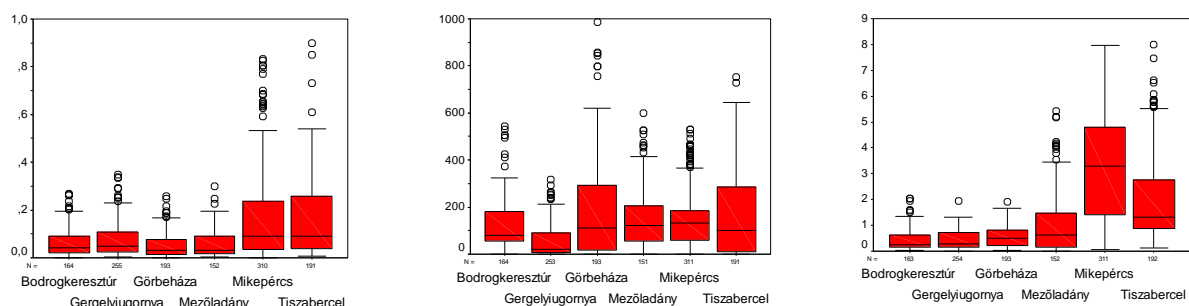
A vizsgált szennyező anyagok közül az ammóniumion a települések kútjainak többségében kimondottan magas koncentrációban volt jelen, ami egyértelműen antropogén eredetű szennyezésre utal. Kivételt egyedül Mezőladány jelentett, ahol a vizsgált vízminták 75%-ában a 6/2009-es rendeletben megállapított szennyezettségi (B) értéknél, azaz 0,5 mg/l-nél kisebb ammóniumion-koncentrációkat mértünk (7. ábra). A legkritikusabb helyzet Mikepércsen és Tiszabercelen jelentkezett, ahol a vizsgált minták több mint 70%-a határérték feletti koncentrációban tartalmazott ammóniumionokat. A legmagasabb ammónium-koncentrációkat általában az őszi-téli hónapokban mértük, ekkor a szerves nitrogén ammóniummá való bomlása végbemegy, ugyanakkor a hideg miatt gátolt az ammónium nitráttá történő oxidálódása.

A felszín alatti vizek nitritkoncentrációjára nem ad meg határértéket a 6/2009-es rendelet. A felszíni vizek esetében a 0,3 mg/l-es érték fölötti nitritkoncentráció már az erősen szennyezett vizekre vonatkozó határérték (MSZ 12749/1993). Bár minden településen előfordultak 0,3 mg/l-nél

lényegesen magasabb koncentrációk is, a mérések döntő többsége ennél alacsonyabb koncentrációkat mutatott (28. ábra).

A vizsgált településeken a talajvízkutak vizének nitrát-koncentrációja általában jóval meghaladja a 6/2009-es rendeletben, illetve a nitrátokról szóló 91/676/EEC irányelvben rögzített 50 mg/l-es (B) határértéket. Egyedül Gergelyiugornyan fordult elő, hogy a vizsgált vízmintáknak több mint felében (68,8%) határértéken belül volt a nitrát-koncentráció, a többi településen a minták többségében határérték feletti koncentrációkat mértünk (1. ábra).

Az ortofoszfát-koncentráció tekintetében vizsgált települések közül Mikepércsen és Tiszabercelen a legkritikusabb a helyzet, itt a vizsgált minták 94, illetve 84%-a meghaladta a 6/2009-es rendelet által meghatározott 0,5 mg/l-es (B) szennyezettségi határértéket, de a többi településen is előfordultak a határértéket meghaladó koncentrációk (28. ábra).



28. ábra. A vízminták nitrit- nitrát- és ortofoszfát-koncentrációjának alakulása a vizsgált településeken (az extrém értékek nem szerepelnek az ábrán)

Következtetések a talajvíz minőségét illetően:

- A talajvíz kutak vízminőségét illetően jelentős különbségeket mutattunk ki az egyes települések között.
- Megállapítottuk, hogy a talajvíz szennyezettségét leginkább a települések talajainak vízáteresztő képessége befolyásolja. A kutak vizének szennyezettsége a jó vízáteresztő képességű talajokkal rendelkező településeken (Mikepércs, Tiszabercelen) lényegesen nagyobb volt, mint a többi településen.
- A második legfontosabb tényező a talajvíz mélysége volt, amit az is igazol, hogy a legnagyobb vízmélységgel rendelkező bodrogkeresztúri és mezőladányi kutak vizének minősége általában kedvezőbb volt a többi település kútjainak vízminőségénél.
- A görbeházai kutak eredményei azt igazolták, hogy a talaj szemcseösszetétele a vízmélységnél is fontosabb tényező, hiszen a kis talajvízmélység ellenére nem tapasztaltunk komoly szennyezést, mivel az agyagos szövetű talajok nem engedték a szennyező anyagokat a talajvízbe szivárogni. A legsúlyosabb helyzet általában Mikepércsen jelentkezett ahol a jó vízáteresztő képességgel rendelkező homokos szövetű talajok mellett, a talajvíz is a felszínhez közel húzódott.
- A szennyvízcsatorna-hálózat kiépítésének kedvező hatása Bodrogkeresztúron és Gergelyiugornyan volt kimutatható, bár ezeken a településeken a talajvíz mélysége és a talajok szemcseösszetétele is hozzájárulhatott a kedvezőbb szennyezettségi helyzet kialakulásához.
- A 41/1997. (V. 28.) FM rendelet kimondja, hogy „Az állatok itatására lehetőleg ivóvíz minőségű vizet kell felhasználni.” Az általunk vizsgált településeken ez nem valósult meg, ugyanis a lakosság a vezetékes víz helyett, csaknem mindenhol az ásott kutak vizével itatta az állatokat, melynek minősége a legtöbb esetben messze elmaradt az ivóvizekre vonatkozó előírásoktól. Különösen Mikepércs és Tiszabercel kútjai alkalmatlanok erre a célra, hiszen

itt a legtöbb vizsgált vízminőségi paraméter esetében az egészségügyi határértékeket sokszorosan meghaladó szennyezőanyag-koncentrációkat mértünk.

