

PÉCSI TUDOMÁNYEGYETEM

TERMÉSZETTUDOMÁNYI KAR

Földtudományok Doktori Iskola

**Baja környéki vizes élőhelyek helyreállításának
tájökológiai vizsgálata**

PhD értekezés

Mátrai Ildikó

Témavezető:

Dr. habil. Lóczy Dénes MTA Doktora, egyetemi docens

Pécs, 2013

A doktori iskola neve: PTE Földtudományok Doktori Iskola
Vezetője: Dr. Dövényi Zoltán DSc. egyetemi tanár
PTE TTK Földrajzi Intézet,
Társadalomföldrajz és Urbanisztika Tanszék

A doktori témacsoport neve: Természetföldrajz és tájértékelés
Vezetője: Dr. habil. Lóczy Dénes MTA Doktora, egyetemi docens
PTE TTK Környezettudományi Intézet,
Környezetföldrajzi és Tájvédelmi Tanszék

Az értekezés tudományága: Tájökológia
Témavezető: Dr. habil. Lóczy Dénes MTA Doktora, egyetemi docens
PTE TTK Környezettudományi Intézet,
Környezetföldrajzi és Tájvédelmi Tanszék

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS	1
2. SZAKIRODALMI ELŐZMÉNYEK ÁTTEKINTÉSE	4
2.1. Vizes élőhelyek	4
2.1.1. Vizes élőhely fogalma és tipizálása	4
2.1.2. Vizes élőhelyek jellegzetességei	5
2.1.3. Holtmedrek, mint vizes élőhelyek	7
2.1.4. Szikes tavak, mint vizes élőhelyek	7
2.1.5. Vizes élőhelyek veszélyeztetettsége	9
2.1.6. Vizes élőhelyek megőrzése és helyreállítása	11
2.1.7. Vizes élőhelyek és a Víz Keretirányelv	12
2.2. Vizsgált területek szakirodalma	15
2.2.1. Baja környékének bemutatása	15
2.2.2. A Duna Baja alatti szakasza	23
2.2.3. A Nyéki-Holt-Duna vízrendszere	26
2.2.4. A Ferenc-tápcsatorna vízrendszere	31
2.2.5. A garai Sóstó és az Igali-főcsatorna	34
3. KUTATÁSI CÉLKITŰZÉSEK	40
4. KUTATÁSI MÓDSZEREK	41
4.1. Korábbi adatsorok elemzése és értékelése	41
4.1.1. Csapadék, hőmérséklet, párolgás adatsorok elemzése	41
4.1.2. Talajvízállás adatsorok elemzése	42
4.1.3. Vízállás és vízhozam adatsorok elemzése	43
4.1.4. vízminőségi adatsorok elemzése és értékelése	43
4.2. Saját vizsgálatok	46
4.2.1. Helyszíni vizsgálatok és mintavétel a Nyéki-Holt-Dunán	47
4.2.2. Helyszíni vizsgálatok és mintavétel a garai Sóstón	48
4.2.3. Helyszíni vizsgálatok és mintavétel a Ferenc-tápcsatornán	49
4.2.4. Talajtani vizsgálatok	49
4.2.5. Vízkémiai vizsgálatok	49
4.2.6. Algológiai vizsgálatok	51
4.2.7. Perifiton vizsgálatok	51
4.2.8. Makrozoobenton vizsgálatok	52
4.2.9. Makrovegetáció vizsgálata	52
5. EREDMÉNYEK ISMERTETÉSE ÉS ÉRTÉKELÉSE	53
5.1. A vizsgált tájökológiai tényezők jellemzése	53
5.1.1. Éghajlati viszonyok Baja környékén	53
5.1.2. Talajvíz viszonyok Baja környékén	56
5.1.3. A Duna vízjárása Bajánál	58
5.1.4. A Duna vízminősége Bajánál	61
5.2. A vizsgálati területek állapota, környezeti célkitűzései és helyreállítása	65
5.2.1. A Nyéki-Holt-Duna	65
5.2.2. A Ferenc-tápcsatorna	85
5.2.3. A garai Sóstó	102
6. EREDMÉNYEK ÖSSZEFOGLALÁSA	118
7. A KUTATÁS TOVÁBBI IRÁNYAI	123
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	124
FELHASZNÁLT IRODALOM	125
FÜGGELÉKEK	133
1. függelék. Térképek	133
2. függelék. Táblázatok	140
3. függelék. Ábrák	163

ÁBRAJEGYZÉK

1. ábra.	A vizsgált Baja környéki vizes élőhelyek.....	2
2. ábra.	Tájékoztató tényezők és hatáskapcsolatok	9
3. ábra.	A táji vízforgalom megváltozásának okai és környezeti következményei.....	10
4. ábra.	A VKI felszíni vizekre vonatkozó minősítési rendszere	13
5. ábra.	Talajvízszint süllyedés 2003-ban a Duna-Tisza közén az 1971-1975 időszak átlagához viszonyítva	18
6. ábra.	Baja környékének klímadiagramja.....	19
7. ábra.	Baja környékének védett területei.....	22
8. ábra.	A Nyéki-Holt-Duna elhelyezkedése és vízforgalmi rendszerének részei	26
9. ábra.	A Nyéki-Holt-Duna vízforgalmi rendszerében végrehajtott rehabilitációs beavatkozások	28
10. ábra.	A Ferenc-tápcsatorna vízrendszere	31
11. ábra.	A Ferenc-tápcsatorna jellemző mederkeresztmetszésvényei.....	32
12. ábra.	A garai Sóstó az Első katonai Felmérés és a Második Katonai Felmérés térképein	35
13. ábra.	A garai Sóstó helyszínrajza és tározási görbéje	38
14. ábra.	A vizsgált hosszú távú adatsorok jellemzői és az alkalmazott adatelemzési módszerek	41
15. ábra.	A doboz-grafikon értelmezése	44
16. ábra.	A minaterületeken végzett vizsgálatok	46
17. ábra.	A mintaterületeken vizsgált jellemzők és a különböző értékelési módszerek kapcsolata.....	46
18. ábra.	A Nyéki-Holt-Duna vizsgált keresztmetszésvényei és mintavételi helyei	47
19. ábra.	Talaj- és talajvíz mintavételi helyek a garai Sóstón	48
20. ábra.	A Ferenc-tápcsatorna mintaterületei és mintavételi helyei	50
21. ábra.	Baja környékének különböző időszakokra vonatkozó Walter-Lieth-féle klímadiagramjai	53
22. ábra.	A csapadékösszegek alakulása Baja térségében.....	54
23. ábra.	A párolgási értékek alakulása Baja térségében	55
24. ábra.	A nyári félév csapadék- és párolgásösszegeinek különböző statisztikai modellekkel végzett vizsgálata	55
25. ábra.	A csapadék és párolgás különbségének, valamint a csapadék és területi párolgás különbségének átlagai Baja térségében.....	56
26. ábra.	Baja környéki talajvíz kutak 2011-es vízállás időszora és az 1981-2010 közötti időszak sokéves vízállás jellemzői	57
27. ábra.	A Bácskai-lőszhát nyugati felén lévő talajvíz kutak éves átlagos vízállásai és azoknak a sokéves átlagtól való eltérése	58
28. ábra.	A dunai vízállások trendvizsgálata és előrejelzése lineáris regresszióval I.....	59
29. ábra.	A dunai vízállások trendvizsgálata lineáris regresszióval II	59
30. ábra.	A dunai vízállások különböző statisztikai modellekkel végzett vizsgálata	60
31. ábra.	A Duna vízjárásának jellemzői	61
32. ábra.	A Duna szervesanyag-tartalmának szezonális ingadozása.....	63
33. ábra.	A Duna szervesanyag-tartalmának és vezetőképességének szezonális ingadozása	63
34. ábra.	A kémhatás, a klorofill-a és az ortofoszfát-koncentráció szezonális ingadozása a Dunában....	63
35. ábra.	A Duna különböző vízállásaira jellemző N-spektrumok és ionmegoszlások.....	64
36. ábra.	A Nyéki-Holt-Duna szintvonalas helyszínrajza és felszín-térfogat görbéi	66
37. ábra.	A dunai vízállások hatása a Nyéki-Holt-Dunára a 2003-2008 közötti időszakban	66
38. ábra.	A Nyéki-Holt-Duna vegetációtérképei	67
39. ábra.	A Nyéki-Holt-Duna növényzetének természetessége	69
40. ábra.	Az algataxonszámok alakulása a Nyéki-Holt-Dunán.....	72
41. ábra.	Az algaszámok és a klorofill-a értékek alakulása a Nyéki-Holt-Dunán.....	72
42. ábra.	A Nyéki-Holt-Duna oxigéntelítettségi értékeinek statisztikai jellemző évenkénti és társulásonkénti bontásban.....	74
43. ábra.	A kockázatos N- és P-formák értékeinek statisztikai jellemzői évenkénti bontásban a Nyéki-Holt-Dunán	74
44. ábra.	A vezetőképesség és az oldott anyag tartalom vizsgálati időpontokénti átlagai a Nyéki-Holt-Dunán.....	75
45. ábra.	A Nyéki-Holt-Duna jellemző és ritkán kialakuló ionmegoszlásai, valamint N-spektrumai	76
46. ábra.	A növényi tápanyag-tartalom alakulása a Nyéki-Holt-Dunán	77
47. ábra.	A különböző szervesanyag-tartalom koncentrációjának alakulása a Nyéki-Holt-Dunán	77
48. ábra.	A szervesanyag-tartalom alakulása a Nyéki-Holt-Dunán	78
49. ábra.	Vízbevezetés nélküli időszakok előfordulásának és hosszának megoszlása a Ferenc-tápcsatornán	85

50. ábra.	A vízbetáplálás nélküli napok számának évenkénti alakulása a Ferenc-tápcsatornán	85
51. ábra.	A Ferenc-tápcsatorna mesterséges szakasza Bátmonostor felett, valamint Dávod és Hercegszántó között.....	86
52. ábra.	A Ferenc-tápcsatorna természetes szakasza Bátmonostor és Nagybaracska között, valamint Dávod és Hercegszántó között.....	86
53. ábra.	A vízmélység és a növényzettel való borítottság kapcsolata a Ferenc-tápcsatornán.....	87
54. ábra.	A klorofill-a tartalom éves átlagainak és szélsőértékeinek, valamint 10 éves havi átlagainak alakulása a Ferenc-tápcsatornán.....	89
55. ábra.	A taxonómikus perifiton indexek alakulása a Ferenc-tápcsatornán	90
56. ábra.	A Ferenc-tápcsatorna különböző hidrológiai viszonyaira jellemző ionmegoszlások és N-spektrumok	91
57. ábra.	A vezetőképesség és a vízhozam hosszú távú változása a Ferenc-tápcsatornán	91
58. ábra.	Az oxigénháztartás mutatóinak hosszú távú változása a Ferenc-tápcsatornán.....	92
59. ábra.	Foszfor- és nitrogén-formák hosszú távú változása a Ferenc-tápcsatornán	94
60. ábra.	Az ammónium-nitrogén koncentrációjának változása az állóvízes napok számával	94
61. ábra.	Az ortofoszfát-P 10 éves havi átlagainak alakulása 1981-2010 között a Ferenc-tápcsatornán .	95
62. ábra.	A problémás komponensek hossz-szelvény menti alakulása a Ferenc-tápcsatornán	96
63. ábra.	A Ferenc-tápcsatorna Bátmonostor és Nagybaracska közötti szakaszán fellépő problémák	99
64. ábra.	A garai Sóstó élőhelyi jellege a különböző vízellátottságú években	102
65. ábra.	A garai Sóstó vegetációtérképei.....	103
66. ábra.	A garai Sóstó talajvízmintáinak ionmegoszlása.....	107
67. ábra.	Az Igali-főcsatorna vizének jellemző ionmegoszlásai	111
68. ábra.	A kémiai oxigénigény alakulása az Igali-főcsatorna és mellékcsatornái vizében.....	111
69. ábra.	A növényi tápanyag-formák mennyiségének alakulása az Igali-főcsatorna és mellékcsatornái vizében.....	112
70. ábra.	Az Igali-főcsatorna vízminőségi hossz-szelvényei	113

TÁBLÁZATJEGYZÉK

1. táblázat.	A Duna Baja alatti szakaszának VKI szerinti minősítése.....	62
2. táblázat.	A Nyéki-Holt-Duna medréből leírt növénytársulások.....	68
3. táblázat.	A Nyéki-Holt-Duna makrovegetációjának VKI szerinti minősítése	70
4. táblázat.	A Nyéki-Holt-Duna makrozoobenzon szerinti minősítése	70
5. táblázat.	A Nyéki-Holt-Duna perifiton szerinti minősítése	71
6. táblázat.	A természetvédelmi értéket jelző zöldalgák fajszerelmének évenkénti megoszlása a Nyéki-Holt-Dunán.....	71
7. táblázat.	A Nyéki-Holt-Duna minősítése folyó- és állóvízi referencia-határértékek szerint.....	79
8. táblázat.	A Nyéki-Holt-Duna ökológiai állapotának évenkénti alakulása	80
9. táblázat.	A Ferenc-tápcsatorna makrovegetációjának VKI szerinti minősítése	88
10. táblázat.	A Ferenc-tápcsatorna makrozoobenton szerinti minősítése hatósági monitoring adatok alapján	89
11. táblázat.	A Ferenc-tápcsatorna perifiton szerinti minősítése hatósági monitoring adatok alapján	90
12. táblázat.	A vízminőségi paraméterek különböző hidrológiai állapotú időszakokra vonatkozó átlagai a Ferenc-tápcsatornán	93
13. táblázat.	A Ferenc-tápcsatorna VKI szerinti minősítése	97
14. táblázat.	A garai Sóstón azonosított növénytársulások	103
15. táblázat.	A garai Sóstó makrovegetáció szerinti minősítése	106
16. táblázat.	A különböző időpontokban végzett talajtani vizsgálatok eredményeinek összehasonlítása .	109
17. táblázat.	A garai Sóstó VKI szerinti minősítése	114

FÜGGELÉKEK JEGYZÉKE

1.1. függelék.	A Kalocsa alatti dunai ártér és a peremvidék Árpád-kori viszonyai.....	133
1.2. függelék.	A Duna Kalocsa és Bezdán közötti szakasza MARSIGLI mappáján	134
1.3. függelék.	A Mohácsi-sziget és környéke PÁVAI SÁMUEL mappáján.....	135
1.4. függelék.	A Nyéki-Holt-Duna első ábrázolása egy 1731-es térképvázlaton	135
1.5. függelék.	A Baja-Bezdáni-csatorna a Harmadik Katonai Felmérés térképén	136
1.6. függelék.	Baja környékének vízrajza és településhálózata napjainkban	137
1.7. függelék.	Állattartó telepek és diffúz nitrát-terhelés Baja környékén	138
1.8. függelék.	A garai Sóstó izovonalas térképei I.	139
1.9. függelék.	A garai Sóstó izovonalas térképei II.	139
1.10. függelék.	A garai Sóstó izovonalas térképei III.....	140
2.1. függelék.	A Felső-Bácska vízgyűjtő-gazdálkodási tervezési alegység vízfolyás- és állóvíztesteinek ökológiai állapota	140
2.2. függelék.	A Felső-Bácska vízgyűjtő-gazdálkodási tervezési alegység vízfolyásainak hidrológiai jellemzői	141
2.3. függelék.	Szennyvízkibocsátók a Felső-Bácska vízgyűjtő-gazdálkodási tervezési alegység területén	141
2.4. függelék.	Felszíni víz, talajvíz és talaj egyes komponenseinek meghatározása során alkalmazott módszereink.....	142
2.5. függelék.	A szervesetlen mikroszennyezők jellemző értékei a Dunában Bajánál	143
2.6. függelék.	A vízminőségi paraméterek jellemző értékei a Dunában Bajánál	143
2.7. függelék.	A Duna (Baja) fontosabb vízminőségi paramétereinek korrelációs mátrixa	144
2.8. függelék.	A Nyéki-Holt-Duna makrofita fajlistája.....	145
2.9. függelék.	A vízminőségi paraméterek jellemző értékei a Nyéki-Holt-Dunán	146
2.10. függelék.	A Nyéki-Holt-Dunán mért vízminőségi paraméterek vizsgálati időpontonkénti átlagai	147
2.11. függelék.	A Nyéki-Holt-Duna júniusban mért vízminőségi paramétereinek évenkénti alakulása	148
2.12. függelék.	A Nyéki-Holt-Duna makrozoobenton taxonlistája	149
2.13. függelék.	A szervesetlen mikroszennyezők jellemző értékei a Nyéki-Holt-Dunán.....	149
2.14. függelék.	A Ferenc-tápcsatorna makrovegetációjának biotikus mutatók szerinti értékelése.....	150
2.15. függelék.	A Ferenc-tápcsatorna makrofita fajlistája.....	150
2.16. függelék.	A fontosabb vízminőségi komponensek jellemző értékei a Ferenc-tápcsatornán.....	151
2.17. függelék.	A Ferenc-tápcsatorna vízminőségi hossz-szelvény vizsgálatának eredményei	152
2.18. függelék.	Szervesetlen mikroszennyezők jellemző értékei a Ferenc-tápcsatornán.....	153
2.19. függelék.	A garai Sóstó makrovegetációjának értékelése biotikus mutatók alapján	153
2.20. függelék.	A garai Sóstó éves makrofita fajlistája	153
2.21. függelék.	A garai Sóstón azonosított társulások fajlistája	155
2.22. függelék.	A talajfűrészből származó minták jellemző értékei a garai Sóstón	156
2.23. függelék.	A fontosabb vízminőségi paraméterek átlagértékei a garai Sóstó területén	157
2.24. függelék.	A garai Sóstó talajszelvényeinek fontosabb adatai	157
2.25. függelék.	A talaj-növényzet kapcsolat vizsgálata a garai Sóstón, korrelációs mátrix	158
2.26. függelék.	A fontosabb vízminőségi komponensek jellemző értékei az Igali-főcsatornán hatósági monitoring-adatok alapján	160
2.27. függelék.	A fontosabb vízminőségi komponensek jellemző értékei az Igali-főcsatornán saját méréseink alapján	160
2.28. függelék.	Az Igali-főcsatorna vízminőségi paramétereinek korrelációs mátrixa	161
2.29. függelék.	Az Igali-főcsatornán és mellékcatornáin végzett vízminőségi vizsgálataink eredményei	162
3.1. függelék.	2006-2011 közötti évek időjárása Baja környékén a WALTER-LIETH- féle klímadiagramok módszerével ábrázolva	163
3.2. függelék.	A garai Sóstóra javasolt beavatkozások	163
3.3. függelék.	A gemenci hullámtér jelentősebb rehabilitációs elképzelései	164
3.4. függelék.	A védett kistűzű aszat, valamint a sziki szittyó és a réti peremz dominanciájával jellemzhető sziki szittyórét mozaikok a garai Sóstón.....	165
3.5. függelék.	Különböző természetvédelmi értéket képviselő társulások a garai Sóstón.....	165
3.6. függelék.	Potenciális terhelő források a Ferenc-tápcsatornán	166
3.7. függelék.	Különböző természetvédelmi értéket képviselő társulások a Ferenc-tápcsatornán	167
3.8. függelék.	Különböző természetvédelmi értéket képviselő társulások a Nyéki-Holt-Dunán	167
3.9. függelék.	Potenciális terhelő források a garai Sóstón.....	168
3.10. függelék.	A Nyéki-Holt-Duna műtárgyai és környezete	169
3.11. függelék.	A Nyéki-Holt-Duna vízháztartásának és növényzetének változása 2003-2008 között... ..	170

RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

AAS	atomabszorpciós spektrofotometria
A-D	abundancia-dominancia
ADUVIZIG	Alsó-Duna-völgyi Vízügyi Igazgatóság
ARIMA	integrált mozgóátlag és autoregresszív idősor modell
ATIKÖFE	Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi Felügyelőség
AUTOCAD	mérnöki tervező szoftver
BOI ₅	5 napos biokémiai oxigénigény
ckm	csatornakilométer
Cs	csapadék
Df	vegetációs degradációfok
EOV	egységes országos vetület (Magyarország földmérési térképeinek vetületi rendszere)
EQR	környezetminőségi arány
EQS	környezetminőségi határérték
FB VGT	Felső-Bácska tervezési alegység Vízyűjtő-gazdálkodási Terve
fkm	folyókilométer
GPS	műholdas globális helymeghatározó rendszer
HRPI	folyóvízi fitoplankton index
ICP	induktív csatlakozású plazma
IMMI	integrált makrofita minőségi index
IPS	integrált szennyezettségi perifiton index
IPSITI	kombinált perifiton index
KOI _k	kromátos kémiai oxigénigény
KOI _{ps}	permanganátos savas kémiai oxigénigény
Kp	PEARSON-féle korrelációs koeficiens
m Bf.	méter Balti-tenger felett
mgeé	miligrammgyenérték
MMCP	Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer
MS EXCEL	Microsoft Excel
NB	nitrogénigény jellemző BORHIDI-féle ökológiai indikátorérték
NTPI	nemtaxonómikus perifiton index
OMNIDIA	diatoma elemző és indexszámító szoftver
OVGT	Magyarország Országos Vízyűjtő-gazdálkodási Terve
ÖK	összes keménység
ÖLA	összes lebegőanyag
összes-N	összes nitrogén
összes-P	összes foszfor
Q _{BAP}	makrozoobenton állapotminőségi index
P	szabad vízfelület párolgása
Pt	területi párolgás
RB	talajreakciót jellemző BORHIDI-féle ökológiai indikátorérték
RI	makrofita referencia index
RSS	eltérésnégyzetösszeg
SB	sótűrést jellemző BORHIDI-féle ökológiai indikátorérték
SCI	különleges természetmegőrzési terület
SID	szaprobítási perifiton index
SPA	különleges madárvédelmi terület
SPSS	statisztikai program
SURFER	térképkészítő program
T	természetességi makrofita index
TÁP	taxonkénti átlagpontoszám
TID	trofitási perifiton index
VAL	BORHIDI-féle természetességi érték
VITUKI	egykori Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Kutató Intézet
VKI	Víz Keretirányelv
W	nedvességigényt jellemző makrofita index
WB	vízigényt jellemző BORHIDI-féle ökológiai indikátorérték
WGS84	földrajzi (navigációs) vonatkoztatási rendszer
Z	zonációs makrofita index

*„A múltat tiszteld, s a jelent vele kösd a jövőhöz.”
(VÖRÖSMARTY MIHÁLY: Emléksorok)*

1. BEVEZETÉS

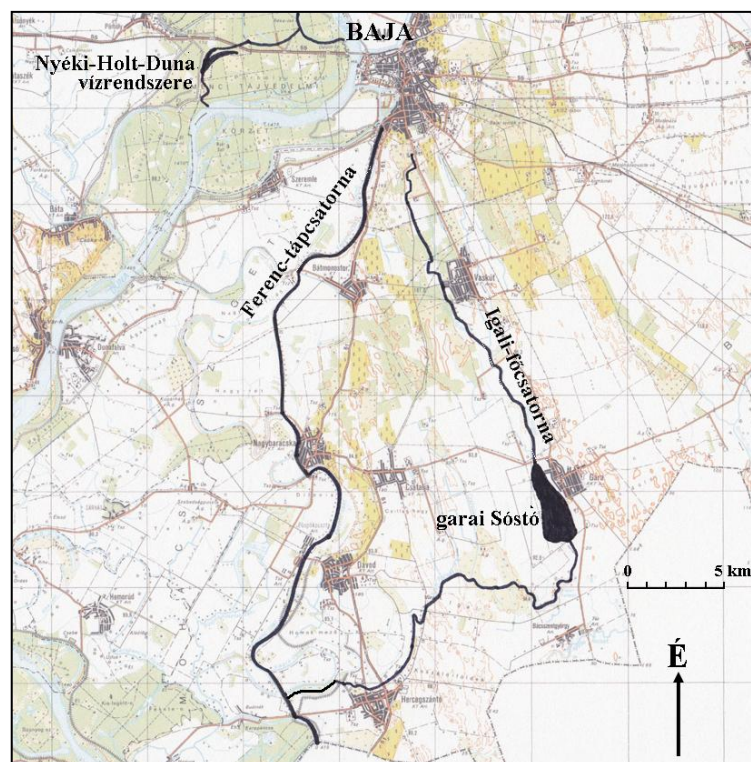
Az antropogén hatások következtében degradálódott tájban bár a vizes élőhelyek állapota is leromlik, de általában többet őriznek meg természetességükből, mint a táj maga, mindez kiemeli természetvédelmi jelentőségüket a táj biológiai sokféleségének megőrzésében (O. AJKAI A. et al. 2010). Ezért a táji és természeti értéket is képviselő vizes élőhelyek megőrzésére világszerte nagy figyelmet fordítanak (SZABÓ M. 2005), a Ramsari Egyezmény (1971) megóvásuk érdekében lehetőség szerinti bölcs hasznosításukról rendelkezik (BÖHM A. et al. 1999). A vizes élőhelyek kérdéskörével az Európai Unió Víz Keretirányelve is foglalkozik (SZILÁGYI F. 2007). A magyarországi vizes élőhelyek a vízgazdálkodási beavatkozások által közvetlenül érintett és veszélyeztetett ökológiai rendszerek (SOMLYÓDY L. 2002), ugyanakkor a hazai vízi élővilág tekintélyes részének legfontosabb őrzői és sokszor utolsó menedékterületei (DÉVAI GY. 1994).

Hazánkban a 19. századi vízszabályozások nemcsak a felszín vízborításának mértékét és a területhasználatot változtatták meg, hanem ezen keresztül az ökológiai viszonyokat is (RAKONCZAI J. 2004). A táj vízforgalmának bonyolult kapcsolatrendszerén keresztül érvényesülő antropogén hatások vizes élőhelyeinken romló vízellátottságot, eutrofizációt, valamint a szikeseken sótlanodást idéznek elő (RAKONCZAI J. 2004, SZILÁGYI F. 2007). Mindez állapotromláshoz, illetve az élőhelyek megváltozásához vezethet. Mivel hazánkban a vizes élőhelyek kiterjedése a vízszabályozások hatására jelentősen lecsökkent, napjainkban a maradványok megőrzése és a lehetséges helyreállítás kiemelt természetvédelmi és vízgazdálkodási feladat (SZILÁGYI F. 2007). A különböző típusú vizes élőhelyeket más-más környezeti feltételek és élővilág jellemzi, így kezelésük is gyakran eltérő megoldásokat követel. A kutatások az elmúlt évtizedekben ezért a vizes élőhelyek helyreállításának irányába mozdultak el (SZABÓ M. 2005).

A Magyar Kormány 2001 júniusában döntött az Európai Parlament és Tanács 2000/60/EK irányelvének (WFD 2000), a Víz Keretirányelvnek (VKI) a bevezetéséről. Mivel a kapcsolódó útmutatók (REFCOND 2002, ECOSTAT 2003) is inkább irányelveket, mint konkrét gyakorlati teendőket tartalmaznak (SZILÁGYI F. 2007), a tipológia megalkotása, a monitoring hálózat felállítása és működtetése, valamint a hazai viszonyokra alkalmazható vizsgálati módszerek kidolgozása (SZILÁGYI F. et al. 2006, SZILÁGYI F. et al. 2008) az elmúlt néhány év feladata volt. A VKI elvárásainak való megfelelés érdekében a közelmúltban megszületettek a felszíni vizek minőségének védelméről (220/2004 KR) és állapotértékelésének egyes szabályairól (31/2004 KvVM, 10/2010 VM) szóló jogszabályok, valamint kidolgozásra és 2010-ben elfogadásra került az első Országos Vízügytő-gazdálkodási Terv (OVGT 2010).

Jelentősebb hazai vizes élőhelyeink többsége valamely nemzeti park felügyelete alá tartozó védett terület, nemzetközi jelentőségű vízimadár-élőhely (ramsari terület), illetve a NATURA 2000 hálózathoz, vagy az ökológiai zöldfolyosók hálózatához (Nemzeti Ökológiai Hálózat) tartozó elem. A víztestként kijelölt vizes élőhelyek megóvása és helyreállítása a VKI célkitűzéseivel összhangban álló vízgazdálkodási feladat, a védettek esetében természetvédelmi feladat. A beavatkozások szolgálhatnak bár különböző feladatokat, az alkalmazott módszerek hasonlóak. A vizes élőhelyek kezelése magába foglalja az elérendő célállapot pontos megfogalmazását, az ennek figyelembe vételével végzett vízgazdálkodási tervezést és kivitelezést, valamint a kiváltott hatások folyamatos nyomon követését és a beavatkozások szükség szerinti korrekcióját. Napjainkban már a legtöbb mérnök és ökológus egyetért abban, hogy a vízgazdálkodásban az ökológiai szemléletnek (ISTVÁNOVICS V. - SOMLYÓDY L. 2002) és a hosszú távú fenntarthatóságnak együtt kell érvényesülnie (MME 2007).

Értekezésem témája a vizes élőhelyekkel kapcsolatos problémák és azok megoldásainak tájökológiai szemléletű vizsgálata, melyhez mintaterületeket Baja környékéről választottam (1. ábra). Ezeken a Felső-Bácska vízgyűjtő-gazdálkodási tervezési alegység területén elhelyezkedő, egymástól ökológiai jellegükben jelentősen különböző vizes élőhelyeken napjainkban eltérő problémák jelentkeznek.



1. ábra. A vizsgált Baja környéki vizes élőhelyek.
(FÖMI 1981 alapján szerkesztette MÁTRAI I.)

A **Nyéki-Holt-Duna** a Duna-Dráva Nemzeti Park Gemenci Tájegységének fokozottan védett, állóvízi jellegű, hullámtéri holtmedre (1. ábra). Az OVGT-ben víztestként nem jelenik meg. Egyre hosszabban tartó kiszáradása miatt vízrendszerén vízforgalmi revitalizációt (SZIEBERT J. 2003) végeztek 1998-2004 között. A tervezés részletes ökológiai állapotfelmérés hiányában az elérendő ökológiai célállapot megfogalmazása nélkül történt (TAMÁS E. 2004), a beavatkozások hatásainak nyomon követésére monitoring-rendszer nem létesült.

A **Ferenc-tápcsatorna** nemzetközi jelentőségű öntöző- és belvízcsatorna, melynek vízkészlete elsősorban a Dunából származik (1. ábra). Vízforgalmi kapcsolatban áll a Duna-Dráva Nemzeti Park Karapancai Tájegységének több védett vizes élőhelyével is. Az OVGT-ben mesterséges víztestként szerepel. Vízbetáplálási nehézségei és erős elnövényesedése miatt üzemeltetése napjainkra problémássá vált, víztestként állapota nem éri el a jó ökológiai potenciált (FB VGT 2010). A VKI elvárásainak való megfelelés, valamint feladatának ellátása érdekében 2011-ben indult vízügyi rekonstrukciós tervezése (CSÓKA Z. 2011).

A **garai Sóstó** a Bácskai-löszhát nyugati felén fekvő ex lege védett szikes vizes élőhely (1. ábra), melynek medrét a mesterséges víztestként kijelölt Igali-főcsatorna szeli ketté. A garai Sóstó az OVGT-ben víztestként nem szerepel, de a Natura 2000-es terület jellemző élőhelyi típusának károsodottsága valószínűsíthető a felszíni és a felszín alatti vízhatás gyengülése, valamint mezőgazdasági eredetű terhelések miatt (FB VGT 5.8. melléklet).

Mivel komplex szemléletéből és táji léptékű megközelítéséből adódóan a tájökológia különösen alkalmas a problémák vízgyűjtő szintű vizsgálatára (B. SZÉKELY E. 2001), értekezésemben az egyes tájalkotó tényezőkben bekövetkezett változások, illetve a köztük fennálló hatáskapcsolatok különböző dimenziókban (ökotóp, kistáj, vízgyűjtő) végzett elemzésén keresztül tárom fel a mintaterületek ökológiai állapotát befolyásoló legfontosabb tényezőket. Mindezek ismeretében célállapotot határozok meg és javaslatot teszek annak elérése érdekében szükséges beavatkozásokra.

VÖRÖSMARTY MIHÁLY idézett gondolatait kutatási témámra is érvényesnek tartom, mivel először a múltbéli történéseket kell megismernünk ahhoz, hogy a jelenlegi állapot értékelése után elérhető és megvalósítható kezelési célokat fogalmazzunk meg a jövőre vonatkozóan. Ezért értekezésemben elvégzem bizonyos természetföldrajzi jellemzők (geológia, domborzat, éghajlat, talaj, talajvíz, felszíni vizek), tájfeldrajzi és tájökológiai jellegzetességek (tájtípusok, tájhasználat, növényzet), valamint tájtörténeti vonatkozások szakirodalmi áttekintését, hosszú távú adatsorokat elemzek, és a mintaterületek jelenlegi állapotának megismerése érdekében végzett vizsgálataink eredményeit értékelem.

2. SZAKIRODALMI ELŐZMÉNYEK ÁTTEKINTÉSE

2.1. Vizes élőhelyek

2.1.1. Vizes élőhely fogalma és tipizálása

A felszíni élőhelyeknek három jellemző típusa van: vízi, szárazföldi és a kettő közötti átmenetet képviselő wetland (MITSCH, W. J. – GOSSELINK, J. G. 1993). Az élőhelyek további osztályozásának többféle és igen eltérő megközelítésű változatai lelhetők fel a nemzetközi és a hazai szakirodalomban, melyekről SZALMA E. (2003) munkájában kaphatunk részletes áttekintést. A hazai wetlandek a tájban való elhelyezkedésük alapján tavak, lápok, mocsarak, árterek-hullámterek, valamint a kapcsolódó élőhelyek csoportjaiba sorolhatók (SZILÁGYI F. 2007). SZALMA E. és KISS J. (2006) a lápokat és a szikeseket a felszín alatti vizektől függő élőhelyek közé sorolják, mivel kialakulásukban a geológiai, a geofizikai és az ezekből következő hidrogeológiai folyamatoknak van elsődleges meghatározó szerepük.

A Ramsari Egyezmény hazai hatályba lépését kihirdető jogszabály (1993. évi XLII. törvény) még vadvizekről beszél, de a Ramsari Egyezmény Nemzeti Bizottsága a „wetland” magyar megfelelőjére a „vizes élőhely” elnevezést javasolta (DÉVAI GY. et al. 2002), melyen kívül más kifejezésekkel is találkozhatunk: „vizenyős terület” (PADISÁK J. 2005), „vízjárta terület” (SIMONFFY Z. – SZILÁGYI F. 2005, HOYK E. et al. 2011). Bár a jelenleg hatályos magyar jogi szabályozás a „vizes élőhely” kifejezést nem definiálja (TAUBER Á. 2009), azonban néhány jogszabályunk használja azt (pl. a 1996. évi LIII. törvény).

DÉVAI GY. és társai (2002) napjainkban általánosan elfogadott ökológiai megközelítésű meghatározása szerint vizes élőhelyeknek tekintjük: *„...azokat a természeti egységeket, amelyeknek felületarányos átlagos vízmélysége – középvízállás esetén – a két métert nem haladja meg, az ennél mélyebb vizeknek pedig azokat a részeit, amelyeknek legalább egyharmadát makrovegetáció (hinár-és/vagy mocsári és/vagy szegélynövényzet) borítja vagy kíséri, továbbá azokat a természeti egységeket, ahol olyan hidromorf talajok találhatóak, amelyeknek felső rétege tartósan vagy legalább hosszabb időtartamig vízzel átitatott...”*. A két méternél mélyebb vizeknek a vizes élőhelyek tipikusan szegély (ökoton) jellegűek (DÉVAI GY. et al. 2002, SZABÓ M. 2005).

2.1.2. Vizes élőhelyek jellegzetességei

A vizes élőhelyek legfontosabb ismérvei (MITSCH, W. J. – GOSSELINK, J. G. 1993): a szárazföldi élőhelyektől a víz állandó jelenlétével, vagy a talaj tartós átítatódásával, a vízi élőhelyektől a dús makrovegetációjukkal különülnek el; a szárazföldi és a vízi ökoszisztémákkal szemben produktivitásuk általában magas; jellegzetes makrovegetációval borítottak; szerves anyagban gazdag talajokkal, vagy üledékkel rendelkeznek; sajátos helyük van a biogeokémiai ciklusban, mivel a tápanyagok fontos csapdáinak és számottevő forrásainak is tekinthetők.

A vizes élőhelyek vízforgalmuk alapján három típusba sorolhatóak (DÉVAI GY. et al. 2002), mely meghatározása az adott év vegetációs periódusára vonatkoztatott vízmennyiség-, illetve vízszint-változásból végzett számítással történik. Az állandó (eusztatikus) vízforgalmúak állapotát a hosszabb idejű egyöntetűség és a viszonylagos nyugalmi állapot jellemzi; az átmeneti (szemisztatikus) vízforgalmúakra az időben rendszertelenül bekövetkező változások jellemzőek, egész életükben vízzel borítottak vagy csak többévenként száradnak ki; a változó (asztatikus) vízforgalmúaknál a gyakran bekövetkező szélsőséges és szabálytalan módosulások miatt évente legalább egyszer, de gyakran többször is jelentkezik a kiszáradás.

Igen nagy jelentősége van a vizes élőhelyek ökológiai szempontú vizsgálatában a növényzet tér- és időbeli változásainak (DÉVAI GY. et al. 2002). A meder függőleges tagolódásának megfelelően kialakuló térbeli mintázat a zonáció, mely ideális esetben az állóvizeknél körszerű, a vízfolyásoknál pedig hosszanti elrendeződésű (DÉVAI GY. et al. 2002). A térben jelentkező sávozottság időben is egymás után következve hozza létre a szukcessziót (DÉVAI GY. et al. 2002), mely az élőhelyi adottságok megváltozásával, illetve bizonyos növényfajok egyedi növekedési sajátosságai miatt többféle úton is végbemehet (TÓTH A. 1998). MITSCH, W. J. és GOSSELINK, J. G. (1993) a biotikus tényezők (pl. makrovegetáció) megjelenése által meghatározott autogén (belső), valamint az abiotikus tényezők (pl. edafikus sajátosságok) által irányított allogén (külső) szukcessziót különböztet meg. GOPAL, B. és társai (1990) szerint a viszonylag stabil vízszinttel jellemezhető élőhelyeken az autogén szukcesszió kerül előtérbe, míg erősen változó vízellátás mellett az allogén szukcesszió a jellemző. A természetes szukcesszió az élőlény-együttesek szerkezeti és működési sajátosságainak alapvető megváltozásával járó progresszív folyamat, mely során általában nő a biodiverzitás, az emberi beavatkozások gyakran kedvezőtlen irányú változásokkal járnak és többnyire a regresszív szukcesszió elindulását eredményezik, mely elszegényedéshez és a zavarások iránti fokozott érzékenységhez vezet (DÉVAI GY. 1995).

NIERING, W. A. (1989) szerint a katasztrófaszerű események (pl. árvizek, kiszáradások) jelentősen módosítják a vizes élőhelyek növényzetét. DÉVAI GY. és társai (2002) hangsúlyozzák, hogy a vízparti zonációt kialakító és fenntartó tényező a természetes vízjárás, mivel a periodikusan visszatérő vízborítás megakadályozza a szukcesszió gyors előrehaladását. ISTVÁNOVICS V. és SOMLYÓDY L. (2002) megállapítják, hogy a tartósan magas vízborítás, de a vízszintingadozás amplitudójának és gyakoriságának a csökkenése is olyan egyirányú környezeti változásokat okoz, amelyek lehetetlenné teszik a vizes élőhelyek társulásainak ciklikus regenerálódását. HEJNY, S. (1971) a vízszintváltozások relatív nagyságával szemben a gyakoriság és az időtartam fontosságát hangsúlyozza.

A vizes élőhelyek arculatát alapvetően a hidrológiai tényezők (a vízellátottság mennyiségi viszonyai) határozzák meg, de fontos a víz minősége is, és mindezen tényezők a vegetációt és annak szerkezetét befolyásolják (LAKATOS GY. 1998, SZABÓ M. 2005). Az egyes vizes élőhely-típusok fennmaradásához szükséges vízellátottságot az ökológiai vízigény alapján lehet becsülni (SZABÓ M. 2005), mely alatt „...*azt a vízmennyiséget és vízminőséget kell érteni, amely valamely földrajzi térség valamennyi adottságához alkalmazkodott élővilág alapvető feltételeit korlátozás nélkül biztosítja, azaz a rá jellemző szerkezeti (strukturális) és működési (funkcionális) sajátosságok szabályszerű és folyamatos fenntartásához szükséges*” (DÉVAI GY. et al. 2002). Mivel az élővilág vízigénye mind mennyiségi, mind minőségi tekintetben eltérő, az ökológiai vízigény meghatározása csak egy-egy társulás típusra lehetséges (DÉVAI GY. et al. 2002). Szakirodalmi adatok (SZABÓ M. et al. 2004, SZABÓ M. 2004, SZIEBERT J. 2005) egyes hazai ártéri élőhely- illetve növényzettípusok vízellátottsági igényére (vízborítás gyakorisága, időtartama, kritikus időpontja, elöntés átlagos mélysége) vonatkozóan találhatók.

A vizes élőhelyek életében a meder alját képező vízzel átítatott talaj (az üledék) kiemelt jelentőséggel bír (LAKATOS GY. 2001), mivel a víztest tápanyag-ellátottságától függően forrásként vagy csapdaként működhet (LAKATOS GY. et al. 1997, REDDY, K. R. et al. 1999, FISCHER, J. – ACREMAN, M. C. 2004). Az Európai Nitrát Irányelv is a vizes élőhelyek jelentőségét hangsúlyozza a felszíni vizek védelmében (ISTVÁNOVICS V. – SOMLYÓDY L. 2002). Felismerve, hogy a vizes élőhelyeknek visszatartó szerepük lehet a Fekete-tenger tápanyagterhelésének csökkentése céljából létrehozott projekt (GEF 2005) a Duna menti hullámtéri területek tápanyagcsapdaként történő alkalmazhatóságát vizsgálta.

2.1.3. Holtmedrek, mint vizes élőhelyek

Az elhagyott medreket képviselő holtágak és morotvák (LÓCZY D. 2005) az ártéri vizes élőhelyek csoportjába sorolhatók (LAKATOS GY. 2000). Megnevezésük a hazai szakirodalomban sajnálatos módon napjainkig nem egységes (ÖKO RT 2006). DÉVAI GY. (1994) álláspontja szerint a holtmeder a megfelelő gyűjtőfogalom minden olyan mederrészre vonatkozóan, amely a főmederrel nem vagy csak egyik végén áll állandó kapcsolatban. A levágott (lefűződött) folyókanyarulat, illetve az elzárt (elzáródott) folyóág először egy gyakoribb vízpótlásban részesülő, ezért gyakrabban áramló jellegű holtággá, majd a meder és környezetének fokozódó feltöltődésével inkább tó jellegű morotvává alakul.

A folyószabályozások hatására gyorsuló ütemű ártérfeltöltődésre (SCHWEITZER F. 2001) lokálisan ható tényező közül SÁNDOR A. (2011) kiemeli a morfológia és a folyótól való távolság jelentőségét, hiszen a hullámtereken az övzátonyok és a mélyedések a legintenzívebben feltöltődő területek. Az évente lerakódó üledék mennyisége a tiszai hullámtéri holtmedreknél átlagosan 3 cm-re tehető (PÁLFAI I. 1994), de a különböző módszerekkel (szelvényösszehasonlítás, pollen és ¹³⁷Cs-izotópos üledékvizsgálat) végzett feltöltődésvizsgálatok területenként igen eltérő (0,8-13,6 cm/év) értékeket eredményeztek (SÁNDOR A. 2011). A Maros holtágáról 1,3-2,5 cm (OROSZI V. 2009), a gemenci Rezáti-Dunáról 2,7-5,7 cm közötti (TAMÁS E. – KALOCSA B. 2003) értékeket publikáltak.

A síkvidéki folyók élőhelyeinek (potamális biotópoknak) osztályozása szerint (BERCZIK Á. 1997, DÉVAI GY. et al. 2002) eupotamálisnak az állandó átfolyással rendelkező fő- és mellékágak tekinthetők, parapotamálisak a főmederrel még alsó torkolatukkal kapcsolatban álló holtágak, plesiopotamálisak a lefűződött hullámtéri, paleopotamálisak a mentett oldali holtmedrek. A potamonok természetes szukcessziója az eupotamontól a paleopotamon irányába halad, a hullámtéren paleopotamon nem alakulhat ki, itt a szukcesszió lerövidül és a plesiopotamon jelenti a végső állapotot (BERCZIK Á. 1997).

2.1.4. Szikes tavak, mint vizes élőhelyek

A hazánkban ex lege védelem alatt álló szikes tavak körébe tartozik (mérettől, vízmélységtől és vegetációborítástól függetlenül) minden „*olyan természetes vagy természetközeli vizes élőhely, amelynek medrét tartósan vagy időszakosan legalább 600mg/liter nátrium kation dominanciájú oldott ásványi anyag tartalmú felszíni víz borítja, illetve a területén sziki életközösségek találhatóak*” (1996. évi LIII. törvény 23.§). Így a szikes tavak gyűjtőfogalommal illetett különböző hazai szikes állóvizek (kistavak, fertők, mocsarak) a tavi és a mocsári vizes élőhelyi csoportokba sorolhatók be. A legtöbb magyarországi szikes tó a sekély kistavak közé tartozik, feltöltődésükkel szikfertők majd szikes mocsarak jönnek létre (BOROS E. 1999).

Az alföldi szikes tavak elsősorban nátrium-, karbonát- és hidrokarbonát-ionokban gazdagok, de a kémiai komponensek a környezeti tényezők következtében nagyfokú változatosságot mutathatnak (BOROS E. 2002). Az ionösszetételen alapult DVIHALLY ZS. és PONYI J. (1957) által kidolgozott, de napjainkban már nem alkalmazott, csoportosításuk (szikós vizek, szikes vizek, vadvizek). A kolloid mészsó illetve huminanyag tartalommal összefüggő vízszín alapján fehér és fekete szikes tavakat különböztetünk meg (DVIHALLY ZS. 1970), melyek egymással szukcessziós kapcsolatban állnak (BOROS E. 2002). VÁRADI ZS. és FEHÉR G. (2010) kiskunsági fehér szikes tavak esetében lineáris kapcsolatot mutatott ki a vezetőképesség és néhány kémiai paraméter (KOIps, összes-P) között, mely a tavak betöményedése és a szervesanyag tartalom közötti összefüggéssel magyarázták.

A szikeseken előforduló nagyszámú növénytársulást (áttekintésük: BORHIDI A. 2003) az élőhely-térképezés során a növekvő vízhatás sorrendjében sorolták kategóriákba (BÖLÖNI J. et al. 2007). A szikes tavak környezetében a növényzet a vízborítás mértékétől függően jellegzetes zónákat (szikés hínár, szikes mocsár, szikfok és vakszik, időszakosan vízborított szikes rét, időszakosan nedves száraz gyepek) alkot (BOROS E. 2002), melyekben a növénytársulások fajkészlete a termőhelyi viszonyok (pl. szoloncsák és szolonyec talajtípus, sótartalom) függvényében igen eltérő lehet (KELEMEN J. 1997). A tartós kiszáradás felgyorsítja a szikesek szukcesszióját (BOROS E. 1999).

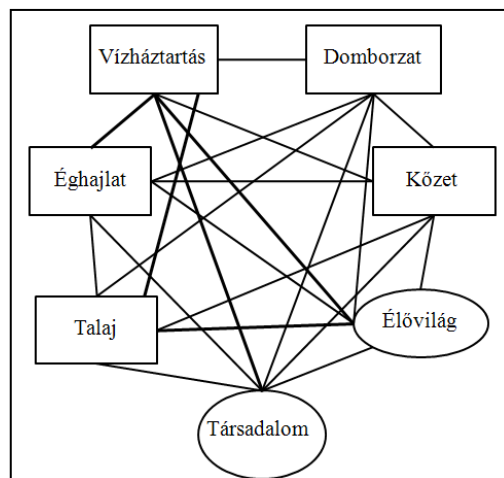
A szikeseken egyes talajtulajdonságok változása szoros kapcsolatba hozható bizonyos növényfajokkal (ABD EL-GHANI, M. M. – AMER, W. M. 2003, CANADAS, E. M. et al. 2010), a magyarországi viszonyok esetében a soványcsenkesz (*Festuca pseudovina*), a réti sás (*Carex distans*), a pozsgás zsázsa (*Lepidium crassifolium*), a bárányparaj (*Camphorosma annua*), a sziki mézpzásit (*Puccinellia limosa*) és a sziki szittyó (*Juncus gerardii*) borítási értékeinek változásával (TÓTH T. – PÁSZTOR L. 1996, MILE O. et al. 2001). ZALATNAI M. és társai (2007) megállapították, hogy a magyarországi szikeseken a relatív magasság mutatkozik a legfontosabb tényezőnek, mely kihatással van a talaj többi tulajdonságára és így a növénytársulások abundancia értékeire is; az egyes növénytársulásokat egymástól elválasztó (szeparáló) hatású talajtulajdonság a szervesanyag-tartalom és a vezetőképesség. A különböző mélységekből vett talajminták esetén a talajtulajdonságok és a növényzet közötti kapcsolat erősege változó, általában nem a felszíni réteg mutatja a legszorosabb kapcsolatot (TÓTH T. – KERTÉSZ M. 1996).

Szikeseink növényzetének 1900-as évek elején kezdődő vizsgálata (áttekintésük: MILE O. 2008) sokáig csak a tiszántúli területekre korlátozódott, az elmúlt 10 évben jelentek meg a kiskunsági homokhátság kutatásával foglalkozó publikációk (MILE O. et al. 2001, ZALATNAI M. – KÖRMÖCZI L. 2004, ZALATNAI M. et al. 2007, VARGA Á. 2011), a bácskai löszös területről azonban tanulmányok napjainkig nem születtek.

2.1.5. Vizes élőhelyek veszélyeztetettsége

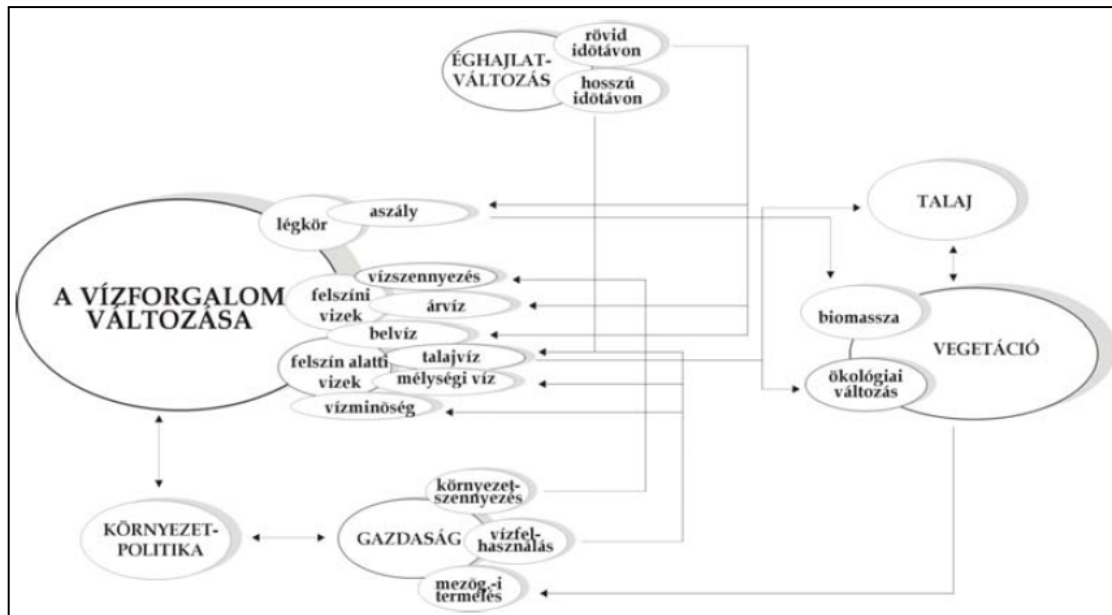
A 19. századi vízszabályozások az egykori vizes élőhelyek 97 %-át szüntették meg hazánkban (SZILÁGYI F. 2007). A megmaradókat napjainkban az egyre határozottabban érvényesülő kedvezőtlen antropogén hatások veszélyeztetik (RAKONCZAI J. 2006), melyek közül a legtöbb a szikes, valamint az ártéri élőhelyek esetében mutatható ki (BÖHM A. 2011).

LESER, H. (1991) szerint a tájökológia egyik legaktuálisabb feladata a természeti rendszerekben az antropogén zavaró hatások következtében fellépő változások azonosítása. A tájökológia a problémákat transzdiszciplináris megközelítésben tanulmányozza (LÓCZY D. 2002), komplex szemléletéből adódóan a tájalkotó tényezőket (2. ábra) nemcsak egyenként vizsgálja, hanem a hangsúlyt a köztük lévő kapcsolatokra és összefüggésekre helyezi (KERTÉSZ Á. 2003). Az alkalmazott tájökológia alap gondolata a fenntartható természet és a racionális tájhasználat, miszerint úgy kell a tájat használni, hogy annak természetes voltát lehetőség szerint megőrizzük és a természeti folyamatokba csak minimális mértékben avatkozunk be (KERTÉSZ Á. 2003). A tájökológia részterületei tudományosan alapozzák meg a környezetbe történő beavatkozások egyes lépéseit (állapotfelmérés, tervezés, helyreállítás) (LÓCZY D. 2002), hiszen a vizes élőhelyek megőrzése és helyreállítása csak táji keretek között lehet sikeres (SZABÓ M. 2008).



2. ábra. Tájalkotó tényezők és hatáskapcsolatok
(KERTÉSZ Á. 2003 alapján szerkesztette MÁTRAI I.)

A vizes élőhelyeken bekövetkező változásokban a kulcsszerepet a táj természetes vízforgalmának átalakulása játssza, mely számos közvetlen és közvetett hatáson keresztül érvényesülve (3. ábra) módosítja más tájalkotó tényezők tulajdonságait (RAKONCZAI J. 2006). Az éghajlatváltozás a vízforgalomban rövid (aszály, belvizek, folyók vízjárásának módosulása) és hosszú távú (talajvízszint-csökkenés) változásokat indít el (RAKONCZAI J. 2006), melyek hatással vannak a vízminőségre (eutrofizáció), a talajtulajdonságokra (sziktelenedés, kilugozódás, nitrofilizáció) és ezeken keresztül az élővilágra (MOLNÁR E. – CZÚCZ B. 2009, OVG 11.1. háttéranyag).



3. ábra. *A táji vízforgalom megváltozásának okai és környezeti következményei* (RAKONCZAI J. 2006)

SIPKAY Cs. (2010) szerint a klímaváltozás (az antropogén szennyezéshez kapcsolatosan) felgyorsítja az eutrofizáció folyamatát, mivel az özönvízszerűen hulló csapadék a vizes élőhelyek tápanyagterhelésének növekedését okozhatja, emellett a víz gyorsabb és drasztikusabb felmelegedése gyakoribb kéalgás vízvirágzást idézhet elő. VARGA Z. (1992) megállapítja, hogy a mezőgazdasági terhelés és a léggöri eredetű nitrogén-ülepedés következtében jelentkező (szárazföldi eutrofizációnak is nevezett) nitrofilizáció a gyomnövények térhódításához vezet, mely a szikes élőhelyek és társulások leromlását okozza (BORHIDI A. – SÁNTHA A. 1999). A klíma szárazabbá válásának következtében megváltozott természetföldrajzi folyamat-együttes, az aridifikáció (szárazodás) első és legközvetlenebb hatása a talajvízszint és az állóvizek szintjének süllyedésében jelentkezik (KERTÉSZ Á. et al. 2003). A talajvízszint-csökkenés következtében elinduló lefelé irányuló vízmozgás a szikesek kilugozódásához vezet, mely nemcsak a nátrium-ionok hanem a kalcium-karbonát mélybe mosódását is jelenti, vagyis sziktelenedést (sótlanodást) idéz elő; és az egész szelvényben közel hasonlóvá váló szódatartalom (a szoloncsák dinamika megakadása miatt) zártabb és kevésbé sótűrő növényzet megtelepedését teszi lehetővé (KERTÉSZ Á. et al. 2001, RAKONCZAI J. – KOVÁCS F. 2006).

A Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia vízgazdálkodásban bevezetendő intézkedései között kiemelt szerepet kap a vízvisszatartás, mely (a belvízrendszerek komplex kezelése mellett) a vizes élőhelyek megőrzésével és helyreállításával valósítható meg (OVGT 11.1. háttéranyag, SOMLYÓDY L. et al. 2010).

2.1.6. Vizes élőhelyek megőrzése és helyreállítása

A megőrzés a kedvezőtlen változások bekövetkezését megakadályozó tevékenység, a helyreállítás a már megváltozott állapot újbóli visszaállítása érdekében végzett kezelés (DÉVAI GY. et al. 2002). A vizes élőhelyeken végzett beavatkozásokkal kapcsolatban a leggyakrabban használt rekonstrukció kifejezés mellett több más elnevezéssel is találkozhatunk (pl. rehabilitáció: SZLÁVIK L. et al. 1995, GÖRI SZ. – KAPOCSI I. 2005, SZABÓ M. 2005; revitalizáció: ZSUFFA I. 1993, ALEXAY Z. 1995, SZIEBERT J. 2005, ÖKO RT 2005), sokszor ugyanazon tevékenységre vonatkozóan is.

Szélesebb körben elfogadottá az elmúlt évtizedben vált ARADI CS. és GÖRI SZ. (2001) konzervációökológiai megközelítésű értelmezése, mely szerint prezerváció a természetes szukcessziós folyamatok kedvező környezeti feltételeinek megőrzése és védelme. Konzerváció egy ökológiai szempontból értékes állapot rögzítése és mesterséges fenntartása. Rehabilitáció az eredeti természeti rendszer alapelemeit és vázát még őrző részlegesen sérült élőhely helyreállítása. Rekonstrukció egy adott helyen korábban már létező de időközben teljesen eltűnt természeti rendszer újbóli kialakítása. Kreáció az adott helyen korábban nem létező, de a tágabb környezetében feltételezhetően meglévő, őshonos fajokból álló élőhely létesítése.

A kezelési tevékenység során a ramsari vizes élőhelyeken az ökológiai jellegváltozásokat kell megelőzni, mérsékelni vagy megszüntetni, a nem ramsari vizes élőhelyek esetében pedig a fenntartható és bölcs használatukat kell biztosítani (BÖHM A. 2011). TAMÁS E. (2012) madárvédelmi szempontból kiemeli, hogy a táplálkozó helyek vízháztartásának javítása érdekében az ártereken végzett helyreállítás során nagy hangsúlyt kell fektetni a vízjárás dinamizmusának megőrzésére és visszaállítására. T. HANYECZ K. (2006) általános természetvédelmi kezelési javaslatokat dolgozott ki a tájhasználati formátípusok területi jellemzői alapján kialakított egyes táji altípusokra (pl. legeltetéssel vagy kaszálással hasznosított másodlagos gyepek, természetes folyók és tómederek, mesterséges csatornák és tómederek, természetes mocsárok) vonatkoztatva. DÉVAI GY. (1994) megállapítja, hogy a megfelelő nádgazdálkodás jótékonyan befolyásolja a holtmedrek vízminőségét.

A szikes gyepek kezelésében elsődleges fontosságú a vízvisszatartás, a tájleptékű vízgazdálkodás, az ökológiailag fenntartható legeltetés, a gyeprehabilitáció, valamint a tájidegen és gyomfajok visszaszorítása (MME 2007). A gyepek természetvédelmi értékeinek megőrzése miatt fontos a teljes gyepterület rendszeres kezelése, melynek módját azonban általánosságban nem lehet megfogalmazni (KELEMEN J. 1997), az ide vonatkozó irányelvek (KELEMEN J. 1997, EC 2008) figyelembe vételével azt a területre jellemző növényzethez és természetvédelmi értékekhez kell igazítani.

A vizes élőhelyek kotrása a vízminőség javítása céljából (MAROTTA, H. et al. 2009, TURNER, R. E. – STREEVER, B. 2002, ÖKO RT 2005), valamint a megfelelő vízmélység és szabad vízfelület kialakítása céljából ökológiailag elfogadható (DÉVAI GY. et al. 2002); de azt az élővilág minél csekélyebb zavarásával, ősztől-tavaszig több lépcsőben, vagyis térben és időben szakaszosan kell végezni (DÉVAI GY. et al. 2002).

POMOGYI P. (2011) a gemenci vizes élőhelyeken végzett vizsgálatai alapján megállapította, hogy a tündérrózsahínárt érő kotrás a társulás eltűnését eredményezte, és helyét nagy borítással tócsagaz-hínár vette át. A szubmerz lebegőhínár (pl. tócsagazhínár) esetében a növényzet eltávolítása csak időszakos megoldás, ha nagy mennyiségű tápanyag van jelen a vízben a növényzet igen gyorsan képes visszatelepülni és az eltávolítotthoz hasonló biomasszát néhány hét leforgása alatt ismételtelen megteremteni.

A kotrások vízminőségre gyakorolt hosszú távú hatására vonatkozóan a Velencei-tó esetében kismértékű javulást tapasztaltak, a Balatonnál viszont nem sikerült vízminőségjavító hatást egyértelműen kimutatni (SZILÁGYI F. 2007). Gemenci holtmedrek esetében a kotrást követő átmeneti vízminőség-romlás kékalga okozta vízvirágzásban nyilvánult meg, mely a megváltozott foszfor-forgalmi viszonyokkal magyarázható (POMOGYI P. 2011).

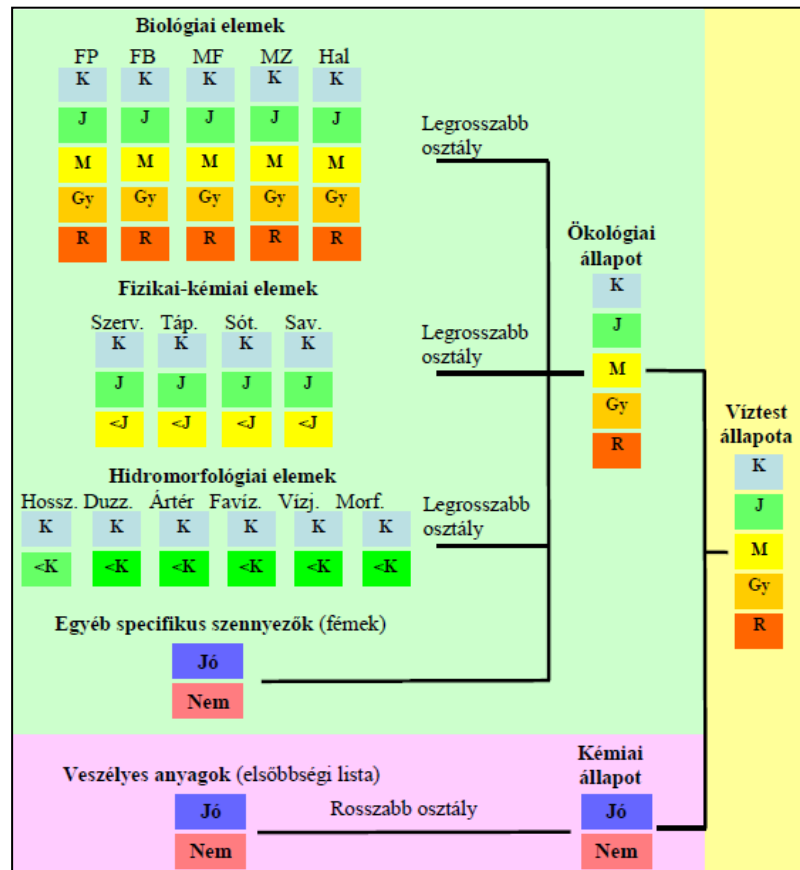
A vizes élőhelyek helyreállításának tervezésekor fontos, hogy ne csak szakmai (ökológiai, természetvédelmi) szempontok érvényesüljenek, hanem a hosszú távú fenntarthatóság is kritérium legyen; továbbá elengedhetetlen az egységes módszertan szerinti monitorozás (MME 2007).

2.1.7. Vizes élőhelyek és a Víz Keretirányelv

A VKI hazai bevezetése során felszíni vizeinket, mint víztesteket, a folyók és az állóvizek két fő típusába sorolták, azonban több szakmai ajánlás is a vizes élőhelyekre vonatkozóan egy harmadik típus felállítását szorgalmazza (WETLAND 2002, SIMONFFY Z. – SZILÁGYI F. 2005, MÁTRAI I. et al. 2006). A holtmedrek tekintetében sem egységes az álláspont, ugyanis a mentett oldali holtmedrek a tavakhoz kerültek besorolásra, a hullámtéri holtmedreket viszont a folyóvízi rendszer részeként kezelik. Szakmai ajánlások szerint (SIMONFFY Z. – SZILÁGYI F. 2005, MÁTRAI I. et al. 2006) helytállóbb lenne a hullámtéri holtmedrek leválasztása a folyótól és önálló víztestként történő kijelölésük.

A VKI a védett területekre állapotvizsgálatot és intézkedési tervet is előír, melyben a védetté nyilvánítás szempontjai a döntőek. Mivel a védett vizes élőhelyek nem víztestként kerülnek meghatározásra, így nincsen tipizálásuk és referencia állapotuk sem (SZILÁGYI F. 2007), minősítésükkel kapcsolatban néhány szakmai ajánlás foglalkozik csak (DÉVAI GY. et al. 2001, WITTNER I. et al. 2005, SIMONFFY Z. – SZILÁGYI F. 2005).

