



Környezeti tényezők és antropogén tevékenység
hatása a felszíni vizek vízminőségre

Egyetemi doktori (Ph.D.) értekezés

Kundrát János Tamás

Témavezető:

Dr. Kelemenné Dr. Szilágyi Enikő

Debreceni Egyetem

Természettudományi Doktori Tanács

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2018

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Alkalmazott Ökológia programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (Ph.D.) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2018. március 20.

.....

Kundrát János Tamás
jelölt

Tanúsítom, hogy Kundrát János Tamás doktorjelölt 2011-2014 között a fent megnevezett Doktori Iskola Alkalmazott Ökológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2018. március 20.

.....

Dr. Kelemenné Dr. Szilágyi Enikő
témavezető

Környezeti tényezők és antropogén tevékenység hatása a felszíni vizek
vízminőségre

Effects of environmental factors and anthropogenic activities on the quality of
surface water

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

Írta: *Kundrát János Tamás* okleveles biológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola *Alkalmazott
ökológia programjának* keretében.

Témavezető: Dr. Kelemenné Dr. Szilágyi Enikő

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Vasas Gábor
tagok: Kaszáné Dr. Kiss Magdolna
Dr. Várbíró Gábor

A doktori szigorlat időpontja: 2015. január 29.

Az értekezés bírálói:

Dr.
Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.
tagok: Dr.
Dr.
Dr.
Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2018.

Tartalom

1. Bevezetés	8
2. Célkitűzés	11
3. Irodalmi áttekintés	12
3.1. Tisza-vidéki holtmedrek állapotát befolyásoló hatások	12
3.2. Makrovegetáció szerepe a vízkémiai paraméterek változásában	14
3.3. Termálvizek vizsgálatának fontossága	16
4. Anyag és módszer	17
4.1. A vizsgált területek bemutatása, mintavétel	17
4.1.1. A Rakamaz térségi holtmedrek	17
4.1.2. Felső-Tisza-vidéki holtmedrek	18
4.1.3. Albániai termáltavak	19
4.2. Alkalmazott módszerek	20
4.3. Ökotoxikológiai teszt fehér mustármaggal (<i>Sinapis alba</i>)	21
4.4. Klimatikus háttérváltozók és a Tisza vízállása	22
4.5. Statisztikai értékelés	23
5. Eredmények	24
5.1. Rakamazi holtmedrek vízminőségének változása a klimatikus háttérváltozók függvényében	24
5.2. Felső-Tisza-vidéki holtmedrek szennyezettségét befolyásoló antropogén tevékenységek és környezeti tényezők	30
5.2.1. Antropogén tevékenység hatása	30
5.2.2. Szezonalitás hatása	34
5.2.3. A vegetáció hatása	35
5.3. Termálvizek hatásának vizsgálata a befogadó folyó vízminőségére	38
5.3.1. Víz és üledék hatásának vizsgálata <i>Sinapis alba</i> csírázási képességére, gyökerének hosszára	38
5.3.2. A víz- és üledék minták fizikai-kémiai jellemzői a különböző vízterekben	39
5.3.3. Csírázást és gyökérhossz növekedést befolyásoló paraméterek vizsgálata	45
6. Eredmények értékelése	46
7. Összefoglalás	56
8. Summary	58
9. Új tudományos eredmények	60
10. Köszönetnyilvánítás	61
11. Felhasznált irodalom	62
FÜGGELÉK	75

1. Bevezetés

Napjaink egyik központi kérdése, hogy a klímaváltozás, valamint az antropogén tevékenységek okozta változások milyen mértékben befolyásolják a természetes élőhelyek minőségét (Balogh et al. 2016, 2017; Simon et al. 2012, 2017a, 2017b). Az eddigi tudományos eredmények bizonyították, hogy a Földet érő melegedési folyamat üteme jelentősen felgyorsult az ipar forradalomtól kezdve. Bár a klíma nem állandó, dinamikusan változik a belső és kozmikus okok miatt, a vezető meteorológiai szervezetek egyetértenek abban, hogy a folyamat felgyorsulásáért az antropogén tevékenységek is felelőssé tehetők (Farnsworth & Farnsworth 2011). Az 1850 óta mért legmelegebb 12 év közé az 1995 és 2006 közötti időszak 12 évéből 11 év tartozott (Pongrácz et al. 2009, 2014; Spinoni et al. 2015a, 2015b).

A klímaváltozás különösen érzékenyen érintheti a vízi ökoszisztémákat is. A klímamodellek szerint az elkövetkezendő 100 évben akár 3-4 °C-os átlaghőmérséklet-emelkedés is várható, ami a nyári időszakokban még nagyobb értékeket jelent (Bartholy et al. 2009, 2015). A növekvő párolgás jelentősen csökkentheti a kisebb vizes élőhelyek nyíltvízű területeinek felületét, mely a kisebb tavak elmocsarasodásához, illetve a mocsarak és lápok kiszáradásához vezethet. Ugyanakkor a nagyobb tavak esetében is jelentős vízszint csökkenéssel számolhatunk (Hufnagel et al. 2008). További problémát jelent még, hogy (i) a levegő hőmérsékletének emelkedésével arányosan a vizek hőmérséklete is növekszik illetve (ii) a csapadékeloszlás szezonálisában bekövetkező változás a vízi rendszerek hidrológiai viszonyait is megváltoztatja (Georgi & Pal 2004). Egyértelműen kijelenthető, hogy ezen hatásokon keresztül az éghajlatváltozás a felszíni vizek minőségét negatívan befolyásolja. Hisz ezek a tényezők az oxigén

koncentráció csökkenéséhez, a foszfor üledékből való felszabadulásához és a felkeveredési mintázatok megváltozásához vezethetnek (Verburg et al. 2003; Winder & Schindler 2004; Jankowski et al. 2006). Mivel a bekövetkező változások mind természetvédelmi, mind gazdasági szempontból jelentős károkat okozhatnak, ezért ezt a problémát mind a nemzetközi, mind a regionális politika is kiemelten kezeli.

Az éghajlatváltozáson túl, melynek intenzitásnövekedésért az emberi tevékenység is nagyban felelős, egyéb antropogén hatások is jelentős mértékben hozzájárulnak a vizes élőhelyek ökológiai állapotának romlásához. Az agrár, ipar és városi forrásokból származó szennyező anyagok vizsgálata azért szükséges, mivel ezek drasztikusan csökkentik a vizes élőhelyek ökológiai funkcióját, az élőlényközösségek biodiverzitását, összességében az életkörülményeket (Koerselman et al. 1993; Oertli et al. 2009).

A Ramsari Egyezményhez történt csatlakozás során Magyarország elkötelezte magát a vizes élőhelyek védelmére, természetvédelmi kezelésükre, illetve a területek megőrzésére és fenntartására. Napjainkra nyilvánvalóvá vált, hogy a természetvédelmi oltalom alatt álló vizes élőhelyek jelenlegi állapotát csak gondosan végrehajtott kutatási munkák eredményei alapján lehet fenntartani és megőrizni. Eredményeim hozzájárulhatnak a még megmaradt természetközeli állapotú holtmedrek védelméhez, megőrzéséhez, illetve iránymutatást nyújthatunk természetvédelmi kezelésükkel kapcsolatban az illetékes szakhatóságoknak. Ezáltal eredményeink a vizsgált vizes élőhelyek monitorozásával megfelelő tudományos alapot biztosítanak a későbbi esetleges természetvédelmi kezeléseknél.

2. Célkitűzés

Munkánk során az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

1. A Rakamazi holtmedrek vizsgálata során:

- a csapadékmennyiség, a hőmérséklet és a Tisza folyó vízszintje milyen mértékben befolyásolja a holtmedrek vízminőségét;
- a holtmedrek makrofita állománya milyen mértékű hatással van a felszíni víz fizikai-kémiai paramétereire.

2. A Felső-Tisza-vidéki holtmedrek vizsgálatainak célja annak megállapítása, hogy:

- az antropogén tevékenységek hogyan befolyásolják a holtmedrek vízminőségét, mely fizikai-kémia paraméterekre vannak hatással;
- a holtmedrek makrofita állományai közül az úszólevelű, emerz és szubmerz növényzettípusok hogyan hatnak a víz fizikai-kémiai paramétereire, ezzel hogyan befolyásolják a vízminőséget;
- a szezonális hatással van a víz fizikai-kémiai paramétereire, azaz a vízminőség hogyan változik évszakos szinten.

3. A termálvizek vizsgálatainak célja:

- a termálvizek víz és üledék mintáinak fizikai-kémiai paramétereinek meghatározása, ezen paraméterek hatásának becslése a befogadó Lengersdorfer folyóra;
- a termálvizek vizének és üledékének magas ásványi anyag tartalmának hatása a vízi ökoszisztémára *Sinapis alba* teszt alapján.

3. Irodalmi áttekintés

3.1. Tisza-vidéki holtmedrek állapotát befolyásoló hatások

A holtmedrek védelme nem csak hazánkban, hanem Európában is fontos természetvédelmi feladat. Annak ellenére, hogy védett természetvédelmi értéket képviselnek, a különböző vízvédelmi szabályozások és direktívák főként a folyóvizek és nagytavak környezet-és természetvédelemi feladataira koncentrálnak (Oertli et al. 2009). Védelmük a gyakorlatban is kiemelkedő fontosságú kellene, hogy legyen, mivel számos élőlény számára jelentenek élőhelyet (Ortmann-Ajkai et al. 2014, 2018). A növekvő vízszennyezés pedig nem csupán a vízminőség romlásához vezet, hanem a vizes élőhelyek állapotának romlásához is (Lepom et al. 2009; Viaroli et al. 2016).

Számos holtmeder (>70) található a Felső-Tisza-vidéken, melyek főként a Tisza folyószabályozását követően részben természetes lefűződés, részben kanyarulatok átvágása révén alakultak ki (Varga et al. 2013). A főfolyóval főként nagyobb árhullám levonulása során kerülnek közvetlen kapcsolatba. Ilyenkor jellemzően nagy mennyiségű lebegő részecskével töltődnek fel. (Szabó et al. 2005; Nguyen et al. 2009). Természetesen a levonuló árhullám minősége jelentősen befolyásolhatja a holtmedrek vízminőségét.

Az időjárás fluktuálásának vízi ökoszisztémákra gyakorolt hatását két fő jelenséggel magyarázták eddig; (i) a légköri hőmérséklet emelkedése miatt emelkedik a víz hőmérséklete is, mely következtében csökken a vizek oldott oxigén tartalma, mely a vízi szervezetek számára stressz állapotot idéz elő (Bond et al. 2008), (ii) a csapadék mennyiségének szezonális változása pedig jelentős hatással van a hidrológiai viszonyokra (Georgi & Pal 2004). Mivel a

vízkörforgás az ökológiai rendszerekben döntően a csapadék és az evaporáción keresztül valósul meg (Michener et al. 1997; Winter 2000), így regionális szinten a csapadékmennyiség és a hőmérséklet azok a tényezők, amelyek a természetes vizek hozamát meghatározhatják (Palmer et al. 2009). Továbbá ezek a folyamatok közvetlen hatással vannak a felszíni vizekben zajló fizikai és kémiai folyamatokra, valamint az ásványi- és lebegőanyag tartalom dinamikájára is (Fink & Mitsch 2007).

A fent említett természetes folyamatokon (árhullám, hőmérséklet, csapadék) kívül az antropogén tevékenységek szintén jelentős hatással vannak a holtmedrek állapotára. A holtmedreket érintő hatások közül a hagyományos földhasználatot és gazdálkodást, öntözést, halászati tevékenységet és növényvédő szerek használatát kell kiemelni, amelyek negatívan befolyásolják a Felső-Tisza-vidéki holtmedrek állapotát (Varga et al. 2013; Balogh et al. 2016). Ugyanakkor fontos megemlíteni, hogy sok holtmeder közelében illegális hulladéklerakás történik (Balogh et al. 2016).

Korábbi tanulmányok bizonyították, hogy különböző mértékű szennyezettséggel számolni kell a Felső-Tisza-vidéken, fontos hangsúlyozni, hogy ezen irodalmak a 2000-ben bekövetkezett cianid és nehézfém szennyezésre vonatkoznak. Óvári és munkatársai (2004) biofilmek elemzésével kimutatták a Tisza folyón levonult nehézfém szennyezést. Lakatos és munkatársai (2003) üledék és perifiton minták nehézfém tartalma, valamint ökotoxikológia tesztek alapján becsülték meg a cianid és nehézfém szennyezés hatásait. Kraft és munkatársai (2006) üledékminták vizsgálatával szintén kimutatták a 2000-es nehézfém és cianid szennyezést. Mages és munkatársai (2004) *Daphnia* tesztekkel igazolták a szennyezést a Felső-Tisza-vidéken, ugyanakkor felvetették a folyamatos szennyezőanyag terhelés meglétét a Tiszán, amit későbbi tanulmányok is igazoltak (Szabó & Posta 2008; Szabó et al. 2008). Babka és Szabó (2007) vízkémiai adatok alapján

elemezték, hogy a hullámtéren elhelyezkedő holtmedrek vízminősége jobb, szemben a gát túloldalán található holtmedrek kismértékű szennyezettségi állapotával. A hullámtéren a holtmedrek vize pár évente cserélődik, míg a mentett oldalon csak a csapadék és a felszínen összefolyó vizek jelentik a többletet. A folyó vízminőségét, főleg a levonuló árhullámokban lévő oldott szennyezők és a lebegtetett hordalékhoz kötött fémek befolyásolják, mivel ez jelenti a fő szennyezési forrást, míg a hullámtéren kívül, a környező mezőgazdasági területhasználat (Babka & Szabó 2007). A terhelés eshetősége miatt a Felső-Tisza-vidék, illetve a holtmedrek állapotának vizsgálata sajnos még mindig időszerű és indokolt.

3.2. Makrovegetáció szerepe a vízkémiai paraméterek változásában

A makrovegetációnak jelentős szerepe van a biokémiai ciklusokban, szervesanyag-képződésben és a foszfor mobilizációban. Ezen kívül közvetlen hatása van a hidrológiai és üledék dinamikai folyamatokra (Bornette & Puijalon 2011), a tavak és holtmedrek vizének fizikai és kémiai tulajdonságaira (Lukács et al. 2009, 2011), illetve befolyásolják mind az anyagforgalmat, mind az energiaáramlást (Frodge et al. 1990). Összességében a vízi vegetáció és a felszíni víz fizikai és kémiai tulajdonságai szoros interakcióban állnak egymással (Heegaard 2004; Barendregt & Bio 2003).

A vízi növények, szelektív abszorpció vagy adszorpció révén képesek a nyomelemek felvételére. A felvett elemeket vagy beépítik a szervezetükbe, vagy kötött formában a megfelelő szerveikben tárolják (Boz & Gumiero 2016; Hernandez-Crespo et al. 2016; Pappalardo et al. 2016). Függetlenül attól, hogy a nyomelemek milyen formában és hol helyezkednek el a növényen belül, már a jelenlétük miatt alkalmassá teszik a vízi növényeket a

holtmedrek szennyezettségi állapotának becslésére. Viszont fontos hangsúlyozni, hogy a szennyező elemek felvétele, akkumulálási módja jelentősen eltér az emerz és a szubmerz növények között. Vizsgálatuknál ezen sajátosságokat mindenképpen figyelembe kell venni. Az emerz és úszólevelű vízinövények esetében a szennyező anyagok felvétele a gyökéren keresztül történik. Ezzel ellentétben a szubmerz növények a szennyező anyagokat és ásványi anyagokat leveleiken keresztül adják le és veszik fel (Dhote & Dixit 2009). Továbbá az emerz makrofíták nagyobb mennyiségben rendelkeznek támasztó szövetekkel, mint az úszólevelű fajok, így az emerz fajok nagyobb mennyiségben képesek az ásványi és szennyezőanyag tárolására (Juwarker et al. 1995).

A kémiai paraméterek közül Lukács és munkatársai (2009, 2011) kimutatták, hogy a vízi makrofita közösség fejlődéséhez a nitrogén formák és a karbonát-ion mellett a kalciumnak, magnéziumnak és klorid-ionnak van jelentős szerepe. Ugyanakkor közép-európai oligotrófikus tavak vizsgálata során a kalcium, magnézium és nitrogén formák mellett a pH és a szervesanyag-tartalom mutatkozott jelentős közösség-szervező abiotikus tényezőnek (Somodi & Botta-Dukát 2004; Navrátilová & Navrátil 2005). Klosowski (2006) szintén kimutatta, hogy a kémiai oxigén-igény, a szulfát-és a klorid-ion koncentrációja különbözhet a makrofita közösségekben. A felsorolt irodalmakkal ellentétben azonban Maine és munkatársai (1999) nem tapasztalt különbséget az emerz és szubmerz vegetációtípusok, illetve a nyílt víz fizikai-kémiai paramétereiben. Mivel nincs egységes álláspont azzal kapcsolatban, hogy a makrofita közösségek hogyan befolyásolják a víz fizikai-kémiai paramétereit, ennek vizsgálata máig is fontos és aktuális téma.

