

*Nyilas Tünde<sup>1</sup> – Papp Márton – Bíró Lóránt – Imre Marianna – Nagy Gábor*

## A MÓRAHALMI NAGYSZÉKSÓS-TÓ VÍZKÉMIAI VIZSGÁLATAINAK ELEMZÉSE<sup>2</sup>

### BEVEZETÉS

A mórachalmi Nagyszéksós-tó

Nagyszéksós-tó Magyarország dél-keleti részén helyezkedik el, Mórachalom közigazgatási területén. Magyarország természetföldrajzi tájbeosztása és a jelenleg használatos kistájbesorolási nomenklátúra szerint az Alföld nagytáj, Duna-Tisza közti síkvidék középtájában, a Dorozsma-Majsai homokhát kistáj területén található (Marosi-Somogyi, 1990; Kertész, 2003; Keresztesi, 1989; Hajdú-Moharos & Hevesi, 1999). A kistáj tengerszintfeletti magassága 80 és 140 m között mozog.

Az ország jellegzetesen meleg, mérsékelt száraz, forró nyári területe és egyben legnagyobb napfénytartamú területe. A nyári maximum hőmérsékletek átlaga 34,7°C. A levegő páratartalma igen alacsony (~ 64%), a relatív nedvesség értékei a legalacsonyabbak magyar viszonylatban, gyakori jelenség a légköri aszály. A csapadék éves mennyisége 550 mm alatt marad, melynek nagyobb hányada (280-300 mm) a vegetációs időszak alatt hull. A csapadék éves eloszlásában a tavasz végi és nyár eleji maximum figyelhető meg. Az ariditási index 1,19 és 1,24 közötti. A csapadékatlag nagy szélsőségeket takar. A csapadékviszonyok által befolyásolt vízellátottság nagyon kedvezőtlen. A kevés csapadék és a forró nyár, illetve a gyorsan kiszáradó talaj miatt az évi átlagos vízhiány 150-175 mm-re tehető (Raknóczai és mtsai, 2003). Az uralkodó szélirány az ÉNy-i, melynek hatására főként tavasszal gyakoriak a homokverések.

Mórachalom területe a fejlődéstörténeti okok miatt DK felé lejt, így a „vízfolyások” a Tisza-völgy felé igyekeznek. A nagy vastagságú, laza negyedkori üledékből felépült térszínen azonban állandó vízü források nincsenek, így természetes vízfolyások hiányában, a belvízrendezéskor kialakított csatornarendszer alkotja a felszíni vízhálózatot. A hátság időszakos vízborítású részei mészből és nátriumsókban nagyon gazdagok, a hasonló sókban bővelkedő dunai hordalékanyagból felépült térszín miatt. A buckák és homokgerincek közötti laposokban visszamaradó pangó vizek bepárlódása következtében nagy mennyiségben marad vissza a feldúsult meszes és szódás iszap. Ezért a kiterjedt mészsízes laposok és vakszikek jelzik a vízállásos helyeket, és ezek kísérik az időszakos vízmedencéket. A homokbuckák és gerincek közti mélyedéseket, az ún. semlyékeket nedves években sem közvetlenül a csapadék, mint inkább a felemelkedő talajvíz tölti meg. Mivel ezeket a tavakat felszíni vízfolyás nem táplálja, egy szárazabb évszak, vagy néhány száraz év elegendő a teljes kiszáradásukhoz.

Az elmúlt évtizedek során bekövetkezett legjelentősebb változás a Széksóstói-főcsatorna megépítése volt, amely jelentősen átalakította a terület vízgazdálkodási és sóháztartási viszonyait. A tavaszi belvizek levezetésére épült csatorna a terület kiszáradását,

<sup>1</sup> **Nyilas Tünde:** *Szegedi Tudományegyetem, Ásványtani Geokémiai és Kőzettani Tanszék*

E-mail: [nyilas@gmail.com](mailto:nyilas@gmail.com)

**Papp Márton:** *Szegedi Tudományegyetem, Ásványtani Geokémiai és Kőzettani Tanszék*

E-mail: [papp.marton@geo.u-szeged.hu](mailto:papp.marton@geo.u-szeged.hu)

**Bíró Lóránt:** *Szegedi Tudományegyetem, Ásványtani Geokémiai és Kőzettani Tanszék*

E-mail: [birolori@gmail.com](mailto:birolori@gmail.com)

**Imre Marianna:** *Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség*

E-mail: [imre.mariann@gmail.com](mailto:imre.mariann@gmail.com)

**Nagy Gábor:** *Szent István Egyetem, Talajtani és Agrokémiai Tanszék*

E-mail: [gabor.nagy@sclab.hu](mailto:gabor.nagy@sclab.hu)

<sup>2</sup> A kutatást a HURO/0901/207/2.2.2 azonosító számú 'Magyarország – Románia Határon Átnyúló Együttműködési Program' és az OTKA K 81181 számú pályázata támogatta.

növényzetének átalakulását hozta (Deák, 2006). Az áramló talajvizek miatt ugyan továbbra is üde, belvizes tavasszal a terület, de a csatorna ezeket a vizeket levezeti. Gyakran előfordul a semlyékekben a mészkiválás, illetve a sófelhalmozódás. A magas vízszintű, de valamennyire lefolyásos semlyékek inkább láposodtak, míg a lefolyástalanok a sófelhalmozódás miatt szikesedtek. A homoktalajon kívül az Alföldön jelentős területeket elfoglaló, szélsőséges vízgazdálkodású szikesek a szárazodás legfontosabb mutatói. Az arid jelleg és felszín közeli talajvíz mellett a só-felhalmozódás egyre intenzívebbé válik. A jelenség mára az Alföld területének közel  $\frac{1}{4}$ -ét (1 millió ha) érinti (Járó, 2000). A vizes élőhelyek érzékenyen reagálnak a környezetük változásaira, degradációs idejük 5–10 év, míg a regenerációs idő 10–30 év (Szabó, 2004).

#### Bivaly-rehabilitációs projekt

2012-ben zárult az a fenntarthatósági projekt, amelynek célja a védett szikes és vizes élőhely-rehabilitáció. Mórhalmon egy korábbi projekt során a Kiskunsági Nemzeti Parkkal közösen Nagyszéksós-tó nagyjából 80 hektáron eutrofizálódott területét vízi bivalyok (*Bubalus bubalus*) betelepítésével kívánták megoldani. A pilot-projekt sikeresen lezárult és több olyan nem várt pozitív hatása is volt (pl. turistaszám megnövekedése), amelyek az önkormányzatot a bivalyfarm további fejlesztésére ösztönözte egyrészt a rehabilitációs területek növelése, másrészt a turisztikai attrakciók fejlesztése céljából (ScienceCaffe). A projekt szempontjából két környezeti tényező volt meghatározó: a terület szárazodása, ami szükségsszerűvé teszi a vizek visszatartását, valamint az invazív növények terjedése, ami sokszorosán felgyorsíthatják a kisebb tavak feltöltődését, éppen az első tényezőt meggátolva.

Nagyszéksós-tó a 70-es években, mint halastó üzemelt, ami 1989-től a nagymértékben elkezdett kiszáradni, 1992-re már alig maradt nyíltvizű felülete. Az egykor kiterjedt tündérrózsás (*Nymphaeatum albae*) ekkoriba pusztult teljesen ki. 2000 környékére tó medrében már összefüggő nádas gyékényes alakult ki. Az invazív növényekkel szembeni küzdelem a vizes élőhelyeken a legnehezebb. A vizek minőségének védelme miatt ezeken a területeken a vegyszeres kezelés lehetetlen, emellett a nehéz megközelíthetőség miatt a lehetséges mechanikai irtás sem mindig megoldható. A vizes élőhelyeken történő haszonállatok legeltetése általában csak időszakosan, pl. a terület évszakos kiszáradásakor oldható meg. A hazai legelőfajok többsége (szürke marha, cikta cigája és racka juh, parlagi kecske) alkalmatlan a nedves területeken történő rideg tartásra, emellett szelektívek (válogatósak) a növények elfogyasztása terén, nem szeretik a savanyú növényeket, amely tulajdonság elsősorban az özönnövényekre jellemző.