A VKI szerint a felszíni vizek állapotát az ökológiai és a kémiai állapot határozza meg (4. ábra). Ökológiai állapot alatt a természetes és a természetközeli víztestek esetén a felszíni vizekkel kapcsolatban lévő vízi ökoszisztémák szerkezetének és működésének a benne foglalt ötös osztályozással összhangban álló minőségét érti. Az erősen módosított és a mesterséges víztesteknél az ökológiai potenciál kifejezést használja, mely azt a potenciálisan elérhető legjobb állapotot jelenti, amely egy hasonló természetes víztest referencia állapotából vezethető le.



4. ábra. A VKI felszíni vizekre vonatkozó minősítési rendszere (OVGT 2010 alapján)
K: kiváló, J: jó, M: mérsékelt, Gy: gyenge, R: rossz.

Az ötös osztályozású (kiváló, jó, mérsékelt, gyenge, rossz) ökológiai állapotot a víz fizikai-kémiai, hidromorfológiai és biológiai elemeinek állapota határozza meg, a kétosztályos (jó, rossz) kémiai állapotot a szennyezőanyagok koncentrációinak az európai környezetminőségi határértékekhez (EQS) való viszonya adja meg (OVGT 2010).

A VKI egyik fontos alapelve, hogy a felszíni vizek ökológiai állapotát a zavartalan feltételekhez, vagyis az adott víztest típusra megállapított referencia értékekhez kell viszonyítani. A biológiai állapot (figyelembe vett elemek: fitoplankton, fitobenton, makrofiton, makrozoobenton, halak) minősítése a környezetminőségi arányokon (EQR) alapul, melyek azt fejezik ki, hogy az adott víztest esetén megfigyelt biológiai paraméterek

értékei és az ugyanerre a víztestre megállapított referencia állapot értékei (OVGT 5.1. háttéranyag) között milyen eltérések vannak. A fizikai-kémiai állapot (komponens csoportok: oxigén-háztartás, növényi tápanyagok, sótartalom, savasodás) minősítése a víztest típusonként megállapított határértékekhez (10/2010 VM) való viszonyítással történik (OVGT 2010).

A szikes tavak VKI szerinti minősítéséhez fiziko-kémiai határértéket csak a vezetőképességre ($>4500 \mu\text{S}/\text{cm}$) állapítottak meg, a biológiai elemek közül pedig az algák, afitobenton (perifiton) és a makrovegetáció szerinti referenciaértékeket dolgozták ki (OVGT 1.6. melléklet), de a nagyjából kiszáradó jellegű szikes vizes élőhelyek minősítésére a magasabbrendű növényzet az alkalmazható elem. Az időszakos szikes állóvíztest típusok közötti alapvető különbség: vízborításos időszakban a 4-es típusnál a teljes mederben a mocsári növényzet dominál, az 5-ösnél viszont van növénymentes nyílt vízfelület és hínárzóna is; kiszáradt állapotban a 4-es típus mocsári növényzettel fedett, az 5-ösben viszont jelentős arányú a növénymentes sziksós fenék, amelyben kis borítással szárazföldi sótűrő fajok jelenhetnek meg (OVGT 1.6. melléklet).

A VKI elvárásainak megfelelő monitoring 2007-től üzemel Magyarországon. Az egyes vízminőség-védelmi monitorozó programok (feltáró, operatív, vizsgálati) között a célban foglaltaknak megfelelően a monitorozás ideje, gyakorisága és a vizsgált jellemzők adják a különbségeket. A feltáró monitoring programból nyert adatok (2004-2007) általában lehetővé tették vizeink állapotának minősítését, azonban a biológiai elemek egy része és a veszélyes anyagok esetében (módszertani okokra visszavezethetően) adathiányok vannak (OVGT 2010).

Mivel a VKI szerinti állapotértékelés módszertana további kiegészítésre és fejlesztésre szorult (OVGT 2010), az elmúlt években változások következtek be egyes biológiai elemek tekintetében a vizsgálati és értékelési módszerek területén egyaránt. Az OVGT 5.1. háttéranyagában szereplő Q_{BAP} metrikán alapuló makroszkópikus gerinctelen minősítés helyett 2011-től a módosított CSÁNYI-féle MMCP módszer (CSÁNYI B. et al. 2012) alkalmazzák. A makrofiták esetében az OVGT 5.1. háttéranyagában szereplő Integrált Makrofita Minőségi Index (IMMI) helyett a LUKÁCS-szerinti Makrofita Referencia Index (RI) szerinti minősítést (LUKÁCS B. – PAPP B. 2012) használják. A magasabbrendű vízinnövényzet felmérésének módszertana is változáson ment keresztül, mivel az IMMI számításához a BRAUN-BLANQUET-féle A-D (abundancia-dominancia) értékekkel kiegészített fajlista, valamint a zonációszerkezetet és a növényfedettséget jellemző zonáció- és társulás-lista szükséges. (OVGT 5.1. háttéranyag) A LUKÁCS-féle minősítéshez viszont elegendő a KOHLER-módszeren alapuló abundancia adatokkal kiegészített fajlista (LUKÁCS B. et al. 2010).

2.2. Vizsgált területek szakirodalma

2.2.1. Baja környékének bemutatása

2.2.1.1. Tájföldrajz

Baja öt alföldi kistáj (Kalocsai-Sárköz, Tolnai-Sárköz, Mohácsi-sziget, Bácskai löszös síkság, Illancs) találkozási pontjában fekszik. A Kalocsai-Sárköz, a Tolnai-Sárköz és a Mohácsi-sziget kistájak a Duna menti síkság középtájhoz, a Bácskai löszös síkság és Illancs kistájak a Bácskai-síkvidék középtájhoz tartoznak (DÖVÉNYI Z. 2010). A három Baja környéki Duna-völgyi kistáj legjellemzőbb tájtípusa a holtmedrekkel tarkított mentesített alacsony- és magasártér. Ezeken kívül a Tolnai-Sárközben nagyobb kiterjedésben hullámtéri területekkel, a Kalocsai-Sárközben rossz lefolyású, lápos ártéri területekkel találkozhatunk. Illancson a csernozjomos homoksíkság, a Bácskai löszös síkságon a csernozjomos mély talajvizű löszös síksági forma a legjellemzőbb, emellett itt csernozjomos homoksíksági, valamint a lápos, illetve szikes buckaközi medence típusok is megjelennek (MNA 1989 alapján).

A kutatásom során vizsgált Baja környéki vizes élőhelyek a Tolnai-Sárköz (Nyéki-Holt-Duna), a Mohácsi-sziget (Ferenc-tápcsatorna) és a Bácskai löszös síkság (garai Sóstó) kistájak területén fekszenek. Azonban mindhárom mintaterületem a Felső-Bácska vízgyűjtő-gazdálkodási tervezési alegységhez (OVGT 2010) tartozik, mivel annak nem tájföldrajzi megfontolások alapján kijelölt területe a Mohácsi-szigetet, valamint a Tolnai-Sárköz és a Bácskai löszös síkság egy részét foglalja magába.

2.2.1.2. Domborzati viszonyok

Budapest alatt a Duna egy közelítőleg észak-déli lefutású, többször kiszélesedő majd összeszűkülő völgyben kanyarog. Ezt a széles, lapos völgyteknőt a Duna formálta ki és töltötte fel az utolsó interglaciálistól napjainkig. A völgy Dunaföldvámál kezdődő alsó szakaszának (Alsó-Duna-völgy) keleti határát a Duna-Tisza közti homokhátság és a bácskai lösztábla alkotja, nyugati határát a Mezőföld és a Tolna-Baranyai-dombvidék képezi, ezért aszimmetrikus nyugati oldala magasabb és meredekebb, keleti oldala kevésbé határozott. A helyenként 30 km széles völgyben ártéri szintek sorakoznak, a Mezőföldtől délre az ártér fölé emelkedő teraszokat is találunk. Ahol a Duna a völgy nyugati széléig kihúzódik, ott közvetlenül a pannon üledékekre települt vastag lösztakarót mossa. A keleti völgyoldal folyami hordalékból áll, melyre a glaciálisok idején a szél lösz, az interglaciálisokban pedig futóhomokot telepített (PÉCSI M. 1967, ANDRÁSFALVY B. 1973).

2.2.1.3. Földtani viszonyok

A pliocén végén az Ős-Duna áttört a Visegrádi-szoroson és délkeletnek tartva tölcészerűen kiszélesedő hordalékkúpot kezdett építeni, melyen folyásiránya egyre jobban délre tolódott, végül a kalocsai süllyedés eredményeként kialakult a napjainkra is jellemző észak-déli folyásiránya (LÓKI J. 2010). A süllyedékben sem mindjárt a mai medrébe került a Duna, hanem a mai völgy keleti peremén haladt Bajáig (SOMOGYI S. 2000). Itt megváltoztatja észak-déli futásirányát és délnyugatnak tartva közvetlenül a pannon táblarög lábánál folyik Mohácsig (PÉCSI M. 1959), észak-déli irányát Baja alatt a Mohácsi-szigetet keletről határoló Baracscai-Duna kanyarogva feltöltő jellegű (SOMOGYI S. 1983) szakaszának meanderei követik.

A süllyedékben az újholocén folyamán a Duna 40-60 méter vastag hordalékot halmozott fel, és ebben a fiatal és laza üledékben kanyarogva időről-időre átformálta széles árterét, oldalazó eróziójával rombolta völgyének peremét. Folyami üledéksora alulról felfelé egyre finomodik: kavicsos homok, középszemű homok, aprószemű homok (mint mederüledék), majd homokos iszap, lösziszap és agyag (mint ártéri lerakódás) mutatható ki (PÉCSI M. 1967, DÖVÉNYI Z. 2010). A Duna gyakori mederváltozásai és a kanyarulatok fokozatos eltolódásai miatt az alacsony és a magas ártér is csaknem teljesen átalakult, mindkét ártéri szintet a holtmedrek kusza hálózata jellemzi. Az alacsony ártér összefüggő legmélyebb felszínei, az ártéri lapályok (LÓCZY D. 2005), nem a Duna mellett húzódnak, hanem a keleti, illetve nyugati peremterületek szélén. Az árteret nagyobb árvizek idején csaknem egységes vízfelszín borította, amelyből ármentes szigetként emelkedtek ki a sárközi teraszszigetek, valamint a peremvidéki teraszok (Mohácsi-terasz, Délbácskai-terasz) (PÉCSI M. 1959).

A dunai hordalékkúptól nyugatra, a Mezőföldön és annak délkeleti folytatásában a Bácskai-síkvidéken, az Ős-Sárvíz épített hordalékkúpot (PÉCSI M. 1967). A Bácskai-síkvidéken a hordaléklerakásban a Mecsekéből érkező vízfolyások is részt vettek (PÉCSI M. 1967) mielőtt a Duna észak-déli irányba váltott. A szárazon maradt területen ezután a szél lett a legfontosabb felszínformáló tényező (MARTONNÉ E. K. 2000), és a homokmozgások eltűntették, vagy felszabdalták a hordalékkúpon lévő elhagyott medreket (BORSY Z. 1989). A későbbiekben kialakuló sztyeppnövényzet megkötötte a homok jelentős részét, majd a hulló por felhalmozódásával megindult a buckák löszös köpenyének képződése (PÉCSI M. 1960). A Bácskai löszös síkvidék felszínét így nem csupán lösz, illetve löszszerű képződmények építik fel, Baja-Hercegszántó között a táj peremét szélesebb-keskenyebb sávban, parti dűnék formájában futóhomok borítja, az elzárt rossz lefolyású, szikesedésre hajlamos kisebb medencékben homokos iszapok, réti agyagok, lösziszapok találhatóak, alapzatukban helyenként réti mészkő és mésziszap felhalmozódásokkal (PÉCSI M. 1967).

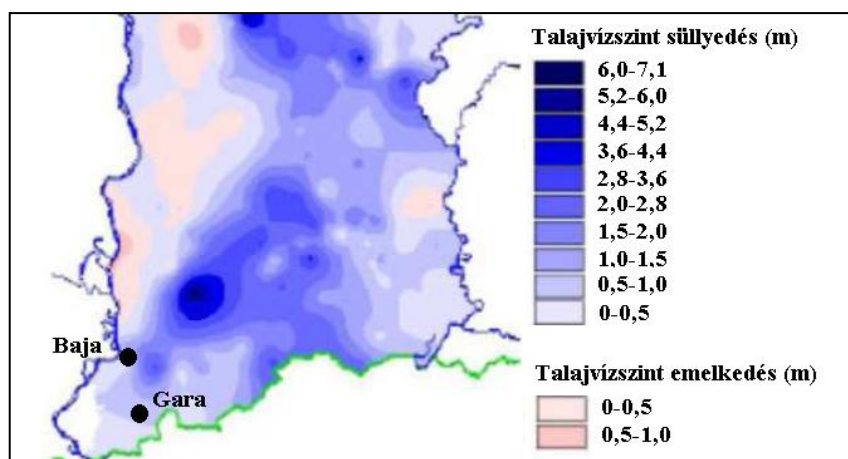
2.2.1.4. Talaj- és talajvíz viszonyok

A Bácskai löszös síkság uralkodó talajtípusa a mészlepedékes csernozjom, emellett homok és szikes talajok fordulnak elő kisebb-nagyobb foltok formájában (MNA 1989 alapján). A táj veszélyes talajtani folyamata a szikesedés, mely nemcsak a déli részen található mélyedésekben (pl. a Gara mellett) kialakuló szoloncsák-szolonyec formájában jelentkezik, hanem a mélyben sós mészlepedékes csernozjom altípus nagyobb kiterjedésű megjelenésében is (PÉCSI M. 1967, STEFANOVITS P. et al. 1991).

Az Alsó-Duna-völgyben uralkodó talajtípus a réti öntéstalaj, emellett réti talaj, réti csernozjom és szikes talajok fordulnak elő (MNA 1989 alapján). A réti csernozjom a magas ártérre, a szikesek a Duna-völgy Kalocsa feletti keleti peremére jellemzőek (PÉCSI M. 1967). Kalocsa alatt a szikesedés csak kisebb területen jelentkezik, melynek magyarázata a peremterületi talajvizek elhelyezkedésében, összetételében és áramlási irányában keresendő (PÉCSI M. 1967; STEFANOVITS P. et al. 1991).

Solt és Kalocsa között a homokhátság felől nátriumban gazdag talajvíz áramlik az alacsony ártér felé; Kalocsa alatt a talajvíz kalciumos-magnéziumos-hidrokarbonátos, lefolyása pedig csak részben irányul nyugatra a Duna-völgy felé, inkább délkeleti irányba mozog (RÓNAI A. 1961, PÉCSI M. 1967). A dunai üledék és a lösz magas mésztartalma okozza, hogy Baja környékén, valamint a Tolnai-Sárközben a talajvíz összes keménysége magas; a Tolnai-Sárközben és Bajánál jelentős mennyiségben jelenik meg a talajvízben a szulfát (60-300 mg/l); a Bácskai löszös síkságon a talajvíz magnéziumos-hidrokarbonátos típusú, nagy keménységű és szulfátban gazdag (PÉCSI M. 1967, RÓNAI A. 1975, DÖVÉNYI Z. 2010).

A talajvíztükör az Alsó-Duna alluviumán 1,5-2,5 m között, a keleti peremterületek távolabbi részén 4-5 m-re, a parthoz közeli részeken 6-8 m-re található. Helyenként (pl. a Ferenc-tápcsatorna mentén) a magas talajvízállás belvizeket idéz elő. A Bácskai löszös síkság általában vízszegény, a Gara-Vaskút vonalában húzódó homokgerinc alatt 6-10 m a talajvíz mélysége, a homoksáv két oldalán 3-6 m között változik, és csak néhány mélyedésben közelíti meg 1 méterre a felszínt (RÓNAI A. 1961, PÉCSI M. 1967). A Duna-Tisza közén az 1990-es évekre (az 1956-1975 közötti húszéves időszakhoz képest) bekövetkező talajvízszint csökkenés elérte a 2-6 métert (PÁLFAI I. 2005). Okaként a közvetlenül, illetve közvetve ható klimatikus változásokat és a területhasználattal kapcsolatos emberi beavatkozásokat jelölték meg (SZILÁGYI J. – VOROSMARTY CH. 1993, PÁLFAI I. 1995). A süllyedést a csapadékos 1990-es évek lelassították ugyan, de a csökkenő tendencia napjainkban is tart (PÁLFAI I. 2005).

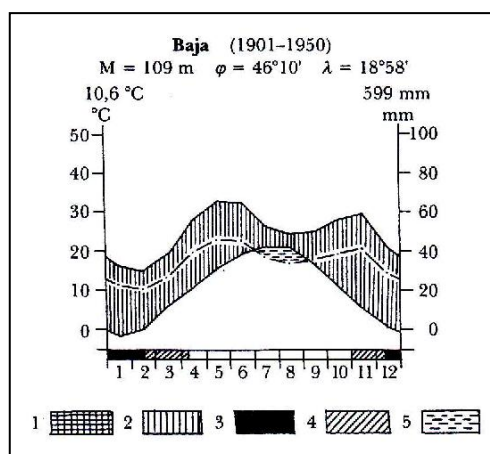


5. ábra. Talajvízszint süllyedés 2003-ban a Duna-Tisza közén az 1971-1975 időszak átlagához viszonyítva (RAKONCZAI J. 2006 alapján szerkesztette MÁTRAI I.)

A Duna-Tisza közén az elmúlt évtizedben regisztrált közepes és az 1970-es évek átlagos talajvízszintjeinek különbségeit bemutató térképeken (RAKONCZAI J. 2006, SZALAI J. et al. 2012) tapasztalható egyenetlen területi megoszlás (5. ábra) a regionális hatások jelentőségét hangsúlyozza (KUTI L. et al. 2002). A Duna-Tisza közti homokhátságon és a Bácskai síkvidék Illancs kistáján a talajvízszint csökkenés napjaink jelentős környezeti problémája (PÁLFAI I. 2005, LADÁNYI Zs. 2009). A Baja környéki területek közül elemzéseket Illancs borotai észlelőkútjának adatsorán végeztek (SZALAI J. et al. 2012), mely szerint bár az éves átlagos talajvízjáték 50 cm-nél kisebb, de a szinte folyamatos talajvízszint csökkenés következtében (az 1970-es állapothoz képest) napjainkban közel 10 méterrel lejjebb található a talajvíztükör. A Bácskai löszös síkságon fekvő talajvízkutak adatsorain ilyen elemzéseket nem történtek.

2.2.1.5. Éghajlat

Az Alsó-Duna-völgy a meleg, mérsékelten száraz, mérsékelten forró nyarú, a Bácskai löszös síkság a meleg, mérsékelten száraz, forró nyarú éghajlati körzethez tartozik (MNA 1989). Mindkét területen az éves csapadék összege 600-650 mm, a tényleges párolgás 500-525 mm, az éghajlati vízhiány 250-300 mm, az ariditási index 1,14-1,24 közötti; januári csapadék minimummal (30-35 mm), júniusi csapadék maximummal (65-70 mm), és októberi másodmaximummal jellemezhetők (MNA 1989, DÖVÉNYI Z. 2010). Mindkét területen a napsütés bőséges (a napfénytartam évi összege 2100-2150 óra); az országos átlagnál magasabb az évi (10,5-11,0 °C), a januári (-1,5 és -1 °C közötti) és az áprilisi középhőmérséklet (11,5 °C feletti); az uralkodó szélirány általában északnyugati, de a Duna-völgyben gyakrabban előfordul még az északi és déli szél is (PÉCSI M. 1967, MNA 1989, DÖVÉNYI Z. 2010).



6. ábra. *Baja környékének klímadiagramja (1901-1950)* (LEHMANN A. 2002)
 1: nagy csapadéku időszak, 2: csapadékos időszak, 3: téli napok, 4: fagyos napok, 5: szemiárid időszak.

Baja 1901-1950 közötti időszakra vonatkozó WALTER-LIETH-féle klímadiagramja (6. ábra) egy hosszú, júliustól szeptemberig tartó aszályos időszakot jelez (LEHMANN A. 2002). Azonban arra vonatkozóan, hogy az utóbbi évtizedek egyre inkább szélsőségesse váló időjárása (PÁLFAI I. 2005, BOROS E. 2009) hogyan nyilvánul meg Baja környékének éghajlatában, elemzés nem készült.

A klímaváltozás egyik természetföldrajzi következménye hazánk alföldi területein a szemiárid jelleg erősödése (KERTÉSZ Á. – MIKA J. 1999), melyet a hosszú távú adatsorokon megfigyelhető átlaghőmérséklet növekedés és nyári csapadékhajlam csökkenés jelez (KOVÁCS F. 2002, SOMLYÓDY L. et al. 2010); a másik a szélsőségek fokozódása (NOVÁKY B. 1991). A Duna-Tisza közén az évi csapadékösszegek csökkenése 1 mm/év, a klimatikus vízhiány emelkedése 0,5 mm/év (PÁLFAI I. 2005, KOVÁCS F. 2010). A leghosszabb száraz időszak 1983-1995 között alakult ki (PÁLFAI I. 2005), de a csapadék maximumok téli hónapokra tolódása és a nyári csapadékmentes időszakok hosszabbodása az aszályos periódusok valószínűségének növekedéséhez vezethet (ANTAL E. 1989).

Baja környékén a csapadékösszegek csökkenő trendjét mutatják az 1937-2000 (PÁLFAI I. 2005), illetve az 1950-2006 (FUCHS N. et al. 2009, MÁTRAI I. et al. 2011) időszakok adatsorain végzett lineáris illesztések. Az 1950-2000 időszak éves középhőmérsékletein trend nem mutatható ki, a párolgás növekvő (SZIEBERT J. 2005). Az 1950-2006 közötti időszak nyári féléveire vonatkozó csapadék és párolgás adatsorok statisztikai vizsgálata az éghajlati vízhiány jelentős emelkedését mutatja, a 2050-re becsült érték 473 mm (MÁTRAI I. et al. 2011). A szabad vízfelület párolgási értékeinél lényegesen kisebb területi párolgások sokévi átlaga Baja környékén 560 mm, melynek 80%-a a nyári félévre esik, az adatsorra illesztett polinom az 1970-es évektől kezdődő csökkenést mutat (FUCHS N. et al. 2009).

2.2.1.6. Tájörténet és vízrajzi változások

Az Alsó-Duna mentén az emberi megtelepedésre alkalmas területek az ármentes magaspartok, az árteret szélesebb-keskenyebb sávban kísérő részint ármentes teraszok, valamint a sárközi teraszszigetek voltak (ANDRÁSFALVY B. 1973).

A középkorban a Duna és keleti peremvidéke közötti terület egyik legfontosabb vízfolyása volt a Vajas (1.1. függelék), melyet GYÖRFFY GY. (1966) a Duna 150 km hosszú mellékágaként azonosított. ANDRÁSFALVY B. (1974) a középkori ártéri fokgazdálkodásra jellemző módon, mesterségesen kialakított („vájás”) és fenntartott, mély és állandóbb vizű csatorna-hálózatnak tartja, mely az ártérbe vezető fokok és ezeken keresztül halastavak egész sorát táplálta, valamint hajózási célokat is szolgált. A Vajas Kalocsa és Sükösd közötti szakasza (a mai Vajas-fok) az évszázadok alatt összeszűkült és feltöltődött, Sükösd és Baja közötti szakaszának medrét a Duna foglalta el, Baja alatti medrében a mai Sugovica, Szeremlei-Duna és Ferenc-tápcsatorna folyik (GYÖRFFY GY. 1966). A löszhátság vizeit összegyűjtő Aszó (mai Kígyós) és Nádágy (mai Bokodi-Kígyós) egyesülésével létrejött vízfolyás a bácskai teraszon számos tó és mocsár között kanyarogva torkollott a Vajasba (1.1. függelék). A löszhátság a tatárjárás előtt belterjes földművelés színhelye volt, azután a nomád állattartás vált itt jellemzővé (GYÖRFFY GY. 1966).

A középkorban a Duna jobb parti árterületének (a mai Tolnai-Sárköznek) a legjelentősebb, egyben névadó vízfolyása volt a Sár (másik nevén Sárvíz), mely a Kapos és a Sió vizét is felvéve Szekszárdnál lépett ki az ártérre, annak szélén a dombság lábánál délre haladva összegyűjtötte a nyugati peremvidékről lefolyó vizeket, majd Bátánál a Dunába torkollott. A Bata Öcsény felett a Dunából ágazott ki és a Sárral párhuzamosan az ártéren kígyózott délnek, majd a Dunába torkollott (IHRIG D. 1973).

A 17-18. század fordulója körüli (vagyis a Rákóczi szabadságharc éveire jellemző) állapotok láthatók MARSIGLI 1726-ben kiadott monográfiájában (1.2. függelék). A Bajától Dávodig húzódó keskenyebb vízfolyás a kora középkori Vajas egy rövidebb szakaszával, a Tolnai-Sárköz belsejében Öcsény és Bata közötti vízfolyás a Bátával azonosítható. A Tolnai-Sárközben települések (Decs, Pilis és a jelenkori települések egyikével sem azonosítható „Bresava”) a mocsaras területből kiemelkedő magasabb térszíneken, a hajózható vízfolyások mentén épültek. A mederszélességek alapján ebben az időben a meanderező keleti Duna-ág (Baracsikai-Duna) volt a főmeder (NEBOJSZKI L. 2007), mely Bezdánál egyesült a csak Mohács alatt meanderező jellegű nyugati Duna-ággal (a mai főággal). A 19. század elejére a Duna Mohács melletti nyugati ága vált főmederré (NEBOJSZKI L. 2007).

Közvetlenül a folyószabályozási munkálatok megkezdése előtti viszonyokat mutatja PÁVAI S. térképe (1.3. függelék), Monostorszegnél már látható a Dunából kiágazó Ferenc-csatorna és az Észak-Bácska vizeit levezető Kígyós új nyomvonala. A bácskai löszhátról kanyarogva érkező Kígyós, miután felvette a Gara és Csátalja között fekvő szikes tavak vizét is, korábban Hercegszántó és Bezdán között torkollott a Baracscai-Dunába (FALUDI G. – NEBOJSZKI L. 2008).

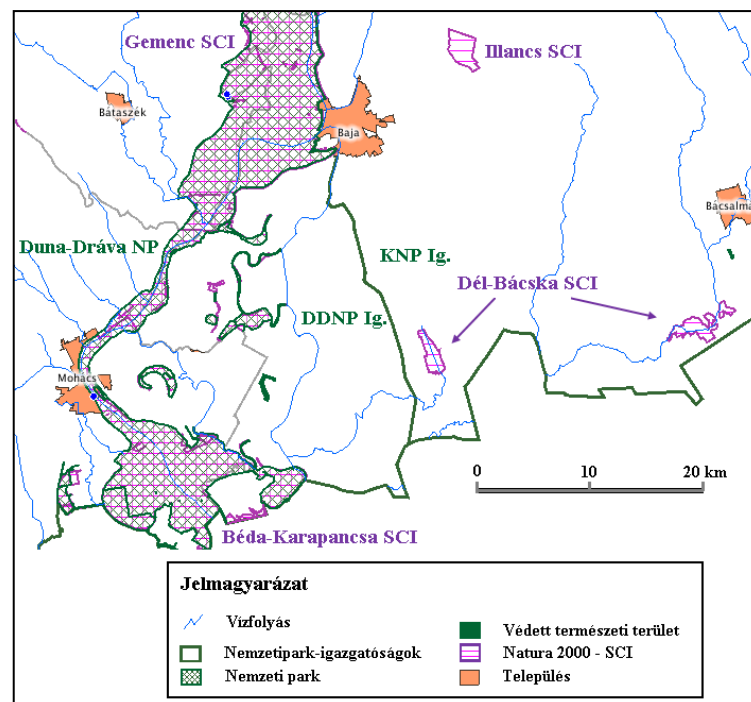
A tervszerű vízszabályozási munkálatok a 19. század elején az árvízjárta területek Dunától való elválasztásával, vagyis a gátak építésével indultak meg (BUZETZKY GY. 2002). A jobb parton a maihoz hasonló fővédvonal az 1870-es évekre, a bal parton 1890-re készült el (IHRIG D. 1973). Az árvízmentesítő munkálatokhoz a mai gemenci területek akkori birtokosa (Kalocsai Érsekség) nem csatlakozott, így a Duna jobb partján az árvízvédelmi töltés a birtokhatáron, a folyótól jelentős távolságra épült meg (BUZETZKY GY. 2002). Így itt széles, erdős ártér maradt és kialakult a mai gemenci táj (NEBOJSZKI L. 2006). A 19. század közepétől a Mohácsi-szigeten is épült néhány kisebb, összefüggés nélküli töltés (nyári gát), a tervszerűen épített védőgátak azonban csak 1906-ra készültek el (IHRIG D. 1973). 1870-ben elzárták a Baracscai-Duna felső torkolatát, medrének részbeni felhasználásával alakították ki a Baja-Bezdáni-csatornát, mellyel a Ferenc-csatorna (a mai Szerbiában fekvő Duna-Tisza-Duna csatorna) megfelelő vízellátását kívánták megoldani (FALUDI G. – NEBOJSZKI L. 2008).

A töltésépítésekkel párhuzamosan folyó másik munka a túlfélt kanyarulatok mesterséges átvágása volt, melyekkel Paks alatt a Dunát közel 100 km-rel megrövidítették, és csaknem kiegyenesítették (IHRIG D. 1973). A folyószabályozás 19. század végén kezdődő harmadik fázisa (kisvízi szabályozás), az új medrek megtartása érdekében a Duna partvédelemmel, sarkantyúkkal való kiépítése, még napjainkban is folyó tevékenység (BUZETZKY GY. 2002).

Mivel a mentesített területekről az ott keletkezett belvizeket, illetve az ártéren kívüli magasabb területekről származó külvizeket el kellett vezetni a befogadóba (BUZETZKY GY. 2002), az árvédelmi töltések megépítése után vízrendezési munkálatok következtek. A Baja alatti területek belvizeit az 1927-ben épült Igali-főcsatorna Hercegszántónál vezeti a Ferenc-tápcsatornába, az Észak-Bácska vizeit levezető Kígyós hercegszántói torkolatát 1801-ben helyezték át a Ferenc-csatornába (FALUDI G. – NEBOJSZKI L. 2008). 1855-ben a Kapos-Sió-Sárvíz rendszert Szekszárdnál kötötték a Dunába, a régi meder belvízcsatornává vált (NEBOJSZKI L. 2006). A Mohácsi-sziget északi részéről gravitációsan, a középső területekről az 1904-ben elkészült Karapancsai-főcsatormán keresztül szivattyúval történik a vizek áttemelése a Ferenc-tápcsatornába (FALUDI G. – NEBOJSZKI L. 2008).

Az Alsó-Duna-völgyben a természetes vegetációt az ártéri ligeterdők és mocsarak, a Bácskai löszháton a löszpuszták képviselték, mindkét területen kisebb-nagyobb foltokban előforduló szoloncsák sziki növényzettel (ZÓLYOMI B. 1981 alapján). Napjainkban az Alsó-Duna-völgy ligeterdőkkel, legelőkkel, rétekkel és lápokkal tarkított kultúrtáj, a Bácskai löszhát szántóföldi művelés alatt álló táj, ahol a természetes növénytakaró szinte teljesen eltűnt (PÉCSI M. 1967).

Az Alsó-Duna-völgy egykori árterének napjainkra fennmaradt töredékeit foglalja magába a Duna-Dráva Nemzeti Park két tájegysége (7. ábra). A Tolnai-Sárközben fekvő 180 km² kiterjedésű Gemenci Tájegység Európa egyik legnagyobb összefüggő hullámtéri területe, a Mohácsi-sziget és a Mohácsi teraszos sík hullámtéri és mentett oldali védett területei alkotják a 100 km² összterületű Béda-Karapancsai Tájegységet (ZÁVOCZKY SZ. 2002). Az Alsó-Duna-völgyben található holtmedrek és mellékágak nagy része a Natura 2000 hálózathoz tartozó Különleges Természetmegőrzési (SCI) és Különleges Madárvédelmi Terület (SPA), valamint Ramsari területként is nyilvántartott védett vizes élőhely. A Bácskai löszös síkság csekély kiterjedésű védett részei a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságához tartoznak (7. ábra), a két jelentősebb Natura 2000 terület (Dél-Bácska SCI) a garai Sóstó és Kígyós-menti mocsár. A tárgyalt kistájak vízfolyásai, állandó vagy időszakos vízborítású állóvizei és mocsaras-lapos élőhelyei a Nemzeti Ökológiai Hálózat részét képező magterületek, ökológiai folyosók illetve pufferövezetek.



7. ábra. Baja környékének védett területei (TIR 2010 alapján szerkesztette MÁTRAI I.)

2.2.2. A Duna Baja alatti szakasza

A vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során, mint önálló víztestet a Duna Baja alatti szakaszát a Felső-Bácska alegységhez sorolták be. Elkészítették hidrológiai, hidromorfológiai és környezetvédelmi jellemzését, valamint a Vízrajzi Észlelő Hálózathoz tartozó bajai és mohácsi vízrajzi állomásokon, és az Országos Felszíni Vízművelődési Hálózat részét képező, a bajai hídnál és az országhatárnál kijelölt vízminőségi törzshálózati mintavételi pontokon a feltáró monitoring időszakában (2004-2007) mért adatsorok alapján állapotának értékelését (FB VGT 2010).

2.2.2.1. Vízgyűjtő

A Felső-Bácska tervezési alegység nyugati határát alkotó 25-ös típusú víztest teljes vízgyűjtőjének kiterjedése 348 km², a közvetlen vízgyűjtőé 42 km² (FB VGT 1.5. melléklet). Bal parti vízgyűjtő-területét az árvédelmi fővédvonal keskeny sávra szűkíti, melybe csak a védett Szeremlei-Duna torkollik, jobb parti vízgyűjtő-területe a Tolnai-Sárköz és a Mohács alatti területek vizeit szállító belvízcsatornák, valamint a dombsági területekről érkező kisvízfolyások miatt jelentősen nagyobb kiterjedésű.

2.2.2.2. Vízjárás, vízhozam

Mivel a Dunának nincs jelentős vízhozamú mellékfolyója a Baja alatti szakaszon, hidrológiai jellemzői (2.2. függelék) a felette lévő szakaszok hatását tükrözik. Vízjárására a nagy éves ingadozás jellemző, legkisebb vízállásai novemberben, a legmagasabbak a február-márciusi (jeges ár), valamint a május-júniusi (zöldár) időszakban jelentkeznek (FB VGT 1.5. melléklet).

Az 1990-es években végzett hidrológiai elemzések (idősorok lineáris és exponenciális regressziója) a dunai vízállások jelentős csökkenését mutatták (SZLÁVIK L. et al. 1995, KALOCSA B. – ZSUFFA I. 1997), a vízhozamoké viszont lényegében változatlan maradt (KALOCSA B. – ZSUFFA I. 1997). A főmederben létrejött változások (medermélyülés) hatására az árvizeknek csak egy kis hányada lép ki a hullámtérre, mely árvíz-védekezési szempontból kedvező (FB VGT 1.5. melléklet), ugyanakkor a hullámtéri vizes élőhelyek vízellátottsága ezáltal romlik (KALOCSA B. – TAMÁS E. 2003).

SZIEBERT J. (2005) a vízszintcsökkenési tendencia mérséklődését mutatta ki a 2003-ig tartó dunai vízállás adatsoron végzett vizsgálattal (idősorok lineáris és exponenciális regressziója), valamint, hogy a következő évtizedekben is várható a kis- és középvizek enyhén csökkenő mértékű süllyedése. Megállapította, hogy bár az éves nagyvizek adatsora is látszólag csökkenő tendenciát mutat, de a 25 éves mozgóátlagokkal végzett vizsgálat 50-60 éves hullámhosszú periodicitást mutat, melyben az utóbbi évtized a leszálló ágon helyezkedett el, vagyis ennek köszönhető a csökkenő trend. Mindezt megerősítette az adatsorok egyöntetűség vizsgálatával (élesített Szmirnov-Kolmogorov próba), mely a nagyvizeknél homogenitást, a kis- és középvizeknél inhomogenitást mutatott.

SZIEBERT J. (2005) a folyómeder morfológiájának megváltozásával magyarázta a kis- és középvizek csökkenő, valamint a nagyvizek változatlan trendjét. MÁTRAI I. és társai (2011) lehetséges okként jelölték meg, hogy míg a kis- és középvizek a Baja környéki szakaszon a bevágódott mederben, addig a nagyvizek az ártérre kilépve vonulnak le és ilyenkor a medermélyülésből eredő vízszintcsökkenés nem játszik olyan jelentős szerepet.

SOMLYÓDY L. és társai (2010) megállapították, hogy az elmúlt 20 évben a Dunán és a Tiszán a korábbiakhoz képest gyakoribb és egyre nagyobb tetőzési szinten jelentkező árvizek kialakulásában jelentős szerepe (a csapadéktevékenységben tapasztalt változások mellett) a csapadék-árvíz kapcsolatot torzító hatásoknak van (pl. a területhasználatban bekövetkezett, gyorsabb összegyülekezést kiváltó, hatások; a meder levezető-képességének romlása; a hullámtér feltöltődése).

2.2.2.3. Mederviszonyok

A folyamszabályozás következtében a Duna hossza a Baja alatti szakaszon rövidült, esése növekedett. A középvízi meder szélessége 400-600 m, a kisvízi mederé 300-400 m, a mederesés 5-6 cm/km. Az árvízi meder szélessége Dunaszekcsónél mindössze 450 m, ugyanakkor a Béda-Karapancai és a Gemenci Tájegységek területén eléri a 3-5 kilométer. A 48 fkm hosszúságú szakaszt 12 kanyar alkotja, melyek változó görbületűek. A meder hínár- és mocsárinövényzet mentes, az üledék vastagsága 60-80 cm. A parti sávban (a hullámtéren) jelentős hányadban fordulnak elő ártéri erdők, a nyári gáttal védett szántóterületek részesedése 20% körüli. A mentesített ártéri terület kétharmada mezőgazdasági hasznosítás alatt áll, egynegyedét ártéri liget- és láperdők foglalják el. (LÓCZY D. 2007, FB VGT 1.5. melléklet).

2.2.2.4. Szennyező források

Diffúz szennyező forrásnak a mezőgazdasági területhasználat és az állattartó-telepek tekinthetők (1.7. függelék), elsősorban a bemosódó növényvédőszeres és N-formák lehetnek vízminőségi kockázati tényezők. Pontszerű szennyező forrás a bajai és a mohácsi kommunális szennyvíztisztító telep, valamint a mohácsi ipari szennyvíztisztító létesítmény (2.3. függelék), melyek a szerves anyagokon kívül növényi tápanyagformákkal is terhelik a vízfolyást (FB VGT 1.5. melléklet).

2.2.2.5. Vízminőség

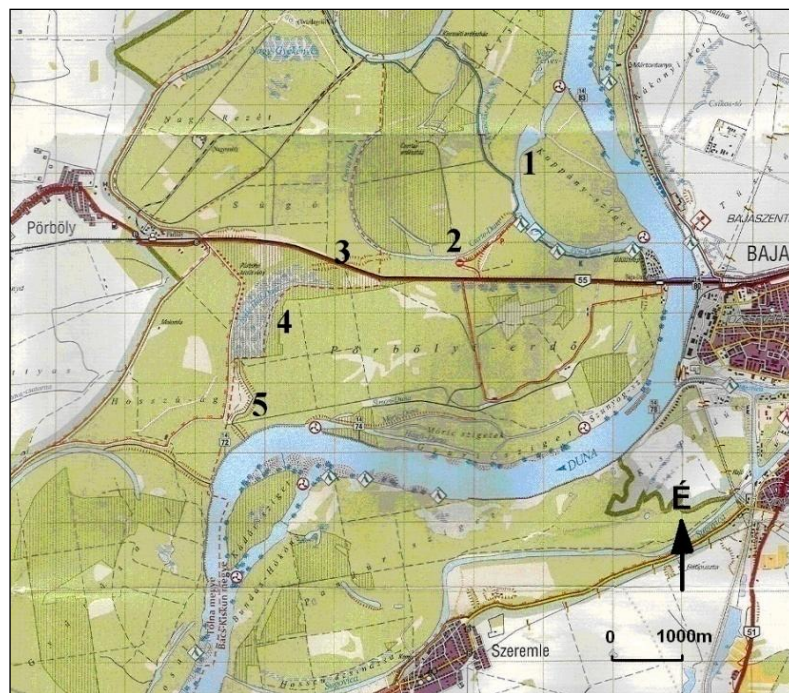
A vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés feltáró monitoringja keretében (2004-2007) végzett vizsgálatok adatai alapján készült értékelés szerint (FB VGT 2010) a Duna Baja alatti szakaszának ökológia állapota mérsékelt (2.1. függelék). A mederszakasz biológiai állapota a kedvezőtlenebb, fizikai-kémiai állapota jó, kockázatos paraméternek az oldott oxigén mutatkozott (FB VGT 2010).

A Duna magyarországi alsó szakaszáról az 1970-es évektől rendelkezésre álló rendszeres hatósági monitoring adatok alapján a vízminőségi problémák között kiemelkedő szerepe a planktonikus eutrofizálódásnak van (SCHMIDT A. 1977, SCHMIDT A. et al. 2007). Az 1975-2004 időszakban a növényi tápanyag-formák közül a nitrát mennyisége lényegében változatlan maradt, ezzel szemben az ammónium és az ortofoszfát határozottan csökkenő tendenciát mutatott, hasonlóan a klorofill-a, a lebegőanyag- és a szervesanyag-tartalomhoz (TÓTH B. et al. 2005, SCHMIDT A. et al. 2007). Az 1990-es évektől kezdődően jelentkező vízminőség javulás (pl. a Duna által szállított ammónium és ortofoszfát mennyisége a felére csökkent ezen időszakra) elsősorban a bécsi, a pozsonyi és a budapesti szennyvíztisztítók üzembe helyezésének tulajdonítható (SCHMIDT A. et al. 2007).

A Duna vízjárása jelentős hatással van a lebegőanyag-tartalom alakulására, mely maximális értéket az árhullámok kezdeti szakaszán mutat (GÁNTI G. 2002, TÓTH B. et al. 2005). A növényi tápanyagoknak télen, a szerves anyagoknak vegetációs perióduson belül van maximuma (GÁNTI G. 2002, TÓTH B. 2007). A Duna Mohács alatti (szennyező forrásoktól mentes) szakaszán 2011-ben végzett vizsgálatok azt mutatták, hogy a vízminőségben sem szelvények között sem szelvényeken belül nincsen szignifikáns különbség az erős áramlás és a keveredés miatt (MÁTRAI I. et al. 2011).

2.2.3. A Nyéki-Holt-Duna vízrendszere

A Nyéki-Holt-Duna lakott településektől viszonylag távol, Bajától mintegy 7 km-re nyugatra a Duna jobb partján található (8. ábra). Viszonylagos érintetlensége annak köszönhető, hogy a környező erdőkkel együtt sokáig egyházi birtok, az államosítások után erdő- és vadgazdálkodási terület volt. A Gemenci Tájvédelmi Körzet részeként 1977-ben nyilvánították védetté. Keletről a nagy kiterjedésű Pörbölyi-erdővel érintkezik, melyet keletről és délről a Duna ölel körül. Északról az 55.sz. főútvonal és a Bátaszék-Baja vasútvonal nyomvonalát alkotó töltés és a Sűgői-erdő határolja. A nyugaton húzódó árvédelmi töltés és a holtmeder között fekvő Hosszúági-erdőtől a valamikori fővédvonal napjainkra nyári gátként funkcionáló maradványa választja el (MÁTRAI I. 2009).



8. ábra. *A Nyéki-Holt-Duna elhelyezkedése és vízforgalmi rendszerének részei (DDNP 2002 alapján szerkesztette MÁTRAI I.)*

Jelmagyarázat: 1-Vén-Duna, 2-Cserta-Duna, 3-Sárkány-fok, 4-Nyéki-Holt-Duna, 5-Felső-Címer-fok.

A Dunából Baja fölött az 1481 fkm-nél kiágazó vízforgalmi rendszer, melynek részei a Vén-Duna mellékág, a Cserta-Duna és Nyéki-Holt-Duna holtmedrek, valamint a Sárkány- és a Felső-Címer-fok, Baja alatt az 1472 fkm-nél torkollik vissza a folyóba. A Nyéki-Holt-Duna ezen rendszer központi, mintegy tározóként működő egysége (ZSUFFA I. – SZLÁVIK L. 1993). Az átlagos viszonyok között tóként jellemezhető holtmeder a folyó természetes evolúciója során jött létre (SZLÁVIK L. et al. 1995). A morotvatavakra jellemző íves mederforma mellett egyéni jellegzetessége (a felső végén kettéágazó alakja) a folyókanyarulatban még főmeder korában kialakult zátonyszigetnek köszönhető (MÁTRAI I. et al. 2006).

2.2.3.1. Kialakulás és a helyreállítás története

A Duna Baja környéki szakaszán a folyómeder változásai és a kanyarfejlődések egyes szakaszai igen gyorsan követték egymást a történelem folyamán (IHRIG D. 1973). SOMOGYI S. (1974) szerint a Duna-völgyben a kanyarulatok kialakulásától a lefűződésükig kb. 150 év telt el. Mivel a korábbi medreket a későbbi kanyarok nagyjából elmosták, a Nyéki-Holt-Duna lefűződési idejének meghatározása nehézségekbe ütközik. A területet érintő publikációk ezt az 1800-1820 közötti időszakra teszi (BUKOVSKY GY. 1989, KALOCSA B. 1991, NEBOJSZKI L. 2004, PÁLFAI I. 2001).

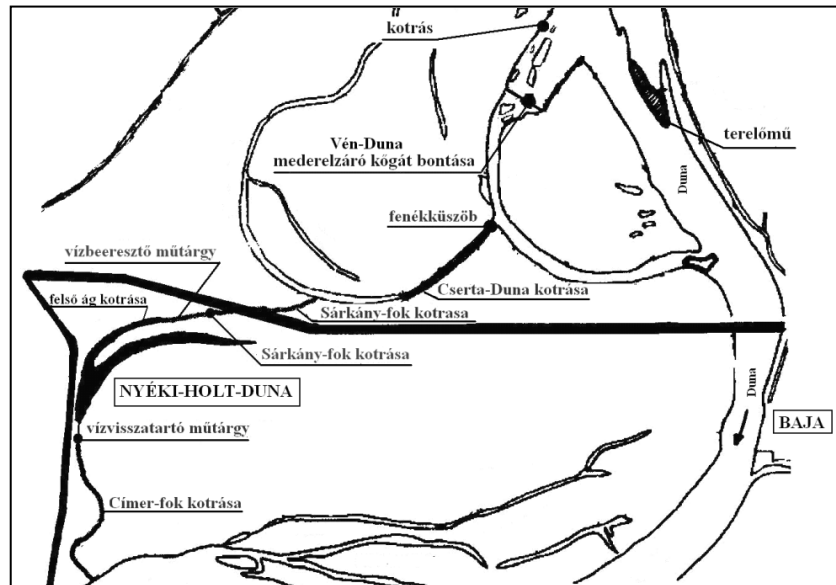
A Nyéki-Holt-Duna a régmúltban fontos halászható vizet jelentett a környéken élők számára, melyre nevének eredete is erre utal: „*Pösze sűgő, bokros legelő, ebbe vannak a „Paptava” és Nyéki tó” az első hajdan jó vadászatot nyújtott s bizonyos szenvedélyes vadász paptól veszi eredetét, a második bizonyos Nyéki nevezetű halászárendástól örökölte nevét*” (PESTHY F. 1888).

A folyószabályozások előtt a Nyéki-Holt-Dunával kapcsolatban álló fokok többsége napjainkra nyomtalanul eltűnt, melyben a dunai medervándorlás és az áradások feltöltő hatása mellett az emberi tevékenységek (fokeltöltés, gátépítés) is jelentősebb szerepet játszottak (MÁTRAI I. – SZLÁVIK L. 2008).

A holtmeder vízháztartásának romlását jelentősen elősegítették a vízrendszerén végzett 19-20. századi beavatkozások. A dunai vízpótlódást nagymértékben megnehezítette a Vén-Duna átfolyás nélküli holtmederré alakítása, a fokok és a Cserta-Duna karbantartás híján bekövetkező feliszapolódása, a Sárkány-fokon keresztül vezető erdészeti üzemi út áttöltése és az árhullámok szétterülését akadályozó vasúti-közúti töltés megépítése (KALOCSA B. 1991, SZLÁVIK L. et al. 1995). A Címer-fok lerövidítése kezdetben ugyan könnyebbé tette a vízpótlódást, azonban az így lecsökkenő kiülepedés miatt a holtmederbe jutó magas hordaléktartalmú dunai víz hosszabb távon a fokozódó feltöltődés kiváltójává vált (SZIEBERT J. 2003). Mindezekhez hozzájárultak a hullámtér fokozódó feltöltődéséből és a meder mélyüléséből adódóan az egyéb gemenci területeken is jelentkező problémák (KALOCSA B. – TAMÁS E. 2003). Az 1970-es évekre a holtmeder gyakran kiszáradó plesiopotamonná alakult (ZELLEI L. 1995), ezzel veszélybe kerültek természeti értékei és a fekvéséből adódó talajvízszint stabilizáló szerepe (SZLÁVIK L. et al. 1995).

A gemenci területeken jelentkező kedvezőtlen folyamatok visszaszorítása érdekében szükséges vízpótlásra az 1990-es évek elején négy holland javaslat született (3.3. függelék), melyek közül a Nyéki-Holt-Dunát is érintő rövidcsatornás változat került kivitelezésre (BUZETZKY GY. 2002).

Az 1998-2000 között két ütemben végzett műszaki beavatkozásokkal a többtagú rendszer vízellátásának javulását kívánták elérni. Az első ütem a Vén-Dunát, a második a vízforgalmi rendszer többi elemét érintette. A holtmedrek víz-visszatartásának biztosítására küszöbök és fenékgátak építését, a medrek vízszállító képességének helyreállítására korlátozott mértékű mederkotrásokat terveztek (9. ábra). A bejutó hordalék mennyiségének csökkentése érdekében a vízpótlást a hosszabb felső úton (Vén-Duna, Cserta-Duna, Sárkány-fok) kívánták megoldani (ZSUFFA I. – SZLÁVIK L. 1993).



9. ábra. A Nyéki-Holt-Duna vízforgalmi rendszerében végrehajtott rehabilitációs beavatkozások (szerkesztette MÁTRAI I.)

A Nyéki-Holt-Duna környezetében az ártér előntése a bajai vízmérce (alappontja 80,90 m Bf.) szerinti 650 cm-nél kezdődik, a holtmeder feltöltődéséhez 10-12 nap tartósságú vízpótlás szükséges (VITAQUA 1998). A holtmeder plesiopotamon jellegének megőrzése (mint természetvédelmi cél) érdekében a vízforgalmi rendszeren végzett beavatkozásokat úgy tervezték meg, hogy a küszöbszintek mélyítésével és a bevezető medrek vízszállító képességének javításával lehetővé tegyék az alacsonyabb árhullámok bevezetését, ezzel a vízhiányos periódusok rövidüljenek, a víz visszatartó műtárgyak pedig megakadályozzák a kedvezőtlen lecsapoló hatásokat (ZELLEI L. 1995). A kedvező élőhelyi körülmények fenntartása érdekében az évenkénti legalább egyszeri feltöltés biztosítását tűzték ki célul (hidrológiai cél), olyan szintre, hogy az éves vízvesztések ne okozzanak teljes kiszáradást (ZELLEI L. 2003). Azonban a tervektől eltérő kivitelezés (elmaradt mederkotrások, nem megfelelő küszöbszintű és vízzáró képességű műtárgyak építése) miatt szükségessé vált a második ütem folytatása 2003/2004-ben (ZELLEI L. 2003).

Az artéri fokrendszerek vízjárásának számítógépes szimulációja segítségével további rehabilitációs javaslatok is felmerültek az elmúlt évek során (ZSUFFA I. – BOGÁRDI J, 1997, ZSUFFA I. 2001, ZSUFFA I. et al. 2003). Ezek alapgondolata, a Nyéki-Holt-Duna vízrendszerének a Bátai-Holt-Dunával való összekötése (3.3. függelék), a Duna tápanyagcsökkentésére irányuló nemzetközi projekt kapcsán is lehetőségként merült fel (GEF 2005), de végül a Bátai-Holt-Duna helyreállítására más megoldást választottak (PATAKI B. et al. 2012).

2.2.3.2. Kutatási előzmények

A helyreállítási munkálatokhoz kapcsolódóan kezdődött el a dél-gemenci területek részletesebb hidrológiai, geomorfológiai, ornitológiai, botanikai és hidrobiológiai felmérése (MARCHAND, M. 1993, PEDROLI, G. B. M. 1993, SCHOOR, M. – SPLENDER, I. 1993), ennek keretében került sor a Nyéki-Holt-Duna vegetációjának első szisztematikus vizsgálatára (RADEMAKERS, J. G. M. 1992). Ezt megelőzően csak esetenkénti botanikai kutatásokból (JEANPLONG J. 1975, BALANYI L. 1987) származó adatok ismeretesek a területről. A holtmedret érintő vízforgalmi revitalizáció megtervezéséhez részletes hidrológiai és geomorfológiai felmérés készült (ZSUFFA I. – SZLÁVIK L. 1993). Azonban sem ekkor, sem a megelőző évtizedekben nem végeztek a Nyéki-Holt-Dunán vízkémiai és algológiai vizsgálatokat.

A Duna-Dráva Nemzeti Park megbízásából a Magyar Dunakutató Állomás 1997-ben több gemenci mellékágban és holtmederben hidrobiológiai alapállapot felmérést végzett (BERCZIK Á. 1997), az ezt követő években folytatott hidrobiológiai monitoring (BERCZIK Á. 1998) publikált eredményeivel 2000-től kezdődően találkozhatunk. STETÁK D. (2000, 2003, 2005) az 1996-1999 között végzett botanikai vizsgálatai során a gemenci holtmedrek közül egyik legfajgazdagabbnak talált Nyéki-Holt-Dunán 69 növényfajt és 10 növénytársulást írt le. KISS K. T. (2005) 1999-ben végzett fitoplankton vizsgálata 122 taxon (köztük számos természetvédelmi értéket képviselő faj) előfordulását, a *Bacillariophyceae* és a *Chlorophyceae* osztályok döntő részarányát, valamint a fajösszetétel mintavételi helyenkénti jelentős eltérését mutatta. Ez utóbbit a dús vízínövényzetű mederszakaszon a folyóvízi fitoplanktonnak (*Chrysophyceae*, *Euglenophyta* és *Chlorophyceae* fajok előretörésében megnyilvánuló) tavi jellegűvé alakulásával magyarázta. FEHÉR G. és SCHMIDT A. (2005) 2003-ban végzett vizsgálatuk alapján megállapították, hogy a Nyéki-Holt-Duna magas autochton szervesanyag-tartalmával magyarázható az ostoros moszatok magas fajszerkezete (10 taxon) előfordulása a kisvízes

időszakban. A 2003-ban végzett vízkémiai vizsgálatok (DINKA M. 2003) a kisvízes időszakban a Dunáról lefűződő vizek (Cserta-Duna, Sárkány-fok, Nyéki-Holt-Duna, Címer-fok) fiziko-kémiai paraméterek szerinti elkülönülését mutatták, a dunai víznél magasabb vezetőképesség és KOIps értékekkel, valamint kalcium és a magnézium koncentrációkkal. A dunai vízzel szemben az elkülönült vizekben nitrát-ion csak nyomokban fordult elő, ugyanakkor az oldott ortofoszfát magasabb értékeket mutatott. A legkisebb és legnagyobb szulfát és ortofoszfát koncentrációkat egyaránt a Nyéki-Holt-Duna vizében mérték.

A Nyéki-Holt-Dunán kiépítésre került egy hidrometriai monitoring-rendszer is, de működtetésére csak 2003-ban került sor (ZELLEI L. 2003).

2.2.3.3. Természetvédelmi jelentőség

A Nyéki-Holt-Duna számos vonuló és hazánkban költő madárfaj táplálkozó, pihenő és fészkelő helye (TAMÁS E. 2004). A holtmeder rehabilitációjakor megfogalmazott évenkénti feltöltődés biztosításának igényét (mint kezelési alapelvet) a természetvédelem a vízi madarak életfeltételeinek helyi javítása érdekében fogalmazta meg, tekintettel arra is, hogy ezen élőlények könnyen megfigyelhető indikáló tényezők a vizes élőhely esetében (MÁTRAI I. et al. 2009).

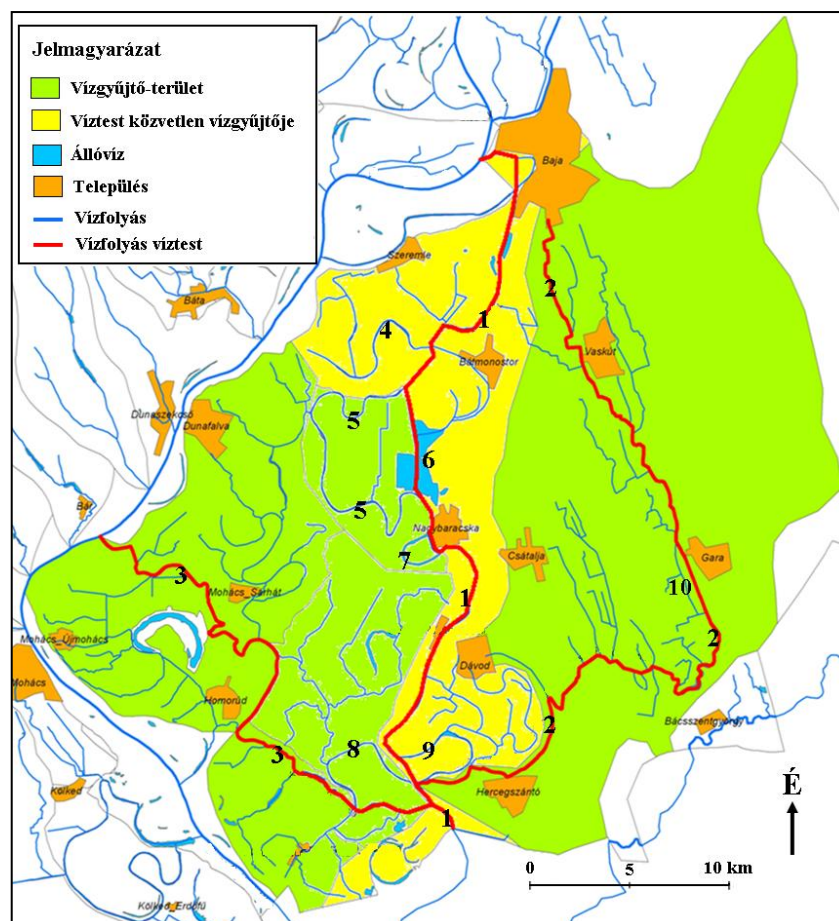
A területen 2002-2007 között folytatott ornitológiai monitoring (KALOCSA B. – TAMÁS E. 2004, TAMÁS E. – KALOCSA B. 2005, KALOCSA B. – TAMÁS E. 2008) 109 madárfaj előfordulását regisztrálta, melyek közül 50 faj szaporodása vagy táplálkozása révén közvetlenül a Nyéki-Holt-Dunához, mint vizes élőhelyhez kötődik. A fajösszetétel éven belüli változásának két törvényszerűségét írták le: a vonulási időszakhoz köthető évszakos és a vízállás által befolyásolt fajösszetétel alakulást. 2003 a vízimadarak szempontjából nagyon kedvező vízjárást hozott. A lassú apadással a vízben gázolva való halfogás körülményeinek javulása miatt, az állati táplálkozású fajok fokozatosan vették át a szerepet a vízen úszva növényekkel táplálkozó fajoktól. Így a tavasszal feltöltődött holtmeder az év folyamán fokozatosan alakult át más-más madárfajok számára ideális táplálkozó hellyé.

A vízmélység mellett a megfelelő mennyiségű haltáplálék jelenléte, illetve a meder növényzetének állapota is kihatással van a vízimadarak táplálkozási és fészkelési körülményeire. A holtmedret látogató madarak fajszáma a 2003-at követő két évben jelentősen csökkent, mivel a 2004. évi kiszáradás és a 2005. évi többszöri árvíz rontotta ezen feltételeket, így a vízimadarak nagyobb része elkerülte a holtmedret (MÁTRAI I. et al. 2009).

2.2.4. A Ferenc-tápcsatorna vízrendszere

A Baja-Bezdáni-csatorna Magyarország déli és Szerbia északi részét összekötő 45 km hosszú, nemzetközi jelentőségű vízgazdálkodási-műszaki létesítmény (CSÓKA Z. 2011), melynek magyar területre eső 33 km-es szakaszát nevezzük Ferenc-tápcsatornának (SCHOBLOCKER J. 2009). A tápcsatorna 11 települést érintő vízgyűjtőterületének kiterjedése 574 km², melyen a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során 3 vízfolyás víztest (Ferenc-tápcsatorna, Igali-főcsatorna, Karapancsai-főcsatorna) került kijelölésre (10. ábra). A Ferenc-tápcsatornához (mint víztesthez) tartozó közvetlen vízgyűjtő 130 km², az érintett települések száma 7.

A tápcsatorna vízgyűjtőjén található állóvizek közül víztestként kijelölt a mesterséges Nagybaracscai halastavak, a védett Kadia-Holt-Duna és Nagybaracscai-Holt-Duna. Kisebb területű, víztestként nem meghatározott védett holtmedrek a Klágya-Holt-Duna és a Fás-Duna, nem védett holtmeder a Füzesi-Holt-Duna, időszakos szikes tó a garai Sóstó (10. ábra).



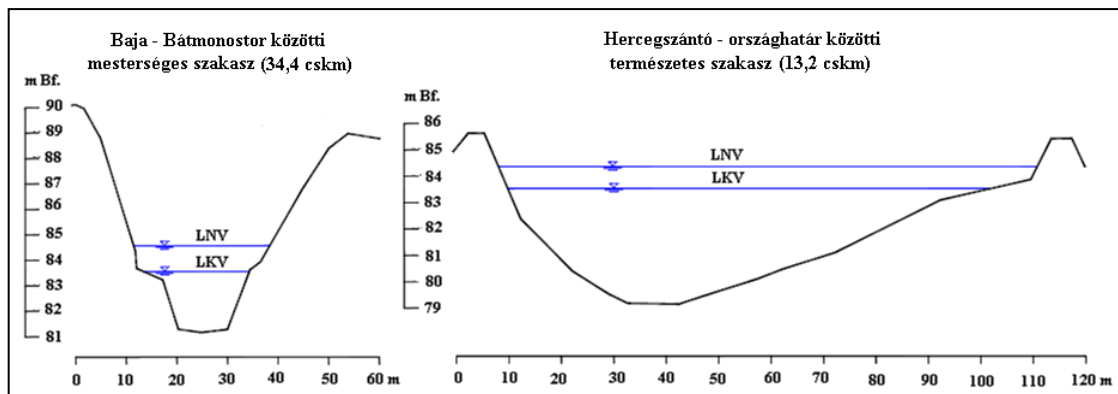
10. ábra. A Ferenc-tápcsatorna vízrendszere
(FB VGT 1.5. melléklete alapján szerkesztette MÁTRAI I.)

1: Ferenc-tápcsatorna, 2: Igali-főcsatorna, 3: Karapancsai-főcsatorna, 4: Fás-Duna, 5: Nagybaracscai-Holt-Duna, 6: Nagybaracscai halastavak, 7: Füzesi-Holt-Duna, 8: Kadia-Holt-Duna, 9: Klágya-Holt-Duna, 10: garai Sóstó.

2.2.4.1. Kialakulás és a helyreállítás története

I. Ferenc osztrák-magyar császár 1792-ben hagyta jóvá a Duna-Tisza-Duna csatorna (mai nevén Ferenc-csatorna) építését, melynek folyamatos vízellátását a Duna egy magasabb pontjáról kiinduló tápcsatorna (Baja-Bezdáni csatorna) segítségével kívánták megoldani (FALUDI G. 2004). A Baja-Bezdáni-csatorna kialakításához Bátmonostorig új nyomvonalat ástak (1.5. függelék), attól délre viszont az egykori Baracscai-Duna részbeni kotrásával és kanyarulatainak átvágásával természetes medreket is felhasználtak (FALUDI G. – NEBOJSZKI L. 2008). Északi végében (dunai kiágazásánál) helyezkedik el Magyarország egyik legjelentősebb történelmi vízi építménye, az 1875-ben üzembe helyezett Európában egyedülállóan téglafalazatú Deák Ferenc zsilip (CSÓKA Z. 2011). A déli végébe (dunai torkolatába) épített sebesfoki zsilip segítségével duzzasztott vízszintű hajózó csatornának öntöző és belvízelvezető funkciója is van (SCHOBLOCHER J. 2009). Az első világháború utáni területi megosztottság csökkentette a csatorna jelentőségét és a belvízi hajózás rajta megszűnt.

