SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM
FÖLDTUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA

Doktori (PhD) értekezés

Folyóvízi rendszereket érő antropogén hatások értékelése
Alsó-Tisza és Hármas-Körös menti holtágak környezeti
állapotvizsgálatán keresztül

TAMÁS MARGIT

Témavezető:
Dr. Farsang Andrea, DSc
egyetemi docens

Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék

Szeged

2018.

„A béka nem issza meg a vizet, amiben él”

Amerikai közmondás

Szüleimnek

Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés.....	5
1.1.	Problémafelvetés	5
1.2.	Célkitűzések	6
2.	Irodalmi áttekintés.....	7
2.1.	A holtágak	7
2.1.1.	A holtágak osztályozása	9
2.1.2.	A holtágak hasznosítási formái	12
2.1.3.	A holtágak víz és iszapminőségére irányuló kutatások	13
2.2.	Az árterek üledékei.....	13
2.2.1.	Az ártéri üledékek vizsgálata a nemzetközi irodalomban	14
2.2.2.	Az ártéri üledékek mennyiségének magyarországi vizsgálatai	17
2.2.3.	Az ártéri üledékek minőségének magyarországi vizsgálatai	18
2.3.	Szennyező anyagok mobilizálódását befolyásoló tényezők	19
2.4.	Szekvenciális feltárások, kitekintés a standardizált BCR feltérési módszerre	19
2.5.	Ökológiai kockázatbecslés módszerei	22
2.6.	Az adatok értékelésének jogi háttere.....	22
3.	Mintaterület bemutatása	25
3.1.	Dél-Tisza-völgy.....	25
3.2.	Körös-vidék.....	28
3.3.	A vizsgált holtágak az Alsó-Tisza-vidéken.....	30
3.4.	A vizsgált holtágak a Hármas-Körös-vidéken.....	34
4.	Anyag és módszer	38
4.1.	A mintaterület kiválasztásának szempontjai	38
4.2.	Adatgyűjtés és mintavétel	38
4.2.1.	Felszíni víz adatok.....	38
4.2.2.	Talajmintavétel.....	38
4.2.3.	Üledék-mintavétel	40
4.3.	Laborvizsgálati módszerek.....	43
4.3.1.	A minták előkészítése a laboratóriumi vizsgálatra	43
4.3.2.	A kémhatás meghatározása	43
4.3.3.	Méztartalom meghatározása	43
4.3.4.	Szervesanyag-tartalom vizsgálat	44
4.3.5.	Humuszminőség vizsgálat.....	45
4.3.6.	Az összes nitrogén-tartalom meghatározása	45
4.3.7.	Nehézfém-koncentráció meghatározása.....	46
4.3.8.	Szekvenciális feltérési módszer, a BCR technológia áttekintése	46
4.4.	Adatfeldolgozás, az eredmények kiértékelésének módszerei	47
4.4.1.	Szennyezettségi index számítása.....	47

4.4.2.	Hakanson-féle ökológiai kockázat index	48
4.4.3.	Mann-Whitney próba	49
5.	Eredmények és értékelésük	50
5.1.	Vízvizsgálati eredmények	50
5.1.1.	Tápanyag-tartalom és kémiai oxigénigény vizsgálata.....	50
5.1.2.	Toxikus mikroszennyezők vizsgálata.....	51
5.1.3.	Vízvizsgálati eredmények összegzése	53
5.2.	Talajvizsgálati eredmények	53
5.2.1.	Körös menti talajvizsgálati eredmények	53
5.2.2.	Tisza menti talajvizsgálati eredmények	55
5.2.3.	Körös és Tisza menti talajok fémtartalmának összehasonlítása.....	58
5.3.	Iszapvizsgálati eredmények.....	60
5.3.1.	Körös menti holtágak iszapvizsgálati eredményei	60
5.3.2.	Tisza menti holtágak iszapvizsgálati eredményei	65
5.3.3.	Hármas-Körös menti és Alsó-Tisza-vidéki holtágak összehasonlítása	68
5.4.	Felső-Tisza és Alsó-Tisza menti holtágak vizsgálati eredményeinek összehasonlítása	72
5.5.	Szennyező anyagok mobilitására vonatkozó eredmények	75
5.5.1.	A cink előfordulási formáinak eloszlása	77
5.5.2.	A kadmium előfordulási formáinak eloszlása	77
5.5.3.	Az ólom előfordulási formáinak eloszlása	78
5.5.4.	A nikkel előfordulási formáinak eloszlása	78
5.5.5.	A kobalt előfordulási formáinak eloszlása	79
5.5.6.	A króm előfordulási formáinak eloszlása.....	79
5.5.7.	A réz előfordulási formáinak eloszlása	80
5.5.8.	A arzén előfordulási formáinak eloszlása	81
5.5.9.	A mangán előfordulási formáinak eloszlása	81
5.5.10.	A szennyező anyagok előfordulási formáira vonatkozó eredmények értékelése	82
5.6.	Ökológiai-kockázatbecslés holtágak iszapvizsgálata alapján	85
5.7.	A holtágak rehabilitációja során történő iszapkihelyezés korlátozó tényezői	87
6.	Összefoglalás.....	94
7.	Summary	100
8.	Köszönetnyilvánítás	106
9.	Felhasznált irodalom	107
	Mellékletek.....	120

1. Bevezetés

1.1. Problémafelvetés

Napjainkban egyre fontosabb kérdés környezetünk védelme, különleges tájaink megőrzése, valamint az esetlegesen – már – leromlott állapotú területek megóvása a további degradációtól vagy az esetlegesen már degradálódott területek rehabilitációja. Magyarország természeti értékekben gazdag terület, de környezetünk állapota gyakran nem felel meg a hosszútávú egészséges élet feltételeinek.

A Tiszán és mellékfolyóin a 19. század második felében történt szabályozási munkák következtében kialakult hullámtereken szántóművelés, erdő- és gyepgazdálkodás folyik. A folyóink menti árterületeken helyezkedik el természetvédelmi területeink jelentős része (Dobrosi et al., 1993). A hullámtereken, illetve a folyók mentén a gáttal védett területeken számtalan kisebb-nagyobb kiterjedésű holtágat találhatunk. Az Alsó-Tisza mentén összesen 11 holtág található, melyek együttes területe meghaladja az 560 ha-t, a Hármaskörös mellett 19 db holtág fekszik, melyek területe 730 ha körül van.

A folyók az időszakonkénti kiöntésekkor, az árvizek levonulásakor a hullámtereken, illetve a hullámtéri holtágak területén teszik le – akár szennyező anyagokkal terhelt – hordalékukat. Az áradásokkor lezajló folyamatok ismerete azért lényeges, mert a holtágak tájképileg és ökológiailag fontosak, valamint számos közülük génrezervátumként funkcionál. A holtágak állapotára azonban nem kizárólag az élővilág megóvása miatt kell fókuszálnunk, hanem azért is, mert a holt-medrekben felhalmozódó szennyező anyagok a táplálékláncon keresztül az emberi szervezetre is hatással lehetnek, főként akkor, amikor a holtágak horgászati, turisztikai vagy mezőgazdasági funkciót is betöltenek.

Már az első Nemzeti Környezetvédelmi Program (1997) (83/1997. (IX.26.) OGY határozat a Nemzeti Környezetvédelmi Programról) is felhívta a figyelmet a holtágak jelentőségére, azonban a 2015–2020 közötti időszakra vonatkozó országos stratégiai tervben (27/2015. (VI.17.) OGY határozat a 2015-2020 közötti időszakra szóló Nemzeti Környezetvédelmi Programról) az alábbi megállapítás olvasható: „Szintén lényeges, de *kevésbé ismert* probléma, hogy a nagyszámú, főként üdülési hasznosítású állóvíz, holtág, morotva, mesterséges tározó és kavicsbánya tó vízminőségi állapota a nagy tavakénál (Balaton, Tisza-tó, Fertő-tó, Velencei-tó) kedvezőtlenebb, és ráadásul ezek nem is szerepelnek a fokozottabb védelmet kívánó tápanyag-érzékeny területek között.” Látható, hogy a téma az elmúlt 20 évben nem vesztett aktualitásából, azonban a holtágak állapotának helyreállítása lassan halad, jól mutatja ezt a Mártélyi Holt-Tisza rehabilitációjának folyamata, melynek tényleges munkálatai 2003-ban kezdődtek egy csaknem 200 millió forint értékű környezetvédelmi meder- és területrendezéssel, melynek során 95 ezer köbméter iszapot termeltek ki. A mederkotrás azonban nem teljes és hosszú távú megoldás, így 2014-2015-ben komplex műszaki fejlesztést (vízkivezetést és vízbevezetést szolgáló műtárgyak és csatorna; kezelőút, csónakkikötő stb.) megvalósítását tervezték mintegy 923 millió forint összértékben (Kozák, 2013).

A holtág-rehabilitációs beruházások elhúzódása és költségigénye is indokolja, hogy megállapítsuk azt, hogy mely területek a leginkább veszélyeztetettek és sürgős megoldást igénylők, azaz egyértelmű prioritási sort állítsunk fel a védendő területeket illetően.

1.2. Célkitűzések

Kutatásom elsődleges célja, hogy minősítsem a hullámterek állapotát az Alsó-Tisza-vidéki és a Hármas-Körös menti holtágak vizének minősége, a hullámtéri talajok és a holtágak iszapjának szennyező anyag vizsgálatán keresztül. Ezen túlmenően célom, hogy a holtágak üledékében akkumulálódó szennyező anyagok azonosítását követően feltárjam az iszapokban található szennyezők eredetét és egy, a nemzetközi szakirodalomban alkalmazott módszer szerint értékeljem az üledékek minőségén keresztül a holtágak ökológiai kockázatát.

A doktori kutatómunkám során az alábbi célokat tűztem ki az ártéri víz-talaj-iszap rendszer vonatkozásában:

- Alsó-Tisza-vidéki holtágak állapotértékelése az 1988 és 2005 közötti vízminőségi (ammónium, nitrát, nitrit, kémiai oxigénigény és toxikus mikroszennyezők) mutatókon keresztül;
- az eltérő területhasználatú hullámtéri talajok szennyezőanyag-tartalmának (Cu, Ni, Co, Cr, Pb, Zn, Cd, As) meghatározása alapján a területhasználatból eredő eltérések feltárása az Alsó-Tisza és a Hármas-Körös mentén;
- holtágak medrében felhalmozódó szennyezőanyag-tartalom meghatározása szennyezettségi index számítással (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni) annak érdekében, hogy az egyes holtágak szennyezettsége, állapota összehasonlítható legyen;
- a mentett oldali és a hullámtéri holtágak, valamint a Tisza és Körös menti holtágak közötti különbségek megállapítása annak céljából, hogy a szükség szerint eltérő óvintézkedések legyenek kidolgozhatók;
- Felső-Tisza-vidéki és Alsó-Tisza-vidéki holtágak víz- és üledékminőségének összehasonlítása a mentett oldali és a hullámtéri elhelyezkedés figyelembe vételével;
- a hullámtéren kiülepedő szennyező anyagok akkumulációjának a meghatározása, különös tekintettel a természetes eredetű és az antropogén szennyezők elkülönítésére;
- azon szennyezők, nehézfémek kijelölése, amelyek magas, vagy kiugróan magas mobilitásuk miatt fokozott figyelmet érdemelnek;
- holtágak ökológiai kockázat becslésére is alkalmazható módszer kiválasztása, a kiválasztott Hakanson-féle ökológiai kockázat modell alkalmazása;
- sorrendiség felállítása a legnagyobb ökológiai kockázatú területektől a környezeti szempontból legkevésbé veszélyes holtágakig annak érdekében, hogy a sürgős intézkedést igénylő holt-medrek azonosíthatók legyenek;
- a holtágak rehabilitációjának elősegítése céljából a környezeti szempontból legveszélyesebb holtágak, és a „kritikus” szennyezők kijelölése.

A víz, talaj és iszap vonatkozásában rendelkezésre álló adatokat a hatályos jogszabályokban foglalt határértékek szerint értékeltem.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. A holtágak

A magyarországi holtágak kutatásához nélkülözhetetlen, hogy számba vegyük – a hullámtereken lejátszódó folyamatok megismerése mellett – a holtágakhoz kapcsolódóan felmerülő fogalmakat, valamint a már rendelkezésünkre álló adatokat és kutatási eredményeket.

A legrégebbi információkat a magyarországi holtágakról, így az Alsó-Tisza-vidéki és a Körös menti holt meanderekről is, egykori folyószabályozási tervekből, illetve régi térképekről kaphatunk. A III. katonai felmérés (1869-1887) folyamán készült térképek rögzítik először azokat a folyószabályozási munkálatokat, amelyek eredményeképp az Alsó-Tisza- (1855-1892) és a Körös-vidéki (1855-1895) holtágak jelentős része kialakult. A térképeken a Tisza és Hármas-Körös egykori kanyarulatai mellett szépen kivehetők az átmetszések, valamint kisebb-nagyobb vizenyős területek, csatornák, holt-meanderek, melyek nagy része mára már feltöltődött (1. ábra és 3. ábra).

1. ábra. III. katonai felmérés az Alsó-Tisza vidékről (lazarus.elte.hu)

2. ábra. Az Alsó-Tisza vidék a két világháború között (www2.arcanum.hu)

A két világháború között, a Magyar Katonai Térképező Csoport által készített térképek már a maihoz sokkal inkább hasonló vízrajzi helyzetet tükröznek, ugyanis a térképek az egykori folyókanyarulatokat az élő folyótól már teljesen leszakadva ábrázolják. Az időszakosan, vagy állandóan vízzel borított területek aránya jelentősen lecsökkent (2. ábra és 4. ábra).

3. ábra. III. katonai felmérés a Hármas-Körös vidékről (lazarus.elte.hu)

4. ábra. A Hármas-Körös vidéke a két világháború között (www2.arcanum.hu)

A Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet (VITUKI) 1962-ben állította össze a Magyarország állóvizeinek katasztere című kiadványát, melyben külön vízfolyásonkénti áttekintést ad a 0,5 hektárnál nagyobb kiterjedésű holtágokról, valamint azok elhelyezkedéséről és kiterjedéséről. A kiadvány összesen 286 holtágról tartalmaz adatokat, de azokat csak törzsszámukkal jelöli, nevükről nem ad tájékoztatást.

Lényegesen kevesebb holtággal foglalkozik a VÍZITERV Hasznosítható holtágak című kiadványa (1972-74), mely csak 94 holtágról tartalmaz adatokat, de azokat részletesebben

tárgyalja, mint az állóvíz-kataszter. A gyűjtemény tartalmazza a holtágak leírását, főbb méreteit, térképvázlatát, hasznosítási és fejlesztési lehetőségeit.

A holtágak kezelése és védelme azonban csak az 1990-es években került előtérbe, amikor egyre több jel mutatott a holtágak fokozatos feliszapolódására, előregedésére, helyenként elszennyeződésére. 1991-92-ben indult meg – az Alsó-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság (ATIVIZIG) koordinálásával – egy részletes helyzetfeltáró munka, amely során 176 öt hektárnál nagyobb holtágot vettek számba, s melynek eredményeképp létrejött kiadvány a Holtágak és síkvidéki tározók komplex értékelése címet viseli (Pálfai, 1991).

Az 1990-es évek feltáró munkájának következménye az 1993-ban megtartott szolnoki konferencia és annak anyaga, mely „A holtágak és önkormányzatok” címet viseli. Ezt követően jelent meg „A Tisza-völgyi holtágak rehabilitációs programja” című kiadvány, mely egy szegedi konferencián elhangzott előadásokat foglalja magába. Ugyancsak az 1994-es szegedi konferencia anyagát dolgozza fel az Útmutató a holtágak védelméhez és hasznosításához című füzet, mely 85 húsz hektárnál nagyobb holtágot mutat be vízfolyásonkénti csoportosításban területi adatokkal kiegészítve (Pálfai, 1994).

1995-ben adta ki a Közlekedési, Hírközlési és Vízügyi Minisztérium a Pálfai által szerkesztett Tisza-völgyi holtágak című kiadványt, melyben 167 öt hektárnál nagyobb holtág kerül bemutatásra térképvázlattal, fényképekkel és összefoglaló táblázatokkal (Pálfai, 1995). Pálfai számba veszi a Tisza és a Tisza mellékfolyóinak holtágait is, a kiadvány elkészítését földmérési munkák, térképészeti elemzések, helyszíni szemlék, valamint a holtág-hasznosítókkal folytatott konzultációk előzték meg. A Tisza-völgyi holtágak című kiadványt követően került kiadásra a Duna-völgyi holtágak című munka, majd e két kötet összefoglalásaképp a Magyarország holtágai című könyv. E kötet a négy hektáros, vagy annál nagyobb kiterjedésű holtágakat veszi számba, összesen 237-et. Az Alsó-Tisza völgyéből 10, a Maros mellől 2, a Hármas-Körös mellől 36 holtágot mutat be. Az egyes területekről találhatunk áttekintő térképet, majd külön-külön mindegyik holtágról ad egy rövid leírást, mely magába foglalja a tó keletkezésének időpontját, pontos helyét, területi adatait (hossz, átlagos szélesség, terület, vízmélység, víztérfogat). Ezen túl megnevezi a holtág tulajdonosát, kezelőjét, a vízpótlási lehetőségeket, a hasznosítási formáit, a feliszapoltság, az eutrofizáció mértékét, valamint a tó vizének minőségét. A gyűjtemény a holtágakról helyszínrajzot és fényképet is közöl. A hullámterek – különösen a „szentély” jellegű holt-meanderek – flórájára és vegetációjára vonatkozó szakirodalom (pl. Grigorszky et al., 1999; Penksza et al., 1999) széles köre.

2.1.1. A holtágak osztályozása

A holtágak osztályozását megelőzően célszerű áttekinteni a kapcsolódó számos megfogalmazás némelyikét. „Holtág, a folyónak az az ága, melynek egyik végét a folyó sodrának megváltoztatása következtében beiszapolta; miért is közép és alacsony vízállás alkalmával vagy kiszáradva áll, vagy ha a megelőző áradásokból maradt is benne víz, ez nem folyik, hanem álló tavat képez. Holtágnak nevezik a szályozó művek által elzárt ágakat is. Holtmeder, az a mederrész, amelyet a folyó vagy természetes úton, irányának megváltozása következtében elhagyott, vagy pedig szabályozási célokból történt átvágások, terelő művek által stb. kényszerítették az elhagyására.” (Révai Nagy Lexikona, 1996).

Pálfai (2001) azonban ugyanezzel a megfogalmazással („Holtágnak a folyó azon mederrészét nevezzük, melyet a folyó vagy természetes úton, irányának megváltoztatása következtében elhagyott; vagy pedig szabályozási célokból – átvágások, terelő művek, stb. által – leválasztottak róla”) a holtágakat illeti.

Másik megfogalmazás szerint a „Holtág, holtmeder, morotva: természetes úton lefűződött korábbi folyómederszakasz. A feltöltő, alsó szakasz jellegű elzáródott medrét – rendszerint árvizek alkalmával – gyakran váltogatja. A holtág magasabb vízállások alkalmával víz- és hordalékutánpótlást kap és fokozatosan feltöltődik. A feltöltődésben kezdetben a szerveztlen üledékek vannak túlsúlyban, de a vízi növényzet szerves (biogén-organogén) anyagai is jelentős szerephez juthatnak. Árvízvédelmi jelentősége is van, mert az árhullámok víztömege megoszlik a korábbi és az új meder között. Így a tározó hatása csökkenti az árvíz magasságát. Rendszerint jó halászó tér.” (Környezetvédelmi Lexikon, 1993). Ez a meghatározás csak a hullámtéri holtágakkal foglalkozik, hiszen árvíztározási szerepet szán a holtágaknak.

A Vízgazdálkodási Lexikon (1970) szerint a „Holtág (morotva holt leágazása, holtmeder): a folyónak olyan mellékága, amely a főmederrel nem vagy csak egyik végén függ össze, és vize nem vagy csak időszakosan (nagyvizek idején) keveredik élővízzel. Holtág keletkezhet természetes úton – a túlfejlett kanyarok levágódása és a főághoz csatlakozó hordalékkal való feltöltődése következtében –, valamint szabályozási beavatkozások eredményeképpen. Sok, részben természetes, részben mesterséges úton keletkezett holtág van többek között a Tisza mentén és a Duna kisalföldi szakaszán”.

A fenti néhány megfogalmazásból is látható, hogy az eltérő megközelítéseknek köszönhetően – funkció, kialakulás szerinti vagy geomorfológiai – eltérő értelmezések, megnevezések születtek. Bár a holtág kifejezés elterjedt (úgy a köznyelvben, mint a szakirodalomban is) ezt a mederrészt helyesebb lenne holtmedernek nevezni (holtág kifejezést pedig a folyó azon ágára használni, ahol nem folyik víz). Mivel a későbbiekben hivatkozott szakirodalmak – beleértve a Vízyűjtő-gazdálkodási Terveket (2015) is – azonban a holtág kifejezést használják, ezért dolgozatomban én is ezt a megnevezést használom szem előtt tartva a fenti eltérő értelmezéseket.

A holtágak tehát keletkezésüket tekintve lehetnek természetes kifejlődésűek vagy mesterséges kialakulásúak. A természetes úton kialakuló holtágak kanyarogva feltöltődő folyószakaszokon jönnek létre, a keletkező holt-meander a lefűzött kanyarulat alakjának megfelelő formájú lesz. Holtág természetes úton akkor jöhet létre, ha a szomszédos kanyarulatok ívei nincsenek nagyobb távolságban, mint a mederszélesség kétszerese (Laczay, 1982). A magyarországi holtágaknak csak kisebb része, összesen 78 holtág tartozik a természetes kialakulású tavak közé, míg a mesterségesen létrehozott holtágak csoportját 159 holtág alkotja (Pálfai, 2001).

Goda (1995) három-féle holtmedret különböztet meg:

- Morotva típusú holtmedrek (amelyek természetes lefűződés vagy folyószabályozás termékei) (más szakirodalmak – pl. Dévai (2005) – a morotva kifejezést csak a természetes lefűzódéseket tekintve morotvának). Ezt a morotva típusú holtmedret a szakmai (vízügyi) nyelv szerte az Alföldön holtágnak nevezi (Goda, 1995).
- Nem morotva típusú, vízfolyássá vált holtmedrek (amelyek létrejöttük új folyószakasz ásására vezethető vissza, tekinthetőek elhagyott folyószakasznak, folyóágnak).
- Mellékág (Dunak) típusú holtág (amelyek a morotvához hasonlóan kifejlődhetnek természetesen vagy mesterségesen).

A holtágakat két csoportra oszthatjuk aszerint, hogy az árvízvédelmi töltésen belül vagy kívül helyezkednek el. Megkülönböztethetünk tehát hullámtéri és mentett oldali holtágakat, az előbbi csoportba 86, míg az utóbbiba 141 öt hektárnál nagyobb magyarországi holtág tartozik (Pálfai, 2001). A két holtág-típus fejlődésének folyamataiban különböző tényezők dominálnak. A hullámtéri holtágak vízutánpótlását elsősorban az áradó folyó, másodsorban a csapadék biztosítja (Braun et al., 2010). A mentett oldali holtágak helyenként és időnként a belvizekből is jelentős utánpótlást kaphatnak, de elsősorban a csapadék vagy a szivattyúzással

történő vízutánpótlás a jellemző (pl. Atkai Holt-Tisza). Ezek mellett meg kell említeni, hogy a hullámtéri holtágak esetében a természetes folyamatok vannak túlsúlyban, és az intenzív feltöltődés a jellemző, míg a mentett oldali holtágak fejlődési folyamataiban a lassabb feliszapolódás, valamint az antropogén- és a mezőgazdasági-tevékenység hatásai jelentősebbek. Ezen folyamatoknak köszönhetően a hullámtéri holtágak medrének állapotára általában az erőteljes feliszapoltság, a növényzettel való túlzott benőttség a jellemző (Pálfi, 2002). A mentett oldali holtágak esetében a feltöltődés folyamata általában lényegesen lassabban megy végbe, de emberi beavatkozás nélkül a tavak feltöltődésével itt is számolnunk kell. Különösen abban az esetben gyorsulhat fel a feltöltődés folyamata a mentett oldali holtágak esetén is, amennyiben a rendszeres csapadékutánpótlás elmarad, illetve ha intenzív mezőgazdasági tevékenység található meg a holtág környezetében és így számolnunk kell bemosódó műtrágyák miatti rosszabb vízminőséggel.

A mentett oldali területek állapota a hasznosítás jellegétől és mértékétől függ. Meg kell említeni, hogy a mentett oldali holtágak időszakosan kapcsolatban állhatnak az élővízzel. Ez két úton lehetséges: a holtág nagyobb vízállás esetén, úgynevezett fokokon keresztül vízutánpótlást kaphat, illetve mesterséges vízátemelés, szivattyúzás révén pótolhatják vizét. Ezen kívül a talajvíz influens vagy effluens áramlása is jelentősen befolyásolhatja a holtág vízszintjét illetve vizének minőségét.

Az Alsó-Tisza vidék a Hármas-Körös torkolattól a déli országhatárig terjed. Az ATIKÖVIZIG, miután felmérte az Alsó-Tisza vidék egyes holtágainak állapotát, degradációjuk, hasznosíthatóságuk mértékét és a karbantartási feladatokat, három csoportra osztotta azokat. Megkülönböztették a „szentély” típusú holtágakat, amelyek olyan a tájba illeszkedő holtágak, amelyekben stabil ökoszisztéma alakult ki, többnyire védett flórával és faunával (Fekete et al., 2000). Ezek a morotvák természeti értéküknél fogva állami tulajdonban tartandók, és csak körültekintően megtervezett beavatkozás hajtható végre rajtuk. E csoportba tartozik a:

- Körtvélyesi,
- Sasér,
- Sulymostói,
- Osztorai Holt-Tisza,
- Vetyeháti Holt-Maros.

Második a „bölcs” hasznosítású holtágak osztálya, mely osztályba tartozó holtágaknak csak egy szakasza képvisel kiemelkedő értéket, minek következtében a fennmaradó értéktelenebb területeket ezzel összehangolva szükséges kezelni. A „bölcs” hasznosítású holtágak képviselői a következő morotvák:

- Gyálai,
- Nagyfai,
- Atkai,
- Mártélyi,
- Serházzugi,
- Alpári,
- Szikrai Holt-Tisza.

A harmadik a „degradálódott” holtágak csoportja, melyben további két alosztályt különíthetünk el, mégpedig a természeti szempontból értéktelen holtágakat, melyeknek lehetséges rekreációs vagy gazdasági hasznosítása, illetve az erre a célra is alkalmatlan, esetleg megszűnő holtágak csoportját. A „degradálódott” holtágak csoportját egyedül képviseli az

- Újszegedi Holt-Maros.

A tiszai holtágak mellett az Alsó-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság illetékességi területéhez tartozik öt Hármaskörös menti holtág is, melyeket szintén besoroltak az előbbi csoportokba. A „szentély” típusú morotvák közé tartozik a

- Iriszlói,
- Malomzugi,
- Brenazugi Holt-Körös.

A „bölcs” hasznosítású holtágak csoportjába tartozik a

- Csengedi és az
- Álomzugi Holt-Körös.

A Hármaskörös menti területekről egyetlen holtágot sem soroltak a „degradálódott” morotvák csoportjába.

A holtágak osztályozását tekintve – az Európai Unió Víz Keretirányelvének figyelembe vételével – igény jelentkezett arra, hogy megszülessen egy, a holtágak egységes állapotleírásán alapuló jellemzés. Az egységes jellemzés alapköveire tesz javaslatot munkájában Varga et al. (2008). Szintén a holtágak állapotfelmérésére, illetve az állapotfelmérések egységesítésére hívja fel a figyelmet Wittner et al. (2004), akik Dévai et al. (2001) és Göri (2000) munkájának alapján egy három lépcsős – felmérésből, értékelésből és minősítésből – álló rendszert dolgoztak ki. Wittner et al. (2004) fenti holtág-kategóriákon túl további alkategóriák használatát javasolják, mely kategorizálást 11 Felső-Tisza menti holtágra végeztek el (Wittner et al., 2005).

2.1.2. A holtágak hasznosítási formái

A holtágak állapotának megőrzése, illetve az egyes holtágak rehabilitációjának lehetősége az utóbbi években egyre nagyobb figyelmet kapott. A holtágaknak, mint vizes élőhelyeknek, sajátos és kiemelkedő szerepük van a természetvédelemben, s tájformáló szerepük is figyelemreméltó. Számos holtág környezetében üdülés, strandolás, vízisportolás folyik, így ezeken a területeken az antropogén tényezők hatására a parti területek állapota az idők során jelentősen romlott. Ezen holtágak esetében a természetes növény és állatvilág nagy mértékben sérülhet, illetve sérült. A kiírtott természet közeli növénytakaságok helyére új, adventív fajok települnek, melyek sok esetben nem biztosítanak megfelelő környezetet az őshonos állatvilágnak (Vízgyűjtő-gazdálkodási terv, 2015). Az antropogén tevékenységből származó szennyező anyagok szintén csökkentik a terület biodiverzitását, mivel őshonos fajaink sok esetben nem képesek elviselni ezen szennyezőanyagok nagymértékű felhalmozódását (saját megfigyelések).

A holtágaknak az idegenforgalmi hasznosításon túl számos felhasználási formája létezik. Leggyakoribb holtág-hasznosítási formák közé tartozik a belvíztározás és belvíz-elvezetés, csapadékvíz-befogadás, szennyvíztározás, öntözővíz-tározás és -szállítás, az ipari hűtővíz tározás, valamint a termálvíz elvezetés (Pálfi, 2002). Ezek a hasznosítási formák szintén befolyásolják a holtágak állapotát. A felsoroltak közül a csapadékvíz befogadás tűnhet a legveszélytelenebbnek, mégis sok esetben nagyon is káros hatással lehet a holtág állapotára (Czakóné, 2004). Ezt lehet megfigyelni a Szegedi Holt-Maros vagy a Gyálai Holt-Tisza északi részének esetében is, amelyek a városból elvezetett csapadékvizet fogadják be. A belvíztározásnak is megvan az árnyoldala. Az ártott csatornákon keresztül, a mezőgazdasági területekről elvezetett belvízben nagy mennyiségben halmozódhatnak fel különböző mezőgazdaságban nagy arányban használt szerves műtrágyák, peszticidek, melyek a holtmedrekbe jutva erősíthetik az eutrofizációs folyamatokat, károsíthatják az élővilágot. Az

ipari hűtővíz legjobb esetben is megzavarja a holtág természetes hőháztartását, és gyakran a környezetre veszélyes szennyező anyagokat is tartalmazhat. A termálvíz elvezetés szintén a hőháztartás, illetve a káros mértékű sófelhalmozódás szempontjából lehet veszélyes.

Az említett veszélyeztető források listája nem teljes, de nagyon jól érzékelteti azt, hogy egy holtág természetes állapotának megőrzése, illetve rehabilitációja igen összetett feladat. Sajnos sok esetben az alapvető munkák is hiányoznak, mint például egy holtág iszapjában akkumulálódó nehézfémek mértékét meghatározó mérések, vagy az ezen szennyező anyagok tulajdonságait, mobilitását feltáró kutatások.

2.1.3. A holtágak víz és iszapminőségére irányuló kutatások

A holtágak környezeti állapotának felmérése gyakran a holtágak vizének minőségi vizsgálatával történik, fontos mutatók például a vizek tápanyag-tartalma vagy a toxikus mikroszennyezők. Azon holtágak, amelyek vízutánpótlása nem, vagy nem megfelelő mértékben megoldott – az antropogén hatások következtében felgyorsulva – romlik a holtágak vízminősége, és végbemegy az antropogén eutrofizálódás. Ennek folyamán a holtág, mint élőhely instabillá válik, diverzitása csökken (Kozák, 2013), nagyfokú eutrofizálódás során a kialakuló oxigénhiány következtében halpuszulás következhet be, valamint a holtágak környezeti és esztétikai állapota is romlik. Mindez negatív hatással van a turisztikai, sportolási és horgászati tevékenységekre (Kozák, 2013).

A holtágak vízminőségére irányuló vizsgálatokat végzett például a Felső-Tiszán Babka, Szabó (2007) és Babka (2013). Ugyancsak a Felső-Tiszán, a Lónyai Főcsatornán és a Kacsavácon végzett elsősorban vízminőségre irányuló vizsgálatokat Türk (2016). Györffy (2005) ökológiai monitoringozást végzett ugyancsak a Felső-Tiszán. Az Alsó-Tisza menti Körtevényesi Holt-Tisza vizét Fügedi, Mészáros (1982) vizsgálták, míg az Alpár tó vizét Hegedűs, Kajáry (1985) kutatták.

A vízminőségi mutatók romlásával, az eutrofizáció gyorsulásával a víztest üledékképződése is felgyorsul, amely a holtág feltöltődéséhez vezet. Ezért aztán a holtágak üledékének mennyiségére és minőségére irányuló vizsgálatok is egyaránt fontosak ahhoz, hogy a holtág környezeti állapotát megítéljük. A holtág üledékének minőségére helyezi a hangsúlyt Felső-Tisza menti Boroszlókerti holtmeder vizsgálata során Szabó, Posta (2008), Szabó et al. (2009) és Braun et al. (2008). Az eredmények statisztikai feldolgozását Szabó et al. (2009) végezte el. Az üledékfelhalmozódás sebességét és az abban található elemek vertikális változásának elemzését végezték el Braun et al. (2000) a Marót-zugi Holt-Tisza vizsgálata során. Ugyancsak Felső-Tiszai mintaterületen végeztek kutatásokat Balogh et al. (2016), akik nyolc holtág üledékében található elemek koncentrációját elemezték úgy, hogy a vizsgálatuk során a holtmedreket elkülönítve kezelték azok hasznosítási módja szerint.

2.2. Az árterek üledékei

Ahhoz, hogy megértsük a holtágak állapotát befolyásoló tényezőket – a holtágakról szóló irodalmi áttekintésen túl –, szükséges megismernünk a holtágak környezetében, tehát az ártereken végbemenő fő folyamatokat, úgy mint az üledékképződés mennyiségét és minőségi változásait érintő kutatásokat.

A folyóvízi rendszerek vizsgálataiban központi kérdés a folyami üledékképződés dinamikája, így az ártéri üledékképződés, valamint a kapcsolat az üledék és a szennyezett folyóvízi rendszer között. Tény, hogy az üledék egy szervesen hozzátartozó és dinamikus része a folyóvízi rendszereknek, amelyet a hidrológiai, a geomorfológiai és az ökológiai

kutatásoknak is fontos feladata vizsgálni. A tudományágak, mint a lejtő geomorfológia, a folyóvízi szedimentológia, a parti és tengeri szedimentológia, vagy a part menti környezetgazdálkodás szorosan kapcsolódik az üledékképződés, az üledék-transzport, és az üledék-akkumuláció tárgyköréhez (Förstner, Salomons, 2008).

A folyók által az ártereken lerakott üledék vizsgálata, mind hazai vizsgálatok, mind a külföldi kutatók munkájának tárgyát képezték és képezik jelenleg is.

A felhalmozódott üledéket általában

- mennyiségi, és
- minőségi mutatók alapján rendszerezik az egyes kutatók, illetve e két paramétert összefüggéseiben vizsgálják.

2.2.1. Az ártéri üledékek vizsgálata a nemzetközi irodalomban

A folyók által a hullámtereken lerakott üledék mennyiségével és minőségével számos kutatás foglalkozik, különösen sok tanulmány vizsgál egy-egy árvízi esemény következményeit üledékakkumulációs szempontból.

Asselmann, Middelkoop (1995) a hollandiai Rajna és Meuse folyókon levonuló 1993-as árvíz tanulmányozása során megállapította, hogy az üledéklerakódás mértéke csökken a folyómedertől való távolság növekedésével. Szintén árhullám vonult le 1993-ban a Mississippi folyón, melyet Gomez et al. (1995) vizsgáltak. A Mississippi folyón korábban is történtek kutatások, például az 1973-as árvízhez kapcsolódóan Kesel et al. (1974) vizsgálták a területet. Az angliai Severn folyó árterének tanulmányozására is sor került az 1990-es téli árvízhez kapcsolódóan (Mariott, 1992), majd később ugyancsak a Severn folyón végzett vizsgálatokat hasonló aspektusból Zhao et al. (1999). Több angol folyó együttes vizsgálatát végezte el Walling, He (1998), majd mintegy 40 évnyi üledékfelhalmozódás mértékének meghatározását is elvégezték (Walling et al., 1997). Számos más területen is történtek az üledékakkumuláció mértékére irányuló kutatások (Brown, 1983; Wyzga, 1999).

A hullámtereken lerakódó üledék mennyiségi meghatározásán túl a lerakott üledék minőségi paramétereire is kiterjedtek a kutatások. A hullámtér fejlődésekor a szuszpendált üledékhez kötötten nehézfémek kerülnek az ártérre, melyek évtizedekre vagy évszázadokra is raktározódhatnak az alluviális környezetben (Zhao et al., 1999). Az ártéri üledék minőségi vizsgálatok legnagyobb hányadát a nehézfém előfordulások vizsgálatai teszik ki, melyek közül a 1. táblázatban ismertetek néhányat. A nehézfém vizsgálatok mellett kisebb részben irányulnak vizsgálatok az üledék nyomelem-koncentrációjára (Gatti et al., 1999), PAH-koncentrációjára (Klok, Kraak, 2008) vagy a hullámtéri üledékben előforduló földigiliszta (*Lumbricina*) fajokra (Penttinen et al., 2008; Klok et al., 2006; Vliet et al., 2005).

Az ártéri üledék-vizsgálatok döntő része olyan folyó-menti területet tanulmányoz, amelyek bányászati, ipari, urbanizált területekről ered, vagy ilyen jellegű területeken folynak keresztül. Az üledékek vizsgálata során alapvetően két mintavételi módszer alkalmazása van a gyakorlatban. Az egyik a vertikális mintavétel, a másik pedig a horizontális mintavételi módszer, illetve komplex kutatások során a két módszer együttes alkalmazása is célravezető lehet. A vertikális módszer alkalmazása esetén az ártéren létesített talajszelvény (vagy magminta) mélységgel változó minőségi különbségeit, azaz a minták időbeli változatosságát vizsgálják. A horizontális mintagyűjtési stratégia alkalmas a térbeli változatosság nyomon követésére, a szennyező anyag szállítódásának rekonstrukciójára.

A vertikális üledék vizsgálatok részben az ártéri üledék-vizsgálatokból kívánnak következtetni az emberi hatások, beavatkozások mértékére (Birch, 1999), másrészt a történelmi események (pl. ipari aktivitás) tanulmányozásából igyekeznek következtetéseket

levonni az üledék korára, és annak felhalmozódási sebességére (Lecce, Pavlowsky, 2001). Lecce, Pavlowsky (2001) a Mississippi (USA) felső folyásának egy mellékfolyóján, a Blue River ártéri üledékének vizsgálata során a Zn-tartalom vertikális előfordulásából következtet az üledékképződés sebességére, valamint az üledék korára úgy, hogy Zn elem mennyiségi előfordulásaihoz rendeli hozzá az ismert bányászati periódusokat. A Lahn folyóra ható antropogén hatások vizsgálata során Martin (1997) úgy találta, hogy a Cd, Co és Cr koncentráció nem növekszik meg emberi aktivitás hatására, míg a Cu-tartalom 1,5-szeresére, a Pb- és a Zn-koncentráció pedig a kétszeresére növekszik a hullámtéri területeken az ipari szennyezők következtében (Martin, 2000).

A hullámtereken lerakódott üledékek horizontális előfordulását vizsgálva egyes kutatók szoros összefüggést találtak az ártéri üledék nehézfém-tartalma (különös tekintettel a Pb, Zn, Cd, Cu előfordulásokra) és a szennyező forrás(ok)tól való távolság között (Hudson et al., 1997). Más vizsgálatok szerint nem állapítható meg egyértelmű kapcsolat az üledékek nehézfém-tartalma és a bányászati területektől való távolság között (Zhao et al., 1999), mivel az üledék lerakódási folyamatokat döntően a terület geomorfológiája határozza meg (Taylor, 2007; Steiger, Gurnell, 2003).

Davies, Lewin (1974), valamint Lewin et al. (1983) kutatásai után Lewin, Macklin (1987) a nagy-britanniai fluviális folyamatokat vizsgálják a geomorfológia keretein belül, hogy megbecsüljék a bányászati tevékenységek hatását a folyóvízi rendszerekre.

A nehézfémekkel terhelt üledék vertikális eloszlása az ártéri felszíneken térbelileg igen komplex, a nehézfémeket tartalmazó ártéri üledék nem feltétlenül tükrözi a kor-koncentráció trendet. A Severn folyó (UK) medencéjének vizsgálata során – mely folyamatait tekintve a „passzív szétszóródás” a domináns (Taylor, 1996) – nem a bányászati időszakban létrejött teraszok bizonyulnak a legszennyezettebbeknek. Általában a fém-koncentráció előfordulása szorosabb összefüggést mutat a terasz magasságával, mint a terasz korával. Az ártéri szedimentáció ideje, mértéke és mintázata azonban szoros kapcsolatban van a szennyező periódusokkal (Brewer, Taylor, 1997).

Egy-egy áradási esemény által lerakott üledék vizsgálatából nemcsak a hullámtér feltöltődésének sebességére, hanem az üledék minőségi vizsgálatából az ártér állapotának változására is következtethetünk. Egy árvízi periódus alatt az ártéren lerakódó szuszpendált üledék reprezentálja a hullámtér változását és fejlődését (Lewin, 1978). Mivel a felszín alatti üledékben történt nehézfém-felhalmozódás megváltoztatja a talajtani folyamatokat, ezért szükséges vizsgálni egy áradási eseményt, mivel az egy árhullám által lerakott üledék „eredeti” adatokat tud adni az ártéri nehézfém-felhalmozódásról (Zhao et al., 1999).

Az egyes áradási események vizsgálata megfelelő módja annak, hogy azonosítsuk a szennyeződések jelenlegi forrását, illetve megbecsülhetjük a vízgyűjtő terület aktuális nehézfém áramlásait (Zak et al., 2009). A csehországi Litavka folyó 2006 márciusi árvize által lerakott üledék elemzése azt mutatja, hogy a jelenlegi szennyeződések forrása a felsőbb szakaszokról – az intenzív árvíz miatt – erodálódott szennyezett talaj (Zak et al., 2009).

Az áradási események által lerakott üledék vagy felszíni talaj nehézfém-tartalmának értékeléséhez felhasználható a Staatscourant (1994) által közölt transzformációs formula. Staatscourant standardizációs formulájával értékelték ki Wolterbeek et al. (1996) az 1995-ös áradási eseményeket a hollandiai Meuse, Rajna és Waal folyók árterének talajain és üledékén. Megállapításuk szerint a talajok és az üledékek karakterisztikája közötti különbségek azt mutatják, hogy két intézkedési határértéket kell számolni megkülönböztetve a talajokat és az üledéket (Wolterbeek et al., 1996).

A nehézfémek származhatnak számos különböző forrásból, csakúgy lehetnek természetes eredetűek, mint az emberi aktivitás következményei is. Mind a vertikális, mind pedig a

horizontális fém-előfordulások kutatási eredményei akkor lesznek pontosak, hogyha sikerül elkülöníteni a természetes, geogén háttérből származó nehézfémeket az antropogén forrásból származó szennyezőktől (Dawson, Macklin, 1998). Ilyen célból a szekvenciális extrakció módszerét alkalmazza Dawson, Macklin (1998) a nagy-britanniai Aire-völgy árterének üledékén, vagy Birch et al. (1999) az ausztráliai Parramatta folyó vízgyűjtőjén.

1. táblázat. Egyes szerzők hullámtéri üledék-vizsgálati eredményei

Szennyező anyagok (ppm)		Szerzők, mintavételi helyek és időpontok (minta típusok)							
		Taylor, Severn (UK), 1996 (felszíni minta)	Dawson, Macklin, Aire (UK), 1995 (felszíni minta)	Martin, Lahn (Németo.), 1995 (felszíni minta, kereszt-szelvények)	Martín, Huelva (Spanyolo.) 1994 (2-62 cm-ig)	Brüggmann, Elbe (Németo.), 1983 (felszíni minta 0-2 cm-ig)	Hudson, Edwards et al., Tees (UK), 1993 (felszíni minta, friss üledék)	Peh et al., Drava (Szlovénia, Horvát.) (allúvium, terasz, alapkőzet)	Zak et al., Litavka (Cseho.), 2006 (0-120 cm-ig)
Ni (ppm)	Min	34,14	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat	23	Nincs adat	13,4	20,23
	Max	410,04				75		138,8	25,43
	Átlag	80,47				58		44,402	22,43
Cu (ppm)	Min	18,29	53,2	18	89	65	19,5	7	12,79
	Max	193,87	148,5	53	9070	275	76,9	81,7	33,76
	Átlag	55,48	70,56	28,6	1913	206	36,9	27,544	24,75
Zn (ppm)	Min	83,3	108	80	155	490	404	42	2139
	Max	3207,2	1046,1	278	26330	1580	1920	2027	4512
	Átlag	338,1	416,2	132,3	8024	1190	836	233,967	3245
Cd (ppm)	Min	0,02	6,8	0,5	Nincs adat	2,2	0,95	0,05	26,78
	Max	26,85	12,3	2		11,9	5,95	7,6	44,85
	Átlag	1,91	9,14	0,6		7,3	2,18	0,672	34,23
Pb (ppm)	Min	12,99	55	32	38	43	522	11,3	509,5
	Max	492,52	209,3	68	1840	153	6880	622,3	1332,2
	Átlag	69,26	109,92	41,6	489,5	122	2170	75,714	957,2
Ba (ppm)	Min	121,3	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat	154	Nincs adat
	Max	909,9						1314	
	Átlag	340						484,117	
Co (ppm)	Min	Nincs adat	Nincs adat	7	Nincs adat	7	Nincs adat	2	21,85
	Max			18		17		32	27,31
	Átlag			11,8		13		14,327	25,37
Cr (ppm)	Min	Nincs adat	Nincs adat	56	Nincs adat	113	Nincs adat	24,3	39,77
	Max			100		568		156,7	65,91
	Átlag			76,6		386		86,54	56,06
As (ppm)	Min	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat	36	Nincs adat	Nincs adat	3	Nincs adat
	Max				1400			53	
	Átlag				454			16,495	
Fe (ppm)	Min	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat	20700	1,62	Nincs adat
	Max						77900	7,74	
	Átlag						45000	4,061	
Mn (ppm)	Min	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat	540	936	194	Nincs adat
	Max					1890	5240	2514	
	Átlag					1230	2600	849,231	

Miután a jelenlegi vagy a történelmi bányászati tevékenység által közvetlen, vagy közvetett módon szennyezett folyómedrek és árterek szennyezettségét és szennyeződési folyamatait mind időbeli, mind pedig térbeli szempontok alapján számba vettük, a kutatások legfontosabb kérdései a következők:

- helyreállítani a folyóvízi rendszereket a bányászati területekről érkező szennyező hullámok levonulása után,
- az áradások hatásai a szennyezett folyón és fenntartható területhasználat az ártereken,
- új lehetőségek az izotóp (208Pb, 207Pb, 206Pb, 204Pb) vizsgálatok kapcsán, azonosítani a szennyező fémek forrását, és térképezni a szennyező anyagok eloszlását a folyómederben és az árterületeken,
- a bányászat által érintett folyómedrek remediációja (Macklin et al., 2006).

2.2.2. Az ártéri üledékek mennyiségének magyarországi vizsgálatai

Hazánk – különösen az alföldi táj – természeti képét a 19. századi mederátvágások és gátemelések jelentősen átalakították. A folyószabályozások, melyek a Tiszán 1855-1892 között, a Körösökön pedig 1855-1895 között mentek végbe, nagymértékben megváltoztatták a folyók hosszát, esését, így az árhullámok levonulásának sebességét is. A gátak közé szorított folyók áradásokkor hordalékukat a lecsökkent területű ártéri térszíneken tudják csak lerakni, melynek következtében jelentősen felgyorsult a hullámtéri üledék-lerakódás mértéke.

Tiszai mintaterületeken történtek vizsgálatok az üledék-akkumuláció mértékére vonatkozóan, mivel a folyó az árhullámok levonulásakor jelentős mennyiségű hordalékot szállít, mely a hullámtereken ülepedik ki (Braun, 2003). Borsy (1972), Kiss, Fejes (2001), Kiss et al. (2004) átfogó vizsgálatokat végeztek a Maros és az Alsó-Tisza hullámterén az üledék felhalmozódás mértékére vonatkozóan, valamint közép-tiszai mintaterületen vizsgálták a növényborítottság és az akkumuláció mértékének kapcsolatát (Sándor, Kiss., 2008). A tiszai mintaterületen a meder közvetlen környezetében a szabályozások óta 88 cm-es, a hullámtér belső részén 32 cm-es feltöltődést állapítottak meg. A Maros makói kanyarulatának külső ívéhez kapcsolódóan a folyóháton 38 cm, a hullámtér belső ívén pedig 100 cm vastagságú üledék lerakódást mértek. Sándor, Kiss (2006) a Közép- és az Alsó-Tisza menti területeken vizsgálták az üledék lerakódás mértékét, és igazolják, hogy az akkumuláció mértéke az elmúlt 30-40 évben lényegesen intenzívebbé vált, mintegy megduplázódott. Oroszi et al. (2006) a 2005 évi áradási esemény vizsgálatát tűzték ki célul; egy Tisza- és egy Maros menti mintaterületen, megállapításuk szerint a Maros által szállított lebegtetett hordalék töménysége a Tiszáénál nagyobb, mivel a Maroson a fele annyi ideig tartó elöntési időszak alatt hasonló vastagságú hordalék rakódott le, mint a Tiszán. Felső-Tisza-vidéki mintaterületeken végzett vizsgálatokat Szabó et al. (2008), akik 0,8-1,0 cm/év felhalmozódási ütemet állapítanak meg. Dezső et al. (2009) szintén felső-tiszai mintaterületen vizsgálják a hullámtér átlagos feltöltődési sebességét a ¹³⁷Cs-izotóp koncentráció-profiljának meghatározása révén.