- Az eredményeink alapján kijelenthetjük, hogy a kutak vizének itatási célokra történő felhasználása komoly aggályokat vet fel, aminek nem csak állat-, hanem humánegészségügyi vonatkozásai is vannak, ugyanis a szennyezett vízből származó toxikus anyagok az állatok tejébe, húsába is bekerülhetnek, melynek elfogyasztása esetén az embereknél is problémák léphetnek fel.

4. ÖSSZEFOGLALÁS

Az munka során sok fontos eredményt kaptunk, melyek a következőkben összegezhetők:

- a tiszai hullámtér folyamatosan, kisebb-nagyobb kihagyásokkal kap nehézfémterhelést, melyek közül a legnagyobb haváriákról jutnak el a hírek a lakossághoz;
- a hullámtér egyes részein a fémtartalom meghaladja a jogszabályban rögzített határértékeket; ennek mértéke sokszor elhanyagolható, de helyenként (pl. a Kraszna torkolata környékén) már érdemes lenne a tudományos célú vizsgálatokon túl is foglalkozni vele;
- a sík területek öntéstalajainak mikroheterogenitása számos talajtulajdonság estében igen nagyban bizonyult;
- a holtmedrek vízpótlásának kérdése fontos kérdés, különösen ha beigazolódna az éghajlatváltozással kapcsolatos pesszimista előrejelzések a csapadék eloszlásával kapcsolatban; sok, természetvédelmi szempontból értékes holtmeder fennmaradása függhet attól, ha kiderül az áradások és a csapadék hozzájárulása a vízháztartáshoz;
- munkánk több holtmeder esetében igazolta a vízpótlás módját;
- a tiszai vízminőség monitorozása alapján jellemeztük az általános vízkémiai tulajdonságok időbeli változását.

Ezzel a munkával megalapoztuk egy részletes környezeti geoinformatikai adatbázis létrejöttét, melynek a tartalmát a jövőben szeretnénk folyamatosan bővíteni.

Felhasznált irodalom

- Alapi, K. and Györi, Z. 2003. Sediment examinations in the active floodplain of the River Tisza, loaded by heavy metals. (in Hungarian) *Acta Agraria Debreceniensis* 6 p.
- Black, M. and William, P. 2001. Preliminary assessment of metal toxicity in the Middle Tisza River (Hungary) flood plain. *Journal of Soils and Sediments* 1 (4): pp. 213-216.
- Braun M., Szalóki I., Posta J. and Dezső Z. 2003. Estimation of the sediment deposition rate in the active floodplain of the River Tisza (in Hungarian). MHT XXI. Vándorgyűlés 2003. július 2-4. CD-Proceedings
- Ciszewski, D. 2003. Heavy metals in vertical profiles of the middle odra river overbank sediments: evidence for pollution changes. *Water, Air and Soil Pollution* 143 (1-4): 81-98.
- Dezső, Z., Szabó Sz., Bihari Á. 2009. The sedimentation of the active floodplain of the River Tisza based on ¹³⁷Cs isotope gamma spectrometric analysis. In: Mócsy I. – Szacsvai K. – Urák I. – Zsigmond A R. szerk: Proc. V. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia, Sapientia-Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Kolozsvár pp. 443-438. (in Hungarian)
- Government Joint Decree No. 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM on limit values established for the protection of groundwater and the geological medium, 2009.
- Hum, L. 2005. Dirty gold. The floodwaves of 2000 contaminated with cyanide and heavy metals, and the heavy metal content of the sediments (in Hungarian). A környezettudomány elmélete és gyakorlata c. konferencia, Szeged, Proceedings on CD 10 p.
- Hum, L. and Matschullat, J. 2002. Heavy metal and arsenic content of the sediments of the River Tisza and its tributaries. Autumn-winter condition of 1999/2000 (in Hungarian). *Hidrológiai Közlöny* 82 (1): 23-30.

- Juggins, S. 2003. C2 Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualisation. Tutorial Version 1.3 School of Geography, Politics and Sociology, Newcastle University <http://www.staff.ncl.ac.uk/stephen.juggins>
- Lakanen, E. and Erviö, R. 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn.* 123: 223-232.
- Pálfai I. 2001. Magyarország holtágai. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, 82 p.
- Sándor A. and Kiss T. 2009. Land use challenges and their effect on floodplain aggradation along the Middle-Tisza River, Hungary. *Acta Geographica Debrecina Landscape & Environment* 3 (1): 1-10.
- Szalai, Z. 1998. Trace metal pollution and microtopography in a floodplain. *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria* (21): 75-78.
- Szász G. 1988. A párolgás számítása. Szász-féle módszer. In: Szász Gábor: *Agrometeorológia általános és speciális*. Mezőgazdasági Kiadó Budapest 1988. pp. 169-174.