Az elmúlt két esztendőben – a bivalyos pilot projektnek köszönhetően – nagyobb foltokban ismét nyílt vízfelületek jelentek meg. A terület D-i része, amely érintkezik az 56 sz. főúttal, a bivalycsorda pihenőjének, és az első pilot projekt megvalósításának helyszíne. A korábbi pilot teszt során bebizonyosodott, hogy az eljárás hatékony az invazív fajok visszaszorításában. A bivalygulya a korábbi területeket gyakorlatilag teljesen rehabilitálta, és a természetes szaporulat biztosította a pilot program folytatása céljából megnyitott teljes 80 ha terület kármentesítését is.

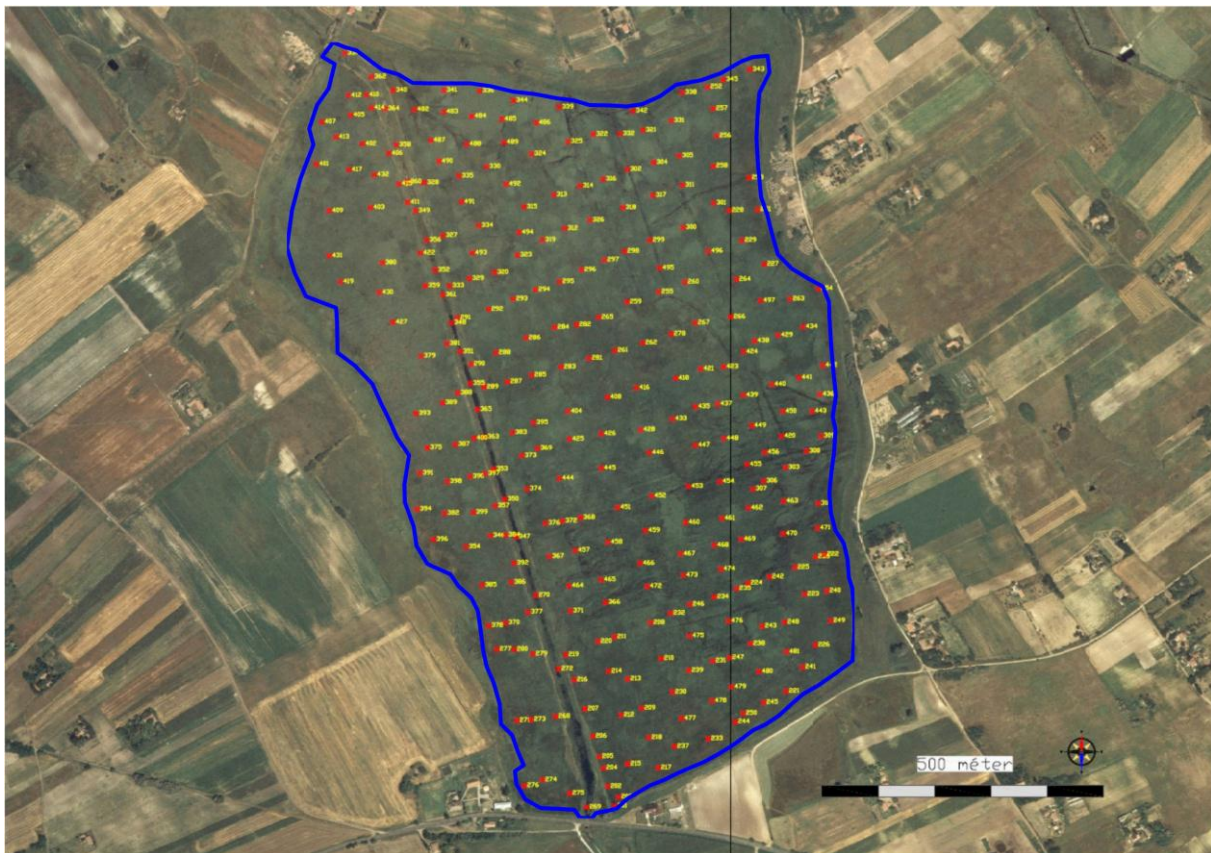
A nyílt vízfelületnek köszönhetően régen nem látott vízi madárfajok is megjelentek a területen. Jelentős változást tapasztaltak a védett illetve endemikus növények tekintetében. Megjelent a tündérrózsza, amely évtizedekkel ezelőtt eltűnt a területről és a terület tisztaságára nézve jó indikátornövény. A fajválasztásnál a Kiskunsági Nemzeti Park javaslatát követve a helyi endemikus és más domesztikált állatokkal ellentétben a vízi bivalyt részesítették előnyben, más domesztikált állatokkal ellentétben ridegen tartva is képes a vizes közeg megtisztítására. A helyi flóra és faunaelemeket kiszorító és károsító invazív növényfajok a vízi bivaly elsődleges táplálékai, így a faj a védett biotópok ökológiai egyensúlyának visszaállítására és a természetes állapot fenntartására kiválóan, minimális emberi beavatkozás

mellett alkalmazható. A folyamatosan növekvő állomány az újabb területek rehabilitációját is elősegítheti.

Munkánkban a mórachalmi Nagyszéksós-tó állapotát, az emberi behatások által indukált kémiai folyamatokat vizsgáltuk. A mintaterület kiválóan tükrözi a regionálisan jelentkező éghajlati és környezeti változásokat. A vizsgálatok során vízkémiai méréseket és elemzéseket végeztünk a területen. A terepi és laboratóriumi vizsgálatok alapján lehetőség nyílt a vizsgált paraméterek paramétertérképeinek összeállítására, a környező mezőgazdaságilag művelt területek hatásainak feltérképezésére, az érzékeny területek lehatárolására, a terület természetes változásainak elemzésére, a bivalyrezervátum kialakítása következtében fellépő változások felmérésére. Célunk egy olyan környezetmonitorozási rendszer kidolgozása, amely figyelembe veszi a terület speciális adottságait (természetes és antropogén eredetű hatásokat egyaránt), valamint alkalmas lehet a bivalyok betelepítését követően a területen okozott változások hosszú távú nyomon követésére.

### ANYAG ÉS MÓDSZEREK

Nagyszéksós-tó mintaterületen a tó vízkémiájának átfogó megismeréséhez 2012. április 5-6-án került sor a vízminták begyűjtésére. Minden mintavételi pontot EOV koordinátákkal rögzítettek (297 mintavételi pont). A mintákat a víz felszínéről ~ 0-10 cm-es mélységből gyűjtötték, egy-egy mintavételi pontból kétszer fél litert üveg és műanyag tárolóedényekbe. Az üvegedényekbe gyűjtött vízmintákat nagy tisztaságú salétromsavval tartósították (pH 3) és a mintavételt követően a mérésekig 4°C-on tárolták. A pH-t és a vezetőképességet a helyszínen mérték meg. A mintavételi pontok helyét a vizsgált területen a 1. ábrán tüntették fel. A kék vonal a paramétertérképeknél figyelembe vett vízzel borított területet határolja le.