A Hármas-Körös hullámterét illetően a szabályozásokra vonatkozó (Dóka, 1997; Károlyi, 1968) irodalmi adatokon túl az ártéri akkumuláció mennyiségi változásaira irányuló vizsgálatokat is végeztek (Babák, 2006). Babák (2006) a hullámtéri feliszapolódás mértékét a folyószabályozások óta kb. 150-180 cm-re teszi, az egyes árhullámok által lerakott üledék-vastagságát illetően pedig 5-10-13 cm-t állapít meg.

2.2.3. Az ártéri üledékek minőségének magyarországi vizsgálatai

A magyarországi folyóvízi üledékképződéshez kapcsolódó vizsgálatok főként a Tisza medrében, illetve a tiszai ártéren folynak. Fügedi-Fekete (1980) hossz-szelvény mentén mérték fel a Tisza iszapjában található Hg-, Cd-, Pb-, Cr-, Zn- és Cu-koncentrációkat. 1980-ban Győri, Végvári (1981) kezdtek vizsgálatot, a Tiszán és mellékfolyóin mérték az üledékek fizikai és kémiai tulajdonságait, amelyeket kedvezőnek minősítettek. 1986-ban Waijandt, Bancsi (1989) elemzése a Tisza vizének és üledékének Zn-, Cu, Cd- és Hg-tartalmára terjedtek ki. Vizsgálati területüket a Tisza hossz-szelvényén jelölték ki a Szamos torkolatától a Maros torkolatig. Hum, Matschullat (2002) a Tisza 1999/2000-es őszi-téli állapotát vizsgálták, először a Tiszával és mellékfolyóival foglalkoztak, majd részletesebben tanulmányozták a Tisza Zagyva torkolat alatti szakaszát. Hum, Matschullat (2005) mindkét esetben külön vizsgálták az üledékek 20 µm és 2 µm alatti frakcióját.

Magyarországon azonban a meder- és ártéri üledék vizsgálatok a 2000. évi szennyező hullámok levonulása után kerültek előtérbe. A 2000. évben, illetve az ezt követő időszakokban található adatok a hullámterek nehézfém-terheltségére vonatkozóan is. A romániai borsabányai és a Novat-Rosu-i bánya-balesetek után számos tanulmány született a Tisza vízminőségére, meder- és ártéri-üledék állapotára vonatkozóan. A Tivadar és Gergelyugornya térségében a hullámtéren lerakott friss iszap vizsgálati eredmények azt mutatják, hogy a 2000-es év árhulláma által lerakott üledék nehézfém-tartalma szignifikánsan nagyobb, mint a korábbi áradási esemény által lerakott iszapé. A mobilizálható nehézfém-tartalmat vizsgálva azonban ez a megállapítás csak az ólom esetében igaz (Alapi, Győri, 2003). A Szamos és a Tisza üledékére vonatkozóan végzett vizsgálatokat a két szennyező hullám levonulása után Fleit, Lakatos (2003). Céljuk mind a horizontális – vettek üledékmintákat a Tiszán Tiszabecstől Tuzsérig –, mind a vertikális eltérések feltárása volt – két mélységből származó iszap elemzése által. A szennyező hullám ökotoxikológiai következményeit vizsgálják Lakatos et al. (2003). A szennyező hullámokhoz kapcsolódóan Bird et al. (2003) a Lapus, Szamos és Tisza folyókat együttesen 828 km hosszan vizsgálták a meder üledék minőségére – külön tekintettel az arzénra – vonatkozóan. Később szintén a horizontális változások figyelemmel kísérése céljából történtek vizsgálatok az Abrud-Aranyos folyók (Románia, Tisza-vízgyűjtő) üledékének minőségére vonatkozóan is (Bird et al., 2005). Szintén a 2000. évi eseményekhez kapcsolódóan került sor több ütemben a Novat és a Visó folyók (Románia, Tisza-vízgyűjtő) vizének, üledékének, és ártéri talajainak vizsgálatára 29 pontban a folyók 61 km-es hosszán (Bird et al., 2008). A szennyeződések következményeinek feltárása érdekében Macklin et al. (2003) 2000 júliusában 65 felszíni vízmintát, 65 meder üledékmintát és 45 hullámtéri üledék-mintát vettek a Lapus-Szamos és a Visó-Tisza folyókból. Vizsgálataik szerint a folyóüledék fémkoncentrációja a szennyező forrástól távolodva gyorsan csökken. Black, William (2001) 2000-ben történt szennyező hullámhoz kapcsolódó kutatásai igazolják, hogy fémekkel terhelt üledékek potenciális veszélyt jelentenek a vízi környezetre.

A Felső-Tisza menti, a Boroszló-kerti holt meander környezetében végzett vizsgálati eredmények szerint a cink, réz, kobalt és nikkel elemek a talaj felső szintjét tekintve szignifikánsan magasabbak a hullámtéri területeken, mint a mentett oldalon. Az is megállapítható, hogy a területhasználatnak jelentős hatása van a fémek eloszlására, mely vizsgálatok szerint a szántókon kisebb, míg a gyepek és erdők talajain nagyobb a fémek koncentrációja (Szabó et al., 2009). Ugyanezen a mintaterületen került sor a hullámtéri talajok vertikális mintázatának vizsgálatára. A szelvények elemzéséből megállapítható, hogy az áradások alkalmával folyamatosan érkezik nehézfémeket tartalmazó üledék az árterekre. A nehézfém-terheltség mértéke azonban szelvényenként eltérhet, melynek oka a felhalmozódás eltérő üteméből ered (Szabó et al., 2008; Szabó et al., 2010). Sándor, Kiss (2006) a Közép- és Alsó-Tisza árterén végeztek vizsgálatokat az üledék felhalmozódás mértékére, valamint a

szemcseösszetétel és a nehézfém-tartalom kapcsolatának feltárása érdekében. A Mártélyi-holtág közeli, valamint a Szolnok közeli Millér főcsatorna melletti szelvények egyértelműen kirajzolják, hogy az iszapos-agyagos üledékben minden esetben magasabb a nehézfém-tartalom, mint a döntően homok frakciót tartalmazó üledékben.

Érdemes megjegyezni, hogy míg Szabó et al. (2009) nem találtak összefüggést Felső-Tisza mintaterületének elemzése során az ártéri üledék nehézfém-tartalma és – a pH kivételével – a talajtulajdonságok között, addig Kiss, Sipos (2001) a marosi hullámtér vizsgálata során kapcsolatot állapított meg a nehézfém-tartalom és a szemcseösszetétel, valamint a nehézfém-tartalom és a szervesanyag-tartalom között.

A Duna és a Tisza mentén egyaránt végzett az üledék akkumulációra, illetve az üledék szemeloszlásának és a nehézfém-tartalomnak az összefüggéseire irányuló vizsgálatokat Szalai et al. (2005), akiknek megállapításai szerint a folyópart alakjának szerepe van a hullámtereken kiülepedő nehézfémek horizontális eloszlására, valamint hogy a Duna és a Tisza hullámtereken vizsgált fémek koncentrációinak változása nincs összhangban a szemcsetartományok arányainak változásával.

2.3. Szennyező anyagok mobilizálódását befolyásoló tényezők

Az egyes környezeti elemekben (levegő, talajvíz, felszíni víz, talaj, üledék) az ipari termelés, a mezőgazdasági tevékenység, bányászat, városiasodás következtében szennyező anyagok halmozódhatnak fel. Szennyezőnek, toxikusnak tekintjük azokat az anyagokat, amelyek káros hatást fejtenek ki a talajra, növényre, állatra, emberre. Számos ásványi elem nélkülözhetetlen vagy legalábbis előnyös élettani hatású, de mérgezővé vagy károssá válik túlsúlya esetén. A károsság tehát az adag, terhelés, illetve a koncentráció függvénye (Kádár, 1998).

A toxikus anyagok felhalmozódását, a környezeti elemekben történő akkumulációját vagy mobilizálódását befolyásolják mind a szennyező anyag tulajdonságai:

- kémiai tulajdonságok,
- ionforma,
- oxidációs fok,
- szinergizmus, antagonizmus;

mind pedig a talaj tulajdonságai:

- kémhatása,
- agyagtartalma- és minősége,
- szemcseösszetétele,
- humusz mennyisége és minősége
- kationcsere kapacitása,
- a talaj redoxi viszonyai (Kádár, Németh, 2003, Kádár, 2008a, Kádár, 2008b).

Azaz, a fenti talajtulajdonságok változása esetén, az a talaj, amely korábban képes volt megkötni a terhelést, szennyező forrássá válhat, káros hatását kifejtve a növényi szervezetre, állatokra vagy az emberre.

2.4. Szekvenciális feltárások, kitekintés a standardizált BCR feltérési módszerre

Mivel mind a szennyező anyag tulajdonságai, mind pedig a talaj/üledék tulajdonságai hatással vannak a szennyező anyag mobilizációjára, ezért az összes előforduló fém-koncentráció meghatározása (és a határértékek szerinti minősítése) nem elégséges ahhoz,

hogy megbecsüljük a szennyezett közeg káros (növény, állat, ember) hatásait. Ahhoz, hogy ezt megbecsülhessük, a szennyező anyagokat, nehézfémeket érdemes elkülönítenünk előfordulási (kémiai) formáik szerint. Ha ezt megteesszük, akkor következtethetünk a fémek mobilizálhatóságára, illetve növények általi hozzáférhetőségre. A különböző környezeti elemekben megtalálható fémek előfordulásának meghatározására több feltérési módszer is kidolgozásra került. A következőkben a különböző üledékekre kidolgozott feltérési módszereket tekintem át.

Az eltérő előfordulási formák meghatározásának módszerét szekvenciális kioldásnak nevezzük. A feltérési módszer lényege, hogy különböző erősségű oldatokkal (savakkal) eltérő mértékben kötődő fémeket extrahálunk. A szekvenciális feltérés kettő vagy több lépcsős, általában a három-öt lépcsős feltérásokat alkalmazzák üledékekre.

A leggyakrabban használt módszer elvi alapjait Tessier et al. (1979) és Kersten, Forstner (1986) dolgozták ki. Tessier-féle feltérési módszer egy öt lépcsős módszer, melynek során az alábbi fém-formák extrahálhatók: 1. kicserélhető; 2. karbonátokhoz kötött; 3. Fe és Mn oxidokhoz kötött; 4. szerves anyagokhoz és szulfidokhoz kötött; 5. maradék.

Ezt a viszonylag egyszerű módszert számos kutató átdolgozta, továbbfejlesztette úgy, hogy a használt reagenseket módosította (Borovec et al., 1993; Campanella et al., 1995; Zdenek, 1996; Gomez-Ariza et al., 2000; Maiz et al., 2000; Pagnanelli et al., 2004). Ennek következtében számos eltérő eljárással dolgoztak a világon. Annak érdekében, hogy felszámolják az eltérő feltérési folyamatokat és, hogy egységes módszert dolgozzanak ki, létrehozták a BCR (Community Bureau of Reference) technikát (Ure et al., 1993). A módszert 1999-ben a European Community (EC) Standard Measurement and Testing Programme (SM&T) (korábban Commission of the European Communities) keretében fejlesztették ki standardizációs céllal. Az eljárás részletes leírása megtalálható számos helyen (Rauret et al., 1999; Sahuquillo et al., 1999).

Az eljárás három egymást követő kioldási folyamatot ír le, amelyek alapján a fémek következő formáinak elkülönítésére van lehetőség: 1. sav oldható fázis (Frakció I); 2. redukálható fázis (Frakció II); 3. oxidálható fázis (Frakció III). A sav oldható fázis meghatározása során a kicserélhető fémeket és a karbonátokhoz kötött frakciókat különíti el. Ezen oldási folyamat során kinyert fémek azok, amelyek könnyen képesek az üledékből a oldatba kerülni (például pH változás esetén). Ez a fémhányad kötődik a leggyengébben az üledékhez, ennek következtében a környezetre a legveszélyesebb. A második, redukálható fázis tartalmazza azokat a fém előfordulásokat, amelyek a vas és magnézium oxidokhoz kötöttek. Ezek a fém formák abban az esetben szabadulnak fel, ha az üledék oxikusból anoxikussá változik (például az üledékben található mikroorganizmusok aktivitása miatt). A harmadik, ún. oxidálható fázis a fémeknek az a része, amely a szerves anyagokhoz, illetve a szulfidokhoz kötődik. Ezek oxidatív körülmények között szabadulnak fel. Ez a feltétel létrejöhet számos esetben, mint például ha az üledék újra szuszpenzálódik (kotrás, árvíz, apály-dagály jelenség esetén) és az üledék részecskék kapcsolatba kerülnek oxigén-dús vízzel. A három fázis feltérését követően egy úgynevezett negyedik, „maradék-fázis” meghatározása következhet (Frakció IV). A negyedik fázist az összes fém-tartalom és az első három fázis összegének a különbsége adja. Az a fém-tartalom, amely ebben a fázisban van jelen, az az ásványokhoz kötődik és alkotó része a kristály-szerkezetnek. Ez azt eredményezi, hogy nagy valószínűséggel ez a frakció nem oldódik ki az üledékből. A standardizált BCR feltérési módszert számos kutató alkalmazta különböző területeken (Togalioglu et al., 2000; Quevauviller et al., 1993; Rauret et al., 1999; Wang et al., 2002; Morillo et al., 2004; Lopez-Sanchez et al., 1996; Kuang-Chung et al., 2001; Yuan et al., 2004; Fuentes et al., 2008; Davidson et al., 1994; Sahuquillo et al., 1999; Salomons, 1993; Fiedler et al., 1994; Usero et al., 1998; Martin et al., 1998; Agnieszka, Wieslaw, 2002). A módszert a magyarországi

gyakorlatba is átvették és végeztek vizsgálatokat a Balatonhoz és vízgyűjtőjének üledékéhez kapcsolódóan (Weisz et al., 2000).

A szekvenciális feltérési módszerek áttekintését és az alkalmazók körét a 2. táblázat segíti:

2. táblázat. A szekvenciális feltérési módszerek áttekintő táblázata

Feltérési módszert kidolgozó	Alkalmazott oldószerek	Fázisok	Alkalmazók (példák)
Tessier (1979)	1 M MgCl_2 (pH=7.0) 1 M NaAcO (pH=5.0) 0,04 M $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ + 25% HAcO 0,02 M HNO_3 + H_2O_2 30%+3,2 M NH_4OAc + 50% HNO_3 HClO_4 / HF	1. kicserélhető 2. karbonátokhoz kötött 3. Fe és Mn oxidokhoz kötött 4. szerves anyaghoz és szulfidokhoz kötött 5. maradék	Maiz et al. (2000) Pagnanelli et al. (2004) Abd El-Azim (2005)
Salomons-Forstner (1984)	0,1 M NH_2OH / HCl 8,8 M H_2O_2 / HNO_3 + NaOAc HF / HClO_4	1. Fe és Mn oxidokhoz kötött 2. szerves anyaghoz és szulfidokhoz kötött 3. maradék és szilikátokhoz kötött	Nincs adat
European Community (EC) Standard Measurement and Testing Programme (SM&T): BCR feltérás (1994)	0,11 mol l^{-1} CH_3COOH (pH=2.85) 0,1 mol l^{-1} NH_2OH HCl (pH=2) 8,8 mol l^{-1} H_2O_2 + 1 mol l^{-1} $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (pH=2) HNO_3 + 3 HCl (H_2O_2)	1. Kicserélhető, víz és savoldható (karbonátokhoz kötődő) 2. Fe és Mn oxidokhoz kötött 3. Oxidálható: szerves anyaghoz és szulfidokhoz kötött 4. Maradék (litogén)	Davidson et al. (1994) Quevauviller et al. (1994) Lopez-Sanchez et al. (1996) Rauret et al. (1999) Sahuquillo et al. (1999) Tokalioglu et al. (1999) Weisz et al. (2000) Kuang-Chung et al. (2001) Wang et al. (2002) Morillo et al. (2004) C. Yuan et al. (2004) Fuentes et al. (2008)
European Community (EC) Standard Measurement and Testing Programme (SM&T): átdolgozott BCR feltérás (1999)	0,11 mol l^{-1} CH_3COOH (pH=2.85) 0,5 mol l^{-1} NH_2OH HCl (pH=1,5) 8,8 mol l^{-1} H_2O_2 + 1 mol l^{-1} $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (pH=2) HNO_3 + 3 HCl (H_2O_2)	1. Kicserélhető, víz és savoldható (karbonátokhoz kötődő) 2. Fe és Mn oxidokhoz kötött 3. Oxidálható: szerves anyaghoz és szulfidokhoz kötött 4. Maradék (litogén)	Mossop, Davidson (2003) Rao et al. (2010)
Gosztonyi et al. (2011)	Desztillált víz 0,001 M HNO_3 0,01 M HNO_3 0,05 M HNO_3 0,1 M HNO_3 HNO_3 + H_2O_2	Nincs elnevezés	Nincs adat

A Commission of the European Communities által kidolgozásra került az ún. BCR CRM 601 módszer. Az eredeti BCR feltérési módszerhez képest a különbség kizárólag a 2. frakció elkülönítésében van, mégpedig úgy, hogy az oldat ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$) koncentrációját megnövelték és a pH-ját lecsökkentették. Ez javította a reprodukálhatóságot annak köszönhetően, hogy lehetővé tette a talaj/üledék redukálható fázisának hatékonyabb kioldását, elérhetőbbé téve a vas-hidroxid fázist. Az eredeti és a módosított feltérési módszer összehasonlításakor az a megállapítás született, hogy a módosított BCR technológia képes lehet a redukálható vas-alapú komponensek feltérására a talajokban és üledékekben (Mossop et al., 2003).

2.5. Ökológiai kockázatbecslés módszerei

A holtágak iszapjában megtalálható nehézfémek feltérását követően szükséges egy olyan módszert választani, amely lehetővé teszi a holtágak üledékének ökológiai kockázatának meghatározását. Az ökológiai kockázat a környezetbe kikerült vegyi anyagok és káros fizikai tényezők ökoszisztémát veszélyeztető hatásaiból eredő kockázat, mely meghatározható a várható kár nagysága és a bekövetkezés valószínűségének szorzataként (Szerényi, 2005). Az ökológiai kockázat becslésre a gyakorlatban többféle statisztikai módszert alkalmaznak. A feldúsulási faktor számításából és a többlépcsős nehézfém feltérési eredményeiből is következtethetünk a potenciális kockázatra (Risk Assessment Code) (Tang et al. 2010), azonban összetettebb módszerek is léteznek a kockázat becslésére. Ezen módszerek többsége a szennyező anyagok emberre gyakorolt hatását számszerűsíti (humán ökológiai kockázatbecslés), melyek meghatározása számítógépes szoftverek segítségével történik. Az ökotoxikológiai kockázat becslés talajokra széles körben alkalmazott módszere a Species Sensitivity Distributions (SSDs) (Posthuma et al., 2002; Maltby et al., 2005; Newman et al., 2000; Pennington, 2003; Wheeler et al., 2002) és az ms-PAF módszer (Vliet et al., 2008). Mindkét módszer a különböző talaj organizmusok érzékenységet vizsgálja kémiai stressz hatására (Boekhold, 2008; Swartjes et al., 2008). A szárazföldi ökoszisztémák esetében a földigiliszták, míg a vízi élőhelyekre vonatkozóan alga, vízibolha és hal-kísérletek eredményeiből következtetnek a hatások mértékére (Szerényi, 2005).

Hakanson (1980) svéd kutató az ökológiai kockázat számítását szedimentológiai alapokra helyezi, figyelembe veszi az egyes nehézfémek jellemzőit és a környezetben való viselkedésüket. Így a számított kockázati érték nemcsak a nehézfém-koncentráció függvénye, hanem az előforduló elem toxikológiai-környezeti hatása által módosított érték. Hakanson módszerét vízi rendszerek ökológiai kockázatának meghatározására dolgozta ki. Ennek megfelelően a kockázat-becslést elsősorban üledékek ökológiai kockázatának meghatározására alkalmazzák a kutatók (López-Galván et al., 2009; Qiu, 2010; Fiori et al, 2013; Jiang et al, 2014; Devanesan et al, 2017).

2.6. Az adatok értékelésének jogi háttere

A holtágak vízminőség szerinti osztályozása során a kémiai oxigénigényt, a tápanyagtartalom értékeit és a mikroszennyező anyagok koncentrációját tekintve az MSZ 12749:1993 szabvány szerint jártam el. A 2014-ben visszavont szabvány alkalmazását indokolja az, hogy nincs más érvényben lévő szabvány, jogszabály vagy egyéb iránymutatás, amellyel a felszíni vizek osztályozása megvalósítható lenne. A vízvizsgálati adatokat továbbá a 31/2004. (XII.30.) rendelet iránymutatásai és a 10/2010. (VIII.18.) a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól szóló VM rendeletben található határértékek szerint értékeltem. Az általam vizsgált víztestek a 31/2004. (XII.30.)

rendelet szerint a „Meszes, kis területű, sekély, nyílt vízfelületű, állandó” és a „Meszes, kis területű, közepes mélységű, nyílt vízfelületű, állandó” kategóriákba sorolandó. A

3. táblázatban a 10/2010. (VIII.18.) Kormányrendeletben meghatározott határértékeket közlöm, amely paraméterekre vonatkozó vízvizsgálati adatokkal rendelkezem:

3. táblázat. A 10/2010. (VIII.18.) VM rendeletben a felszíni vízre megállapított határértékek

	Rendelet szerinti határértékek
NH⁴⁺ (mg/l)	< 0,3
NO³⁻ (mg/l)	< 0,4
KOI_p (mg/l)	< 40
Zn (mg/l)	75
Cu (mg/l)	10

A talaj- és üledékvizsgálataim során feltárt szennyező anyag koncentrációkat a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről együttes rendeletben meghatározott földtani közegre megállapított „B” szennyezettségi határértékek szerint minősítettem. A 6/2009. (IV. 14.) rendelet tartalmazza a mérgező elemek és káros anyagok megengedhető koncentrációját a talajokban és veszélyességet jellemző besorolást ad az egyes szennyező anyagokra vonatkozóan. Alkalmaztam továbbá a (nem hatályos) 10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-KHVM a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről együttes rendeletben a talajokra meghatározott „A” háttérkoncentrációs értékeket, melyek megadják az anyag természetes vagy természetközeli állapotát jelentő koncentrációját a talajban. A nem hatályos 10/2000. (VI.2.) Kormányrendelet alkalmazását indokolja, hogy más, hatályos jogszabályok nem tartalmaznak a talajokra vonatkozó „A” háttérkoncentrációs értékeket.

A 10/2000. (VI.2.) és a 6/2009. (IV. 14.) rendeletekben meghatározott határértékeket a 4. táblázatban közlöm.

Talajvizsgálati eredményeimet a 10/2000. (VI.2.) és a 6/2009. (IV. 14.) rendeletekben, míg iszapvizsgálati eredményeimet a 6/2009. (IV. 14.) meghatározott határértékek alapján végeztem el.

4. táblázat. A 10/2000. (VI.2.) és a 6/2009. (IV. 14.) rendeletekben talajban meghatározott határértékeket

	10/2000. (VI.2.) rendelet szerinti „A” határértékek (mg/kg)	6/2009. (IV. 14.) rendelet szerinti „B” határértékek (mg/kg)
Zn	100	200
Cd	0,5	1
Pb	25	100
Ni	25	40
Co	15	30
Cr	30	75
Cu	30	75
As	10	15

A 40/2008. (II.26.) Kormányrendelet tartalmazza a mérgező elemek és káros anyagok megengedhető koncentrációját a talajokban szennyvíziszap kihelyezés esetén. A jogszabály a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának lehetőségeit, illetve azok kezelésének szabályait foglalja magába, tartalmazza továbbá, hogy milyen talaj- és vízvizsgálatok szükségesek a szennyvizek és a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának megkezdéséhez, valamint kiterjed a mérgező elemek és a károsanyagok határértékeinek tárgyalására is mezőgazdasági felhasználás esetén.

A rendeletekben foglalt határértékek felhasználásával lehetséges az, hogy a holtágrekultivációk során kikotort iszapok mezőgazdasági területen történő kihelyezésének lehetőségeit felmérjük.

3. Mintaterület bemutatása

3.1. Dél-Tisza-völgy

A Dél-Tisza-völgy (mely kiterjedése a Tisza mentén Csongrádtól délre Magyarország déli határáig terjed) területét a pliocén rétegsorra települt többszáz méter vastag pleisztocén és holocén folyóvízi üledék alkotja. A felszín, ahol többnyire holocén öntésszap található néhol infúziós löszből álló kiemelkedések tarkítják.

A Dél-Tisza-völgy első alkörzete az Alsó-Tiszai- ártér északi része, ahol a Holocén kori felszín gazdagon tarkított folyómedrekkel és morotvákcal. Ezen a területen a felszíni üledék nagyrészt öntésszap. Ez után lefelé haladva réti agyag, infúziós lösz, agyagos iszap halmozódott egymásra, majd felfelé megjelennek az egyre durvuló, laza folyóvízi üledékek. A második alkörzet az Alsó-Tiszai- ártér középső része, mely az előző területtől abban különbözik, hogy déli részén már megjelenik a durvább szemcseösszetételű Maros homok. A felszínen több helyen is egy-két méteres szintkülönbségű tereplépcsők találhatóak, melyek a folyó oldalazó eróziója által jöttek létre. A holocén kori ártér itt körülbelül 5-10 km szélességű. A Dél-Tisza völgy harmadik alkörzete a folyóvölgy déli területe. Ez a szakasz a legszélesebb, a felszíni üledékek jelentős részét Maros hordalék alkotja. A felszíni formák nagyrészt folyóvízi eredetűek, de néhol eolikus képződmények is előfordulnak. A terület geomorfológiai térképét és kiterjedését az 5. ábra mutatja (Marosi, Somogyi, 1990; Dövényi, 2010; Lászlóffy, 1969).

5. ábra. Az Alsó-Tisza vidék geomorfológiai térképe (Lászlóffy, 1969)

A Tisza alsó szakaszát a Hármas-Körösön, a Maroson és a Kurcán kívül számos kisebb vízfolyás táplálja. A területen a talajvíz mélysége 2-4 m között mozog (Bancsi, 2000).

A terület az Alföld flórávidék Tiszántúl flórajárásának déli részéhez tartozik, az eredeti növénytakarót többnyire csak a hullámtéren belül találjuk meg. A terület legjellegzetesebb erdőtársulásai voltak a fűz-nyár ligeterdők, bokorfűzesek, tölgy-szil-kőris ligeterdők, valamint a pusztai tölgyesek. Az invazív fajok terjedése a terület legértékesebb közösségeit, a folyómedrek pionír társulásait, ligeterdő töredékeket, valamint a morotvák hínár- és mocsári vegetációit is veszélyeztetik. Területhasznosítás tekintetében a hullámtéren zömmel erdőgazdálkodás (nemesnyárasok), ártéri legelők, illetve nyaralók és kiskertek figyelhetők meg. A mentett oldalon jellemző a terület mezőgazdasági hasznosítása (Marosi, Somogyi, 1990; Dövényi, 2010).

Az alábbi, 5. táblázatból látható, hogy a Dél-Tisza völgy területének kétharmadát a Tisza, illetve a talajvíz hatásának köszönhetően réti talajok fedik. E talajtípus képződésének feltétele vízzel való telítettségének, melynek következtében ezekben a talajokban gyakorta találhatunk rozsdafoltokat, vagy egyéb vaskiválásokat, emellett a levegőtlenység hatására jellegzetes szervesanyag-képződés figyelhető meg. A Dél-Tisza vidéknek körülbelül 13%-án találhatunk különféle csernozjom talajokat, melyek a humuszanyagok felhalmozódásának és a morzsalékos szerkezetüknek következtében igen jó termékenységűek. A Dél-Tisza völgy szikes taljai a nagy mértékű sófelhalmozódás következtében mezőgazdaságilag csak gyengén, vagy egyáltalán nem hasznosítható területek. A mintaterületnek csak kis hányadát, mindössze 3%-át teszik ki a gyenge tápanyag-szolgáltató humuszos homoktalajok (Marosi, Somogyi, 1990; Dövényi, 2010; Stefanovits et al., 1999).

5. táblázat. Talajtípusok %-os előfordulása a Dél-Tisza-völgyben (Marosi, Somogyi, 1990; Dövényi, 2010; Stefanovits et al., 1999)

Talajtípusok	Előfordulás (%)	Tápanyag ellátottság
Öntés réti talaj	43	Kedvező
Réti talaj	28	Szélsőséges
Alföldi mészlepedékes csernozjom	2	Jó
Réti csernozjom	9	Jó
Mélyben sós réti csernozjom	2	Jó
Humuszos homoktalajok	3	Gyenge
Szoloncsák-szolonyec	1	Nem hasznosítható
Réti szolonyec	5	Nem hasznosítható
Sztyeppesedő réti szolonyec	3	Kedvező
Szolonyeces réti talajok	4	Gyenge

A Dél-Tisza-vidéki természetes tájat jelentős mértékben befolyásolták különböző antropogén tevékenységek, a legszembetűnőbb táji változásokat az ár- és belvízvédlemhez kapcsolódó munkálatok eredményezték. A Tiszán 1846 óta építenek árvízvédelmi töltéseket, melyeket nemcsak karbantartanak, hanem azóta is folyamatosan fejlesztenek, erősítenek, magasítanak. A belvíz elleni védekezés következtében is számos idegen táji elem került a Tisza völgyébe. A 19. század végétől kezdték kiépíteni a belvízvédelmi csatorna-hálózatot, szivattyútelepeket, víztározókat.

Az általam vizsgált Tisza-menti holtágak a Tisza részvízgyűjtőjének Alsó-Tisza jobb part alegységén és Kurca alegységén találhatóak. Az alegységekről készült átnézeti térképeket a 6. és a 7. ábra mutatja (Vízgyűjtő-gazdálkodási terv, 2015).

Az Alsó-Tisza jobb part alegységet Keleten a Tisza, Északon az Alpár-Nyárlőrincicsatorna vízgyűjtője, Nyugaton a Duna-völgyi-főcsatorna és Felső-Bácska, míg Délen az országhatár határolja. A folyó vízgyűjtő területe két részre osztható: az aktív ártéri zónára és a passzív ártéri (hullámtéri) területekre. A mentett oldali területek a mezőgazdasági művelés aktív területei, míg a hullámtéren a gazdálkodás visszaszorult. Ennek káros hatása az invazív fajok előretörése, az egykori hullámtéri növényzet degradációja. Az alegység vízgyűjtő-gazdálkodási tervében – az általam is vizsgált holtágak közül – az Atkai-Holt-Tiszát és a Serházzugi-Holt-Tiszát jelöli ki reprezentatív víztestként (Vízgyűjtő-gazdálkodási terv, 2015).

Az Alsó-Tisza jobb part alegység vízgazdálkodási problémáit elsősorban a települési szennyvizek, települési csapadékvizek elvezetése, üzemek, állattartó telepek szennyvízei, halas- és horgásztavak leürítése, termálvizek, belvizek, a csatornázatlan területekről származó szennyvizek felszíni vizekbe történő bevezetése okozza (Vízgyűjtő-gazdálkodási terv, 2015).

6. ábra. Az Alsó-Tisza jobb part vízgyűjtő alegység átnézeti térképe (Vízgyűjtő-gazdálkodási terv, 2015).

A Kurca alegységet nyugatról a Tisza, északról a Veker-ér vízgyűjtője, keletről a Mágocs-ér és a Kőrös-ér, míg délről a Maros határolja. A szabályozásokat követően, a folyóvízi felszínformáló folyamatok csak a hullámtéri területeket érintették, a tájváltozást ma már az antropogén tevékenységek határozzák meg. Az alegység legnagyobb állóvize a Nagyfai-holtág, mely mellett – az általam is vizsgált holtágak közül – a Körtvélyesi Holt-Tiszát jelölték ki, mint a vízgyűjtő alegységet reprezentáló felszíni víztest (Vízgyűjtő-gazdálkodási terv, 2015). A Kurca alegység vízkészletét érő negatív hatások közül meg kell említeni a települési szennyvíz, a települési csapadékvíz, állattartó telepekről, mezőgazdasági területekről származó (szenny)vizek felszíni vízbe történő bevezetését, a halastavak, horgásztavak, termálvizek felszíni vízbe történő bevezetéseit, illetve a szemetelés, illegális hulladéklerakás következményeit (Vízgyűjtő-gazdálkodási terv, 2015).

7. ábra. A Kurca vízgyűjtő alegység átnézeti térképe (Vízgyűjtő-gazdálkodási terv, 2015).

3.2. Körös-vidék

A Körös-vidék mai arculatát a pleisztocén kori folyóvízi felszínformáló tevékenységek határozzák meg. A pleisztocén korban a Berettyó-Körösvidék területén futottak össze a Tisza, Szamos, Bodrog, Sajó, Hernád folyó, az Eger-patak, a Maros egyes ágai, valamint a Körösök és a Berettyó. A pleisztocén kori üledékfelhalmozódás következtében ma a terület legnagyobb részét több mint 200 m vastag folyóvízi üledék fedi, van olyan térség, ahol ezen üledék vastagsága a 300 m-t is meghaladja (Marosi, Somogyi, 1990; Dövényi, 2010).

A folyóvízi üledékfelhalmozódás a holocén korban is folytatódott a Berettyó-Körösvidéken, azonban ekkor már csak a Körösök és a Berettyó haladnak át a térségen, mivel a többi vízfolyás a lejtésviszonyok megváltozásának következtében elhagyják a területet. Ekkor a Hármaskörös elfoglalja a Szamos-Tisza elhagyott meandereit. Ma a Berettyó-Körösvidék Körösök menti területein homokos, iszapos, illetve agyagos öntésföldek, a hordalékkúpokon és a folyóhátakon pedig óholocén lösszerű üledékek találhatók meg. A Hármaskörös mai folyását öntéshomok és öntésszap kíséri 3-5 km szélességben (Marosi, Somogyi, 1990; Dövényi, 2010).

A Körös-vidék éghajlatát jellemzően meghatározza az Erdélyi-szigethegység, melynek hatására a terület keleti részei felé növekszik a csapadék évi átlagos mennyisége. A terület mégis csapadékban szegény (Marosi, Somogyi, 1990; Dövényi, 2010).

A Hármaskörös vízgyűjtő területét a Sebes-, a Kettős- valamint a Fehér-Körösön kívül a Berettyó és a Hortobágy-Berettyó-főcsatorna építi fel. Mindezek mellett igen jelentős számú és hosszúságú csatorna táplálja a főbb vízfolyásokat. A talajvízszint átlagos mélysége 3-6 m közötti (Bancsi, 2000).

A Hármaskörös menti területek az Alföld flórávidék Tiszántúl flórajárásához tartozik. Az egykor nagy területeket borító ősi hínárosok, nádasok, zsombékosok és mocsárrétek ma már csak kisebb foltokban, az alacsonyabb térszíneken figyelhetők meg. A magasártéren jellemzően tölgy-szil-kőris ligeterdők kevés nyárral tarkítva, az alacsonyabb ártereken fűz-nyár ligeterdők fordulnak elő. A hullámtereken megtalálhatók irtás eredetű ártéri legelők, míg a mentett oldalakon ártéri kaszálórétek (Marosi, Somogyi, 1990; Dövényi, 2010).

A vizsgálati területeim a Békési-sík és a Körösszög kistájakat érintették.

6. táblázat. Talajtípusok %-os előfordulása a Békési-síkon és a Körösszögben (Marosi, Somogyi, 1990; Dövényi, 2010; Stefanovits et al., 1999)

Talajtípusok	Előfordulás (%) Békési-sík	Előfordulás (%) Körösszög	Tápanyag ellátottság
Alföldi mészlepedékes csernozjom	38	0	Jó
Mélyben sós alföldi mészlepedékes csernozjom	1	0	Jó
Réti csernozjom	8	39	Jó
Mélyben sós réti csernozjom	32	31	Jó
Réti szolonyec	5	6	Nem hasznosítható
Sztyeppesedő réti szolonyec	3	7	Kedvező
Szolonyeces réti talajok	10	0	Gyenge
Réti talajok	3	0	Jó
Réti öntéstalajok	0	17	Kedvező

A Békési-sík területének legnagyobb részét – 38%-át – alföldi mészlepedékes csernozjom talaj fedi. Ezek a talajok igen kedvező mezőgazdasági adottságúak, jó termékenységűek, 3-4%-ban tartalmaznak szerves anyagot. A Körösszögben az uralkodó talajtípus löszös üledéken kialakult réti csernozjom, valamint a mélyben sós réti csernozjom talajok. Ezek az igen jó termékenységű talajok alkotják a Körösszög területének 70%-át (Marosi, Somogyi, 1990; Dövényi, 2010; Stefanovits et al., 1999) (6. táblázat).

Az általam vizsgált Körös-menti holtágak a Tisza részvízgyűjtőjének Hármaskörös (8. ábra) és Kurca alegységén (7. ábra) találhatóak (Vízgyűjtő-gazdálkodási terv, 2015). A Hármaskörös alegység területén a víztestek többsége mesterséges vagy erősen módosított víztest. A területen három természetes holtág található (Félhalmi-, Peresi-, Szarvas-

Békésszentandrás holtágrendszer), melyek, jelentős része jelenleg is, mint belvíz befogadó, valamint vízátervezető szerepet tölt be és gravitációs, szivattyús kapcsolatban áll a Hármas-Körösrel. Az általam vizsgált holtágak közül egyik sem került a reprezentatív víztestek közé.

8. ábra. A Hármas-Körös vízgyűjtő alegység átnézeti térképe (Vízgyűjtő-gazdálkodási terv, 2015).

A Hármas-Körös vízgyűjtő alegység vízkészletét érő hatások közül megemlítenéd a települési szennyvíz, az üzemi szennyvizek felszíni vízbe történő bevezetése, a múltbeli szennyezésekből, szennyezett ipari területekről, állattartó telepekről származó szennyvizek, szakszerűtlenül kiképzett kutakból származó szennyezők, termásvíz, belvíz, városi csapadékvíz bevezetése felszíni vízbe (Vízgyűjtő-gazdálkodási terv, 2015).

3.3. A vizsgált holtágak az Alsó-Tisza-vidéken

A ma is látható Alsó-Tisza-vidéki táj az 1846-ban megindult tiszai szabályozási munkálatok eredményeképp jött létre. A szabályozások során árvízvédelmi töltéseket építettek, a folyó esésének növelése érdekében pedig a kanyarulatokat átvágták, így keletkezett a legtöbb Dél-Tisza menti holtág. A szabályozás következtében a Csongrád és a mai országhatár közötti Tisza szakasz hossza 128 km-ről 84 km-re csökkent, ezzel a folyó hossza ezen a szakaszon 36%-kal rövidült. Ezen szakaszon a folyó szabályozások előtti esése

2,5 cm/km-ről 3,8 cm/km-re nőtt. Az átvágások következtében a Tisza alsó szakaszán 27 holtág jött létre melyek együttes hossza 65 km. (Somogyi, 1980). A VITUKI által 1962-ben felmért 27 holtág közül 8 darab 5 hektárnál kisebb, tizenhárom 5–50 hektár közötti, négy 50–100 hektár közötti és kettő 100 hektárnál nagyobb.

Az Alsó-Tisza vidéken megtalálható 11 holtág közül a Csongrádi-, Osztorai-, Mártélyi-, Körtvélyesi-, Nagyfai-, Atkai-, Saséri holtágakat vizsgáltam, melyek elhelyezkedését a 9. ábra mutatja be. A vizsgált holtágak közül négy a hullámtéren, míg három a mentett oldalon található meg.

9. ábra. Alsó-Tisza-vidéki holtágak

A Csongrádi, más néven Serházzugi Holt-Tisza a folyó jobb partján, a Körös torkolat alatt, ármentesített területen helyezkedik el. A holtág a 84. számú átvágásnál keletkezett 1856-ban, feliszapoltsága közepes mértékű, felszínét 20-25%-ban borítja nád és sás. Mivel az élő Tiszával nincs közvetlen kapcsolata, ezért a vízutánpótlását a belvizek, csapadékvizek és szivárgó vizek biztosítják (Pálfai, 2001). A holtág és környezete nem tartozik természetvédelmi területhez. Az Alsó-Tisza jobb part alegység Vízigyűjtő-gazdálkodási Terve (2015) az erősen módosított víztest kategóriába sorolja, azaz a holtágat olyan mértékű antropogén hatások érték/érik, hogy emiatt a jó állapot nem érhető el (Vízigyűjtő-gazdálkodási Terv, 2015).

Az Osztorai Holt-Tisza a Tisza szabályozás során 1856-ban alakult ki a Tisza bal parti hullámtéren. Medrének feliszapoltsága előrehaladott, vízi növényzettel való benőttisége közepes mértékű. Magas tiszai ár hullámok esetén elöntésre kerül. Leüríthető az alsó végén lévő, műtárgy nélküli hullámtéri csatornán keresztül. Rendeltetése halász- és horgászvíz,

kedvelt kirándulóhely. Bár élővilága változatos és fajokban igen gazdag (Pálfai, 2001), jelenleg nem tartozik természeti védelem alá.

A Mártélyi Holt-Tisza az 1889-92-es munkálatok során keletkezett a 86. számú átvágásnál, a Tisza bal partján, hullámtéren helyezkedik el. A holtág a Tiszával az alsó végén található csatornával áll kapcsolatban. Feliszapoltság közepes mértékű, néha az eutrofizálódás jelei mutatkoznak. A holtág rendeltetése öntözővíz-tározás és szállítás, ami a vízminőségre kedvező hatással van. Ezen kívül a holtágat belvíztározásra, horgászatra, vízisportokra, valamint a környező területeket üdülésre használják. Élővilága gazdag és változatos, fokozott védelmet érdemel, a holtág és környezete a Mártélyi Tájvédelmi Körzethez tartozik (Pálfai, 2001).

Ugyancsak a Mártélyi Tájvédelmi Körzethez tartozik a Körtvélyesi Holt-Tisza, ami 1862-87 között végrehajtott 87. számú átmetszéssel jött létre. A holtág a Tisza bal parti hullámtérén helyezkedik el, vízi növényzettel való benőttsege igen előrehaladott, medre közepesen feliszapolódott. A holtág alsó végén elhelyezkedő csatornán keresztül kapcsolódik a Tiszához. Vízutánpótlását a csapadékvizeken túl szivárgó vizekből és árhullámokból nyeri. Élővilága nagyon változatos és gazdag (Pálfai, 2001). A Kurca alegység Vízyűjtő-gazdálkodási Terve (2015) a természetes állóvíz kategóriába sorolja.

A Nagyfai Holt-Tisza a területen történő, 1862-ben kezdődő szabályozások során, a 89. számú átmetszésnél jött létre a Tisza bal partján, ármentesített területen. A holtág feliszapoltsága előrehaladott, vízi növényzettel való borítottsága csekély. A Tiszával a hódmezővásárhelyi öntözőrendszeren keresztül áll kapcsolatban. Rendeltetése belvíztározás, öntözővíz-tározás, valamint halászat. Változatos és gazdag élővilága miatt természeti védelemre érdemes lenne (Vízyűjtő-gazdálkodási terv, 2015; Pálfai, 2001). A Kurca alegység Vízyűjtő-gazdálkodási Terve (2015) az erősen módosított víztest kategóriába sorolja, mely szerint az ember által okozott változás olyan mértékű (és e módosítás az emberi igények miatt továbbra is fenntartandó), hogy emiatt a jó állapot nem érhető el, azaz az intézkedések során az elsődleges cél a funkció fenntartása (a környezeti szempontú jó gyakorlat fenntartása mellett) (Vízyűjtő-gazdálkodási Terv, 2015).

Az 1862-es tiszai szabályozásokkor, a 83. számú átvágásnál a folyó jobb partján egy olyan holtág keletkezett, melynek – a gátépítések következtében – egyik része a mentett oldalra, míg egy másik, kisebb része a hullámtérre került. Az előbbi az Atkai Holt-Tisza, az utóbbi pedig az úgynevezett Sasér. Mindkét holtág országosan védett, jelenleg a magyar állam tulajdona. Az Atkai-holtág kezelője a Csongrád Megyei Földművelésügyi Hivatal, a Saséri holtág kezelője pedig a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága, mindkét holtág országos jelentőségű természetvédelmi területhez, a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzethez tartozik (Pálfai, 2001).

Az Atkai Holt-Tisza területe 83 ha, víztérfogata 2,9 millió m³, a holtág átlagos szélessége 122 m, a meder hossza 6,8 km, átlagos mélysége 3,5 m. A holtágon található sziget, az úgynevezett Atka-sziget. A holtágat belvíztározásra, öntözővíz-tározásra valamint horgászatra használják. A horgászati tevékenységek fenntartása érdekében a területen rendszeresen végeznek hal-, elsősorban pisztráng- amúr- és busatelepítést. Az Atkai-holtág halállományát elsősorban az őshonos fajok kellene, hogy képviseljék; a növényevő halak telepítése ugyanis veszélyes lehet a vizek ökológiai egyensúlyára (Kákonyi, 1993).

A holtág vízkészletét a csapadék- és a belvízen kívül magas tiszai vízállás esetén a holtág déli részében található zsilip biztosítja, valamint szivattyúkon keresztül az algyői öntözőrendszerrel is összeköttetésben áll. A holtág medrének feliszapoltsága előrehaladott, vízi növényzettel való benőtsége csekély. Rendszeres szivattyús vízbetáplálással biztosítható a vízellátás, az ökológiai egyensúly fenntartása érdekében azonban érdemes lenne kiküszöbölni a gyakori és jelentős mértékű vízszintingadozásokat (Pálfai, 2001).

A holtág környezetének jellemző növényfajai a nád, gyékény, hínárfajok, kocsányos tölgy, szürke nyár, fehér fűz és a dió, jellemző állatfajai pedig a kiskócsag, nagykócsag, szürkegém, bakcsó, üstökös, fekete gólya, kormorán és a vidra.

A holtágot érintő antropogén hatások közül meg kell említeni a horgászati tevékenységet, annak minden zavaró jelenségével együtt. Sajnálatos módon ugyanis a horgászidőszakban igencsak megnövekszik a gépkocsiforgalom, tüzrakóhelyek jönnek létre, a vízpart szemetessé válik, valamint megfigyelhető a nád és növény-sáv pusztulása a növényevő halak miatt. A holtág közvetlen környezetében a mezőgazdasági termelés érdekében létrehozott öntözőcsatorna-hálózatot építettek ki. A szántóföldek közelsége miatt szennyező anyagok felszíni lefolyással kerülhetnek a mezőgazdasági területekről a holtág vizébe.

A Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv (2015) (Alsó-Tisza jobb part alegysége) az Atkai-Holt-Tiszát az erősen módosított víztest kategóriába sorolja, melynél az ember által okozott változás olyan mértékű, hogy nem érhető el a jó állapot (a jelenlegi funkció megtartása viszont javasolt).

A Saséri holtág területe 10 ha, víztérfogata 300 ezer m³, a meder átlagos szélessége 103 m, a hossza nem éri el az 1 km-t, átlagos vízmélysége 1 m körüli. A meder feliszapoltsága előrehaladott, vízi növényzettel való benőtsége csekély mértékű (Pálfai, 2001). E holtág fokozottan védett területen helyezkedik el, a „szentély” típusú holtágak csoportjába tartozik, továbbá védi a Ramsari egyezmény is. A fokozott védelemnek köszönhetően a területen közel természetes állapotok uralkodnak, a területet változatos flóra és fauna jellemzi: a vízpart erdősült, a holtágot fűzfák veszik körül. A holtág vízi növényzettel való benőtsége csekély, a holtág vize elsősorban az eutróf vizeket kedvelő nem iszapérzékeny és oxigénigényes fajoknak ad otthont. A terület jellemző növényfajai még a sulyom, lebegő és alámerült hínárfajok, keskeny és széleslevelű gyékény, nyílfű, virágkák. A holtág környezetében több ritka állatfaj is előfordul, a terület rétisasoknak, üstökös- és szürkegémeknek, kiskócsagoknak, bakcsóknak, réceféléknek, fekete gólyáknak, kormoránoknak, feketeharkályoknak, valamint macskabaglyoknak ad otthont (Kákonyi, 1993).

A hullámtéri holtág állandó és közvetlen kapcsolatban áll az élő Tiszával, nemcsak a felszín alatti szivárgás útján kap vízutánpótlást a folyóból, hanem áradásokkor a kiöntő Tisza is jelentős mennyiségű vizet szállít a Saséri mederbe, valamint a vízzel együtt nagy mennyiségű hordalékot is lerak a holtág területén. A kiöntések következtében a holtág vizének minősége megegyezik a Tisza vizének minőségével, a folyó hordalékszállításának eredményeképp a meder feliszapoltsága erőteljes. A rendszeres vízutánpótlás ellenére, mivel a holtág a rendszeres elöntések következtében a gyorsuló feltöltődés stádiumában van, már többször teljesen kiszáradt (Kákonyi, 1993; Pálfai, 2001).