3.3. Termálvizek vizsgálatának fontossága

A termál tavak a vízi ökoszisztémák speciális képviselői. Mivel a termálvíz kémiai tulajdonságait az adott terület geológiai jellege határozza meg, ezért az egyik legjobb geológiai indikátor. Napjainkban főként geotermális energia formájában hasznosul, illetve humán rekreációs célú használata jellemző. Bizonyított jótékony hatása van a bőrregenerálódásra, illetve antioxidáns hatása ismeretes (Zija et al. 2014; Papic 2015).

A termálvíz jótékony hatásának ismeretével ellentétben kevés adat áll rendelkezésre a fizikai-kémiai tulajdonságairól (Lakatos 2014). Cruz és Franca (2006) portugál tavak vizsgálata során négy termáltó típust különítettek el: nátrium-hidrogén-karbonátos, nátrium-hidrogén-karbonát-kloridos, nátrium-szulfátos és nátrium-kloridos. Hőmérsékletük 27-75°C között, pH-juk 2,02-2,27 között változott. Michalik (2008) lengyelországi termálvizekben szulfát, klorid, nátrium és kálium-ion dominanciát állapított meg. Prazak (2002) az előzőekhez hasonlóan termálvizek vizsgálata során kalcium-magnézium-hidrogén-karbonát, illetve kalcium-magnézium-szulfát-ion dominanciát mutatott ki. Zija és munkatársai (2014) albán termál tavakat vizsgált, melyek hőmérséklete 23-30 °C között változott, a kationok közül a nátrium és a kálium, az anionok közül pedig a klorid-ion volt a legnagyobb koncentrációban.

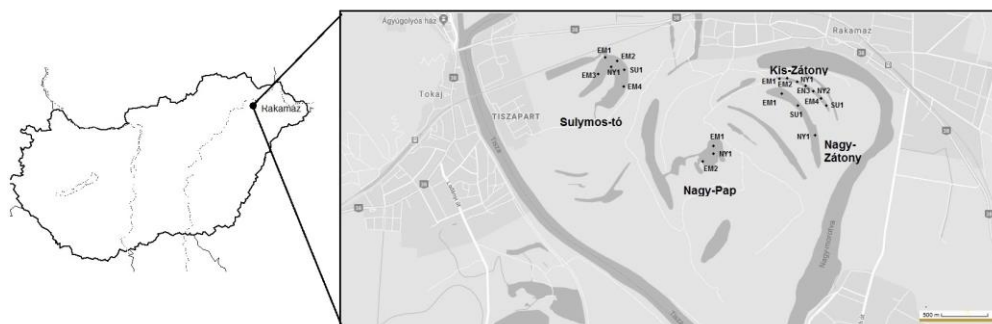
A termálvizek vízkémiai adataira vonatkozó irodalmak kevés száma mellett, még kevesebb azon irodalmak száma, melyek a termálvizek hatását vizsgálják a befogadó folyó vízminőségére, illetve a vízi ökoszisztémákra. Ezért fizikai-kémiai tulajdonságainak vizsgálata, illetve a szárazföldi és/vagy vízi ökoszisztémákra kifejtett hatásának becslése fontos feladatunk.

4. Anyag és módszer

4.1. A vizsgált területek bemutatása, mintavétel

4.1.1. A Rakamaz térségi holtmedrek

Az általunk vizsgált vizes élőhelyek a Tisza bal parti, a Rakamaz térségi Nagy-Morotva holtágrendszeréhez tartoznak, és mintegy 95 hektár kiterjedésű területűek. Számos holtmeder található a térségben, amelyek közül négyet választottunk ki vizsgálatainkhoz: Kis-Zátony, Nagy-Zátony, Nagy-Pap és Sulymos tó (1. ábra). A mintavételezés 2011 és 2012 nyarán történt, melynek során 3-7 mintavételi pontot jelöltünk ki a holtmedrekben, a jellemző vegetáció típus és a holtmeder méretének függvényében. A holtmedrekre jellemző makrovegetáció alapján három csoportba soroltuk a mintavételi pontokat: szubmerz, emerz és vegetáció nélküli nyílt víz. A szubmerz vegetáció fajai az érdes tócsagaz (*Ceratophyllum demersum*) és a fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*) voltak. Az emerz vegetáció jellemző fajai a tavi káka (*Schoenoplectus lacustris*), a keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia*) és a közönséges nád (*Phragmites australis*) (Cook 1990).



1. ábra. Vizsgált holtmedrek a rakamazi térségben. Jelölések: EM: emerz
SU: szubmerz, NY: nyíltvíz mintavételi pontok.

4.1.2. Felső-Tisza-vidéki holtmedrek

A Felső-Tisza-vidéken nyolc holtmedret választottunk ki vizsgálatainkhoz. A vizsgált holtmedrek közül a Foltos-kerti Holt-Tisza, a Boroszló-kerti Holt-Tisza és a tiszadobi Malom-Tisza antropogén hatásoktól mentes, természetközeli állapotban található. A többi holtmeder esetében antropogén tevékenységek jelentősen befolyásolják a holtmedrek ökológiai állapotát. A Gyürei Holt-Tisza, Vargaszegi Holt-Tisza, Tuzséri Holt-Tisza és a Szabolcsi Holt-Tisza tekintetében jelentős horgászati tevékenység figyelhető meg, míg a Timári Holt-Tisza esetében diffúz kommunális szennyvízterheléssel kell számolni (2. ábra). A holtmedreken belül 7-11 mintavételi pontot jelöltünk ki a holtmedrek méretétől függően. A mintavételezés 2013 nyarától 2014 őszéig tartott évszakonként, a téli időszak kihagyásával.

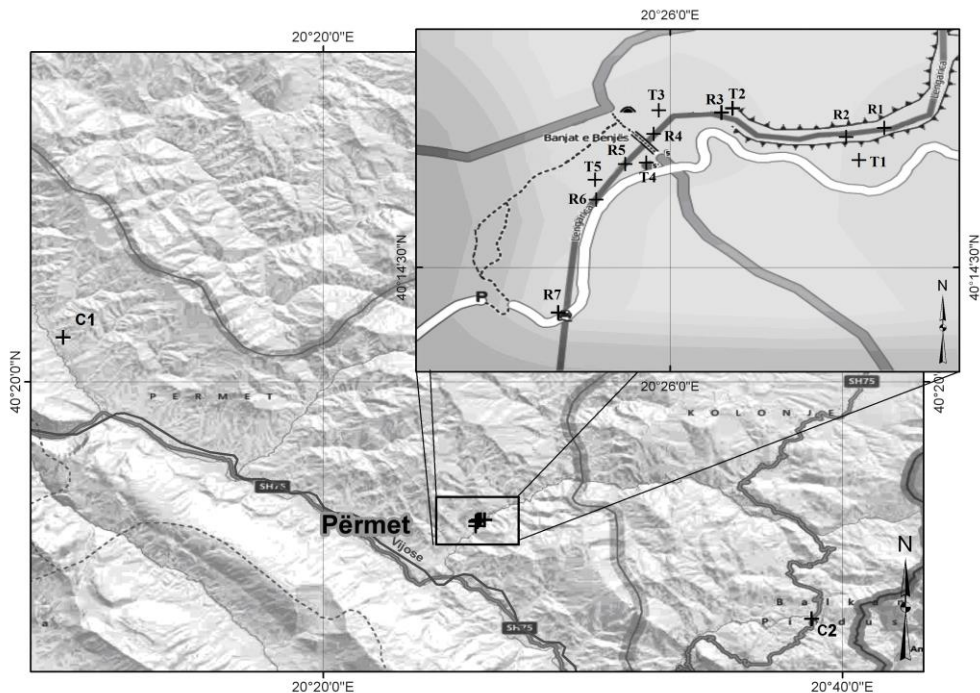


2. ábra. Mintavételezett holtmedrek a Felső-Tisza-vidéken.

A mintavételezés során figyelembe vettük a különböző vegetáció típusokat, ami szerint négy csoportba sorolhatjuk a mintavételi pontokat: úszólevelű, szubmerz, emerz és nyílt vízi csoportok. Az úszólevelű vegetációval jellemezhető pontok makrofita fajai: sulyom (*Trapa natans*), fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*) és sárga vízitök (*Nuphar lutea*). A szubmerz csoport fajai a következők: süllőhínár (*Myriophyllum spicatum*), fésűs békaszőlő (*Potamogeton pectinatus*), érdes tócsagaz (*Ceratophyllum demersum*) és közönséges rence (*Utricularia vulgaris*). Az emerz típus jellemző fajai: vidrakeserűfű (*Polygonum amphibium*), közönséges nád (*Phragmites australis*), keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia*) és széleslevelű gyékény (*Typha latifolia*). A negyedik típusba a makrovegetáció nélküli nyílt vizes pontokat soroltuk.

4.1.3. Albániai termáltavak

Dél-Albániában a Lëngaricës folyó völgyében 2011 augusztusában öt termál tavat vizsgáltunk. A vizsgált termál tavak közül kettő a folyó jobb partján, három pedig a bal parton helyezkedik el. A vizsgált termál tavak közti távolság nem nagyobb, mint néhány száz méter. Minden tóban egy-egy mintavételi pontot jelöltünk ki, a Lëngaricës folyón pedig hét helyről vettünk mintát a vizsgálatainkhoz. Mivel a folyó és a termáltavak közvetlen kapcsolatban állnak egymással, ezért kontroll területeknek távolabb a Lëngaricës folyótól jelöltünk ki két mintavételi tavat (3. ábra).



3. ábra. Mintavételi területek a Lëngaricës völgyében, Albániában.
Jelölések: R jelöli a folyóból, T a termál tavakból
vett mintákat, C a kontroll mintavételi pontokat.

4.2. Alkalmazott módszerek

A mintavételi helyekről, a fotikus rétegből, 30-40 cm mélységből 1,5 liter merített felszíni vízmintát vettünk, melyből 1 litert hűtve, fél litert pedig salétromsavval tartósítva tároltuk a mintafeldolgozásig (MSZ ISO 5667-4:1995). A vizsgált paraméterek közül helyszínen mértük a hőmérsékletet, a pH-t és a vezetőképességet hordozható terepi multiméter segítségével (Hach HQ 40d, Cat No. 58258-00). A hűtve tárolt mintákból Felföldy (1980) és Németh (1998) módszerei alapján határoztuk meg a következő paraméterek koncentrációit: kémiai oxigén igény, klorofill-a, lebegőanyag, ammónium, nitrit, nitrát, orto-foszfát, karbonát és hidrogén-karbonát-ionok. A

salétromsavval tartósított Felső-Tisza-vidéki vízminták elemösszetételét (Al, Ba, Fe, Mn, Pb, Sr és Zn) mikrohullámú plazma atomemissziós spektrométer (Agilent MP-AES 4100) készülékekkel, míg az albániai víz és üledék minták elemösszetételét (Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Sr és Zn) induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrométer (CETAC 45 000 AT + ultrahangos porlasztóval ellátott ICP-OES IRIS Intrepid II XSP) készülékkel vizsgáltuk (MSZ EN ISO 11885:2009). Az egyes elemek kimutatási határait a Függelék 1. számú táblázata tartalmazza.

4.3. Ökotoxikológiai teszt fehér mustármaggal (*Sinapis alba*)

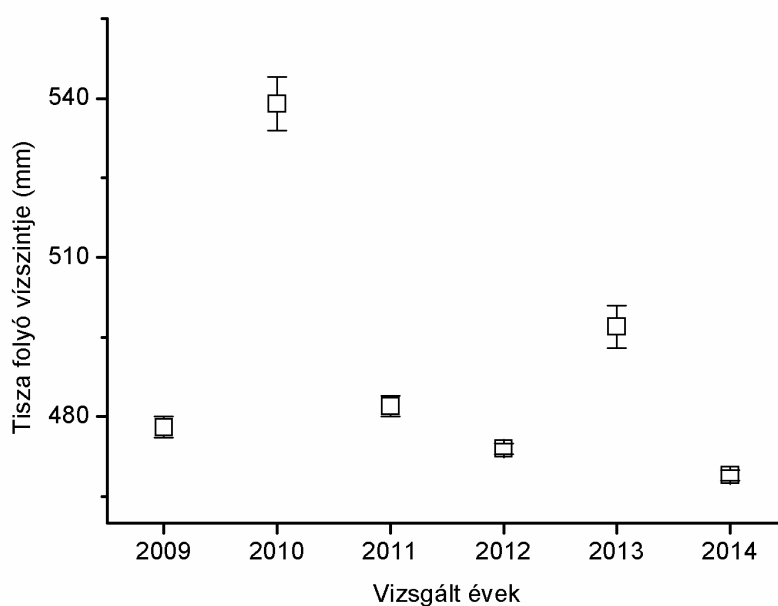
Az albániai termál tavak hatásának vizsgálatára toxikológiai tesztet végeztünk, melyhez fehér mustármagot használtunk. A vizsgálat során a magokat 10% nátrium-hipoklorit oldatban 20 percig áztattuk sterilizálás céljából (EPA 1996, ISTA Regulations book 2011). A sterilizált mustármagokat, 30 db-ot ismétlésenként, szűrőpapírra helyeztük. Az eredeti vízmintákból és az üledékből készített szuszpenzióból 3-3 ml-t pipettáztunk a magokra. A Petri-csészéket 72 óra hosszan sötét, száraz helyen, szobahőmérsékleten tartottuk. Ezek után lemértük a gyökérhosszokat, és a kontroll százalékához viszonyítva az alábbi toxicitási kategóriákat használtuk Németh (1998) alapján (1. táblázat).

1. táblázat. Németh-féle toxikológiai minősítés csíranövény teszt alapján.

A gyökerek átlagos hossza a kontroll %-ában	Minősítés
0-5%	igen mérgező
6-50%	mérgező
51-90%	kissé mérgező
91-120%	nem mérgező
>120%	serkentő

4.4. Klimatikus háttérváltozók és a Tisza vízállása

Háttérváltozóként a vizsgált években az átlagos havi csapadékmennyiséget és a csapadékos napok számát és az átlagos havi léghőmérsékletet használtuk fel, mely adatokat a [www. metnet.hu](http://www.metnet.hu) oldalról töltöttünk le. A fent említett meteorológiai paraméterek mellett a Tisza vízállását használtunk fel, 2009-2014-es periódusra visszamenőleg (4. ábra). Az adatokat a www.hydroinfo.hu oldalról töltöttük le és értékeltük.



4. ábra. A Tisza vízszintje (átlag \pm SE) 2009 és 2014 között (www.hydroinfo.hu adatai alapján).

A rakamaz kistérségi holtmedrek vizsgálata során a vizsgált évek összehasonlítására aszályindexet (PaDI) használtunk. Az index az egy évre vonatkoztatott havi átlag hőmérsékletek és havi csapadék mennyiségek aránya. A következő kategóriákat különíthetjük el: $\text{PaDI} < 4$ az aszálymentes időszakot jelent, ha $4 < \text{PaDI} < 6$ enyhe aszályos időszak, ha $6 < \text{PaDI} < 8$

közepes aszályos időszak, ha $8 < \text{PaDI} < 10$ középsúlyos aszályos időszak, ha $10 < \text{PaDI} < 15$ erőteljes aszályos időszak, ha $15 < \text{PaDI} < 30$ nagyon erőteljes aszályos időszak, és ha $\text{PaDI} > 30$ extrém aszályos időszak jellemző (Tate & Gustard 2000; Tsakiris & Vangelis 2004).

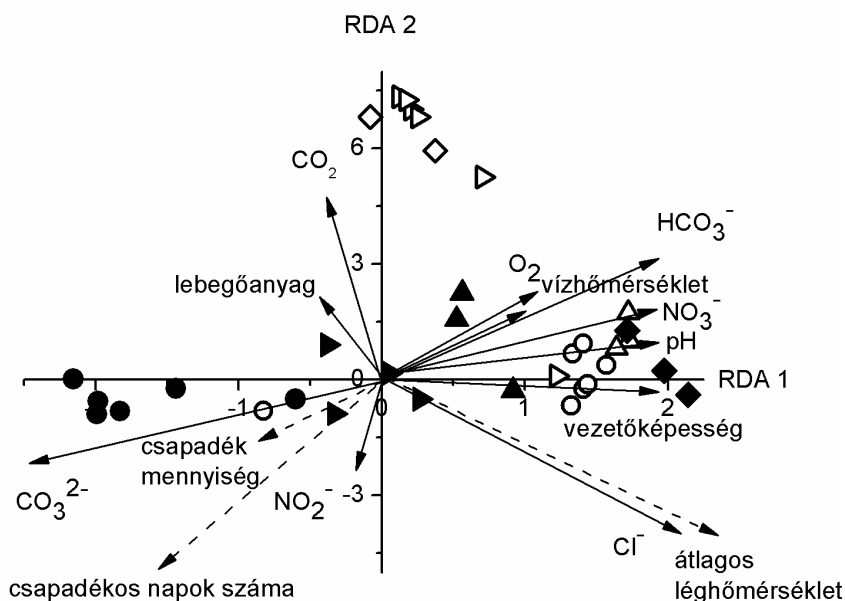
4.5. Statisztikai értékelés

A statisztikai értékelést SPSS/PC+ (Landau & Everitt 2003) és CANOCO (Šmilauer & Lepš 2014) programokkal végeztük. A varianciák homogenitását minden esetben Levene próbával vizsgáltuk. Kanonikus diszkrimancia analízist (CDA) alkalmaztunk a rakamazi kistérségi és a Felső-Tisza-vidéki holtmedrek vízkémiai, valamint az albániai termálvizek és folyó üledék és vízkémiai elemzéséhez. Redundancia analízissel (RDA) vizsgáltuk a Rakamaz kistérségi holtmedrek vízkémia paraméterei és az időjárási paraméterek közötti korrelációt (Israel 1992). A Rakamaz kistérségi holtmedrek esetében a vizsgált évek és vegetáció típusok hatását, a Felső-Tisza-vidéki holtmedrek esetében az antropogén tevékenységek, vegetáció és szezonális hatását, illetve a termáltavak hatását a fehér mustármag gyökerének növekedésére és a magvak csírázókéességére kifejtett hatását varianciaanalízissel teszteltük (Burczynski et al. 2000). A vízminták és üledékminták elemösszetétele és a csírázókéesség és gyökernövekedés közötti korrelációt Pearson korrelációval teszteltük. Azokban az esetekben, ahol szignifikáns különbséget tapasztaltunk, a varianciaanalízis alkalmazása mellett Tukey-tesztet is végeztünk (Zar 1999). Az alkalmazott teszt erősségét páronkénti összehasonlításokkal a $Z/\text{gyök}(N)$ képlet alapján vizsgáltuk az egyes paraméterekre vonatkozóan (Field 2005).