1. ábra: A vízmintavételi pontok helye

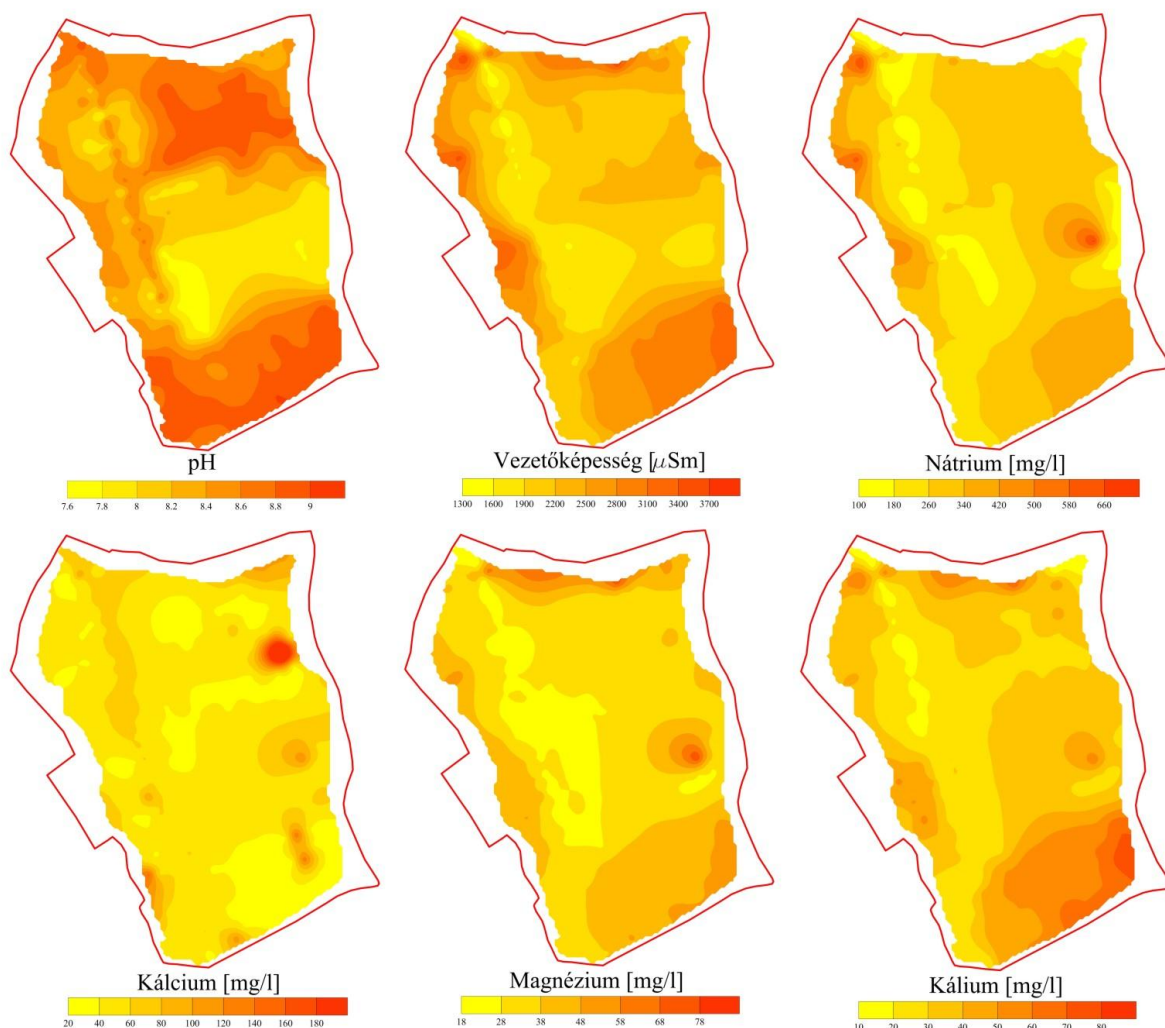
A vízkémiai paramétereket a hatályos Magyar Szabványok alapján mértük. A vezetőképesség (MSZ EN 27888:1998) és a pH (MSZ 1484-22:2009) mérésére potenciometriás, a karbonát-, hidrokarbonát-ion koncentráció (MSZ 448-11:1986) valamint a kloridion-tartalom (MSZ 1984-15: 2009) meghatározására pedig titrimetriás módszert alkalmaztunk. A nitrát- (MSZ 1484-13:2009. (5.2.)), foszfát- (MSZ 448 18:1977.(6.1.)) és szulfát-tartalmat (MSZ 448-13: 1983) spektrofotometriás módszerrel határoztuk meg. A nátrium-, kálium-, kalcium- és magnézium-ion koncentrációt (MSZ 1484-3:2006. (6.)) Young Lin típusú atomabszorpciós spektroszkóppal mértük.

A vízben szuszpendált formában jelen lévő humin- és fulvinsav-tartalmat UV-VIS spektrofotometriával vizsgáltuk. A készülékkel mérhető teljes spektrumot (190-1100 nm) Shimadzu UV-mini 1240 készülékkel vettük fel, 1x1 cm-es kvarcküvetta alkalmazásával. A kiértékeléshez szükséges hullámhosszknál az abszorbancia értékeket leolvastuk.

A kiértékeléshez a Surfer 9 for Windows és az SPSS 17 programokat használtuk.

### EREDMÉNYEK ÉS KIÉRTÉKELÉS

A lemért paraméterek térképi ábrázolását követően általánosságban elmondható, hogy a csatorna vonalát szinte minden térkép kirajzolja, legalább az észak-nyugati, tóba belépő kezdeti szakaszon, valamint ugyanilyen jellegzetes terület a tó dél-keleti alsó harmada.



2. ábra A pH (a), a vezetőképesség (b) valamint a nátrium- (c) a kalcium- (d), a magnézium- (e) és a káliumion (f) koncentráció paramétertérképei

A pH alapján 5 jellegzetes zónát tudunk elkülöníteni (2. ábra). Az első a már említett csatorna vonala. A következő három a csatorna keleti oldalán található. Az északi és déli harmad ( $> \text{pH } 8,6$ ) fogja közre a harmadik kisebb pH értékekkel jellemezhető ( $< \text{pH } 8$ ) területet. Az északi harmadban nagy összefüggő területen az értékek pH 9 felett vannak. A legkisebb pH értékű terület egybeesik az elkerített nádas területével, amely az aratásra szánt nádat védi a bivalyoktól, illetve számos vízimadár fészkelőhelyét találhatjuk ebben a zónában. A nagy pH értékekkel jellemezhető területek a jellegzetes szikes képet mutatják.