A Baja-Bezdáni-csatornát Magyarország és Szerbia közösen üzemelteti az 1955-ben megkötött Magyar-Jugoszláv Vízgazdálkodási Egyezmény alapján készített, 1987-ben életbe lépett üzemeltetési szabályzat szerint (SCHOBLOCHER J. 2009). A magyarországi szakaszon a csatorna-fenntartási feladatokat, a Deák Ferenc zsilip és a szivattyútelepek működtetését az Alsó-Duna-völgyi Vízügyi Igazgatóság (ADUVIZIG) látja el.



11. ábra. A Ferenc-tápcsatorna jellemző mederkeresztmetszései (CSÓKA Z. 2011 alapján szerkesztette MÁTRAI I.)

A Ferenc-tápcsatorna üzemeltetése során problémát a Deák Ferenc zsilip leromlott műszaki állapota (CSÓKA Z. 2011), a dunai vízszintek csökkenése miatti vízbetáplálási nehézségek és a vegetációs időszakban erősen elburjánzó növényzet jelent (SCHOBLOCHER J. 2009). Az 1980-as évek elején végzett utolsó átfogó kotrás óta felhalmozódó üledék az

eltérő mederkereszt-szelvényű természetes és mesterséges szakaszokon (11. ábra) különböző mértékű feliszapolódottságot okozott (SCHOBLOCHER J. 2009). Víztestként a tápcsatorna állapota nem éri el a jó ökológiai potenciált (FB VGT 2010). Az üzemeltetési problémák megoldása érdekében az ADUVIZIG 2011-ben indította „A Baja-Bezdáni-csatorna rekonstrukciós tervezése” című projektjét, melyben előmunkálatként a Deák Ferenc zsilip statikai felmérését, a magyarországi csatornaszakasz geodéziai mederfelmérését és ökológiai állapotfelmérését tervezte (CSÓKA Z. 2011).

2.2.4.2. Kutatási előzmények

A Ferenc-tápcsatornán a Deák Ferenc zsilipnél, a hercegszántói és a karapancai szivattyútelepnél 1974 óta történik rendszeres vízrajzi észlelés, valamint 1981-től rendszeres vízhozam-mérés. 1975 óta végeznek rajta időszakos, vagy rendszeres vízminőségi vizsgálatokat, a hercegszántói hídnál lévő mintavételi hely országos törzshálózati pont (VKI operatív monitoringpont). A VKI feltáró monitoringjának idején a bátmonostori hídnál is végeztek néhány alkalommal vízminőségi vizsgálatokat. Bár a Ferenc-tápcsatorna mérete, jelentősége és nemzetközi jellege miatt már hosszabb ideje vizsgált vízfolyás, hosszú távú hidrológiai és fiziko-kémiai adatsorainak elemzésével kapcsolatban publikációk napjainkig nem születtek.

A 2005-2009 közötti feltáró monitoring fitoplankton vizsgálatainak eredményei alapján FEHÉR G. (2012) megállapította, hogy nemcsak a vegetációs periódusban fordulnak elő magas algabiomassza értékek, hanem enyhébb teleken is tapasztalható jelentős algatömeg, mely feltételezhetően a vízben jelenlévő nagy mennyiségű növényi tápanyagnak köszönhető. Ugyanakkor nyáron többször előfordul, hogy alig van jelen alga, mely a magasabbrendű hínárnövényzet elszaporodása miatt (tápanyag konkurencia) következhet be.

A 2008-2011 közötti időszakban öt alkalommal a Ferenc-tápcsatorna hat mintavételi pontján végzett expedíciószerű hatósági vízminőségi hossz-szelvény vizsgálatok során a makrovegetáció felmérése nem történt meg, a fiziko-kémiai adatok kiértékelését nem végezték el. A 2011 júliusában mért fitoplankton adatok alapján FEHÉR G. (2012) megállapította, hogy a Bátmonostor környéki mintavételi pontokon az ostoros algák domináns jelenléte szerves anyag fokozottabb jelenlétére utal; a folyóvízi fitoplankton index (HRPI) szerint a Bátmonostor környéki szakaszon jó, a vízfolyás többi részén közepes állapotok jellemzőek.

A vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során a feltáró monitoring adatai alapján elkészült a 26-os víztest típusba sorolt Ferenc-tápcsatorna első állapotértékelése (2.1. függelék), mely szerint ökológiai potenciálja mérsékelt, a makrofiton és a makrozoobenton szerinti minősítést adathiány miatt nem tudták elvégezni. A 2027-re elérendő jó ökológiai potenciál érdekében tervezett alapintézkedések között szerepel a vízfolyás medrének fenntartása, a vízfolyás melletti puffersáv kialakítása és fenntartása, a kapcsolódó vizes élőhelyek vízellátásának javítása, valamint kiegészítő intézkedésként a részvízgyűjtőn található települések szennyvíztisztításának megoldása (FB VGT 6.2. melléklet, OVGT 8.3. melléklet). A VKI végrehajtása érdekében a tápcsatornán a vízrajzi és a vízminőségi monitoring rendszert is fejleszteni szükséges (CSÓKA Z. 2011).

A hercegszántói törzshálózati pont közelében torkollik a tápcsatornába az Igali- és a Karapancsai-főcsatorna, így ezen víztestek állapota és az általuk szállított víz minősége hatással van a Ferenc-tápcsatorna alsó szakaszának ökológiai potenciáljára. A főcsatornákra vonatkozóan azonban ilyen irányú vizsgálatok és elemzések napjainkig nem készültek. A 26-os folyóvíztest típusba sorolt mesterséges, időszakos kisvízfolyásként jellemezhető főcsatornák ökológiai potenciálja mérsékelt, kémiai állapota nem ismert (2.1. függelék) az operatív monitoring adatai alapján.

2.2.4.3. Természetvédelmi jelentőség

A Ferenc-tápcsatornához kapcsolóan védett és Natura 2000-es területek egyaránt találhatók (7. ábra). A védett holtmedrek (Nagybaracscai-Holt-Duna, Kadia-Duna, Klágya-Duna, Fás-Duna) feliszapoltsága és víznövényzettel való benőttsége közepes mértékű (FB VGT 2010). Vaósínúsíthető, hogy a süllyedő talajvízszint, illetve a csökkenő idejű felszíni vízborítás miatt a tápcsatorna menti védett erdőterületek károsodott élőhely-típusa a keményfás ligeterdő és a fűz-nyár ligetek (FB VGT 5.8. melléklet).

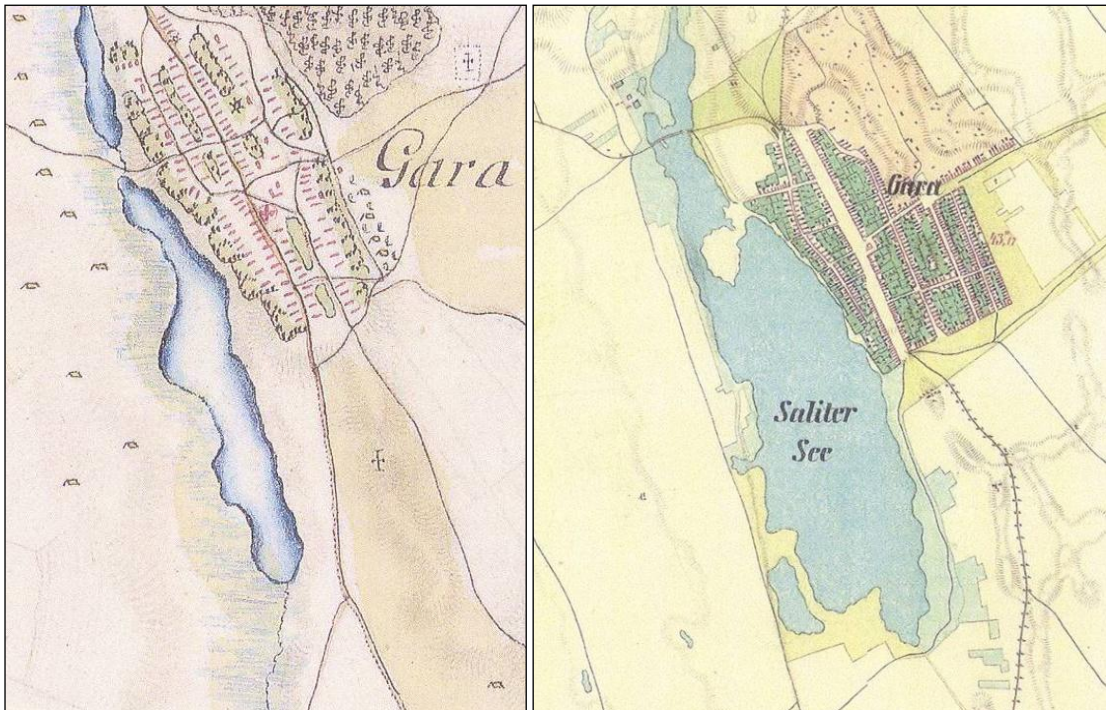
2.2.5. A garai Sóstó és az Igali-főcsatorna

A Bácskai-löszhát mészlepedékes csernozjom talajú mélyedésében, Gara község nyugati oldalán fekszik a garai Sóstó, melynek hossza kb. 4 km, legnagyobb szélessége 800-1000 m, területe 2,80 km² (R. SZÜCS B. et al. 2011). A 281 km² vízgyűjtő területtel rendelkező Igali-főcsatorna (FB VGT 2010) Garától északra, Baja alatt kezdődik, áthalad a garai Sóstó medrén, majd az egykori igali tavak területén folytatódva halad Hercegszántó felé és torkollik a Ferenc-tápcsatornába (10. ábra).

2.2.5.1. Kialakulás és a helyreállítás története

A Bácskai löszös síkságon napjainkban négy időszakosan vízzel borított szikes tavat tartanak nyilván, melyek a jégkorszakot követően jelentek meg a homokos és löszös buckaközökben, alakjukat és kiterjedésüket a környező buckák mozgásával együtt azóta is folyamatosan változtatják (BOROS E. 2002). Bár ezen a magas fekvésű területen a jobb lefolyási viszonyok miatt pangó vízterek kialakulása kevésbé jellemző (RÓNAI A. 1967), azonban a 18. században meglepően gazdag volt kisebb (túlnyomórészt kiszáradó) szikes tavakban, a tizenöt kicsiny szikes tó összterülete 3 km² volt (BÍRÓ M. 2006). A szikes tavak múltbéli ökológiai változásait kutatók szerint (BOROS E. – BÍRÓ Cs. 1999) a 16-18. század között ezen „égből lett tavak” (BÍRÓ M. 2006) bő vízellátását az un. kis jégkorszak hűvös és csapadékos klímája segítette elő.

Gara község nyugati oldalán fekvő garai Sóstó az Első Katonai Felmérés során készített térképen (12. ábra) egy kisebb északi és egy nagyobb déli részmederre tagolódik, északi és déli végén mocsaras területekkel áll kapcsolatban. A mintegy 70 évvel később készült Második Katonai Felmérés térképén területe már nagyobb, és a tómederből kiemelkedő félszigetszerű terepalakulatot mezőgazdasági művelésbe vonták (MÁTRAI I. – R. SZÜCS B. 2009).



12. ábra. *A garai Sóstó az Első katonai Felmérés (1782-1785) és a Második Katonai Felmérés (1858) térképein (ARCANUM 2004 alapján)*

HERKE S. (1934) a területnagobbodást a 19. századtól kezdődően megváltozó mezőgazdasági művelési módok hatásával, valamint a kiemelkedő háttérrel bekövetkező lemosódása és a mélyebb helyek feltöltődése miatti elsekélyesedéssel magyarázza. Azonban nem hagyható figyelmen kívül az sem, hogy mint a szikes tavak többségének, a garai Sóstónak is jellegzetessége volt, hogy a vízháztartásában rövid időn belül igen nagy változások következtek be, így a térképábrázolások közötti területbeli különbségek adódhattak az eltérő vízháztartási viszonyokból is (R. SZÜCS B. et al. 2011).

A 19. század közepére jellemző állapotokról olvashatjuk PESTY F. (1888) helynévtárában: *„A község mellett fekszik egy álló tó, mely is (Sóstó) név alatt jegyeztetik és ennek területe 500 holdni nagyságot térszen, – ennek kerülete mellett pedig mint egy 120 hold és 473 ölnyi terület, a mely térségen semmi sem terem mi után szikso agyagú föld, – és ezen sóstó hogy ha száraz évek következnek egészen kiszáradni szokott.”* HERKE S. (1934) szerint: *„A tó a lecsapolás előtt majdnem kihasználatlan terület volt. Hal ugyan legtöbbszörre volt benne, de mert állandóan nagyobb víz nem volt, halastónak használni nem lehetett. Nád csak néhol a part mellett volt benne.”* Mindezek alapján a garai Sóstó a szikes tavak szukcesszió sorában a legfiatalabb állapotnak tekinthető „fehér vizű tavak” (BOROS E. – BÍRÓ Cs. 1999) csoportjába tartozott, melyekben rendszerint csak gyér vízi növényzet telepszik meg. A tó vize a felszín fölé emelkedő talajvízből és a Garától északra fekvő területekről összegyülekező felszíni vizekből származott, délen ugyan volt némi lefolyása, de vize nagyrészt mégis elpárolgott, amelynek következtében sok alkáli-só halmozódott fel vizében, vízszintje nagy ingadozásokat mutatott és időnként ki is száradt (HERKE S. 1934).

Szántóföldi hasznosítás reményében a község a tavat 1927-ben lecsapolhatta. Mivel azonban a szódás szikesen eredményes szántóföldi művelést nem lehetett folytatni, az 1928-as évektől kezdődően a talaj tulajdonságainak javítására mezőgazdasági kísérleteket végeztek (HERKE S. 1934).

Az 1930-as években épített Az Igali-főcsatorna mellékcsatornái közül négyet a garai Sóstó lecsapolására és a környező területek belvizeinek elvezetésére létesítettek, egy pedig napjainkban a garai szennyvíztisztító tisztított szennyvizét szállítja a védett terület határán a főcsatornába (MÁTRAI I. – R. SZÜCS B. 2009).

2.2.5.2. Kutatási előzmények

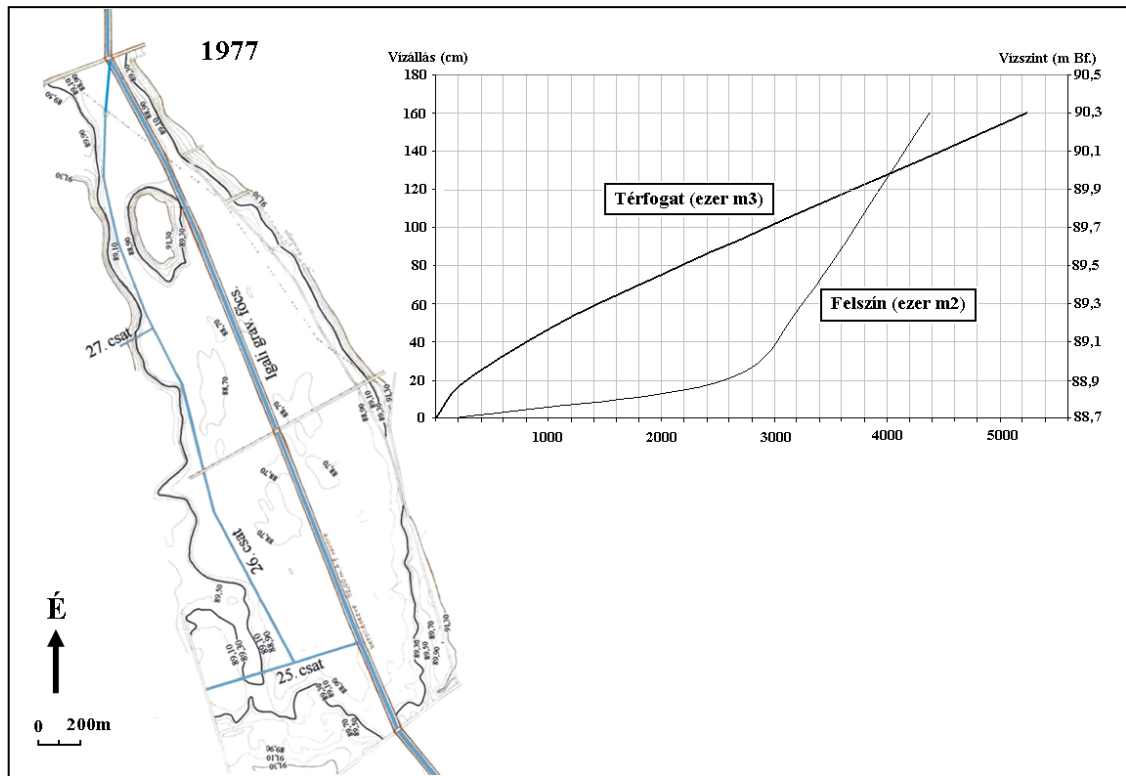
A garai Sóstó talajáról csak a lecsapolást követő néhány évben végzett mezőgazdasági kísérletek eredményei állnak rendelkezésre. A területen elszórtan végzett 37 fúrásból származó minta azt mutatta, hogy meszes-szódás-szikes mederfenéken az összes sószázalék 0,2-0,7% közötti, nemcsak a nátrium, hanem a kicserélhető kálium és magnézium mennyisége is magas, a felső rétegben 50-60 cm (néhol 80-100 cm) vastag humuszos szint, alatta lösz található (HERKE S. 1934).

A tómeder feltöretlen részein még a lecsapolás évében megjelent néhány jellegzetes sótüró egyéves növény (HERKE S. 1934 alapján, de a ma használatos elnevezésüket alkalmazva): sóbolla (*Suaeda maritima*), vörös libatop (*Chenopodium rubrum*), bajuszpázsit (*Crypsis aculeata*), sziki mézspázsit (*Puccinellia limosa*). A következő években a sziki mézspázsit olyan jól fejlődött, hogy kaszálni is tudták. 1931-ben jelent meg először a területen a sziki őszirózsa (*Aster tripolium ssp. pannonicum*). Mindezekből látható, hogy a lecsapoló, de feltöretlen területek spontán benövényesedése a sziki szukcesszió hosszú útjára lépett, azonban sajnálatos módon növényzetének további botanikai vizsgálatairól nem találunk feljegyzéseket.

Az ADUVIZIG által 1977-ben végzett medermorfológiai felmérés szerint a rendkívüli belvizek idején tereptározásra alkalmas tómeder üzemi vízszintjéhez (89,9 m Bf.) 3940 ezer m² tározófelület és 3720 ezer m³ tározótérfogat tartozik (13. ábra), átlagmélysége ekkor 90 cm (FUCHS N. 2007). A főcsatorna kotrása során keletkezett földmennyiség csatornaparton történő deponálása miatt az Igali-főcsatorna által szállított belvizekből csak a Sóstó nyugati felének vízpótlása (25-ös és 26-os mellékcsatornákon keresztül) valósítható meg, azonban elzáró műtárgy hiányában a mederben a víz nem tartható vissza (FUCHS N. et al. 2009). A talajvíztükör áramlási iránya a tó felé (délnyugati irányba) mutat, a minimális talajvízszint a Sóstó fenékszintje alatt helyezkedik el (FUCHS N. et al. 2009).

A vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés első szakaszában a garai Sóstót az 5-ös természetes állóvíztest-típusba (meszes-szikes, kicsi kiterjedésű, időszakos állóvíz) sorolták be, melyen tápanyag- és szervesanyag szerinti, valamint hidromorfológiai kockázat lehetséges (KvVM 2005). Mivel azonban egykori tó jellegét elvesztette az elkészült alegységtervben (FB VGT 2010) már nem szerepel víztestként, csak mint védett vizes élőhely jelenik meg.

A felszínalatti monitoring részeként Garán és Hercegszántón üzemeltetnek az Igali-főcsatorna közelében talajvíz-kutakat. Az Igali-főcsatornán rendszeres hatósági vizsgálatokat a hercegszántói vízrajzi és vízminőségi törzshálózati ponton (VKI operatív monitoringpont) végeznek. A VKI feltáró monitoringjának idején (2004-2007) a garai hídnál is végeztek néhány alkalommal vízminőségi vizsgálatokat. A hosszú távú adatsorok elemzéséről publikációk azonban napjainkig nem születtek.



13. ábra. A garai Sóstó helyszínrajza és tározási görbéje
(FUCHS N. 2007 alapján átszerkesztette MÁTRAI I.)

A feltáró monitoringból származó adatok alapján készült el az Igali-főcsatorna első állapotértékelése (FB VGT 2010). Medre átlagosan 10 m szélességű, jellemzően trapéz szelvényű, bizonyos szakaszokon az elmaradt fenntartási munkák miatt elfajult, hosszirányú természetes folytonossága műtárgy-üzemeltetési problémák miatt nem biztosított (FB VGT 1.5. melléklet). A főcsatorna vízjárása szélsőséges (2.2. függelék), száraz időszakban megcsapolja a talajvizet. Ökológiai potenciálja mérsékelt (2.1. függelék), így a 2027-re elérendő jó ökológiai potenciál érdekében tervezett alapintézkedések között szerepel: a belvív-elvezető rendszer módosítása a víz-visszatartás szempontjainak figyelembe vételével (csatornarendszer üzemeltetésének módosítása, a megcsapolás csökkentése, belvív-tározó létesítése); vízfolyás melletti puffersáv kialakítása és fenntartása; károsodott élőhelyeinek felmérése, a károsodás okainak feltárása és javaslattevél a további intézkedésekre vonatkozóan (OVGT 8.3. melléklet). A kiegészítő intézkedések között található a települések szennyvíz-kezelésének megoldását, az állattartó telepek korszerűsítését és a vízfolyás medrének fenntartását (FB VGT 6.2. melléklet).

2.2.5.3. Természetvédelmi jelentőség

A garai Sóstó ex lege védett szikes élőhely a pannon szikes sztyeppék és mocsarak élőhelyi típussal jellemezhető Dél-Bácska SCI része, melynek jelölő faja a védett kiskécskű aszat (*Cirsium brachycephalum*). A NATURA 2000-es területre vonatkozó természetvédelmi cél a jelölő élőhelyek és jelölő fajok kedvező természetvédelmi helyzetének helyreállítása, illetve a fenntartó gazdálkodás feltételeinek biztosítása. Részletes célként szerepel, hogy (HUKN 20004 alapján):

- a jelölő élőhelyek természetessége növekedjen, elsősorban a természetes vízkészletek megőrzése, a tájidegen inváziós növényfajok irtása, a szántóterületekről eredő zavaró hatások mérséklése, valamint a gyepkezelési gyakorlat javítása révén,
- a jelölő fajok állomány nagysága és állományainak területi kiterjedése ne csökkenjen, ezért a célnak megfelelő vízkormányzással (a vízhiányos időszakokban vízmegőrzéssel) biztosítani szükséges a jelölő vizes élőhelyek természetes vízháztartási viszonyait és a jelölő fajok állományainak túlélését,
- a kiskécskű aszat természetvédelmi helyzetét javítani szükséges, elsősorban az élőhelyét kedvezőtlenül megváltoztató vízelvezetések mérséklésével vagy megszüntetésével, a mezőgazdasági eredetű zavaró hatások csökkentésével és az állományokat érintő mezőgazdasági területhasználati módok javításával.

A vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során készült értékelés (FB VGT 5.8. melléklet) szerint a garai Sóstó növényzetében feltételezett leromlás lehetséges oka a felszíni és felszínalatti vízhatás együttes gyengülése, a mezőgazdasági eredetű tápanyagterhelés, a felső talajréteg sótartalmának csökkenése és a kilúgozódás. A talajvízszint-süllyedés okai között lokálisan és regionálisan ható tényezők egyaránt szerepelnek. A térségben (regionálisan) ható tényező az ipari- és ivóvízcélú rétegvíz kitermelés, a belvízelvezetés, az időjárási változások (csapadékhiány, párolgást fokozó felmelegedés). Mindezekhez lokálisan hozzáadódik az Igali-főcsatorna belvízelvezetése és vizének tápanyagdúsulása, a felszínalatti vizek mezőgazdasági célú kitermelése, a garai Sós-tó egykori medrébe mélyített horgászto (vízjogi létesítési engedélytől eltérő módon) felszínalatti vízből történő töltése és mesterséges eredetű többletpárologtatása. A felvázolt folyamatok további fennállása az élőhely teljes eltűnéséhez vezethet.

Mivel a jelölő élőhelyek ökológiai állapotának, természetességének javítása kiváltható szikes élőhelyek újonnan történő kialakításával is (HUKN 20004), a természetvédelmi érték azzal is növelhető, ha a múltban megszüntetett szikes tavi élőhelyek kerülnek visszaállításra. Ennek tervezésénél azonban egy olyan célállapot meghatározása kívánatos, ami a jelenlegi értéket nem szünteti meg, hanem inkább bővíti és természetességét növeli. A terület jelenlegi állapotának bármilyen mértékű megváltoztatására irányuló tevékenység során azonban figyelembe kell venni a természet védelméről és a Natura 2000 területek használatáról és kezeléséről szóló jogszabályi előírásokat (1996. évi LIII. törvény, 275/2004 KR).

A garai Sóstó helyreállításával kapcsolatban az elmúlt években javaslatok születtek (3.2. függelék), a Dunából és a Ferenc-tápcsatornából történő vízpótlásra (FUCHS N. 2007, FUCHS N. et al. 2009), valamint az egykori tavi jelleg részbeni visszaállítására (MÁTRAI I. – R. SZÜCS B. 2009) vonatkozóan.

3. KUTATÁSI CÉLKITŰZÉSEK

Kutatásom elsődleges célja a vizsgált vizes élőhelyek állapotának megismerése, valamint a kezelésük során alkalmazható módszerekre vonatkozó javaslattétel volt. A mintaterületek vizsgálatából származó eredmények alapján azonban a vizes élőhelyekkel kapcsolatos problémák és azok megoldására vonatkozó általános következtetések megfogalmazására is lehetőség adódik. Mindezek alapján értekezésemben a következő kérdésekre keresem a választ:

- 1.) Hogyan befolyásolják a természetföldrajzi jellemzők az egyes mintaterületek állapotát?*
- 2.) Milyen kedvezőtlen állapotváltozást kiváltó antropogén hatások jelentkeznek az egyes mintaterületeken, és milyen ezek súlyosságának természetvédelmi, illetve vízgazdálkodási szempontú megítélése?*
- 3.) Mi lehet a mintaterületek célállapota, hogyan lehet a kedvezőtlen hatásokat mérsékelni és az élőhelyeket a célállapot felé elmozdítani?*
- 4.) A mintaterületekről származó eredmények alapján milyen intézkedések szolgálhatják a vizes élőhelyek fenntarthatóságát és fenntartható hasznosítását?*

4. KUTATÁSI MÓDSZEREK

4.1. Korábbi adatsorok elemzése és értékelése

Az egyes hidrológiai és vízminőségi jellemzők (14. ábra) hosszú távú hatósági monitoring adatsorainak trendelemzéséhez a hazai vízügyi és környezetvédelmi gyakorlatban hagyományosan alkalmazott lineáris és exponenciális regresszió mellett, az SPSS 14 statisztikai program adta lehetőségeket kihasználva determinisztikus modelleket, simító eljárásokat és ARIMA-modelleket egyaránt használtam. Az elemzéseket az eljárásokra vonatkozó szakirodalmi ajánlások (GÁL M. 2004, YUREKLI, K. et al. 2004, KETSKEMÉTY L. – IZSÓ L. 2005) szerint végeztem. A modellek statisztikai jóságát a maradéktagon végzett Kolmogorov-Szmirnov próbával ellenőriztem. Az egyes vizsgált jellemzők jövőbeni alakulására vonatkozó 2050-ig tartó előrejelzéshez az adatokra azon legjobban illeszkedő modellt használtam, amely a legkisebb eltérésnégyzetösszeget (RSS) adta. Kiugró érték vizsgálatot Kolmogorov-Szmirnov-féle Z-próbával MS EXCEL 2007 segítségével végeztem.

Adatsor				Adatelemzés	
Jellemző	Állomás vagy monitoring pont	Észlelési gyakoriság	Vizsgált időszak	Cél	Módszer
Csapadék Hőmérséklet Párolgás Területi párolgás	Baja Baja Kecskemét Baja	napi napi napi havi	1950-2011 1950-2011 1950-2011 1961-2003	trendelemzés és előrejelzés	lineáris és polinom illesztés (EXCEL), simító eljárások és ARIMA-modellek (SPSS), grafikusán (sokévi átlagtól való eltérés)
Talajvizállás	Baja, Gara, Hercegszántó	napi	1954-2011	trendelemzés és előrejelzés	lineáris regresszió (EXCEL), grafikusán (sokévi átlagtól való eltérés és összegzett eltérés görbéje)
Vizállás	Duna: Baja	napi	1901-2011	trendelemzés és előrejelzés vizpótlás vizsgálata (NYHD)	lineáris regresszió (EXCEL), simító eljárások és ARIMA-modellek (SPSS) vizpótlással/elöntéssel járó napok és időszakok számának meghatározása
Vizhozam	FTCS: Baja	napi	1981-2010	vizpótlás vizsgálata (FTCS)	betáplálás nélküli napok és időszakok számának meghatározása
Vízminőség (fizikai-kémiai és biológiai paraméterek)	Duna: Baja FTCS: Hercegszántó és Bátmonosor IFCS: Hercegszántó és Gara	változó	2003-2010 1981-2010 2004-2007	trendvizsgálat, minősítés	lineáris és polinom illesztés (EXCEL), VKI szerinti állapptminősítés

14. ábra. *A vizsgált hosszú távú adatsorok jellemzői és az alkalmazott adatelemzési módszerek (szerkesztette MÁTRAI I.)*

4.1.1. Csapadék, hőmérséklet, párolgás adatsorok elemzése

Az 1950-től kezdődően a kecskeméti állomáson regisztrált szabad vízfelszín párolgása (továbbiakban párolgás), a bajai állomás hőmérséklet és csapadék, valamint Baja környékére a VITUKI által meghatározott területi párolgás idősorokon végeztem elemzéseket és statisztikai vizsgálatokat (14. ábra). Az adatsorokat az ADUVIZIG bocsátotta a rendelkezésemre.

Az éves, a nyári félév (április-szeptember) és a téli félév (október-március) csapadék és párolgás összegeinek adatsorán trendelemzést és előrejelzést lineáris és polinom illesztéssel (MS EXCEL 2007), simító eljárásokkal és ARIMA-modellel (SPSS 14) végeztem.

A múltbéli tendenciák jellemzéséhez a vízügyi gyakorlatban hagyományosan alkalmazott módszert, a csapadék és párolgás különbségek (Cs-P), valamint csapadék és területi párolgás különbségek (Cs-Pt) sokéves átlagtól való eltérésének elemzését használtam.

Az 1951-2011 közötti időszakra, valamint a vizes élőhelyeken végzett terepi vizsgálatainkkal egybe eső egyes évekre vonatkozó WALTER-LIETH (1967) klímadiagramokat rajzolóprogram (www. zivatar.hu) segítségével készítettem el. A csapadékra, a párolásra és a területi párolgásra is teljes adatsorral rendelkező 1961-2003 közötti időszakból ezen diagramok alapján választottam ki azt a szélsőségesen száraz (2000), illetve csapadékos (1999) évet, amely esetében elemeztem a csapadék és a párolgás viszonyában (Cs-P, illetve Cs-Pt) a sokéves átlaghoz képest bekövetkezett szezonális változásokat.

4.1.2. Talajvízállás adatsorok elemzése

Baja környékének négy különböző földrajzi adottságú részén fekvő talajvízkút (Borota, Csávoly, Gara, Mohács-Sárhát) ADUVIZIG által készített sokéves (1981-2011) vízállás jellemzőinek összehasonlításával következtetéseket vontam le az egyes területeket jellemző talajvízszintek elhelyezkedésére, illetve kerestem magyarázatot a sokéves átlagok és szélsőértékek éven belüli alakulásának területenkénti eltérésére vonatkozóan.

A Bácskai-lőszhát nyugati részének talajvíz-járásában tapasztalható térbeli és időbeli törvényszerűségek megismerése céljából a bajai, garai és hercegszántói talajvízkutak 1954-2011 közötti vízállás idősorát elemeztem. Az adatsorokat az ADUVIZIG szolgáltatta. Trendelemzésre az éves középvizek adatsorán MS EXCEL 2007 segítségével végzett lineáris regressziót, a rövidtávú tendenciák megismerésére a sokéves átlagoktól való évenkénti eltérések vizsgálatát, valamint az éves eltérések összegző görbéjének módszerét alkalmaztam.

4.1.3. Vízállás és vízhozam adatsorok elemzése

A Duna vízjárásában bekövetkezett és a várható változások megismerése érdekében statisztikai módszerekkel elemeztem a bajai vízmércén 1901-2011 között regisztrált vízállás adatsort, melyet az ADUVIZIG bocsátott a rendelkezésemre. Trendelemzést és előrejelzést az éves dunai kis-, közép- és nagyvizek 1901-2011 közötti időszakot felölelő adatsorán MS EXCEL 2007 és SPSS 14 programok segítségével végeztem. Vizsgáltam a gemenci hullámtér elöntésével járó napok és periódusok számának időbeli alakulását is.

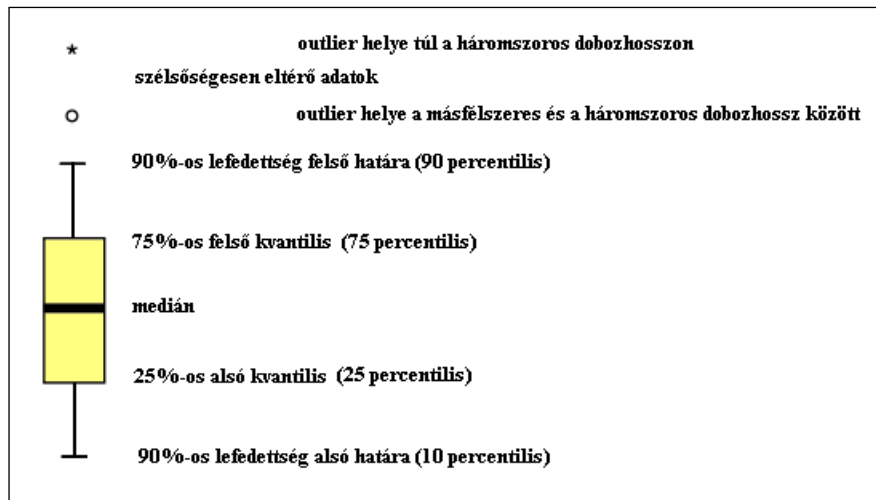
A rehabilitációt követő időszakban, illetve vizsgálataink ideje alatt a dunai vízállások Nyéki-Holt-Dunára gyakorolt hatását a 2003-2008 közötti időszak maximális vízállásai, valamint a vízpótlással (a bajai vízmérce szerinti 580 illetve 460 cm feletti vízállások) és az elöntéssel (a bajai vízmérce szerinti 650 cm feletti vízállások) járó napok számának alakulása alapján értékeltem.

A Ferenc-tápcsatornába történő dunai vízbetáplálások és a betáplálás nélküli időszakok egymáshoz viszonyított arányát, valamint a vízminőségileg kritikus állóvízes időszakok hosszát, számát és lineáris terdjét az ADUVIZIG által rendelkezésemre bocsátott 1981-2010 közötti Deák Ferenc-zsilip vízhozam idősora alapján MS EXCEL 2007 programmal állapítottam meg.

4.1.4. Vízminőségi adatsorok elemzése és értékelése

A hatósági monitoringból származó vízminőségi adatsorokból SPSS 14 program segítségével határoztam meg az egyes vízminőségi komponensek statisztikai jellemzőit, melyek évenkénti megoszlását a könnyű áttekinthetőség céljából doboz-grafikonokon ábrázoltam (15. ábra). Az adatsorokat az ADUVIZIG és az ATIKÖFE szolgáltatta.

A fontosabb vízminőségi komponensek idősorában megnyilvánuló trendeket MS EXCEL 2007 programmal végzett lineáris regresszióval állapítottam meg, és a regressziós egyenes egyenlete alapján meghatározott meredekség alapján az adott paraméterre számított éves változással (éves trend) fejeztem ki. A vízminőségi paraméterek közötti kapcsolatok elemzésére SPSS 14 programmal korreláció analízist végeztem. A kapcsolatok szorosságát a program által készített korrelációs mátrixban szereplő PEARSON-féle lineáris korrelációs koefficiens (K_p) alapján döntöttem el. Szakirodalmi ajánlások szerint (KETSKEMÉTY L. – IZSÓ L. 2005) a vizsgált két változó közötti kapcsolatot $K_p > 0,79$ esetén tekintettem szorosnak.



15. ábra. *A doboz-grafikon értelmezése*
(KETSKEMÉTY L. – IZSÓ L. 2005 alapján szerkesztette MÁTRAI I.)

A VKI metodika szerinti minősítés során a jó fizikai-kémiai állapotot akkor tekintetem elértnek, ha az átlagértékek (bizonyos fémeknél a 90%-os tartósságok illetve a maximálisan megengedhető értékek) kedvezőbbek voltak, mint az előírt határértékek (10/2010 VM), és ha az oxigénháztartás és a tápanyagtartalom mutatói esetén a határértéket meghaladó vizsgálati értékek nem érték el a határérték kétszeresét. Ahol a minőség nem érte el a jó állapotot, a további osztályokba történő sorolás érdekében az átlagokat az OVGT 5.2. háttéranyagában szereplő osztály-határértékekhez viszonyítottam. A biológiai állapotot az OVGT 5.1. háttéranyagában szereplő referenciaértékek alapján értékeltem.

A Duna vízminőségi adatsorának vizsgálata

A Duna vízminőségének jellemzésére a bajai hídnál lévő sodorvonalbéli törzshálózati mintavételi ponton 2003-2010 között (a vízminőségi paraméterek és az évek tekintetében is különböző gyakorisággal) folytatott hatósági mérésekből származó adatokon (2.5. függelék és 2.6. függelék) végeztem elemzéseket. A minősítés a 25-ös típusú folyóvíztestre (Duna Baja alatt) megállapított határértékek alapján történt. Trendvizsgálatot a havi átlagokon MS EXCEL 2007 programmal, szezonális elemzést a heti mérésekkel rendelkező 2003-2005 közötti időszak adatsorán grafikusán alkalmaztam.

A Ferenc-tápcsatorna vízminőségi adatsorának vizsgálata

A tápcsatorna ökológiai potenciáljának megismerése céljából a hercegszántói közúti hídnál (14+050 cskm) lévő törzshálózati mintavételi pontról az 1981-2010 közötti időszakból származó havi (négyheti) gyakoriságú, illetve a bátmonostori vasbeton hídnál (36+800 cskm) 2004-2007 között összesen 9 alkalommal végzett hatósági vízminőségi vizsgálatok adatsorán (2.16. függelék és 2.18. függelék) végeztem elemzéseket.

A minősítést 19-es természetes folyóvíztest típusra (meszes jellegű, síkvidéki közepes folyó, közepes-finom mederanyaggal) megállapított fizikai-kémiai határértékek, illetve biológiai referenciaértékek alapján végeztem. A kockázatos paramétereknél a dévères vizekre meghatározott szennyezettségi határértékeket (6/2002 KvVM) is figyelembe vettem. A minősítést a két vizsgálati pontra külön-külön is elkészítettem, mivel a bátmonostori mintavételi hely a vízfolyás menti települések és állattartó telepek felett helyezkedik el, így a csatorna egy másik szakaszának minőségére adhat felvilágosítást.

A 2005-2009 között paraméterenként igen eltérő gyakorisággal végzett hatósági biológiai monitoring vizsgálatok eredményeinek értékelését a fitoplankton és a perifiton esetében az OVGT 5.1. háttéranyagában található értékelési módszerek szerint a 19-es vízfolyástípusra megállapított referenciaértékek alapján, a makrozoobenton esetében a Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer (MMCP) módszer (CSÁNYI B. 1997) módosított változata (KRISKA GY. 2003) szerint végeztem.

Trendvizsgálatot az éves átlagokon, szezonális elemzést a tízéves szakaszokra (1981-1990, 1991-2000, 2001-2010) bontott adatsorok havi átlagai alapján MS EXCEL 2007 programmal végeztem. A különböző hidrológiai állapotokra jellemző vízminőségi különbségek elemzése céljából vizsgáltam a vízbetáplálásos (áramló jellegű) és a vízbetáplálás nélküli (állóvízi jellegű) időszakokban mért vízminőségi paraméterek átlagai közötti eltéréseket (a teljes adatsor átlagára vonatkoztatott százalékban kifejezve), melyet 15% felett tekintettem szignifikánsnak. A vízminőségben jelentkező térbeli eltérésekre, valamint az esetleges szennyező forrásokra az ADUVIZIG által 2008-2011 között négy alkalommal hat pontban végzett hossz-szelvény menti expedíószerű vizsgálatok eredményeiből (2.17. függelék) következtettem.

Az Igali-főcsatorna vízminőségi adatsorának vizsgálata

A főcsatorna ökológiai potenciáljának megismerése céljából a hercegszántói (3+800 cskm) és a garai (21+100 cskm) mintavételi pontoknál 2004-2007 között változó gyakorisággal végzett hatósági fizikai-kémiai és biológiai monitoring vizsgálatokból származó adatsorokon (2.26. függelék) végeztem elemzéseket.

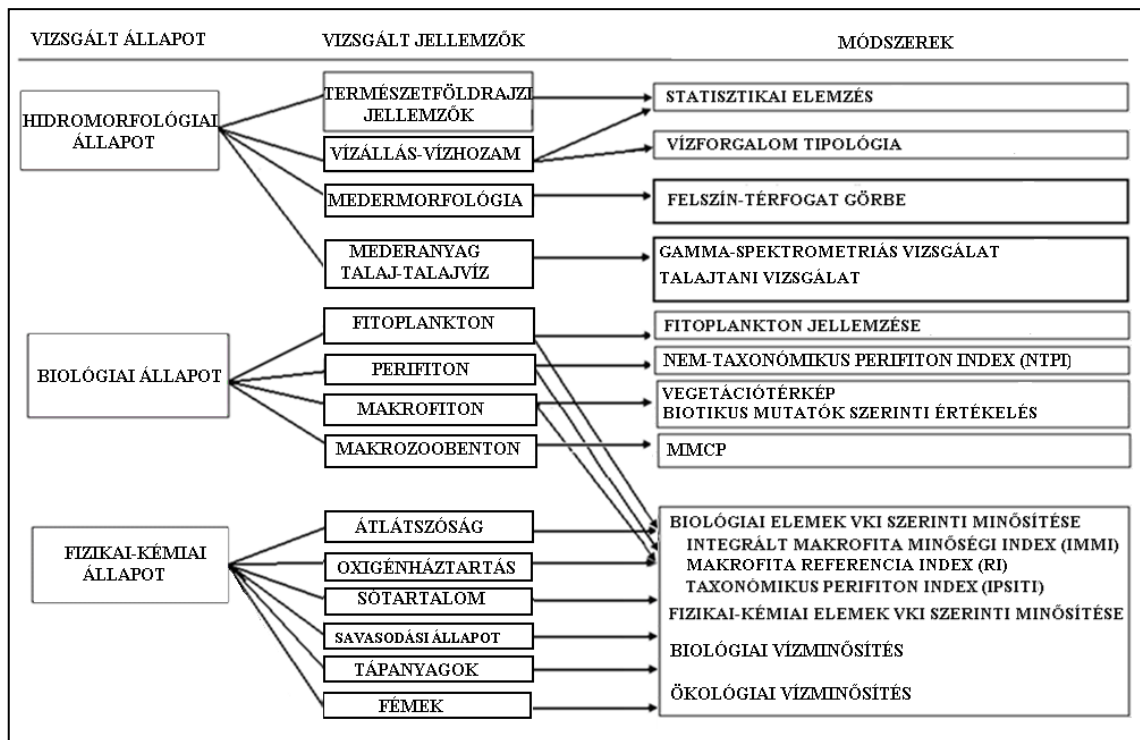
A minősítést a 16-os természetes vízfolyás típusra (meszes jellegű, síkvidéki kicsi vízgyűjtőjű és kis esésű ér, közepes-finom mederanyaggal) megállapított fizikai-kémiai határértékek, valamint biológiai referenciaértékek alapján végeztem. A mindkét mintavételi pontra elkészített minősítés összevetésével vontam le következtetéseket a vízminőségben jelentkező térbeli eltérésekre.

4.2. Saját vizsgálatok

A mintaterületek állapotfelmérésére végzett multidiszciplináris vizsgálatokban az Eötvös József Főiskola Vízellátási és Környezetmérnöki Intézete, a Szent István Egyetem Talajtani és Agrokémiai Tanszéke, a Debreceni Egyetem Alkalmazott Ökológiai Tanszéke, az Alsó-Duna-völgyi Vízügyi Igazgatóság, a Duna-Dráva Nemzeti Park és az egykori Alsó-Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség munkatársai voltak segítségemre. Vizsgálatainkat (16. ábra) abban az időszakban végeztük, amikor a felszíni vizek állapotértékelésének rendszere jelentős változásokon ment keresztül hazánkban, ezért hagyományos és a VKI kapcsán kidolgozásra került új vizsgálati módszereket egyaránt alkalmaztunk. Elfogadva a VKI ökológiai állapotra vonatkozó meghatározását, a hidromorfológiai, a biológiai és a fizikai-kémiai elemek állapota alapján végeztem a mintaterületek jellemzését és minősítését (17. ábra).

Vizsgált terület	Nyéki-Holt-Duna						garai Sóstó				FTCS 2011
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2008	2009	2010	2011	
Medremorfológia			x								
Mederanyag, talaj					x			x		x	
Vízállás, talajvíz	x	x	x	x	x	x		x		x	x
Vizkémia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fitoplankton	x	x	x								
Perifiton	x	x	x	x							x
Makrozoobenton	x	x	x								
Makrofiton	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x

16. ábra. A mintaterületeken végzett vizsgálatok (szerkesztette MÁTRAI I.)



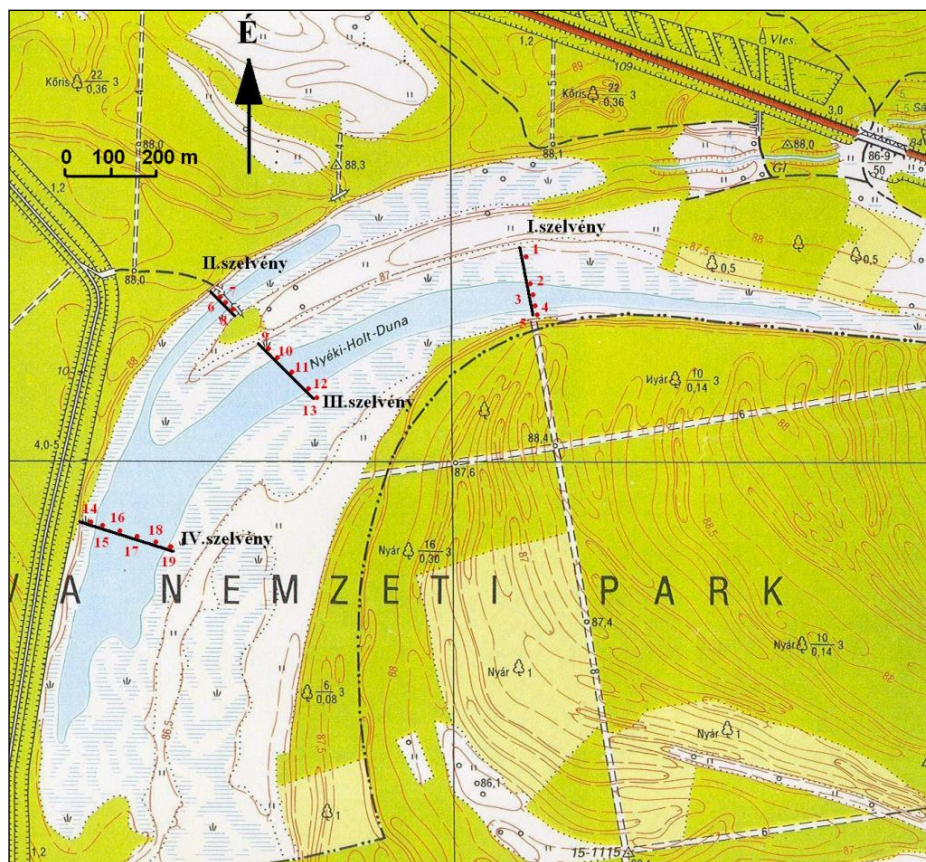
17. ábra. A mintaterületeken vizsgált jellemzők és a különböző értékelési módszerek kapcsolata (szerkesztette MÁTRAI I.)

4.2.1. Helyszíni vizsgálatok és mintavétel a Nyéki-Holt-Dunán

ZSUFFA I. – SZLÁVIK L. (1993) geodéziai adatait felhasználva GPS készülékkel négy vizsgálati keresztmetszélyt jelöltünk ki a holtmeder területén (18. ábra), melyekben ismételt mederfelvétel 2005-ben szárazföldi geodéziai módszerrel készült. A nagy pontosságú geodéziai GPS segítségével meghatározott WGS84 földrajzi koordináták EOVS-koordinátákra történő átszámítása konverter-programmal (www.fomi.hu), a mederkeresztmetszélyek és a szintvonalas mederfenék-térkép megrajzolása AUTOCAD 2004 használatával történt.

A feltöltődés mértékének pontosítása érdekében a mederanyag radiológiai vizsgálatához 2007-ben a kiszáradt mederből zavartalan talajmintát vettünk. A különböző mélységekből származó minták ^{137}Cs -izotóp aktivitásának meghatározása gamma-spektrometriás módszerrel (RAICS P. – GYÖRFI T. 2008) történt. A két különböző időpontban (1993 és 2005) végzett mederfelvétel alapján készített felszín-térfogat görbe összehasonlításával a feltöltődés mértékét határoztam meg, melyet összevettem a mederanyag radiológiai vizsgálatából kapott eredménnyel.

Légifelvétel a területről 1993-ban és 2003-ban készült, melyek alapján AUTOCAD 2004 használatával történt a vegetációtérképek megrajzolása.

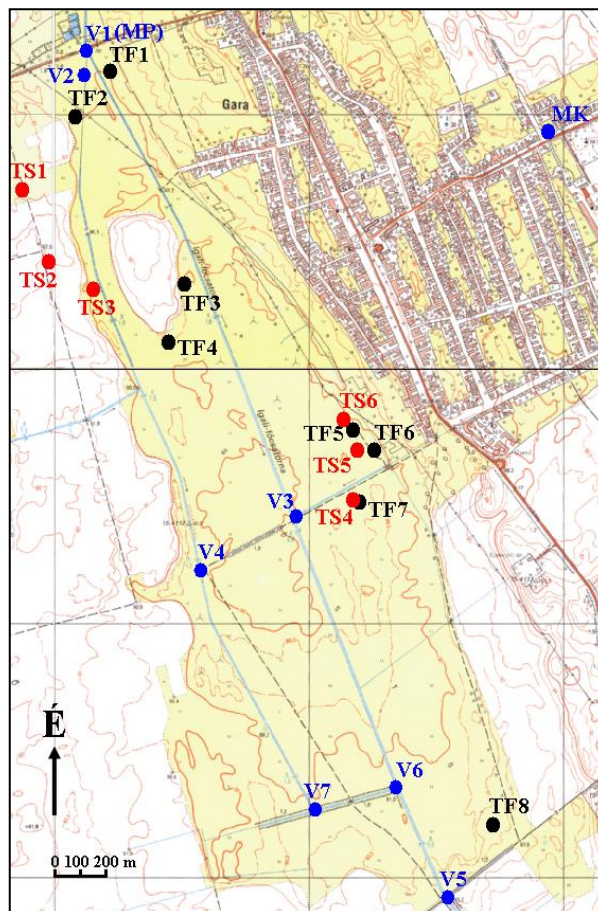


18. ábra. A Nyéki-Holt-Duna vizsgált keresztmetszénei és mintavételi helyei (szerkesztette MÁTRAI I.)

A geodéziai felmérés keretében kitűzött négy keresztmetszvény mentén 19 mintavételi pont került kijelölésre (18. ábra), melyekben a holtmeder vízállásának és növényzetének függvényében víz, üledék és makrofiton mintavételezéseket, valamint helyszíni méréseket (vízmélység, üledékvastagság, átlátszóság, vezetőképesség, pH, oldott oxigéntartalom, oxigéntelítettség) végeztünk 2003-2008 között 14 alkalommal (2.10. függelék). A vízkémiai és az algológiai vizsgálatokhoz a merített pontmintákat közvetlenül a vízfelszín alól vettük. A perifiton vizsgálathoz mintavételi helyenként külön-külön emerz és szubmerz növényeket gyűjtöttünk. A makrovegetáció felmérését KOHLER, A. (1978) módszere szerint a keresztmetszvények mentén végeztük.

4.2.2. Helyszíni vizsgálatok és mintavétel a garai Sóstón

A makrovegetáció felmérését BRAUN-BLANQUET, J. (1951) szárazföldi társulásokra kidolgozott felvételezési módszerével 2008-2010 között társulásonként végeztem (2.21. függelék), a mintavételi négyzetek adatait összesítve az egyes fajokat a gyakorisági és a borítási értéket is magába foglaló 5 fokozatú skálával (TAKÁCS G. – MOLNÁR Zs. 2007) jellemeztem. A terepbejárások alapján AUTOCAD 2004 használatával vegetációtérképeket készítettünk.



19. ábra. Talaj- és talajvíz mintavételi helyek a garai Sóstón (szerkesztette MÁTRAI I.)
Jelmagyarázat: TS-talajszelvény (talajmintavétel), TF-talajfúrás (talaj- és talajvíz mintavétel), V-felszíni vízmintavétel, MK-hatósági monitoringkút, MP-hatósági vízminőségi monitoringpont.

A magassági viszonyok és a növénytársulások figyelembe vétele mellett 2009-ben 6 mintavételi helyen (19. ábra) került sor talajszelvény nyitására, melyekben rétegenként (2.24. függelék) talajmintavétel történt. 2011-ben 8 mintavételi helyen végeztünk talajfűrást (2.22. függelék), mely során talajvízmintát és 20 cm-enként zavart talajmintát vettünk. A talajvízmintákban a helyszínen vezetőképességet és kémhatást mértünk.

2008-2011 között 10 alkalommal (2.29. függelék) került sor helyszíni mérésekre (vezetőképesség, pH) és merítéses módszerrel pontminta vételére az Igali-főcsatornából és mellékcsatornáiból a garai Sóstó területén kijelölt 7 mintavételi pontban (19. ábra).

4.2.3. Helyszíni vizsgálatok és mintavétel a Ferenc-tápcsatornán

Az expedíciószerű hatósági monitoring 6 mintavételi pontján (20. ábra) 2011 szeptemberében helyszíni vízminőségi méréseket (vízmélység, átlátszóság, vezetőképesség, pH, oldott oxigén, oxigén telítettség) végeztem, valamint perifiton vizsgálatához vízinövény mintákat vettem. A makrovegetáció felmérését a 6 mintaterületen belül kijelölt 17 vizsgálati pontban KOHLER, A. (1978) módszerével végeztem, mely megegyezik a VKI terepi monitoringra vonatkozó szakmai ajánlással (LUKÁCS B. et al. 2010).

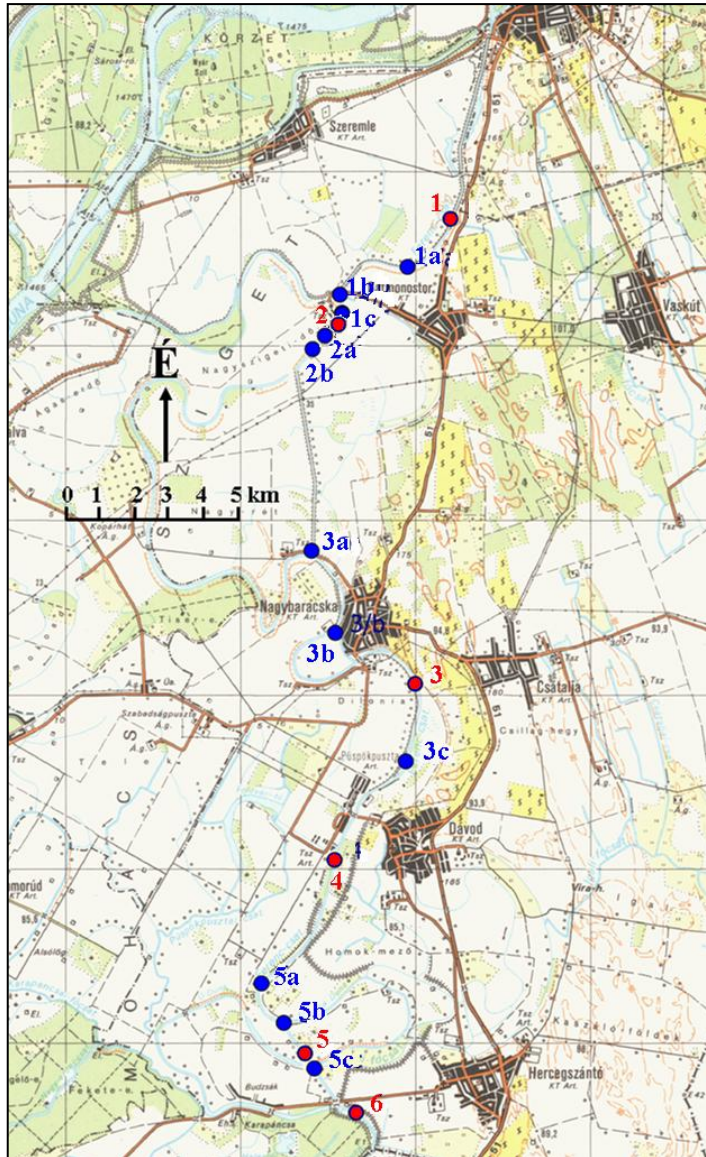
4.2.4. Talajtani vizsgálatok

A garai Sóstóról származó talajminták laboratóriumi vizsgálata a „Talajtani és agrokémiai vizsgálati kézikönyv”-ben (BUZÁS I. 1988) található módszerek alapján (2.4. függelék) az Eötvös József Főiskola vízkémiai és a Szent István Egyetem talajtani laboratóriumában történt.

4.2.5. Vízkémiai vizsgálatok

A Nyéki-Holt-Dunáról és az Igali-főcsatorna garai szakaszáról származó felszíni vízmintákat, valamint a garai talajvízmintákat tartósítás nélkül hűtve tárolva szállítottuk az Eötvös József Főiskola vízkémiai laboratóriumába, ahol a vízminőségi paraméterek meghatározása a napjainkban elfogadott és a környezetvédelmi gyakorlatban alkalmazott szabványos vizsgálati módszerek alkalmazásával történt (2.4. függelék).

MS EXCEL 2007 segítségével készítettem el a felszíni vízminták ionösszetételét jellemző MAUCHA-féle összesó-tartalom csillagábrákat (FELFÖLDY L. 1987) és a nitrogén-háztartást bemutató N-spektrumokat (FELFÖLDY L. 1987). A trofitás és szaprobitás általános megítélésére és összevetésére a víztípusoktól független FELFÖLDY L. (1987) és DÉVAI GY. (1992) féle beosztást alkalmaztam. A trofitás esetében az algaszámot és a klorofill-a koncentrációt (FELFÖLDY L. 1987), valamint az oldott ortofoszfát-P és a szerves-N mennyiségét (DÉVAI GY. et al. 1992) vettem figyelembe. A szaprobitás tekintetében a savas permanganátos kémiai oxigénigényt (FELFÖLDY L. 1987, DÉVAI GY. et al. 1992), valamint a szerves-N mennyiségét (DÉVAI GY. et al. 1992) vizsgáltam.



20. ábra. A Ferenctápcsatorna mintaterületei és mintavételi helyei (szerkesztette MÁTRAI I.)

A hatósági expedíciószerű vizsgálatokkal megegyező perifiton mintavételi valamint helyszíni vízminőségi vizsgálati pontok pirossal jelölve. Mintaterületen belül minden mintavételi pontban makrovegetációs vizsgálatok.

Mivel a hullámtéri holtmedreket a VKI a folyó részének tekinti, a víztestként nem meghatározott Nyéki-Holt-Duna minősítése a Duna Baja környéki szakaszára (25-ös folyóvíztest típus) vonatkozó határértékekre történt. Emellett szakmai megfontolások (MÁTRAI I. et al. 2006) alapján a hozzá legjobban hasonlító 13-as állóvíztest típusra (meszes, kis területű, sekély, nyílt vízfelületű, állandó) is elkészítettem a minősítést. Az évenként eltérő gyakorisággal végzett vizsgálatok miatt a júniusi adatok alapján végeztem az állapotértékelést, mely során a dévéres vizekre meghatározott szennyezettségi határértékeket (6/2002 KvVM) is figyelembe vettem.

A garai talajvízmintákban mért paraméterek alapján elemeztem a fontosabb tulajdonságokban (ionösszetétel, kémhatás, vezetőképesség) tapasztalt térbeli eltéréseket, melyek szemléltetésére összsó-tartalom csillagábrákat (FELFÖLDY L. 1987), és SURFER 32 program segítségével izovonalas térképeket készítettem.

4.2.6. Algológiai vizsgálatok

A Nyéki-Holt-Duna esetében a fitoplankton kvantitatív (algaszám) vizsgálata tömörített vízmintából, BÜRKER-kamrában, fénymikroszkóppal történt. A kvalitatív (fajösszetétel) vizsgálatot Lugol-oldattal rögzített vízmintából FEHÉR GIZELLA hidrobiológus (ADUVIZIG) végezte. Az algafajlisták alapján vizsgáltam a taxonszámok, valamint az egyes algacsoportok taxonszámainak évenkénti, illetve mintavételi helyenkénti alakulását. Az algaflóra természetvédelmi értékét NÉMETH J. (2005) vöröslistás és FEHÉR G. (2007) ritka fajokra vonatkozó jegyzéke alapján ítélt meg.

4.2.7. Perifiton vizsgálatok

A növények felületén létrejövő élőbevonatból származó mintákból ökológiai minősítésre alkalmas taxonómikus és nem-taxonómikus indexek kerültek meghatározásra.

A Nyéki-Holt-Dunáról származó mintákban a nem-taxonómikus perifiton indexhez (NTPI) a nedves tömeget, a szárazanyag-tömeget, valamint a minták hamu és klorofill-a tartalmát LAKATOS GY. (2002) módszere szerint mértük. A minősítést az élőbevonat szerkezetére és működésére vonatkozó négy mutatóra (tömegkategória, hamucsoport, klorofill-a típus, autotrofítási jelleg) kapott értékszámok összegéből számolt átlag alapján LAKATOS GY. és társai (2006) szerint végeztük. Az egyes vizsgálati évekre jellemző ökológiai állapotot a sulymon (*Trapa natans*) kialakult perifiton átlagos minősége alapján határoztam meg.

A Ferenc-tápcsatornáról származó formalinnal tartósított perifiton mintákból készített preparátumokban az algafajok fénymikroszkópos meghatározását FEHÉR GIZELLA hidrobiológus (ADUVIZIG) végezte. A kovalaga-fajok előfordulása és viszonylagos gyakorisága alapján OMNIDIA-programmal kerültek meghatározásra a VKI szerinti taxonómikus perifiton indexek. Az ökológiai minősítéshez (OVGT 5.1. háttéranyag alapján) használt kombinált perifiton index (IPSITI) mellett az értékelésnél figyelembe vettem a szaprobitási (SID), a trofítási (TID) és az integrált szennyezettségi indexek (IPS) értékeinek alakulását is.

4.2.8. Makrozoobenton vizsgálatok

A Nyéki-Holt-Dunáról származó üledékmintákból a helyszínen kigyűjtöttem és alkoholban tartósítottam, majd BÄRHMANN R. (2000) határozókulcsa segítségével családszintig azonosítottam a makrogerinctelen taxonokat. Az összeállított makrozoobenton taxonlisták értékelésére a Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer (MMCP) módszerrel (CSÁNYI B. 1997) számított összpontszámot és taxononkénti átlagpontszámot (TÁP) használtam, a minősítést KRISKA GY. (2003) alapján a lassú folyású vizekre megállapított vízminőségi indexek segítségével végeztem.

4.2.9. Makrovegetáció vizsgálata

A botanikai felmérések során a növényfajok azonosításához és elnevezéséhez SIMON T. (2004) határozóját használtam. A társulásokat a karakterfajok és a nagyobb egyedszámban jelenlévő kísérőfajok, valamint a fiziognómia figyelembevételével határoztam meg, elnevezésüknél BORHIDI A. (2003) munkáját vettem alapul. Az elkészített fajlisták értékelését biotikus mutatók segítségével végeztem, melyek közül a szociális magatartás típusok rendszerét (BORHIDI A. 1993) és a természetvédelmi érték kategóriákat (SIMON T. 2004) használtam fel. Az egyes társulásokat az átlagos ökológiai indikátorértékekkel (BORHIDI A. 1993 szerint), a szociális magatartástípusok megoszlása alapján számolt természetességi értékkel (VAL), valamint a természetvédelmi érték kategóriák alapján meghatározott vegetációs degradációfokkal (Df) jellemeztem. A növényfajok természetvédelmi jelentőségét a védett fajok listája (13/2001 KöM), a társulásokét a „Társulások Vörös Könyve” (BORHIDI A. – SÁNTA A. 1999) alapján ítélt meg.