A vizsgált holtágak általános adatait a 7. táblázatban foglalom össze (Pálfai, 2001).

7. táblázat. A vizsgált Alsó-Tisza-vidéki holtágak általános adatai Pálfai (2001) nyomán

A holtág megnevezése	Hossz (km)	Átlagos szélesség (m)	Terület (ha)	Átlagos vízmélység (m)	Vízterfogat (m ³)	Védettségi foka	Keletkezés éve	Elhelyezkedés
Csongrádi	7,5	174	130	2	2,6 millió	„Bölcs hasznosítású”	1860	Mentett oldal
Osztorai	2,5	100	25	1,6	400 ezer	„Szentély”	1880	Hullámtér
Mártélyi	4,6	100	46	2	920 ezer	„Bölcs hasznosítású”	1889	Hullámtér
Körtvélyes	4,7	128	60	3	1,8 millió	„Szentély”	1889	Hullámtér
Nagyfai	5,9	103	61	1,5	915 ezer	„Bölcs hasznosítású”	1887	Mentett oldal
Atkai	6,8	122	83	3,5	2,9 millió	„Bölcs hasznosítású”	1889	Mentett oldal
Sasér	0,97	103	10	1	300 ezer	„Szentély”	1889	Hullámtér

3.4. A vizsgált holtágak a Hármas-Körös-vidéken

A Hármas-Körös hatalmas, átöröklött kanyarulatait a szabályozások alkalmával kivétel nélkül átvágták. Ezzel a folyó eredeti hossza, mely 234 km volt, 91 km-re csökkent, így a Hármas-Körös hossza 60%-kal rövidült meg, a vízfolyás esése pedig 1,5 cm/km-ről 3-5 cm/km-re nőtt (Somogyi, 1980). Az első átvágásra a Hármas-Körös mentén 1834-ben került sor, melynek következtében létrejött a Szarvas-Békésszentandrás holtág, de a további átvágási munkálatokra csak az 1860-as éveket követően került sor.

A Hármas-Körös mentén 35 nagyobb holtág található, melyek együttes hossza meghaladja a 163 km-t. A holtágak közül 8 a hullámtéren, a többi 27 pedig a mentett oldalon helyezkedik el. A Hármas-Körös mentén 9 holtágat minősítettek szentély típusúnak (Pálfai, 2001).

A VITUKI felmérése szerint a Hármas-Körös menti holtágak közül kettő területe 5 ha-nál kisebb, huszonhét 5-50 ha közötti, három 50-100 ha közötti, és további három holtág területe 100 ha-nál nagyobb.

10. ábra. A Hármas-Körös menti holtágak

A 35 Hármas-Körös menti holtág közül a Csengedi-, Brenazugi-, Malomzugi- és az Iriszlói Holt-Körösöket és környezetüket mintáztam meg, ezek mellett adatokat gyűjtöttem a gyomaendrődi Fűzfászugi-, Endrőd-Középső-, valamint a Hantokerti Holt-Körösről (10. ábra).

A gyomaendrődi holtágak a Hármas-Körös bal parti ármentesített területén helyezkednek el. A holtágak Gyomaendrőd város belterületéhez tartoznak, a partjaik lakóházakkal és telkekkel teljesen körbe vannak véve. Ennél fogva a holtágak erőteljes antropogén hatásnak vannak kitéve, a holtágak medrére lakótelkek nyúlnak, melyek megnövelik annak esélyét, hogy különböző kommunális és mezőgazdasági eredetű hulladékok a holtágak vizébe jutva szennyezzék azokat. A holtágakba időnként illegálisan szennyvizeket is bevezetnek, valamint ipari területről érkező csapadékvíz-csatorna is torkollik a medrekbe (saját megfigyelés).

Az Endrőd-Középső holtág 1885-1886-ban keletkezett. A holtág medrének feliszapoltsága és növényzettel való benőtsége előrehaladott. A holtág vízpótlása megoldatlan, kizárólag belvizekből és szivárgó vizekből töltődik fel. A holtág funkciói a belvíztározás, a horgászat és a szennyvízszikkasztás (Pálfai, 2001).

A Fűzfászugi Holt-Körös 1872-1887-ben keletkezett, medrének feliszapoltsága közepes mértékű, növényzettel való benőtsége csekély. A holtág belvizekből és szivárgó vizekből töltődik. A holtág funkciója a belvíztározás, öntözővíz-tározás, halászat, horgászat (Pálfai, 2001).

A Hantokerti Holt Körös 1871-1880 között jött létre, a meder feliszapoltsága előrehaladott, növényzettel való benőtsége közepes mértékű. Szükség esetén a holtág vizének pótlása szivornyán keresztül lehetséges, a felesleges vízmennyiség leeresztése is megoldott. Ezzel a vízcserevel valamelyest lassítani lehet a szennyezések akkumulálódását, a káros anyagok vízben és iszapban való felhalmozódását. A holtág funkciója a másik két

gyomaendrői holtágéhoz hasonlóan belvíztározás, öntözővíz-tározás, halászat, horgászat (Pálfai, 2001).

Mindhárom gyomaendrői holtágról elmondható, hogy bár természeti értékeiket teljesen elvesztették, ennek ellenére tájképi, városképi hatásuk jelentős.

A Brenazugi Holt-Körös a folyó bal partján, hullámtéri területen helyezkedik el, a szentély típusú holtágak csoportjába tartozik. Pálfai (2001) szerint a holtág feliszapoltsága jelentős, vízi növényzettel való benőtsége igen előrehaladott. Terepbejárásaim (2007. április) során szerzett tapasztalataim szerint bár a meder feliszapoltsága valóban előrehaladott, s a vízmélység nem haladja meg az 1 métert, a vízi növényzet túlsúlya csak a holtágvégén észlelhető. A meder kisvizekkor gyakran teljesen kiszárad. A holtág vize árhullámokkor frissül, valamint belvizekkor a Jaksori szivattyú segítségével is pótolható. A holtág közelében nincsenek szennyező források, a holtág funkciói a belvíztározás és a horgászat. A terület állami tulajdon, kezelője a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatósága (Pálfai, 2001).

Malomzugi Holt-Körös a Hármaskörös bal parti hullámterén helyezkedik el, 1860-ban keletkezett. A holtág feliszapoltságáról, valamint a növényzettel való benőtségéről a szakirodalmak eltérően vélekednek. Kákonyi (1993) szerint a holtág medre mély ágyazódású és döntően növényzetmentes, míg Pálfai (2001) szerint a holtág feliszapoltsága előrehaladott és növényzettel, túlnyomó részt sulyommal való benőtsége 100%-os. Terepbejárásaim során (2007. április) én is tapasztaltam a sulyom nagy arányát és a holtág növényzettel való benőtségét igen erőteljesnek minősítem. A holtág kisvizes időszakokban teljesen kiszáradhat – kiszáradt például 1993. novemberében – ennek ellenére természetvédelmi jelentősége igen nagy, mivel az év jelentős részében ökológiai folyosóként funkcionál a Tisza és a Körös-torok között, valamint gazdag élővilággal rendelkező zavarásmentes vizes élőhelynek minősül. A holtág árhullámokból, esetenként belvizekből töltődik, valamint a leürítés is megoldott a holtág alsó végénél lévő csatorna segítségével. A Holt-Körösön a horgászat nem engedélyezett, a holtágot időszakonként lehalásszák. A holtág a Körösvölgyi Természetvédelmi Terület része és a szentély típusú holtágak csoportjába tartozik (Pálfai, 2001).

Az Iriszlói, vagy másik nevén Tüzkövesi Holt-Körös a Hármaskörös bal parti hullámterén helyezkedik el, 1870-ben keletkezett. Feliszapoltsága szintén igen előrehaladott, a sulyommal való benőtség közel 100%-os. 1993 őszén az Iriszlói holtágot szintén a teljes kiszáradás veszélye fenyegette, kizárólag a meder alsó harmadában volt kb. 30 cm mély víz. A holtág az árhullámokkor töltődik fel, leürítése pedig gravitációsan a holtág alsó végénél található csatornán keresztül történik meg. A terület élővilága igen gazdag és változatos. A holtág a Körösvölgyi Természetvédelmi Terület része és a szentély típusú holtágak közé sorolják. Az Iriszlói Holt-Körös sodorvonala megyehatár és a természetvédelmi terület határa is egyben (Pálfai, 2001).

A három említett hullámtéri holtág környezete a növényzet szempontjából igen nagy hasonlóságokat mutat. A holtágak által közrezárt területeken aktív legeltető gazdálkodás folyik, melynek következtében ezek a területek igen jó állapotban vannak. A vízpartokon túlnyomórészt kőrisek, fehér-fűzek, kisebb arányban pedig fehér és szürke nyárasok sorakoznak, melyek között néhol a gyalogakác is felbukkan. A hullámtereken különleges értékeket képviselnek a magányosan álló fák vagy facsoportok. A vizekben jellemzően nádas társulások és sulyom fajok élnek (saját megfigyelés).

A hullámtéri holtágak vízállását általában, így az említett holtágakat vízmennyiségét is döntően az élő folyó vízállása befolyásolja. A Hármaskörös évente átlagosan kétszer önti el a hullámteret, és az elöntések átlagosan 10,5 napig tartottak. Az 1980-as évektől az elöntések egyre rövidebb ideig tartanak, így a hullámtéri holtágak vizének frissítése egyre kisebb

mértékben valósul meg. A holtágvégek, gyakran kiszáradnak, a hullámtéri és a folyami élővilág kapcsolata fellazul, valamint a vízi élőhelyek száma térben és időben lecsökken.

A Csengedi vagy másik nevén Nagyéri Holt-Körös a vízfolyás bal partján, 1860-ban keletkezett. A szabályozások során az egykori kanyarulatot három részre vágták. Ennek következtében ma a holtág legnagyobb része ármentesített területen fekszik, a két holtágvég azonban átnyúlik a hullámtéri oldalra. A két hullámtéri csonk csak szezonálisan van vízzel borítva. A holtágrészek feliszapoltsága közepes mértékű, vízi növényzettel kevésbé benőtt. A holtág vize magas körösi vízállás esetén gravitációsan pótolható a holtág alsó végén lévő szivattyú segítségével. A terület funkciói közé tartozik a belvíztározás, öntözővíz-tározás, halászat, horgászat, üdülés (Pálfai, 2001).

A vizsgált Hármas-Körös menti holtágak általános adatait a 8. táblázatban foglaltam össze (Pálfai, 2001).

8. táblázat. Holt-Körösök általános adatai Pálfai (2001) nyomán

A holtág megnevezése	Hossz (km)	Átlagos szélesség (m)	Terület (ha)	Átlagos vízmélység (m)	Víztér-fogat (m ³)	Védettségi foka	Keletkezés éve	Elhelyezkedés
Brenazugi	800	50	4	1	40 ezer	„Szentély”	n.a.	Hullámtér
Malomzugi	1700	50	8	1	80 ezer	„Szentély”	1860	Hullámtér
Iriszlói	2300	50	11	1	110 ezer	„Szentély”	1870	Hullámtér
Csengedi	2200	100	22	1,5	330 ezer	„Bölcs hasznosítású”	1860	Hullámtér / Mentett oldal
Fűzfászugi	n.a.	43	16	2	200 ezer	Nem védett	1872 - 1887	Mentett oldal
Endrőd-Középső	n.a.	46	6,8	2	110 ezer	Nem védett	1885	Mentett oldal
Hantoskerti	n.a.	60	15,4	2,5	400 ezer	Nem védett	1871	Mentett oldal

4. Anyag és módszer

4.1. A mintaterület kiválasztásának szempontjai

Doktori kutatásom fókuszában Alsó-Tisza és a Hármas-Körös menti holtágak, illetve a holtágakat környező talajok állnak, mely területeket az alábbi szempontok szerint választottam ki:

- az adott folyószakasz – az Alsó-Tisza és a Hármas-Körös – közel teljes hosszát lefedve történjen (a folyószakasz felső, valamint alsó részéből is történjen felszíni víz, feltalaj, üledék mintavétel);
- a mintaterület a holtágak hasznosítási formáit, védettségi fokát és a holtágat érő antropogén hatásokat tekintve változatos legyen;
- mindkét holtág típus – mentett oldali és hullámtéri holtágak is – részt vegyenek a vizsgálatban;
- mind a Tisza, mind a Körös partján megtalálható egy-egy olyan egykori folyókanyarulat a mintaterület részét képezze, amelynek a folyószabályozások következtében mentett oldali és hullámtéri része is keletkezett;
- talajvizsgálatra kijelölt területek fő szempontja, hogy mindhárom területhasznosítási mód – rét, erdő és szántó – megtalálható legyen a holtág környezetében, az ártéren, illetve a mentett oldalon is (ilyen területet csak a Tisza mentén, az Osztorai holtág mellett találtam, a Körös menti mintaterületen nem tudtam reprezentálni mindhárom területhasználati típust).

4.2. Adatgyűjtés és mintavétel

4.2.1. Felszíni víz adatok

A holtágak vízminőségének elemzéséhez az Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Természetvédelmi Felügyelőség Környezetvédelmi Laboratóriuma által az MSZ ISO 5667-4:1995 szabvány szerint végrehajtott felszíni vízmintavételek után végzett vizsgálatok adatait dolgoztam fel. A kémiai oxigénigény (KOI) és a tápanyag tartalom (ammónium, nitrit, nitrát) 1988 és 2005 közötti időszakban történt mérési eredményeit, valamint mikrosszennyezők (Zn, Hg, Pb, Cu) 1988 és 1993 közötti koncentrációját az Osztorai, Nagyfai, Mártélyi és Körtvélyesi holtág vonatkozásában elemeztem.

4.2.2. Talajmintavétel

2010 nyarán került sor a Szegvár közelében fekvő Osztorai Holt-Tisza, valamint a Brenazugi Holt-Körös környezetében fekvő területek talajmintáinak megvételére. A mintavételi pontokat a terepen jelöltem ki, a mintavételi egységek lehatárolásának alapját a hullámtérre jellemző területhasználati típusok adták. A feltalaj-mintákat a talaj felszínének 5-15 cm-es mélységéből vettem. Az átlagosan körülbelül 1600 m²-es mintaterületekről 8-10 pontból vettem feltalaj mintát, majd ezeket a talajmintákat átkevertem. A háttérkoncentráció meghatározása érdekében mind az Osztorai, mind pedig a Brenazugi holtág környezetében gyűjtöttem egy-egy darab talajmintát a gáton kívül eső területről is. Az Osztorai holtág környezetében 23 darab átlagmintát, a Brenazugi Holt-Körös mellől 17 darab feltalaj mintát vettem.

Az Osztorai Holt-Tisza környezetében mindhárom területhasználati típus megtalálható, mely mintavételi helyeket a 11. ábra mutat be.

11. ábra. Talaj- és üledék-mintavételi pontok az Ostorai Holt-Tisza környezetében

A Brenazugi Holt-Körös mentén rét, legelő és erdő területhasználati típusok különböztethetők meg, mely mintagyűjtési területeket az 12. ábra mutatja be.

12. ábra. Talajmintavételi pontok a Brenazugi Holt-Körös környezetében

4.2.3. Üledék-mintavétel

Az Alsó-Tisza-vidéki vizsgálati területen (**Hiba! A hivatkozási forrás nem található.**) 11 oltág található, melyek közül a Csongrádi-, Mártélyi-, Körtvélyesi-, Nagyfai-Holt-Tiszáról adatokat gyűjtöttem a korábbi állapotfelmérésekből, rehabilitációt előkészítő vizsgálatokból (Farsang A., 2003a, 2003b, 2004, 2006). Ezen holtágak mintavételi pontjait az 1. számú mellékletben mutatom be.

13. ábra. Üledék-mintavételi pontok az Atkai-holtágban

2006-ban mintáztam meg az Alsó-Tisza-vidéki Atkai-holtágat két időpontban. A holtág mentett oldali részéből (2006. február) összesen tizennégy mintát vettem (13. ábra), míg a hullámtéri részéből, a Sasérből (2006. szeptember) négy üledék mintát gyűjtöttem (14. ábra). A mintákat minden alkalommal a holtágak belső ívéen vettem, egymástól kb. 500 méteres távolságra.

14. ábra. Üledék-mintavételi pontok a Saséri-holtágban

2010 szeptemberében történt meg az Osztorai-holtág megmintázása, melyet a korábbi iszap-mintavételekhez hasonlóan végeztem (11. ábra). A holtágból három darab átlag iszapmintát gyűjtöttem.

2011 őszén a minták jobb összehasonlíthatósága, valamint ismételt laborvizsgálatok, a szekvenciális feltárás céljából ismételt mintavételt végeztem a Csongrádi-, Osztorai-, Mártélyi-, Körtvélyesi-, Nagyfai-, Atkai-, Saséri holtágakon. Ekkor minden vizsgált holtágból egy területről vettem üledékmintát, melyekre mindig a holtág belső ívén, a kanyarulat közepe táján került sor.

A Hármas-Körös menti vizsgálati területen (10. ábra) található 35 holtág közül a Fűzfászugi-, Endrőd-Középső, és a Hantaskerti holtágakról gyűjtöttem adatokat korábbi környezetvédelmi vizsgálati anyagokból (Tóth F., 2007a, 2007b, 2008c). A holtmedrek mintavételi pontjait az 1. számú mellékletben mutatom be.

A Hármas-Körös menti mintavételek 2007-ben történtek. A Fűzfászugi-, Endrőd-Középső és a Hantaskerti Holt-Körösökről környezeti állapotvizsgálati dokumentációkból gyűjtöttem adatokat (mintavételi pontokat lásd az 1. számú mellékletben), majd 2007 áprilisában további Körös menti területeket mintáztam meg. A Branazugi- (I22-I24), Malomzugi (I25-I27) és az Iriszlói (I19-I21) holtágakból – holtáganként három-három helyről – vettem iszapmintát (lásd 15. ábra).

15. ábra. Üledék-mintavételi pontok az Iriszlói-, Brenazugi- és Malomzugi-holtágakon

Szintén 2007 áprilisában került sor a Csengedi holtágnak a megmintázására is. A Csengedi holtág két hullámtéri részéből két-két iszapmintát vételeztem (I28,I29, valamint I30,I31), a mentett oldali részéből pedig négy mintát gyűjtöttem (I33-I36) (16. ábra).

Minden egyes iszapmintavétel esetében (2006, 2007, 2011) az iszapmintákat a parttól két-három méterre, körülbelül egy méteres vízmélységnél, az iszap felső 10 cm-es rétegéből gyűjtöttem kézi mintavevővel. Átlagosan 1 m²-nyi területről 6 pontból vettem üledékmintát, majd ezeket átkeveréssel homogenizáltam. A mintavételi pontok koordinátáit GPS-szel mértem be.

Az adatgyűjtés és a mintavételek elkülönítése, valamint a mintavételi időpontok áttekinthetősége a 9. táblázat alapján lehetséges.

16. ábra. Üledék-mintavételi pontok a Csengedi holtágban

9. táblázat. Az adatok származási helye és a mintavételi időpontok

	A holtág megnevezése	Vízvizsgálati adatok	Talajvizsgálati adatok	Izszapvizsgálati adatok
Alsó-Tisza	Csongrádi	Nincs adat	Nincs adat	Talajtani szakvélemény (2003) és saját mintagyűjtés (2011 ősz)
	Osztorai	Környezetvédelmi Laboratórium (1988-1993/2005)	Saját mintagyűjtés (2010 nyár)	Saját mintagyűjtés (2010 szeptember és 2011 ősz)
	Mártélyi	Környezetvédelmi Laboratórium (1988-1993/2005)	Nincs adat	Talajtani szakvélemény (2003) és saját mintagyűjtés (2011 ősz)
	Körtvélyesi	Környezetvédelmi Laboratórium (1988-1993/2005)	Nincs adat	Talajtani szakvélemény (2006) és saját mintagyűjtés (2011 ősz)
	Nagyfai	Környezetvédelmi Laboratórium (1988-1993/2005)	Nincs adat	Talajtani szakvélemény (2004) és saját mintagyűjtés (2011 ősz)
	Atkai	Nincs adat	Nincs adat	Saját mintagyűjtés (2006 február és 2011 ősz)
	Sasér	Nincs adat	Nincs adat	Saját mintagyűjtés (2006 szeptember és 2011 ősz)
Hármas-Körös	Brenazugi	Nincs adat	Saját mintagyűjtés (2010 nyár)	Saját mintagyűjtés (2007 április)
	Malomzugi	Nincs adat	Nincs adat	Saját mintagyűjtés (2007 április)
	Iriszlói	Nincs adat	Nincs adat	Saját mintagyűjtés (2007 április)
	Csengedi (hullámtér)	Nincs adat	Nincs adat	Saját mintagyűjtés (2007 április)
	Csengedi (mentett oldal)	Nincs adat	Nincs adat	Saját mintagyűjtés (2007 április)
	Fűzfászugi	Nincs adat	Nincs adat	Talajtani szakvélemény (2007)
	Endrőd-Középső	Nincs adat	Nincs adat	Talajtani szakvélemény (2007)
	Hantaskerti	Nincs adat	Nincs adat	Talajtani szakvélemény (2007)

4.3. Laborvizsgálati módszerek

4.3.1. A minták előkészítése a laboratóriumi vizsgálatra

A mintagyűjtést követően a mintákat előkészítettem a laboratóriumi vizsgálatokra. A talaj- és iszapminták esetében ez a szárítást és a porítást, homogenizálást (átkeverést) jelenti.

A talajminták szárítását laboratóriumi asztalon fehér lapra kiterítve végeztem. Az iszapminták szárítása szárítószekrényben történt 105 °C-on. Miután mind a talaj-, mind az iszapminták elérték a légszáraz állapotukat, dörzsmozsárba helyezve pisztillus segítségével porítottam őket, miközben eltávolítottam a növényi- és állati maradványokat, a gyökereket, kagylóhéjakat. A mintákat mintatartó tasakokban, egymástól elzárva tároltam (MSZ-08-0206/1:1978 szabvány).

A vízminták minőségi paramétereinek vizsgálatát a Környezetvédelmi Laboratórium az érvényes Magyar szabvány szerint végezte (MSZ 12749:1993).

4.3.2. A kémhatás meghatározása

Első lépésben a talaj- illetve iszapminták aktuális savanyúságát, pH értékét határoztam meg. A pH a talaj folyékony fázisában található oxóniumion-koncentráció tízes alapú logaritmusának mínusz egyszerese. A pH-t két módon, vizes szuszpenzióban, illetve KCl hozzáadásával, elektroanalitikai eljárással, kalomel elektróda segítségével vizsgáltam. A talaj:oldat tömegarányt mindkét esetben 1:2,5 -nek vettem. A szuszpenziók elkészítése után a mintákat 24 óráig állni hagytam. A műszer kalibrálása után az elektródát a talajoldatba süllyesztettem, ezután a pH értékeket a műszerről közvetlenül leolvashattam (MSZ-08-0206/2:1978 szabvány).

A pH-értékek az alábbi kategóriákba sorolhatók a vizes szuszpenzió kémhatása alapján (Stefanovits et al., 1999) (10. táblázat):

10. táblázat. pH-értékek kategóriái (Stefanovits et al., 1999)

Megnevezés	pH (H ₂ O) érték	Tartomány
Erősen savanyú	4,5 alatt	Savanyú
Savanyú	4,5 – 5,5	
Gyengén savanyú	5,5 – 6,8	
Semleges	6,8 – 7,2	Semleges
Gyengén lúgos	7,2 – 8,5	Lúgos
Lúgos	8,5 - 9	
Erősen lúgos	9 -	

4.3.3. Mész tartalom meghatározása

A talajminták száraz súlyának százalékban kifejezett mésztartalmát Scheibler-féle kalciméterrel határoztam meg. Az eljárás alapja a sósav és a kalcium-karbonát reakciója, mely eredményeképpen szén-dioxid keletkezik. A reakció során fejlődött szén-dioxid mennyiségéből kiszámítható a vizsgált talajminta mésztartalma a hőmérséklet és a légnyomás, mint módosító tényezők figyelembevételével. Mindezek ismeretében a mésztartalom az alábbi összefüggéssel adható meg (MSZ-08-0206/2:1978 szabvány):

$$C = (V \cdot a \cdot 100) / g,$$

ahol

C: szénsavas mésztartalom (%)

V: keletkezett szén-dioxid (cm³)

a: 760 Hgmm-es légnyomáskor, 18 °C-on, 1 cm³ CO₂-nak megfelelő mésztartalom (0,004298)

g: bemért anyag tömege

A mésztartalomra vonatkozó eredmények kiértékelését a 11. táblázat szerint végeztem el (FAO, 2006).

11. táblázat. Karbonáttartalomra meghatározott kategóriák (FAO, 2006)

	%
Mészmentes	0
Enyhén meszes	0-2
Mérsékelt meszes	2-10
Erősen meszes	10-25
Extrém meszes	>25

4.3.4. Szervesanyag-tartalom vizsgálat

A talaj szerves anyag vizsgálata során a növényi és állati maradványok bomlásakor felszabadult, illetve újraképződött szerves vegyületeket mérjük. A spektrokémiai vizsgálati módszerrel a szén molekulák koncentrációja vizsgálható. Az elektrongerjesztésű spektrofotometriai módszer alkalmazása során a mintát látható fényel sugározzuk be. A vizsgálat során a minta fényelnyelését mérjük. A módszer alkalmas oldatok, folyadékok vizsgálatára, valamint anyagi mennyiség, illetve kisebb mértékben anyagi minőség meghatározására (Keveiné et al., 2002).

A minták előkészítése, azaz a feltárás során talajoldatot készítettem úgy, hogy 1 g talajhoz, melyet Erlemeyer-lombikba helyeztem, 10 cm³ kálium-dikromátot (0,16 mol/dm³) és 20 cm³ tömény kénsavat adtam. A lehűlt oldatot 100 cm³ desztillált vízzel hígítottam, majd 24 órán keresztül hűlni és ülepedni hagytam. A műszert vakoldat és standardek segítségével kalibráltam be.

A vakoldat készítése a kalibrálás első lépésének tekinthető. A vakoldat a mintához használt oldószereket tartalmazza, amely a talajoldatban megtalálható, kivéve a vizsgálni kívánt anyagot. Ezt az oldatot a mintában található kísérő anyagok fényelnyelésének kiszűrésére használjuk. A műszer a vakoldat fényelnyelését levonja a további mérési eredményekből, beleértve a standardekét is.

Ezen kívül minden mérés előtt szükséges a műszer kalibrálása. Ezt a mérni kívánt anyag ismert koncentrációjú oldataival tudjuk megoldani (ezek pontosan ismert mennyiségű szerves anyagot – glükózt – tartalmazó minták). Vizsgáljuk ezen ismert koncentrációk fényelnyelését, melyeket egy koordináta rendszerbe illesztve megkapható egy kalibrációs egyenes, melyre a műszer levetítheti a többi minta eredményét, illetve meghatározza, hogy milyen elnyeléshez milyen koncentráció tartozik.

A kalibrálást követően a mintákat küvettába helyezve végeztem el a mérést. A műszer a mintákat egy másodpercig világítja át, és az abszorbancia értékeket határozza meg.

A fényelnyelésből meghatározható a koncentráció a Beer-Lambert törvény alapján:

$$A = \lg I_0/I_t = \varepsilon \times c \times l$$

ahol:

A = abszorbanca

I_0 = a mintára bocsátott fény intenzitása

I_t = az áteresztett fény

ϵ = moláris abszorbanca

C = koncentráció

l = mintatartó hossza (ameddig a fény a mintában van)

Az ϵ -t kísérleti úton határozzuk meg úgy, hogy 1 mol/dm³ koncentrációjú oldatot készítünk, és ennek vizsgáljuk meg a fényelnyelését. A fényelnyelést UNICAM Helios Gamma UV-VIS (Thermo Scientific) spektrofotométerrel végeztük.

4.3.5. Humuszminőség vizsgálat

A talajban található humuszanyagok minőségének megkülönböztetésére alkalmas módszer az NaF és NaOH oldatokkal való meghatározás. A gyenge és a jó minőségű humusz meghatározása céljából 10-10 g bemért talajmintához 100 cm³ 5 g/dm³ nátrium-hidroxid, a másikhoz 100 cm³ 10 g/dm³ nátrium-fluorid oldatot adtam. A fotometráls 533 nm-es hullámhosszon történt. Az oldatok fényelnyelő képességét fotométeren megmérve a humuszstabilitási számot kaptam. A humuszstabilitási szám és az összes humusztartalom hányadosa a humuszstabilitási koefficiens adta (K érték) (MSZ 21470/52:1983 szabvány). A K érték növekedése a humusz minőségének javulását jelenti. A humusz minőségének értékeléséhez jó kiindulási pont az alábbi – különböző talajtípusokra jellemző – humuszminőségi értékek figyelembe vétele (Hargitai, 2008) (12. táblázat).

12. táblázat. Néhány talajtípus humuszminőségre jellemző stabilitási koefficiense (Hargitai, 2008)

Talajtípus	Humuszminőségre jellemző stabilitási koefficiens
Nyersavar-szintek, növényi maradványokban gazdag	0,001
Tőzegek, szikesek humuszos szintjei	0,01
Táptalajok, réti talajok, podzolos barna erdőtalajok humuszos szintjei	0,1
Hazai barna erdőtalajok, Raman-féle barnaföldek humuszanyagai	1,0
Csenozjomok humuszanyagai	10,0

4.3.6. Az összes nitrogén-tartalom meghatározása

Az össznitrogén vizsgálat során a talajban található agyagásványokon fixált nitrogén mutatható ki.

A vizsgálat első lépéseként iszapmintáinkból a minta minőségének megfelelően kimértem a méréshez szükséges mennyiséget, 1,5 g mintát. A minta feltárásához a kimért mennyiségeket feltárácsőbe helyeztem, majd 0,3 g katalizátort (10 g K₂SO₄, 1 g Fe SO₄ * 7H₂O, 0,5 g CuSO₄ * 5 H₂O) adagoltam hozzájuk. Ezután 8 ml tömény, 96%-os kénsavat adtam a mintákhoz, majd az oldatot három órán át 280°C-on főztem. A minta lehűlése után 50 ml desztillált vízzel hígítottam azokat, majd – hozzáadva 320 g NaOH-t – Gerhard Vaposext 20 típusú nitrogéndesztilláló készülékben átdestilláltam. A kapott desztillátum szedőbe érkezik, melybe előzetesen 25 ml, 4%-os borsavat helyeztem el. Ezt az oldatot faktorozott

sósavval titráltam. Az alábbi képlet segítségével számoltam az összes nitrogén tartalmat (MSZ-080458-80 szabvány):

$$((V - V_{\text{vak}}) \cdot 14 \cdot \text{HClfaktor}) / m \cdot 1000,$$

ahol

V – a faktorozott sósav fogyása (ml)

V_{vak} – a faktorozott sósav fogyása a vakoldaton (ml)

HClfaktor – a faktorozott sósav faktorszám

m – a bemért tömeg (g)

4.3.7. Nehézfém-koncentráció meghatározása

A nehézfém vizsgálatok során a talaj és iszapmintáim ólom-, kadmium-, cink-, réz-, nikkell-koncentrációt határoztam meg minden esetben.

A feltárás során 1 g mintát mértem ki, majd királyvízzel oldatba vittem, ezután hevítettem, először két órát 140°C-on, majd két órát 180°C-on nyolc helyes zárt rendszerű Kjeldahler termeltérő készülékben. A mintákat lehűlés után leszűrtem és desztillált vízzel 50 ml-re töltöttem fel. Az így keletkezett talajszuszpenziót használtam a mérés során (MSZ-21470/50:2006 szabvány). A nehézfém-tartalom mérése Perkin Elmer 3110 atomabszorpciós spektrofotométerrel (AAS technika) történt.

A műszeren, a kalibrálás után, be kell állítani az adott nehézfémnek megfelelő hullámhosszt, illetve a részhosszát, amely a detektorra jutó fény mennyiségét szabályozza. Ezek után a megfelelő kalibrációs egyenes és a standardek kiválasztása, majd a bemért talajminták tömegének megadása következik. A feltárt mintákat a műszer adagoló csővön keresztül szívta fel, melyet mérésenként letisztítottam. Spektrokémiai módszer során látható fénnel dolgoztunk. A bemért nehézfém-koncentrációkat monitorról olvashatjuk le.

4.3.8. Szekvenciális feltérési módszer, a BCR technológia áttekintése

A BCR feltérési módszer egy három lépcsős módszer, amely kiegészül egy további lépéssel. A szekvenciális kioldási lépcsők után, a maradék fém-tartalom meghatározására kerül sor királyvizes feltérési módszerrel (Tessier, 1979).

Első lépés: Előkészítés után egy 50 ml-es centrifuga csőbe helyezünk 0,8 g-ot az adott iszapmintából majd 32 ml 0,11 mol l⁻¹-os ecetsavat. A mintát 16 órán át rázatjuk szobahőmérsékleten. Az oldat elválik a szilárd maradéktól, amikor 4000 rpm fordulaton 20 percig centrifugáljuk. A folyékony felúszó részt leszűrjük és műanyag tárolóban tároljuk 4°C-on. A maradékot átöblítjük 16 ml desztillált vízzel úgy, hogy 15 percig rázatjuk. Ezután centrifugáljuk, lefölozzük majd eltávolítjuk a vizes részt.

Második lépés: 32 ml hidroxil-ammóniumkloridot (0,1 mol l⁻¹-es töménységű és pH 2-re állított salétromsavval) adunk az első lépésből fennmaradt mintához a centrifuga csőbe. Ezt rázatjuk 16 órán át szobahőmérsékleten. Az oldatot leválasztjuk és műanyag tartóban 4°C-on tároljuk. A maradékot átmoszuk az első lépés szerint desztillált vízzel.

Harmadik lépés: 8 ml hidrogén-peroxidot (8,8 mol l⁻¹) adunk a második lépés maradékához, a szilárd fázishoz. Az oldatot letakarjuk óraüveggel és egy órán át szobahőmérsékleten tartjuk (alkalmanként megkeverjük). Ezután egy órán át 85°C-on vízfürdőben letakarás nélkül főzzük. Az oldathoz újból hozzáadunk 8 ml hidrogén-peroxid-ot, majd letakarjuk a centrifuga csövet ismét 1 órán át 85°C-on főzzük.

40 ml ammónium-acetátot ($0,1 \text{ mol l}^{-1}$ pH 2-re állítva salétromsavval) adunk a lehűlt maradékhoz, majd 16 órán át rázatjuk szobahőmérsékleten. Végül, az oldatot elválasztjuk centrifugálással, és szűrővel a felúszó folyadéktól, majd pedig műanyag tartóba helyezzük az oldatot és 4°C -on tároljuk.

Negyedik lépés: a szekvenciális feltárás lépéseit követően a maradék fémtartalmat meghatározzuk királyvizes feltárási módszerrel. A harmadik lépés maradékát átmoszuk néhány ml desztillált vízzel, majd kiszárítjuk. Az így kapott mintát 10 ml királyvízzel 16 órán át rázatjuk, majd 180°C -on feltárjuk. A leszűrt oldatot 100 ml-re kiegészítjük és műanyag tárolókban tároljuk 4°C -on.

A négy lépéses BCR technológia áttekintését a 13. táblázat segíti:

13. táblázat. A BCR technológia áttekintése (Tessier, 1979)

Feltárás lépése	Reagensek és a feltárási módszer	Frakciók	Feltárt előfordulási forma
1.	32 ml ecetsav CH_3COOH ($0,11 \text{ mol l}^{-1}$) pH 2,85, 16 óra	Sav oldható fázis (I. Frakció)	a kicserélhető fémek és a karbonátokhoz kötött frakció
2.	32 ml hidroxil-ammónium kloridot $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ ($0,1 \text{ mol l}^{-1}$) pH 2, 16 óra	Redukálható fázis (II. Frakció)	vas és magnézium oxidokhoz kötött
3.	2 X 8 ml hidrogén-peroxid H_2O_2 9,8 mol l^{-1} + ammónium acetát $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (1 mol l^{-1}) pH 2; 2 X 85°C -on 2 X 1 óra vízfürdő	Oxidálható fázis (III. Frakció)	szerves anyagokhoz, illetve a szulfidokhoz kötött
4.	10 ml királyvíz $3\text{HCl} + \text{HNO}_3$ 16 óra 180°C	Maradék fázis (IV. Frakció)	az összes fém-tartalom és az első három fázis összegének a különbsége; ásványokhoz kötött és alkotó része a kristályszerkezetnek

4.4. Adatfeldolgozás, az eredmények kiértékelésének módszerei

A laborvizsgálati adatok feldolgozásához különböző alkalmazásokat használtam: az oszlopdiagramok elkészítéséhez a Microsoft Excel 2010 programot, a Mann-Whitney próbához és a box-plot diagramokhoz a Past 3.10 szoftvert használtam. A mintaterületeket a CorelDraw X7 verziójával ábrázoltam.

4.4.1. Szennyezettségi index számítása

Annak érdekében, hogy összehasonlíthatóvá váljanak az egyes mintavételi pontok az összes nehézfém-terheltséget figyelembe véve, számítást végeztem az egyes elemkoncentrációkra vonatkozóan a következő módon (Tamás, Farsang, 2012):

$$I_{szp} = (E_x / E_{\max}) * 100,$$

ahol

I_{szp} : adott partra vonatkozó szennyezettségi index,

E_x : elem koncentrációja adott pontban,

$E_{\max}$: elem mért maximum koncentrációja.

A szennyezettségi indexszel (I_{sz}) megállapítható az egyes mintavételi pontok nehézfém terheltsége oly módon, hogy az adott elem összes pontban vagy összes holtágban mért maximum értékéhez (ezt tekintve 100%-nak) viszonyítva határozzuk meg az adott pontban mért koncentráció részarányát (Tamás, Farsang, 2012).

Az egyes holtágak szennyezettség szerinti összehasonlíthatósága érdekében a szennyezettségi index mutatót az alábbi formula szerint használtam:

$$I_{szh} = (E_x / E_{max}) * 100,$$

ahol

I_{szh} : adott holtágra vonatkozó szennyezettségi index,

E_x : elem koncentrációja adott holtágban (átlag),

E_{max} : elem mért maximum koncentrációja.

Azaz a szennyezettségi index a vizsgált holtág összes pontjában mért maximum elem-koncentrációjának és az összes vizsgált holtág minden pontjában mért maximum koncentrációnak (ezt tekintve 100%-nak) a hányadosa (Tamás, Farsang, 2012).

4.4.2. Hakanson-féle ökológiai kockázat index

Az ökológiai kockázat index számítását a Hakanson-féle módszerrel végeztem el, ami a szennyezettségi faktorról és a szennyezettségi fokkal értékeli az üledék, illetve a környezet állapotát. A módszer figyelembe veszi a nehézfémek jellemzőit, így nemcsak az üledékben található nehézfémek mennyisége adható meg, hanem következtethetünk azok környezeti, ökológiai hatásaira, illetve annak mértékére.

A módszer első lépéseként a szennyezettségi faktor megállapítása szükséges, mely az alábbi módon számítható (Hakanson, 1980):

$$C_f^i = C_i / C_n^i,$$

ahol

C_i az átlag koncentrációja az adott elemnek egy holtágban

C_n^i a háttérkoncentrációs értéke az adott elemnek (10/2010. (VIII.18.) Kormányrendelet szerint „A” háttérkoncentrációs érték)

C_f^i egyes-elem index (szennyezettségi faktor).

Második lépésként meghatároztam a környezet szennyezettségi fokát (C_d), melyet az összes elemre vonatkozó szennyezettségi faktor összessége ad meg (Hakanson, 1980).

$$C_d = \sum C_f^i$$

Hakanson négy kategóriát állapít meg a szennyezettségi fokra (amennyiben a vizsgált elemek száma nyolc) (Hakanson, 1980) (14. táblázat):

14. táblázat. Szennyezettségi osztályok (Hakanson, 1980)

C_d érték (8 vizsgált fém esetén)	C_d érték (5 vizsgált fém esetén)	Szennyezettségi osztály
< 8	< 5	Alacsony szennyezettség
$8 \leq C_d \leq 16$	$5 \leq C_d < 10$	Mérsékelt szennyezettség
$16 \leq C_d < 32$	$10 \leq C_d < 20$	Jelentős szennyezettség
$C_d \geq 32$	$C_d \geq 20$	Magas szennyezettség

Ezt követően számoljuk az egyes elem potenciális ökológiai kockázat-indexét (E_r^i) a következő módon:

$$E_r^i = C_f^i \times T_r^i$$

ahol

T_r^i a toxikus reakció faktor, adott elemre jellemző állandó (Hakanson, 1980) (15. táblázat):

15. táblázat. Toxikus reakció faktor elemenként (Hakanson, 1980)

Vizsgált elemek	Hg	Pb	Cd	Cr	As	Cu	Ni	Zn
Toxikus reakció faktor	40	5	30	2	10	5	3	1

Utolsó lépésként számítjuk a potenciális ökológiai kockázat-indexet (R^i), melyet az egyes elem potenciális ökológiai kockázat indexek összessége adja (Hakanson, 1980):

$$R^i = \sum E_r^i$$

Az osztályba sorolás az alábbiak szerint végezhető el (amennyiben mind a nyolc megadott toxikus elemet vizsgáljuk) (Hakanson, 1980) (16. táblázat):

16. táblázat. Kockázati osztályok (Hakanson, 1980)

R^i érték (mind a 8 vizsgált fém esetén)	R^i érték (a Cd, Cu, Pb, Cr és Zn vizsgálta esetén)	Kockázati osztály
$R^i < 150$	$R^i < 94$	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
$150 \leq R^i < 300$	$94 \leq R^i < 188$	Mérsékelt potenciális ökológiai kockázat
$300 \leq R^i < 600$	$188 \leq R^i < 376$	Magas potenciális ökológiai kockázat
$R^i \geq 600$	$R^i \geq 376$	Szignifikánsan magas potenciális ökológiai kockázat

Mivel öt fém koncentrációját (Cd, Cu, Pb, Cr és Zn elemeket) vizsgáltam azokban a holtágakban, amelyekre az ökológiai kockázat számítást kiterjesztettem, ezért módosultak a szennyezettségi és a kockázati osztályok is (lásd 14. táblázat és 16. táblázat).

4.4.3. Mann-Whitney próba

A különböző részcsoportok (hullámtéri és mentett oldali minták) azonosítását Mann-Whitney próbával végeztem el (Past 3.10 szoftvert segítségével). Ezzel a tesztel azt a nullhipotézist vizsgáltam, miszerint a két minta ugyanabból a populációból származik. A tesztet akkor is alkalmazhatjuk, amennyiben az eloszlás jelentősen eltér a normálistól.

5. Eredmények és értékelésük

5.1. Vízvizsgálati eredmények

A holtágak környezeti állapotának értékeléséhez feltétlenül szükséges a holtágak vizének minőségi jellemzése, mivel a vízminőség közvetlen hatással van az ökológiai rendszerre. A holtágak megfelelő minőségű – és mennyiségű – vízkészlete hosszabb távon elengedhetetlen az ártéri ökoszisztémák fennmaradásához. Kellő figyelem hiányában a vízminőség romlása a további környezeti elemek, mint például a holtág üledékének minőségi romlását vonja maga után, vagy közvetlen negatív hatása lehet az élővilágra.

A holtágak vízminőség szerinti osztályozását négy Alsó-Tisza-vidéki holtágon végeztem el, mivel a Körös menti holtágokról nem állt rendelkezésemre vízminőség vizsgálati adatsor. A tiszai holtágak vízminőségi értékeit az Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség laboratóriuma bocsátotta rendelkezésemre.

5.1.1. Tápanyag-tartalom és kémiai oxigénigény vizsgálata

A vizek tápanyag-tartalomra vonatkozó adatait vizsgálva megállapítottam, hogy a holtágak a nitrát-tartalom tekintetében mutatják a legjobb minőséget (kiváló és jó vízminőségi osztályba sorolhatók), a nitrit és az ammónium adatok alapján viszont több esetben is a tűrhető vagy a szennyezett víz kategóriába sorolandók. A rendelkezésre álló adatok alapján az MSZ 12749:1993 szabvány szerint elvégeztem a holtágak osztályba sorolását az 1988-2005-ig terjedő időszakra vonatkozóan. Különösen rossz vízállapot jellemzi a Nagyfai-holtágot, amely több vizsgált évben is (1992, 1993, 2003-2005) az erősen szennyezett vízminőségi osztályba esik. A Körtvélyesi- és a Mártélyi-holtág döntően a II. és III. vízminőségi osztályba sorolható, míg a Serházzugi-holtág tápanyag-tartalmát tekintve a II. és a IV. vízminőségi osztályok között változik (Tamás, Farsang, 2011a) (I. osztály: kiváló víz; II. osztály: jó víz; III. osztály: tűrhető víz; IV. osztály: szennyezett víz; V. osztály: erősen szennyezett víz).

Két hullámtéri és két mentett oldali holtág vizének 1988 és 2005 közötti átlagos ammónium, nitrát, nitrit és kémiai oxigén adatait értékeltem a 10/2000. (VI.2.) Kormányrendeletben megtalálható határértékek szerint, melyeket a 17. táblázatban közöltem. A határértékeket meghaladó eredményeket vastagon szedtem. A táblázatból látható, hogy a 17 éves időszak átlagát tekintve a Nagyfai holtág a nitrát és ammónium tartalma is meghaladta a határértékeket, és mind a négy vizsgált holtág nitrát-tartalma a megengedett érték fölött volt. A 17 éves átlagot alapul véve egyik holtág KOI értéke sem haladta meg a határértékeket (Tamás, Farsang, 2011a; Tamás, Farsang, 2012b). A mentett oldali holtágak magasabb ammónium és nitrit átlag értékeinek háttérben feltételezhetően a rendszeres vízcsere hiánya és a mezőgazdasági területekről bemosódó műtrágyák állhatnak.

17. táblázat. A holtágak vizében mért tápanyag-tartalom átlag- és szórásértékei

Vizsgált elem	Mentett oldali holtágak		Hullámtéri holtágak		10/2010. VM rend.sz. hatérték	P-érték
	Serházzug	Nagyfa	Mártély	Körtvélyes		
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,30 ± 0,35 (n=109)	0,85 ± 1,58 (n= 102)	0,16 ± 0,16 (n=111)	0,20 ± 0,31 (n=106)	< 0,3	1,819E-09
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,08 ± 0,11 (n=102)	0,09 ± 0,17 (n=97)	0,03 ± 0,04 (n=105)	0,04 ± 0,07 (n=96)	Nincs adat	9,968E-08
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,87 ± 1,29 (n=105)	0,92 ± 1,07 (n=99)	1,00 ± 1,45 (n=109)	1,41 ± 2,33 (n=98)	< 0,4	0,516
KOI _p (mg/l)	13,11 ± 2,63 (n=102)	38,27 ± 24,35 (n=97)	7,65 ± 2,82 (n=105)	10,67 ± 3,85 (n=96)	< 40	1,250E-48

Megvizsgáltam, hogy a hét éves adatsort tekintve a mért értékek hány százalékban lépték át a 10/2010. Korm. rendeletben megtalálható határértékeket a vizsgált komponensek tekintetében (18. táblázat). Látható, hogy a Nagyfai holtág a mérések 28%-ában meghaladta a KOI-ra vonatkozó előírásokat, valamint az ammónium és a nitrát értékeket is gyakrabban lépik át. Az esetek 21%-ában lépte túl a megengedett koncentrációt a Körtvélyesi holtág vizének nitrát tartalma is. A hullámtéri holtágak esetében a határérték túllépés ritkább, a KOI értékeket tekintve egyetlen esetben sem, a többi vizsgált paraméter tekintetében a mérési eredmények 13-41%-ban haladták meg a határértéket.

18. táblázat. A határértékeket meghaladó mérési eredmények aránya

Vizsgált elem	Mentett oldali holtágak		Hullámtéri holtágak	
	Serházzug	Nagyfa	Mártély	Körtvélyes
NH₄⁺ (mg/l)	32%	51%	13%	23%
NO₃⁻ (mg/l)	37%	48%	38%	41%
KOI_p (mg/l)	0%	28%	0%	0%

A két mintaterület összehasonlítása céljából – az átlag és a szórás értékek mellett – Mann-Whitney próbával vizsgáltam, hogy a két mintahalmaz egy-egy valószínűségi változójának átlagai egymástól szignifikánsan különböznek-e (p szignifikancia szint 0,05). A nitrát tekintetében ($p > 0,05$) nem állapítható meg, hogy a hullámtéri és a mentett oldali minták nem azonos eredetűek, az ammónium, nitrit és a kémiai oxigénigényt vizsgálva azonban ($p < 0,05$) elmondható, hogy a minták nem származhatnak azonos halmazból, mivel a valószínűségi változók várható értékei nem egyeznek meg. A négy vizsgált paraméter átlag értékeit tekintve az ammónium, nitrát és KOI értékek a mentett oldali holtágak esetében magasabbak, míg a nitrit a hullámtéri holtágak vizében van jelen nagyobb koncentrációban.

A rendelkezésemre álló hét éves adatsor elemzése közben sem évszakos, sem éves viszonylatban nem volt megállapítható trendszerű változás.