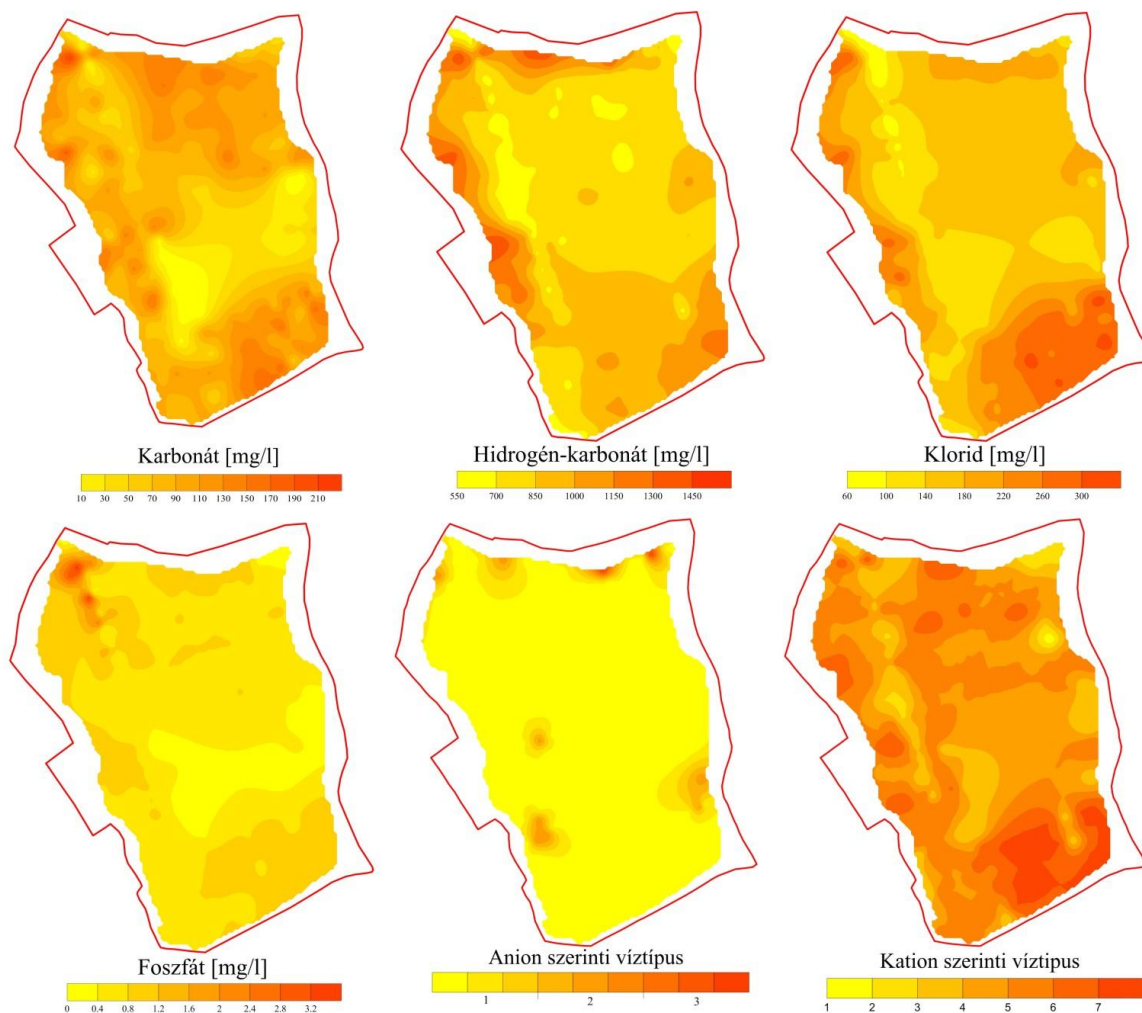
A vezetőképesség és a kationok közül a nátrium, kálium és magnézium nagyon hasonló, amíg a kalcium eltérő képet mutat (2. ábra). A kalcium kivételével a kationok és a vezetőképesség a csatorna vizében a legkisebb, és a tó dél-keleti harmadán a legnagyobb. A vezetőképesség, a kálium és a magnézium esetében az északi és nyugati peremterületeken egy-egy nagyobb koncentrációjú foltot is megfigyelhetünk, ami egyértelműen arra mutat, hogy a tó területén kívülről érkezik egy nagyobb oldott anyag-tartalmú víz. Ezek a foltok tökéletesen egybeesnek a tanyák és szántók helyzetével az északi parton, amíg a keleti oldalon a művelt területek helyzetéhez képest délebbre jelennek meg. Ha azonban figyelembe vesszük a térszín lejtését, felszíni és felszín alatti vizek mozgását, akkor itt is világosan látszik, hogy valószínűleg öntözővízből származó, antropogén eredetű terheléssel állunk szemben.

A kalcium térképén látható kiugró nagy koncentrációjú folt esetében (2. ábra) a mérési hiba kizárását követően az új terepbejárás során egy meszes zsákot találtunk az út mellett a nádasban, tehát ezt a foltot mint antropogén eredetű pontszennyezést azonosítottuk. Mivel a mintavételezésnél a víz felől közelítettük meg ezt a pontot, ezért a nádasban található szennyező láthatatlan maradt. A tó partja és az út ezen a szakaszon gyakorlatilag együtt fut.

Minden kation térképén a tó keleti oldalán a középső harmadban megjelenik egy nagyobb koncentrációjú folt (2. ábra). Ez a folt az anionok közül a karbonát-, a szulfát- és a kloridion esetében szintén megjelenik, amíg a többi anionnál itt nem láthatunk semmiféle eltérést a környező területekhez képest (3. ábra). A dolog érdekessége, hogy a kation-többletet nem követi anion-többlet, tehát nem feláramlási zónáról van szó, sőt az anionok esetében itt éppen egy kisebb koncentrációjú folt rajzolódik ki. Ha pusztán az oldott kationok és anionok mennyiségével számolunk, akkor a töltés egyensúly felborul. Megoldást jelenthet, ha a lebegőanyag-tartalmat is figyelembe vesszük. A kationok atomabszorpciós spektrofotométerrel történő meghatározásához a mintavételezésnél a mintákat salétromsavval tartósítani kell. Ez azt jelenti, hogy a mintában található, lebegőanyaghoz kötött kationokat (pl. agyagásványok negatív töltéshelyein adszorbeálódott kationok) a tartósításhoz használt sav hidrogénionjai leszorítják a felületről az oldatfázisba. Ennek oka, hogy a hidrogénion a liotróp sorban bármely mért kation előtt áll, tehát az affinitása a felülethez nagyságrendekkel nagyobb, mint a többi kationnak. Tehát a környező területekhez képest az ebben a foltban mért kation többlet a lebegőanyaghoz kötött kation-többletet jelenti. A terület nagyjából egybe esik a tó keleti partján kialakított madár les vonalával, ahol a nagyobb mérvű tereprendezés is történt, tehát a lebegőanyag-tartalom a tó többi részéhez képest nagyobb lehet.

A tó déli harmadában található jellegzetes terület, amely szinte minden ábrázolt paraméter esetében megjelenik. A kloridion, mint konzervatív elem a terület feláramlási zónáiban fordul elő. Ezekben a területeken a feláramlás miatt a téli időszakban a tó vize is később fagy meg (Krnács György, szóbeli közlés). A kloridion foltját szépen követi a kálium-, a nátrium- és a magnézium-ion nagyobb koncentrációjú foltja (2., 3. ábra). Láthatóvá válnak a semlyékekben gyakran előforduló mészkiválások, és só-felhalmozódás. A nyári időszakban az erős párolgás következtében kiszáradó felszínen jól látható a szikesekre jellemző fehér só-kiválás. Arid jelleg és felszín-közeli talajvíz mellett a só-felhalmozódás egyre intenzívebbé

válí, nő a szikesedés, megváltozhat a biológiai tevékenység, valamint a kiszáradt felszínről a szelek kisöpörhetik a sót (Várallyay 1999). Az csapadékviszonyok ingadozásainak megfelelően a talajvíz szintjének csökkenésével és csapadékosabb évek beköszöntével a sótartalom mélyebben fekvő rétegek felé mozdul (Várallyay 1966).

