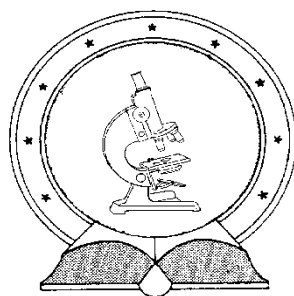


DE TTK



1949

# **A FELSŐ-TISZA ÉS HOLTMEDREINEK KOMPLEX KÖRNYEZETANALITIKAI VIZSGÁLATA**

Egyetemi doktori (Ph.D.) értekezés

**Babka Beáta**

Témavezető:  
Dr. Szabó Szilárd

DEBRECENI EGYETEM  
Természettudományi Doktori Tanács  
Földtudományok Doktori Iskola

Debrecen, 2013

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Földtudományok Doktori Iskola Tájvédelem és éghajlat programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (Ph.D.) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2013.

.....  
Babka Beáta  
jelölt

Tanúsítom, hogy Babka Beáta doktorjelölt 2007-2010 között a fent megnevezett Doktori Iskola Tájvédelem és éghajlat programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2013.

.....  
Dr. Szabó Szilárd  
témavezető

# A FELSŐ-TISZA ÉS HOLTMEDREINEK KOMPLEX KÖRNEZETENALITIKAI VIZSGÁLATA

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében, *Földtudomány*  
tudományágban

Írta: *Babka Beáta* okleveles környezetkutató (vegyész szakirány)

Készült a Debreceni Egyetem Földtudományok Doktori Iskolája  
(Tájvédelem és éghajlat programja) keretében.

Témavezető: *Dr. Szabó Szilárd*

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Lóki József .....  
tagok: Keveiné Dr. Bárány Ilona .....  
Dr. Szabó György .....

A doktori szigorlat időpontja: 2012. április 6.

Az értekezés bírálói:

Dr. ....  
Dr. ....  
Dr. ....

A bírálóbizottság:

elnök: Dr. ....  
tagok: Dr. ....  
Dr. ....  
Dr. ....  
Dr. ....

Az értekezés védésének időpontja: .....



*A Tisza és a Tokaji-hegy Timárnál  
(a szerző felvétele)*

## Tartalomjegyzék

1. Bevezetés, célkitűzés .....	1
2. Szakirodalmi áttekintés .....	3
2.1. Kiindulási alapok .....	3
2.1.1. Hazánk vízgazdálkodása .....	3
2.1.2. A vízminőség-szabályozás az EU Víz Keretirányelv figyelembevételével .....	3
2.2. A Tiszáról .....	5
2.2.1. A Tisza folyó természetföldrajza .....	5
2.2.2. A Tisza szabályozása .....	6
2.2.3. A hullámterek hasznosítása és jelentősége .....	8
2.2.4. A Tisza és hullámterének vízgazdálkodása és vízföldrajzi viszonyai .....	9
2.2.5. A Tiszát ért legsúlyosabb szennyezések .....	11
2.3. A Tiszát kísérő holtmedrekről .....	12
2.3.1. A holtmedrek keletkezése és az ehhez kapcsolódó kifejezések .....	12
2.3.2. A holtmedrek természeti, gazdasági jelentősége, hasznosításuk .....	13
2.3.3. A holtmedrek állapota .....	15
2.3.4. A holtmedrek vízföldrajza, vízpótlása .....	17
2.4. Izotópanalítika és a stabilizotópok áttekintése .....	18
2.4.1. Környezeti izotópok .....	18
2.4.2. Izotópanalitikai fogalmak .....	19
2.4.3. A természetes vizek izotópanalitikai vizsgálata .....	20
2.5. Felszíni vizek kémiai összetétele, szennyeződésük lehetőségei, vizsgálatai .....	22
2.5.1. Állóvizek tulajdonságai .....	24
2.5.2. Vízfolyások tulajdonságai és a Tisza kémiai jellemzői .....	26
2.5.3. Felszíni vizekhez közeli talajvíz jellemzői .....	28
2.5.4. A tiszai hullámtér üledékének sajátosságai .....	30
3. Anyag és módszer .....	33
3.1. Mintavételek .....	33
3.2. Alkalmazott vizsgálati módszerek .....	36
3.3. Az alkalmazott izotópanalitikai értékelés .....	37
3.4. Statisztikai értékelés .....	37
4. Eredmények és értékelésük .....	39
4.1. Izotópanalítika .....	39
4.1.1. A felszíni vízminták izotópanalitikai eredményeinek együttes értékelése .....	39
4.1.2. A felszíni vízminták izotópanalitikai eredményeinek statisztikai értékelése .....	47
4.1.3. A felszíni vízminták izotópanalitikai eredményeinek összegzése .....	51
4.2. Vízkémia .....	53

4.2.1. A felszíni vízminták vízkémiai eredményeinek együttes értékelése .....	53
4.2.2. A felszíni vízminták vízkémiai eredményeinek statisztikai értékelése .....	64
4.2.3. A felszíni vízminták vízkémiai eredményeinek összegzése.....	66
4.3. Elemanalitika .....	68
4.3.1. A felszíni vízminták elemanalitikai eredményeinek együttes értékelése.....	68
4.3.2. A felszíni vízminták elemanalitikai eredményeinek statisztikai értékelése.....	72
4.3.3. A felszíni vízminták elemanalitikai eredményeinek összegzése....	75
4.4. Talajvízvizsgálat.....	76
4.4.1. A talajvízminták izotópanalitikai vizsgálata .....	76
4.4.2. A talajvízminták vízkémiai és elemanalitikai vizsgálata.....	79
4.4.3. A talajvízvizsgálatok eredményeinek összegzése .....	81
4.5. Üledékkémia.....	82
4.5.1. Az üledékminták elemösszetételének együttes értékelése .....	82
4.5.2. Az üledékminták elemösszetételének statisztikai értékelése.....	86
4.5.3. Üledékminták eredményeinek összegzése .....	88
5. Összefoglalás .....	89
6. Summary .....	95
7. Felhasznált irodalom.....	101
8. Köszönetnyilvánítás .....	114
9. A szerző fontosabb publikációi.....	115
9.1. Az értekezés témájából.....	115
9.2. Egyéb témában .....	116

## 1. Bevezetés, célkitűzés

1992 óta március 22. a Víz Nemzetközi Világnapja (*HTTP8*). Az ENSZ ezzel próbálta felhívni a figyelmet vízkészletünk fontosságára. A Föld felszínének ugyan 70%-át borítja víz, ennek csupán 2,5%-a édesvíz, amelyből az ember számára hasznosítható hányad csupán 0,6% (vízfolyások, állóvizek és felszín alatti vizek; *Somlyódi*, 2002b; *Szabó*, 1998; *Clement*, 2007). Erre a kevés, igazán hasznos vízmennyiségre különösképpen vigyáznunk kell, hiszen számtalan országban (pl. afrikai, dél-ázsiai és közel-keleti országok) okoz égető problémát a víz hiánya (*Somlyódi*, 2002b; *HTTP12*). A szárazság által sújtott területek nagysága is egyre nő, különösen az afrikai országokban (*HTTP9*) és Kínában, ahol az utóbbi 60 évben a folyók csaknem fele teljesen kiszáradt (*HTTP11*). Ezek ellenére világátlagban egy ember évente 1 m<sup>3</sup> vizet iszik meg és 100 m<sup>3</sup> vizet használ el (mosásra, mosakodásra) a háztartásban (*Barnaby*, 2009).

A cél az, hogy a Földön élő minden ember tiszta ivóvízhez jusson. Vizeink megóvása és folyóvizeink, állóvizeink állapotának javítása érdekében azonban erőfeszítéseket kell tennünk. Ezért hozta létre az EU a Víz Keretirányelvet is, amely előírja, hogy a tagállamoknak 2027-ig nemcsak jó ökológiai állapotba kell hoznia a felszíni és felszín alatti vizeket, hanem ezt az állapotot fenntarthatóvá is kell tenniük (*HTTP10*, *Clement*, 2007). A hazai vizek állapota nem rossz, de nem is elég jó. Felszíni és felszín alatti vizeink minőségének javítása érdekében azonban minden embernek lehet és kell is tennie valamit. Legelőször akkor, amikor kinyitjuk a vízcsapot.

### **„A víz élet, gondozzuk közösen!”**

(*VKI – Vízyűjtő-gazdálkodási terv, 2010a*)

Hogyan tudunk hosszútávon együtt élni a környezetünkkel és az élethez nélkülözhetetlen folyóinkkal? Ez egy olyan kérdés, amire mielőbb választ kell találnunk, de sajnos általában csak elméleti válaszok születnek. Az emberiség szüntelenül úgy próbálja kiaknázni az erőforrásokat (*Graaff et al.*, 2008), hogy nem törődik időben a lehetséges káros hatásokkal (*Csereklye et al.*, 2008). Ezzel általában csak akkor szembesülünk, ha már a magától helyreállni nem képes problémák elhárítása érdekében cselekedni kell (*Aradi et al.*, 1999). Ez azonban sokkal nehezebb és költségesebb feladat, mint maga a megelőzés. Az emberiség egyik legnagyobb feladata, hogy megtalálja azt az átmeneti állapotot, amelyben csak olyan mértékig aknázza ki a természetet, illetve a folyók által nyújtotta lehetőségeket, amellyel csak korlátozott mértékben befolyásolja őket, amellyel nem veszélyeztetni ökológiai állapotukat és a környezetük zavartalan működését (*Szlávik – Deseő*, 2004). Ehhez fontos, hogy megismerjük folyóinkat és az általuk éltetett környezetet, az élő és élettelen tényezők kapcsolatát, a folytonos

változékonyság szabályszerűségeit és szabálytalanságait. Legfőképpen pedig az idő és az antropogén hatások befolyásoló erejét.

A Tisza – mely a kutatás tárgyát képezi – Magyarország második legnagyobb folyójaként fontos szerepet tölt be hazánk életében, és alapvető fontosságú, hogy helyes képet kapjunk a környezetének állapotáról. Az utóbbi években egyre inkább a figyelem középpontjába kerülnek a folyót kísérő holtmedrek is. Gyakran lehet hallani a Tisza és holtmedrei környezetvédelmi problémáiról. Ezek közé tartoznak például az árvizekkel, cianid- és nehézfém-szennyezéssel kapcsolatos munkák (*Lakatos et al., 2003; Fleit & Lakatos, 2003*). A holtmedrekkel kapcsolatos munkák közül *Dévai et al., (1996; 2001); Braun (1998), Pálfai (2001), Wittner et al. (2004; 2005), Abonyi et al. (2009)* tanulmányait kell megemlíteni. A Tiszáról is számos közleményben olvashatunk (*Banics, 2000; Pálfai, 2001; Teplán (ed.), 2003; Fűrj, 2005; Lajter et al., 2008; Bezdán, 2011 és 2012; Nagy, 2012*). E munkák keltették fel a figyelmemet, hogy érdemes ezzel a területtel foglalkozni, ötletet adva egy meglehetősen átfogó és hosszú ideig tartó vizsgálatosorozatra, részletes mintavételekkel, valamint sokrétű elemzési és komplex kiértékelési módszerekkel.

A munka során a következő **célkitűzések** fogalmazódtak meg:

- Átfogó képet adjak a Felső-Tisza (Tiszabecs – Tokaj) és a folyót kísérő holtmedrek környezeti állapotáról.
- Megvizsgáljam a folyóból és a holtmedrekből vett víz- és üledékmintákat izotópanalitikai, vízkémiai, és elemanalitikai szempontból.
- Megállapítsam a vizsgált Tisza szakasz és a holtmedrek vizének, valamint üledékének minőségét és szennyezettségi állapotát.
- Megvizsgáljam a mentett oldali és hullámtéri holtmedrek Tiszával való hasonlóságait, különbségeit.
- Fényt derítsek a holtmedrek vízpótlási lehetőségeire.
- Az eredményeket összehasonlító elemzéseknek vessem alá különböző kiértékelési módszerekkel.

## **2. Szakirodalmi áttekintés**

### **2.1. Kiindulási alapok**

#### **2.1.1. Hazánk vízgazdálkodása**

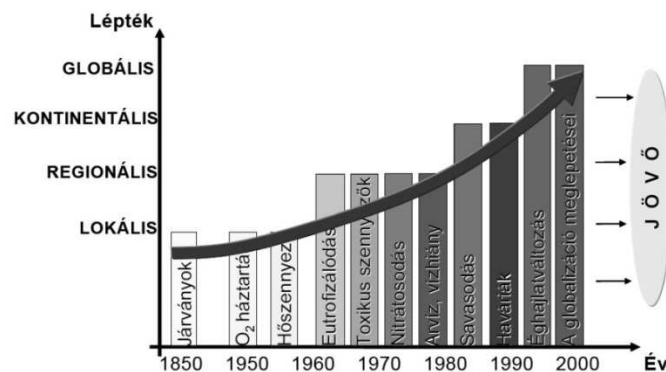
A víz a XXI. századi Magyarország egyik stratégiai fontosságú életfeltétele (Glatz, 2002). Magyarország Kárpát-medencei elhelyezkedésének köszönhetően vízföldrajzi előnyökkel, de környezetszennyezési kiszolgáltatottsággal is rendelkezik. A körülöttünk lévő hegyekből ide folynak a folyók, így vízben gazdag ország vagyunk (Szlávik – Deseő, 2004). Ez az előny egyben hátrány is, felszíni vízbázisaink igen sérülékenyek, mivel ki vagyunk szolgáltatva a szomszédos országok vízgazdálkodási politikájának. Szükségessé vált egy szakemberek általi európai ökológiai-vízrajzi helyzetfelmérés, amelyet cselekvési programok, köztük vízgazdálkodási cselekvési program követ (Glatz, 2002; Szlávik – Deseő, 2004; VKI – Vízugyűjtő-gazdálkodási terv, 2010a; 2010b).

Már 1885-ben rájöttek, hogy a vízügy nemcsak a hajózás és az árvízvédelem ügye, hanem a közösség és az állam dolga is (Szlávik – Deseő, 2004). A XX. században már az ivóvízvédelem (1912-13) is előtérbe került, majd a vízgyűjtőterületek védelme (1964). A '60-as évektől kezdve pedig a természetvédelemre és az egészséges ivóvíznyerésre vonatkozó jogszabályok megalkotására is sor került. 1990-ben a szennyvíztisztításról szóló keretprogramban, 1995-ben pedig az egészséges ivóvíznyerésre vonatkozó jogszabályokban rögzítették a feladatokat (Glatz, 2002).

#### **2.1.2. A vízminőség-szabályozás az EU Víz Keretirányelv figyelembevételével**

A felszíni vizek esetében a hatvanas-hetvenes évektől kezdett egyre fontosabb szerepet játszani a vízminőség. Ekkor figyeltek fel a terjedő szennyezési problémákra. Rájöttek, hogy a különböző szennyező anyagok vándorlását a hidrológiai körforgással együtt érdemes nyomon követni, valamint előtérbe került a vízgyűjtő is, mint alapegység (Clement, 2007).

Vizeink terhelhetőségének vizsgálata az emberi vízhasználat miatt vált szükségessé. A vízminőséget befolyásoló hatások térbeli léptékét az 1. ábra foglalja össze. A szennyezés szabályozásának legfontosabb gyakorlati módja a határértékek kialakítása és betartatása. Az immissziós és emissziós határértékek meghatározása különféle elvek alapján történhet, de mindenféleképpen minősíti az adott ország környezetvédelmi-vízgazdálkodási politikáját (Clement, 2007).



1. ábra. vízminőségi problémák trendje (Forrás: Clement, 2007)

Az egészséges vízi élet fenntartását szem előtt tartva, a felszíni vizek terhelhetőségét a Víz Keretirányelv vízminőségi célállapotra vonatkozó immissziós előírások alapján határozza meg (HTTP10). A vízminőség-szabályozás/védelem feladata a műszaki, gazdasági és jogi eszközök segítségével a kívánt minőségű vízkészletekre való igény kielégítése. Elsődleges feladata a szennyezett vizek állapotának javítása, a szennyezés csökkentése. A vízminőség-védelem azonban nemzetközi együttműködést kíván, mint pl. Rajnai akcióterv, AGENDA 21, Waterways Forward (EU), Water Safety Plan (WHO), UN-Water, CEframe, ICPDR (Hetényi, 1999; Somlyódi, 2002b; HTTP19, HTTP14; HTTP15; HTTP16; HTTP17, HTTP18)

A vízszennyezésre irányuló első jogi szabályozást az USA-ban dolgozták ki 1972-ben Clean Water Act néven (Somlyódi, 2002b; HTTP13). 1975 óta Európában is számos, a vízi környezet védelmét szolgáló intézkedést hoztak. 2000. december 22-én hagyták jóvá az Európai Unió egységes vízpolitikáját megfogalmazó Víz Keretirányelvet (VKI), amelyben a vizek „jó ökológiai állapotának” biztosítása érdekében kidolgozott vízminőség-védelmi és fenntartható vízhasználati alapelvek, illetve a gyakorlati megvalósítás feladatai szerepelnek (HTTP10, Clement, 2007).

Az EU VKI a vizek állapotának javítását tűzte ki célul (VKI – Vízyűjtő-gazdálkodási terv, 2010a; 2010b). A VKI alapját a vízgyűjtő-gazdálkodási tervek jelentik. A 2027-re elérendő cél a morfológiai, hidrobiológiai és kémiai jellemzőkre vonatkozó előírások teljesülésén keresztül az összes víztest „jó ökológiai állapotba” kerülése (ökológiai és kémiai szempontból) (HTTP10, Clement, 2007).

## 2.2. A Tiszáról

### 2.2.1. A Tisza folyó természetföldrajza

Csaknem az egész Kárpát-medence a Duna vízgyűjtőjéhez tartozik (Martonné Erdős, 2004). Magyarország vízhalózatát viszont a Duna és a Tisza kéttengelyűvé teszi. Az ország keleti felének vizeit a Tisza gyűjti össze, mely 596 km (teljes hossza 966 km) hosszan kanyarog hazánk területén. A 157 ezer km<sup>2</sup>-t (Ihrig et al., 1973; Lászlóffy, 1982; Alföldi – Schweitzer, 2003) kitevő teljes vízgyűjtő területéből a magyarországi területe 47 ezer km<sup>2</sup> (Martonné Erdős, 2004).

A folyó a vízgyűjtő észak-keleti részén, a Máramarosi-havasokban ered (Somogyi, 2003). Két ága a Fekete-Tisza és a Fehér-Tisza (Pásztor, 1975). E két ág egyesülése után a Tisza észak-déli irányban fut a Visó beömléséig, ahonnan nyugat felé fordul, és felveszi az Izát, majd követi az Avas-hegység lábánál található dél-kelet – észak-nyugat irányú törésvonalat. Mielőtt a Tisza kiérne az Alföldre, még beletorkollik a Tarac, a Talabor és a Nagyág. Királyháza és a Szamos torkolata között a Tisza kelet-nyugat irányban fut, és két másik mellékfolyó csatlakozik hozzá: a Borsa és a Túr (HTTP1). A Tisza felső szakasz jellege a Szamos torkolatáig tart. Hazánk területén a jobb oldali mellékfolyói közül a Bodrog, a Sajó-Hernád, a Zagyva, a bal oldaliak közül pedig a Túr, a Szamos, a Kraszna, a Körösök és a Maros a legjelentősebbek (Alföldi – Schweitzer, 2003). A Tisza középső szakasz jellege a Maros beömléséig tart, ezt követően alsó szakasz jellegűvé válik. (Somogyi, 2003)

A Tisza az Alföldre kiérve mozgási energiáját gyorsan elveszíti, lerakja hordalékát és hordalékkúpok sorozatát építi (Félegyházi et al., 2003). Mivel a lejtés nagyon lecsökken, a folyó pedig lelassul, a Tisza nagy kanyarulatokat leírva fut erózióbázisa felé, meanderezni kezd (Félegyházi et al., 2003). A folyót végigkísérik a levágódott kanyarulatok, morotvák, elhagyott folyómedrek és az árvizek által létrehozott övzátonyok. A kanyarulatok vándorlásával, lefűződésével a meder folyamatosan változik. (Szabó, 1998; HTTP2)

A Tisza vízgyűjtőterületének határai különösen a keleti oldalon emelkednek magasra (Máramarosi-havasok, 2037 m). E peremhegységek még ma is emelkednek, felszínük folyamatosan pusztul, míg a vízgyűjtő medenceterületei fokozatosan töltődnek (Somogyi, 2003). Amíg a folyók árterei nem voltak töltések közé szorítva, a hordalékuk jelentős részét a hegyek lábánál rakták le. Az árvízmentesítés érdekében épített gátak hatására azonban az üledék-felhalmozódás csak a hullámterekre korlátozódik (Szalai et al., 2005). Ennek bizonyítéka a helyenként több méteres hordalék-lerakódás (Somogyi, 2003; Schweitzer, 2003; Braun, 1998; Braun et al., 2008, 2010; Kiss et al., 2011).

A Tisza a nagy mennyiségű, lebegtetve szállított hordalékáról kapta a „szöke” jelzőt (Bogárdi, 1967). A folyó medre az Alföldre érve apró szemű kavics és murva, mely a Szamos torkolatig finom szemcséjű homokra vált

(Somogyi, 2003). Az iszap és az agyag a Bodrog torkolatától jelenik meg, és egyre nagyobb arányban van jelen. A Tisza Záhonynál 6,65 millió tonna hordalékot szállít évente (Bogárdi, 1967).

A szabályozások előtt a Tisza, illetve mellékvizeinek vonalát és vízjárását elsősorban a vízgyűjtőterület természetföldrajzi viszonyai határozták meg. A Tisza kisvizeinek és árvizeinek jelentkezési idejét és méretét is a határon túli időjárási viszonyok befolyásolják (Somogyi, 2003). A folyószabályozás azonban jelentős befolyással bírt (Ihrig et al., 1973; Schweizer, 2001). A meder keresztmetszeti profilját a folyó esése, építőanyaga és vízbősége szabja meg, de a duzzasztók és az árvízvédelmi töltések miatt a Tisza alföldi szakaszának nagy részét napjainkban már leginkább az emberi tevékenységek uralják (Bogárdi, 1967).

### 2.2.2. A Tisza szabályozása

A Tisza vízjárása erősen ingadozó (Somogyi, 1967; Lászlóffy, 1969). Például 2012-ben Tiszabecsnél június 7-én mérték a maximum vízállást, ami 110 cm volt, míg a minimumot szeptember 3-án, amely -266 cm-nek adódott. A szélsőségeséget az is mutatja, hogy a maximum előtti napon még -93 cm volt a vízállás (Országos Vízjelző Szolgálat adatbázisa, HTTP3).

Árvizek a tavaszi hóolvadáskor, és a nyár eleji esőzésekkel (zöldár) szinte menetrendszerűen jelentkeznek (Andó, 2002). A Tisza vízgyűjtőterületén bekövetkező árvizek akkor jelentenek igazán nagy veszélyt, amikor a folyók árhullámai találkoznak (Szlávik, 2002).

Az ősi Tisza és mellékfolyói hatalmas területeket árasztottak el, vadvízi országgá alakítva az Alföld jelentős részét (Ihrig et al., 1973; Schweizer, 2001). Régen az emberek a magas ártéri szintekre építkeztek, melyeket a legnagyobb árvizek sem öntöttek el. Azonban a népsűrűség egyre nőtt, és a veszélyeztetett területek is benépesültek (Szlávik – Kling, 2008). A Tisza szabályozásának szükségessége már a XV. században, Hunyadi Mátyás uralkodása idején felmerült (Schweitzer, 2003).

Folyóink életében a legtöbb változást a szabályozások hozták. Gróf Széchenyi István kezdeményezésére, Vásárhelyi Pál tervei alapján, 1846-ban kezdtek el építeni a Tisza mentén most is működő árvízvédelmi rendszert (Ihrig et al., 1973). A Tisza-völgyi folyószabályozás Európa egyik legnagyobb tájtalakításának számít, amely felülmúlja a Loire- és Pó-völgy esetében történt hasonló munkálatokat is (Dunka et al., 1996). Vásárhelyi Pál koncepciója az volt, hogy a Tisza középvíz idején egyensúlyban van, nem épít zátonyokat. Így az árvizek alatt is olyan lefolyást kell biztosítani, mint amilyen középvíz idején van, vagyis az árvízi meder szélessége és mélysége között olyan arány legyen, mint középvíz esetében (Schweitzer, 2001). Ezt a túlfejlődött folyókanyarulatok átvágásával és a folyó megrövidítésével lehet elérni. Ez ellen sokan érveltek azzal, hogy nem szabad a Tiszát ilyen szűk területre szorítani, mivel így az

árvizek magassága emelkedni fog, esélyt adva a gátszakadásra (*Schweitzer, 2003*).

Az árvízvédelem, a hajózás biztosítása és a partok rombolásának megakadályozása érdekében (*Bogárdi, 1967; Szlávik – Deseő, 2004*) a Tiszán 114 kanyarulatot vágtak át, ami miatt megnőtt a folyó esése, csökkent a hossza, felgyorsult az árvizek lefutása. A Tisza a szabályozás előtt 1419 km hosszú volt, ehhez képest mai hossza 966 km. Az átvágásokkal összesen 589 km folyószakaszt választottak le a Tiszáról, hossza 40%-kal lett rövidebb (*Dobrosi et al., 1993; Süli-Zakar, 2007*). A meder szabályozásával egy időben épültek meg az árvédelmi gátak is, amelyek hossza összesen 3168 km. A töltések ugyan megakadályozták az árvizek kiöntését, de meggátolták a mentett oldali területek időszakos vizeinek lefolyását is (*Martonné Erdős, 2004; Kiss et al., 2011*), beavatkozva ezzel az ott kialakult és ehhez alkalmazkodott ökoszisztémák természetes rendjébe.

Az árvízmentesítéssel, árvízvédelemmel elhárított károk óriási összegre rúgtak (pl. mezőgazdaság, állattartás, épületek, közlekedés). A szabályozások során megnőtt a folyó esése, mely fokozott medermélyüléssel és parterózióval járt (*Bogárdi, 1967*). Az árvizek gyorsabb lefutása fokozta a vízjárás kontinentalitását, azaz fokozódott az árvizek és kisvizek vízhozama közötti különbség (*Szikura – Kolozsvári, 2012*). A Tiszának közepes vízhozama Tiszabecsnél 164 m<sup>3</sup>/s, Szegednél 260 m<sup>3</sup>/s (*Martonné Erdős, 2004*). A Tisza legnagyobb és legkisebb vízhozamának hányadosa a Felső-Tisza-vidéken meghaladhatja a 120-at is (*Somlyódi, 2002a*). A kontinentalitás fokozódásához az erdőirtások és a belvízelvezető csatornahálózat kiépítése is hozzájárult. A sokkal gyorsabb lefolyás miatt a vízgyűjtőterület tartalékai hamar kimerülnek. Ez ahhoz vezetett, hogy az árvizek szintje 2,5-3 m-rel megemelkedett (*Szlávik – Kling, 2004*), a kisvizes időszakok vízszintje pedig csökkent (*Nováky, 2002*). A vízszintcsökkenést tovább fokozta az esésnövekedés által kiváltott medermélyülés is (*Somlyódi, 2002a*).

A Tisza kiöntései és a szállított hordalék lerakódása következtében azonban a gátak közötti hullámtér lassan töltődik (*Schweitzer, 2001; Braun et al., 2010; Korponai et al., 2010; Kiss et al., 2011*), így a XX. sz. második felétől újra fokozódott az árvízveszély. Mostanra hazánk területéből már kb. 44000 km<sup>2</sup>-t veszélyeztetnek az árvizek (*Martonné Erdős, 2004*). A korábban teljesen biztonságosnak vélt árvízvédelmi gátak 2001 tavaszán már sajnos nem tudták megvédeni a Felső-Tisza-vidéket, és Tarpánál átszakadt a gát, hatalmas károkat okozva. A területről 17000 embert evakuáltak, 1000 ház dőlt romba és további 2000 ház sérült meg. A becsült károk mintegy 36 milliárd forintra rúgtak (*Vari et al., 2003*). Mára már láthatóvá vált, hogy a gátak nem nyújtanak megfelelő védelmet, hiszen 4 év alatt (1998-2001) 4 rekordmagasságú árvíz vonult le a Tiszán, több mint 1,5 millió ember biztonságát veszélyeztetve (*Szlávik – Kling, 2004*). Már a múlt század első felében felismerték a Felső-Tisza-vidéken, hogy az eredményes árvízi védekezés egyik alapvető feltétele a várható vízszintmagasságokról való gyors tájékozódás (*Konecsny, 2002*).

A Vásárhelyi-terv továbbfejlesztése az elmúlt évtizedek legnagyobb infrastrukturális beruházásának számít (*Aradi – Lengyel, 2003*). A terv I. ütemében, 2004-2007 között, az árvízvédelmi biztonság megteremtésére 65 milliárd forintot fordított a kormány (*HTTP4*).

A kialakított árvízvédelmi rendszer miatt a belvizesedés problémája várható volt. A gátak, míg védték a területeket az elöntéstől, addig megakadályozták a gátak mögötti területek fölösleges vizeinek elvezetését a rossz beszivárgású mélyföldeken (*Somlyódi, 2002a*). A mezőgazdaság számára a belvíz pedig legalább akkora veszélyt jelent, mint az árvíz. Így szükségessé vált a belvíztározók, a belvízelvezető csatornahálózatok és a belvízátemelő szivattyúk használata.

### **2.2.3. A hullámterek hasznosítása és jelentősége**

Az első katonai térkép szerint a Tisza-menti területek nagy része mocsár volt, a többi részen réteket, legelőket és szántóföldeket alakítottak ki (*Várad – Nagy, 2003*). A magasabb homokos területeken szőlő- és gyümölcsstermesztés folyt. Míg a hullámtereken csak elvétve fordult elő összefüggő erdő, a töltések elé erdősávokat telepítettek a hullámverés ellen. A termelészövetkezetek megalakulása után visszaszorult a legeltetés és a legelőterületek aránya, ezzel az erdőállományok gyorsan gyarapodtak. Később az olaj-, majd gázfűtésre való áttérés következtében csökkent a tűzifa iránti igény, az erdőterületeket egyre kevésbé gondozták és tisztították. 1970-től a szántóföldi művelés a nyári gáttal védett területekre szorult vissza (*Török, 2000*). A többi területen a szántóföldek helyett erdőket telepítettek vagy parlagon hagyták, de 3 éven belül ezeken is sűrű fás állomány alakult ki.

A töltésezett hullámterek legjelentősebb területhasználatai közé tartozik az erdőgazdálkodás. Területük kb. egyharmadát borítják erdők (*Török, 2000*). A hullámtéri szántók az összes hullámtér körülbelül 25%-át teszik ki. Az árterek szerves részét képezik a rétek és legelők is. Gazdasági hasznuk mellett a tájképet színesítik és az ártéri élőhelyeket gazdagítják. Hazánkban a hagyományos legeltető állattenyésztés egyik jelentős helyszíne a hullámtér. A rétek megőrzése természetvédelmi szempontból is nagyon fontos az ott élő élővilág beszűkült életterének megtartása szempontjából. A hullámtér nagy része jó termőhely, alkalmas mezőgazdasági művelésre is. Gyümölcsösökkel és zöldségtermő területekkel is szép számban találkozhatunk. A hullámterek sajátos adottságaik révén idegenforgalmi, szabadidős célokra (üdülés, sport és horgászat) is alkalmasak (*Dobrosi et al., 1993*). Viszont elsődleges funkciójuk mégis az árvizek levezetése. Minden használat csak ezzel összhangban engedhető meg (*Török, 2000*). A hullámtér kedvezőtlen használata miatt gyorsul a hullámtér- és mederfeltöltés, amely az árvízszint emelkedéséhez vezet (*Kiss et al., 2011; Nagy I. 2012*). A Tisza törekszik arra, hogy visszakapja nagyvízi medrét.

Az ártéri erdőkben általában az emberi beavatkozások nyomai figyelhetők meg (*Szabó – Dobrosi, 1993*). Az erdők körülbelül fele őshonos fafajokból áll, de az állományszerkezetük és fajösszetételük már messze áll a természetestől. A síksági ártéri erdőtársulások a tölgy-kóris-szil ártéri erdők (keményfaligetek), a fűz-nyár ligeterdők és a bokorfüzesek. Sajnos manapság a Tisza menti erdőterületek fele tájidegen fajokból (gyalogakác, nemes nyár, nemes fűz) áll (*Dobrosi et al., 1993*). Ennek ellenére a hazai ártéri erdőállomány európai viszonylatban is kiemelkedő természeti értéket képvisel (*Dobrosi et al., 1993*).

#### **2.2.4. A Tisza és hullámterének vízgazdálkodása és vízföldrajzi viszonyai**

Összességében megállapíthatjuk, hogy az elmúlt 220 évben, az árvízi mederben lezajlott folyamatok mind emelték az árvízszintet (*Váradi - Nagy, 2003*). Az 1998-1999, 2000, 2001. évi árvizek következtében a még megmaradt szántók és legelők többségének művelése is lehetetlenné vált, helyükön sűrű fás növényállomány növekszik. Ezek igen nagy veszélyt jelentenek, hiszen így a hullámtér veszít vízszállító képességéből, és csak árvízi tározóként funkcionálhat.

A hullámterek sajátos topográfiai, talajtani, hidrológiai adottságokkal rendelkeznek (*Török, 2000*). Viszonylagos érintetlenség és a víz jelenléte jellemzi. Ezeket a területeket az ember is kevésbé háborgatja. A hullámterek természetvédelmi és ökológiai szempontból is felértékelődtek az utóbbi időkben. Az élővilágot nagyfokú diverzitás jellemzi. A gátépítések miatt bekövetkezett hullámtér szűkülés miatt az eredeti vegetáció csak nehezen, néhol egyáltalán nem tud fennmaradni. A hullámtér, mint vizes élőhely nagy átalakuláson és pusztuláson ment át, leginkább a folyószabályozások miatt (*Szabó, 2008*). A Magyarországon található 23000 km<sup>2</sup> ártér 1520 km<sup>2</sup>-re csökkent. A Tisza völgyében mindössze 1000 km<sup>2</sup> aktív hullámtér maradt fenn (*Dobrosi et al., 1993*).

A Tisza vízjárását alakító természeti tényezők közül a terület hőmérsékleti és csapadék viszonyai, illetve a lefolyás jellemzői a legfontosabbak. A Tisza vízgyűjtőterülete mérsékelt kontinentális éghajlatú (*Justyák, 2002*). A Tisza vízjárása szempontjából különleges szerepe van a vízgyűjtőterület domborzati viszonyainak, ugyanis a vízgyűjtő külső peremét meredek magashegységek határolják, amelyek szerepe a csapadék (különösen a hó) visszatartásában igen fontos (pl. az erdők közreműködése révén), annak ellenére, hogy a vízgyűjtőterület hegyvidéki részein nincsenek számottevő természetes tározó medencék.

Az elmúlt évszázadokban a Kárpátok erdeiben megnőtt a meggondolatlan fakitermelés mértéke (*Frisnyák, 1996*). A XX. század végén 19%-kal kevesebb volt az erdő a Felső-Tisza vízgyűjtőjén, mint a XIX. század végén.

Kompenzálásként a fatelepítésről ugyan gondoskodtak (Gönczy et al., 2004), de a kitermelés ennél intenzívebb mértéket öltött. A kitermelés miatt megindultak a lejtős tömegmozgások, amelyek tovább nehezítik az erdők megtelepülését (Lóki et al., 2004). Jelenleg az erdők kb. 60%-a fiatal telepítésű (Szikura – Kolozsvári, 2012). Az azonos területű, de érett erdők vízgazdálkodási szempontból azonban hatékonyabbnak bizonyulnak, ugyanis a fakorona képes a csapadékvíz egy részének visszatartására, a talaj víztartó képességének növelésére és a hóolvadás intenzitásának lassítására (Kertész, 2011; Szikura – Kolozsvári, 2012). Ezzel mérséklük a csapadékvizek összetorlódását és az árvizek kialakulásának veszélyét.

A XXI. század Felső-tiszai árvízi problémáinak hátterében azonban bizonyítottan elsősorban nem a túlzott fakitermelés áll (Gönczy et al., 2004), hanem potenciálisan a hullámtéri és a kisvízi meder feliszapolódása (Gönczy et al., 2004; Kiss et al., 2011; Konecsny – Nagy, 2012), az extrém időjárási tényezők (Lóki et al. 2004) és az éghajlatváltozás is (Szikura – Kolozsvári, 2012). Bár a kutatók az okok százalékos megoszlásáról a mai napig nem tudtak egységes konszenzusra jutni.

A földtani és domborzati adottságok miatt a hegyvidéki területek víztartalékai könnyen lefolynak, illetve ki is merülhetnek. Pl. a Kárpátokban nem ritkák a napi 10-15 mm-t kitevő esőzések sem (Szikura – Kolozsvári, 2012). Azonban a területi átlagban számítható csapadéértékek közül a napi 60 mm vagy afölötti jelent igazán nagy veszélyt a Felső-tiszai árvíz kialakulása szempontjából. Ez az érték az elmúlt száz évben (Homokiné, 2001) három alkalommal fordult elő (1947. dec. 29.; 1956. jan. 18.; 2001. márc. 3-4). A veszélyes vízhozamokat még a hólé mennyisége is kiegészítheti, mely a lezúduló víz akár 20%-át is kiteheti (Szikura – Kolozsvári, 2012). Ezek miatt a tiszai vízrendszer árhullámai igen erőteljesek is lehetnek, de viszonylag rövid időn belül kisvíz követheti őket. Emiatt tartják szélsőségesnek a Tisza vízjárását (Somogyi, 1967; Lászlóffy, 1969; Somlyódi, 2002a).

Lóki et al. (2004) is megállapították munkájuk során, hogy az elmúlt évek nagy árhullámain megelőző napokban, 2-4 nap leforgása alatt a közepes havi csapadékösszeg két-háromszorosa is lehullott a Felső-Tisza határon túli vízgyűjtőterületein. Pl. 2001. március 3-6 között 248 mm csapadékot mértek. Illetve mindkét mintaterületükön, a Nagyág vízgyűjtőjén és a Radnai-havasok területén is 2,5-5,5%-kal csökkent az erdősültség mértéke az általuk vizsgált évtizedben.

A szélsőséges vízállást mi sem bizonyítja jobban, mint hogy 2012. szeptember 3-án a Tiszán Tiszabecsnél -266 centimétert mértek, ami pontosan egyezik a valaha mért legalacsonyabb vízállással. Ez a 2012. év csapadékszegény időjárásának és a nagyon meleg nyárnak volt köszönhető. Szegeden 2012-ben október 19-én volt a legalacsonyabb a vízszint, 69 cm, így a Tiszán a hajóközlekedés is szünetelt (HTTP3). Sőt az alacsony vízállásnak köszönhetően ismét felszínre bukkantak az 1562-ben épült szolnoki fahíd cölöpmaradványai (HTTP7).

A Tisza vízgyűjtője csapadékban szegény, azonban a folyó felső szakaszának mintegy 60%-a kap 1000 mm-nél nagyobb mennyiségű csapadékot évente. Az Alföldre kilépő folyó viszont egyre kevesebb csapadékot kap, és az Alföldön mindenütt 600 mm alatt marad az évi mennyisége (Justyák, 2002). A csapadék mennyisége azonban nem határozza meg egyértelműen az árvizek nagyságát. Ehhez még az időbeli eloszlásán és intenzitásán kívül egyéb tényezők is hozzájárulnak, mint pl. aktuális vízállás, hőmérséklet és a talaj vízzel való telítettségi állapota (Szalai, 2003).

Hazánk területére lehulló csapadék mennyisége általában nem elégíti ki a növények igényeit. Figyelmet érdemel a csapadék éven belüli eloszlása is. Mivel a vízgyűjtő egész területén a mérsékelt kontinentális éghajlat érvényesül, jellemző a nyár eleji (május-június) csapadék maximum (Justyák, 2002). Az éves csapadék mennyiségének kb. 25%-a ekkor esik. Az őszi (másodlagos) maximum pedig október-november táján jelentkezik. Az éves csapadékeloszlás tehát két csúccsal és a közöttük jelentkező száraz periódussal jellemezhető.

Az európai és hazai modellkutatások azt valószínűsítik, hogy Magyarországon az éghajlatváltozás hatására módosulhat egyrészt az országban rendelkezésre álló vízmennyiség, másrészt annak minősége is. A legfrissebb vizsgálatok szerint magasabb átlaghőmérséklettel, kevesebb nyári csapadékkal, nagyobb párolgással, emiatt kisebb felszíni lefolyással és kisebb felszín alatti vizeket tápláló beszivárgással, valamint a szélsőséges időjárási események gyakoriságának és intenzitásának növekedésével kell számolni. Vagyis Magyarország klímája valószínűleg mediterrán irányba fog eltolódni (VKI – Vízgyűjtő-gazdálkodási terv. 2010a). A melegedés következtében növekvő párolgás miatt csökkenni fog az állóvizek vízkészlete. A Tisza esetében is számítani lehet a nyári vízkészlet csökkenésére.

### **2.2.5. A Tiszát ért legsúlyosabb szennyezések**

Az elmúlt időszakban két meglehetősen súlyos szennyezés történt a Tiszán. Mindkettő a határ túlsó oldaláról, Romániából érkezett (Koenig, 2000). Az első baleset Nagybánya közelében történt 2000. január 30-án, ahol a színesfém bányák közelében felhalmozott meddőhányó újrahaznosításával foglalkoztak. A mosáshoz felhasznált cianidtartalmú vizet tároló elválasztó medence gátja átszakadt, és 100-120 ezer m<sup>3</sup> cianiddal (a cianidvegyületek koncentrációja 400 mg/l volt) és nehézfémekkel terhelt szennyvíz került a Zazar és Lápos patakokba, melyek a Szamoson keresztül a Tiszába szállították a szennyeződést (Kiss et al., 2002; Antal et al., 2013). Ez volt az eddigi legkomolyabb vízszennyezés Magyarországon. A szennyezés hatalmas károkat okozott a növény- és állatvilágban (Lakatos et al., 2003; Donato et al., 2007; Griffiths et al., 2009), de szerencsére nem került ki a hullámtérre.

Egy hónappal azután, hogy a cianidszennyezés levonult, bekövetkezett egy második jelentős szennyezés is nehézfém és színesfémhányás miatt Borsabánya közelében. 2000. március 10-én a szennyvízülepítő gátja átszakadt a nem várt hóolvadás miatt bekövetkezett jelentős vízszintemelkedés miatt. Becslések szerint körülbelül 20 ezer m<sup>3</sup> nehézfémekkel szennyezett iszap került a tároló alatti völgybe. Esők következtében ez a nagyarányú cinket, rezet és ólmot tartalmazó iszap bemosódott a Novac patakba, ahonnan a Visó folyón keresztül a szennyezés elérte a Tiszát is (*Fleit – Lakatos, 2003*). Mivel a szennyezés áradással érkezett, a Tisza hullámterét is beborította. Emiatt a szennyvíz és a szennyvíziszap az egész hullámtéri élővilágot és a holtmedreket is veszélyeztette.

A történetek valódi ökológiai katasztrófának bizonyultak, de szerencsére a veszteségek kisebbek lettek, mint amilyenek először felbecsülték (*Harka, 2010*). Egyrészt például azért, mert az ártéren ekkor kiüledett részecskékhez a nehézfémek erősen adszorbeálódtak, hasonlóan a meszes jellegű öntésekhez, míg hagyományos esetben a Tiszára savanyú öntések jellemzők (*Szalai et al., 2004b*). Másrészt a halak többsége ekkor még a téli pihenőjét töltötte a 4°C-os, legnagyobb sűrűségű vízzel kitöltött mélyedésekben, amelyek nem keveredtek át a szennyezett vízzel. Így az ott telelő halak és pl. a tiszavirág mederfenékebe fúródott lárvái is nagyrészt megmenekültek a pusztulástól (*Harka, 2010*). Ennek ellenére a magyar hatóságok arról számoltak be, hogy a haltetek között minden Tiszában honos faj egyede fellelhető volt.

Szerencsésnek mondható körülmény volt még az is, hogy a folyópartok talaja a bőséges téli csapadék miatt nagyrészt vízzel telítődött, ezért a szennyezett víz már kevésbé tudott beszivárogni. (*Kármán – Szlavov, 2008*). Tél lévén a vegetációs időszak sem kezdődött még el a szennyezés végigvonulása alatt. *Kármán – Szlavov (2008)* vizsgálataik során megállapították, hogy a Tisza vízminősége jó, de az ökológiai rendszere még labilis. A folyó egyes szakaszain nem jellemző összetételben és mennyiségben mutatkoznak az alacsonyabb rendű élőlények. A fito- és zooplankton állomány sérüléssel ment át, de viszonylag rövid idő alatt tudott regenerálódni (*Kiss et al., 2002; Lakatos et al., 2003*). Mára már elmondhatjuk, hogy a halfauna fajszerkezete és összetétele visszanyerte természetes állapotát, képes volt regenerálódni (*Sárkány-Kiss et al., 2012; Antal et al., 2013*).