5.1.2. Toxikus mikroszennyezők vizsgálata

Az Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Természetvédelmi Felügyelőség Környezetvédelmi Laboratóriuma által végzett felszíni vízvizsgálati adatok közül öt holtágat vizsgálati eredményeit értékeltem a vízükben található toxikus elemtartalom alapján az 1988 és 1993 közötti időszakra vonatkoztatva. Hasonlóan a tápanyag-tartalom szerinti értékeléshez, ebben az esetben is az MSZ 12749:1993 szabvány besorolási osztályait vettem irányadónak. A Serházzugi holtág vízminősége minden vizsgált évben a III. osztályba sorolható, a Körtvélyesi- és a Mártélyi holtág az I-II., az Atkai-holtág az I-IV., a Nagyfai-holtág pedig a II-III. osztályok között változik (Tamás, Farsang, 2012b).

19. táblázat. A holtágak vizében mért mikroszennyezők átlag- és szórásértékei

Vizsgált elem	Mentett oldali holtágak			Hullámtéri holtágak		10/2010. VM rend.sz. hatérték	P-érték
	Serházzug (n=26)	Atka (n=29)	Nagyfa (n=24)	Mártély (n=24)	Körtvélyes (n=24)		
Zn (ppm)	18,65 ± 16,58	17,45 ± 8,58	33,29 ± 21,15	20,13 ± 12,11	21,63 ± 11,60	75	0,899
Hg (ppm)	0,09 ± 0,07	0,08 ± 0,17	0,12 ± 0,09	0,11 ± 0,06	0,36 ± 1,20	Nincs adat	0,553
Pb (ppm)	6,81 ± 6,58	5,36 ± 5,59	4,94 ± 4,51	3,23 ± 2,66	3,29 ± 3,52	Nincs adat	0,016
Cu (ppm)	13,08 ± 5,35	5,87 ± 4,48	7,29 ± 7,12	3,96 ± 3,84	4,01 ± 2,64	10	4,295E-06

Két hullámtéri és három mentett oldali holtág vizének 1988 és 1993 között – az Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Természetvédelmi Felügyelőség Környezetvédelmi Laboratóriuma által – mért Zn, Hg, Pb és Cu adatait hasonlítottam össze. Az egyes holtágak vizében mért mikroszennyezők átlag- és szórásértékeit mutatom be a 19. táblázatban. A Zn és a Hg koncentrációkat tekintve általában magasabb a hullámtéri holtágak vizének szennyezőanyag-tartalma, a Pb és Cu esetében azonban ennek a fordítottja figyelhető meg. A Mann-Whitney teszt (p szignifikancia szint 0,05) alapján megállapítható, hogy a Zn- és a Hg-tartalmat nézve nem mutatható ki szignifikáns eltérés a mentett és a hullámtéri holtágak között. Ezzel szemben a Pb- és a Cu-szennyezés statisztikai vizsgálatánál el tudtam utasítani azt a nullhipotézist, hogy a mentett oldali és a hullámtéri holtágak vízminősége megegyezik (Tamás, Farsang, 2012b).

20. táblázat. A határértékeket meghaladó mérési eredmények aránya

Vizsgált elem	Mentett oldali holtágak			Hullámtéri holtágak	
	Serházzug	Nagyfa	Atkai	Mártély	Körtvélyes
Zn	4%	8%	0%	0%	0%
Cu	65%	17%	21%	4%	4%

A 20. táblázatban azt a két vizsgált elemet mutatom, amelyekre vonatkozó vízvizsgálati adatokkal rendelkeztem, illetve amelyekre van a 10/2010. Kormányrendeletben meghatározott határérték. A számításaim szerint a Serházzugi holtág Cu-koncentrációja a mérések alkalmával 65%-ban lépte túl a megengedett értéket. A Cu elem a Nagyfa és az Atkai holtág vizében is számos alkalommal (17% és 21%-ban) volt magasabb a határértékeknél. A hullámtéri holtágak vizének Cu-koncentrációja csak 4-4%-ban, míg a Zn koncentrációja egyetlen esetben sem haladta meg a megengedett értéket. A mentett oldali holtágak Zn-tartalma is csak néhány esetben volt határértéket meghaladó.

A felszíni vímintavételek minden évben eltérő hónapokban történtek. Sem a mintákban mért mikroszennyező-tartalmak, sem a határérték-túllépések nem mutatnak a mintavétel hónapjával, évszakiával összefüggést.

5.1.3. Vízvizsgálati eredmények összegzése

A vizsgált tápanyag-tartalom értékek alapján elmondható, hogy a mentett oldali holtágak vizében általában magasabb értékeket kapunk (kivétel a nitrát), mint a hullámtéri holtágakban. Ez az eredmény összhangban van Szabó-Babka (2007) megállapításaival, akik szerint az eltérés a Tisza vízutánpótlásával van összefüggésben, mégpedig oly módon, hogy amikor a Tisza elárasztja a gáton belüli területeket, akkor a hullámtéri holtágak vizét felfrissíti, míg a mentett oldali holtágak vize a párolgás következtében betöményedik. A vizek tápanyagtartalmát és a KOI értékét vizsgálva megállapítottam, hogy a mért átlag értékek a mentett oldali holtágak vizében 33%, míg a hullámtéren 19%-ban lépik át a határértékeket.

A holtágak vizében mért toxikus anyagok koncentrációját tekintve látható, hogy a felszíni vizek átlagos Zn és a Hg-tartalma magasabb a hullámtéri holtágakban (az eltérés nem szignifikáns). A toxikus mikroszennyezők közül a Zn és Cu határérték túllépését vizsgálva megállapítottam, hogy a mentett oldali holtágak számos alkalommal (átlagosan 19%-ban), míg a hullámtériek ritkábban (átlagosan 2%) lépték túl a 10/2000. (VI.2.) Kormányrendeletben foglaltakat.

5.2. Talajvizsgálati eredmények

A hullámtéri területek legnagyobb részét erdő borítja, ritkábban találhatunk réteket, kaszálókat, legelőket és kisebb kiterjedésű szántókat is. Az ártéri vegetációk, az erdők kialakulását – a térszíni fekvés és a folyó hordalékszállítása mellett – leginkább a talaj jellemzői befolyásolják (VKKI, 2008). A talaj minőségének ismerete elengedhetetlen ahhoz, hogy tervezhető legyen az ártéri gazdálkodás, azaz a mezőgazdasági művelésre alkalmatlanná vált területek hasznosításának újragondolása és a már meglévő erdők felülvizsgálata válhat szükségessé.

Hullámtéri területek vizsgálatát végeztem el úgy, hogy mind a Tisza, mind a Körös mentén egy-egy kijelölt mintaterületen feltalajból 5-15 cm mélységről mintákat vettem területhasználati típusonként. Vizsgáltam a talajok pH-ját, mésztartalmát, és szervesanyag-tartalmát, humuszminőségét és egyes szennyező anyagokat. A talajminták fémtartalmát a 6/2009. (IV.14.) KöM-EüM-FVM-együttes rendeletben meghatározott talajokra vonatkozó határértékek szerint értékeltem, majd Mann-Whitney teszt alkalmazásával vettem össze az egyes területhasználati típusokat.

5.2.1. Körös menti talajvizsgálati eredmények

A Brenazugi Holt-Körös környezetében két területhasználati típus különíthető el, az erdők talajából 7 darab, míg a réti területekről 8 darab átlagmintát vettem. Referencia mintaként a mentett oldali réti terület feltalaja szolgált.

A mért pH és karbonáttartalom értékeket a 21. táblázatban mutatom be területhasználati típusonként. A pH értékeket tekintve megállapíthatjuk, hogy a holtág környezetének talajai savanyú, vagy gyengén savanyú kategóriákba tartoznak (az átlag értékek 4,57 és 5,89 közöttiek), a homogenitásuk azonban kicsi. A mentett oldali területek talaja szintén a gyengén savanyú kategóriába tartozik. Mind a réti, mind az erdőterületek karbonát tartalma igen alacsony. Ugyanez mondható el a kontroll-minta mésztartalmára is. A rendelkezésre álló adatok alapján azt mondhatjuk, hogy a holtág környéki feltalajok a pH és a karbonáttartalom

tekintetében nem mutatnak különbséget a két vizsgált területhasználati típus alapján, illetve nem mutatnak különbséget a hullámtéri minták a mentett oldali kontroll-mintától.

21. táblázat. Brenazugi holtág menti területek feltalajában mért pH és CaCO₃ értékek

Minta helye	Minta típusa	pH H ₂ O			pH KCl			CaCO ₃ tartalom (%)		
		Min	Max	Átlag és szórás	Min	Max	Átlag és szórás	Min	Max	Átlag és szórás
Hullám-tér	Erdő (n=7)	5,13	6,62	5,89 ± 0,52	4,91	6,22	5,47 ± 0,48	0,0	0,3	0,1 ± 0,1
	Rét (n=8)	4,88	5,75	5,43 ± 0,32	4,23	4,86	4,57 ± 0,23	0,0	0,1	0,1 ± 0,0
Mentett oldal	Rét (n=1)	6,75			6,56			0,17		

A feltalajok szervesanyag-tartalmát %-os értékben határozhatjuk meg. Mérési eredményeim alapján (22. táblázat) a brenazugi holtág környezetében közepesen humuszos a feltalaj, azonban a szórás értékek igen nagyok. A humusz minőségét a stabilitási koeficienssel határozzuk meg, mely szerint a feltalajok humusztartalmának minősége közepes, mely eredmények eloszlása szintén nem homogén. A Körös menti mintaterületről származó kontroll minta szervesanyag-tartalma a hullámtéri feltalajoknál alacsonyabb, így a gyenge szervesanyag-tartalmú talajok közé sorolandó. A humuszminőség tekintetében a mentett oldali háttérminta nem tér el az ártéri területekről származó mintáktól.

22. táblázat. Brenazugi holtág menti területek feltalajának szervesanyag-tartalom és humuszminőségi értékei

Minta helye	Minta típusa	Szerves anyag (%)			Humuszminőség (K)		
		Min	Max	Átlag és szórás	Min	Max	Átlag és szórás
Hullám-tér	Erdő (n=7)	2,20	4,00	3,1 ± 0,75	0,09	0,32	0,19 ± 0,08
	Rét (n=8)	1,46	3,75	2,64 ± 0,68	0,07	0,16	0,10 ± 0,04
Mentett oldal	Rét (n=1)	1,3			1,03		

A Körös menti hullámtéri mintaterületen vizsgáltam feltalaj-minták fém-koncentrációját, majd a mért értékeket összevetettem a 10/2000. (VI.2.) és a 6/2009. (IV. 14.) Kormányrendeletekben meghatározott határértékekkel. A mért értékeket vizsgálati elemenként és a háttérkoncentrációs, valamint a szennyezettségi határértékeket a 17. ábra mutatja. (A Cd ábrázolásához 100-szoros, az As ábrázolásához 10-szeres szorzót alkalmaztam.) Látható, hogy a területhasználati típusokat tekintve nincs lényeges különbség egyik elem koncentrációját tekintve sem, tehát az erdő (n=7) és a réti (n=9) területek közel azonos fémtartalmat mutatnak. A hullámtéri területek értékei azonban magasabbak mint a mentett oldali háttér mintái a Pb, Zn, Cd és az As elemek esetén (Tamás, Farsang, 2012b).

A Cu, Ni és a Cr elemek átlagos mért értékei minden területhasználati típust tekintve, míg a Zn elem a hullámtéri mintákban lépte át a 10/2000. (VI.2.) Kormányrendeletben meghatározott talajokra vonatkozó háttérkoncentrációs értékeket (17. ábra). A 6/2009. (IV. 14.) rendeletben meghatározott szennyezettségi határértékeket egyik elem sem haladja meg egyik mintaterület vonatkozásában sem (Tamás, Farsang, 2012b).

17. ábra. Brenazugi holtág menti területek feltalajának nehézfém vizsgálati eredményei (Tamás, Farsang, 2012b)

A talajok vizsgált paramétereit tekintve megállapítható, hogy a Körös menti feltalajok nem mutatnak különbséget a pH, a mésztartalom, a humuszmenyiség és –minőség tekintetében területhasználatonkénti bontásban. A Körös menti mintaterületen nem állapítható meg jelentős különbség a rét és az erdő területek feltalajának fém-koncentrációit tekintve sem (bár a magasabb szervesanyag-tartalmú réti területek talajai magasabb Cu-, Ni-, Cr-, Pb-, Zn-, és Cd-tartalmúak, mint az alacsonyabb szervesanyag-tartalmú rét területhasznosítású talajok). A szennyezőanyag-koncentrációt (Pb, Zn, Cd és As elemeket) vizsgálva azonban magasabb értékek figyelhetők meg a hullámtéri oldalon, mint a mentett oldali kontroll mintákban.

5.2.2. Tisza menti talajvizsgálati eredmények

Az Osztorai Holt-Tisza környezetében három területhasználati típus különíthető el. Ezen a vizsgálati területen a rét (n=6), erdő (n=8) és szántó (n=8) területek talajaiból történtek a mintavételek. A Tisza menti Osztorai-holtág környezetének talajait vizsgálva megállapítható, hogy a vizes pH tekintetében a területhasználatonkénti átlagok 6,9 és 7,4 között változnak. A KCl-os pH átlag értékei 6,8 és 7,2 között ingadoznak. A szórás értékek a szántó és réti területeken kicsik, különösen a szántó területek mutatnak erős homogenitást a pH-t vizsgálva. Az erdő és a szántó területeket a vizes pH értékek alapján a semleges tartományba sorolhatjuk, míg a réti parcellák a gyengén lúgos kategóriába esnek. A mentett oldal talajai széles skálán mozognak pH tekintetében, erősen savanyú (rét) talajok és erősen lúgos (szántó) talaj is megtalálható. A karbonát-tartalom a pH értékekkel összhangban igen alacsony; mindhárom területhasználati típus az enyhén meszes kategóriába tartozik. Az átlag érték az erdő és a szántó talajok esetében 0,5-0,6% körüli értékek közé esnek, a gyengén lúgos réti talajokban valamivel magasabb, 1,3%-nyi karbonát-tartalom regisztrálható. A mentett oldali feltalajokban nem volt mérhető a karbonáttartalom. A fenti eredményeket a 23. táblázatban mutatom be (Tamás, Farsang, 2012b).

23. táblázat. Osztorai holtág menti területek feltalajában mért pH és CaCO₃ értékek

Minta helye	Minta típusa	pH H ₂ O			pH KCl			CaCO ₃ tartalom (%)		
		Min	Max	Átlag és szórás	Min	Max	Átlag és szórás	Min	Max	Átlag és szórás
Hullám-tér	Rét (n=5)	7,12	7,59	7,37 ± 0,19	7,04	7,27	7,16 ± 0,10	0,7	1,8	1,3 ± 0,5
	Erdő (n=7)	6,24	7,27	6,92 ± 0,32	5,80	7,36	6,78 ± 0,50	0,3	1,1	0,6 ± 0,3
	Szántó (n=7)	7,01	7,13	7,06 ± 0,04	7,15	7,32	7,23 ± 0,07	0,3	0,9	0,5 ± 0,2
Mentett oldal	Rét (n=1)	4,74			6,81			nem mérhető		
	Erdő (n=1)	6,37			5,82			nem mérhető		
	Szántó (n=1)	9,29			9,85			nem mérhető		

Az Osztorai-holtág környezetének feltalajai a szervesanyag-mennyiséget vizsgálva (24. táblázat) a nagyon gyenge – hullámtéri rét és szántó parcellák –, valamint a gyenge – mentett oldali területek és a hullámtéri erdők – kategóriákba tartoznak. A hullámtéri erdők feltalajai nagy különbségeket mutatnak a humuszmennyiség tekintetében, a nagyon gyenge humuszmennyiség kategóriától a közepes humuszmennyiségi kategóriáig változnak.

A talajok humuszminősége (24. táblázat) is igen gyenge, mind az árterek, mind a mentett oldali talajokat tekintve. Az átlag K-értékek 0,53 és 2,77 közé esnek. A hullámtérek szórás értékei mindhárom területhasználati típus esetén igen nagyok. A legjobb minőségű humusz a mentett oldali szántóterületen található.

24. táblázat. Osztorai holtág menti területek feltalajának szervesanyag-tartalom és humuszminőségi értékei

Minta helye	Minta típusa	Szervesanyag-tartalom (%)			Humuszminőség (K)		
		Min	Max	Átlag és szórás	Min	Max	Átlag és szórás
Hullám-tér	Rét (n=5)	0,49	0,84	0,7 ± 0,13	0,68	2,11	1,43 ± 0,62
	Erdő (n=7)	0,72	2,83	1,88 ± 0,79	0,17	1,19	0,53 ± 0,40
	Szántó (n=7)	0,82	1,03	0,94 ± 0,09	0,18	2,47	1,45 ± 0,70
Mentett oldal	Rét (n=1)	1,28			1,07		
	Erdő (n=1)	1,57			1,97		
	Szántó (n=1)	1,27			2,77		

Az Osztorai holtág környezetének talajaiban mért nehézfém értékeket a 18. ábra mutatja. Az eredményeket összevettem a 10/2000. (VI.2.) és a 6/2009. (IV. 14.) Kormányrendeletekben meghatározott talajokra vonatkozó szennyezettségi határértékkel. Ezeket az értékeket – kis mértékben – átlépő elemek a nikkel, a kadmium és a cink. A határérték túllépések minden esetben a hullámtéren figyelhetők meg, az erdő és a szántó területhasználati típusok esetében.

Az Osztorai Holt-Tisza környezetének feltalajában mért átlagos nehézfém-értékeket területhasználatonként vizsgálva megállapítható, hogy a hullámtéri rét (n=5) hasznosítású területek minden elem tekintetében alacsonyabb értékeket mutatnak, mint a hullámtéri erdők (n=7) vagy szántók (n=7) (18. ábra). A hullámtéri területeket a mentett oldali kontroll mintákhoz viszonyítva látható, hogy a Pb, Zn, Cd és As elemek átlagosan alacsonyabb koncentrációban vannak jelen a mentett oldalon, mint az ártéren – mindhárom területhasználati típus tekintetében. A Cu, Ni, Co, Cr elemek nem mutatnak jelentős eltérést a hullámtéri és a mentett oldali területek feltalajaiban. (A Cd ábrázolásához 100-szoros, az As ábrázolásához 10-szeres szorzót alkalmaztam) (Tamás, Farsang, 2012b).

18. ábra. Osztorai holtág menti területek feltalajának fém vizsgálati eredményei (Tamás, Farsang, 2012b)

A Cu, Ni és Cr elemek a hullámtéri rét hasznosítású területek kivételével minden esetben átlépték a 10/2000. (VI.2.) rendeletben meghatározott háttérkoncentrációs értékeket. A Tisza menti feltalajok a hullámtéren függetlenül a területhasznosítástól a Cd tekintetében meghaladják a talajokra meghatározott háttérkoncentrációs értékeket. A Zn elem a hullámtéri erdő és szántó területeken lépi át a háttérkoncentrációt (Tamás, Farsang, 2012b).

A 6/2009. (IV. 14.) rendeletben meghatározott szennyezettségi határértékeket egyik elem sem haladja meg egyik mintaterület vonatkozásában sem.

Míg a Tisza menti talajok pH-ját vizsgálva a mentett oldali és a hullámtéri talajok leginkább savanyú kémhatást mutatnak, megfigyelhető, hogy a vizsgált szántó területhasználatú talaj az erősen lúgos pH-jával eltér a környező talajoktól. A mentett oldali szántóterület humuszminőség szempontjából is különbözik a környező területektől.

Az Alsó-Tisza-vidéki mintaterület hullámtéri feltalajának a Pb, Zn, Cd és As koncentrációja nagyobb, mint a mentett oldali területek terheltsége. A területhasználati típusokat vizsgálva az látható, hogy a Tisza-vidéki mintaterületen a rét hasznosítású parcellák alacsonyabb terheltséget mutatnak, mint az erdő és szántó területek.

Szabó et al. (2008) a Felső-Tisza menti vizsgálatai során szintén megállapította, hogy a gáton kívül eső felszíni talajok (0-25 cm-es mélység) kisebb mennyiségben tartalmazzák az általuk vizsgált fémeket, mint a hullámtéri talajok. A területhasználati különbségeket (szántó és gyümölcsös) tekintve pedig a szántó kevésbé terheltnek mutatkozott a gyümölcsöshöz képest. A különbség oka, hogy még a sekély szántások során is 20-25 cm mélyen átforgatja az eke a talajt, így az alsóbb, kisebb fémtartalmú rétegekkel keveredve végeredményként egy átlagban kisebb fémkoncentráció alakul ki (Szabó et al., 2008). Az általam vizsgált területhasználati típusok közül azonban nem a szántó, hanem a rét területekről vett feltalaj mintáimban mértem a legalacsonyabb fém-tartalmat.

5.2.3. Körös és Tisza menti talajok fémtartalmának összehasonlítása

A Körös és a Tisza menti hullámtéri talajok összehasonlítása érdekében a mért fémtartalmakat boxplot diagramokon (19. ábra) ábrázoltam elemenként. A diagramokról leolvashatók a mért értékek mediánjai, az alsó- és a felső-kvartilisek, továbbá látható, hogy kiugró értékek nincsenek a mintahalmazban egy elem tekintetében sem.

A diagramokon a hullámtéri erdő és szántó talajok kerültek összehasonlításra, mivel ez a két területhasználati típus, amely mind a két mintaterületemen megtalálható. Látható, hogy minden vizsgált elem medián értékét figyelembe véve a Tisza menti erdő talaja a legszennyezettebb. A fémekkel legkevésbé terhelt terület a tiszai rét területhasznosítású talaj, ami – az As és a Cd elemek kivételével – minden vizsgált fém esetében a legkisebb értéket mutatja.

Összességében megállapítható, hogy a vizsgált talajtani paraméterek esetében nincsen törvényszerű eltérés vagy hasonlóság a területhasználati típusok figyelembe vételével sem a Tisza és a Körös talajainak vonatkozásában, sem a mentett oldali és a hullámtéri területek viszonylatában. Az Pb, Zn, Cd és As elemek koncentrációja mind a tiszai, mind a körös menti talajokban a hullámtéri területeken magasabb koncentrációban vannak jelen, mint a mentett oldali területek egy-egy feltalaj mintájában.

19. ábra. Körös és Tisza menti hullámtéri talajok fémtartalmának összehasonlítása (I – Körös/rét; II – Körös/erdő; III – Tisza/rét; IV. – Tisza/erdő)

5.3. Iszapvizsgálati eredmények

Összesen 15 holtág iszapjának vizsgálati adatait dolgoztam fel, melyek közül 7 holtágról környezetvédelmi szakvéleményekből kigyűjtött adatokat rendszereztem, 8 holtág esetében pedig saját magam által gyűjtött iszapminták analitikai vizsgálatát végeztem el. Mind a Körös-, mind a Tisza menti holtágak iszapja esetén bemutatom a pH értékeket, a szervesanyag-tartalmat, az össznitrogén-tartalmat és bizonyos fémek koncentrációját. Az összes fémkoncentrációra vonatkozó méréseimet az Alsó-Tisza-vidéki holtágak iszapja esetén kiegészítettem szekvenciális feltárási módszer eredményeivel, melyeket az 5.5 fejezetben mutatok be. A Körös- és Tisza menti morotvák üledékvizsgálati eredményeit összehasonlítottam, majd a mért értékek felhasználásával ökológiai kockázatot számoltam, melynek eredményeit az 5.6 fejezet tartalmazza.

5.3.1. Körös menti holtágak iszapvizsgálati eredményei

A Körös menti holtágak iszapmintáinak pH és szervesanyag-tartalom vizsgálati eredményeit a 25. táblázatban mutatom be. A vizes pH értékei a hullámtéri területeken 4,59 és 6,78 között, a mentett oldalon 6,33 és 7,08 között mozognak. Míg a hullámtereken – egyébként magas szórás értékeket mutató – inkább savanyú kémhatású iszapok találhatók meg, addig a mentett oldalon a semleges kémhatás a jellemző. Ezzel összhangban vannak a KCl-os pH vizsgálati eredmények.

Áttekintve a vizsgált iszapok szervesanyag-tartalmának (%) minimum, maximum és átlag értékeit megállapítottam, hogy a hullámtéri iszapok magasabb szervesanyag-tartalommal bírnak, mint a mentett oldaliak.

25. táblázat. Körös menti holtágak iszapjában mért pH és szervesanyag-tartalom értékek

Minta helye	Holtág megnevezése	pH H ₂ O			pH KCl			Szervesanyag tartalom (%)		
		Min	Max	Átlag és szórás	Min	Max	Átlag és szórás	Min	Max	Átlag és szórás
Hullám-tér	Iriszlói, Brenazugi, Malomzugi és Csengedi (n=13)	4,59	6,78	6,18 ± 0,74	4,4	7,2	6,18 ± 0,95	2,03	5,51	4,56 ± 0,99
Mentett oldal	Csengedi (n=4)	6,33	7,08	6,65 ± 0,32	6,21	7,21	6,66 ± 0,42	1,78	4,21	3,22 ± 1,06

A Körös menti holtágak össznitrogén tartalom szerinti értékelése során a 2007-es évben végzett mintagyűjtésből származó adatokat kiegészítettem a szintén 2007-es környezetvédelmi szakvéleményekből származó vizsgálati eredményekkel. Így összesen nyolc holtág iszapjának össznitrogén-tartalmát hasonlítottam össze, mely értékekből látható (a 26. táblázatban), hogy – a szervesanyag-tartalomhoz hasonlóan – az össznitrogén tartalom is magasabb a hullámtéri morotvák üledékében, mint a mentett oldalon. A két mintahalmazra (mentett oldali és ártéri iszapok össznitrogén-tartalma) vonatkoztatva elvégeztem a Mann-Whitney tesztet, melynek értéke 0,002, azaz el tudtam utasítani azt a nullhipotézist, miszerint miszerint a minták ugyanabból a halmazból származnak.

26. táblázat. Körös menti holtágak iszapjának össznitrogén tartalma

Minta helye	Holtág megnevezése	Össznitrogén (mg/kg)		
		Min	Max	Átlag és szórás
Hullám-tér	Iriszlói, Brenazugi, Malomzugi és Csengedi (n=13)	1723	6729	3865 ± 1509
Mentett oldal	Csengedi, Hantoskerti, Gyoma-Középső, Fűzfászugi (n=15)	1010	3780	1790 ± 694

A Hármas-Körös-mentén vizsgált holtágak iszapjára vonatkozóan összevettem az általam mért (Brenazugi-, Iriszlói-, Malomzugi-, Csengedi-holtágak) nehézfém-koncentrációkra vonatkozó és a környezetvédelmi szakvéleményekből (Hantoskerti-, Gyoma-Középső-, Fűzfászugi-holtág) gyűjtött adatokat. A Cu, Ni, Co, Cr, Pb, Zn, As, Cd elemek minimum, maximum, átlag és értékeit a 27. táblázatban mutatom be.

A vizsgált holtágakban mért átlagos nikkeltartalmak akár 10 ppm-mel (25-30%-kal) is meghaladták a 6/2009. (IV.14.) rendeletben meghatározott „B” határértéket (27. táblázatban vastagon szedett értékek). A króm-koncentrációt vizsgálva szintén tapasztaltam határérték túllépést a hullámtéri holtágak iszapjában. Az átlagos nikkeltartalom minden hullámtéri holtág esetében meghaladja a határértéket. A Hármas-Körös-mentén vizsgált holtágak iszapjában a nikkeltartalom és a króm-tartalom minden esetben meghaladja a határértéket. A Hármas-Körös-mentén vizsgált holtágak iszapjában a nikkeltartalom és a króm-tartalom minden esetben meghaladja a határértéket. A kadmium-tartalom a mentett oldali holtágakban a legtöbb esetben a mérőműszer kimutathatósági határa alatt volt ($Cd < 0,01$), ezeket az értékeket a táblázatban „0”-val jelöltem (Tamás et al, 2011).

27. táblázat. Körös menti holtágak iszapjának nehézfém-tartalma (ppm) (Tamás et al, 2011).

Holtág elhelyezkedése Elemek		Hullámtér				Mentett oldal				10/2000. (VI.2.) rendelet szerinti „A” határértékek	6/2009. (IV. 14.) rendelet szerinti „B” határértékek
		Brenazugi	Iriszlói	Malomzugi	Csengedi – hullámtér	Csengedi – mentett oldal	Hantoskerti	Gyoma – Középső	Fűzfászugi		
Pb (mg/kg)	Min.	53,9	36,9	46,0	34,7	13,4	19,7	24,7	22,5	25	100
	Max.	56,1	60,0	62,7	64,5	35,7	24,9	33,5	28,5		
	Átlag és szórás	55,1 ± 1,2	48,9 ± 11,5	51,9 ± 9,4	51,9 ± 12,5	21,0 ± 10,4	22,7 ± 2,3	28,5 ± 4,5	24,9 ± 3,2		
Cd (mg/kg)	Min.	0,5	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	1
	Max.	0,8	0,5	0,6	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0		
	Átlag és szórás	0,6 ± 0,2	0,3 ± 0,3	0,4 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,0	0,0	0,0	0,0		
Cu (mg/kg)	Min.	53,3	31,6	40,2	32,8	14,3	25,1	29,0	28,3	30	75
	Max.	55,2	54,9	54,6	42,3	20,1	35,2	38,3	34,1		
	Átlag és szórás	54,4 ± 1,0	44,5 ± 11,9	45,4 ± 8,0	39,5 ± 4,5	16,8 ± 2,8	29,9 ± 3,7	32,8 ± 4,9	30,4 ± 3,2		
Ni (mg/kg)	Min.	48,9	41,9	41,7	45,0	25,3	38,3	42,4	40,3	25	40
	Max.	52,9	55,3	43,8	45,7	33,4	55,1	52,8	49,3		
	Átlag és szórás	50,9 ± 2,0	48,6 ± 6,7	43,1 ± 1,2	45,5 ± 0,3	29,9 ± 3,4	43,4 ± 6,9	47,1 ± 5,3	43,3 ± 5,2		
Zn (mg/kg)	Min.	176,1	96,4	119,7	97,5	47,8	86,3	103,0	96,8	100	200
	Max.	202,1	158,2	138,8	128,8	64,5	97,5	138,0	114,0		
	Átlag és szórás	186,9 ± 13,5	133,0 ± 32,4	128,9 ± 9,6	117,5 ± 13,9	55,8 ± 7,8	92,5 ± 4,6	117,7 ± 18,2	105,3 ± 8,6		
Cr (mg/kg)	Min.	85,2	75,8	72,9	81,7	44,1	32,6	56,7	49,0	30	75
	Max.	94,2	96,5	83,8	87,8	63,0	65,6	69,3	68,2		
	Átlag és szórás	90,0 ± 2,2	86,7 ± 5,2	76,7 ± 3,1	86,0 ± 1,4	54,8 ± 3,9	50,7 ± 12,8	62,0 ± 6,5	56,5 ± 10,2		
Co (mg/kg)	Min.	14,1	15,6	12,8	15,0	14,3	12,2	12,9	12,4	15	30
	Max.	18,7	19,7	15,0	16,8	20,1	15,4	16,0	14,7		
	Átlag és szórás	16,3 ± 2,1	17,3 ± 2,1	14,1 ± 1,1	15,8 ± 0,9	16,8 ± 1,0	13,1 ± 1,3	14,8 ± 1,7	13,5 ± 1,2		

A 20. ábra mutatja azoknak az elemeknek az átlag értékeit, amelyek mind a nyolc vizsgált holtág iszapjában mérésre kerültek. (A kadmium ábrázolásánál 100-szoros szorzót alkalmaztam). A diagramon a Cu, Ni, Co, Cr, Pb, Zn és Cd elemeket ábrázoltam összehasonlítva a mentett oldali és a hullámtéri holtágak iszapjának fémkoncentrációit. Látható, hogy a két holtág típus közötti legnagyobb eltérés a kadmium esetében tapasztalható, mely a mentett oldali holtágak iszapjában gyakorlatilag nem jelenik meg (az analitikai mérések során számos esetben a műszer kimutathatósági határa (0,01 ppm alatti) volt). Az eltérés az ólom, cink és réz esetében is kirajzolódik, az átlagokat tekintve az ólom koncentráció több mint kétszerese a hullámtéri holtágakban, mint a mentett oldali üledékekben. A cink- és réz-tartalom pedig 35-40%-al magasabb a hullámtéri holtágak üledékében, mint a mentett oldali morotvák iszapjában. A nikkel, kobalt és króm elemek nem mutatnak jelentős különbséget elhelyezkedésük függvényében.

20. ábra. Körös menti holtágak iszapjának átlagos nehézfém koncentrációi

A két mintaterület diagramon történő összehasonlítását követően Mann-Whitney próbával vizsgáltam, hogy a két mintahalmaz átlagai egymástól szignifikánsan különböznek-e (p szignifikancia szint 0,05) (28. táblázat). A króm esetében nem állapítható meg szignifikáns eltérés ($p > 0,05$) a minták vizsgálati eredményei között. Azonban a többi vizsgált szennyező anyagról elmondható, hogy a minták jelentősen különböznek egymástól ($p < 0,05$), tehát azt az állítást, miszerint mentett oldali és a hullámtéri holtágak iszapjának fém tartalma azonos, elutasíthatjuk (kivéve a króm).

28. táblázat. Körös menti holtágak iszapjában mért nehézfém-tartalom átlag- és szórásértékei

Vizsgált elem	Mentett oldali holtágak átlag és szórás értékei (mg/kg)	Hullámtéri holtágak átlag és szórás értékei (mg/kg)	P-érték
Cu	27,10 ± 7,26	45,45 ± 8,44	2,766E-05
Ni	40,54 ± 8,38	46,88 ± 4,19	0,021
Co	13,17 ± 1,59	15,86 ± 1,80	0,001
Cr	39,98 ± 15,91	42,47 ± 3,69	0,167
Pb	23,86 ± 6,06	51,95 ± 8,99	9,739E-06
Zn	90,29 ± 25,05	139,72 ± 32,11	0,001
Cd	0,02 ± 0,02	0,37 ± 0,24	7,820E-05

21. ábra. Körös menti holtágak iszapjának szennyezettségi indexe (Tamás et al, 2011)

A vizsgált Hármas-Körös menti holtágakat iszapjukban található szennyező anyagok szerint hasonlítottam össze a szennyezettségi index bevezetésével. Az index számítás során a Cu, Ni, Co, Cr, Pb, Zn és Cd elemtartalmakat használtam fel, mivel ennek a hét fémnek a koncentrációjáról mind a nyolc holtág üledékében rendelkeztem információval. A holtágak összehasonlítása során a szennyezettségi index a vizsgált holtág összes pontjában mért maximum elem-koncentrációjának és az összes vizsgált holtág minden pontjában mért maximum koncentrációnak (ezt tekintve 100%-nak) a hányadosa (Tamás, Farsang, 2012). Ez a módszer alkalmas arra, hogy a vizsgált mintaterületeket (holtágakat) összehasonlítsuk szennyezettségük szerint, és felállítsunk egy úgynevezett szennyezettségi sort. A 21. ábra első négy diagramcsoportja (Iriszlói, Brenazugi, Malomzugi, Csengedi-hullámtér) a hullámtéri holtágak nehézfém-tartalmát reprezentálja, a második négy diagramcsoport (Csengedi-mentett oldal, Hantóskerti, Gyoma-Középső, Fűzfászugi) pedig a Körös vidék mentett oldalán elhelyezkedő holtágak nehézfém-terheltségét mutatja. Megállapítható, hogy az ártéren elhelyezkedő holtágak nagyobb szennyezettséget mutatnak, mint a mentett oldaliak. Az összes vizsgált holtág közül a Brenazugi-holtág a leginkább terhelte nehézfémekkel, míg a legjobb állapotú a Csengedi-holtág mentett oldali holtágszakaszának az üledéke. A három Endrőd környéki holtág nagyon hasonló mértékű terheltséggel rendelkezik, míg a hullámtéren a legterheltebb Brenazugi-holtág az Iriszlói-, Malomzugi-, majd a Csengedi-holtág követi (Tamás, Farsang, 2012a).

A módszerrel nemcsak a szennyezettségi sor felállítása lehetséges, hanem a diagram egyes oszlopai azt is megmutatják, hogy mely elemek azok, amelyek döntően befolyásolják a holtágak szennyezettség szerinti sorrendjét. A kobalt, króm és nikkel elemek mennyisége kevésbé befolyásolja a sorrendet, míg a kadmium és az ólom elemek között – és kisebb

mértékben a réz és a cink tekintetében is – nagyobb különségek figyelhetők meg. Az Endrőd környéki holtágak iszapjában lényegesen kisebb mértékű ezen elemek (kadmium és ólom) koncentrációja, ezért kerülnek ezek a holtágak a szennyezettségi sor végére.

5.3.2. Tisza menti holtágak iszapvizsgálati eredményei

Az Alsó-Tiszán öt holtág üledékének pH-ját és szervesanyag-tartalmát vetettem össze, melyek minimum, maximum, átlag és szórás értékeit a 29. táblázatban mutatom be. Két vizsgált holtág (az Atkai és a Sasér) eredményeit saját iszapgyűjtés (2006) és laborvizsgálatok adják, míg a további három (Mártélyi, Körtvélyesi, Csongrádi) holtágról környezetvédelmi szakvéleményekből gyűjtöttem adatokat (Farsang, 2003a, 2003b, 2006). A vizsgált holtágak közül három az ártéren, kettő pedig a mentett oldalon helyezkedik el (lásd 1. számú melléklet). A környezetvédelmi szakvélemények KCl-os pH vizsgálatok eredményeit tartalmazzák, ezért az Atkai és a Saséri holtág üledékében is ezt vizsgáltam. A hullámtéri morotvák iszapja savanyúbb kémhatású (5,92 és 7,07 közöttiek), mint a mentett oldaliak (6,47 és 7,49 közöttiek). A tiszai holtágak üledékének átlagos pH értékei a gyengén savanyú (ártér) és a semleges (mentett oldal) kategóriákba sorolhatók.

29. táblázat. Tisza menti holtágak iszapjában mért pH és szervesanyag-tartalom értékek

Minta helye	Holtág megnevezése	pH H ₂ O			pH KCl			Szervesanyag tartalom (%)		
		Min	Max	Átlag és szórás	Min	Max	Átlag és szórás	Min	Max	Átlag és szórás
Hullámtér	Mártélyi, Körtvélyesi, Sasér (n=14)	n.a.	n.a.	n.a.	5,92	7,07	6,72 ± 0,26	2,28	5,54	3,85 ± 0,92
Mentett oldal	Csongrádi, Atkai (n=21)	n.a.	n.a.	n.a.	6,47	7,49	7,13 ± 0,28	0,87	5,00	2,12 ± 1,18

A szervesanyag-tartalom (%) átlag értékeit vizsgálva látható, hogy a hullámtéri holtágak nagyobb szervesanyag-tartalommal rendelkeznek, mint a mentett oldali holtágak. A hullámtéri holtágak iszapjának szervesanyag-tartalma mind a minimum értékeket, mind a maximum értékeket tekintve magasabbak, mint a mentett oldaliaké.

30. táblázat. Tisza menti holtágak iszapjának össznitrogén tartalma

Minta helye	Holtág megnevezése	Össznitrogén (mg/kg)		
		Min	Max	Átlag és szórás
Hullámtér	Mártélyi, Sasér (n=7)	448	3984	2433 ± 1414
Mentett oldal	Csongrádi, Atkai (n=21)	626	3090	1406 ± 765

A Körtvélyesi és a Nagyfai-holtág minőségére irányuló környezetvédelmi szakvélemények nem tartalmazzák az össznitrogén-tartalomra vonatkozó mérési eredményeket, így a 30. táblázatban négy holtágban mért eredményeket hasonlítottam össze. Az átlagokat tekintve látható, hogy a hullámtéri két holtág átlagos össznitrogén-tartalma lényegesen magasabb, mint a mentett oldaliaké. Ahhoz, hogy ennek a különbségnek a szignifikancia szintjét meghatározzuk, elvégeztem a két mintahalmazra vonatkoztatva a Mann-Whitney próbát,

amelynek eredménye 0,10 (p szignifikancia szint 0,05), tehát az össznitrogén-tartalom vonatkozásában a hullámtéri és a mentett oldali holtágak közötti különbség nem szignifikáns.

A hullámtéri holtágak üledékének magasabb szervesanyag és nitrogén-tartalma a holtmedrek ártéri helyzetéből adódik. A magasabb koncentrációkból arra következtethetünk, hogy a hullámtéri holtág üledékébe nagy mennyiségben kerülnek elhalt szervezetek, melyek a meder biogén feltöltődésére, valamint láposodási folyamatokra utalnak (Braun, 1997).

31. táblázat. Alsó-Tisza-vidéki holtágak iszapjának nehézfém-tartalma (ppm) (Tamás et al, 2011)

Holtág elhelyezkedése		Hullámtér			Mentett oldal			10/2000. (VI.2.) rendelet szerinti „A” határértékek	6/2009. (IV. 14.) rendelet szerinti „B” határértékek
Elemek		Körtvélyesi (n=4)	Sasér (n=4)	Mártélyi (n=6)	Csongrádi (n=7)	Atkai (n=14)	Nagyfai (n=5)		
Pb (mg/kg)	Min.	67,7	48,0	69,0	23,8	9,6	30,7	25	100
	Max.	95,8	76,7	90,0	75,6	52,1	53,3		
	Átlag és szórás	86,5 ± 8,2	65,9 ± 12,6	77,2 ± 8,2	50,4 ± 17,5	25,0 ± 14,2	41,4 ± 10,1		
Cd (mg/kg)	Min.	1,2	1,5	1,8	0,4	0,9	<0,6	0,5	1
	Max.	1,8	1,7	2,2	1,3	1,7	<0,6		
	Átlag és szórás	1,4 ± 0,3	1,6 ± 0,1	1,9 ± 0,2	0,8 ±	1,3 ± 0,2	<0,6		
Cu (mg/kg)	Min.	60,1	62,3	64,0	14,2	15,4	31,7	30	75
	Max.	73,5	93,1	91,0	67,1	33,7	43,3		
	Átlag és szórás	66,0 ± 5,7	80,5 ± 13,0	76,7 ± 9,8	37,7 ±	22,3 ± 7,8	37,6 ± 5,0		
Ni (mg/kg)	Min.	43,3	55,7	52,0	Nincs adat	26,6	38,5	25	40
	Max.	53,2	63,2	56,0		50,0	48,6		
	Átlag és szórás	47,5 ± 4,4	59,7 ± 4,4	54,0 ± 1,6		35,1 ± 8,9	43,0 ± 4,2		
Zn (mg/kg)	Min.	228,0	188,2	249,0	77,1	67,8	109,0	100	200
	Max.	257,0	206,1	296,0	251,0	201,0	173,0		
	Átlag és szórás	242,0 ± 13,3	197,5 ± 7,9	274,5 ± 17,8	161,6 ±	107,5 ± 45,7	136,6 ± 25,3		
Cr (mg/kg)	Min.	45,2	88,4	61,0	20,6	Nincs adat	Nincs adat	30	75
	Max.	50,2	94,6	70,0	44,7				
	Átlag és szórás	48,8 ± 2,1	92,0 ± 2,7	66,5 ± 3,4	34,6 ± 7,7				
Co (mg/kg)	Min.	11,8	14,9	16,0	7,9	Nincs adat	Nincs adat	15	30
	Max.	13,4	17,5	17,0	12,3				
	Átlag és szórás	12,8 ± 0,75	16,2 ± 1,3	16,2 ± 0,4	10,3 ± 1,6				

A 31. táblázatban feltüntettem a vizsgált holtágakban mért fém-tartalmak minimum, maximum, átlag és szórás értékeit. A fémkoncentrációkat a 6/2009. (IV. 14.) rendelet határértékei szerint minősítettem. A hullámtéri holtágak esetében több vizsgált fém

tekintetében is tapasztaltam „B” szennyezettségi határértéket meghaladó koncentrációt (táblázatban vastagon szedett eredmények), úgy mint a kadmium, réz, nikkel, cink és króm esetében. A mentett oldali holtágakat vizsgálva szintén határérték túllépés figyelhető meg a kadmium, nikkel és cink elemek kapcsán (Tamás et al, 2011).

A 31. táblázatból megfigyelhető az is, hogy a hullámtéren fekvő holtágak minden elem tekintetében nagyobb koncentrációkat mutatnak, mint a mentett oldalon fekvő morotvák. Ezt a különbséget szemlélteti az átlag értékek bemutatásával a 22. ábra is (a Cd ábrázolásához 100-szoros szorzót alkalmaztam). A cink, réz és ólom elemek kétszeres mennyiségben vannak jelen a hullámtéri holtágakban, mint a mentett oldalon. A legkisebb (kb. 30%-os) különbség a nikkel elem esetén figyelhető meg.

22. ábra. Tisza menti holtágak iszapjának átlagos nehézfém koncentrációi

A Mann-Whitney próbát annak az öt elemnek a kapcsán a mentett oldali és a hullámtéri holtágak viszonylatában végeztem el, amelyekről mind a hat vizsgált Alsó-Tisza-vidéki holtágban rendelkeztem mérési eredménnyel. A P-értékeket a 32. táblázatban közlöm, mely értékek minden elem esetében azt mutatják ($p < 0,05$), hogy az iszapminták tulajdonságait tekintve eltérnek egymástól, mivel a valószínűségi változók várható értékei nem egyeznek meg.

32. táblázat. Tisza menti holtágak iszapjában mért szennyezőanyagok átlag- és szórásértékei

Vizsgált elem	Hullámtéri holtágak átlag és szórás értékei (mg/kg)	Mentett oldali holtágak átlag és szórás értékei (mg/kg)	P-érték
Cu	75,8 ± 10,9	29,4 ± 13,7	6,957E-07
Ni	53,7 ± 5,5	36,1 ± 8,3	1,152E-06
Pb	76,6 ± 12,0	35,0 ± 18,0	2,035E-06
Zn	246,7 ± 35,6	127,7 ± 51,4	2,341E-06
Cd	1,7 ± 0,3	1,1 ± 0,4	4,842E-05

Ahhoz, hogy az egyes holtágakat összes nehézfém előfordulásuk alapján rendszerezni tudjam, kiszámoltam a szennyezettségi indexüket. A 23. ábra mutatja be, hogy az egyes

holtágakban milyen arányban fordulnak elő az egyes szennyező elemek a mért legnagyobb koncentrációhoz képest. A diagramon ábrázolt első három holtág – Nagyfai, Atkai, Csongrádi Holt-Tisza – a Tisza mentett oldali részén, míg a második három holtág – a Mártélyi, a Körtevényesi holtág, valamint a Sasér – a Tisza hullámtéri területén található.

Az összes szennyező elemet figyelembe véve megállapítható, hogy az Alsó-Tisza vidéken a vizsgált holtágak közül a Mártélyi-holtág a legterheltebb, ezt követi a Sasér és Körtevényesi-holtág, míg a mentett oldali morotvák közül a Csongrádi holtág mutatkozik a legszennyezettebbnek, melyet az Atkai és a Nagyfai Holt-Tisza követ.

23. ábra. Tisza menti holtágak iszapjának szennyezettségi indexe

A 23. ábraán megfigyelhető, hogy az ólom és a réz elemek mennyisége nagyobb mértékben befolyásolják a holtágak szennyezettségi sorrendjét, míg a cink és a kadmium kisebb, változó mértékben vannak hatással erre. A nikkel mennyisége nincs befolyással a szennyezettségi sorrendre.

5.3.3. Hármas-Körös menti és Alsó-Tisza-vidéki holtágak összehasonlítása

A 24. ábra a tiszai és a körös menti holtágak iszapjának pH-ját és a szervesanyag-tartalmát ábrázolja az összehasonlíthatóság végett boxplot diagramokon. A bal oldali diagramról látható, hogy a Körös hullámtéri holtágai a leginkább savanyú kémhatásúak, bár a szórás igen nagy skálán mozog. A másik három terület a semleges, enyhén savas kémhatások körül mozog, számottevő különbség nem állapítható meg.

24. ábra. Tisza és Körös menti hullámtéri és mentett oldali holtágak összehasonlítása pH és szervesanyag-tartalom szempontjából

A szervesanyag-tartalom összehasonlítása a 24. ábra jobb oldalán látható. Ez az ábra is mutatja, amit korábban megállapítottam, hogy a hullámtéri holtágak szervesanyag-tartalma mindig magasabb, mint a mentett oldaliaké. A 24. ábra alapján megállapíthatjuk, hogy a Körös hullámtérének holtágai magasabb szervesanyag-tartalommal rendelkeznek, mint a tiszaiak, valamint, hogy a Körös gáttal védett morotvák magasabb szervesanyag százalékkal rendelkeznek, mint a Tisza mentett oldalán elhelyezkedő holtágak. Összességében elmondható, hogy szervesanyag-tartalom alapján a holtágak csoportjai az alábbi csökkenő sorrendben állnak: Körös (hullámtér) > Tisza (hullámtér) > Körös (mentett oldal) > Tisza (mentett oldal).

A 25. ábra az össznitrogén-tartalom eredményeket mutatja be. Az ábrán a korábban tett megállapításaim is megfigyelhetők (a holtágak elhelyezkedéséből adódó különbségek), azonban a Hármas-Körös és az Alsó-Tisza holtágainak összehasonlítása is lehetséges. A diagramról látható, hogy az össznitrogén-tartalom alakulása a szervesanyag-tartalomhoz hasonlóan alakul. A tiszai morotvák iszapjánál magasabb a Körös menti üledékek össznitrogén-tartalma. Összességében elmondható, hogy össznitrogén-tartalom alapján a holtágak csoportjai az alábbi csökkenő sorrendben állnak: Körös (hullámtér) > Tisza (hullámtér) > Körös (mentett oldal) > Tisza (mentett oldal).