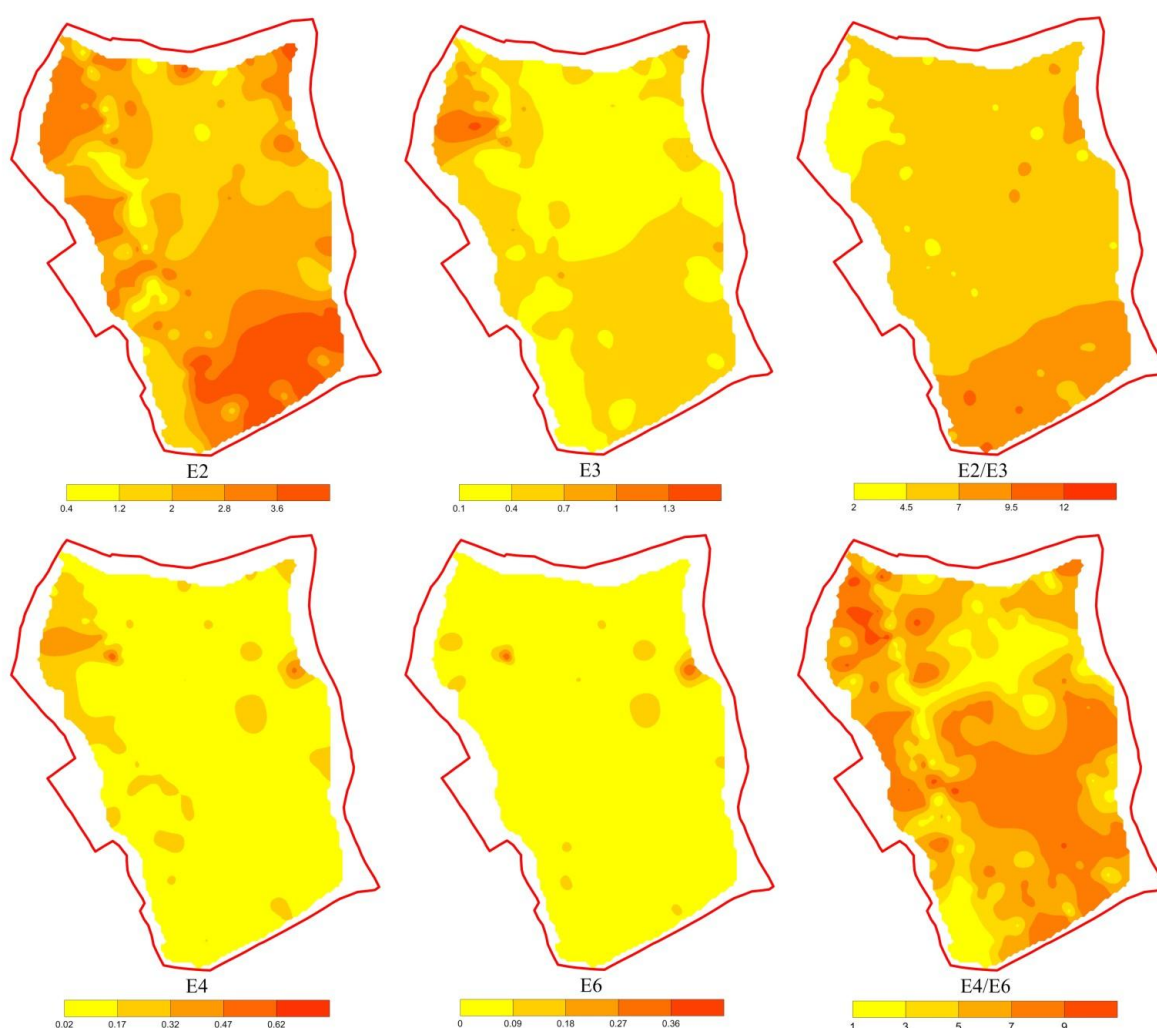


3. ábra A karbonát- (a), a hidrogén-karbonát (b), a klorid- (c) és a foszfátion (d) koncentráció, valamint az anion szerinti (e) és a kation szerinti víztípus (f) paramétertérképei

A karbonátion mintázata a pH-hoz hasonló, a hidrokarbonátioné pedig a kationok térképével mutat rokonságot (2., 3. ábra). A Duna-Tisza közén illetve a Dorozsma-Majsai homokhát kistáján a talajvizek minőségére a kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátos jelleg jellemző, azonban előfordulnak kloridos és szulfátos jellegű vizek is. A területen a szeszélyes csapadékeloszlás miatt a mezőgazdasági termelés eredményessége megkívánja az öntözést. A területen található Széksóstói csatorna vize sem mennyiségileg (időszakos vízfolyás) sem minőségileg termőtalaj öntözésre nem alkalmas. Hasznosítható felszíni víz hiányában az öntözést fűrt talajvíz-kutakból oldják meg, melynek vízminősége nem mindig megfelelő, (valamint engedély nélküli kutak esetén a kitermelt mennyiség sem követhető). Ezt a feltevést alátámasztani látszik a tó peremterületein a mezőgazdaságilag művelt területek szomszédságában kirajzolódó, az adott ionra nézve nagyobb koncentrációjú frontvonalak.

Az anion és a kation szerinti víztípust a vízmintából előzetesen meghatározott, milligramm-egyenérték/liter egységben kifejezett ionkoncentrációk alapján – a talajvédelmi terv készítésének részletes szabályairól szóló 90/2008. (VII. 18.) FVM rendeletben leírtak

szerint, számítással határozzuk meg. Az 3. ábrán látható értékeknek fizikai-kémiai tartalmuk nincsen, csupán az ábrázolhatóság kedvéért kaptak számszerű értékeket. Az anion szerinti víztípus alapján a hidrogénkarbonát-szulfátos (1), a karbonát-hidrogénkarbonátos (2) és a szulfát-hidrogénkarbonátos (3) vizek jól elkülönülnek. Utóbbi csak két pontban fordul elő az északi parton. A tó szinte teljes területére, mint szikesre a hidrogénkarbonát-szulfátos víz jellemző. A karbonát-hidrogénkarbonátos víz néhány megjelenő foltja valószínűleg öntözővíz eredetű lehet. A csatorna nyugati oldalán a tóparttól távolabb látható két foltra nem találtunk magyarázatot, a többi mért paraméter közül is csak a kalciummal mutat némi rokonságot. A kation szerinti víztípus jelölései rendre a következők: (1) kalciumos, (2) kalcium-magnéziumos, (3) kalcium-nátriumos, (4) magnézium-kalciumos, (5) nátriumos, (6) nátrium-kalciumos és (7) nátrium-magnéziumos. A kation szerinti víztípus szépen követi a kationok által felrajzolt képet. Az egyetlen kiugró folt az észak-keleti parton a kalcium pontszennyezéséből fakad.



4. ábra Az E4 (a), E6 (b), E4/E6 (c) E2 (d) E3 (e) és az E2/E3 (f) értékekkel jellemezhető diszpergált szerves anyagok paraméterterképei

A vízben oldott foszfát-tartalom a legkisebb mennyiségben (< 4 mg/l) az elkerített nádas területén volt kimutatható (3. ábra). A tó legnagyobb részére a 0,4-0,8 mg/l foszfát-koncentráció jellemző. Dél-keleten a foszfát-tartalom 0,8-1,2 mg/l. Ez a terület egybeesik azzal, ahová a pilot projekt során a bivalyokat először betelepítették. A nyugati és az északi peremterületeken, ahol a szántóföldek és a tanyák helyezkednek el 1,2-1,6 mg/l foszfát

koncentrációkat mértünk, itt valószínűsíthető a bemosódás és az antropogén eredet. 2,8 mg/l feletti koncentrációk csak az északi részen a csatorna belépő szakaszára és annak közvetlen környékére jellemző. Ebben a zónában egy tanya, a bivalyok delelőhelye, valamint a csatorna belépő vize - amely a távolabbi területekről bemosódott anyagokat hozza a tó területére - együttesen fejt ki hatását. A terület déli részén, amely érintkezik az 56 sz. főúttal, a bivalycsorda másik pihenő helye található, de az nem mutat ennyire nagy foszfát koncentrációt. A foszfor oldatba kerülése egyrészt azt jelenti, hogy szilárd foszfor-vegyületek feloldódnak, másrészt a foszfor deszorbeálódik. Mivel a vizsgált területen foszfor-tartalmú kőzetek nem fordulnak elő, ezért a feltáródással nem kell számolnunk. Az adszorbeált foszfornál az oldódási folyamat valójában egy ioncsere hidroxid-, hidrokarbonát-, vagy szerves anionokkal. A szerves kötésben lévő foszforon kívül az oldott foszfor dihidrogén-foszfát-anion és hidrogén-foszfát anion alakjában található mennyisége a pH-tól függ. pH 8 felett ez az arány 90% a hidrogén-foszfát anion javára. A foszfátionok jelentős mennyiségben csak pH 9,5 felett jelennek meg. A kalcium-foszfátok alkalikus közegben oldhatatlanok. Reduktív anaerob környezetben a vashoz kötött foszfátok oldhatósága nő, mert a vas(III)-oxidok a hozzájuk kötött foszfátionok szabaddá válása során vas(II) vegyületekké redukálódnak (Stefanovits és mtsai, 1999).