## **2.3. A Tiszát kísérő holtmedrekről**

### **2.3.1. A holtmedrek keletkezése és az ehhez kapcsolódó kifejezések**

Ebben a fejezetben *Dévai (2005)* nyomán mutatom be a holtmedrek keletkezését, illetve a folyóhoz és környezetéhez kapcsolódó fogalmakat.

Az *élő ág* egy folyó azon része, melyben a folyó vize folyik. Ha egy olyan folyóággal találkozunk, amely mindkét végén kapcsolatban áll a

főmederrel, de időnként kiszárad vagy folyamatosan száraz marad (pl. ha a folyó vízállása alacsonyabb, vagy a folyó medre mélyebbre vágódik), azt *holtágnak* nevezzük (nem szabad összekeverni a köztudatban elterjedt morotva kifejezéssel).

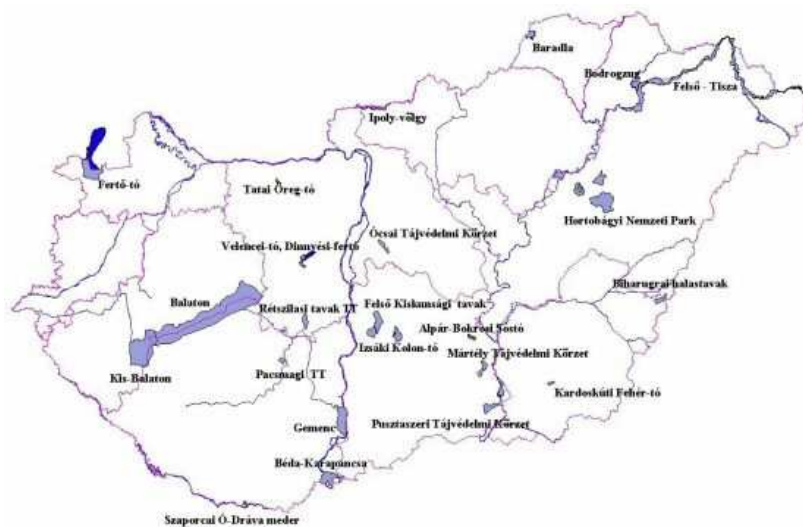
A folyókanyarulatok természetes úton (meanderezéssel) vagy mesterséges szabályozások során is lefűződhetnek, ill. levághatják őket. A *morotvák* a Tisza szabályozása előtti időből származó, természetes úton lefűződött túlfejlett folyókanyarulatok, egyben holtmedrek. A *holtmedrek* a folyó mesterségesen levágott részei, melyek már nincsenek közvetlen kapcsolatban a folyóval. A Tisza mentén a holtmedrek elnevezése utal mesterséges eredetükre is: Holt-Tisza.

A *hullámtér* a folyók partélei és az árvízvédelmi töltések közötti – vagy ahol töltések nincsenek, a magas partok közötti – terület. A *mentett oldal*, vagy *mentett ártér* az ártérnek az elöntéstől árvízvédelmi gátakkal védett része.

### **2.3.2. A holtmedrek természeti, gazdasági jelentősége, hasznosításuk**

A holtmedrek azon túlmenően, hogy önmagukban is jelentős természeti, természetvédelmi értéket képviselnek, a folyó menti elhelyezkedésükkel és térbeli rendjükkel nagymértékben hozzájárulnak a hullámtéri ökológiai folyosók stabilitásának a növeléséhez (*Gallé et al.*, 1995; *Dévai et al.*, 2001; *Gallé*, 2003; *Szlávik – Deseő*, 2004; *Kerényi – Szabó*, 2007). A folyókat övező erdők, mint környezetfüggő folyosók foghatók fel, melyek különösen a holtmedrek környezetében szélesednek ki, mivel itt maga a hullámtér is szélesebb (*Szabó*, 2008). Emellett vizes élőhelyként fontos szerepet töltenek be a vízi madarak életében, táplálkozásában. Meg kell említenünk azt is, hogy a holtmedrek halállományja is hozzájárul a folyók élővilágának megőrzéséhez: gondoljunk a 2000. évi cianid szennyezésre (ami szerencsére a hullámtérre nem jutott ki). A holtmedrek egyfajta „lépegető kövekként” (stepping stones) foghatók fel az ökológiai hálózatban, valamint menedék/magterületek is a fajok megőrzésében, terjedésében (*Gallé et al.*, 1995; *Large – Petts*, 1996; *Szabó*, 2008).

A Felső-Tisza-vidék Magyarország egyik jelentős Ramsari területe (2. ábra). 1971-ben egy Ramsar nevű iráni városban a világ vezető politikusai úgy döntöttek, hogy közösen lépnek fel a vizes élőhelyek védelme érdekében. A nemzetközi jelentőségű vizes területekről, különösen a vízi madarak élőhelyeiről kívántak gondoskodni. 2006 végére már 155 ország csatlakozott az egyezményhez a világ minden részéről, így Magyarország is. Hazánknak jelenleg 23 Ramsari területe van, köztük található 2003 óta a Felső-Tisza is, amely 22310 ha területtel szinte az egész Felső-Tisza-vidéket lefedi (*HOTP5*). A hullámtér egy részét természetvédelmi területnek is nyilvánították. A Felső-Tisza mentén helyezkedik el a Tiszatelek-Tiszabercel Ártér Természetvédelmi terület.



2. ábra. Magyarország Ramsari területei, köztük a Felső-Tiszával  
(Forrás: *HTTP6*)

Mivel az egyes élőhelyek feldarabolódásának, elszigetelődésének, fajokban való elszegényedésének veszélye egyre nagyobb, a holtmedrek, mint tájlemek védelme kiemelt fontosságú (*Dévai et al., 2001*). Ezért fontos, hogy ismerjük állapotukat, a minőségüket befolyásoló tényezőket és vízháztartásukat. A minőséget befolyásolja relatív helyzetük (hullámtéri, vagy mentett oldali elhelyezkedés), környezetük területhasználata, valamint hasznosításuk (*Makra – Gallé, 2003*).

A Tisza völgyét a szabályozásoktól kezdve napjainkig nagyon sok antropogén hatás érte, de Európa nagy vízfolyásaihoz hasonlítva a Tisza és közvetlen vidéke még mai formájában is az egyik legtermészetesebb állapotú folyóvölgynek számít (*Szabó, 2008*). Kelet-Magyarország természeti képének kialakításában, vízgazdálkodásában igen fontos szerepe van (*Zsuga, 2003*). Az emberi beavatkozások a holtmedreket eltérő mértékben érintették. Ebből következően természetvédelmi értékeiket tekintve nem egységesek.

A holtmedrek egyik jellemző hasznosítása a horgászat (néhol halászat) (*Pálfai, 2001*). A Tiszaadonyi-Holt-Tiszán pl. víziszárnyas nevelés folyik, máshol állatokat itatnak a vízből, ill. legeltetés folyik a környéken. Az odaszivárgó belvizek miatt belvíztározásra is alkalmas némelyik, pl. a Gice (Kenézlőn), a Tiszacsermelyi-Holt-Tisza, a Tiszaadonyi-Holt-Tisza és a Tiszakóródi-Holt-Tisza. A környező szántóföldek vízutánpótlása szempontjából az öntözővíz-tározás is nagyon fontos. Erre példa a Kis-morotva Tiszanagyfalun, a rakamazi Nagy-morotva, a Tiszakarádi-Holt-Tisza, az Újkenézi-morotva és a Gyürei-Holt-Tisza (*Pálfai, 2001*).

Sajnos az emberek tudatlansága és a környezethez való sajátos hozzáállása miatt néhány holtmeder közvetlen közelében illegális személtlerakót hoztak létre a környékbeli, nem törődve ennek súlyos következményeivel. A

gávavencsellői Kacsatónál, a Pallószögi-Holt-Tiszánál és a Várszögi-morotvánál (Szabolcsveresmart) található hulladékok mielőbbi eltávolításáról feltétlenül gondoskodni kell. A Helmecezege-Holt-Tisza esetében pedig kommunális szennyvizet engedtek a holtmeder vizébe. A Felső-Tisza-vidéken a közsatornára kötött lakások aránya ugyan folyamatosan emelkedik, de még mindig alig több mint 35% (Zsuga, 2003).

Emellett azonban azt is meg kell jegyezni, hogy több holtmederről megfelelően gondoskodnak a tulajdonosai (néhány magántulajdonban van) vagy az érintett önkormányzatok. Ezeknél lehetőség nyílt üdülőtelepek kialakítására. Ilyen pl. a tiszanyagfalui Kis-morotva és a Szigetdülői-Holt-Tisza (*Pálfai, 2001*). A szabolcsi Kis-Tisza-holtág rekreációs célú fejlesztésére a község tervet dolgoztatott ki (*Michalkó, 2003*). Tivadar mellett egy vállalkozó takarított ki egy hullámtéren kívüli holtmedret, amelyet szennyvízleürítőnek és hulladéklerakónak használtak. Most horgásztóként hasznosítják, környezete rendezett (*saját megfigyelés*).

A holtmedrek vizes élőhelyként képesek a rajtuk átfolyó, beléjük kerülő szennyező anyagokkal terhelt vizet tisztítani. Mivel nehéz megállapítani az adott terület tényleges tápanyagbefogadó-képességét, könnyű káros hatást gyakorolni az adott életközösségekre (*János et al., 2010*). A túlzott tápanyagbevitel pedig eutrofizációhoz is vezethet (*Pásztó, 1975*).

A holtmedrek közül több védettséget élvez különböző értékei miatt. A Remeteszögi-Holt-Tisza (Gávavencsellő) gazdag és változatos élővilággal rendelkezik, szép és jellegzetes megjelenésű holtmeder, országosan védett, a Tiszatelek-Tiszabercel Ártér Természetvédelmi terület része (*Pálfai, 2001*). A szintén Gávavencsellőhöz tartozó Marótzögi-Holt-Tiszának gazdag élővilága van, vonzza a vízi madarakat, kiváló fészkelő- és táplálkozó hely. 1978 óta szigorú természeti védelem alatt álló, országosan védett terület, és a Természetes Élővilágvédelmi Információs Rendszer magyarországi mintaterületévé nyilvánították (*Pálfai, 2001*). Az Apátszögi-Holt-Tisza állat- és növényvilága nagyon gazdag és változatos, különlegesen ritka madárfajok (pl. nagy fülemüle) költőhelyéül szolgál, tájképileg is szép megjelenésű. 1978 óta országos természeti védelem alatt áll, a Hortobágyi Nemzeti Park része. A Boroszló-kerti-Holt-Tisza és a Nagyszögi-Holt-Tisza csatornán keresztül közvetlen kapcsolatban vannak. Mindkettő országos természeti védelem alatt áll (*Pálfai, 2001*). Azonban számos más holtmeder is „megérdemelné”, hogy természetvédelmi oltalom alá tartozzon. Ilyen pl. a gazdag és változatos élővilággal rendelkező szabolcsi Kis-Tisza-holtág.

### **2.3.3. A holtmedrek állapota**

A Tisza holtmedrei nemcsak a folyószabályozáskor keletkezettek, hanem jóval előtte is, a túlfejlődött folyókanyarulatok lefűződésével, természetes úton. A XIX. sz. előtt keletkezett morotvák közül több már

feltöltődött vagy kiszáradt (pl. Eszternai-morotva; Lónya). Ezek a szukcesszió előrehaladott állapotában vannak, csak nagyobb esőzések és áradások alkalmával áll meg bennük a víz. A még fel nem töltődött morotvák hosszabb ideig tartó vagy akár állandó vízborításban is részesülhetnek. Ezek természetes állóvizek, kopolyák (pl. Bagi-szegi-morotva; Kisvarsány), kistavak (pl. Ducskósi-morotva; Tarpa), mocsarak (pl. Báka-szegi-morotva, Olcsvaapáti) (Dévai et al. 1992). A XIX. századi folyószabályozások során kialakított holtmedrek viszont a szukcesszió különböző állapotaiban lehetnek (Dévai et al., 2001). Hiába fiatalabbak, mint a természetes úton lefűződött társaik, a különböző behatások miatt a kiszáradt típustól (timári Kis-Tisza-Holtág) a kistóig (Rózsás-dűlői-Holt-Tisza; Mezőladány) sokféle változat előfordulhat, a benövényesedés pedig a kezdeti stádiumtól egészen a beerdősülésig megfigyelhető (Wittner et al. 2004).

A Tiszának és mellékfolyóinak hazai szakasza mentén 167 holtmeder található, melyeknek felülete 5 hektárnál nagyobb. Ezeken kívül még számos 5 hektárnál kisebb felületű holtmeder is létezik. Ha ezeket az 5 hektárnál kisebb felületű holtmedreket is figyelembe vesszük, számuk a 300-at is meghaladja (Wittner et al. 2004). A Felső-Tisza-vidéki holtmedrek átlagos vízmélysége alig több mint 1 m, területük átlagosan 13 ha. Ezek a sekély és viszonylag nagy felületű vizek gyorsan párolognak. A holtágak nagyrészt sekély állóvizek, tartós rétegződés nem jellemző rájuk, azonban előfordulhatnak olyanok (mélységük kb. 3 méter), amelyekben kialakul a stabil rétegzettség (Abonyi et al., 2009). Könnyen feliszapolódnak és vízi növények is benövik őket. Nagy részük felszínének jelentős részét hínár, sulyom, tavirózsa, nád, sás borítja (pl. Újkenézi morotva) (Pálfi, 2001).

A vizes élőhelyek a tiszai alföldön veszélyeztetett helyzetben vannak a súlyosbodó szennyeződésük és a vízzel való ellátottságuk romlása miatt (Dévai et al., 2001). A legtöbb holtmeder tájképi, ökológiai, vízgazdálkodási és természetvédelmi szempontból egyaránt veszélyeztetett. Ezért a hazai természet- és környezetvédelem, illetve vízgazdálkodás fontos feladata ezen értékek megmentése és megőrzése. Dévai et al. (2001) az egységes állapotfeltárás érdekében javaslatot tettek egy 44 szempontból álló érték-besorolási rendszer bevezetésére.

Wittner et al. (2004) a különböző holtmedrek egységes állapotfeltárása érdekében egy háromlépcsős, felmérésből, értékelésből és minősítésből álló rendszert dolgoztak ki. A felmérés során integrált kategorizálást végeztek, amely kategóriák a következők voltak: természetvédelmi prioritású, bölcs hasznosítású és gazdasági hasznosítású holtmedrek. Munkájuk során összességében megállapították, hogy a Felső-Tisza mentén az eddig ismertnél jóval több természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű, vizes élőhelyek közé sorolt holtmeder található. Pl. a természetvédelmi prioritásúak közül védett a gulácsi Boroszló-kerti-Holt-Tisza, nem védett, de védelemre javasolható a mezőladányi Ladányi-Holt-Tisza. Mindkét holtmeder hozzátartozik a mintaterületemhez felszíni mintavételi pontokkal és talajvízkutakkal egyaránt.

Munkájuk folytatásaként *Wittner et al.* (2005) a *Dévai et al.* (2001) által kidolgozott 44 szempontú állapotértékeléssel folytatták a munkát. Az értékelést két részre bontották: természetvédelmi és vízminőségi szempontú értékelésre. Az értékelés tereptasztalatokon, valamint a vízi és vizes élőhelyek minősítésével kapcsolatos kutatásokon alapult.

*Varga et al.* (2008) szintén a *Dévai et al.* (2001) által javasolt 44 szempontú besorolási rendszer figyelembevételével mutatták be a holtmedrek általános jellemzésének egységesítését a rakamazi Nagy-Morotva példáján. Céljuk az EU Víz Keretirányelvének figyelembevétele volt. A hazai holtmedrek esetében általánosan elmondható, hogy még mindig kevés a publikált adat (*Grigorszky et al.*, 2008).

#### **2.3.4. A holtmedrek vízföldrajza, vízpótlása**

A holtmedrekben található víz mennyisége mindig attól függ, hogy mennyi vizet kap, ill. veszít léte során. A vízmennyiség növekedéséhez a csapadék, az áradások, a felszín alatti szivárgás és az antropogén vízbevezetés járul hozzá. A vízmennyiség csökkenéséhez pedig az elszivárgás, a lecsapolódás, a párolgás és az antropogén kivétel (pl. öntözés) (*Simonffy*, 2003).

A legtöbb holtmeder csak áradások alkalmával töltődik fel, de néhány esetben csatorna köti össze a Tiszával, hogy ameddig a Tisza vízállása engedi, biztosítani tudja a holtmeder vízcseréjét, vízpótlását, a halállomány megóvása vagy az öntözés biztosítása érdekében. Ilyen csatornát alakítottak ki pl. a Tiszacsermelyi Holt-Tisza és a Bodonyszögi Holt-Tisza esetében. A Tivadari Holt-Tisza vizét például mélyfúrású kútból és a Tiszából szivornyás vízkivétellel pótolják (*Pálfai*, 2001). A timári Hosszú-tó, Kántor-tó, a tiszaadonyi Apáti-szegi Holt-Tisza, az Aranyosapáti melletti Beteg-szegi Holt-Tisza, a szatmárcsekei Haloványos, valamint a gulácsi Boroszló-kerti-Holt-Tisza külső holtmedre hosszabb-rövidebb szárazabb időszakban részben, vagy teljesen kiszárad (*Pálfai*, 2001).

Azt tudjuk, hogy a Tisza évente többször is kilép(het) a medréből (árvizek vagy nagyobb esőzések alkalmával) és elárasztja a gáton belüli területeket. Ezzel a hullámtéri holtmedreket is feltölti, vizüket megújítja. Vízutánpótlásuk azonban nemcsak az árhullámokból valósul meg, hanem feltételezhető, hogy többük esetében (nagyvízi helyzetben) a régi folyómedrek kavicsos, nagy vízvezető képességű rétegein keresztül akár felszín alatti hozzászivárgás, valamint a csapadék szerepe is elképzelhető. Tehát a holtmedrek különböző vizsgálati alapján képet kaphatunk a vizek eredetéről és állapotáról is.

Állóvizek vízpótlásának és csökkenésének különböző módjai lehetnek. Az input fő formái: az állóvíz felszínére hulló csapadék, a vízfolyások által szállított víz, a beszivárgó felszín alatti víz, mesterséges csatornák. Az output fő formái: párolgás, természetes lefolyások és mesterséges (csatornák) kifolyások,

elszivárgás (Hetényi, 1999). Ezek részaránya a vízszint fenntartásában nagyon különböző lehet, és az is gyakran megesik, hogy nem is minden lehetőség valósul meg. Legtöbb esetben a fő input a csapadék, a fő output pedig a párolgás, de ezek az éghajlati viszonyoktól függenek. Ezen hatások eredményét befolyásolja az állóvíz mérete, illetve az emberi beavatkozás is (Hetényi, 1999).

Lövei és Antal (2010) munkájuk során arra lettek figyelmesek, hogy a rakamazi Nagy-morotva tiszanagyfalui részén szivattyúzással a Tiszából pótolják az elszivárgó/elpárolgó vizet. Ez a vízpótlás egyértelműen meghatározza az adott mederszakasz fizikai-kémiai tulajdonságait.

Korponai et al. (2010) munkájuk során arról számolnak be, hogy a tiszalöki duzzasztómű üzembe helyezése (1959) miatt a vízállásminimumok 3 m-t emelkedtek (vízállás adatsorok nyomán). Ennek következtében a timári Morotva-tó vízellátása stabilizálódott. Véleményük szerint ez a talajvízen keresztül valósulhat meg (Korponai et al., 2010).

Bezédán (2011) leírta, hogy nagymennyiségű csapadék esetén a talajban nagy nyomásváltozás következik be. A talajvíz a hidrosztatikai nyomás miatt a kisebb ellenállás felé kitér, ezért pl. a Tiszában vízszintemelkedést vagy süllyedést okoz (Bezédán, 2011). Így, száraz időszakban, ha a közeli folyóban a vízállás alacsony, ez az átlagosnál nagyobb vízszintingadozást tud indukálni. A nem beszivárgott, csak felszínre hullott csapadék is tud akkora nyomásváltozást előidézni az alatta lévő rétegekben, amely megemeli a folyó vízszintjét (Bezédán, 2012a). Ehhez az is szükséges, hogy a Tiszántúlon nagy kiterjedésű vízzáró réteg található, mely kedvező feltételt biztosít a talajvíz nyomás alá kerüléséhez. Ez a jelenség Martfűnél igen jelentős, vízállásadatokkal is igazolt. Vízállás-kilengések nemcsak a Tiszában, de a Dunában is megfigyelhetők (Bezédán, 2011; 2012a; 2012b).

## 2.4. Izotópanalítika és a stabilizotópok áttekintése

### 2.4.1. Környezeti izotópok

A környezeti izotópok azon elemek természetes izotópjai, melyek a környezetünkben előfordulnak. Ezek lehetnek radioaktívak vagy stabilak, és fontos információkat szolgáltathatnak az élő és élettelen környezet jelenéről, múltjáról. A földkéregben hosszú felezési idejű radioaktív izotópok találhatóak, pl.  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{87}\text{Rb}$ , stb., melyek segítségével a kőzetek kora, valamint a kőzeteket formáló események ideje és jellege megállapítható (Walter, 2009). A légkörben is található radioaktív izotópok (pl.  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{14}\text{C}$ ), amelyek a légköri folyamatok nyomjelzői (Svingor et al., 2006). A légkörből a csapadék által azonban pl. a  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{39}\text{Ar}$ ,  $^{14}\text{C}$  és  $^3\text{H}$  belépnek a víz körforgásába, segítségükkel követhető a víz útja (Négrei et al., 2003; Svingor et al., 2006; Yi et al., 2008). A környezeti izotópok között kiemelt fontosságúak a biológiai, hidrológiai és

geológiai rendszereket felépítő elemek (C, H, O, N, S) izotópjai (Vitoria et al., 2008).

Az elemek nagy részének több stabil izotópjuk is létezik. Ezek az izotópok különböző gyakorisággal fordulnak elő. Mivel tudjuk, hogy az elemek kémiai tulajdonságait elektronhéjuk szabja meg, a klasszikus kémia az azonos elemek különböző izotópjából felépülő molekulákat ( $^1\text{H}_2^{16}\text{O}$ ,  $^1\text{H}^2\text{H}^{16}\text{O}$ ,  $^1\text{H}_2^{18}\text{O}$ ,  $^1\text{H}^2\text{H}^{18}\text{O}$ ) azonosnak tekinti, azonban relatív tömegkülönbségük jól mérhető különbséget okoz fizikai tulajdonságaikban (UNESCO/IAEA, 2000). Ennek következtében a különböző izotópokból felépülő molekulák nem egyformán viselkednek a különböző fizikai és kémiai folyamatokban (Svingor – Balogh, 2003). Ezek a kis különbségek tömegspektrométerrel jól kimutathatók.

#### 2.4.2. Izotópanalitikai fogalmak

Az izotóparány a ritkább (nehezebb) izotóp mennyisége a gyakoribb (könnyebb) mennyiségéhez viszonyítva. A különböző izotópokból felépülő molekuláknak különböző fizikai és kémiai tulajdonságaik vannak, amelyek az izotópok tömegkülönbségével vannak kapcsolatban és befolyásolják mozgékonyosságukat. Azt a folyamatot, amikor különböző fizikai, kémiai, vagy biológiai folyamatok során megváltozik az elem izotópjainak aránya, izotópfractionálódásnak nevezzük (Scholler - Coward, 1990; Clark – Fritz, 1997). Az izotópfractionálódás okai lehetnek a mozgékonyágban és a kötési energiákban adódó különbségek is, ugyanis a nehezebb molekulák kötési energiája általában nagyobb, mint a könnyebbeké, így a nagyobb tömegű részecskének több energiára van szükségük a disszociációhoz, mint a kisebb tömegűeknek (Fontes – Edmunds, 1989). A kémiai kötés tehát könnyebben felbomlik a könnyebb izotópot tartalmazó vegyületben, ezért a reakciósebesség is nagyobb lesz. A kémiai reakció során a könnyebb izotóp a reakciótermékben dúsul, nem egyensúlyi folyamat esetén a visszamaradó anyag egyre „nehezebb” lesz (Coplen, 1993; Mazar, 1997). A hőmérséklet növekedésével csökken a nehezebb és könnyebb részecskék kilépési energiája közötti különbség, kisebb lesz a fractionálódás. Tehát a könnyebb molekulák mozgékonyabbak, mint a nehezebbek, vagyis pl. párolgás esetében először nagyobb valószínűséggel a könnyebb molekulák párolognak el. A nehezebb molekuláknak kisebb a diffúziós sebessége, ezért az ütközések gyakorisága is kisebb, így a kémiai reakció során a reakciótermékben a kisebb molekulatömegű izotópokat tartalmazó molekulák nagyobb gyakorisággal fordulnak elő (Clark – Fritz, 1997).

A természetben előforduló izotópfractionálódási folyamatok során az izotóparány csak kis mértékben változik meg. A mérések során az izotóparány-eltolódást ( $\delta$ ) vizsgáljuk, amely egy nemzetközileg elfogadott standardra, azaz a H és O esetében az óceánvízre (VSMOW – Vienna Standard Mean Ocean

Water) vonatkoztatott ezrelékekben kifejezett izotóparány (*UNESCO/IAEA*, 2000). A  $\delta$  értéket a következőképpen számíthatjuk ki:

$$\delta (\text{‰}) = \frac{R_{\text{minta}} - R_{\text{standard}}}{R_{\text{standard}}} * 1000$$

ahol  $R_{\text{minta}}$  és  $R_{\text{standard}}$  a minta és a standard azonos körülmények között mért izotóparányai. Tehát a delta érték azt jelenti, hogy a vizsgált mintáink hány %-kel tartalmaznak többet (pozitív érték), vagy kevesebbet (negatív érték) az adott elem nehezebb izotópjából, mint a standard. A standard izotóparányait nemzetközi összemérésben határozták meg a Potamac folyó torkolatánál vett vízminta hidrogén- és oxigénizotóp-arányai alapján (*UNESCO/IAEA*, 2000).

### 2.4.3. A természetes vizek izotópanalitikai vizsgálata

A víz útjának nyomon követésére az oxigén és hidrogén izotóparányainak változása nyújt segítséget (*Schoeller*, 1990; *UNESCO/IAEA*, 2000). A földön található víz nagyrészt csapadék eredetű. Mivel az adott helyen felszín alá szivárgott víz megőrzi eredeti izotóparányait, a vizek  $\delta D$  és  $\delta^{18}O$  értékei az adott víz eredetéről tanúskodnak (*Gat*, 1996; *Kortelainenena – Karhu*, 2004).

A csapadék izotóparány-eltolódása a D és  $^{18}O$  esetében különbözik a Föld minden részén (*Cook & Herczeg*, 2000). Ezt a következő tényezők befolyásolják:

- az egyenlítőtől a sarkok felé haladva egyre negatívabb értékeket vesznek fel;
- nyáron magasabbak (pozitívabbak) az értékek a télihez képest;
- a tengerszint feletti magasság növekedésével értékük csökken;
- a szárazföld belseje felé haladva szintén egyre negatívabb értékeket vesznek fel.

Az első három tényezőt a hőmérsékletkülönbség okozza, míg a negyedik a különböző tömegű vízmolekulák eltérő kihullási ideje miatt következik be, tehát a szárazföld belseje felé egyre „könnyebb” felhők vannak (*Svingor – Balogh*, 2003).

Ha a Föld különböző pontjain vett vízmintákon mért  $^2H$  (D) izotóparány-eltolódását ábrázoljuk a  $^{18}O$  izotóparány-eltolódásának függvényében, akkor egyenest kapunk (*Craig*, 1961), amely a következő összefüggéssel írható le:

$$\delta D(\text{‰}) = 8 * \delta^{18}O + 10\text{‰}$$

Ez az egyenes a GMWL (Global Meteoric Water Line), azaz egyetemes csapadékvonal, egy tapasztalati görbe, melyre az egész világon bárhol vett vízminták eredményei többé-kevésbé illeszkednek. A csapadékvonalon vagy annak közelében helyezkedik el minden csapadék eredetű víz (*Négrel et al.*,

2003). Mivel kis eltérés mindenhol tapasztalható, helyi csapadékvonalak is kialakulnak (LMWL – Local Meteoric Water Line). A világ folyóinak legnagyobb részében az O és H izotópok összetétele közel található a helyi csapadékvonalhoz (LMWL), ami azt mutatja, hogy a folyóvizek  $\delta^{18}\text{O}$  párolgási frakcionálódása általában elhanyagolható (Fette et al., 2005). Egy állóvíz párolgó vizének izotóparány-összetétele a helyi csapadékvonal mentén, de valamivel az alatt található, kisebb meredekségű egyenest alkotva (Vandenschrick et al., 2002; Yi et al., 2008; Turner et al., 2010).

Ezek a jellemzők a gyakorlatban széleskörűen felhasználhatók, pl. következtethetünk a forrásvizek  $\delta\text{D}$  és  $\delta^{18}\text{O}$  eltolódásából a vízgyűjtőterület tengerszint feletti magasságára (Vandenschrick et al., 2002).

Kármán et al. (2010) a Duna vizének  $^{18}\text{O}$  izotóp vizsgálatát végezték. Megállapították, hogy a Szentendrei-sziget két oldalán található váci és Szentendrei Duna-ág vizében a mért adatok alapján lényegi különbség nincs. Minden mért változó a mérési hibahatáron belül azonosnak tekinthető.

Türk – Szabó (2012) megállapították, hogy a szervesetlen nitrogénformák tekintetében a Lónyai-főcsatorna kimutatható szennyező hatást gyakorol a Tiszára. A Lónyai-főcsatorna hozzájárulását a Tisza vízhozamához a  $\delta^{18}\text{O}$  értékek alapján azonban nem sikerült kimutatni, ugyanis Kemece és Ibrány között nagy mennyiségű, erősen negatív  $\delta$  értékkel rendelkező rétegvíz áramlik fel a Lónyai-főcsatornába. Ennek következtében a Lónyai-főcsatorna utolsó szakaszának  $\delta^{18}\text{O}$  értéke a Tisza vizéhez hasonló (Elek et al., 2006).

Számos külföldi szakirodalmat is lehet találni a stabilizotópok vizsgálatával kapcsolatban, mint például a talajvíz és folyóvizek felszín alatti keveredésével foglalkozó Négrel et al. (2003) és Fette et al. (2005) munkái, vagy a talajvíz és állóvizek felszín alatti keveredését bemutató Butler (2007) publikációja. Szennyezések talajvízen keresztüli terjedésének leírásával kapcsolatban Vítória et al. (2008) nevét kell megemlíteni, akik munkájuk során  $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$   $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$  értékeket mértek, hogy megállapítsák az összefüggést a talajvíz emelkedett nitrát tartalma és a környéken elterjedt szerves sertés trágya, valamint szintetikus műtrágya használata között. Az eredményekkel egyértelműen kimutatták mindkét szennyező forrás hatását, valamint a talajban végbemenő keveredést is. A talajvíz, az esővíz és a nitrát  $\delta^{18}\text{O}$  tartalmának vizsgálatával pedig a nitrifikáció folyamatát követték nyomon.

A  $\delta\text{D}$  és  $\delta^{18}\text{O}$  méréseket karsztos területek felszíni- és talajvízvizsgálatára is alkalmazták már (Vandenschrick et al., 2002; Turner et al., 2010), ahol az eredmények a vízforrások jobb megismerését segítették elő. Turner et al. (2010) kanadai termokarszt tavak tavi egyensúlyi feltételeit vizsgálták ezzel a módszerrel. Munkájuk során kategorizálták az általuk vizsgált tavakat a fő hidrológiai folyamatok figyelembevételével, így öt kategóriát különböztettek meg: hóolvadás, esőzés, talajvíz, párolgás és apadás által befolyásolt tavak. Ezek a kategóriák természetesen szoros kapcsolatban állnak a táj karakterisztikájával.

## 2.5. Felszíni vizek kémiai összetétele, szennyeződésük lehetőségei, vizsgálatai

A vizek szennyezettségi határértékeinek áttekintése érdekében készítettem két összesített táblázatot (1. táblázat és 2. táblázat) az erre vonatkozó magyar szabályozás, az EU VKI ajánlása és a VM rendelete alapján. Az MSZ 12749:1993 által javasolt vízminőségi osztályozás öt minőségi osztályt használ. Ezek a kiváló, jó, tűrhető, szennyezett és erősen szennyezett minőségű vizek. Az itt szereplő koncentráció értékek a 90%-os tartósságra vonatkoznak. A többi határérték esetén éves átlagokról (számtani középérték) van szó. A VKI-ben bemutatott ötfokozatú ökológiai minősítési skálán a másodikat, a „jó ökológiai állapot”-ot, mint vízminőségi célállapotot kell 2027-re elérni (Clement et al., 2006; Clement, 2007).

1. táblázat. Felszíni vizek különböző vízkémiai határértékeinek összehasonlítása (MSZ 12749:1993; 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet; Clement et al., 2006)

	MSZ 12749:1993					EU VKI		10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet	
	Felszíni vizek minőségi osztályozása					Jó ökológiai állapot		Vízminőségi határértékek	
	I	II	III	IV	V	Vízfolyások	Állóvizek	Vízfolyások	Állóvizek
<b>pH</b>	6,5-8,0	8,0-8,5	6,0-6,5 8,5-9,0	5,5-6,0 9,0-9,5	<5,5 >9,5	-	-	6,5-9	7,2-8,8
<b>Vez.kép. (µS/cm)</b>	500	700	1000	2000	>2000	700	-	<900	<900
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/l)</b>	0,2	0,5	1	2	>2	0,4	0,1	<0,4	<0,3
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg/l)</b>	0,01	0,03	0,1	0,3	>0,3	0,05	0,01	<0,06	-
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/l)</b>	1	5	10	25	>25	4	1	<2	<0,2
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg/l)</b>	0,05	0,1	0,2	0,5	>0,5	0,13	-	<0,12	<0,12
<b>KOI (mg/l)</b>	5	8	15	20	>20	8	8	<25	<40

Az 1. táblázatban a vízkémiai határértékek összesítése található. A 10/2010. (VIII. 18.) VM rendeletben a megfelelő határértékek kiválasztása előtt az adott víztest tipizálására is szükség van. A Tisza ez esetben a 20. víztest

típusba tartozik, azaz síkvidéki közepes és nagy folyó, közepes-finom mederanyaggal, meszes hidrogeokémiai jelleggel. A holtmedreket a 12. és 13. víztest típusba soroltam, vagyis állandó vízborítású, kis területű, sekély, meszes, benőtt vagy nyílt vízfelületű állóvíz (31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet). A vonallal kihúzott rubrikákra az adott szabályozás határértékeket nem adott meg.

2. táblázat. Felszíni vizek különböző minőségi határértékeinek összehasonlítása (MSZ 12749:1993; 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet; Clement et al., 2006)

	MSZ 12749:1993					EU VKI		10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet
	Felszíni vizek minőségi osztályozása					Felszíni vizek jó ökológiai állapota, vízminőségi referencia koncentrációk		Környezet minőségi határértékek (EQS)
(µg/l)	I	II	III	IV	V	Nem kockázatos	Kockázatos	Éves átlag
<b>Al</b>	20	50	200	500	>500	42	84	MSZ
<b>As</b>	10	20	50	100	>100	15	30	MSZ
<b>Ba</b>	-	-	-	-	-	13	26	-
<b>B</b>	100	200	500	1000	>1000	450	900	-
<b>Zn</b>	50	75	100	300	>300	43	87	MSZ
<b>Ag</b>	-	-	-	-	-	0,077	0,15	-
<b>Hg</b>	0,1	0,2	0,5	1	>1	0,06	0,12	0,05
<b>Cd</b>	0,5	1	2	5	>5	0,18	0,36	I. o. ≤ 0,08 II. o. – 0,08 III. o. – 0,09
<b>Co</b>	-	-	-	-	-	0,77	1,6	-
<b>Cr</b>	10	20	50	100	>100	-	-	MSZ
<b>Cr (III)</b>	-	-	-	-	-	15	30	-
<b>Cr (VI)</b>	5	10	20	50	>50	6,7	14	MSZ
<b>Ni</b>	15	30	50	200	>200	12	24	20
<b>Pb</b>	5	20	50	100	>100	3,6	7,2	7,2
<b>Sn</b>	-	-	-	-	-	0,5	1	-
<b>Cu</b>	5	10	50	100	>100	3	6	MSZ
<b>Se</b>	-	-	-	-	-	3,5	7,1	-
<b>V</b>	-	-	-	-	-	34	68	-
<b>Fe</b>	100	200	500	1000	>1000	-	-	MSZ
<b>Mn</b>	50	100	100	500	>500	-	-	MSZ

A mikroelemekre és különböző szennyező elemekre vonatkozó határértékek összehasonlítását a 2. táblázat mutatja be. Ezekre az elemekre már

egységes felszíni víz kategóriát alkalmaznak a szabályozások, nem különböztetik meg a folyó és állóvizeket. A MSZ továbbra is a 90%-os tartósságra adja meg a határértékeket, míg a többi éves átlagokat ír elő. A VM rendelet részben a MSZ-on alapul, így ott csak az attól eltérő értékeket mutatom be. A vonallal kihúzott rubrikákra az adott szabályozás határértékeket nem adott meg.

### 2.5.1. Állóvizek tulajdonságai

A pH mérésével a vizek kémhatásáról nyerhetünk információt, de hazánk vizeiben, a savasodással szembeni természetes védekező képesség miatt, ennek nincs különösebb jelentősége, a pH-val kapcsolatos problémák elhanyagolhatók (Clement et al., 2006).

A víz összesion-tartalma alapvetően attól függ, hogy a csapadékból származó édesvíz a kőzetekből milyen és mennyi elemet képes kioldani (Horváth, 2009). A víz összesion-tartalmát növeli a párologás és a szerves anyagok lebomlásából felszabaduló ionok mennyisége. Az édesvízü állóvizek kémiai összetételét nagymértékben befolyásolja a hőmérsékletváltozások által előidézett cirkuláció is. A holtmedrek legtöbbje meglehetősen sekély, de folyamatos keveredésüket a vízínövényekkel való benőtttség erősen gátolja (Abonyi et al., 2009).

A természetes vizekben előforduló szerves anyagok az elpusztult növényi és állati szervezetek degradációs termékei. Felszíni vizek lebontható szervesanyag-tartalmának feltárására a legelterjedtebb módszer a kálium-permanganátos oxigénfogyasztás mérése ( $KOI_{ps}$ ) (Pásztó, 1975).

A vizekben a szerves nitrogén és az ammónia friss (háztartási vagy ipari szennyvíz), a nitrát jelenléte régebbi szennyezésre (pl. emberi eredetű, fekáliás) utal (Kotroczó et al., 2010). Mivel az ammóniumion a szerves anyagok biodegradációjának eredménye, egyik legfontosabb indikátora a szerves szennyeződésnek (Szabó et al., 2010b). A pH lúgosodásával azonban az  $NH_4^+$  és az  $NH_3$  aránya változik (ld. 3. táblázat), vagyis az  $NH_3$  koncentrációja emelkedik, az  $NH_4^+$  koncentrációja pedig csökken (Literáthy, 1973; Barótfi, 2000). 8-as vagy annál savasabb pH értéknél a szabad ammónia mennyisége már elhanyagolható, lúgosabb pH-értéknél azonban (kb. 1 mg/l  $NH_3$ ) halpusztulást is okozhat (Horváth, 2009).

3. táblázat. A szabad ammóniatartalom és az ammóniumionok egyensúlyának pH-függése (Literáthy, 1973)

pH	6	7	8	9	10	11	12
$NH_3$ %	0	1	4	25	78	96	100
$NH_4^+$ %	100	99	96	75	22	4	0

Nitrit általában alacsony koncentrációban fordul elő természetes vizekben (Clement et al., 2006). Ha mégis megtalálható, akkor a nitrittartalom előrehaladott szervesanyag-degradációra utal, a szennyvízterhelés jó indikátora (Barótfi, 2000). Magasabb nitrit-tartalom a szennyvizekben biológiai tisztítás után fordulhat elő. Felszíni vizekben a nitritek gyorsan nitrátokká képesek oxidálódni. A  $\text{NO}_2^-$  előfordulása a halastavakban ritka és rossz előjelnek tekinthető, mert csupán alacsony oxigén-koncentrációnál jelenik meg (Horváth, 2009). A vízterben a nitrát feldúsulása eutrofizációhoz vezet. Az eutrofizáció a növényi biomassza mennyiségének, a felszíni vizekben bekövetkező, jelentős növekedése. Felszíni vizek nitráttartalma képet ad a víz öntisztulásának folyamatáról, de ha nagy mennyiségben van jelen, akkor fekáliás szennyezettségre utal (Literáthy, 1973).

A bioszférában a foszfor leginkább foszfátként van jelen. Mennyisége a környezetben alacsonyabb, mint a többi makroelemé (Kotroczó et al., 2010). A szerves foszfor a kőzetek mállásából származik. A felszíni vizek esetében a VKI által előírt jó ökológiai állapot elérését leginkább a túlzott mértékű foszforterhelés veszélyezteti (VKI – Vízyűjtő-gazdálkodási terv. 2010a). A foszfor megjelenése nagyobb koncentrációban antropogén szennyezésre vezethető vissza. A szerves foszfor különböző szennyvizekből, a talajból vagy szerves anyagok bomlásakor kerül a felszíni vizekbe, továbbá a foszfortartalmú műtrágyák is okozhatnak feldúsulást (Szalai et al., 2004a). Ha szintetikus mosószerek használata miatt polifoszfátok kerülnek egy víztestbe, akkor lassan ortofoszfátokká hidrolizálódnak (Literáthy, 1973). Növények számára a legkönnyebben hozzáférhető foszforforma az ortofoszfátion, ezért ez is eutrofizációhoz vezet. Az állóvíz összesfoszfor-koncentrációja rendszerint 0,3-0,6 mg/l körül van (Horváth, 2009).

Ha a befogadóba szennyvizet engedünk, akkor abban heterotróf élőlények szaporodnak el, főleg baktériumok és gombák, melyek a szerves anyagok bontására a víz oldott oxigéntartalmát használják fel, amellyel kizárhatják a természetes élővilág nagy részét. A szervesanyag-feldúsulása folyókban kevésbé jelent problémát. Állóvizekben azonban a trofitási-fok emelkedése folyamatos, mert a bekerült vegyületek, elemek az anyagforgalomban maradnak. Az állóvizek tápanyag-feldúsulása feltöltődéshez vezet. Ez egy lassú folyamat, amely szakaszonként gyorsabbnak mutatkozhat (pl. antropogén behatás miatt). Az elpusztult biológiai szervezet lefelé süllyed a vízoszlopban. A bomlás következtében a maradék szerves anyag az üledékbe kerül. Az állóvizek üledékében csapdázódó foszforok gyakran meghatározó szerepe van az eutrofizációban (Hetényi, 1999).

Az eutrofizáció folyamatát megállítani vagy lassítani csak emberi beavatkozással lehet (Pásztó, 1975). A helytelen műtrágyahasználat következtében kialakult vízszennyezés (nitrogén- és foszforformák tekintetében) általánosságban javuló tendenciát mutat az utóbbi két évtizedben (Lakatos, 2001). Az oldott foszfor bekerülhet az állóvizek üledékébe is a lebegő részecskék, főleg az agyagkolloidok felületéhez, kalciumhoz, vashoz és alumíniumhoz kötődve. Halastavakban különös jelentősége van a kalciumnak,

amely a meszezés során (pH=9 felett) mellékhatásként csökkenti a víz foszfor- és részben lebegőanyag-tartalmát (Horváth, 2009).

A szervesetlen mikroszennyezők közül meg kell említeni a vasat, mangánt és a cinket, melyek főleg organoleptikusan jelentkező káros hatást váltanak ki (vas-, mangán baktériumok). A toxikus elemek közül a higany nagyon veszélyes, mert a táplálékláncban feldúsul. Általánosságban elmondhatjuk, hogy az oldott állapotban levő nehézfémek együttes értékét 0,5 mg/l alatt kell tartani (Pásztó, 1975).

Tamás – Farsang (2011) Alsó-Tisza-vidéki holtmedrek vizsgálata során arra a következtetésre jutottak, hogy a mentett oldali holtmedrek vizében oldott tápanyagok koncentrációdnak a hullámtérikéhez képest.