25. ábra. Tisza és Körös menti hullámtéri és mentett oldali holtágak összehasonlítása össznitrogén-tartalom szempontjából

Mind a tiszai, mind pedig a Körös menti holtágak üledékének elemzése megmutatta a mentett oldali és a hullámtéri morotvák közti eltéréseket a nehézfém-tartalom tekintetében. Az Alsó-Tisza vidékről hat, a Hármas-Körös mentéről pedig nyolc holtág iszapjának terheltségét vizsgáltam. A kadmium, nikkel, ólom, cink és a réz azok az elemek, amelyek mind a tizenöt holt-meder üledékében mérésre kerültek. Ennél fogva, e négy elem az, melyek előfordulási százalékaival a tizennégy holtág összehasonlítható. A 26. ábra az egyes holtágak szennyezettségét mutatja a szennyezettségi indexszel (I_{sz}). A holtágak összehasonlítása során a szennyezettségi index a vizsgált holtág összes pontjában mért maximum elemkoncentrációnak és az összes vizsgált holtág minden pontjában mért maximum koncentrációnak (ezt tekintve 100%-nak) a hányadosa. Ezzel a vizsgálatba vont holtágak relatív szennyezettségi viszonyát kapjuk meg.

Megállapítható, hogy e fémek tekintetében a legterheltebb holtágak a Tisza menti, hullámtéren elhelyezkedő morotvák, melyeket az első három oszlop reprezentál (ezek a Mártélyi-, Körtvélyesi-, Saséri-holtágak). Viszonylagosan magas terheltséget mutatnak azok a Körös menti holtágak, melyek az ártéren találhatók (Brenazug, Iriszló, Malomzug, valamint a Csengedi-holtág ártéri szakasza). A Tisza mentett oldali holtágai (Csongrád, Atkai, Nagyfa) közel azonos nehézfém-terheltséget mutatnak, mint a Körös ártéri holt medrei. A legalacsonyabb szennyezettséget a Körös-mentén található, mentett oldali holtágak mutatnak. Az a tiszai holtágak üledék-vizsgálata során tett észrevételem – miszerint a mentett oldali holtágak kevésbé terheltek szennyező fémek tekintetében, mint a hullámtéri morotvák – a Körös-mentén fekvő holtágak vizsgálata során is bebizonyosodott. Az is kimutatható, hogy összességében véve a Körös-vidéki holtágak terheltsége kisebb, ennél fogva a két holtág típus közötti különbségek sem mutatkoznak meg olyan élesen, mint a tiszai holtágak esetében.

26. ábra. Alsó-Tisza-vidéki és Hármas-Körös menti holtágak iszapjának szennyezettségi indexe (Tamás et al, 2011)

Az összesen vizsgált (14 darab) Tisza és Körös menti holtág eredményeinek összehasonlítása céljából az iszapok fémkoncentráció-értékeit boxplot diagramon ábrázoltam (27. ábra. Tisza és Körös menti holtágak fém-koncentrációi elemenként). A diagramokon elemenkénti összevetése látható a Tisza-vidéki és a Körös menti holtágak két típusának. A diagramokon látható, hogy a mediánt tekintve minden elem esetében az adott folyó hullámtérén elhelyezkedő holtágainak iszapjában mért fémkoncentrációja magasabb, mint a mentett oldali holtágak üledékében. Minden vizsgált elem tekintetében a Tisza hullámtéri holtágai a legszennyezettebbek. A mediánokat tekintve a Pb, Zn, Cu elemek tekintetében a következő sorrend állapítható meg: Tisza (hullámtér) > Körös (hullámtér) > Tisza (mentett oldal) > Körös (mentett oldal). A Cd elem tekintetében a nagyobb terheltséget a Tisza menti holtágak mutatják a Körös ártéren fekvő holtágak iszapjának Cd-tartalmához képest, azaz a következő sorrend állítható fel: Tisza (hullámtér) > Tisza (mentett oldal) > Körös (hullámtér) > Körös (mentett oldal). A Ni elem az előzőekben meghatározott sorrendektől eltérőt mutat: Tisza (hullámtér) > Körös (hullámtér) > Körös (mentett oldal) > Tisza (mentett oldal) (Tamás et al, 2011).

27. ábra. Tisza és Körös menti holtágak fém-koncentrációi elemenként

5.4. Felső-Tisza és Alsó-Tisza menti holtágak vizsgálati eredményeinek összehasonlítása

A magyarországi holtágak szennyező anyag-tartalmára vonatkozóan kevés adat áll rendelkezésre, azonban a Felső-Tisza mentén igen részletes vizsgálatokat végeztek a folyót kísérő holtmedrek környezeti állapota felmérése céljából (Babka, 2013, Szabó el al., 2008). A Felső-Tiszai holtágak kutatási eredményeinek összevetése az általam végzett vizsgálatokkal lehetőséget ad arra, hogy átfogóbb képet kapjunk a Tisza magyarországi szakasza menti területek közötti eltérésekre.

Felső-Tiszán végzett holtágak vízminőségére irányuló kutatás szerint a holtágak a legtöbb vízkémiai határérték szerint nem szennyezett (Babka, 2013) és a mért eredmények alapján a holt-medrek kb. 40%-a a kiváló kategóriába tartozik. Ezzel nincsenek összhangban az általam értékelt vizsgálati eredmények, melyek szerint az Alsó-Tiszán a holtágak a vizsgált időszaknak mindössze 5%-ában sorolhatóak az I. vízminőségi osztályba. A vízminőségi mutatók nagyon érzékenyen reagálnak a környezeti változásokra, így az eltérő időszakokból és eltérő időpontokban végzett mérési eredmények összevetéséből nem vonható le következtetés.

Babka (2013) megállapítása szerint a holtágak vizét tekintve a határérték feletti eredmények mintavételi terület szerinti megoszlásáról elmondható, hogy a hullámtéren több holtmederben mérhető szennyezés a mentett oldalhoz képest, mely megállapítás összhangban van az általam értékelt Alsó-Tiszai eredményekkel. A Felső-Tiszai területeken a mért elemkoncentrációk összességében a mentett oldalon a nagyobbak (Babka, 2013), amely állítás az Alsó-Tiszai mintaterületek esetében csak az Pb és a Cu elemek esetében igazolható.

Szabó et al. (2008) a Felső-Tisza menti, Boroszló-kerti holtág környéki feltalaj vizsgálatát végezte el. Összesen 108 db talajminta (0-25 cm-es mélység) Co, Cu, Ni, Zn tartalmát vizsgálta. A talajok fémtartalmát Szabó et al. (2008) az MSZ-08-1722/3/1989 szabvány szerint, míg én az MSZ 21470-50:2006 szabvány szerint végeztem el.

33. táblázat. Felső-Tisza és Alsó-Tisza menti talajok elemtartalma (ppm)

Vizsgált fém	Felső-Tisza (Szabó et al., 2008)		Alsó-Tisza		10/2000. (VI.2.) rendelet szerinti „A” határértékek
	Hullámtér (n=71)	Mentett oldal (n=20)	Hullámtér (n= 19)	Mentett oldal (n= 3)	
Co (ppm)	18,9 ± 2,7	16,3 ± 2,1	9,0 ± 1,6	7,3 ± 1,0	15
Cu (ppm)	32,9 ± 8,3	19,3 ± 4,0	40,9 ± 15,4	40,4 ± 4,6	30
Ni (ppm)	46,1 ± 6,9	38,3 ± 7,4	35,4 ± 11,5	32,5 ± 1,7	25
Zn (ppm)	118,4 ± 24,2	84,3 ± 30,1	138,7 ± 43,2	89,0 ± 8,9	100

A 33. táblázatban összefoglaltam a Felső-Tiszai (Szabó et al., 2008) és az Alsó-Tiszai feltalaj vizsgálatok eredményeit. A kobalt esetében az látható, hogy a folyó alsó szakaszát övező talajok kevésbé terheltek, mint a felső szakaszon, a vizsgálati eredmények szerint a kobalt-tartalom mintegy fele az Alsó-Tisza menti mintaterületen, mint a Felső-Tisza menti, Boroszló-kerti holtág környezetében. A 10/2000. (VI.2.) Kormányrendelet szerinti határértéket a Felső-Tiszai minták átlag értékei mind a hullámtéren, mind a mentett oldalon átlépik. A nikkelt esetén is elmondható az Alsó-Tisza vidéken kisebb a koncentráció, de a különbség, már korántsem olyan markáns (a hullámtéren 30%-kal, a mentett oldalon 18%-kal nagyobb a Felső-Tisza menti koncentráció), mint a kobalt esetén. A fentiekkel ellentétben a réz az Alsó-Tisza vidéken mutat nagyobb feldúsulást, míg a hullámtéren 24 %-kal, addig a mentett oldalon kétszer magasabb koncentrációt mértünk, mint amit a Felső-Tiszai mintaterületre irányuló mérések igazolnak. Mind a nikkelt-tartalom, mind a réz-tartalom átlag értékei mindegyik mintaterületen átlépik a 10/2000. (VI.2.) Kormányrendeletben foglalt háttér értékeket. A cink-tartalom szintén magasabb az Alsó-Tiszai mintaterületen, mint a folyó felső szakán mért értékek, a két mintaterület közötti különbség a hullámterek tekintetében nagyobb (17%-kal). A 10/2000. (VI.2.) Kormányrendeletben foglalt határértékeket csak a hullámtéri minták átlag értékei lépik túl.

A 34. táblázatban annak a kilenc fémnek a medián és szórás értékeit mutatom be, amely mind a Felső-Tiszán, mind pedig az Alsó-Tiszai mintaterületem iszapjában mérésre kerültek. Mindkét mintaterület esetében bemutatom a mentett oldali és a hullámtéri holtágak iszapjában

mért értékeket. A Felső-Tisza mérési eredmények egy 2010 augusztusi mintavételből keletkeztek, míg az Alsó-Tisza értékek 2011 őszi időszakból származnak.

Összehasonlítva a mentett oldali és a hullámtéri holtágak üledékében vizsgált kilenc elemet tekintve megállapítható, hogy minden esetben magasabbak a hullámtéri iszapok medián értékei, mint az ugyanazon a folyószakaszon fekvő mentett oldali üledékek mediánjai. Meg kell azonban jegyezni, hogy Babka (2013) vizsgálata során bizonyos elemek koncentrációja egyes mintavételi időszakokban magasabb volt a mentett oldali holtágak üledékében, mint a hullámtéren (As, Cd, Na, Ni).

A két mintaterület összehasonlítása során az első szembetűnő különbség a Fe elem kapcsán állapítható meg. A Felső-Tisza menti holtágak iszapjában – mind a mentett oldaliak, mind a hullámtériek tekintetében – tizenegyszeresen magasabb Fe-koncentráció mérhető, mint az Alsó-Tisza holt medrek üledékében. Ilyen nagy arányú különbség egyik másik elem esetében sem állapítható meg.

34. táblázat. Felső-Tisza és Alsó-Tisza menti holtág iszapjának elemtartalma (ppm)

Elemek	Felső-Tisza menti holtágak (Szabó et al., 2008)				Alsó-Tisza menti holtágak			
	Mentett oldal		Hullámtér		Mentett oldal		Hullámtér	
	Medián	Szórás	Medián	Szórás	Medián	Szórás	Medián	Szórás
Zn (ppm)	119	54,1	231	304	81,1	34,6	219,3	98,1
Cd (ppm)	1,1	0,4	1,8	0,9	0,6	0,2	1,0	0,4
Pb (ppm)	57,7	16,2	91,8	30,9	19,3	8,4	40,5	18,7
Ni (ppm)	51,1	16,5	69,4	15,9	35,0	15,7	71,0	19,4
Fe (ppm)	14616	4314	21299	5908	1281,2	345,2	1864,2	318,0
Co (ppm)	15,2	4,3	17,7	4,2	15,8	4,9	26,8	5,9
Mn (ppm)	372	201	486	180	449,9	63,6	399,4	35,0
Cr (ppm)	23,3	10,2	31,7	11,1	34,5	16,6	75,9	21,9
Cu (ppm)	22,7	8,7	31,2	17,2	19,0	10,6	53,8	20,5

A négy mintaterület könnyebb összehasonlíthatósága érdekében diagramon ábrázoltam a vizsgált fémek koncentrációját (28. ábra). (A Cd ábrázolásához 100-szoros szorzót alkalmaztam, míg a Fe 100-ad részét mutatom be.) A Ni, Co, Cr és Cu elemek medián értékei az Alsó-Tisza menti hullámtéri morotvák üledékében a legmagasabb, míg a Zn, Cd, Pb, Mn és Fe elemek a Felső-Tisza hullámtéri holtágak esetében mutatják a legmagasabb koncentrációt.

A 28. ábra mutatja, hogy a holtágak (Alsó- vagy Felső-Tiszán, illetve mentett oldalon vagy hullámtéren való) elhelyezkedéséből nem következtethetünk az elem-koncentrációkra vonatkozó törvényszerűségekre, mivel a különböző elemek, különböző arányú felhalmozódást mutatnak. A Cr, Mn, Fe és Co elemek eltérő mértékben találhatók meg az egyes holtág típusok üledékében. A Cr az alábbi módon koncentrálódik: Alsó-Tisza (hullámtér) > Alsó-Tisza (mentett oldal) > Felső-Tisza (hullámtér) > Felső-Tisza (mentett oldal). A Mn elem pedig: Felső-Tisza (hullámtér) > Alsó-Tisza (mentett oldal) > Alsó-Tisza (hullámtér) > Felső-Tisza (mentett oldal). A Fe koncentrációt illetően az alábbi sorrend állítható fel: Felső-Tisza (hullámtér) > Felső-Tisza (mentett oldal) > Alsó-Tisza (hullámtér) > Alsó-Tisza (mentett oldal).

oldal). A Co-koncentráció a következőképpen alakul: Alsó-Tisza (hullámtér) > Felső-Tisza (hullámtér) > Alsó-Tisza (mentett oldal) > Felső-Tisza (mentett oldal). A Ni és a Cu hasonlóképpen koncentrálódik: Alsó-Tisza (hullámtér) > Felső-Tisza (hullámtér) > Felső-Tisza (mentett oldal) > Alsó-Tisza (mentett oldal). A Zn, Cd és az Pb az alábbi sorrendiséget követi: Felső-Tisza (hullámtér) > Alsó-Tisza (hullámtér) > Felső-Tisza (mentett oldal) > Alsó-Tisza (mentett oldal).

28. ábra. Felső-Tisza és Alsó-Tisza menti holtágak iszapjának elemtartalma (ppm)

Babka (2013) megállapítása szerint a Felső-Tisza-vidéki holtágak üledékében mért fémek 30%-ban haladják meg a 6/2009. KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben meghatározott földtani közegre vonatkozó „B” szennyezettségi határértékeket. A Felső-Tisza mentén egyes esetekben a mentett oldali holtágak iszapja is határérték feletti fémkoncentrációt mutat. Az Alsó-Tiszán ezzel szemben a mért adatoknak csak 24%-ában találunk határértéket meghaladó koncentrációt és ez minden esetben a hullámtéren elhelyezkedő holt medrek üledékében volt mérhető. A %-os eltérésből azonban nem vonható le következtetés, mivel a Felső-Tiszán vizsgált holtágaknak ötöde található a mentett oldalon, míg az általam vizsgált holt medrek közül négy a hullámtéren, három pedig a mentett oldalon helyezkedik el.

5.5. Szennyező anyagok mobilitására vonatkozó eredmények

A szennyező anyagokat, nehézfémeket érdemes elkülönítenünk előfordulási (kémiai) formáik szerint, ekkor következtethetünk a fémek mobilizálhatóságára, a növények általi hozzáférhetőségre és ezáltal a toxikusság mértékére. Ennek a vizsgálatnak az érdekében egyidőben (2011-ben) hét tiszai holtágból gyűjtöttem két-két iszapmintát, melyek a Csongrádi-, Osztorai-, Mártélyi-, Körtvélyesi-, Nagyfai-, Atkai-, Saséri. A holtágak közül négy a hullámtéren, míg három a mentett oldalon elhelyezkedik el. A vizsgált elemek körét is kibővítettem, így összesen kilenc elem koncentrációját vizsgáltam, melyek némelyike az esszenciális, némelyike pedig a toxikus elemek körébe tartozik. Az esszenciális elemek, melyek a növények esetén valamelyik anyagcsere folyamatban részt vesznek, és ha a szükségesnél kisebb koncentrációban vannak jelen, akkor hiányt, ha az optimálisnál nagyobb koncentrációban vannak jelen, akkor mérgezési tüneteket okozhatnak (Kovács, 2013; Szegedi, 2011). A fémek a talajban különböző mozgékonyaságú formában vannak jelen, de a

talaj savanyodása esetén megnő a mobilis formák (azaz a folyékony fázisban lévő) mennyisége. Ekkor a fémek a növények által felvehető formájukban súlyos környezeti károkat okozhatnak (Filep et al., 2002).

35. táblázat. Hullámtéri és mentett oldali holtágak iszapjában mért fémkoncentrációk frakciónkénti eloszlása (ppm)

Vizsgált elem		As (ppm)	Zn (ppm)	Cd (ppm)	Pb (ppm)	Ni (ppm)	Co (ppm)	Mn (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)
Frakció I	Hullám-tér (n=8)	0,5 ± 0,1	28,7 ± 26,1	0,2 ± 0,2	0,7 ± 0,4	2,4 ± 0,9	1,5 ± 0,7	149,2 ± 26,2	0,1 ± 0,0	2,31± 1,4
	Mentett oldal (n=6)	0,5 ± 0,0	5,3 ± 2,9	0,2 ± 0,2	0,4 ± 0,3	1,04± 0,5	0,6 ± 0,3	183,6 ± 94,3	0,2 ± 0,2	0,8 ± 0,3
	P-érték	0,474	0,04	0,397	0,226	0,004	0,008	0,417	0,592	0,016
Frakció II	Hullámtér (n=8)	0,2 ± 0,0	32,8 ± 26,1	0,3 ± 0,2	1,3 ± 0,8	2,9 ± 1,5	1,8 ± 1,0	79,3 ± 40,1	0,2 ± 0,0	0,5 ± 0,6
	Mentett oldal (n=6)	0,2 ± 0,0	5,7 ± 4,3	0,1 ± 0,0	0,4 ± 0,2	1,1 ± 1,0	0,8 ± 0,9	90,4 ± 96,3	0,1 ± 0,0	0,2 ± 0,0
	P-érték	0,283	0,021	0,032	0,009	0,017	0,069	0,8	0,005	0,143
Frakció III	Hullámtér (n=8)	2,1 ± 0,0	42,2 ± 26,0	0,1 ± 0,1	1,3 ± 1,0	6,9 ± 1,4	2,0 ± 0,6	38,4 ± 13,2	6,3 ± 2,9	10,4 ± 6,2
	Mentett oldal (n=6)	2,7 ± 0,6	4,4 ± 3,3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	3,1 ± 2,5	0,8 ± 0,4	26,6 ± 18,7	2,0 ± 1,0	1,3 ± 0,4
	P-érték	0,063	0,005	0,012	0,007	0,011	0	0,222	0,003	0,004
Frakció IV	Hullámtér (n=8)	11,9 ± 2,8	204,7 ± 98,0	1,0 ± 0,4	38,5 ± 19,0	62,6 ± 19,4	24,9 ± 5,9	402,0 ± 35,0	69,6 ± 21,9	50,0 ± 20,5
	Mentett oldal (n=6)	7,6 ± 1,6	71,1 ± 34,6	0,5 ± 0,2	16,4 ± 8,4	32,3 ± 15,7	15,0 ± 4,9	470,2 ± 63,6	34,8 ± 16,6	17,6 ± 10,6
	P-érték	0,004	0,006	0,015	0,007	0,007	0,005	0,049	0,006	0,003

A 35. táblázatban mutatom be a hullámtéri (n=8) és a mentett oldali (n=6) holtágak üledékében mért nehézfém-tartalmak átlag értékeit előfordulási formák szerint. Az I. Frakció a sav-oldható (karbonátokhoz kötődő), a II. Frakció a redukálható (Fe- és Mn oxidokhoz kötött), a III. Frakció az oxidálható (szerves anyagokhoz és szulfidokhoz kötött), a IV. Frakció a maradék (litogén) fázist jelenti. Az átlag értékeket vizsgálva látható, hogy minden fázist tekintve a hullámtéri holtágak meghaladják a mentett oldali holtágak üledékének nehézfém-tartalmát (kivéve a Frakció I. Cr-tartalom esetén). A P-értékek kapcsán megállapítható, hogy a mentett oldali és a hullámtéri holtágak közötti különbség a legtöbb esetben szignifikáns. A nem szignifikáns eltérések P-értékét félkövéren jelöltem, az As és a Mn a Frakció I, II, III esetén sem mutat szignifikáns eltérést.

A 26-34. ábráig az üledék mintákban mért elemek előfordulási formáit ábrázoltam százalékos arányban. Az ábrákon a sav oldható fázist az I. frakció, a redukálható fázist a II, az oxidálható fázist a III, míg a litogén (maradék) fázist a IV. frakciót mutatja (13. táblázat szerint).

5.5.1. A cink előfordulási formáinak eloszlása

A cink esszenciális elem a növények számára, melynek mobilitása a talajban kicsi. A növényekben cinkhiány általában 10-20 mg/kg alatti, míg toxikus tünetek pedig 400 mg/kg feletti koncentráció esetén figyelhetők meg (Simon L, 2006). A nem szennyezett talajokban a cink és a kadmium aránya relatíve állandó (Filep Gy, 2002).

A cink elemet vizsgálva mind a négy vizsgált frakció elkülöníthető. A hullámtéri holtágak I, II. és III. frakciója együttesen 40-60% közötti értékeket mutat, míg a mentett oldaliaké 15-30% közöttiek. A két holtág típus közötti legnagyobb eltérés a III. és a IV. frakció esetében figyelhető meg. A cink elemet vizsgálva megállapítható, hogy a mentett oldali holtágak iszapjának Zn-tartalma nehezebben mobilizálható, mint a hullámtérieké (29. ábra).

29. ábra. Zn előfordulási formáinak eloszlása a vizsgált holtágak üledékében

5.5.2. A kadmium előfordulási formáinak eloszlása

A kadmium az emberre és az állatokra már nagyon kis mennyiségben is toxikus hatású (Stefanovits et al., 1999). A kadmium mobilitása a talaj pH-jának csökkenésével nő, a talaj szerves anyag, foszfor, réz, cink tartalmának növekedésével pedig csökken. Mivel a kadmium könnyen mobilizálódik és gyorsan felhalmozódik a növényekben, továbbá rákkeltő hatása is ismert, ezért az egyik legveszélyesebb nehézfémnek tekintjük (Szegedi, 2011).

A kadmium elem előfordulási formáit vizsgálva látható, hogy az I. frakció, azaz a sav-oldható fázis az Atkai és a Saséri holtágak esetében igen nagy, 40% körüli arányban van jelen az összes kadmium-tartalomhoz képest. A II. frakció 20-30% között mozog, míg a III. és IV. frakció széles skálán változik. A kadmium előfordulások tekintetében nem állapítható meg összefüggés a hullámtéri és a mentett oldali holtágak között. A Saséri holtág I, II. és III. frakciója együttesen meghaladja a 90%-ot, azaz a Saséri holtág iszapjának kadmium-tartalmának kb. 10%-a van jelen erősen kötött formában (30. ábra). A gyengén kötött kadmium-tartalmat a növények felveszik és mivel általában igen magas a kadmium toleranciájuk, ezért könnyen bekerülhetnek a teljes táplálékláncba főleg azért, mert a vízi állatok nagymértékben képesek felhalmozni szervezetükben.

30. ábra. Cd előfordulási formáinak eloszlása a vizsgált holtágak üledékében

5.5.3. Az ólom előfordulási formáinak eloszlása

Az ólom a növények számára kevésbé veszélyes, toxikussága elsősorban az emberre és az állatokra gyakorolt hatásában mutatkozik meg. Az ólom mozgékonyága a talajban elsősorban a pH-tól, a kolloidok mennyiségétől és minőségétől függ, de általában nehezen mobilizálható (Stefanovits et al., 1999).

Az ólom igen nagy százalékban kötött, nehezen mobilizálható formában van jelen az Alsó-Tisza-vidéki holtágak iszapjában. Az I. és a II. frakció – ha kis százalékban is – jelen vannak minden vizsgált holtág iszapjában. A III. frakció két mentett oldali holtág esetében sem volt feltárható (Nagyfai és Atkai holtágak), tehát az ólom nincs jelen a holtágakban szerves anyagokhoz vagy szulfidokhoz kötődve (31. ábra).

31. ábra. Pb előfordulási formáinak eloszlása a vizsgált holtágak üledékében

5.5.4. A nikkel előfordulási formáinak eloszlása

A nikkel néhány állatfaj számára esszenciális nyomelem, és nagyon kis koncentrációban növények számára is szükséges, azonban nagyobb koncentrációban toxikus. A nikkel a savanyú talajokban a legoldhatóbb, a pH-érték emelkedésével csökken az oldhatósága. (Stefanovits et al., 1999).

A nikkel elem tekintetében mind a négy vizsgált frakció elkülöníthető. A legnagyobb arányban (80-90%) a IV. frakció található meg, azaz az összes nikkel-tartalom igen nagy %-a nehezen mobilizálható formában van jelen a vizsgált holtágakban. A III. frakció is jelentős hányadot képvisel, 5-15% közötti értékeivel. Az I. és II. frakció együttesen igen kis hányadot,

mindösszesen maximum 10%-át teszi ki az összes nikkel-tartalomnak. A két holtág típus között a nikkel előfordulási formáit tekintve nem állapítható meg törvényszerűség (32. ábra).

32. ábra. Ni előfordulási formáinak eloszlása a vizsgált holtágak üledékében

5.5.5. A kobalt előfordulási formáinak eloszlása

A kobalt esszenciális mikroelem a növények, állatok és az emberek számára is, azonban nagyobb koncentrációban toxikus lehet (a növények számára, ha a talaj Co tartalma > 40 ppm, akkor toxikus tünetek lépnek fel) (Stefanovits et al., 1999).

A kobalt elem az Atkai holtág iszapjában a legkevésbé mobilizálható (IV. frakció > 90%), míg a Sasér esetében az I, II. és III. frakció együttesen több, mint 20%. Minden vizsgált holtágban feltárható mind a négy frakció, azonban a két holtág típus közötti eltérések a kobalt elem előfordulásait tekintve, nem állapíthatók meg (33. ábra).

33. ábra. Co előfordulási formáinak eloszlása a vizsgált holtágak üledékében

5.5.6. A króm előfordulási formáinak eloszlása

A króm előfordulási formájától függően esszenciális nyomelem (Cr(III)), mely a növények számára nélkülözhetetlen, másrészt erősen toxikus, rákkeltő hatású (Cr(VI)).

A króm elem vizsgálata során megállapítható, hogy a négy vizsgált frakció közül a II. frakció elhanyagolható mennyiségben fordul elő (maximum mért érték 0,20 $\mu\text{g/kg}$), akárcsak az I. frakció (mért értékek 0,042 és 0,26 $\mu\text{g/kg}$ között), azaz igen kis mértékben van jelen a króm vas és magnézium oxidokhoz, illetve szerves anyaghoz és szulfidokhoz kötötten. A III. frakció 5-10% között mozog a vizsgált holtágak iszapjában, azonban az I. és II. frakció kis értékei miatt az I, II. és III. frakciók együttesen sem lépik át a 15%-os értéket (34. ábra).

34. ábra. Cr előfordulási formáinak eloszlása a vizsgált holtágak üledékében

5.5.7. A réz előfordulási formáinak eloszlása

A talajban lévő réz legnagyobb része szerves anyaghoz kötött. A talaj pH-jának csökkenésével a réz oldhatósága megnövekszik. A réz a savanyú talajokban a legoldhatóbb, a pH-érték emelkedésével csökken az oldhatósága. A réz, bár szükséges a növények számára, nagyobb mennyiségben toxikussá válhat (Stefanovits et al., 1999).

A réz előfordulási formáit tekintve megállapítható, hogy a II. frakció igen kis arányban van jelen (<5%). A Csongrádi holtág kivételével az I. frakció sem lépi túl az 5%-ot, míg a III. frakció minden vizsgált holtágban 5-25% között mozog. A réz-tartalom nagy százaléka (~20%) minden vizsgált hullámtéri holtágban könnyen mobilizálható, különös tekintettel III. frakció nagy hányadára (>10%). A két holtág típus között a réz előfordulási formáit tekintve nem állapítható meg törvényszerűség (35. ábra).

35. ábra. Cu előfordulási formáinak eloszlása a vizsgált holtágak üledékében

5.5.8. A arzén előfordulási formáinak eloszlása

A talajban az arzén gyakran erősen kötődik a vas- és magnézium oxidokhoz, elsősorban szervetlen formában fordul elő, mely toxikusabb, mint a szerves forma. Az arzén mozgékonyágát a talajban a talaj pH-ja, szervesanyag-tartalma és redoxpotenciálja befolyásolja döntően (Zhao et al., 2009; Mandal et al., 2002; Wu et al., 2011).

Az arzén előfordulási formáit vizsgálva mind a négy frakció kimutatható. Megállapítható, hogy a III. frakció igen nagy százalékban van jelen, azaz az oxidálható fázis 15-55% közé esik, mely következtében a nehezen mobilizálható hányad egyik vizsgált holtág esetében sem nagyobb, mint 85%. A Csongrádi holtág esetében a IV. frakció nem éri el a 40%-ot, és a III. frakció meghaladja az 50%-ot (36. ábra).

36. ábra. As előfordulási formáinak eloszlása a vizsgált holtágak üledékében

5.5.9. A mangán előfordulási formáinak eloszlása

A mangán nélkülözhetetlen minden élőlény számára, a mangán részt vesz a növények anyagcsere folyamataiban. A talaj mangán-tartalma a pH csökkenésével növekszik, de savanyú talajokon a megnövekedő mangán-koncentráció toxikussá is válhat. A mangán mobilitását a talaj pH-ján kívül a talaj nedvességtartalma és a mikroorganizmusok tevékenysége is befolyásolja (Stefanovits et al., 1999).

A mangán előfordulások eltérő eredményeket mutatnak, mint a korábban vizsgált fémek, különös tekintettel az I. és II. frakció magas arányára. A mangán előfordulásokat tekintve látható, hogy igen könnyen mobilizálhatók, ugyanis az I. frakció aránya minden vizsgált holtág tekintetében meghaladja a 20%-ot. A Csongrádi holtág esetében az I. frakció aránya különösen magas, több, mint 40%. Az I, II. és III. frakció együttesen minden holtág esetében meghaladja a 40%-ot, és kiugróan magas a Nagyfai holtágban, ahol ez az érték ~85% (37. ábra).

37. ábra. Mn előfordulási formáinak eloszlása a vizsgált holtágak üledékében

5.5.10. A szennyező anyagok előfordulási formáira vonatkozó eredmények értékelése

Elkülönítve a hullámtéri és a mentett oldali holtágak iszapjában mért elemeket, mobilitási sort állítottam fel az összes elemtartalom és a mobil frakció aránya alapján. A hullámtéri holtágak iszapjának mobilitása növekvő sorrendben a következőképpen alakul: $Pb < Cr < Ni < Co < As < Cu < Zn < Mn < Cd$, a mentett oldalon pedig: $Pb < Cr < Cu < Co < Ni < Zn < As < Cd < Mn$. Megállapítható tehát, hogy mindkét vizsgált területen a legkevésbé mobilis elemek a Pb és a Cr, míg a környezeti szempontból legveszélyesebb a Cd és a Mn.

Vizsgálati eredményeket összevetve korábbi magyarországi, a Balaton üledékén végzett iszapvizsgálati eredményekkel megállapítható, hogy a kadmium kivételével a vizsgált elemek (cink, nikkel, króm, réz, ólom) jóval kötöttebb formában vannak jelen az Tisza-vidéki holtágak üledékében, mint a Balaton iszapjában (Bódog et al., 1996). A kadmium látszólag magas arányú könnyen mobilizálható hányada nem szokatlan, hiszen más üledékre irányuló kutatások is hasonlóan magas értéket mutattak az I, II. és III. frakció tekintetében (Morillo et al., 2004; Fuentes et al., 2007).

A mangán tekintetében a három lépcsős BCR technológiát alkalmazva hasonló arányokat állapított meg Tokalioglu et al (2000) a Sultansazligi, Kayseri, törökországi kutatásai során, mint amelyek a tiszai holtágak üledékében megfigyelhetők. Szintén igen magas arányban volt jelen mangán könnyen mobilizálható formában az észtországi, oostrikui tőzeglápban (Syrovetsnik et al., 2005).

A mentett oldali (n=6) és a hullámtéri holtágak (n=8) iszapjában mért fém-koncentrációkat mutatom be frakciónként a 35. ábrán. A diagramokról leolvasható (illetve számításokkal igazoltam), hogy a cink, kadmium, ólom, nikkel, kobalt, króm és réz elemek esetében is a mediánokat tekintve mind a négy frakciót vizsgálva a hullámtéri holtágak fém-koncentrációja nagyobb, mint a mentett oldali holtágaké.

A IV. frakciót vizsgálva a diagramokon jól látható, hogy a mediánt tekintve a hullámtéri holtágak minden elem tekintetében nagyobb terheltséget mutatnak, mint a mentett oldali holtágak (kivéve a mangán-koncentrációt). A diagramokról leolvashatók az alsó- és a felső-kvartilisek, továbbá látható, hogy kiugró értékek nincsenek a mintahalmazban egy elem tekintetében sem.

38. ábra. Hullámtéri és mentett oldali üledék minták fém-koncentrációi frakciónként

Megvizsgálva azon elemek frakciónkénti eloszlását, melyek össztartalom tekintetében átlépik a jogszabályban meghatározott szennyezettségi határértéket megállapítható, hogy mind a hullámtéri, mind a mentett oldali holtágak iszapjában a nikkel (80, illetve 84%) és a króm (90, illetve 94%) igen magas százalékban erősen kötött formában vannak jelen. A mentett oldali holtágak üledékében a cink nagy hányada (78%) is erősen kötött formában van, míg a hullámtéri holtágak iszapjában ez az arány csak 49%. A kadmium elem esetében is megállapítható, hogy kötött formában magasabb arányban (42%) van jelen a mentett oldali holtágak üledékében, mint a hullámtéri iszapokban (32%). Míg tehát az összes elemtartalmat tekintve a nikkel, króm, cink és kadmium elemeket helyezzünk fókuszba a holtágak iszapjának minősítése, illetve az iszapok lehetséges ökológiai hatásának vizsgálatakor, addig látható, hogy – mivel erősen kötött formában vannak jelen – így a nikkel és a króm nem a környezeti szempontból legveszélyesebb elem. Kevésbé kötött formában a cink és a kadmium vannak jelen, melyek a növények számára számottevően könnyebben felvehetőek, azaz az ökológiai kockázatuk jelentősebb, mint az előzőleg említett elemeké. A hullámtéri holtágak iszapjának cink-tartalmával és a kadmium előfordulásokkal tehát számolnunk kell akkor, amikor az iszapok mezőgazdasági területen való kihelyezése vagy a holtág ökológiai állapota a kérdés csakúgy, mint a mangán és az arzén elemekkel, melyek esetében a fémtartalom kevesebb, mint 30%-a van erősen kötött állapotban az iszapokban.

5.6. Ökológiai-kockázatbecslés holtágak iszapvizsgálata alapján

Az ökológiai kockázatbecslésnek, vagy akár a vizes élőhelyek prediktív vagy retrospektív ökológiai kockázatbecslésének számos módszertana létezik. A módszerek jellemzően az alábbi lépésekből állnak:

- veszély azonosítása,
- kitettség (expozíció) felmérése,
- hatás (dózis-válasz összefüggés) vizsgálata,
- kockázat jellemzése.

A leíró jellegű, igen munkaigényes eljárásoktól a számítógépes szoftverekkel kalkulálható módszerig állnak rendelkezésünkre kockázatbecslési eljárások, melyek közül a legelterjedtebb az Environmental Protection Agency (USA) által kidolgozott algoritmus (USEPA, 1998). A vizes élőhelyekre vonatkozóan is alkalmazható – a gyakorlatban is alkalmazott és bizonyított – eljárás figyelembe veszi a vizes élőhelyek komplexitását. Az EPA által kidolgozott vagy ehhez hasonló kockázatbecslési módszerek igen hasznosak lehetnek egyes holtágak rehabilitációját megelőzően, bár általában igen költségigényesek és hosszadalmasok.

Egy egyszerű, kizárólag az iszapok fém-koncentrációja alapján történő minősítésre alkalmas eljárás a Hakanson-féle kockázatbecslési eljárás, mellyel számszerűsíthető és jellemezhető a holtágak szennyezettsége. Az eljárást a világ számos területén alkalmazták, példaként említhető a norvég Pasvik folyó (Dauvalter, Rognerud, 2001), a Jangce (Yi et al., 2011), az Izmit öböl Törökországban (Pekey et al., 2004) vagy a Jacarepaguá öböl Brazíliában (Fernandez, 1997). A Hakanson-féle módszer a szennyezettségi fokkal és kockázat indexszel értékeli a vizsgált területet. A számításokat öt vizsgált elemre vonatkoztatva végeztem el (Cd, Cu, Pb, Cr és Zn). A C_i^n háttérkoncentrációnak a 10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendeletben meghatározott földtani közegre vonatkozó „A” háttér koncentráció értékeit használtam, mivel jelenleg nem áll rendelkezésre az üledékekre általánosan meghatározott háttér koncentrációs érték.

36. táblázat. Hármaskörös menti hullámtéri holtágainak szennyezettségi osztályba sorolása iszap minőség alapján (Tamás, Farsang, 2012a)

Holtág elhelyezkedése	Vizsgált holtágak	Környezet szennyezettségi foka (C_a)	Szennyezettségi osztály
Hullámtéri holtágak	Iriszlói	8	Mérsékelt szennyezettség
	Brenazugi	9	Mérsékelt szennyezettség
	Malomzugi	7	Mérsékelt szennyezettség
	Csengedi	6	Mérsékelt szennyezettség
Mentett oldali holtágak	Csengedi	4	Alacsony szennyezettség
	Hantaskerti	5	Mérsékelt szennyezettség
	Gyoma-Középső	5	Mérsékelt szennyezettség
	Fűzfászugi	5	Mérsékelt szennyezettség

A szennyezettségi fok meghatározása során a négy hullámtéri Hármas-Körös menti vizsgált holtág a mérsékelt szennyezettségi kategóriákba került (36. táblázat), mivel a hullámtéri holtágak iszapjában mért értékek és földtani közegre vonatkozó háttér koncentrációs értékek közötti különbségek nem jelentősek. A Körös partján fekvő mentett oldali holtágak szintén a mérsékelt szennyezettségi osztályúak, kivételt ez alól a Csengedi holtmeder képez, mely alacsony szennyezettségi osztályba sorolható (Tamás, Farsang, 2012a).

A toxikus reakció faktorról súlyozott értékek – melyek megadják a környezeti kockázatot – igen alacsonyak (37. táblázat), minden R_i érték < 94 , így mind a nyolc vizsgált holtág az alacsony potenciális ökológiai kockázat kategóriába sorolandó (Tamás, Farsang, 2012a).

37. táblázat. Hármas-Körös menti hullámtéri holtágainak ökológiai kockázata iszap minőség alapján (Tamás, Farsang, 2012a)

Holtág elhelyezkedése	Vizsgált holtágak	Potenciális ökológiai kockázat index (R_i)	Kockázati osztály
Hullámtéri holtágak	Iriszló	34	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
	Brenazug	36	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
	Malomzug	30	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
	Csengedi	28	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
Mentett oldali holtágak	Csengedi	13	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
	Hantoskerti	15	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
	Gyoma-Középső	16	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
	Fűzfászugi	15	Alacsony potenciális ökológiai kockázat

38. táblázat. Az Alsó-Tisza-vidék hullámtéri holtágainak szennyezettségi osztályba sorolása (Tamás, Farsang, 2012a)

Holtág elhelyezkedése	Vizsgált holtágak	Környezet szennyezettségi foka (C_d)	Szennyezettségi osztály
Hullámtéri holtágak	Mártély	14	Jelentős szennyezettség
	Körtvélyes	12	Jelentős szennyezettség
	Sasér	14	Jelentős szennyezettség
Mentett oldali holtágak	Csongrádi	8	Mérsékelt szennyezettség
	Atkai	7	Mérsékelt szennyezettség
	Nagyfai	7	Mérsékelt szennyezettség

Az ökológiai kockázatbecslést a Tisza menti holtágakra is elvégeztem, amely szerint a szennyezettségi osztályokat vizsgálva megállapítható, hogy mindhárom ártéri tiszai holtág a jelentős szennyezettségi osztályba sorolható (38. táblázat), mivel a hullámtéri holtágak iszapjának nehézfém koncentrációja és a földtani közegre vonatkozó háttér értékek hányadosa viszonylag magas. Mindhárom holtág potenciális ökológiai kockázata a mérsékelt kockázati osztályba esik (39. táblázat), tehát a szennyező anyag toxikológiai tulajdonságaival súlyozott aránya alacsony. A Tisza parti mentett oldali holtágak mérsékelt szennyezettségűnek mondhatók, potenciális ökológiai kockázatuk pedig alacsony (Tamás, Farsang, 2012a).

39. táblázat. Az Alsó-Tisza-vidék holtágainak ökológiai kockázata (Tamás, Farsang, 2012a)

Holtág elhelyezkedése	Vizsgált holtágak	Potenciális ökológiai kockázat index (R^1)	Kockázati osztály
Hullámtéri holtágak	Mártély	151	Mérsékelt potenciális ökológiai kockázat
	Körtvélyes	118	Mérsékelt potenciális ökológiai kockázat
	Sasér	131	Mérsékelt potenciális ökológiai kockázat
Mentett oldali holtágak	Csongrádi	68	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
	Atkai	90	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
	Nagyfai	55	Alacsony potenciális ökológiai kockázat

A Hakanson-féle ökológiai kockázatbecslés legnagyobb előnye kétség kívül annak egyszerűsége, gyorsasága és kis költségigénye. Hátránya azonban, hogy nem veszi figyelembe a már esetlegesen bekövetkezett környezeti hatásokat, az ökológiai tényezőket, illetve nem alkalmazható teljes körűen egy vizes élőhelyet érintő kockázatok jellemzésére. Mivel azonban ismert tény, hogy a holtágak rehabilitációja során fókuszban a holt-medrek üledéke, illetve azok minőségi paraméterei állnak, az eljárás alkalmas lehet az egyes – már állapotfelmérésen átesett – holtágak, pontosabban inkább a kihelyezendő üledékek környezeti kockázatának számszerűsítésére, és így a holtágak (iszapok) rangsorolására.

Az általam vizsgált holtágak közül minden Körös menti holtág és a tisza-vidéki mentett oldali holtágak az alacsony ökológiai kockázatú területek csoportjába tartozik. A Tisza menti hullámtéri holtágak a mérsékelt kockázatú csoportba sorolandók. A potenciális ökológiai kockázat index értékeit áttekintve megállapítható, hogy elsősorban a Mártélyi és a Saséri, majd pedig a Körtvélyesi holtágakat kell fókuszba helyezni, ezt követően pedig az Atkai holtág rehabilitációja lehet szükséges.

5.7. A holtágak rehabilitációja során történő iszapkihelyezés korlátozó tényezői

A Tiszán és mellékfolyóin több, mint 300 darab holtág található (Wittner et al., 2004), melyek állapota-romlása szembetűnő és folyamatos: a vízi növényzet elburjánzása, a halállomány csökkenése, a meder feliszapoltságának növekedése csak a leginkább feltűnő példák. A holtágak sorsa – megfelelő beavatkozás, rehabilitáció – hiányában a pusztulás, degradálódás.

A holtágak rehabilitációjához kapcsolódó feladatok alappillérei a következők:

- annak megakadályozása, hogy szennyező anyagok és tápanyagok a holtág vizébe jussanak;
- a holtág medrében felhalmozódott iszapréteg eltávolítása;
- a holtág rendszeres vízcseréjének biztosítása, a felesleges vagy elszennyeződött víz eltávolítása (Fekete, Sebesvári, 2000b).

A fenti feladatok természetesen egy megfelelő előzetes állapotfelmérést követően határozhatóak meg, figyelembe véve a holtág hasznosítási formáját. A különböző hasznosítású holtágak közül megkülönböztetett figyelmet érdemelnek a „szentély” típusú holtágak a „bölcs” és degradálódott holtágakkal szemben, hiszen ezen típusú holtágak esetén cél a kialakult ökoszisztéma fenntartása, azaz meg kell őrizni a holtágakat vizes élőhelyként vagy biztosítani kell a folyóval való kapcsolatot az életfeltételek periodikus változásának fenntartása érdekében (Fekete, Sebesvári, 2000a).

Az első feladat nyilvánvalóan a holtágak további szennyeződésének megakadályozása. Sajnálatos módon a szennyezők számtalan forrásból származnak, mint például a hullámtéri szántóművelés által (Haraszthy, 2000), engedélyezett vagy illegális szennyvizek bevezetéséből, horgászati tevékenységből, belvízelvezető csatornák által szállított vizekből vagy a főfolyó alapszennyezettségéből, illetve az ott levonuló szennyező hullámokból stb (Fekete, Sebesvári, 2000b).

A második – nem kevésbé komplex – feladat a mederüledék eltávolítása és elhelyezése. A megvalósított és tervezett holtág rehabilitációk kapcsán visszatérő probléma, hogy a mederből eltávolított nagy tömegű (több tízezer m^3) kotrási iszap sorsa nem megoldott. A Mártélyi Holt-Tiszában a kiemelésre kerülő iszap becsült mennyisége: 95 000 m^3 (Kozák, 2013) (a teljes becsült iszapmennyiség 150 000 m^3), az Újszegedi Holt-Maros rehabilitációja során annak medréből 65 000 m^3 iszapot termeltek ki és szállítottak el (Fekete, 2002). Egyik lehetséges megoldás – melyet a Mártélyi holtág rehabilitációja során terveztek megvalósítani –, hogy az iszapmentesítést hidromechanizációs eljárással végeznék el, melynek során a kiemelt iszapot a Tisza sodorvonalába továbbítanák. Ez a megoldás környezetvédelmi szempontból nem támogatható, hiszen – szemben az 1995. évi LIII. törvény előírásaival – egy másik környezeti közeg (határon átnyúló) elszennyezését okozná.

Mivel a kotrási iszapok tápanyagtartalma magas (lásd a 26. táblázat és a 30. táblázat), a talajok szervesanyag visszapótlására nagyon jól alkalmazhatóak, így a sodorvonalba történő vezetés helyett a leggyakrabban használt elhelyezési stratégia a szántóföldi kihelyezés. Több tényező együttes figyelembe vétele is szükséges azonban ahhoz, hogy az iszapok ilyen módon történő kezelése biztonságosan, más területek elszennyezése nélkül megvalósulhasson. Ilyen – akár limitáló – tényezők például az üledékek nehézfém-tartalma, vagy az össznitrogén-tartalom.

A meder- vagy holtágüledékekre vonatkozó iránymutatás vagy jogszabály hiányában a kotrási iszap kihelyezése a gyakorlatban az 40/2008. (II.26). a szennyvizek és a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól szóló Kormányrendeletben foglalt előírások betartása mellett valósul meg. A kotrási iszap kihelyezése során a „befogadó” terület számos paraméterét részletesen meg kell vizsgálni annak érdekében, hogy ne okozzunk környezeti problémákat. Ezek a paraméterek korlátozzák, illetve kizárhatják a kihelyezést.

Az alábbi, 40. táblázat a kotrási iszap elhelyezésére vonatkozó 40/2008. (II.26.) a szennyvizek és a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól szóló Kormányrendeletben meghatározott kizáró tényezőket tartalmazza:

40. táblázat. A kotrási iszap elhelyezését kizáró tényezők az 40/2008. (II.26.) Kormányrendelet alapján

Paraméter neve	Kizáró tényező
Lejtés	12%<
Termőréteg vastagság	<60 cm
pH	<5.6
Fizikai talajféleség	KA>60
Talajvíz mélysége	átlagos mélység <1,5 m
Talajvíz átlagos sótartalma	>1000 mg/l
Toxikus nehézfémek	40/2008. (II.26.) Korm. rendeletben meghatározott határérték felett

Ezekon kívül az iszap elhelyezésének egyéb vonatkozásait is vizsgálni kell, melyek figyelmen kívül hagyása környezeti, illetve társadalmi problémát okozhatnak. Az iszapot minden esetben a talaj felszíne alá kell bejuttatni, annak beforgatásáról a kihelyezés alkalmával gondoskodni kell. Iszap (szennyvíziszap) felhasználása tilos a zöldség- és a talajjal érintkező gyümölcsök termesztése esetében a termesztés évében, valamint az azt megelőző évben. Termő szőlő és bogyósgyümölcs-, valamint intenzív, alacsony törzsű gyümölcsültetvényekben szennyvizet és szennyvíziszapot csak a vegetációs időn kívül lehet felhasználni. Hagyományos művelésű magas törzsű gyümölcsfák esetében a kijuttatás és a betakarítás között legalább hat hét várakozási idő szükséges (40/2008. (II.26.) Kormányrendelet).