A növényzet és az abiotikus tényezők (talajvízmélység, vízkémiai paraméterek, talajtulajdonságok) közötti összefüggések elemzéséhez korreláció analízist SPSS 14 programmal végeztem, mely során a kapcsolat szorosságát a PEARSON-féle korrelációs együttható alapján ítélt meg.

A makrovegetáció szerinti minősítést a természetességi-, zonáció-, nedvességigény- és növényfedettség-index víztípusonként változó súlyozásával képzett Integrált Makrofita Minősítési Index (IMMI) alapján (OVGT 5.1. háttéranyag), valamint LUKÁCS B. – PAPP B. (2012) módszerével képzett Makrofita Referencia Index (RI) szerint is elvégeztem.

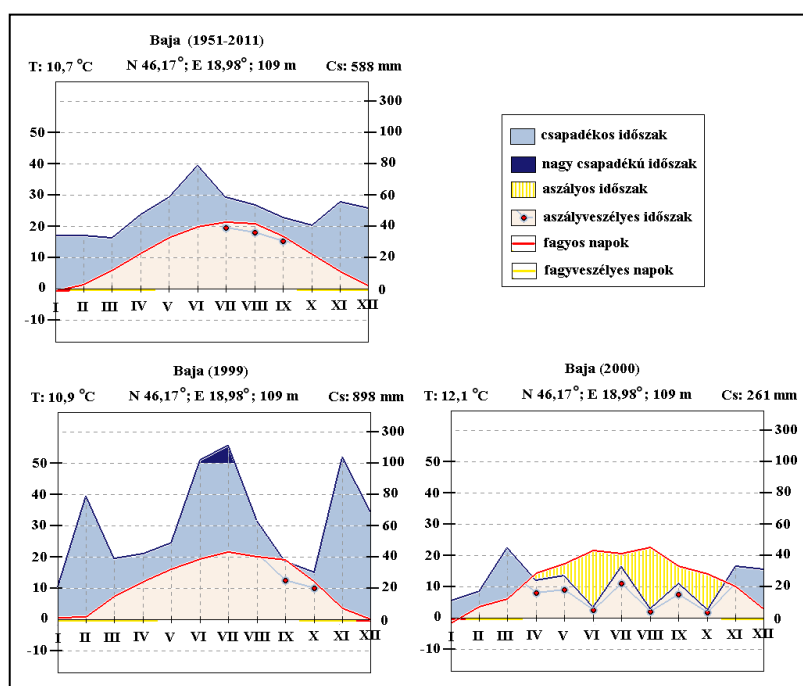
A víztestként nem meghatározott Nyéki-Holt-Duna esetén a makrovegetáció szerinti minősítés a 13-as állóvíztest típusra meghatározott referenciajellemzők alapján történt, mivel növényzetét tekintve a dunai referenciaértékekhez való hasonlítása ökológiailag elfogadhatatlan. A garai Sóstó esetében a minősítést a 4-es (szikes, kis területű, sekély, benőtt vízfelületű, időszakos) és 5-ös (szikes, kis területű, sekély, nyílt vízfelületű, időszakos) állóvíztest típus referenciaértékei alapján is elvégeztem.

5. EREDMÉNYEK ISMERTETÉSE ÉS ÉRTÉKELÉSE

5.1. A vizsgált tájökológiai tényezők jellemzése

5.1.1. Éghajlati viszonyok Baja környékén

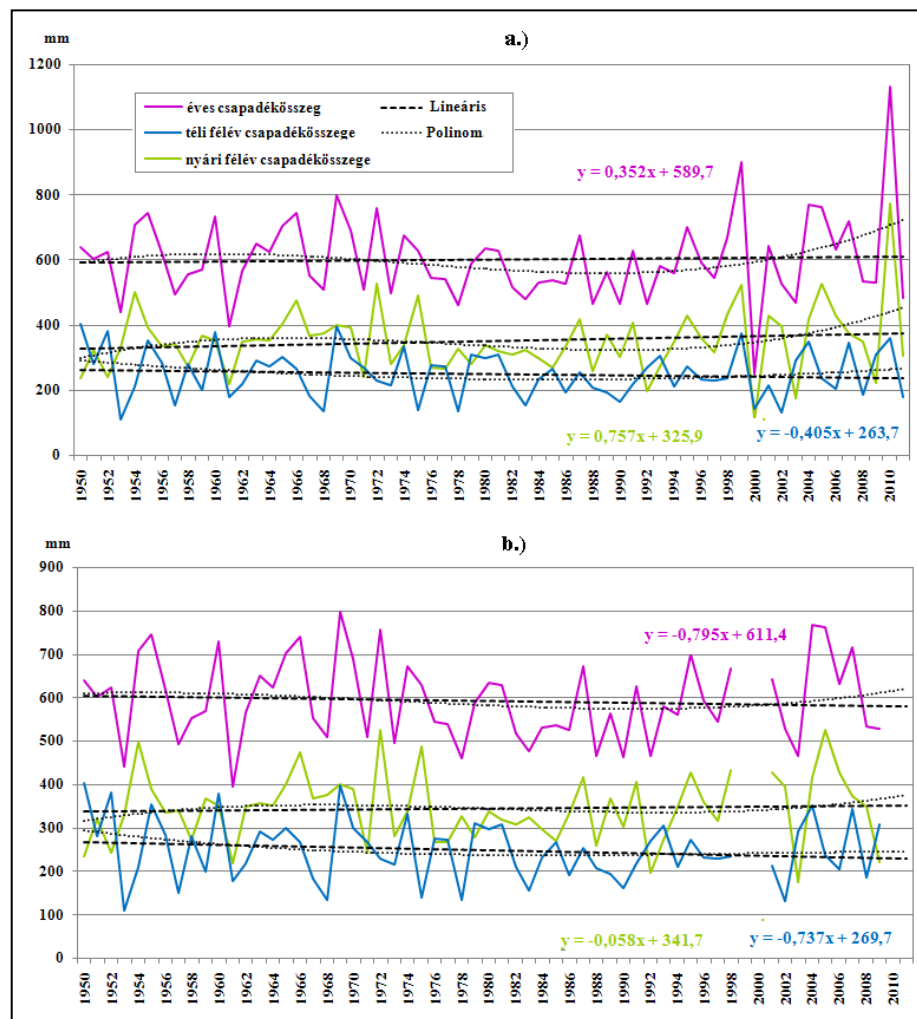
Baja környékének az 1950-2011 időszakra vonatkozó WALTER-LIETH-féle klímadiagramján (21. ábra), szemben LEHMANN A. (2002) által publikált 1901-1950 időszak diagramjával, nem jelentkeznek aszályos hónapok. Természetesen aszály az utóbbi 60 évben is előfordult, sőt néhány évben (pl. 2000-ben) igen súlyos és hosszan tartó volt (21. ábra), ugyanakkor gyakoribbá váltak azok a csapadékos évek (pl. 1999), amelyek nyári hónapjaiban nagy mennyiségű csapadék hullott, ezért a sokéves átlagok már nem jeleznek aszályt.



21. ábra. *Baja környékének különböző időszakokra vonatkozó WALTER-LIETH-féle klímadiagramjai (szerkesztette MÁTRAI I.)*

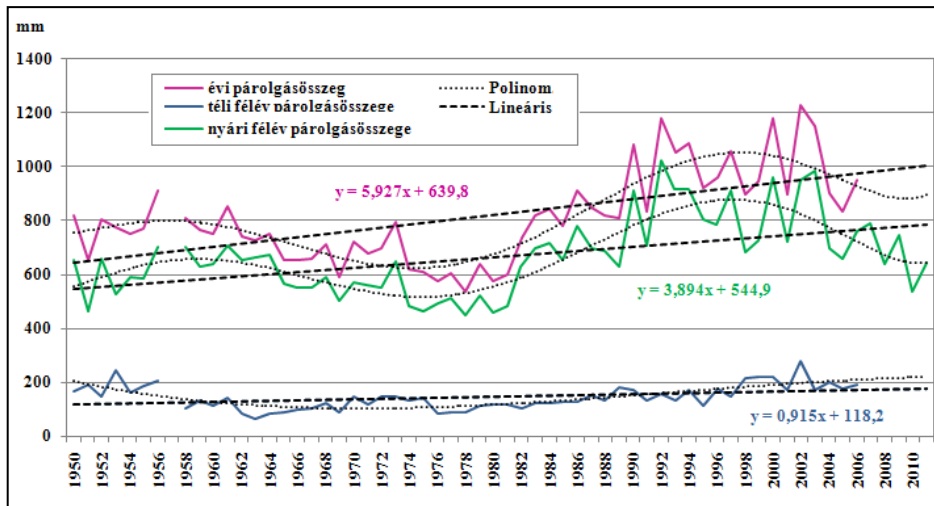
Baja térségében az éves csapadékösszegek lineáris trendje (22. ábra) kismértékű növekedést mutat, szemben a rövidebb adatsorokról publikált lineáris illesztések (PÁLFAI I. 2005, FUCHS N. et al. 2009, MÁTRAI I. et al. 2011) csökkenő trendjével. Ennek oka a 2010-es évben hullott statisztikailag is kiugróan magas, a területen valaha regisztrált legnagyobb éves csapadékmennyiség trendet befolyásoló hatása. A csapadék-idősoron végzett Z-próba a 2010-es év mellett 1999 és 2000 esetén is kiugró értéket jelzett, kizárásuk után végzett lineáris regresszió (22. ábra) már az éves csapadékösszegek csökkenő trendjét mutatja.

A polinom illesztés (22. ábra) az éves, valamint a nyári félév és a téli félév tekintetében is egy 1990 táján induló növekvő csapadékmennyiségű ciklust jelez (a teljes és a kiugró értékektől megfosztott adatsor esetén egyaránt). Szélsőséges képet mutat az elmúlt 15 évben hullott csapadékmennyiségek évenkénti megoszlása, ugyanis erre az időszakra esik a valaha regisztrált öt legcsapadékosabb évből négy (2010, 1999, 2004, 2005), az öt legcsapadékszegényebb nyári félévből pedig három (2000, 2003, 2009).



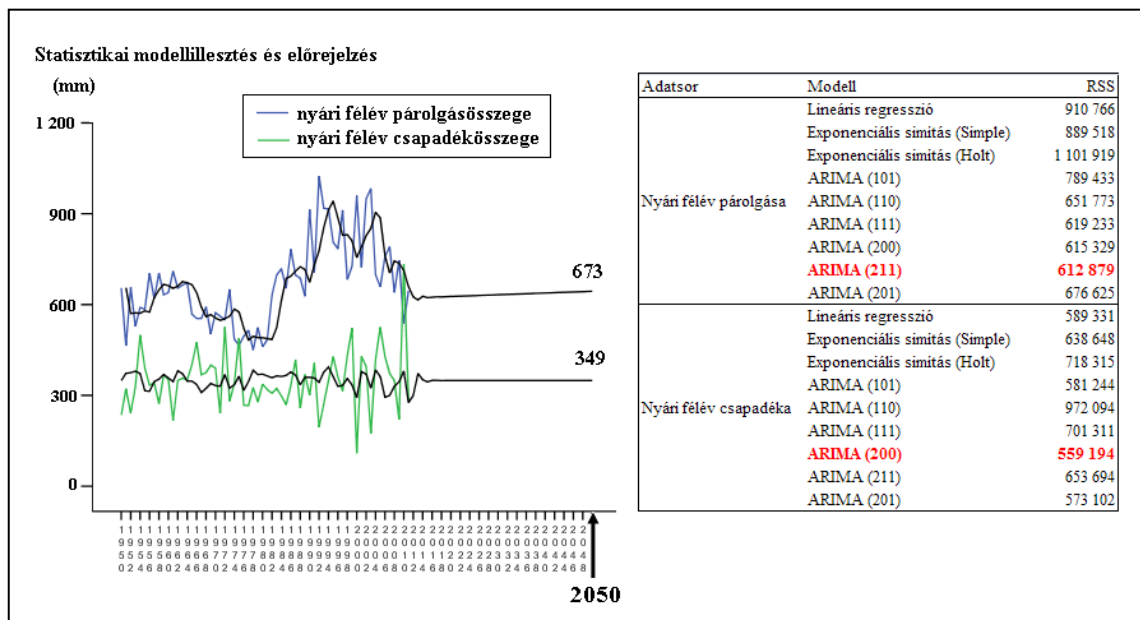
22. ábra. *A csapadékösszegek alakulása Baja térségében (szerkesztette MÁTRAI I.)*
a.) teljes adatsor, b.) kiugró értékektől (1999, 2000, 2010) megfosztott adatsor

SZIEBERT J. (2005) 2000-ig tartó párolgás adatsoron végzett elemzésének eredményéhez hasonlóan, a 2011-ig tartó idősor lineáris trendje (23. ábra) is jelentős emelkedést mutat Baja térségében, mely elsősorban a nyári félévben megnövekedett párolgásnak köszönhető. Az adatsorban a Z-próba kiugró értéket nem jelzett. Az idősort az 1978-as év két részre bontja, ekkor kezdődött a 2002-ben kicsúcsosodó növekvő tendencia, melyet egy napjainkig tartó csökkenés követ.



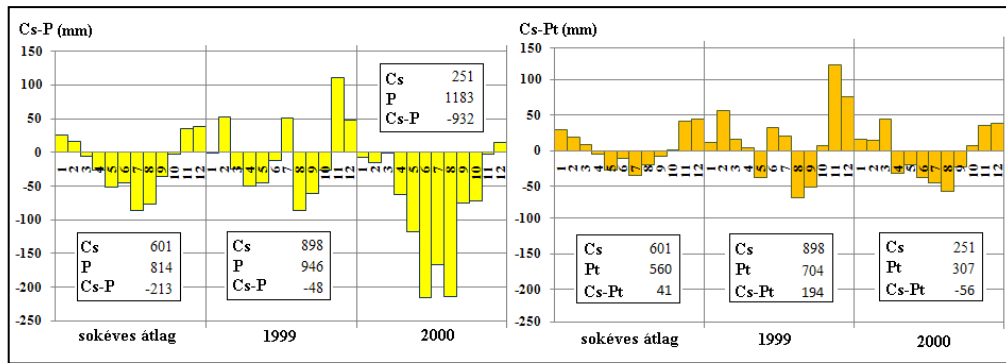
23. ábra. A párolgási értékek alakulása Baja térségében (szerkesztette MÁTRAI I.)

A nyári félév csapadékának és párolgásának jövőbeni alakulására vonatkozóan végzett statisztikai vizsgálat az éghajlati vízhiány kisebb mértékű növekedését mutatja (2050-re becsült érték -324 mm), szemben a rövidebb adatsoron végzett hasonló elemzés (MÁTRAI I. et al. 2011) által jelzett jelentősebb növekedéssel (2050-re becsült érték -473 mm). Ennek oka a 2003-2011 közötti időszak csökkenő nyári párolgási értékei, illetve a kiugróan magas csapadékok megjelenése.



24. ábra. A nyári félév csapadék- és párolgásösszegeinek különböző statisztikai modellekkel végzett vizsgálata (szerkesztette MÁTRAI I.)

Az előrejelzéshez használt legjobb illeszkedést mutató modell pirossal kiemelve.



25. ábra. A csapadék és párolgás különbségének, valamint a csapadék és területi párolgás különbségének átlagai Baja térségében (szerkesztette MÁTRAI I.)

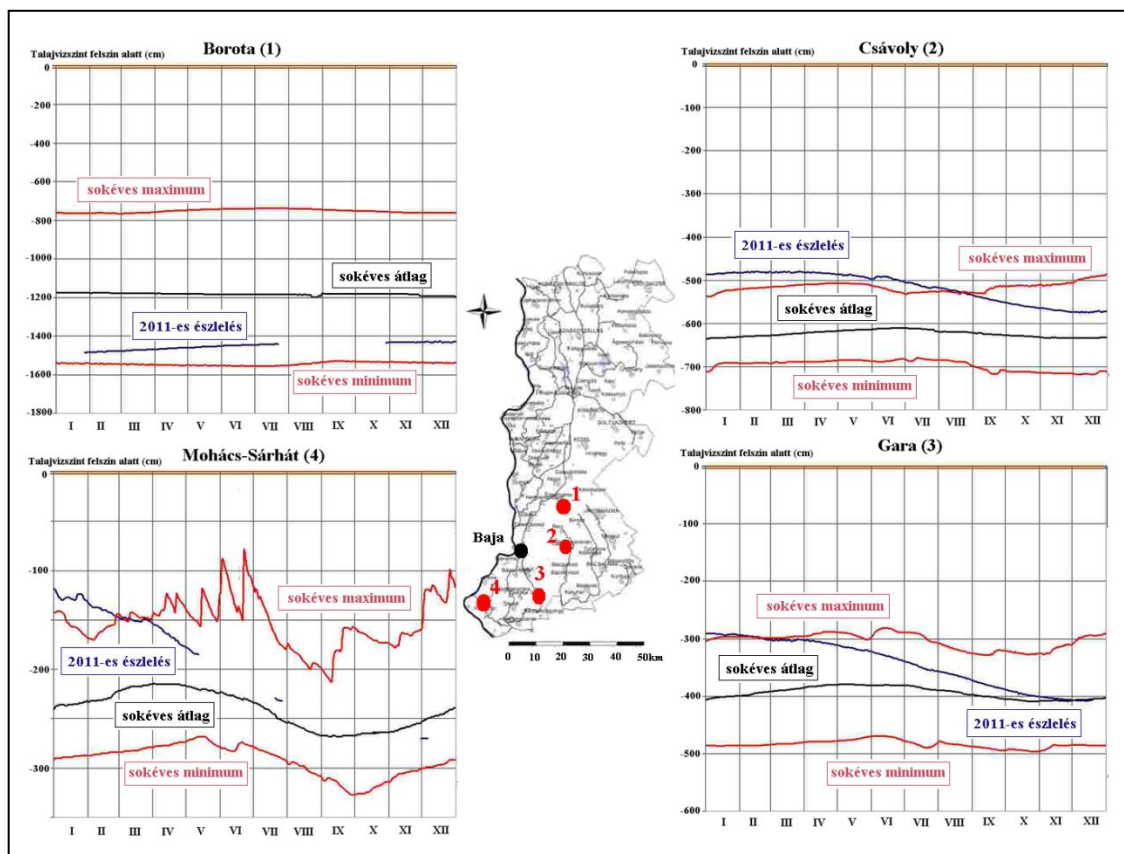
A csapadék és a párolgás különbségének (Cs-P) éven belüli eloszlására a sokéves átlagok alapján egy márciustól-októberig tartó negatív vízmérlegű időszak jellemző (25. ábra), melynek vízhiánya az aszályos években (pl. 2000) igen jelentős is lehet. A csapadékosabb években (pl. 1999) a márciustól-októberig tartó időszakban nemcsak a havi vízhiányok nagysága csökkenő, hanem pozitív havi mérleg is kialakulhat. A csapadék és a területi párolgás különbségének (Cs-Pt) éven belüli eloszlása nagyon hasonló a csapadék-párolgás különbség esetén tapasztalt eloszláshoz, de itt egy rövidebb (áprilistól-szeptemberig tartó) vízhiányos időszak jellemző.

5.1.2. Talajvíz viszonyok Baja környékén

A Duna-Tisza-közi homokhátság és a Bácskai-lösztábla határán fekvő Illancs nemcsak mélyebb talajvízszintje, hanem talajvízjárása miatt is különbözik a többi Baja környéki területtől, mivel az itt található borotai kút 2011-es időszora a többi kúttól eltérően nem mutat szezonális ingadozást, hanem monoton növekvő tendenciájú (26. ábra). Ennek magyarázataként elfogadható PÁLFAI I. (1995) megállapítása, mely szerint mélyen fekvő talajvíztükör esetén a csapadék talajvízszint-ingadozást kifejtő hatása jelentéktelen, és a lassú beszivárgás miatt a talajvízszint-emelkedés egy hosszan elnyúló folyamat. A borotai kút esetében (hasonlóan SZALAI J. et al. (2012) megállapításához) az 1981-2010 közötti időszak legkisebb és legnagyobb vízállásai között közel 8 méteres szintkülönbség mutatkozik, ugyanakkor a többi kútnál ez a különbség 3 méter alatti.

A Mohácsi-sziget mentesített árterén fekvő Sárhátnál lévő talajvízkútra a nagyvizek jelentős ingadozása jellemző (26. ábra), mely a dunai áradások talajvízszint-emelő hatásával magyarázható. Ezt bizonyítja a 2011-es év talajvíz-állás időszora is, melyen az azévi egyetlen (januári) áradás jól látható. Az 1981-2010 közötti időszak legkisebb és legnagyobb vízállásai közötti különbség 2,5 méter, az éves átlagos vízjáték 1 méter körüli.

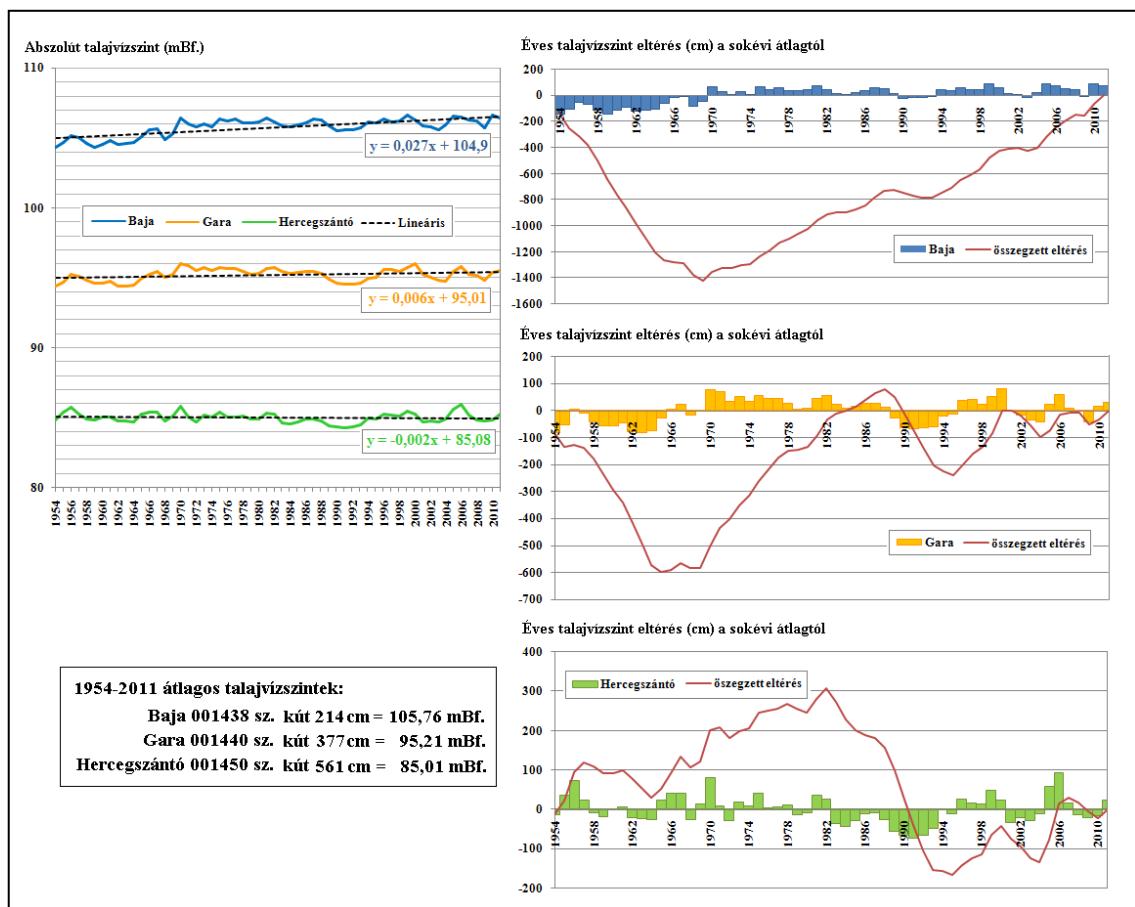
Hasonlóságot a Bácskai-löszhát két kútjának (Csávoly és Gara) talajvízállás-idősora (26. ábra) mutat. Az 1981-2010 közötti időszak legkisebb és legnagyobb vízállásai közötti különbség 2 méter körüli, az éves vízjáték 50 cm alatti. Az Illancs határán fekvő csávolyi kútnál magasabban fekvő víztükrű garai kútát 2011-ben nagyobb éves vízjáték jellemezte, de vízállás-idősorán a május-júniusi időszak csapadékainak talajvízszint-emelő hatását (szemben a csávolyi kúttal) nem lehet észlelni. Mindez a Sóstó és az Igali-főcsatorna talajvízszintet módosító hatására vezethető vissza.



26. ábra. *Baja környéki talajvízkutak 2011-es vízállás idősora és az 1981-2010 közötti időszak sokéves vízállás jellemzői (ADUVIZIG idősorai alapján szerkesztette MÁTRAI I.)*

A hosszú távú (1954-2011) talajvízállás idősorok elemzése szerint a Bácskai-löszhát nyugati felén lévő garai és a hercegszántó kút éves középvezei a sokéves átlagok körül ingadoznak (27. ábra), a bajai kút esetén viszont növekvő trend érvényesül. Következésképp a Bácskai-löszhát nyugati felén a Duna-Tisza közének más területeiről leírt nagymértékű talajvízszint-csökkenés (SZILÁGYI J. – VOROSMARTY CH. 1993, PÁLFAI I. 2005) nem mutatható ki, itt ezzel a problémával napjainkban nem kell számolni.

Ha az éves összegzett talajvízszint-eltérés görbék segítségével (27. ábra) elemezzük az elmúlt közel 60 év alatt bekövetkezett talajvízszint változásokat, megállapítható, hogy a garai kút mutatja mind a bajai, mind a hercegszántói kút esetén megnyilvánuló tendenciákat. A bajai és a garai kútra 1954 és 1969 között egy erőteljes talajvízszint-süllyedés volt jellemző, melyet 1970-től a bajai kút esetében egy napjainkig tartó emelkedés követett. A garai kútnál ez a talajvízszint emelkedés 1988 táján megállt és a hercegszántói kúthoz hasonlóan néhány éves időhosszúságú emelkedések és süllyedések, fokozatosan csökkenő amplitudójú ingadozása jellemezte.

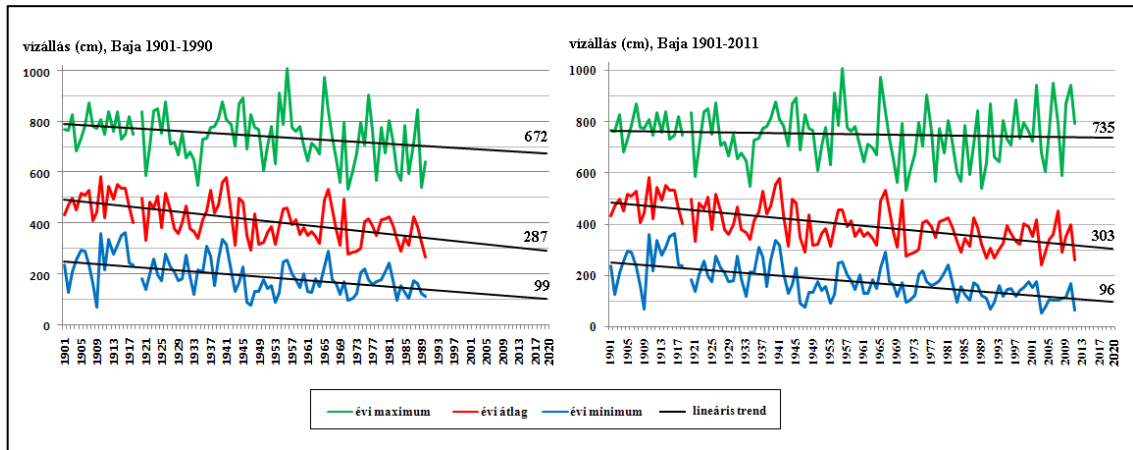


27. ábra. A Bácskai-lőszhát nyugati felén lévő talajvízkutak éves átlagos vízállásai és azoknak a sokéves (1954-2011) átlagtól való eltérése (szerkesztette MÁTRAJ I.)

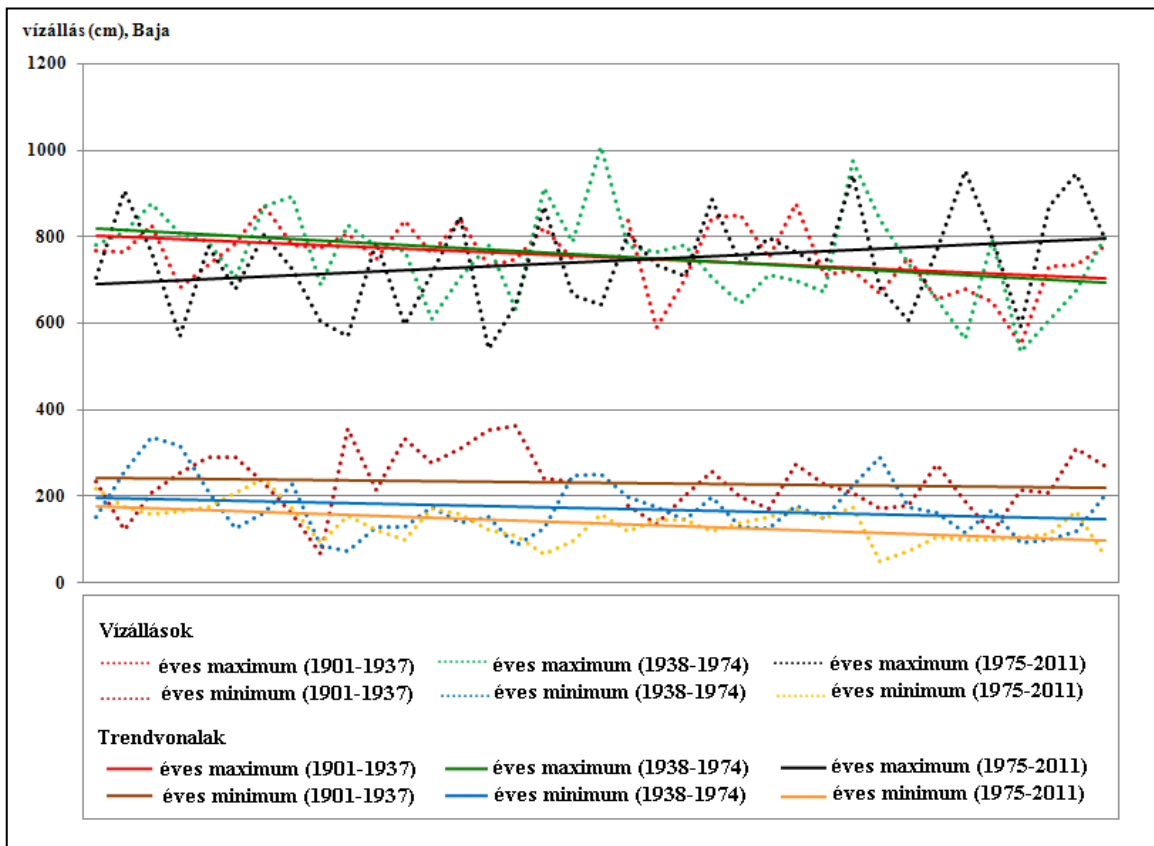
5.1.3. A Duna vízjárása Bajánál

A Duna 1901-2011 közötti vízállás idősorának lineáris regressziója nem támasztja alá SZLÁVIK L. és társai (1995) által a 1901-1990 közötti időszakon végzett statisztikai elemzéssel mindhárom vízállásjellemezőre prognosztizált jelentős vízszintcsökkenést, mivel a nagyvizeknél (ahogy azt a 2003-ig tartó adatsorról SZIEBERT J. (2005) is megállapította) csak egy enyhén csökkenő trend tapasztalható (28. ábra).

Az elmúlt évtizedekben a Duna vízjárásában bekövetkezett változásokat mutatja, hogy felbontva a vízállás adatsort három egyenlő szakaszra (29. ábra), a kisvizek tekintetében csaknem egymással párhuzamos csökkenő trendvonalak jelentkeznek, a nagyvizek esetében viszont az első két időszak csökkenő tendenciája a harmadikban (1975-2011) megfordul és emelkedővé válik.

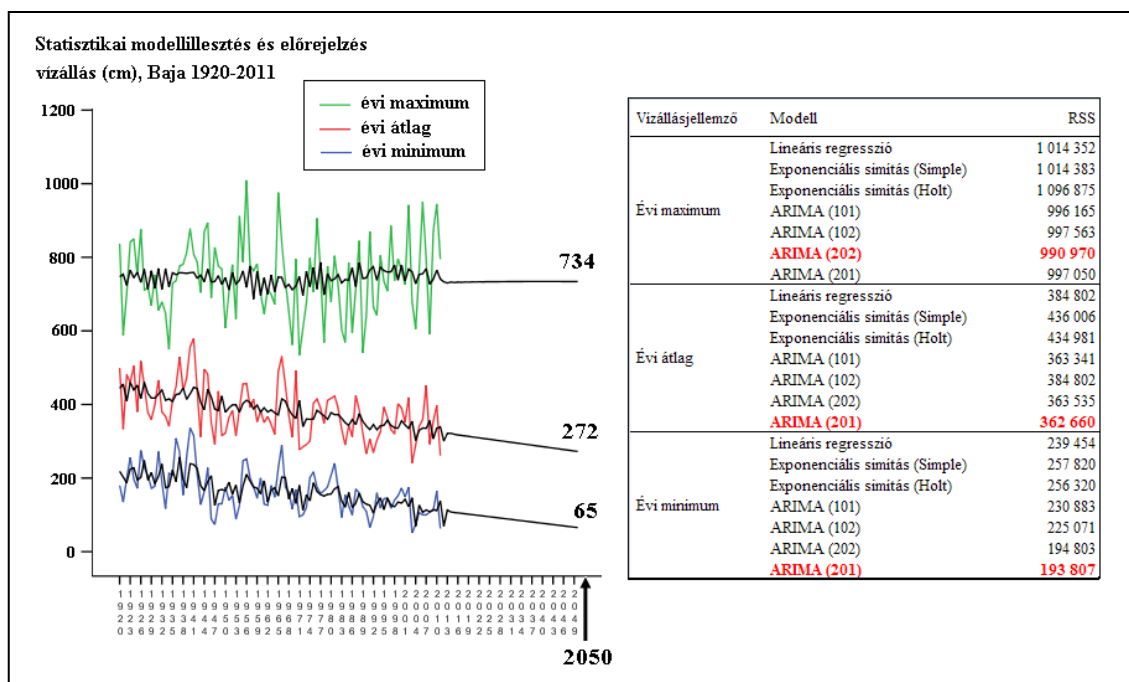


28. ábra. *A dunai vízállások trendvizsgálata és előrejelzése lineáris regresszióval I.* (szerkesztette MÁTRAI I.)



29. ábra. *A dunai vízállások trendvizsgálata lineáris regresszióval II.* (szerkesztette MÁTRAI I.)

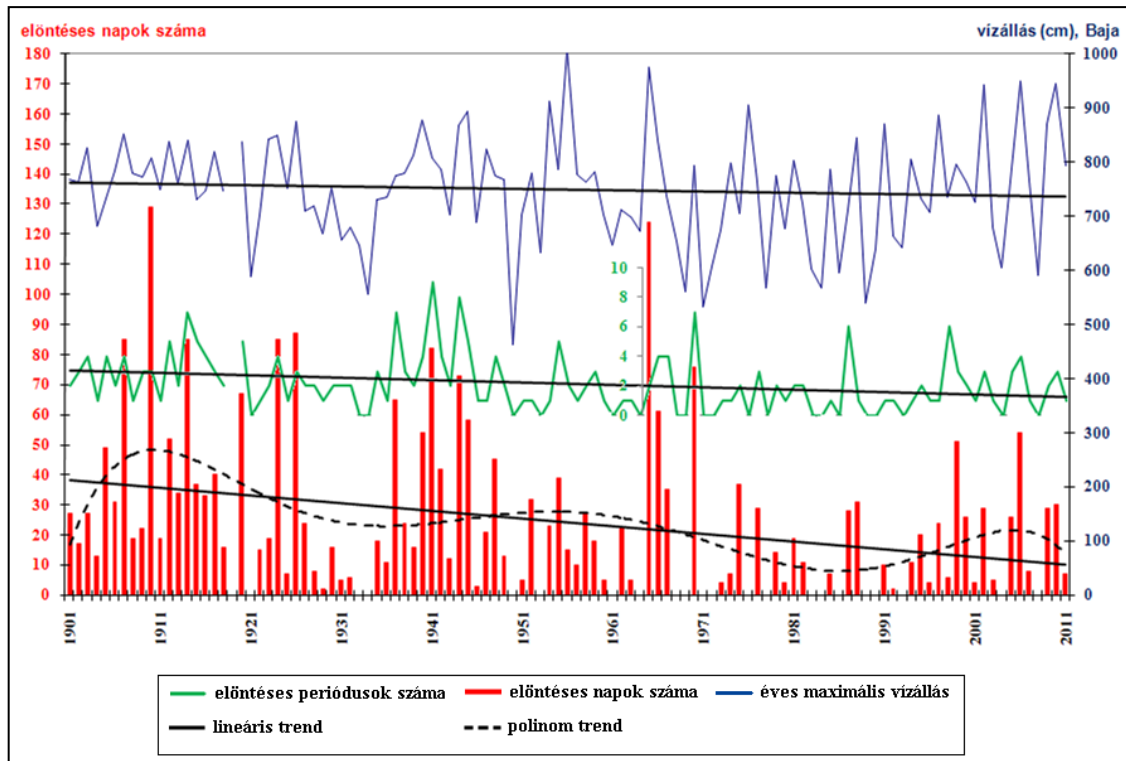
A statisztikailag várható vízszintjellemzők előrejelzéséhez alkalmazott különböző modellek (30. ábra) egyike sem jelzett az éves maximális vízállásoknál jelentős csökkenést, a legjobb illeszkedésű modell alapján a statisztikai biztonsággal bekövetkező nagyvizek a 20. század százéves átlaga (736 cm) körül fognak alakulni a közeljövőben. Azonban az előntéses napok és az előntéses periódusok csökkenése (31. ábra) gyorsuló levonulásukat jelzi. Míg 1950 előtt évente átlagosan két előntés jellemezte a Duna vízjárását, addig az elmúlt hatvan évben az évenkénti többszöri előntés már csak átlagosan három évente tapasztalható.



30. ábra. A dunai vízállások különböző statisztikai modellekkel végzett vizsgálata (szerkesztette MÁTRAI I.)

Az előrejelzéshez használt legjobb illeszkedést mutató modell pirossal kiemelve.

A kis- és középvizek tekintetében a közeljövőben jelentős vízszintcsökkenés várható (30. ábra), mely statisztikai módszerrel becsült értéke 2050-ben több mint 1 méterrel a 20. század százéves átlaga (középvíz: 408 cm, kisvíz: 187 cm) alatt alakul mindkét vízállásjellemző tekintetében. Ezen értékek 15-30 centiméterrel alacsonyabbak az 1901-1990 adatsor alapján SZLÁVIK L. et al. (1995) által prognosztizált értékeknél, és nem támasztják alá SZIEBERT J. (2005) által a kis- és középvizek esetén (a 2003-ig tartó adatsor vizsgálatával) megállapított mérséklődő vízszintcsökkenési tendenciát.



31. ábra. *A Duna vízjárásának jellemzői (1901-2011)*
(szerkesztette MÁTRAI I.)

5.1.4. A Duna vízminősége Bajánál

A 2003-2010 közötti időszak hatósági monitoring adatai alapján (2.5. függelék és 2.6. függelék) a Duna Baja alatti szakaszának fizikai-kémiai és az egyéb specifikus szennyezők (fémek) szerinti állapota (1. táblázat) is rosszabb a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során történt minősítésnél (2.1. függelék), mivel az oxigéntartalom kivételével a nitrit, a nitrát, az összes-foszfor, a higany és a szerves anyag mennyiségét jellemző kromátos kémiai oxigénigény (KOI_k) is kockázatos paraméternek bizonyult. Megjegyzendő, hogy a higany esetén a határérték túllépések háttérben mérés technikai probléma is állhat, mivel a 2006-ig alkalmazott kimutatási módszer alsó méréshatára (0,1 µg/l) magasabb mint az EQS (0,05 µg/l).

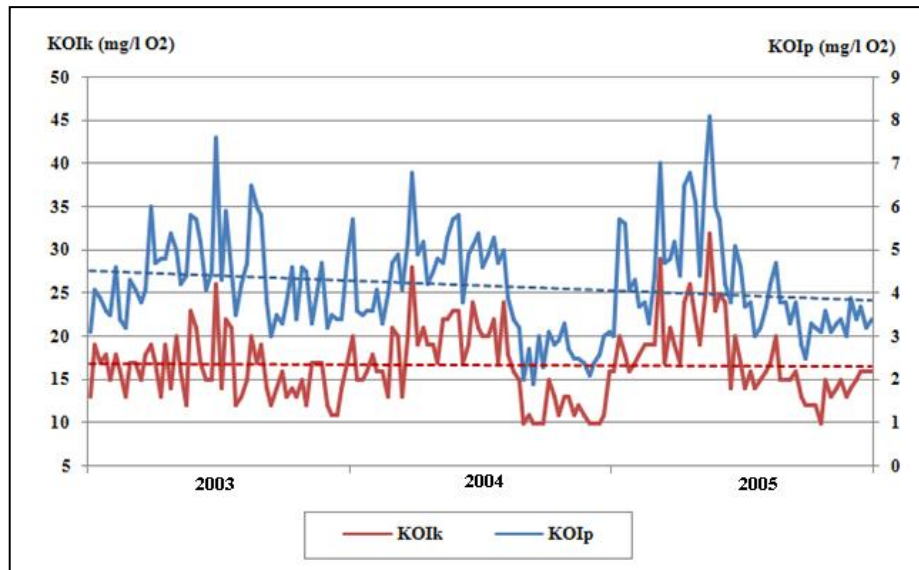
A vízminőségi paraméterek értékeinek változása kétféle, az egyik a Duna vízjárásához igazodó, a másik az évszakos (szezónális) ingadozás. A 2003-2010 közötti dunai adatsoron végzett korrelációvizsgálattal alátámasztható GÁNTI G. (2002), valamint TÓTH B. és társai (2005) korábbi adatsorokon alapuló megállapításai, miszerint a vízállással és a vízhozammal szoros kapcsolatot a lebegőanyag-tartalom mutat (2.7. függelék), melynek sokéves trendje csökkenő (2.6. függelék).

A lebegőanyag-tartalom viszont nem hozható szignifikáns kapcsolatba a vízben lévő szerves anyag mennyiségét jellemző egyetlen vízkémiai paraméterrel (KOIk, KOIps, TOC) sem (2.7. függelék). A hasonló szezonális ingadozású KOIk és a KOIps (32. ábra) tavaszi-nyári időszakban jelentkező maximumai és csökkenő sokéves trendjük GÁNTI G. (2002), TÓTH B. és társai (2005), TÓTH B. (2007), valamint SCHMIDT A. és társai (2007) által korábbi időszakok adatsorain is kimutatott tendenciák. A két téli maximummal jellemezhető szezonális ingadozású paraméter (33. ábra), a szervesetlen-N tartalom és a sótartalmat jellemző vezetőképesség, korrelációs kapcsolata is szorosnak bizonyult (2.7. függelék). A vezetőképesség enyhén növekvő, valamint a szervesetlen-N csökkenő trendje más időszakok adatsorairól GÁNTI G. (2002) valamint SCHMIDT A. és társai (2007) által is leírt összefüggések.

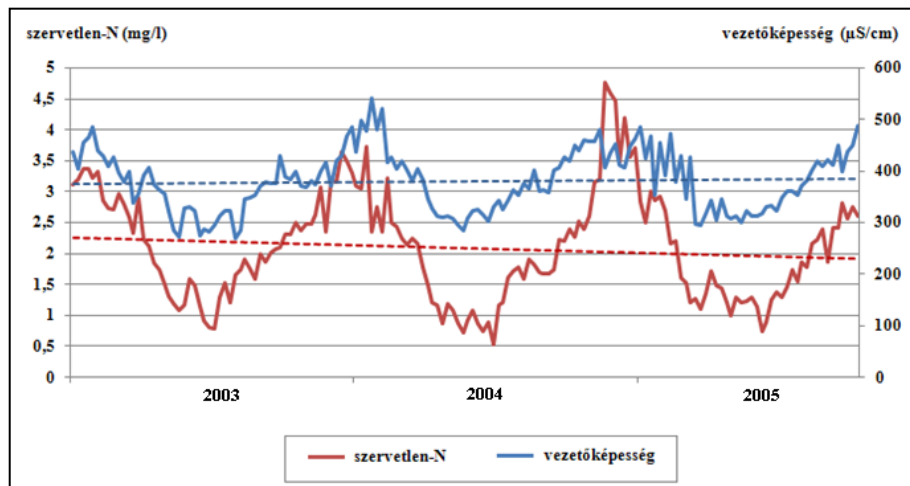
I. táblázat. A Duna Baja alatti szakaszának VKI szerinti minősítése

Értékelt adatsorok	Duna 2004-2007*	Duna 2003-2010
A. Fizikai-kémiai állapot**	jó	mérsékelt
1. Oxigén háztartás	jó (4)	mérsékelt (3)
oldott oxigén		3
oxigéntelítettség		3
KOIk		3
ammónium-N		5
nitrit-N		3
2. Növényi tápanyagok	jó (4)	jó (4)
nitrát-N		3
összes-N		4
összes-P		3
ortofoszfát-P		5
3. Sótartalom	kiváló (5)	kiváló (5)
vezetőképesség		5
klorid		5
4. Savasodási állapot	kiváló (5)	jó (5)
pH		4
B. Egyéb specifikus szennyezők**	jó	nem jó
Zn		jó
Cu		jó
Cr		jó
As		jó
Hg		nem jó
Cd		jó
Ni		jó
Pb		jó

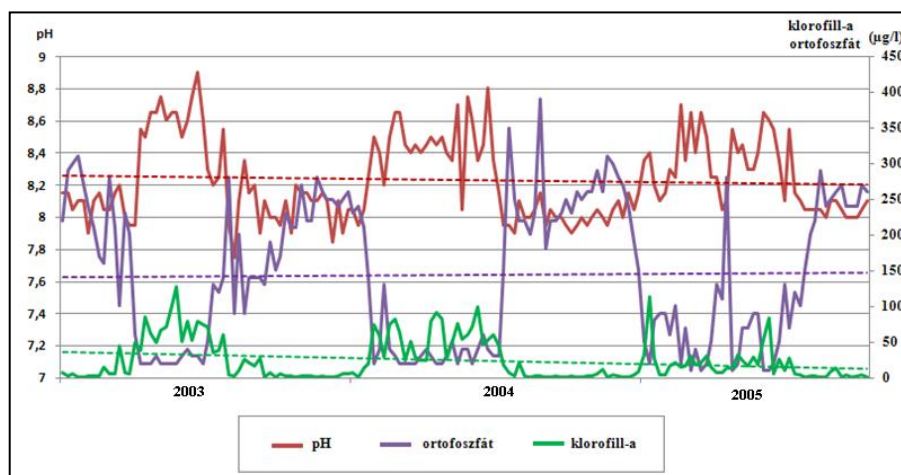
* FB VGT 2010 szerint, **OVGT 5.2. háttéranyag módszere szerint



32. ábra. A Duna (Baja) szervesanyag-tartalmának szezonális ingadozása (szerkesztette MÁTRAI I.)



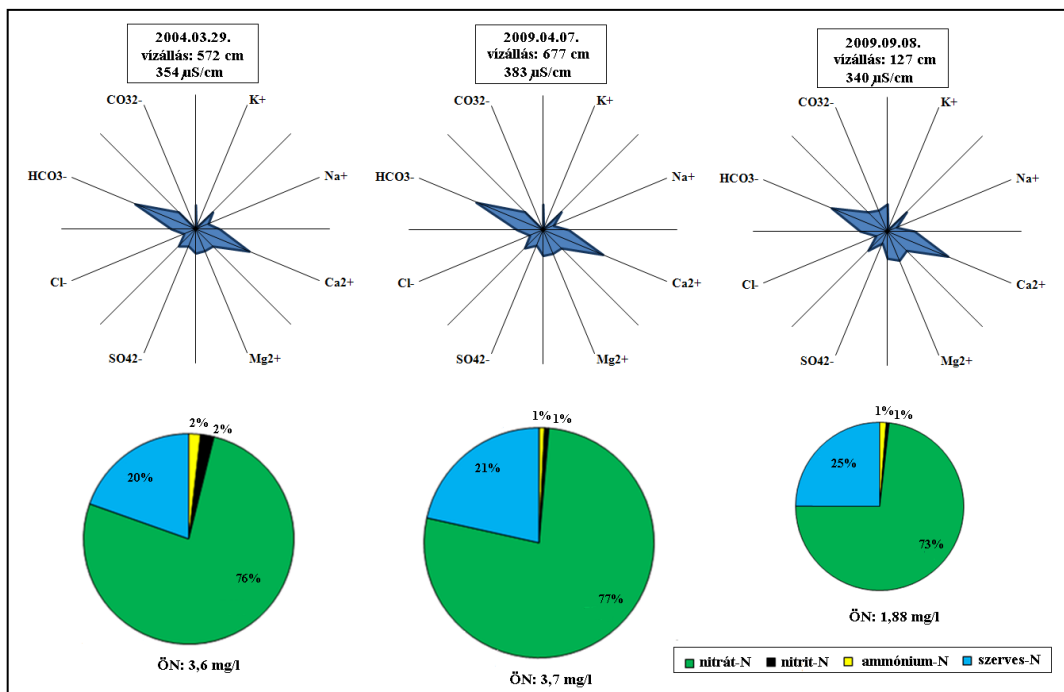
33. ábra. A Duna (Baja) szerves-N tartalmának és vezetőképességének szezonális ingadozása (szerkesztette MÁTRAI I.)



34. ábra. A kémhatás, a klorofill-a és az ortofoszfát-koncentráció szezonális ingadozása a Dunában Bajánál (szerkesztette MÁTRAI I.)

A 2003-2007 közötti dunai adatsorban szoros korrelációs kapcsolat mutatható ki a kémhatás, a klorofill-a, és az oldott ortofoszfát értékek között (2.7. függelék). Míg a kémhatás és a klorofill-a tartalom tavaszi-nyári maximummal (34. ábra), addig az ortofoszfát-tartalom (hasonlóan GÁNTI G. (2002) megállapításához) általában őszi-téli maximummal jellemezhető. A pH és a klorofill-a trendje enyhén csökkenő (hasonlóan SCHMIDT A. és társai (2007) megállapításához); az oldott ortofoszfát enyhén emelkedő (szemben SCHMIDT A. és társai (2007) által az 1975-2004 közötti időszakban kimutatott hosszú távú csökkenő tendenciával).

A 2003-2010 közötti adatsor vizsgálata alapján a Duna vize kalciumos-hidrokarbonátos kategóriába tartozó béta-alfa-oligohalóbikus közepes édesvíz, kisebb mértékű változás a magnézium- és karbonát-ionok részarányában tapasztalható (35. ábra). Az oldott ortofoszfát-P és a szerves-N mennyisége alapján a többnyire (52%, illetve 100%) növényi tápanyagban gazdag, a szerves-N és a KOIps alapján szerves táplálékban szegény. A kémiai oxigénigény alapján a vízminták többsége (58%) alfa-béta-mezoszaprobikus, a többi ennél kisebb szaprobitású. A Dunára jellemző N-spektrum tipikus folyóvízi spektrum, melyben az összes-N tartalom 6 mg/l alatti, a N-formák közül a nitrát dominál, a szerves-N részesedése 20% körüli, jelen van kis mennyiségben ammónium és nitrit is. A vízállások függvényében a N-spektrum jelentősen nem változik, kisvízkor a szerves-N részesedése kisebb mértékben megemelkedik a nitrát rovására (35. ábra).



35. ábra. A Duna különböző vízállásaira jellemző N-spektrumok és ionmegoszlások (szerkesztette MÁTRAI I.)
ÖN: összes-nitrogén

5.2. A vizsgálati területek állapota, környezeti célkitűzései és helyreállítása

5.2.1. A Nyéki-Holt-Duna

A szakirodalmakban található 1800-as évekre feltételezett lefűződésnél jóval korábbi folyamatra találtam bizonyítékot egy 1731-es térképvázlaton (1.4. függelék). Az ennél korábbi, MARSIGLI 1696-os felmérése alapján készített térképen (1.2. függelék) a mai holtmeder az akkori főmeder részét képező túlfejlett folyókanyarulat lehetett „Bresava” település alatt, közepén egy zátonyszigettel. Az ezt követő mintegy harminc év folyamán a folyókanyarulat egy nagyobb árvíz során átszakadt, majd a lefűződött kanyarulat két végének gyorsabb feltöltődésével az egykori sodorvonal mentén egy morotvtató jött létre, mely ezután már csak a nagyobb árvizek során került kapcsolatba a főmederrel.

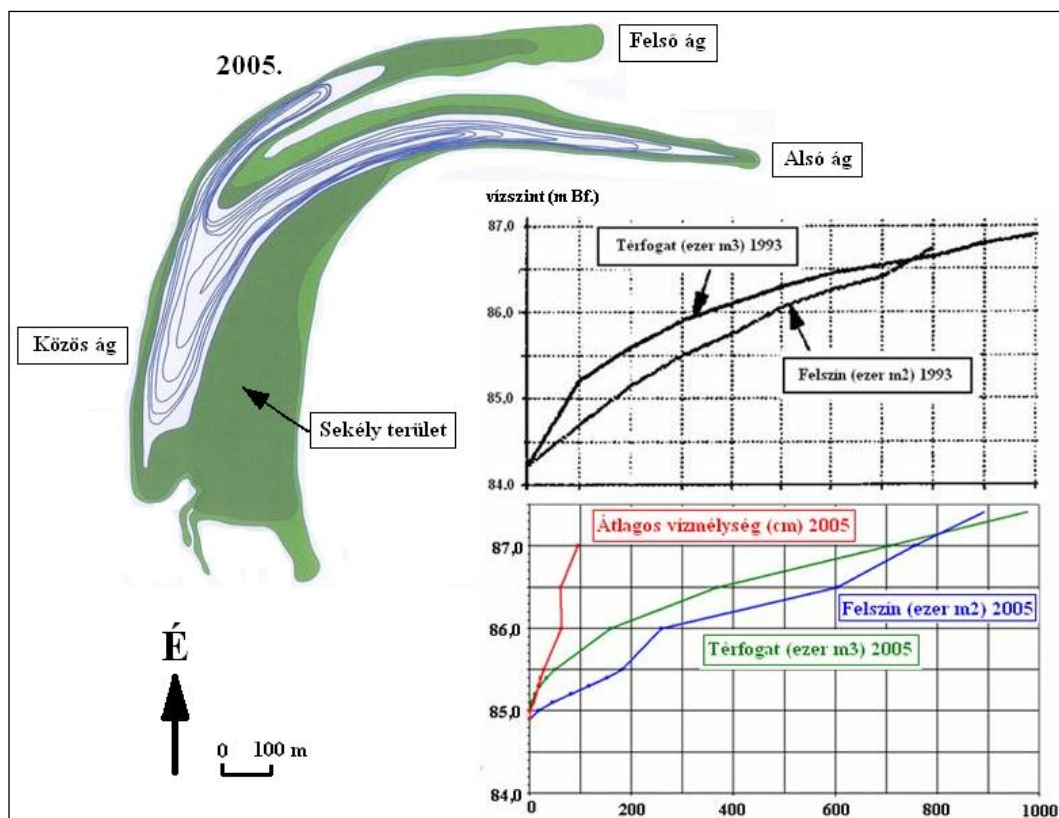
5.2.1.1. A Nyéki-Holt-Duna ökológiai állapota

Medermorfológia

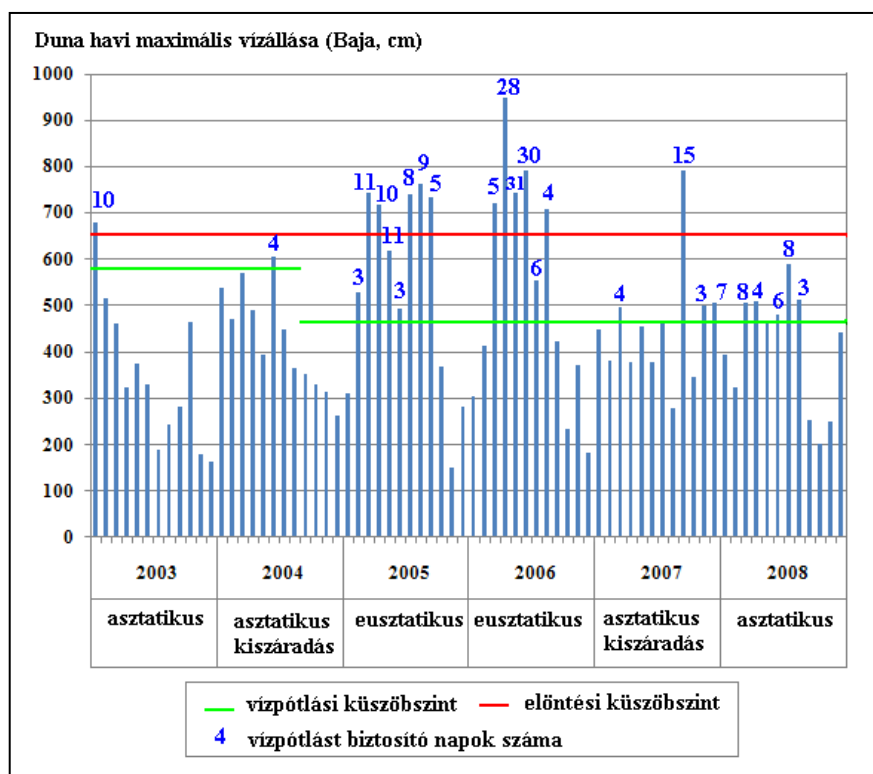
A Nyéki-Holt-Dunán 2005-ben végzett geodéziai vizsgálatunk a meder és környezete eltérő mértékű (40-60 cm közötti) feltöltődését mutatta, a meder fenékszintje ekkor 60 cm-rel volt feljebb (36. ábra), mint az 1993-ban történt első felmérés (ZSUFFA I. – SZLÁVIK L. 1993) idején. Az egykori folyókanyarulat erőteljesebb feltöltődésével létrejövő 497 ezer m² kiterjedésű sekély nádas terület napjainkban 86,0-87,0 m Bf. között található, melyet a továbbiakban nem tekintek a szűkebb értelemben vett mederhez tartozónak. A mélyebb mederrész partvonalát 86,0 m Bf. magasságban lehet meghatározni, melyhez 110 cm maximális és 61 cm átlagos vízmélység, valamint 258 ezer m² terület tartozik. A három ág közül az alsó középvonalában található a holtmeder legmélyebb része, a felső ág valamint a közös ág déli része kis mélységű. A geodéziai vizsgálatok alapján a mederben a feltöltődés üteme eltérő (3-5 cm/év), melynek radiológiai módszerrel való pontosítása (RAICS P. – GYÖRFI T. 2008) szerint a gyakran kiszáradó közös ág déli részén az éves átlagos feltöltődés 3 cm. Ezen értékek illeszkednek TAMÁS E. és KALOCSA B. (2003) által a Duna mellékágban (2,7-5,7 cm/év), OROSZI V. (2009) által a Maros holtágában (1,3-2,5 cm/év), illetve SÁNDOR A. (2011) által a tiszai hullámtér mélyebb fekvésű területéről (0,9-5,0 cm/év) leírt feltöltődési ütemekhez.

Vízháztartás

Vízforgalmi kettőssége alapján a Nyéki-Holt-Duna a szemisztatikus vizek csoportjába sorolható, mivel az időben rendszertelenül mozgó, de a Duna vízjárásához igazodóan bekövetkező szélsőséges változások jellemzők rá. A vizsgált 2003-2008 közötti időszakban az állandó vízborítást és a kis vízszint ingadozást hozó eusztatikus vízforgalmú évek mellett jellemzőbbnek a nagy vízszintingadozással bíró asztatikus állapotok bizonyultak, melyek között teljes kiszáradást eredményező évek is előfordultak (37. ábra).



36. ábra. A Nyéki-Holt-Duna szintvonalas helyszínrajza és felszín-térfogat görbéi (szerkesztette MÁTRAI I.)

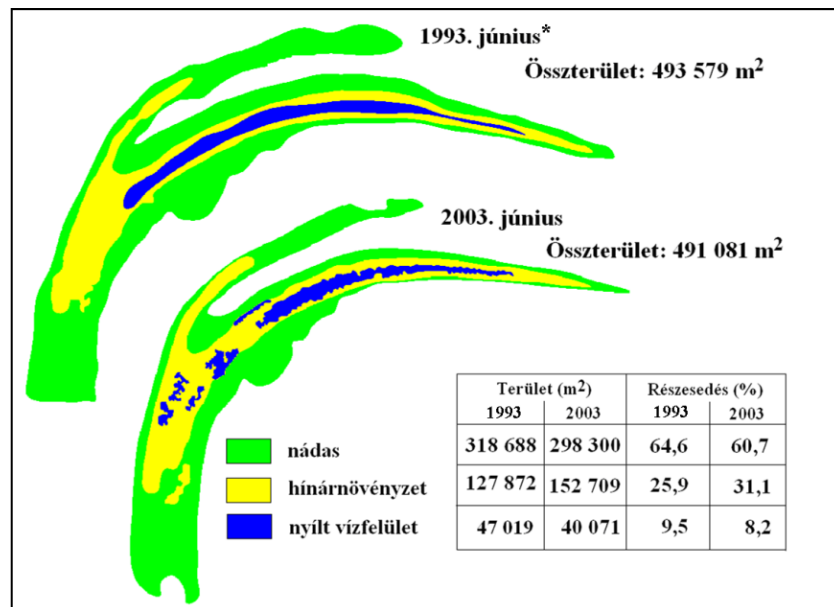


37. ábra. A dunai vízállások hatása a Nyéki-Holt-Dunára a 2003-2008 közötti időszakban (szerkesztette MÁTRAI I.)

2005 és 2006 többszöri áradással jellemezhető időszakok voltak (37. ábra), ezen kívül 2003 januárjában és 2007 szeptemberében történt még dunai áradás. Viszont 2004-ben és 2008-ban az áradások elmaradtak, a vízrendszeren keresztül érkező vízpótlás (a vegetációs periódust tekintve) csak 2008-ban jelentkezett. Így 2004, 2007 és 2008 években a vegetációs periódus kezdetére a holtmeder feltöltődni nem tudott, 2003 őszére csaknem teljesen, 2004 és 2007 években pedig teljesen kiszáradt (3.11. függelék).

Makrovegetáció

A légifelvételek alapján készített vegetációtérképeken (38. ábra) a Nyéki-Holt-Duna természetközeli állapotára utaló összefüggő parti zonáció figyelhető meg. Az erdők által körbevett holtmeder mentén kiterjedt mocsárrétek húzódnak (3.10. függelék), a makrovegetáció vizsgálata során a nádas külső szegélyében meghatározott partvonal egybeesett a medermorfológiai alapon 86,0 mBf. magasságban megállapított partvonallal.



38. ábra. *A Nyéki-Holt-Duna vegetációtérképei* (szerkesztette MÁTRAI I.)

*ZSUFFA I. – SZLÁVIK L. 1993 alapján

2003-2008 között a makrovegetáció felmérése során 81 növényfajt azonosítottunk (2.8. függelék), melyek között 5 védett (fehér tündérrózsa, rucaöröm, sulyom, tündérfátyol, nyári tőzike), 1 adventív (nagy moszatpáfrány) és 2 agresszív tájidegen faj (selyemkóró, magas aranyvessző) található. A 2005. évi áradásokhoz köthető a nagy moszatpáfrány (*Azolla filiculoides*) megjelenése a Nyéki-Holt-Dunában, melyet a hazai flórában először egy innen északra fekvő gemenci fokban FEHÉR G. és SCHMIDT A. (1998) írt le. STETÁK D. (2000) által a Nyéki-Holt-Dunán azonosított 69 növényfaj előfordulását igazolni tudtuk, ezen felül 12 fajt mi írtunk le először a területről (2.8. függelék).

2003-2008 között általunk azonosított 9 hínár és 7 mocsári növénytársulás közül (2. táblázat) természetvédelmi értéket a védelemre javasolt vízipáfrány-társulás (3.8. függelék), tündérrózsahínár, vizitökhínár, tündérfátyolhínár, valamint a potenciálisan veszélyeztetett fényesbékaszőlő-hínár, gyűrűs süllőhínáros és tavi kákás képvisel. STETÁK D. (2003, 2005) által a Nyéki-Holt-Dunáról leírt 10 vízi és mocsári növénytársulás közül 3 megjelenését (bodros békaszőlőhínár, kisbékalencse-hínár, éles sásos) nem tudtuk igazolni, 9 növénytársulást pedig mi azonosítottunk először a területen (2. táblázat).