### 2.5.2. Vízfolyások tulajdonságai és a Tisza kémiai jellemzői

A vízfolyások szennyezésének forrásai lehetnek háztartási és ipari folyamatokból származó vizek, amelyeket tisztítatlanul vagy nem megfelelően tisztítva vezetnek a vízfolyásba. Forrásul szolgálhatnak a víz által átmosott szennyezett talajok is. Ilyen esetben a talajszennyezés kialakulhat úgy, hogy pl. csatornázatlan települések szennyvíztározóiból szennyező anyagok szivárognak ki (Szabó et al., 2010a; 2010b), vagy a veszélyes hulladékok és a kommunális szemét nem megfelelő tárolása is ehhez vezethet (Clement, 2007). A szél által szállított veszélyes anyagok is bekerülhetnek a hidroszférába. Az erősen szennyezett vízfolyások által szállított hordalék is környezeti problémát tud okozni. A vízfolyások szennyeződése nagyrészt megfordítható folyamat, leginkább a bekerülő szennyvíz tisztításával.

A vízfolyások vizében oldott Ca, Mg és K főleg a különböző kőzetek mállásterméke. A Ca mennyiségét zömében a karbonátok, a Mg és K mennyiségét leginkább a szilikátok mállása határozza meg. A Na egy része szintén mállási termék, de másik része a tengeri aeroszolok ülepedésével jut a szárazföldre, így a vízfolyásokba is (Hetényi, 1999).

A vízfolyások által szuszpendált formában szállított foszfor mennyisége az oldott formában szállított foszfor mennyiségének kb. húszszorosa (Hetényi, 1999). Becslések szerint a jelenlegi szuszpendált mennyiségnek legalább a fele emberi közreműködés következménye.

Egy lengyel tanulmány szerint (Absalon – Matysik, 2007) az Odera folyó vízminősége jelentősen javult az 1990-es években a korábbihoz képest. Ehhez a politikai rendszer változására, ipari létesítmények bezárására, környezetvédelmi intézkedések meghozatalára és szennyvízkezelésre volt szükség az EU Víz Keretirányelv figyelembevételével. Az általuk vizsgált vízkémiai változók mindegyikénél koncentráció-csökkenést figyeltek meg.

A Tisza vize közepesen változó sótartalmú, kis vezetőképességű. Kémiai oxigénigénye (KOI<sub>ps</sub>) 2,2 – 15 mg/l között mozog, ortofoszfát-P tartalma általában 16 – 85 µg/l közötti értékeket vesz fel (Banics, 2000). A Tisza vízgyűjtő jellegéből adódóan a vas és mangán nagyobb koncentrációban fordul elő, mely a 0,5 mg/l-t is meghaladhatja. A Tisza vizének nehézfém-tartalma a vízgyűjtő terület geokémiai sajátosságaival általában összhangban van. Néhány toxikus nehézfém, az ólom, cink, nikkel, kadmium, réz, króm koncentrációja erősen ingadozik, de alacsony tartományban marad (Banics, 2000). A 4. táblázatban a Dunában és a Tiszában oldott főelemek mennyiségét láthatjuk összehasonlítva a világ- és európai átlaggal.

4. táblázat. Vízfolyások vizében oldott főelemek mennyisége (mg/l)  
(Hetényi, 1999)

	Ca	Mg	Na	K
<b>Tisza</b>	50,0	17,0	29,0	5,0
<b>Duna</b>	68,0	15,0	15,0	4,0
<b>Világátlag</b>	14,7	3,7	7,2	1,4
<b>Európai átlag</b>	31,7	6,7	16,5	1,8

A Tisza vize Tiszabecsnél az észlelések többségénél csak kevés szennyező anyagot tartalmaz, de a mikrobiológiai szennyezettsége jelentős (Sallai – Mándoki, 2009). Áradások alkalmával a szennyezettség mértéke megnő, főleg a lebegő anyagok, szerves anyagok, egyes foszforformák és a vastartalom tekintetében. A Tisza szennyezettsége a mellékvízfolyásoknak köszönhetően növekedik. A Szamos, a Kraszna és a Lónyai-főcsatorna is meglehetősen szennyezettek (Sallai – Mándoki, 2009). A szervesetlen nitrogénformák tekintetében a Lónyai-főcsatorna bizonyítottan szennyező hatással van a Tiszára (Türk – Szabó, 2012). A Lónyai-főcsatorna vízgyűjtőjén növekvő nitrát-trendet a VKI – *Vízgyűjtő-gazdálkodási terv* (2010a) is megemlíti. A mellékfolyók minőségét a szomszédos országok területén működő ipari és mezőgazdasági tevékenységek, valamint a terület csatornázottságának és szennyvíztisztításának mértéke is befolyásolja.

A VKI – *Vízgyűjtő-gazdálkodási tervben* (2010a) leírtak szerint a Tisza vízminősége a teljes magyarországi szakaszon – a mellékfolyók jelentősebb szennyezettsége ellenére – a fizikai-kémiai jellemzők alapján kiváló-jó állapotú. A Tisza folyó legnagyobb része viszont – egy víztest kivételével (a Tiszabábolna és Kisköre közötti szakasz) – nem érte el a jó ökológiai állapotot. Kémiailag viszont sehol sincs jó állapot a folyón.

Szennyezések a Tiszában időről-időre előfordulnak. Ezek főleg a határ túloldaláról érkehetnek. A szennyezéseket azonban nem lehet konkrét kibocsátóra visszavezetni, a terhelést legtöbb esetben kis és közepes ipari létesítmények, ill. kommunális kibocsátás határozza meg (VKI – *Vízgyűjtő-gazdálkodási terv*, 2010a). A Felső-Tiszának és mellékfolyóinak (Túr, Szamos, Kraszna) legjellemzőbb szennyező elemei a Zn, Cu és Cd. A Lónyai-

főcsatornára ezeken kívül még jellemző az As is (VKI – Vízyűjtő-gazdálkodási terv, 2010a).

Dévai et al. (2012) munkájuk során javaslatot tettek a Trans-Tisa Network keretében egy hidroökológiai metaadatbázis létrehozására. Egyre inkább felmerül az igény a nemcsak adatokban, hanem információkban is gazdag adatbázisok iránt. A Tiszáról és vízgyűjtő területéről is rengeteg adattal és értékelésükkel lehet találkozni, de ezek összegyűjtése meglehetősen idő- és energiaigényes. A hatalmas mennyiségű adattal való egységes gazdálkodás érdekében javasolták ezen adatbázis kialakítását.

### 2.5.3. Felszíni vizekhez közeli talajvíz jellemzői

A felszín alatti vizek (talajvizek) szennyezettségi határértékeit a 6/2009. (IV. 14.) KvVM–EüM–FVM együttes rendelet határozza meg (5. táblázat).

5. táblázat. Felszín alatti vizek (talajvíz) szennyezettségi határértékei (6/2009. (IV. 14.) KvVM–EüM–FVM együttes rendelet)

Anyag	Határérték	Anyag	Határérték
<b>Cr</b>	50 µg/l	<b>Ba</b>	700 µg/l
<b>Co</b>	20 µg/l	<b>Hg</b>	1 µg/l
<b>Ni</b>	20 µg/l	<b>Pb</b>	10 µg/l
<b>Cu</b>	200 µg/l	<b>B</b>	500 µg/l
<b>Zn</b>	200 µg/l	<b>Na</b>	200 mg/l
<b>As</b>	10 µg/l	<b>Al</b>	200 µg/l
<b>Mo</b>	20 µg/l	<b>Vez.kép.</b>	2500 µS/cm
<b>Ag</b>	10 µg/l	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	500 µg/l
<b>Se</b>	10 µg/l	<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	500 µg/l
<b>Cd</b>	5 µg/l	<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	50 mg/l
<b>Sn</b>	10 µg/l	<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	500 µg/l

Talajvíznek a felszín alatti vízkészlet azon részét nevezik, amely az első vízzáró réteg felett található (Moser – Pálmai, 2006). A talajvízszint magassága periodikusan változik: évszakos vagy akár napi ciklusok is megfigyelhetők. Hóolvadáskor a hőmérséklet még túl alacsony az intenzív párolgáshoz, azért a talajvízszint gyorsan emelkedik. Nyáron viszont kevesebb a csapadék, illetve intenzívebb a párolgás is. Forró nyarakon a vízfolyások vízszintje is csökkenhet, kisebb vízhozamú források és alacsonyabb vízállású kutak ki is apadhatnak (Rakonczai, 1975). Az utóbbi évtizedekben az ország síkvidéki területein a talajvízszint süllyedése átlagosan évi 0,1 m (Hetényi, 1999). Évről évre jelentős ingadozások mutatkozhatnak, ha pl. a nyár meglehetősen aszályos (2007). Ilyen esetben a Tiszántúlon akár 75-100 cm-es talajvízszint-süllyedés is kialakulhat (Szalai, 2011).

A felszín alatti víz kémiai összetétele számos környezeti változótól és ezek kölcsönhatásától függ. Az elsődleges meghatározó tényező a víz utánpótlását biztosító vízben található oldott anyagok mennyisége és minősége. A csapadékvíz általában nagyon kevés oldott anyagot tartalmaz, de a hidrológiai ciklusban a víz összetétele módosul: kölcsönhatásba lép a talajjal, az üledékkel, befolyásolják a hidrológiai folyamatok (Hetényi, 1999), továbbá az ember is nagy hatást gyakorol a felszíni és így a felszín alatti víz kémiai összetételére (pl. mezőgazdaság, ipar, közlekedés, háztartások).

Kerék et al. (2011) munkájuk során arra a következtetésre jutottak, hogy a felszíni és felszín alatti vizek szennyezés-érzékenységeinek megállapításakor nem szabad figyelmen kívül hagyni a geológiai, morfológiai és meteorológiai tényezőket. Szem előtt kell tartani a háttérértékeket és az értékek közti anomáliákat. Javasolták bizonyos mezőgazdasági területek nitráttal szembeni sérülékenységének újragondolását, vagyis a környezetvédelmi határértékek kialakításakor az adott helyre jellemző geokémiai háttér figyelembevételét.

A talajvízről általánosságban azt szokás mondani, hogy annyira szennyezett az egész ország területén, hogy legfeljebb öntözésre alkalmas (Somlyódi, 2002a). Ez alapvetően a települések környezetére vonatkozik, de az utóbbi évtizedekben javult a helyzet a visszafogottabb mezőgazdasági kemikáliahasználat miatt. A parti szűrésű vízbázisok és a karsztvizek állapota általában jó, bár igen sérülékenyek. A mélységi vizek többnyire felhasználhatók tisztítási eljárások nélkül is (Somlyódi, 2002a).

A felszín alatti vizek, főleg a talajvizek legszennyezettebb területei a belterületek alatt húzódnak, amely a kommunális szennyvíz elszikkadásával és egyéb belterületi szennyező forrásokkal (ipar, belterületi állattartás, városi csapadékvíz, parkok és kertek, stb.) függ össze (VKI – Vízügyi-gazdálkodási terv. 2010a).

Az előző bekezdés bizonyítéka Szabó et al. (2012) munkája is, amely során Beregszász és Mikepércs ázott kútjainak vízminőségét vizsgálták. Mindkét település esetében emberi fogyasztásra alkalmatlannak találták a kutak vizét, a belőlük mért vízkémiai jellemzők alapján. Eredményeik alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a talajvíz minőségét leginkább a talaj szemcseméret-eloszlása, vízáteresztő képessége és a talajvíz mélysége határozza meg, vagyis a természetes tulajdonságai (Szabó et al., 2010c).

Másik két munkájuk során (Szabó et al., 2010a; Szabó et al., 2010b) szintén talajvízvizsgálatokat végeztek, és arra találtak bizonyítékot, hogy sok helyen erősen szennyezett és még háziállatok itatására is alkalmatlan a kutak vize. Megállapították azt is, hogy magasabb talajvízállás mellett jelentősen romlanak a mért vízkémiai változók, mivel bizonyos településeken (pl. Mikepércs és Tiszabercel) a mintavételkor még nem volt minden ház a szennyvízhálózatra kötve, illetve a talajszerkezet következtében könnyebben tud a szennyezett víz a talajban vándorolni.

Lapworth et al. (2007) talajvízvizsgálatokat végeztek, melyben elkülönítették a klasszikus értelemben vett talajvizet (groundwater) a talaj felső

részében található víztől (soilwater). Kimutatták, hogy magasabb a szervesetlen nitrogénformák koncentrációja a lentebb található talajvízben.

*Fejes et al. (2012)* 2010-2011-ben Szeged talajvízingadozását vizsgálták. A mért talajvízszintek Szegeden változatos értéket mutattak. A legnagyobb ingadozás 4 m volt, átlagosan pedig 1,6 m-t tapasztaltak. A vizsgált időszak a csapadékmennyiség szempontjából szélsőségesnek számított. A Tisza közvetlen közelében lévő kutak esetében kimutatták a folyó szívó és duzzasztó hatását. Vizsgálataik rávilágítottak arra is, hogy Szeged talajvize kémiai erősen szennyezett. Minden vízmintában legalább egy mért komponens meghaladta a határértéket.

*Lajter et al. (2012)* a Szatmár-Beregi-síkságon végeztek talajvízvizsgálatokat, és megállapították, hogy a térség talajvízszintje átlagosan 2-4 m között van és jelentős ingadozást is mutat (több esetben évente 1,5 m-nél is nagyobb). A térségre egyaránt jellemzők az aszályok és belvizek is, nem ritkán ugyanazon évben. A belvizek kialakulásáért azonban nem a talajvízállás a felelős, hanem a területet borító gyenge vízáteresztő képességű talajok és az egyre szélsőségesebb időjárási viszonyok (pl. nagy mennyiségű csapadékok, hirtelen bekövetkező hóolvadás).

*Kármán et al. (2010)* a Duna vízének vizsgálatakor a váci Duna-ág melletti K-2 víztermelő csápos kút vizét is összehasonlították a Dunáéval. A kút vizéből mért kémiai változók szinte mindegyike kisebb értéket vett fel, amely bizonyítja a parti szűrés hatékonyságát.

#### 2.5.4. A tiszai hullámtér üledékének sajátosságai

Üledékek szennyezettségének vizsgálatára külön jogszabály nem létezik, így a 6/2009. (IV. 14.) KvVM–EüM–FVM együttes rendeletet szokás alkalmazni, mely tartalmazza a földtani közeg összes kioldható, szárazanyagra vonatkozó szennyezettségi határértékeit mg/kg-ban (ld. 6. táblázat).

6. táblázat. Földtani közeg szennyezettségi határértékei (6/2009. (IV. 14.) KvVM–EüM–FVM együttes rendelet)

Elem	Határérték (mg/kg)	Elem	Határérték (mg/kg)
Cr	75	Ag	2
Co	30	Mo	7
Ni	40	Cd	1
Cu	75	Sn	30
Zn	200	Be	250
As	15	Hg	0,5
Se	1	Pb	100

Állóvizekben az üledék leülepedését sok tényező befolyásolja: keveredés, kiülepedés, újra felkeveredés, sodródás, áramlások, szél és hullámozás erői, topográfiai tényezők. A Felső-Tisza holtmedrei viszonylag kis mélységűek és kis alapterületűek (Abonyi et al., 2009), így nemcsak a parti sávban, hanem az egész meder területén megtalálhatók az elpusztult növényi és állati maradványok. Ez pedig segíti az eutrofizációt. Az eutrofizációban a foszfor kulcsfontosságú szerepe van, hatására felgyorsul a szervesanyag-termelés (Páztó, 1975; Csermák – Máté, 2004). A foszfor legnagyobb része az üledékben rögzül, ahonnan bizonyos körülmények között visszaoldódik a vízbe. Környezetszennyezés hatására a nehézfémek, növényvédő szerek és a baktériumok is feldúsulnak a vízben és az üledék felső rétegében (Csermák – Máté, 2004).

A vízfolyások az általuk szállított hordalék egy részét a csökkent esésű területeken lerakják (Winter et al., 2001). A szuszpendált anyag mennyiségét és az üledékhozamot kialakító legfontosabb természeti tényező a vízgyűjtő terület nagysága és tengerszint feletti magassága, domborzati viszonyai és reliefenergiája (Walling – He, 1998). A legnagyobb üledékmennyiséget a hegyi vízfolyások szállítják (Hetényi, 1999). Az épített gátak és víztárolók, holtmedrek csapdazzák a szuszpendált hordalékot (Braun et al., 2010, Korponai et al., 2010). A vízfolyások vizében szuszpendált természetes eredetű anyag a közetek mállásának eredménye. A mállás során először a mobilisabb elemek oldódnak, majd később a kevésbé mobilis elemek is. A vízfolyásokban szuszpendált anyag végül gazdagabb a kevésbé mobilis elemekben (pl. Al, Fe) (Hetényi, 1999). A főelemek többségének közel 90-95%-a a szuszpendált szilárd fázisban található és csak 5-10%-a van oldott állapotban. A mikoelemek közé tartozó legtöbb fém (pl. vas, réz) viszonylag rosszul oldódik vízben, így szállításuk a szuszpendált talajrészecskékben történik.

Farsang et al. (2008) a Mártélyi Holt-Tisza rekultivációjakor keletkezett kotrási iszapot használták kutatásuk során, mivel kis koncentrációban geogén eredetű nehézfém-szennyezést tartalmazott. Megállapították, hogy a Cr, Ni és Zn koncentrációja a hatályos határértéket meghaladóan, míg a Cu, Pb és Cd határérték alatti mértékben volt jelen a mintáikban. Az általuk alkalmazott fitoextrakciós technika pozitív hatást gyakorolt a kotrási iszap nehézfém-tartalmára.

Tamás – Farsang (2011) munkájuk során szintén hullámtéri és mentett oldali holtmedrek üledékét vizsgálták az Alsó-Tisza-vidéken. Arra a következtetésre jutottak, hogy a mentett oldali holtmedrek üledéke szennyezettebb, mint a hullámtérieké.

A hullámtéri holtmedrek üledéke legnagyobb részben az áradások során lerakódó folyami hordalékból áll (Zhao et al., 1999; Winter et al., 2001). Mivel a fákkal és sűrű növényzettel körbevett holtmedrek képesek csapdázni az áradások hordalékait, néha nagy mennyiségű, akár 20 cm vastag rétegben is keletkezhet lerakódás egy-egy holtmeder alján (Braun et al., 2010). Ez azonban még laza szerkezetű, évekig tartó tömörödési folyamaton megy át. Az üledékbe kerülő szennyezés a későbbiekben rárakódó üledék miatt immobilizálódik

(*Braun et al.*, 2008, *Korponai et al.*, 2010). Az árhullámi üledék színe szürke vagy barna lehet, időnként homokkal keverve, míg áradásmentes időszakokban nagy szervesanyag-tartalmú fekete üledék keletkezik. Ez leginkább növényi maradványokból és bemosódott talajból áll. A növényi maradványok kiszáradásra vagy sekély vízre is utalhatnak.

*Szalai et al.* (2005) hullámtéren végeztek üledék- és nehézfém-vizsgálatokat. Az általuk vizsgált átlagminták koncentrációi a referenciaértékek alatt maradnak, de a hullámtereken vertikálisan és horizontálisan is különbségek mutatkoznak a nehézfémek koncentrációiban. Felhalmozódási zónák alakulhatnak ki, leginkább a domborzati és növényzeti mintázottság alapján (*Walling – He*, 1998; *Szalai et al.*, 2004b; 2005; 2006). Munkájuk során megállapították, hogy domború hullámtér esetében a folyóhátakon a legintenzívebb a felhalmozódás (*Martin*, 2000). Ezt a hullámtéri növényborítottság módosíthatja. Bokorfüzesek jelenlétekor például a folyó felőli oldaluknál szintén akkumulációs zónát lehet kimutatni. A szakirodalomban ezzel ellentétes eredményekről is lehet olvasni, mint például *Kiss – Sipos* (2001) munkája, melyben a Maros hazai szakaszán a folyóhátak mögötti keskeny sávban mérték a legmagasabb koncentráció értékeket. *Martin* (1997 és 2000) pedig olyan eredményre jutott, miszerint a lerakott üledékek nehézfém-tartalmában alig találhatók különbségek a folyóparttól távolodva.

Az üledékképződés sebességét *Braun et al.* (2010) Cs<sup>137</sup> és vízállásadatok alapján is vizsgálták fúrásmagból a Marót-zugi Holt-Tisza (Gávavencsellő) esetében. A két vizsgálattal kapott eredmények egymást igazolták. Árvízi üledékek esetén akár 3-4 cm is lerakódhat évente átlagosan (*Nguyen et al.*, 2009). Száraz időszakokban az állóvizek üledékképződése azonban igen lelassul, 0,3-0,5 cm/év-re is csökkenhet (*Braun et al.*, 2000; *Korponai et al.*, 2010). Az üledék szervesanyag-, foszfor- és kén-tartalmában bekövetkező dúsulás a tartós tavi állapot következménye. Az As, Al és Sr magasabb koncentrációja az erózió jele. Magasabb Ca koncentráció oka lehet pl. a fokozódó mezőgazdasági tevékenység miatti erózió és bemosódás. A foszfor és kén láposodási folyamatok megindulását jelezhetik, redukzív viszonyokat jelez az alacsony Fe/Mn arány (0 és 12 között), mivel a Mn hamarabb kerül oldatba csökkenő redox körülmények között (*Korponai et al.*, 2010).

*Szabó et al.* (2008) a técsői Tisza-vízgyűjtő Monitoring Rendszer tiszai vízmintavételi adatait felhasználva több alkalommal is határértéket meghaladó fémtartalomra bukkantak. Feltételezéseiket beigazolták, azaz ezek a határérték-túllépések az áradások alkalmával a hullámtéren is kimutatható nyomokat hagynak. Hullámtéri és mentett oldali talajmintáikat összehasonlítva, a hullámtériekben szignifikánsan magasabb fémkoncentrációkat mértek.

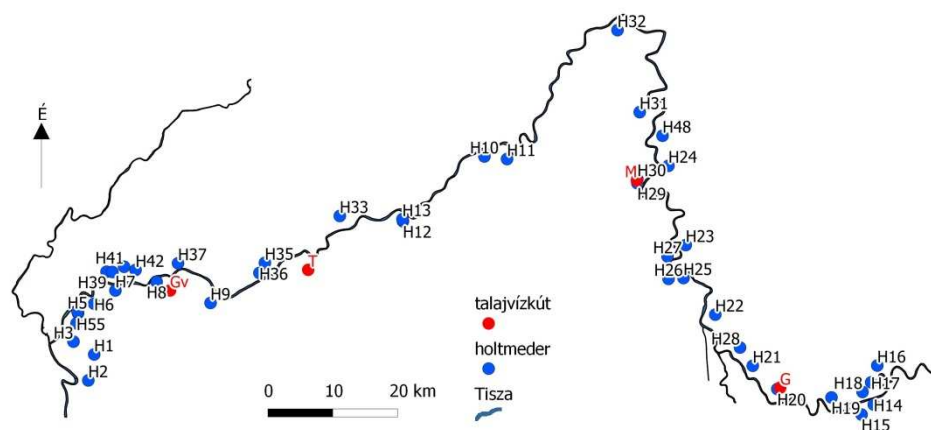
### 3. Anyag és módszer

#### 3.1. Mintavételek

Munkám során a mintavételekkel azt a célt tűztem ki, hogy a holtmedrek aktív állapotáról azonos évszakonként nyerjek információt. Így tavaszi, nyári és őszi mintázásokra is sor került. Sajnos a mintázásokat nem lehetett mindig pontosan azonos hónapban végezni, mert alkalmazkodnom kellett a Tisza áradásaihoz és az időnként szélsőséges időjárási körülményekhez.

Így a munka során összesen 9 mintavételi időpont volt 5 év leforgása alatt. A mintavételek a következő időpontokban történtek: 2005. október, 2006. május, 2006. augusztus, 2007. október, 2008. október, 2009. november, 2010. március, 2010. július és 2010. augusztus.

A mintavételek három szakaszra oszthatók. Az első három mintavétel az évszakos különbségek felderítésére szolgált, míg a következő két őszi mintavétel során bővítettem a kutatási módszereket. Végül pedig négy, szintén az évszakos különbségek további megfigyelésére hivatott mintavétel következett.



3. ábra. Felszíni víz és üledék mintavételi pontok a Felső-Tisza-vidéken, talajvíz mintavételi pontok: Gv – Gávavencsellő, T – Tiszahát, M – Mezőladány, G – Gulács

A minták típusait igyekeztem a lehetőségekhez mérten kibővíteni. A munka vízminták vételével kezdődött, amelyeket a kutatás komplexitásának növelése érdekében a negyedik mintázástól üledékminták vételével egészítettem ki, az ötödik mintavételtől pedig talajvízvizsgálatokba is kezdtem.

A mintatípusokat tekintve 8 mintavétel során felszíni vízmintákat gyűjtöttem be összesen 45 db holtmederből (12 mentett oldali, 33 hullámtéri) és 7 helyről a Felső-Tiszából. 3 mintavétel során üledékmintákat vettem a holtmedrek üledékéből (kettő, majd egy év különbséggel) az üledékben

bekövetkező változások megfigyelése céljából. 5 esetben talajvízvizsgálatokra is sor került az általam fúrt talajvízkutakból (3. ábra). A 7. táblázat azon mintavételi helyszínek beazonosítását tartalmazza, ahonnan a legtöbbször vettem mintát.

7. táblázat. A mintavételi pontok beazonosítása  
(M – mentett oldal, H – hullámtér, T – Tisza)

<b>Kód</b>	<b>Mintavételi hely típusa</b>	<b>Holtmeder neve (település)</b>
H1	H	Kis-morotva (Tiszanagyfalu)
H2	H	Nagy-morotva (Rakamaz)
H3	H	Aranyosárok (Rakamaz)
H4	H	Kántor-tó (Timár)
H5	H	Hosszú-tó (Timár)
H6	H	Morotva-tó (Timár)
H7	H	Kis-Tisza-holtág (Szabolcs)
H8	H	Kacsa-tó (Gávavencsellő)
H9	H	Tiszaberceli-Holt-Tisza (Tiszabercel)
H10	H	Nagy-szögi-morotva (Szabolcsveresmart)
H11	H	Vár-szögi-morotva (Szabolcsveresmart)
H12	M	Orsó-szögi-morotva (Dombrád)
H13	M	Liget-szögi-morotva (Dombrád)
H14	M	Espántai-morotva (Nagyar)
H15	M	Kis-szegi-Holt-Tisza (Kisar)
H16	H	Helmecezege-Holt-Tisza (Tarpa)
H17	H	Gacsán-szegi-Holt-Tisza (Tarpa)
H18	H	Vágás-dűlői-Holt-Tisza (Tarpa)
H19	M	Halvány-háti-morotva (Tivadar)
H20	H	Boroszló-kerti-Holt-Tisza (Gulács)
H21	H	Foltos-kerti-Holt-tisza (Jánd)
H22	H	Keskeny-Holt-Tisza (Gergelyiugornya)
H23	H	Tiszaadonyi-Holt-Tisza (Tiszaadony)
H24	H	Rózsásdűlői-Holt-Tisza (Mátyus)
H25	H	Szalkai-szegi-Holt-Tisza (Gyüre)
H26	H	Sor-Rekesz-szegi-Holt-Tisza (Varsánygyüre)
H27	H	Aranyos-Holt-Tisza (Aranyosapáti)
H28	M	Halvány-tó (Jánd)
H29	H	Kertalja-Tóháti holtág (Mezőladány)

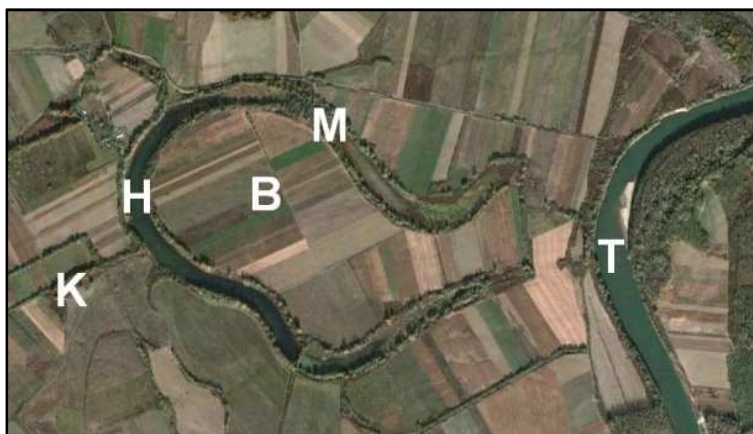
<b>Kód</b>	<b>Mintavételi hely típusa</b>	<b>Holtmeder neve (település)</b>
H30	H	Kertalja-Tóháti holtág (Mezőladány)
H31	H	Sziget-dűlői-Holt-Tisza (Eperjeske)
H32	M	Zovány-tó-közi-morotva (Zsurk)
H33	H	Tiszacsermelyi-Holt-Tisza (Tiszakarád)
H35	H	Tiszakarádi-Holt-Tisza (Tiszakarád)
H36	H	Kis-szögi-Holt-Tisza (Tiszakarád)
H37	H	Remetezugi-Holt-tisza (Gávavencsellő)
H38	M	(Kenézlő)
H39	M	(Kenézlő)
H40	M	Gice (Kenézlő)
H41	M	(Kenézlő)
H42	H	Káposztás-zugi-Holt-tisza (Kenézlő)
H46	M	Nyilasi-morotva (Jánd)
H48	H	(Lónya)
H52	H	(Kistiszahát)
H55	H	(Timár)
T1	T	Tokaj
T2	T	Timár
T3	T	Tiszabercel
T4	T	Cigánd
T5	T	Tiszaadony
T6	T	Lónya
T7	T	Gergelyugornya

A felszíni vízmintákat polietilén palackokba vettem a víz felszíne alól kb. 20 cm mélységből, a parttól kb. 2 m távolságból, amelyeket a mintavétel előtt háromszor átöblítettem a mintázandó vízzel. A mintavételi pontok koordinátáit GPS-szel (Trimble GeoXT) rögzítettem, így később is arról a helyről vettem a mintákat, ahonnan előzőleg. A légmentesen lezárt vízmintákat a mintavétel után hűtőtáskába tettem és laboratóriumba szállítottam, ahol 5°C-on való tárolást követően, 24 órán belül feldolgozásra kerültek.

Ezeken a pontokon történtek az üledék-mintavételek is, szintén a part közeléből, a felső bomló növényi részt eltávolítva. Az üledék felső 10 cm-éből vizes szuszpenziót készítettem, majd 0,5 mm pórusátmérőjű műanyag szűrőn átengedve kémcsövekbe csorgattam. Feldolgozásig az üledékmintákat is 5°C-on tároltam.

A talajvízminták vételekor négy hullámtéri holtmedret választottam ki Gávavencsellő, Tiszahát, Mezőladány és Gulács települések közelében (3.

ábra). Talajvízkutakat fúrtam kézi fúróval, béléscsöveztem őket. Mind a négy holtmeder esetében fúrtam a holtmedren kívül (K), a már elhagyott mederrészben (M), valamint a holtmeder és a Tisza között (B). A fúrások elhelyezkedését a 4. ábra mutatja be. A talajvízminták vétele előtt kétszer kiszivattyúztam a kútba szivárgott vizet, és csak a harmadik szivattyúzáskor gyűjtöttem be a mintákat. Ezekkel a mintákkal is hasonlóan jártam el, vagyis polietilén palackokba vettem, majd a mintavétel után azonnal laborba szállítottam, ahol 5°C-on tároltam, majd 24 órán belül feldolgoztam őket. A talajvízminták értékelését az adott holtmederből vett vízmintával és a hozzá legközelebb lévő tiszai mintavétellel kiegészítve végeztem. A talajvízvizsgálatokkal célom az, hogy közelebb kerülhessek a holtmedrek vízpótlásának megértéséhez a 4 holtmeder alaposabb tanulmányozásán keresztül.



4. ábra. A talajvízkutak elhelyezkedése egy holtmeder példáján  
K: holtmedren kívül (talajvízminta), H: holtmeder (felszíni vízminta), M: a régi folyómeder elhagyott szakasza (talajvízminta), B: a holtmeder és a Tisza között (talajvízminta), T: Tisza (felszíni vízminta)

### 3.2. Alkalmazott vizsgálati módszerek

A vízminták vételekor még a helyszínen pH-t, víz hőmérsékletet és fajlagos vezetőképességét mértem (SCHOTT típusú terepi mérőműszerekkel) a vizek halobitásának feltárása érdekében. A vízkémiai sajátosságok meghatározása a Debreceni Egyetem Földtudományi Intézetének laboratóriumában történt az 1973-ban megjelent Egységes Vízvizsgálati Módszerek (Literáthy, 1973) 1. kötetében leírtak alapján. A módszerek közül nitrát ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ), ammónium ( $\text{NH}_4^+$ ) és oldott ortofoszfát ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) méréseket végeztem a trofitási fok, és permanganátos kémiai oxigénigény ( $\text{KOI}_{\text{ps}}$ ) méréseket a vizek szaprobitásának jellemzésére.

A vízmintákon és az üledékmintákon (megfelelő mintaelőkészítés után: 105°C-on való szárítás, majd koncentrált salétromsavval és 30%-os hidrogén

peroxidral történő roncsolás után) elemanalitikai vizsgálatot is végeztem ICP-OES módszerrel az Analab Kft. közreműködésével (Kovács et al., 2000; Braun et al., 2008). Ennek során a következő elemek koncentrációit határoztam meg: Al, As, Ba, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, P, Se, S, Sr és Zn.

A vízmintákon stabilizotóp-arány meghatározást is végeztem. Megvizsgáltam az izotóparány-eltolódást ( $\delta$ ) a  $^{18}\text{O}$  és a D ( $^2\text{H}$ ) esetében. Erre az MTA ATOMKI Hertelendi Ede Környezetanalitikai Laboratóriumában (HEKAL, ISO 9001/2009 és MS 0624-043) került sor, Thermo Finnigan DELTA<sup>plus</sup>XP tömegspektrométerrel. A stabilizotóp-arány eredmények bizonytalansága  $\delta^{18}\text{O}$  esetében  $\pm 0.2$  ‰,  $\delta\text{D}$  esetében  $\pm 3$  ‰.

### 3.3. Az alkalmazott izotópanalitikai értékelés

A mért  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta\text{D}$  értékek segítségével következtethetünk a vizek korára, a párolgás mértékére, így eredetükre is (Schoeller, 1990; UNESCO/IAEA, 2000; Négrel et al., 2003). Ehhez szükségünk van az egyetemes csapadékvonalra (GMWL), mely segítségével azonosíthatjuk a csapadék eredetű vizeket. A helyi csapadékvonal (LMWL) is nélkülözhetetlen az eredmények értékelése során, mivel a csapadék stabilizotóp összetétele területenként és évszakonként eltérő és a tengerszint feletti magasságtól is függ. A párolgás nyomon követése a párolgási vonal és a helyi csapadékvonal összevetésével lehetséges (Vandenschrick et al., 2002; Yi et al., 2008; Turner et al., 2010).

Yi et al. (2008) munkájuk során hozzám hasonlóan állóvizek vízpótlásának meghatározásával foglalkoztak. Eredményeikben arról számoltak be, hogy mintaterületükön három fő forrást találtak ennek megvalósulására, a  $\delta$  értékek LMWL-en való elhelyezkedése alapján: hóból származó olvadékvíz, vízfolyások vize és esővíz.

Mivel a talajba szivárgott víz képes megőrizni eredeti izotóparányait, a talajvízvizsgálatok során a  $\delta\text{D}$  és  $\delta^{18}\text{O}$  értékek segítségével a beszivárgott víz eredetére, ill. előzetes párolgásának mértékére, valamint a szennyezések terjedésére is tudunk következtetni (Négrel et al., 2003; Fette et al., 2005; Butler 2007; Vitoria et al., 2008).

### 3.4. Statisztikai értékelés

Az eredmények statisztikai értékeléséhez SPSS 19.0 for Windows szoftvert használtam. Az adatok alap statisztikáinak áttekinthetővé tételéhez kiválóan alkalmas az úgynevezett boxplot diagram, amely széleskörű információt nyújt az adatok eloszlásáról. A diagram, mint egy sodrófa, a nyújtó részén a mediánt és az interkvartilis terjedelmet, a nyelén pedig a 1,5-szeres interkvartilis terjedelmet ábrázolja. Az ennél nagyobb, illetve kisebb értékek

kiugró adatként, pontszerűen jelennek meg. Az interkvartilis terjedelem az alsó és felső kvartilis közötti terjedelmet, vagyis az adatok középső 50%-át mutatja (*Falus – Ollé, 2000; Zar, 1995*).

A mintavételi területek közti eltérések szignifikanciaszintjének vizsgálatára Kruskal-Wallis tesztet alkalmaztam. Segítségével megállapítható, hogy ha  $p < 0,05$ , akkor a bevitt részcsoportok között szignifikáns különbség található, a bevitt változók alapján. A szignifikánsan különböző részcsoportok azonosítását Mann-Whitney próbával lehet elvégezni, Bonferroni korrekcióval kiegészítve. Eszerint azok a részcsoportok különböznek szignifikánsan, melyeknél  $p < 0,05$ /részcsoportok száma (*Falus – Ollé, 2000*).

Kétváltozós korreláció-analízisnél két változó közötti lineáris kapcsolatot vizsgáljuk. A kapott Pearson-féle korrelációs együttható (jele:  $r$ ) értéke  $-1$  és  $+1$  között lehet. Az  $r$  abszolút értéke a kapcsolat szorosságát, előjele a kapcsolat irányát mutatja. A korrelációk nem számítanak automatikusan ok-okozati összefüggésnek (*Sajtos – Mitev, 2007*).

Emellett többváltozós elemzést, főkomponens-analízist is végeztem az eredményeken. Ezzel a cél a mért komponensek alapján olyan csoportosításokat létrehozni, melyek minden változó információtartalmát összesűrítve, kevesebb változóban (főkomponensben) fejezik ki azt. A főkomponens-analízis elméleti alapja a Pareto-törvény: Egy teljes információrendszer információtartalmának negyötödét, az információhordozók egyötöde hordozza. A főkomponensek a változók kombinációi, melyek ortogonális rotálás (Varimax módszer) esetén egymással nem korrelálnak (*Sajtos – Mitev, 2007; Jánosa, 2011*). Az analízis során a Kaiser-szabályt alkalmaztam. A vizsgálat megfelelőségét a Bartlett-próba és a KMO (Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy) érték alapján lehet megítélni (ld. *Sajtos – Mitev, 2007; Jánosa, 2011*). Ha a Bartlett-próba esetén  $p < 0,05$ , akkor a felhasznált változók alkalmasak főkomponens-analízisre, van köztük korreláció. A KMO érték  $0 \leq KMO \leq 1$  közötti értékeket vehet fel, minél magasabb (min. 0,5), annál alkalmasabbak a változók a faktoranalízisre.

A többváltozós elemzések közül hierarchikus klaszteranalízist is végeztem. A módszerrel a mérési eredményeket homogén csoportokba rendezzük, mely csoportokon belül maximális a hasonlóság, de a csoportok között maximális a különbözőség (*Sajtos – Mitev, 2007; Jánosa, 2011*). Az elemzés során a csoportokat az SPSS automatikusan alakítja ki, a kialakított csoportok közti különbségeket azonban nekünk kell értelmezni. A klaszteranalízist a Ward-módszer segítségével végeztem.

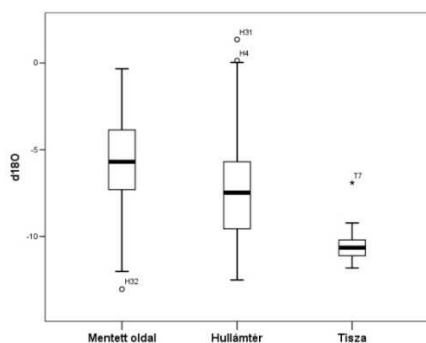
A statisztikai értékelés során még diszkriminancia-analízist is végeztem, amely segítségével azonosíthatjuk azokat a tényezőket (változókat), amelyek szignifikánsan megkülönböztetik egymástól az adott csoportokat. A klaszter- és a diszkriminancia-analízis is csoportosításról szól, de a diszkriminancia-analízis esetén előre megadott csoportokból indulunk ki, míg a klaszter-analízis a változókból hoz létre csoportokat (*Sajtos – Mitev, 2007; Jánosa, 2011*).

## 4. Eredmények és értékelésük

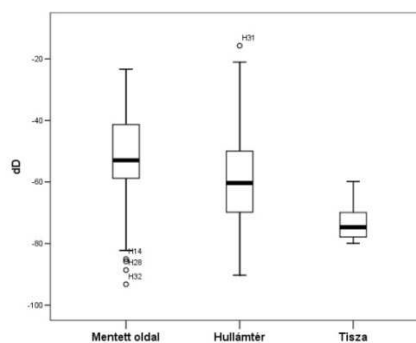
### 4.1. Izotópanalitika

#### 4.1.1. A felszíni vízminták izotópanalitikai eredményeinek együttes értékelése

Az izotópanalitikai eredmények együttes értékelésének első lépéseként a  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta\text{D}$  értékek mintavételi hely szerinti megoszlását érdemes megfigyelni. Az 5. ábra ( $\delta^{18}\text{O}$ ) és a 6. ábra ( $\delta\text{D}$ ) ezeket az értékeket mutatja be boxplot diagramon a mentett oldal, a hullámtér és a Tisza szerint csoportosítva. Az ábrákból azt láthatjuk, hogy nagyon hasonló mindkettő. Ez érthető is, hiszen a  $^{18}\text{O}$  és D izotópok koncentrációi arányosan változnak (növekednek vagy csökkennek) a természetben, mivel a vízmolekulákat együttesen építik fel. A párolgás vagy csapadék hatására egymáshoz viszonyított arányukat megőrzik. A kétváltozós korreláció-analízis (a két paraméter között) eredményeként kapott Pearson-féle korrelációs együttható értéke 0,986 nagyon magas érték.



5. ábra. A vízminták  $\delta^{18}\text{O}$  (‰) értékének ábrázolása a mintavételi helyek szerint csoportosítva



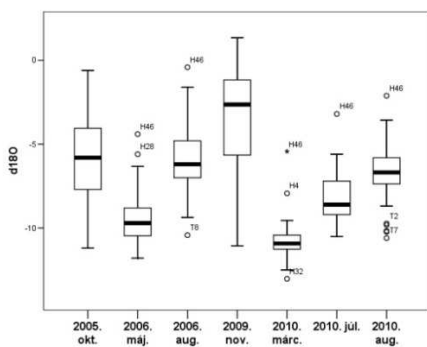
6. ábra. A vízminták  $\delta\text{D}$  (‰) értékének ábrázolása a mintavételi helyek szerint csoportosítva

Az 5. ábra és a 6. ábra alapján az is határozottan látszik, hogy a hullámtéren kevésbé negatív eredmények születtek, mint a Tiszában, illetve a mentett oldalon a hullámtérhez képest is a nullához közelebb álló izotóparány-eltolódásokat mértem. Ezekből a vizek párolgási állapotára lehet következtetni. A Tisza mindig friss, leginkább a Kárpátokból származó olvadék- és csapadékvizeket szállít, amelyek izotóparányai negatívabbak a magyarországi csapadékoknál, és igen szűk határok között mozognak (Fűrj, 2005; Elek et al., 2006). Ezért láthatjuk, hogy a tiszai minták rendelkeznek a legnegatívabb izotóparányokkal és a legkisebb szórásokkal. Az ábrák elemszámáról elmondható, hogy a mentett oldal 69, a hullámtér 184, a Tisza pedig 34 adatból épül fel.

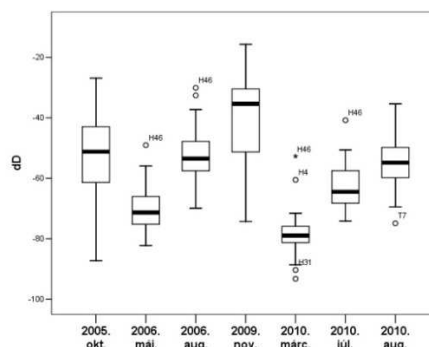
Kruskal-Wallis, majd Mann-Whitney teszttel megvizsgálva az eredményeket megállapítható, hogy mindhárom mintavételi hely szignifikánsan különbözik egymástól ( $p < 0,05/3$ ) a mért  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta\text{D}$  értékek alapján.

Négrel et al. (2003) munkájuk során szintén hasonló következtetésre jutottak a Loire és Allier folyók, valamint egy közeli állóvíz izotópanalitikai vizsgálata segítségével, azaz a negatívabb  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta\text{D}$  értékeket a két folyóból vett vízmintákon mérték.