5. Eredmények

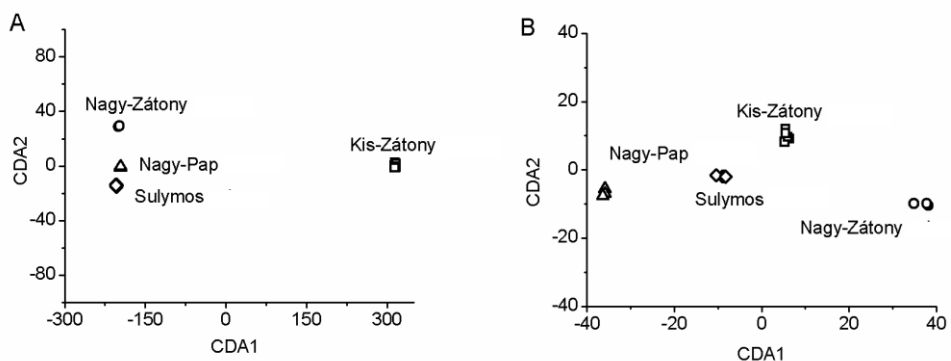
5.1. Rakamazi holtmedrek vízminőségének változása a klimatikus háttérváltozók függvényében

Redundancia analízissel (RDA) vizsgáltuk a Rakamaz kistérségi holtmedrek vízkémia paraméterei (víz hőmérséklet, pH, vezetőképesség, oldott oxigén, lebegőanyag, CO_3^{2-} , HCO_3^- , CO_2 , Cl^- , NO_2^- , NO_3^-) és az időjárási paraméterek (csapadékos napok száma, csapadék mennyiség és átlagos léghőmérséklet) közötti korrelációt. A víz fizikai-kémiai paraméterei és az időjárási paraméterek között a korreláció az első tengely (RDA1) esetében 0.955 volt, míg a második tengely esetében (RDA2) 0.562 volt. A kumulatív variancia 31,1% (RDA1) és 7,5% (RDA2) volt. A szén-dioxid és karbonát koncentráció, valamint a lebegőanyag tartalom pozitív korrelációt mutatott a csapadékmennyiséggel és az esős napok számával (5. ábra). Pozitív korrelációt tapasztaltunk az oldott oxigén tartalom, a vízhőmérséklet, hidrogén-karbonát és nitrát koncentráció, pH, vezetőképesség és az átlagos léghőmérséklet között (5. ábra).



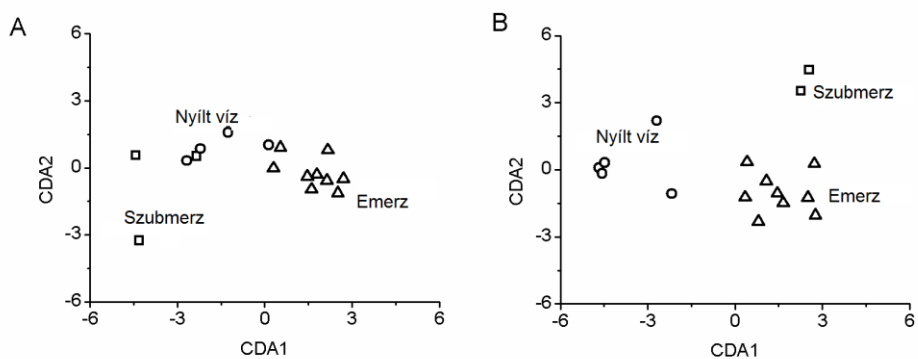
5. ábra. A vízkémiai és meteorológiai paraméterek közötti korreláció vizsgálata redundancia-analízissel. Jelölések: \rightarrow vízkémiai paraméterek, $\cdots\cdots\rightarrow$ meteorológiai paraméterek, \circ - Kis-Zátony mintavételi pontok 2011-ben, \triangle - Nagy-Zátony mintavételi pontok 2011-ben, \diamond - Nagy-Papp mintavételi pontok 2011-ben, \blacktriangledown - Sulymos Zátony mintavételi pontok 2011-ben, \bullet - Kis-Zátony mintavételi pontok 2012-ben, \blacktriangle - Nagy-Zátony mintavételi pontok 2012-ben, \blacklozenge - Nagy-Papp mintavételi pontok 2012-ben, \blacktriangledown - Sulymos Zátony mintavételi pontok 2012-ben.

Kanonikus diszkriminancia analízist (CDA) alkalmazva a vizsgált holtmedrek és a holtmedreken belüli egyes mintavételi pontok 2011-ben és 2012-ben hasonlóságot mutattak a víz fizikai-kémiai paramétereire alapján (6. ábra). A variancia 99,6% volt az első tengelyen, míg 0,3% volt a második tengely esetében a 2011-es adatokra alkalmazott elemzés alapján. A 2012-es adatok alapján a variancia 83,9% volt az első, és 10% volt a második tengely esetében.



6. ábra. A vizsgált holtmedrek kanonikus diszkriminancia-analízise a vízkémiai paraméterek alapján 2011-ben (A) és 2012-ben (B). Jelölések: □ - Kis-Zátony mintavételi pontok, ○ - Nagy-Zátony mintavételi pontok, △ - Nagy-Papp mintavételi pontok, ◇ - Sulymos mintavételi pontok.

A vegetáció típusok között nem mutattunk ki különbséget a 2011 és 2012-es évek között a vízkémiai adatok alapján (7. ábra). A variancia 93,3% volt az első, és 6,7% a második tengely esetében a 2011-es adatok alapján. A 2012-es adatok alapján a variancia 70,8% volt az első és 29,2% volt a második tengely mentén.



7. ábra. A különböző vegetációtípusok kanonikus diszkriminancia-analízise a vízkémiai paraméterek alapján 2011-ben (A) és 2012-ben (B). Jelölések: □ - szubmerz vegetáció mintavételi pontok, ○ - vegetáció nélküli, nyílt víz mintavételi pontok, △ - emerz vegetáció mintavételi pontok.

Az aszályindex értéke hasonló volt a vizsgált években. 2011-ben értéke 4,2, 2012-ben pedig 5,9 volt. Az index értékei alapján megállapítottuk, hogy a vizsgált évekre enyhe aszályos időszak volt jellemző, 12 havi csapadékmennyiség és középhőmérséklet adatai alapján egy-egy évre vonatkoztatva. Ezzel ellentétben, szignifikáns különbséget tapasztaltunk a vízhőmérséklet, lebegőanyag tartalom, a karbonát- és klorid koncentrációban a vizsgált évek között (2. táblázat). Szignifikánsan magasabb vízhőmérsékletet, nagyobb lebegőanyag tartalmat és nagyobb karbonát-és klorid koncentrációt tapasztaltunk 2012-ben, 2011-hez képest (3. táblázat). Az alkalmazott teszt erősségére vonatkozó statisztikai értékelés páronkénti összevetését a Függelék 2. táblázata tartalmazza.

Az egyes holtmedreket vizsgálva (3. táblázat), a Kis-Zátony ($t_5 = -5,413$; $p = 0,003$), Nagy-Pap ($t_3 = -52,200$; $p = 0,001$) és Sulymos ($t_8 = -26,960$; $p = 0,001$) tavak esetében szignifikánsan magasabb vízhőmérsékletet figyeltünk meg 2012-ben, mint 2011-ben. A Nagy-Zátony tó vízhőmérséklete nem különbözött szignifikánsan a vizsgált években ($t_8 = -26,960$; $p < 0,001$). A karbonát koncentráció szignifikánsan nagyobb volt 2012-ben, mint 2011-ben a Kis-Zátony ($t = -5,541$; $p = 0,003$) és Sulymos tavakban ($t = -26,960$; $p < 0,001$). A hidrogén-karbonát koncentráció a Kis-Zátony tóban szignifikánsan nagyobb volt 2011-ben, mint 2012-ben ($t_5 = 7,194$; $p = 0,001$). A Nagy-Zátony tóban a hidrogén-karbonát koncentráció szignifikánsan nagyobb volt 2012-ben, mint 2011-ben ($t_2 = -111,449$; $p = 0,001$). 2012-ben a Nagy-Papp ($t_3 = -24,498$; $p = 0,001$) és Sulymos ($t_8 = -32,680$; $p = 0,001$) tavakban a kloridion koncentráció szignifikánsan nagyobb volt, mint 2011-ben. A vegetáció típusok alapján a víz fizikai-kémiai paraméterei között nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget (2. táblázat). Az alkalmazott teszt erősségére vonatkozó statisztikai értékelés páronkénti összevetését a Függelék 3. táblázata tartalmazza.

2. táblázat. Variancia-analízis összefoglaló táblázata a vizsgált évekre és vegetációtípusokra vonatkozóan. A szignifikáns különbségeket félkövérrel jelöltük ($p < 0,05$).

Vizsgált paraméterek	Évek		Vegetáció típus	
	F	p	F	p
víz hőmérséklet	10,294	0,003	0,232	0,795
pH	2,914	0,099	1,581	0,224
vezetőképesség	0,239	0,629	0,281	0,757
oldott oxigén	0,855	0,363	0,526	0,597
lebegőanyag	11,286	0,002	0,426	0,657
CO ₃ ²⁻	11,097	0,002	0,019	0,981
HCO ₃ ⁻	2,970	0,096	0,596	0,558
CO ₂	0,701	0,409	0,537	0,590
Cl ⁻	5,627	0,025	0,202	0,819
PO ₄ ³⁻	0,109	0,744	0,421	0,661
NO ₂ ⁻	2,296	0,141	0,630	0,540
NO ₃ ⁻	1,712	0,201	0,396	0,677

3. táblázat. A vizsgált holtmedrekből vett vízminthák fizikai kémiai paramétereit (átlag \pm SD). Megjegyzés: n.d. kimutatási határ alatti értékeket jelöl.

Vizsgált paraméterek	Kis- Zátony		Nagy- Zátony		Nagy- Pap		Sulymos	
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
víz hőmérséklet, °C	25,1 \pm 0,3	27,5 \pm 0,2	22,6 \pm 0,2	20,7 \pm 0,1	18,8 \pm 0,04	29,7 \pm 0,2	18,4 \pm 0,2	29,4 \pm 0,3
pH	7,2 \pm 0,01	7,4 \pm 0,1	7,1 \pm 0,2	7,1 \pm 0,2	7,0 \pm 0,1	9,0 \pm 0,2	7,0 \pm 0,1	7,9 \pm 0,2
vezetőképesség, μ S/cm	615 \pm 8	699 \pm 25	825 \pm 7	875 \pm 27	694 \pm 4	558 \pm 7	805 \pm 57	621 \pm 9
oldott oxigén, mg/l	8,2 \pm 0,1	4,2 \pm 0,4	n.d.	n.d.	2,4 \pm 1,6	6,3 \pm 0,7	8,2 \pm 0,4	5,0 \pm 0,5
lebegőanyag, mg/l	7,4 \pm 1,1	18,9 \pm 2,3	10,1 \pm 2,8	14,9 \pm 4,5	15,4 \pm 5,5	54,4 \pm 12,9	16,8 \pm 5,1	40,7 \pm 12,9
CO ₃ ²⁻ , mg/l	6,3 \pm 3,0	27,1 \pm 3,9	n.d.	4,5 \pm 0,1	n.d.	n.d.	n.d.	3,8 \pm 0,4
HCO ₃ ⁻ , mg/l	81 \pm 1	5,0 \pm 1,7	n.d.	102 \pm 3	n.d.	n.d.	n.d.	79,4 \pm 0,9
CO ₂ , mg/l	28,1 \pm 2,4	35,8 \pm 4,2	22,5 \pm 1,6	42,9 \pm 7,4	22,7 \pm 2,3	n.d.	13,1 \pm 3,1	5,7 \pm 1,1
Cl ⁻ , mg/l	25,5 \pm 2,2	15,7 \pm 1,4	13,6 \pm 1,9	18,5 \pm 1,0	n.d.	24,3 \pm 2,5	n.d.	24,8 \pm 2,5
PO ₄ ³⁻ , mg/l	0,2 \pm 0,01	0,1 \pm 0,04	0,1 \pm 0,01	0,1 \pm 0,01	0,1 \pm 0,01	0,2 \pm 0,04	0,1 \pm 0,03	0,2 \pm 0,01
NO ₂ ⁻ , mg/l	0,05 \pm 0,03	0,02 \pm 0,01	0,01 \pm 0,001	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	0,03 \pm 0,02	0,2 \pm 0,1	0,002 \pm 0,001
NO ₃ ⁻ , mg/l	0,2 \pm 0,03	0,02 \pm 0,01	0,1 \pm 0,01	0,05 \pm 0,00	0,05 \pm 0,01	0,11 \pm 0,07	0,02 \pm 0,01	0,1 \pm 0,01

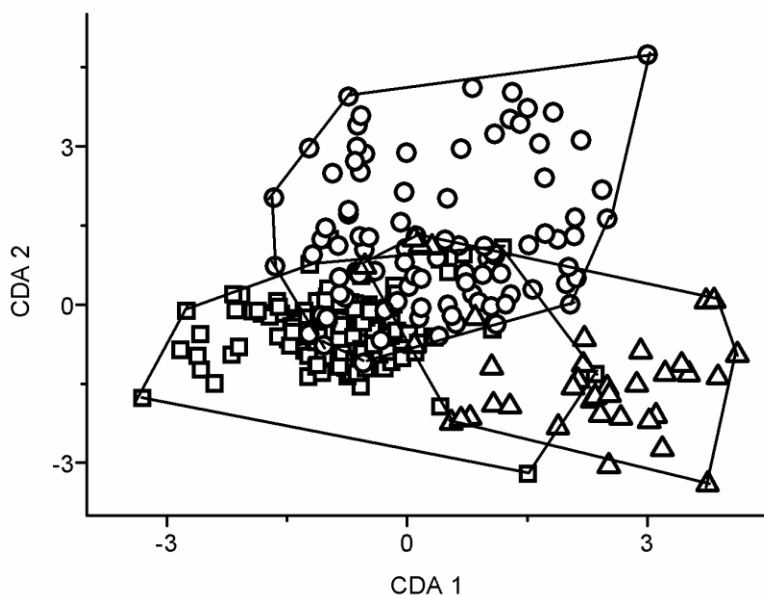
5.2. Felső-Tisza-vidéki holtmedrek szennyezettségét befolyásoló antropogén tevékenységek és környezeti tényezők.

5.2.1. Antropogén tevékenység hatása

Kanonikus diszkriminancia-analízis (CDA) alkalmazásával a vizsgált paraméterek alapján a háromféle holtmeder típust különítettünk el egymástól ($p < 0,001$): védett, horgásztó és kommunális szennyvízzel terhelt típus. Kis átfedést viszont az egyes holtmeder típusok között tapasztaltunk (8. ábra). Az első tengely pozitív korrelációt mutatott a stroncium ($r = 0,414$), a cink ($r = 0,256$), az ólom ($r = 0,206$) és a bárium ($r = 0,200$) koncentrációjával. Az alumínium ($r = 0,692$), a lebegőanyag tartalom ($r = 0,588$), a vas ($r = 0,369$), a klorofill-a tartalom ($r = 0,320$), ammónium-ion ($r = 0,175$) és a mangán ($r = 0,159$) koncentráció a második tengellyel korrelált pozitívan. Szignifikánsan negatív korrelációt tapasztaltunk a nitrát ($r = -0,102$) koncentráció és a második tengely között.