2. táblázat. A Nyéki-Holt-Duna medréről leírt növénytársulások

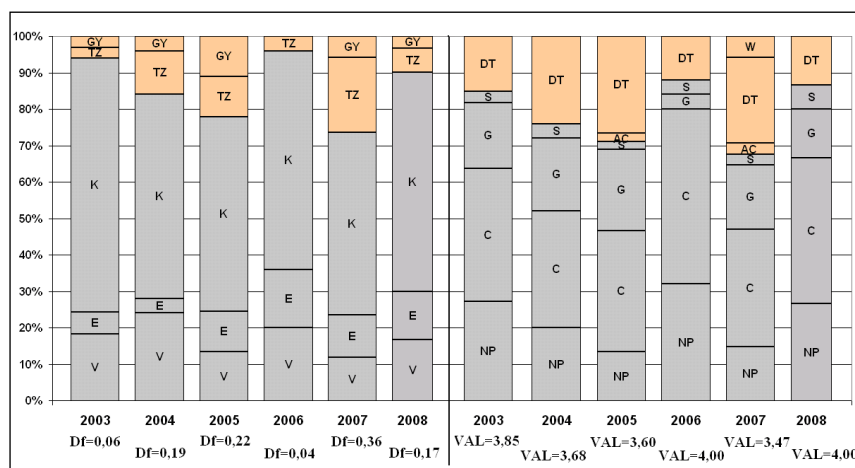
Társulás	2003			2004					2005				2006	2007	2008	
	04	06	08	04	05	06	08	09	04	05	06	09	07	06	06	
Lebegő hínárok																
Érdestócsagaz-hínár (<i>Ceratophyllum demersi</i> HILD 1956)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
* Vizipáfrány-társulás (<i>Salvinio-Spirodeletum SLAVNIC 1956</i>)												x				
Rögzült hínárok																
* Apró békaszőlőhínár (<i>Parvopotameto-Zannichellietum palustris KOCH 1926</i>)															x	
Fényesbékaszőlő-hínár (<i>Potametum lucentis HUECK 1931</i>)		x										x			x	
* Gyűrűs süllőhínáros (<i>Myriophylletum verticillati GAUDET 1924</i>)		x	x													
* Sulymos (<i>Trapa natantis V. KÁRPÁTI 1963</i>)												x	x			
Tündérfátyolhínár (<i>Nymphoidetum peltatae BELLOT 1951</i>)		x													x	
* Tündérrózsahínár (<i>Ceratophyllo-Nymphaeetum albae BORHIDI 2001</i>)		x													x	
Vizitökhínár (<i>Myriophyllo verticillati-Nupharetum luteae W. KOCH 1926</i>)		x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	
Nádasok																
Harmatkásás (<i>Glyceretum maximae HUECK 1931</i>)		x											x	x	x	x
Nádas (<i>Phragmitetum communis SOÓ 1927</i>)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Tavi kákás (<i>Schoenoplectetum lacustris CHOUARD 1924</i>)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Mételykórósok																
* Mételykórós (<i>Oenatho aquaticae-Rorippetum amphibiae LOHMEYER 1950</i>)	x			x	x				x	x					x	
* Nyílfüves (<i>Sagittario-Sparganietum emersi R. Tx. 1953</i>)		x														
Magassásrétek																
* Mocsári sásos (<i>Caricetum acutiformis EGGLEER 1933</i>)													x	x	x	x
Iszaptársulások																
* Keserűfüves (<i>Polygono-Eleocharitetum ovatae EGGLEER 1933</i>)								x					x			

* A területéről először általunk leírt növénytársulás.

A Nyéki-Holt-Duna jellemző mocsári vegetációját a nádasok képviselik (2. táblázat), melyek területe a rehabilitációhoz kapcsolódó mederrendezések során csökkent (38. ábra). Közülük a legnagyobb kiterjedésű a nádas (*Phragmitetum communis*), emellett kisebb szigetek, keskenyebb sávok és a közös ágban nagyobb összefüggő terület formájában tavi kákás (*Schoenoplectetum lacustris*) található. A harmatkásás (*Glycerietum maximae*) felső ágban megjelenő állománya 2005-től kezdődően egyre nagyobb területet foglalt el.

A Nyéki-Holt-Duna jellemző vízi növénytársulása (2. táblázat) a tündérrózsavízitők hínár (*Nymphaetum albo-luteae* NOWINSZKI 1928), melynek két szubasszociációja a holtmederben térben elkülönülten jelentkezett. A gyakoribb és nagyobb területre kiterjedő a vízitőkhínár (*Myriophyllo verticillati-Nupharetum luteae*) volt, a tündérrózsahínár (*Ceratophyllo-Nymphaetum albae*) 2003-ban és 2008-ban a mélyebb területeken kisebb szigeteket alkotva jelent meg (3.8. függelék). A nyíltvízes részeken a medret érdestócsagaz-hínár (*Ceratophylletum demersi*) bélelte és a többszöri dunai elöntést hozó években sulymos (*Trapa natantis*) jelent meg.

A különböző gyakorisággal vizsgált hat év makrovegetációjának VKI szerinti értékeléséhez a júniusban végzett felvételezések eredményeit (2.11. függelék) felhasználva a biológiai állapot a kiszáradással járó kisvizes időszakokban (2004, 2007) és a többszöri dunai elöntéskor (2005) minősült rosszabbnak mindkét értékelési módszer alapján (3. táblázat). A LUKÁCS-féle RI szerint mérsékelt és jó állapotok jellemzőek a Nyéki-Holt-Dunára. Az IMMI alapján kiváló és jó állapotok jelentkeztek, és az egyes évek között a növényfedettség- (F) és a nedvességigény-index (W) alapján mutatkozott különbség. A természetvédelmi értékkategóriák és a szociális magatartástípusok szerinti megoszlások, valamint a vegetációs degradációfok (Df) és a természetességi érték (VAL) alapján a holtmeder növényzetének természetessége is 2004, 2005, és 2007 években bizonyult a kisebbnek (39. ábra).



39. ábra. A Nyéki-Holt-Duna növényzetének természetessége (szerkesztette MÁTRAI I.)

A szürke mező a természetes, a rózsaszín a bolygatott és leromlott élőhelyekre jellemző csoportokat jelölik. Df: vegetációs degradációfok (SIMON T. 2000 alapján), VAL: természetességi érték (BORHIDI A. 1993 alapján) Természetvédelmi értékkategóriák (SIMON T. 2000 alapján): Gy-gyomnövény, TZ-zavarástűrő, K-közönséges, E-állományalkotó, V-védett. Szociális magatartástípusok (BORHIDI A. 1993 alapján): C-kompetitor, S-specialista, G-generalista, NP-természetes pionír, DT-zavarástűrő, W-gyom, AC-agresszív tájidegen.

3. táblázat. *A Nyéki-Holt-Duna makrovegetációjának VKI szerinti minősítése*

	2003 jún.	2004 jún.	2005 jún.	2006 jún.	2007 jún.	2008 jún.
max. vízmélység (cm)	60	55	110	80	15	65
zónák száma	5	5	5	5	5	5
borítottság (%)	60	90	80	60	90	60
fajszám	33	25	44	25	34	35
hínárfajszám	19	11	15	16	8	15
jellemző növénytársulások*	<i>Phrag</i> <i>Scho</i> <i>Lut</i> <i>Cera</i> <i>Glyc</i> <i>Pot</i> <i>Pelta</i> <i>Albae</i> <i>Myri</i>	<i>Phrag</i> <i>Scho</i> <i>Lut</i> <i>Cera</i>	<i>Phrag</i> <i>Scho</i> <i>Lut</i> <i>Cera</i> <i>Trap</i> <i>Salvi</i>	<i>Phrag</i> <i>Scho</i> <i>Lut</i> <i>Cera</i> <i>Trap</i> <i>Glyc</i>	<i>Phrag</i> <i>Scho</i> <i>Lut</i> <i>Cera</i> <i>Glyc</i>	<i>Phrag</i> <i>Scho</i> <i>Lut</i> <i>Cera</i> <i>Glyc</i> <i>Pot</i> <i>Pelta</i> <i>Albae</i> <i>Parvo</i>
minősítés OVGT 5.1. háteranyag módszere szerint**						
T	5	4	4	5	3	4
Z	5	5	5	5	5	5
W	5	3	5	5	3	5
F	4	1	1	4	1	4
IMMI	0,98	0,81	0,85	0,98	0,74	0,91
biológiai állapot	kiváló	jó	jó	kiváló	jó	kiváló
minősítés LUKÁCS B. – PAPP B. (2012) módszere szerint ***						
RI	21,9	8,8	7,7	17,4	3,3	14,3
EQR	0,61	0,54	0,54	0,59	0,52	0,57
biológiai állapot	jó	mérsékelt	mérsékelt	jó	mérsékelt	jó

* *Albae*: tündérrózsahínár, *Cera*: érdestőcsagaz-hínár, *Glyc*: harmatkás, *Lut*: vízitök-hínár, *Myri*: gyűrűs süllőhínáros, *Parvo*: apró békaszőlőhínár, *Pelta*: tündérfátyolhínár, *Phrag*: nádas, *Pot*: fényesbékaszőlő-hínár, *Salvi*: vízipáfrány-társulás, *Scho*: tavi kákás, *Trap*: sulymos.

** T: természetességi-index, Z: zonációs-index, W: nedvességigény-index, F: növényfedettség index, IMMI: Integrált Makrofita Minőségi Index, 1: rossz, 2: gyenge, 3: közepes, 4: jó, 5: kiváló.

*** RI: makrofita referencia index, EQR: RI alapján számított minőségi index.

Makrozoobenton

A Nyéki-Holt-Dunán a vizsgált három év (2003-2005) alatt azonosított MMCP listában szereplő 34 makrozoobenton család közül (2.12. függelék) 2003-ban 21, 2004-ben 14, 2005-ben 21 taxon jelentkezett. Az összpontszám és a taxononkénti átlagpontszám (TÁP) 2003-ban volt a legmagasabb, a legkisebb értékeket 2004-ben kaptam (4. táblázat). Mindezek a többszöri árvizes előntéssel jellemezhető 2005. év mellett a kisvízes évek közül 2003 esetében jeleznek jobb vízminőséget.

4. táblázat. *A Nyéki-Holt-Duna makrozoobenton szerinti minősítése*

	2003	2004	2005
Taxonszám	21	14	21
Összpontszám	93	52	82
Taxononkénti átlagpontszám (TÁP)	4,43	3,47	3,91
Vízminőségi index összpontszám alapján	5	4	5
Vízminőségi index TÁP alapján	6	3	4
Vízminőségi indexek átlagértéke	5,5	3,5	4,5
Lassú folyású vízfolyásként történő minősítés*	kiváló (5)	közepes (3)	jó (4)

*KRISKA GY. 2003 módszere szerint

Perifiton

A sulyom alzatról származó perifiton minták 2003-ban mérsékelt, 2005-ben jó, a részben kiszáradt holtmederben 2004-ben és az árvizes 2006-ban szelvényenként eltérő minőséget jeleztek (5. táblázat).

5. táblázat. A Nyéki-Holt-Duna perifiton szerinti minősítése

minták	perifiton adatok							minősítés*	
	mintavételi idő	növényzet (szelvény)	szárazanyag g/m ²	hamu %	klorofill-a %	AFDM g/m ²	AI	klorofill-a mg/ m ²	NTPI
2003. június	H(4)	11,94	25,00	0,090	8,98	833	10,7	0,46	mérsékelt
	NY(4)	17,86	37,80	0,050	11,11	1244	8,9	0,41	mérsékelt
2004. augusztus	H(1)	3,40	53,45	0,888	1,58	52	30,2	0,61	jó
	NY(1)	7,40	57,14	0,416	3,17	103	30,8	0,61	jó
	NY(3)	3,24	35,14	0,502	2,10	129	16,3	0,81	kiváló
	H(3)	3,13	35,90	0,486	2,01	132	15,2	0,81	kiváló
	H(4)	6,23	25,00	0,680	4,67	110	42,4	0,56	jó
2005. június	NY(4)	31,52	37,04	0,420	19,84	150	132,4	0,66	jó
	H(4)	5,48	15,79	0,462	4,62	182	25,3	0,66	jó
2006. június	H(4)	7,50	50,00	0,379	3,75	132	28,4	0,61	jó
	H(3)	2,19	25,00	0,887	1,64	85	19,4	0,46	mérsékelt
	NY(1)	5,15	31,05	0,277	3,55	249	14,3	0,61	jó

*LAKATOS GY. et al (2006) alapján.

AFDM: hamumentes szárazanyag-tömeg, AI: autotrofítási index, NTPI: nem-taxonómikus perifiton index,

H: hinaras, NY: nyíltvíz, N: nádas.

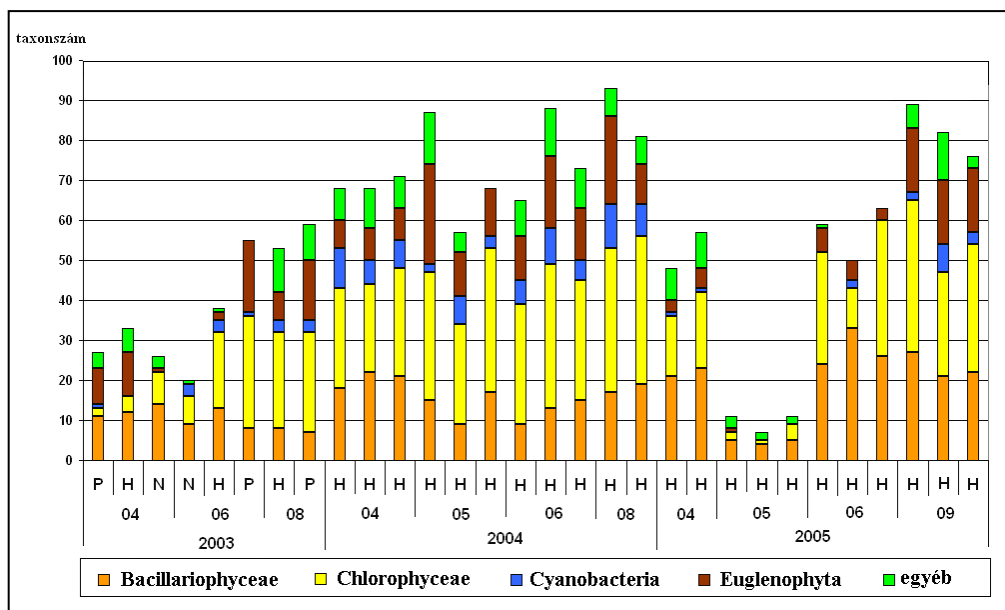
Fitoplankton

A 2003-2005 időszakban végzett vizsgálataink során a Nyéki-Holt-Duna vizében 350 alfaját azonosítottunk, melyek között több ritka előfordulású zöldalgát (54 taxon), ostoros moszatot (3 taxon) és sárgászöld moszatot (2 taxon) találtunk, jelentős volt a vörös listás alfajok száma (15 taxon) is. A zöldalgák közül külön említést érdemel a természetközeli állapotot jelző *Desmidiaceae* rend 42 taxonja. Mindezzel megerősíthetem KISS-KEVE T. (2005) azon állítását, hogy a Nyéki-Holt-Duna az algológiai vizsgálatok alapján természetvédelmi szempontból értékes holtmeder. A ritka és a vörös listás fajok megjelenése alapján mind a kisvízes (2003), mind az elöntéses állapot (2005) értékesebb algaflórát eredményezett (6. táblázat), azonban a hosszabb idejű és a meder nagyobb részére kiterjedő kiszáradás (2004) már kedvezőtlen állapotokat hozott.

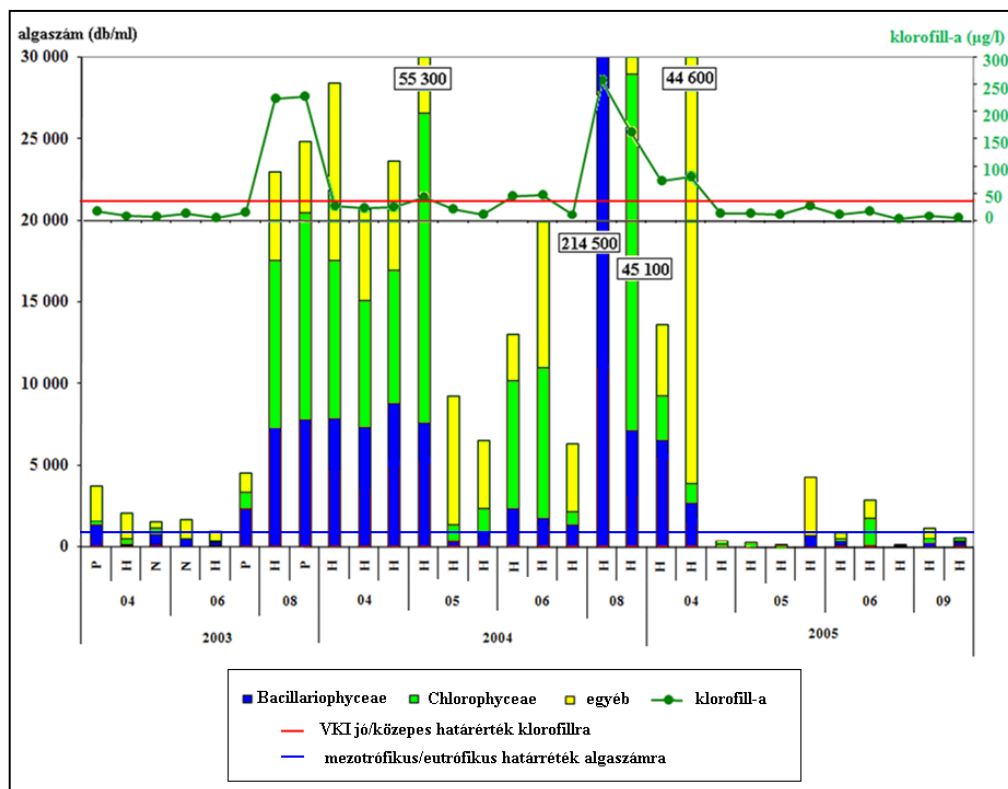
6. táblázat. A természetvédelmi értéket jelző zöldalgák fajsámának évenkénti megoszlása a Nyéki-Holt-Dunán

	2003	2004	2005
<i>Desmidiaceae</i> fajsám	24	13	21
ebből: ritka és érett ökoszisztémát mutató fajok száma*	7	1	6
érett ökoszisztémát mutató fajok száma*	3	3	4
vörös listás fajok száma**	9	6	9
Ritka és vörös listás <i>Desmidiaceae</i> fajsám	16	7	15

* FEHÉR G. (2007) felosztása alapján, ** NÉMETH J. (2005) felosztása alapján.



40. ábra. Az algataxonszámok alakulása a Nyéki-Holt-Dunán (szerkesztette MÁTRAI I.)
H: hinaras, N: nádas, P: plankton.



41. ábra. Az algaszámok és a klorofill-a értékek alakulása a Nyéki-Holt-Dunán (szerkesztette MÁTRAI I.)
H: hinaras, N: nádas, P: plankton.

Mindhárom vizsgált évben a legfajgazdagabbnak a zöldalgák (*Chlorophyceae*) bizonyultak, a következő csoportot a kovaalgák (*Bacillariophyceae*) alkották, melyek legnagyobb részarányban az árvizes 2005. évben voltak jelen (40. ábra). Az ostoros moszatok (*Euglenophyta*) mindhárom évben meghaladták a FEHÉR G. és SCHMIDT A. (2005) által jelentősnek minősített taxonszámot (10), azonban megállapításukkal megegyezően legnagyobb fajszámban (23) a 2004-es kisvizes időszakban jelentkeztek. A kékalgák (*Cyanobacteria*) nagyobb fajszámban (5-10) 2004-ben jelentek meg.

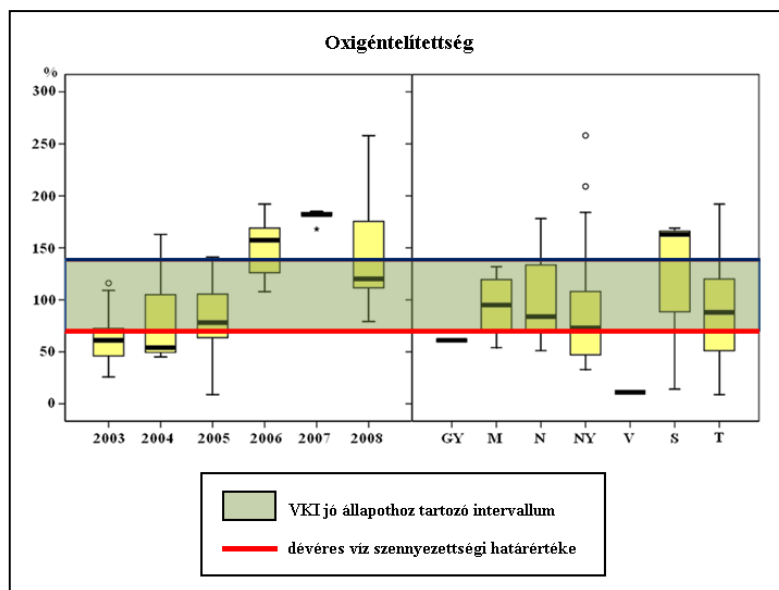
A fitoplankton mennyiségi adatai változatos képet mutattak (41. ábra), a mezotrófikustól a politrófikusig terjedő skálán a leggyakoribb az eutrófikus minőség volt. Kisebb algaszámok 2003 áprilisában és júniusában, valamint az árvizes 2005-ben jelentkeztek, ugyanekkor mértük a legalacsonyabb klorofill-a értékeket is. Az algaszámok és a klorofill-a értékek között nincs szignifikáns lineáris kapcsolat ($K_p=0,69$), zöldalgák száma és a klorofill-a értékek között viszont szoros korreláció ($K_p=0,82$) mutatható ki.

Fizikai-kémiai elemek

A Nyéki-Holt-Duna kockázatosnak minősíthető az oxigénháztartás szempontjából, melyet azonban nem emberi behatás, hanem a víztest sajátos vízrajzi körülményei, időjárási és borítottsági viszonyai okoznak. Vizsgálati éveink alatt extrém alacsony (9%) és magas (258%) oxigéntelítettséget is mértünk, amennyiben ezen szélsőséges viszonyok a víztest egészére kiterjednek és tartósan fennállnak, halélettani szempontból veszélyt jelentenek. A különböző növénytársulások területén eltérő oxigénháztartási viszonyok jöhetnek létre (42. ábra), ezért is kedvező, ha a holtmeder növényzetét a mozaikosság jellemzi.

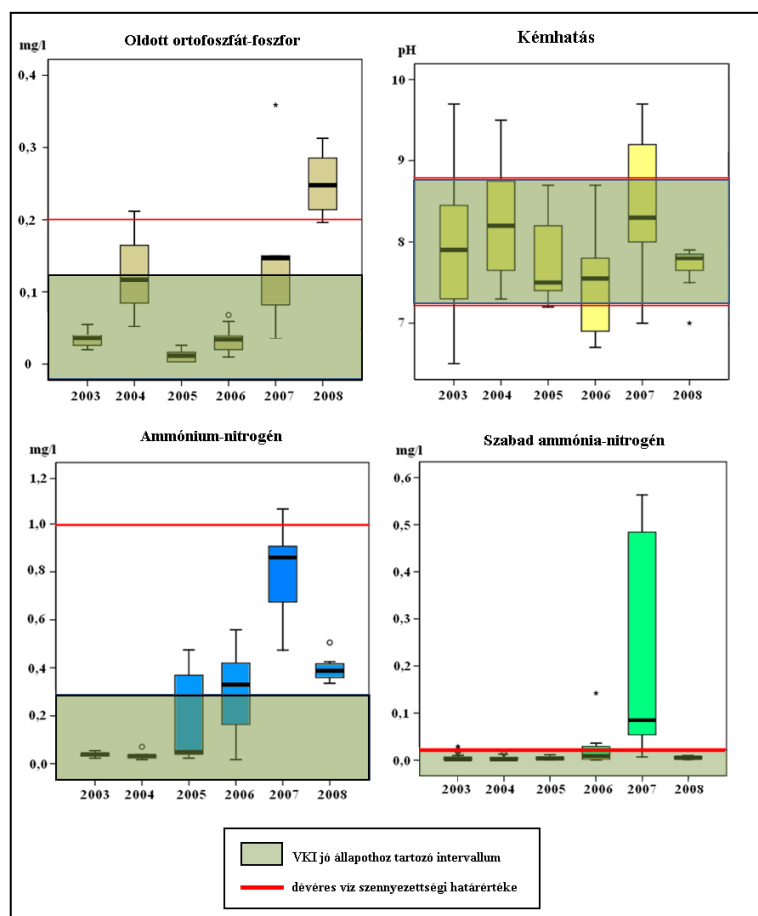
Az alacsony vízállással jellemezhető években (2003, 2004, 2007) halélettani szempontból kockázatos paraméternek bizonyult a kémhatás (43. ábra). 2007-ben 9 feletti pH-hoz magas ammónium-ion koncentráció is társult, melynek eredőjeként a szabad ammónia mennyisége ugrásszerűen megnőtt (43. ábra). A határérték 2-23 szorosát mértük, mely az egész víztestre kiterjedve és huzamosabb ideig fennállva súlyos halpusztulást okozhatott volna.

A Nyéki-Holt-Dunán 2003-2008 között mért összes oldott anyag tartalom és vezetőképesség értékek többsége (73%, illetve 87%) béta-alfa-oligohalobikus (közepes édesvíz) kategóriába tartozott. 2003-ban a vegetációs perióduson belül egy nyári sótartalom minimum jelentkezett, 2004-ben a júniusi magasabb értékek a holtmeder vízrendszerének mélyebb részein összegyűlt és betöményedett vizet maga előtt toló dunai vízpótlódás hatására jött létre (44. ábra).

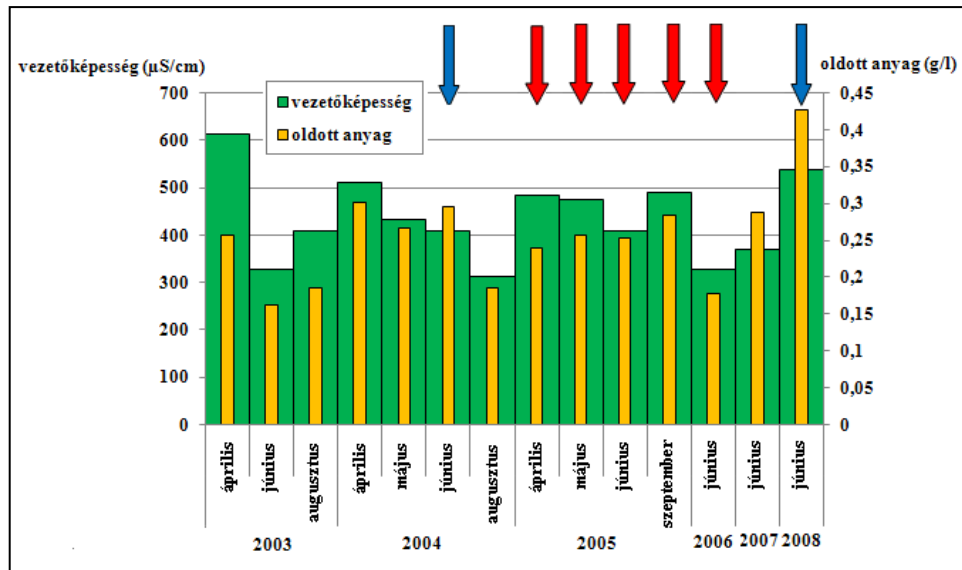


42. ábra. *A Nyéki-Holt-Duna oxigéntelítettségi értékeinek statisztikai jellemző évenkénti és társulásonkénti bontásban (szerkesztette MÁTRA I.)*

Gy: gyűrűs stülóhínáros, M: métegykórós, N: nádas, NY: nyíltvíz, V: vízipáfrány-társulás, S: sulymos, T: vízitökhínár.



43. ábra. *A kockázatos N- és P-formák értékeinek statisztikai jellemzői évenkénti bontásban a Nyéki-Holt-Dunán (szerkesztette MÁTRA I.)*

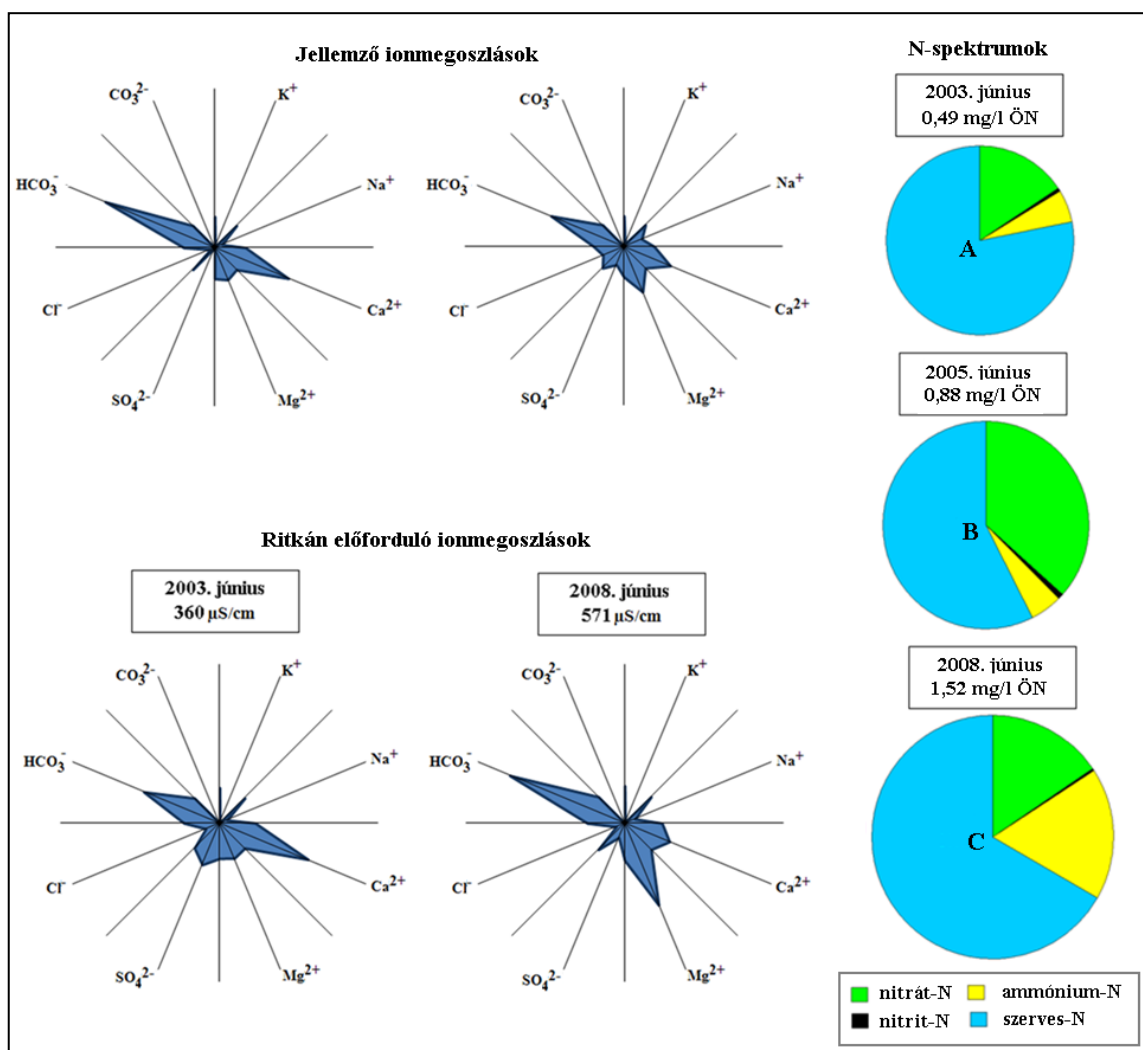


44. ábra. A vezetőképesség és az oldott anyag tartalom vizsgálati időpontokénti átlagai a Nyéki-Holt-Dunán (szerkesztette MÁTRAJ I.)
Kék nyíllal kisebb vízpótlás, pirossal árvizes elöntés van jelölve.

Az elöntéses időszakokban (2005, 2006) a holtmeder vízének vezetőképessége az áradásokkal érkező dunai víz sótartalmának megfelelően alakult (a dunai víz átlagos vezetőképessége az áradások idején 2005-ben 432 µS/cm, 2006-ban 388 µS/cm volt). 2007 júniusában a nagyon kis vízmélységű, részben kiszáradt mederben ismét magasabb vezetőképességet mértünk, melyet a 2008-ban érkező áradások (a dunai víz vezetőképessége ekkor átlagosan 571 µS/cm volt) hatására tovább növekedett.

A nyolc fő ion koncentrációjával jellemzett szervesetlen ionösszetétel alapján a holtmeder víztípusa leggyakrabban kalciumos-hidrokarbonátos és kalciumos-magnéziumos-hidrokarbonátos volt (45. ábra). A folyótól lefűződött kisvízes állapotban 2003 júniusában kalciumos-szulfátos-hidrokarbonátos, 2008 júniusában magnéziumos-hidrokarbonátos karakter alakult ki a víztérben bekövetkező kémiai változások hatására. A szulfát-ion részaránya a tartósan vízpótlást nem kapó holtmederben változatosan alakult: 2003 júniusában a minták nagy részében 20% feletti volt, ezzel szemben 2007-ben a vízminták többségében nem volt kimutatható mennyiségben. Ez a DINKA M. (2003) eredményeihez hasonló nagymértékű szulfát-koncentráció változás bakteriális tevékenységgel magyarázható: az elpusztult növényi részek anaerob lebomlása során keletkező kénhidrogént megfelelő körülmények között a kénbaktériumok továbboxidálhatják szulfáttá.

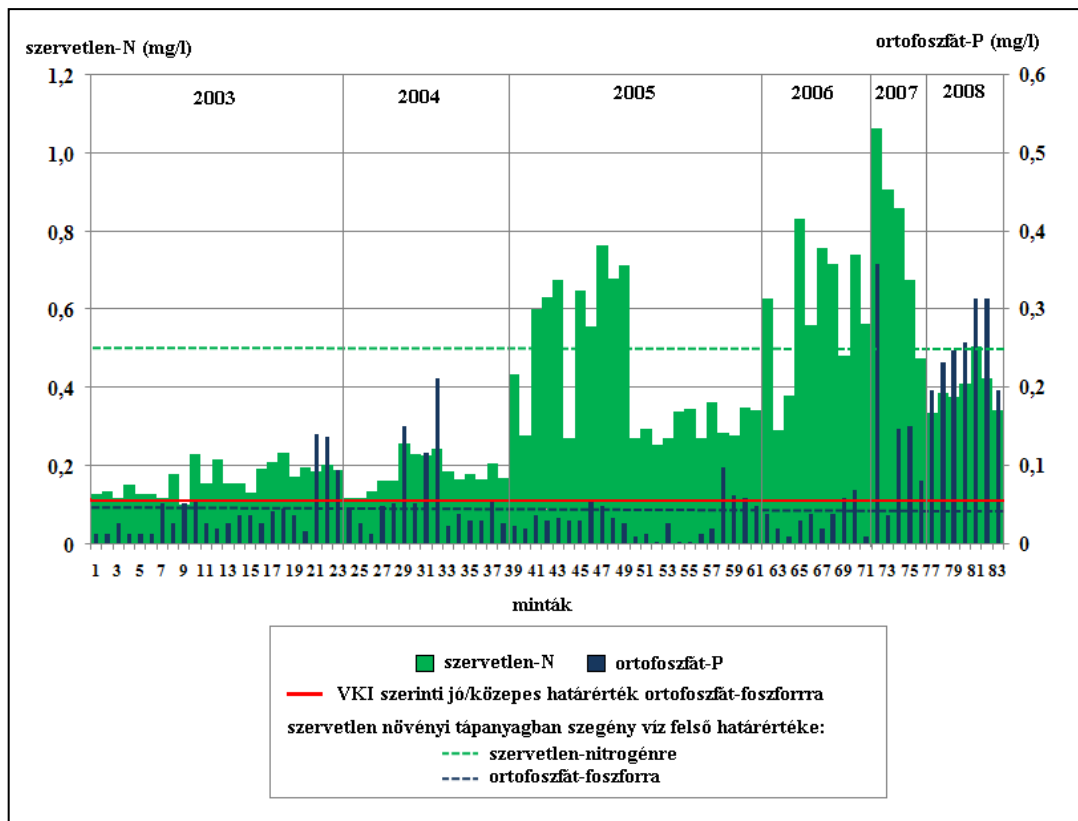
A Nyéki-Holt-Duna erősen növényes jellegének megfelelően a vízminták többsége növényi tápanyagban szegény (46. ábra). Az ortofoszfát-koncentráció a kisvizes időszakokban (hasonlóan DINKA M. (2003) megállapításához) emelkedett gazdag tartományba, átlépve a VKI szerinti jó ökológiai állapotra vonatkozó határértéket is. A mintavételi helyek között is jelentős különbségek mutatkoztak (különösen 2007-ben), melynek oka a holtmederben táplálkozó vízmadarak által jobban látogatott vízrészek magasabb foszfát-koncentrációja volt. A szervetlen-N az árvizes előtéssel érintett években (2005-2006) és 2007-ben emelkedett a gazdag tartományba, a mintavételi helyek között itt is jelentős különbségek mutatkoztak.



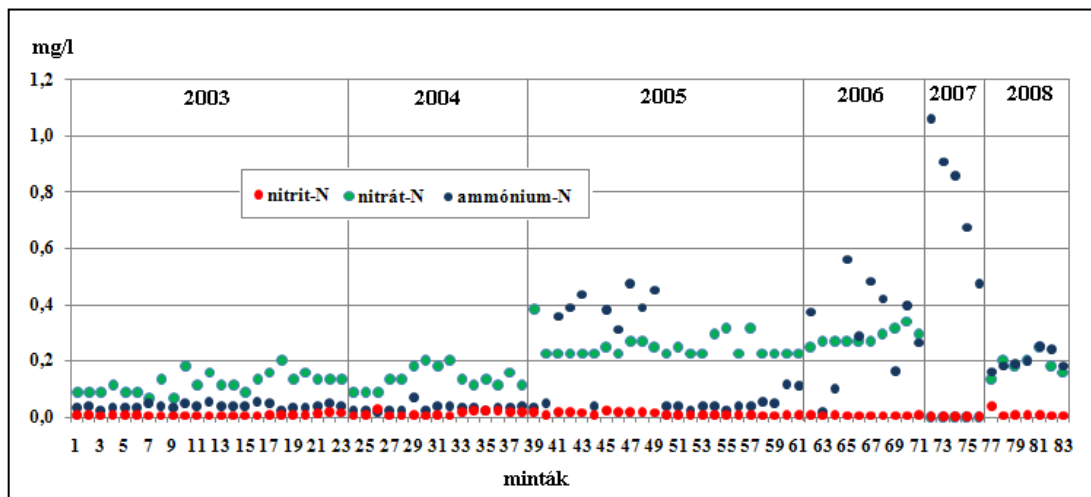
45. ábra. A Nyéki-Holt-Duna jellemző és ritkán kialakuló ionmegoszlásai, valamint N-spektrumai (szerkesztette MÁTRAI I.)

A: tavi spektrum, B: tavi spektrum átmeneti változata a folyóvízi spektrum felé, C: növekvő szaprobilitást jelző tavi spektrum.

ÖN: összes-nitrogén



46. ábra. A növényi tápanyag-tartalom alakulása a Nyéki-Holt-Dunán (szerkesztette MÁTRAI I.)

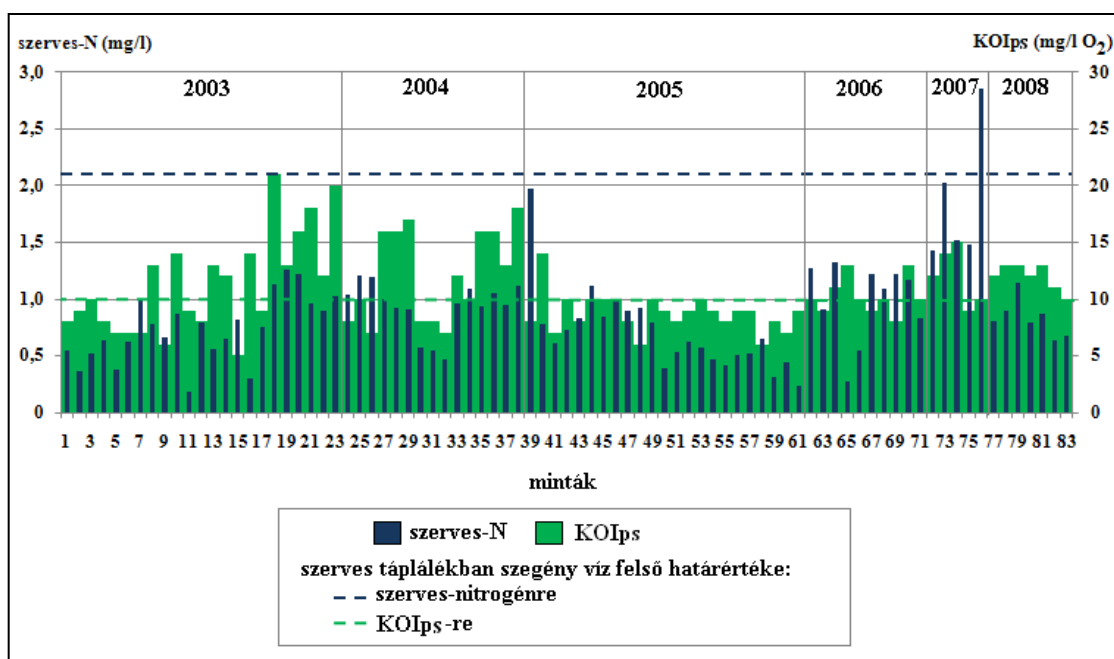


47. ábra. A különböző szervetlen nitrogénformák koncentrációjának alakulása a Nyéki-Holt-Dunán (szerkesztette MÁTRAI I.)

A szervetlen N-formák közül 2007-ben csak ammóniumot találtunk a mintákban, mely a mederben uralkodó anaerob körülményekre utal (a minták többségében ekkor nem volt mérhető szulfát sem). A nitrit vizsgálati időszakunk alatt kis értékeket mutatott, a nitrát-koncentráció pedig a dunai víz érkezésekor (2005, 2006) emelkedett meg számottevően (47. ábra). A Nyéki-Holt-Duna mintáinak többsége jellegzetes tavi N-spektrumot mutat (45.

ábra) domináns szerves-N hányaddal. Árvizes előntéskor a tavi N-spektrum átmeneti változata (szervetlen-N dominancia melletti megnövekedett nitrát részesedés) alakult ki, kisvizes időszakban a növekvő szaprobitást jelző nagymennyiségű összes-N mellett az ammónium részarányának jelentős emelkedése jellemző.

A permanganátos kémiai oxigénigény (KOIps) alapján a vízminták többsége (61%) alfa-béta-mezoszaprobikus, de 2005 kivételével minden évben jelentős számban mértünk ennél magasabb alfa-mezoszaprobikus értékeket is (48. ábra). A szerves-N mennyisége alapján a minták egyetlen kivétellel szerves táplálékban szegény, a kémiai oxigénigény alapján viszont egy jelentős hányaduk (38%) gazdagnak minősíthető.



48. ábra. A szervesanyag-tartalom alakulása a Nyéki-Holt-Dunán (szerkesztette MÁTRAI I.)

Ökológiai állapot értékelése

A fizikai-kémiai állapot tekintetében számottevő különbség a folyó, illetve állóvízre végzett minősítés között nem mutatkozik (7. táblázat). Egy-egy kivétellel mindegyik vizsgált és határértékkel szabályozott paraméter átlagára teljesül a jó fizikai-kémiai állapot feltétele (2.9. függelék), mind a dunai, mind az állóvíztestre megállapított referenciaértékekhez viszonyítva (csak az összes-P nem teljesíti a folyóvízi, illetve az átlátszóság az állóvízi határértéket). Azonban figyelembe véve a szélsőértékek kétszeres határérték túllépéseit az oxigénháztartás és a növényi tápanyagok komponenscsoport tekintetében a minőség már nem éri el a jó fizikai-kémiai állapotot.

Az álló- illetve folyóvíztestre megállapított referenciaértékek alapján ugyanazon paraméterek bizonyultak problémásnak (oldott oxigén, oxigén telítettség, ammónium, ortofoszfát). A vizsgált szerves mikroszennyezők (fémek) alacsony koncentrációi (2.13. függelék) azt mutatják, hogy antropogén hatásból eredő szennyezéssel a víztestben nem kell számolni, minősége jó. A Nyéki-Holt-Duna biológiai állapota folyóvíztestként és állóvíztestként való minősítés esetén is jó.

7. táblázat. A Nyéki-Holt-Duna minősítése folyó- és állóvízi referencia-határértékek szerint

Értékelt adatok	NYHD	NYHD
	2003-2008	2003-2008
	25-ös folyóvíztestként	13-as állóvíztestként
A. Biológiai állapot*	jó	jó
1. Fitobenton	4	4
2. Fitoplankton	3	3
3. Makrofiton	-	5
4. Makrozoobenton	4	4
B. Fizikai-kémiai állapot**	nem jó	nem jó
1. Oxigén háztartás (szerves)	nem jó (0)	nem jó (0)
oldott oxigén	0	0
oxigéntelítettség	0	0
ammónium-N	0	-
nitrit-N	4	-
2. Növényi tápanyagok	nem jó (0)	nem jó (0)
ammónium-N	-	0
nitrát-N	5	4
ÖN	4	4
ÖP	0	0
ortofoszfát-P	0	0
3. Sótartalom	kiváló (5)	kiváló (5)
vezetőképesség	5	5
klorid	5	-
4. Savasodási állapot	kiváló (5)	kiváló (5)
pH	5	5
5. Átlátszóság	-	nem jó (0)
Secchi mélység	-	0
C. Egyéb specifikus szennyezők**	jó	jó
Zn	jó	jó
Cu	jó	jó
Cd	jó	jó
Pb	jó	jó
Ökológiai állapot	nem éri el a jó állapotot	nem éri el a jó állapotot

*OVGT 5.1. melléklet módszere alapján: 5 – kiváló, 4 – jó, 3 – mérsékelt

**10/2010 VM módszere alapján: 5 – kiváló, 4 – jó, 0 – nem éri el a jó állapotot.

A kihúzott minősítés (-) esetén nincs referencia-határérték az adott komponensre, vagy komponenscsoportra.

A biológiai elemek folyóvízi referenciaértékekhez való viszonyítása ökológiailag erősen vitatható a vizsgált holtmeder állóvízi jellege miatt. Javasolható a hullámtéri holtmedrek esetében a hozzájuk legjobban hasonlító állóvíz szerinti minősítés, valamint a biológiai paraméterekhez (OVGT 5.1. háttéranyag) és a vízfolyásokhoz (OVGT 5.2. háttéranyag) hasonlóan az állóvízeknél is a fizikai-kémiai elemekre vonatkozó öt osztályos határérték-rendszer kidolgozása, mivel a minősítést a „nem éri el a jó állapotot” 0 értéke aránytalanul lerontja.

A különböző gyakorisággal végzett vizsgálatok miatt csak a júniusi adatokon (8. táblázat) végezve az egyes vizsgált évek állóvízi referenciaértékek szerinti minősítését, az integrált ökológiai állapotban változás csak 2005-ben tapasztalható, amikor a fizikai-kémiai és a biológiai állapot is jónak minősült. A fiziko-kémiai paraméterek által jelzett minőségek alapján az egyes évek között jelentős különbségek mutatkoznak, az árvizes években (2005, 2006) az oldott oxigén, az ortofoszfát, az átlátszóság és a kémhatás tekintetében jobb minőség tapasztalható. A biológiai elemek közül a fitoplankton szerint a kisvízes (2003, 2004), a makrozoobenton és a makrofiton alapján a kiszáradással járó évek (2004, 2007) kaptak rosszabb minősítést.

8. táblázat. *A Nyéki-Holt-Duna ökológiai állapotának évenkénti alakulása*

Értékelt adatok	NYHD 2003*	NYHD 2004*	NYHD 2005*	NYHD 2006*	NYHD 2007*	NYHD 2008*
13-as állóvíztestként						
A. Biológiai állapot**	jó	jó	jó	-	-	-
1. Fitobenon	3	4	4	4	-	-
2. Fitoplankton	3	3	4	-	-	-
3. Makrofiton	5	4	4	5	4	5
4. Makrozoobenton	5	3	4	-	-	-
B. Fizikai-kémiai állapot***	nem jó	nem jó	jó	nem jó	nem jó	nem jó
1. Oxigén háztartás (szerves)	nem jó (0)	nem jó (0)	kiváló (5)	jó (4)	nem jó (0)	nem jó (0)
oldott oxigén	0	0	5	4	0	0
oxigéntelítettség	0	5	5	4	0	0
2. Növényi tápanyagok	jó (4)	nem jó (0)	jó (4)	nem jó (0)	nem jó (0)	nem jó (0)
ammónium-N	5	5	5	0	0	4
nitrát-N	4	4	4	4	5	4
összes-N	5	5	5	4	0	5
összes-P	0	0	0	4	0	0
ortofoszfát-P	4	0	5	4	0	0
3. Sótartalom	kiváló (5)	kiváló (5)	kiváló (5)	kiváló (5)	kiváló (5)	kiváló (5)
vezetőképesség	5	5	5	5	5	5
4. Savasodási állapot	jó (4)	jó (4)	kiváló (5)	kiváló (5)	jó (4)	jó (4)
pH	4	4	5	5	4	4
5. Átlátszóság	nem jó (0)	nem jó (0)	jó (4)	nem jó (0)	nem jó (0)	nem jó (0)
átlátszóság	0	0	4	0	0	0
C. Egyéb specifikus szennyezők***	jó	jó	jó	-	-	-
Zn	jó	jó	jó	-	-	-
Cu	jó	jó	jó	-	-	-
Cd	jó	jó	jó	-	-	-
Pb	jó	jó	jó	-	-	-
Ökológiai állapot	nem éri el a jó állapotot	nem éri el a jó állapotot	jó	nem éri el a jó állapotot	nem éri el a jó állapotot	nem éri el a jó állapotot

* júniusi adatok alapján, **OVGT 5.1. háttéranyag módszere alapján: 5 – kiváló, 4 – jó, 3 – mérsékelt

***OVGT 5.2. háttéranyag módszere alapján: 5 – kiváló, 4 – jó, 0 – nem éri el a jó állapotot.

A kihúzott minősítés (-) esetén adat az adott komponensre.

5.2.1.2. A Nyéki-Holt-Duna elérendő célállapota és a kezelési javaslatok

Mivel a Nyéki-Holt-Duna fokozottan védett medre kiemelt jelentőségű vízimadár élőhely, így a természetvédelmi kezelés elsődleges feladata a vízimadarak igényeihez igazodó ökológiai állapotok fenntartása. Vizsgálataim alapján az élőhelyi jelleg kialakító vízi makrovegetáció szempontjából is hasonló ökológiai igények jelentkeznek, mint amit a vízimadarak esetén az ornitológiai eredmények alapján KALOCSA B. és TAMÁS E. (2008) megállapított: a kora tavaszi feltöltődés utáni lassú apadással kialakuló kisvizes állapot (2003-ban) kedvezőnek bizonyult. A természetvédelmi cél (a plesiopotamon jelleg megőrzése) érdekében azonban nem lehet ennek a makrovegetáció és a vízimadarak szempontjából is kedvezőnek minősített 2003 évi állapotnak a szimulálása, tartós és mesterséges fenntartása a hidrológiai cél, mivel mint a szakirodalmak (ISTVÁNOVICS V – SOMLYÓDI L. 2002, TAMÁS E. 2012) is hangsúlyozzák az élőhelyi jelleg fennmaradásában a folyó dinamikájából eredő szélsőséges állapotoknak is szerepük van.

Azonban a kedvezőtlennek minősített, a meder nagy részére kiterjedő kiszáradás mindenképpen elkerülendő. Ezért a tavaszi dunai áradások elmaradásakor a holtmedret mesterséges vízpótlásban kell részesíteni. Amennyiben ez megvalósul, bekövetkezhet a lassú apadással jellemezhető kisvizes állapot, de a dunai vízjárástól függően egy többszöri előntéssel járó állapot is. Az ökológiailag elfogadható hidrológia cél az, hogy több éven keresztül egyik állapot se maradjon fenn tartósan. Ugyanis a meder egészére kiterjedő hosszan tartó és állandó vízborítás sem kedvező hosszabb távon, mivel a holtmeder élőhelyi jellegének megváltozásával jár.

Mivel mint kimutattam az utóbbi hatvan évben az árvizes előntéssel járó napok száma csökkenő tendenciát mutat és a többszöri előntést hozó évek átlagosan három évente jelentkeznek, a hosszabb idejű állandó vízborítás elkerülésének problémával nem kell foglalkozni. Mivel az egyre csökkenő szinten jelentkező kis és közepes vizek a Nyéki-Holt-Duna vízpótlásának egyre nehezebbé válását fogják okozni, a csökkenő tartósságú árvizes előntések az érkező vízmennyiségek betározásának szükségességét vetik fel.

Ökológiai szempontból megvizsgálva az elmúlt mintegy tizenöt év alatt felmerült különböző vízpótlási lehetőségeket a következő megállapításokat tettem. A Bártai-Holt-Duna vízminősége és a benne jelentősen elszaporodott (MÁTRAI I. 2005) adventív kanadai átokhínár (*Elodea canadensis*) miatt a Rezáti-Duna, Kisrezét-fok, Cserta-Duna, Sárkány-fok, Nyéki-Holt-Duna, Címer-fok, Bártai-Holt-Duna, Bártai-fok elemekből álló rendszer (3.3. függelék:V) nem javasolható. A hosszúcsatornás holland változat (3.3. függelék: II), mely Gemenc északi határától kezdve fűzné fel a holtmedreket és benne a domborzati viszonyokból kifolyólag alacsonyabb dunai vízállás esetén is lenne vízáramlás, csak időszakos megoldást jelenthet.

Nem enyhítené a holtmedrek vízhiányát a tartósan és extrémén alacsony vízállású időszakokban. Ezen kívül ökológiai megfontolásból sem ajánlható, mivel ahhoz, hogy a Nyéki-Holt-Duna feltöltődhessen a feljebb elhelyezkedő ugyancsak fokozottan védett holtmedrek (Decsi-Kis-Holt-Duna és Decsi-Nagy-Holt-Duna) a vegetációs periódus nagy részében átfolyással bíró, áramló vizekké alakulnának. Ez idővel ökológiai állapotuk tartós megváltozását, plesiopotamon jellegük elvesztését eredményezné. Véleményem szerint megfelelő megoldást a hullámtéri tározás jelenthet. Ehhez viszont nem ajánlható a Sióvíz Gemenc északi területén történő betározása (3.3. függelék: IV) és a holtmedrekbe juttatása. Nemcsak a Sió nagymértékben ingadozó vízhozama, gyakori állóvízi jellege, hanem szennyezőanyag-tartalma (NYÁRASDI Z. 2009) és a dunai víztől való eltérő kémiai paraméterei (MÁTRAI I. 2005) miatt. Így a gemenci hullámtéren mesterségesen kell azokat a Dunából feltöltődő síkvidéki tározókat kialakítani, melyek megoldást jelenthetnek egy-egy fokozottan védett holtmeder számára a vízhiányos években. A Nyéki-Holt-Duna esetében erre a Pörbolyi-erdőben van kézenfekvő megoldás. A folyószabályozások utáni térképeken még láthatunk több nagyterjedésű mocsaras területet (pl. Csörösz, Göcsös, Nagyszénás-tó, Zsold-kaszáló), melyek napjainkra többnyire kiszáradt mélyedések csupán (MÁTRAI 2009), belőlük lehetne gemenc más területén már alkalmazott rekonstrukciós módszerrel (FEHÉR G. 2005) létrehozni olyan tározókat, melyek egyben időszakos vízmadár élőhelyként is funkcionálnának.

A főmeder és a tározók kapcsolatát az alulról töltés elvét alkalmazva a Simon-Dunából, illetve a Vén-Dunából induló részben mesterségesen kialakított fokokkal célszerű megoldani, melyeken a megfelelő mértékű és egyirányú vízáramlást vízbeeresztő és vízmeztartó műtárgyakkal kell biztosítani. A tározórendszer elemeit a domborzati viszonyokat követő mesterséges fokokkal lehet egymáshoz kapcsolni, melyekben a vízkormányzást szintén műtárgyakkal kell biztosítani. Ha a Nyéki-Holt-Dunához a tározó-rendszer a jelenlegi vízbevezetést szolgáló Sárkány-fokon keresztül kapcsolódik, akkor vízbetáplálás idején is megmaradhat a holtmeder eredeti vízpótlódási iránya. Mindezekon felül feltétlenül szükséges a Nyéki-Holt-Dunához jelenleg is kapcsolódó fokokban található műtárgyak átépítése, melyek küszöbszintjének megállapításánál célszerű figyelembe venni a dunai vízállások statisztikai vizsgálatával a közeljövőre prognosztizált vízszintcsökkenéseket is.

Végül az sem hagyható figyelmen kívül, hogy vízlépcsők kialakításával a magyarországi szakaszon is beavatkozások történnek a Duna vízjárásába. Ez természetesen egy sor egyéb elvárást és problémát is felvet, mellyel jelen értekezés keretein belül azonban nem áll módomban foglalkozni.

Mivel a holtmedrek feltöltődése egy természetes folyamat, amelyet csak lassítani tudunk, idővel a kívánt állapot megtartása érdekében szükségessé válik a meder szelektív kotrása a vízháztartás javítása és az élőhelyi jelleg fenntartása érdekében. Mivel az átlagos vízmélységek feltöltődés miatti csökkenése (a víztest sekély jellegéből kifolyólag) időben gyorsulni fog, a megváltozott medermorfológiai tulajdonságok miatt egységnyi víztérfogatokhoz nagyobb vízfelületek fognak tartozni, így a kora tavaszi feltöltődés után jelentkező nagyobb párolgási veszteségek (melyeket az éghajlati vízhiány általam prognosztizált növekedése is emelni fog) gyorsabb vízszintcsökkenést fognak a jövőben kiváltani. Ez a 2003-ban tapasztalt május végi időpontnál ekkor már korábban fog bekövetkezni, és várhatóan csak az alsó ágra fogja korlátozni a vízborítást, így a vízimadarak fészkelési és táplálkozási körülményei már nyár elejére kedvezőtlené válhatnak.

Mint ahogy geodéziai felmérésünk eredményei mutatják, a feliszapolódás nem egyformán érinti a Nyéki-Holt-Duna medrét, a Sárkány-fokból érkező vízpótlás először az egyébként is sekélyebb felső ágat éri. Így itt nagyobb mértékű feltöltődés fog a jövőben is jelentkezni, mely a holtmeder vízpótlását teszi majd lehetetlenné. Ezért a vizek mederbe vezetése érdekében a felső ág teljes hosszában 2005 őszén végzett száraz kotrást néhány éven belül meg kell ismételni. A medrekotrással történő beavatkozások szükségességének időpontja ismételt mederfevétel alapján becsülhetővé válik.

Mivel a kotrás igen drasztikus beavatkozás, részletesen átgondolt tervezés, ütemezés és körültekintő kivitelezés hiányában súlyos természetrombolással járhat. A holtmeder vízjárásának jelentős évszakos ingadozása lehetővé teszi az élőhely szempontjából kedvezőbb őszi száraz kotrás kivitelezését. A megfiatalító kotrás esetén is maximum csak az utóbbi 40-50 évben lerakódott üledéket szabad eltávolítani, ellenkező esetben sérülhet a meder vízzárósága. Azért, hogy az elvégzett beavatkozások a lehető legkisebb élőhelyi károsodást okozzák, és legyen idő az érintett területek regenerációjára, csak a DÉVAI GY. és társai (2002) által ökológiailag elfogadhatónak minősített időben és térben szakaszosan végzett kotrás javasolható.

A Nyéki-Holt-Duna medrének partmenti szegélyében nádas és tavi kákás található, melyek bolygatását minimalizálni kell. A meder döntően vízitökhínárral és érdes tócsagaz-hínárral borított, melyekben a vízellátottság függvényében egyéb vízi és mocsári társulások jelennek meg. A kotrással leginkább érintett vízitökhínár időleges visszaszorulása várható szakirodalmi adatok alapján (POMOGYI P. 2011), a vízitök rhizómáinak sérülése miatt. Ezt tapasztaltam is a felső ág említett 2005-ben végzett kotrása utáni kisvízes években, amikor a vízi harmatkása gyors területfoglalása következett be. Ugyanakkor a magasabb vízszintek a vízitöknek kedveztek, és az árvízes években állományai ismét megerősödtek. A terület kotrás utáni regenerációjában és a meder mozaikosságának fennmaradásában szakirodalmi megállapítások alapján (ISTVÁNOVICS V. – SOMLYÓDY L. 2002) a vízszintingadozásnak lesz jelentős szerepe.

A Nyéki-Holt-Duna erősen növényes jellegének megfelelően növényi tápanyagokban viszonylag szegény, a kiülepedett forszfor-formáknak az üledék bolygatása miatti visszaoldódása (POMOGYI P. 2011) a száraz kotrással és a mederanyag területről történő eltávolításával elkerülhető. A kotrás során sérült gyökerező makrovegetáció megerősödéséig a fitoplankton (POMOGYI P. 2011) és a lebegő életmódú magasabbrendű víznövények juthatnak majd több tápanyaghoz. Mivel azonban a holtmeder lebegő hínártárulásokban is gazdag, így nem kell hirtelen algaszaporulattól tartani. Következésképpen a Nyéki-Holt-Duna esetében a kisebb területekre kiterjedően alkalmazandó, időben és térben szakaszosan, ősszel és száraz mederben végzett kotrás a vízminőséget hátrányosan nem befolyásolja.

A bentonikus eutrofizálódással jellemezhető, erősen növényes víztestek esetén (DÉVAI GY. 1994 megállapítása alapján) a kiterjedt nádasok aratása csökkentheti a mederbe jutó elhalt növényi részekből származó tápanyagterhelést, azonban meder növényzetének károsodását elkerülendő ezt csak télen, jégről és kézi erővel szabad elvégezni.

A fenntartható hasznosítás egy lehetséges megoldása lehet egy már régebben is felmerült ötlet megvalósítása. Csaknem egy évtizeddel ezelőtt azt tervezték, hogy létesítenek a holtmeder partján egy a népi gazdálkodási formákat bemutató halásztanyát, és engedélyezik egy itt lakó nagyobb család számára a hagyományos módszerekkel folytatott halászatot, nádaratást, mocsárrét kaszálást (BUZETZKY GYÖZŐ ex verb). Mindez nem idegen a területtől, hiszen még napjainkban is megtalálható a két ág közötti mocsárréten két valaha volt halásztanya maradványa. A bemutatóhely a meglévő pörbolyi tanösvényhez illeszthető lenne. A megnövekvő látogatottságból fakadó zavaró hatás kiküszöbölését hasonló módon lehet megoldani, mint azt az ország többi, szintén jelentős vízimadár élőhelyén teszik. A terület látogatását időben (pl. a költési időszakhoz, illetve a vonulásokhoz igazodóan) és létszámban korlátozni kell. A helyben lakó család egyben a terület őrzését és felügyeletét is megoldaná, mivel napjainkban is sokan keresik fel a holtmedret engedély nélkül, turisztikai illetve orvhalászati céllal.

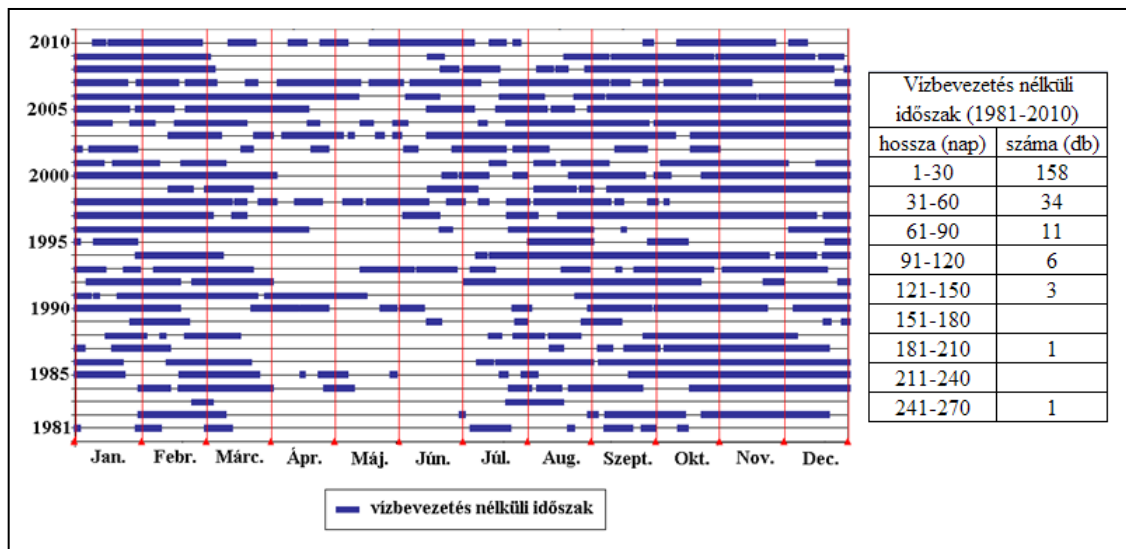
Véleményem szerint a Magyar Dunakutató Állomás hidrobiológiai monitoringjának keretében a Nyéki-Holt-Duna egy pontján évente egy-két alkalommal végzett vizsgálatok nem elégségesek a holtmeder állapotváltozásainak nyomon követésére. Ezért javaslom a kutatási tervemben szereplő keresztmetszvényekben végzett vizsgálatok továbbfolytatását, melyre a természetvédelmi és vízügyi szervekkel együttműködve és oktatási feladatokkal (pl. hidroökológia mérőgyakorlat) összekapcsolva látok lehetőséget.