A stabilizotópokat a mintavételi időpontok szerint is csoportosítottam (7. ábra és 8. ábra), külön a  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta\text{D}$  értékeket. Az ábrákon a 2005. okt-i mintavétel 47 adatot, a 2006. máj-i 45, a 2006. aug-i 39, a 2009. nov-i 32, a 2010. márc-i 38, a 2010. júl-i 45 és a 2010. aug-i mintavétel pedig 41 adatot tartalmaz. A két ábra közötti hasonlóság ebben a felbontásban is határozottan látszik, így a továbbiakban a  $\delta\text{D}$  külön értékelése elhagyható. A boxplot „sodrófák” elhelyezkedése azt mutatja, hogy a  $\delta$  értékeket nemcsak a mintavételi hely befolyásolja. A holtmedrek és a Tisza vizének eredményeire a mintavétel időpontja is jelentős hatással van. Tél végén, koratavasszal a Tisza kiönt és elárasztja a hullámtér jelentős részét, az ott található holtmedrek vizét feltölti, ezáltal megváltoztatja az izotóparányokat. Ahogy telnek a hónapok, azok a holtmedrek, amelyek nincsenek összeköttetésben a Tiszával (akár a felszínen vagy a felszín alatt) folyamatosan párolognak. A csapadék természetesen hígítja ezt a jelenséget, de hatása mégsem egyértelműen kimutatható.



7. ábra. A vízminták  $\delta^{18}\text{O}$  (‰) értékének ábrázolása a mintavételi időpontok függvényében



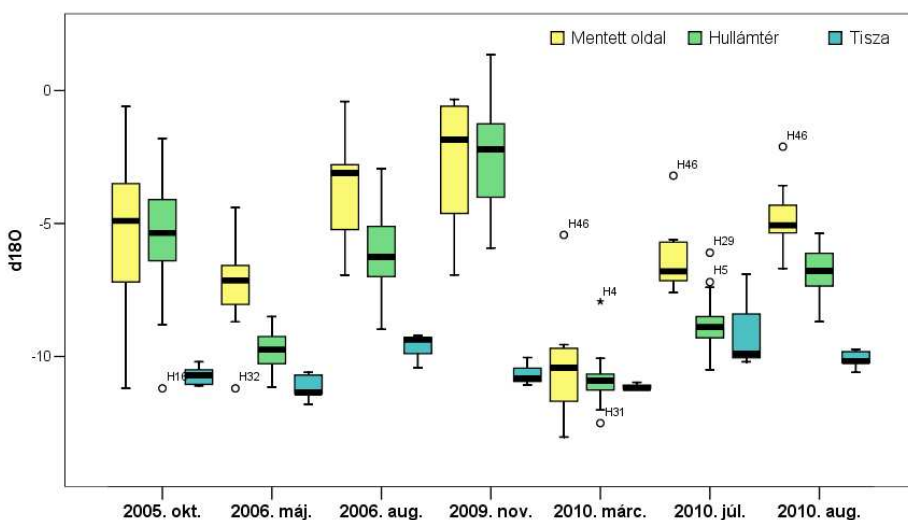
8. ábra. A vízminták  $\delta\text{D}$  (‰) értékének ábrázolása a mintavételi időpontok függvényében

Ha megfigyeljük a 7. ábra (és természetesen a 8. ábra) tartalmát is, első ránézésre meglehetősen szabálytalannak tűnik. Viszont, ha egy „képzeltbeli” évbe összesűríjtük a mintázási hónapokat, akkor láthatjuk a folyamatos pozitív irányú eltolódást, azaz a párologás folyamatát: 2010. márciusi és 2006. májusi mintázás értékei a legnegatívabbak, utánuk 2010. július következik, majd 2010. és 2006. augusztus, végül 2005. október, és a leginkább bepárlódott a 2009. novemberi mintázás eredménye. A szórások a párologás előrehaladtával egyre

nagyobbak, amire a holtmedrek egyéni környezeti feltételei, egyéni párolgási viszonyok adnak magyarázatot (pl. eltérő méretű vízfelület, mélység, vízpótlás).

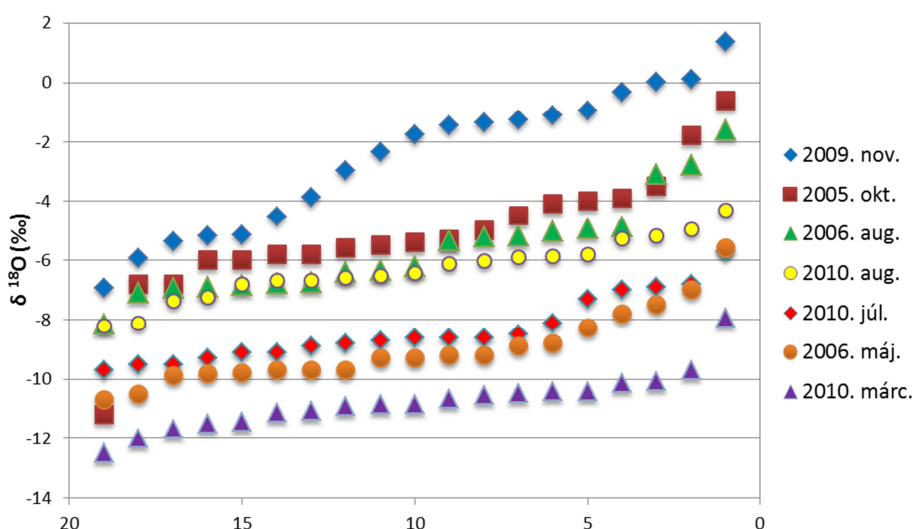
Folyóvizeknél tapasztalt speciális izotóparányokról más források is beszámoltak már, pl. Yi et al. (2008) hozzám hasonlóan megfigyelték, hogy az általuk vizsgált folyó izotóparányai szűk határok között mozognak és a folyó által előtött állóvizek izotóparányai mindig hasonlóak a folyóhoz. Longinelli et al. (2008) viszont arra találtak bizonyítékot, hogy a Garda-tóban az izotóparányokat nem tolja negatívabb irányba a Sarca folyó és a területre jellemző hatalmas mennyiségű nyári csapadék. Ez némiképp ellentmond az eredményeimnek, de ez azzal magyarázható, hogy a kis víztömeggel rendelkező holtmedrek érzékenyebben reagálnak a környezeti hatásokra.

Az eddigi ábrák alapján érdemes együtt is megvizsgálni a vízminták elhelyezkedését és a mintavétel időpontjait (9. ábra). A mintavételek időrendben követik egymást, és a mentett oldal / hullámtér / Tisza felosztás rendre ismétlődik. Egyértelműen kirajzolódik a mentett oldal legkevésbé negatív  $\delta$  értékei és nagyobb szórásai a hullámtérhez képest, valamint a Tisza határozott negatív irányú izotóparányai és jóval kisebb szórásai. Ha az előbbieken bemutatott havi szintű eltéréseket nézzük, ezen az ábrán azt is láthatjuk, hogy az áradástól időben távolodva, a holtmedrek egyre kevésbé negatív értékeket vesznek fel, egyre nagyobb a rés a holtmedrek és a Tisza között, valamint egyre kisebb a különbség a mentett oldal és a hullámtér között. Vagyis a hullámtéri holtmedrek nagy része idővel „behozza” a párolgási lemaradást a mentett oldallal szemben.



9. ábra. A vízminták  $\delta^{18}\text{O}$  (‰) értékének ábrázolása az elhelyezkedésük szerint csoportosítva a mintavételi időpontok függvényében

A 10. ábra a mintavételek (a hónapok sorrendjében) nagyság szerint sorba rendezett adatait (holtmedrektől függetlenül) mutatja be azokon a holtmedreken, amelyekből minden alkalommal sikerült mintát venni. Az ábra összesítve szemlélteti az előbbieken kifejtett „egy év” során végbemenő párolgási folyamatot. Láthatjuk, hogy évektől, időjárástól függetlenül márciustól novemberig a legnegatívabbtól a legkevésbé negatívig minden egyes  $\delta$  érték pozitív irányba tolódik. Az egyes mintavételi periódusok még úgy is elkülönülnek, hogy nem ugyanabban az évben kerültek begyűjtésre. Ez pedig azt jelenti, hogy a holtmedrek vizét elsősorban a tél végi hóolvadás és a tavaszi áradás biztosítja, a csapadék és a Tiszából vagy rétegvizekből történő betáplálás másodlagos szerepet játszik.



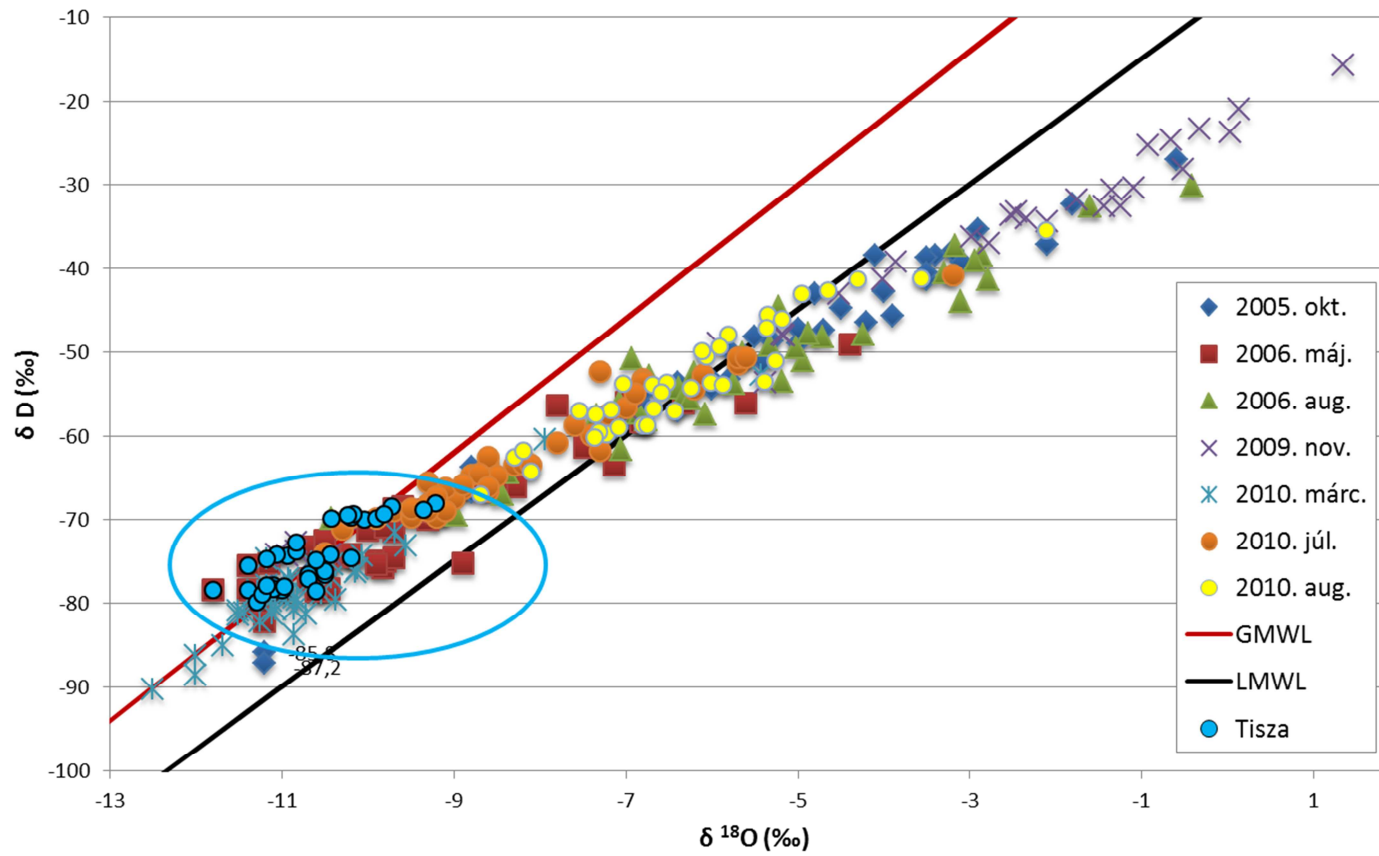
10. ábra. Az egyes holtmedrek nagyság szerint sorba rendezett  $\delta^{18}\text{O}$  (‰) értékei (a vízszintes tengelyen a holtmedrek darabszáma szerepel)

Négrei et al. (2003) munkájuk során a Loire és Allier folyók vizsgálatakor hozzám hasonlóan a tél végét követően mérték a legnegatívabb értékeket a folyókból. Jonsson et al. (2009) pedig azt mutatták ki, hogy Svédország északi részén, a tavaszi hóolvadás után a folyókban mért  $\delta^{18}\text{O}$  értékek csökkenést mutattak, valamint nyáron kimérhető párolgást tapasztaltak a szubarktikus tavakban. Ezek az eredmények összecsengnek az általam tapasztaltakkal.

Ha a megszokott formában ábrázoljuk az izotóparány-eltolódásokat, azaz a  $\delta\text{D}$  értékeket a  $\delta^{18}\text{O}$  értékeinek függvényében (11. ábra), akkor további következtetéseket vonhatunk le az adatokból. Ezen ábrán külön színnel ábrázoltam minden mintavételi időpontot, de egységes színnel jelöltem a Tiszából származó minták értékeit, mert meglehetősen szűk határok között találhatók. A 11. ábra bemutatja még az egyetemes csapadékvonalat (GMWL) és a helyi csapadékvonalat (LMWL) is. A helyi csapadékvonal esetében a

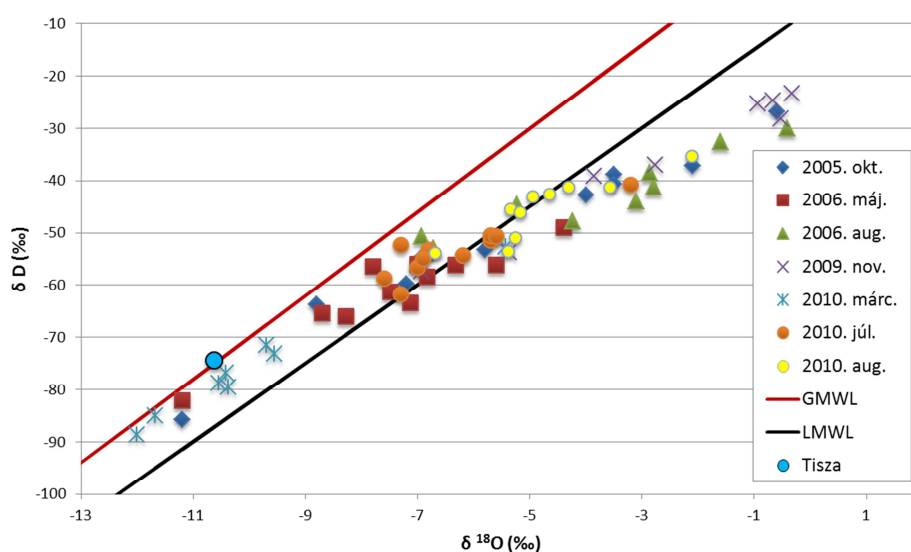
Debrecenben 2001. január 1. és 2004. január 1. között hullott havi csapadék izotóparányainak átlagai alapján számolt, az ATOMKI HEKAL korábbi méréseiből előállított helyi csapadékvonalat használtam fel (Szántó et al., 2007). Ez a csapadékvonal, a kis távolság miatt jó közelítéssel a Felső-Tisza-vidékre is érvényes.

A 11. ábra alapján láthatjuk, hogy a Tisza vizének eredményei az egyetemes csapadékvonalon helyezkednek el, amely olvadékvíz eredetre enged következtetni, míg a holtmedrek eredményei megközelítőleg egyenest alkotva keresztezik a GMWL-t és az LMWL-t is, kisebb meredekséggel. Ez a párolgásnak a jele, a holtmedrek egy párolgási vonalat alkotnak. Azok az értékek, amelyek a GMWL (illetve a Tisza) körül helyezkednek el, egyértelműen kaptak vízpótlást a Tiszából (2010. márciusi, 2006. májusi és 2010. júliusi mintázás). Ezeket a kékszínű ellipszissel jelöltem. Ahogy tovább haladunk a holtmedrek képezte egyenes mentén, elérkezünk azokhoz a medrekhez, amelyekre a párolgással együtt a csapadék is hatással van (2010. augusztus és 2006. augusztus), végül pedig azok a holtmedrek következnek, melyekben a párolgás az uralkodó (2005. október és 2009. november). Ezek már az LMWL jobb oldalán találhatók.



11. ábra. A vízminták  $\delta\text{D}$  értékeinek ábrázolása a  $\delta^{18}\text{O}$  értékek függvényében

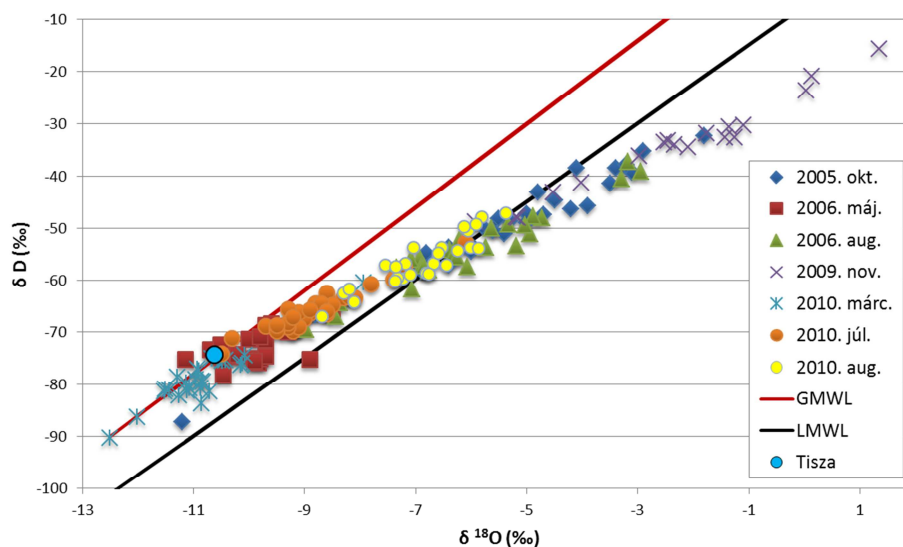
Mivel a 11. ábra nagy adattartalma miatt meglehetősen zsúfolt, érdemes a mentett oldali és hullámtéri holtmedreket külön ábrán is megvizsgálni. A 12. ábra a mentett oldaliakat, a 13. ábra a hullámtérieket mutatja be. A Tiszát ezeken az ábrákon egyetlen pontként ábrázoltam, az összes mért érték átlaga alapján. Ha mindkét ábrán megfigyeljük az egyetemes csapadékvonalat, azt láthatjuk különbségként, hogy a hullámtéri holtmedrek közül jóval több helyezkedik el körülötte. A mentett oldalon pedig szinte csak a 2010. márciusi eredmények találhatók a GMWL közelében. Ezek a H12, H14, H15, H19, H28, H40 és H41 holtmedrek. Ennek a magyarázata azonban nem az áradás, mert 2010-ben május-júniusban volt árvíz, hanem a hirtelen történt tél végi hóolvadás, ami a mintavétel előtt ment végbe. Ez az oka annak, hogy a mentett oldali holtmedrek is olyan negatív értékekkel rendelkeznek ekkor. Két hasonlóan negatív izotóparányú holtmedret is találunk a mentett oldali ábrán a Tiszától balra, a GMWL mentén. Ezek a H32 (2006. május) és a H15 (2005. október). A mentett oldali holtmedrek között erősen bepárlódottakat is lehet találni, ezek a 12. ábra legmagasabban lévő pontjai: H13, H28, H40 (2009. november); H19, H28 (2005. október); H28, H46 (2006. augusztus); H46 (2010. augusztus). Megállapíthatjuk tehát, hogy a mentett oldali holtmedreket (kivéve a korábban említett 2010. márciusi példákat) mindegyik mintavételi időszak alatt erősen érintette a párolgás, és a mintavételi időpontok között nincsenek akkora különbségek, mint a hullámtér esetében.



12. ábra. Mentett oldali holtmedrek  $\delta D$  (‰) értékeinek ábrázolása a  $\delta^{18}O$  (‰) értékek függvényében, a Tisza átlagával

A hullámtéri holtmedreknél viszont már jelentős különbségeket mértem az egyes mintavételi időpontok között. A párolgás folyamatosan megfigyelhető (havi szintű lebontásban) az ábrán (13. ábra). Határozottan látszik a Tisza vízmegújító hatása tavasszal, majd a párolgás és a csapadék befolyásoló ereje, végül a győzedelmeskedő párolgás. A legszélsőségesebb értékeket itt is szeretném kiemelni. Az ábra legalján található pontok: H16 (2005. október); H16 (2006. augusztus) és H23, H31 (2010. március). Az ábra legfelső részén található értékek: H31 (2005. október); H3, H4, H18, H31, H33, H36 (2009. november).

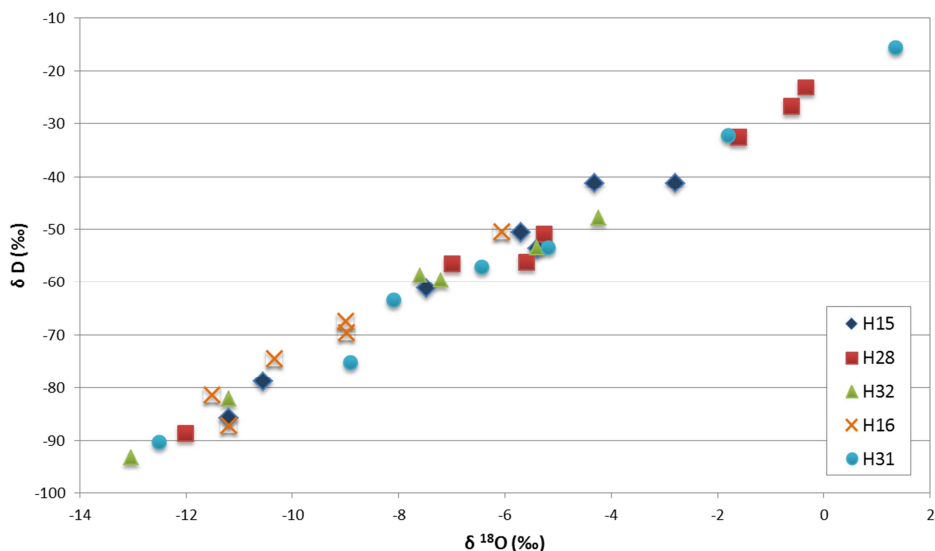
A hullámtéri holtmedreknél, a Tiszához való közelségük miatt, feltételezem, hogy felszín alatt kapcsolat, összeköttetés van a régi folyómeder kavicsos, nagy vízáteresztő-képességű rétegein keresztül. Erre az lehet a bizonyíték, hogy néhány holtmeder vizének alig változik az izotóparány-összetétele az idő és párolgás előrehaladtával. Ezeket a holtmedreket azok között kell keresni, melyek csak kevésbé tolódtak el pozitív irányba a Tiszában mért izotóparányokhoz képest.



13. ábra. Hullámtéri holtmedrek  $\delta D$  (‰) értékeinek ábrázolása a  $\delta^{18}O$  (‰) értékek függvényében, a Tisza átlagával

A 14. ábra azokat a mentett oldali (H15, H28, H32) és hullámtéri holtmedreket (H16, H31) ábrázolja, amelyek szélsőséges izotóparányaikkal felhívták magukra a figyelmet. Ezen az ábrán azonos színnel az egy holtmederhez tartozó, különböző időpontokban mért eredmények találhatóak. Azt láthatjuk, hogy a legnagyobb izotóparány-változáson (párolgáson) a H31 és H28 holtmedrek mentek keresztül: szinte a legnegatívabb értéktől indultak és a legmagasabb értékkel határolják a többi pontot. Mindegyik holtmedernél a

legalacsonyabb érték 2010. márciusból, a legmagasabb pedig 2009. novemberből származik.



14. ábra A kiugró értékeket képviselő holtmedrek együtt ábrázolása.

Ez a 7 stabilizotóp-vizsgálat nem egy, hanem 5 év leforgása alatt történt, mégis látható, milyen szabályosan változnak az izotóparányok a holtmedrek egészénél nézve. Hiába kicsi a vízmélységük és nagy a vízfelületük, a csapadék mennyisége mégsem befolyásolja jelentősen a hónapról-hónapra végbemenő párolgási tendenciákat, akár a hullámtérről, akár a mentett oldalról legyen is szó.

#### 4.1.2. A felszíni vízminták izotópanalitikai eredményeinek statisztikai értékelése

A stabilizotóp-vizsgálat eredményeinek alaposabb értékelése érdekében statisztikai vizsgálatokra is szükség van. Az előző fejezetben láthattuk, milyen eltérő izotóparányokkal jellemezhetők a Tiszából és a holtmedrekből származó vizek, a mentett oldali és hullámtéri vizek, valamint a párolgás hatása a nem vagy kevésbé párolgó vizekhez képest. A statisztikai vizsgálatokkal arra szeretnék rávilágítani, hogy az izotóparányok változása milyen csoportokat alkot a holtmedrek között, illetve statisztikailag igazolható-e a holtmedrek vízpótlásról alkotott elképzelés, miszerint egyes holtmedrek folyamatos vízpótlást kapnak a Tiszából, míg mások teljesen elzártan helyezkednek el.

Ennek érdekében hierarchikus klaszteranalízist végeztem a Ward módszer felhasználásával. Az analízis során háromklaszteres beállítást alkalmaztam, és egy adathalmazként kezeltem az összes időpontban vett minta

$\delta^{18}\text{O}$  (‰) és  $\delta\text{D}$  (‰) értékét, mintavételi helyre való tekintet nélkül. Az adatok analízisbe vitelekor azért nem választottam szét mintavételi időpontoként az eredményeket, mert arra voltam kíváncsi, hogy a klaszteranalízis ettől függetlenül is egységesen kategorizálja-e az azonos holtmedreket. A kapott klasztereket diszkriminancia-analízissel megvizsgálva magas értékeket kaptam, mindegyik mintavételi időpontra vonatkozóan 90% feletti lett a klaszterek helyessége.

A keletkezett klasztereket (ld. 8. táblázat) megvizsgálva a holtmedrek „bepárlódottsági” szintjében kialakult különbségek egyértelműen láthatók. Az 1. klaszter tartalmazza azokat a holtmedreket, amelyekre legnagyobb hatással van a Tisza, mivel az összes tiszai minta is ebben a klaszterben található. A második az átmeneti klaszter, a harmadikban pedig a bepárlódott holtmedrek helyezkednek el, melyeken a legkevésbé érezhető a Tisza hatása.

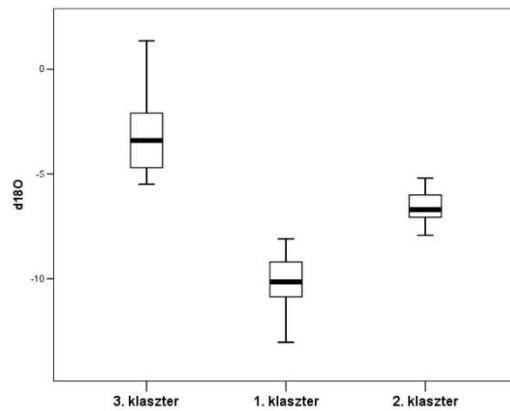
8. táblázat. A holtmeder és tiszai minták (darab) megoszlása a klaszterekben

		1. klaszter	2. klaszter	3. klaszter	Összesen
<b>2005. okt.</b>	<b>Mentett oldal</b>	2	3	5	<b>10</b>
	<b>Hullámtér</b>	3	11	16	<b>30</b>
	<b>Tisza</b>	7	0	0	<b>7</b>
<b>2006. máj.</b>	<b>Mentett oldal</b>	3	7	1	<b>11</b>
	<b>Hullámtér</b>	28	0	0	<b>28</b>
	<b>Tisza</b>	6	0	0	<b>6</b>
<b>2006. aug.</b>	<b>Mentett oldal</b>	0	2	7	<b>9</b>
	<b>Hullámtér</b>	4	15	8	<b>27</b>
	<b>Tisza</b>	3	0	0	<b>3</b>
<b>2009. nov.</b>	<b>Mentett oldal</b>	0	2	6	<b>8</b>
	<b>Hullámtér</b>	0	1	17	<b>18</b>
	<b>Tisza</b>	6	0	0	<b>6</b>
<b>2010. márc.</b>	<b>Mentett oldal</b>	8	1		<b>9</b>
	<b>Hullámtér</b>	24	1		<b>25</b>
	<b>Tisza</b>	4	0		<b>4</b>
<b>2010. júl.</b>	<b>Mentett oldal</b>	0	11	1	<b>12</b>
	<b>Hullámtér</b>	26	4	0	<b>30</b>
	<b>Tisza</b>	2	0	0	<b>2</b>
<b>2010. aug.</b>	<b>Mentett oldal</b>	0	3	7	<b>10</b>
	<b>Hullámtér</b>	4	21	1	<b>26</b>
	<b>Tisza</b>	5	0	0	<b>5</b>

A háromklasztteres megoldás egy esetben, a 2010. márciusi mintavétel esetében volt felesleges, itt ugyanis az analízis csak két klasztert hozott létre. Ez

azzal magyarázható, hogy az a mintavétel történt a legkorábban a tavaszi hóolvadás után, és akkor még annyira frissen érezhető volt ennek hatása az összes holtmedren és a Tiszán is, hogy két klaszter is elegendő volt a holtmedrek megfelelő csoportosításához. Itt a holtmedrek (hullámtéri és mentett oldaliak is) az 1. klaszterben helyezkednek el (két kivétellel), amelynek az oka egyértelműen a hóolvadás, így az izotóparányok nem különböztek sokkal a Tiszától, amit ilyenkor szintén leginkább a hóolvadás táplál. A 2006. májusi mintavételnél (mely a tavaszi árhullám levonulása után történt) szintén az első klaszterben van az összes hullámtéri holtmeder, és még néhány mentett oldali is, viszont 7 mentett oldali már a 2. klaszterbe került, és csak egy mentett oldali holtmeder van a 3. klaszterben. A 2010. júliusi mintavételnél (ami szintén az áradás levonulása után történt) az 1. klaszterbe mentett oldali holtmeder már nem is került, viszont gyarapodtak a holtmedrek a 2. klaszterben. A harmadikba még mindig csak 1 mentett oldali került. A két augusztusi mintavétel (2006 és 2010) hasonlóan alakult: néhány hullámtéri holtmeder a tiszai mintákkal együtt az 1. klaszterbe, a hullámtéri holtmedrek több mint fele a 2. klaszterbe, míg a mentett oldali holtmedrek kb. 70%-a már a 3. klaszterbe került. A 2005. októberi mintázáskor tovább tolódott a holtmedrek megoszlása a 3. klaszter irányába, egyre több hullámtéri és mentett oldali holtmeder is odakerült. Ez az egyetlen mintavétel, amelynél mindhárom klaszterben található mentett oldali és hullámtéri holtmeder. A holtmedrek párolgási vízháztartása szempontjából ez a hónap lehet a fordulópon, ami után már a lehetséges vízpótlások ellenére is a párolgás az uralkodó. Érdekes, hogy az 1. klaszterben található 2 mentett oldali holtmeder is (H13, H15). 2009. novemberben viszont már egyetlen holtmeder sincs az 1. klaszterben, csak a Tiszából származó minták. A 2. klaszterbe is csak három holtmeder került, az összes többi a 3. klaszterben kapott helyet.

Ha a  $\delta^{18}\text{O}$  (‰) értékeket ábrázoljuk az előbb bemutatott klaszterek szerint csoportosítva (15. ábra), azt láthatjuk, hogy a klaszterek olyan határozottan különböznek egymástól, hogy éppen csak a szórásaik végső határai fedik egymást. Ez alapján megállapítható, hogy a klaszterezés valóban megállja a helyét. Az összeborított adathalmazból is jól láthatóan elkülönülnek a Tisza által leginkább befolyásolt (1. klaszter), az átmeneti (2. klaszter) és a bepárlódott holtmedrek (3. klaszter). Az ábrázolt klaszterek elemszámáról elmondható, hogy az 1. klaszter 69, a 2. klaszter 135, a 3. klaszter pedig 82 adatot tartalmaz.



15. ábra. A holtmedrek  $\delta^{18}\text{O}$  (‰) értékeinek megoszlása a klaszterekben

A holtmedrek klaszterekben való elhelyezkedése igen heterogén képet fest. A különböző mintavételekkor mért értékek többnyire különböző klaszterekbe sorolják ugyanazt a holtmedret. A hóolvadás, a Tisza, majd a párolgás hatása egyértelműen látszik mindegyik holtmedren. A legnagyobb eltérés a 2009. novemberi és a 2010. márciusi mintázás között mutatkozik, annak ellenére, hogy alig 4 hónap választotta el őket egymásról. Ebből is látszik, hogy ezek a jelenségek nagyjából törvényszerűnek mondhatók, és nem a mintavételek között eltelt, olykor hosszú időnek tulajdoníthatók a különbségek.

A holtmedrek kategorizálását ezek miatt úgy érdemes folytatni, ha azt vizsgálom meg, hogy az év körülbelül azonos szakában történt mintavételek esetében hogyan oszlanak meg ugyanazon holtmedrek a klaszterekben. Ez alapján háromfelé választottam a mintavételeket: tavaszi (2010. március és 2006. május), nyári (2010. július, 2006. augusztus és 2010. augusztus) és őszi mintázásra (2005. október és 2009. november).

A **mentett oldali** holtmedrekre általánosságban az jellemző, hogy a tavaszi mintázásokkor annak ellenére, hogy a gáton kívül találhatóak, az 1. és a 2. klaszterben helyezkednek el. Nyáron már egyik holtmeder sem került az 1. klaszterbe, a többség megosztva foglalta el a 2. és 3. klaszterben a helyét. Ősszel pedig többnyire a 3. klaszterbe kerültek. Ezekről eltérő szabályszerűséget a H14, H32 és H38 holtmedrek mutattak, mivel tavasszal az 1., nyáron és ősszel pedig a 2. klaszterbe kerültek. Esetükben számolni lehet valamilyen párolgást lassító vízpótlással. Valójában a H38 esetében vízbevezetés található a Tiszából, a H14 és H32 esetében pedig belvizeket összegyűjtő csatorna torkollik beléjük. Kivételt képez még a H15 holtmeder is a rendkívüli heterogenitásával, mert például tavasszal a 1. és 2. klaszterben, nyáron a 2. és 3. klaszterben, ősszel viszont az 1. és 2. klaszterben található (ez a holtmeder a vízkémiai és elemanalitikai vizsgálatoknál is több kiugró adatot produkált, vize szennyezettebb a többi holtmedernél).

A **hullámtéren** mindegyik holtmeder az 1. klaszterbe került tavasszal. A nyári mintavételekkor a legtöbb holtmeder az 1. és a 2. klaszterben megosztva

helyezkedik el, ősszel pedig a 2. és 3. klaszterben található. Összességében a hullámtéri holtmedrek klaszterekben való elhelyezkedése az 1. klaszter irányába tolódott el (a mentett oldaliakhoz képest). A nyári mintavételeknél a 2010. júliusi mintázás (ami az áradás levonulása után történt) sok holtmederben nyomot hagyott, az 1. klaszterben tartotta őket. A 2009. novemberi mintázás pedig a párolgás miatt komolyan próbára tette a holtmedrek többségének vízkészletét és a 3. klaszterbe sorolta őket. Ezek alapján a hullámtéri holtmedrek feloszthatók a potenciális vízpótlásuk alapján: vízpótlással rendelkező, átmeneti és párolgó (vízpótlással nem rendelkező) csoportokra:

#### **Vízpótlással rendelkezők:**

A H16, H21 és a H35 hullámtéri holtmedrekre jellemző volt, hogy nyáron és ősszel is a Tisza hatását őrizték (1. klaszter), kivétel a 2009. novemberi mintázás. A H16 holtmedernél ennek ellenére feltételezhető, hogy nem a Tiszából kapta a vízpótlást, hanem a település lakóinak szennyvize került bele (a vízkémiai vizsgálatoknál mért magas ammónium, foszfát, szerves anyag és vezetőképesség értékek), emiatt az izotóparányok a Tiszához hasonló negatívabb eredményeket mutattak. A másik két holtmeder esetén elképzelhető a tiszai vízpótlás a felszín alatt.

#### **Átmeneti:**

A H1, H7, H17, H20, H22, H25, H26, H27, H33, H34 és H36 hullámtéri holtmedrek tavasszal és a 2010. júliusi mintavételkor az 1. klaszterbe, a többi esetében a 2. klaszterbe kerültek. Az őszi mintavételekkor többségük szintén a 2. klaszterbe került, de néhány esetben azonban a 2009. novemberi mintázás áttolta a 3. klaszterbe a holtmedreket. A H1, H17, H25 és H34 holtmedrek azonban ellen tudtak állni a 2009. novemberre kialakult párolgási hatásnak is. Ezek szintén kaphatnak valamilyen vízpótlást.

#### **Párolgó:**

A H2, H3, H4, H5, H6, H8, H9, H10, H11, H18, H23, H24, H29, H30, H31 és H42 hullámtéri holtmedrek ősze a 3. klaszterbe kerültek, néhány esetben már nyárra is. Nyáron a kivételt a 2010. júliusi mintázás jelentette, amikor az áradás nyomai megmutakoztak, és a 2. klaszterbe sorolódtak. Ezeknél a holtmedreknél kicsi a valószínűsége, hogy a Tiszából az áradásokon kívül vízpótlást kapjanak.

### **4.1.3. A felszíni vízminták izotópanalitikai eredményeinek összegzése**

A stabilizotóp-vizsgálat segítségével az alábbi következtetéseket lehet levonni a holtmedrek vízpótlásával kapcsolatban. A holtmedrek egészénél látható az izotóparányok pozitív irányú eltolódása az év hónapjai figyelembevételével. A hóolvadáستól és áradástól időben távolodva, a

holtmedrek egyre kevésbé negatív értékeket vesznek fel, egyre nagyobb a különbség a holtmedrek és a Tisza között, valamint egyre kisebb a különbség a mentett oldal és a hullámtér között. Elmondható, hogy a hullámtéri holtmedrek nagy része idővel utoléri a mentett oldali holtmedreket a párolgásban. Hiába kicsi a holtmedrek vízmélysége és nagy a vízfelületük, a csapadék mennyisége mégsem befolyásolja jelentősen a hónapról-hónapra végbemenő párolgási tendenciákat sem a hullámtéren, sem a mentett oldalon.

Látható a mentett oldal, a hullámtér és a Tisza különbözősége is. A Tisza mindig friss, jellegzetes izotóparányú olvadék- és csapadékvizeket szállít (Fürj, 2005; Elek et al., 2006), nyoma a  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta\text{D}$  mérésekkel kimutatható. Ha a mintavételi hely alapján vizsgáljuk az eredményeket, láthatjuk, hogy a holtmedrekben kevésbé negatív eredmények születtek, mint a Tiszában, illetve a hullámtéren negatívabb izotóparányok mérhetők, mint a mentett oldalon. Ez is arra mutat rá, hogy a mentett oldali vizek összességében „bepárlódottabbak”, mint a hullámtériek. Az áradás és a hóolvadás utáni minták értékei az egyetemes csapadékvonalon (GMWL) helyezkednek el a Tisza mérési eredményeivel, míg az áradástól és hóolvadástól időben távolodva a holtmedrek egyre párolognak, a helyi csapadékvonalon (LMWL) helyezkednek el, majd tovább tolódnak pozitív irányba, határozott párolgási vonalat alkotva.

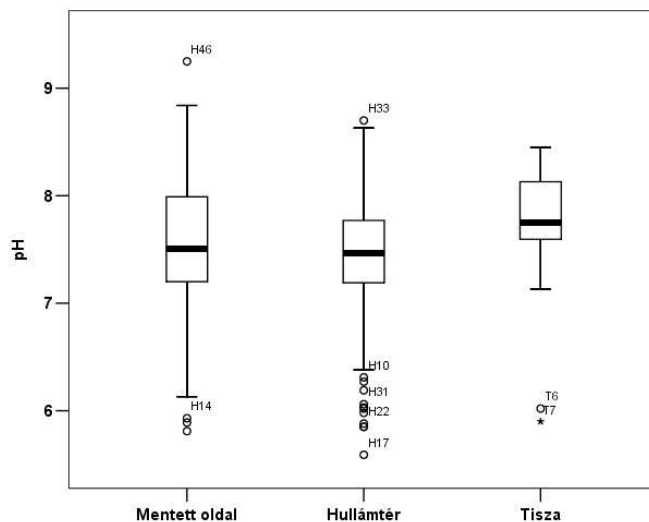
A statisztikai vizsgálatok során a klaszteranalízissel kialakított csoportok megmutatták a holtmedrek vízpótlási állapotát. A különböző mintavételekkor mért értékek többnyire különböző klaszterekbe sorolták ugyanazt a holtmedret, de kijött a Tisza és a hóolvadás vízmegújító hatása (1. klaszter). A hónapok előrehaladtával pedig a holtmedrek besorolása a 3. klaszter irányába tolódott. Ez az eltolódásbeli különbség a hullámtér és a mentett oldal között is megmutatkozott, vagyis a hullámtéri holtmedrek elhelyezkedése az 1. klaszter, a mentett oldali holtmedreké pedig a 3. klaszter irányába változott. A hullámtéri holtmedrek klaszterekben való elhelyezkedésük alapján három különböző vízpótlást jelentő csoportba sorolhatók: vízpótlással rendelkezők, átmeneti és párolgó.

## 4.2. Vízkémia

### 4.2.1. A felszíni vízminták vízkémiai eredményeinek együttes értékelése

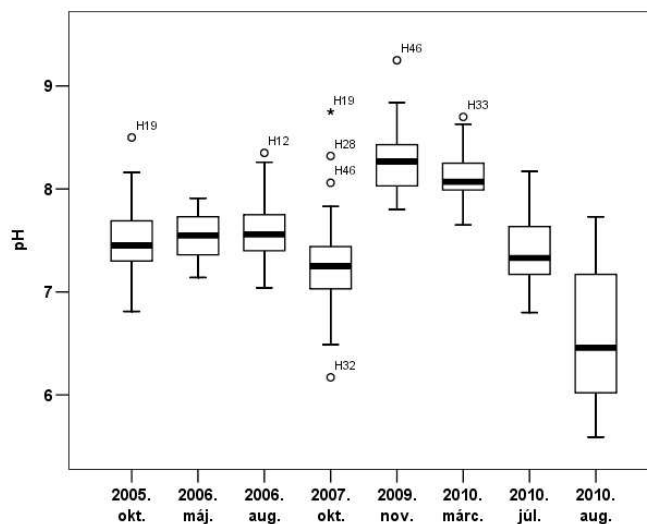
Az eredmények értékelésének első lépéseként boxplot diagramokat készítettem (ld. 16. ábra – 29. ábra), hogy a legalapvetőbb különbségek és tendenciák megfigyelhetők legyenek. Minden vízkémiai változót kétféleképpen ábrázoltam: a mintavételi helyek szerint csoportosítva (mentett oldal, hullámtér, Tisza) és a mintavételi időpontok szerint csoportosítva (összesen 8 mintavételkor történt vízkémiai vizsgálat. Az ábrák (16. ábra – 29. ábra) elemszáma tekintetében elmondható, hogy a boxplotok a mentett oldalon 80, a hullámtéren 212, a Tisza esetén pedig 36 adatot tartalmaznak. A mintavételi időpontokat bemutató ábrákon pedig az elemszámok 49 (2005. okt.), 46 (2006. máj.), 45 (2006. aug.), 35 (2007. okt.), 32 (2009. nov.), 37 (2010. márc.), 43 (2010. júl.) és 41 (2010. aug.).

A 16. ábra azt mutatja, hogy a **pH** szempontjából nincs jelentős különbség a mentett oldal és a hullámtér között. Mann-Whitney teszttel megvizsgálva nincs köztük szignifikáns különbség ( $p=0,352$ ). Az eredmények középértéke közel azonos, a hullámtéren kicsit kisebb a szórás, de több a kiugró adat a savas tartományban. A Tisza viszont egyértelműen különbözik a holtmeder mintáktól, a Tisza vizének pH-értéke kevés kiugró adattal, összességében lúgosabb. A mentett oldal és a Tisza, valamint a hullámtér és a Tisza közti Mann-Whitney próbával végzett szignifikancia-vizsgálat  $p<0,05$  eredményt adott, vagyis szignifikánsan különböznek egymástól.



16. ábra. pH-értékek ábrázolása a mintavételi helyek szerint csoportosítva

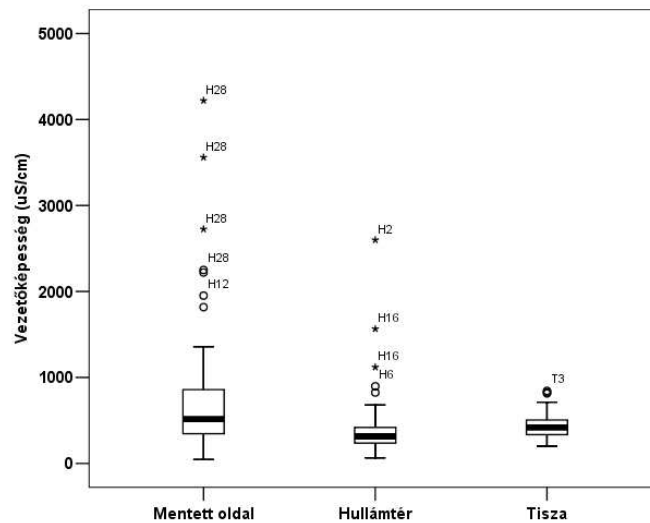
A 17. ábra a mintavételi időpontok tükrében mutatja be a pH-t. Az első mintavételtől számítva enyhe emelkedés figyelhető meg, majd 2007 októberében átmeneti csökkenés, 2009. novembertől nagyobb ugrás után újra savas irányba mutató tendenciát láthatunk.