A szántóföldi növénytermesztésre, takarmánynövény termesztésre használt területen az optimális kihelyezés időpontja a betakarítás és a következő vetés közti időszak. Tilos a kijuttatás fagyott, összefüggő hótakaróval borított vagy vízzel telített talajfelszínre, mivel ezen esetekben a talaj nem képes a víz és tápanyagok befogadására, illetve tilos a kihelyezés felszíni víz tíz méteres körzetében. Az iszap elszállítása nagy fajlagos költségnövekedéssel járna, ezért a kihelyezés legtöbbször a környező mezőgazdasági területekre történik. Ebben az esetben 300 m védőtávolságot kell tartani lakott területtől, és lakóépülettől. Kerülendő a természetvédelmi területre való kihelyezés, ugyanis ez nagyban károsíthatja a terület ökoszisztémáját, illetve tilos a kihelyezés olyan területen, melyen ökológiai gazdálkodást folytatnak, illetve rét és legelő művelési ágban hasznosítják (40/2008. (II.26.) Kormányrendelet).

Amennyiben a rekultiválni kívánt holtág közelében van a fenti kritériumoknak megfelelő terület, akkor vizsgálnunk kell, hogy a kihelyezendő iszap megfelel-e a 40/2008. (II.26.) Kormányrendeletben megfogalmazott minőségi követelményeknek. Eszerint mezőgazdasági felhasználás esetén az iszapok nem haladhatják meg a 41. táblázatban bemutatott (40/2008. (II.26.) Kormányrendelet) határértékeket. A táblázatban azokra az elemekre vonatkozó határértékeket mutatom be, amelyeket vizsgálataim alatt mértem a holtágak üledékében.

Az általam a holtágak üledékében mért fémkoncentrációra vonatkozó értékek jócskán alatta maradnak a szennyvíziszapokra meghatározott határértékeknek (lásd a 28. táblázat és a 32. táblázat), így megállapítható, hogy az üledékek szennyezőanyag-tartalma nem lehet akadálya a kotrási iszapok mezőgazdasági hasznosításának, és így nem gátolhatja a holtág-rehabilitációs törekvéseket. Különösen akkor lehetünk nyugodtak a „szennyező anyagok”

mezőgazdasági területre történő kihelyezését illetően, ha figyelembe vesszük, hogy az összes fémtartalom könnyen mobilizálható, gyengén kötött hányada általában kicsi (<20%).

41. táblázat. Szennyvíziszapban megengedett káros anyagok határértékei az 40/2008. (II.26.) Kormányrendelet alapján

Paraméter	Szennyvíziszap határérték mg/kg sza.
Cd	10
Co	50
ΣCr	1000
Cu	1000
Ni	200
Pb	750
Zn	2500

Az alábbi, 42. táblázatban az évente egy hektárra kijuttatható károsanyagok mennyiségét tüntettem fel.

42. táblázat. Mezőgazdasági területre szennyvízzel és szennyvíziszappal évente kijuttatható mérgező elemek és károsanyagok mennyisége az 40/2008. (II.26.) Kormányrendelet alapján

Paraméter	Határérték kg/ha/év
Cd	0,15
Co	0,5
ΣCr	10
Cu	10
Ni	2,0
Pb	10
Zn	30

A fenti táblázatban összefoglalt korlátozó értékeken kívül figyelembe megvizsgáltam, hogy hogyan változik az iszapkihelyezéshez szükséges terület nagysága, hogyha figyelembe vesszük, hogy a nem hatályos 49/2001. (IV. 3.) a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről szóló Kormányrendelet szerint az évente egy hektárra kijuttatható nitrogén mennyisége maximum 170 kg lehet. Ezt azért érdemes figyelembe vennünk, mert termőterületeken a túl sok nitrogén a negatív, káros hatással lehet a növények fejlődésére, egyes termesztett növénykultúrák túlzott megnyúlásához, a száraz elvékonyodásához, nem kívánt oldalhajtások növekedéséhez vezet. Egyes növények a talaj túlzott nitrogéntartalmától gyengébbek lesznek és a gombabetegségekre is fogékonyabbakká válnak.

A 40/2008. (II.26.) és a 27/2006. (II. 7.) Kormányrendelet figyelembe vételével vizsgáltam azt, – mind az iszapok össznitrogén tartalma, mind a károsanyagok mennyisége

vonatkozásában – hogy az egyes limitáló tényezők függvényében 1 hektár mezőgazdasági területre hány m³ iszap kihelyezése történhet meg (43. táblázat). (A mértékegységek összeegyeztetése után jogszabályokban meghatározott kihelyezhető mennyiséget elosztottam az általam az üledékben mért átlagos elem tartalommal, így megkaptam az egy hektárra kihelyezhető mennyiséget az adott elem koncentrációjának függvényében, majd ezt az értéket korrigáltam az iszapok szárazanyag tartalmával (30%)).

A 43. táblázatból látható, hogy ha az összes elemtartalmat és az összes nitrogén tartalmat vizsgáljuk, akkor a kobalt és a nikkell azok az elemek, amelyek koncentrációja meghatározza a kihelyezhető iszap tömegét. Az üledék kobalt-tartalmából kifolyólag ugyanis maximum ~100-160 m³ iszap helyezhető ki egy hektár mezőgazdasági területre.

43. táblázat. 1 hektár mezőgazdasági területre kihelyezhető iszap mennyisége az egyes vizsgált elemek és az össznitrogén-tartalomnak a függvényében

Holtágak elhelyezkedése		Holtágak megnevezése	1 ha mg-i területre kihelyezhető iszap mennyisége (m ³) az alábbi elemek és az össznitrogén-tartalomnak a függvényében							
			összN	Pb	Cd	Zn	Cu	Ni	Co	Cr
Hármas-Körös menti holtágak	Hullámtér	Iriszlói	224	682	1569	752	749	137	96	769
		Brenazugi	119	605	789	535	613	131	102	741
		Malomzugi	128	642	1254	776	734	155	118	869
		Csengedi hullámtér	198	642	2571	851	844	147	106	776
	Mentett oldal	Csengedi mentett oldal	341	1587	27397	1793	1980	223	142	1217
		Hantoskerti	Nincs adat	1468	Nincs adat	1081	1116	153	127	657
		Gyoma-Középső		1170	50000	850	1016	141	113	537
		Fűzfászugi		1337	50000	950	1095	154	123	590
Alsó-Tisza-vidéki holtágak	Hullámtér	Körtvélyes		385	357	412	504	140	129	697
		Saséri	164	506	312	506	414	112	103	362
		Mártély	222	432	259	364	435	123	103	501
	Mentett oldal	Csongrádi	320	662	618	619	885	n.a.	163	964
		Atkai	463	1333	371	930	1492	190	105	967
		Nagyfai	Nincs adat	806	833	732	887	155	84	626

Ez esetben a 49/2001. (IV. 3.) a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről szóló Korm. rendelet szerinti 170 kg/év/ha limit érték egyik holtág esetében sem bizonyulna a kihelyezés legszűkebb keresztmetszetének.

A fenti értékek figyelembe vételével, amennyiben ismerjük vagy megbecsüljük a kihelyezendő iszap mennyiségét, meghatározható a szükséges befogadó terület nagysága. A Mártélyi holtág rehabilitációs munkálatait megelőző vizsgálatok becslései szerint a Mártélyi Holt-Tiszából kitermelendő üledék mennyisége majd' 95 000 m³. A kihelyezésre váró iszap mennyiségének és a holtág üledékének átlagos össznitrogén és szennyező anyag tartalmának ismeretében meghatározható annak a területnek a nagysága, amelyre szükség van akkor, ha a rehabilitáció során a holtág üledékének szántóföldi kihelyezése szükséges. A Mártélyi holtág esetében is az összes kobalt tartalom a legszűkebb keresztmetszet (egy hektárra 103 m³ a kihelyezhető mennyiség). A Mártélyi holtág esetében a szükséges terület nagysága több, mint

900 hektár lenne. (A rehabilitációhoz kapcsolódóan elkészített vízjogi engedélyezési tervben 39,5 hektár területet jelöltek ki az iszap elhelyezésére a hullámtéren (Fekete, 2002b)). Ilyen óriási szántó területek a holtágak környezetében nem állnak rendelkezésre. A mezőgazdasági területre kb. 10 cm vastagságban szükséges az üledék kihelyezése.

Érdemes azonban a számítást elvégeznünk úgy, hogy nem az összes elemtartalmat vesszük figyelembe, hanem csak a mobilis fémhányadot, azaz a szekvenciális feltárás során kapott, első frakcióba tartozó eredményeket. Ez ugyanis az a fémhányad, amely – a körülmények változatlansága esetében – a növények által hozzáférhető, tehát a mezőgazdasági területre történő kihelyezés során számolnunk kell a negatív hatásaival.

44. táblázat. 1 hektár mezőgazdasági területre kihelyezhető iszap mennyisége az egyes vizsgált elemek 1. frakciójának és az össznitrogén-tartalomnak a függvényében

Holtágak elhelyezkedése		Holtágak megnevezése	1 ha mg-i területre kihelyezhető iszap mennyisége (m ³) az alábbi elemek 1. frakciójának és az össznitrogén-tartalomnak a függvényében							
			összN	Pb	Cd	Zn	Cu	Ni	Co	Cr
Alsó-Tisza-vidéki holtágak	Hullámtér	Körtvélyes	Nincs adat	278765	8990	8553	45954	3419	1479	396118
		Saséri	164	15795	434	727	3799	948	323	165115
		Mártély	222	37595	1987	3613	14936	2619	1104	213853
	Mentett oldal	Csongrádi	320	112218	7543	19958	35423	11004	4031	201349
		Atkai	463	44859	1723	20682	44784	6909	2316	128859
		Nagyfai	Nincs adat	138235	5531	16501	57943	4276	2088	790358

A 44. táblázat mutatja, hogy amennyiben a mobilis fémhányadot tekintjük a vizsgálatunk alapértékének, akkor az egy hektárra egy év alatt kihelyezhető iszapmennyiség jelentősen megnövekszik (a táblázat csak a vizsgált Alsó-Tisza vidéki holtágakat tartalmazza, mivel a szekvenciális feltárást csak ezeknek a holtágaknak az üledékén végeztem el). Mivel azonban az össznitrogén értékeink a számítás során változatlanok maradtak, ezért – ha figyelembe kellene vennünk a 49/2001. (IV. 3.) Kormányrendeletet, akkor – az össznitrogén tartalom válna a kihelyezés szűk keresztmetszetévé. Ezek alapján, amennyiben a Mártélyi holtág 95.000 m³-nyi iszapjának kihelyezése lenne a cél, akkor – mivel egy hektárra ~220 m³ iszap kihelyezése valósulhatna meg – kb. 420 hektárnyi terület kijelölése lenne szükséges.

Amennyiben csak a mobilis elemhányadot vennénk figyelembe a kihelyezés során, akkor a kobalt elem bizonyulna a szűk keresztmetszetnek a vizsgált Alsó-Tisza-vidéki holtágak esetében. Kivétel ez alól az Atkai-holtág, ahol a kadmium elem az, amelynek mobilis hányada miatt a legkevesebb m³ iszap helyezhető ki egy hektár mezőgazdasági területre.

Mivel a mért átlagos össznitrogén-tartalom növekedésével csökken az egységnyi területre kihelyezhető iszap térfogata, ezért megállapítható, hogy adott térfogatú hullámtéri üledékből kevesebb helyezhető ki egységnyi területre, ezért természetesen a hullámtérről származó iszapok elhelyezése nagyobb területet igényel, mint a mentett oldali holtágak üledéke.

Ezek alapján is jól érzékelhető, hogy a kotrási iszap elhelyezése igen nehézkes a nagy mennyiség miatt és a szállítás, illetve tárolás igen nagy arányban növeli a költségeket. Ezért fontos, hogy a megfelelő módszerekkel és ütemezéssel hajtsák végre a kihelyezést, hogy a környező területek ökológia rendszerében ne okozzanak károkat, illetve a területen gazdálkodókat ne károsítsák meg.

A holtág rehabilitációkhoz kapcsolódó harmadik fő feladat a holtág rendszeres vízcseréjének biztosítása különböző vízgazdálkodási műtárgyak telepítésével, melyek használata meggátolja a felgyorsuló eutrofizációs folyamatokat (Fekete, Sebesvári, 2000b).

6. Összefoglalás

Kutatásom során célom az volt, hogy víz-, talaj-, és iszapminőséget vizsgálva felmérjem az Alsó-Tisza, valamint a Hármas-Körös menti területek, részletesebben a folyók menti holtágak állapotát. Ennek érdekében adatokat gyűjtöttem a holtágak vizének elemtartalmáról. Talaj-, és iszapmintákat gyűjtöttem, elvégeztem ezek laboratóriumi vizsgálatait, melyek során a pH, szervesanyag-, össznitrogén-, mész-, és nehézfém-tartalom került meghatározásra. Az eredményeket jogszabályban meghatározott határértékek szerint értékeltem, valamint törvényszerűségeket kerestem arra vonatkozóan, hogy van-e különbség a holtágak üledékének szennyezettsége között a holtágak elhelyezkedéséből adódóan. Az iszapminták tekintetében az Alsó-Tisza menti mintaterületekre vonatkozóan az összes fémtartalomra irányuló vizsgálatok mellett elvégeztem a négy lépcsős BCR szekvenciális feltárást is, mellyel az üledékben található szennyező anyagok előfordulási formáit értékeltem. Az iszapvizsgálati eredményeket statisztikai módszerrel (Mann-Whitney próba) és a Hakanson-féle ökológiai kockázatértékelési módszerrel rendszereztem. Az Alsó-Tiszai holtágakra vonatkozó mérési eredményeimet összevetettem korábbi, Felső-Tiszára vonatkozó kutatások eredményeivel. Áttekintettem a holtágak rehabilitációjának folyamatát, kitérve az üledékek elhelyezése során felmerülő kérdésekre és az iszapok mezőgazdasági területre történő kihelyezését limitáló tényezőkre. Megállapításaim összefoglalását a következő pontokban mutatom be:

Holtágak felszíni vizének vizsgálati eredményei, vízminőség szerinti osztályozás

A holtágak vízminőségének elemzéséhez az Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Természetvédelmi Felügyelőség Környezetvédelmi Laboratóriuma által a Csongrádi, Nagyfai, Mártélyi és Körtvéyesi holtágon végzett felszíni vízvizsgálati adatokat (ammónium, nitrát, nitrit, kémiai oxigénigény és toxikus mikroszennyezők) értékeltem.

A rendelkezésre álló adatok alapján az MSZ 12749:1993 szabvány szerint elvégeztem a holtágak osztályba sorolását a 1988-2005-ig terjedő időszakra vonatkozóan mind a vizek tápanyag-tartalma, mind pedig a mikroszennyezők vonatkozásában. A tápanyag-tartalom eredményei alapján különösen rossz vízállapot jellemzi a Nagyfai holtágat, amely több vizsgált évben is (1992, 1993, 2003-2005) az erősen szennyezett vízminőségi osztályba esik. Ennek oka feltételezhetően a holtágba történő tisztított szennyvíz bevezetés (amely tisztítás egy korszerűtlen és kapacitását lényegesen meghaladó műtárgyon keresztül történik). A Körtvéyesi- és a Mártélyi-holtág döntően a II. és III. vízminőségi osztályba sorolható, míg a Serházzugi-holtág tápanyag-tartalmát tekintve a II. és a IV. vízminőségi osztályok között változik. A toxikus mikroszennyezők tekintetében a Serházzugi holtág minden vizsgált évben a III. osztályba sorolható, a Körtvéyesi- és a Mártélyi holtág az I-II., az Atkai-holtág az I-IV., a Nagyfai-holtág pedig a II-III. osztályok között változik.

A holtágak vízminőség szerinti osztályozását követően vizsgáltam a mentett oldali és a hullámtéri holtágak közötti eltéréseket. A vizsgált tápanyag-tartalom értékek alapján elmondható, hogy a mentett oldali holtágak vizében általában magasabb értékeket kapunk (kivételek a nitrát), mint a hullámtéri holtágakban, melynek magyarázata a holtágak áradásokkor történő elöntése és felfrissülése. A holtágak vizében mért toxikus anyagok koncentrációja nem mutat jelentős különbséget a két holtágtípus tekintetében, bár a Pb és a Cu elemek koncentrációja szignifikánsan különbözik a mentett oldali, illetve a hullámtéri holtágak vizében (kisebb koncentrációt mutatnak a hullámtéri holtágak vizében, mint a mentett oldalon). Az átlagot tekintve a Cu-koncentráció a mentett oldali Serházzugi holtágban átlépi a megengedett határértéket.

A vízminőségi értékeket a 10/2010. (VIII.18.) Kormányrendeletben meghatározott határértékek szerint értékeltem. A vizek tápanyag-tartalmát és a KOI értékét vizsgálva megállapítottam, hogy a mért értékek az esetek nagyobb %-ában lépik át a határértékeket a mentett oldali holtágak vizében (33%), mint a hullámtéren (19%). A toxikus mikroszennyezők közül a Zn és Cu határérték túllépését vizsgálva megállapítottam, hogy a mentett oldali holtágak számos alkalommal (19%-ban), míg a hullámtérek csak elvétve (2%) lépték túl a 10/2010. (VIII.18.) Kormányrendeletben foglaltakat. A hullámtéri holtágak vizének kisebb szennyezettség koncentrációja feltételezhetően az, hogy a hullámtéri holtágak vize az áradások következtében időről-időre felfrissül.

Ártéri területek feltalaj vizsgálati eredményei területhasználatonkénti bontásban

Hullámtéri területek feltalajvizsgálatát végeztem el mind a Tisza-, mind a Körös-mentén területhasználatonkénti bontásban összevetve a mentett oldalról származó kontroll-mintákkal. A Körös mentén erdő és rét típusú területeket vizsgáltam, melyek savanyú vagy gyengén savanyú kategóriákba sorolhatók. Mind a hullámtéri, mind a mentett oldali mintaterületek talajainak mésztartalma igen alacsony. A szervesanyag-tartalmat és a -minőségét tekintve is nagy szórás értékek figyelhetők meg a talajmintáimban mind a humusz mennyisége, mind a minősége közepesnek mondható. A feltalajok fémtartalmának vizsgálata során a területhasználati típusokat tekintve nem találtam lényeges különbséget. A hullámtéri területek azonban a Pb, Zn, Cd és As elemek esetében lényegesen magasabb értékeket láthtunk, mint a mentett oldali kontroll minták.

A tiszai hullámtéren rét, erdő és szántó területeket vizsgáltam, melyek a pH-t tekintve a semleges és a gyengén lúgos tartományba esnek. A mentett oldal kontroll mintái az erősen savanyútól az erősen lúgos tartományig változik. Csakúgy, mint a Körös menti talajok esetében a tiszai feltalajok mésztartalma is igen alacsony. A szervesanyag-mennyiséget tekintve a nagyon gyenge, a gyenge, és a közepes humuszemennyiségű területek is megtalálhatóak a vizsgált Tisza-vidéki terület feltalajaiban. A talajok humuszminősége is igen gyenge, mind az árterek, mind a mentett oldali talajokat tekintve. Az Alsó-Tiszai mintaterületen az Pb, Zn, Cd és As elemek átlagosan alacsonyabb koncentrációt mutatnak a mentett oldalon, mint az ártéren – mindhárom területhasználati típus tekintetében. A mintaterület elhelyezkedéséből adódó különbség nem mutatható ki a Cu, Ni, Co, Cr elemek kapcsán. A területhasználati típusokat vizsgálva az látható, hogy a Tisza-vidéki mintaterületen a réti területek alacsonyabb terheltséget mutatnak, mint az erdő és szántó területek. Ez nincs összhangban a Felső-Tiszán végzett kutatások eredményeivel, ahol a szántókon kisebb, míg a gyepes és erdők talajaiban nagyobb fémkoncentráció mérhető (Szabó et al., 2009).

A Körös partjáról származó feltalajokban mért elemek egyetlen esetben sem lépik túl a 6/2009. (IV. 14.) Kormányrendeletben található határértékeket. A tiszai mintaterület esetében a Ni, Cd és Zn elemek néhány hullámtéri erdő és szántó minta esetében meghaladják a 6/2009. (IV. 14.) Kormányrendeletben foglalt határértékeket. A feltalajokban vizsgált paraméterek közül az Pb, Zn, Cd és As elemek esetében állapítható meg törvényszerűség, mivel ezek mind a Tisza-, mind a Körös vidéken magasabb %-ban vannak jelen a hullámtéren, mint a mentett oldalon.

Körös menti holtágak iszapvizsgálati eredményei

A Körös-vidéken található holtágak üledékének pH vizsgálatait azt mutatták, hogy a hullámtéri iszapokra a savanyú kémhatás a jellemző, míg a mentett oldalon a semleges pH dominál. A szervesanyag-tartalmat tekintve megállapítottam, hogy a hullámtéri üledékek

koncentrációja magasabb. Ugyanez a megállapítás igaz az üledékek össznitrogén tartalmára is.

Míg a nikkel, kobalt és króm elemek koncentrációja nem mutat jelentős különbséget attól függően, hogy mentett oldali vagy hullámtéri holtág iszapjából származik, addig a két holtág típus között jelentős különbség rajzolódott ki a kadmium-, ólom-, cink- és réz-tartalom vizsgálata során.

Az átlagos nikkel- és króm-tartalom minden hullámtéri holtág esetében meghaladja a 6/2009. (IV. 14.) Kormányrendeletben megtalálható határértéket, a nikkel koncentráció néhány mentett oldali holtág üledékében is a megengedett érték felett található.

A vizsgált Hármas-Körös menti holtágakat iszapjukban található szennyező anyagok szerint hasonlítottam össze a szennyezettségi index bevezetésével. Megállapítható, hogy az ártéren elhelyezkedő holtágak nagyobb szennyezettséget mutatnak, mint a mentett oldaliak. A Körös-menti holtágak szennyezettségük szerint az alábbi sorrendbe állíthatók: Brenazugi > Iriszlói > Malomzugi > Csengedi, hullámtér > Gyoma-Középső > Fűzfászugi > Hantoskerti > Csengedi, mentett oldal.

Tisza menti holtágak iszapvizsgálati eredményei

Az Alsó-Tisza-vidéken vizsgált holtágak üledékének pH értékei a gyengén savanyú (ártér) és a semleges (mentett oldal) kategóriákba sorolhatók. Az iszapok szervesanyag-tartalma átlagosan nagyobb a hullámtéri holtágakban, mint a mentett oldali holtágak esetén. Az átlagos össznitrogén-tartalom a hullámtéri holtágban lényegesen magasabb, mint a mentett oldaliakban, bár e különbség nem szignifikáns.

A tiszai hullámtéren fekvő holtágak üledéke minden vizsgált elem (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni) tekintetében nagyobb koncentrációkat mutatnak, mint a mentett oldalon fekvő morotvák. A legnagyobb eltérés a cink, réz és ólom elemek esetében figyelhető meg, amelyek kétszeres mennyiségben vannak jelen a hullámtéri holtágakban, mint a mentett oldalon.

Némely Alsó-Tisza-vidéki holtág üledékének kadmium-, nikkel- és cink-koncentrációja túllépi a 6/2009. (IV. 14.) Kormányrendeletben meghatározott határértékeket.

Az Alsó-Tisza-vidéki holtágak szennyezettségi index szerinti összehasonlítása során a mentett oldali és a hullámtéri holtágak közötti különbségek erősen kirajzolódtak. Az iszapok szennyezettsége szerint az Alsó-Tiszai holtágak az alábbi sorrendbe következnek: Mártély > Körtvélyes > Sasér > Csongrádi > Atkai > Nagyfai.

Hármas-Körös és Alsó-Tisza menti holtágak állapotának összehasonlítása

A Körös- és a Tisza-menti holtágak iszapjában mért pH érték összehasonlítás során az egymáshoz közeli medián és szórás értékek miatt nem állapítható meg a holtágak helyzetéből adódó hasonlóság vagy különbség.

A Körös hullámterének holtágai magasabb szervesanyag- és magasabb nitrogén-tartalommal rendelkeznek, mint a tiszai hullámterek. A Körös mentett oldali holtágai is magasabb szervesanyag százalékkal és össznitrogén-koncentrációval rendelkeznek, mint a Tisza mentett oldalán elhelyezkedő holtágak. Összességében elmondható, hogy szervesanyag-tartalom alapján a holtágak csoportjai az alábbi csökkenő sorrendben állnak: Körös (hullámtér) > Tisza (hullámtér) > Körös (mentett oldal) > Tisza (mentett oldal). A nitrogén-tartalmat tekintve az alábbi csökkenő sorrend figyelhető meg: Körös (hullámtér) > Tisza (hullámtér) > Körös (mentett oldal) > Tisza (mentett oldal).

Az összes vizsgált holtág szennyezettség szerinti összehasonlítását a szennyezettségi indexszel végeztem el (Tamás, Farsang, 2012), mely szerint a tiszai hullámtéri holtágak a legterheltebbek, ezeket követik a Körös menti ártéri holtágak, majd a Tisza mentett oldali holtágai, végül a legkevésbé szennyezettek a Körös mentett oldalán elhelyezkedő holtágak. Azaz a holtágak szennyezettségük szerint az alábbi sorrendben követik egymást: Mártélyi > Körtvélyesi > Sasér > Csongrádi > Atkai > Nagyfai > Brenazugi > Iriszlói > Malomzugi > Csengedi, hullámtér > Gyoma-Középső > Fűzfászugi > Hantoskerti > Csengedi, mentett oldal.

Az összes vizsgált holtágban mért elem-koncentrációkat tekintve megállapítottam, hogy a mediánt tekintve minden elem esetében magasabb az adott folyó hullámtérén elhelyezkedő holtágainak iszapjában mért fémkoncentráció, mint a mentett oldali holtágak üledéke. Minden vizsgált elem (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni) tekintetében a Tisza hullámtéri holtágai a legszennyezettebbek. Az Pb, Zn és Cu elemek a következő csökkenő sorrendben koncentrálnak a holtágak üledékében: Tisza (hullámtér) > Körös (hullámtér) > Tisza (mentett oldal) > Körös (mentett oldal).

Alsó-Tisza és Felső-Tisza menti holtágak állapotának összehasonlítása víz-, talaj- és iszapvizsgálati eredmények alapján

A Felső- és Alsó-Tisza menti holtágak összehasonlítása azok felszíni víz-, talaj- és üledékmintája alapján lehetséges. Mindhárom közeg terheltségének összehasonlításához a Debreceni Egyetem kutatói által tudományos munkákban publikált (Szabó et al., 2008, Babka 2013) eredményeket használtam fel.

Azon vízminőségi értékeket figyelembe véve, amelyek a Felső és az Alsó-Tisza menti holtágak esetében átlépték a 10/2010. Kormányrendeletben meghatározott határértékeket megállapítottam, hogy hullámtéri holt-medrekben több esetben volt mérhető szennyezés a mentett oldaliakhoz képest.

A holtágak környezetében (hullámtéren és mentett oldalon) végzett feltalaj vizsgálatok eredményeit összesítve megállapítható, hogy míg a kobalt- és nikkel-tartalom a Felső-Tiszai mintaterületeken nagyobb, addig a réz és cink elemek koncentrációja az Alsó-Tisza menti területeken magasabb. A hullámtéri és a mentett oldali területek feltalajainak összevetése során látható, hogy függetlenül attól, hogy a folyó alsó vagy felső szakaszát vizsgáljuk, a hullámtéri területek talajai terheltebbek, mint a mentett oldal.

Az üledék vizsgálati eredmények feldolgozása, kiértékelése kapcsán hasonló megállapítások tehetők a Tisza folyó felső szakasza mentén elhelyezkedő, vagy az alsó szakasza mentén elhelyezkedő holtágak üledék-minősége kapcsán, azaz mindkét mintaterületre igaz, hogy a hullámtéri holtágak iszapja fémekkel terheltebb, mint a mentett oldali holt medreké. Különbség azonban tetten érhető a Felső-Tiszai és az Alsó-Tiszai mintaterületek vonatkozásában, miszerint a Ni, Co, Cr és Cu elemek az Alsó-Tiszai területek hullámtéri holtágaiban koncentrálnak a legnagyobb mértékben, míg a Zn, Cd, Pb és Mn elemek a Felső-Tiszaiakban (Babka, 2013).

Az iszapokban található szennyező anyag tartalmak előfordulási formáira vonatkozó vizsgálati eredmények

A szennyező anyagok előfordulási formái szerinti meghatározását Alsó-Tiszai holtágak üledékén végeztem el szekvenciális feltárással, mellyel négy frakciót különítettem el. A frakciók átlag értékeit tekintve megállapítottam, hogy – az összes elemtartalom esetén már megállapított – a holtágak elhelyezkedéséből adódó különbség az egyes frakciók esetében is

tetten érhető, miszerint a hullámtéri holtágak minden frakciót tekintve magasabbak, mint a mentett oldaliak.

A szekvenciális feltárás eredményei alapján megállapítottam, hogy a nikkel és réz elemek igen kötött formában vannak jelen a holtágak üledékében, így – bár ezen elemek viszonylag magas %-ban vannak jelen az iszapokban – nem jelenthetnek veszélyt az iszapok mezőgazdasági területre történő kihelyezése során. Az arzén, kadmium, cink és mangántartalmat szükséges azonban a fókuszba helyeznünk, mivel ezen elemek könnyebben mobilizálható formában vannak jelen. Mind a hullámtéri, mind a mentett oldali holtágak üledékében a legkevésbé mobilis elemek az ólom és a króm, míg a környezeti szempontból legveszélyesebb a kadmium és a mangán.

A holtágakban vizsgált elemekre felállítottam a mobilitási sort (az összes elemtartalom és a mobil frakció aránya alapján), mely a hullámtéri holtágak esetén $Pb < Cr < Ni < Co < As < Cu < Zn < Mn < Cd$, a mentett oldaliak esetén pedig $Pb < Cr < Cu < Co < Ni < Zn < As < Cd < Mn$ sorrendiséget követi.

Ökológiai kockázatbecslés eredményei

A Hakanson-féle kockázatbecslés egy olyan módszer, mellyel számszerűsíthető és jellemezhető a holtágak szennyezettsége kizárólag az iszapok vizsgálatával. Az eljárás előnye annak gyorsasága és kicsi költségigénye.

A szennyezettségi osztályba sorolás alapján, a Körös partján fekvő holtágak (hullámtéri és mentett oldaliak is) a mérsékelt szennyezettségi osztályba sorolandók, kivételt ez alól a Csengedi holtmeder képez, mely alacsony szennyezettségű. Szintén mérsékelt szennyezettségűek a Tisza partján fekvő mentett oldali holtágak. A tiszai hullámterek holtmedrei a jelentős szennyezettségi osztályba sorolandók.

A kockázati osztályokat tekintve a Körös menti holtágak alacsony ökológiai kockázatúak, ugyanez vonatkozik a Tisza-vidéki mentett oldali holtágakra. A Tisza-parti hullámtéri holtágak mérsékelt potenciális ökológiai kockázati osztályúak.

A potenciális ökológiai kockázat index értékeit áttekintve megállapítható, hogy elsősorban a Mártélyi és a Saséri, majd pedig a Körtevényesi holtágakat kell fókuszba helyezni, ezt követően pedig az Atkai holtág rehabilitációja lehet szükséges.

A holtágak rehabilitációja során történő iszapkihelyezés korlátozó tényezői

Amennyiben meghatároztuk a holtágak hasznosításának célját, és a meghatározott funkció betöltéséhez szükségessé válik némelyik holtág rehabilitációja, akkor az látható, hogy – mivel a pénzügyi források általában szűkösek – ez egy igen lassú, és hosszasan elhúzódó folyamat. Ezért is fontos mérlegelni, hogy mely holtmedrek azok, amelyek állapotának javítása a leginkább sürgető folyamat. Ehhez szükséges lenne az adott folyószakasz mentén elhelyezkedő összes holtág állapotának részletes felmérése, melyre irányuló egységesítési javaslatok megszülettek (Wittner et al., 2004; Wittner et al., 2005), azonban a tényleges munka még várat magára. Wittner (2004) által kidolgozott módszer középpontjában az ökológiai vizsgálatok állnak, melyek valóban alapját képezhetik a holtágak tipizálásának. Ahhoz azonban, hogy ténylegesen megállapítsuk, mely holtágak a környezeti szempontból legveszélyesebbek, szükséges elvégeznünk a környezeti elemek (minimálisan a felszíni víz és az üledék) vizsgálatát. Ez azért is szükséges, mert az eddigi rehabilitációs folyamatok tapasztalatai szerint „Mind az engedélyezési, majd a kivitelezési terv, mind a kivitelezés

legkényesebb fázisai az iszap kitermelése, elszállítása, deponálása, valamint a meder rendezése voltak” (Fekete, 2002).

Az általam megvizsgált Alsó-Tisza-vidéki holtágak közül egyértelműen a Mártélyi, Körtvélyesi, Saséri és Csongrádi holtág az, amelyek esetében sürgős intézkedés szükséges. A Mártélyi, Körtvélyesi és Csongrádi holtág esetében részleges kotrási munkák történtek, a Mártélyi holtágra a teljes rehabilitációs terv elkészült és elfogadásra került. Pályázati forrás hiányában azonban jelenleg a kivitelezési munka még nem kezdődött meg. A Saséri holtág rehabilitációjához kapcsolódóan mind a nehézséget, mind pedig a fontosságot a holtmeder „szentély” jellege jelenti. A rehabilitáció csak az élővilág jelentős megzavarásával lehetséges. Az egykori meander megközelítése is nehézkes gépekkel, a környező ártéri erdők elburjánzása miatt.

Az üledékek elhelyezése során az iszapok kobalt-tartalma a mezőgazdasági területre történő kihelyezés korlátozó tényezője. A kobalt-koncentráció mellett magas koncentrációjú könnyen mobilizálható fémekkel, úgy mint a kadmium és cink kell számolnunk. A rehabilitációt limitáló tényezők a nagy tömegű üledék-elhelyezés vonatkozásában a kobalt-, nikkel- és nitrogén-tartalom.

Bár a holtágak rehabilitációja során az egyes holt-medrek egyedi vizsgálata szükséges, nem szabad megfeledkeznünk arról, hogy a hullámterek ökológiai folyósóként funkcionálnak, azaz az egyedi megoldások komplex rendszerben összetett célt szolgálnak.

7. Summary

Aim of my research was to measure the status of the area – especially the quality of surface water, soil and sediment of oxbow lakes near the rivers – at the Lower-Tisza and the Hármas-Körös. In order to this I've collected data about the element-concentration of surface water of oxbow lakes and I've evaluated them with statistics method (Mann-Whitney-test). I've collected soil and sediment samples and I've measured different attributions of them in the laboratory, such as pH, nutrient-, nitrogen-, carbonat and heavy metal content. I've qualified the investigation results based on the contamination limit value which defined by the Hungarian law. After that step I was searching for principles to reveal the correlation between the contamination of the sediment of oxbow lakes and the location of the oxbows. Upwards the analyses of the total contamination content I've performed the four step BCR sequential extraction analyses on the samples of Lower-Tisza, which is suitable to define the different phases of the metals in the sediments. I've valued the analytical result of sediment samples with statistical method (Mann-Whitney-test) and the ecological risk method of Hakanson. I've compared my own results of Lower-Tisza with other, previous results of researches of Upper-Tisza. I've reviewed the process of rehabilitation of oxbow lakes, in particular the question of the sediment placement and the limiting factors of the placement at agricultural areas. I summarize my results in the next sections:

Results of the quality of surface water of oxbow lakes, water body classification based on the water quality

To classify the oxbow lakes by water quality I applied and valued the data of Csongrád, Nagyfa, Mártély and Körtvélyes oxbow lakes from the laboratory of the Inspectorate of the Environmental Protection which were content data about the ammonium, nitrat, nitrit, chemical oxygen demand and toxic micropollutants.

I've classified the oxbow lakes based on the valid Hungarian standard (MSZ 12749:1993) from 1988 to 2005 in respect of nutrient content and the micro pollutant content of surface water. Based on the nutrient content of surface water The Nagyfai Holt-Tisza had an especially bad water quality. It was classified as heavily polluted in several years (1992, 1993, 2003-2005). The Körtvélyes and Mártélyi Holt-Tisza were classified to the II. and III. categories, the Serházzugi Holt-Tisza varied between the II. and IV. categories. Based on the toxic micro pollutants the Serházzugi oxbow was classified to the III. category in all year. The class of Körtvélyesi and the Mártélyi oxbow lakes were varied between I-II., the Atka oxbow was varied between I-IV., and Nagyfa oxbow was varied between II-III.

After the classification of surface water quality I've examined differences between the two types of oxbow lakes.

Based on the concentration of dissolved nutrients I could find out that the nutrient content was higher in the oxbows outside the dyke than in the floodplain lakes (except the nitrate) that could be because the floods refresh the water of the floodplain oxbow lakes. The measured toxic element content does not show significant difference between the two types of oxbow lakes. But the Pb and Cu element concentrations are significantly smaller in the water of floodplain oxbows than in the water of oxbows outside the dykes. The average concentration of Cu is higher in the Serházzugi Holt-Tisza – located outside the dyke – than the defined limit value.

I've qualified the water quality results based on the contamination limit value which defined by the Hungarian law (10/2010. (VIII.18.)). While examining the nutrition content and chemical oxygen demand value I found out that the measured values exceeds the limit values more often in the case of out of dyke (33%) than floodplain (19%). While examining the exceedment of the limit values of micro-polluters, Zn and Cu, I concluded that out of dyke oxbows exceeded the the limit value – defined in the Hungarian law (10/2010. (VIII.18.)) – several times (19%), but floodplain ones exceeded just rare (2%). The cause of the lower concentration of pollution in the floodplain oxbows is supposedly that the water of the floodplain is being refreshed time after time by floods.

Result of the analyses of topsoil samples from floodplain areas by land usage

I've investigated topsoil samples from the Tisza and Körös floodplain areas considering the land use compared with controll-samples from outside the dyke. Near the Körös I've examined forest and meadow land use areas, which were classified as strongly acidic and slightly acidic categories. Both the soils of floodplain sample areas and soils from outside the dyke carbonate content is rather low. I've analysed the quality and quantity of the nutrient content of topsoil samples and I've registered big deviation. The quality and quantity of the nutrient content of topsoil samples are medium. I've researched the metal content of topsoils by land usage and I could not find any essential difference. But the soil samples from the floodplain have singificantly higher Pb, Zn, Cd and As content than the controll-samples from the soils outside the dyke.

I've examined forest, meadow and arable areas on the floodplain of Tisza, which samples were classified as neutral and alkaline classes by pH. The controll samples from outside the dyke were changed from strongly acid to strongly alkaine. As I've established during the analyses of soil samples from Körös area, I could register that the carbonate content of topsoils from Tisza area are rather low. In regards the nutrition-amounts very low, low and medium mould-amount areas can be found in the topsoil of Tisza-area. The mould-quality of the soils – both floodplain and outside the dyke – is very poor. In the Lower-Tisza region Pb, Zn, Cd an As elements show lower concentration on outside the dyke than floodplain – in regards all three area-usage type. Based on the location of the sample-area no difference can be shown in regards Cu, Ni, Co and Cr elements. Invetigating the area-usage types it can be seen that in the Tisza-area sample areas the meadows show less pollution than forest and arables. This is not in-line with the results of researches made in the Upper-Tisza area, where the metal-concentration in the soil is lower in the arables, while higher in the meadows and forests (Szabó et al., 2009).

The measured elements from the upper soils in Körös shore never exeeded the limit value defined in the Regulation. Some floodplain forest and arable samples from Tisza area the Ni, Cd, Zn elements exceeds the limit value defined in the Regulation. From the examined parameters of the upper-soils, a principle can be defined in regards of Pb, Zn, Cd and As elemenets, as these are present in higher ratio in the floodplain than outside the dyke at Tisza- and Körös-area as well.

Result of analyses of sediement samples of Körös oxbows

I've examined sediment samples of Körös oxbow lakes which has shown differences between the floodplain and the samples outside the dyke. The samples of floodplain have acidic pH, and the samples from outside the dyke have predominantly neutral pH. I've registered higher organic material content in the samples from floodplan area than the samples

from outside the dyke. This statement is valid for the total nitrogen content of sediment samples.

The concentration of nickel, cobalt and chrome elements has not shown big difference depending the type of the oxbow lake. I've examined the concentration of the cadmium, lead, zinc and copper elements which has shown significant difference depending the location of the oxbow lakes.

The average content of nickel and chrome exceeds the limit value defined by law in all floodplain oxbow lakes in all cases. In some cases the concentration of nickel exceeds the limit value in the sediment samples from outside the dyke.

I've compared the oxbow lakes near Hármas-Körös based on the pollutant content of sediment samples and the contamination index has been introduced. Generally I could prove that the metal content of the sediment from floodplain oxbow is more polluted than the sediment of the lake outside the dyke. Using the contamination index the next sequence could be defined at oxbow lakes near the Körös: Brenazug > Iriszló > Malomzug > Csenged (floodplain) > Gyoma-Középső > Fűzfászug > Hantokert > Csengedi (outside the dyke).

Result of analyses of sediment samples of Tisza oxbows

I've examined sediment samples of Lower-Tisza oxbow lakes. These can be categorised into slightly acidic (floodplain) and neutral (outside the dyke) categories. The organic matter content of the sediments is higher in the oxbow lakes than in the sediment samples outside the dyke on the average. The average total nitrogen contents are much higher in the floodplain sediment samples than in the samples from outside the dyke (but the difference is not significant).

The metal content (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni) of the sediment of oxbow lakes from the floodplain of Tisza River has higher concentration than the oxbows from outside the dyke. I've registered the biggest difference in case of the content of zinc, copper and lead: these elements show twice amount in floodplain than outside the dyke.

Considering the average values of the measured cadmium, nickel, and zinc concentrations I have realized that some samples exceed the critical contamination level defined by law.

During the comparison of the oxbow lakes near Lower-Tisza – based on the contamination index - the differences between the two types of oxbow lakes were stood out. Using the contamination index the next sequence could be defined at oxbow lakes near the Lower-Tisza: Mártély > Körtvélyes > Sasér > Csongrád > Atka > Nagyfa.

Comparison of the condition of oxbow lakes near Hármas-Körös and Lower-Tisza

I've compared the pH values measured in the sediment of the oxbow lakes near Körös and Tisza, but the median and deviation values were very closed to each other, so no similarity neither difference can be defined.

The oxbow lakes of Körös floodplain have higher organic matter and nitrogen content than the floodplain oxbows near the Tisza. The same statement is valid for the oxbows outside the dykes. Considering the organic material content I've registered the next decreasing sequence: Körös (floodplain) > Tisza (floodplain) > Körös (outside the dyke) > Tisza (outside the dyke). Analysing the nitrogen content the next decreasing sequence has been determined: Körös (floodplain) > Tisza (floodplain) > Körös (outside the dyke) > Tisza (outside the dyke).

I've used the contamination index to compare all the examined oxbow lakes according to the total contamination (Tamás, Farsang, 2012). The result of the comparison show that the most polluted oxbows are the oxbow lakes near Tisza floodplain, than the floodplain oxbows near the Körös, than the Tisza's oxbows located outside the dyke and finally the least contaminated oxbow lakes near the Körös outside the dyke. So the next decreasing sequence can be defined by pollution: Mártély > Körtvélyes > Sasér > Csongrád > Atka > Nagyfa > Brenazug > Iriszló > Malomzug > Csengedi (floodplain) > Gyoma-Középső > Fűzfászug > Hantokert > Csenged (outside the dyke).

Considering the total element content of all examined oxbow lakes I've determined that the median of element content of the sediment is higher in all cases in the sediment of oxbows located at the given river floodplain than the sediment of oxbows outside the dyke. Considering all examined element (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni) I've established that the oxbows located at floodplain near Tisza River are the most polluted lakes. The elements of Pb, Zn and Cu has been accumulated in the sediment of oxbow in the next decreasing sequence: Tisza (floodplain) > Körös (floodplain) > Tisza (outside the dyke) > Körös (outside the dyke).

Comparison of the condition of oxbow lakes near Lower-Tisza and Upper-Tisza based on surface water, soil and sedient samples

It's possible to compare the state of oxbow lakes near Lower-Tisza and Upper-Tisza based on the quality of surface water, soil and sediment. I used the results of scientific work published by the researchers of the University of Debrecen (Szabó et al., 2008, Baka 2013) to compare the pollution of the three medium.

Considering the water quality values, which exceeds the limit values defined by law (10/2010. Korm. rend.) in the surface water samples from Upper- and Lower-Tisza, I've defined that the measured pollution was higher in the floodplain oxbow lakes than in the oxbows outside the dyke.

Summarize the results of the topsoil analyses of the area of oxbow lakes (both floodplain and outside the dyke) I've found that while the cobalt and nickel content is higher near the sample area of Upper-Tisza, the concentration of the element of copper and zinc is higher near the sample areas of Lower-Tisza. Comparing the topsoil samples from floodplain and outside the dyke it can be seen, that the soils of floodplain are more polluted than the soils outside the dyke independently from the fact if the analyses is done of the lower or upper section of the river.

In regards the processing and evaluation of the sediment results similar statements can be concluded. Regarding the sediment-quality of the oxbow lakes at upper and lower Tisza it is true for both sample-areas that the sediment of floodplain oxbow lakes are more contaminated with metals than bed of oxbow lakes outside the dyke. Differnece can be caught out in regards of upper and lower Tisza sample areas, that concentration of Ni, Co, Cr, and Cu elements is the highest in the floodplain oxbow lakes of lower Tisza, while Zn, Cd, Pb and Mn in upper Tisza (Babka, 2013).

Research results of the occurence forms of metal pollutants in the sediment

I've defined the occurrence form of polluter elements with sequential extraction that was applied on the sediments of oxbow lakes of lower-Tisza and I've separated four fractions based on this. Considering the average values of fractions, I concluded – like already concluded in the case of total element content – that the differences implied of the location of

the oxbow lakes can be found in each fraction as well, that all fractions in floodplain show higher values than outside the dyke.

Based on the results of the sequential extraction, I concluded that nickel and copper elements are present in hard-bounded form in the sediment of the oxbow lakes, so – although these elements are present in high percentage in the sediment – these don't generate risk while deponated onto agricultural areas. However, it is essential to keep focus on As, Cd, Zn and Mn content as these elements are present in a more easily mobilizable form.

Both in floodplain and outside the dyke sediments the least mobilizable elements are Pb and Cr, while the “most critical” are Cd and Mn.

I've defined the mobility sequence of the investigated elements of the oxbows (based on the ratio of the total element content and mobil fraction). The sequence in the floodplain is $Pb < Cr < Ni < Co < As < Cu < Zn < Mn < Cd$, while outside the dyke is $Pb < Cr < Cu < Co < Ni < Zn < As < Cd < Mn$.

Results of ecological risk analysis

The Hackanson risk analysis is a method that let to quantify and describe the contamination of oxbow lakes based on the investigation of the sediment exclusively. The advantages of this method are the swiftness and low cost demand.

Based on the contamination classification, the oxbow lakes at Körös (both floodplain and outside the dyke) can be classified as moderately contaminated, except the oxbow lake Csengedi that is low contaminated. Outside the dyke oxbow lakes at Tisza are also moderately contaminated, while the floodplain oxbow lakes are classified as highly contaminated.

In regards the risk classification, outside the dyke oxbow lake at Körös are at low ecological risk, and the same applies for the outside the dyke oxbow lakes at Tisza. The floodplain oxbow lakes of Tisza are classified as moderate potential ecological risk.

While checking the values of potential ecological index it can be concluded that the focus has to be put on Mártély and Sasér then Körtvélyesi oxbow lakes, afterwards the rehabilitation of Atkai oxbow lake should be taken into consideration.

Restrictive factors of rehabilitation of oxbow lakes

Whilst the rehabilitation of oxbow lakes – due to lack of significant financial funds – is really slow and long-lasting process, that is important to balance which oxbow lakes are the ones that's condition's improvement is the most important. For this it is essential to investigate the detailed condition of all oxbow lakes near the riverside, where the applying unification recommendations are already defined (Wittner et al., 2004; Wittner et al., 2005), but the effective work is not yet begun.

The focus of the methodology defined by Wittner (2004) is on the ecological investigations that can be the base of the tipization of oxbow lakes. Nevertheless to be able to really define which oxbow lakes are in the worst shape, the investigation of environmental elements (at minimum the surface water and sediment) is needed. It is as well needed, because based on the rehabilitation processes so far: “Either the authorization or the execution plan or during the implementation, the most critical phases were the mining, transportation and deponation of the sediment and the settlement of the riverbed as well” (Fekete, 2002).

Among the oxbow lakes at lower Tisza that I've investigated it is unequivocal that Mártély, Körtvélyes, Sasér and Csongréd oxbow lakes are the ones need urgent action. In

regards of Mártély, Körtvélyes and Csongrád oxbow lakes partial dredging activities were done, and for Mártély the full rehabilitation plan is prepared and approved. Nevertheless due to the lack of competition resources the execution activity not yet started.

In regards Sasér the difficulty and the necessity is generated by the “sanctuary nature”. Rehabilitation is only possible with the significant disruption of the wildlife. The onetime oxbow lake’s approach is also hard with machines, due to the proliferation of the floodplain forests around.

While deponating the sediment to agricultural areas, the cobalt-content can be a restrictive factor. Beside of the cobalt-concentration, high concentrations of easily mobilizable metals, like cadmium and zinc have to be considered. In regards of huge mass sediment-deponization, cobalt, nickel and nitrogen content can be restrictive factors.