A vizsgált paraméterek alapján a holtmeder típusok szignifikánsan különböztek egymástól varianciaanalízist (ANOVA) alkalmazva, kivéve a nitrát koncentrációt ($p > 0,05$) (4. táblázat). A lebegőanyag tartalom és a vas koncentráció esetében szignifikánsan nagyobb értékeket tapasztaltunk a védett holtmeder típusban, mint a másik kettőben ($p < 0,05$). A horgász és a kommunális szennyvízzel terhelt holtmedrek közül a horgász tavi holtmedrekben tapasztaltunk szignifikánsan nagyobb lebegőanyag tartalmat és vas koncentrációt. Az ammóniumion és a klorofill-a tartalom nem különbözött szignifikánsan a védett és a kommunális szennyvízzel terhelt holtmedrekben, de a horgász tavi holtmedrekben ezen paraméterek koncentrációja szignifikánsan kisebb volt, mint a másik két típusú

holtmederben. Az ólom- és a stroncium koncentráció szignifikánsan magasabb volt a védett és horgász tavi holtmedekben, mint a szennyvízzel terhelt holtmederben. A horgász tavi holtmedekben volt a legnagyobb az alumínium koncentrációja, míg a bárium koncentráció a horgász tavi és a védett holtmedekben volt a legnagyobb. A mangán koncentráció a védett holtmeder típusban volt a legnagyobb, ami szignifikánsan különbözött a szennyvízzel terhelt holtmedertől. A cink esetében a horgász tavi és a szennyvízzel terhelt holtmedekben volt nagyobb koncentrációban jelen, mint a védett holtmedekben (5. táblázat). Az alkalmazott teszt erősségére vonatkozó statisztikai értékelés páronkénti összevetését a Függelék 4. táblázata tartalmazza.



8. ábra. Az antropogén tevékenységek hatása a vizsgált holtmedrek vízkémiai paramétereire alapján kanonikus diszkriminancia-analízis (CDA) alapján. Jelölések: □ - védett holtmedrek, ○ - horgászatra használt holtmedrek, △ - diffúz szennyvíz befogadó holtmeder.

4. táblázat. Variancia-analízis összefoglaló táblázata a vizsgált évekre, évszakokra és vegetációtípusokra vonatkozóan a vízkémiai paraméterek alapján. A szignifikáns különbségeket félkövérrel jelöltük ($p < 0,05$).

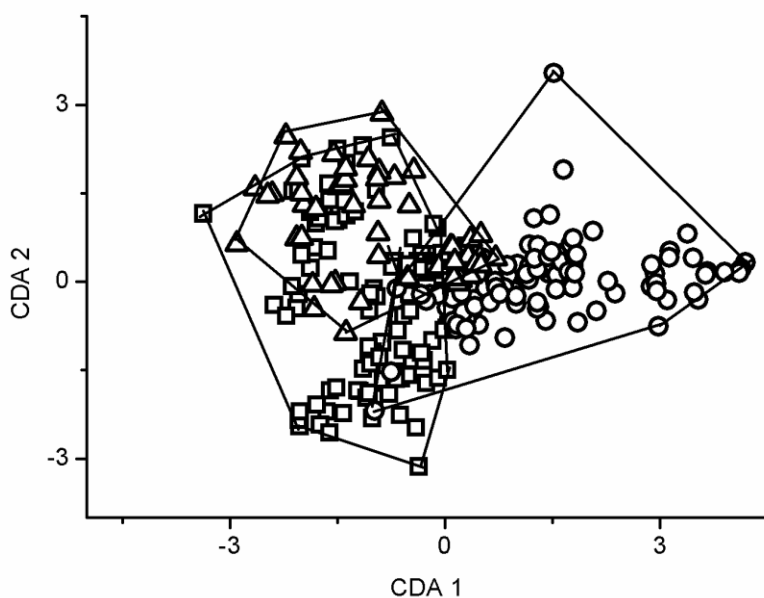
Vizsgált paraméterek	Antropogén tevékenység		Évszak		Vegetáció	
	F	p	F	p	F	p
lebegőanyag	46,332	<0,001	2,390	0,094	3,231	0,023
NH ₄ ⁺	6,518	0,002	41,332	<0,001	0,527	0,664
NO ₃ ⁻	0,105	0,900	4,016	0,019	1,136	0,335
klorofill-a	14,223	<0,001	0,528	0,591	1,205	0,309
Al	46,291	<0,001	5,093	0,007	5,691	0,001
Ba	11,791	<0,001	39,988	<0,001	2,097	0,101
Fe	18,632	<0,001	5,897	0,003	4,626	0,004
Mn	5,018	0,007	0,201	0,818	4,488	0,004
Pb	5,314	0,006	15,522	<0,001	0,657	0,579
Sr	20,540	<0,001	14,924	<0,001	0,248	0,863
Zn	9,600	<0,001	5,146	0,006	1,307	0,273

5. táblázat. A vizsgált holtmedrek vízkémiai paraméterei (mg/l) az antropogén tevékenység, a szezonális és a vegetáció típus alapján (átlag ± SE). Jelölések: V = védett holtmeder, H = horgász holtmeder, Sz = diffúz szennyvíz befogadó holtmeder, Ny = nyár, Ő = ősz, T = tavasz, Ú = úszólevelű, SzU = szubmerz, E = emerz, NyV = nyílt víz.

	Antropogén tevékenység				Évszak			Vegetáció		
	V	H	Sz	Ny	Ő	T	Ú	SzU	E	NyV
lebegőanyag	6 ± 1	6 ± 1	5 ± 1	7 ± 1	5 ± 1	7 ± 2	3 ± 1	4 ± 1	9 ± 1	5 ± 1
NH ₄ ⁺	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,1	2 ± 0,1	0,2 ± 0,01	1,0 ± 0,1	0,2 ± 0,03	0,5 ± 0,1	0,6 ± 0,2	0,5 ± 0,1	0,6 ± 0,1
NO ₃ ⁻	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,01	0,1 ± 0,02	0,1 ± 0,02	0,1 ± 0,01	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,01	0,1 ± 0,02
klorofill-a	11 ± 1	17 ± 2	29 ± 5	14 ± 1	15 ± 2	19 ± 3	12 ± 2	14 ± 3	17 ± 2	16 ± 2
Al	0,2 ± 0,01	0,3 ± 0,01	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,02	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,03	0,1 ± 0,03	0,3 ± 0,04	0,2 ± 0,03
Ba	0,1 ± 0,01	0,6 ± 0,1	0,04 ± 0,01	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,01	0,6 ± 0,1	0,2 ± 0,04	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,04	0,3 ± 0,04
Fe	0,9 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,8 ± 2	1,0 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,9 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,8 ± 0,1	1,1 ± 0,1	0,7 ± 0,1
Mn	0,5 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,04	0,6 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,5 ± 0,04	0,5 ± 0,1
Pb	0,1 ± 0,01	0,04 ± 0,01	< 0,01	0,04 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,03 ± 0,01
Sr	0,4 ± 0,01	0,5 ± 0,01	0,2 ± 0,01	0,4 ± 0,02	0,4 ± 0,02	0,5 ± 0,03	0,3 ± 0,02	0,3 ± 0,02	0,5 ± 0,03	0,4 ± 0,02
Zn	0,1 ± 0,01	0,2 ± 0,01	0,2 ± 0,01	0,2 ± 0,01	0,1 ± 0,01	0,2 ± 0,01	0,1 ± 0,01	0,2 ± 0,03	0,2 ± 0,01	0,2 ± 0,01

5.2.2. Szezonális hatás

A vizsgált paraméterek alapján a szezonális elkülönülés szignifikáns volt ($p < 0,001$), habár nagyobb átfedést tapasztaltunk az évszakok között a vizsgált paraméterek alapján (9. ábra). Szignifikánsan negatív korrelációt tapasztaltunk az ólom ($r = -0,276$), az alumínium koncentráció ($r = -0,238$) és a klorofill-a tartalom ($r = -0,048$) és az első tengely között. A második tengely pozitívan korrelált a bárium ($r = 0,624$), a nitrát ($r = 0,384$), a stroncium ($r = 0,377$), a cink ($r = 0,316$) és a mangán ($r = 0,101$) koncentrációval, viszont a lebegőanyag tartalommal ($r = -0,193$) és a vas koncentrációval ($r = -0,181$) negatívan korrelált.

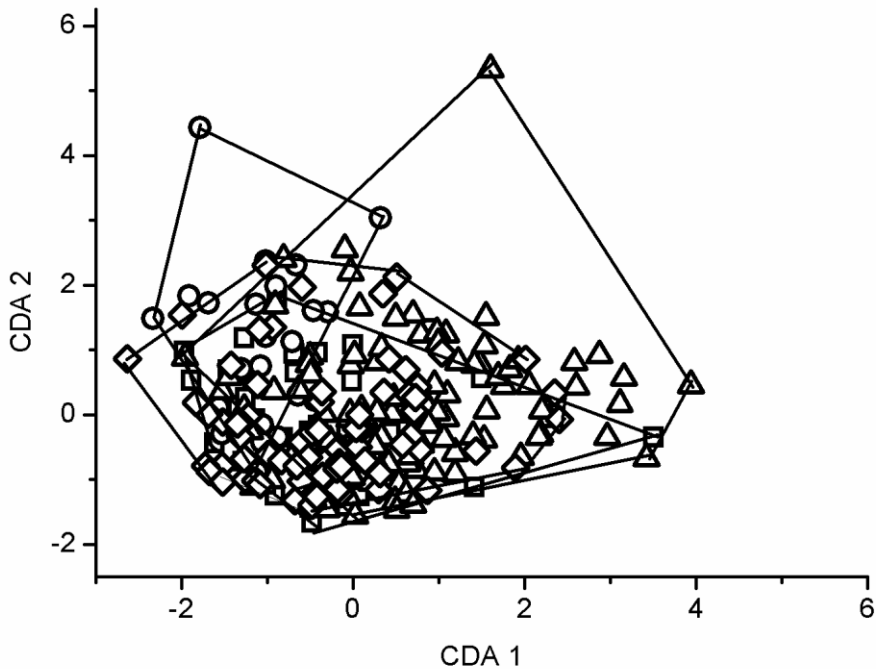


9. ábra. A szezonális hatása a vizsgált holtmedrek vízkémiai paramétereinek alapján kanonikus diszkriminancia-analízis (CDA) vizsgálatával. Jelölések: \square - nyár, \circ - ősz, \triangle - tavasz.

Szignifikáns különbség volt tapasztalható a paraméterek között az évszakok alapján, kivéve a lebegőanyag és klorofill-a tartalmat, valamint a mangán koncentrációt. Az őszi időszakban az ammónium-ion koncentráció szignifikánsan nagyobb volt, mint nyáron és tavasszal. A nitrát koncentráció nyáron volt a legmagasabb, az őszi és tavaszi időszakra hasonló eredményeket kaptunk. Az alumínium, ólom és cink koncentráció nyáron és tavasszal volt a legnagyobb. A vas és a stroncium koncentráció szignifikánsan kisebb volt ősszel, mint nyáron. A vas esetében szignifikáns különbséget nem tapasztaltunk a nyári és az őszi időszak között (4. és 5. táblázat). Az alkalmazott teszt erősségére vonatkozó statisztikai értékelés páronkénti összevetését a Függelék 5. táblázata tartalmazza.

5.2.3. A vegetáció hatása

A vegetáció típusok esetében nem tapasztaltunk szignifikáns elkülönülést a vizsgált paraméterek alapján (10. ábra). Szignifikáns különbséget csak az első diszkriminancia tengely mentén tapasztaltunk ($p < 0,05$). A lebegőanyag tartalom ($r = 0,458$), az alumínium ($r = 0,457$), a stroncium ($r = 0,381$) és az ólom ($r = 0,318$) koncentrációja pozitívan korrelált az első tengellyel. A második tengely esetében a mangán ($r = 0,656$), a vas ($r = 0,462$), a nitrát ($r = 0,445$) és a cink koncentráció ($r = 0,350$) mutatott pozitív korrelációt. A harmadik diszkriminancia tengellyel a bárium ($r = 0,374$), az ammóniumion ($r = 0,335$) koncentráció és a klorofill-a tartalom ($r = 0,223$) korrelált pozitívan.



10. ábra. A vegetáció hatása a vizsgált holtmedrek vízkémiai paramétereire alapján kanonikus diszkriminancia-analízis (CDA) vizsgálatával. Jelölések: □- úszólevelő, ○- szubmerz, △- emerz, ◇ - nyílt víz.

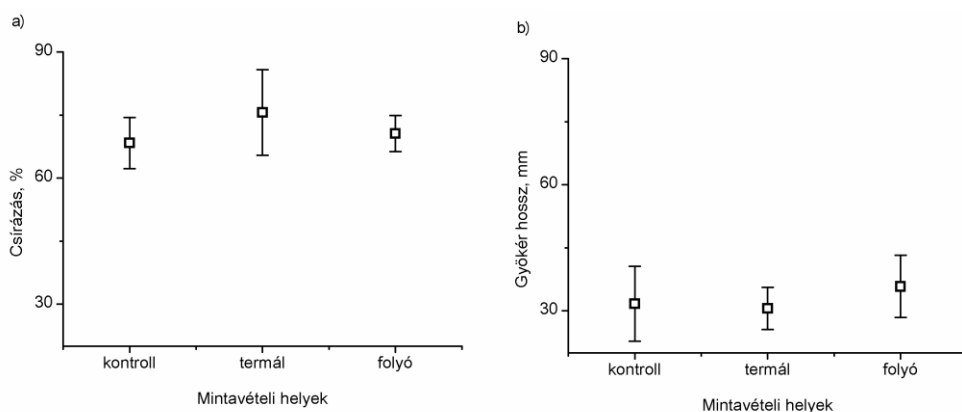
A lebegőanyag tartalom, az alumínium-, vas- és mangán koncentráció szignifikánsan különbözött az egyes vegetáció típusok között az ANOVA teszt alapján. Szignifikánsan nagyobb lebegőanyag tartalom és vas koncentráció jellemezte az emerz vegetáció vízmintáit, mint a nyílt vízi és az úszólevelű mintákat. Az alumínium esetében szignifikánsan nagyobb koncentráció volt megfigyelhető az emerz vegetáció típus vízmintáiban, mint a többi típus esetében. A szubmerz vegetáció típusban a mangán koncentráció volt nagyobb, mint az úszólevelűben. Az ólom esetében szignifikánsan nagyobb koncentráció volt az emerz vegetáció típusban, mint a vegetáció nélküli, nyílt vizes mintákban (4. és 5. táblázat). Az alkalmazott

teszt erősségére vonatkozó statisztikai értékelés páronkénti összevetését a Függelék 6. táblázata tartalmazza.

5.3. Termálvizek hatásának vizsgálata a befogadó folyó vízminőségére

5.3.1. Víz és üledék hatásának vizsgálata *Sinapis alba* csírázási képességére, gyökerének hosszára

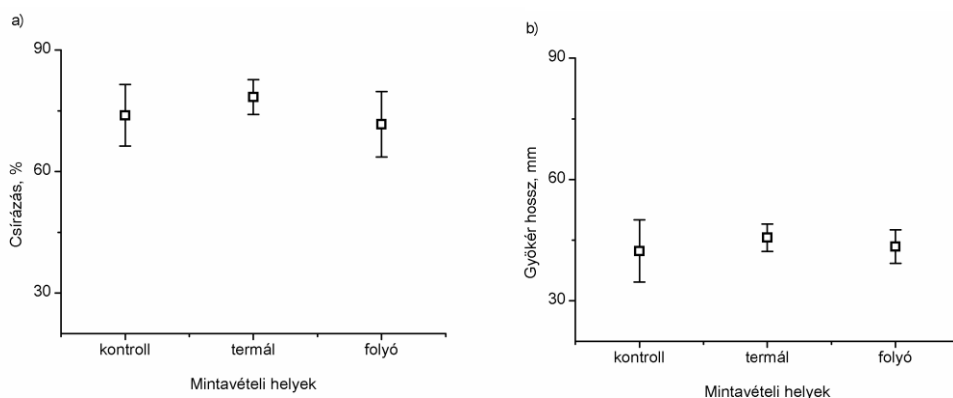
A *S. alba* magvak csírázási százalékában nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget a vizsgált vizek vízmintái alapján ($p = 0,136$) (11a. ábra). Ezzel ellentétben a magok gyökérhosszában viszont szignifikáns különbséget tapasztaltunk a termál, folyó és kontroll mintavételi helyekről vett vízminták alapján ($p = 0,049$) (11b. ábra).



11. ábra. A különböző vizek vízmintáinak hatása a *S. alba* magok csírázására (átlag ± SE) (a) és gyökerének (átlag ± SE) (b) hosszára.

A vízmintákhoz hasonlóan a különböző vizekből vett üledéknek szintén nem volt szignifikáns hatása a *S. alba* csírázási képességére ($p = 0,576$) (12a. ábra). Ezzel ellentétben, szignifikánsan nagyobb gyökér hosszt tapasztaltunk a termál tavak üledékén csíráztatott magok esetében összehasonlítva a folyóvíz üledékével ($p = 0,013$) (12b. ábra). A kontroll üledékén csíráztatott magvak hossza szignifikánsan nem tért el sem a termál, sem pedig a folyóvíz üledékétől. Az alkalmazott teszt erősségére vonatkozó

statisztikai értékelés páronkénti összevetését a Függelék 7. táblázata tartalmazza.