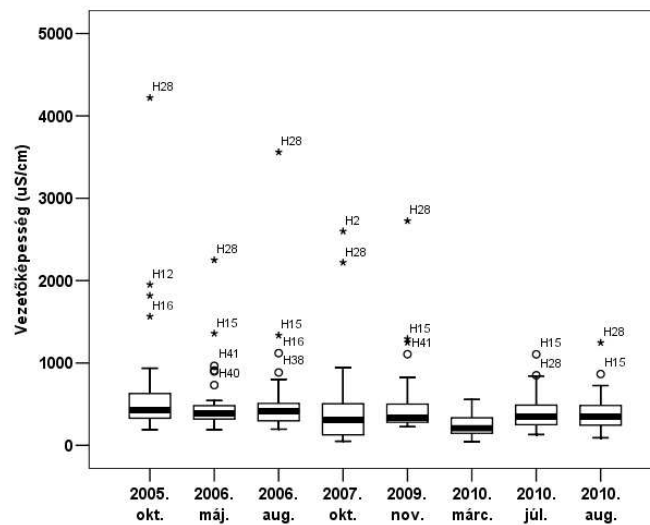
17. ábra. pH-értékek ábrázolása a mintavételi időpontok függvényében

A **vezetőképesség** adatokat a 18. ábra és a 19. ábra mutatja be. A mintavételi helyek elkülönítésével láthatjuk (18. ábra), hogy a mentett oldalon nagyobb szórás, nagyobb koncentrációk és több kiugró adat jellemző a holtmedrekre, míg az értékek a hullámtéren ezzel ellenkezően alakultak. A Tiszának viszonylag alacsony a vezetőképessége (Banics, 2000), és a Tisza mutatja a legegységesebb képet is a kis szórása miatt, az adatok középértéke a hullámtér és a mentett oldal között helyezkedik el. Szignifikáns különbséget a mentett oldal és a Tisza nem mutat, mivel a  $p \geq 0,05$ . Ha a kiugró adatokat megfigyeljük, láthatjuk, hogy a mentett oldalon egységesen a H28-as holtmeder képviseli a legmagasabb koncentrációkat, a hullámtéren pedig a H16 emelkedik ki kétszer is.

A mintavételi időpontok szerint szeparálva az adatokat (19. ábra), a vezetőképesség értékeiben is láthatunk enyhe variabilitást, de a szórás egyik időpontban sem volt kiemelkedően nagy. A tavaszi mintavételek során alacsonyabb értékeket mértem, ami hóolvadás és áradás hígító hatásának tulajdonítható. A pontszerűen ábrázolt adatokat figyelembe véve a H28 a 2010. márciusi mintavételt leszámítva mindegyik esetben kiugró adatként helyezkedik el, ezen kívül még a H15, H16 és H41 jelentkezett kiugró eredményként.



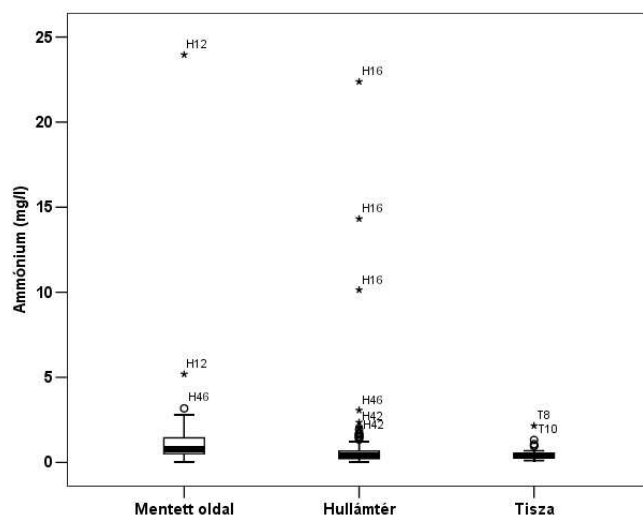
18. ábra. Vezetőképesség-értékek ábrázolása a mintavételi helyek szerint csoportosítva



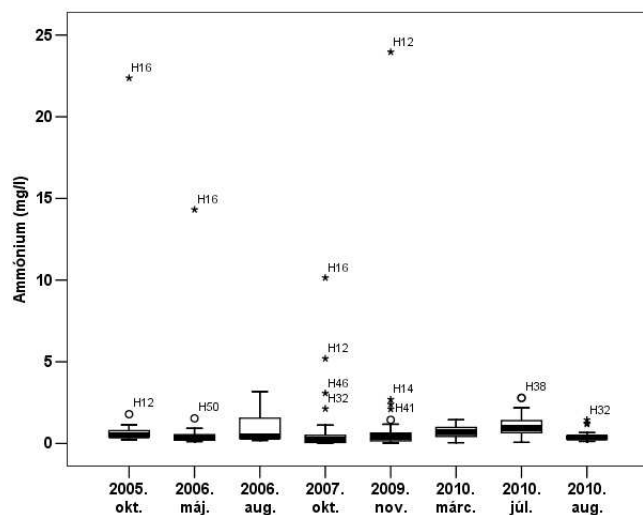
19. ábra. Vezetőképesség-értékek ábrázolása a mintavételi időpontok függvényében

Az **ammónium** (20. ábra) esetén is a vezetőképességhez hasonló az ábra, vagyis a mentett oldalon nagyobb szórás és magasabb koncentrációk találhatók, mint a hullámtéren. A mentett oldalon a H12, a hullámtéren a H16 különül el a többitől. A Tisza kevés kiugró adattal igen szűk határok közt mozog, mediánja inkább a hullámtérhez közelít, közöttük nincs szignifikáns különbség ( $p=0,888$ ).

Az időpontok szerint ábrázolva (21. ábra) az eredmények fluktuálása itt is megfigyelhető, nagyobb szórással csak 2006. augusztusban kellett számolni, kiugró adatokat a H12, H16, és H32 holtmedrek vettek fel. A H16 2006. augusztusban is kiugróan magas értéket mutatott, ezért az áttekinthetőbb ábrázolás érdekében ez az adat ezen a két ábrán (20. ábra és 21. ábra) nem szerepel, mivel jelentősen torzult volna a megjelenítésükkel (a vizsgálatból nincsenek kihagyva).

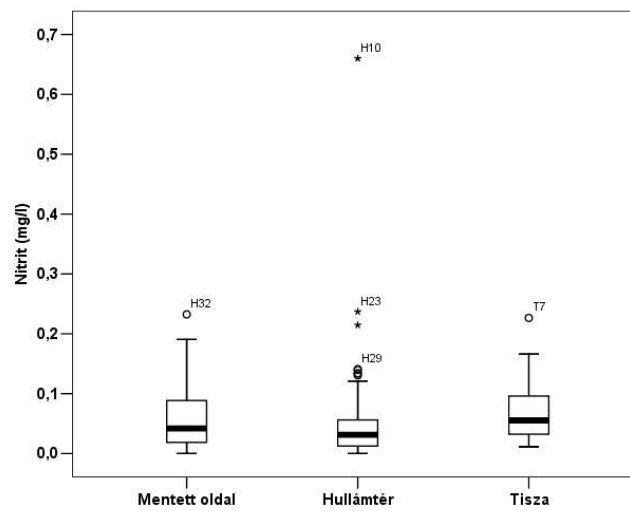


20. ábra. Ammónium-értékek ábrázolása a mintavételi helyek szerint csoportosítva

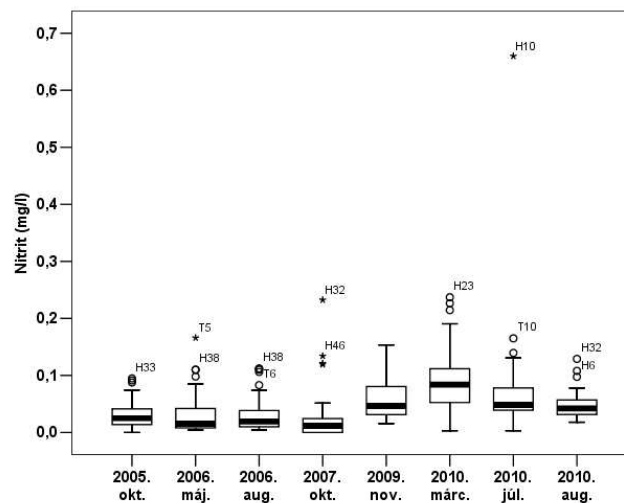


21. ábra. Ammónium-értékek ábrázolása a mintavételi időpontok függvényében

A **nitrit** esetében (22. ábra) is az eddigi tendencia mutatkozik, azaz a mentett oldalon kicsit magasabb koncentrációk jellemzők nagyobb szórással. A szokásostól eltérően a Tisza is nagyobb szórással rendelkezik, értékei kicsit magasabbak a hullámtérnél, hasonlítanak a mentett oldalhoz. A Tisza és a mentett oldal különbözősége nem szignifikáns ( $p=0,139$ ). A kiugró adatok tekintetében a H32 kivételével eddig átlagosnak tekintett holtmedrek kerültek elő.



22. ábra. Nitrit-értékek ábrázolása a mintavételi helyek szerint csoportosítva

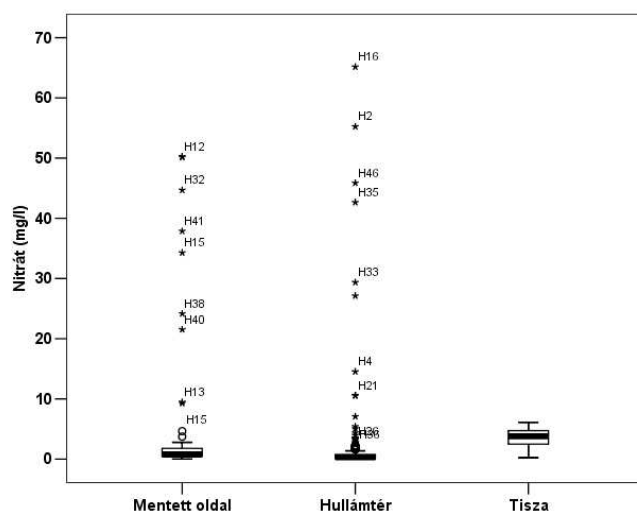


23. ábra. Nitrit-értékek ábrázolása a mintavételi időpontok függvényében

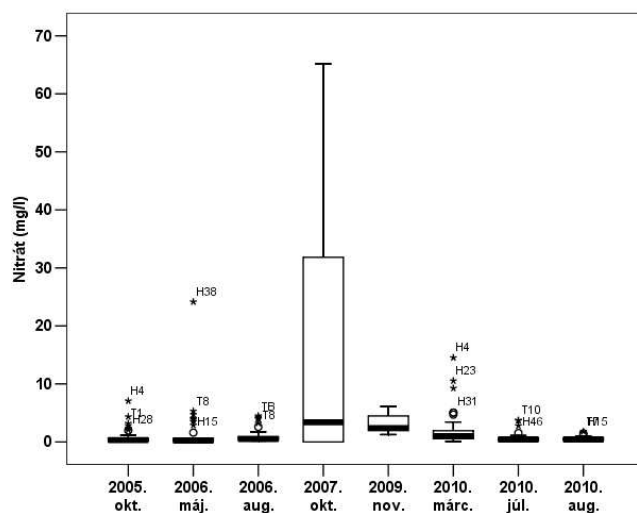
A 23. ábra alapján elmondható, hogy 2007 októberében volt a legalacsonyabb a nitrit koncentrációja és a szórás is ekkor volt a legkisebb.

2010 márciusában pedig pont az ellenkezője alakult ki, magas koncentrációk, nagy szórással. A kiugró eredményeket figyelembe véve egységes kép nem alakult ki.

A **nitrát** esetében szokatlan ábrákat (24. ábra és 25. ábra) kaptam. A szórások minden helyszínen kicsik lettek, viszont sok kiugró adat keletkezett a holtmedreknél. A H12, H16 és H32 a legmagasabb koncentrációkat képviselik. A Tiszánál kiugró adatot nem mértem, viszont egyértelműen magasabb a koncentrációja, mint a holtmedreknek.



24. ábra. Nitrát-értékek ábrázolása a mintavételi helyek szerint csoportosítva



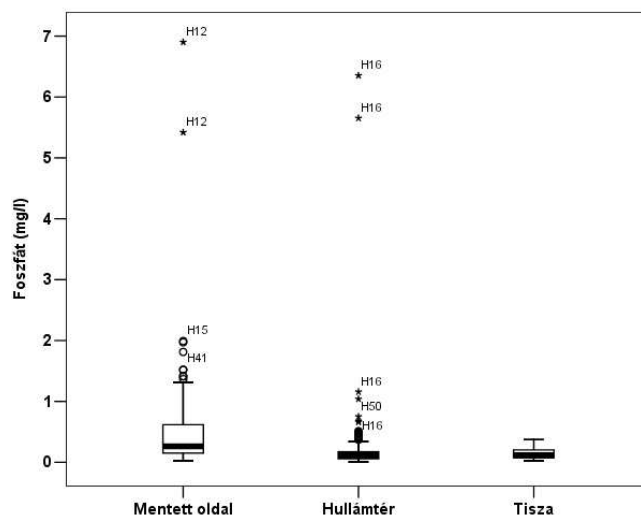
25. ábra. Nitrát-értékek ábrázolása a mintavételi időpontok függvényében

A holtmedek közül a mentett oldaliakban nagyobb a nitrát koncentráció, amit okozhat az, hogy a hullámtéri holtmedrek körül kevésbé jellemző a mezőgazdasági művelés, mint a mentett oldalon. Mindhárom mintavételi terület szignifikánsan különbözik egymástól ( $p < 0,05/3$ ).

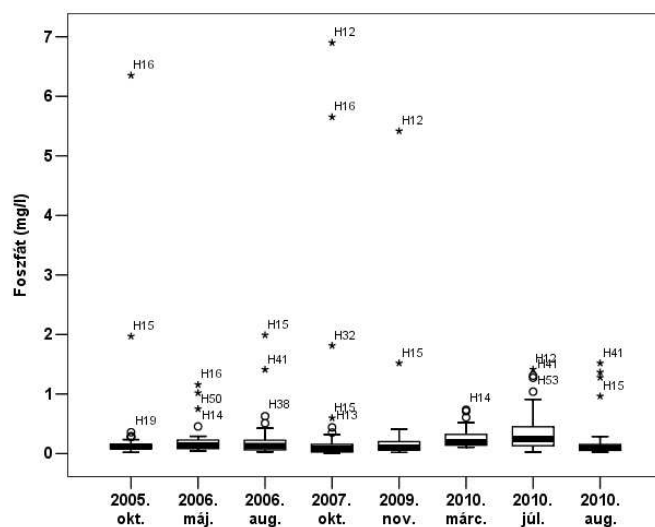
Az időpontok figyelembe vételekor a 2007. októberi mintavétel extrém szórást mutat a nitrát esetében és a koncentrációk is ekkor a legmagasabbak.

A **foszfát** esetében jelentős különbség található a mentett oldal és hullámtér között (26. ábra). A mentett oldalon magasabb koncentrációk és nagyobb szórás értékek találhatók a H12 és H15 holtmedrek kiugró értékeivel, ami szintén magyarázható a mentett oldali holtmedreket sok helyen körülvevő intenzív mezőgazdasági műveléssel. A hullámtéren a H16 vett fel kiugróan magas értékeket. A Tiszánál itt sem tapasztalhatók szélsőséges értékek, vagy nagy szórás, koncentrációja alacsony, a hullámtérhez áll közelebb, közöttük nincs szignifikáns különbség ( $p = 0,289$ ).

A mintavételi időpontok alapján megfigyelhető, hogy 2010. júliust leszámítva (magasabb koncentrációk és nagyobb szórás) viszonylag egységes tartományon belül helyezkednek el a mért értékek minden mintavételi periódusban (27. ábra). A H12, H15, H16 holtmedrek képviselik a kiugró értékeket. A foszfát ábrázolása (26. ábra és 27. ábra) esetében is ki kellett hagynom a H16 mintát 2006. augusztusi mintavételből az áttekinthetőbb ábrázolás érdekében.

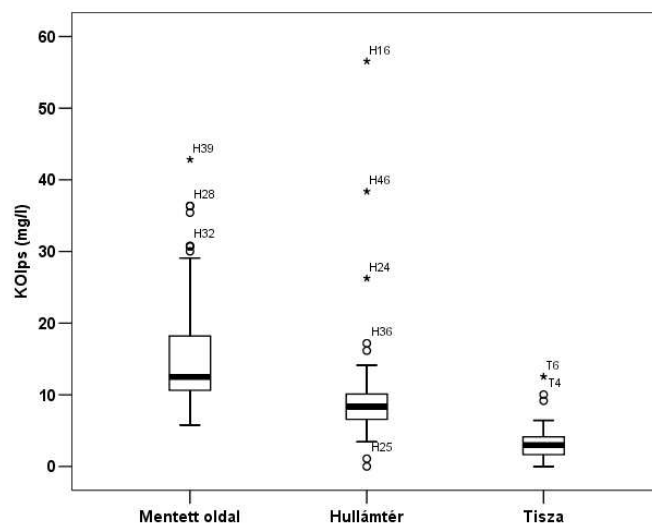


26. ábra. Foszfát-értékek ábrázolása a mintavételi helyek szerint csoportosítva



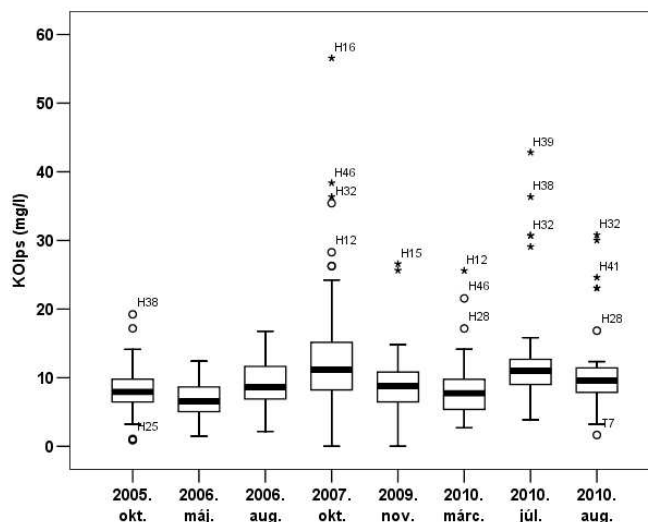
27. ábra. Foszfát-értékek ábrázolása a mintavételi időpontok függvényében

A **szerves anyag** esetén látható a legnagyobb különbség a mentett oldal és a hullámtér között (28. ábra). Határozottan magasabb koncentrációk és jelentős szórás figyelhető meg a mentett oldalon. A KOI jelentős különbséggel, a Tiszában a legalacsonyabb. Mann-Whitney teszttel megállapítható, hogy mindhárom mintavételi terület szignifikánsan különbözik egymástól ( $p < 0,05/3$ ).



28. ábra. Kémiai oxigénigény-értékek ábrázolása a mintavételi helyek szerint csoportosítva

A nitráthoz hasonlóan a 29. ábra alapján is megfigyelhető, hogy 2007. októberben a legmagasabb a minták KOI koncentrációja és a szórása is. A kiugró értékek tekintetében is hasonló tendenciák uralkodnak, mint korábban, a H12, H16, H28, H32 minták a legszembetűnőbbek.



29. ábra. Kémiai oxigénigény-értékek ábrázolása a mintavételi időpontok függvényében

*Tamás – Farsang (2011)* Alsó-Tisza-vidéki holtmedrek vizében oldott tápanyagok vizsgálatával foglalkoztak, és munkájuk során megállapították, hogy a mentett oldali holtmedrek vizében oldott tápanyagok nagyobb koncentrációban találhatók a hullámtérikéhez képest. Ez a megállapítás összecseng az általam mért eredményekkel.

A kiugró mintavételi pontokat (16. ábra – 29. ábra) összesítve azt láthatjuk, hogy legtöbb esetben (összesen 12 mérési eredmény) a H16 (Helmecszegi-Holt-Tisza) holtmedernél találtunk magas értékeket, leginkább az ammónium (4 mintavétel) és a foszfát (4 mintavétel) eredményekben, de a vezetőképesség és a kémiai oxigénigény esetében is előfordult kétszer-kétszer. Ebből a 12 mért kiugró értékből 11 az első 4 mintavételi periódus alatt történt. Ezekből arra következtethetünk, hogy a rossz vízminőségű holtmedret nem rendeltetésszerűen használták a környékbeli település (Tarpa) lakói, feltételezhetően szennyvízleürítőnek használták. (Ezeket személyes megfigyelésekkel is alátámasztottam). A mintavételek alkalmával kellemetlen (valószínűleg szennyvíz) szagú, zavaros vizű, rendezetlen környezetű, a szukcesszió előrehaladott állapotában lévő holtmedret találtam. A 2009. novemberi mintavételtől azonban jelentős javulás következett be. A holtmedret kikotorták, környezetét rendbe tették és a víz látványos szennyezése is abbamaradt. Ez a javulás a mért vízkémiai változókban is megmutatkozott.

*Szabó et al.* (2010a, 2010b) munkájuk során mérési eredményeikkel bizonyították, hogy a csatornázatlan települések szennyvíztározóiból szivárogó szennyező anyagok képesek rontani a környezetük minőségét.

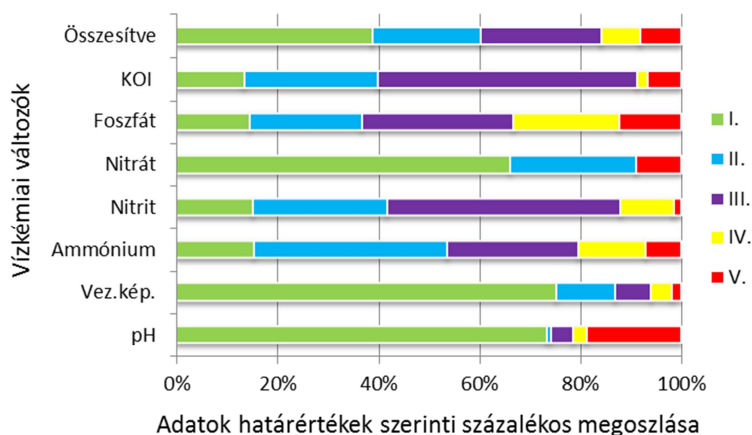
A második legtöbb kiugró értéket produkáló holtmeder a H15 (Kis-szegi-Holt-Tisza, Kisar) volt. A 10 esetben mért nagy értékek közül 5 a foszfátnál keletkezett, 2-2 a vezetőképességnél és nitrátnál, egy pedig a KOI-nál. Ezek a kiugró értékek a H16 holtmederrel ellentétben azonban az egész mintavételi időszak alatt elszórtan jelentkezték. A H15 holtmederből minden alkalommal erősen szennyezett (V. minőségi osztály, *MSZ 12749:1993*) határértéknek megfelelő foszfátot mértem.

A H28 (Halvány-tó, Jánd) 9 kiugró esetével nyerte el a harmadik helyet, melyek közül 5 a vezetőképességnél fordult elő, 2 pedig a KOI-nél. Ezek a kiugrások is lefedték a teljes mintavételi időszakot.

A H32 (Zovány-tó-közi-morotva, Zsurk) 8 esetben mutatott kiugró értékeket, de ezek mindössze két mintavételkor következtek be (2007. október és 2010. augusztus) a pH, ammónium, nitrit, foszfát és KOI eredményeiben. A H41 (Kenézlő) holtmedernél a 7 kiugró értékből 4 a foszfátnál jelentkezett.

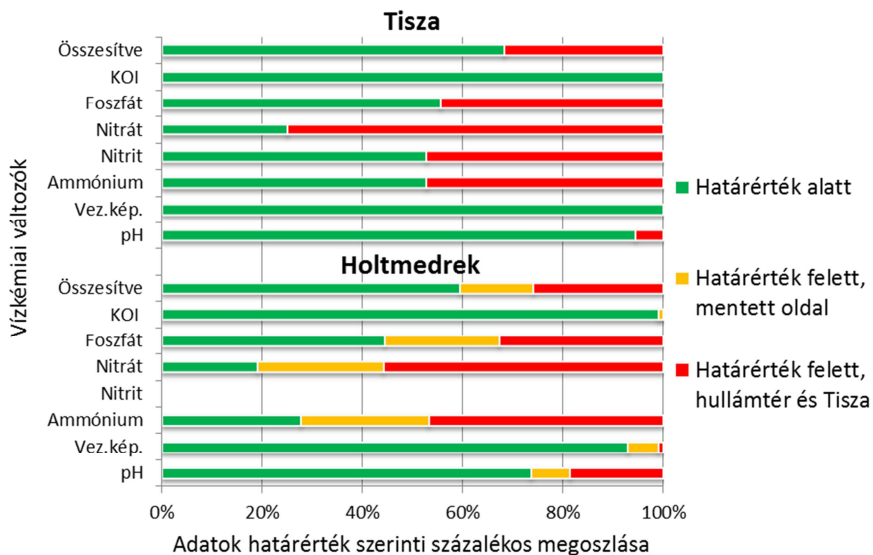
A kiugró vízkémiai változókat összesítve azt láthatjuk, hogy a legtöbb extrém értéket a foszfátnál mértem, utána a nitrát, majd a vezetőképesség következett, a legkevesebb pedig a pH-nál került ki. Ebből egyértelműen az emberi behatásra következtethetünk. A legtöbb holtmeder vizét befolyásolják a környékbeli települések szennyvizei és/vagy a környékbeli mezőgazdasági területek műtrágyahasználata (*Szalai et al.*, 2004a). Ezek a vízkémiai változók pedig bizonyítják, hogy az eutrofizáció valódi veszélyt jelent a legtöbb holtmederre nézve. Az emberi tevékenységek véletlen, vagy többször szándékos környezetre gyakorolt negatív hatását többen publikálták már, mint pl. *Literáthy*, 1973; *Barótfi*, 2000; *Lakatos*, 2001; *VKI – Vízgyűjtő-gazdálkodási terv*. 2010a; *Szabó et al.*, 2010b.

A magyar szabvány (*MSZ 12749:1993*) szerint értékelve az összesített vízkémiai eredményeket (30. ábra) elmondható, hogy a legtöbb esetben kiváló (I.) minősítésű osztályba tartozó változó a vezetőképesség, a pH és a nitrát. A legtöbb esetben jó (II.) minősítésű osztályba sorolható változó az ammónium. A legtöbb esetben tűrhető (III.) osztályba tartozó változó a nitrit és a KOI. A legtöbb esetben szennyezett (IV.) osztályba sorolható változó a foszfát, és a legtöbbször erősen szennyezett (V.) minősítésű változó szintén a pH, a foszfát és a nitrát. A 30. ábra legfelső részén a minőségi osztályok megoszlása látható összesítve, amiből látszik, hogy a legtöbb mért adat a kiváló (I.) osztályba sorolható, a két minőségi osztály pedig, amelybe a legkevesebb mért adat tartozik, a szennyezett (IV.) és erősen szennyezett (V.) kategóriák.



30. ábra. A mért vízkeimiai eredmények megoszlása az MSZ 12749:1993 szerinti vízminőségi osztályok között

A 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet vízfolyásokra (Tiszára) és állóvizekre (holtmedrekre) vonatkozó határértékei alapján is összesítettem a mért vízkeimiai eredményeket (31. ábra). A Tisza és a holtmedrek esetében is a legtöbb határérték alatti koncentrációt a KOI, pH és vezetőképesség mérésekor kaptam, míg a legtöbb határérték feletti koncentrációt a nitrát, ammónium és a foszfát adta. Állóvizek esetében a rendelet nem ad határértéket a nitrit koncentrációra, ezért hiányzik onnan az adat.



31. ábra. A mért vízkeimiai eredmények megoszlása a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet folyóvizekre és állóvizekre vonatkozó határértékei alapján

Ha a mentett oldalt összehasonlítjuk a hullámtérrel, látható, hogy a hullámtér több határérték feletti adattal rendelkezik. Ez némiképp ellentmond annak a korábbi megállapításnak, miszerint a mentett oldali holtmedrek a szennyezettebbek (ld. vízkémiai változók boxplot diagramjai). Ez az ellentét abból adódik, hogy jóval kisebb a mentett oldali holtmedrek mintaszáma, így százalékos összesítésben a hullámtéren található nagyobb számban a határérték feletti koncentrációk. Ezen ábrán (31. ábra) is megtalálhatók az összesített értékek, amelyek alapján elmondható, hogy a legtöbb mért adat a határértékek alatt helyezkedik el (a Tiszánál kb. 70%, a holtmedreknél kb. 60%).

#### 4.2.2. A felszíni vízminták vízkémiai eredményeinek statisztikai értékelése

Az SPSS program segítségével kétváltozós korreláció-analízist végeztem, amelyben a változók helyére minden vízkémiai jellemzőt behelyettesítettem. A 9. táblázatban a kapott Pearson-féle korrelációs együtthatókat ( $r$  értékek) láthatjuk. A korrelációk nagy része pozitív, és a kapcsolatok gyengék. A legerősebb kapcsolatot ( $r=0,863$ ;  $p<0,01$ ) a foszfát és az ammónium között találtam.

9. táblázat. Korrelációs táblázat a Pearson-féle korrelációs együtthatókkal  
(\* =  $p<0,05$ ; \*\* =  $p<0,01$ )

	pH	Vez.kép.	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	KOI
pH	1	0,0506	0,0943	0,117*	-0,0956	0,0349	-0,125*
Vez.kép.		1	0,177**	-0,0535	0,0895	0,198**	0,148**
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>			1	0,127*	0,103	0,863**	0,202**
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>				1	0,153**	0,127*	0,186**
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>					1	0,220**	0,384**
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>						1	0,309**
KOI							1

A kétváltozós korreláció-analízist úgy is elvégeztem, hogy a mentett oldal, a hullámtér és a Tisza külön-külön kerüljön értékelésre. Ez alapján a következő pozitív korrelációs kapcsolatokat ( $p<0,01$ ) fedeztem fel szintén a Pearson-féle korrelációs együtthatók figyelembevételével:

- mentett oldal: foszfát – ammónium ( $r=0,676$ ),
- hullámtér: foszfát – ammónium ( $r=0,932$ ); KOI – nitrát ( $r=0,613$ ),
- Tisza: foszfát – nitrit ( $r=0,554$ ); nitrát – pH ( $r=0,433$ ).

A főkomponens-analízis elvégzésekor a vezetőképességet kihagytam, mivel kommunalitása 0,5 alatti volt, vagyis nem volt elegendő a magyarázó ereje. Az analízis során három főkomponenst kaptam (ld. 10. táblázat), melyek az összes változó által lefedett összvariancia 75,3%-át magyarázzák. A vizsgálat KMO értéke 0,55 lett; a Bartlett-próba  $p < 0,05$ . A KMO érték alig haladta meg a minimálisan elfogadható értéket (0,5), de mégis szignifikáns összefüggést mutat.

10. táblázat. A három főkomponens mátrixa és a magyarázott variációjuk

	1	2	3
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	0,959		
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	0,943		
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>		0,780	
<b>KOI</b>		0,766	
<b>pH</b>			0,768
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>			0,720
<b>Magyarázott variancia</b>	<b>31,1%</b>	<b>25,6%</b>	<b>18,6%</b>

A keletkezett főkomponensek magyarázata a következő. Az első főkomponens azokat a változókat tartalmazza, melyekkel leginkább a friss szerves szennyeződések jellemezhetjük (Kotroczó et al., 2010; Szabó et al., 2010b). A nitrát és szervesanyag-tartalom régebbi, már átalakult szennyezés nyomait őrzik. A nitrit pedig szintén előrehaladott szervesanyag-degradációra utal (Barótfi, 2000).

A főkomponensek hullámtér / mentett oldal / Tisza megoszlására jellemző, hogy az 1. és 2. főkomponens is a mentett oldalon érte el a nagyobb értéket, míg a 3. főkomponens a Tiszában. A főkomponens-analízissel is megmutatkozik, hogy a hullámtéri holtmedrek összességében szennyezettebbek a mentett oldaliaknál.

Yidana et al. (2008) is főkomponens-analízis segítségével vizsgálták mintaterületük (Ankobra medence) hidrogeokémiáját a mért vízkémiai változók alapján, azzal a céllal, hogy a területegységekre jellemző folyamatokat és a víz térbeli változékonyságát vizsgálják. Hozzám hasonlóan arra a következtetésre jutottak, hogy a mintaterületük hidrokémiájára területegységenként különböző természetes és mesterséges folyamatok vannak hatással. Eredményükben különbséget tudtak tenni azon területek között, melyeket a természetes szilikát ásványok mállása, illetve a csapadék és az antropogén szennyvizek, szerves anyagok bomlása határoz meg leginkább.

Tanos et al. (2011) szintén többváltozós adatelemzési módszerekkel vizsgálták a Felső-Tiszából több helyen 1974-2005 között vett vízmintákat. Munkájuk során hozzám hasonlóan nagy adatmennyiséggel, közel 300.000 adattal dolgoztak. Az alap statisztikák mellett korreláció- és főkomponens-

analízist végeztek. Megállapították, hogy a Felső-Tiszára a mellékfolyók közül a Szamos gyakorolja a legnagyobb hatást. A területi különbségek feltárásán kívül ők a vízminőség évszakos különbségeire, valamint az évszakoktól függő és független összefüggésekre is fényt derítettek. Esetemben a hasonló következtetések levonására az izotópanalitikai eredmények adták meg leginkább a lehetőséget.

A diszkriminancia-analízist a mintavételi helyek és periódusok (függő változók), valamint a kapott főkomponensek és mért vízkémiai változók (független változók) összehasonlítására végeztem el. A keresztvalidált osztályba sorolás pontosságának az eredményei a következők lettek:

- mintavételi helyek – vízkémiai eredmények: 78,8%,
- mintavételi periódusok – vízkémiai eredmények: 52,3%,
- mintavételi helyek – főkomponensek: 60,4%,
- mintavételi periódusok – főkomponensek: 37,4%.

Ezek alapján elmondható, hogy a vízkémiai változók együttes értelmezése mondja meg a legnagyobb pontossággal, hogy honnan származik a vízminőség. Vagyis 78,8%-kal becsülhető a mintavételi hely, a 33,3%-os (100/3) véletlenszerű osztályozáshoz képest.

#### **4.2.3. A felszíni vízminták vízkémiai eredményeinek összegzése**

A mért vízkémiai változók értékelése során azt tapasztaltam, hogy a holtmedrek nem mutatnak olyan egységes képet, mint izotóparányaik alapján. Vízkémiai összetételük nem kategorizálja a holtmedreket egyértelműen elhelyezkedésük alapján. A különböző periódusokban (évszakokban) mintázott holtmedreket az egyes vízkémiai változók különbözőképpen osztályozzák. A vezetőképesség, ammónium, foszfát és szerves anyag a legnagyobb mennyiségben a mentett oldalon található, míg a nitrit és nitrát a Tiszában. A vezetőképesség, nitrit, nitrát és foszfát a hullámtéren található a legkisebb mennyiségben, az ammónium és szerves anyag pedig a Tiszában. Összességében a mentett oldali holtmedrekben a hullámtérhez képest nagyobb koncentrációkat mértem, nagyobb szórás-értékekkel. A Tiszára jellemző értékek kisebb határok között mozognak, mint a holtmederre jellemzők, de a koncentrációk nagysága nem egységesen helyezkedik el a holtmedrekhez képest, így a Tiszából történő vízpótlás ezen eredmények értékelésével bizonytalan, de nem valószínűsíthető. Természetesen, az általam mért paraméterek közül, a vízkémiai változók azok, amelyek a legérzékenyebben reagálnak a holtmedrek közelében történt változásokra (pl. mezőgazdasági tevékenység, szennyvízelvezetési problémák). Erre bizonyíték a nagyszámú kiugró adat.

A holtmedrek és a Tisza a legtöbb vízkémiai határértéknek (*MSZ 12749:1993* és *10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet*) megfelelően nem szennyezett. Az *MSZ 12749:1993* alapján a mért eredmények kb. 40%-a kiváló kategóriájú, míg a *10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet* alapján az adatok kb. 65%-a határérték alatti koncentrációt adott. A legtöbb szennyezést okozó vízkémiai változó a foszfát, a nitrát és az ammónium. A hullámtéren több határérték feletti eredmény született, mint a mentett oldalon, de a mentett oldalon magasabbak a mért értékek.

A statisztikai értékelés során a legjelentősebb korrelációs kapcsolatot az ammónium és a foszfát között találtam, melyek a főkomponens-analízisnél az első főkomponensbe kerültek a legnagyobb összvariancia részesedéssel. Ezek azok a változók, amelyek leginkább a friss szerves szennyeződésekre jellemzők (*Kotroczó et al., 2010; Szabó et al., 2010b*). Magas koncentrációjuk egyértelműen főleg a mentett oldalra jellemző. A diszkriminancia-analízis a legjobb eredményt (78,8%) a mintavételi helyek vízkémiai eredményekkel való beazonosítására hozta.

### 4.3. Elemanalitika

#### 4.3.1. A felszíni vízminták elemanalitikai eredményeinek együttes értékelése

Az 11. táblázatban az általam mért elemkoncentrációk kiemelt adatai láthatók mintavételi területenként csoportosítva. A táblázat csak azokat az elemeket tartalmazza, melyeket minden mintavétel alkalmával lemértem. Az eredmények értékelésekor a mediánt, átlagot, szórást és interkvartilis terjedelmet használtam úgy, mint a vízkémiai eredmények értékelésénél a boxplot diagramokon. Itt a nagyszámú mért változó miatt nincs lehetőség a boxplot diagramok bemutatására.

A minták származási helyét összehasonlítva különböző trendeket figyelhetünk meg (11. táblázat). Az Al és Zn esetében nem lehet jelentős különbséget látni a holtmedrek és a Tisza között, csak annyit, hogy a tiszai minták szórása kisebb, szűkebb határok között mozognak. A Co, K, Mg, Mn, Pb nagyobb koncentrációban a mentett oldali mintákban található, a hullámtérekhez és a tiszaiakhoz képest. Ami a szórásaikat illeti, az Pb kivételével (ahol megközelítőleg egyforma) a többi elem szórása a mentett oldalon a legnagyobb, a Tiszában pedig a legkisebb. Ba, Ca, Fe, Na elemek koncentrációja a hullámtéren a legkisebb, a mentett oldalon és a Tiszában is nagyobb. A szórásokra itt is igaz, hogy a Tiszában a legkisebb, a mentett oldalon a legnagyobb. A Cd minden vízmintában kimutatási határ alatti (<0,001 mg/l) koncentrációt adott. Az As az egyetlen olyan mért elem, amely a hullámtéren kicsit magasabb koncentrációt ért el, mint a többi helyen. Végül azok az elemek maradtak, melyek a Tiszában található legnagyobb koncentrációban. Ezek a Cr, Cu, Mo, Ni és P. A Cr, Mo és P szórása a Tiszában a legnagyobb, míg a Cu és Ni szórására az előbbi tendenciák az igazak, vagyis a Tiszában a legkisebb. Az adatokból látszik, hogy a mentett oldalon vett minták koncentrációi összességében magasabbak, mint a hullámtéren és a Tiszában mért koncentrációk.

A kiugró adatok tekintetében a Cr, Fe, K, Mg, Mn, Mo és Na mérések tartalmazzák a legtöbb kiugró adatot. A holtmedrek tekintetében pedig a H2, H12, H15, H16, H28, H32 és H42 holtmedrek mutattak szélsőségesen magas értékeket a legtöbbször. A legjellegzetesebb a H28 holtmeder, ahol 2010. március kivételével mindenhol szélsőséges értéket adott a Na mérés eredménye. Ezek közül a H15, H16, H28 és H32 holtmeder a vízkémiai változók esetén is sok szélsőséges eredményt adott.

11. táblázat. ICP-OES módszerrel mért elemek koncentrációi mg/l-ben a mintavételi helyek szerint csoportosítva

	Mentett oldal				Hullámtér				Tisza			
	Átlag	Medián	Szórás	Interkvartilis terj.	Átlag	Medián	Szórás	Interkvartilis terj.	Átlag	Medián	Szórás	Interkvartilis terj.
<b>Al</b>	0,465	0,05	1,4	0,387	0,269	0,05	0,415	0,364	0,229	0,05	0,275	0,314
<b>As</b>	0,00395	0,0023	0,00369	0,0063	0,00395	0,003	0,0032	0,0057	0,00342	0,0016	0,0031	0,00565
<b>Ba</b>	0,0591	0,0492	0,0377	0,0432	0,0459	0,0412	0,0217	0,0273	0,0464	0,0457	0,0102	0,0133
<b>Ca</b>	58,4	50	39,8	62,6	41,7	39,2	38,3	21,6	45,1	41,3	13,9	27,9
<b>Cr</b>	0,0386	0,001	0,093	0,0109	0,0267	0,001	0,0595	0,0151	0,0522	0,001	0,0836	0,123
<b>Cu</b>	0,0139	0,011	0,0132	0,0207	0,0152	0,0104	0,0172	0,0222	0,017	0,0143	0,0144	0,0237
<b>Fe</b>	0,8	0,368	1,82	0,815	0,438	0,0789	0,752	0,583	0,469	0,179	0,602	0,826
<b>K</b>	12,2	8,79	10,4	7,82	5,46	4,63	3,84	3,25	3,1	2,96	0,842	1,4
<b>Mg</b>	18	14,4	13,7	19,3	9,13	7,22	8,52	4,78	7,94	7,19	2,66	4,9
<b>Mn</b>	1,11	0,243	1,91	1,25	0,283	0,0654	0,711	0,182	0,0321	0,0225	0,0344	0,0672
<b>Na</b>	56,3	24,8	126	23,1	14,7	11,4	10,8	8,87	26,9	26,7	8,4	13,1
<b>Pb</b>	0,0271	0,0151	0,0289	0,0507	0,0235	0,00385	0,0272	0,0437	0,0186	0,001	0,0265	0,0439
<b>Zn</b>	0,0249	0,0136	0,0272	0,0398	0,0269	0,0157	0,0543	0,0314	0,0238	0,0169	0,0262	0,0285

Kruskal-Wallis teszttel megvizsgálva a mért elemek mintavételi hely szerinti különbözőségét, megállapítható, hogy az Al, As, Ba, Cr, Cu, Fe, Pb és Zn esetében nincs köztük szignifikáns különbség ( $p > 0,05$ ). A többi elemnél Mann-Whitney teszttel páronként megvizsgálva azt az eredményt kaptam, hogy a mentett oldal és a hullámtér minden elem esetében szignifikánsan különbözik ( $p < 0,05/3$ ). A mentett oldal és a Tisza összehasonlításában csak a Ca és a Na esetében nincs szignifikáns különbség ( $p > 0,05/3$ ), míg a hullámtér és a Tisza esetében a Ca és a Mg elemeknél mondható el ugyanez.

A VKI – *Vízgyűjtő-gazdálkodási terv* (2010a) szerint időről-időre előfordulhat, hogy a határ túloldaláról jellemzően Zn, Cu és Cd tartalmú szennyezések érkeznek a Tiszán. Ezek közül a Cd mérési eredményeit mind 0,001 mg/l (kimutatási határ) alattinak mértem, vagyis a vizsgálat ideje alatt nem tapasztaltam Cd-tartalmú vízszennyezést a Tiszán. A 2010. júliusi mintázás az árhullám levonulása után történt. Az akkor mért eredmények közül azonban a Zn és az Pb koncentrációja nagyobb a többi elemhez képest. Potenciálisan ez a két nehézfém okozott szennyeződést.