A nitrát-tartalom minden vízminta esetében kimutatási határ alatt volt.

A vízben diszpergált szerves anyag molekulákat az E2, E3, E4 és E6 értékekkel jellemeztük. Ezek az értékek a rendre 250 nm, 365 nm, 465 nm és 665 nm hullámhossznál leolvasott abszorbancia értékeket jelentik a minták látható- és ultraibolya fény spektrumán. A nemzetközi irodalomban is jól ismert és alkalmazott hányadosokat E2/E3 (Polubesova et al., 2008) és E4/E6 (Stevenson, 1994) is kiszámoltuk, valamint paramétertérképeken ábrázoltuk (4. ábra). A legkisebb molekulaméretű fulvinsavakat jellemző E2 érték paramétertérképe leginkább a hidrokarbonát-anion, a kloridion és a mért kationok térképeivel van összhangban (2., 3., 4. ábra). Ezek a molekulák minden pH-n oldatfázisban tudnak maradni, csak ún. statisztikus gombolyagként viselkednek és az adott ionerősség és pH értékeknek megfelelően molekulájuk átstrukturálódik. Feltételezzük, hogy a kloridionok egy része ezekhez a szerves molekulákhoz kötött. Az E2, E3 és E4 értékekkel definiált szerves anyagok mind fulvinsavak, csak a hullámhossz növekedésével arányosan nő az általuk definiált szerves anyag molekulák mérete. Az E3 értékek jól kirajzolják a nemrégiben (2012 tavasz) létrehozott csónakázó területét, de a csatorna vonala csak nagyon elnagyoltan látható (4. ábra). A tó északnyugati részén egy foltban jelennek meg az ezzel a hullámhosszal jellemezhető szerves molekulák legnagyobb mennyiségben. Az E2/E3 értékeket ábrázolva néhány aprócska folttól eltekintve három jól elkülöníthető zónát tudunk megkülönböztetni. A legérdekesebb a legnagyobb értékekkel definiálható déli zóna, amely szinte egy egyenessel különül el a tó többi részétől (4. ábra). Feltételezzük, hogy ez az arány a vízvisszatartási program keretében kialakított zsilip és az út visszaduzzasztó hatását mutatja ki. Első közelítésben a jól definiált határ és a nagyobb szerves anyag arányok miatt a kialakított bivalytelep és az projekt első szakaszában a bivalyok által birtokba vett terület szerves anyag felhalmozódására gondoltunk, azonban a vonal folytatódik a frissen kialakított csónakázó területén is, ahol bivalyok sohasem jártak. A fulvinsavak utolsó vizsgált frakcióját leíró E4 érték az E3-hoz hasonlóan az észak-nyugati régióban vesz fel nagyobb értékeket (4. ábra). A csak lúgos közegben mozgékony huminsavakat leíró E6 érték két pont kivételével egységes képet mutat az egész tó területére. Az E2, E3, E4 értékek az észak-nyugati peremterületen szintén a mezőgazdaságilag művelt területekkel határos partvonalat jelöli ki, ahol a kis molekulájú szerves anyag többlet feltehetően szerves trágyázásból származik. Ezen kívül egyetlen olyan folt fordul elő a tó területén, ahol az összes szerves anyag frakció abszorbanciája maximumot mutat, mégpedig a tó észak-keleti részének felső harmadában. Ezen a szakaszon az út közvetlenül a víz partján fut, és az út túloldalán kezdődik a tanyához tartozó kiskert. Tehát a folt megjelenésének okai



hasonlók, mint az előbbi esetben, csak itt a távolság, amit a szerves anyagnak a talajoldatban meg kell tennie jóval kisebb, tehát kisebb az út során megtett koncentráció-veszteség, a tóban jobban kimutatható a beszivárgott szerves anyag. Az E4/E6 értékek az észak-nyugati parton a delelőhely környékén a legnagyobbak, hasonlóképpen a többi E érték által kirajzolt foltokhoz és a foszfát térképen láthatókhöz (3., 4. ábra). Utóbbi oka az lehet, hogy a szerves savak kifejthetik hatásukat a foszfor oldhatóságára. Ez kétféleképpen történhet: a szerves anionok (humín- és fulvinsavak) deszorbeálják a foszfátionokat, vagy adszorpcióval blokkolják a foszfátionok elől az adszorpció helyeket. Esetleg némely szerves sav az  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{3+}$  és  $Ca^{2+}$  ionokkal vízdoldható komplexeket képez, ezáltal lehetővé teszi az egyébként nehezen oldható foszforvegyületek oldhatóságát (Stefanovits és mtsai, 1999). Általában az alumínium és a vas feltáródásával savas közegben kell számolnunk, azonban szikes területeken a pH növekedésével a lúgos közegben megindul az éleken az agyagásványok beoldódása. A szerves kötésben lévő foszfor csak akkor mineralizálódik, ha a szerves anyag elbomlik. Az E4/E6 értékek a csónakázó-tó területén a legkisebbek, valamint a tó észak-keleti felső harmadában, ahol a pH értékek a legnagyobbak. Ezen a két területen végeztek kontrást az elmúlt időszakban eltávolítva az ott található kevésbé mozgékony szerves anyag nagy részét. A tó elkerített nádas része és a bivalyok által először birtokba vett déli part ezen érték alapján egységes képet mutat (4. ábra).

A statisztikai elemzések során a mért adatokat faktoranalízisnek vetettük alá. A számítások alapján két faktort kaptunk, amelyek a változók 67,5%-át magyarázzák. Az első faktor a következő paramétereket tartalmazza: vezetőképesség, hidrokarbonát-, klorid-, szulfát-, nátrium-, kálium- és magnéziumion. A második faktort a karbonátion és a pH alkotja. A mért 11 paraméter közül a kalcium és a foszfát egyik faktorba sem besorolható. Az első faktor a víz természetes eredetét, természetes folyamatait mutathatja, összhangban a paramétertérképeknél leírtakkal. A második faktor a pH-t befolyásolja, mégpedig nem az első faktor elemeivel. Ebben az esetben a makromolekulás természetes szerves anyagok, mint puffer anyagok jelenlétével és a lúgos vizekbe történő légköri szén-dioxid beoldódással, mint egyensúlyi folyamatokkal kell számolnunk. A kalcium- és a foszfátion a faktoroktól (hatásoktól) függetlenül működik, valami más mozgatja őket. A kalcium viselkedését magyarázhatja a környező művelt kalcium-karbonátos humuszos homok talajok felől szél útján a tó területére bekerülő anyag. A térségben az uralkodó szélirány észak-nyugati, amelynek hatására főként tavasszal gyakoriak a homokverések. A foszfát sajátos viselkedését a fentebb vázolt természetes okokon kívül a bivalyok jelenléte is befolyásolja. Utóbbi lehet magyarázat arra, hogy ez a paraméter miért nem sorolható egyik faktorba sem.