Although while the rehabilitation of oxbow lakes there’s a need for individual investigation, we must not forget that the floodplains function as ecological corridors, namely individual solutions in complex systems serve a combined aim.

8. Köszönetnyilvánítás

Köszönöm témavezetőmnek, Dr. Farsang Andreának a kutatásom évei alatt nyújtott szakmai támogatását és lelkesítését.

Köszönöm a Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék vezetőjének, Prof. Dr. Mezősi Gábornak, hogy a munkámhoz a szükséges infrastrukturális háttérrel biztosította.

Köszönöm Huszka Anitának, Felber Dánielnek és Csökmei Bálintnak a mintavételek során nyújtott segítségét.

Köszönetet mondok Vavra Áronnak a mintavételek során és a kutatás kezdeti szakaszában nyújtott szakmai együttműködéséért.

Köszönöm Tápai Ibolyának és Fekete Istvánnak a laboratóriumi vizsgálatok és a mérések során nyújtott segítségét.

Köszönöm testvéremnek, Tamás Katalinnak és Dr. Sipos Györgynek az adatfeldolgozással kapcsolatos javaslatait, valamint Boldog Katalinnak a szigorú kritikákat.

Köszönetet mondok férjemnek, Németh Szabolcsnak, aki megteremtette számomra a dolgozat írásához szükséges nyugodt körülményeket.

Hálásan köszönöm Szüleimnek, hogy céljaim elérésére tanítottak és erre mindig ösztönöztek.

9. Felhasznált irodalom

- Abd El-Azim H. – El-Moselhy Kh. M. (2005): Determination and partitioning of metals in sediments along Suez Canal by sequential extraction. *Journal of Marine Systems*, 56, 363-374.
- Alapi K. – Győri Z. (2003): Sediment analyses in the heavy metal polluted floodplain of Tisza. *Acta Agraria Debrecenensis*, 1-6.
- Agnieszka S. – Wiesław Z. (2002). Application of sequential extraction and the ICP-AES method for study of the partitioning of metals in fly ashes. *Microchemical Journal*, 72, 9-16.
- Asselmann N.E.M. – Middelkoop H. (1995). Floodplain sedimentation: quantities, patterns and processes. *Eart Surf. Proc. And Landforms*, 20. 481-499.
- Babák K. (2006): A Hármas-Körös hullámtérének feltöltődése a folyószabályozások óta. *Földrajzi értesítő*, 3-4. 393-399.
- Babka B. (2013): A Felső-Tisza és holtmedreinek komplex környezetanalitikai vizsgálata. Doktori (PhD) értekezés, Debrecen. 117 p.
- Babka B. – Szabó Sz. (2007): Water chemical analysis of the oxbow lakes near the Upper-Tisza River. *AGD Landscape & Environment* (1), 36-42.
- Balogh Zs. – Harangi S. – Kundrát J.T. – Gyulai I. – Tóthmérész B. – Simon E. (2016): Effects of Antropogenic Activities ont he Elemental Concentracion in Surface Sediment of Oxbows. *Water Air Soil Pollut*, 227, 1-13.
- Bancsi I. (2000): A Tisza és mellékfolyóinak vízminősége. A víz szerepe és jelentősége az Alföldön. A nagyalföld Alapítvány kötetei. 6. 118-124.
- Bird G. – Brewer P. – Macklin M. – Balteanu D. – Driga B. – Serban M. – Zahira S. (2003): The solid state partitioning of contaminant metals and As in river channel sediments of the mining affected Tisa drainage basin, northwestern Romania and eastern Hungary. *Applied Geochemistry*, 18. pp. 1583-1595.
- Bird G. – Brewer P.A. – Macklin M.G. – Serban M. – Balteanu D. – Driga B. (2005): Heavy metal contamination in the Aries river catchment, western Romania: Implications for development of the Rosia Montana gold deposit. *Journal of Geochemical Exploration*, 86, 26-48.
- Bird G. – Brewer P. A. – Macklin M. G. – Serban M. – Balteanu D. – Driga B. (2008): River system recovery following the Novaț-Roșu tailings dam failure, County, Romania. *Applied Geochemistry*, 23, 3498–3518.
- Birch G.E. – Robertson E. – Taylor S.E. – McConchie D.M. (1999): The use of sediments to detect human impact on the fluvial system. *Environmental Geology*, 39, 1015-1028.
- Black M. C. – Williams P.L. (2001): Preliminary Assessment of Metal Toxicity in the Middle Tisza River (Hungary) Flood Plain. *J Soils and Sediments*, 1, 4, 213-216.
- Bódog I. – Polyák K. – Hlavay J. (1996): Determination of heavy metal sin lake and river sediments by selective leaching. *Intern. J. Environ. Anal. Chem*, 66, 79-94.
- Boekhold A.E. (2008): Ecological risk assessment in legislation on contaminated soil in The Netherlands. *Science of the Total Environment*, 406, 518-522.
- Borovec Z. – Tolar V. – Mraz L. (1993). Distribution of some metals in sediments of the central part of the Labe (Elbe) River, Czech Republic. *Ambio*, 22, 200-218.

- Borsy Z. (1972): Üledék- és morfológiai vizsgálat a Szatmári-síkon az 1970. évi árvíz után. *Földrajzi Közlemények*, 96/1, 38-42.
- Borsy Z. – Jakucs L. – Papp S. – Kerényi A. – Szabó J. – Mezősi G. – Székely A. – Zámbo L. (1998): Általános természetföldrajz. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 212-213.
- Braun M. (1997): Az üledék kémiai összetételének változása kis tavak feltöltődése során. *Hidrológiai Közlöny*, 77/1-2. 92-93.
- Braun M. – Papp I. – Korponai J. – Lukács V. – Gyulai I. – Forró L. – Hubay K. – Szalóki I. (2010): A Tisza vízjárásának nyomai a Marótzugi-Holt-Tisza üledékében. *Hidrológiai Közlöny*, 90, 6, 20-22.
- Braun M. – Szalóki I. – Posta J. – Dezső Z. (2003): Üledék felhalmozódás sebességének becslése a Tisza hullámterében. MHT XXI. Vándorgyűlésén elhangzott előadások (CD kiadvány), 2/2. 1-11.
- Braun M. – Tóth A. – Alapi K. – Dévai Gy. – Lakatos Gy. – Posta J. – Szalóki I. (2000): Environmental history of oxbow ponds: a sediment geochemical study of Maróth-zugi-Holt-Tisza, NE-Hungary. In: Gallé L. és Körmöczy L. (ed.): *Ecology of River Valleys. Tiscia monograph series*, 133-138.
- Braun M. – Papp I. – Szalóki I. – Leermakers M. (2008): A Borsabányai nehézfémzennyezés utóélete a Boroszlókerti-Holt-Tisza üledékében. IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia kiadványa. I. Kötet. 289-294.
- Brewer P.A. – Taylor M.P. (1997): The spatial distribution of heavy metal contaminated sediment across terraced floodplain. *Catena*, 30, 229-249.
- Brown A. G. (1983). An analysis of overbank deposits of a flood at Blandford-Forum, Dorset, England. *Revue de Geom. Dynamique*, 32. 95-99.
- Campanella L. – D’Orazio D. – Petronio B.M. – Pietrantonio E. (1995): Proposal for a metal speciation study in sediments. *Anal. Chim. Acta*, 309, 387-393.
- Czakóné C. J. (2004): A Körös-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság területén található holtágak adatai. Kézirat. 7.
- Dauvalter V. – Rognerud S. (2001): Heavy metal pollution in sediments of the Pasvik River drainage. *Chemosphere*, 42, 1, 9-18.
- Davidson C. M. – Thomas R.P. – McVey S.E. – Perala R. – Littlejohn D. – Ure A.M. (1994): Evaluation of a sequential extraction procedure for the speciation of heavy metals in sediments. *Anal. Chim. Acta*, 291, 277-286.
- Davies B.E. – Lewin J. (1974): Chronosequences in alluvial soils with special reference to historic lead pollution in Cardiganshire, Wales. *Environmental Pollution*, 6, 49-57.
- Dawson E.J. – Macklin M.G. (1998): Speciation of heavy metals in floodplain and flood sediments: reconnaissance survey of the Aire Valley, West Yorkshire, Great Britain. *Environmental Geochemistry and Health*, 20, 67-76.
- Devanesan E. – Suresh Gandhi M. – Selvapandian M. – Senthilkumar G. – Ravisankar R. (2017): Heavy metal and potential ecological risk assessment in sediments collected from Poompuhar to Karaikal Coast of Tamilnadu using Energy dispersive X-ray fluorescence (EDXRF) technique. *Beni-Suef University Journal of Basic and Applied Sciences*, 6, 3, 285-292.
- Dezső Z. – Szabó Sz. – Bihari Á. (2009): Tiszai hullámtér feltöltődésének időbeli alakulása a ¹³⁷Cs-izotóp gamma-spektrometriai vizsgálata alapján. In: Mócsy I. – Szacsvai K. – Urák

- I. – Zsigmond A.R. (szerk.): Proc. V. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia, Sapientia-Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Kolozsvár 438-443.
- Dévai Gy. (2005): Szakkifejezések jegyzéke vízi és vizes élőhelyek tipológiájához, Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszék, Kézirat, 10.
- Dévai Gy. – Nagy S. – Wittner I. – Aradi Cs. – Csabai Z. – Tóth A. (2001): A vízi és a vizes élőhelyek sajátosságai és tipológiája. In: Böhm A. – Szabó M. (szerk.): Vizes élőhelyek: a természeti és a társadalmi környezet kapcsolata. Tanulmányok Magyarország és az Európai Unió természetvédelméről. ELTE-TTK & SZIE-KGI & KöM-TvH, Budapest, 11-74.
- Dobrosi D. – Haraszty L. – Szabó G. (1993): Magyarországi árterek természetvédelmi problémái. WWF Füzetek 3. Budapest, 17.
- Dóka K. (1997): A Körös és Berettyó vízrendszer szabályozása a 18-19. században. Egy új táj átalakulása. Hidrológiai Közlöny, 5. sz. 39-41.
- Dövényi Z. (szerk.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere. Budapest, MTA FKI, 876.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), IUSS (International Union of Soil Sciences), ISRIC (International Soil Reference and Information Centre) 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication, Rome, Italy. ISBN: 92-5-105511-4
- Farsang A. (2003a): Talajtani szakvélemény a Mártélyi Holt-Tisza víztelenített fenéküledékének, kotrási iszapjának termőföldön történő elhelyezésére. Kézirat. SZMEKTIT Bt.
- Farsang A. (2003b): Talajtani szakvélemény a Csongrádi Holt-Tisza víztelenített fenéküledékének, kotrási iszapjának termőföldön történő elhelyezésére. Kézirat. SZMEKTIT Bt.
- Farsang A. (2004): Talajtani szakvélemény a Nagyfai Holt-Tisza víztelenített fenéküledékének, kotrási iszapjának termőföldön történő elhelyezésére. Kézirat. SZMEKTIT Bt.
- Farsang A. (2006): Talajtani szakvélemény a Körtvélyesi Holt-Tisza víztelenített fenéküledékének, kotrási iszapjának termőföldön történő elhelyezésére. Kézirat. SZMEKTIT Bt.
- Fekete E. (2002): Holtágak állapotfelmérése és rehabilitációja az Ativízig területén. Vízpart, 11, 2-3, 1.
- Fekete E. – Sebesvári J. (2000a): Holtág rehabilitáció az Alsó-Tisza vidéken az Európai Unió követelményeinek a figyelembe vételével. <http://www.aquadocinter.hu/themes/Vandorgyules/pages/7szekcio/fekete_sebesvari.htm> (2016. 01. 12.)
- Fekete E. – Sebesvári J. (2000b): Holtág rehabilitációjának néhány gyakorlati kérdése, különös tekintettel a vízminőség alakulására. <<http://www2.vizugy.hu/vir/vizugy.nsf/x/0DD8B77EACA3C424C1256E5F003E7A9D?OpenDocument&count=600>> (2016. 01. 12.)
- Fernandes H. M. (1997): Heavy metal distribution in sediments and ecological risk assessment: The role of diagenetic processes in reducing metal toxicity in bottom sediments. Environmental Pollution, 97, 3, 317-325.
- Filep Gy. (1998): A talaj fizikai tulajdonságai. In: Stefanovits P. (szerk.), Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 131-190.

- Filep Gy. – Kovács B. – Lakatos J. – Madarász T. – Szabó I. (2002): Szennyezett területek kármentesítése. Miskolci Egyetemi Kiadó, Miskolc, 469.
- Fiedler H.D. – Lopez-Sanchez J.F. – Rubio R. – Rauret G. – Quevauviller Ph. – Ure A.M. (1994): Study of the stability of extractable trace metal contents in a river sediment using sequential extraction. *Analyst*, 119, 1109-1114.
- Fiori C. – Rodrigues A.P. – Santelli R. – Cordeiro R. – Carvalheira R. – Araújo P. – Castilhos Z. – Bidone E. (2013): Ecological risk index for aquatic pollution control: a case study of coastal water bodies from the Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *Geochimica Brasiliensis*, 27, 24-36.
- Fleit E. – Lakatos Gy. (2003): Accumulative heavy metal patterns in the sediment and biotic compartments of the Tisza watershed. *Toxicology Letters*, 140-141. pp. 323-332.
- Förstner U. – Salomons W. (2008): Trends and challenges in sediment research 2008: the role of sediments in river basin management. *J Soil Sediments*, 8, 281-283.
- Fuentes A. – Llorens, M. – Saez J. – Aguilar M. I. – Ortuno J. F. – Meseguer V. F. (2008): Comparative study of six different sludges by sequential speciation of heavy metals. *Bioresource Technology*, 99, 517-525.
- Fuentes S. – Colomina M.T. – Vicens P. – Domingo J.L. (2007): Influence of maternal restraint stress on the long-lasting effects induced by prenatal exposure to perfluorooctane sulfonate (PFOS) in mice. *Toxicol Lett*, 17:162–170.
- Fügedi K. – Fekete E. (1980): Heavy-metal investigation into the water- and bottom-sediment samples of the river Tisza. *Tiscia*, XV, 9-17.
- Fügedi K. – H. Mészáros M. (1982): Water quality in Körtyvélyes backwater. *Tiscia*, (17) 15-27.
- Gatti L.V. – Mozeto A.A. – Artaxo P. (1999): Trace elements in lake sediments measured by the PIXE technique. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 150, 298-305.
- Goda P. (1995): Javaslat a holtágak tipizálására és értékelemzésére. Körös vidéki Vízügyi Igazgatóság. Kézirat. 30.
- Gomez-Ariza J.L. – Giraldez I. – Sanchez-Rodas D. – Merolles E. (2000). Selectivity assessment of sequential extraction procedure for metal mobility characterisation using modes phases. *Talanta*, 52, 545.
- Gomez B. – Mertes L.A.K. – Phillips J.D. – Magilligan F.J. – James L.A. (1995): Sediment characteristics of an extreme flood: 1993. Upper Mississippi River Valley. *Geology*, 23/11. 963-966.
- Gosztonyi Gy. – Braun M. – Prokisch J. – Szabó Sz. (2011): Examination of zinc and iron mobilization with acid treatments and the metal content of maize and stinging nettle in the active floodplain of the River Tisza. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 6, 2, 25-33.
- Grigorszky I. – Juhász P. – Kis B. – Olajos P. (1999): Szentély jellegű holtágak algológiai vizsgálata a Körös-Maros Nemzeti Park területén. *Crisicum*, 2. sz., 7-27.
- Gőri Sz. – Aradi Cs. – Dévai Gy. – Nagy S. (2000): 2.1. Principles and methodology of integrated categorisation of water bodies and wetlands demonstrated on backwaters. In: Gallé, L. - Körmöczy, L. (edit.): *Ecology of river valleys*. Tiscia Monogr Ser, Szeged, 91-97.

- Györfly Gy. (2005): Consequence of ecological analyses of Gyála Dead-Tisza. A Gyálai Holt-Tisza ökológiai vizsgálatának eredményei. Proceedings of 2nd Conference of Oxbow lakes in Szeged, Budapest, 87-108.
- Győri Zs. – Végyári P. (1981): Physical and chemical conditions in the sediment of Tisza and its tributaries. Tiscia, XVI, 13-43.
- Hakanson L. (1980): An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. Water research, 14(8), 975-1001.
- Haraszthy L. (2000): A Tisza-völgy természeti értékeinek megőrzése. WWF füzetek, 17. sz., Budapest, 20.
- Hargitai L. (2008): Talajtan és agrokémia I. Budapesti Corvinus Egyetem Kertészettudományi Kar & Mezőgazda Kiadó, Budapest, 174.
- Hegedüs M. – Kajár I. (1985): Water quality of the Tisza river and the Alpár backwater. Tiscia, (20) 3-12.
- Hudson-Edwards K.A. – Macklin M.G. – Curtis C.D. – Vaughan D.J. (1997): Historic metal mining inputs to Tees river sediment. Science of the Total Environment, 194/195, 437-445.
- Hum L. – Matschullat J. (2002): A Tisza és mellékfolyói üledékeinek nehézfém- és arzéntartalma – az 1999/2000. őszi-téli állapot. Hidrológiai Közlöny, 82/1. 23-30.
- Hum L. – Matschullat J. (2005): A Tisza üledékeinek nehézfém- és arzéntartalma – a 2000. év cianidos és nehézfém-tartalmú szennyező hullámainak mérlege. Hidrológiai Közlöny, 82/1. 23-30.
- Jiang X. – Lu W. X. – Zhao H. Q. – Yang Q. C. – Yang Z. P. (2014): Potential ecological risk assessment and prediction of soil heavy-metal pollution around coal gangue dump. Natural Hazards and Earth System Sciences, 14, 1599-1610.
- Kádár I. (1998): Kármentesítési Kézikönyv 2. A szennyezett talajok vizsgálatáról. Budapest, Környezetvédelmi Minisztérium, 1997.
- Kádár I. (2008a): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel 2. Agrokémiai és Talajtan, 57. 177-190.
- Kádár I. (2008b): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel 3. Agrokémia és Talajtan, 57. 334-346.
- Kádár I. – Németh T. (2003): Mikroelemek kilúgozása meszes csernozjom talajon. In: Simon L. – Szilágyi M. (szerk): Mikroelemek a táplálékláncban. Bessenyei György könyvkiadó, Nyíregyháza. 134-149.
- Kákonyi Á. (1993): Holtágak táj- és természetvédelmi értékelése. Kézirat, Kecskemét. 14 p.
- P. Károlyi Zs. (1968): A Körös-völgyi vízrendezésének történetéből. Vízgazdálkodás, 5. sz., 157-158.
- Kesel R.H. – Dunne K.C. – McDonald R.C. – Allison K.R. – Spicer B.E. (1974): Lateral erosion and overbank deposition on the Mississippi River in Louisiana, caused 1973 flooding. Geology, 2/9. 461-464.
- Kersten M. – Forstner U. (1986): Chemical fractionation of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediments. Water Sci Technol, 18, 121-130.
- Keveiné Bárány I. – Farsang A. (2002): Talaj- és laborvizsgálati módszerek a természeti földrajzban. JATEPress, Szeged. 102-103.

- Kiss T. – Sipos Gy. – Oroszi V. – Barta K. (2004): Üledékfelhalmozódás mértékének vizsgálata a Maros és az Alsó-Tisza hullámterén. II. Magyar Földrajzi Konferencia (CD kiadvány), Szeged, 1-22.
- Kiss T. – Fejes A. (2001): Flood caused sedimentation on the foreshore of the river Tisza. *Acta Geographica Szegediensis*, 51-60.
- Kiss T. – Sipos Gy. (2001): A morfológia és nehézfém-tartalom kapcsolatának vizsgálata a Maros medrében és hullámterén. In: Keményfi R. – Illyés Z. (szerk): A táj megértése felé. Eszterházy Károly Főiskola, Eger. 63-68.
- Klok C. – De Roos A.M. (1996): Population level consequences of toxicological influences on individual growth and reproduction in *Lumbricus rubellus* (Lumbricidae, Oligochaeta). *Ecotoxicol Environ Saf*, 33, 118–127.
- Klok C. – Kraak M.H. (2008): Living in highly dynamic polluted river floodplains, do contaminants contribute to population and community effects? *Science of the Total Environment*, 406. 455-461.
- Kovács H. (2013): Nehézfémekkel szennyezett bányaterületről származó fás szárú biomassza égetéssel történő ártalmatlanítási feltételeinek vizsgálata. Doktori (PhD) értekezés. Sályi István Gépészeti Tudományok Doktori Iskola, Miskolc, 129.
- Kozák P. (2013): A Mártélyi Holt-Tisza rehabilitációja. XXXI. Országos Vándorgyűlés. Magyar Hidrológiai Társaság. Kézirat. 18 p.
- Kuang-Chung Y. – Li-Jyur T. – Shih-Hsiung C. – Shien-Tsong H. (2001): Correlation analyses binding behavior of heavy metals with sediment matrices. *Water Res*, 35 (10), 2417-2428.
- Környezetvédelmi Lexikon 1-2 (1993) (szerk. Láng I.) Akadémiai Kiadó és Nyomda Vállalat, Budapest, 1010.
- LacZay I. (1982): Channel Pattern Changes of Hungarian Rivers: The Example of the Hernád River. In: Gregory, K.J. ed. *River Channel Changes*. Wiley, Chichester.
- Lakatos Gy. – Fleit E. – Mészáros I. (2003). Ecotoxicological studies and risk assessment on the cyanide contamination in Tisza River. *Toxicology Letters*, 140-141, 333-342.
- Lászlóffy W. (1969). A Tisza I. – A tiszai Alföld (szerk. Marosi S. – Szilárd J.) Akadémia Kiadó, Budapest, 11-26.
- Lecce S.A. – Pavlowsky R.T. (2001): Use of mining-contaminated sediment tracers to investigate the timing and rates of historical floodplain sedimentation. *Geomorphology*, 38, 85-108.
- Lewin J. – Macklin, M.G. (1987): Metal mining and floodplain sedimentation in Britain. In: Gardiner, V. (editor) *International Geomorphology*, 1986 Part I. John Wiley and Sons, Chichester, 1009-1027.
- Lewin J. – Bradley S.B. – Macklin M.G. (1983): Historical valley alluviation in mid-Wales. *Geological Journal*, 19, 331-350.
- Lewin, J. (1978): Flood plain geomorphology. *Progress in Physical Geography*, 2, 408 – 437.
- Lopez-Sanchez J.F. – Rubio R. – Samitier C. – Rauret G. (1996): Trace metal partitioning in marine sediments and sludges deposited off the coast of Barcelona (Spain). *Water Res*, 30 (1), 153-159.

- López-Galván E. – Barceló-Quintal I. – Solís-Correa H.E. – Bussy A.L. – Avila-Pérez P. – Delgadillo S.M. (2009): Calculation of the Ecological Risk Index in the José Antonio Alzate Dam, State of Mexico, Mexico. *Biological Trace Element Research*, 135, 121-135.
- Macklin M.G. – Brewer P.A. – Hudson-Edwards K.A. – Bird G. – Coulthard T.J. – Dennis I.A. – Lechler P.J. – Miller J.R. – Turner J.N. (2006): A geomorphological approach to river basin management in mining-affected rivers. *Geomorphology*, 79, 423-447.
- Macklin M.G. – Brewer P.A. – Balteanu D. – Coulthard T.J. – Driga B. – Howard A.J. – Zaharia S. (2003): The long term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramureş County, upper Tisa Basin, Romania. *Applied Geochemistry*, 18, 241-257.
- Maiz I. – Arambarri I. – Garcia R. – Millán E. (2000): Evaluation of heavy metal availability in polluted soils by two sequential extraction procedures using factor analysis. *Environmental Pollution*, 110, 3-9.
- Maltby L. – Blake N. – Brock Tcm. – Van Den Brink P.J. (2005): Insecticide species sensitivity distributions: importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 379-388.
- Mandal S. K. – Suzuki K. T (2002): Arsenic round the world: A review. *Talanta*, 58, 201-235.
- Marosi S. – Somogyi S. (1990): Magyarország Kistájainak Kataszttere I. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, 1026.
- Martin C. W. (1997): Heavy metal concentration in floodplain surface soils, Lahn River Germany. *Environmental Geology*, 30, 119-125.
- Martin C. W. (2000): Heavy metal trends in floodplain sediments and valley fill, River Lahn, Germany. *Catena*, 39, 53-68.
- Martin R. – Sanchez D.M. – Gutierrez A.M. (1998): Sequential extraction of U, Th, Ce, La and some heavy metals in sediments from Ortigas River, Spain. *Talanta*, 46, 1115-1121.
- Mariott S. (1992): Textural analysis and modelling of a flood deposit: River Severn, U.K. *Earth Surf. Proc. And Landforms*, 17, 687-697.
- Molnár B. (2001): Környezet- és természetvédelmi földtan. JATEPress, Szeged. 119 p.
- Morillo J. – Usero J. – Gracia I. (2004): Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. *Chemosphere*, 55, 431-442.
- Mossop K.F. – Davidson C.M. (2003): Comparison of original and modified BCR sequential extraction procedures for the fractionation of copper, iron, lead, manganese and zinc in soils and sediments. *Analytica Chimica Acta*, 478, 111-118.
- Newman M.C. – Ownby D.R. – Mezin L.C.A. – Powell D.C. – Christensen T.R.L. – Lerberg S.B. – Anderson B.A. (2000): Applying species-sensitivity distributions in ecological risk assessment: assumption of distribution type and sufficient number of species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 508-515.
- Oroszi V. – Sándor A. – Kiss T. (2006): A 2005. tavaszi árvíz által okozott ártérfeltöltődés a Maros és a Közép-Tisza egy rövid szakasza mentén. In: Kiss A. – Mezősi G. – Sümei Z. (szerk.): Táj, környezet és társadalom. Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére, Szeged, 551-561.
- Pagnanelli F. – Moscardini E. – Giuliano V. – Toro, L. (2004). Sequential extraction of heavy metals in river sediments of an abandoned pyrite mining area: pollution detection and affinity series. *Environmental Pollution*, 132, 189-201.

- Pekey H. – Karakas D. – Ayberk S. – Tolun L. – Bakoglu M. (2004): Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of İzmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 9-10, 946-953.
- Pálfai I. (1991): Holtágak és síkvidéki tározók komplex értékelése. Alsó-Tisza vidéki Vízügyi Igazgatóság, Szeged, Kézirat.
- Pálfai I. (1994): Tisza-völgyi holtágak rehabilitációs programja. Az I. Szegedi Holtág-konferencia Kötete, Szeged, p. 61.
- Pálfai I. (1995): Tisza-völgyi holtágak. Közlekedési, Hírközlési és Vízügyi Minisztérium, Budapest, 168.
- Pálfai I. (2001): Magyarország holtágai. Közlekedési és Vízügyi Minisztérium, Budapest, 231.
- Pálfai I. (2002): Adatok a magyarországi holtágokról. *Vízügyi Közlemények*, 2002, 2, 214-238.
- Peh Z. – Sajn R. – Halamic J. – Gaovic L. (2007). Multiple discriminant analysis of Drava River alluvial plain sediments. *Environmental Geology*, 55, 1519-1535.
- Penksza K. – Engloner A. – Asztalos J. – Gubcsó G. (1999): Adatok a Körös menti "szentély" jellegű holtmedrek flórájához és vegetációjához. *Crisicum*, 2. sz., 51-65.
- Pennington D.W. (2003): Extrapolating ecotoxicological measures from small data sets. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56, 238-250.
- Penttinen O-P. – Kilpi-Koski J. – Jokela M. – Tolvainen K. – Välsänen A. (2008): Importance of dose metrics for lethal and sublethal sediment metal toxicity in the oligochaete worm *Lumbriculus variegatus*. *J Soils Sediments*, 8, 59–66.
- Posthuma L. – Suter G.W. – Traas T.P. (2002): Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Baton, FL, USA.
- Quevauviller Ph. – Rauret G. – Griepink B. (1993): Single and sequential extraction in sediments and soils. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51, 231-235.
- Quevauviller Ph. (2007): Water Framework Directive. *J Soils Sediments*, 7, 111–116.
- Qiu H. (2010): Studies on the Potencial Ecological Risk and Homology Correlation of Heavy Metal in the Surface Soil. *Journal of Agricultural Science*, 2, 194-201.
- Rao Ch.R.M. – Sahuquillo A. – Lopez-Sanchez J.F. (2010): Comparison of single and sequential extraction procedures for the study of rare earth elements remobilisation in different types of soils. *Analytica Chimica Acta*, 662, 128-136.
- Rauret G. – Lopez-Sanchez J.F. – Sahuquillo A. – Rubio R. – Davidson C. – Ure A. – Quevauviller Ph. (1999): Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *J. Environ. Monit*, 1, 57-61.
- Révai nagy lexikona 1-21. (1996). Babits Kiadó, Szekszárd. 17291.
- Sahuquillo A. – López-Sánchez J.F. – Rubio R. – Rauret G. – Thomas R.P. – Davidson, C.M. – Ure A.M. (1999). Use of a certified reference material for extractable trace metals to assess sources of uncertainty in the BCR three-stage sequential extraction procedure. *Anal. Chim. Acta*, 382, 317-327.

- Salomons W. (1993): Adoption of common schemes for single and sequential extractions of trace metals in soil and sediments. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51, 3-4.
- Salomons W. – Forstner U. (1984): *Metals in the hydrocycle*, Springer Verlag, Berlin-Hiedelberg, 349.
- Sándor A. – Kiss T. (2006): A hullámtéri akkumuláció meghatározása mágneses szuszceptibilitás és röntgensugaras mérések segítségével, közép-tiszai mintaterületeken. III. Magyar Földrajzi Konferencia (CD kiadvány), 1-10.
- Sándor A. – Kiss T. (2006): A hullámtéri üledék-felhalmozódás mértékének vizsgálata a Közép- és az Alsó-Tiszán. *Hidrológiai Közlöny*, 86. 2. 58-62.
- Sándor A. – Kiss T. (2008). A területhasználat változás hatása az üledék-felhalmozódásra, közép-tiszai vizsgálatok alapján. In: Csorba P. – Fazekas I. (szerk.) *Tájkutatás – tájökológia*. In print.
- Somogyi S. (1980): Korábbi és újabb társadalmi hatások a magyar folyók életében. *Alföldi Tanulmányok*, 4. köt., 19-39.
- Stefanovits P. – Filep Gy. – Füleki Gy. (1999): *Talajtan* (tankönyv). Mezőgazda, Budapest, 470.
- Steiger J. – Gurnell A.M. (2003): Spatial hydro-geomorphological influences on sediment and nutrient deposition in riparian zones: observations from the Garonne River, France. *Geomorphology*, 49. (1-2). 1-23.
- Syrovethnik K. – Malmström M.E. – Neretnieks I. (2007): Accumulation of heavy metals in the Oostriku peak bog, Estonia: Determination of binding processes by means of sequential leaching. *Environmental Pollution*, 147, 291-300.
- Szabó Sz. – Babka B. (2007): Water chemical condition of oxbow lakes of Upper-Tisza. The function and importance of FLAPP-project in Upper-Tisza valley; cross-border, Debrecen, pp. 83-90.
- Szabó Sz. – Posta J. (2008): Heavy metal content of the soil and rate of sedimentation in the floodplain of Tisza. *Proceedings from the studies of geology in honour of Miklós Kozák*, Debrecen, pp. 85-90.
- Szabó Sz. – Molnár L. Sz. – Juhos K. – Prokisch J. (2008): Hullámtéri nehézfémzennyezettség vizsgálata egy felső-tiszai mintaterületen. IV. Kárpátmedencei Környezettudományi Konferencia kiadványa. I. Kötet. 283-288.
- Szabó Sz. – Gosztonyi Gy. – Juhos K. (2009): Statistical analyses of the heavy metal of sediment in the floodplain of Upper Tisza. *Hidrológiai Közlöny*, 89 (1) 15-38.
- Szabó Sz. – Gosztonyi Gy. – Prokisch J. (2010): Measure of heavy metal load in the floodplain of River Tisza. *Scientific Annals School of Geology Aristotle University of Thessaloniki*, Thessaloniki: Carpathian-Balkan Geological Association, 133-139.
- Szalai Z. – Balogné di Gléria M. – Jakab G. – Csuták M. – Bádonyi K. – Tóth A. (2005): A folyópartok alakjának szerepe a hullámtereken kiüledő üledékek szemcse- és nehézfém frakcionációjában, a Duna és a Tisza példáján. *Földrajzi Értesítő*, 54, 61-84.
- Szegedi L. (2011): Toxikus nehézfémek utóhatásának vizsgálata barna erdőtalajon. Doktori (PhD) értekezés. Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, Gödöllő, 155.
- Szerényi G. (2005): Ökológiai kockázat. *Természetbúvár*, 1, 26-27.

- Swartjes F. – Carlon C. – de Wit N. (2008): The possibilities for EU-wide use of similar ecological risk-based soil contamination assessment tools. *Sciences of the Total Environment*, 406, 523-529.
- Tamás, M. – Farsang, A. (2011a): Evaluation of environmental condition: water and sediment examination of oxbow lakes. *ADG Landscape and Environment*, 5, 2, 84-92.
- Tamás, M. – Farsang, A. (2011b): Nehézfém-szennyezettség vizsgálat Alsó-Tisza-vidéki hullámterületeken. In: Mócsy I., Szacsvai K., Urák I., Zsigmond A. R., Szikszai A. (szerk), VII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia, II. kötet. Sapiencia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Kolozsvár, 634-642.
- Tamás, M. – Farsang, A. – Vavra, Á. (2011): Az Alsó-Tisza vidéki és a Hármas-Körös völgyi holtágak környezeti állapot vizsgálata iszapminőségi mutatók alapján, *Hidrológiai Közöny*, 91, 27-34.
- Tamás, M. – Farsang, A. (2012a): Alsó-Tisza-vidéki és Hármas-Körös menti holtágak környezeti szempontú értékelése iszapvizsgálatok eredményei alapján, *Tájökológiai Lapok* 10 (2) 231-245.
- Tamás, M. – Farsang, A. (2012b): Folyóvízi rendszerekre gyakorolt antropogén hatások feltárása holtágak üledékvizsgálatán keresztül. Lóczy D. (szerk), *Geográfia a Kultúra Fővárosában I.: az V. magyar Földrajzi Konferencia természetföldrajzi közleményei*. Pécsi Tudományegyetem, Pécs, Publikon Kiadó, 283-295.
- Tang W. – Shan B. – Zhang H. – Mao Z. (2010): Heavy metal sources and associated risk in response to agricultural intensification in the estuarine sediments of Chaohu Lake Valley, East China. *Journal of Hazardous Materials*, 176, 945-951.
- Taylor M.P. (1996): The variability of heavy metals in floodplain sediments: a case study from mid Wales. *Catena*, 28, 71-87.
- Taylor M.P. (2007): Distribution and storage of sediment-associated heavy metals downstream of the remediated Rum Jungle Mine on the East Branch of the Finnis River, Northern Territory, Australia. *Journal of Geochemical Exploration*, 92, 55-72.
- Tessier A. – Campbell P.G.C. – Bisson M. (1979): Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem*, 51 (7), 844-850.
- Togalioglu S. – Kartal S. – Elci L. (2000): Determination of heavy metals and their speciation in lake sediments by flame atomic absorption spectrometry after a four-stage sequential extraction procedure. *Anal. Chim. Acta*, 413, 33-40.
- Tóth F. (2007a): Környezetvédelmi szakvélemény, Gyomaendrőd, Hantostkerti holtág kotrása, iszapvizsgálat. Kézirat. Körös-Ökotrend Kft.
- Tóth F. (2007b): Környezetvédelmi szakvélemény, Gyomaendrőd, Fűzfászugi holtág kotrása, iszapvizsgálat. Kézirat. Körös-Ökotrend Kft.
- Tóth F. (2007c): Környezetvédelmi szakvélemény, Gyomaendrőd, Középső-holtág kotrása, iszapvizsgálat. Kézirat. Körös-Ökotrend Kft.
- Türk G. (2016): Vízminőség-vizsgálat a Lónyai-Főcsatornán és a Tisza Tiszabercel-Tokaj közötti szakaszán. Egyetemi doktori (PhD) értekezés.
- Ure A. M. – Quevauviller Ph. – Munatu H. – Grieping B. (1993). Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of European Communities. *Int. J. Environ. Anal. Chem*, 51, 135-151.

- USEPA, 1998: Guidelines for Ecological Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington D.C.
- Usero J. – Gamero M. – Morillo, J. – Gracia I. (1998): Comparative study of three sequential extraction procedures for metals in marine sediments. *Environ. Int.*, 24, 487-496.
- Van Vliet P.C.J. – Goede R.G.M. 2008: Nematode-based risk assessment of mixture toxicity in a moderately polluted river floodplain in The Netherlands. *Science of the Total Environment*, 406, 449-454.
- Van Vliet P.C.J. – Van der Zee S.E.A.T.M. – Ma W.C. (2005): Heavy metal concentrations in soil and earthworms in floodplain grassland. *Environ. Pollut.*, 138, 506-517.
- Varga K. – Kiss B. – Müller Z. – Gergely E. – László T. – Tóthmérész B. – Dévai Gy. (2008): Javaslat a holtmedrek általános jellemzésének egységesítésére. *Hidrológiai Közlöny*, 88, 6, 227-230.
- Vízgazdálkodási Lexikon (1970) (szerk. Dégen I. – Erdélyi L. – László F. – Muraközi T.) Mezőgazdasági Kiadó, 876.
- Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság (2008): Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése (I. ütem): Erdőtelepítés és -kezelés az ártéri tájgazdálkodásban. Tájgazdálkodás könyvsorozat.
- Vízgyűjtő-gazdálkodási terv (2015): A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása. Tisza részvízgyűjtő. Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság. 225. www.vizeink.hu
- Waijandt, J. – Bancsi, I. (1989): A Tisza és mellékfolyói vizének és üledékének nehézfém-tartalma. *Hidrológiai Közlöny*, 69/2. 83-87.
- Walling D.E. – He Q. (1998): The spatial variability of overbank sedimentation on river floodplains. *Geomorphology*, 24, 209-223.
- Walling D. E. – Owens P. N. – Leeks G. J. L. (1997): The characteristic of overbank deposits associated with a major flood event in the catchment of the River Ouse, Yorkshire, U.K. *Catena*, 31, 53-75.
- Wang Z.W. – Shan X.Q. – Zhang. S.Z. (2002): Comparison between fractionation and bioavailability of trace elements in rhizosphere and bulk soils. *Chemosphere*, 46, 1163-1171.
- Weisz M. – Polyák K. – Hlavay J. (2000). Fractionation of elements in sediment samples collected in rivers and harbors at lake Balaton and its catchment area. *Microchem. J.*, 67, 207-217.
- Wheeler J.R. – Grist E.P.M. – Leung K.M.Y. – Morritt D. – Crane M. (2002): Species sensitivity distributions: data and model choice. *Marine Pollution Bulletin*, 45, 192-202.
- Wittner I. – Dévai Gy. – Kiss B. – Müller Z. – Miskolczi M. – Nagy S. A. (2004): A Felső-Tisza menti holtmedrek állapotfeltárása. 1. rész: Állapotfelmérés. *Hidrológiai Közlöny*, 2004. 84. 172-175.
- Wittner I. – Dévai Gy. – Kiss B. – Müller Z. – Miskolczi M. – Nagy S.A. 2005. A Felső-Tisza menti holtmedrek állapotfeltárása. 2. rész: Állapotértékelés, *Hidrológiai Közlöny*, 2005. 85. 171-173.
- Wolterbeek H.Th. – Bode P. – Verburg T.G. (1996): Assessing the quality of biomonitoring via signal-to-noise ratio analysis', *Sci. Tot. Environm.*, 180, 107-116.

- Wolterbeek H.Th. – Verburg T.G. – van Meerten Th.G. (1996): On the 1995 flooding of the rivers Meuse, Rhine and Waal in the Netherlands: metal concentrations in deposited river sediments. *Geoderma*, 71, 143-156.
- Wu C. – Ye Z. – Shu W. – Zhu Y. – Wong M. (2011): Arsenic accumulation and speciation in rice are affected by root aeration and variation of genotypes. *Journal of Experimental Botany*, 62, 2889-2898.
- Wyzga B. (1999). Estimating mean flow velocity in channel and floodplain areas and its use for explaining the pattern of overbank deposition and floodplain retention. *Geomorphology*, 28, 281-297.
- Yi Y. – Yang Z. – Zhang S. (2011): Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environmental Pollution*, 159, 10, 2575-2585.
- Yuan C. – Shi J. – He B. – Liu J. – Lian L. – Jiang G. (2004): Speciation of heavy metals in marine sediments from East China Sea by ICP-MS with sequential extraction. *Environmental International*, 30, 769-783.
- Zak K. – Rohovec J. – Navratil T. (2009): Fluxes of Heavy Metals from a Highly Polluted Watershed During Flood Events: A Case Study of the Litavka River, Czech Republic. *Water Air Soil Pollut*, 203, 343-358.
- Zdenek B. (1996), Evaluation of the concentrations of trace elements in stream sediments by factor and cluster analysis and the sequential extraction procedure. *Science of the Total Environment*, 177, 237-250.
- Zhao Y. – Ma J. F. – Meharg A. A. – McGrath S.P. (2009): Arsenic uptake and metabolism in plants. *New phytologist*, 181, 777-794.
- Zhao Y. – Mariott S. – Rogers J. – Iwugo K. (1999): A preliminary study of heavy metal distribution on the floodplain of the River Severn, UK by single flood event. *The Sciences of the Total Environment*, 243/244, 219-231.
- 6/2009. (IV. 14.) KvVM–EüM–FVM együttes rendelet. A földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről
- 10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről.
- 10/2010. (VIII.18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól.
- 24/05/1994 Circulaire Interventiewaarden Bodemsanering. *Staatscourant*.
- 27/2006. (II. 7.) Kormányrendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről
- 27/2015. (VI.17.) OGY határozat a 2015-2020 közötti időszakra szóló Nemzeti Környezetvédelmi Programról
- 31/2004. (XII.30.) KvVM rendelet a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól
- 40/2008. (II.26.) Kormányrendelet a szennyvizek és a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól
- 49/2001. (IV.3.) Kormányrendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről szóló

83/1997. (IX.26.) OGY határozat a Nemzeti Környezetvédelmi Programról

MSZ-08-0206-1:1978 A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Általános előírások. A talajminta előkészítése.

MSZ-08-0206-2:1978 A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok. (pH-érték, szódában kifejezett fenolftalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos (y_1 -érték) és kicserélődési aciditás (y_2 -érték)).

MSZ-08-0458:1980 A talaj összes nitrogéntartalmának meghatározása.

MSZ 21470-50:2006 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikuselem-, a nehézfém-, és króm- (VI) tartalom meghatározása.

MSZ 12749:1993 Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés.

Felhasznált internetes hivatkozások:

<http://lazarus.elte.hu>

<http://www2.arcanum.hu/index/map/MoKatFelmHun/MoKatFelm.html>

Mellékletek

1. számú melléklet: a környezetvédelmi szakvéleményekből gyűjtött adatok mintavételi pontjai (Farsang A., 2003a, 2003b, 2004, 2006; Tóth F., 2007a, 2007b, 2008c)

1. ábra. Csongrádi Holt-Tisza

2. ábra. Mártélyi Holt-Tisza

4. ábra. Körtevényesi Holt-Tisza

5. ábra. Nagyfai Holt-Tisza

6. ábra. Hantoskerti Holt-Körös

7. ábra. Fűzfászugi Holt-Körös

8. ábra. Endrőd-Középső Holt-Körös

2. számú melléklet: fotók, képek

1. ábra. Üledék-mintavétel az Atkai holtágon (2006)

2. ábra. Naplemente ősszel az Atkai holtágon (2006)

3. ábra. A Sasér eutrofizációja (2006)

4. ábra. Az Osztorai Holt-Tisza (2010)

5. számú melléklet: vizsgálati eredmények

Serházuzzi				
Mintavétel dátuma	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	KOI _p mg/l
1988.08.30	0,26	0,01	0,25	15,0
1988.10.24	0,45	0,04	0,27	12,2
1988.05.03	0,31	0,24	0,00	11,0
1988.06.21	0,28	0,03	0,00	10,5
1988.07.26	0,16	0,03	0,00	12,8
1989.06.05	0,36	0,44	0,50	9,5
1989.07.31	0,33	0,02	0,17	11,5
1989.08.28	0,37	0,07	0,06	9,7
1989.10.09	0,27	0,17	0,57	13,1
1989.02.06	1,07	0,47	2,29	8,7
1989.04.10	0,13	0,14	0,84	9,0
1990.07.23	0,33	0,02	0,13	11,7
1990.09.03	0,22	0,01	0,00	11,0
1990.11.19	1,11	0,19	1,20	9,7
1990.02.26	0,29	0,23	0,78	11,5
1990.04.26	0,36	0,01	0,20	14,6
1990.06.18	0,16	0,00	2,35	13,1
1991.09.30	0,35	0,00	0,00	13,0
1991.02.11	0,70	0,22	2,10	8,0
1991.07.08	0,28	0,00	0,10	12,2
1991.08.05	0,21	0,01	0,00	15,5
1991.05.13	0,22	0,09	0,80	11,6
1991.06.10	0,38	0,01	0,00	12,5
1992.02.03	2,05	0,10	1,95	9,1
1992.04.06	0,26	0,02	0,40	15,0
1992.07.13	0,31	0,03	0,10	12,2
1992.06.08	0,50	0,04	0,40	13,4
1993.10.11	0,34	0,03	0,03	12,6
1993.05.03	0,23	0,00	0,10	11,4
1993.06.14	0,34	0,02	0,09	11,2
1993.07.12	0,21	0,02	0,10	15,0
1993.08.09	0,54	0,03	0,20	13,9
1994.10.10	0,12	0,04	0,01	13,9
1994.02.28	0,33	0,24	1,90	11,0
1994.06.06	0,30	0,02	0,00	11,9
1994.05.09	0,10	0,02	0,00	10,6
1994.07.04	0,05	0,01	0,17	15,0
1994.08.15	0,08	0,01	0,30	13,6
1995.02.13	0,10	0,06	0,20	17,1
1995.04.10	0,05	0,02	0,10	13,8
1995.06.06	0,04	0,03	0,30	14,4
1995.07.03	0,18	0,04	0,20	13,6
1995.08.14	0,06	0,01	0,01	14,8
1995.10.16	0,17	0,07	0,50	14,8
1996.02.12	0,16	0,21	2,70	16,6
1996.04.22	0,03	0,03	0,01	20,3
1996.06.03	0,03	0,01	0,10	14,4
1996.07.22	0,65	0,02	0,30	15,0
1996.08.12	0,02	0,00	0,10	14,1
1996.10.28	0,08	0,21	0,10	10,4
1997.02.24	0,44	0,06	2,80	12,7
1997.04.22	0,10	0,01	0,01	12,6
1997.06.02	0,05	0,01	0,20	12,6
1997.06.30	0,03	0,01	0,50	14,0
1997.08.11	0,16	0,04	0,30	14,1
1997.10.13	0,06	0,00	0,50	13,4
1998.02.23	0,12	0,15	1,80	13,2

Serházuzzi				
Mintavétel dátuma	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	KOI _p mg/l
1998.04.21	0,17	0,07	0,40	11,9
1998.06.22	0,02	0,01	0,50	16,4
1998.07.13	0,02	0,05	0,40	28,4
1998.08.03	0,05	0,01	0,30	14,1
1998.10.05	0,38	0,05	0,30	14,1
1999.03.01	0,10	0,21	5,70	15,4
1999.04.19	0,13	0,19	2,70	10,2
1999.06.14	0,19	0,04	0,80	13,6
1999.07.26	0,69	0,17	0,80	11,3
1999.08.23	0,31	0,27	1,10	12,9
1999.10.11	0,18	0,13	0,80	13,0
2000.01.31	0,40	0,46	10,10	10,7
2000.05.29	0,07	0,03	0,80	13,4
2000.06.19	0,54	0,08	0,80	14,4
2000.07.10	0,25	0,03	0,80	16,1
2000.08.07	0,06	0,03	0,80	14,8
2000.10.16	0,32	0,09	0,80	14,5
2001.02.12	0,09	0,10	1,00	12,8
2001.04.24	0,04	<0,02	<0,80	13,7
2001.06.11	0,06	<0,02	<0,80	13,0
2001.07.09	<0,04	<0,02	<0,80	12,5
2001.08.06	0,11	<0,02	<0,80	14,6
2001.10.17	0,22	0,06	<0,80	14,1
2002.02.11	0,71	0,09	2,00	9,9
2002.04.08	<0,04	<0,02	<0,80	13,7
2002.06.10	0,15	0,02	<0,80	12,2
2002.07.08	0,05	0,02	<0,80	13,7
2002.08.12	0,21	0,33	<0,80	11,8
2002.10.07	<0,04	<0,02	<0,80	13,6
2003.01.27	1,40	n.a.	n.a.	n.a.
2003.02.13	0,97	0,11	4,20	10,5
2003.03.10	1,11	n.a.	n.a.	n.a.
2003.04.09	0,30	0,14	2,90	10,2
2003.05.12	0,04	n.a.	n.a.	n.a.
2003.06.10	0,06	0,03	<0,80	12,0
2003.07.07	0,15	0,07	<0,80	13,1
2003.08.04	0,05	<0,02	<0,80	16,1
2003.09.22	<0,04	n.a.	n.a.	n.a.
2003.10.06	0,15	0,04	<0,80	16,2
2003.11.10	0,24	n.a.	n.a.	n.a.
2003.12.08	1,20	n.a.	n.a.	n.a.
2004.02.09	1,78	0,09	2,50	10,3
2004.04.07	n.a.	n.a.	<0,80	n.a.
2004.05.10	<0,04	<0,02	<0,80	13,1
2004.06.07	0,13	0,08	<0,80	14,0
2004.07.12	0,24	0,03	<0,80	14,5
2004.08.09	0,06	<0,02	<0,80	14,6
2004.09.06	n.a.	n.a.	<0,80	n.a.
2004.10.18	0,06	0,05	<0,80	12,5
2004.11.22	0,37	n.a.	0,90	n.a.
2004.12.13	n.a.	n.a.	1,10	n.a.
2005.02.07	0,35	0,69	1,70	7,6
2005.05.25	0,33	0,08	<0,80	14,4
2005.07.25	0,28	0,19	1,50	17,6
2005.11.21	0,35	0,07	0,18	10,7
2008.04.22	<0,04	<0,02	<0,8	15,0
2008.06.24	<0,04	<0,02	<0,8	11,7
2008.07.28	<0,04	0,59	<0,8	16,7
2008.10.15	0,116	0,09	<0,8	11,3
2010.06.28	0,309	0,12	1,3	12,1
2010.08.16	0,167	<0,02	<0,8	11,4
2010.10.26	0,219	0,03	0,9	10,9
2010.11.24	0,180	0,05	1,0	n.a.