5.2.2. A Ferenc-tápcsatorna

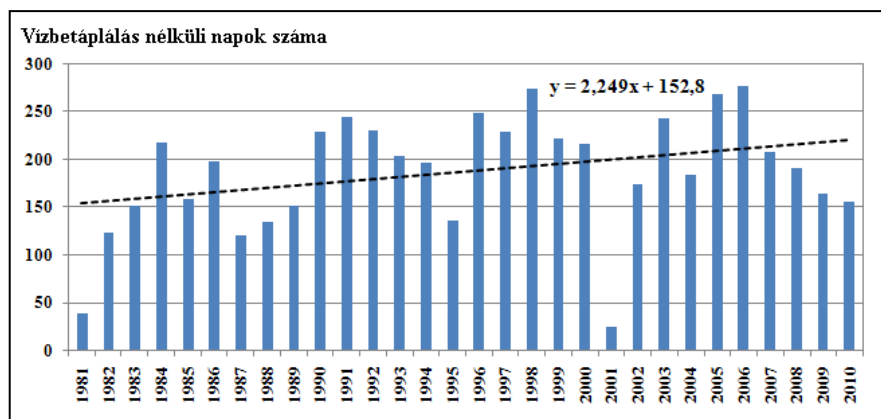
5.2.2.1. A Ferenc-tápcsatorna ökológiai potenciálja

Hidromorfológiai viszonyok

Hidrológiai szempontból a vízfolyás állandónak tekinthető, de a Deák Ferenc-zsilipen keresztüli betáplálás nem folyamatos és a dunai vízállás függvényében csak az év egy részében biztosítható (49. ábra). Ökológiai szempontból mértékadónak a vízbetáplálás közötti szüneteket kell tekinteni, amikor a víztest gyakorlatilag állóvízként működik. Ezen időszakok elsősorban a nyár végén, ősszel és télen fordulnak elő, a Duna szokásos áradása miatt kisebb a valószínűségük április és június között. A vizsgált 30 év alatt a vízbetáplálás nélküli napok számának trendje növekvő (50. ábra), a leggyakoribb az 1-30 nap közötti, de előfordul a 240 napot meghaladó hosszúságú állóvízes időszak is (49. ábra).



49. ábra. *Vízbevezetés nélküli időszakok előfordulásának és hosszának megoszlása a Ferenc-tápcsatornán (szerkesztette MÁTRAI I.)*



50. ábra. *A vízbetáplálás nélküli napok számának évenkénti alakulása a Ferenc-tápcsatornán (szerkesztette MÁTRAI I.)*

Makrovegetáció

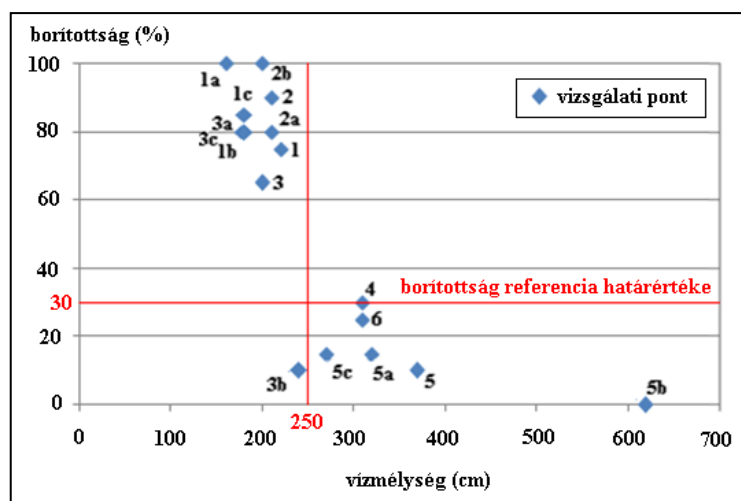
Vizsgálataim idején (2011 szeptemberében) a Ferenc-tápcsatorna különböző mintaterületek növényzettel való borítottsága szélsőséges határok között (0-100%) ingadozott. Dús makrovegetáció a tápcsatorna alföldi nagy folyó jellegű természetes szakaszain és az egyenes vonalvezetésű, szűk és meredek medrű mesterséges szakaszain egyaránt jelentkezett (51. ábra és 52. ábra) A tápcsatorna a növényzettel borítottsága alapján két szakaszra osztható: a Nagybaracska alatti mintavételi pontig tartó felső szakasz jóval nagyobb (átlagosan 77%-os) borítottsági értékekkel, valamint néhány helyen parttól-partig tartó harmatkásás úszószigetektől álló növénydugókkal jellemezhető, az alsóbb szakaszon az alacsonyabb borítások (átlagosan 16%-os) mellett növényzetmentes szakaszok is előfordultak (9. táblázat). A növényfedettséget befolyásoló tényezőnek a vízmélység mutatkozott (53. ábra). A 250 cm-nél nagyobb vízmélységű mederszakaszokon a növényzettel borítottság 30% alatti volt, mely megfelel a 19-es vízfolyás víztestre megállapított (OVGT 1.4. melléklet) növényfedettségi referenciaértéknek.



51. ábra. A Ferenc-tápcsatorna mesterséges szakasza Bátmonostor felett, valamint Dávod és Hercegszántó között (FOTÓ: MÁTRAI I.)



52. ábra. A Ferenc-tápcsatorna természetes szakasza Bátmonostor és Nagybaracska között, valamint Dávod és Hercegszántó között (FOTÓ: MÁTRAI I.)



53. ábra. A vízmélység és a növényzettel való borítottság kapcsolata a Ferenc-tápcsatornán (szerkesztette MÁTRAI I.)

A Ferenc-tápcsatorna hínárvegetációjára a felső szakaszon a sulymos (*Trapaetum natantis*) és a vízipáfrány-társulás (*Salvinio-Spirodeletum*), az alsó szakaszon a tündérrózsa-vizitők hínár (*Nymphaetum albo-luteae*) jellemző. A mocsári társulások közül a nádas (*Phragmitetum communis*) jelenléte a csatornában általános, ugyanakkor a harmatkásás (*Glycerietum maximae*) csak a felső szakaszra jellemző (9. táblázat). A Hercegszántó környéki mederszakaszon a hazánkban ritka társulásnak számító, tápanyagban szegényebb vizekhez kötődő (így az eutrofizációra érzékenyebb) gyűrűs süllőhínáros (*Myriophylletum verticillati*) szórványos jelenlétét tapasztaltam.

A Ferenc-tápcsatornán 2011 szeptemberében azonosított 6 hínár és 2 mocsári társulás közül természetvédelmi értéket a védelemre javasolt vízipáfrány-társulás és tündérrózsa-vizitők hínár (3.7. függelék), valamint a potenciálisan veszélyeztetett fényesbékaszőlő-hínár és gyűrűs süllőhínáros képvisel. A makrovegetáció felmérése során 27 növényfajt azonosítottam (2.15. függelék) közülük 3 védett (fehér tündérrózsa, rucaöröm, sulyom) és 1 adventív faj (nagy moszatpáfrány). A nagy moszatpáfrány (*Azolla filiculoides*) elszórt és nagy kiterjedésű állományai (3.7. függelék) egyaránt megjelentek a Ferenc-tápcsatorna felső szakaszán.

A tápcsatorna biológiai állapota az IMMI alapján kiváló, a Lukács-féle RI szerint jó (9. táblázat), mintavételi helyenkénti jelentős változékonyságot az IMMI szerinti minősítés mutat. A természetességi-indexek (T) és az átlagos BORHIDI-féle természetességi értékek (VAL) alapján (9. táblázat és 2.14. függelék) egyaránt a felső szakasz növényzetének degradáltsága mutatkozott a legnagyobbak, melynek okai az itt megjelenő adventív (pl. süntök, nagy moszatpáfrány), agresszív tájidegen (pl. magas aranyvessző) és zavarástűrő fajok (pl. komló, keserű csucor, réti fűzény, nagy csalán).

9. táblázat. A Ferenc-tápcsatorna makrovegetációjának VKI szerinti minősítése

Mintavételi pontok (2011. szeptember)			Makrovegetációs jellemzők						Minősítés									
hely	szám	meder jelleg*	víz-mély-ség (cm)	zónák száma	borítottság (%)	jellemző növénytársulások**			hínár fajszám		T	Z	W	F	biológiai állapot IMMI alapján***	RI	biológiai állapot RI alapján****	
Bátmonostor	1	m	220	3	75	<i>Phrag</i>	<i>Trap</i>	<i>Cera</i>	13	6	4	5	2	2	jó	-2,7	jó	
	1a	m	160	2	100	<i>Phrag</i>	<i>Trap</i>		4	4	5	3	5	1	kiváló	0	jó	
	1b	t	180	2	80	<i>Phrag</i>	<i>Trap</i>		9	5	5	3	4	1	jó	6,5	jó	
	1c	t	180	2	85	<i>Phrag</i>	<i>Glyc</i>	<i>Salvi</i>	11	8	5	3	5	1	kiváló	2,9	jó	
	2	m	210	3	90	<i>Phrag</i>	<i>Glyc</i>	<i>Cera</i>	<i>Salvi</i>	13	5	3	5	3	1	közepes	0	jó
	2a	t	210	2	80	<i>Phrag</i>	<i>Glyc</i>	<i>Trap</i>		8	6	5	3	5	1	kiváló	0	jó
	2b	t	200	2	100	<i>Phrag</i>	<i>Glyc</i>	<i>Salvi</i>		7	5	5	3	5	1	kiváló	0	jó
Nagyb- Dávod	3a	t	180	2	80	<i>Phrag</i>	<i>Salvi</i>	<i>Pot</i>	7	6	5	3	4	1	jó	17,4	jó	
	3b	m	240	2	10	<i>Phrag</i>	<i>Nym</i>		7	4	5	3	5	4	kiváló	0	jó	
	3	t	200	3	65	<i>Phrag</i>	<i>Nym</i>	<i>Cera</i>	11	8	5	5	5	2	kiváló	-3,6	jó	
	3c	t	180	3	80	<i>Phrag</i>	<i>Trap</i>		5	4	4	5	5	1	jó	-25	közepes	
Hercegszántó	4	t	310	3	30	<i>Phrag</i>	<i>Nym</i>	<i>Cera</i>	8	7	4	5	5	5	kiváló	-11	közepes	
	5a	t	320	3	15	<i>Phrag</i>	<i>Nym</i>	<i>Cera</i>	8	6	5	5	5	5	kiváló	0	jó	
	5b	m	620	1	0	<i>Phrag</i>			2	0	5	1	4	3	jó	0	jó	
	5	m	370	1	10		<i>Nym</i>		6	5	5	1	5	4	kiváló	0	jó	
	5c	m	270	2	15	<i>Phrag</i>	<i>Myri</i>		6	5	5	3	5	5	kiváló	0	jó	
	6	t	310	3	25	<i>Phrag</i>	<i>Nym</i>	<i>Myri</i>	9	8	5	5	5	5	kiváló	0	jó	
A víztest biológiai állapota															kiváló	jó		

*m: mesterséges, t: természetes. ***Phrag*: nádas (*Phragmites communis* SOÓ 1927), *Trap*: sulymos (*Trapa natans* V. KÁRPÁTI 1963), *Cera*: érdestócsagaz-hínár (*Ceratophyllum demersum* HILD 1956), *Glyc*: harmatkásás (*Glycerium maxime* HUECK 1931), *Salvi*: vízpáfrány-társulás (*Salvinia-Spirodeletum* SLAVNIC 1956), *Nym*: tündérrózsza-vizitök hínár (*Nymphaea albo-lutea* NOWINSKI 1928), *Myri*: gyűrűs süllőhínáros (*Myriophyllum verticillatum* GAUDET 1924), *Pot*: fényesbékaszőlő-hínár (*Potamogeton lucens* HUECK 1931).

*** minősítés OVG 5.1. háttéranyag módszere szerint, T: természetességi-index, Z: zonációs-index, W: nedvességigény-index, F: növényfedettségi-index, IMMI: Integrált Makrofita Minőségi Index, 1: rossz, 2: gyenge, 3: közepes, 4: jó, 5: kiváló.

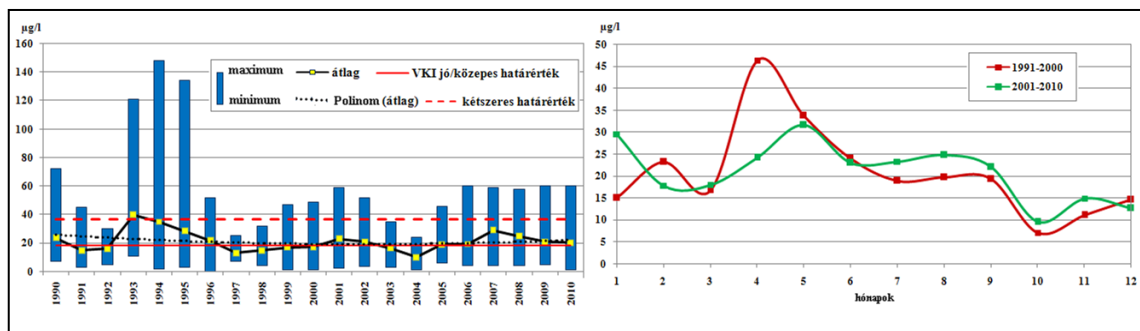
****minősítés LUKÁCS B. – PAPP B. (2012) módszere szerint, RI: makrofita referencia index.

A zonációs-index (Z) alapján a legrosszabb minősítést az olyan mesterség szakasz kapta (9. táblázat), ahol a part túlzottan meredek és a szűk meder nagyobb (3-6 m) mélységű, mivel az ilyen szakaszokon a zónák kialakulásának a helyei nem biztosítottak. A nedvességigény-index (W) és vele összhangban az átlagos BORHIDI-féle vízigény-értékek (WB) alapján a bátmonostori szakasz mellett a növényzetmentes 5b. vizsgálati pont bizonyult a rosszabb állapotúnak. A növényfedettségi-index (F) szerinti minősítés alapján a felső szakaszon többségében rossz állapotok uralkodtak, az alsó szakaszon viszont többnyire kiválóak.

Fitoplankton

A Ferenc-tápcsatorna hercegszántói monitoring pontjáról származó hosszabb időszakra kiterjedő adatsorral a biológiai paraméterek közül csak a klorofill-a rendelkezik. Éves átlagainak lineáris trendje enyhén csökkenő (54. ábra), a polinom illesztés alapján az enyhén csökkenő trendet 2000-től enyhe emelkedés váltotta fel. A klorofill-a értékek 10 éves havi átlagai azt mutatják, hogy magas értékek nemcsak a vegetációs periódusban fordulnak elő, hanem a téli hónapokban is, mellyel alátámasztható FEHÉR G. (2012) által a 2005-2009 közötti fitoplankton biomassza vizsgálatok eredményei alapján tett hasonló megállapítása.

A vízben lebegő algaközösség mennyiségi viszonyait jellemző klorofill-a koncentráció átlaga a Ferenc-tápcsatorna mindkét vizsgálati pontján meghaladja a határértéket (2.16. függelék), a maximális értékek pedig a kétszeres határértéket is jelentősen túllépik, tehát a jó biológiai állapot ezen mutató alapján nem teljesül. A 2011-es júliusi hatósági expedíciószerű vizsgálati eredmények (2.17. függelék) alapján a klorofill-a tartalom a Ferenc-tápcsatorna hossz-szelvénye mentén növekedést mutat. A planktonikus eutrofizáció miatt a jó ökológiai állapot nem teljesül a Bátmonostor környéki mintavételi helyek kivételével, ahol a vizsgálat idején (FEHÉR GIZELLA ex verb) a medret szinte teljesen átnötte a hínár és mocsári növényzet és nyílt vízfelület alig volt.



54. ábra. A klorofill-a tartalom éves átlagainak és szélsőértékeinek, valamint 10 éves havi átlagainak alakulása a Ferenc-tápcsatornán (Hercegszántó) (szerkesztette MÁTRAI I.)

Makrozoobenton

A Ferenc-tápcsatorna hatósági monitoringjából származó adatok alapján a makroszkopikus vízi gerinctelenek 2007-ben jó, 2008-2009 között kiváló állapotokat jeleztek (10. táblázat), a többségben lévő minőség alapján a biológiai állapot kiváló.

10. táblázat. A Ferenc-tápcsatorna makrozoobenton szerinti minősítése hatósági monitoring adatok alapján

		MMCP	TÁP	Minősítés*
Hercegszántó	2007	107	4,11	jó (4)
	2008	118	3,93	kiváló (5)
	2009	129	4,16	kiváló (5)
	2010	139	3,86	kiváló (5)
Bátmonostor	2007	90	3,75	jó (4)

*KRISKA GY. 2003 módszere szerint. MMCP: makrozoobenton család összpontszám, TÁP: taxonokénti átlagpontszám.

Perifiton

A hatósági monitoringból származó adatok alapján a multimetrikus perifiton index (IPSITI) szerint a tápcsatorna többször mutat jó állapotot (minősítése jó), ugyanakkor közepes és gyenge állapotai is előfordulhatnak (11. táblázat). Az egyedi indexek közül a trofitási index (TID) alacsony értékei a legkedvezőtlenebbek (közepes és gyenge), jelezve ezzel az eutrofizáció problémáját a víztest egészében, mely megerősíti FEHÉR G. (2012) folyóvízi fitoplankton index (HRPI) alakulásából levont hasonló következtetését.

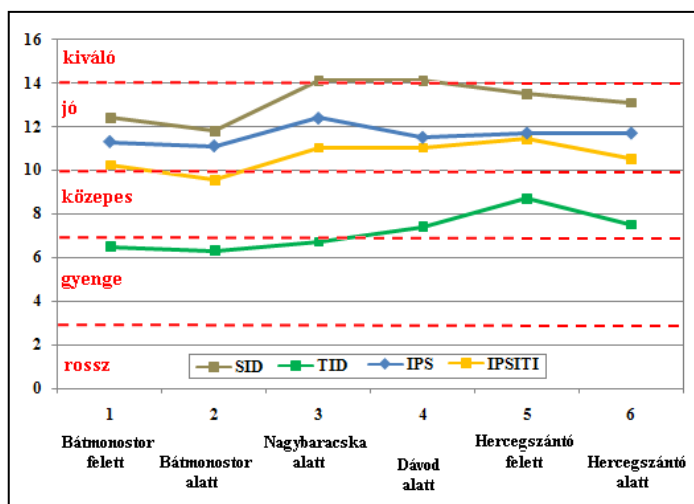
11. táblázat. A Ferenc-tápcsatorna perifiton szerinti minősítése hatósági monitoring adatok alapján

		IPS	SID	TID	IPSITI	Minősítés*
Hercegszántó	2005. április	13,6	12,3	9,4	11,76	jó (4)
	2007. március	15,8	14,2	8,9	12,90	jó (4)
	2007. szeptember	10,8	11,6	5,6	6,00	gyenge (2)
	2008. június	7,2	9,4	6,4	7,67	közepes (3)
	2008. szeptember	15,9	14,3	10,0	13,40	jó (4)
	2009. május	17,7	14,4	13,1	15,07	kiváló (5)
	2009. augusztus	10,7	12,2	7,2	10,03	jó (4)
Bátmonostor	2007. április	15,3	13,3	8,8	12,50	jó (4)

*OVGT 5.1. háttéranyag módszere szerint.

IPS: integrált szennyezettségi index, SID: szaprobitási index, TID: trofitási index, IPSITI: kombinált perifiton index.

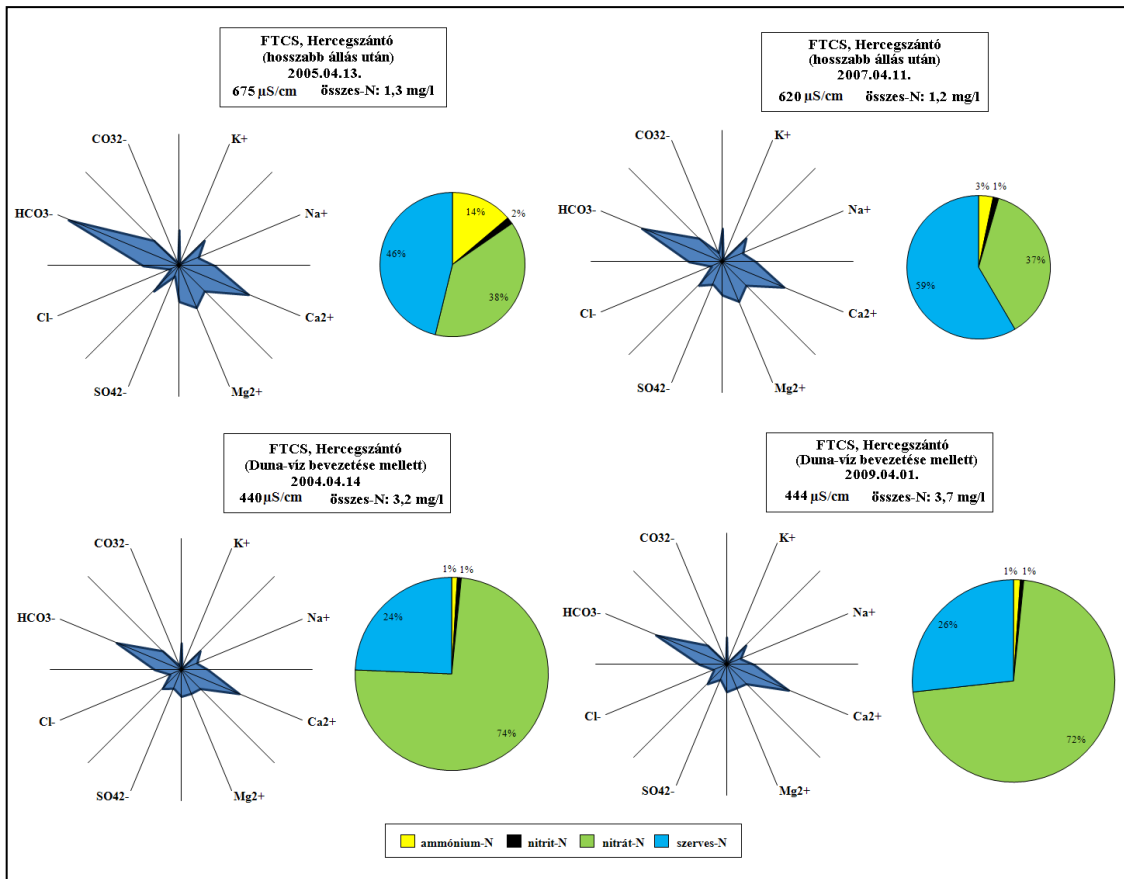
2011 szeptemberében végzett hossz-szelvény menti vizsgálataink adatai alapján a kombinált perifiton index (IPSITI) mindhárom összetevője Bátmonostor alatt vette fel a legalacsonyabb értéket (55. ábra), jelezve a szervesanyag- és tápanyag-terhelés szempontjából is rosszabb vízminőséget, melyet az ostorosalgák domináns jelenléte alapján FEHÉR G. (2012) is megállapított.



55. ábra. A taxonómikus perifiton indexek alakulása a Ferenc-tápcsatornán 2011. szeptemberi saját méréseink alapján (szerkesztette MÁTRAI I.)

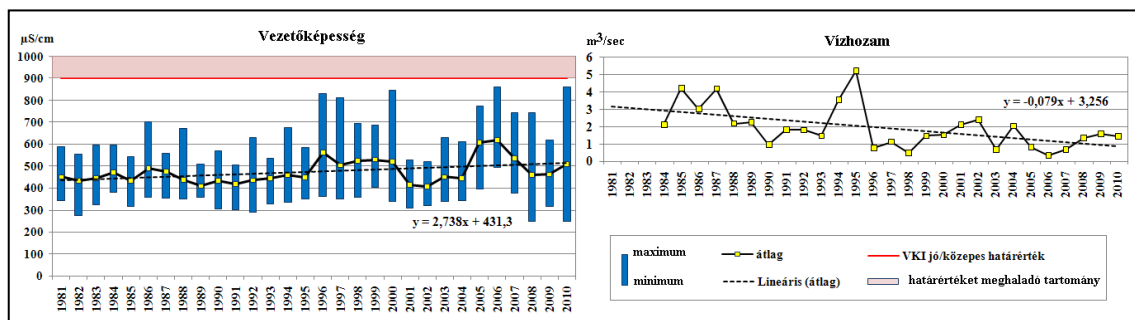
Fizikai-kémiai elemek

A hercegszántói törzshálózati pontról származó 1981-2010 közötti hatósági monitoring adatok alapján a Ferenc-tápcsatorna vizének ionösszetétele a különböző hidrológiai állapotokban kismértékű változást mutat (56. ábra). Vízbetáplálásos időszakban kalciumos-hidrokarbonátos ionösszetétele hasonló a Dunáéhoz (35. ábra), hosszabb állás után a töményedő vízben megemelkedő magnézium-részarány miatt kalciumos-magnéziumos-hidrokarbonátos jellegűvé válhat.



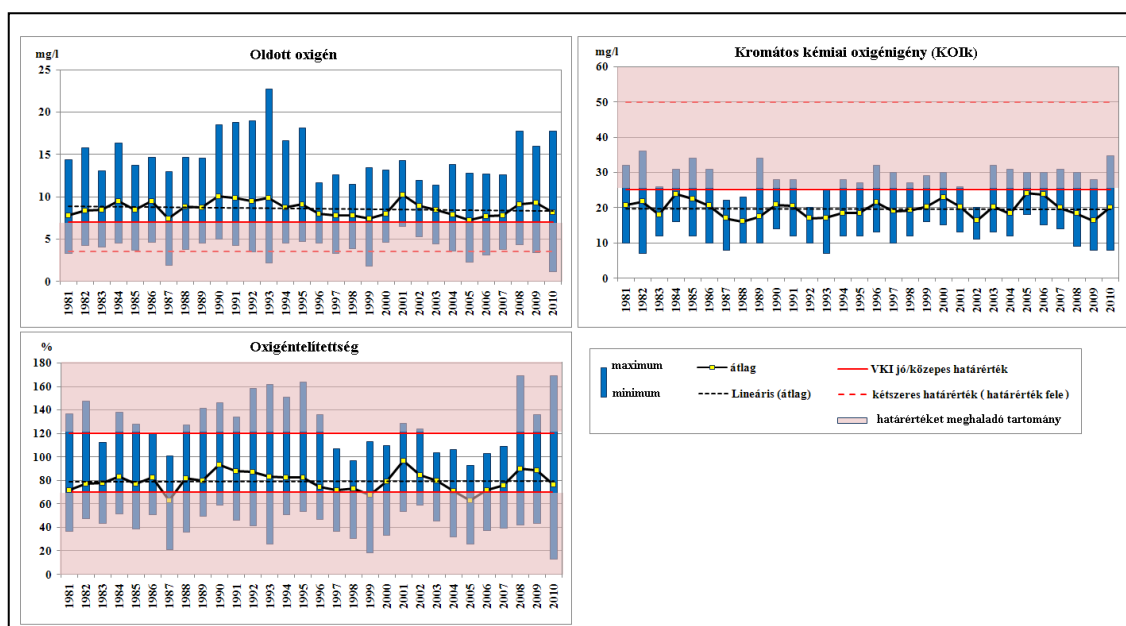
56. ábra. A Ferenc-tápcsatorna különböző hidrológiai viszonyaira jellemző ionmegoszlások és N-spektrumok (szerkesztette MÁTRAJ I.)

Az elmúlt 30 évben 250-860 $\mu\text{S/cm}$ között változó vezetőképesség értékek többségében (78%) a béta-alfa-oligihalóbikus (közepes édesvíz) kategóriába tartoztak. A vízbevezetés nélküli időszakban a vezetőképesség hossz-szelvény mentén jelentős változást is mutathat (2.17. függelék), mely a térség magasabb sótartalmú talajvizének csatornába szivárgását jelzi. A hosszú távú változás a vezetőképesség lassú emelkedését mutatja, mely a csökkenő vízhozamokkal (57. ábra) és a talajvizek együttes hatásával magyarázható.



57. ábra. A vezetőképesség és a vízhozam hosszú távú változása a Ferenc-tápcsatornán (Hercegszántó) (szerkesztette MÁTRAJ I.)

A Ferenc-tápcsatorna kémiai oxigénigényben kifejezett szervesanyag-tartalma az éves átlagok szerint az adott víztípus jó állapotára vonatkozó határértéket nem haladta meg, és a vizsgált 30 év során kiegyenlítetten 20 mg/l érték közelében mozgott, ugyanakkor a maximális értékek a határértéket rendszeresen túllépték (58. ábra). A KOI_{ps} és KOI_k átlagértékek nem mutatnak szignifikáns különbséget a különböző hidrológiai állapotú időszakok tekintetében (12. táblázat).



58. ábra. Az oxigénháztartás mutatóinak hosszú távú változása a Ferenc-tápcsatornán (Hercegszántó) (szerkesztette MÁTRAI I.)

Az oldott oxigéntartalom változása (58. ábra) azt mutatja, hogy az éves átlagok rendszeresen a típusra jellemző határérték közelében alakulnak. Az átlagértékek trendje csökkenő, ami a problémás helyzetek gyakoribbá válásának veszélyére hívja fel a figyelmet. A 2010-ben mért minimális érték mindössze 1,1 mg/l volt, mely káros hatású a csatorna élővilágára (különösen a halakra). A folyóvízi jellegű vízbetáplálásos és az állóvízi jellegű vízbetáplálás nélküli időszakokban regisztrált oxigénkoncentrációk átlagai között szignifikánsnak tekinthető (15% feletti) különbség van (12. táblázat), a betáplálásos időszakokra jellemzőek a magasabb értékek. A szerves-N állóvízes időszakban magasabb átlagértéke (12. táblázat) mutatja, hogy az alacsony oxigéntartalom kialakulásában az oxigént fogyasztó szervezetek mellett az üledékben felhalmozott szervesanyag bomlási folyamatainak is jelentős szerepe van.

Bár a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során készített értékelés (FB VGT 2010) a növényi tápanyagokat nem mutatta problémás komponenseknek, a 30 éves adatsor alapján általam végzett minősítés szerint, az 1990-es évekig előforduló kiugróan magas értékek miatt (59. ábra), az ammónium és az ortofoszfát kockázatosnak tekinthető (13. táblázat).

Napjainkra tapasztalható jelentős mértékű csökkenésük a tápcsatorna vízgyűjtőjén az utóbbi évtizedekre jellemző csökkenő mennyiségű műtrágya felhasználás és a SCHMIDT A. és társai (2007) által leírt dunai vízminőség javulás magyarázza.

12. táblázat. A vízminőségi paraméterek különböző hidrológiai állapotú időszakokra vonatkozó átlagai a Ferenc-tápcsatornán

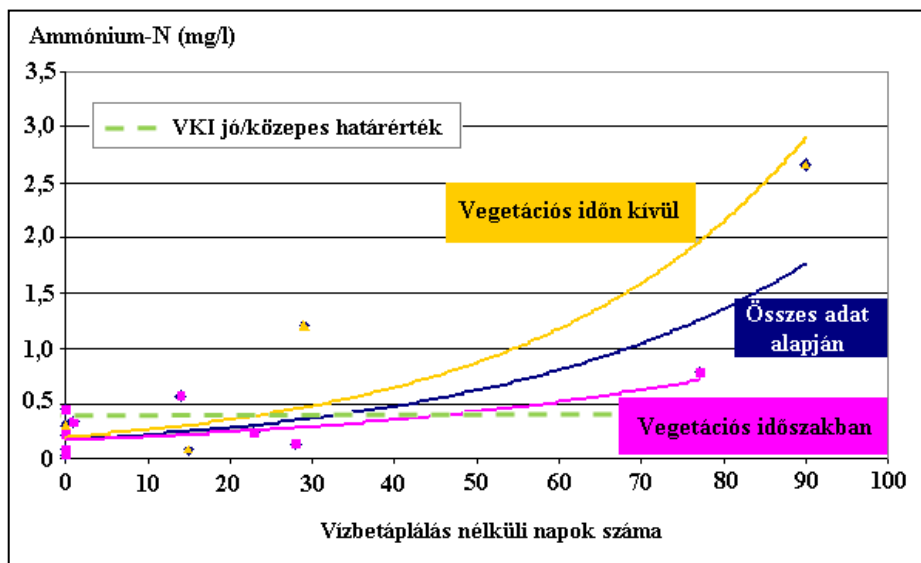
Hercegszántó (1981-2010)*		vízbetáplálásos időszak		vízbetáplálás nélküli időszak
mérések száma	db	153		207
paraméter	mértékegység	átlag	átlag	eltérés (%)
pH		7,99	7,97	0
vezetőképesség	µS/cm	453	496	9
ÖLA	mg/l	9,3	8,8	-5
Ca	mg/l	60	63,9	7
Mg	mg/l	19,5	22,5	15
Na	mg/l	19,3	22,6	**17
K	mg/l	3,4	3,8	12
klorid	mg/l	21,4	22,1	3
szulfát	mg/l	38,7	39,7	3
hidrokarbonát	mg/l	246	286	**16
karbonát	mg/l	2,7	1,9	**30
oldott oxigén	mg/l	9,7	7,2	**26
oxigén telítettség	%	84	74	-12
KOIps	mg/l	5,4	5,8	7
KOIk	mg/l	18,9	20,6	9
ammónium-N	mg/l	0,160	0,198	**24
nitrit-N	mg/l	0,023	0,018	**22
nitrát-N	mg/l	0,984	0,718	**27
szerves-N	mg/l	0,407	0,587	**44
összes-N	mg/l	1,435	1,417	-1
ortofoszfát-P	µg /l	41	44	7
összes-P	µg /l	97	95	-2
klorofill-a	µg /l	25,1	18,6	**26

* hatósági monitoring adatok alapján, **szignifikánsnak tekinthető eltérés.

A vízbetáplálás nélküli időszakokban mért magasabb átlagos ammónium-koncentráció (12. táblázat) az állóvízes időszakok hosszának növekedésével emelkedést mutat (60. ábra), a változás mértéke vegetációs időn kívül nagyobb. Az adatsorra fektetett illesztőgörbe alapján 30 napos állóvízes időszaknál éri el az ammónium-koncentráció a jó állapotra vonatkozó felső határértéket (0,4 mg/l), vegetációs időn kívül ez 45, vegetációs időszakban 20 napra módosul (60. ábra). A tél-tavaszi időszakban a kevés tápanyagfogyasztó, valamint az alacsony hőmérséklet miatt gátolt nitráttá alakulás miatt az ammónium értékek általában magasabbak. A szabad ammónia mennyisége a dévères vizekre előírt szennyezettségi határértékeket (0,025 mg/l ammónia-N) mindössze néhány esetben haladta meg (mikor nyáron a magas ammónium koncentráció 8 feletti pH-val párosult), ezek is inkább az 1980-as években fordultak elő Hercegszántónál. A nitrit és nitrát átlagai nem mutatnak jó állapotot veszélyeztető értékeket, sokéves trendjük fokozatosan csökkenő tendenciájú (2.16. függelék), koncentrációjuk dunai víz betáplálása esetén mutat emelkedettebb értékeket (12. táblázat).



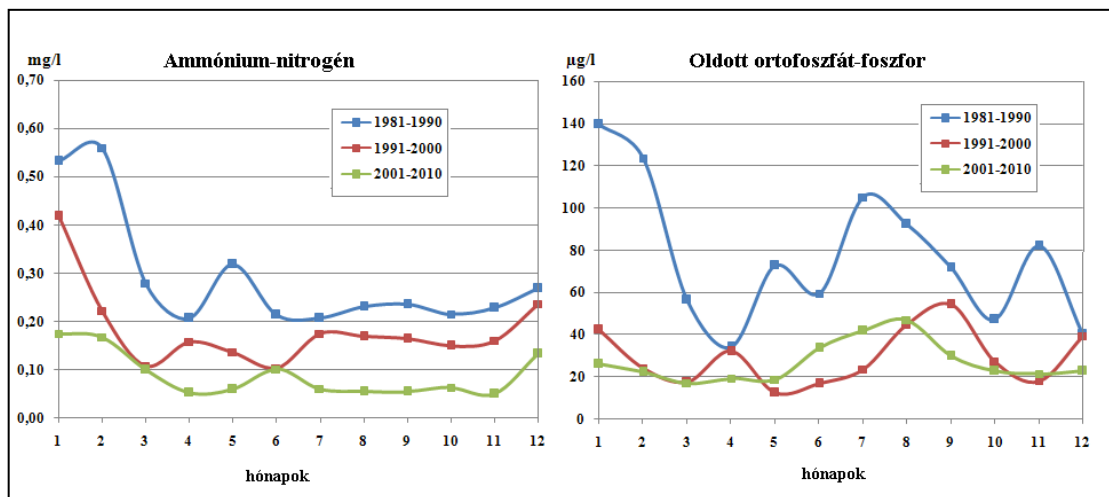
59. ábra. Foszfor- és nitrogén-formák hosszú távú változása a Ferenc-tápcsatornán (Hercegszántó) (szerkesztette MÁTRAI I.)



60. ábra. Az ammónium-nitrogén koncentrációjának változása az állóvízes napok számával Bátmonostornál (2004-2011) (szerkesztette MÁTRAI I.)

Az oldott ortofoszfát vegetációs időszak közepén (június-augusztusban) jelentkező emelkedettebb értékeinek (61. ábra) külső (vízbevezetés, diffúz szennyezés) és belső (iszapban átmenetileg raktározódás) okai egyaránt lehetnek. A különböző hidrológiai állapotú időszakok P-formáinak átlagai között szignifikáns különbségek nem mutatkoznak (12. táblázat).

Az 1980-as évek elején végzett utolsó kotrás óta felhalmozódó üledék vízminőségre gyakorolt hatását jelzi, hogy a szerves-N mennyiségének a 30 éves időszak kezdetén jellemző csökkenő tendenciája az 1990-es évek közepétől megfordult és lassú növekedésbe kezdett (59. ábra). Ugyanakkor a szervesanyag-tartalom mérésére szolgáló kromátos kémiai oxigénigény (KOI_k) nem mutatja ezt a növekedést (2.16. függelék). Mindez arra utal, hogy a víztérbe bejutó nitrogén egyre nagyobb része van jelen szerves anyagban kötött formában, például beépülve a növényekbe, majd az elhalt növényi részekből újra felszabadulva folyamatos belső tápanyagforrást biztosít.



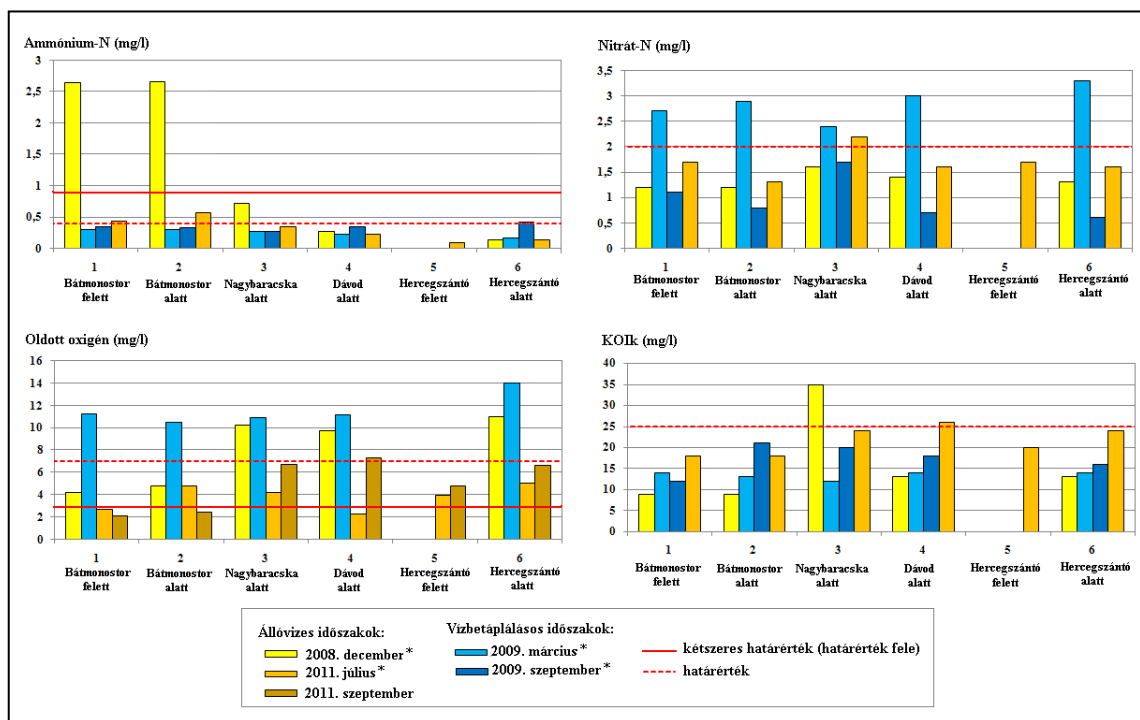
61. ábra. Az ortofoszfát-P 10 éves havi átlagainak alakulása 1981-2010 között a Ferenc-tápcsatornán (Herceszántó) (szerkesztette MÁTRAJ I.)

A Ferenc-tápcsatorna N-spektruma a Dunáéhoz hasonló vízbetáplálás idején, hosszabb idejű állás után (a Nyéki-Holt-Dunán leírt tavi folyamathoz hasonlóan) az ammónium és a szerves-N részaránya emelkedik meg (56. ábra).

A szervesetlen növényi tápanyaggal való ellátottságának megítélése a két meghatározó paraméter tekintetében változó a Ferenc-tápcsatorna esetében, mivel a mérések többségében az oldott ortofoszfát-P alapján szegénynek, a szervesetlen-N szerint viszont gazdagnak minősül. A szerves táplálékkal való ellátottság a szerves-N és a KOI_{ps} alapján egyaránt szegény (59. ábra), jellemzően (58%) alfa-béta-mezoszapróbikus.

Vízminőségi problémát állóvízes időszakban az oldott oxigén, az ammónium és a KOIk jelez, vízbetáplálás idején csak a nitrát haladja meg a határértéket (62. ábra). Ez utóbbi azonban a táplálást biztosító dunai víz minőségével harmonizál (a dunai víz nitrát-N koncentrációja 2009 márciusában 2,9 mg/l, 2009 szeptemberében 1,4 mg/l volt). A problémás komponensek közül az ammónium-ion mutatja a legnagyobb (19-szeres) hossz-szelvény menti változást, koncentrációja mindegyik vizsgálati időpontban Bátmonostor környékén a legmagasabb, állóvízes időszakban igen jelentősen megnövekedett (2 mg/l feletti) értéket is mutathat. Ugyanakkor a határérték alatti, egyébként alacsony ortofoszfát koncentrációk is itt érnek el maximumot, az oldott oxigén koncentrációja pedig (állóvízes időszakban a határérték felét sem elérő) minimumot (62. ábra). Az ammónium koncentrációjának növekedése bár gyakran friss szerves szennyezésre utal, azonban Bátmonostor környékén a szervesanyag tartalom (KOIk) ezt nem igazolja (62. ábra). Így a csatorna bal partján Baja és Bátmonostor között lévő magaspart felől érkező szivárgó vizek által szállított mezőgazdasági eredetű ammónium- és foszfor-terhelés valószínűsíthető.

A fenti eredménynek a vízkémia oldaláról igazolják azt a felvetést, hogy a csatorna hosszabb idejű állóvízes időszakai és a dunai betáplálások különböző vízminőségi állapotokat hoznak létre, és a kedvezőtlenebbek kialakulására az állóvízes időszakokban számíthatunk.



62. ábra. A problémás komponensek hossz-szelvény menti alakulása a Ferenc-tápcsatornán (szerkesztette MÁTRAI I.)

*ADUVIZIG vízminőségi monitoringjának adatai alapján

Ökológiai potenciál értékelése

Az 1981-2010 közötti hatósági monitoringból származó adatsor (2.16. függelék) alapján az átlagokra mindegyik határértékkel szabályozott fiziko-kémiai paraméter esetében teljesül a jó állapot feltétele mindkét vizsgálati ponton (13. táblázat). Azonban figyelembe véve a növényi tápanyagok és oxigénháztartás komponenscsoportokon belül a kétszeres határértéket meghaladó szélsőértékeket, a víztest fizikai-kémiai állapota csak gyenge.

13. táblázat. A Ferenc-tápcsatorna VKI szerinti minősítése

Értékelt adatsorok	FTCS 2004-2007*	FTCS 1981-2010**	Bátmonostor 2004-2010**	Hercegszántó 2004-2010**	Hercegszántó 1981-2010**
A. Biológiai állapot***	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
1. Fitobenton	jó (4)	jó (4)	jó (4)	jó (4)	jó (4)
2. Fitoplankton	mérsékelt (3)	mérsékelt (3)	mérsékelt (3)	mérsékelt (3)	mérsékelt (3)
3. Makrofiton	adathiány	kiváló (5)	jó (4)	kiváló (5)	kiváló (5)
4. Makrozoobenton	adathiány	kiváló (5)	jó (4)	kiváló (5)	kiváló (5)
B. Fizikai-kémiai állapot****	jó	gyenge	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
1. Oxigén háztartás	jó (4)	gyenge (2)	mérsékelt (3)	mérsékelt (3)	mérsékelt (3)
oldott oxigén		1	1	1	1
oxigéntelítettség		1	2	2	1
KOI _k		3	3	4	4
BOI ₅		3	3	3	3
ammónium-N		2	3	4	2
nitrit-N		4	4	4	4
2. Növényi tápanyagok	kiváló (5)	mérsékelt (3)	jó (4)	kiváló (5)	mérsékelt (3)
nitrát-N		4	4	5	4
összes-N		2	4	4	2
összes-P		4	5	5	4
ortofoszfát-P		2	4	5	2
3. Sótartalom	kiváló (5)	kiváló (5)	kiváló (5)	kiváló (5)	kiváló (5)
vezetőképesség		5	4	5	5
klorid		5	5	5	5
4. Savasodási állapot	kiváló (5)	kiváló (5)	kiváló (5)	kiváló (5)	kiváló (5)
pH		5	5	5	5
C. Egyéb szennyezők****	jó	nem jó	jó	nem jó	nem jó
Zn	jó	jó	jó	jó	jó
Cu	jó	jó	jó	jó	jó
Cr	jó	jó	jó	jó	jó
As	jó	jó	jó	jó	jó
Hg	nem vizsgált	nem jó	jó	nem jó	nem jó
Cd	nem vizsgált	jó	jó	jó	jó
Ni	nem vizsgált	jó	jó	jó	jó
Pb	nem vizsgált	jó	jó	jó	jó
Ökológiai potenciál	mérsékelt	gyenge	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt

* FB VGT 2010 szerint, ** hatósági monitoring adatok alapján, *** OVGT 5.1. melléklet módszere szerint, **** OVGT 5.2. melléklet módszere szerint.

A vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során a minősítésbe bevont fémek körét kibővítve a higannyal, kadmiummal, nikkellel és ólommal (2.18. függelék), a higany határértéket meghaladó maximális értéke miatt az egyéb specifikus szennyezők szerinti állapot sem tekinthető jónak (13. táblázat). A 2008-ban 5 alkalommal Hercegszántónál jelentkező jelentős határérték túllépés igazolása és okának felderítése a közeljövő monitoringjának feladata.

A biológiai elemek közül a klorofill-a tartalom mérsékelt állapotot jelez, a fitobenton (perifiton) alapján jó, a makrofiton és makrozoobenton szerint kiváló a minőség (13. táblázat). Következésképp a Ferenc-tápcsatorna 1981-2011 közötti időszakra vonatkoztatott ökológiai potenciálja gyenge.

A különböző időintervallumokra és az egyes vizsgálati pontokra külön-külön is elvégezett minősítés alapján (13. táblázat) különbségek mutatkoznak a növényi tápanyagok és az oxigénháztartás, valamint a specifikus szennyezők szerint a két monitoring pont által jellemzett szakaszok állapota, valamint a hercegszántói mintavételi hely különböző időszakokra vonatkozó minősége között. Hercegszántónál az utóbbi hét évre jellemző vízminőség a nitrogén- és foszfor-formák tekintetében egyértelműen kedvezőbb. A két monitoring pont közötti különbségek azonban már nem ennyire egyértelműek, bizonyos paraméterek (pl. összes-foszfor, Hg) Bátmonostornál, mások (pl. KOI_k, vezetőképesség) Hercegszántónál jeleznek jobb minőséget.

5.2.2.2. A Ferenc-tápcsatorna elérendő célállapota és a kezelési javaslatok

Mivel a Ferenc-tápcsatorna VKI víztestként kijelölt nemzetközi jelentőségű öntöző- és belvízcsatorna, helyreállításával kapcsolatos vízgazdálkodási cél a funkció ellátásának biztosítása és a jó potenciál elérése.

Vizsgálataim alapján annak, hogy a víztest állapota nem éri el a jó ökológiai potenciált térben és időben eltérően jelentkező okai vannak. Vízminőségi problémák elsősorban vízbetáplálás nélküli állóvízes állapotban jelentkeznek, kritikus hosszúságúnak a 30 napon túli időszakok bizonyulnak. A csatornára általánosságban jellemző eutrofizáltság (mint vízminőségi probléma) a helyenként túlzott mértékben elburjánzó hínár- és mocsári növényzet miatt fenntartási problémát is jelent.

A túlnövényesedés (eutrofizáció) a csatorna egyes szakaszain más-más módon jelentkezik, de a természetes és mesterséges szakaszokon egyaránt kimutatható. A sekélyebbé vált mederrészekben mocsári növények és gyökerező hinarak, a nyílt vízben a lebegő hínár és az algák túlzott tömegében jelentkeznek. Vizsgálataim alapján a bentonikus eutrofizáció a Nagybaracska-ig tartó felsőbb, a planktonikus az alsóbb szakaszra jellemző. A víztestre vonatkozó 30%-os referencia határérték alatti borítottság a 2,5 méternél mélyebb mederrészekben alakul ki, jelentős alga- és lebegőhínár szaporulat árnyékoltság hiányában jelentkezik. Magyarazataként annak, hogy a vízkémiai vizsgálatok a vegetációs időszakban általában jó eredményt adnak a Ferenc-tápcsatornán, elfogadható FEHÉR G. (2012) megállapítása, miszerint minél nagyobb biomasszával vannak jelen vízi növények, annál több növényi tápanyagot vonnak ki időlegesen a vízből.

Vizsgálataim alapján az 1990-es évekig jellemző magas foszfor- és nitrogén-terhelés ugyan napjainkban már nem mutatható ki a vízminőségben, de az 1980-as évek végén végzett utolsó kotrás óta felhalmozódó üledékben raktározva folyamatos belső terhelést jelent. Ehhez társul a csatorna menti potenciális terhelő forrásokból (3.6. függelék) eredeztethető szerves- és tápanyag-terhelés, valamint a fenntartási munkák hiányában (63. ábra) elburjánzó vízi makrovegetáció. A nagy növényi biomassza elpusztulása után a vízben marad és ezzel növeli a szerves iszap mennyiségét, vagyis gyorsabban végbemegy a vízfolyás feltöltődése. Nyaranta kisvízes időszakban a túlnövényesedés miatti vízminőségromlás lokálisan az élővilág pusztulását okozza (63. ábra). A feliszapolódás folytatódásával ez a jelenség egyre gyakoribbá fog válni (az anaerob típusú folyamatokkal együtt), ami vízminőségileg kedvezőtlen és a diverzitás csökkenését fogja eredményezni.

Mivel szakirodalmi adatok alapján (MAROTTA, H. et al. 2009) az üledék eltávolításával nagy mennyiségű szervesanyagot és növényi tápanyagot lehet kivonni a csatorna anyagforgalmából, megoldásként mederkotrás javasolható (figyelemmel a meder természetes keresztmetszetének megtartására). Ez a beavatkozás megfiatalítja a csatornát, egyrészt mert kevesebb anyag marad a körforgásában, másrészt mert eltávolítja a hínárnövények aljzatául szolgáló anyagot, a csatorna újra mélyebb lesz, így a gyökerező hínárok kiszorulnak a sekélyebb szélekre. Meg kell jegyezni, hogy mint azt szakirodalmi adatok (POMOGYI P. 2011) igazolják, a megmozgatott üledékből felszabaduló, vízbe kerülő tápanyagok hatására átmeneti vízminőség romlás következhet be.



63. ábra. *A Ferenc-tápcsatorna Bátmonostor és Nagybaracska közötti szakaszán fellépő problémák (Fotó: MÁTRAI I.)*

- a.) fenntartási munkák hiányában elburjánzó makrovegetáció (munkanélküli hínárvágóval), b.) növénydugók miatt posványosodó csatornaszakasz

A beavatkozások időzítését úgy kell megoldani, hogy a csatorna élővilágának túlélése biztosított legyen, ennek érdekében DÉVAI GY. és társai (2002) által ökológiailag elfogadhatónak ítélt mozaikos, vagy térben és időben szakaszos (hidromechanizációs) kotrást, partról történő kotrásnál féloldali kotrást lehet végezni. A beavatkozásokat a jó állapotú, széles természetes szakaszokon a kialakult part menti növényzónák (ártéri és mocsári növényzet, keskeny hínaras sáv) legkisebb pusztításával kell végezni, ezeken a helyeken a meder középső részét javasolt csak kotorni és az árnyékolás érdekében meg kell hagyni a part menti, vízre hajló fákat. A természetes medrek szélén kialakult sekély, széles, mocsári növényzettel (elsősorban náddal és gyékénnyel) borított területeket célszerű meghagyni, mivel szakirodalmi adatok alapján (LAKATOS GY. et al. 1997, REDDY, K R. et al 1999) azok szűrőmező funkciót is ellátnak. A mesterséges, egyenes szakaszokon meglévő kiöblösödéseket is célszerű meghagyni, mivel ezek az élőhelyek változatosságot biztosítanak az amúgy egyhangú mesterséges szakaszokon. A medernek azon részén, ahol a gyökerező hínár és a mocsári növényzet megjelenése és elszaporodása nem kívánatos (elsősorban a meder középső részén) törekedni kell a minimum 2,5 m-es vízmélység elérésére, mivel vizsgálataim eredménye alapján így biztosítható a szabad vízfelület és a típusnak megfelelő alacsonyabb növényborítottság. Azokon a helyeken, ahol rendszeresen növénydugók alakulnak ki, ezt az úszó növényzetet maradéktalanul el kell távolítani, és helyette a partmenti mocsári növényzetet kell meghagyni. A mesterséges szakaszokon a szűkebb meder miatt a vízre bedőlt fák eltávolítása szükséges a csatorna funkciójának biztosítása céljából.

Az általam javasolt beavatkozások összhangban vannak az OVGT Ferenc-tápcsatornára előírányzott (FB VGT 6.2. melléklet), 2015-ig végrehajtandó HM6 intézkedésével (vízfolyások medrének fenntartása ökológiai szempontok figyelembe vételével), ami mederkotrást, mederkarbantartást és növényzet eltávolítást is magában foglal. A nagy mennyiségű és feltehetően magas szerves anyag tartalmú üledék eltávolítása során a HM5 intézkedés (üledék egyszeri eltávolítása vízfolyásokból), illetve ha a beavatkozások a parti sávra is kiterjednek a HA2 intézkedés (vízfolyások melletti puffersáv kialakítása és fenntartása) előírásait is célszerű figyelembe venni.

A beavatkozásokat megelőzően, vagy legkésőbb azokkal egy időben fel kell mérni és lehetőség szerint meg kell szüntetni az esetleges szennyező forrásokat a csatorna mentén. Elsősorban illegális bevezetésekre lehet számítani olyan helyeken, ahol közvetlen a parton, vagy annak közelében lakóépületek vannak, vagy állattartás történik. Az esetleges források kizárása nélkül a folyamatos tápanyag bevezetés lokális problémákat okozhat a csatornán a végrehajtott beavatkozások után is, és a túlnövényesedés nem fog megszűnni.

A csatorna közvetlen környezetében lévő vizes élőhelyek vízellátásának javítása érdekében meg kell vizsgálni, hogy a csatorna hogyan biztosíthatná a vízfolyáshoz kapcsolódó mocsaras területek vízellátását kritikus időszakokban, illetve hogyan lehet lehetővé tenni a hozzá kapcsolódó, jelenleg nem jó állapotú védett (Fás-Duna, Nagybaracscai Holt-Duna, Kadia-Duna) és a nem védett (Klágya-Duna) holtmedrek vízpótlását, vagyis a laterális konnektivitás fokozását.

A beavatkozások során gondot jelenthet, hogy időnként tömegesen jelennek meg és túlnővényesedést okoz a védett rucaöröm a csatormán (3.7. függelék), de védett növény (fehér tündérrózsa, sulyom) a gyökerező hínár fajok között is található. A tervezendő beavatkozások során a védett növények állományainak átmeneti csökkenésével is számolni kell, ami a természetvédelemmel történő előzetes egyeztetést tesz szükségessé. A beavatkozások természetvédelmi szempontból kedvezőtlen átmeneti hatása mérsékelhető, ha legalább a természetes mederszakaszokon háborítatlanul megmaradhatnak a nádasok előtti hínársávok.

Mivel a rehabilitáció nem merülhet ki egyszeri műszaki beavatkozásokban, tervet kell készíteni a csatorna helyreállítása utáni fenntartási munkákra (állapot ellenőrzés, szelektív növényzet eltávolítás, időszakos kotrési feladatok), mivel ezek nélkül a Ferenc-tápcsatorna állapota a beavatkozások után újra romlani fog. Mint azt a vízminőségi hossz-szelvény elemzése során megállapítottam, jelentős vízminőségi különbségek tudnak kialakulni (elsősorban állóvizes állapotban) a vízfolyás mentén, így az elmúlt évekre jellemző gyakorisággal vizsgált két monitoring pont nem elégséges az állapotok megismerésére. Javaslom, hogy az expedíciószerűen végzett hatósági hossz-szelvény vizsgálatok öt pontja kerüljön állandó monitoring pontként kijelölésre, amelyeken rendszeres (minimum 4 heti) méréseket végezzenek a fontosabb vízminőségi paraméterekre vonatkozóan. Véleményem egybeesik CSÓKA Z. (2011) megállapításával, miszerint a VKI végrehajtása érdekében a Ferenc-tápcsatornán szükséges a monitoring rendszer fejlesztése.

Mint vizsgálataimmal bizonyítottam a Duna vízjárásának megváltozása a Ferenc-tápcsatorna vízpótlására is hatással van. Mivel a Deák Ferenc-zsilip küszöbszintjeinek átépítésére nincs lehetőség, a várhatóan egyre hosszabbá váló állóvizes időszakok problémájára megoldást a zsilip utáni felső, mesterséges szakaszra tervezett medertározás jelenthet. Vízeresztéssel innen lehet az állóvizes időszakokat a vízminőségi szempontból kritikus 30 nap alá csökkenteni.

5.2.3. A garai Sóstó

5.2.3.1. A garai Sóstó ökológiai állapota

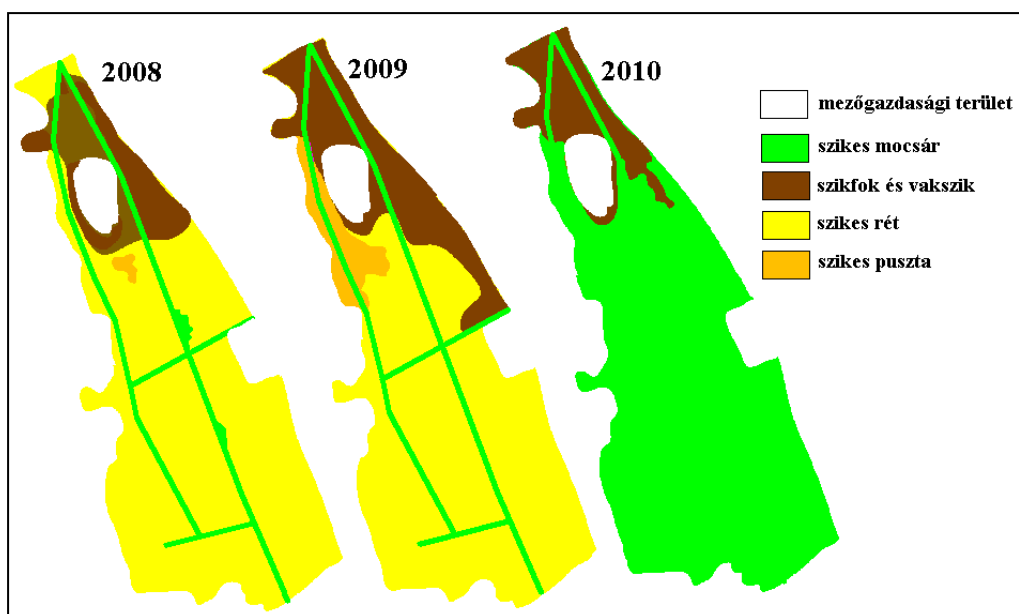
Makrovegetáció

Vizsgálataink idején a garai Sóstó területét júniusban gépekkel kaszálták (a 2010-es év kivételével), északi végében juhokat, déli részén szarvasmarhát legeltettek, az egykori tómederbe ékelődő magasabb terepszintű kiemelkedésen (akárcsak a védett terület határain túl) szántóföldi művelést folytattak (3.9. függelék). Az asztatikus vízforgalmú vizes élőhely a csapadékosabb 2010-es évben (3.1. függelék) a tartósan megmaradó sekély vízborítás következtében szikes mocsári jelleget mutatott (64. ábra). Szárazabb években (2008, 2009, 2011) a tavaszi rövid idejű vízborítás után kora nyárra bekövetkező kiszáradás hatására a Sóstó szikes rétté alakult (64. ábra), melyben szikfoki és szikes pusztai élőhelyek kisebb-nagyobb kiterjedésű elemei jelennek meg (65. ábra). Mocsári vegetáció ekkor csak a csatornák medrében, illetve partjai mentén jelentkezett. Az egykori tómeder területén szolonyec és szoloncsák talajokra jellemző növénytársulásokat egyaránt azonosítottam (14. táblázat).



64. ábra. A garai Sóstó élőhelyi jellege a különböző vízellátottságú években
a.) 2010-ben szikes mocsár, b.) 2008-ban szikes rét (Fotó: MÁTRAI I.)

A csapadékos 2010-es évben a meder döntő részére kiterjedő (65. ábra) szikes mocsári társuláskomplexumot (*Cirsio brachycephali-Bolboschoenion*) az uralkodó különböző mocsári fajok (kötő káka, szikikáka, nád, tarackos tippán) változó dominancia viszonyai által kialakított társulás-mozaikok jellemezték. A szikes mocsarat kisebb-nagyobb nyíltvizes és sziki boglárkahínáros (*Ranunculetum aquatilis-polyphylli*) foltok tarkították. A védett terület magasabb térszintű északi részét mézspázsitos szolonyec szikfoknövényzet (*Puccinellietum limosae*) borította.



65. ábra. A garai Sóstó vegetációtérképei (szerkesztette MÁTRAI I.)

14. táblázat. A garai Sóstón azonosított növénytársulások

Élőhely	Szolonyec talajok társulásai	Szoloncsák talajok társulásai
Sziki hínár	<i>szikes boglárkahínár (Ranunculetum aquatilis-polyphylli</i> SOÓ 1947)	
Szikes mocsár	<i>sziki nádas és kákás (Cirsio brachycephali-Bolboschoenion</i> MUCINA 1993)	
Szikfok és vakszik	<i>szolonyec szikénövényzet (Plantagini tenuiflorae-Pholiuretum pannonicum</i> WENDELBERG 1943)	<i>kiskunsági szikfoknövényzet (Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae</i> SOÓ 1957)
	<i>mézpázsitos szolonyec szikfoknövényzet (Puccinellietum limosae</i> MAGYAR ex SOÓ 1933)	<i>szoloncsák vakszik (Lepidio crassifolii-Camphorosmetum annuae</i> RAPAICS ex SOÓ 1951)
Szikes rét	<i>ecsetpázsitos sziki rét (Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis</i> SOÓ 1933)	<i>sziki szittyórét (Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii</i> WENDELBERGER 1943)
		<i>sziki sásrét (Taraxaco bessarabicae-Caricetum distantis)</i>
Szikes puszta	<i>cickafarkos szikes puszta (Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae</i> SOÓ 1947)	<i>sziki zsászás ürmös szikes puszta (Lepidio crassifoliae-Festucetum pseudovinae</i> SOÓ 1971)

A szárazabb években (2008, 2009) erőteljesebb mozaikosodás és több társulás megjelenése volt tapasztalható (2.21. függelék). A védett terület legnagyobb részét borító, a szoloncsák talajokra jellemző előfordulású sziki szittyórét (*Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii*) erősen mozaikos szerkezetet mutatott (3.4. függelék), humuszos talaját moharéteg fedte. A szittyóréten kisebb (néhány négyzetméter) kiterjedésű nádas foltok megjelenése nem minden esetben volt terepmélyedésekhez köthető. Szembetűnő különbségként jelentkezett a medret délnyugat-északkelet irányban kettészelő földúttól északra a kispázsos aszat, délre a sziki zsásza hiánya. A déli területen a sziki szittyó (*Juncus gerardii*), a tarackos tippán (*Agrostis stolonifera*) és a réti peremizs (*Inula*

britannica) dominanciájával jellemző foltokat, valamint a védett kiskunsági aszat (*Cirsium brachicephalum*) tömeges megjelenése miatt már messziről kéklő nagyobb kiterjedésű részeket találtam. A földúttól északra eső területen a sziki szittyó és a tarackos tippan mellett a sziki mézpzásit (*Puccinella limosa*), a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*) és a sziki zsázsa (*Lepidium crassifolium*) dominanciájával jellemző mozaikok alakultak ki. A szittyórétbe ágyazottan, a védett terület középső részén, a szolonyec talajokra jellemző ecsetpzásitos sziki rét (*Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis*) megjelenését tapasztaltam (2.21. függelék).