Arra a kérdésre, hogy egy mérési adat meddig terjeszthető ki, variogram vizsgálatokat végeztünk. A variogram a térstatistika alapfüggvénye, melynek segítségével megtudhatjuk, hogy egy adott (x, y) koordináta pontban lévő érték (jelen esetben az adott elem, vegyület mért koncentráció értéke) milyen távolságig „érvényes”, vagyis az adott koncentrációt milyen távolságig becsülhetjük.

A variogram Matheron (1971) nevéhez fűződik. Felismerte, hogy bizonyos távolságon belül – amit hatástávolságnak nevezett el – az egyes pontok tulajdonságai összefüggenek egymással, matematikai nyelven autokorrelálnak (Bárdossy 2000). Hatástávolság alatt azt a távolságot értjük, amelyen belül a minta sajátos jellemvonásai környezetében még érzékelhetők. Ez a variogram grafikonján annak a pontnak az abszcisszája, amelynél a függvény értéke állandósul.

Vizsgálataink során az „E” abszorbancia értékeken kívül minden mért értékre (11) megszerkesztettük a félvariogramokat. Ezek közül a foszfát röghatás típusú félvariogram volt, ezért ezt a további vizsgálatainknál nem tudtuk használni. A röghatás típusú félvariogram akkor jelentkezik, ha a mért érték nem reprezentálja a valóságot. Ez általában a mérési hálózat

(túl nagy) miatt, vagy esetleg a mérés, kiértékelés hibájából eredhet. Az utóbbit elvethetjük, mivel ugyanaz az analitikus ugyanazon a műszeren végezte az összes mérést.

A mért értékek vélváriogramjaira elméleti félvariogramokat szerkesztettünk (minden esetben szférikus modellt), melyek hatástávolságait leolvasva a következő táblázatban összefoglalt értékeket kaptuk (1. táblázat):

*1. táblázat A félvariogramokra illesztett elméleti félvariogramokból leolvasott hatástávolságok*

Változó	Hatástávolság (m)
pH	130
ECH	120
Cl <sup>-</sup>	140
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	130
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	85
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	90
Ca <sup>2+</sup>	75
Mg <sup>2+</sup>	<b>65</b>
K <sup>+</sup>	75
Na <sup>+</sup>	80

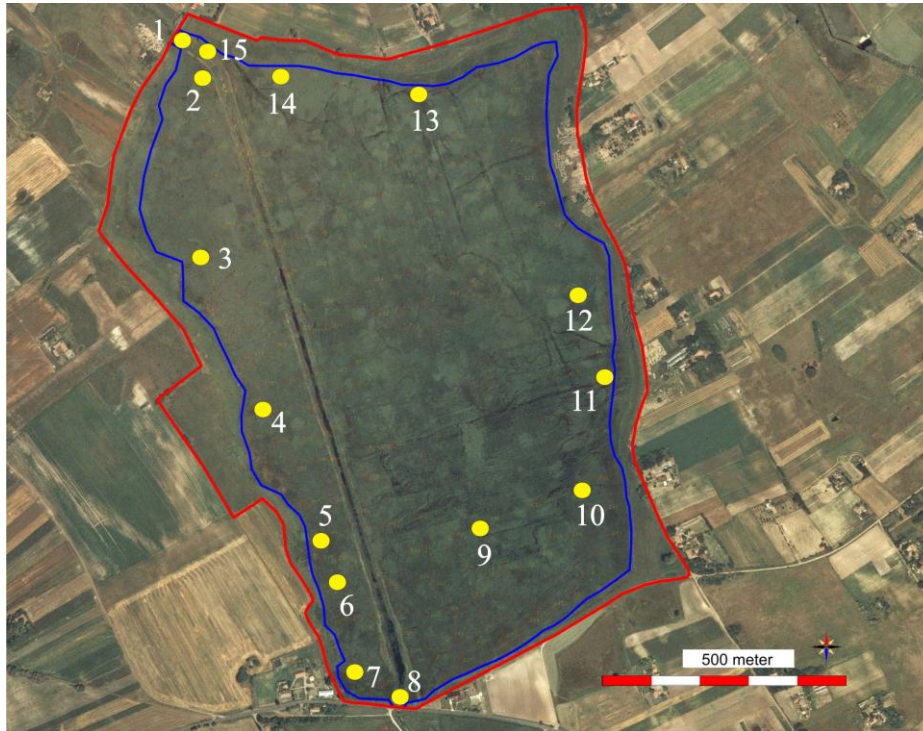
Az értékek alapján látható, hogy átlagosan 99 m-ig lehet kiterjeszteni egy mért értéket, azonban ha minden értéket megfelelően akarunk mérni, akkor a legkisebb hatástávolságú (Mg<sup>2+</sup>) értéket kell figyelembe venni. Ez azt jelenti, hogy egy kb. 65 m-es mérési hálózat megfelelő mind a 10 db változó megfelelő méréséhez, valamint ezeket a mért értékeket fel is lehet használni különböző statisztikai becslésekre, hiszen jól reprezentálják a terület koncentráció-eloszlásait. A foszfát röghatást mutatott, tehát ott a jelenlegi hálózat nem jó ezen paraméter mérésére.

Tehát ha a későbbiekben rácshálózat mentén újabb felmérést szeretnénk készíteni a területről, akkor az itt kiszámított eredményeket felhasználva optimalizálni tudjuk a rácspontok elhelyezését és távolságát annak függvényében, hogy milyen paramétereket szeretnénk a továbbiakban vizsgálni.

A fent vázolt eredményeink alapján szeretnénk egy monitoring rendszer kialakításához javaslatot tenni (5. ábra), amely eddigi eredményeink alapján információt szolgáltat a vizsgált terület specialitásairól és költséghatékony anélkül, hogy a költséghatékony a nyomon követés és a tudományos igény rovására menne.

Az 1. és 8. pontok a csatorna belépő és kilépő vízminőségét ellenőriznék. A belépő víz vizsgálatát különösen indokolja, hogy a területen megvalósult vízvisszatartási program a későbbiekben a víz utánpótlást tisztított használt vizek felhasználásával oldaná meg, wet-land terület közbeiktatásával. Feltételezéseink szerint a vízvisszatartás következtében kialakult, az E2/E3 értékekkel kimutatott frontvonal megfigyelése érdekében helyeztük el a 6., 9., 10. monitoring pontokat. A 9. és 10. pont a szinte minden paraméter esetében kirajzolódó, jellegzetes dél-keleti területről is adna információt (pl. feláramlási zóna). A 7. pont a jelen pillanatban még használaton kívüli csónakázó tó vízminőség változását követhetnénk nyomon a használatbavételt követően, valamint a frissen kotort tómeder regenerálódási fázisairól nyerhetnénk információt. A 2. pont a bivalyok delelőhelyét figyelné, ahol vizsgálatunk szerint több tényező is egyszerre fejti ki hatását (bivalyok, tanya, csatorna, mezőgazdaságilag művelt területek). A 3., 4. és 5. monitoring pontok a mezőgazdaságilag művelt területek

vízminőség befolyásoló hatását figyelni a tó területén. A pontok elhelyezésénél figyelembe vettük a felszíni és felszín alatti vizek folyásirányát. A 13., 14. és 15. megfigyelő pontok a tanyák és a hozzájuk tartozó kiskertek és szántók felől érkező hatásokat jeleznék. A 11. pont az anion-kation töltéssúly anomáliát jelző területet mutatja, amelyet további vizsgálatoknak vetnénk alá. A 12. pont a diszpergált szerves anyagok által kimutatott területet mutatja, ahol további antropogén behatásokat is figyelemmel kísérhetnénk tekintettel az út és a környező tanyák rendkívüli közelségére.