12. táblázat. A mért elemek mediánjai (mg/l) a mintavételi időpontok szerint csoportosítva

	2007. okt.	2009. nov.	2010. márc.	2010. júl.	2010. aug.
<b>Al</b>	0,05	0,05	0,121	0,05	0,497
<b>As</b>	0,001	0,00305	0,0084	0,001	0,003
<b>Ba</b>	0,0531	0,0672	0,0232	0,0407	0,0488
<b>Ca</b>	41,5	45,9	17,9	41,2	49,8
<b>Cr</b>	0,001	0,001	0,001	0,001	0,108
<b>Cu</b>	0,001	0,0289	0,0094	0,0124	0,0116
<b>Fe</b>	0,294	0,421	0,0539	0,001	1,06
<b>K</b>	5,98	7,43	2,63	5,58	3,76
<b>Mg</b>	9,66	9,34	3,05	7,99	10,2
<b>Mn</b>	0,107	0,176	0,0964	0,001	0,0749
<b>Na</b>	21,7	27	10,6	11,2	13,1
<b>Pb</b>	0,001	0,001	0,001	0,0393	0,0648
<b>Zn</b>	0,008	0,0356	0,0059	0,0368	0,001

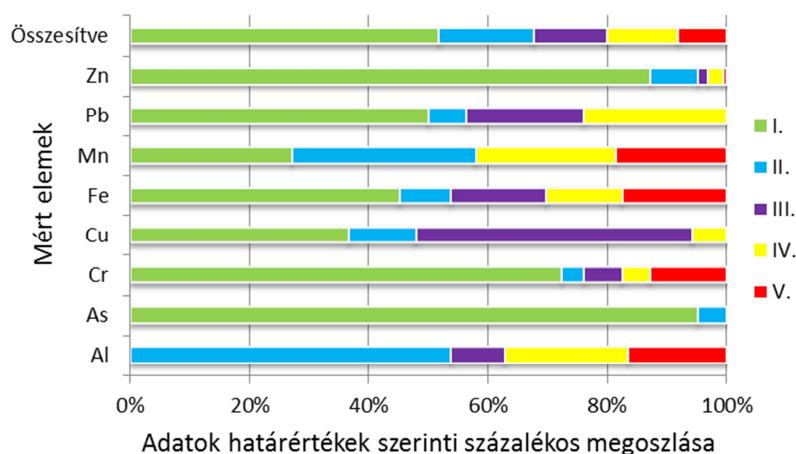
A 12. táblázatban azon elemek mintavételi időpont szerint csoportosított mediánjai láthatók, melyeket minden mintavételi időpontban lemértem. Itt nagyon heterogén képet kapunk. A legtöbb elem esetében a 2009. novemberi vagy a 2010. augusztusi mintavételkor mértem a legmagasabb értékeket. Az Al, Cr és Fe esetében látszik a legjelentősebb koncentráció-növekedés a 2010. augusztusi mintázáskor. A 2009. novemberi magasabb koncentrációkra magyarázat lehet az őszi csapadékszegényebb periódus beállta, a vízben található oldott anyagok koncentrációjával. A legkisebb koncentrációkat

összességében a 2010. márciusi mintázáskor kaptam (kivétel az As), mivel ez előtt ment végbe a hóolvadás, ekkor jelentős mértékben hígultak az oldott anyagok.

Az általam mért főelem-koncentrációk (Ca, Mg, Na, K) összhangban vannak az irodalomban talált eredményekkel (Hetényi, 1999). Banics (2000) arról ír, hogy a Tisza vízgyűjtő jellegéből adódóan a vas és mangán nagyobb koncentrációban fordul elő, a 0,5 mg/l-t is meghaladhatja. Méréseim során ez a Fe esetében beigazolódott, viszont a Mn esetében ennél alacsonyabb értékeket mértem.

Tanos et al. (2011) egy és többváltozós adatelemzési módszerekkel vizsgálták a Felső-Tiszából több helyen 1974-2005 között vett vízmintákat. Megállapították, hogy a Ca, Mg és K esetében alig van különbség a télen és nyáron mért értékek között.

A határértékekkel való összevetés szerint elmondható, hogy mind az MSZ 12749:1993 és a 10/2010.(VIII.18.) VM rendelet egységesen kezeli az állóvizet és vízfolyásokat az elemtartalom szerint. Határértékeket pedig csak a toxikus szennyező elemekre határoznak meg. A 10/2010.(VIII.18.) VM rendelet az MSZ 12749:1993 alapján készült, és csak a Cd, Ni és Pb határértékeiben található különbségek. Mivel az MSZ 12749:1993 szigorúbb osztályozást ír elő, így ez alapján értékeltem az eredményeket (32. ábra).



32. ábra. A mért elemkoncentrációk megoszlása az MSZ 12749:1993 szerinti vízminőségi osztályok között

A minden mintavételi időpontban mért elemek közül a Ba, Ca, K, Mg és Na értékre nincs határérték. Az Al, As, Cd, Cr, Cu, Pb és Zn koncentrációkra megadott határértékek szerint összesítve az adatok kb. 50%-a a kiváló (I.) vízminőségi osztályba tartozik (32. ábra). A legkevesebb adatot az erősen szennyezett (V.) minőségi osztály tartalmazza. A legtöbb kiváló (I.) kategóriába

sorolható eredményt az As, Zn és Cr adták, míg a legtöbb erősen szennyezett minősítésű elem az Al, Mn és Fe. Az Al esetében az eredmények csak a III. minőségi osztály felett értékelhetők, mivel az az alattiak a kimutatási határ (0,05 mg/l) alatt voltak.

*Banics* (2000) a Tiszáról szóló munkájában arról is ír, hogy néhány toxikus nehézfém (Zn, Cu és Cr) koncentrációja erősen ingadozhat, de alacsony tartományban marad. Ezt a megállapítást méréseimmel részben igazolni tudom, hiszen a Cr esetében kb. 70%-ban, a Zn esetén pedig majdnem 90%-ban a kiváló kategóriába kerültek az eredmények. A Cu-nél ez csak az eredmények kevesebb, mint 40%-ára igaz, ami magyarázható a *Banics* (2000) által leírt koncentráció-ingadozással.

#### **4.3.2. A felszíni vízminták elemanalitikai eredményeinek statisztikai értékelése**

Az SPSS program segítségével a vízminták elemösszetételét is megvizsgáltam kétváltozós korreláció-analízissel úgy, hogy minden, mind az öt alkalommal mért elem összehasonlításra került. A Pearson-féle korrelációs együtthatók (zárójelben feltüntetve) alapján a legjelentősebb korrelációs kapcsolatokat ( $<0,01$ ) a következő elemek alkották:

- Al – Fe ( $r=0,885$ )
- Ba – K ( $r=0,559$ ), Mg ( $r=0,489$ ), Na ( $r=0,498$ )
- Ca – K ( $r=0,568$ ), Mg ( $r=0,822$ ), Mn ( $r=0,519$ ), Zn ( $r=0,699$ )
- Cr – Pb ( $r=0,562$ )
- K – Mg ( $r=0,782$ ), Mn ( $r=0,794$ )
- Mg – Mn ( $r=0,632$ )

A főkomponens-analízis elvégzésekor az As és a Cu elemeket kellett kihagynom, mivel rontották az összvariancia értékét (kommunalitásuk  $\leq 0,5$ ). Az analízis során 4 főkomponenst kaptam, amelyek az összvariancia 78,4%-át magyarázzák (ld. 13. táblázat). A vizsgálat KMO értéke 0,590, mely az elemek esetében sem túl magas, de valamivel több, mint a vízkémiai változóknál. A Bartlett-próba értéke  $p<0,05$ .

13. táblázat. A négy főkomponens mátrixa és az összvariancia által lefedett részük

	1	2	3	4
<b>Ca</b>	0,922			
<b>Mg</b>	0,846			
<b>Zn</b>	0,731			
<b>K</b>	0,714			
<b>Mn</b>	0,701			
<b>Al</b>		0,967		
<b>Fe</b>		0,958		
<b>Na</b>			0,837	
<b>Ba</b>			0,725	
<b>Cr</b>				0,888
<b>Pb</b>				0,860
<b>Magyarázott variancia</b>	<b>29,6%</b>	<b>17,5%</b>	<b>16,3%</b>	<b>15%</b>

A korreláció- és főkomponens-analízist összehasonlítva láthatjuk, hogy a főkomponenseket az egymással erősen korreláló kapcsolatok alkotják.

A főkomponens-analízist elvégeztem úgy is, hogy a mintavételi helyek szerint szeparáltam az eredményeket.

A **mentett oldalon** a következő eredmények születtek:

KMO érték: 0,507, összvariancia 90%-át lefedik a főkomponensek:

1. Mg, Mn, K, Ca (Magyarázott variancia: 31,5%)
2. Fe, Al (Magyarázott variancia: 17,8%)
3. Pb, Cr (Magyarázott variancia: 14,8%)
4. Na, Ba (Magyarázott variancia: 14,5%)
5. Zn (Magyarázott variancia: 11,4%)

A **hullámtéren** a következő eredmények születtek:

KMO érték: 0,711, összvariancia 74,1%-át lefedik a főkomponensek:

1. Mg, Ca, K, Zn, Na (Magyarázott variancia: 35%)
2. Fe, Al, Mn, Ba (Magyarázott variancia: 22,5%)
3. Cr, Pb (Magyarázott variancia: 16,6%)

A **Tiszában** a következő eredmények születtek:

KMO érték: 0,633, összvariancia 84,5%-át lefedik a főkomponensek:

1. Cr, Ca, Mg, Na, Fe, Pb, Ba, Mn, Al (Magyarázott variancia: 60,2%)
2. K, Zn (Magyarázott variancia: 24,3%)

A főkomponensekből az látszik legszembetűnőbben, hogy a vízminták koncentrációit a főelemek (a Mn és Zn kiegészülésével) határozzák meg a legjobban, mivel minden főkomponens-analízisnél ezek kerültek az első főkomponensbe. Ezek az elemek különböztetik meg szignifikánsan a

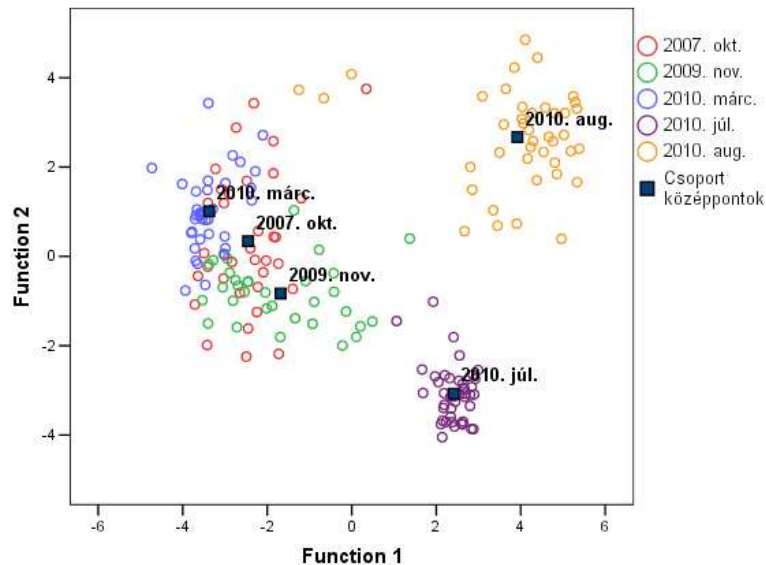
mintavételi területeket (Kruskal-Wallis teszt). A Tisza ebben némileg különbözik, hiszen ott egyéb, toxikus szennyező elemek is helyet kaptak az 1. főkomponensben, jelezve ezzel azt, hogy a Tisza vizében meghatározóbb szerepük van, mint a holtmedrekben. Ha a Ca, Mg, K és Na főelemek koncentrációit megnézzük a mintavételi hely szerinti megoszlásban, megállapíthatjuk, hogy a mentett oldalon magasabbak a koncentráció- és szórásértékek is a hullámtérhez képest. A Tisza szórása a legkisebb, de a K kivételével egy kicsivel magasabb koncentrációt mutat a hullámtérhez képest.

A diszkriminancia-analízist a mintavételi helyek és periódusok, valamint a korábban kapott főkomponensek és közvetlenül a mért elemkoncentrációk összehasonlítására végeztem el. A csoportosítások helyessége a következőképpen alakult:

- mintavételi helyek – elemanalitikai eredmények: 75,0%,
- mintavételi periódusok – elemanalitikai eredmények: 94,1%,
- mintavételi helyek – főkomponensek: 50,5%,
- mintavételi periódusok – főkomponensek: 72,9%,

Ezek alapján megállapítható, hogy míg a véletlenszerű osztályozás várható pontossága 20% (100/5) a mintavételi idők esetében, és 33,3% (100/3) a mintavételi helyek esetén, addig az elemanalitikai eredmények együttes vizsgálata igen nagy pontossággal, 94,1% valószínűséggel behatárolja, hogy melyik mintavételi időpontban lett begyűjtve az adott minta, és 75% pontossággal a mintavételi hely is becsülhető.

A 33. ábra egy ordinációs diagram, ahol az első két függvény értékei és a csoportközéppontok kerültek ábrázolásra. Láthatjuk, hogy határozottan elkülönülnek a mintavételi időpontok, a körülöttük szóródó mérési eredményekkel. Az ábra a csoportosítások jellegzetes elhelyezkedését mutatja. Ha a három 2010-es mintavételt nézzük, azt láthatjuk, hogy határozottan elkülönülnek egymástól, de a két korábbi (2007. október és 2009. november) mintavétel beékelődik, leginkább a 2010. márciusi és júliusi mintázás közé. Ennek okai a kanonikus függvényekben rejlenek. Az 1. függvényt a koefficiensek alapján az Pb (0,8) koncentrációja, a 2. függvényt pedig a Cr (0,651), Al (0,42) és Zn (-0,378) koncentrációi határozzák meg szignifikánsan. Vagyis az Pb koncentrációja 2010. augusztusban és 2010. júliusban volt a legmagasabb, utánuk következett 2009. november. 2007. októberben és 2010. márciusban minden mért Pb érték kimutatási határ (0,001 mg/l) alatti lett. Ezt a sorrendet fedezhetjük fel az 1. függvényben. A 2. függvényt már három elem alakítja. Ezek közül a Cr 2010. augusztusban volt a mintákban számottevő mennyiségben; az Al 2010. augusztusban, 2010. márciusban és 2007. októberben; a Zn pedig 2010. augusztusban, 2010. márciusban és 2007. októberben volt a legalacsonyabb koncentrációban (a Zn-nél azért a legalacsonyabb értékeket kell figyelni, mert a koefficiense negatív előjelű). Tehát ezeket a mintázásokat leginkább az Pb, Cr, Al és Zn koncentrációi diszkriminálják.



33. ábra. Kanonikus diszkriminancia-analízis eredménye a mintavételi periódusok és az elemanalitikai eredmények alapján

#### 4.3.3. A felszíni vízminták elemanalitikai eredményeinek összegzése

Az elemanalitikai eredmények értékelésekor összességében megállapítható, hogy a holtmedrek sokkal heterogénebb képet mutatnak, mint a Tisza, koncentrációikat nagyobb szórások jellemzik. A mentett oldal értékei (Co, K, Mg, Mn és Pb) összességében nagyobbak a hullámtéri és tiszai értékeknél. A Cr, Cu, Mo, Ni, P és Na koncentrációi a Tiszában a nagyobbak, az As koncentrációja pedig a hullámtéren. A legkisebb értékeket összességében a 2010. márciusi mintázás adta, kivéve az As-t. A legmagasabb koncentrációk a 2009. novemberi és 2010. augusztusi mintázásokat érintik. A Cr, Fe, K, Mg, Mn, Mo és Na mérések adták a legtöbb kiugró adatot.

Az általam vett vízminták kb. 50%-a a kiváló (I.) vízminőségi kategóriába tartozik az MSZ 12749:1993 és a 10/2010.(VIII.18.) VM rendelet szerint. A legtöbb kiváló (I.) minősítésű elem az As, Zn és Cr, míg a legtöbb erősen szennyezett kategóriába sorolható eredményt az Al, Mn és Fe adta.

A főkomponensek alakulását a korrelációs kapcsolatok és a Kruskal-Wallis teszt eredménye magyarázza. A holtmedreket alapvetően a főelemek (1. főkomponens) mennyisége, a Mn és Zn kiegészülésével, határozza meg, míg a Tiszát egyéb szennyező elemek (Cr, Fe, Pb, Al) is befolyásolják, az időről időre érkező kisebb-nagyobb nehézfém-tartalmak miatt (VKI – Vízyűjtő-gazdálkodási terv, 2010a). A diszkriminancia-analízissel a legjobb eredmény 94,1% lett a mintavételi periódusok és az elemanalitikai eredmények között, amely majdnem ötször nagyobb érték a véletlenszerű osztályozás várható pontosságánál.

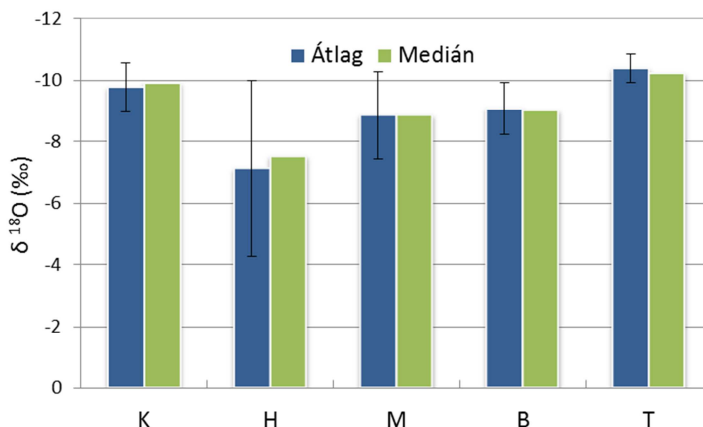
## 4.4. Talajvízvizsgálat

A talajvíz-vizsgálatok a négy kiválasztott holtmeder részletesebb tanulmányozására, és ezen keresztül a vízpótlás lehetőségeinek részletesebb feltárására hivatottak, de rajtam kívülálló okok miatt, sajnos ezen eredmények nem folytonosak. Leginkább azért, mert már 2009 novemberére 3 kutat elloptak (a 12-ből), 2010. márciusra pedig további kettőt. Az idő és erőforrások korlátozottsága miatt ezeket pótolni sajnos nem tudtam, így a maradék kutak nyújtotta adatokkal kellett beérem. 2009 novemberében pedig annyira száraz idő volt, hogy a maradék kutak közül is mindössze egyben találtam vizet.

Hasonló jelenségről Szalai (2011) írt is, miszerint egy meglehetősen száraz évszaknak köszönhetően a Tiszántúlon akár 75-100 cm-es talajvízszint-süllyedés is bekövetkezhet. Egy ilyen mértékű talajvízszint-süllyedés pedig elegendő ahhoz, hogy a korábban elég mélynek vélt kutak kiszáradjanak.

### 4.4.1. A talajvízminták izotópanalitikai vizsgálata

A 34. ábra a megmintázott kutak  $\delta^{18}\text{O}$  (‰) értékeinek átlagát és mediánját mutatja be az adott területre vonatkozóan. Az ábrán a holtmedrek és a Tisza átlagai (és mediánjai) is fel vannak tüntetve az összehasonlíthatóság érdekében. Első ránézésre egy folyamatos átmenet figyelhető meg a Tiszától a holtmedrek irányába, azaz úgy tűnik, hogy a távolsággal a felszín alatt egyre inkább elkeveredik egymással a holtmedrek és a Tisza vize.



34. ábra. A talajvíz és a hozzájuk kapcsolódó felszíni vízminták  $\delta^{18}\text{O}$  (‰) értékeinek átlaga  $\pm$  szórás értékei és mediánjai  
K: holtmedren kívül (talajvízminta), H: holtmeder (felszíni vízminta), M: a régi folyómeder elhagyott szakasza (talajvízminta), B: a holtmeder és a Tisza között (talajvízminta), T: Tisza (felszíni vízminta)

A holtmedren kívüli talajvíz esetében (34. ábra) feltételezhető, hogy az egy Tiszától független vízbázis, amelyet leginkább az éves csapadék együttesen határoz meg. Ehhez hasonló eredményre jutott *Fette et al.* (2005) is, akik a Rhone folyó meghatározó szerepét mutatták ki a folyó menti talajvíz alakulásában. *Butler* (2007) pedig két eltérő izotóparányokkal jellemezhető tó vizének talajban végbemenő keveredését modellezte le.

*Vitória et al.* (2008) szintén a talajvíz dinamikájának vizsgálatával foglalkoztak izotópvizsgálatok segítségével. Szennyezések nyomon követése céljából  $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$   $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$  értékeket mértek, és megállapították, hogy a talajvíz emelkedett nitráttartalmáért a környéken elterjedt szerves sertés trágya valamint szintetikus műtrágya használat a felelős a talajban végbemenő keveredés miatt.

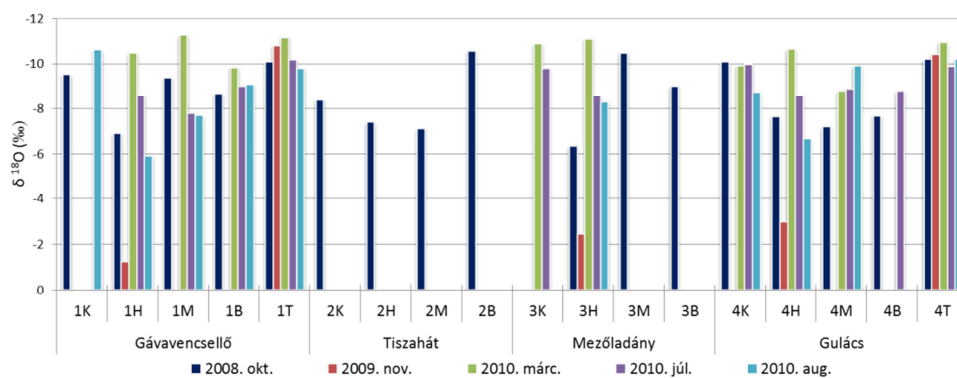
A felszíni és talajvíz kölcsönhatásának tanulmányozására végeztek kutatásokat *Négre*l et al. (2003) is. Munkájuk során hordalékos síkságon vizsgált folyóparti vízbázis esetében kimutatták a helyi csapadék meghatározó szerepét, a Loire és az Allier folyók közelsége ellenére.

Ezekkel ellentétes eredményekről is lehet olvasni a szakirodalomban. Például *Vandenschrick et al.* (2002) délkelet Spanyolország karsztos területének talajvízmintáit vizsgálták, és a  $\delta\text{D}$  és  $\delta^{18}\text{O}$  értékek kiértékelésekor arra a következtetésre jutottak, hogy jelentős különbségek mérhetők ki az atlantikus eredetű helyi csapadéktöbblet, a talajvíz és a mélyebb talajvízrétegekben található nyugat Mediterrán eredetű vízpára között. A mintaterületük esetében nem áll fenn a talajban bekövetkező keveredés.

A felszíni vízminták izotópanalitikai értékelésekor megállapítottam, hogy az áradás levonulása után a hullámtéri holtmedrek izotóparányai a Tiszához nagyon hasonlóvá válnak, hiszen a Tisza megújítja vizüket. Ekkor nemcsak a holtmedreket, hanem az egész hullámteret beborítja a Tisza árhulláma, mely víz egy része némi párolgás után beszivárog a talajba. A hullámtéri talajvíz tulajdonságait így több tényező is befolyásolhatja: a meglévő talajvíz, a hullámtér felszínéről beszivárgó víz, a holtmederből szivárgó víz, a Tiszából szivárgó víz, valamint a csapadék mennyisége és izotóparányai. E befolyásoló tényezők súlya azonban területileg eltérő, ezért általános következtetést hozni nagyon nehéz és megkérdőjelezhető. Ezt mutatják a 34. ábra szórás-értékei is. A régi folyómeder mentén és a holtmeder – Tisza között vett talajvízminták szórásának nagysága miatt érdemes külön-külön is megvizsgálni az eredményeket minden holtmeder esetében.

A 35. ábra az összes minta  $\delta^{18}\text{O}$  (‰) értékét mutatja be külön-külön mindegyik mintaterületre. A Tiszából származó minta csak Gávavencsellő és Gulács esetében van feltüntetve, mert korábbi fejezetekben láthattuk, hogy mennyire egységes izotóparányok jellemzik a Tiszát. Az oszlopok magassága alapján a talajvíznél is megállapítható, hogy a 2010. márciusi mintavétel jellemezhető a legnegatívabb izotóparányokkal. Ekkor határozottan látszik, hogy a legtöbb mintában hasonló értékeket mértem (még a holtmedren kívüliekben is), kivéve a régi folyómeder mentén Gulácsnál (4M), ahol egy kissé „bepárlódottabb” felszín alatti víztesttel találkoztam. Az egységesen

negatív márciusi értékek magyarázata a talajvíz esetén is a nem sokkal azelőtt végbement hóolvadás, vagyis az olvadt hó erősen negatív  $\delta$  értéke (Longinelli et al., 2008), ami a megelőző száraz periódus (2009. november) után könnyen a talajba tudott szivárogni. A mérhető kutak közül a „legbepárlódottabbak” a 2008. októberi és a 2010. augusztusi mintázásokkor kerültek ki (természetesen a 2009. novemberiek után, amikor víz sem volt a kutakban). A holtmedren kívüli minták minden alkalommal a negatívabbak közé sorolhatók. Ez valószínűleg azért van, mert azokat a talajvízbázisokat leginkább az adott területre jellemző csapadék határozza meg. A holtmeder és a Tisza közötti területet azonban holtmedrenként külön érdemes elemezni (a 35. ábra alapján).



35. ábra. A talajvíz és a hozzájuk kapcsolódó felszíni vízminták  $\delta^{18}\text{O}$  (‰) értékei minden mintaterületen

K: holtmedren kívül (talajvízminta), H: holtmeder (felszíni vízminta), M: a régi folyómeder elhagyott szakasza (talajvízminta), B: a holtmeder és a Tisza között (talajvízminta), T: Tisza (felszíni vízminta)

#### Gávavencsellő:

A 2008. októberi mintázáskor az 1M kút  $\delta^{18}\text{O}$  (‰) alapján feltehető, hogy a régi Tisza-mederben a Tisza kissé párolgó vize található. Ekkor a holtmederben és a meder – Tisza között is ennél pozitívabb értéket mértem. Ezt az is igazolhatja, hogy 2010. márciusban az 1M és 1T értékek közel azonos nagyságúak. A két utolsó mintavételkor hasonló értékeket mértem az 1M és 1B esetében. Ekkor feltételezem, hogy a júliusi áradás után beszivárgott víz „konzerválódott” a talajban, míg a holtmederben párologni tudott. Az 1H negatívabb 2010. július esetében, az áradás levonulása után, de már kevésbé negatív 2010. augusztusban. Ennél a két utolsó mintavételnél nem igazolódott be az az elmélet, miszerint a régi mederben a talajvízen keresztül a Tisza vize áramlik.

#### Tiszahát:

A 2008. októberi mintázás, az egyetlen, ahonnan mérési eredmények vannak. 2009. novemberre egy kút már eltűnt (2K), a másik kettő és maga a

holtmeder is a szárazság miatt pedig üres volt. 2010. márciusban már egyik kutat sem találtam meg, így ennek a holtmedernek a vizsgálatát ekkor be kellett fejezni. A 2008. októberi eredmények alapján feltűnő jelenség, hogy a 2B kútban negatívabb izotóparányokkal rendelkező víz található, mint a Tiszában (1T vagy 4T). Ez azzal magyarázható, hogy még az áradás alatt talajba szivárgott negatív izotóparányú víz olyan elszigetelt helyre kerülhetett, hogy egyáltalán nem tudott párologni, vagy pedig az ott található talajvíz összeköttetésben lehet egy idősebb, felszín alatti vízbázissal. A régi folyómeder (2M) Tiszával való kapcsolatának valószínűsége elhanyagolható.

#### **Mezőladány:**

2009. novemberben a 3K kút ki volt száradva, utána még két mintavételkor megtaláltuk. 2010. augusztusra azonban már mindegyik kutat feltehetőleg ellopták, így elég kevés mérési adattal rendelkezem erről a holtmederről is. Ami a kevés adatból látszik, hogy a 3K eredményei mellett a 3M is meglehetősen negatív értéket mutat. Eszerint a régi mederben akár áramolhat is a Tisza vize, de ezt sajnos több mintavétellel sem alátámasztani, sem megcáfolni nem tudom. Illetve itt is elképzelhető (mint Tiszahát esetén), hogy az áradás során a területre került negatív izotóparányú víz a talajba szivárgást követően konzerválódott, megőrizve az akkori  $\delta$  értékeket.

#### **Gulács:**

Gulács esetében a talajvízről kb. annyi adattal rendelkezem, mint Gávavencsellő esetében. Érdekes, hogy a 4B kút 2009. novemberben és 2010. márciusban is üres volt, amikor a száraz őszt a frissen elolvadt hó követte (a tél után). Ami a Tisza régi mederben való áramlását illeti, 2010. márciusban és 2008. októberben is a legkevésbé negatív érték a 4M kútból származik, pedig két jelentősen különböző időjárási feltételekkel jellemezhető időszakról van szó, így ekkor semmiképpen sem lehetett benne a Tisza vize. Azonban a 2010. augusztusi 4M minta alapján már felételezni lehetne az áramlást, ekkor ugyanis a Tiszához hasonló negatív értéket mértem benne. 2010. júliusban a 4H, 4M és 4B értékek közel egy magasságban helyezkednek el, bár kevésbé negatívak, mint a Tisza. Látszik, hogy az áradás mindegyiket egységesen befolyásolta, csak némi párolgást szenvedtek még a talajba szivárgás előtt. A gáton kívüli 4K kút erősen negatív izotóparányai a 2010. márciusi hóolvadás után még júliusig kitartottak, majd augusztusra más kissé pozitív irányba tolódtak a párolgás következtében. Ezek alapján ennél a holtmedernél sem tételezhető fel egységes, minden mintavételkor fennálló vízpótlás.

#### **4.4.2. A talajvízminták vízkémiai és elemanalitikai vizsgálata**

A vízkémiai eredmények mintavételi hely szerinti megoszlása alapján elmondható, hogy a vezetőképesség összességében a holtmedren kívül a

legnagyobb, míg a nitrit, nitrát és foszfát a holtmeder és a Tisza között. Az ammónium és a szervesanyag-tartalom a régi folyómederben érte el a legnagyobb koncentrációkat. A pH minden esetben 6-8 közötti értéket vett fel. A kutakból mért vezetőképesség, ammónium és foszfát értékek magasabbak a holtmedrek és a Tisza értékeinél. A nitrit és a nitrát koncentrációja a holtmedren kívüli kutakban érte el a legalacsonyabb értéket. Gávavencsellőnél a nitrát koncentrációja jellemzően magasabb a hullámtér és a Tisza között. A kémiai oxigénigény a holtmedrekben volt magasabb koncentrációban.

A vízkémiai eredmények idő szerinti megoszlásáról elmondható, hogy a nitrit, nitrát és foszfát a 2010. márciusi mintavételkor volt a legmagasabb koncentrációban, a vezetőképesség, az ammónium és a szervesanyag-tartalom pedig 2008. októberben.

A talajvízminták eredményeinek határértékekkel (6/2009. (IV. 14.) *KvVM-EüM-FVM együttes rendelet*) való összehasonlításánál elmondható, hogy a vízkémiai vizsgálatok tekintetében az ammónium esetén a mért eredmények kb. 80%-a szennyezett. Foszfát esetében csak 10% lépi túl a határértéket, és csak a 2010. márciusi mintázáskor (3K, 1K, 1B). A tavaszi magasabb foszfát koncentrációnak oka lehet a bomló avar vizes kivonatának talajba szivárgása. A vezetőképességnél az 1M kútnál fordult elő legtöbbször 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  fölötti érték, 2008. októberben a határértéket meg is haladta. A nitrit esetében is csak 1 határérték túllépés történt, amelyet szintén az 1M kút adott, de ezt már 2010. márciusban. A nitrátnál egyetlen határérték feletti értéket sem mértem. *Somlyódi* (2002a) arról ír, hogy az utóbbi időben csökkent a mezőgazdaság talajvízre gyakorolt negatív hatása a visszafogottabb vegyszerhasználat miatt. A kutak közül az 1M (Gávavencsellő, a régi folyómeder mentén) kútnál fordult elő legtöbbször határérték feletti koncentráció, de ennek speciális okát nem fedeztem fel.

Az elemkoncentrációk mérésére csak a három 2010-ben történt mintavételkor volt lehetőségem. A mért elemek mintavételi hely szerinti megoszlásáról elmondható, hogy a Na és az Al koncentrációja a Tiszában a legnagyobb, a Zn, Sr, Mo, Mg, Ca és Ba koncentrációja a holtmeder és a Tisza között a legmagasabb. A Ni, Cu, Cr értéke a régi folyómederben a legnagyobb, a K és As koncentrációja a holtmederben, a Mn, Fe és Pb koncentrációja pedig a holtmedren kívüli furatokban található a legnagyobb mennyiségben. A legalacsonyabb értékek a legtöbb elemnél a holtmederből származnak (Zn, Sr, Na, Mo, Mg, Fe, Cr, Ca és Ba). A Ni és K mennyisége a holtmedren kívül volt a legkisebb, az As a holtmeder és a Tisza között, az Al a régi mederben, Cu és Mn pedig a Tiszában érte el a legalacsonyabb koncentrációkat.

A határértékek (6/2009. (IV. 14.) *KvVM-EüM-FVM együttes rendelet*) szerinti megoszlásukról elmondható, hogy csak az Al, Ni Cr és Pb esetében mértem határérték feletti koncentrációkat, és 2010 augusztusában ezek a szennyező elemek minden kútban határérték feletti eredményt adtak. Az Al és Ni koncentrációja 2010. márciusban is nagy lett, az Pb-é pedig 2010. júliusban is.

#### 4.4.3. A talajvízvizsgálatok eredményeinek összegzése

Összefoglalva a 4 holtmeder izotópanalitikai elemzését, megállapítható, hogy egyikük esetében sem jelenthető ki határozottan a holtmeder – Tisza között olyan felszín alatti összeköttetés, még az elhagyott folyómeder talajrétegeiben sem, amely minden évszaknak és időjárási körülménynek ellenállva stabilan pótolná a holtmedrek vizét. A hullámtéren a talajvíz szinten tartásának biztosítására sokkal inkább az képzelhető el, hogy a Tisza áradása miatt hullámtérre kerülő víz, vagy egy száraz időszak után bekövetkező csapadékosabb idő miatt talajba szivárgó víz a felszín alatt részben konzerválódik, részben párolgás útján módosul.

A vízkémiai és elemanalitikai vizsgálatok során sem tapasztaltam olyan szabályszerűséget, amely alapján az egyértelmű vízpótlás nyomát fel lehetne fedezni akár a holtmeder és a Tisza között, akár a régi folyómeder talajrétegein keresztül. Mivel mind a négy holtmeder esetében mezőgazdasági művelés folyik a gáton belüli területeken, fennáll a mezőgazdasági eredetű szennyeződés lehetősége. Ha ilyen szennyeződések kerülnek, pl. műtrágyázás következtében a talajba, a talajvízbe szivárogva kimutathatókká válnak, és könnyen megváltoztatják a környező területekről odaszivárgó talajvíz tulajdonságait is (Szalai et al., 2004a; Kerék et al., 2011).

Az általam fűrt kutakból extrém szennyeződések nem mértem, a legtöbb határérték (6/2009. (IV. 14.) KvVM–EüM–FVM együttes rendelet) feletti koncentrációt a vízkémiai változók közül az ammónium és a foszfát adta. Az elemek közül az Al, Ni, Cr és Pb eredményei között szerepeltek határérték felettek.

## 4.5. Üledékkémia

### 4.5.1. Az üledékminták elemösszetételének együttes értékelése

A Felső-Tisza-vidéki holtmedrek vizsгалatsorozata alatt háromszor történt üledék-mintavétel (2007. október, 2009. november és 2010. augusztus), az esetleges változások nyomon követése céljából. Az utolsó mintavételkor a holtmedrek üledék-mintavételét a Tisza üledékének megmintázásával is kiegészítettem. A mért elemek összefoglalt koncentrációit a 14. táblázat mutatja be.

Az elemek értékelésénél az első szembetűnő jelenség, hogy a 2009. novemberi mintázáskor mért koncentrációk (a mentett oldalon és a hullámtéren is) sok elem esetében is kimagaslanak a többi közül. A másik két mintavétel értékei körülbelül egy szinten vannak, vagy a 2010. augusztusi mintázás eredményei kicsivel magasabban.

Bizonyos elemeknél (Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb és Zn) összességében a hullámtéren a nagyobbak minden mintavétel alkalmával a mért koncentrációk és szórás-értékek.

Más elemeknél (Ba, Ca, K, S és Sr) szintén tapasztalható, hogy a 2009. novemberi mintavételkor magasabbak a koncentrációk, de ezeknél az elemeknél már nem minden esetben a hullámtéri holtmedrekben magasabbak az értékek. Ennek oka a korábban már említett 2009. november előtti őszi száraz időszak, amely a mentett oldalra is ugyanolyan hatással volt, mint a hullámtérre. A Ba, Ca és S koncentrációk szórásai a mentett oldalon, a K és Sr értékeinek szórásai a hullámtéren a nagyobbak.

Néhány elem koncentrációira (As, Cd, Na és Ni) ezek a szabályszerűségek nem illenek, így ezeket külön értékelem. As mérésére 2010. augusztusban nem került sor, így csak két adatsorral rendelkezem róla. A két adatsor meglehetősen hasonló, az értékek közel állnak egymáshoz, a hullámtéren kicsivel magasabbak a koncentrációk. A Cd esetében szintén minden mért érték a hullámtéren magasabb, de a 2010. augusztusi mintázáskor mértem a legmagasabb értékeket. A Ni esetén szintén a hullámtéren található a nagyobb koncentrációk, de a 2009. novemberi és a 2010. augusztusi mintázáskor is magasabb értékeket mértem. Az As, Cd és Ni szórásai a hullámtéren a nagyobbak. A Na mérésekor azonban a mentett oldalon adódtak a magasabb koncentrációk és a nagyobb szórás értékek is, ami azt bizonyítja, hogy a mentett oldali holtmedrekre összességében nagyobb antropogén hatás nehezedik (*Gadallah, 1996*).

Kruskal-Wallis, majd Mann-Whitney teszttel megvizsgálva a mentett oldal és hullámtér közti különbségeket, azt az eredményt kaptam, hogy a Cd, Na, Pb és Zn esetében szignifikáns különbség található köztük.

14. táblázat. Az üledékmintákban ICP-OES módszerrel mért elemek koncentrációi mg/kg-ban

	2007. október				2009. november				2010. augusztus					
	Mentett oldal		Hullámtér		Mentett oldal		Hullámtér		Mentett oldal		Hullámtér		Tisza	
	Medián	Szórás	Medián	Szórás	Medián	Szórás	Medián	Szórás	Medián	Szórás	Medián	Szórás	Medián	Szórás
<b>Al</b>	11687	3299	12769	2611	29240	9269	29732	8858	9801	2944	12528	2861	8341	3981
<b>As</b>	3,80	3,45	4,86	3,96	3,91	1,73	4,55	5,93						
<b>Ba</b>	105	25,2	103	28,6	246	146	238	83,2	94,0	47,7	131	29,6	74,1	38,6
<b>Ca</b>	3399	8191	4424	5831	10280	4809	8901	11376	3894	2795	4542	3943	7795	5615
<b>Cd</b>	0,79	0,281	1,19	0,611	0,981	0,408	1,19	0,727	1,10	0,356	1,77	0,857	2,84	1,73
<b>Co</b>	10,5	2,67	12,8	3,03	20,5	5,16	22,3	6,23	15,2	4,33	17,7	4,22	16,6	6,93
<b>Cr</b>	14,7	9,66	25,6	7,49	70,2	27,9	75,5	28,5	23,3	10,2	31,7	11,1	18,0	8,68
<b>Cu</b>	22,2	11,3	39,3	16,1	71,3	27,9	83,1	46,9	22,7	8,7	31,2	17,2	46,5	26,6
<b>Fe</b>	19433	3160	24792	5898	47075	15375	52311	17852	14616	4314	21299	5908	13170	5951
<b>K</b>	1840	593	1535	366	3507	1257	3271	1150	1380	653	1683	519	917	586
<b>Mg</b>	4629	1143	5438	1256	12306	4025	12072	3964	4229	1550	5686	1250	4683	2642
<b>Mn</b>	390	204	566	420	813	397	985	482	372	201	486	180	634	418
<b>Na</b>	164	893	136	72,9	284	2146	5,09	39,2	165	195	153	83,7	250	255
<b>Ni</b>	11,0	7,94	21,4	11,4	69,6	19,5	72,2	22,8	51,1	16,5	69,4	15,9	52,2	24,1
<b>Pb</b>	47,7	14,5	62,9	23,1	143	46,6	171	78,6	57,7	16,2	91,8	30,9	76,1	33,7
<b>S</b>	1481	3051	914	1042	3060	3566	1350	992	474	503	460	794	842	831
<b>Sr</b>	20,0	18,1	18,1	11,4	43,7	18,1	39,4	25,5	23,3	11,8	26,2	10,7	29,0	23,2
<b>Zn</b>	126	38,6	149	88,5	282	103	326	197	119	54,1	231	304	507	262

A kiugró adatok tekintetében elmondható, hogy a hullámtéren egyértelműen több található belőlük, és a kiugró értékek közül is sok a toxikus fém, pl. As (H2, H35 és H37), Zn (H4, H30 és H37), Cu (H21 és H37), Al (H4, H26), Fe (H37). A Na eredményei között is sok kiugróan magas érték található (H2, H4, H16, H24 és H42), ami antropogén szennyezésre utal. A mentett oldalon tehát kevesebb kiugró adattal találkoztam, de pl. a H28 holtmeder a Na esetében minden mintavételkor jellegzetesen magas értékeket vett fel, és a Ba, Sr és K esetében is kiugrást mutatott. A H28 holtmeder vizében is nagy Na koncentrációkat mértem majdnem minden mintavétel alkalmával. A H40 holtmeder a Ca, K, S és Sr koncentrációkban ért el magasabb értékeket.

Mivel a Tiszából csak a 2010. augusztusi mintavételkor történt üledék-mintavétel, ezért úgy gondolom, csak az akkori holtmeder-minták eredményeivel érdemes összehasonlítani. A mért elemeket koncentrációik alapján három csoportba lehet osztani. Az Al, Ba, Cr, Fe, K és Ni koncentrációi a holtmedrekéhez képest alacsonyabbak, míg a Ca, Cd, Cu, Mn, Na, S, Sr és Zn értékei magasabbak a holtmedrekénél. A Co, Mg és Pb koncentrációi pedig a mentett oldali és hullámtéri értékek között helyezkednek el.

A magasabb Cu, Zn és Cd értékek alátámasztják a VKI – *Vízgyűjtő-gazdálkodási terv* (2010a) által megfogalmazott Tiszára legjellemzőbb szennyező elemek listáját. Valamint a hullámtéri holtmedrek üledékében mért kiugró adatokat is nagyrészt azok az elemek adják, amelyek a Tisza üledékében magasabb koncentrációkat értek el, mint a (hullámtéri) holtmedrekben.

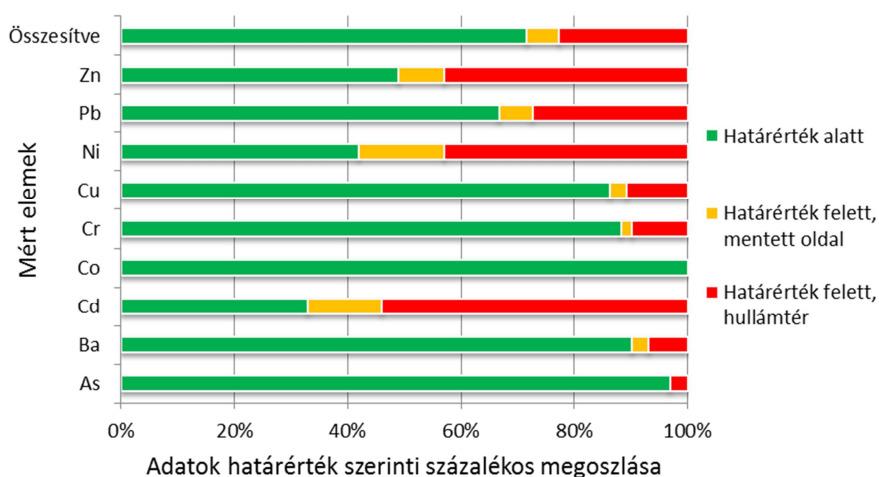
*Sárkány-Kiss et al.* (2012) a Felső-Tisza üledékének nehézfém-vizsgálatát végezték 2002-ben. A Szamos befolyásától lefelé egyértelműen kimutatták az üledék Cr, Cu és Pb-tartalmában bekövetkező koncentráció-emelkedést. E három elem esetében a mentett oldalt összevetve a hullámtérrel, a hullámtéri holtmedrek üledékében mértem a magasabb koncentrációkat (minden mintavétel alkalmával), ami az árhullámok miatt összefüggésben lehet a tiszai üledékek emelkedett Cr, Cu és Pb koncentrációjával.