12. ábra. A különböző vizek üledék mintáinak hatása a *S. alba* magvak csírázására (átlag \pm SE) (a) és gyökerének (átlag \pm SE) (b) hosszára.

5.3.2. A víz- és üledék minták fizikai-kémiai jellemzői a különböző vizekben

Szignifikáns különbséget a termál, folyó és kontroll vízmintákra vonatkozóan a következő paraméterekre tapasztaltunk: pH, vezetőképesség, lebegőanyag tartalom, szén-dioxid-, hidrogén-karbonát-, kloridion-, szulfátion-, klorofill-a, Kjeldahl-nitrogén-, bárium-, kalcium-, kálium-, lítium-, magnézium-, nátrium-, nikkell-, kén- és stroncium-koncentráció ($p < 0,05$) (6. és 7. táblázat).

A különböző vizekből vett üledék minták esetében a következő paraméterek tértek el szignifikánsan a termál, folyó és kontroll mintavételi helyek között: lítium-, magnézium-, nátrium-, stroncium- és szervesanyag-tartalom ($p < 0,05$) (8. és 9. táblázat). Szignifikánsan magasabb szervesanyag-tartalmat tapasztaltunk a kontroll mintákban, mint a termál és folyó mintákban. A lítium-, nátrium- és stroncium koncentráció a termál tavak

üledékében volt szignifikánsan nagyobb, míg a magnézium koncentráció a folyó üledékében volt a legnagyobb.

6. táblázat. A vizsgált vizekből vett vízminták fizikai-kémiai jellemzői (átlag ± SE). A felső indexben jelölt különböző betűk a szignifikáns különbséget jelölik ($p < 0,05$).

Paraméterek	Kontroll	Termál	Folyó
hőmérséklet, °C	28,1 ± 1,9	27,6 ± 1,9	26,8 ± 2,1
pH	8,7 ± 0,1 ^a	7,6 ± 0,2 ^b	8,2 ± 0,2 ^c
vezetőképesség, μS/cm	315 ± 33 ^a	2363 ± 380 ^b	1166 ± 632 ^a
lebegőanyag, mg/l	10,0 ± 7,0 ^a	0,2 ± 0,2 ^{ab}	10,3 ± 5,2 ^a
CO ₂ , mg/l	3,8 ± 1,8 ^a	11,3 ± 1,3 ^b	5,0 ± 1,5 ^a
CO ₃ ²⁻ , mg/l	26,1 ± 4,5	31,8 ± 3,5	28,9 ± 1,9
HCO ₃ ⁻ , mg/l	31,7 ± 31,7 ^a	<6 ^b	<6 ^b
SO ₄ ²⁻ , mg/l	18,0 ± 5,0 ^a	121,5 ± 26,7 ^b	69 ± 34 ^a
Cl ⁻ , mg/l	7,2 ± 0,3 ^a	603 ± 122 ^b	228 ± 206 ^a
kémiai oxigénigény, mg/l	0,7 ± 0,6	1,5 ± 1,0	1,4 ± 0,6
klorofill-a, mg/l	3,1 ± 0,9 ^a	0,4 ± 0,5 ^b	n,d, ^b
PO ₄ ³⁻ , mg/l	n.d,	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02
NO ₂ ⁻ , mg/l	0,03 ± 0,03	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,04
NO ₃ ⁻ , mg/l	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,1
NH ₄ ⁺ , mg/l	0,2 ± 0,2	0,7 ± 0,5	0,4 ± 0,2
Kjeldahl-N, mg/l	0,2 ± 0,1 ^a	0,7 ± 0,1 ^b	0,3 ± 0,2 ^a
Ba, mg/l	0,1 ± 0,01 ^a	0,2 ± 0,04 ^b	0,1 ± 0,03 ^a
Ca, mg/l	33,3 ± 5,9 ^a	140,2 ± 20,8 ^b	77,6 ± 34,2 ^a
Cr, mg/l	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,4 ± 0,1
Cu, mg/l	0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01
Fe, mg/l	0,8 ± 0,3	0,4 ± 0,2	0,4 ± 0,2
K, mg/l	0,3 ± 0,0 ^a	16,5 ± 4,4 ^b	7,0 ± 5,5 ^a
Li, mg/l	<0,01 ^a	1,0 ± 0,4 ^b	0,4 ± 0,4 ^{ab}
Mg, mg/l	24,7 ± 2,6 ^a	30,4 ± 0,3 ^b	27,3 ± 1,6 ^a
Na, mg/l	5,1 ± 3,3 ^a	313,6 ± 56,3 ^b	128,1 ± 98,4 ^a
Ni, mg/l	0,1 ± 0,01 ^a	0,2 ± 0,04 ^b	0,1 ± 0,05 ^{ab}
P, mg/l	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1
Pb, mg/l	0,03 ± 0,0	0,04 ± 0,0	0,07 ± 0,06
S, mg/l	15,0 ± 9,1 ^a	161,3 ± 47,3 ^b	93,7 ± 48,1 ^{ab}
Sr, mg/l	0,1 ± 0,07 ^a	4,5 ± 1,4 ^b	2,0 ± 1,6 ^{ab}
Zn, mg/l	0,02 ± 0,01	0,09 ± 0,10	0,03 ± 0,01

7. táblázat. Variancia-analízis összefoglaló táblázata a kontroll, termál és folyó vízkémiai paramétereire alapján. A szignifikáns különbségeket félkövérrel jelöltük ($p < 0,05$).

Vizsgált paraméterek	F	p	Vizsgált paraméterek	F	p
hőmérséklet	0,330	0,726	Ba	15,942	0,001
pH	36,200	<0,001	Ca	10,533	0,003
vezetőképesség	11,397	0,002	Cr	3,11	0,085
lebegőanyag	6,117	0,016	Cu	0,7	0,517
CO ₂	24,013	<0,001	Fe	1,714	0,225
CO ₃ ²⁻	2,207	0,156	K	8,162	0,007
HCO ₃ ⁻	4,714	0,033	Li	4,877	0,030
SO ₄ ²⁻	8,261	0,006	Mg	9,432	0,004
Cl ⁻	9,669	0,004	Na	11,128	0,002
kémiai oxigénigény	0,556	0,589	Ni	4,985	0,029
klorofill-a	18,632	<0,001	P	0,405	0,677
PO ₄ ³⁻	0,767	0,488	Pb	0,784	0,481
NO ₂ ⁻	0,234	0,795	S	6,575	0,013
NO ₃ ⁻	0,312	0,738	Sr	6,368	0,015
NH ₄ ⁺	1,278	0,317	Zn	1,445	0,277
Kjeldahl nitrogén	13,097	<0,001			

8. táblázat. A vizsgált vízterekből vett üledék minták kémiai jellemzői (átlag \pm SE). A felső indexben jelölt különböző betűk a szignifikáns különbséget jelölik ($p < 0,05$).

Parameters	Kontroll	Termál tavak	Folyó
vezetőképesség, $\mu\text{S}/\text{cm}$	$407 \pm 1,4$	557 ± 207	$375 \pm 202,9$
pH	$7,5 \pm 0,1$	$7,7 \pm 0,1$	$7,8 \pm 0,1$
hőmérséklet, $^{\circ}\text{C}$	$22,8 \pm 0,0$	$22,6 \pm 0,2$	$22,7 \pm 0,1$
szervesanyag, %	$7,9 \pm 5,3^{\text{a}}$	$2,8 \pm 0,4^{\text{b}}$	$3,6 \pm 1,1^{\text{b}}$
kalcium-karbonát, %	$10,0 \pm 5,0$	$11,8 \pm 1,0$	$11,8 \pm 4,1$
Al, g/kg	$22,5 \pm 9$	$18,1 \pm 6,2$	$91,8 \pm 5,6$
Ba, mg/kg	$76,3 \pm 36,2$	$68,7 \pm 29,8$	$44,3 \pm 8,0$
Ca, g/kg	$84,2 \pm 53,4$	$89,6 \pm 14,9$	$88,6 \pm 21,3$
Cd, mg/kg	$3,6 \pm 0,9$	$2,8 \pm 0,6$	$3,3 \pm 0,7$
Co, mg/kg	$79,3 \pm 63,6$	$39,3 \pm 6,8$	$52,0 \pm 11,0$
Cr, mg/kg	537 ± 360	332 ± 94	453 ± 122
Cu, mg/kg	$46,8 \pm 1,2$	$45,4 \pm 8,7$	$44,1 \pm 8,0$
K, mg/kg	779 ± 376	866 ± 431	826 ± 241
Li, mg/kg	$38,6 \pm 25,8^{\text{a}}$	$64,5 \pm 12,1^{\text{b}}$	$60,7 \pm 9,0^{\text{ab}}$
Mg, g/kg	$29,5 \pm 15,0^{\text{a}}$	$36,0 \pm 8,3^{\text{ab}}$	$47,6 \pm 6,7^{\text{b}}$
Mn, mg/kg	810 ± 303	652 ± 73	747 ± 87
Na, mg/kg	$246 \pm 101^{\text{a}}$	$708 \pm 131^{\text{b}}$	$612 \pm 192^{\text{b}}$
Ni, mg/kg	1064 ± 960	524 ± 172	802 ± 220
P, mg/kg	1404 ± 786	980 ± 211	853 ± 142
Pb, mg/kg	$30,3 \pm 8,0$	$27,8 \pm 1,9$	$29,0 \pm 4,4$
S, mg/kg	4991 ± 216	13351 ± 9267	7480 ± 2135
Sr, mg/kg	$118 \pm 128^{\text{a}}$	$283 \pm 84^{\text{b}}$	$217 \pm 54^{\text{b}}$
Zn, mg/kg	102 ± 12	$94,6 \pm 23,7$	103 ± 18

9. táblázat. Variancia-analízis összefoglaló táblázata a kontroll, termál és folyó üledékkémiai paramétereit alapján. A szignifikáns különbségeket félkövérrel jelöltük ($p < 0,05$).

Vizsgált paraméterek	F	p	Vizsgált paraméterek	F	p
vezetőképesség	1,897	0,196	Cu	0,152	0,861
pH	2,795	0,104	K	0,045	0,957
hőmérséklet	2,333	0,143	Li	4,279	0,042
szervesanyag	5,883	0,018	Mg	4,879	0,030
kalcium-karbonát	0,232	0,796	Mn	1,506	0,264
Al	0,337	0,721	Na	14,411	0,001
Ba	2,981	0,092	Ni	1,871	0,200
Ca	0,232	0,797	P	2,429	0,134
Cd	1,398	0,288	Pb	0,193	0,827
Co	2,064	0,173	S	2,98	0,092
Cr	1,642	0,238	Sr	4,572	0,036
			Zn	0,387	0,688

5.3.3. Csírázást és gyökérhossz növekedést befolyásoló paraméterek vizsgálata

Pearson-féle korrelációt alkalmazva pozitív korrelációt tapasztaltunk a gyökérhossz és az üledék réz ($r = 0,684$; $p = 0,007$), kálium ($r = 0,745$; $p = 0,002$) és lítium ($r = 0,644$; $p = 0,013$) koncentrációja között. A csírázó képesség az üledék Cu ($r = 0,543$; $p = 0,045$) és Li ($r = 0,594$; $p = 0,025$) koncentrációjával, illetve a víz szén-dioxid ($r = 0,558$; $p = 0,038$), szulfát-ion ($r = 0,553$; $p = 0,014$), bárium ($r = 0,650$; $p = 0,012$), magnézium ($r = 0,648$; $p = 0,012$) és nikkell ($r = 0,560$; $p = 0,037$) koncentrációjával mutatott pozitív korrelációt. Negatív korrelációt a víz pH-ja és a csírázási képesség között tapasztaltunk ($r = -0,670$; $p = 0,009$).

6. Eredmények értékelése

6.1. Vízminőség változás a klimatikus háttérváltozók függvényében

A tavak és holtmedrek kémiai összetételét az antropogén tevékenységek mellett többek között olyan természetes faktorok befolyásolják, mint a geológiai, a klimatikus és biológiai tényezők (Moiseenko et al. 2013). Számos korábbi tanulmány foglalkozott már a klíma és meteorológiai jelenségek holtmedrek állapotára kifejtett hatásáról (Hunyady 2010; Zhao et al. 2013). Hunyady (2010) szimulációs modelleket alkalmazva előre vetítette, hogy a 21. századra a klímaváltozás hatására az alacsony vízszint gyakorisága növekedni fog, illetve a havi minimális vízszint feltehetően szintén csökkenni fog. A szimulációs modellek eredményei az általunk kapott eredményekhez hasonlóan a holtmedrek minőségének romlását jósolták, a szélsőséges aszályos időszakok gyakoriságának növekedése, illetve a vízszint csökkenésre visszavezetve (Hunyady 2010). Zhao és munkatársai (2013) a klímaváltozás hatására bekövetkező élőhelyek minőségének romlásának helyreállításakor a vízszint-változás mértékét és a tápanyag tartalom figyelembevételét javasolták, mely tényezők fontosságára az általunk kapott eredmények is utalnak. Eredményeinkhez hasonlóan korábbi tanulmányok szintén bizonyították a száraz évszakok és száraz évek negatív hatásait a vízminőségre (Vega et al. 1998; Pesce & Wunderlin 2000).

A vizsgált holtmedrek közül a Kis-Zátony és Nagy-Pap holtmeder minősége jó, míg a Nagy-Zátony és Sulymos tó minősége tűrhetőnek minősíthető 2011-ben az MSZ 12749 számú szabványban rögzített vezetőképességi határértékek alapján. A 2011-es adatokhoz hasonlókat tapasztaltunk mindegyik holtmeder esetében 2012-ben, kivéve a Sulymos

tavat, mely jó minőségűnek felelt meg a vezetőképességi adatok alapján. A Nagy-Zátony és Sulymos tó nem megfelelő minősége feltehetően a holtmedrek alacsony vízszintjével magyarázható, és a töményedés jelenségének, így a magasabb vezetőképességnek ezen holtmedrek jobban ki vannak téve. A Sulymos tó ugyanakkor az alacsony vízszint mellett viszonylag nagy területtel rendelkezik, így az egymáshoz hasonló évek időjárási paraméterei ezen holtmeder esetében pozitív minőségi javulást eredményezhettek. Hasonló vezetőképességi értékeket tapasztalt holtmedrek esetében Michalska-Hejdu és munkatársai (2009), bár az általuk vizsgált holtmedrek mindegyike a kiváló (<500 μS) és jó (500-700 μS) minőségű kategóriába sorolhatóak. A vezetőképességi csoportosításuk alapján az általunk vizsgált holtmedrek nagyrésze az ionban gazdag (390-666 μS) csoportba sorolhatóak. Mivel az antropogén hatások elhanyagolhatóak a vizsgált holtmedrek környezetében, ezért a vezetőképesség alapján bekövetkező minőségi változások a meteorológiai és főfolyó hidrológiai viszonyainak változására vezethetőek vissza.

Az oldott oxigén koncentráció alapján a Kis-Zátony és Sulymos tó minősége 2011-ben kiváló volt, míg 2012-re szennyezettre romlott. Ezzel ellentétben a Nagy-Papp holtmeder szennyezett volt 2011-ben, ám 2012-ben minősége jóra változott az oldott oxigén koncentráció alapján. Antropogén tevékenységgel a vizsgált holtmedrek környezetében nem lehet számolni, így az oldott oxigén koncentráción alapuló minőségi romlás a vízszint csökkenéssel magyarázható. Ugyanis a vízszint csökkenés következménye lehet a nagyobb mértékű szervesanyag-tartalom felhalmozódás, mely közvetlen hatással van az oldott oxigén koncentráció változására a vízi ökoszisztémákban (Michalska-Hejdu et al. 2009).

Korábbi vizsgálatok bizonyították (Sara et al. 1999; Kröger et al. 2013; Fan et al. 2014), hogy bizonyos időjárási jelenségek, mint például a

szél és a lebegőanyag tartalom között pozitív korreláció jellemző, a turbiditásnak közvetett hatása van a lebegőanyag tartalomra (Kröger et al. 2013). Kröger és munkatársai (2013) eredményeihez hasonlóan bizonyítottuk, hogy az időjárási paraméterek és a lebegőanyag tartalom között pozitív összefüggés jellemző: mivel 2012-ben, a szárazabb évben, feltehetően a vízszint csökkenés miatt, minden vizsgált holtmeder lebegőanyag tartalma jóval nagyobb volt 2011-hez képest.

A redundancia-analízis alapján megállapítottuk, hogy a vizes élőhelyek karbonát-, hidrogén-karbonát-, kloridion-, nitrit- és nitrát tartalmát a meteorológiai jelenségek befolyásolják, feltételezhetően az atmoszférikus kiülepedés révén (Carpenter et al. 1998; Evans et al. 2005). A nitrit koncentráció alapján a Nagy-Zátony, Nagy-Pap és Sulymos tó minősége jó, a Kis-Zátony holtmeder minősége pedig tűrhető volt a 2011-es mérések alapján. A 2012-es mérések alapján a Kis-Zátony holtmeder minősége a többi holtmeder állapotához hasonlóan már jó minőségűnek tekinthető. A javulás a nagyobb mértékű mikrobiális aktivitáshoz köthető irodalmi adatok alapján, mely az évre jellemző nagyobb hőmérséklettel és alacsony vízszinttel magyarázható (Davidson et al. 1998).