5. ábra A javasolt monitoring pontok elhelyezkedése a mintaterületen

Jóllehet a szikes és szikes altípusú területek együttes aránya meghaladja Magyarország területének 10 %-át (Várallyay 1999), védelmük mégis igen fontos, tekintettel arra, hogy főként botanikai szempontból különleges területek, illetve a Természetvédelmi Törvény alapján ex lege védettséget kaptak. Szikes élőhelyeken bizonyítottan hatásos, fenntartható rehabilitációs eljárás (vízi bivalyok betelepítése) elsősorban vízparti élőhelyeken történő tesztelésére, tudományos alapossgú elemzésére eddig nem került sor. Ennek hiányában alkalmazása, fejlesztése, elterjesztése akadályokba ütközik.

A mórakalmi Nagyszéksós-tó területét érintő sikeres bivaly rehabilitációs pilot projekttel egy időben egy másik pályázat keretén belül lehetőség nyílt a tó teljes területét érintő vízvizsgálatok elvégzésére. Mivel vizsgálatunk a bivalyok betelepítését követő évben megkezdődött, ezért eredményeink lehetőséget nyújthatnak a tó területét érintő természetes és antropogén eredetű behatások feltérképezésén túl a bivalyok betelepítését követően a tó kémiai változásainak nyomon követésére; az összetett környezeti-természeti folyamatok és az antropogén természeti-gazdasági tevékenységek feltárására a kémia eszközeivel. A problémák sokrétűek, kérdés, hogy az egyedszám változásai milyen hatással lehetnek a területre, nem indulnak-e meg negatív folyamatok a természet nagyobb terhelése, vagy esetleg a hirtelen lecsökkenő egyedszám hatására (megfelelő állatlétszám beállítása). Jelen pillanatban úgy néz ki, hogy a változások pozitív irányba döntenek a „mérleget” a tó rehabilitációját illetően, de figyelembe kell venni, hogy egy ilyen populáció nagy hatással van például a tó szerves anyag és foszfát körforgalmára. Figyelembe kell venni, hogy az állatok taposásával a környező

gyepek leromlása a diverzitás csökkenéséhez vezet, egy természetes megújuló társulás megszűnik (amely a hagyományos legeltetéssel fenntartható lenne) és ezzel együtt a tavat körülvevő puffer zóna is sérül, azaz az esetleges szennyezések könnyebben a tó vizébe kerülhetnek.

### **ÖSSZEFOGLALÁS**

Napjainkban a természetes élőhelyek egyre veszélyeztetettebbek az emberi tájtalakító hatások és a klímaváltozás negatív következményei miatt. A legveszélyeztetettebb területek közé tartoznak a vizes élőhelyek, amelyek esetében már kismértékű antropogén hatás is jelentős és gyors változásokhoz vezethet.

A mórachalmi Nagyszéksós-tó területén végzett vízvizsgálati eredményeink felhasználásával a tó területét érintő természetes és antropogén eredetű behatások feltérképezésén túl a vizes élőhely rehabilitáció keretében kialakított öko-gazdálkodási kísérleti bivalytelep üzemeltetésében, a terület további rehabilitációs terveinek kijelölésében, valamint az esetleges turisztikai beruházások jellegének, mennyiségének meghatározásában is szeretnénk segítséget nyújtani.

### **KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS**

A szerzők köszönetet mondanak Krnács Györgynek (Kiskunsági Nemzeti Park), Gera Tibornak (Bivalyrezervátum, Mórachalom) és Borcsik Zoltánnak (Csongrád megyei Kormányhivatal, Talajvédelmi és Agrárkörnyezet-gazdálkodási Osztály) az eredmények értelmezéséhez nyújtott segítségükért, valamint köszönet a mintavételezésért Császi Dávidnak, Rózsa Gábornak és Szekeres Istvánnak.

Munkánkat az Európai Unió által finanszírozott 'Magyarország – Románia Határon Átnyúló Együttműködési Program' keretében, az 'Éghajlati változások regionális hatásának feltárása és összehasonlító elemzése vizes élőhelyeken' c. projekt (HURO/0901/207/2.2.2) finanszírozza, valamint az Országos Tudományos és Kutatási Alapprogram (K 81181) támogatja.

### **FELHASZNÁLT IRODALOM**

- BÁRDOSSY GY., FODOR J., MOLNÁR P., TUNGLY GY. 2000. A bizonytalanság értékelése a földtudományokban – Földtani Közlöny 130/2: 291-322.
- DEÁK J. Á. 2006. Csongrád megye élőhelyeinek táji mintázata és kistájainak lehatárolása. III. Magyar Földrajzi Konferencia tudományos közleményei. Budapest
- HAJDÚ-MOHAROS J., HEVESI A. 1999. A kárpát-pannon térség tájtagolása. In: Karátson, D. (szerk.) 1999: Pannon enciklopédia - Magyarország földje. Kertek 2000, Budapest. 274-284.
- JÁNOSI-MÓZES T. 2012. Bivaly-rehabilitációs projekt hatásainak elemzése. Science Caffe Tudományos és Művészeti Hírportál, <http://www.sciencecaffe.com/hu/h-2012-04-231552/bivalyrehabilit%C3%A1ci%C3%B3s-projekt-hat%C3%A1sainak-elemz%C3%A9se>
- JÁRÓ Z. 2000. Az alföldi növénytakaró átalakulásának és átalakításának menete a vízrajzi munkálatok hatására. in.: Somogyi S (szerk.) A XIX. századi folyószabályozások és ármentesítések földrajzi és ökológiai hatásai, MTA FKI, Budapest. pp.190-204.
- KERESZTESI Z., MAROSI S., PÉCSI M., SOMOGYI S. 1989. Természeti tájak rendszertani felosztása. In: Pécsi M. et al (szerk.) 1989: Magyarország nemzeti atlasza. Kartográfia Kiadó, Budapest. 86-87.
- KERTÉSZ Á. 2003. Tájökológia. Holnap Kiadó, Budapest. 37-48: 89-103.

- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.). 1990. Magyarország kistáji katasztere I. Magyar Tudományos Akadémia Földrajzi Kutató Osztály, Budapest. 69-91, 210-218, 303-322.
- MATHERON G. 1971. The theory of regionalized variables and its applications – Cah. Centre Morph. Math. Fontainebleau 5: 211.
- POLUBESOVA T., CHEN Y., NAVON R., CHEFETZ B. 2008. Interactions of Hydrophobic Fractions of Dissolved Organic Matter with  $Fe^{3+}$ - and  $Cu^{2+}$ -Montmorillonite. Environ. Sci. Technol. 42: 4797–4803
- RANKONCZAI J., FÁBIÁN T., KOZÁK P., RÁCZ P., SAVANYA T. 2003. Mórahalom város Környezetvédelmi Programja p. 1-33.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. 1999. Talajtan p. 204.
- STEVENSON F. J. 1994. Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions, second ed. John Wiley & Sons, New York.
- SZABÓ M. 2004. Természetközeli élőhelyek változása a Szigetközben a Duna elterelését követően: állapotfelmérés és előrejelzés – in.: Dövényi Z. –Schweitzer F.(szerk.) Táj és környezet. MTA FKI. pp. 45-63.
- VÁRALLYAY GY. 1966. A Duna–Tisza közti talajok sómérlegei, I. Agrokémia és Talajtan, 15. 3-4. pp. 423-445.
- VÁRALLYAY GY. 1999. Szikesedési folyamatok a Kárpát–medencében. Agrokémia és Talajtan, 48. 3-4. pp.399-416.