Az üledékminták koncentrációit a 6/2009. (IV. 14.) KVM–EüM–FVM *együttes rendelet* alapján megvizsgálva elmondható, hogy a mért adatok kb. 30% a szennyezettségi határérték felett van (36. ábra). Azért csak ezek az elemek szerepelnek az ábrán, mert a rendelet csak ezekre a szennyezőkre ad határértéket. Látható, hogy a mentett oldal kevésbé szennyezett, mint a hullámtér. Ez azért lehetséges, mert a Tisza időről-időre szennyezett vizeket szállít, amelyek árhullámokkor a hullámtérre beborítják, ahol pedig a szennyezett üledékek a holtmedrekben csapdázódnak, idővel pedig felhalmozódnak (*Braun et al.*, 2010). Árvízi üledékek esetén évente átlagosan akár 3-4 cm is lerakódhat (*Nguyen et al.*, 2009). A mért elemek közül a Cd, Ni, Pb és Zn szolgáltatják a legtöbb határérték feletti koncentrációt.

*Tamás – Farsang* (2011) munkájuk során szintén hullámtéri és mentett oldali holtmedrek üledékét vizsgálták az Alsó-Tisza-vidéken. de velem ellentétes következtetésre jutottak, azaz hogy a mentett oldali holtmedrek üledéke szennyezettebb, mint a hullámtérieké. Ez az eltérés abból adódhat, hogy

az általuk vizsgált holtmedrek a Tisza alsó szakasza mentén helyezkednek el, ahová áradáskor, a folyóval érkező szennyező-anyagok már kisebb mértékben jutnak el, mivel a felső szakasz mentén nagyobb valószínűséggel ülepednek ki.

Szabó et al. (2008) azonban az eredményeimmel összhangban levő következtetésekre jutottak a técsői Tisza-vízgyűjtő Monitoring Rendszer tiszai vízmintavétel adatait feldolgozva. Munkájuk során a hullámtéren kimutatták a Tiszával, áradások alkalmával érkező szennyeződések nyomait. A hullámtéri és mentett oldali talajmintáik összehasonlításával, a hullámtériekben találták a magasabb fémkoncentrációkat. Feltehetően ezek a szennyezések az árvízi üledékekkel együtt a hullámtéri holtmedrekben is csapdázódtak (Nguyen et al., 2009).



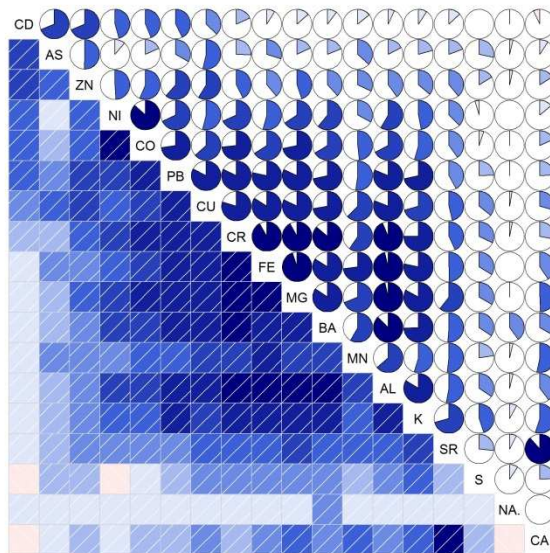
36. ábra. A mért elemek megoszlása a 6/2009. (IV. 14.) KvVM–EüM–FVM együttes rendelet földtani közegre vonatkozó határértékei alapján a mentett oldalon és a hullámtéren

A tiszai minták elemtartalmáról elmondható, hogy a Cd, Ni és Zn esetében a három mintavételi hely közül kettőben határérték feletti koncentrációt mértem (VKI – *Vízgyűjtő-gazdálkodási terv*, 2010a).

Farsang et al. (2008). a Mártélyi Holt-Tisza rekultivációjakor kikotort iszap nehézfém-tartalmát vizsgálták és megállapították, hogy a Cr, Ni és Zn koncentrációja túllépte a hatályos határértéket, míg a Cu, Pb és Cd határérték alatti szinten található a kikotort iszapban. Ezek az eredmények részben egybevágóak az általam kapott eredményekkel, ugyanis én a Ni, Zn és Cd esetében mértem határérték feletti értékeket. Ebből arra következtethetünk, hogy a hullámtéri nehézfém-szennyezés a Tisza alsó szakaszaira is kiterjed.

#### 4.5.2. Az üledékminták elemösszetételének statisztikai értékelése

Az üledékmintákban mért elemek közti korrelációs kapcsolatok feltárására kétváltozós korreláció-analízist végeztem. A Pearson-féle korrelációs együtthatókat a 37. ábra mutatja be. Az elemek az átlóban helyezkednek el, a köztük lévő korrelációs kapcsolatokat a körcikkek és a négyzetek is szemléltetik (ugyanazt fejezi ki az átló mindkét oldala). A kék szín a pozitív, a piros a negatív előjelű korrelációs kapcsolatot jelenti. A színek „sötétsége” és a körcikkek mérete is a korrelációs kapcsolatok erősségét mutatja. A vízmintáknál tapasztalt korrelációs kapcsolatokkal összehasonlítva, az üledékeknél több mint ötször annyi szignifikáns korrelációs kapcsolat alakult ki. A legnagyobb  $r$ -értékkel rendelkező korrelációs kapcsolatokat az átló közepénél szereplő elemek között láthatjuk. A Na és a S alakították ki a leggyengébb korrelációs kapcsolatokat.



37. ábra. Korrelációs ábra a Pearson-féle korrelációs együtthatók alapján, a kialakult főkomponensek szerint csoportosítva

A főkomponens-analízisből a S-t ki kellett hagynom, mert a kommunalitása nem érte el a 0,5-öt, illetve az As is kimaradt, mivel nem teljes az adatsora. Ezek figyelembevételével 4 főkomponenst kaptam, melyek az összvariancia 85,9%-át magyarázzák (15. táblázat). Az analízis során a KMO érték 0,862 lett, amely a vízmintáknál kapott értékekkel ellentétben nagyon jónak, majdnem kiválóan számít. A Bartlett-próba szignifikanciája  $p < 0,05$ .

15. táblázat. A négy főkomponens mátrixa és az összvariancia által lefedett részük

	1	2	3	4
<b>Al</b>	0,948			
<b>Cr</b>	0,944			
<b>Fe</b>	0,933			
<b>Mg</b>	0,907			
<b>Ba</b>	0,853			
<b>Pb</b>	0,792			
<b>Cu</b>	0,781			
<b>K</b>	0,732			
<b>Co</b>	0,691			
<b>Ni</b>	0,617			
<b>Mn</b>	0,582			
<b>Cd</b>		0,934		
<b>Zn</b>		0,819		
<b>Ca</b>			0,955	
<b>Sr</b>			0,890	
<b>Na</b>				0,993
<b>Magyarázott variancia</b>	<b>46,1%</b>	<b>16,3%</b>	<b>16,2%</b>	<b>7,3%</b>

A főkomponensek kialakulásánál a korreláció-analízis eredményei is megmutatkoztak. Az 1. főkomponensbe azok az elemek kerültek, amelyek a legtöbb korrelációs kapcsolatot létesítették, és amelyek a holtmedrekben sokkal nagyobb koncentrációban vannak, mint a Tiszában. Ez a főkomponens azonban nem különbözteti meg jelentős mértékben a mentett oldali és hullámtéri holtmedreket (csak kicsivel magasabb a hullámtéren a mennyisége). A 2. főkomponens viszont a Tiszában ölti a legnagyobb és a mentett oldalon a legkisebb mértéket. Ebben van a Cd és a Zn, amelyek a Tisza üledékét leginkább megkülönböztetik a holtmedrekétől, és amelyek a hullámtéren is magasabb koncentrációban vannak, mint a mentett oldalon. A 3. főkomponens szintén a Tiszában található kicsit nagyobb mértékben, mint a holtmedrekben, de a holtmedrek közül ezek az elemek (Ca és Sr) a mentett oldalon vannak kicsivel nagyobb mennyiségben, mint a hullámtéren. A 4. főkomponens pedig azt az egy elemet tartalmazza, amelynek nem alakultak ki szignifikáns korrelációs kapcsolatai, és a többi főkomponens is kizárta.

A diszkriminancia-analízist az üledékek esetében is elvégeztem a mintavételi helyek és a korábban kapott főkomponensek, valamint a mért elemkoncentrációk összehasonlítására. A csoportosítások helyességére a következőket kaptam:

- mintavételi helyek – elemkoncentrációk: 75,5%
- mintavételi helyek – főkomponensek: 61,8%

Ezek alapján megállapítható, hogy hasonlóan a vízminták elemanalitikai vizsgálatához, az üledékek esetén is az elemkoncentrációk együttes vizsgálata adja meg legnagyobb valószínűséggel (75,5%), hogy hol lett véve az adott minta. Ez a 33,3%-os (100/3) véletlenszerű osztályozásnál sokkal jobb eredmény.

#### 4.5.3. Üledékminták eredményeinek összegzése

Az üledékek vizsgálta nem a legalapvetőbb módja a vízpótlás vizsgálatának, de bizonyos jelenségekre fel tudja hívni a figyelmet (pl. az akkumulálódó szennyezőanyagokra).

Az üledékvizsgálat összefoglalásaként elmondható, hogy a 2009. novemberi mintázás koncentrációi magasabbak, mint a másik két mintavételkor tapasztaltak. Ennek oka az, amire izotópanalitikai eredmények értékelésénél derült fény, azaz hogy ekkor voltak a holtmedrek a „legbepárlódottabb” stádiumban, ekkor kapták a legkevesebb hígító vízpótlást, ami az elemkoncentrációkat hígíthatta volna. Az Al, As, Cd,Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb és Zn elemekre jellemző, hogy a hullámtéren magasabb a koncentrációjuk a mentett oldalhoz képest. Ezek közül a Cd, Cu, Mn és Zn értékei a Tiszában a magasabbak a holtmedrekhez képest (*VKI – Vízyűjtő-gazdálkodási terv, 2010a; Sárkány-Kiss et al., 2012*). A Na a mentett oldalon található nagyobb koncentrációban.

A holtmedrek üledékének szennyezettségét a földtani közegre vonatkozó hatályos rendelet (6/2009. (IV. 14.) K<sub>v</sub>VM–EüM–FVM együttes rendelet) alapján vizsgáltam meg. Megállapítható, hogy a hullámtér a szennyezettebb, a mentett oldallal szemben. Ez a Tiszán időnként levonuló, áradásokkor a hullámtérre is kikerülő, majd akkumulálódó szennyeződéseknek tulajdonítható (*Braun et al., 2010; Szabó et al., 2008*). A holtmedreknél a határérték feletti koncentrációk többségét a Cd, Ni, Pb és Zn adják, a Tiszánál pedig a Cd, Ni és Zn. Az üledékminták kb. 70%-a azonban szennyezettségi határérték alatti koncentrációt adott.

A főkomponens-analízis 4 főkomponenst eredményezett, amelyek az összvariancia 85,9%-át magyarázzák. Az 1. főkomponensbe azok az elemek kerültek, amelyek a holtmedrekben sokkal nagyobb koncentrációban vannak, mint a Tiszában. A 2. főkomponens (Cd és Zn) a Tiszában található legnagyobb mértékben, a Tisza üledékét ezek a nehézfémek különböztetik meg leginkább a holtmedrekétől (a hullámtéren magasabb koncentrációban vannak, mint a mentett oldalon). A diszkriminancia-analízis legjobb eredményét (75,5%) a mintavételi helyek és az elemkoncentrációk együttes vizsgálata hozta.

## 5. Összefoglalás

Az emberiség egyik feladata, hogy képes legyen időben felismerni azt a határt, amikor még csak olyan mértékig aknázza ki a folyók által nyújtotta lehetőségeket, amellyel csak korlátozott mértékben befolyásolja azokat, és amellyel nem veszélyezteti ökológiai állapotukat, valamint környezetük zavartalan működését. Ehhez szükséges, hogy minél közelebb kerüljünk a folyóink és környezetük megismeréséhez, hogy megértsük az élő és élettelen tényezők kapcsolatát, valamint a folytonos változékonyság szabályait és szabálytalanságait. Továbbá az idő és az antropogén hatások befolyásoló ereje sem felejtendő el.

Kutatásom tárgyát a Tisza képezi, mely Magyarország második legnagyobb folyójaként jelentős szerepet tölt be hazánk életében, ezért fontos, hogy minél többet tudjunk meg környezete állapotáról. Munkám során a Felső-Tiszát (Tiszabecs – Tokaj), és a folyót kísérő holtmedreket vizsgáltam izotópanalitikai, vízkémiai, és elemanalitikai módszerekkel, víz- és üledékminták segítségével. Céлом az volt, hogy minél átfogóbb képet adjak a Felső-Tisza és a folyót kísérő holtmedrek környezeti állapotáról, hogy megállapítsam a vizsgált Tisza szakasz és a holtmedrek vizének és üledékének minőségét és szennyezettségi állapotát, és megvizsgáljam a mentett oldali és hullámtéri holtmedrek Tiszával való hasonlóságait, különbözőségeit, valamint fényt derítsek a holtmedrek vízpótlására. E célok elérése érdekében az eredményeket összehasonlító elemzéseknek vettem alá különböző kiértékelési módszerekkel.

Munkám során tavaszi, nyári és őszi mintavételekre is sor került azzal a céllal, hogy a holtmedrek aktív állapotáról azonos évszakonként nyerjek információt. Így összesen 9 mintavétel történt 5 év leforgása alatt: 2005. október, 2006. május, 2006. augusztus, 2007. október, 2008. október, 2009. november, 2010. március, 2010. július és 2010. augusztus. A kutatás komplexitásának növelése érdekében a minták típusait és a vizsgálati módszereket bővítettem, így 8 mintavétel során felszíni vízmintákat gyűjtöttem be összesen 45 db holtmederből (12 mentett oldali, 33 hullámtéri) és 7 helyről a Felső-Tiszából. 3 mintavétel során üledékmintákat vettem a holtmedrek üledékéből. 5 esetben talajvízvizsgálatokra is sor került az általam fúrt talajvízkutakból. A talajvízminták vételekor négy hullámtéri holtmedret választottam ki Gávavencsellő, Tiszahát, Mezőladány és Gulács települések közelében, ahol a kutak a holtmedren kívül, a már elhagyott mederrészben, valamint a holtmeder és a Tisza között helyezkedtek el. A mintákon vízkémiai, elemanalitikai és izotópanalitikai vizsgálatokat végeztem a Debreceni Egyetem Földtudományi Intézetének laboratóriumában, az Analab Kft. közreműködésével, valamint az MTA ATOMKI Hertelendi Ede Környezetanalitikai Laboratóriumában (HEKAL). Az adatok feldolgozásához a

Microsoft Excel 2010 szoftveren kívül SPSS 19.0 for Windows szoftvert használtam.

### **Felszíni vízminták izotópanalitikai eredményei**

A  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta\text{D}$  értékek elemzésével a holtmedrek vízpótlásának dinamikáját lehet vizsgálni. Az év hónapjainak figyelembevételével (márciustól novemberig) látható az izotóparányok pozitív irányú eltolódása a holtmedrek esetében. A tél végi hóolvadástól és az áradástól időben távolodva, a holtmedrek egyre inkább tolódnak pozitív irányba, és egyre nagyobb a holtmedrek és a Tisza közötti különbség is, viszont a mentett oldali és a hullámtéri holtmedrek közötti különbség egyre kisebbé válik. Megállapítható, hogy a hullámtéri holtmedrek nagy része idővel utoléri a mentett oldali holtmedreket a párolgás tekintetében. Hiába sekélyek (kb. 1 m mélyek) és nagy vízfelületűek (kb. 13 ha) a holtmedrek, a csapadék mennyisége még sincs jelentős hatással a hónapról-hónapra végbemenő párolgási tendenciákra, sem a hullámtéren, sem a mentett oldalon.

Megfigyelhető a mentett oldal, a hullámtér és a Tisza közötti különbség is. A Tisza vize olvadék- és csapadékvizekből áll, ezért jellegzetesen negatív  $\delta$  értékekkel rendelkezik, amely  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta\text{D}$  mérésekkel kimutatható. Ha a mintavételi helyek tendenciáit megfigyeljük, láthatjuk, hogy a Tiszában negatívabb izotóparányokat mértem, mint a holtmedrekben, illetve a holtmedreket összehasonlítva, a hullámtéren mértem a negatívabb  $\delta$  értékeket a mentett oldallal szemben. Ebből arra következtethetünk, hogy a mentett oldali holtmedrek vize összességében nagyobb párolgáson ment át, mint a hullámtéri holtmedrek vize. Ha az eredményeket összevetjük a csapadékvonalakkal, azt kapjuk, hogy az áradás és a hóolvadás után mért értékek az egyetemes csapadékvonal (GMWL) közelében helyezkednek el a Tisza mérési eredményeivel együtt, míg a hóolvadástól és az áradástól időben távolodva a holtmedrekre egyre nagyobb hatással van a párolgás, és átkerülnek a helyi csapadékvonalra (LMWL), majd tovább tolódnak pozitív irányba, határozott párolgási vonalat alkotva.

Az izotópanalitikai eredmények statisztikai értékelése során a klaszteranalízissel különböző párolgási/vízpótlási állapotú csoportokat alakítottam ki. Az eltérő mintavételi időpontok (tavasztól ősziig) következtében az egyes mintavételek alkalmával többnyire eltérő klaszterekbe kerültek ugyanazon holtmedrek, de ennek ellenére a Tisza és a hóolvadás holtmedrekre gyakorolt vízmegújító hatásának (1. klaszter) szabályszerűsége és a párolgás intenzitásának növekedése (3. klaszter) határozottan megmutatkozott. A hónapok múlásával azonban a holtmedrek besorolása eltolódott a 3. klaszter irányába. Az eltolódásban határozott különbség alakult ki a hullámtér és a mentett oldal között, azaz a hullámtéri holtmedrek elhelyezkedése az 1. klaszter, a mentett oldali holtmedreké pedig a 3. klaszter irányába tolódott el, ami szintén az intenzívebb párolgásnak és a kevesebb vízpótlásnak tulajdonítható. A

hullámtéri holtmedrek klaszterekben való elhelyezkedése alapján vízpótlással rendelkező, átmeneti és párolgó vízpótlási csoportokat különböztettem meg.

### **Felszíni vízminták vízkémiai eredményei**

A mért vízkémiai változók értékelése során azt tapasztaltam, hogy a vezetőképesség, ammónium, foszfát és szerves anyag a legnagyobb mennyiségben a mentett oldalon, a nitrit és nitrát pedig a Tiszában található. A vezetőképesség, nitrit, nitrát és foszfát a hullámtéren található a legkisebb mennyiségben, míg az ammónium és szerves anyag a Tiszában. Összességében megállapítható, hogy a mentett oldali holtmedrekben a hullámtéri holtmedrekhez képest nagyobb koncentrációban fordulnak elő és nagyobb szórással rendelkeznek a vízkémiai változók értékei. A Tiszában mért értékek azonban szűkebb határok között változnak, mint a holtmedrekre jellemző értékek.

A mentett oldali és a hullámtéri holtmedrek, valamint a Tisza a legtöbb vízkémiai határérték szerint nem szennyezett. Az *MSZ 12749:1993* alapján a mért eredmények kb. 40%-a a kiváló kategóriába tartozik, míg a *10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet* alapján az adatok kb. 65%-a határérték alatti koncentrációban van jelen. A legtöbb határérték feletti koncentrációt a foszfát, a nitrát és az ammónium esetén mértem. A határérték feletti eredmények mintavételi terület szerinti megoszlásáról elmondható, hogy a hullámtéren több holtmederben mértem szennyezést a mentett oldalhoz képest, de a mért koncentrációk összességében a mentett oldalon a nagyobbak.

A holtmedrek a vízkémiai változók eredményei alapján tehát nem mutatnak olyan egységes képet, mint izotóparányaik alapján, de a mentett oldali és hullámtéri holtmedrek sajátosságbeli különbségei itt is felszínre kerültek. A vízkémiai eredmények alapján a holtmedrek kategorizálása és Tiszából történő vízpótlása meglehetősen bizonytalan. Mivel az általam alkalmazott módszerek közül a vízkémiai vizsgálatok azok, amelyek a legérzékenyebben reagálnak a holtmedrek közelében történő változásokra (pl. mezőgazdasági tevékenység, szennyvízelvezetési problémák), ezért ezek az eredmények mutatják a legheterogénebb képet a holtmedrekről, ez az oka a nagyszámú kiugró adatnak is.

### **Felszíni vízminták elemanalitikai eredményei**

A vízminták elemanalitikai eredményeinek értékelésével is megállapítható, hogy a Tisza sokkal egységesebb képet mutat, mint a holtmedrek. A mért elemek koncentrációit kisebb szórások jellemzik. A mentett oldalon a Co, K, Mg, Mn és Pb értékei nagyobbak a hullámtéri és tiszai értékeknél. A Cr, Cu, Mo, Ni, P és Na koncentrációi a Tiszában a nagyobbak, az As koncentrációja pedig a hullámtéren. A Cr, Fe, K, Mg, Mn, Mo és Na eredményeiben található a legtöbb kiugró adat. A legkisebb értékeket a 2010. márciusi mintavételkor mértem, amely közvetlenül a tél végi hóolvadás után

történt, kimutatva a hóolvadás hígító hatását. A legmagasabb koncentrációkat a 2009. novemberi és a 2010. augusztusi mintavétel során mértem, amikor a holtmedrek vize leginkább koncentráltabb a párolgás következtében.

A megmintázott holtmedrek eredményeit az *MSZ 12749:1993* és a *10/2010.(VIII.18.) VM rendelet* által szabott szennyezettségi határértékekkel vettem össze, melyek segítségével megállapítottam, hogy a mért adatok kb. 50%-a a határértékek alatt helyezkedik el. A legtöbb kiváló (I.) minősítésű elem a Cr, Zn és As, míg a legtöbb erősen szennyezett (V.) kategóriába sorolható eredményt a Fe, Al, és Mn adta.

Az elemanalitikai vizsgálatok során is határozottan elkülönült egymástól a mentett oldal és a hullámtér, és megmutatkoztak azok a nehézfémek, amelyek a leginkább meghatározzák a holtmedrek szennyezettségét. Ezek a szennyezések részben a Tisza árhullámaihoz köthetők, részben pedig a holtmedrek sajátos környezeti feltételeihez. A holtmedrekben és a Tiszában található víz elemösszetételében lévő különbségek miatt az elemanalitikai eredmények alapján sem valószínűsíthető a Tiszából történő vízpótlás.

### **Talajvízvizsgálat eredményei**

A kiválasztott holtmedrek talajvízvizsgálatának izotópanalitikai eredményeit összefoglalva, megállapítható, hogy egyikük esetében sem mutatható ki egyértelműen a holtmeder és a Tisza között olyan felszín alatti kapcsolat (még a régi folyómeder talajrétegeiben sem), amely minden évszaknak és időjárási körülménynek ellenállva stabilan pótolná a holtmedrek vizét. Így a hullámtéri talajvíz szinten tartását valószínűleg az áradások során odakerülő víz talajba szivárgása, vagy egy száraz időszakot követő csapadékos időjárás miatti beszivárgás pótolja. A felszín alá szivárgó víz részben a párolgás következtében módosul, részben pedig konzerválódik.

A talajvízkutakból vett vízminták vízkémiai és elemanalitikai vizsgálatai során sem tapasztaltam olyan szabályszerűséget, amely alapján egyértelműen fel lehetne fedezni a vízpótlás nyomát a holtmeder és a Tisza között, vagy a régi folyómeder talajrétegein keresztül. Mind a négy holtmeder környezetében folyik mezőgazdasági művelés, így számolni kell a mezőgazdasági eredetű szennyeződés lehetőségével. Ha ilyen szennyeződés (pl. műtrágyázás miatt) bekövetkezik, akkor az a talajvízbe is jó eséllyel beszivárog, ahol mérésekkel kimutatható változásokat tud okozni.

A talajvízkutakban extrém szennyeződések nem mutattam ki. A *6/2009. (IV. 14.) KvVM–EüM–FVM együttes rendelet* alapján elmondható, hogy szennyezettségi határérték feletti koncentrációban a vízkémiai változók közül csak ammóniumot és foszfátot mértem, míg a mért elemek közül az Al, Ni, Cr és Pb esetében kaptam határérték feletti értékeket.

## Üledékminták elemanalitikai eredményei

Az üledékvizsgálat eredményeinek összefoglalásaként elmondható, hogy a mért elemek koncentrációi a 2009. novemberi mintavétel alkalmával a legnagyobbak, a másik két mintavételhez képest. Ennek oka az izotópanalitikai eredmények értékelésénél is megmutatkozott, vagyis a holtmedrekben oldott anyagok ekkor érték el a legkoncentráltabb stádiumukat a kevés hígító vízpótlás következtében. A mért elemek közül az Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb, Zn, Cd, Ni és As esetében jellemző, hogy a hullámtéren található nagyobb koncentrációban, a mentett oldalhoz képest. Ezen elemek közül a Cd, Cu, Mn és Zn azok, amelyek koncentrációja a Tiszában a nagyobb a holtmedrekhez képest. A Na pedig az egyetlen elem, amely a mentett oldalon érte el a legnagyobb koncentrációt.

A holtmedrek üledékének szennyezettségét is megvizsgáltam a földtani közegre vonatkozó hatályos rendelet (6/2009. (IV. 14.) KvVM–EüM–FVM együttes rendelet) alapján, amely szerint megállapítható, hogy az üledékminták mindössze kb. 30%-ában található a szennyezőanyagok határérték feletti szinten. Összességében a hullámtéri holtmedrek a szennyezettebbek, a mentett oldali holtmedrekkel szemben. Ez azzal magyarázható, hogy a Tiszán időről-időre szennyezések vonulnak le, amelyek az áradással a hullámtérre is kikerülnek, ahol a holtmedrekben akkumulálódni képesek. A legtöbb holtmeder üledékében a Cd, Ni, Pb és Zn található határérték feletti koncentrációban, a Tisza üledékében pedig a Cd, Ni és Zn.

A holtmedrek üledékének vizsgálata nem a legkézenfekvőbb módja a vízpótlás vizsgálatának, de ennek segítségével is felfigyelhettünk bizonyos jelenségekre, mint például a szennyezőanyagok akkumulációjának mértékére vagy a mintavételi hely szerinti megoszlására, azaz a mentett oldal – hullámtér különbözőségére, amely itt is határozottan látszik.

## A dolgozat következtetései

Doktori dolgozatom legfontosabb következtetései az alábbiak:

### Vízminták eredményi alapján

- A mentett oldali holtmedreket intenzívebben érinti a párolgás, mint a hullámtéri holtmedreket, így a bennük oldott anyagok jobban be tudnak koncentrálni.
- Tavasszal a holtmedrekben tisztább víz található (a tél végi hóolvadás miatt), mely tél felé közeledve egyre szennyezettebbé válik.
- A hullámtéri holtmedrek vize tisztább a mentett oldali holtmedrekhez képest, mivel a Tisza rendszeresen átmossa őket az áradások alkalmával.
- A Tisza vize alapvetően nem szennyezett, de időről-időre nehézfém-szennyezések érkehetnek vele.
- A Tiszával érkező szennyeződések az áradásokon keresztül a hullámtéri holtmedrekben is kimutathatókká válnak.

### Üledékminták eredményei alapján

- A hullámtéri holtmedrek üledéke szennyezettebb, mint a mentett oldaliaké.
- A Tisza szennyezései a hullámtéren az áradások miatt akkumulálódnak és az üledékben is kimutathatókká válnak.

### Talajvízminták eredményei alapján

- Nincs egyértelmű felszín alatti összeköttetés a holtmedrek és a Tisza között, még a régi mederrész talajrétegein keresztül sem, amely stabilan pótolná a holtmedrek vizét.

A felszín alatti vízpótlás tehát a holtmedrek többségénél nem meghatározó.

## 6. Summary

One of the tasks of humanity is to be able to recognize the limits of the exploitation of river resources. It is important to find the scale by which they influence them only in a restricted extent and do not endanger their ecological state or disturb the operation of their environment. For this it is necessary to gain knowledge of our rivers and their environment, to understand the relationship of living and lifeless factors and the regularities and irregularities of the continuous variability. Additionally, the influencing power of time and anthropogenic effects should also be considered.

The subject of my examination is the Tisza River, which is the second largest river in Hungary and plays a significant role in the life of the country. For this reason it is important to get to know as much as possible about the state of its environment. During my work I examined the Upper-Tisza River (from Tiszabecs to Tokaj) and the oxbow lakes next to the river with isotope analytical, water chemical and element analytical methods with the help of both water and sediment samples. My goals were to give a comprehensive picture about the environmental state of the Upper-Tisza River and its oxbow lakes, to determine the quality and the contamination level of the water and the sediment of the examined Tisza River part and the oxbow lakes, to examine the similarities and dissimilarities amongst the reclaimed side and floodplain oxbow lakes and the Tisza River, and to bring the water addition of the oxbow lakes to light. On behalf of these aims the results were submitted to comparative analysis with the help of different evaluating methods.

Samplings were done in spring, summer and autumn with the goal to acquire information about the active state of the oxbow lakes in the same seasons. Thus 9 samplings occurred in 5 years: October 2005, May 2006, August 2006, October 2007, October 2008, November 2009, March 2010, July 2010 and August 2010. For increasing the scope of the research the sample types and the examination methods were widened. During 8 samplings, surface water samples were taken from 45 oxbow lakes (12 from the reclaimed side, 33 from the floodplain) and from 7 different places of the Upper-Tisza River. During 3 samplings sediment samples were taken from the oxbow lakes. During 5 samplings groundwater examinations occurred from the drilled monitoring boreholes. On taking the groundwater samples, 4 floodplain oxbow lakes were selected near Gávavencsellő, Tiszahát, Mezöladány és Gulács settlements where the boreholes were drilled outside the oxbow lakes, between the Tisza and the oxbow lakes and in the abandoned part of the river-bed. Water chemistry, element and isotope analysis were done on the samples at the Institution of Geosciences of the University of Debrecen, Analab Ltd. and Hertelendi Laboratory of Environmental Sciences (ATOMKI). For data processing

Microsoft Excel 2010 software and SPSS 19.0 for Windows software were used.

### **Isotope analytical results of surface water samples**

With analysing  $\delta^{18}\text{O}$  and  $\delta\text{D}$  values we can examine the dynamics of the water addition of the oxbow lakes. In the case of the oxbow lakes the positive shift of the isotope ratios can be observed with taking the months of the year (from March to November) into consideration. After the melting of the snow and flooding, the isotope ratios of the oxbow lakes shift in more positive direction. The difference between the Tisza River and the oxbow lakes is getting larger, but the difference between the reclaimed side and the floodplain is getting smaller. It has been found that most of the floodplain oxbow lakes catch up gradually with the reclaimed side oxbow lakes due to evaporation. In spite of the fact that the oxbow lakes are shallow (about 1 m depth) with large water surface (about 13 ha) the amount of rain has no significant effect on evaporation tendencies from month to month on either the floodplain or the reclaimed side.

The difference amongst the reclaimed side, the floodplain and the Tisza River can be observed as well. The water of the Tisza River consisting of snowmelt and rainwaters typically possesses negative isotope ratios which can be detected by  $\delta^{18}\text{O}$  and  $\delta\text{D}$  measurements. If we observe the tendencies of the sampling places, we can see the more negative isotope ratios in the Tisza River than in the oxbow lakes. Making a comparison between the oxbow lakes the more negative values were found in the floodplain as opposed to the reclaimed side. From this we can conclude that the water of the reclaimed side oxbow lakes showed greater evaporation than that of the floodplain oxbow lakes. If we compare the results with the meteoric water lines we can see that the results measured after the flood and the snowmelt take place around the Global Meteoric Water Line (GMWL) with the result of the Tisza River. Evaporation has a greater effect on oxbow lakes, so at first they trend along the Local Meteoric Water Line (LMWL), and then they shift in a positive direction representing an exact evaporation line.

During statistical analysis of the isotope analytical results I formed different groups related to the state of evaporation and water addition with the cluster analysis. As a consequence of the different sampling periods (from spring to autumn) the single samplings classified the same oxbow lakes to different clusters. In spite of this the regularity of the water renewing effect of the Tisza River (1<sup>st</sup> cluster) and the snowmelt on oxbow lakes, the growing intensity of evaporation (3<sup>rd</sup> cluster) were evident. With elapsing months, however, classification of the oxbow lakes shifted in the direction of the 3<sup>rd</sup> cluster. Defined differences formed between the reclaimed side and the floodplain in that the floodplain oxbow lakes shifted to the direction of the 1<sup>st</sup> cluster and the reclaimed side oxbow lakes shifted to the direction of the 3<sup>rd</sup> cluster. This is attributed to the more intensive evaporation and lesser water

addition of the reclaimed side. On the basis of the position of the floodplain oxbow lakes in the clusters, I formed groups with different water addition types. These groups are water addition, transitional and evaporation dominated groups.

### **Water chemical results of surface water samples**

During evaluation of the measured water chemical variables I experienced that in the reclaimed side the conductivity, ammonium, phosphate and organic matter, and in the Tisza River the nitrite and nitrate were found in largest quantity. While the conductivity, nitrite, nitrate and phosphate are on the floodplain, the ammonium and organic matter are in the Tisza River in the smallest amount. It can be proved entirely that the water chemical variables occur in higher concentration and with larger standard deviation in the reclaimed side than in the floodplain oxbow lakes. Values measured in the Tisza River, however, were found in narrower bounds than those in the oxbow lakes.

The reclaimed side, the floodplain oxbow lakes and the Tisza River are not contaminated according to most water chemical limits. On the basis of the *MSZ 12749:1993* standard about 40% of the measured results belong to the excellent category, while on the basis of the *10/2010. (VIII. 18.) VM standard* 65% of those are under the limits. Water chemical variables giving most values above the limits are phosphate, nitrate and ammonium. Making a comparison in values above the limit between the sampling sites it can be shown that contamination was measured in more oxbow lakes on the floodplain than in the reclaimed side. However, on the whole the measured concentrations are higher on the reclaimed side.

Consequently on the basis of the water chemical results the oxbow lakes do not show such a homogenous view as those on the basis of the isotope ratios. The differences in the characteristics of the reclaimed side and floodplain oxbow lakes come to light here as well. On the basis of these results the categorization of the oxbow lakes and the estimation of the water addition from the Tisza River are rather difficult but improbable. The measured variables in the water chemical examinations are those which can respond the most sensitively to the changes occurred near the oxbow lakes (e.g. agricultural activity and sewage disposal problems), therefore these results show the most heterogeneous picture about the oxbow lakes and this is also a reason for the numerous outstanding data.

### **Element analytical results of the surface water samples**

It can be proved with the evaluation of the element analytical results of the water samples that the Tisza River shows a much more homogeneous view than the oxbow lakes and smaller standard deviations describe its concentrations. On the reclaimed side the values of Co, K, Mg, Mn and Pb are larger than on the floodplain or in the Tisza River. The concentrations of Cr, Cu, Mo, Ni, P and Na are greater in the Tisza River, but the concentration of As

is greater on the floodplain. The most outstanding data can be found in the results of Cr, Fe, K, Mg, Mn, Mo and Na. The smallest values were measured in March 2010 right after the thawing of the snow in the end of the winter, demonstrating the diluting effect of it. The samplings in November 2009 and August 2010 can be characterized with the highest concentrations, when the water of the oxbow lakes were the most concentrated because of evaporation.

The results of the sampled oxbow lakes were submitted to the contamination limit values of *MSZ 12749:1993* standard and *10/2010.(VIII.18.) VM standard*, with the help of which I pointed out that about 50% of the measured data are under the limit. The most results qualified as excellent (1.) class are Cr, Zn and As. Fe, Al and Mn gave the results can be classified as strongly contaminated category.

In the course of the element analytical examinations the reclaimed side and the floodplain separated definitely from each other again, and those heavy metals were found which determine mostly the contamination of the oxbow lakes. This contamination can be attributed partly to the floods of the Tisza River and partly to the special environmental conditions of the oxbow lakes. On the basis of the element analytical results the water addition from the Tisza River is not probable because of the differences in the element composition of the water found in the oxbow lakes and the Tisza River.

### **The results of the groundwater examination**

By summarizing the isotope analytical results of the groundwater of the selected oxbow lakes, an underground connection cannot definitely be found between the oxbow lake and the Tisza River. Even in the soil layers of the old river bed a connection could not be made that could supply the water of the oxbow lakes stably while resisting every seasonal and weather condition. Thus the holding level of the floodplain groundwater table is probably supplied by the infiltration of water getting there in the course of the floods or the infiltration of a rainwater event after a dry period. Water infiltrating under the ground is partly modified owing to evaporation and partly conserved.

Examination of water chemistry and element analysis of the groundwater showed no regular sign of water addition between the oxbow lake and the Tisza River or through the gravelled layers of the old river-beds. Agricultural cultivation is going on in the surrounding areas of all of the four oxbow lakes, thus the possibility of contamination of an agricultural origin has to be taken into account. If such pollution (e.g. because of fertilizing) results, it can seep into the groundwater producing changes that can be detected by measurements.

Extreme contamination was not detected in the groundwater boreholes. On the basis of the *6/2009. (IV. 14.) KvVM–EüM–FVM common standard* it can be shown that of the water chemical variables only the ammonium and phosphate levels were measured in concentration over the limit value. The elements I measured above the limit values in this case were Al, Ni, Cr and Pb.

## **Element analytical results of sediment samples**

As a summary of the results of the sediment examination it can be told that the concentration of the measured elements was the greatest in November 2009 in comparison with the other two samplings. Its reason manifested itself at the evaluation of the isotope analytical results as well, namely the dissolved materials in the oxbow lakes became most concentrated due to the less diluting water supply. From the measured elements Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb, Zn, Cd, Ni and As are in larger concentration on the floodplain compared to the reclaimed side. From these elements Cd, Cu, Mn and Zn are those whose concentration was greater in the Tisza River in comparison with the oxbow lakes. Na is the only element that reached the largest concentration on the reclaimed side.

I examined the contamination of the sediments of the oxbow lakes on the basis of the operative standard regarding the geological medium (6/2009. (IV. 14.) *KvVM–EüM–FVM common standard*). On the basis of this it can be stated that the pollutants were found in the extent above the limit value in 30% of the sediment samples. As a whole, the floodplain oxbow lakes are more contaminated than the reclaimed side oxbow lakes. This can be explained by contaminants coming down with the Tisza River periodically, getting into the floodplain and eventually accumulating in the oxbow lakes. In the sediment of most of the oxbow lakes Cd, Ni, Pb and Zn can be found in concentrations above the limit value, while in the sediment of the Tisza River Cd, Ni and Zn are above the limit.

Examining the sediment of the oxbow lakes is not the most obvious method for examining water addition. However, by utilizing this method we can take notice of certain phenomenon like the scale of the accumulating contaminants or the distribution according to the sampling places. We can also discern the difference between the reclaimed side and the floodplain definitely.

## **Conclusions of the dissertation**

The most important conclusions of my Ph.D. dissertation are these:

On the basis of the water samples

- Oxbow lakes on the reclaimed side are more intensively affected by evaporation than the oxbow lakes on the floodplain. Thus dissolved materials in them can become more concentrated.
- Clearer water can be found in the oxbow lakes in spring (owing to the thawing of the snow at the end of the winter), which becomes more contaminated until the beginning of winter.
- The water of the floodplain oxbow lakes is clearer than that of the reclaimed side oxbow lakes as the Tisza River flushes them on the occasion of floods.
- The water of the Tisza River is fundamentally not polluted but heavy metal contaminations can arrive periodically.
- Contaminants coming with the Tisza River are detectable in the floodplain oxbow lakes owing to the floods.

On the basis of the sediments samples

- The sediment of the floodplain oxbow lakes is more contaminated than that of the reclaimed side oxbow lakes.
- The contaminations of the Tisza River can accumulate on the floodplain due to the floods and eventually become detectable.

On the basis of the groundwater samples

- There is no clear connection between the oxbow lakes and the Tisza River not even through the soil layers of the old river bed which could steadily supply the water of the oxbow lakes.

Consequently the underground water addition is not determined at the majority of the oxbow lakes.

## 7. Felhasznált irodalom

- Abonyi A. – Krasznai E. – Borics G. – Várbíró G. – Grigorszky I. - Tóthmérész B. – Padisák J.* 2009. Két Tisza-menti holtág rétegződési sajátságai. Hidrológiai Közlöny. 89. évf. 6. sz. pp. 196-198.
- Absalon D. – Matysik M.* 2007. Changes in water quality and runoff in the Upper Oder River Basin. *Geomorphology* 92 (2007) pp. 106–118.
- Alföldi L. – Schweizer F.* 2003. A Tisza vízrendszerének földrajzi és hidrológiai jellemzése. In: Teplán I. ed.: *A Tisza és vízrendszere*. MTA Budapest, pp. 41-52.
- Andó M.* 2002. A Tisza vízrendszer hidrogeográfiája. Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi Tanszéke. Szeged. p. 168.
- Antal L. – Halasi-Kovács B. – Nagy S. A.* 2013. Changes in fish assemblage in the Hungarian section of River Szamos after a massive cyanide and heavy metal pollution. *North-Western Journal of Zoology* 9 (1) online first p. 8. <http://biozoojournals.3x.ro/nwjz/content/v9n1/nwjz.131401.Antal.pdf>
- Aradi Cs. – Dévai Gy. – Gyóri Sz. – Csabai Z. – Nagy S.* 1999. Különböző típusú vízterek és vizes élőhelyek természetvédelmi kezelésének gyakorlati követelményei. Összefoglaló tanulmány a „Magyarország Vízgazdálkodási Stratégiája az Ezredforduló után” c. MTA projekthez. Kézirat, Budapest.
- Aradi Cs. – Lengyel Sz.* 2003. A Tisza mente természetvédelme és környezetvédelme. In: Teplán I. ed.: *A Tisza és vízrendszere*. MTA Budapest, pp. 263-277.
- Barnaby W.* 2009. Do nations go to war over water?. *Nature*. 458. pp. 282-283.
- Banics I.* 2000. A Tisza és mellékfolyóinak vízminősége. In: Pálfai I. ed.: *A víz szerepe és jeletősége az Alföldön*. A Nagyalföld Alapítvány kötetei 6. pp. 118-125.
- Barótfi I.* 2000. Környezettechnika. Mezőgazda Kiadó. p. 981.
- Bezdán M.* 2011. A Tisza rejtélyesnek tűnő vízállás-változásai Martfűnél. *Hidrológiai Közlöny*. 2011/5. pp. 45-48.
- Bezdán M.* 2012a. Egyidejűségi vizsgálat a Tisza martfűi medencéjén észlelt vízállás-kilengések és a hazai felszínalatti vizek kilengései között. *Hidrológiai Közlöny*. 2012/2. pp. 15-18.
- Bezdán M.* 2012b. A felszín alatti és felszíni vizek kapcsolatrendszerének vizsgálata. 2012/4. pp.33-36.
- Bogárdi J.* 1967. Kevés víz – víz – sok víz. *Korunk tudománya*. Akadémia Kiadó. Budapest. p.125.
- Braun M.* 1998. Tavak, lápok és a környezet múltbeli állapotváltozásainak történeti rekonstrukciója az üledék elemösszetétele alapján, PhD értekezés, KLTE, Debrecen, 133 p.
- 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 Körmőczy L. ed.: Ecology of River Valleys. Tiscia monograph series. pp. 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. pp. 289-294.
- 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. évf. 6. sz. pp. 20-22.
- Butler II T. W.* 2007. Application of multiple geochemical indicators, including the stable isotopes of water, to differentiate water quality evolution in a region influenced by various agricultural practices and domestic wastewater treatment and disposal. Science of the Total Environment. 388 (2007) pp. 149–167
- Campbell G. S.* 1985. Soil Physics with Basics, Transport Models for Soil-Plant Systems, Development in Soil Science 14, Elsevier, 149 p.
- Clark, I.D. - Fritz, P.* 1997: Environmental isotopes in Hydrogeology. - CRC Press, Boca Raton, USA, 328 pp.
- Clement A. – Kovács Á.S. – Bácskai Gy.* 2006. Víz keretirányelv végrehajtásának elősegítése II. fázis. 19. melléklet. Felszíni vizek kémiai állapota. BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék. p. 65.
- Clement A.* 2007. Vízminőség-szabályozás. BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék. Budapest. p. 75.
- Cook P.G. – Herczeg A.L.* 2000. Environmental Tracers in Subsurface Hydrology. Kluwer Academic Publishers.
- Coplen T.B.* 1993. Uses of environmental isotopes. In Regional groundwater quality, ed. W.M. Alley, Van Nostrand Reinhold, New York. 227-254.
- Craig, H.* 1961: Isotopic variations in meteoric waters. - Science 133: 1702-1703.
- Csereklye E. K. – Komárominé K. M. – Loksa G. – Penszka K. – Bardóczyné Sz. E.* 2008. Tájökológiai folyosókat kísérő átmeneti zónák (ökotonok) vizsgálata. In: Csima P. és Dublinszki-Boda B. ed.: Tájökológiai Kutatások. III. Magyar Tájökológiai Konferencia kiadványa. Budapest. pp. 229-235.
- Csermák K. – Máté F.* 2004. A Balaton talaja. Veszprémi Egyetem Georgikon Kar. Keszthely. ISBN 963 9494 44 1. p. 142.
- Dévai Gy. – Dévai I. – Felföldy L. – Wittner I.* 1992. A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. *Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung.*, 4: 49-185
- Dévai Gy. – Tóth A. – Nagy S. – Bancsi I. – Végvári P. – Kiss B.- Olajos P.* 1996. Az ökológiai vízminőség-vizsgálatok tervezésének és kivitelezésének mintajellegű bemutatása a Boroszló-kerti Holt-Tisza példáján, KLTE Ökológiai Tanszék, Debrecen, 81 p. (Kézirat)

- Dévai Gy. – Aradi Cs. – Wittner I. – Olajos P. – Góri Sz. – Nagy S. A.* 2001. Javaslat a Tiszai-Alföld vízi és vizes élőhelyeinek állapotértékelésére a holt medrek példáján. In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z. ed.: Ökológia az ezredfordulón III. Magyar Tudományos Akadémia. Budapest. pp. 183-205.
- Dévai Gy.* 2005. Szakkifejezések jegyzéke vízi és vizes élőhelyek tipológiájához, Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszék, 10 p. (Kézirat)
- Dévai Gy. – Fazekas A. – Farkas A. – Grigorszky I. – Nagy S. A.* 2012. Javaslat egy hidroökológiai metaadatbázis létesítésére a Trans-Tisa Network keretében. Acta Biologica Debrecina. Oecologica Hungarica 27. pp. 27-38.
- Dobrosi D. – Haraszty L. – Szabó G.* 1993. Magyarországi árterek természetvédelmi problémái. WWF Füzetek 3. Budapest. p. 17.
- Donato D.B. – Nichols O. – Possingham H. – Moore M. – Ricci P.F. – Noller B.N.* 2007. A critical review of the effects of gold cyanide-bearing tailings solutions on wildlife. Environment International 33, 974-984.
- Dunka S. – Fejér L. – Vágás I.* 1996. A verítékes honfoglalás. A Tisza-szabályozás története. Budapest. pp. 159-165.
- Elek Á. – Svingor É. – Szántó Zs. – Futó I. – Palcsu L.* 2006. Környezeti izotópok vizsgálata a Lónyai-főcsatornán. Hidrológiai Közlemény. 86. évf. 6. sz. pp. 36-38.
- Falus I. – Ollé J.* 2000. Statisztikai módszerek pedagógusok számára, Okker Kiadó, 372 p.
- Farsang A. – Cser V. – Barta K.* 2008. Indukált fitoextrakciós eljárás terepi alkalmazása enyhén szennyezett kotrási iszapon, Esettanulmány a Mártélyi-Holtág kotrási iszapján. IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia kiadványa. I. Kötet. pp.138-144.
- Fejes I. – Farsang A. – M. Tóth T.* 2012. Talajvíz-minőségi és -mennyiségi monitoring városi környezetben, Szegeden. Földrajzi Közlemények. 136. évf. 3. sz. pp.254-270.
- Félegyházi E. – Lóki J. – Szabó J.* 2003. A folyó őstörténete, a mai Tisza kialakulása az Alföldön. In: Teplán I. ed.: A Tisza és vízrendszere. MTA Budapest, pp. 29-41.
- Fette M. – Kipfer R. – Schubert C.J. – Hoehn E. – Wehrli B.* 2005. Assessing river-groundwater exchange in the regulated Rhone River (Switzerland) using stabile isotopes and geochemical tracers. Applied Geochemistry 20 (2005) pp. 701-712.
- Fleit E. – Lakatos Gy.* 2003. Accumulative heavy metal patterns in the sediment and biotic compartments of the Tisza watershed. Toxicology Letters 140-141, 323-332.
- Fontes J.C. – Edmunds J.N.* 1989. The use of environmental isotope techniques in arid zone hydrology. IHP-III project 5.2 UNESCO. Paris.
- Frisnyák S.* 1996. A Kárpát-medence történeti földrajza. Bessenyei György Tanárképző Főiskola. Nyíregyháza. p 387.