Nagyfai				
Mintavétel dátuma	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	KOI _p mg/l
1989.06.05	0,61	0,02	0,48	107,2
1989.07.31	0,29	0,01	0,27	139,2
1989.08.28	0,95	0,02	0,46	116,8
1989.10.09	0,45	0,09	1,88	48,0
1989.02.06	0,32	0,04	0,51	39,4
1989.04.10	0,96	0,03	1,17	90,8
1990.09.03	0,39	0,02	0,32	65,2
1990.11.19	2,16	0,02	0,35	16,0
1990.04.26	0,51	0,05	0,44	24,8
1990.06.18	1,49	0,08	1,44	26,0
1990.02.26	0,70	0,05	0,55	23,4
1990.07.23	0,43	0,04	0,00	14,4
1991.09.30	0,64	0,06	0,00	36,0
1991.07.08	0,51	0,04	0,20	21,1
1991.08.29	0,99	0,15	0,40	29,0
1991.05.27	0,45	0,01	0,10	21,0
1991.06.10	0,86	0,03	0,10	17,9
1992.07.13	0,72	0,05	0,20	29,6
1992.08.24	0,50	0,04	0,20	23,4
1992.02.03	3,17	0,12	2,11	20,0
1992.04.06	0,48	0,03	0,50	28,0
1992.06.08	0,89	0,04	0,40	30,7
1992.10.12	0,66	0,07	0,30	86,4
1993.10.11	0,48	0,02	0,22	65,6
1993.02.22	6,83	0,12	0,40	23,0
1993.05.03	0,61	0,02	0,50	67,2
1993.06.14	0,64	0,07	0,40	31,0
1993.07.12	0,46	0,05	0,30	74,4
1993.08.09	0,96	0,04	0,30	27,2
1994.10.10	1,50	0,27	0,03	86,4
1994.02.28	0,10	0,03	2,20	28,8
1994.05.09	0,10	0,01	0,36	68,8
1994.06.06	1,00	0,03	0,00	23,6
1994.07.04	0,18	0,10	0,39	74,4
1994.08.15	0,04	0,00	0,40	85,6
1995.02.13	1,26	0,29	2,00	22,4
1995.04.10	0,03	0,05	0,40	20,2
1995.06.06	0,17	0,01	0,40	24,5
1995.07.03	0,17	0,04	0,60	50,0
1995.08.14	0,13	0,01	0,01	79,0
1995.10.16	0,17	0,01	0,50	92,0
1996.02.12	1,03	0,06	0,50	20,6
1996.04.22	0,00	0,00	0,01	26,6
1996.06.03	0,11	0,04	0,10	22,3
1996.07.22	0,09	0,01	0,20	28,2
1996.08.12	0,04	0,01	0,20	30,0
1996.10.28	0,06	0,03	0,01	24,5
1997.02.24	1,02	0,05	0,80	27,4
1997.04.28	0,07	0,01	0,70	38,0
1997.06.02	0,14	0,02	0,40	71,3
1997.06.30	0,04	0,02	0,60	46,5
1997.10.13	0,04	0,00	0,50	43,6
1997.08.11	0,07	0,01	0,20	36,8
1998.02.23	0,78	0,09	1,10	19,3
1998.05.25	0,05	0,17	1,10	31,9
1998.06.22	0,09	0,04	0,90	38,0
1998.07.13	0,02	0,16	0,40	40,8

Nagyfai				
Mintavétel dátuma	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	KOI _p mg/l
1998.08.03	0,08	0,19	0,70	35,3
1998.10.05	0,86	0,06	0,90	45,6
1999.03.01	2,27	0,42	4,10	15,2
1999.04.19	0,03	0,02	0,80	22,4
1999.06.14	1,12	0,23	0,80	17,9
1999.07.26	0,04	0,02	0,80	20,1
1999.08.23	0,20	0,15	0,80	21,7
1999.10.11	0,42	0,06	0,80	28,9
2000.02.23	2,24	0,11	3,20	40,5
2000.05.29	0,79	0,06	0,80	18,9
2000.06.19	0,21	0,02	0,80	23,3
2000.07.10	0,06	0,03	0,80	31,1
2000.08.07	0,10	0,02	0,80	33,1
2000.10.16	0,06	0,08	0,80	43,4
2001.02.12	0,05	0,15	6,20	21,3
2001.04.27	0,17	<0,02	<0,80	13,8
2001.06.11	3,30	0,45	<0,80	24,0
2001.07.09	0,07	<0,02	<0,80	26,3
2001.08.06	0,19	0,02	<0,80	31,7
2001.10.17	0,06	0,04	<0,80	37,3
2002.02.13	0,31	0,13	1,10	27,0
2002.04.08	<0,04	0,11	5,00	30,0
2002.06.18	0,09	0,03	<0,80	35,5
2002.07.08	0,11	<0,02	<0,80	54,1
2002.08.12	0,07	0,03	<0,80	56,0
2002.10.07	0,04	<0,02	1,10	32,5
2003.04.09	0,04	<0,02	<0,80	22,6
2003.05.12	0,09	n.a.	n.a.	n.a.
2003.06.10	0,05	<0,02	<0,80	33,3
2003.07.07	0,05	<0,02	<0,80	37,3
2003.08.04	1,27	0,05	1,20	34,8
2003.09.22	10,87	n.a.	n.a.	n.a.
2003.10.20	1,43	1,51	2,10	40,0
2003.11.10	5,47	n.a.	n.a.	n.a.
2003.12.08	5,05	n.a.	n.a.	n.a.
2004.02.11	4,38	0,15	4,20	30,9
2004.04.19	n.a.	n.a.	1,30	n.a.
2004.05.10	0,43	0,32	1,00	26,4
2004.06.22	<0,04	<0,02	<0,80	27,3
2004.07.12	0,11	<0,02	<0,80	40,7
2004.08.09	0,07	<0,02	<0,80	27,0
2004.09.06	n.a.	n.a.	<0,80	n.a.
2004.11.22	0,24	0,05	<0,80	25,0
2005.02.07	1,40	0,17	3,40	10,8
2005.05.25	0,70	0,11	<0,80	17,6
2005.11.09	0,05	<0,02	<0,80	18,3
2005.11.21	4,75	0,33	4,00	7,7

Mártély				
Mintavétel dátuma	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	KOI _P mg/l
1989.02.06	0,23	0,02	0,38	6,8
1989.06.02	0,42	0,31	1,00	9,4
1989.07.31	0,26	0,00	0,03	8,2
1989.08.28	0,43	0,03	0,41	7,0
1989.10.09	0,24	0,08	2,21	6,5
1989.04.10	0,28	0,07	4,51	5,2
1990.09.03	0,15	0,00	0,21	8,4
1990.11.19	0,30	0,03	0,26	8,2
1990.04.26	0,25	0,01	0,15	8,2
1990.07.23	0,31	0,01	0,00	8,7
1990.02.26	0,19	0,07	0,29	5,9
1990.06.18	0,23	0,00	1,91	8,2
1991.09.30	0,31	0,01	0,00	9,3
1991.02.11	0,77	0,07	1,60	7,7
1991.08.05	0,17	0,07	0,00	10,2
1991.05.13	0,20	0,01	0,10	7,7
1991.06.10	0,43	0,14	1,40	7,9
1991.07.08	0,44	0,00	0,20	8,8
1992.04.06	0,20	0,06	2,50	8,0
1992.07.13	0,23	0,01	0,00	7,7
1992.08.24	0,24	0,00	0,00	8,3
1992.02.03	0,36	0,03	0,14	11,0
1992.06.08	0,33	0,01	0,30	7,7
1992.10.12	0,31	0,02	0,20	7,8
1993.10.11	0,25	0,00	0,00	7,0
1993.07.12	0,21	0,02	0,10	9,2
1993.02.22	0,13	0,03	1,40	5,3
1993.05.03	0,19	0,05	1,10	6,3
1993.06.14	0,22	0,01	0,01	7,0
1993.08.09	0,35	0,02	0,17	7,5
1994.10.10	0,30	0,07	0,01	10,0
1994.06.06	0,12	0,01	0,00	8,4
1994.08.11	0,20	0,02	0,20	8,0
1994.02.28	0,09	0,06	3,10	10,7
1994.05.09	0,14	0,03	0,14	6,5
1994.07.04	0,03	0,00	0,17	7,9
1995.02.13	0,24	0,02	5,80	6,9
1995.04.10	0,03	0,03	0,70	7,6
1995.06.04	0,03	0,01	0,10	6,8
1995.07.03	0,12	0,02	0,10	7,2
1995.08.14	0,11	0,03	0,01	4,4
1995.10.16	0,04	0,01	0,17	4,6
1996.02.12	0,08	0,09	6,10	5,9
1996.04.22	0,03	0,06	2,10	9,7
1996.06.03	0,04	0,01	0,10	8,7
1996.07.22	0,18	0,04	0,50	6,9
1996.08.12	0,10	0,05	0,20	6,8
1996.10.28	0,33	0,02	0,01	7,0
1997.02.24	0,08	0,02	1,20	8,5
1997.04.22	0,04	0,01	0,01	8,7
1997.06.02	0,06	0,01	0,10	7,5
1997.06.30	0,02	0,01	0,60	8,7
1997.08.11	0,03	0,01	0,10	9,6
1997.10.13	0,12	0,00	0,30	9,0
1998.04.21	0,04	0,01	0,80	9,3
1998.06.22	0,03	0,02	0,50	9,0
1998.07.13	0,11	0,12	0,90	10,4

Mártély				
Mintavétel dátuma	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	KOI _P mg/l
1998.08.03	0,05	0,01	0,30	24,9
1998.10.05	0,14	0,01	0,30	7,8
1998.02.23	0,31	0,04	2,30	11,9
1999.03.01	0,03	0,05	2,10	8,4
1999.04.19	0,03	0,04	1,60	7,8
1999.06.14	0,04	0,02	0,80	10,6
1999.07.26	0,04	0,02	0,80	9,1
1999.08.23	0,04	0,02	0,80	9,2
1999.10.11	0,04	0,02	0,80	11,6
2000.01.31	0,04	0,13	10,70	14,0
2000.05.29	0,07	0,02	0,80	7,0
2000.06.19	0,08	0,02	0,80	6,3
2000.07.10	0,04	0,02	0,80	5,2
2000.08.07	0,04	0,02	0,80	7,0
2000.08.28	0,04	0,02	0,80	6,8
2000.10.16	0,15	0,02	0,80	4,1
2001.02.12	0,04	0,02	<0,80	4,5
2001.04.24	0,05	0,02	<0,80	8,0
2001.06.11	0,05	<0,02	<0,80	4,1
2001.07.09	0,07	<0,02	<0,80	6,7
2001.08.06	0,12	<0,02	<0,80	6,8
2001.10.17	0,09	0,04	<0,80	5,8
2002.02.11	0,09	0,06	1,70	6,3
2002.04.08	<0,04	<0,02	<0,80	5,7
2002.06.10	<0,04	<0,02	<0,80	5,7
2002.06.27	<0,04	<0,02	<0,80	6,2
2002.06.27	<0,04	0,03	0,80	4,3
2002.06.27	<0,04	0,05	2,20	3,9
2002.07.08	0,04	0,03	<0,80	4,3
2002.08.12	0,16	0,03	<0,80	3,7
2002.10.07	0,05	<0,02	<0,80	3,8
2003.01.27	0,23	n.a.	n.a.	n.a.
2003.02.12	1,13	0,06	3,70	8,9
2003.03.10	0,25	n.a.	n.a.	n.a.
2003.04.09	0,05	0,07	4,00	5,3
2003.05.12	0,06	n.a.	n.a.	n.a.
2003.06.10	<0,04	0,02	<0,80	4,6
2003.07.07	<0,04	0,03	<0,80	4,3
2003.08.04	0,10	0,02	<0,80	3,7
2003.09.22	<0,04	n.a.	n.a.	n.a.
2003.10.06	0,09	0,03	<0,80	4,4
2003.11.10	0,25	n.a.	n.a.	n.a.
2003.12.08	0,45	n.a.	n.a.	n.a.
2004.02.09	0,06	0,04	<0,80	7,3
2004.04.07	n.a.	n.a.	4,10	n.a.
2004.05.10	0,04	<0,02	<0,80	12,7
2004.06.07	<0,04	0,02	<0,80	6,7
2004.07.12	0,05	<0,02	<0,80	5,4
2004.08.09	<0,04	<0,02	<0,80	4,6
2004.09.06	n.a.	n.a.	<0,80	n.a.
2004.10.18	0,11	0,02	<0,80	4,8
2004.11.22	0,13	n.a.	<0,80	n.a.
2004.12.13	n.a.	n.a.	<0,80	n.a.
2005.02.07	<0,04	<0,02	<0,80	7,0
2005.05.25	0,09	0,04	1,00	17,3
2005.07.27	0,17	0,04	<0,80	5,5
2005.11.21	0,15	0,02	<0,80	5,8

Körtvélyes				
Mintavétel dátuma	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	KOI _P mg/l
1989.06.05	0,56	0,54	1,79	12,1
1989.07.31	0,33	0,02	0,00	11,0
1989.09.11	0,45	0,02	0,21	7,8
1989.10.16	0,28	0,01	0,32	9,8
1989.02.06	0,35	0,02	0,28	12,6
1989.04.10	0,43	0,02	2,60	10,7
1990.09.03	0,01	0,00	0,13	6,8
1990.11.19	0,22	0,01	0,12	7,9
1990.04.26	0,30	0,02	0,15	8,8
1990.07.23	0,40	0,07	0,90	9,3
1990.02.26	0,22	0,07	0,67	7,3
1990.06.18	1,02	0,03	1,58	11,0
1991.09.30	0,53	0,01	0,00	18,0
1991.05.27	0,07	0,28	8,40	4,9
1991.07.08	0,80	0,02	0,40	18,9
1991.08.29	0,80	0,03	0,50	n.a.
1991.06.10	0,78	0,37	0,40	15,7
1992.04.06	0,30	0,08	2,30	7,4
1992.10.12	0,34	0,02	0,20	9,6
1992.02.03	0,51	0,03	0,62	8,6
1992.06.08	0,45	0,02	0,20	10,8
1992.07.13	0,36	0,02	0,10	9,6
1992.08.24	0,35	0,00	n.a.	11,7
1993.02.22	0,18	0,02	0,30	7,2
1993.10.11	0,32	0,00	0,00	8,0
1993.07.12	0,19	0,02	0,20	9,8
1993.05.03	0,15	0,12	3,00	6,4
1993.06.14	0,35	0,05	0,11	9,4
1993.08.09	0,36	0,01	0,11	10,2
1994.10.10	0,12	0,04	0,01	9,2
1994.03.16	0,03	0,02	0,43	9,4
1994.05.09	0,50	0,17	1,16	7,5
1994.06.06	0,47	0,08	0,00	11,6
1994.07.04	0,03	0,00	0,14	11,8
1994.08.15	0,02	0,01	0,10	10,7
1995.02.13	0,43	0,08	6,20	5,0
1995.04.10	0,04	0,02	0,80	7,4
1995.06.06	0,04	0,01	0,01	14,8
1995.07.03	2,60	0,03	0,20	9,6
1995.08.14	0,16	0,01	0,01	20,0
1995.10.16	0,04	0,01	0,06	10,6
1996.02.12	0,05	0,11	4,30	10,9
1996.04.22	0,01	0,00	0,01	7,8
1996.06.03	0,04	0,01	0,10	8,2
1996.07.22	0,16	0,01	0,05	7,9
1996.08.12	0,02	0,01	0,05	9,7
1996.10.28	0,03	0,02	0,01	8,5
1997.02.24	0,11	0,09	8,90	14,9
1997.04.28	0,06	0,05	6,30	4,5
1997.06.02	0,06	0,01	0,30	9,6
1997.06.30	0,10	0,01	0,50	9,1
1997.08.11	0,02	0,01	0,20	8,0
1997.10.13	0,09	0,01	0,40	9,6
1998.02.23	0,11	0,03	2,40	9,2
1998.05.25	0,12	0,04	0,80	8,0
1998.06.22	0,02	0,11	3,40	5,9
1998.07.13	0,14	0,11	0,40	7,8

Körtvélyes				
Mintavétel dátuma	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	KOI _P mg/l
1998.08.03	0,04	0,01	0,40	7,6
1998.10.05	0,19	0,01	0,70	12,0
1999.03.01	0,05	0,07	7,70	8,9
1999.04.19	0,04	0,04	3,10	6,0
1999.06.14	0,04	0,12	0,80	19,2
1999.07.26	0,04	0,13	3,40	19,2
1999.08.23	0,04	0,02	0,90	21,7
1999.10.11	0,04	0,02	0,80	23,2
2000.02.23	0,07	0,14	10,90	15,7
2000.05.29	0,08	0,02	0,80	9,6
2000.06.19	0,06	0,02	0,80	11,0
2000.07.10	0,13	0,02	0,80	17,0
2000.08.07	0,05	0,02	0,80	20,7
2000.08.28	0,06	0,02	0,80	16,3
2001.02.12	0,06	<0,02	<0,80	11,6
2001.04.27	0,09	0,06	<0,80	7,2
2001.06.11	0,05	<0,02	<0,80	10,0
2001.07.09	0,05	<0,02	<0,80	15,5
2001.08.06	0,06	<0,02	<0,80	8,0
2001.10.17	0,20	0,02	<0,80	10,0
2002.02.13	0,19	0,06	5,30	4,2
2002.04.08	<0,04	<0,02	<0,80	12,0
2002.06.18	0,04	<0,02	0,9	11,6
2002.07.08	0,07	<0,02	<0,80	11,1
2002.08.12	0,08	0,02	<0,80	10,1
2002.10.07	<0,04	<0,02	<0,80	10,0
2003.04.09	0,08	0,20	12,80	10,3
2003.05.12	0,71	n.a.	n.a.	n.a.
2003.06.10	<0,04	<0,02	<0,80	12,5
2003.07.07	0,06	<0,02	<0,80	13,0
2003.08.04	0,06	<0,02	<0,80	13,9
2003.09.22	<0,04	n.a.	n.a.	n.a.
2003.10.20	0,11	<0,02	1,00	13,8
2003.11.10	0,18	n.a.	n.a.	n.a.
2003.12.08	0,07	n.a.	n.a.	n.a.
2004.01.26	0,08	n.a.	n.a.	n.a.
2004.02.11	0,04	<0,02	<0,80	16,2
2004.03.08	0,22	n.a.	n.a.	n.a.
2004.04.19	0,08	n.a.	2,90	n.a.
2004.05.10	<0,04	<0,02	<0,80	9,2
2004.06.22	<0,04	<0,02	<0,80	10,6
2004.07.12	<0,04	<0,02	<0,80	9,5
2004.08.09	<0,04	<0,02	<0,80	9,0
2004.09.06	0,08	n.a.	<0,80	n.a.
2004.11.22	<0,04	<0,02	<0,80	8,4
2005.02.07	0,06	<0,02	1,30	8,5
2005.05.25	0,06	0,04	1,50	6,6
2005.07.27	<0,04	<0,02	<0,80	9,1
2005.11.21	<0,04	<0,02	<0,80	11,3

Serházzugi				
Mintavétel dátuma	Zn ppm	Hg ppm	Pb ppm	Cu ppm
1988.05.03	96,00	0,05	27,00	22,0
1988.06.21	17,00	0,13	12,00	15,0
1988.07.26	15,00	0,10	16,00	14,0
1988.08.30	15,00	0,12	21,00	17,0
1988.10.24	17,00	0,08	12,00	19,0
1989.02.06	25,00	0,06	14,00	10,0
1989.04.10	23,00	0,13	4,00	9,0
1989.06.05	28,00	0,10	2,00	13,0
1989.07.31	15,00	0,03	6,00	9,0
1989.08.28	20,00	0,02	8,00	20,0
1989.10.09	24,00	0,04	2,00	12,0
1990.02.26	14,00	0,18	5,00	8,0
1990.04.26	12,00	0,22	8,00	25,0
1990.06.18	13,00	0,12	5,00	10,0
1990.07.23	10,00	0,10	5,00	6,0
1990.09.03	15,00	0,06	5,00	11,0
1990.11.19	11,00	0,11	6,00	6,0
1991.02.11	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.05.13	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.06.10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.07.08	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.08.05	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.09.30	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1992.02.03	17,00	0,10	3,50	10,5
1992.04.06	17,00	0,40	3,00	13,5
1992.06.08	13,00	0,10	2,00	16,0
1992.07.13	13,00	0,10	3,50	14,0
1993.05.03	13,00	0,10	1,00	2,0
1993.06.14	6,00	0,10	1,00	15,0
1993.07.12	8,00	0,10	1,00	14,0
1993.08.09	13,00	0,10	3,50	9,0
1993.10.11	15,00	0,10	0,50	20,0

Atkai				
Mintavétel dátuma	Zn ppm	Hg ppm	Pb ppm	Cu ppm
1988.05.24	21,00	0,08	2,00	11,0
1988.06.21	21,00	1,00	6,00	17,0
1988.07.26	17,00	0,05	16,00	14,0
1988.08.30	18,00	0,08	12,00	11,0
1988.10.24	17,00	0,10	16,00	12,0
1989.02.06	33,00	0,04	8,00	7,0
1989.04.10	28,00	0,04	4,00	7,0
1989.06.05	23,00	0,07	16,00	7,0
1989.07.31	12,00	0,03	8,00	6,0
1989.08.28	48,00	0,02	8,00	9,0
1989.10.09	23,00	0,04	2,00	14,0
1990.02.26	13,00	0,08	5,00	5,0
1990.04.26	62,00	0,10	20,00	5,7
1990.06.18	15,00	0,11	5,00	2,9
1990.07.23	11,00	0,10	5,00	4,0
1990.09.03	8,00	0,14	5,00	3,0
1990.11.19	8,00	0,09	5,00	4,0
1991.02.11	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.05.13	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.06.10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.07.08	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.08.05	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.09.30	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1992.02.03	17,00	0,10	1,50	1,5
1992.04.06	23,00	0,10	0,50	1,5
1992.06.08	11,00	0,10	1,00	8,5
1992.07.13	15,00	0,20	1,50	2,0
1992.08.24	11,00	0,10	3,50	3,5
1992.10.12	15,00	0,10	0,50	2,5
1993.02.22	15,00	0,10	0,50	1,0
1993.05.03	15,00	0,10	1,00	2,0
1993.06.14	4,00	0,10	1,00	2,0
1993.07.12	11,00	0,10	0,50	3,0
1993.08.09	13,00	0,10	0,50	2,0
1993.10.11	17,00	0,10	0,50	1,0

Nagyfai				
Mintavétel dátuma	Zn ppm	Hg ppm	Pb ppm	Cu ppm
1989.02.06	52,00	0,10	16,00	9,0
1989.04.10	77,00	0,08	7,00	21,0
1989.06.05	73,00	0,08	16,00	12,0
1989.07.31	40,00	0,02	14,00	8,0
1989.08.28	58,00	0,01	8,00	14,0
1989.10.09	19,00	0,05	2,00	6,0
1990.02.26	28,00	0,14	5,00	6,0
1990.04.26	41,00	0,11	5,00	33,6
1990.06.18	42,00	0,49	6,00	7,9
1990.07.23	32,00	0,24	5,00	4,0
1990.09.03	18,00	0,20	5,00	4,0
1990.11.19	15,00	0,16	5,00	4,0
1991.05.27	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.06.10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.07.08	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.08.29	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.09.30	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1992.02.03	23,00	0,10	1,00	2,0
1992.04.06	34,00	0,10	1,50	4,0
1992.06.08	82,00	0,10	3,50	6,0
1992.07.13	17,00	0,20	3,00	4,0
1992.08.24	21,00	0,10	0,50	3,0
1992.10.12	30,00	0,10	3,00	5,0
1993.02.22	23,00	0,10	4,50	1,0
1993.05.03	21,00	0,10	1,00	3,0
1993.06.14	8,00	0,10	2,00	3,0
1993.07.12	11,00	0,10	1,50	7,0
1993.08.09	13,00	0,10	2,50	2,5
1993.10.11	21,00	0,10	0,50	5,0

Mártély				
Mintavétel dátuma	Zn ppm	Hg ppm	Pb ppm	Cu ppm
1989.02.06	65,00	0,06	8,00	5,0
1989.04.10	26,00	0,07	4,00	5,0
1989.06.02	32,00	0,08	8,00	9,0
1989.07.31	16,00	0,05	6,00	5,0
1989.08.28	19,00	0,03	8,00	19,0
1989.10.09	18,00	0,15	2,00	5,0
1990.02.26	35,00	0,04	5,00	7,0
1990.04.26	24,00	0,25	5,00	5,0
1990.06.18	17,00	0,10	5,00	3,0
1990.07.23	28,00	0,07	5,00	4,0
1990.09.03	23,00	0,09	5,00	3,0
1990.11.19	9,00	0,23	5,00	2,0
1991.02.11	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.05.13	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.06.10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.07.08	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.08.05	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.09.30	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1992.02.03	15,00	0,10	2,50	2,0
1992.04.06	25,00	0,10	0,50	4,0
1992.06.08	19,00	0,10	1,00	4,0
1992.07.13	15,00	0,20	0,50	1,5
1992.08.24	15,00	0,20	1,50	2,0
1992.10.12	17,00	0,20	1,00	3,0
1993.02.22	17,00	0,10	0,50	0,5
1993.05.03	13,00	0,10	1,00	1,0
1993.06.14	6,00	0,10	1,00	0,5
1993.07.12	8,00	0,10	1,00	2,0
1993.08.09	8,00	0,10	0,50	0,5
1993.10.11	13,00	0,10	0,50	2,0

Mintavétel dátuma	Körtvélyes			
	Zn ppm	Hg ppm	Pb ppm	Cu ppm
1989.02.06	35,00	0,10	16,00	7,0
1989.04.10	40,00	0,10	7,00	7,0
1989.06.05	40,00	0,07	0,00	6,0
1989.07.31	8,00	0,03	2,00	7,0
1989.09.11	12,00	0,04	6,00	7,0
1989.10.16	11,00	6,00	0,00	4,0
1990.02.26	20,00	0,19	5,00	6,0
1990.04.26	25,00	0,09	5,00	11,4
1990.06.18	22,00	0,08	5,00	4,3
1990.07.23	11,00	0,06	5,00	4,0
1990.09.03	11,00	0,15	5,00	4,0
1990.11.19	23,00	0,16	6,00	3,0
1991.05.27	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.06.10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.07.08	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.08.29	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1991.09.30	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1992.02.03	55,00	0,10	1,50	1,5
1992.04.06	32,00	0,10	4,50	2,0
1992.06.08	21	0,10	3,0	1,5
1992.07.13	15,00	0,20	1,00	1,0
1992.08.24	21,00	0,20	0,50	2,0
1992.10.12	21,00	0,20	1,00	3,0
1993.02.22	27,00	0,10	1,00	3,5
1993.05.03	15,00	0,10	1,00	5,0
1993.06.14	13,00	0,10	1,00	1,0
1993.07.12	13,00	0,10	1,00	3,0
1993.08.09	13,00	0,10	1,00	1,5
1993.10.11	15,00	0,10	0,50	0,5

1. táblázat. Talajminták vizsgálati eredményei (pH, mész-, szervesanyag-tartalom és humuszminőség)

Minta helye	Minta típusa	Minta jele	pH - H ₂ O	pH - KCl	CaCO ₃ -tartalom (%)	Szervesanyag (%)	Humuszminőség (K)
Osztorai Holt-Tisza	Talajminta (hullámtér)	R-1	7,59	7,04	1,55	0,76	1,52
		R-2	7,46	7,08	0,70	0,71	2,11
		R-3	7,45	7,15	1,84	0,49	1,94
		R-4	7,25	7,26	1,55	0,84	0,68
		R-5	7,12	7,27	0,99	0,76	0,92
		E-1	7,27	7,36	1,13	0,72	0,93
		E-2	7,10	7,09	0,57	1,39	0,64
		E-3	7,00	6,81	0,42	2,24	0,28
		E-4	6,93	6,95	0,57	2,24	0,30
		E-5	6,96	6,50	0,57	2,83	0,18
		E-6	6,24	5,80	0,38	2,59	0,17
		E-7	6,91	6,92	0,28	1,16	1,19
		Sz-1	7,13	7,19	0,28	0,95	0,18
		Sz-2	7,08	7,32	0,85	1,03	1,44
		Sz-3	7,01	7,15	0,57	0,82	1,15
		Sz-4	7,05	7,20	0,57	1,02	1,78
		Sz-5	7,04	7,28	0,42	0,92	1,75
		Sz-6	7,05	7,32	0,42	1,00	1,37
		Sz-7	7,05	7,16	0,28	0,82	2,47
	Talajminta (mentett oldal, háttér Minta)	Szh-1	9,85	9,29	0,00	1,27	2,77
		Eh-1	5,82	6,37	0,00	1,57	1,97
		Rh-1	6,81	4,74	0,00	1,28	1,07
Brenazugi Holt-Körös	Talajminta (hullámtér)	E-1	5,58	5,21	0,08	3,88	0,18
		E-2	5,64	5,26	0,08	4,00	0,09
		E-3	5,13	4,91	0,00	3,83	0,10
		E-4	5,70	5,12	0,08	2,20	0,24
		E-5	6,18	5,62	0,08	2,70	0,19
		E-6	6,62	6,22	0,25	2,42	0,32
		E-7	6,40	5,95	0,17	2,91	0,24
		R-1	5,22	4,56	0,08	3,22	0,11
		R-2	4,88	4,46	0,04	3,75	0,07
		R-3	5,16	4,23	0,08	2,61	0,07
		R-4	5,39	4,33	0,08	2,76	0,07
		R-5	5,70	4,86	0,08	2,62	0,09
		R-6	5,75	4,84	0,08	1,46	0,16
		R-7	5,56	4,68	0,08	2,59	0,16
		R-8	5,75	4,56	0,00	2,11	0,11
	Talaminta (mentett oldal, háttér Minta)	Rh-1	6,75	6,56	0,17	1,34	1,03

2. táblázat. Talajminták fém-vizsgálati eredményei

Minta helye	Minta jele	Fém-tartalom (ppm)							
		Cu	Ni	Co	Cr	Cd	Pb	Zn	As
Osztorai Holt-Tisza	R-1	20,44	21,06	6,82	21,42	0,51	9,69	80,53	4,69
	R-2	24,63	24,94	7,22	24,86	0,49	11,22	92,83	4,15
	R-3	15,43	18,08	6,16	17,83	0,43	8,52	74,15	3,21
	R-4	33,67	26,91	8,25	27,16	0,82	10,66	136,60	5,13
	R-5	23,05	21,20	6,49	21,29	0,59	9,50	96,62	4,88
	E-1	23,47	23,98	7,24	22,22	0,54	11,39	93,20	5,05
	E-2	30,61	27,70	8,03	27,52	0,75	17,30	117,80	6,09
	E-3	67,15	42,68	10,62	47,07	1,46	33,58	228,70	12,45
	E-4	62,01	41,30	10,75	44,31	1,38	29,33	211,10	9,51
	E-5	53,04	44,66	10,97	47,84	1,02	28,84	166,50	10,43
	E-6	54,95	65,63	10,23	42,57	1,10	24,88	178,60	7,42
	E-7	48,09	39,22	10,12	43,69	0,82	24,37	149,20	7,66
	Sz-1	59,00	38,27	9,33	45,16	1,09	34,61	184,20	9,55
	Sz-2	32,69	32,16	8,43	31,76	0,54	16,80	107,20	6,71
	Sz-3	48,04	41,44	10,28	42,82	0,83	25,95	151,60	10,20
	Sz-4	39,07	35,30	9,30	36,15	0,63	19,52	128,00	6,27
	Sz-5	52,02	43,93	10,99	46,41	0,87	25,67	159,70	8,40
	Sz-6	48,60	43,25	10,51	45,02	0,67	23,86	147,30	6,20
	Sz-7	41,99	40,81	9,88	41,24	0,62	22,31	131,50	6,30
	Szh-1	43,08	34,48	7,75	41,22	0,29	11,87	99,28	0,35
	Eh-1	35,11	31,88	8,01	33,85	0,22	12,82	83,58	2,39
	Rh-1	43,14	31,17	6,23	40,92	0,18	7,05	84,27	0,40
Brenazugi Holt-Körös	E-1	47,80	34,61	9,12	41,05	0,65	17,58	124,00	1,45
	E-2	50,59	34,60	9,45	40,92	0,66	19,09	131,50	0,56
	E-3	36,31	31,98	8,71	37,53	0,31	12,37	96,77	1,27
	E-4	43,47	31,25	8,73	43,35	0,39	15,40	107,00	2,06
	E-5	37,90	30,74	9,05	43,37	0,36	21,75	105,50	4,80
	E-6	25,41	19,47	9,35	32,41	0,19	17,19	66,38	3,13
	E-7	35,13	30,56	7,20	42,47	0,19	13,26	120,00	0,40
	R-1	24,20	28,68	7,86	33,83	0,06	0,87	58,09	0,40
	R-2	46,73	35,27	9,79	45,10	0,53	21,42	124,70	4,04
	R-3	48,79	36,17	10,84	34,67	0,65	19,54	136,90	4,34
	R-4	34,23	24,39	7,18	27,44	0,30	3,65	92,07	0,40
	R-5	35,88	22,50	6,72	25,74	0,36	5,10	103,30	0,45
	R-6	38,05	33,00	9,80	37,98	0,42	18,75	101,20	5,13
	R-7	43,50	33,41	8,92	41,62	0,41	19,56	113,80	3,39
	R-8	40,02	31,63	9,15	36,45	0,38	17,61	104,20	3,77
	Rh-1	31,86	27,78	9,95	30,97	0,11	5,89	73,44	0,02

3. táblázat. Üledékminták pH, össznitrogén-, szervesanyag-tartalom és fém-vizsgálati eredményei (Tóth F., 2007a, 2007b, 2008c) (n.a. – nincs adat)

Minta helye	Minta jele	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	Össznitrogén mg/g (ppm)	Szervesanyag- tartalom (%)	Fém-tartalom (ppm)						
						Pb	Cd	Zn	Cu	Ni	Co	Cr
Iriszlői Holt-Körös	I1	6,78	6,86	5660	5,10	49,81	0,41	144,30	47,12	48,49	16,61	43,97
	I2	6,52	6,68	222	5,51	59,96	0,54	158,20	54,86	55,33	19,66	48,24
	I3	6,62	6,67	1723	2,03	36,93	0,00	96,37	31,59	41,92	15,57	37,90
Brenazugi Holt-Körös	B1	6,61	7,13	4001	5,18	55,19	0,62	182,50	54,55	52,86	18,71	47,09
	B2	6,39	6,05	5367	4,27	53,85	0,49	176,10	53,34	48,92	15,35	42,62
	B3	6,69	6,46	4872	5,22	56,14	0,79	202,10	55,23	50,98	14,90	45,31
Malomzugi Holt-Körös	M1	5,43	5,20	2879	4,84	45,98	0,18	119,70	41,39	43,75	15,00	36,69
	M2	4,83	4,50	3676	4,87	47,03	0,38	128,30	40,17	43,74	14,39	36,44
	M3	4,59	4,40	6728	5,30	62,74	0,65	138,80	54,61	41,70	12,81	41,92
Csengedi Holt- Körös (hullámtér)	CS1	6,73	6,81	2552	3,92	64,45	0,33	119,00	41,78	45,63	16,76	43,27
	CS2	6,64	7,20	2329	3,21	34,70	0,03	97,50	32,78	45,54	16,31	40,87
	CS3	6,48	6,76	3397	4,98	53,18	0,22	124,70	41,18	44,95	15,11	43,88
	CS4	6,12	5,62	3198	4,89	55,36	0,21	128,80	42,25	45,69	14,95	43,92
Csengedi Holt- Körös (mentett oldal)	CS5	6,52	6,53	1958	3,16	21,15	0,00	64,49	20,06	33,35	13,07	31,48
	CS6	7,08	7,21	1270	1,78	13,42	0,00	47,79	14,71	25,29	11,34	22,04
	CS7	6,68	6,70	2330	4,21	35,66	0,02	60,00	18,24	31,08	11,87	28,58
	CS8	6,33	6,21	1087	3,75	13,80	0,06	50,86	14,34	29,87	10,61	27,47
Gyoma- Hantoskert	H1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	24,90	<0,01	96,10	35,20	55,10	15,40	65,60
	H2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	23,80	<0,01	92,70	25,10	38,30	12,30	47,50
	H3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	19,70	0,00	86,30	29,10	38,70	12,50	32,60
	H4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	20,80	<0,01	89,80	28,70	41,20	12,20	47,80
	H5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	24,30	<0,01	97,50	31,30	43,90	13,30	60,20
Gyoma-Középső	K1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	33,50	0,01	138,00	38,30	52,80	16,00	69,30
	K2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	27,30	0,01	112,00	31,20	46,20	15,50	60,10
	K3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	24,70	0,01	103,00	28,96	42,40	12,90	56,70
Gyoma-Fűzfászug	F1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	22,50	0,01	96,80	28,90	40,30	12,40	52,40
	F2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	28,50	0,01	114,00	34,10	49,30	14,70	68,20
	F3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	23,80	0,01	105,00	28,30	40,30	13,40	49,00

4. táblázat. Üledékminták pH, össznitrogén-, szervesanyag-tartalom és fém-vizsgálati eredményei (Farsang A., 2003a, 2003b, 2004, 2006; Tóth F., 2007a, 2007b, 2008c) (n.a. – nincs adat)

Minta helye	Minta jele	pH (KCl)	Össznitrogén mg/g (ppm)	Szervesanyag- tartalom (%)	Fém-tartalom (ppm)						
					Pb	Cd	Zn	Cu	Ni	Co	Cr
Körtvélyesi Holt-Tisza	K1	6,71	n.a.	5,25	83,60	1,80	257,00	73,50	43,30	12,90	45,20
	K2	6,80	n.a.	4,00	95,80	1,33	248,00	67,10	53,20	13,40	48,60
	K3	6,84	n.a.	4,75	90,10	1,26	237,00	63,60	48,80	13,40	50,20
	K4	7,07	n.a.	3,23	76,70	1,22	228,00	60,10	45,00	11,80	47,30
	K5	6,84	n.a.	5,54	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	K6	6,61	n.a.	3,34	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Sasér	S1	6,71	3978	4,58	76,72	1,45	206,10	83,89	59,86	15,35	91,59
	S2	6,80	3417	4,13	67,13	1,64	194,20	82,65	59,92	17,54	93,26
	S3	6,84	3984	4,60	71,92	1,72	201,60	93,14	63,21	16,97	94,64
	S4	7,07	2402	2,28	47,95	1,60	188,20	62,30	55,67	14,89	88,39
Mártélyi Holt-Tisza	M1	6,82	3978	3,02	75,00	2,20	296,00	85,00	52,00	16,00	61,00
	M2	6,79	3417	3,38	77,00	2,20	294,00	91,00	53,00	16,00	67,00
	M3	6,76	3984	4,05	69,00	1,80	269,00	76,00	55,00	16,00	68,00
	M4	6,77	2402	2,87	90,00	1,80	272,00	71,00	53,00	16,00	64,00
	M5	6,69	1120	3,49	69,00	1,80	267,00	73,00	55,00	16,00	69,00
	M6	6,70	448	3,02	83,00	1,80	249,00	64,00	56,00	17,00	70,00
Csongrádi Holt-Tisza	CS1	7,08	740	1,01	23,80	0,37	77,10	14,20	n.a.	8,54	20,60
	CS2	7,29	2900	5,00	69,60	0,92	251,00	67,10	n.a.	9,61	39,60
	CS3	7,16	1020	1,85	43,20	0,78	144,00	30,40	n.a.	12,30	44,70
	CS4	6,89	1160	2,24	46,80	0,70	142,00	27,90	n.a.	11,30	35,70
	CS5	6,89	1930	4,00	50,70	0,86	145,00	30,50	n.a.	10,50	33,50
	CS6	6,88	1560	2,92	42,80	0,70	137,00	30,80	n.a.	11,60	37,80
	CS7	7,24	3090	4,22	75,60	1,33	235,00	62,70	n.a.	7,89	30,10
Atkai Holt-Tisza	A1	7,25	812	1,70	28,33	1,08	91,03	19,19	26,63	n.a.	n.a.
	A2	6,89	1574	2,03	12,91	1,01	79,12	19,61	36,89	n.a.	n.a.
	A3	7,02	680	1,73	9,55	0,92	67,78	15,42	32,30	n.a.	n.a.
	A4	7,11	1994	3,39	14,95	1,10	79,51	17,91	34,65	n.a.	n.a.
	A5	7,38	877	1,15	42,45	1,51	126,00	26,38	40,85	n.a.	n.a.
	A6	7,24	1822	2,91	42,21	1,64	122,00	29,50	37,83	n.a.	n.a.
	A7	7,49	1039	1,54	18,80	1,17	79,86	16,71	26,55	n.a.	n.a.
	A8	7,49	626	0,87	20,87	1,52	93,81	18,39	33,79	n.a.	n.a.
	A9	7,17	1039	1,45	52,11	1,39	142,10	33,54	50,02	n.a.	n.a.
	A10	7,37	677	0,89	31,22	1,51	111,30	27,81	43,46	n.a.	n.a.
	A11	6,47	1433	1,25	30,11	1,42	201,00	33,66	46,13	n.a.	n.a.
	A12	7,41	845	1,22	28,49	1,42	185,90	28,54	35,34	n.a.	n.a.
	A13	6,60	2812	1,58	17,40	1,66	96,33	20,12	31,31	n.a.	n.a.
	A14	7,40	895	1,58	0,71	1,51	29,89	6,01	15,00	n.a.	n.a.
Nagyfai Holt-Tisza	N1	n.a.	n.a.	27,50	30,70	0,60	125,00	31,70	38,50	n.a.	n.a.
	N2	n.a.	n.a.	32,80	53,30	0,60	173,00	37,60	45,60	n.a.	n.a.
	N3	n.a.	n.a.	29,10	32,10	0,60	125,00	33,60	39,30	n.a.	n.a.
	N4	n.a.	n.a.	31,00	41,30	0,60	151,00	43,30	43,10	n.a.	n.a.
	N5	n.a.	n.a.	n.a.	49,50	0,60	109,00	41,80	48,60	n.a.	n.a.

5. táblázat. Holtágak üledékében mért fém-koncentráció frakciónként

Minta helye	Minta jele	Fémek (ppm) - 1. frakció								
		As	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Mn	Cr	Cu
Hullámtér	1A	0,46	5,52	0,08	0,32	0,66	0,43	222,14	0,21	1,00
	1B	0,47	4,50	0,06	0,27	0,55	0,40	197,83	0,12	0,89
	2A	0,49	6,51	0,07	0,58	1,33	0,87	107,99	0,10	1,81
	2B	0,51	6,65	0,06	0,59	1,45	0,98	122,08	0,16	1,96
	3A	0,42	26,91	0,24	0,85	2,51	1,48	142,48	0,14	2,18
	3B	0,45	28,44	0,26	0,92	2,58	1,54	190,17	0,17	2,29
	4A	0,54	12,53	0,06	0,11	2,14	1,23	164,30	0,07	0,73
	4B	0,48	10,85	0,05	0,12	1,76	1,03	141,68	0,09	0,72
Mentett oldal	5A	0,54	69,84	0,58	1,09	3,58	2,59	159,79	0,11	4,43
	5B	0,53	67,78	0,57	1,02	3,45	2,57	164,70	0,10	4,34
	6A	0,45	7,86	0,14	0,82	1,48	0,98	258,51	0,06	0,93
	6B	0,52	9,22	0,13	1,03	1,48	0,99	275,64	0,07	1,04
	7A	0,52	6,10	0,09	0,23	1,57	0,79	205,29	0,04	0,59
	7B	0,47	6,02	0,09	0,25	1,55	0,81	200,35	0,04	0,56
Fémek (ppm) - 2. frakció										
Hullámtér	1A	0,19	2,02	0,05	0,16	0,40	0,10	16,00	0,06	0,18
	1B	0,16	1,42	0,05	0,20	0,34	0,09	13,17	0,05	0,13
	2A	0,18	20,87	0,15	1,70	3,88	2,75	126,10	0,17	1,83
	2B	0,23	14,31	0,16	1,55	3,97	2,84	133,48	0,18	0,38
	3A	0,22	37,55	0,36	1,69	3,64	1,87	79,43	0,19	0,33
	3B	0,20	38,30	0,40	1,91	3,77	1,98	90,31	0,23	0,25
	4A	0,22	6,69	0,10	0,10	0,61	0,15	26,53	0,07	0,09
	4B	0,19	4,61	0,07	0,10	0,43	0,12	22,86	0,05	0,15
Mentett oldal	5A	0,23	67,00	0,56	1,72	3,48	2,23	73,11	0,17	0,49
	5B	0,22	72,81	0,58	1,65	3,71	2,38	82,83	0,17	0,35
	6A	0,09	4,37	0,08	0,24	0,63	0,26	43,12	0,05	0,11
	6B	0,13	4,29	0,08	0,24	0,65	0,27	44,70	0,05	0,14
	7A	0,28	11,61	0,19	0,58	2,43	1,99	230,70	0,10	0,23
	7B	0,21	10,57	0,17	0,65	2,22	1,76	194,76	0,09	0,16
Fémek (ppm) - 3. frakció										
Hullámtér	1A	3,31	1,56	0,03	0,06	1,10	0,65	12,46	0,76	0,85
	1B	3,47	1,57	0,01	0,02	1,24	0,73	12,74	0,70	0,87
	2A	2,10	93,11	0,06	1,65	7,16	2,72	55,24	4,45	6,23
	2B	2,05	30,44	0,03	1,04	7,29	2,47	55,01	5,31	3,99
	3A	2,00	55,53	0,12	2,38	7,71	2,00	34,26	9,92	15,93
	3B	2,14	49,18	0,16	2,77	8,98	2,43	39,96	10,43	16,78
	4A	2,09	15,70	0,15	0,23	5,60	1,30	21,70	3,58	4,12
	4B	2,05	8,97	0,05	0,02	4,21	1,11	19,54	2,64	4,20
Mentett oldal	5A	1,96	42,91	0,25	1,13	7,08	2,15	40,28	7,00	15,67
	5B	2,25	42,11	0,26	1,09	7,40	2,14	40,78	7,38	15,97
	6A	2,69	2,53	0,03	0,03	1,33	0,48	18,63	1,53	1,23
	6B	2,58	9,26	0,03	0,03	2,34	0,55	14,40	2,98	1,28
	7A	2,03	7,63	0,04	-0,01	6,11	1,32	50,13	2,87	1,76
	7B	2,02	3,60	0,04	0,01	6,34	1,32	51,07	2,88	1,68
Fémek (ppm) - 4. frakció										
Hullámtér	1A	6,49	31,07	0,24	6,26	15,46	10,30	443,75	18,83	5,05
	1B	5,47	26,39	0,24	5,76	12,67	8,57	399,43	14,42	5,47
	2A	15,02	185,32	0,82	45,00	75,50	30,35	469,97	84,54	42,92
	2B	14,37	157,41	0,78	39,38	71,47	28,27	423,76	75,63	41,70
	3A	13,96	280,77	1,13	62,20	78,28	29,92	408,74	91,92	68,94
	3B	13,55	253,34	1,13	58,12	77,30	25,46	375,80	85,22	68,22
	4A	8,59	83,02	0,50	13,11	33,82	16,27	374,67	36,00	23,98
	4B	7,76	63,64	0,46	10,14	30,44	15,19	359,99	35,07	20,68
Mentett oldal	5A	11,98	328,44	1,68	41,69	70,47	28,06	412,64	76,18	69,52
	5B	10,17	285,62	1,36	38,15	63,33	25,42	390,07	71,67	64,62
	6A	7,57	83,52	0,59	19,69	38,24	16,52	456,13	35,31	20,55
	6B	7,54	78,64	0,61	18,86	31,76	15,13	440,13	33,66	17,38
	7A	9,92	109,94	0,68	25,30	52,39	21,60	582,25	56,76	31,18
	7B	8,82	96,82	0,55	22,46	43,37	18,01	499,36	49,67	25,71