Az egykori tómeder fenékszintjéből csaknem 1 m-rel kiemelkedő kisebb kiterjedésű terepalakulaton a sztyeppesedő réti szolonyecekről leírt cickafarkos szikes puszta (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*) degradált, gyomos állományát azonosítottam (3.5. függelék), melyben domináns fajnak a soványcsenkesz mellett a pusztai cickafark (*Achillea setacea* L.) bizonyult és a gyep alját nagy borítással különböző herefajok fedték (2.21. függelék). A társulást a környező sziki szittyórétől egy keskenyebb szolonyec szikérsáv (*Plantagi tenuiflorae-Pholiuretum pannonicum*) választotta el, melyre a vékony útifű (*Plantago tenuiflora*) és a kígyófark (*Pholiurus pannonicus*) dominanciája volt jellemző, konstans fajként jelentkezett benne a sziki útifű (*Plantago maritima*).

A védett terület északkeleti része fekszik legközelebb Gara csatornázatlan utcáihoz, ezért jobban kitett az antropogén terhelésnek, bolygatásnak és a behúzó gyomfajoknak is. Talajára az erősebb repedezettség, növényzetére a sziki mézpzásitos (*Puccinellietum limosae*) jellemző. Ezen nagyobb területet borító réjtjellegű, magasabb fűvű társulásban (3.5. függelék) a taposásnak erősen kitett részekben szoloncsák vaksziket (*Lepidio crassifolii-Camphorosmetum annuae*) találtam (2.21. függelék), melyet a pozsgás zsázsa, a sziki útifű (*Plantago maritima*), a sziki mézpzásit, a bárányparéj (*Camphorosma annua*) és a sziksófü (*Salicornia prostrata*) alkotta egyfajú kisebb mozaikok jellemezték. A védett terület északnyugati részén is megjelenő szoloncsák vakszik (3.5. függelék) mellett a kiskunsági szikfoknövényzet (*Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae*), valamint az ürmös szikes puszta sziki zsázsa szubasszociációjának (*Lepidio crassifoliae-Festucetum pseudovinae*) nagyobb állományait azonosítottam. A meder délkeleti legeltetett részének növényzetére a szoloncsák sós rétek mozaikos szerkezetű társulásának, a sziki sásrétnak (*Taraxaco bessarabicae-Caricetum distantis*) a helyenként jelentősen gyomosodott foltokkal tarkított állománya jellemző (2.21. függelék).

A BORHIDI-féle átlagos természetességi értékek (VAL) alapján az egyes növénytársulások közül legnagyobb természetességűnek a sziki nádas mutatkozott, magasabb természetességet jelzett még az ecsetpázsitos sziki rét, a kiskunsági szikfok és a szoloncsák vakszik növényzete (2.19. függelék). Legjobban leromlottnak a sziki sásrét és a cickafarkos szikes pusztát bizonyult, melynek magyarázataként elfogadható BORHIDI A. és SÁNTA A. (1999) megállapítása, mely szerint ezen társulások érzékenyek az antropogén hatásokra (nitrifikáció és taposás), melyek következtében könnyen elgyomosodnak. A mindhárom évben felvételezésre került mézpzásitos szolonyec szikfok természetessége 2010, 2008, 2009 sorrendben csökkent (2.19. függelék).

A vízigényt jellemző átlagos értékek (WB) a társulások többsége esetén jól tükrözik azok ökológiai jellegét, valamint a vizsgált évek eltérő vízháztartási viszonyait (2.19. függelék). Magasabb értékek a nedves szikeseken előforduló sziki boglárkahínár, sziki nádas és sziki szittyórét, valamint a cspadékos 2010-es évben kialakult mézpzásitos esetén mutatkoztak. Legkisebb érték a száraz szikeseken előforduló cickafarkos szikes pusztán jelentkezett. A mézpzásitos szolonyec szikfok növényzete által jelzett vízigény (a természetességhez hasonlóan) 2010, 2008, 2009 sorrendben csökkent. Az eredmények felvetik a különböző vízháztartási és természetességű állapotok ezen társulás vizsgálatán alapuló értékelésének lehetőségét, melynek alátámasztására további vizsgálatok szükségesek.

A sótűrésre utaló átlagértékek (SB) a társulások szikesjellegének megfelelően a szoloncsák vakszik és a kiskunsági szikfok esetén voltak a legmagasabbak, és ezzel harmonizálón a lúgosabb talajigény (RB) is ezen társulásoknál jelentkezett (2.19. függelék). Magasabb sótűrésre utaló átlagértékekkel jellemezhető a szolonyec szikér és a mézpzásitos szolonyec szikfok növényzete. Kiugróan alacsony értéket a degradálódott cickafarkos szikes pusztát és sziki sásrét mutatott. A fajok nagyobb nitrogénigényt (NB) a vízborításos 2010-es évben jeleztek, a legmagasabb értéket a sziki nádas és az ecsetpázsitos mutatta.

A garai Sóstón azonosított 68 növényfaj között (2.20. függelék) 3 védett található (kiszéskű aszat, pompás kosbor, erdélyi útifű) és a leírt 11 növénytársulás mindegyikének van valamilyen szintű természetvédelmi jelentősége. A szolonyec szikénövényzet fokozott védelemre javasolt; a sziki boglárkahínár, a szoloncsák vakszik, a mézpzásitos és a kiskunsági szikfoknövényzet védelemre javasolt, a többi társulás pedig veszélyeztetett. Ez utóbbiak közül a sziki sásrét és a cickafarkos szikes pusztát esetében jelentős leromlás mutatható ki.

A garai Sóstó biológiai állapotát az IMMI, illetve a LUKÁCS-féle RI szerint minősítve eltérő eredmény adódott (15. táblázat). A garai Sóstó növényzete az OVGT 1.6. mellékletében jellemzett időszakos 4-es és 5-ös szikes állóvíztest típusok közötti átmenetet képviseli az északi részen vízborítás idején kialakuló nyílt vízfelületű és hinaras területek, illetve a kiszáradáskor megjelenő vakszikes foltok, valamint déli részét vízborításkor jellemző összefüggő mocsári illetve kiszáradáskor kialakuló szikes réti vegetáció miatt. Mindkét víztest típusra elvégezve a makrovegetáció IMMI szerinti minősítését (15. táblázat) az állapotokban jelentősebb eltérés mutatkozott, mely a zonációs (Z)- és a növényfedettségi (F)-indexek eltérő alakulásából adódott. A benőtt vízfelületű időszakos szikes (4-es) állóvíztest típust referenciaként alkalmazva az ökológiai állapot mindhárom évben jónak minősült. A nyílt vízfelülettel is rendelkező időszakos szikes (5-ös) állóvíztest típusra végezve a minősítést a vízborítással jellemezhető 2010-es évben kiváló, a két száraz évben közepes biológiai állapot volt jellemző; 2010-ben mindegyik makrofita-index jobb minőséget mutatott, a két száraz év között minőségbeli különbség az indexek alapján nem jelentkezett. A LUKÁCS-féle RI alapján mindhárom évben kiváló állapot jellemezte a területet, de az indikációs szempontból nem releváns fajok magas aránya (63%) miatt a számított érték (a módszertani útmutató alapján) nem tekinthető megbízhatónak.

15. táblázat. A garai Sóstó makrovegetáció szerinti minősítése

	2008	2009	2010			
vízmélység (cm)	0	0	60			
zónák száma	3	3	4			
borítottság (%)	90	80	75			
jellemző növénytársulások*	<i>Scorzo</i> <i>Pucci</i> <i>Camph</i> <i>Bolbo</i>	<i>Scorzo</i> <i>Pucci</i> <i>Camph</i> <i>Agros</i> <i>Festu</i>	<i>Bolbo</i> <i>Pucci</i> <i>Ranun</i>			
fajszám	59	36	21			
mocsárinövény fajszám	5	5	11			
Minősítés LUKÁCS B. – PAPP B. (2012) módszere szerint**						
RI	54,5	45,5	50,0			
EQR	0,77	0,73	0,75			
biológiai állapot	kiváló	kiváló	kiváló			
Minősítés OVGT 5.1. háttéranyag módszere szerint***						
Referencia állóvíztest típus	4	5	4	5		
T	4	4	4	5		
Z	5	3	5	5		
W	1	1	1	4		
F	4	3	5	4		
IMMI	0,78	0,61	0,80	0,61	0,73	0,94
biológiai állapot	jó	közepes	jó	közepes	jó	kiváló

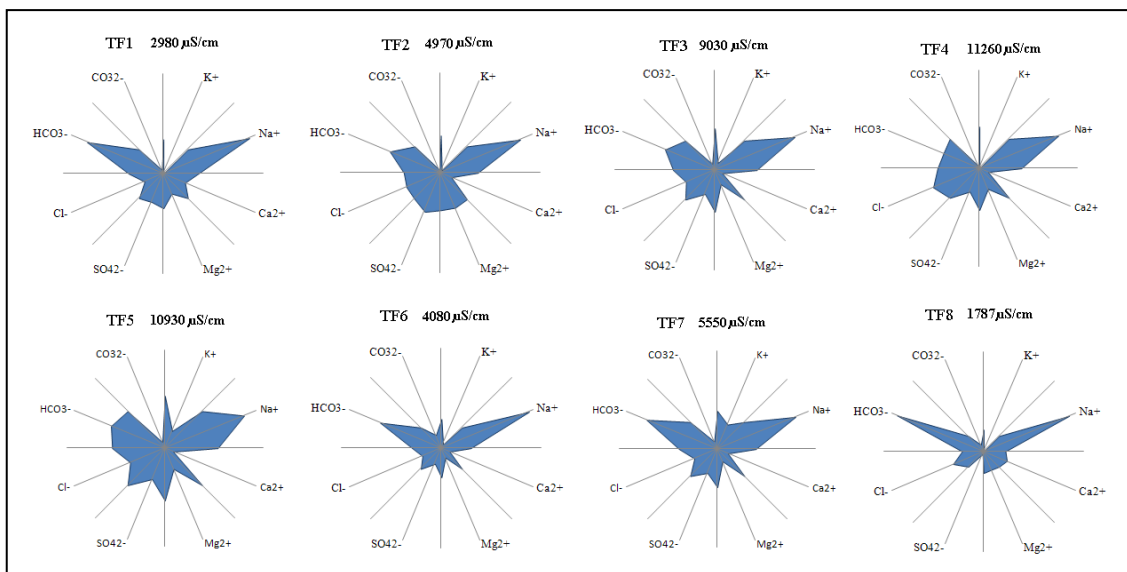
**Agros*: ecsetpázsitos sziki rét, *Bolbo*: sziki nádas, *Camph*: szoloncsák vakszik, *Festu*: zsászás ürmös szikes puszta, *Pucci*: mézpázsitos szolonyec szikfok, *Ranun*: sziki boglárkahínár, *Scorzo*: sziki szittyórét.

** RI: makrofita referencia index, EQR: RI alapján számított minőségi index.

*** T: természetességi-index, Z: zonációs-index, W: nedvességigény-index, F: növényfedettségi index, IMMI: Integrált Makrofita Minőségi Index, 1: rossz, 2: gyenge, 3: közepes, 4: jó, 5: kiváló.

Talaj- és talajvíz-viszonyok

A 2011-ben végzett talajvíz vizsgálataink eredményei (2.22. függelék) alapján a garai Sóstó területén a talajvíz átlagos keménységű (ÖK átlag: 140 mg/l CaO) és magas szulfát-tartalmú (átlag: 755 mg/l), közepes-nagy vezetőképességű (átlag: 6300 $\mu\text{S/cm}$), jellemzően nátriumos-hidrokarbonátos típusú. A magas szulfát-tartalom PÉCSI M. (1967) szerint a Bácskai löszös síkságra általánosan jellemző tulajdonság. Azonban helyi jellegzetességnek tekinthető a nátriumos-hidrokarbonátos típus, mely azt itt kialakult szikesedéssel hozható összefüggésbe. A vizsgálati pontok között az ionmennyiségekben (elsősorban a szulfát, hidrokarbonát, klorid és kálium esetében) jelentős különbségek is előfordulnak (2.22. függelék), így nátriumos-hidrokarbonátos-szulfátos és nátriumos-kloridos-hidrokarbonátos víztípus is kialakulhat (66. ábra). A meder közepe táján (TF3 és TF6 pontok között) elhelyezkedő talajvízdombhoz (1.8. függelék) köthetők a vezetőképesség és a kémhatás (1.9. függelék), valamint a klorid- és a szulfát-ion legmagasabb értékei (1.10. függelék).



66. ábra. A garai Sóstó talajvízmintáinak ionmegoszlása (szerkesztette MÁTRAI I.)

A legszikesebb területeket jellemző szoloncsák szikfoknövényzet (*Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae*) garai megjelenésének helyén (TF4) mértük a talajvízben a legnagyobb vezetőképességet, kémhatást és klorid-tartalmat, itt volt a legmagasabb mindkét vizsgált talajréteg (0-20 cm és 20-40 cm) pH-ja és Na-részesedése (2.22. függelék). A magasabb terepszint ellenére a talajfelszínhez itt húzódtott legközelebb (57 cm-re) a talajvízszint, és foltokban felszíni sókiválást is tapasztaltunk.

A legkisebb sótartalmú szoloncsákos területek egyik társulásaként ismert sziki sásrét (*Taraxaco bessarabicae-Caricetum distantis*) területén (TF8) a legkisebb vezetőképességű, kémhatású és klorid tartalmú talajvíz jelentkezett (2.22. függelék), valamint a legalacsonyabb volt a vizsgált talajrétegek pH-ja és Na-részesedése. A talajvíztől legnagyobb távolságra (103 cm) a sziki szittyóréttel (*Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii*) borított terület (TF5) felszíne helyezkedett el, magas vezetőképességű talajvizében magas klorid-koncentrációt és kiugróan nagy szulfát-tartalmat mértünk, a felszíni talajréteg humusztartalma itt volt a legmagasabb (2.22. függelék). A mélyebben fekvő talajréteg magasabb humusztartalmat a két szikes mocsári társulással borított területen (TF2, TF7) mutatott.

A talajszelvény nyitásból származó talajminták vizsgálati eredményei (2.24. függelék) azt mutatják, hogy a garai Sóstó területére magas sótartalmú (só% átlagosan 0,24) szoloncsák talajok jellemzőek. A feltalajban felhalmozódott vízdoldható sók közül a nátrium részaránya a legmagasabb (30-77%), az altalajban a kalcium-sók dominálnak (27-82%). A sófelhalmozódás jellege a vakszikes (TS1) mintában nátriumos, a zsászás (TS3) és a mézpázsitos (TS5) esetében magnéziumos-nátriumos, az ecsetpázsitos sziki réten (TS6) és a szittyóréten (TS4) magnéziumos-kalciumos volt. A legmagasabb vízdoldható Na-koncentrációt a vakszik (TS1) és a mézpázsitos (TS5) felszíni rétegében, valamint a zsászás (TS3) mélyebb (60-80 cm közötti) felhalmozódási szintjében mértük. A kicserélhető kationok közül minden szelvényben a kalcium dominált. A sótartalom az ecsetpázsitos (TS6) kivételével a mélységgel csökkenő tendenciát mutatott, a vakszikes mintában (TS1) a felszínen mutatkozó igen magas érték (0,7%) erősen szoloncsákos talajt jelzett.

A talaj kémhatása a mélységgel növekszik (2.24. függelék), mely alól kivétel a vakszik (TS1) és a zsászás szikes pusztá (TS3). A terület talaja lúgos, erős lúgosság a szoloncsák vakszik (TS1) felszíni rétegében, valamint a mézpázsitos szikfok (TF4), a szittyórét (TS4) és az ecsetpázsitos rét (TS6) C-szintjében jelentkezett. Megfigyelhető a mésztartalom (szoloncsák talajokra jellemzően) mélyebb rétegek felé történő növekedése, mely a szelvények aljában elérte a 29-51%-ot. A legmagasabb humusztartalmat a sziki szittyóréten (TS4) és az ecsetpázsitos réten (TS6) mértük.

A talajvizsgálatok átlagos eredményeit összehasonlítva HERKE S. (1934) által végzett mérési eredményekkel (16. táblázat) az alsóbb talajrétegek kémhatásának növekedése mutatható ki. Bár a talajok átlagos sótartalma a felszínen közel hasonló, de napjainkban a sótartalom nagyobb változékonysága jellemzi a területet. A vízdoldható és a kicserélhető kationok arányában egyaránt jelentős eltolódás tapasztalható napjainkra, mely a kalcium növekvő részesedésében nyilvánul meg. A vízdoldható kationok közül igen jelentős a nátrium részarányának csökkenése. Mivel azonban a két vizsgált időszak mintavételi pontjai nem voltak azonosak, a talajban és talajvízben bekövetkező változások (szetyeppedés, sziktelenedés) nyomon követésére talajfúrással végzett vizsgálataink hosszabb távú folytatása adhat csak egyértelmű felvilágosítást.

16. táblázat. A különböző időpontokban végzett talajtani vizsgálatok eredményeinek összehasonlítása

	HERKE S. (1934)	méréseink (2009-2011)
mintaszám	37	46
pH		
felszínen	9,0-9,6	8,15-10,59
1 m alatt	8,4-8,6	8,75-10,49
sótartalom		
felszínen	0,4-0,7	0,13-0,72
átlag	0,25	0,25
vízoldható kationok		
Ca%	0	21
Mg%	5	19
Na%	82	54
K%	13	6
kicszerélhető kationok		
Ca%	18	78
Mg%	37	9
Na%	19	11
K%	26	2

A talaj felsőbb rétegeinek tulajdonságai, illetve a kialakuló növényzet közötti összefüggések elemzésére végzett korrelációs vizsgálat (2.25. függelék) azt mutatja, hogy a tengerszint feletti magasság szoros kapcsolatba csak a felszíni réteg oldható Ca%-ával és a felszín közeli réteg oldható Na%-ával hozható, szemben ZALATNAI M. és társai (2007) Duna-Tisza közti szoloncsákos terület vizsgálati eredményeihez, ahol a tengerszint feletti magassággal a szervesanyag-tartalom és a kémhatás is szoros korrelációt mutatott. A szakirodalmakban (TÓTH T. – PÁSZTOR L. 1996, MILE O. et al. 2001) kapcsolatvizsgálatra használt növényfajok közül a garai Sóstón szignifikáns korrelációt a sziki szittyó (*Juncus gerardii*) a felszíni réteg mésztartalmával és kicszerélhető Mg%-ával, valamint a felszín közeli réteg oldható és kicszerélhető Ca- és Mg-tartalmával; a sziki mézpzászit (*Puccinellia limosa*) a felszín közeli réteg só%-ával mutatott. Az egyes társulások ökológiai indikátorérték-átlagai közül a sóháztartást jellemző érték (SB) a felszíni és a felszín közeli réteg só%-ával egyaránt szoros korrelációt mutat, a talajreakciót jellemző érték (RB) viszont csak a felszín közeli réteg pH-jával hozható szoros összefüggésbe. A növényzet és a talajtulajdonságok közötti statisztikai kapcsolat tehát az esetek többségénél nem a felszíni réteggel, hanem a 20-40 cm közötti felszín közeli réteggel mutatható ki, hasonlóan TÓTH T. és KERTÉSZ M. (1996) megállapításához.

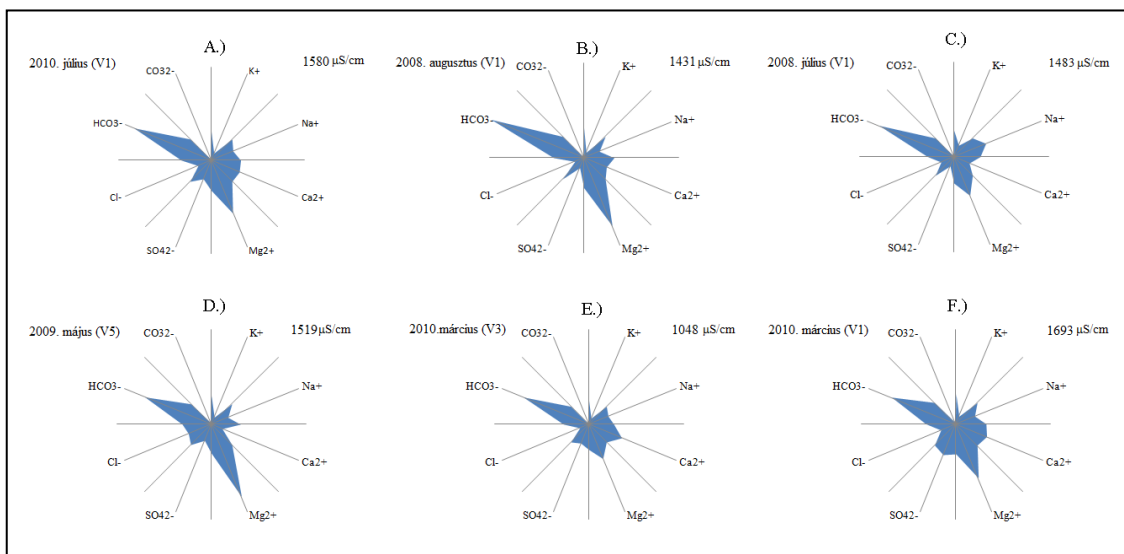
Igali-főcsatorna vízminősége

Az Igali-főcsatorna 2004-2007 közötti hatósági monitoringjából származó adatok alapján (2.26. függelék) Hercegszántónál a klorofill-a és a szervesanyag-tartalmat jellemző komponensek (BOI₅, KOI_k), Garánál a KOI_k mellett a növényi tápanyag-formák (nitrát, összes-N) átlagai esetében jelentkezik határérték túllépés. A vezetőképesség magas értékei a csatorna környezetének szikes jellege miatt elfogadhatók.

Figyelembe véve a szélsőértékek kétszeres határérték túllépéseit még ammónium és ortofoszfát szerinti kockázat is jelentkezik mindkét monitoring ponton (2.26. függelék), illetve oldott oxigén, összes-N és összes-P szerinti kockázat Hercegszántónál. Mindezek alapján az oxigénháztartás és a növényi tápanyag komponenscsoportok szerinti fizikai-kémiai állapot a garai és a hercegszántói csatornaszakaszon is rosszabb a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során készült minősítésnél (2.1. függelék). A garai hatósági monitoring ponttal megegyező V1 mintavételi pontunkon 2008-2010 között általunk mért értékek átlagait tekintve klorid-ion szerinti határérték túllépés is tapasztalható (2.27. függelék), mely a terület szikes jellegével magyarázható. A főcsatorna fizikai-kémiai állapotának minősítése során figyelembe véve a Sóstó vízpótlását biztosító mellékcsatornákon mért adatokat is (2.27. függelék), jelentős változás nem tapasztalható, mivel csak a nitrit-határérték kétszeresét meghaladó maximális értéke mutat további kockázatossgot. Mivel ezt az értéket 2009 szeptemberében a tisztított szennyvíz bebocsátás közelében fekvő V5 ponton (70. ábra) olyan időszakban mértük, amikor a többi mintavételi helyen csak kiszáradt medret találtunk, megítélésem szerint nem a csatorna vízminőségének általános kockázatossgát, csak egy extrém körülményt jelez. Ha megnézzük a csatornákból származó minták adatait (2.29. függelék) látható, hogy ez és az ugyanitt (hasonló körülmények között) 2009 októberében vett minta több paraméter tekintetében is jelentősen eltér a többitől.

A garai Sóstó területére eső pangóvízű főcsatornán és mellékcsatornákon mért értékek korrelációs mátrixa (2.28. függelék) a vezetőképesség és a klorid szoros kapcsolatát mutatja, azonban a vezetőképesség más kémiai paraméterrel szignifikáns kapcsolatba nem hozható (szemben a kiskunsági szikes tavakról VÁRADI ZS. és FEHÉR G. (2010) által leírt KOIps-vezetőképesség és ortofoszfát-vezetőképesség összefüggéssel).

A fő- és mellékcsatornák vízminősége a garai Sóstó területén a vezetőképesség alapján többségében (53%) oligo-mezohalóbikus (édes-sós átmeneti víz), ennél nagyobb sótartalmú béta-alfa-mezohalóbikusnak (közepes sós víz) csak a minták 44%-a bizonyult. A nyolc fő ion mennyiségéből számolt összesó-tartalom minimális értéke (806 mg/l) eléri a szikes vizekre meghatározott 600 mg/l-es értéket, de átlaga (1215 mg/l) és maximális értéke (1824 mg/l) alapján csak az enyhén szikes kategóriába sorolható. A szikes vizek másik jellegzetessége, a Na-ion dominancia a vízminták többsége esetében nem teljesül, mivel csak a 15% sorolható magnéziumos-nátriumos-hidrokarbonátos típusba (67. ábra). A leggyakoribb a magnéziumos-hidrokarbonátos víztípus, ezen belül is a 20 mg/l körüli Na- és Ca-részesedéssel jellemezhető változat, ritka a klorid, illetve a szulfát jelentős mennyiségét tartalmazó magnéziumos-hidrokarbonátos, illetve a kalciumos-magnéziumos-hidrokarbonátos típus. Az ionmennyiségek jelentős mértékű ingadozására elfogadható VÁRADI ZS. és FEHÉR G. (2010) szikes tavakra tett megállapítása, miszerint ez a klimatikus viszonyoktól függő szélsőséges vízjárásnak az ionösszetételre gyakorolt hatásával magyarázható.

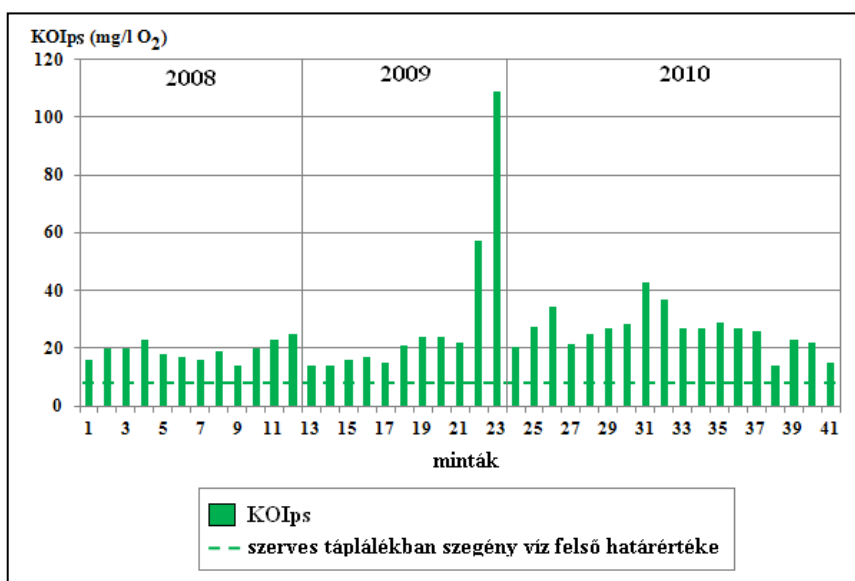


67. ábra. Az Igali-főcsatorna vizének jellemző ionmegoszlásai (szerkesztette MÁTRAI I.)

A.) leggyakoribb magnéziumos-hidrokarbonátos típus jelentős (20 mg e° %) körüli Na- és Ca-részesedéssel, B.) magnéziumos-hidrokarbonátos típus kisebb mennyiségű Na- és Ca-tartalommal, C.) magnéziumos-nátriumos-hidrokarbonátos típus, D.) jelentős klorid-részesedésű magnéziumos-hidrokarbonátos típus, E.) kalciumos-magnéziumos-hidrokarbonátos típus, F.) magnéziumos-hidrokarbonátos típus jelentős Ca- és szulfát-tartalommal.

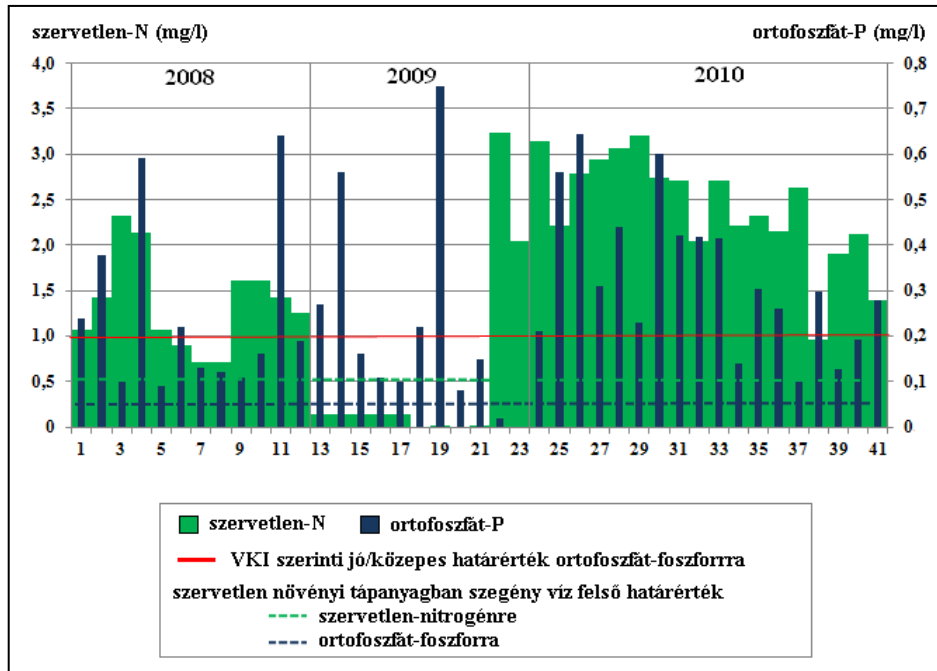
Szárazabb években (mikor a csatornában egymástól lefűződött, különálló vízterek jöttek létre) a kémhatás mintavételi pontonként jelentős különbségeket mutatott, 2010-ben az összefüggő vízborítás idején kiegyenlítettebb értékek voltak jellemzőek (2.29. függelék).

A permanganátos kémiai oxigénigény (KOIps) alapján a vízminták szerves táplálékban gazdagnak (68. ábra) és alfa-mezoszaprobikusnak minősíthetők. Kiugró értéket csak az a két minta mutat, melyek a legtöbb mért paraméter tekintetében is jelentősen eltértek az átlagtól.



68. ábra. A kémiai oxigénigény alakulása az Igali-főcsatorna és mellékcsatornái vizében (szerkesztette MÁTRAI I.)

A növényi tápanyagformák közül az oldott ortofoszfát-tartalom alapján a vízminták (egyetlen kivétellel) tápanyagban gazdagok, a szerves-N szerint viszont 2009-ben (a más paraméterek esetén is jelentős eltérést mutató két minta kivételével) tápanyagban szegények voltak. A VKI szerinti jó/közepes határértéket az ortofoszfát-tartalom 2008-2009-ben csak néhány esetben, 2010-ben viszont rendre meghaladta (69. ábra).

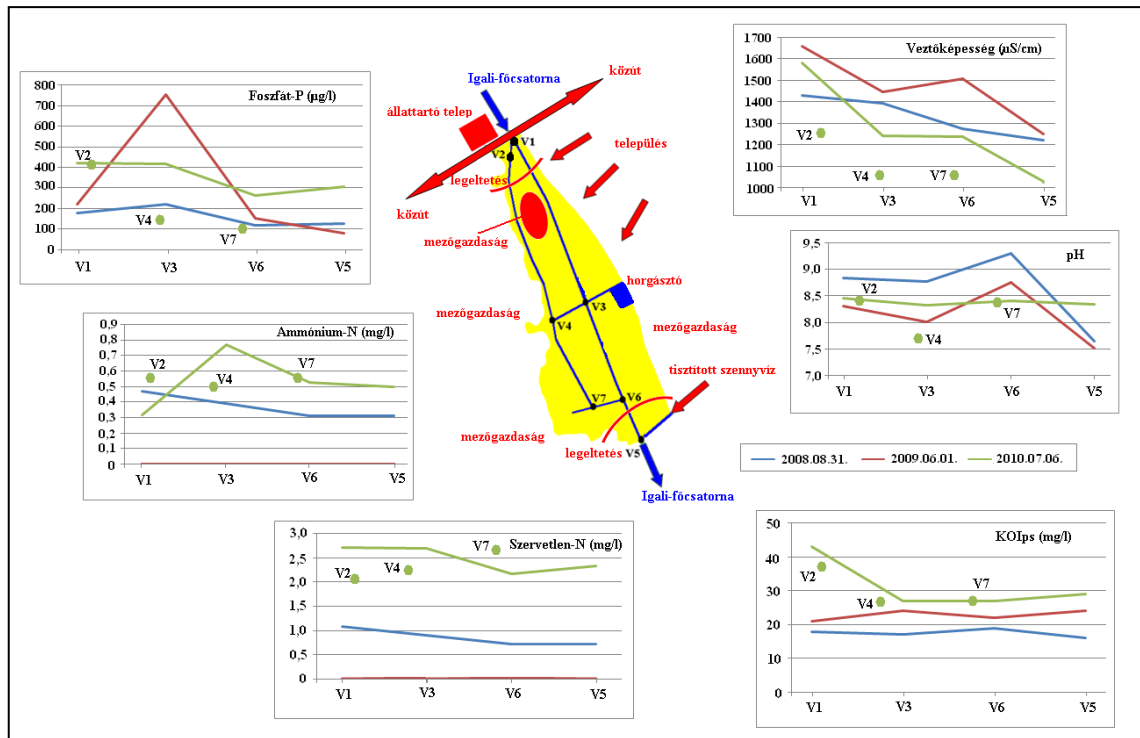


69. ábra. A növényi tápanyag-formák mennyiségének alakulása az Igali-főcsatorna és mellékcsatornáinak vizében (szerkesztette MÁTRA I.)

A klorofill-a tartalom alapján Garánál az Igali-főcsatorna biológiai állapota a hatósági monitoring adatai szerint jónak minősíthető (2.26. függelék), saját méréseink alapján viszont nem éri el a jó állapotot (2.27. függelék). Vizsgálati időszakunk minden évében előfordultak igen alacsony (11 µg/l) és magas (1295 µg/l) értékek is.

A vízminőség jellemzése során kritikusnak minősített paraméterek (növényi tápanyagok, szerves anyagok) az eutrofizálódás veszélyét rejtik magukban, kiváltó okként pedig a környező mezőgazdasági területekről, Gara belterületéről és az állattartó telepről származó diffúz szennyezések jelölhetők meg (3.9. függelék).

A főcsatorna hossz-szelvénye mentén (V1-V3-V6-V5 sorrendben) fekvő vizsgálati pontjaink átlagértékei (2.23. függelék) alapján elmondható, hogy a V5 pontnál a főcsatornába juttatott tisztított szennyvíz okozta szerves- vagy tápanyag terhelés nem kimutatható, mindössze a vezetőképesség, a kémhatás és a Na-koncentráció csökkenése által jelzett hígulás bizonyítható. A mellékcsatornákon kijelölt mindhárom mintavételi pontot (V2, V4, V7) magasabb átlagos szerves-N tartalom jellemzi, ezen felül az állattartó telep szomszédságában lévő V2 ponton magasabb átlagos foszfát- és klorofill-koncentráció is jelentkezik.



70. ábra. Az Igali-főcsatorna vízminőségi hossz-szelvényei (szerkesztette MÁTRA I.)

A 2010-es csapadékosabb évben szignifikánsan magasabb szerves-N, ammónium és KOIps értékek jelentkeztek, mind a főcsatornában, mind a mellékcsatornában (70. ábra). A Sóstó medrében 2010 tavaszán a hóolvadás után összegyülekező vizet (az egyéb időszakban a csatornában található vízhez képest) alacsonyabb vezetőképesség, kémhatás és ionkoncentráció (Na, K, Cl), valamint magasabb szerves anyag (KOIps) és szerves-N tartalom jellemezte (2.23. függelék). A makrovegetáció hiánya és az ekkor még csekély mennyiségű fitoplankton miatt a növényi tápanyag-formák közül a nitrát, az ammónium és az oldott ortofoszfát-P igen magas értékekkel jelentkezett.

A garai Sóstó ökológiai állapotának értékelése

A garai Sóstó ökológiai állapotát a makrovegetáció, valamint a Sóstó területére eső csatornák vízminősége alapján minősítve a biológiai, a fizikai-kémiai és így az ökológiai állapot is mérsékeltnek bizonyult (17. táblázat). A két különböző vízháztartású évben végzett vizsgálataink eredményei alapján az ökológiai állapotban különbség nem mutatkozik (17. táblázat), a makrovegetáció alapján a biológiai állapot a csapadékosabb 2010-es évben, a növényi tápanyagok tekintetében a fizikai-kémiai állapot a szárazabb 2009-es évben volt kedvezőbb.

17. táblázat. A garai Sóstó VKI szerinti minősítése

Értékelt adatsorok	2004-2011*	2009**	2010**
A. Biológiai állapot			
1. Makrofiton***	mérsékelt (3)	mérsékelt (3)	jó (4)
B. Fizikai-kémiai állapot****			
1. Oxigén háztartás	mérsékelt (3)	mérsékelt (3)	jó (4)
oldott oxigén	4	-	-
oxigéntelítettség	4	-	-
KOI _k	3	-	-
BOI ₅	3	-	-
ammónium-N	3	3	3
nitrit-N	3	3	4
2. Növényi tápanyagok	mérsékelt (3)	jó (4)	mérsékelt (3)
nitrát-N	3	4	3
összes-N	3	-	-
összes-P	3	-	-
ortofoszfát-P	3	3	3
3. Sótartalom	mérsékelt (3)	mérsékelt (3)	mérsékelt (3)
vezetőképesség	3	3	3
klorid	3	3	3
4. Savasodási állapot	jó (4)	kiváló (5)	kiváló (5)
pH	4	5	5
Ökológiai állapot	mérsékelt (3)	mérsékelt (3)	mérsékelt (3)

*hatósági monitoring, valamint saját méréseink adatai alapján, ** saját méréseink adatai alapján, *** OVG T 5.1. háttéranyag módszere szerint, **** OVG T 5.2. háttéranyag módszere szerint, kihúzott minősítés (-) esetén nincs adat az adott paraméterre.

5.2.3.2. A garai Sóstó elérendő célállapota és a kezelési javaslatok

Mint a vízminőségi és makrovegetációs vizsgálatok eredményei mutatják a kritikusnak minősített paraméterek (növényi tápanyagok, szerves anyagok) eutrofizációt és nitrofilizációt okoznak. Forrásként a környező mezőgazdasági területek, az állattartó telepek és Gara csatornázatlan települése jelölhető meg, viszont a szennyvíztisztító telepről származó terhelés nem mutatható ki.

Mivel a garai talajvízkút adatsor elemzése alapján napjainkban talajvízszint csökkenés nem mutatható ki, a Sóstó vízellátottsága elsősorban az éghajlati tényezők függvényében alakul és az ökológiai állapotra vonatkozó értékelésem szerint a makrovegetáció szempontjából a csapadékosabb év a kedvezőbb. Az éghajlati tényezők hosszú távú adatsorainak statisztikai vizsgálatával megállapítottam, hogy az éghajlati vízhiány csekély mértékű növekedése valószínűsíthető csak a jövőben.

A garai Sóstó lecsapolása óta a talajban bekövetkezett változások, valamint a vízellátottsági viszonyok ingadozása által irányított szukcesszió napjainkra természetvédelmi értéket képviselő élőhely kialakulását eredményezte. A Natura 2000-es területen a természetvédelmi cél (a pannon szikes sztyeppék és mocsarak jelölő élőhely és a kistűzű aszat jelölő faj kedvező természetvédelmi helyzetének helyreállítása) érdekében a megoldandó feladat a jelenleginél hosszabb idejű vízborítás biztosítása, valamint a kedvezőtlen antropogén hatások mérséklése.

Szikes tavi jelleg visszaalakítása

Áttekintve az eddigi megoldási javaslatokat (3.2. függelék), természetvédelmi megfontolások alapján a tóvá alakítás csak egy kisebb területre korlátozódóan fogadható csak el, melynek kijelölésénél a domborzati viszonyok mellett a jellemző talaj- és talajvíz viszonyokat és a kisméretű aszalt élőhelyi kiterjedését is figyelembe kell venni. Véleményem szerint azonban a beavatkozások bekerülési költsége nem áll arányban az így megváltoztatott vízháztartású terület természetvédelmi értéknövelő hatásával, így ajánlani azt megoldási lehetőségként nem kívánom.

Hosszabb idejű vízborítás kialakítása

A szikes sztyepp és mocsári élőhelyek természetéhez közeli vízháztartási igényeinek biztosítása érdekében (a jelenleginél hosszabb idejű vízborítás kialakítására) történő beavatkozások egyik feltétele a vízvisszatartás megoldása a mederben. Áttekintve az erre vonatkozó eddigi javaslatokat (3.2. függelék), véleményem szerint a jelenlegi állapotba viszonylag kismértékű és kevés költséggel járó beavatkozást az jelentene, ha az Igali-főcsatorna és a mellékcsatornák védett terület határán lévő szelvényeibe kerülnének zsilipek beépítésre. Ezzel egyrészt a tavaszi időszakban összegyűlt hóolvadékat és csapadékvizet lehetne visszatartani a mederben, másrészt szabályozható lenne a Sóstóba bevezethető és továbbvezethető víz mennyisége is.

Mivel a vízháztartási vizsgálatok szerint bár a csapadékosabb években az ily módon visszatartott vízmennyiség biztosíthatja a meder feltöltődését és a veszteségek pótlását, de aszályosabb években a szükséges vízigény nem áll rendelkezésre, vagyis ezen időszakban meg kell oldani a vízpótlást. Erre azonban ökológiailag nem javasolható FUCHS N. és társai (2009) által felvetett Dunából vagy Ferenc-tápcsatornából történő vízátvétel. Egyrészt azok vizének kémiai tulajdonságaiból (elsősorban a jóval kisebb sótartalomtól) kifolyólag, mely előre nem látható változásokat idézhet elő az élővilágban és a talajvízviszonyokban. Másrészt a magasabb térszintre történő feljuttatás miatt szükséges nyomóvezetékes megoldás kivitelezése igen költséges, hosszabb távon történő üzemeltetése a szintén jelentős költségek miatt pedig bizonytalan. Megoldásként javasolnám a mélyebben fekvő Vaskút téregében a csapadékosabb években összegyülekező belvizek betározását, mely az Igali-főcsatorna kezdeti szakaszán kialakított medertározó formájában oldható meg. Innen lehetne igény szerint a néhány kilométerrel lejjebb fekvő Sóstóba a főcsatornán keresztül vizet eresztetni. Amennyiben a tározóteret náddal betelepített kiöblösödésekkel egészítik ki, a településről érkező szennyezőanyag- és tápanyag-terhelés is jelentős mértékben csökkenthető lesz.

A hosszabb idejű vízborítást segíti elő a talajvízszintek szezonális süllyedését előidéző hatások mérséklése is. Elsősorban a horgásztó felszín alatti vizekből való feltöltését kellene megszüntetni. A település számtalan fűrt és ásott kútjából történő vízkivétel csökkentésére esélyt ugyan nem látok, de ha a közeljövő csatornázása nem a Nagybaracskára tervezett regionális szennyvíztisztító irányába mozdul el, hanem a helyben történő szennyvízkezelés valamely természetközeli megoldása valósul meg (pl. nyárfás, nádas tavas, gyökérmezős, gyökérszónás), annak a nyári időszak talajvízszintjére gyakorolt hatása kedvező lehet.

Mezőgazdasági zavaró hatások mérséklése

Mint azt a garai Sóstón végzett hossz-szelvény vizsgálatok eredményei alapján bemutattam, a mellékcsatornák által szállított víz helyenként és időnként (a mezőgazdasági eredetű diffúz szennyezésekből kifolyólag) növényi tápanyaggal és szerves anyaggal terhelt. Megoldásként ezen mellékcsatornákon náddal betelepített kisebb kiterjedésű szűrőmezők létesítését javaslom.

A garai Sóstó medrében található szigetszerű kiemelkedésen a szántóföldi művelés felhagyása és a gyeptelepítéssel (gyeprekonstrukcióval) kialakított szikes puszta jelentheti a megoldás, mely a mezőgazdasági eredetű kedvezőtlen hatások megszüntetése mellett a szikes pusztai élőhelyek kiterjedését és a társulások diverzitásának növekedését is jelentené. A gyeprekonstrukció során (talajelőkészítés, vetés, utógondozás és kezelés) az ide vonatkozó irányelveket (KELEMEN J. 1997, EC 2008) szükséges figyelembe venni.

A mezőgazdasági eredetű terhelések azonosítása érdekében a mellékcsatornákon általunk kijelölt mintavételi pontokban történő további vizsgálatokat tartom elégségesnek, szemben az eseti rendszerességgel vizsgált egyetlen hatósági monitoring ponttal.

Gyepkezelés

A magántulajdonban lévő garai Sóstó medrében a gyepkezelés két módja használatos jelenleg, a kaszálás és a legeltetés. Ezen módszerek ökológiailag és természetvédelmileg ajánlhatóak is, amennyiben végrehajtásuk az alább összefoglalt legfontosabb szempontok figyelembe vételével történik.

A garai Sóstó medrében másodlagosan kialakult gyepek között nagyjából olyan magasabb fűvű kaszálórétek (ecsetpázsitos sziki rét, sziki kákás, sziki szittyórét, felmagasodott mézpzásitgyepek) található, melyek kaszálását az uralkodó pázsitfűfajok virágzásának idejére szokták időzíteni. Azonban a rétalkotó növényfajok magról történő szaporodásának elősegítése érdekében általánosan a június 15-e utáni kaszálás javasolható szakirodalmi megállapítások (KELEMEN J. 1997) alapján. A július-augusztusban virágzó kistűszű aszat elterjedési területén, vagy az augusztus 20-a utáni kaszálást, vagy az élőhely egyes részeinek 3-5 évente a kaszálásból való kihagyását tartom ökológiailag és természetvédelmileg elfogadható megoldásnak. A földön fészkelő madarak és az apróvadak számára menekülési lehetőséget a belülről kifelé történő kaszálással, illetve az ide-oda haladó kaszálási móddal kell biztosítani. A bálákat (az eddigi helytelen gyakorlattal szemben) lehetőség szerint három héten belül el kell szállítani a területről, hogy a káros bálafoltok kialakulása elkerülhető legyen.

Mivel szakirodalmi adatok alapján (KELEMEN J. 1997, T. HANYECZ K. 2006) a rövidfűvű gyepek esetében a kaszálás nem előnyös, a garai Sóstó ilyen területein (sziki zsászás ürmös szikespuszta, cickafarkos szikes puszta, szolonyec szikér) a legeltetést kell előnyben részesíteni. A szikes gyepeken a hagyományosan is alkalmazott juh és szarvasmarha legeltetése ajánlható, mivel (a szakirodalmi adatok alapján) szelektív legelési szokásaikkal a gerinctelenek és a madarak számára is kedvező mozaikos gyepszerkezet kialakulásához járulnak hozzá. A különböző legeltetési módok közül ökológiailag a hagyományos szabad legeltetés és a szakaszos (pl. villanypásztorral leválasztott) legeltetés javasolható. A szakaszos legeltetés alkalmazásánál az egyes részek lelegeltetése után (szakirodalmi adatok alapján) általában 30 napos regenerációs időt kell hagyni, továbbá a túllegeltetés elkerülése érdekében hektáronként 1 szarvasmarha és 5-6 juh javasolható. A legelő állatok trágyája fontos a szikes gyepek élővilága számára, számos rovarfaj kötődik hozzá, melyek fontos táplálékforrást jelentenek a védett madarak számára.

6. EREDMÉNYEK ÖSSZEFOGLALÁSA

Kutatási eredményeim alapján a következő válaszok adhatók értekezésem elején a célkitűzésemmel összhangban megfogalmazott kérdésekre.

1.a.) Statisztikai modellillesztéssel megállapítottam, hogy a közeljövőben a dunai nagyvizek a százéves átlag (736 cm) körül fognak alakulni. Ezzel alátámasztottam SZIEBERT J. (2005) korábbi, más módszerrel végzett elemzésének eredményét.

Megállapítottam, hogy a dunai kis- és középvizek tekintetében jelentős vízszintcsökkenés várható, melynek statisztikailag becsült értéke 2050-re több mint egy méterrel a százéves átlagok alatt (középvíz: 408 cm, kisvíz: 187 cm) várható. Ezen értékek 15-30 centiméterrel alacsonyabbak az 1901-1990 közötti vízállás adatsor alapján SZLÁVIK L. és társai (1995) által prognosztizált értékeknél, és nem támasztják alá SZIEBERT J. (2005) által a kis- és középvizek esetén egy rövidebb adatsor vizsgálatával megállapított mérséklődő vízszintcsökkenési tendenciát.

Megállapítottam, hogy a három részre bontott dunai vízállás adatsorban az utóbbi évtizedek nagyvizeinél megforduló tendencia az egyre magasabb szinten levonuló áradások megjelenését igazolja. Az elöntéses napok, valamint az elöntéses periódusok számának csökkenő trendje az áradások gyorsuló levonulását jelzi. Míg 1950 előtt átlagosan két elöntés érte a gemenci területeket, addig az elmúlt 60 évben az évenkénti többszöri elöntés már csak átlagosan három évente tapasztalható.

Megállapítottam, hogy az 1998-2004 között elvégzett vízforgalmi beavatkozások ellenére a Nyéki-Holt-Duna vízellátása jelentősen nem javult. A holtmeder feltöltődéséhez szükséges 10-12 nap tartósságú dunai elöntés a vizsgált időszakban a vegetációs periódust tekintve mindössze két évben (2005, 2006) következett be. Ezekben a többszöri áradással jellemezhető években a holtmeder vízforgalma eusztatikus volt, a többi asztatikus év közül kettő (2004, 2007) teljes kiszáradással járt.

Megállapítottam, hogy a Nyéki-Holt-Duna jó ökológiai állapota a vizsgált időszakban általában nem teljesült, mivel (2005-ös év kivételével) nem érte el a jó fizikai-kémiai állapotot. Problémás komponensnek az oldott oxigén, az ammónium, a foszfor-formák és az átlátszóság bizonyult. Árvizes években az oldott oxigén, az ortofoszfát, a kémhatás és a fitoplankton tekintetében jobb volt az állapot, de emelkedettebb nitrát értékek jelentkeztek.

1.b.) Megállapítottam, hogy a hullámtéren fekvő Nyéki-Holt-Dunán közvetlen kedvezőtlen antropogén hatás nem valószínűsíthető, feltöltődését és eutrofizációját a Duna által szállított, illetve áradáskor a környező erdőterületekről bemosott hordalék, szerves- és tápanyagok befolyásolják. A szukcesszió előrehaladott állapotában lévő, bentonikus eutrofizációval jellemezhető holtmederben a feltöltődés mértéke eltérő (3-5 cm/év), melynek radiológiai módszerrel való pontosítása alapján a gyakran kiszáradó közös ág déli részén az átlagos feltöltődés 3 cm/év. Ezen értékek illeszkednek TAMÁS E. és KALOCSA B. (2003) által egy gemenci mellékágban, OROSZI V. (2009) által a Maros holtágában, illetve SÁNDOR A. (2011) által a tiszai hullámtér egyes mélyebb fekvésű területeiről leírt feltöltődési ütemekhez.

Megállapítottam, hogy a Nyéki-Holt-Duna lefűződési ideje a szakirodalmakban található 1800-as évek helyett az 1700 körüli évekre pontosítható a régi térképek alapján.

1.c.) Megállapítottam, hogy a természetes vegetáció szempontjából kedvezőnek bizonyultak az árvizes elöntés utáni lassú apadással kialakuló állapotok, hasonlóan mint a vízimadarak esetében az ornitológiai megfigyelések jeleztek. A természetvédelmi cél (a plesiopotamon jelleg megőrzése) érdekében azonban nem ennek a kedvezőnek minősített állapotnak a mesterséges fenntartása, hanem a vízforgalmi dinamizmus megtartása és a kedvezőtlen állapotok tartós fennmaradásának megakadályozása a hidrológiai cél. Mivel az éven belüli többszöri elöntéssel járó állapotok csak igen ritkán fordulnak elő, ezért továbbra is a meder egészére kiterjedő kiszáradás elkerülése a feladat. Tartósan alacsony dunai vízállások esetén a holtmeder vízpótlására egy hullámtéri tározó-rendszer jelenthet megoldást, melyre a Pörbolyi-erdő mélyebb fekvésű és nagyobb kiterjedésű területei alkalmasak. Javasolható továbbá a fokokban jelenleg meglévő műtárgyak (zsilipek, fenékgátak) átépítése, valamint a feltöltődés lassítása érdekében az időben és térben szakaszosan, ősszel száraz mederben végzett kotrás, illetve a télen jégről, kézi erővel végzett nádaratás.

2.a.) Megállapítottam, hogy a Ferenc-tápcsatorna dunai vízállástól függő szakaszos vízbetáplálása közötti szünetek, vagyis az állóvizes napok trendje növekvő. A leggyakoribb az 1-30 nap közötti, de előfordult a 240 napot is meghaladó vízbetáplálás nélküli állóvizes időszak.

Megállapítottam, hogy míg a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során végzett minősítésnél a 2004-2007 közötti vízminőségi adatok alapján csak a biológiai állapot, a 30 éves adatsor alapján a tápcsatorna fizikai-kémiai állapota sem éri el a jó ökológiai potenciált. Problémás komponensnek a fitoplankton, az oxigénháztartás mutatói (oldott oxigén, KOI₅, BOI₅) és a növényi tápanyagformák (ammónium, összes-N, oldott ortofoszfát) bizonyultak.

Megállapítottam, hogy a tápcsatornát a dunai vízhez képest emelkedettebb vezetőképesség értékek jellemzik, mely a magasabb sótartalmú talajvizek és belvizek hatását jelzi. A dunai vízbetáplálások és a csatorna hosszabb idejű állóvízes időszakai különböző ökológiai állapotokat hoznak létre, kedvezőbbnek a betáplálásos időszakok minősülnek, amikor csak a nitrát haladja meg a határértéket. Víztisztítási problémát állóvízes időszakban az oldott oxigén, az ammónium és a kémhatás okoz.

Megállapítottam, hogy az ammónium-koncentráció az állóvízes időszakok hosszának növekedésével emelkedést mutat, és a 30 napos állóvízes időszaknál éri el a jó állapotra vonatkozó határértéket. Változásának mértéke vegetációs időn kívül nagyobb, a vegetációs időszakban a tápanyagfogyasztók jelenlétében kisebb.

2b.) Megállapítottam, hogy a Ferenc-tápcsatornát a különböző szakaszain eltérő antropogén hatások érik, mivel több csatornázatlan települést is érint, mellette számos állattartó telep található és vízgyűjtőjén jelentős a mezőgazdasági területhasználat. A növényi tápanyagformák koncentrációja az 1990-es évek végéig gyakran előforduló magas értékek után jelentősen lecsökkent, mely az utóbbi évtizedek csökkenő mennyiségű műtrágya felhasználásával és a Duna vízminőségében bekövetkezett kedvező változásokkal hozható összefüggésbe.

Megállapítottam, hogy a tápcsatorna szerves-nitrogén koncentrációja a kezdeti csökkenő tendencia után az 1990-es évektől kezdődően lassú növekedést mutat, mivel a víztérbe jutó nitrogén egyre nagyobb mennyiségben épül be a növények testébe és az elhalt részekből felszabadulva folyamatos belső terhelést jelent. A tápcsatorna legjelentősebb problémája az eutrofizáció, mely az egyes szakaszokon más-más módon jelentkezik. A Nagybaracska feletti szakaszon a makrovegetáció elburjánzása jellemző, magas borítottsági értékekkel, valamint több helyen parttól-partig tartó úszószigetekből álló növénydugókkal. Ugyanitt az alacsony perifiton indexek, hasonlóan FEHÉR G. (2012) által a fitoplankton összetétele alapján tett megállapításához, az állattartó telepekről, illetve a bomló növényi biomasszából eredeztethető szerves anyag fokozottabb jelenlétére utalnak. A Nagybaracska alatti szakaszon jelentkező magasabb klorofill-értékek a planktonikus eutrofizációt jelzik.

Kimuttam, hogy a növényzettel borítottság a 250 cm-nél mélyebb mederszakaszokon referencia határérték (30%) alatti.

2.c.) Megállapítottam, hogy a Ferenc-tápcsatornára vonatkozó vízgazdálkodási cél (öntöző- és belvízcsatorna funkció ellátása, jó ökológiai potenciál elérése) érdekében megfelelő vízmélység kialakítása, a növénydugók megszüntetése és az állóvizes időszakok hosszának csökkentése a feladat. A meder középső részén a minimum 2,5 méteres vízmélység kialakítása céljából az erősen növényes és sekély szakaszokon a meder természetes keresztmetszetének megtartása melletti hidromechanizációs, illetve a mocsári növényzettel borított (szűrőmező funkciót ellátó) öblök meghagyásával végzett partról történő féloldali kotrás javasolható. A planktonikus eutrofizációt gátló árnyékolás biztosítására a csatorna teljes hosszán fás parti sáv kialakítása szükséges. Mivel a vízbetápláló zsilip küszöbszintjeinek átépítésére nincs lehetőség, a zsilip utáni mesterséges szakaszon javasolt medertározót kialakítani, melyből vízeresztéssel lehet az állóvizes időszakok hosszát a vízminőségi szempontból kedvezőtlen 30 nap alá csökkenteni.

3a.) Megállapítottam, hogy a Bácskai-löszhát nyugati felén a Duna-Tisza közének más területeiről leírt nagymértékű talajvízszint-csökkenés nem mutatható ki, a garai talajvízkút éves középvezei a sokéves átlag körül ingadoznak. Így a garai Sóstó vízellátottsága elsősorban az éghajlati tényezők függvényében alakul, csapadékosabb években a tartósan megmaradó sekély vízborítás hatására a terület szikes mocsári jelleget mutat, csapadékszegényebb években a kora nyárra bekövetkező kiszáradás hatására szikes rétté alakul.

Megállapítottam, hogy az éves csapadékösszegek (szemben a rövidebb adatsorokról publikált lineáris illesztések csökkenő trendjével) kismértékű növekedést mutatnak, melynek oka az elmúlt évtizedben jelentkező kiugróan magas értékek trendet befolyásoló hatása. Statisztikai modellillesztés alapján a jövőben csak igen csekély mértékű éghajlati vízhiány emelkedés valószínűsíthető.

3b.) Megállapítottam, hogy Gara belterületéről származó, valamint mezőgazdasági eredetű diffúz tápanyag-terhelésre utalnak egyes mellékcatornák átlagosnál magasabb szerves-nitrogén, ortofoszfát és klorofill értékei (eutrofizáció), valamint az északi és déli területek növényzetének jelentős mértékű gyomosodása (nitrofilizáció).

Megállapítottam, hogy Sóstó lecsapolása óta végbement talajváltozást a kationok részarányában bekövetkezett jelentős eltolódás (kalcium növekvő részesedése miatt elsősorban a vízoldható nátrium és a kicserélhető magnézium részaránya csökkent) és a mélyebb talajrétegek lúgosodása jelzi. Bár a sótartalom átlaga nem változott, de napjainkban a kémhatással együtt nagyobb területi változékonyság jellemzi. A különböző növényzetű területeken egyes talaj- (kémhatás, vezetőképesség, nátrium-részesedés, humusztartalom) és talajvíz-tulajdonságokban (vezetőképesség, kémhatás, klorid- és szulfát-tartalom) jelentős különbségek mutatkoznak.

3c.) Megállapítottam, hogy a talajtani változások, valamint a vízellátottsági viszonyok ingadozása által irányított szukcesszió napjainkra természetvédelmi értéket képviselő társulások kialakulását eredményezte. Így a Natura 2000 területen a természetvédelmi cél (jelölő élőhely és jelölő faj kedvező természetvédelmi helyzetének helyreállítása és fenntartó gazdálkodás biztosítása) érdekében megoldandó feladat a szikes pusztai és mocsári élőhelyek természetéhez közeli, a jelenleginél hosszabb idejű vízborítási igényének biztosítása, valamint a diffúz tápanyag-terhelés mérséklése.

Megállapítottam, hogy a mederben történő vízvisszatartást a főcsatorna Sóstó alatti szelvényébe történő zsilip beépítésével, az aszályos években a vízpótlást a főcsatorna felsőbb szakaszán náddal betelepített kiöblösödésekkel kialakított tározótér létesítésével lehet megoldani. Javasolt továbbá a természetvédelmi érdekeket szem előtt tartó legeltetéses és kaszálásos gyepkezelés megvalósítása, a mellékcsatornákon kisebb nádas szűrőmezők kialakítása, valamint a védett terület közepén fekvő szigetszerű kiemelkedésen található szántó föld gyeprekonstrukciója.

4.) A mintaterületeken végzett vizsgálatok alapján megállapítottam, hogy a Duna vízjárásában és a csapadékeloszlásban bekövetkezett változások az érkező vízmennyiségek betározását (hullámtéri tározás, medertározás, belvíztározás) teszik szükségessé. A tápanyag-terhelés által kiváltott eutrofizáció a vízi növényzet ritkításával, a felhalmozódott üledék eltávolításával és szűrőmezők kialakításával csökkenthető. Azonban a vizes élőhelyek hosszabb távú fenntarthatóságát csak további vízgyűjtő szintű intézkedések biztosíthatják. A beavatkozások tervezéséhez a nagyobb léptékű és komplex szemléletű tájökológiai elemzések nyújthatnak alapadatokat és ökológiailag elfogadható javaslatokat. Mivel napjainkra megnövekedett emberi igények gyakran túl sok funkciót várnak el a vizes élőhelyektől, elengedhetetlenül fontos az olyan hasznosítások választása, melyek harmonizálnak a különböző típusú vizes élőhelyek igényeivel.

7. A KUTATÁS TOVÁBBI IRÁNYAI

További kutatási célom a három mintaterület vizsgálatának folytatása, mely az időközben elvégzett beavatkozások értékelése mellett a vizes élőhelyek állapotában bekövetkező hosszabb távú tendenciák megismerésére is lehetőséget ad. Bár az állapotfelmérések során törekedtem a komplexitásra, az alkalmazott módszerek palettája messze nem volt teljes körű, mivel a vizsgálati célnak leginkább megfelelő és rendelkezésre álló eszközökkel elvégezhető módszerek mellett kellett döntöttem. Így több olyan részlet is maradt, melyet további kutatásra érdemesnek ítélek és az alábbiakban foglalok össze.

- Mivel a vizes élőhelyek helyreállítása nem merülhet ki egyszeri műszaki beavatkozásokban, fontos a meder állapotának és a vízminőségnek a rendszeres monitorozása. Ezért a jövőben együttműködve a természetvédelmi és vízügyi szervekkel oktatási feladatokkal összekötött formában (mérőgyakorlatok, mérnöki diplomatervek, tudományos diákköri kutatások) látom lehetőségét a vizsgált vizes élőhelyekre javasolt monitoring rendszerek üzemeltetésének.

- A lecsapolt garai Sóstó unikalitása több kutatási irány lehetőségét is felveti. Megítélésem szerint érdemes foglalkozni a lecsapolás következtében lejátszódó sztyeppesedés és sótlanodás (sziktelenedés) kérdésével, melyre többek között a terület vízháztartási és sóháztartási modellezése (TÓTH TIBOR ex verb) nyújthat lehetőséget.

- A napjainkra elérhetővé vált számítógépes programok (így a vízügyi gyakorlatban használatos HEC-RAS hidrodinamikai modell) a vizes élőhelyeken lejátszódó transzportfolyamatok megismerésére és a vízminőség modellezésére adhatnak lehetőséget. Ehhez a területek részletes geomorfológiai felmérése szükségeltetik, melyet a Ferenc-tápcsatorna esetében már a vízügyi rekonstrukciós tervezés keretében százméterenkénti keresztszelvényezés formájában végeznek. Hasonló (oktatási tevékenységgel összekötött) felvételezést terveztünk a Nyéki-Holt-Dunán az idei évben, illetve a közeljövőben a garai Sóstón.