- Fűrj D.* 2005. Izotóp-hidrológiai vizsgálatok a Tisza mentén. Diplomamunka. Debreceni Egyetem. 63 p.
- Gadallah M. A. A.* 1996. Phytotoxic effects of industrial and sewage waste waters on growth, chlorophyll content, transpiration rate and relative water content of potted sunflower plants. *Water, Air, & Soil Pollution*, 89, 1-2, pp. 33-47.
- Gallé L. – Margóczy K. – Kovács Gy. – Györffy Gy. – Körmöczy L. – Németh L.* 1995. River valleys: Are they ecological corridors?. *Tiscia* 29. pp. 53-58.
- Gallé L.* 2003. A Tisza hullámtere mint ökológiai folyosó. In: Teplán I. ed.: *A Tisza és vízrendszere*. MTA Budapest, pp.65-91.
- Gat J.R.* 1996. Oxygen and hydrogen isotopes in the hydrologic cycle. *Annu. Rev. Earth Planet.* 24, 225-262.
- Glatz F.* 2002. A 21. század stratégiai kérdése: a víz1997-2001. In: Somlyódi L. ed.: *A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései*. MTA Budapest, pp. VII-XXIV.
- Gönczy S. – Molnár J. – Szabó G. – Sándor A.* 2004. Az erdőirtások hatása az árvízi vízhozamokra a Felső-Tisza kárpátaljai mellékfolyóin. *Földtani Kutatás*. XLI. évf. 3-4. sz. pp. 52-56.
- Graaff J. – Amsalu A. – Bodnár F. – Kessler A. – Posthumus H. – Tenge A.* (2008). Factors influencing adoption and continued use of long-term soil and water conservation measures in five developing countries. *Applied Geography* 28, pp. 271-280.
- Griffiths S.R. – Smith G.B. – Donato D.B. – Gillespie C.G.* 1999. Factors influencing the risk of wildlife cyanide poisoning on a tailings storage facility in the Eastern Goldfields of Western Australia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72, 1579-1586.
- Grigorszky I. – Borics G. – Várbíró G. – Grigorszky Budai T. – Béres V. – Krasznai E. – Schnitcher Cs.* 2008. A nitrát és nitrit ion hatása az üledékből történő foszfor felszabadulásra két Körös-vidéki holtmederben. *Hidrológiai Közöny*. 88. évf. 6. sz. 61-63.
- Harka Á.* 2010. Helyzetkép a Tiszáról a cianidszennyezés 10. évfordulóján. *Halászat*. 2010. nyár.
- Hetényi M.* 1999. Környezetgeokémia I. A hidroszféra. JATE Press. P. 156.
- Homokiné Ú. K.* 2001. Márciusi árvíz Kárpátalján. *Légkör*. XLVI/2. pp. 2-5.
- Horváth L.* (ed.) 2009. Halastavak hidrobiológiája – a tőkezelés hidrobiológiai alapjai. Halbiológia és haltenyésztés. Egyetemi tankönyv. Mezőgazda Kiadó. Budapest. pp. 344-385.
- Ihrig D. – Károlyi Z. – Károlyi Zs. – Vázsonyi Á.* 1973. A magyar vízszabályozás története. In.: Ihrig Dénes ed. Országos Vízügyi Hivatal. Budapest. p. 398.
- János I. – Hörcsik Zs. – Kotroczó Zs. – Vincze Gy. – Szabó S. – Csatlós Zs. – Parais S.* 2010. Az Igrice-mocsár átfolyó vizének bioindikációs és kémiai vizsgálata. *Hidrológiai Közöny*. 90. évf. 6. sz. pp. 44-46.
- Jánosa A.* 2011. Adatelemzés SPSS használatával. ComputerBooks. Budapest. p. 376.

- Jonsson C. E. – Leng M. J. – Rosqvist G. C. – Seibert J. – Arrowsmith C.* 2009. Stable oxygen and hydrogen isotopes in sub-Arctic lake waters from northern Sweden. *Journal of Hydrology* 376, pp. 143-151.
- Juhász J.* 1976. Hidrogeológia, Akadémia Kiadó, Budapest, 766 p.
- Justyák J.* 2002. Magyarország éghajlata, Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, 118 p.
- Kármán K. – Szlavov K.* 2008. 2000. január és március során a máramarosi gátszakadások nyomán kikerült szennyeződések hosszútávú hatásai. Konferencia előadás geokémia témában.  
[http://www.researchgate.net/publication/215621705\\_A\\_tiszai\\_cinszenyezsek](http://www.researchgate.net/publication/215621705_A_tiszai_cinszenyezsek)
- Kármán K. – Fórizs I. – Szabó Cs. – Deák J.* 2010. Parti szűrési rendszerek vizsgálata vízkémiai és geokémiai ( $\delta^{18}\text{O}$ ) módszerek segítségével a Szentendrei-sziget példáján. *Hidrológiai Közöny.* 90. évf. 4. sz. pp. 49-53.
- Kerék B. – Vatai J. – Szentpétery I. – Kuti L. – Fügedi U.* 2011. Nitrate vulnerability and concentration of groundwaters in Hungary. *Ecoterra.* no. 26. pp. 61-67.
- Kerényi A. – Szabó G.* 2008. A Felső-Tisza-vidéken végbement földhasználat-változások tájökölógiai elemzése az ökológiai hálózat működése szempontjából. In: Csorba P. és Fazekas I. ed.: Táj kutatás-tájökölógia. Debrecen. pp. 95-101.
- Kertész Á.* 2011. A földhasználat változása a Balaton vízgyűjtőn egy évszázad során, különös tekintettel az erdőkre. A Miskolci Egyetem Közleményei. A sorozat. Bányászat. 82. kötet. pp. 167-170.
- Kiss K T. – Ács É. – Barkács K. – Borics G. – Böddi B. – Ector L. – Solymos G. K. – Szabó K. – Varga A. – Varga I.* 2002. Qualitative short-term effect of cyanide and heavy metal pollution on phytoplankton and periphyton in the Rivers Tisza and Szamos (Hungary). *Large Rivers.* Vol. 13. No. 1-2. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 141/1-2 pp. 47-72.
- Kiss T. – Sipos Gy.* 2001. A morfológia és a nehézfémteralom kapcsolatának vizsgálata a Maros medrében és hullámterén. In: Ilyés Z. és Keményfi R. ed.: A táj megértése felé. Tanulmányok a 75 éves Pinczés Zoltán professzor tiszteletére. Debrecen-Eger. pp. 63-81.
- Kiss T. – Sipos Gy. – Fiala K.* 2011. Az Alföld töltések közé szorított folyói. In: Rakonczai J. ed.: Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány Kötetek 7. (ISBN 978-963 85437 8 3) Békéscsaba pp. 211-222.
- Koenig R.* 2000. Environmental disasters: Wildlife Deaths Are a Grim Wake-Up Call in Eastern Europe. *Science.* Vol 287. Issue 5459. pp. 1737-1738.
- Konecsny K.* 2002. A Felső-Tisza-vidék időjárási és vízjárási viszonyainak változása a XX. században. In: Frisnyák S. ed.: A Nyírség és a Felső-Tisza-vidék történeti földrajza. Nyíregyházi Főiskola. Földrajz Tanszék. Nyíregyháza. pp. 41-49.

- Konecsny K. – Nagy Z.* 2012. A kisvízi vízjárás időbeni változásai a Kraszna folyó alsó szakaszán. A Magyar Hidrológiai Társaság által rendezett XXX. Országos Vándorgyűlés. Kaposvár. 2012. július 4-6. ISBN 978-963-8172-29-7.  
[http://hidrologia.hu/vandorgyules/30/dolgozatok/konecsny\\_karoly.html](http://hidrologia.hu/vandorgyules/30/dolgozatok/konecsny_karoly.html)
- Korponai J. – Braun M. – Gyulai I. – Forró L. – Nédli J. – Papp I.* 2010. Természetes úton lefűződött holtág (timári Morotva-tó) paleolimnológiája üledékkémiai mutatók és Cladocera maradványok alapján. Hidrológiai Közlöny. 90. évf. 6. sz. pp. 68-70.
- Kortelainenena N.M. – Karhu J.A.* 2004. Regional and seasonal trends in the oxygen and hydrogen isotope ratios of Finnish groundwaters: a key for mean annual precipitation. *Journal of Hydrology* 285, 143–157.
- Kotroczó Zs. – János I. – Hörcsik T. Zs. – Szabó S. – Vincze Gy. – Vasenszki T.* 2010. Nagy-vájás és a Keleti-övcSATORNA makrogerinctelen- és vízkémiai vizsgálatán alapuló minősítése. Hidrológiai Közlöny. 90. évf. 6 sz. pp. 71-74.
- Kovács B. – Prokisch J. – Győri Z. – Kovács A. B. – Palecsár A.* 2000. Studied on soil sample preparation for Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry Analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 31(11-14). pp. 1949-1963.
- Lajter I. – Schnitchen Cs. – Dévai Gy. – Nagy S. A.* 2008. Hosszú távú adatsorok összehasonlító elemzése a Tisza vízrendszerén. Hidrológiai Közlöny 88. évf. 6. sz. pp. 121-124.
- Lajter I. – Lucua Z. – Szabó L. J. – Tóth A. – Dévai Gy. – Nagy S. A.* 2012. Talajvízviszonyok hidroökológiai szempontú elemzése a Bereg-Szatmárisíkságon. *Acta Biologica Debrecina. Oecologica Hungarica* 27. pp. 111-133.
- Lakatos Gy.* 2001. A Északi-Alföld és a Tisza-völgy vizes élőhelyeinek állapotvizsgálata és monitorozása. In. Borhidi A. és Botta-Dukát Z. ed.: *Ökológia az ezredfordulón III. Magyar Tudományos Akadémia. Budapest.* pp. 207-220.
- Lakatos Gy. – Fleit E. – Mészáros I.* 2003. Ecotoxicological studies and risk assessment on the cyanide contamination in the Tisza River. *Toxicology Letters* 140-141, 333-342.
- Lapworth D.J. – Shand P. – Abesser C. – Darling W. G. – Haria A. H. – Evans C. D. – Reynolds B.* 2007. Groundwater nitrogen composition and transformation within a moorland catchment, mid-Wales. *Science of the total environment*. Vol. 390/1. pp. 241-254.
- Lászlóffy W.* 1969. A Tisza I. – A tiszai Alföld (szerk. Marosi S. – Szilárd J.) Akadémia Kiadó, Budapest, pp. 11-26.
- Lászlóffy W.* 1982. A Tisza, vízi munkálatok és vízgazdálkodás a tiszai vízrendszerben. Akadémiai Kiadó. Budapest. p. 609.
- Literáthy P.* 1973. Egységes vízvizsgáló módszerek I. kötet. Kémiai módszerek, 1. kötet, Vízgazdálkodási Tudományos Kutatóintézet IV. Vízminőségi és Víztechnológiai Főosztálya, 233 p.

- Lóki J. 1983. A talajvízszint ingadozásának vizsgálata matematikai módszerekkel a Felső-Tisza vidéken, *Acta Geographica Debrecina*, 21. Debrecen, pp. 39-73.
- Lóki J. – Szabó J. – Konecsny K. – Szabó G. – Szabó Sz. 2004. Az erdőszűcsés és az árhullámok kapcsolata a Felső-Tisza-vidéken. II. Magyar Földrajzi Konferencia. Szeged. 2004. szeptember 2-4. Online cikkgyűjtemény. p. 21.
- Longinelli A. – Stenni B. – Genoni L. – Flora O. – Defrancesco C. – Pellegrini G. 2008. A stabile isotope study of the Garda lake, northern Italy: Its hydrological balance. *Journal of Hydrology* 360. pp. 103-116.
- Lövei G. Zs. – Antal L. 2010. Tisza-menti holtmedrek ökológiai állapotának elemzése helyszíni vízvizsgálatok alapján. *Hidrológiai Közlöny*. 90. évf. 6. sz. pp. 96-99.
- Makra O. – Gallé L. 2003. A hullámtéren kívüli élőhelyek és ökológiai hálózatuk. In: Teplán I. ed.: *A Tisza és vízrendszere*. MTA Budapest, pp. 61-111.
- Martin C W. 1997. Heavy metal concentration in floodplain surface soils, Lahn River Germany. *Environmental Geology* 30. pp. 119-125.
- Martin C. W. 2000. Heavy metal trend sin floodplain sediments and valley fill, River Lahn, Germany. *Catena* 39. pp. 53-68.
- Martonné Erdős K. 2004. Magyarország tájféldrajza, Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, 192 p.
- Mazor E. 1997. Chemical and isotopic groundwater hydrology: The applied approach. M. Dekker. New York. 413.
- Michalkó G. 2003. A Tisza vízgyűjtőjének idegenforgalma. In: Teplán I. ed.: *A Tisza és vízrendszere*. MTA Budapest, pp. 113-151.
- Moser M. – Pálmai Gy. (2006). *A környezetvédelem alapjai*. Nemzeti Tankönyvkiadó. Budapest. p. 496.
- Nagy I. 2012. Az Alföld vízgondjainak kezelése: A Tisza folyó. *Hidrológiai Közlöny*. 2012/3. pp. 15-22.
- Négrel Ph. – Petelet-Giraud E. – Barbier J. – Gautier E. 2003. Surface water-groundwater interactions in an alluvial plain: Chemical and isotopic systematics. *Journal of Hydrology* 277, 248-267.
- Nguyen H.L. – Braun M. – Szalóki I. – Baeyens W. – Van Grieken R. – Leermakers M. 2009. Tracing the metal pollution history of the Tisza River through the analysis of a sediment depth profile. *Water, Air & Soil Pollution*. 200. 1-4. pp. 119-132.
- Nováky B. 2002. A éghajlatváltozás vízgazdálkodási hatásai. In: Somlyódi L. ed.: *A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései*. MTA Budapest, pp. 75-106.
- Pálfai I. 2001. Magyarország holtágai, Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest. p. 231.
- Pásztó P. 1975. *Vízgazdálkodás (Vízminőségvédelem – Vízminőségsszabályozás)*. Helyi jegyzet. Kézirat. Debrecen. p. 251.
- Péczely Gy. 1981. *Éghajlattan*, Tankönyvkiadó, Budapest, 336 p.

- Rakonczi J.* 1975. Adatok a Dél-Tiszántúl talajvízjárásának sajátosságaihoz. Egyetemi doktori értekezés. p. 115.
- Sajtos L. – Mitev A.* 2007. SPSS kutatási és adatelemzési kézikönyv. Alinea Kiadó. Budapest. p. 402.
- Sallai F. – Mándoki M.* 2009. Hazai vízkészleteink állapotértékelése. In: Szűcs P., Sallai F., Zákányi B., Madarász T. ed.: Vízkészletvédelem, A vízminőség-védelem aktuális kérdései. Bíbor kiadó. pp. 289-323.
- Sárfalvi B. – Tóth A.* 1992. Földrajz. Gimnáziumok I. osztálya számára, Tankönyvkiadó, Budapest
- Sárkány-Kiss E. – Fodorpataki L. – Macalik L. – Telcean I. – Bálint M. – Braun M. – Papp J. – Hamar J.* 2012. The ecological state of the Upper Tisa and Transylvanian tributaries of the Tisa River – Based on characteristics of the physico-chemical parameters, the flora and the fauna. Acta Biologica Debrecina. Oecologica Hungarica 27. pp. 147-168.
- Schoeller, D.* 1990. Changes in isotopic background. In: Prentice, A. M. ed.: The Doubly-labelled Water Method for Measuring Energy Expenditure. International Atomic Agency. Vienna
- Schoeller D. – Coward A.* 1990. Isotope fractionation corrections. In: Prentice, A. M. ed.: The Doubly-labelled Water Method for Measuring Energy Expenditure. International Atomic Agency. Vienna
- Schweitzer F.* 2001. A magyarországi folyószabályozások geomorfológiai vonatkozásai. Földrajzi Értesítő. 50. évf. 1-4. füzet. pp. 63-72.
- Schweitzer F.* 2003. Folyóink hullámterének fejlődése, kapcsolatuk az árvizekkel és az árvízvédelmi töltésekkel. In: Teplán I. ed.: A Tisza és vízrendszere. MTA Budapest, pp.107-117.
- Simonffy Z.* 2002. Vízigények és vízkészletek. In: Somlyódi L. ed.: A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. MTA Budapest, pp. 107-139.
- Somlyódi L.* 2002a. A hazai vízgazdálkodás és stratégiai pillérei. In: Somlyódi L. ed.: A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. MTA Budapest, pp. 23-74.
- Somlyódi L.* 2002b. Víz és vízgazdálkodás. In: Somlyódi L. ed.: A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. MTA Budapest, pp. 1-22.
- Somogyi S.* 1967. Az Alföld vízrajzának fő vonásai – In: Marosi S. – szilárd J. (szerk.): A dunai Alföld – Akadémia Kiadó, Budapest, pp. 47-74.
- Somogyi S.* 2003. A Tisza vízgyűjtőjének földrajzi helyzete. In: Teplán I. ed.: A Tisza és vízrendszere. MTA Budapest, pp.17-29.
- Süli-Zakar I.* 2007. The living Tisza. In. Süli-Zakar István ed.: A FLAPP Projekt szerepe és jelentősége a Felső-Tisza völgyében, a határon átnyúló vízgazdálkodás területén. Debreceni Egyetem. pp. 39-46.
- Svingor É. – Balogh K.* 2003. A stabilizatópok és nemesgázok szerepe vízbázisok vizsgálatában. In: Kiss Á. Z. (szerk.): Fejezetek a környezetfizikából, Kossuth Egyetemi kiadó, Debrecen, p. 227-275.
- Svingor É. – Molnár M. – Palcsu L. – Futó I. – Major Z. – Rinyu L. – Szántó Zs. – Barnabás I.* 2006. Monitoring vizsgálatok a Püspökszilányi Radoioaktív Hulladék Kezelő és Tároló környezetében. In: Szendrei Géza ed.:

- Magyarország környezetgeokémiai állapota. MTA Földtudományok Osztálya, Környezetgeokémiai Albizottság. Budapest. pp. 161-172.
- Szabó Gy. – Bessenyei É. – Szabó A.* 2010a. Examination of the groundwater quality in a settlement of Eastern Hungary. Scientific Annals. School of Geology. Aristotle University of Thessaloniki. Proceedings of the XIX CBGA Congress. Thessaloniki. Greece. Special volume 100. pp. 127-131.
- Szabó Gy. – Angyal A. – Csíkós A. – Bessenyei É. – Tóth E. – Kiss P. – Csorba P. – Szabó Sz.* 2010b. Examination of the groundwater pollution at lowland settlements. Studia Universitatis „Vasile Goldis” Arad. Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series) Vol. 20. issue 4. pp. 89-95.
- Szabó Gy. – Angyal A. – Csíkós A. – Bessenyei É. – Tóth E. – Kiss P. – Szabó Sz.* 2010c. A talajvíz szennyezettségének vizsgálata alföldi településeken. Földrajzi Közlemények. 134. évf. 2. sz. pp. 173-187.
- Szabó Gy. – Vince T. – Bessenyei É.* 2012. Study of the factors influencing the shallow groundwater quality in two settlement with different characteristics. In Dr. Voudouris ed.: Water Quality Monitoring and Assessment. pp. 407-428.
- Szabó G. – Dobrosi D.* 1993. Az ártéri nemesnyár-termesztés az erdőfenntartás és a természetvédelem tükrében. Erdészeti Lapok. 128. évf. pp. 147-148.
- Szabó J.* 1998. A víz földrajza. In: Borsy Z. ed.: Általános természetföldrajz. Nemzeti Tankönyvkiadó. Budapest. pp. 124-250.
- Szabó M.* 2008. Vizes élőhelyek helyreállításának elméleti kérdései és gyakorlati vonatkozásai. In: Csorba P. és Fazekas I. ed.: Táj kutatás-Tájökológia. Debrecen. pp. 177-183.
- Szabó Sz. – Molnár L. Sz. – Juhos K. – Prokisch J.* 2008. Hullámtéri nehézfém-szennyezettség vizsgálata egy felső-tiszai mintaterületen. IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia kiadványa. I. Kötet. pp. 286-288.
- Szalai J.* 2011. Talajvízszint-változások az Alföldön. In: Rakonczai J. ed.: Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány Kötetei 7. (ISBN 978-963 85437 8 3) Békéscsaba pp. 97-110.
- Szalai S.* 2003. A folyó vízgyűjtőjének éghajlati viszonyai. In: Teplán I. ed.: A Tisza és vízrendszere. MTA Budapest, pp. 53-66.
- Szalai Z.* 2006. A lépték szerepe a hatótényezők erősségében, avagy a nehézfémek elérhetősége a hazai hullámtereken. III. Magyar Földrajzi Konferencia, MTA-FKI, Budapest, CD-kiadvány 3 p.
- Szalai Z. – Jakab G. – Madarász B.* 2004a. Estimating the vertical distribution of groundwater Cd and Cu contents in alluvial sediments (River Danube). – In Agard P. et al. ed.: Saturated and Unsaturated Zone; Integration of process knowledge into effective models. La Gordialica Pavese. Rome. pp. 303–312.
- Szalai Z. – Varga I. – Baloghné di Gléria M. – Németh T.* 2004b. A mikrokörnyezeti hatások szerepe a felvehető nyomelem-tartalmának alakításában. II. Magyar Földrajzi Konferencia. Szeged, 2004. szeptember 2-4. CD-kiadvány. (ISBN 963 482 687 3) p. 5.

- [http://geography.hu/mfk2004/mfk2004/cikkek/szalai\\_zoltan\\_et\\_al.pdf](http://geography.hu/mfk2004/mfk2004/cikkek/szalai_zoltan_et_al.pdf)
- Szalai Z. – Balogné di Gléria M. – Jakab G. – Csuták M. – Bádonyi K. – Tóth A.* 2005. A folyópartok alakjának szerepe a hullámtéren kiülepedő üledékek szemcse- és nehézfém frakciójában, a Duna és a Tisza példáján. *Földrajzi Értesítő*- LIV évf. 1-2. füzet. pp. 61-84.
- Szántó Zs. – Futó I. – Palcsu L. – Vodila G.* 2007. A 6-year record of stable isotope ratios of hydrogen and oxygen and temperature correlation of  $\delta^{18}\text{O}$  in precipitation from Eastern Hungary. Paper presented at the European Society for Isotope Research 9th Workshop, Cluj-Napoca.
- Szikura J. – Kolozsvári I.* 2012. Környezeti változások a Felső-Tisza kárpátaljai vízgyűjtőjén. *Acta Biologica Debrecina. Oecologica Hungarica* 27. pp. 187-194.
- Szlávik L.* 2002. Árvízvédelem. In: Somlyódi L. ed.: A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. MTA Budapest, pp. 205-245.
- Szlávik L. – Deseő É.* 2004. A folyóinkkal való gazdálkodás fejlesztéséről. II. Magyar Földrajzi Konferencia. Szeged, 2004. szeptember 2-4. CD-kiadvány. (ISBN 963 482 687 3) p. 11.  
[http://geography.hu/mfk2004/mfk2004/cikkek/szlavik\\_deseo.pdf](http://geography.hu/mfk2004/mfk2004/cikkek/szlavik_deseo.pdf)
- Szlávik L. – Kling Z.* 2004. Árvízvédelem, terület- és vidékfejlesztés a Tisza mentén: a Vásárhelyi-terv. II. Magyar Földrajzi Konferencia. Szeged, 2004. szeptember 2-4. CD-kiadvány. (ISBN 963 482 687 3) p. 15.  
[http://geography.hu/mfk2004/mfk2004/cikkek/szlavik\\_kling.pdf](http://geography.hu/mfk2004/mfk2004/cikkek/szlavik_kling.pdf)
- Szlávik L. – Kling Z.* 2008. Árvízi kockázat és ártérhasznosítás. In: Csorba P. és Fazekas I. ed.: Táj kutatás-Tájökológia. Debrecen. pp. 199-206.
- Tamás M. – Farsang A.* 2011. Evaluation of environmental conditions: water and sediment examination of oxbow lakes. *Acta Geographica Debrecina Landscape & Environment* 5 (2) pp. 84-92.
- Tanos P. – Kovács J. – Kovácsné Székely I. – Hatvani I. G.* 2011. Exploratory data analysis on the Upper-Tisza section using single and multi-variate data analysis methods. *Central European Geology*. Vol. 54/4. pp. 345–356.
- Tóth Cs.* 2008. A Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztésének természetvédelmi hatásai a Tisza hullámterére. In: Csorba P. és Fazekas I. ed.: Táj kutatás-Tájökológia. Debrecen. pp. 219-225.
- Török I. Gy.* 2000. Az alföldi folyók hullámterének szerepe és hasznosítása. In: Pálfai I. ed.: A víz szerepe és jelentősége az Alföldön. A Nagyalföld Alapítvány kötetei 6. pp. 12-131.
- Turner K.W. – Wolfe B.B. – Edwards T.W.D.* 2010. Characterizing the role of hydrological processes on lake water balances in the Old Crow Flats, Yukon Territory, Canada, using water isotope tracers. *Journal of Hydrology* 386, 103–117.
- Türk G. – Szabó Sz.* 2012. A Lónyai-főcsatorna vízkémiai hatása a Tiszára – a nitrogén-formák szemszögéből. *Hidrológiai Közlöny*. 2012/2. pp. 45-48.
- UNESCO/IAEA.* 2000. Series on Environmental Isotopes in the Hydrological Cycle. Principles and Applications. Ed: W.G. Mook. SC-2000/WS/58

- [http://www.connectedwater.gov.au/framework/stable\\_isotopes.php](http://www.connectedwater.gov.au/framework/stable_isotopes.php)
- Vandenschrick G. – van Wesemael B. – Frot E. – Pulido-Bosch A. – Molina L. – Stiévenard M. – Souchez R.* 2002. Using stable isotope analysis ( $\delta D$  –  $\delta^{18}O$ ) to characterise the regional hydrology of the Sierra de Gador, south east Spain. *Journal of Hydrology* 265, 43–55.
- Varga K. – Kiss B. – Müller Z. – Gergely E. – László T. – Tóthmérész B. – Dévai Gy.* 2008. Javaslat a holtmedrek általános jellemzésének egységesítésére. *Hidrológiai Közlöny*, 88. évf. 6. sz. pp. 227-230.
- Vari A. – Linnerooth-Bayer J. – Ferencz Z.* 2003. Stakeholder views on Flood Risk Management in Hungary's Upper Tisza Basin. *Risk Analysis*. Vol. 23. No. 3. pp. 585-600.
- Váradi J. – Nagy I.* 2003. A Tisza-völgy vízgazdálkodásának jövőképe. In: Teplán I. ed.: *A Tisza és vízrendszere*. MTA Budapest, pp.117-133.
- Vitória L. – Soler A. – Canals Á. – Otero N.* 2008. Environmental isotopes (N, S, C, O, D) to determine natural attenuation processes in nitrate contaminated waters: Example of Osona (NE Spain). *Applied Geochemistry* 23. pp. 3597-3611.
- VKI – Vízyűjtő-gazdálkodási terv.* 2010a. A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása. Tisza részvízyűjtő. Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság, p. 225.  
[http://www.vizeink.hu/files/Reszvizgyujto\\_VGT\\_Tisza\\_13.pdf](http://www.vizeink.hu/files/Reszvizgyujto_VGT_Tisza_13.pdf)
- VKI – Vízyűjtő-gazdálkodási terv.* 2010b. A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása. Az országos terv háttéranyaga. Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság, p. 94.
- Walling D. E. – He Q.* 1998. The spatial variability of overbank sedimentation on river floodplains. *Geomorphology*. 24. pp. 209-223.
- Walter V. J.* 2009. *Essentials of Geochemistry*. Jones & Bartlett Publishers. p. 797.  
[http://www.vizeink.hu/files/vizeink.hu\\_0004.pdf](http://www.vizeink.hu/files/vizeink.hu_0004.pdf)
- Winter L. T. – Foster I. D. L. – Charlesworth S. M. Lees J. A.* 2001. Floodplain lakes as sinks for sediment-associated contaminants – a new source of proxy hydrological data?. *The Science of the Total Environment*. 266. pp. 187-194.
- 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. évf.
- 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. évf.
- Yi Y. – Brock B.E. – Falcone M.D. – Wolfe B.B. – Edwards T.W.D.* 2008. A coupled isotope tracer method to characterize input water to lakes. *Journal of Hydrology* 350. pp. 1-13.
- Yidana S. M. – Ophoria D. – Banoeng-Yakubob B.* 2008. A multivariate statistical analysis of surface water chemistry data – The Ankobra Basin, Ghana. *Journal of Environmental Management* 86 (2008) pp. 80–87.

- Zar J. H. 1995. Biostatistical Analysis, Prentice-Hall International Edition, 718 p.
- Zhao Y. – Marriott S. – Rogers J. – Iwugo K. 1999. A preliminary study of heavy metal distribution on the floodplain of the River Severn, UK by a single flood event. The Science of the Total Environment. 243/244. pp. 219-231.
- Zsuga K. 2003. A Tisza vizének minősége. In: Teplán I. ed.: A Tisza és vízrendszere. MTA Budapest, pp.151-185.

- MSZ 12749:1993. Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés  
([http://www.agr.unideb.hu/ebook/vizminoseg/az\\_msz\\_12749\\_szm\\_magyar\\_szabvny.html](http://www.agr.unideb.hu/ebook/vizminoseg/az_msz_12749_szm_magyar_szabvny.html))  
([http://www.vkkt.bme.hu/feltoltesek/2012/03/msz\\_12749.pdf](http://www.vkkt.bme.hu/feltoltesek/2012/03/msz_12749.pdf))
- 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet. A felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól  
([http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy\\_doc.cgi?docid=A1000010.VM](http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A1000010.VM))
- 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet. A felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól  
([http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy\\_doc.cgi?docid=A0400031.KVV](http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A0400031.KVV))
- 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  
([http://www.complex.hu/jr/gen/hjegy\\_doc.cgi?docid=A0900006.KVV](http://www.complex.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A0900006.KVV))

### Felhasznált internet oldalak:

- HTTP1: <http://terra.hu/cian/vizgyujto.html>
- HTTP2: <http://terra.hu/cian/altalanos.shtml>
- HTTP3: [http://www.hydroinfo.hu/Html/archivum/archiv\\_tabla.html](http://www.hydroinfo.hu/Html/archivum/archiv_tabla.html)
- HTTP4: [http://www.aquadocinter.hu/themes/Vasarhelyi/Vasarhelyi\\_terv.htm](http://www.aquadocinter.hu/themes/Vasarhelyi/Vasarhelyi_terv.htm)
- HTTP5: <http://www.ramsar.hu/teruletek/7.htm>
- HTTP6: <http://www.ramsar.hu/pict/ramsarterkepn.jpg>
- HTTP7: <http://www.origo.hu/tudomany/tortenelem/20120911-a-tisza-alacsony-vizallasa-miatt-kideritheto-lett-hol-huzodott-egy.html>
- HTTP8: [http://www.vizvilagnap.hu/index.php?option=com\\_content&view=frontpage](http://www.vizvilagnap.hu/index.php?option=com_content&view=frontpage)
- HTTP9: <http://ftvktvf.zoldhatosag.hu/node/768>
- HTTP10: <http://www.euvki.hu/>
- HTTP11: <http://www.hir24.hu/kulfold/2013/03/31/a-kinai-folyok-felegyszeruen-eltunt/#aktualisdoz>
- HTTP12: [http://muse.jhu.edu/login?auth=0&type=summary&url=/journals/sais\\_review/v022/22.2allan.html](http://muse.jhu.edu/login?auth=0&type=summary&url=/journals/sais_review/v022/22.2allan.html)
- HTTP13: <http://www.epa.gov/lawsregs/laws/cwa.html>
- HTTP14: <http://www.ovf.hu/index.php?mid=425>

HTTP15: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publication\\_978924156638/en/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/publication_978924156638/en/index.html)  
HTTP16: <http://www.unwater.org/index.html>  
HTTP17: <http://www.ceframe.eu/>  
HTTP18: <http://www.icpdr.org/main/danube-basin/hungary>  
HTTP19: <http://www.iksr.org/index.php?id=165&L=3&cHash=455fdab52ce6eafbf6f72632159564bf>

## 8. Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet legelőször témavezetőmnek, Dr. Szabó Szilárdnak szeretném kifejezni a sok szakmai és baráti segítségért, támogatásért és biztatásért, amire mindig volt ideje.

Szeretném megköszönni Dr. Svingor Évának, Dr. Futó Istvánnak és a HEKAL-nak, hogy lehetővé tették az izotópanalitikai vizsgálatokat, valamint Dr. Svingor Évának, hogy segítségemre volt az eredmények értelmezése és az írott munkáim lektorálása során.

Köszönöm Dr. Braun Mihálynak és az Analab Kft-nek is az elemanalitikai vizsgálatok során nyújtott segítséget, valamint Dr. Braun Mihálynak a dolgozat és publikációk elkészítéséhez adott ötleteit.

Szeretném megköszönni a Földtudományi Intézet laboratóriuma minden munkatársának, különösen Dr. Kanber-Wafiné Bakó Valériának és Horváth Józsefnének, hogy a vízkémiai vizsgálatok során nagyban segítettek munkámat.

Köszönetet érdemelnek azok is, akik nélkül a terepi munkák kivitelezhetetlenek lettek volna: Dr. Szabó Szilárd, Szalmási József, Molnár Lajos Szabolcs, Buró Botond, Vass Róbert, Türk Gábor és Janovics Róbert.

Köszönöm Dr. Csorba Péternek és a Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszéknek a kutatómunkám és PhD-s éveim támogatását.

Köszönöm Dr. Nagy Sándor Alexnek az előzetes vitára készített alapos bírálatát, amellyel hozzájárult dolgozatom jelenlegi formájának kialakításához.

Szeretném megköszönni Dr. Prokisch Józsefnek is, hogy támogatott a dolgozat elkészítésében.

Köszönöm Dr. Novák Tibornak, hogy javaslataival elősegítette dolgozatom jobbítását.

Köszönöm Dr. Kerényi Attilának, hogy PhD-s éveim elejétől támogatott és kérdéseimre mindig választ adott.

Köszönöm Dr. Lóki Józsefnek is a dolgozat készülésével kapcsolatos rendszeres számonkéréseit.

I would like to thank Alexander Leonard for revising the English chapters.

Továbbá szeretnék köszönetet mondani mindenkinek, aki hozzájárult a dolgozat elkészüléséhez, de nem került megemlítésre.

Végül, de nem utolsó sorban szeretném megköszönni családomnak azt a nyugalmat és szeretetet, amit a dolgozat készítése közben kaptam tőlük.

*A kutatás anyagi fedezetét a 68566 sz. OTKA pályázat biztosította.*

*A kutatás az Európai Unió és Magyarország támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú „Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése konvergencia program” című kiemelt projekt keretei között valósult meg.*

## 9. A szerző fontosabb publikációi

### 9.1. Az értekezés témájából

#### Közlemény angol nyelven

- **Beáta Babka** – István Futó – Szilárd Szabó 2011. Clustering oxbow lakes in the Upper-Tisza Region on the basis of stable isotope measurements. *Journal of Hydrology* 410 (2011) pp. 105-113. (IF: 2,514) (ISSN: 0022-1694) (Referált, lektorált, nemzetközi)
- Szilárd Szabó – Gyöngyi Gosztonyi – **Beáta Babka** – Nikoletta Dócs – Mihály Braun – Péter Csorba – Gábor Türk – Lajos Szabolcs Molnár – Beáta Bakos – György Szabó – István Futó – Sándor Gönczy – Csaba Ágoston – Magdolna Szabó – Gergely Szabó – József Prokisch 2010. GIS database of heavy metals in the floodplain of the Tisza River. *Studia Universitatis “Vasile Goldiș”*. Seria Științele Vieții. Vol. 20. issue 4. 2010. pp. 97-104. (ISSN: 1584-2363) (Referált, lektorált, nemzetközi)
- **Babka Beáta** – Szabó Szilárd 2007. Water chemical analysis of the oxbow lakes near the Upper Tisza River. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment Series, Volume 1. Issue 1.*, pp. 36-43. (ISSN: 1789-7556) (Referált, lektorált, nemzetközi)

#### Közlemény magyar nyelven

- **Babka Beáta** – Futó István – Szabó Szilárd 2009. Felső-Tisza-vidéki holtmedrek csoportosítása stabilizotópos vizsgálatok alapján. *Hidrológiai Közlöny* 2009. 89. évf. 6. sz. pp. 5-8. (ISSN: 0018-1323) (Lektorált, referált, angol absztrakttal)

#### Konferenciakötetben teljes cikk angol nyelven

- **Babka Beáta** – Szabó Szilárd – Braun Mihály 2009. Classification of oxbow lakes based on the analytical characteristics of their water and sediment. In: Ing. A. Čelková ed: *Transport of water, chemicals and energy in the soil-plant-atmosphere system*. 17th International Poster Day, Bratislava, pp. 13-21. (ISBN: 978-80-89139-19-4)

#### Konferenciakötetben teljes cikk magyar nyelven

- **Babka Beáta** – Szabó Szilárd – Futó István 2008. Izotópanalitikai vizsgálatok a Felső-Tisza-vidéki holtmedrekben. In: Orosz Z., Szabó

V., Molnár G., Fazekas I. ed: IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia, I. kötet, pp. 276-282. (ISBN: 978-963-06-4625-3)

- **Babka Beáta** – Szabó Szilárd – Braun Mihály 2008. Felső-tiszai holtmedrek víz- és üledékkémiai sajátosságai. In: Csima P., Dublinszki-Boda B. ed: III. Magyar Tájökológiai konferencia kiadványa, pp. 179-186. (ISBN: 978-963-503-387-4)

#### **Cikk tanulmánykötetben**

- Szabó Szilárd – **Babka Beáta** 2007. A Felső-Tisza menti holtmedrek szennyezettsége, In: Süli-Zakar I. ed: Tiszteletkötet dr. Korompai Gábor 70. születésnapjára, Debreceni Egyetem, pp. 51-55.
- Szabó Szilárd – **Babka Beáta** 2007. Felső-Tisza menti holtmedrek vízkémiai vizsgálata, In: Süli-Zakar I. ed: A FLAPP Projekt szerepe és jelentősége a Felső-Tisza völgyében, a határon átnyúló vízgazdálkodás területén, Debreceni Egyetem, pp. 83-91. (ISBN: 978-963-473-080-4)

## **9.2. Egyéb témában**

#### **Közlemény angol nyelven**

- Marie Spohn – **Beáta Babka** – Luise Giani 2013. Changes in soil organic matter quality during sea-influenced marsh soil development at the North Sea coast. *Catena* 107 (2013) pp. 110-117. (**IF: 1,889**) (ISSN: 0341-8162) (Lektorált, referált, nemzetközi)
- Éva Domokos-Szabolcsy – Márton László – Sztrik Attila – **Babka Beáta** – Prokisch József – Fári Miklós 2012. Accumulation of red elemental selenium nanoparticles and their biological effects in *Nicotinis tabacum*. *Plant Growth Regulation*. 68 (3). pp. 525-531. (**IF: 1,604**) (ISSN: 1573-5087) (Lektorált, referált, nemzetközi)
- József Prokisch – Attila Sztrik – **Beáta Babka** – Péter Eszenyi – Judit Pardi – Zsófia Mika – Mohsen Zommara 2011. Novel Fermentation Technology for Production of Selenium Nanospheres (Lactomicrosel®) and its Testing for Feed and Food Applications. In: Gary Banuelos ed.: *Selenium Global Perspectives of Impacts on Humans, Animals and the Environment*, Z.Q. Lin. University of Science and Technology. China. pp. 69-70. (ISBN 978-7-312-02929-5) (Lektorált, referált, nemzetközi)

- Péter Eszenyi – Attila Sztrik – **Beáta Babka** – József Prokisch 2011. Elemental, Nano-Sized (100-500 nm) Selenium Production by Probiotic Lactic Acid Bacteria. International Journal of Bioscience, Biochemistry and Bioinformatics, Vol. 1, No. 2. pp. 148-152. (ISSN: 2010-3638) (Lektorált, referált, nemzetközi)

#### **Konferenciakötetben teljes cikk angol nyelven**

- Péter Eszenyi – Attila Sztrik – **Beáta Babka** – József Prokisch 2011. Production of LactomicroSel<sup>®</sup> and nanosize (100-500 NM) selenium Spheres by probiotic lactic acid bacteria. International Proceedings of Chemical, Biological & Environmental Engineering. In: Wu Kaijin ed.: Food Engineering and Biotechnology. IACSIT Press, Singapore, pp. 97-101.