Az orto-foszfát koncentráció alapján a Kis-Zátony holtmeder szennyezett, a többi vizsgált holtmeder tűrhető minőségű a 2011-es eredmények alapján. A következő évre a Nagy-Pap és Sulymos holtmeder minősége szennyezettre, a Nagy-Zátony és Kis-Zátony holtmeder állapota tűrhető minőségűre változott. Korábbi vizsgálatokkal ellentétben (Moiseenko et al. 2013) nem tapasztaltunk korrelációt az orto-foszfát koncentráció és a napi hőmérsékletváltozás között.

Terepi megfigyelések alkalmával, szemmel látható volt a holtmedrek állapotának romlása, de ezt az időjárási paraméterek változása nem támasztotta alá vizsgálataink során. Az aszályindex értéke mindkét vizsgált

évre enyhe aszályos időszakot jelzett, annak ellenére, hogy a holtmedrek minőségének jellemzésére használt paraméterek közül a víz hőmérséklete, a lebegőanyag tartalom, a karbonát- és kloridion koncentrációja szignifikánsan különbözött a vizsgált években egymástól. A holtmedrek szemmel látható minőségi romlása a Tisza 2009-2014. évi időszakra visszavezethető vízszint ingadozásával magyarázható, mivel mint azt a Tisza vízállás adatai alapján megállapítottuk, egy 6 éves periódust tekintve, a 2011 és 2012-es év közte volt az alacsony vízállással jellemezhető éveknek.

6.2. Antropogén tevékenység, szezonális és makrovegetáció hatása a Felső-Tisza-vidéki holtmedrek állapotára

Eredményeink bizonyították, hogy a vizsgált holtmedrek állapotát, vízminőségét az antropogén tevékenységek, a szezonális és a makrovegetáció együttesen befolyásolja. Szezonálisan változik az ammónium-ion, nitrát-ion, alumínium, bárium, vas, mangán, ólom, stroncium és cink koncentrációja. Korábbi vizsgálatokkal ellentétben bizonyítottuk, hogy az ammónium-ion koncentrációja szezonálisfüggő, mivel a melegebb évszakokban magasabb ammónium-ion koncentrációt tapasztaltunk, mint a hűvösebb évszakokban (Vitt et al. 1995). Nagyobb ammónium-ion koncentrációt tapasztalt Pettersson és munkatársai (2003) is, melegebb időszakban, melyet a melegebb időszakra jellemző nagyobb mértékű baktérium tevékenységgel magyaráztak. A magasabb hőmérséklet intenzívebb mikrobiális tevékenységet eredményez, mely tevékenység magasabb oxigén felvételt és nagyobb mennyiségű foszfor és ammónium-ion felszabadulást eredményez az üledékből a vízbe, azaz alapvetően a hőmérséklet hatására bekövetkező redox viszonyok megváltozása idézi elő a víz ammónium-ion koncentrációjának növekedését. Ugyanakkor Vitt és munkatársai (1995) eredményeihez hasonlóan az alumínium, vas, cink és nitrát koncentráció a melegebb évszakokban volt nagyobb, amely szintén a szezonális hatását jelzi ezen elemek esetében.

Számos korábbi tanulmány bizonyította a víz, az üledék és a makrovegetáció kémiai összetételében bekövetkező változásokat (Rai et al. 1995; Samecka-Cymerman & Kempers 2001). Az irodalmak közül azonban csak néhány foglalkozott az ionkoncentráció-változás vizsgálatával a különböző makrofita fajok környezetében (Maine et al. 1999; Lee & McNaughton 2004). Ellentétben korábbi vizsgálatok eredményeivel (Maine

et al. 1999), mely szerint az emerz, szubmerz és nyílt víz vízkémiai paramétereit nem térnek el egymástól, eredményeink alapján a makrofita állomány a következő vízkémiai paraméterekre van hatással: lebegőanyag tartalom, alumínium, vas, mangán és ólom. A legnagyobb lebegőanyag tartalmat az emerz vegetáció környezetéből vett vízmintában tapasztaltuk, feltehetően azért, mert a gyökeres makrofitonok számára ez már elérhetetlen (Wood & Armitage 1997). Lee és McNaughton (2004) feltételezése szerint a makrofita állományok alapvetően a redox viszonyok megváltozásában játszanak szerepet, mely viszonyok az üledék illetve a vízszlop kémiai összetételének megváltozását okozzák. Ezáltal alátámasztják feltételezésükkel eredményeinket, miszerint a makrofita állományok hatással vannak a vízszlop kémiai összetételére. Habár vizsgálataink nem terjedt ki makrofita fajok ásványi anyag és nehézfém tartalmának vizsgálatára, de Juwaker és munkatársai (1995) által kapott eredmények, miszerint az emerz makrofita fajok, szemben az úszólevelű fajokkal nagyobb mennyiségben képesek megkötni és raktározni az ásványi anyagokat és szennyező anyagokat is eredményeinket támasztják alá, miszerint a makrofita állomány hatással van a vízszlop kémiai összetételére. A lebegőanyag tartalom változását nem csak a különböző makrofita állományok okozhatják, hanem a vizes élőhelyek szerves részét képező halközösségek is. A halállomány és lebegőanyag tartalom között pozitív korrelációt tapasztalt Zambrano és munkatársai (2011). Ugyanakkor fontos kiemelni, hogy a növekvő lebegőanyag koncentráció csökkenti a vízszlop mélyebb rétegeiben a fény viszonyokat, melyek egyértelműen a szubmerz vegetáció fejlődésének kedvez (Sidorkewicz et al. 1996). Az irodalmi adatokon kívül a felszíni víz elemösszetételére kapott eredményeinket összevetettük az EPA (1996) határértékekkel, és ezen értékek alapján is megállítottuk, hogy valamennyi holtmeder erősen szennyezett az alumínium (> 0,75 mg/l) és cink

(> 0,1 µg/L) koncentrációja alapján, amely a terület geokémiai adottságaival magyarázható.

6.3. Víz és üledék magas tápanyagtartalmának hatása a vízi ökoszisztémákra

Sinapis alba csíranövény teszt alapján végzett vizsgálataink eredményei bizonyították, hogy a magas ásványianyag-tartalom serkentő hatással lehet a vízi ökoszisztémákra, albániai termál, folyóvíz és kontroll tavak víz-és üledék mintái alapján. A cink, kálium és lítium serkentő hatással volt a *S. alba* magvak gyökérnövekedésére, míg a réz, lítium, bárium, magnézium, nikkel, szén-dioxid és szulfátion a csírázásra volt serkentő hatással.

A növényi szövetek átlagos réz koncentrációja 10 µg/g, a közeg kritikus koncentrációja 10^{-14} - 10^{-16} M-nak felel meg (Yruela 2005). Esszenciális nyomelemről van ugyan szó, de extrém magas koncentrációban (20-30 mg/kg, száraz anyagra vonatkoztatva) toxikus hatású (Ducic & Polle 2005). A gyökérnövekedésre kifejtett gátló hatása már bizonyított; Sheldon és Menzies (2005) már 1 µM koncentrációjú réz oldat esetében csökkent gyökérnövekedést tapasztalt. Hasonló eredményről számolt be Ouzounidou és munkatársai (1995) által közölt eredmények alapján a 80 µM-os réz oldat okozott csökkent gyökérnövekedést. Ezzel ellentétben vizsgálatainkban az albániai vízminták és üledékminták réz koncentrációja (víz: 0,02-0,03 mg/l, üledék: 44-46 mg/kg) serkentő hatású volt. A réz növekedést támogató hatása ezen koncentrációk között már régen ismert jelenség (Agbodjato et al. 2016). A növényi növekedéshez és fejlődéshez az egyik legfontosabb esszenciális elem a kálium (Pettigrew 2008), melyet eredményeink is alátámasztottak, mivel a gyökérnövekedés és a kálium koncentráció (vízmintában mért koncentráció: 0,3-16,5 mg/l, üledék mintában mért koncentráció: 779-866 mg/kg) között pozitív korrelációt tapasztaltunk. Számos tanulmány beszámolt a lítium fitotoxikus hatásáról (Aral & Vecchio-Sadus 2008; Shahzad et al.

2016). A lítium kritikus koncentráció tartományának Kabata-Pendias és Pendias (1992) a 4-40 mg/kg koncentrációt állapították meg citrus-félék leveleiben. Ezzel ellentétben eredményeink a gyökérnövekedésre és csírázásra kifejtett stimuláló hatását bizonyítják mivel a vízmintákban mért koncentráció (0,01-1 mg/l) az ivóvízre érvényes megengedett határértéktől kisebb, míg az üledékben mért koncentráció (38,6-64,5 mg/kg) a földkéregre jellemző lítium koncentrációhoz (25 mg/kg) hasonló tartományba esett. A lítiumhoz hasonlóan a báriumról szintén fitotoxikus elemként közöltek eredményeket (Suwa et al. 2008), ezzel ellentétben az általunk vizsgált vízminták bárium koncentrációja stimuláló hatással volt a magvak csírázási képességére. A stimuláló képesség az általunk mért kis koncentrációval magyarázható (vízben mért Ba koncentráció: 0,1-0,2 mg/l, üledékben mért koncentráció: 44,3-76,3 mg/kg), mivel ez az érték kisebb a földkéregben mért átlagos Ba koncentrációtól is (425 mg/kg) (Nogueira et al. 2010). Eredményeink bizonyították, hogy a magnézium szintén stimuláló hatással van a csírázásra, ugyanakkor fontos szerepe van számos növényélettani folyamatban. Leskó és munkatársai (2002) és Nagajyoti és munkatársai (2010) például bizonyította, hogy a magnézium képes csökkenteni a nehézfémek toxikus hatását. A vízben mért Ni koncentráció (0,2 mg/l) eredményeink alapján szintén stimuláló hatással van a *S. alba* magvak csírázására. Eredményeink negatív korrelációt mutattak a víz kémhatása és a magok csírázási képessége között, amely alapján megállapíthatjuk, hogy a lúgos kémhatású termásvíz gátló hatással volt a magvak csírázására. Ez a megfigyelésünk ellentétes Ma és munkatársai (2015) eredményeivel, mely szerint a lúgos kémhatás nincs hatással a magvak csírázására, bár esetükben Poaceae faj magvait tesztelték alkalikus talajon. A termásvizek szulfát, klorid, szén-dioxid, bárium, kalcium, kálium, lítium, magnézium és nátrium koncentrációja szignifikánsan magasabb volt a termásvizekben, mint a

folyóvízben vagy a kontroll tavakban. Az üledék kémiai paramétereit vizsgálva elmondható, hogy szignifikánsan nagyobb koncentrációban volt jelen a lítium, nátrium és stroncium a termál tavak üledékében, mint a folyó és a kontroll tavak üledékében. A vizsgálatainkba bevont termáltavak az albániai turisztikai központok szerint kiválóan alkalmasak krónikus reumatikus, bélrendszeri és bőrproblémák kezelése, amely feltehetően a termál tavak vizének nagy szulfát tartalmának köszönhető (Agolli et al. 2014). A vizsgált termáltavakat összehasonlítva a vas, kálium, lítium, foszfor, kén és stroncium koncentrációjában tapasztaltunk különbséget, így az egyes tavak jótékony hatása ennek megfelelően eltérő lehet.

7. Összefoglalás

Vizsgálataink célja a rövid távú időjárási paraméterek (csapadékmennyiség, hőmérsékletváltozás) Rakamaz térségi holtmedrek vízminőségére gyakorolt hatásának tanulmányozása volt. Továbbá elemeztük az antropogén tevékenységek, a szezonális és a vegetáció típusok hatását a Felső-Tisza-vidéki holtmedrek szennyezettségi szintjére. Végül magas ásványi anyag tartalmú víz- és üledékminták (Albánia, Lëngaricës folyó és termáltavak) ökoszisztémára gyakorolt hatását vizsgáltuk.

A rövid távú időjárási paraméterek és holtmedrek vízminősége közötti összefüggések vizsgálata során a vízhőmérséklet, a vezetőképesség, a pH, az oldott oxigén, a hidrogén-karbonát-ion, a nitrát-ion és az átlaghőmérséklet között tapasztaltunk pozitív korrelációt. A kanonikus diszkriminancia-analízis kimutatta, hogy a vizsgált holtmedrek 2011-ben és 2012-ben hasonlóak voltak a fizikai-kémiai paraméterek alapján. Jelentős különbségeket tapasztaltunk az évek között a vízhőmérséklet, a lebegőanyag tartalom, a karbonát és klorid-koncentráció között. Eredményeink alapján megállapítottuk, hogy az olyan rövid távú időjárási paraméterek, mint a kis csapadékmennyiség és a magasabb hőmérséklet okozhatja a holtmedrek vízminőségének romlását. Ugyanakkor a holtmedrek vízminőségét közvetett módon befolyásolja a főfolyó vízszintje és aktuális minősége, jelen esetben a Tisza.

A Felső-Tisza régióban végzett vizsgálataink egyértelműen bebizonyították, hogy az ottani holtmedrek fizikai-kémiai állapotát jelentősen befolyásolják az antropogén tevékenységek (horgászat, szennyvízbevezetés). Ezek mellett azonban a szezonális változásoknak, ill. a makrovegetáció

kompozíciós összetételének is kiemelkedő szerepe van az aktuális állapot kialakításában/kialakulásában. Az egyes vegetációtípusokban jelentősen különbözött a víz lebegőanyag tartalma, alumínium-, vas-, mangán-, és ólom koncentrációja. A holtmedrek felszíni vizében a magas vas koncentrációt az antropogén hatások nem magyarázzák, mely feltételezésünk szerint inkább geológiai eredetű.

Lëngaricës völgyben, Dél-Albániában végzett vizsgálataink során jelentős különbséget tapasztaltunk a Lëngaricës folyó, a termáltavak és kontroll tavak vizének és üledékének fizikai-kémiai paramétereiben. Ugyancsak különbséget tapasztaltunk a *S. alba* magvak csírázási képességében és gyökérnövekedésében a folyó, termál és kontroll víz és üledék mintái alapján. A víz és az üledék fizikai-kémiai paramétereik közül míg a réz, a kálium és a lítium a gyökérnövekedésre volt serkentő hatással, addig a réz, lítium, bárium, magnézium, nikkell, szén-dioxid és szulfáttal a csírázást serkentette. Eredményeink alapján feltételezhetjük, hogy a vizsgált termáltavak víz és üledékének magas ásványi anyag tartalma pozitív hatást gyakorolhat az ökoszisztémára, *S. alba* gyökérnövekedési toxikológiai teszt alapján.

8. Summary

Our aim was to study the effects of short-term weather fluctuations on the quality of oxbows, based on the physico-chemical parameters of the water in near Rakamaz City in the Upper Tisza region. In also the Upper Tisza region we also identified those abiotic and biotic factors that determine the contamination level of oxbows. The effect of anthropogenic activities, seasonality, and vegetation types were studied on the contamination level of surface water of oxbows. Finally, we assessed the effects of high nutrient levels in the water and sediment of thermal ponds and river on the ecosystem, based on the seed germination and root elongation of *Sinapis alba* in the Lëngaricës Valley, Albania.

Studying the effects of short-term weather fluctuations of oxbows we found positive correlations between the dissolved oxygen, water temperature, concentration of hydro carbonate, nitrate, pH, conductivity and the average temperature. Canonical discriminant analysis showed that the studied oxbows were similar in 2011 and 2012 based on their physico-chemical parameters. Significant differences were found between the years, in terms of the water temperature, the content of suspended solids, and the concentrations of carbonate and chloride. Our results show that only short-term weather changes such as less precipitation and higher temperature cause the quality of oxbows to deteriorate. Our results demonstrated that the water quality of oxbows was influenced by the River Tisza; the decrease in the water level of the Tisza was also responsible for the differences between the years.

In the Upper Tisza region our findings revealed that anthropogenic activities had remarkable effect on the contamination level of oxbows. Seasonality also influenced the contamination level of oxbows, except the

concentration of suspended solid, chlorophyll-a and manganese. Significant differences were found among vegetation types for the concentration of suspended solids, aluminium, iron, manganese and lead. The high level of iron concentration was not explained by the anthropogenic activities, suggesting that the quality of oxbows depends both natural and anthropogenic effects.

Based on the seed germination and root elongation of *S. alba* in the Lëngaricës Valley, Albania. Significant differences were found in the physical-chemical parameters of the water and the sediment among samples taken from the river, the thermal ponds and the control ponds. We found significant differences in the root elongation of *S. alba* seeds, based on the water and the sediment chemistry of the river, the thermal ponds and the control ponds. Significantly longer roots were found in the thermal water and sediment than in the river. Among the physical-chemical parameters of the water and the sediment, Cu, K and Li were stimulants for root elongation. With Cu, Li, Ba, Mg, Ni, carbon-dioxide and sulphate-ion, a stimulant effect was found on seed germination. Our results indicated that the high mineral level of the water and sediment of these thermal ponds had positive effects on the ecosystem, based on seed germination and the root elongation test of *S. alba*.

9. Új tudományos eredmények

Munkánk során a felszíni vizek vízminőségét befolyásoló hatások tanulmányozása eredményeként

- kimutattuk, hogy a hullámtéri holtmedrek minőségének romlása kis mértékben függ a csapadékmennyiségtől és a hőmérséklet emelkedéstől;
- bizonyítottuk, hogy a vízminőség romlása nagymértékben függ a folyó vízszintjétől, az áradások időtartamától és gyakoriságától;
- vizsgálatunk bizonyította, hogy a Rakamaz térségi holtmedrek minőségét antropogén tevékenységek nem befolyásolják;
- kimutattuk, hogy a Felső-Tisza-vidéki holtmedrek minőségére jelentős hatással vannak az antropogén tevékenységek, a szezonális és a vegetáció típus, tehát ezen holtmedrek minőségét abiotikus és biotikus faktorok egyaránt befolyásolják;
- bizonyítottuk, hogy a vizsgált holtmedrekben mért magas vas koncentráció nem antropogén tevékenységből származik, hanem a terület geokémiai hátterével magyarázható;
- bizonyítottuk, hogy a termáltavak vizének és üledékének magas ásványi anyag tartalma serkentő hatással lehet az ökoszisztémára *S. alba* csíranövény tesztek alapján;
- a réz és a lítium mind a magvak csírázását, mind a gyökérnövekedést, a kálium csak a gyökérnövekedést, a bárium, magnézium, nikkel, széndioxid és szulfát pedig csak a csírázást serkenti.

10. Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Kelemenné Dr. Szilágyi Enikőnek és Dr. Lakatos Gyulának a több éves szakmai segítségnyújtásért, tanácsaikért.

Köszönet illeti Prof. Dr. Tóthmérész Bélát a cikkírásban nyújtott segítségéért. Szeretnék köszönetet mondani Gyulai Istvánnak, Harangi Sándornak, Balogh Zsuzsának, Dr. Baranyai Edinának és Dr. Braun Mihálynak a terepi és laboratóriumi mérések során nyújtott segítségükért, valamint szeretnék köszönetet mondani a Debreceni Egyetem egykori Alkalmazott Ökológiai Tanszékének minden munkatársának.

Végül, de nem utolsó sorban köszönöm a családomnak és a barátaimnak a biztatásukat és támogatásukat.

11. Felhasznált irodalom

- Agbodjato NA, Noumavo PA, Adjanohoun A, Agbessi L, Baba-Moussa L (2016): Synergistic effects of plant growth promoting Rhizobacteria and Chitosan on In Vitro seeds germination, greenhouse growth, and nutrient uptake of maize (*Zea mays* L.). *Biotechnology Research International* <http://dx.doi.org/10.1155/2016/7830182>
- Agolli M, Terpo M, Terp DM, Meçi E (2014): Tourist-environmental assessment of Permet district, traditional food processing and the typical products of the area Mediterr. *Journal of Social Sciences* 5: 36-41.
- Aral H, Vecchio-Sadus A (2008): Toxicity of lithium to humans and the environment—A literature review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70: 349-356.
- Babka B, Szabó Sz (2007): Water chemical analysis of the oxbow lakes near the Upper-Tisza River. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment Series* 1: 36-42.
- Balogh Zs, Harangi S, Gyulai I, Braun M, Hubay K, Tóthmérész B, Simon E (2017): Exploring river pollution based on sediment analysis in the Upper Tisza region (Hungary). *Environmental Science and Pollution Research* 24: 4851-4859.
- Balogh Zs, Harangi S, Kandrát JT, Gyulai I, Tóthmérész B, Simon E (2016): Effects of anthropogenic activities on the elemental concentration in surface sediment of oxbows. *Water Air and Soil Pollution* 227:13-21.
- Barendregt A, Bio AMF (2003): Relevant variables to predict macrophyte communities in running waters. *Ecological Modelling* 160: 205–217.
- Bartholy J, Pongrácz R, Kis A (2015): Projected changes of extreme precipitation using multi-model approach. *Időjárás* 119: 129-142.

- Bartholy J, Pongrácz R, Torma C, Pieczka I, Kardos P, Hunyady A (2009): Analysis of regional climate change modelling experiments for the Carpathian Basin. *International Journal of Global Warming* 1: 238-252.
- Bond NR, Lake PS, Arthington AH (2008): The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. *Hydrobiologia* 600: 3–16.
- Bornette G, Puijalon S (2011): Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences* 73: 1-14.
- Boz B, Gumiero B (2016): Nitrogen removal in an afforested riparian zone: the contribution of denitrification processes. *Hydrobiologia* 774: 167-182.
- Burczynski ME, McMillion M, Ciervo J, Li L, Parker JB, Dunn RT, Hicken S, Farr S, Johnson MD (2000): Toxicogenomics-based discriminant of toxic mechanism in HepG2 human hepatoma cells. *Toxicol Sci* 58: 399-415.
- Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howrost RW, Sharpley AN, Smith VH (1998): Nonpoint pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559-568.
- Cook CDK (1990): Aquatic plant book. SPB Academic Publishing.
- Cruz JV, Franca Z (2006): Hydrogeochemistry of thermal and mineral water thermal waters of the Azores archipelago (Portugal). *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 151: 382-398.
- Davidson EA, Belk E, Boone, RD (1998): Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology* 4: 217–227.
- Dhote S, Dixit S (2009): Water quality improvement through macrophytes--a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 152: 149-153.
- Ducic T, Polle (2005): Transport and detoxification of manganese and copper in plants. <http://dx.doi.org/10.1590/S1677-04202005000100009>

- EPA (1996): Quality Criteria for Water, "Gold Book".
<https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>.
- Evans CD, Monteith DT, Cooper DM (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution* 137: 55-71.
- Fan C, Zhang L, Qin B, Wang S, Hu W, Zhang C (2004): Estimation on dynamic release of phosphorus from wind-induced suspended particulate matter in Lake Taihu. *Science in China Series D: Earth Sciences* 47: 710-719.
- Farnsworth SJ, Lichter RS (2011): The structure of scientific opinion on climate change. *International Journal of Public Opinion Research* 24: 93–103.
- Felföldy L (1980): Biological water qualification. VIZDOK, Budapest, 263.
- Field A (2005): Statisting using SPSS. Second Edition. SAGE Publication.
- Fink DF, Mitsch WJ (2007): Hydrology and nutrient biogeochemistry in a created river diversion oxbow wetland. *Ecological Engineering* 30: 93–102.
- Frodge JD, Thomas GL, Pauley GB (1990): Effect of canopy formation by floating and submergent aquatic macrophytes on the water quality of two Pacific Northwest lakes. *Aquatic Botany* 38: 231-248.
- Georgi FX, Pal J (2004): Mean, interannual variability trend in a regional climate change experiment over Europe. II. Climate change scenarios 2071-2100. *Climate Dynamics* 23: 839-858.
- Heegaard E (2004): Trends in aquatic macrophyte species turnover in Northern Ireland – which factors determine the spatial distribution of local species turnover. *Global Ecology and Biogeography* 13: 397–408.

- Hernández-Crespo C, Oliver N, Bixquert J, Gargallo S, Martín M (2016): Comparison of three plants in a surface flow constructed wetland treating eutrophic water in a Mediterranean climate. *Hydrobiologia* 774: 183-192.
- Hufnagel L, Sipkay Cs, Drégely-Kis Á, Farkas E, Türei D, Gergócs V, Petrányi G, Baksa A, Gimesi L, Eppich B, Dede L, Horváth L (2008): Klímaváltozás, biodiverzitás és közösségökológiai folyamatok kölcsönhatásai. In: Harnos Zs. & Csete L. (szerk) (2008): Klímaváltozás: Környezet – Kockázat – Társadalom (Kutatási eredmények). Szaktudás Kiadó Ház, Budapest. p. 227-264.
- Hunyady A (2010): Projected climate change effects on water level of an oxbow. *Physics and Chemistry of the Earth* 35: 70-75.
- International Seed Testing Association (2001): International Rules for Seed Testing. ISTA. Switzerland.
- Israels A (1992): Redundancy analysis for various types of variables. *Statistical Applicata* 4: 531-542.
- Jankowski T, Livingstone DM, Bührer H, Forster R, Niederhauser P (2006): Consequences of the 2003 European heat wave for lake temperature profile thermal stability, and hypolimnetic oxygen depletion: Implications for a warmer world. *Limnology and Oceanography* 51: 815-819.
- Juwarker AS, Oke B, Juwarkar A, Patnaik SM (1995): Domestic wastewater treatment through constructed wetland in India. *Water Science and Technology* 32: 291-294.
- Kabata-Pendias A, Pendias H (1992): Trace Elements in Soils and Plants. (Second ed.), CRC Press, Boca Raton, London.
- Kłosowski S (2006): The relationships between environmental factors and the submerged Potametea associations in lakes of north-eastern Poland. *Hydrobiologia* 560: 15–29.

- Koerselman W, Van Kerkhoven MB, Verhoeven JT (1993): Release of inorganic N, P and K in peat soils; effect of temperature, water chemistry and water level. *Biogeochemistry* 20: 63-81.
- Kraft C, von Tümpling W, Zachmann DW (2006): The effects of mining in Northern Romania on the heavy metal distribution in sediments of the rivers Szamos and Tisza (Hungary). *Clean Soil Air Water* 34: 257-264.
- Kröger R, Dibble ED, Brandt JR, Fleming J, Huenemann TW, Stubbs RB, Prevost JD, Tietjen TE, Littlejohn KA, Pierce SC (2013): Spatial and temporal changes in total suspended sediment concentrations in an Oxbow Lake from implementing agricultural landscape management practices. *River Research and Applications* 29: 56-64.
- Lakatos G, Fleit E, Mészáros I (2003): Ecotoxicological studies and risk assessment on the cyanide contamination in Tisza river. *Toxicology Letters* 140-141: 333-342.
- Lakatos J (2014): Termálvizek összetételének változása az állapotjelzők megváltozásakor, a termálvizek felhasználását biztosító kezelések kémiai alapjai. TÁMOP 4.1.2.A/1-11/1-2011-0059
- Landau S, Everitt BS (2003): A Handbook of Statistical Analysis Using SPSS. Chapman and Hall, UK.
- Lee PF, McNaughton KA (2004): Macrophyte induced microchemical changes in the water column of a northern Boreal Lake. *Hydrobiologia* 522: 207-220.
- Lepom P, Brown B, Hanke G, Loos R, Quevauviller P, Wollgast J (2009): Needs for reliable analytical methods for monitoring chemical pollutants in surface water under the European Water Framework Directive. *Journal of Chromatography A* 1216: 302-315.

- Leskó K, Stefanovits-Bányai É, Simon-Sarkadi L (2002): Effect of magnesium on free amino acid and polyamine content in wheat seedling exposed to cadmium stress. *Acta Biologica Szegediensis* 46: 109-111.
- Lukács BA, Dévai Gy, Tóthmérész B (2009): Aquatic macrophytes as bioindicators of water chemistry in nutrient rich backwaters along the Upper-Tisza river (in Hungary). *Phytocoenologia* 39: 287-293.
- Lukács BA, Dévai Gy, Tóthmérész B (2011): Small scale macrophyte-environment relationship in an oxbow-lake of the Upper-Tisza valley (Hungary). *Community Ecology* 12: 259-263.
- Ma H, Yang H, Lü X, Pan Y, Wu H, Liang Z, Ooi MKJ (2015): Does high pH give a reliable assessment of the effect of alkaline soil on seed germination? A case study with *Leymus chiensis* (Poaceae). *Plant and Soil* 394: 35-43.
- Mages M, Woelfl S, Óvári M, von Tümpling W, Encina F (2004): The use of a portable total reflection X-ray fluorescence spectrometer for trace element determination in freshwater microcrustaceans (Daphnia). *Spectrochimica Acta Part B* 59: 1265–1272.
- Maine MA, Noemi LS, Panigatti MC, Pizarro MJ, Emilani F (1999): Relationships between water chemistry and macrophyte chemistry in lotic and lentic environments. *Archiv für Hydrobiologie* 145: 129-145.
- Michalik A (2008): The use of chemical and cluster analysis for studying thermal water quality in Świętokrzyski National Park. *Polish Journal of Environmental Studies* 17: 357-362.
- Michalska-Hejduk D, Kopeć D, Drobniewska A, Sumorok B (2009): Comparison of physical and chemical properties of water and floristic diversity of oxbow lakes under different levels of human pressure: A case study of the lower San River (Poland). *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology* 9: 183-191.

- Michener WK, Blood ER, Bildstein KL, Brinson MM, Gardner LR (1997): Climate change, hurricanes and tropical storms, and rising sea level in coastal wetlands. *Ecological Application* 7: 770–801.
- Moiseenko TI, Skjelkvale BL, Gashkina NA, Shalabodov AD, Khoroshavin VY (2013): Water chemistry in small lakes along a transect from boreal to arid ecoregions in European Russia: Effects of air pollution and climate change. *Applied Geochemistry* 28: 69–79.
- MSZ EN ISO 11885:2009 Vízminőség. Egyes kiválasztott elemek meghatározása induktív csatolású plazma ionforrású optikai emissziós spektrometriával (ICP-OES).
- MSZ ISO 5667-4:1995 Vízminőség. Mintavétel. 4. rész: Útmutató a természetes és a mesterséges tavakból végzett mintavételhez.
- Nagajyoti PC, Lee KD, Sreekanth TVM (2010): Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters* 8: 199–216.
- Navrátilová J, Navrátil J (2005): Vegetation gradients in fish ponds mires in relation seasonal fluctuations in environmental factors. *Preslia* 77: 405–418.
- Németh J (1998): A biológiai vízminősítés módszerei. Környezetgazdálkodási Intézet TOI Környezetvédelmi Tájékoztató Szolgálat, Budapest.
- Nguyen HL, Braun M, Szalóki I, Baeyens W, Van Grieken R, Leemarkers M (2009): Tracing the metal pollution history of the Tisza River through the analysis of a sediment depth profile. *Water, Air & Soil Pollution* 200: 119–132.
- Nogueira TAR, De Melo WJ, Fonseca IM, Marques MO, He Z (2010): Barium uptake by maize plants as affected by sewage sludge in a long-term field study. *Journal of Hazardous Materials* 181: 1148–1157.

- Oertli B, Céréghino R, Hull A, Miracle R (2009): Pond conservation: from science to practice. *Hydrobiologia* 634: 1–9.
- Ortmann-Ajkai A, Csicssek G, Hollós R, Magyaros V, Wágner L, Lóczy D (2018): Twenty-years' changes of wetland vegetation: effects of floodplain-level threats. *Wetlands*. doi.org/10.1007/s13157-018-1002-0
- Ortmann-Ajkai A, Lóczy D, Gyenizse P, Pirkhoffer E (2014): Wetland habitat patches as ecological components of landscape memory in a highly modified floodplain. *River Research and Applications* 30: 874-886.
- Ouzounidou G, Čiamporová M, Moustakas M, Karataglis S (1995): Responses of maize (*Zea mays* L.) plants to copper stress—I. Growth, mineral content and ultrastructure of roots. *Environmental and Experimental Botany* 35: 167-176.
- Óvári M, Mages M, Woelfl S, von Tuempling W, Kröpfl K, Zárny Gy (2004): Total reflection X-ray fluorescence spectrometric determination of element inlets from activities at the upper Tisza catchment area, Hungary. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy* 59: 1173-1181.
- Palmer MA, Lettenmaier DD, Poff NL, Postel SL, Richter B, Warner R (2009): Climate change and river ecosystems: Protection and adaptation options. *Environmental Management* 44: 1053–1068.
- Papic P (eds.) (2015): Mineral and thermal waters of South-eastern Europe. Springer.
- Pappalardo SE, Otto S, Gasparini V, Zanin G, Borin M (2016): Mitigation of herbicide runoff as an ecosystem service from a constructed surface flow wetland. *Hydrobiologia* 774: 193-202.
- Pesce SF, Wunderlin DA (2000): Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. *Water Research* 34: 2915-2926.

- Pettersson K, Grust K, Weyhenmeyer G, Blenckner T (2003): Seasonality of chlorophyll and nutrients in Lake Erken-effects of weather conditions. *Hydrobiologia* 506: 75–81
- Pettigrew WT (2008): Potassium influences on yield and quality production for maize, wheat, soybean and cotton. *Physiologia Plantarum* 133: 670-681.
- Pongrácz R, Bartholy J, Gelybó G, Szabó P (2009): Detected and expected trends of extreme climate indices for the Carpathian Basin. In: Strelcová K, Mátyás C, Kleidon A et al. (Eds.) *Bioclimatology and Natural Hazards* pp. 15-28, Springer.
- Pongrácz R, Bartholy J, Kis A (2014): Estimation of future precipitation conditions for Hungary with special focus on dry periods. *Időjárás* 118: 305-321.
- Prazak J (2002): Underground water chemistry and quality in the Świętokrzyski province. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego* 400: 77-90.
- Rai UN, Sinka S, Tripathi RD, Chandra P (1995): Wastewater treatability potential of some aquatic macrophytes: removal of heavy metals. *Ecological Engineering* 5: 5-12.
- Samecka-Cymerman A, Kempers AJ (2001): Concentrations of heavy metals and plant nutrients in water, sediments and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes (former open cut brown coal mines) differing in stage of acidification. *Science of the Total Environment* 281: 87-98.
- Sara G, Leonardi M, Mazzola A (1999): Spatial and temporal changes of suspended matter in relation to wind and vegetation cover in a Mediterranean Shallow Coastal Environment. *Chemistry and Ecology* 16: 151-173.

- Shahzad B, Tanveer M, Hassan W, Shah AN, Anjum SA, Cheema SA, Ali I (2016): Lithium toxicity in plants: Reasons, mechanisms and remediation possibilities – A review. *Plant Physiology and Biochemistry* 107: 104-115.
- Sheldon AR, Menzies NW (2005): The effect of copper toxicity on the growth and root morphology of rhodes grass (*Chloris gayana* Knuth.) in Resin Buffered Solution Culture. *Plant and Soil* 278: 341-349.
- Sidorowicz NS, Lopez-Carzola AC, Fernández OA (1996): The interaction between *Cyprinus carpio* L. and *Potamogeton pectinatus* L. under aquarium conditions. *Hydrobiologia* 340: 271-275.
- Simon E, Kunderát JT, Braun M, Kovács B, András D, Tóthmérész B (2017a): Impact of anthropogenic activities on the concentration of trace elements in toe bones of the common toad (*Bufo bufo*). *North-Western Journal of Zoology*. Article No.: e161507.
- Simon E, Kiss O, Jakab T, Kolozsvári I, Málnás K, Harangi S, Baranyai E, Miskolczi M, Tóthmérész B, Dévai Gy (2017b): Assessment of contamination based on trace element concentrations in *Gomphus flavipes* (Odonata: Insect) larvae of the Upper Tisza Region. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 136: 55–61.
- Simon E, Puky M, Braun M, Tóthmérész B (2012): Assessment of the effects of urbanization on trace elements of toe bones. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 5749-5754.
- Šmilauer P, Lepš J (2014): *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO 5*. Cambridge University Press. pp. 376.
- Somodi I, Botta-Dukát Z (2004): Determinants of floating island vegetation and succession in a recently flooded shallow lake, Kis-Balaton (Hungary). *Aquatic Botany* 79: 357–366.
- Spinoni J, Szalai S, Szentimrey T, Lakatos M, Bihari Z, Nagy A, Németh Á, Kovács T, Mihic D, Dacic M, Petrovic P, Kržič A, Hiebl J, Auer I,

- Milkovic J, Štěpánek P, Zahradníček P, Kilar P, Limanowka D, Pyrc R, Cheval S, Birsan M-V, Dumitrescu A, Deak G, Matei M, Antolovic I, Nejedlík P, Štastný P, Kajaba P, Bochníček O, Galo D, Mikulová K, Nabyvanets Y, Skrynyk O, Krakovska S, Gnatiuk N, Tolasz R, Antofie T, Vogt J (2015a): Climate of the Carpathian region in the period 1961–2010: climatologies and trends of 10 variables. *International Journal of Climatology* 35: 1322–1341.
- Spinoni J, Lakatos M, Szentimrey T, Bihari Z, Szalai S, Vogt J, Antofie T (2015b): Heat and cold waves trends in the Carpathian Region from 1961 to 2010. *International Journal of Climatology* 35: 1-13.
- Suwa R, Jayachandran K, Nguyen NT, Boulenouar A, Fujita K, Saneoka H (2008): Barium toxicity effects in soybean plants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55: 397-403.
- Szabó K, Kiss KT, Taba Gy, Ács É (2005): Epiphytic diatoms of the Tisza River, Kisköre Reservoir and some oxbows of the Tisza River after the cyanide and heavy metal pollution in 2000. *Acta Botanica Croatica* 64: 1-46.
- Szabó Sz, Molnár L, Szabolcs–Juhos K, Prokisch J (2008): Hullámtéri nehézfém-szennyezettség vizsgálata egy felső-tiszai mintaterületen. In: Orosz Z. – Szabó V. – Molnár G. Fazekas I. szerk.: *IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia* I. kötet. Debrecen pp. 283-288.
- Szabó Sz, Posta J (2008): A földtani közeg nehézfém-tartalma és a feltöltődés sebessége a tiszai hullámtéren. In: Püspöki Z. szerk.: *Tanulmányok a geológia tárgyköréből dr. Kozák Miklós tiszteletére*. Debrecen pp. 85-90.
- Tate EL, Gustard A (2000): Drought definition: A hydrological perspective. In (eds.: Voght JV, Somma F) *Drought and drought mitigation in Europe*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- Tsakiris G, Vangelis H (2004): Towards drought watch system based on spatial SPI. *Water Resources Management* 18: 1–12.
- Varga K, Dévai G, Tóthmérész B (2013): Land use history of a floodplain area during the last 200 years in the Upper-Tisza region (Hungary). *Regional Environmental Change* 13: 1109–1118.
- Vega M, Pardo R, Barrado E, Deban L (1998): Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research* 32: 3581-3592.
- Verburg O, Hecky RE, Kling HJ (2003): Ecological consequences of warming in Lake Tanganyika. *Science* 301: 505-507.
- Viaroli P, Bartoli M, Vymazal J (2016): Preface: Wetlands biodiversity and processes—tools for conservation and management. *Hydrobiologia* 774: 1–5.
- Vitt DH, Bayley SE, Jin TL (1995): Seasonal variation in water chemistry over a bog-rich fen gradient in continental western Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 587-606.
- Winder M, Schindler DE (2004): Climatic effects on the phenology of lake processes. *Global Change Biology* 10: 1844-1856.
- Winter TC (2000): The vulnerability of wetlands to climate change: a hydrologic landscape perspective. *Journal of American Water Resources Assessment* 36: 305–311.
- Wood PJ, Armitage PD (1997): Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21: 203-217.
- Yruela I (2005): Copper in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*.
<http://dx.doi.org/10.1590/S1677-04202005000100012>
- Zambrano L, Scheffer M, Martínez-Ramos M (2001): Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. *Oikos* 94: 344-350.
- Zar IH (1996): *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, N. J.

- Zhao Y, Xia X, Yang Z (2013): Growth and nutrient accumulation of *Phragmites australis* in relation to water level variation and nutrient loadings in a shallow lake. *Journal of Environmental Sciences* 25: 16-25.
- Zija K, Kodhelaj N, Bozgo S, Frashëri A, Çela B, Aleti R, Thodhorjani S, Zeqiraj D (2014): Potential of Bënja geothermal spring for direct utilization. *Journal of Earth Science and Engineering* 4: 684-692.

FÜGGELÉK

1. táblázat. Az MP-AES és ICP-OES készülékekkel mért elemek kimutatási határai (LOD).

Készülék	Elemek	LOD, μg/l	Készülék	Elemek	LOD, μg/l
MP-AES	Al	1,1	ICP-OES	Al	0,9
	Ba	1,1		Ba	0,3
	Fe	1,4		Ca	0,8
	Mn	0,1		Cd	0,1
	Pb	3,5		Co	0,1
	Sr	0,1		Cr	0,3
	Zn	3,5		Cu	0,5
				Fe	0,7
				K	0,7
				Li	0,1
				Mg	0,9
				Mn	0,2
				Na	0,2
				Ni	0,5
				P	7,1
				Pb	1,6
				S	0,5
			Sr	0,2	
			Zn	0,1	

2. táblázat. A rakamazi holtmedrek vízkémiai paramétereinek évek alapján történő páronkénti összehasonlítására alkalmazott teszt erősségének vizsgálata. A teszt erősségét jelző R érték a Z/\sqrt{N} képlet alapján számolt.

Vizsgált paraméterek	Z	R
víz hőmérséklet	-0,971	-0,146
pH	-0,592	-0,089
vezetőképesség	2,831	0,427
oldott oxigén	3,163	0,477
lebegőanyag	-0,581	-0,088
CO_3^{2-}	-1,742	-0,263
HCO_3^-	-0,308	-0,046
CO_2	1,860	0,280
Cl^-	-0,723	-0,109
PO_4^{3-}	1,505	0,227
NO_2^-	2,831	0,427
NO_3^-	2,452	0,370

3. táblázat. A rakamazi holtmedrek vízkémiai paramétereinek makrofita állományok alapján történő páronkénti összehasonlítására alkalmazott teszt erősségének vizsgálata. A teszt erősségét jelző R érték a $Z/\text{gyök}(N)$ képlet alapján számolt.

Vizsgált paraméterek	Makrofita állomány típusok					
	emerz vs. nyílt		emerz vs. szubmerz		nyílt vs. szubmerz	
	Z	R	Z	R	Z	R
víz hőmérséklet	-0,201	-0,034	1,175	0,208	1,157	0,259
pH	0,973	0,162	1,937	0,342	1,543	0,345
vezetőképesség	0,419	0,070	0,740	0,131	0,193	0,043
oldott oxigén	1,091	0,182	0,805	0,142	0,193	0,043
lebegőanyag	0,403	0,067	-0,087	-0,015	-0,231	-0,052
CO ₃ ²⁻	-0,050	-0,008	0,239	0,042	0,039	0,009
HCO ₃ ⁻	-0,252	-0,042	-0,631	-0,112	-0,154	-0,035
CO ₂	-0,688	-0,115	0,283	0,050	0,617	0,138
Cl ⁻	0,470	0,078	-0,152	-0,027	-0,540	-0,121
PO ₄ ³⁻	0,151	0,025	0,588	0,104	0,617	0,138
NO ₂ ⁻	-0,403	-0,067	1,153	0,204	1,504	0,336
NO ₃ ⁻	-0,453	-0,076	-0,609	-0,108	-0,154	-0,035

4. táblázat. Felső-Tisza-vidéki holtmedrek vízkémiai paramétereinek antropogén tevékenységek alapján történő páronkénti összehasonlítására alkalmazott teszt erősségének vizsgálata. A teszt erősségét jelző R érték a $Z/\text{gyök}(N)$ képlet alapján számolt.

Vizsgált paraméterek	védett vs. horgász		védett vs. szennyvíz befogadó		horgász vs. szennyvíz befogadó	
	Z	R	Z	R	Z	R
	lebegőanyag	1,510	0,100	-0,111	-0,008	-2,758
PO ₄ ³⁻	4,881	0,323	3,187	0,242	-0,312	-0,027
NH ₄ ⁺	1,690	0,112	-6,553	-0,498	-6,573	-0,577
NO ₂ ⁻	3,610	0,239	8,183	0,622	6,292	0,552
NO ₃ ⁻	-2,023	-0,134	-1,125	-0,086	0,529	0,046
klorofill-a	-3,219	-0,213	-6,042	-0,459	-3,418	-0,300
Al	-2,659	-0,176	1,322	0,100	2,843	0,249
Ba	-6,029	-0,398	7,821	0,595	6,653	0,584
Cd	4,859	0,321	6,486	0,493	5,144	0,451
Cu	4,657	0,308	7,821	0,561	5,219	0,464
Fe	1,349	0,089	1,721	0,131	0,080	0,007
Mn	0,937	0,062	1,466	0,111	0,686	0,060
Pb	4,749	0,314	9,314	0,708	7,422	0,651
Sr	0,028	0,002	8,444	0,642	6,976	0,612
Zn	-8,899	-0,588	-8,196	-0,623	-0,338	-0,030

5. táblázat. Felső-Tisza-vidéki holtmedrek vízkémiai paramétereinek évszakok alapján történő páronkénti összehasonlítására alkalmazott teszt erősségének vizsgálata. A teszt erősségét jelző R érték a $Z/\text{gyök}(N)$ képlet alapján számolt.

Vizsgált paraméterek	nyár vs. ősz		nyár vs. tavasz		ősz vs. tavasz	
	Z	R	Z	R	Z	R
lebegőanyag	1,221	0,083	1,452	0,116	0,441	0,035
PO ₄ ³⁻	3,196	0,218	2,931	0,233	0,685	0,054
NH ₄ ⁺	-10,812	-0,739	-2,783	-0,221	7,987	0,631
NO ₂ ⁻	2,419	0,165	-1,003	-0,080	-2,940	-0,232
NO ₃ ⁻	-4,980	-0,280	-4,855	-0,386	-1,605	-0,127
klorofill-a	0,999	0,068	0,720	0,057	-0,200	-0,016
Al	3,693	0,252	-0,901	-0,072	-3,709	-0,293
Ba	2,906	0,199	-4,642	-0,369	-6,452	-0,510
Cd	1,719	0,118	1,410	0,112	-0,005	0,000
Cu	4,937	0,337	3,525	0,280	-1,173	-0,093
Fe	4,004	0,274	1,408	0,112	-1,195	-0,094
Mn	-0,358	-0,024	-0,470	-0,037	-0,049	-0,004
Pb	2,813	0,192	1,334	0,106	-2,126	-0,168
Sr	2,483	0,170	-2,903	-0,231	-3,967	-0,314
Zn	0,832	0,057	3,354	-0,267	-3,956	-0,313

6. táblázat. Felső-Tisza-vidéki holtmedrek vízkémiai paramétereinek makrofita állományok alapján történő páronkénti összehasonlítására alkalmazott teszt erősségének vizsgálata. A teszt erősségét jelző R érték a $Z/\text{gyök}(N)$ képlet alapján számolt.

Vizsgált paraméterek	úszólevelű vs. szubmerz		úszólevelű vs. emerz		úszólevelű vs. nyílt		szubmerz vs. emerz		szubmerz vs. nyílt		emerz vs. nyílt	
	Z	R	Z	R	Z	R	Z	R	Z	R	Z	R
lebegőanyag	-0,069	-0,007	-3,370	-0,266	-0,241	-0,021	-2,660	-0,256	-0,331	-0,032	2,737	0,205
PO ₄ ³⁻	0,836	0,089	0,135	0,011	1,937	0,171	-0,901	-0,087	0,887	0,086	2,254	0,169
NH ₄ ⁺	-0,022	-0,002	-0,228	-0,018	-0,356	-0,031	-0,227	-0,022	-0,280	-0,027	-0,129	-0,010
NO ₂ ⁻	0,461	0,049	-0,178	-0,014	0,267	0,024	-0,724	-0,070	-0,307	-0,030	0,523	0,039
NO ₃ ⁻	-1,564	-0,167	-0,122	-0,010	-0,517	-0,046	1,692	0,163	1,208	0,117	-0,382	-0,029
klorofill-a	-0,220	-0,023	-0,871	-0,069	-0,212	-0,019	-0,384	-0,037	0,044	0,004	0,691	0,049
Al	-0,263	-0,028	-3,751	-0,297	-0,804	-0,071	-2,800	-0,269	-0,440	-0,043	2,824	0,212
Ba	-1,332	-0,142	-1,875	-0,148	-0,965	-0,085	-0,290	-0,028	0,491	0,048	0,979	0,073
Cd	0,776	0,083	1,193	0,094	1,591	0,141	0,172	0,017	0,669	0,065	0,509	0,038
Cu	1,069	0,114	-2,046	-0,162	0,972	0,086	-2,918	-0,281	-0,539	-0,052	3,513	0,263
Fe	-1,155	-0,123	-3,478	-0,275	-0,525	-0,046	-1,557	-0,150	0,846	0,082	3,136	0,235
Mn	-2,245	-0,239	-2,098	-0,166	-0,852	-0,075	1,363	0,131	1,928	0,187	1,491	0,112
Pb	0,271	0,029	-2,120	-0,168	0,378	0,033	-2,141	-0,206	-0,208	-0,020	2,557	0,192
Sr	0,047	0,005	-1,963	-0,155	-0,207	-0,018	-1,807	-0,174	-0,266	-0,026	1,902	0,143
Zn	-0,927	-0,099	-0,368	-0,029	-0,775	-0,068	0,285	0,027	0,409	0,040	-0,290	-0,022

7. táblázat. Az albán víz és üledékminták csírázásra és gyökérnövekedésre kifejtett hatásának, páronkénti összehasonlítására alkalmazott teszt erősségének vizsgálata. A teszt erősségét jelző R érték a $Z/\text{gyök}(N)$ képlet alapján számolt.

Páronkénti minatvételi helyek	vízminta			
	csírázóképeség		gyökérnövekedés	
	Z	R	Z	R
termál vs.folyó	1,701	0,283	-0,722	-0,120
termál vs. kontrol	1,752	0,382	0,311	0,068
folyó vs. kontrol	0,816	0,157	0,642	0,123
	üledék minta			
	csírázóképeség		gyökérnövekedés	
	Z	R	Z	R
termál vs.folyó	-0,802	-0,134	1,973	0,329
termál vs. kontrol	-0,778	-0,170	1,401	0,306
folyó vs. kontrol	0,117	0,022	0,583	0,112