- Mivel a VKI szerinti állapotértékelés módszertana a jövőben további kiegészítéseken és fejlesztéseken fog átesni, a vizsgálatok folytatásával alkalom nyílik majd ezek alkalmazására és validálására is a vizsgált területeken.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Intézmények közötti együttműködés keretében folytatott multidiszciplináris csapatmunka keretében történtek az értekezés alapjául szolgáló vizsgálatok, melyhez infrastrukturális háttért és anyagi támogatást a bajai Eötvös József Főiskola nyújtott. Köszönetemet szeretném kifejezni mindazoknak, akikkel az eltelt tíz év alatt együtt dolgozhattam, és akik az értekezésem elkészítésében segítségemre voltak.

Első helyen jelenlegi és egykori témavezetőimnek Dr. habil LÓCZY DÉNES egyetemi docensnek (PTE), Dr. habil. LAKATOS GYULA egyetemi docensnek (DE) és Dr. SZLÁVIK LAJOS PhD. főiskolai tanárnak (EJF) szeretném őszinte hálámat kifejezni, akik kutatásomban szakmailag meghatározó szerepet játszottak. Lényeglátásukkal és tanácsaikkal lehetővé tették, hogy igyekezetem szerint mind az ökológus, mind a mérnök gondolkodásmódját tükröző dolgozatom megszülethessen.

Köszönöm prof. Dr. FÜLEKY GYÖRGYNEK (SZIE) a talajtani vizsgálatokban nyújtott nélkülözhetetlen segítségét. Köszönet illeti a Debreceni Egyetem Alkalmazott Ökológiai Tanszékének, valamint a Szent István Egyetem Talajtani és Agrokémiai Tanszékének munkatársait, illetve az Eötvös József Főiskola Műszaki és Közgazdaságtudományi Karán dolgozó kollégáimat és hallgatóimat, akik az értekezést megalapozó több éves kutatómunkában közreműködtek. Köszönöm VÁRADI ZSOLT vegyésznek és FEHÉR GIZELLA hidrobiológusnak az ADUVIZIG szakembereinek, hogy annyi éven át gyakorlati tapasztalataikkal és tanácsaikkal mind a terepi, mind a labormunka során segítségemre voltak. A térképek világában nyújtott segítségéért hálával tartozom dr. NEBOJSZKI LÁSZLÓNAK (Szent László ÁMK). Köszönöm BUZETZKY GYŐZŐ nyugalmazott természetvédelmi főtanácsosnak (DDNP), hogy több mint 10 éve segíti immár Baja környékén végzett vizsgálataimat. Környezetmérnöki szakdolgozatom konzulensi teendőinek befejezése után sem hagyott magamra, hanem széleskörű tudását és kimagasló helyismeretét megosztva, progresszív vitakészségével értekezésem megszületését is segítette. Remélem, hogy munkakapcsolatunk még sokáig fog tartani.

Végül, de nem utolsó sorban köszönöm családom türelmét és támogatását. Szüleimnek, hogy minden nehézség ellenére is biztosították számomra a továbbtanulás lehetőségét. Édesapámnak, hogy a természet szeretetére nevelt és még most is ellát tanácsaival. Örülök, hogy gyermekkorra színhelyét választhattam értekezésem egyik témájának. Férjem és nagylányom megértő türelmét, azt a nyugodt és szeretetteljes háttérrel, mely nélkül disszertációm megírása lehetetlen lett volna.

FELHASZNÁLT IRODALOM

1. ABD EL-GHANI, M. M. - AMER W. M. 2003: *Soil-vegetation relationships in a coastal desert plain of southern Sinai, Egypt*. In. Journal of Arid Environments, Volume 55, Number 4, pp. 607-628.
2. ALEXAY Z. 1995: *A Szigetközi vízmegosztás műszaki alternatíváinak várható ökológiai hatásai*. MEH, Bp.
3. ANTAL E. 1989: *Az éghajlatváltozás várható hatása a magyarországi aszályokra*. In. Acta Geographica ac Geologica et Meteorologica Debrecina, 28.29. kötet, pp. 17-28.
4. ANDRÁSFALVY B. 1973: *A Sárköz és a környező Duna-menti területek ősi ártéri gazdálkodása és vízhasználatai a szabályozás előtt*. Vízügyi Történeti Füzetek 6. VIZDOK, Budapest, 18 p.
5. ANDRÁSFALVY B. 1974: *Duna mente népének ártéri gazdálkodása Tolna és Baranya megyében az ármentesítés befejezéséig*. In. Tanulmányok Tolna megye történetéből, 7., Szekszárd, 133 p.
6. ARADI CS. – GÖRI SZ. 2001: *A természetvédelem ökológiai alapjai*. In. Természetbúvár, 56. évfolyam, 2. szám, pp. 10-12.
7. ARCANUM 2004: *Első és Második Katonai Felmérés térképeinek adatbázisa*. www.archivportal.arcanum.hu/maps/html.
8. BÄHRMANN, R. 2000: *Gerinctelen állatok határozója*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 265 p.
9. BALANYI L. 1958: *Baja és környéke néhány érdekes növénye*. In. Botanikai Közlemények, 47. évfolyam, 3-4. szám, p. 350.
10. B. SZÉKELY E. 2001: *Kis vízfolyások és vízgyűjtőterületeik kapcsolatának elemzése tájökológiai szemlélettel*. In. Földrajzi Konferencia, Szeged, pp. 25-27.
11. BERCELIK Á. (szerk.) 1997: *A DDNP gemenci felszíni vizeinek hidrobiológiai állapotfelmérése és monitoring hálózata irányelveinek kidolgozása*. Kutatási jelentés, MTA ÖKBI, Vácrátót-Göd.
12. BERCELIK Á. (szerk.) 1998: *Kutatási jelentés a gemenci rehabilitációs program I. üteme keretében végzett hidrobiológiai kutató-regisztráló tevékenységről*. Kutatási jelentés, MTA ÖKBI, Vácrátót-Göd.
13. BÍRÓ M. 2006: *Történeti vegetációrekonstrukciók térképek botanikai tartalmának foltonkénti gazdagításával*. In. Tájökológiai Lapok, 4. évfolyam, 2. szám, pp. 357-384.
14. BORHIDI A. 1993: *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. JPTE, Pécs, 93 p.
15. BORHIDI A. 2003: *Magyarország növénytársulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 55-214.
16. BORHIDI A. – SÁNTA A. (szerk.) 1999: *Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól I. A KöM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 6. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Bp., pp. 79-266.*
17. BOROS E. 1999: *A magyarországi szikes tavak és vizek ökológiai értékelése*. In. Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica, 9. kötet, pp. 13-80.
18. BOROS E. 2002: *Szikes tavak*. Nemzeti Ökológiai Hálózat, 4. KÖM. 28 p.
19. BOROS E. 2009: *Szikes vizeink jelentősége, kutatása és védelme: az MHT Szikes Víz Munkacsoportjának bemutatása*. In. MHT XXVII. Országos Vándorgyűlése, Baja, 12/7.
20. BOROS E. – BÍRÓ CS. 1999: *A Duna-Tisza-közi szikes tavak ökológiai állapotváltozásai a XVIII-XX. században*. In. Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica, 9. kötet, pp. 81-105.
21. BORSY Z. 1989: *Az Alföld hordalékkúpjainak fejlődéstörténete*. In. Földrajzi Értesítő, 37. évfolyam, 3-4. füzet, pp. 211-224.
22. BÖLÖNI J. – MOLNÁR ZS. – KUN A. – BÍRÓ M. 2007: *Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (ÁNÉR)*. Vácrátót. 184 p.
23. BÖHM A. 2011: *Nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyek ökológiai jellegének változása Magyarországon*. PhD értekezés, Sopron, 136 p.
24. BÖHM A. – FÜLEKY CS. – VÉGH M. 1999: *A Ramsari Egyezmény kézikönyve. Kézikönyv a vizes területekről szóló egyezményhez (Ramsar, Irán, 1971)*. KTM, Budapest, 169 p.
25. BRAUN-BLANQUET, J. 1951: *Pflanzensociologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer-Verlag, Wien.
26. BUKOVSKY GY. 1989: *A Tolna megyei holtágak kialakulásának története*. KDVI ZIG, Székesf., p. 2.
27. BUZÁS I. (szerk.) 1988: *Talaj- és agrokémiai vizsgálati kézikönyv 2. A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 242 p.
28. BUZETZKY GY. 2002: *A Duna menti területek hidrológiája*. In. IVÁNYI I. – LEHMANN A. (szerk.) Duna-Dráva Nemzeti Park. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 116-124.
29. CANADAS, E.M. - JIMENEZ, M.N. - VALLE, F. - FERNANDEZ-ONODO, E. - MARTIN-PEINADO, F. - NAVARRO, F.B. 2010: *Soil-vegetation relationships in semi-arid Mediterranean old fields (SE Spain): Implications for management*. In. Journal of Arid Environments, Volume 74, Number 11, pp. 1525-1533.
30. CSÁNYI B. 1997: *Módszertani kézikönyv a vízi makrogerinctelen (marzoobenton) élőlényegyűttessel végzett hidrobiológiai minősítés céljára*. VITUKI, Budapest, 45 p.
31. CSÁNYI B. – SZEKERES J. – ZAGYVA A. – VÁRBÍRÓ G. 2012: *Vízi makrogerinctelen módszertani útmutató*. VITUKI, Budapest., p. 38.

32. CSÓKA Z. 2011: *A Baja-Bezdáni csatorna rekonstrukciós tervezése. Projektismertető a magyar fél munkájáról.* In. MHT XXVIII. Országos Vándorgyűlése, Eger, 10/2.
33. DEÁK A. 2004: *A Duna fölfedezése.* Vízügyi Múzeum, Levéltár és Könyvgyűjtemény, Budapest.
34. DÉVAI GY. 1994: *Ökológiai szempontok a holtmedrek állapotának értékeléséhez és hasznosításának megítéléséhez.* In. Tisza-völgyi holtágak rehabilitációs programja, Szeged, pp. 85-115.
35. DÉVAI GY. (szerk.) 1995: *Ökológiai állapotfelmérés és adatszolgáltatás a Rakamaz és Tiszanagyfalu közigazgatási területéhez tartozó Nagy-Morotva holtág rekonstrukciójához.* Jelentés. KLTE Ökológiai Tanszék, Debrecen.
36. DÉVAI GY. – ARADI CS. – WITTNER I. – OLAJOS P. – GÖRI SZ. – NAGY S. 2001: *Javaslat a Tiszai-Alföld vízi és vizes élőhelyeinek állapotértékelésére a holt medrek példáján.* In: BORHIDI A. – BOTTKA-DUKÁT Z. (szerk.) *Ökológia az ezredfordulón*, III. MTA, Budapest, pp. 183-205.
37. DDNP 2002: *Duna-Dráva Nemzeti Park 1:60 000 méretarányú térképe.* Paulus Térképszerkesztő Iroda, Bp.
38. DÉVAI GY. – DÉVAI I. – FELFÖLDY L. – WITTNER I. 1992: *A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója.* In. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica*, 4. kötet, pp. 49-185.
39. DÉVAI GY. – NAGY S. – WITTNER I. – ARADI CS. – CSABAI Z. – TÓTH A. 2002: *A vízi és a vizes élőhelyek sajátosságai és tipológiája.* In: BÖHM A. – SZABÓ M. (szerk.) *Vizes élőhelyek: a természeti és a társadalmi környezet kapcsolata.* Tanulmányok Magyarország és az EU természetvédelméről. Budapest, pp. 11-73.
40. DINKA M. 2003: *Hasonlóságok és eltérések a gemenci Duna-szakasz és a mellékágak vízkémiájában.* In. *Élet a Duna-ártéren tudományos tanácskozás összefoglaló kötete.* DDNP, Pécs, pp. 21-24.
41. DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: *Magyarország kistájainak katasztere. 2. kiadás.* MTA FKI, pp. 43-88.
42. DVIHALLY ZS. 1970: *A kémiai és optikai változások dinamikája a magyar szikes vizekben.* In. *Hidrológiai Tájékoztató*, 10. évfolyam, 1. szám, pp. 130-132.
43. DVIHALLY ZS. – PONY J. 1957: *A Kistelek környéki szikes vizek kémiai összetétele és Crustacea faunája.* In. *Hidrológiai Közöny*, 37. évfolyam, 3. szám, pp. 257-263.
44. EC 2008: *Management of Nature 2000 habitats. Pannonic salt steppes and salt marshes 1530.* Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. European Communities.
45. ECOSTAT 2003: *Overall approach on ecological classification of ecological status and ecological potential. Final version.* CIS Working Group 2/a.
46. FALUDI G. 2004: *A Ferenc-csatorna és Türr István.* ADUKÖVIZIG, Baja, p. 28.
47. FALUDI G. – NEBOJSZKI L. 2008: *A Mohácsi-sziget kialakulása és vizeinek történelmi változásai.* In. *Hidrológiai Közöny*, 88. évfolyam, 4. szám, pp. 47-57.
48. FB VGT 2010: *1.16. Felső-Bácska tervezési alegység Vízyűjtő-gazdálkodási Terve.* VKKI-ADUKÖVIZIG. www.vizeink.hu/files3/1_16_felso_bacska.pdf.
49. FB VGT 1.5. melléklet: *Víztestek adatlapjai.* VKKI-ADUKÖVIZIG. www.vizeink.hu/files3/1_16_mellekletek.zip
50. FB VGT 5.8. melléklet: *Károsodott élőhelytípusok a tervezési alegység területén.* VKKI-ADUKÖVIZIG. www.vizeink.hu/files3/1_16_mellekletek.zip
51. FB VGT 6.2. melléklet: *Célok, intézkedések.* VKKI-ADUKÖVIZIG. www.vizeink.hu/files3/1_16_mellekletek.zip
52. FB VGT térképmelléklet: *Térképek.* VKKI-ADUKÖVIZIG. www.vizeink.hu/files3/1_16_mellekletek.zip
53. FEHÉR G. 2005: *Nagy-Gyékyényes természetvédelmi rekonstrukciója.* Szakdolgozat, EJF, Baja, pp. 55-56.
54. FEHÉR, G. 2007: *Use of Desmidiaceae flora for monitoring rivers: a case of South-Hungarian waters.* Manuscript. ADUVIZIG, Baja.
55. FEHÉR G. 2012: *Vízminőségi hatások nyomon követése a VKI algológiai módszereivel a Ferenc-tápcsatorna hossz-szelvényében.* In. KLING Z. – SZIGETI E. (szerk): MHT XXX. Országos Vándorgyűlés, Kaposvár, 9/3.
56. FEHÉR G. – SCHMIDT A. 1998. *Adventív vízipáfrányfaj egy gemenci holtágban: Azolla filiculoides Lam.* In. *Botanikai Közlemények*, 85. kötet, 1-2. füzet, pp. 57-62.
57. FEHÉR G. – SCHMIDT A. 2005: *Gemenci vizek algológiai vizsgálata.* In. *Élet a Duna-ártéren tudományos tanácskozás összefoglaló kötete.* BITE, Baja, 75-82.
58. FELFÖLDY L. 1987: *A biológiai vízminősítés.* Vízügyi Hidrobiológia, 16. OVH, Budapest, 251 p.
59. FICHER, J. – ACREMAN, M. C. 2004: *Wetland nutrient removal: a review of the evidence.* In. *Hydrology and Earth System Sciences*, Volume 8, Number 4, pp. 673-685.
60. FÖMI 1981: *Földmérési és Távérzékelési Intézet Központi Adat- és Térképtár.*
61. FUCHS N. 2007: *A Garai Sóstó vízháztartásának vizsgálata és optimalizálása.* Szakdolgozat, EJF, Baja, pp. 6-80.
62. FUCHS N. – KALOCSA B. – TALLÉR M. 2009: *A Garai Sóstó vízháztartásának vizsgálata és optimalizálása.* In. *Magyar Hidrológiai Társaság XXVII. Országos Vándorgyűlése*, Baja, 12/6.

63. GÁL M. 2004: *A biometria számítógépes alkalmazásai a környezeti- és agrártudományokban*. Aula, Budapest, pp. 81-127.
64. GÁNTI G. 2002: *A Duna vízkémiai vizsgálatának néhány tanulsága*. In. Hidrológiai Közöny, 82. évfolyam, 3. szám, pp. 36-38.
65. GEF 2005: *Reduction of Nutrient Discharges Project (DDNP)*. GEF TF 051289. VITUKI, Bp, 70 p.
66. GOPAL, B. – KVET, J. – LÖTTLER, H. – MARING, V. – PATTEN, B. C. 1990: *Definition and classification*. In: PATTEN, B.C. (ed.) *Wetlands and shallow continental water bodies I*. SPB Acad. Publ. Amsterd., pp. 9-15.
67. GÓRI SZ. – KAPOCSI I. 2005: *Szikes puszták és mocsarak rehabilitációja. Life-Nature program a Hortobágyi Nemzeti Parkban 2002-2005*. HNP, Debrecen, pp. 1-16.
68. GYÖRFFY GY. 1966: *Az Árpád-kori Magyarország történeti földrajza I*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 695-703.
69. HEJNY, S. 1971: *The dynamic characteristics of littoral vegetation with respect to changes of water level*. In. Hidrobiologia (Bucharest), Volume 12, pp. 71-85.
70. HERKE S. 1934: *Szódás talajú lecsapolt területeken végzett hasznosítási kísérletek*. In. SAJÓ E. – TRUMMER Á. (szerk.) *A magyar szikesek, különös tekintettel vízgazdálkodás útján való hasznosításukra*. MKFM, Budapest, pp. 300-318.
71. HOYK E. – FARKAS J. – KISS T. 2011: *Vegetációváltozás-vizsgálatok szikes és homokos mintaterületen*. In. RAKONCZAI J. (szerk.) *Környezeti változások az Alföldön*. Nagyalföld Alapítvány kötetek 7, pp. 339-344.
72. HUKN 20004: *A Dél-Bácska HUKN 20004 kjtt. célkitűzései és prioritásai*. www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/file/natura2000/SAC_celkituzesek/KNPI_SAC_celketuzesek/HUKN20004.
73. IHRIG D. 1973: *A magyar vízszabályozás története*. VÍZDOK, Budapest, pp. 240-255.
74. ISTVÁNOVICS V. – SOMLÓDY L. 2002: *Ökológia és természetvédelem*. In. SOMLÓDY L. (szerk.) *A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései*. MTA, Budapest, pp. 177-204.
75. JEANPLONG J. 1975: *Baja flórája*. Kézirat, EKF Könyvtára, Baja.
76. KALOCSA B. 1991: *A Nyéki-Holt-Duna*. In. Bajai Honpolgár, II. évfolyam, 5. szám, pp. 1-3.
77. KALOCSA B. – TAMÁS E. 2003: *A folyamszabályozás morfológiai hatásai a Dunán*. In. Élet a Duna-ártéren tudományos tanácskozás összefoglaló kötet. DDNP, Pécs, pp. 251-257.
78. KALOCSA B. – TAMÁS E. 2003b: *A fekete gólya állománykövetése és gyakorlati védelmi intézkedések a DDNP gemenci területein, 1992-2003*. In. Élet a Duna-ártéren tudományos tanácskozás összefoglaló kötet. DDNP, Pécs, pp. 213-223.
79. KALOCSA B. – TAMÁS E. 2004: *A Vén-Duna élőhely-revitalizációs program I. ütem monitoringja. Kételtű- és madárfauna monitoring*. Összefoglaló jelentés. Palustris BT, Baja.
80. KALOCSA B. – TAMÁS E. 2008: *A Nyéki-Holt-Duna madárvilága*. Kézirat. EKF VVI, Baja.
81. KALOCSA B. – ZSUFFA I. 1997: *A Duna magyar szakaszának vízállásváltozásai*. In. Hidrológiai Közöny, LXXVII. évfolyam, 4. szám, pp. 183-192.
82. KELEMEN J. (szerk.) 1997: *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez*. A KTM természetvédelmi hivatalának tanulmánykötetei 4. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Bp., pp. 129-156.
83. KERTÉSZ Á. 2003: *Tájökológia*. Holnap Kiadó, Bp., 160p.
84. KERTÉSZ Á. – MIKA J. 1999: *Aridification. Climate Change in South-Eastern Europe*. In. *Physisc and Chemistry of the Earth*, Voleme 4, Number 10, pp. 913-920.
85. KERTÉSZ Á. – PAPP S. – SÁNTHA A. 2001: *Az aridifikáció folyamata a Duna-Tisza közén*. In. Földrajzi Értesítő, L. évfolyam, 1-4. szám, pp. 115-126.
86. KETSKEMÉTY L. – IZSÓ L. 2005: *Bevezetés az SPSS programrendszerbe*. ELTE Eötvös Kiadó, Bp., 457 p.
87. KISS-KEVE T. 2005: *Gemenc térségi vizek fitoplanktonjának elemzése természetvédelmi nézőpontból*. Botanikai Közlemények, 92. évfolyam, 1-2 szám, pp. 118-205.
88. KOHLER, A. 1978: *Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen*. In. *Landschaft + Stadt*, 10, pp. 73-85.
89. KOVÁCS F. 2002: *A szárazodás folyamatának vizsgálati lehetőségei a Duna-Tisza közén*. In. FARKAS GY. – ZÁBRÁDI ZS. (szerk.) *Földrajzos Doktoranduszok VII. Országos Konferenciája*, Budapest ELTE. pp. 1-10.
90. KOVÁCS F. 2010: *Tájváltozás és klímaváltozás a Duna-Tisza közén*. In. *Természet Világa*, 141. évfolyam, 5. szám, pp. 207-210.
91. KRISKA GY. 2003: *Az édesvizek és védelmük*. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, pp. 127-139.
92. KUTI L. – VATAI J. – MÜLLER T. – KERÉK B. 2002: *A talajvíztükör mélységeinek változása a Duna-Tisza közti hátságon*. In. Földtani Közöny, 132. évfolyam, különszám, pp. 317-325.
93. KvVM 2005: *Víztestek adatai*. Kézirat, ADUVIZIG, Baja.
94. LADÁNYI Zs. 2009: *Klímaváltozás hatása egy Duna-Tisza közti mintaterületen*. In. KISS T. (szerk.) *Természetföldrajzi folyamatok és formák*. Geográfus Doktoranduszok IX. Országos Konferenciájának Természetföldrajzos Tanulmányai, Szeged, pp. 93-98. www.geo.u-szeged.hu/konf/index.html.

95. LAKATOS GY. 1998: *Javaslat a hazai vizes élőhelyek osztályozására*. In. Hidrológiai Közlöny, 78. évfolyam, 5-6. szám, pp. 348-349.
96. LAKATOS GY. 2000: *Javaslat a hazai vizes élőhelyek osztályozására*. In. Hidrológiai Közlöny, 80. évfolyam, 5. szám, pp. 348-349.
97. LAKATOS GY. 2001: *Az Észak-Alföld és a Tisza-völgy vizes élőhelyeinek állapotvizsgálata és monitorozása*. In. BORHIDI A. – BOTTKA-DUKÁT Z. (szerk.) Ökológia az ezredfordulón III. MTA, Bp., pp. 207-221.
98. LAKATOS GY. 2002: *Javaslat az EU Víz Keretirányelvvel kapcsolatos fitobenton referencia indikátorokra*. Témajelentés. DE Alkalmazott Ökológiai Tanszéke, Debrecen, 52 p.
99. LAKATOS, G. – ÁCS, É. – KISS, K.M. – VARGA, É. – BÍRÓ, P. 2006: *Ecological classification of epilithon in two shallow lakes in Hungary*. In. Verhahnlungen des Internationalen Vereinign Limnologie, Volume 29, pp. 1782-1784.
100. LAKATOS, GY. – KISS, K. M. – KISS, M. – JUHÁSZ, P. 1997: *Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary*. In. Wat. Techn., Volume 35, pp. 331-334.
101. LEHMANN A. 2002: *Természetföldrajzi jellemzés*. In. IVÁNYI I. – LEHMANN A. (szerk.) Duna-Dráva Nemzeti Park. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 17-90.
102. LESER, H. 1991: *Landschaftsökologie*. Stuttgart, Ulmer. 648 p.
103. LÓCZY D. 2002: *Tájértékelés, földértékelés*. Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs, p.22.
104. LÓCZY D. 2005: *A folyóvizek felszínformálása*. In. LÓCZY D. – VERESS M. Geomorfológia I. Dialóg Campus Kiadó, Bp-Pécs, pp. 17-130.
105. LÓCZY D. 2007: *The Danube: morphology, evolution and environmental issues*. In. GUPTA, A. (ed.) Large Rivers: Geomorphology and Management. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 235-260.
106. LÓKI J. 2010: *Az Alföld*. In: Földrajzi dolgozatok határok nélkül. Napjaink természet-, társadalom- és gazdaságföldrajzi cikkeiből. MTA RKK, Pécs, p. 3.
107. LUKÁCS B. A. – BARANYAI N. A. – K. SZILÁGYI E. 2010: *Folyó- és állóvizek makrofita állományainak felmérési segédlete*. Debrecen, 2 p. www.tiszaki.atomki.hu/joomla/images/sampledata/files/makrofita_modszertan_2012pdf.
108. LUKÁCS B. A. – PAPP B. 2012: *Folyó- és állóvizek makrofiton minősítési módszertana*. Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest. 24 p. www.tiszaki.atomki.hu/joomla/sampledata/files/makrofita%20referencia%20index_2012pdf.
109. MARCHAND, M. (ed.) 1993: *Floodplain rehabilitation Gemenc*. Main Report. RIZA-VITUKI, pp. 18-25.
110. MAROTTA, H. – BENTO, L. – ESTEVES, F. – ENRICH-PRAST, A. 2009: *Whole Ecosystem Evidence of Eutrophication Enhancement by Wetland Dredging in Shallow Tropical lake*. In. Estuaries and Coasts, Number 32, pp. 65-660.
111. MARSIGLI 1726: *Danubius Pannonici Mysicus*. In. DEÁK A. (2004)
112. MARTONNÉ E. K. 2000: *Magyarország természetföldrajza I*. Debreceni Egyetemi Kiadó, pp. 100-147.
113. MÁTRAI I. 2009: *A Nyéki-Holt-Duna története, amiről a régi térképek mesélnek*. In. Tolna megyei Levéltári Füzetek, 12. évfolyam, 1. szám, pp. 397-472.
114. MÁTRAI I. 2005: *A makrovegetáció és a vízminőség összefüggései gemenci holtmedrek példáján*. In. TAMÁS E. (szerk.) Élet a Duna-ártéren: Ember a természetben. BITE, Baja, pp. 82-89.
115. MÁTRAI I. – BUZETZKY GY. – LAKATOS GY. 2006: *Gemenci ártéri élőhelyek természetvédelmi módszereinek sajátosságai a Nyéki-Holt-Duna példáján*. In. Hidrológiai Közlöny, 86. évfolyam, 5-6. szám, pp. 76-81.
116. MÁTRAI I. – LAKATOS GY. – BUZETZKY GY. 2009: *Conservation of waterfowl habitat on the Gemenc floodplain area in Hungary*. In. Journal of Ecology and The Nature Environment, Volume 1, Number 5, pp. 120-129.
117. MÁTRAI I. – LAKATOS GY. – CZUDAR A. – SZLÁVIK L. 2011: *Forecast of changes concerning the water budget in a wetland of Danube floodplain*. In. Journal of Ecology and The Nature Environment, Volume 1, Number 5, pp. 120-129.
118. MÁTRAI I. – R. SZÜCS B. 2009: *A garai Sóstó növényzetének vizsgálata és természetvédelmi értékelése*. In. MHT XXVII. Országos Vándorgyűlése, Baja, 12/7.
119. MÁTRAI I. – SZLÁVIK L. 2008: *A Nyéki-Holt-Duna kialakulása és fokrendszerének változásai a XVIII-XIX. században*. In. Hidrológiai Közlöny, 88. évfolyam, 1. szám, pp. 59-61.
120. MÁTRAI I. – VÁRADI ZS. – FEHÉR G. – LAKATOS GY. 2006: *Kísérlet a jó ökológiai állapot megállapítására egy védett gemenci holtmeder VKI szempontrendszer alapján végzett vizsgálatával*. In. MHT XVI. Országos Vándorgyűlése, Pécs, 1/6.
121. MÁTRAI I. – VINCZE L. – VÁRADI ZS. – FEHÉR G. 2011: *Vízminőségi vizsgálatok a Dunán, az EJF (Baja) – GDF (Szabadka) DANUBE EHT 2010 Magyarország-Szerbia IPA projekt keretében*. In. MHT XXIX. Országos Vándorgyűlése, Eger, 14/1.
122. MH 1993: *Katonai topográfiai térképek, 1: 10 000*. Magyar Honvédség.
123. MILE O. 2008: *A talajheterogenitás és a növényzet összefüggései szikes területen*. PhD értekezés, Debrecen, pp. 6-8.

124. MILE O. - MÉSZÁROS I.- LAKATOS GY. - VERES SZ. 2001: *A talaj térbeli változatossága és a növényzet közötti összefüggés vizsgálata kiskunsági szikes területen*. In. Agrokémia és Talajtan, 50. évfolyam, 1-2. szám, pp. 427-438.
125. MITSCH, W. J. – GOSSSELINK, J.G. 1993: *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, New York, XII.
126. MME 2007: *A természetvédelmi kezelések elvárható legjobb gyakorlatának megvalósítása*. Műhelymunka összefoglaló. Magyar Madártani Egyesület Természetvédelmi Tanácsadó Szolgálat, Királyrét, 25 p.
127. MNA 1989: *Magyarország Nemzeti Atlasza*. Kartográfiai Vállalat, Budapest.
128. MOLNÁR E. – CZÜCZ B. (szerk.) 2009: *Élővilág és éghajlatváltozás*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót, 28 p.
129. NEBOJSZKI L. 2004: *Múltunk öröksége, a Nyéki-Holt-Duna*. In. Természet Világa, 135. évfolyam, 4. szám, pp. 165-168.
130. NEBOJSZKI L. 2006: *A múltörző Sárköz II. A Tolnai-Sárköz*. In. Természet Világa, 137. évfolyam, 11. szám, pp. 502-505.
131. NEBOJSZKI L. 2007: *A Mohácsi-sziget*. In. Természet Világa, 138. évfolyam, 7. szám, pp. 304-307.
132. NÉMETH, J. 2005: *Red list of algae in Hungary*. In. Acta Botanica Hungarica, 47. évf., 3-4. sz., pp. 379-417.
133. NIERING, W.A. 1989: *Wetland vegetation development*. In. MALINDAR, S.K. – BROCKS, R.P. – BRENNER, F.M. – TINER, J.R. (eds) *Wetlands ecology and conservation: emphasis in Pennsylvania*. The Public. Acad. of Science, Easton, pp. 103-113.
134. NOVÁKY B. 1991: *Climatic effects on runoff conditions in Hungary*. In. Earth Surface and Landforms, Volume 16, Number 7, pp. 593-601.
135. NYÁRASDI Z. 2009: *A taplósi-Holt-Duna rehabilitációja*. Szakdolgozat, EKF, Baja, pp. 67-68.
136. O. AJKAI A. – CZIROK A. – HORVAI V. 2010: *A táji környezet és a vízi életközösségek természetességének összefüggései vegetációs és makrogerinctelen mutatók alapján a Völgységi-patak mentén*. In. Hidrológiai Közlöny, 90. évfolyam, 6. szám, 112-113.
137. OROSI V. 2009: *Hullámtér-fejlődés vizsgálata a Maros magyarországi szakaszán*. PhD értekezés, SZTE, Szeged, 135 p.
138. OVGT 2010: *Magyarország Vízyűjtő-gazdálkodási terve. A Duna-vízyűjtő magyarországi része Vízyűjtő-gazdálkodási Terv*. VKKI. www.vizeink.hu/files/OVGT_rovid_100505.pfd.
139. OVGT 5.1. háttéranyag: *A felszíni vizek biológiai minőségének továbbfejlesztése*. OVGT 5.1. háttéranyag. www.vizeink.hu/files/biologiai_minosites_osszefoglalas.zip.
140. OVGT 5.2. háttéranyag: *Felszíni víztestek jó állapotához tartozó fizikai-kémiai és kémiai határértékek és minősítési rendszer*. OVGT 5.2. háttéranyag. www.vizeink.hu/files/felszini_viztestek_kemiai_fiziko_kemiai_hatarertekek.zip.
141. OVGT 11.1. háttéranyag: *Éghajlatváltozásra való felkészülés, alkalmazkodás általános kérdései Magyarországon a vízyűjtő-gazdálkodási tervezést figyelembe véve*. ÖKO ZRT. www.vizeink.hu/files/eghajlat.zip.
142. OVGT 1.4. melléklet: *Vízfolyás típusok referencia jellemzői*. VKKI. www.vizeink.hu/files/vizeink.hu_0315_OVGT_1melleklet.zip.
143. OVGT 1.6. melléklet: *Állóvíz típusok referencia jellemzői*. VKKI. www.vizeink.hu/files/vizeink.hu_0315_OVGT_1melleklet.zip.
144. OVGT 8.3. melléklet: *Műszaki intézkedések tartalma*. VKKI. www.vizeink.hu/files/vizeink.hu_0324_OVGT_8melleklet.zip.
145. ÖKO RT 2005: *A homokhátság talajvízszint szabályozási feltételek kialakítása, avagy a Kis-Duna revitalizációja, különös tekintettel a várható vízhozamokkal összhangban a természeti értékek védelmére*. Előzetes megvalósíthatósági tanulmány, Bp., p. 152.
146. ÖKO RT 2006: *Felmérés és tanulmányterv: holtágak rehabilitációja*. Budapest, pp. 6-19.
147. PADISÁK J. 2005: *Általános limnológia*. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, p. 41.
148. PÁLFAI I. 1994: *A Tisza-völgyi holtágak fölmérésének néhány tapasztalata az ATIVIZIG területén*. In. Tisza-völgyi holtágak rehabilitációs programja konferencia tanulmánykötete. Szeged, pp. 57-66.
149. PÁLFAI I. 1995: *A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái és megoldásuk lehetséges útjai*. In. Vízügyi Közlemények, 77. évfolyam, 2. szám, pp.144-163.
150. PÁLFAI I. (szerk.) 2001: *Magyarország holtágai*. KVM, Budapest, p. 27.
151. PÁLFAI I. 2005: *Vízháztartási változások és vízgazdálkodási feladatok a Duna-Tisza közén*. In. Hidrológiai Tájékoztató, 68. évfolyam, 1. szám, pp. 42-44.
152. PATAKI B. – ZSUFFA I. – HUNYADI A. 2012: *Vulnerability assessment for supporting the revitalisation of river floodplains*. In. Environmental Science and Policy. DOI: 10.1016/j.envsci.2012.08.010.
153. PÁVAI S. 1801: *Magyarország térképe*. In. NEBOJSZKI L. (2007)
154. PÉCSI M. 1959: *A magyarországi Duna-völgy kialakulása és felszínalaktana*. In. Földrajzi Monográfiák 3. Akadémiai Kiadó, Bp, pp. 153-272.
155. PÉCSI M. 1960: *A Duna-Tisza köze geomorfológiai problémái*. In. Földrajzi Közlemények, 1, pp. 22-29.

156. PÉCSI M. 1967: *A dunai Alföld*. In: PÉCSI M. – JAKUCS P. – SOMOGYI L. (szerk.) Magyarország tájtipusai. Akadémiai Kiadó, Bp, pp. 165-252.
157. PEDROLI, G.B.M. (ed.) 1993: *Vegetation modelling. Floodplain rehabilitation Gemenc*. Delft Hydraulics-RIZA-VITUKI, 148 p.
158. PESTHY F. 1888: *Magyarország helynevei történeti, földrajzi és nyelvészeti tekintetben*. In: GAÁL A. – KÖHEGYI M. Tolna megye Pesthy Frigyes helynévtárában.. Szekszárd, pp. 271-329.
159. POMOGYI P. 2011: *Makrofita monitoring rendszer tervezése és működtetése a Gemenc-Béda-Karapancsa (GBK) területen*. Zárójelentés, BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki tanszék, Bp. 34 p.
160. RAICS P. – GYÖRFI T. 2008: *Üledék felhalmozódás sebességének becslése gamma-spektrometriai módszerrel*. In: Kutatások az Eötvös József Főiskolán, 8. évfolyam, 1. szám, pp. 101-109.
161. RADEMAKERS, J.G.M. (ed.) 1992: *Vegetations-ökologische Untersuchung im Donau-Auenwaldgebiet von Gemenc, Südungarn*. Grontmij, Nederland, 218 p.
162. RAKONCZAI J. 2004: *A környezeti változások hatása az Alföldi táj alakulására*. In: DORMÁNY G. – KOVÁCS F. – PÉTI M. – RAKONCZAI J. (szerk.) A földrajz eredményei az új évezred küszöbén: A Magyar Földrajzi Konferencia 2001 CD kiadványa. SZTE TTK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, pp. 1427-1434.
163. RAKONCZAI J. 2006: *Klimaváltozás – aridifikáció – változó tájak*. In: KISS A. – MEZŐSI G. – SÜMEGHY Z. (szerk.) Táj, környezet és társadalom. Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére. SZTE, Szeged, pp. 593-603.
164. RAKONCZAI J. – KOVÁCS F. 2006: *A padkás erózió folyamata és mérése az Alföldön*. In: Agrokémia és Talajtan, 35. évfolyam, 2. szám, pp. 329-345.
165. REDDY, K. – KADLEC, R. H. – FLAIG, E. – GALE, P. M. 1999: *Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A review*. In: Critical Reviews in Environmental Science and Technology, Vol. 29, Nr. 1, pp. 83-146.
166. REFCOND 2002: *Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface water*. CIS Working Group 2.3.
167. RÓNAI A. 1961: *Az Alföld talajvízterképe*. Magyar Állami Földtani Intézet, Bp. 102 p.
168. RÓNAI A. 1967: *Magyarázó Magyarország Földtani térképsorozatához*. Magyar Állami Földtani Intézet, Bp.
169. RÓNAI A. 1975: *A talajvíz és rétegvizek kapcsolata az Alföldön*. In: Hidrológiai Közlöny, 55. évfolyam, 2. szám, pp. 49-53.
170. R. SZÜCS B. – MÁTRAI I. – FÜLEKY GY. 2011: *Egy szikes tó évszázados változásai*. In: FÜLEKY GY. (szerk.) A táj változásai a Kárpát-medencében: Tájhasználat és tájalakulás a 18-20. században, környezetkímélő Agrokémiáért Alapítvány, Gödöllő, pp. 196-201.
171. SÁNDOR A. (2011): *A hullámér feltöltődési folyamatának vizsgálata a Tisza középső és alsó szakaszán*. PhD értekezése, SZTE TTK, Szeged, 103 p.
172. SCHMIDT A. 1977: *Adatok a dél-magyarországi vizek algáinak ismeretéhez I*. In: Botanikai Közlemények, 64. évfolyam, 3. szám, pp. 183-195.
173. SCHMIDT A. – FEHÉR G. – KULCSÁR ZS. 2007: *Egyes vízminőségi mutatók anyagáramának hosszútávú változása a Duna magyarországi alsó szakaszán*. In: Hidrológiai Közlöny, 87. évfolyam, 6. szám, pp. 115-116.
174. SCHOBLOCKER J. 2009: *A Ferenc-tápcsatorna víztest vízgyűjtőterülete*. Kézirat. ADUKÖVIZIG, Baja.
175. SCHOOR, M. – SPLENDER, I. (eds.) 1993: *The relation between vegetation and hydrology/geomorfology. Floodplain rehabilitation Gemenc*. Delft Hydraulics-RIZA-VITUKI, 78 p.
176. SCHWEITZER F. 2001: *A magyarországi folyószabályozások geomorfológiai vonatkozásai. Folyóink hullámterének fejlődése, kapcsolatuk az árvizekkel és az árvízvédelmi töltésekkel*. In: Földrajzi Értesítő, 50. évfolyam, 1-4. szám, pp. 63-72.
177. SIMON T. 2004: *A magyarországi edényes flóra határozója*. Tankönyvkiadó, Budapest, 955 p.
178. SIMONFFY Z. – SZILÁGYI F. 2005: *Védett területek és wetlandek*. Tanfolyamjegyzet. p. 22.
179. SIPKAY CS. 2010: *A klímaváltozás lehetséges hatásainak modellezése dunai fitoplankton adatsor alapján*. PhD értekezés, Corvinus Egyetem, Budapest, p. 130.
180. SOMLYÓDY L. 2002: *A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései: Összefoglaló*. In: SOMLÓDY L. (szerk.) A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. MTA, Budapest, pp. 147-152.
181. SOMLYÓDY L. – NOVÁKY B. – SIMONFFY Z. 2010: *Éghajlatváltozás, szélsőségek és vízgazdálkodás*. In: Klíma 21 füzetek, 61. szám, pp. 15-32.
182. SOMOGYI S. 1974: *Meder- és ártérfejlődés a Duna sárközi szakaszán az 1782-1950 közötti térképfelvételek tükrében*. In: Földrajzi Értesítő, 23. évfolyam, pp. 27-36.
183. SOMOGYI S. 1983: *A magyar folyóhálózat szakaszjelleg-típusai*. In: Földrajzi Közlemények, 31. évfolyam, 3-4. szám, pp. 220-229.
184. SOMOGYI S. 2000: *Az egykori árterek vízrajzi átalakulásának hatása a domborzat fejlődésére*. In: SOMOGYI S. (szerk.) A XIX. századi folyószabályozások és ármentesítések földrajzi és ökológiai hatásai. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, pp. 165-170.

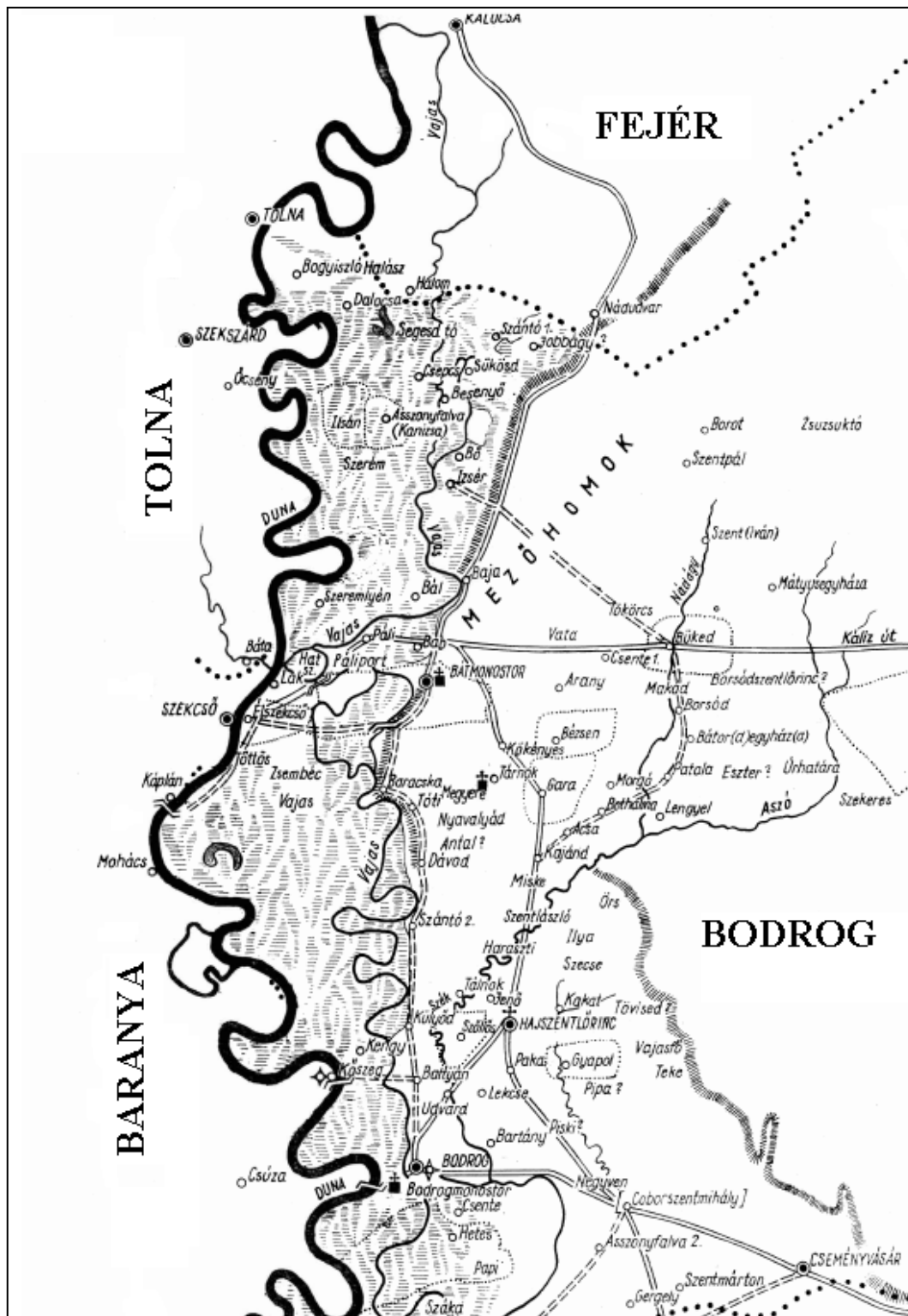
185. STEFANOVITS P. – FILEP GY. – FÜLEKY GY. 1991: *Talajtan*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 239-321.
186. STETÁK D. 2000: *Adatok a Duna-Dráva Nemzeti Park Gemenci Tájegysége flórájához*. In. *Kitabelia*, 5. évfolyam, 1. szám, pp. 145-176.
187. STETÁK D. 2003: *A Duna-Dráva Nemzeti Park Gemenci Tájegysége Vízi növénytársulásairól*. In. *Botanikai Közlemények*, 90. évfolyam, 1-2. szám, pp. 35-63.
188. STETÁK D. 2005: *A Duna-Dráva Nemzeti Park Gemenci Tájegysége mocsári és mocsárréti növénytársulásairól*. In. *Botanikai Közlemények*, 92. évfolyam, 1-2. szám, pp. 119-137.
189. SZABÓ M. 2004: *Természet-közeli élőhelyek változása a Szigetközben a Duna elterelését követően: állapotfelmérés és előrejelzés*. In. DÖVÉNYI Z. – SCHWEITZER F. (szerk.) *Táj és környezet. Tiszteletkötet a 75 éves Marosi Sándornak*. Magyar Tudományos Akadémia Földrajztudományi Kutatóintézet, Bp., pp. 45-65.
190. SZABÓ M. – TIMÁR G. – GYÖRI H. 2004: *A Csicsói-holtág (Alsó-Csallóköz) kialakulása és fejlődése – a tájhasználat és a vizes élőhelyek változásai*. In. *Tájökológiai Lapok*, 2. évfolyam, 2. szám, pp. 267-286.
191. SZABÓ M. 2005: *Vizes élőhelyek tájökológiai jellemvonásai a Szigetköz példáján*. Akadémiai doktori értekezés, Budapest, 164 p.
192. SZABÓ M. 2008: *Vizes élőhelyek helyreállításának elméleti kérdései és gyakorlati vonatkozásai*. In. CSORBA P. – FAZEKAS I. (szerk.) *Tájkutatás-tájökológia*. Meridián Alapítvány, Debrecen, pp. 177-183.
193. SZALAI J. – NAGY GY. – WILL Z. 2012: *A Duna-Tisza köze talajvízjárásának alakulása az elmúlt évek hidrogeológiai eseményeinek tükrében*. In. MHT XXX. Országos Vándorgyűlése, Kaposvár, 6/5.
194. SZALMA E. 2003: *Vízínövények életformája és élőhelyeik szerinti csoportosítása*. PhD értekezés. Debrecen, pp. 9-12.
195. SZALMA E. – KISS J. 2006: *A Kiskunsági Nemzeti Park területén található felszín alatti vizektől függő vizes élőhelyek botanikai és geofizikai vizsgálata*. In. *Hidrológiai Tájékoztató*, 45. évfolyam, 1. szám, pp. 61-62.
196. SZIEBERT J. 2003: *Vén-Duna élőhely revitalizációs program II. ütem és monitoringja*. In. *Élet a Duna-ártéren tudományos tanácskozás összefoglaló kötete*. DDNP, Pécs, pp. 50-87.
197. SZIEBERT J. 2005: *Gemenci holtágak revitalizációjának vízforgalmi tervezése*. In. *Élet a Duna-ártéren tudományos tanácskozás összefoglaló kötete*. BITE, Baja, pp. 99-125.
198. SZILÁGYI F. 2007: *Vizes élőhelyek*. In: SZILÁGYI F. – ORBÁN V. (szerk.) *Alkalmazott hidrobiológia*. Vízközmű Szövetség, Budapest, pp. 491-517.
199. SZILÁGYI F. – ÁCS É. – BORICS G. – HALASI-KOVÁCS B. – JUHÁSZ P. – KISS B. – KOVÁCS T. – MÜLLER Z. – LAKATOS G. – PADISÁK J. – POMOGYI P. – STENGER-KOVÁCS C. – SZABÓ K. É. – SZALMA E. – TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: *Application of water framework directive in Hungary: development of biological classification systems*. In. *Water Science and Technology*, Volume 58, Number 11, pp. 2117-2125.
200. SZILÁGYI F. – SZILÁGYI E. – LÁSZLÓ B. – LICSKÓ I. 2006: *Implementation of Water Framework Directive: Surveillance monitoring of acidified waters*. Proc of 21th ICP Water Conference, Tallin, pp. 59-65.
201. SZILÁGYI J. – VOROSMARTY, CH. 1993: *A Duna-Tisza közti talajvízszint-süllyedések okainak vizsgálata*. In. *Vízügyi Közlemények*, 75. évfolyam, 3. szám, pp. 280-293.
202. SZLÁVIK L. – SZIEBERT J. – ZELLEI L. – ZSUFFA I. 1995: *A Nyéki-Holt-Duna rehabilitációja*. In. *Vízügyi Közlemények*, LXXVII. évfolyam, 3. szám, pp. 241-261.
203. TAKÁCS G. – MOLNÁR ZS. 2007: *Nemzeti biodiverzitás monitorozó rendszer XI. Élőhely-térképezés*. Sarród-Vácrátót. www.novenyzetiterkep.hu
204. TAMÁS E. 2012: *A fekete gólya (Ciconia nigra) költése és vonulása, különös tekintettel egy közép-európai populációra, valamint a hidro-meteorológiai tényezők és a vizes élőhelyek állapotának hatására*. PhD értekezés tézisei, Debrecen, 11 p.
205. TAMÁS E. 2004: *Egy időszakos, vizes élőhely állapotjellemezése ökológiai monitoring alapján*. In. *Kutatások az Eötvös József Főiskolán*, 4. évfolyam, 1. szám, pp. 173-186.
206. TAMÁS E. – KALOCSA B. 2003: *A Rezéti- Duna feltöltődésének vizsgálata*. In. *Élet a Duna-ártéren tudományos tanácskozás tanulmánykötete*. BITE, Baja, pp. 43-49.
207. TAMÁS E. – KALOCSA B. 2005: *Ökológiai monitoring értékelése a rekonstrukciós beavatkozások és az ártéri víztestek célállapota szempontjából*. In. *Élet a Duna-ártéren tudományos tanácskozás tanulmánykötete*. BITE, Baja, pp. 93-99.
208. TAUBER Á. 2009: *A vízügyi jogszabályok felülvizsgálata az EU irányelvek követelményeivel összhangban, különös tekintettel a vizes élőhelyek ökológiai szerepére, jelentőségére*. In. MHT XXVII. Országos Vándorgyűlése, Baja, 9/5.
209. T. HANYECZ K. 2006: *Természetvédelmi kezelési elvek és módszerek. Kezelési javaslatok a Körös-maros nemzeti park védett természeti területeire*. PhD értekezés, Budapest, pp. 34-100.
210. TIR 2010: *Természetvédelmi Információs Rendszer térképei*. www.geo.kvvm.hu/tir.
211. TÓTH A. 1998: *Vizes élőhelyek minősítése és konzervációökológiai felmérése a makrovegetáció alapján*. PhD értekezés. Debrecen, pp. 6-14.
212. TÓTH B. – NOSEK J. – OERTEL N. 2005: *A szervesanyag és lebegőanyag koncentrációk hosszú távú változása a Dunában*. In. *Hidrológiai Közlemények*, 85. évfolyam, 6. szám, pp. 152-153.

213. TÓTH B. 2007: *Vízkeimiai vizsgálatok a Magyar Duna-szakaszon*. In: NOSEK J. – OERTEL N. (szerk.) "A Dunának, mely múlt, jelen s jövő..."- Az MTA Magyar Dunakutató Állomás 50 éve. Szemelvények az Állomás tudományos eredményeiből, pp. 23-30.
214. TÓTH T. – KERTÉSZ M. 1996: *Application of soil-vegetation correlation to optimal resolution mapping of solonchalic rangeland*. In: Arid Soil Research and Rehabilitation, Volume 10, Issue 1, pp. 1-12.
215. TÓTH T. - PÁSZTOR L. 1996: *Field reflectance measurements as means of distinguishing vegetation and different grades of salt concentration in the Hortobágy alkali grassland*. In: MISOPOLINOS, M. – SZABOLCS, I. (eds) Soil Salinization and Alkalization in Europe. ESSC Editions, Thessaloniki, pp. 23-35.
216. TURNER, R. E. – STREEVER, B. 2002: *Approaches to Coastal Wetland Restoration: Northern Gulf of Mexico*. SPB Academic Publishing, p. 145.
217. VÁRADI ZS. – FEHÉR G. 2010: *Kiskunsági szikes tavak kémiai vizsgálata*. In: Acta Biologica Debrecina Oecologica Hungarica, 22. évfolyam, 1.szám, pp. 53-74.
218. VARGA Á. 2011: *A növényzet és a talaj kapcsolata egy dél-kiskunsági mintaterületen*. In: KERTÉSZ Á. (szerk.) Tájökológiai kutatások 2010. IV. Magyar Tájökológiai Konferencia, Kerekegyháza, pp. 281-287.
219. VARGA Z. 1992: *Fenntartható fejlődés és erdőgazdálkodás*. In: Erdészeti lapok, 127. évfolyam, 12. szám, pp. 357-359.
220. VITAQUA 1998: *Vén-Duna és Nyéki-Holt-Duna vízforgalmának természetvédelmi rekonstrukciója. Előzetes környezeti hatástanulmány*, Baja.
221. WALTER, H. – LIETH, H. 1967: *Weltatlas*. Gustav Fischer Verlag, Jena.
222. WETLAND 2002: *Horizontal guidance document on the role of wetlands in the Water Framework Directive: Final draft*. EU Wetland Working Group Report, Manuscript.
223. WFD 2000. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC Establishing a framework for community action in the field of water policy. EU, Luxembourg.
224. WITTNER I. – DÉVAI GY. – KISS B. – MÜLLER Z. – MISKOLCZI M. – NAGY S. A. 2005: *A Felső-Tisza menti holtmedrek állapotfeltárása. 2. rész: Állapotértékelés*. In: Hidrológiai Közöny, 85. évf., 6. sz., pp. 171-173.
225. YUREKLI, K. – KURUNC, A. – SIMSEK, H. 2004: *Prediction of daily maximum streamflow based on stochastic approaches*. In: Journal of Spatial Hydrology, Vol. 4, pp. 1-12.
226. ZALATNAI M. – KÖRMÖCZI L. 2004: *Fine scale pattern of the boundary zones in alkaline grassland communities*. In: Community Ecology, Volume 5, Issue 2, pp. 235-246.
227. ZALATNAI M. – KÖRMÖCZI L. – TÓTH T. 2007: *Community boundaries and edaphic factor in saline-sodic grassland communities along an elevation gradient*. In: Tiscia, Volume 36, pp. 7-15.
228. ZÁVOCZKY SZ. 2002: *A Duna-Dráva Nemzeti park története*. In: IVÁNYI I. – LEHMANN A. (szerk.) Duna-Dráva Nemzeti Park. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 7-14.
229. ZELLEI L. 1995: *A Nyéki-Holt-Duna vízforgalmának vizsgálata*. In: Hidrológiai Tájékoztató, 35. évfolyam, 1. szám, pp. 33-34.
230. ZELLEI L. 2003: *A Nyéki-Holt-Duna revitalizáció vízforgalmi tervezése*. In: Élet a Duna-ártéren tudományos tanácskozási összefoglaló kötete. BITE, Baja, pp. 89-99.
231. ZÓLYOMI B. 1981: *Magyarország természetes növénytakarója*. In: HORTOBÁGYI T. – SIMON T. (szerk.) Növényföldrajz, társulástan és ökológia. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, melléklet.
232. ZSUFFA I. – BOGÁRDI J. 1997: *Nem-permanens, kvázi-kétdimenziós, numerikus modell hullámtéri fokrendszerek hidrodinamikai szimulációjához*. In: Hidrológiai Közöny, 77. évfolyam, 5. szám, pp. 269-279.
233. ZSUFFA I. 1993: *A gemenci erdő revitalizációjának vízmérnöki munkái*. In: Hidrológiai Közöny, 73. évfolyam, 1. szám, pp. 53-56.
234. ZSUFFA I. 2001: *Multi-criteria decision support for the revitalisation of river floodplains*. Doctoral dissertation, Wageningen University, Wageningen. pp.121.
235. ZSUFFA I. – BOGÁRDI J. – LEENTVAAR J. 2003: *Matematikai döntéstámogató rendszer hullámterek ökológiai revitalizációjához*. In: Hidrológiai Közöny, 83. évfolyam, 2. szám, pp. 65-71.
236. ZSUFFA I. – SZLÁVIK L. (szerk.) 1993: *A Vén-Duna és Nyéki-Holt-Duna vízforgalmának természetvédelmi rekonstrukciója*. Megvalósíthatósági tanulmány. Baja, pp. 23.
237. 6/2002.(XI.5.) KvVM rendelet az ivóvízkivételre használt vagy ivóvízbázisnak kijelölt felszíni víz, valamint a halak életfeltételeinek biztosítására kijelölt felszíni vizek szennyezettségi határértékeiről és azok ellenőrzéséről.
238. 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól.
239. 13/2001. (V.9.) KöM rendelet a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről.
240. 31/2004. (XII.30.) KvVM rendelet a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól.
241. 220/2004. (VII.21.) Kormányrendelet a felszíni vizek minősége védelmének szabályairól.
242. 275/2004. (X.8.) Kormányrendelet az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről.
243. 1993. évi XLII. törvény a nemzetközi jelentőségű vadvizekről, különösen mint a vízimadarak tartózkodási helyéről szóló, Ramsarban, 1971 február 2-án elfogadott Egyezmény és annak 1982. december 3-án és 1987. május 28.-június 3. között elfogadott módosításai egységes szerkezetbe történő kihirdetéséről.
244. 1996. évi LIII. törvény a természet védelméről.

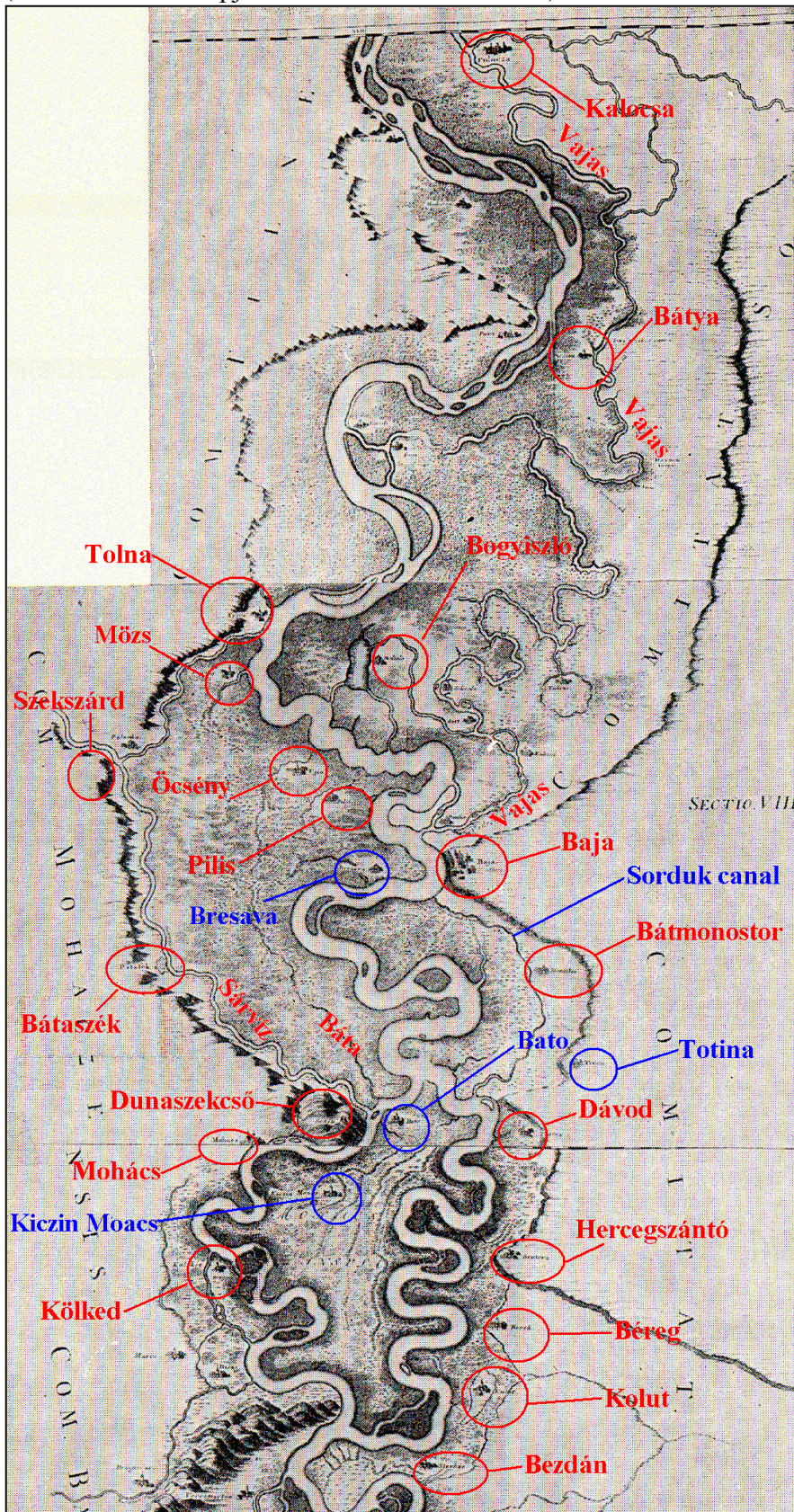
FÜGGELÉKEK

1. függelék. Térképek

1.1. függelék. A Kalocsa alatti dunai ártér és a peremvidék Árpád-kori viszonyai (GYÖRFFY GY. 1966)



1.2. függelék. A Duna Kalocsa és Bezdán közötti szakasza MARSIGLI (1726) mappáján (DEÁK A. 2004 alapján szerkesztette MÁTRAI I.)

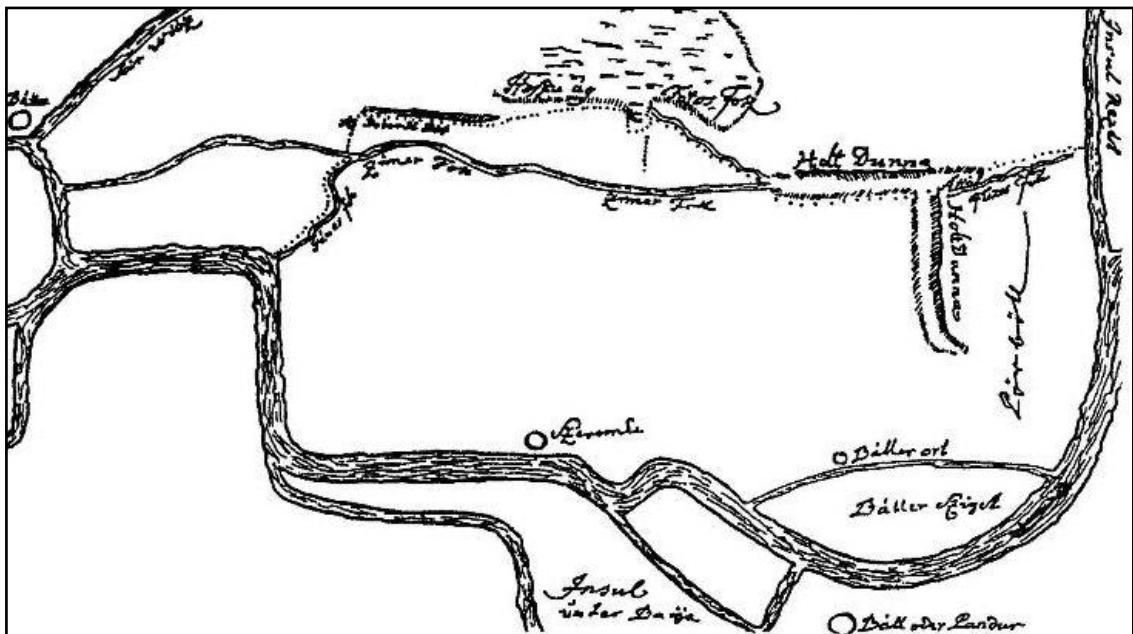


A napjainkban is létező települések és vízfolyások piros színnel és mai neveikkel vannak feltüntetve. A kékekkel kiemelték mai településekkel, vagy vízfolyásokkal egyértelműen nem azonosíthatók, ezért a korabeli térkép szerinti neveikkel láthatók.

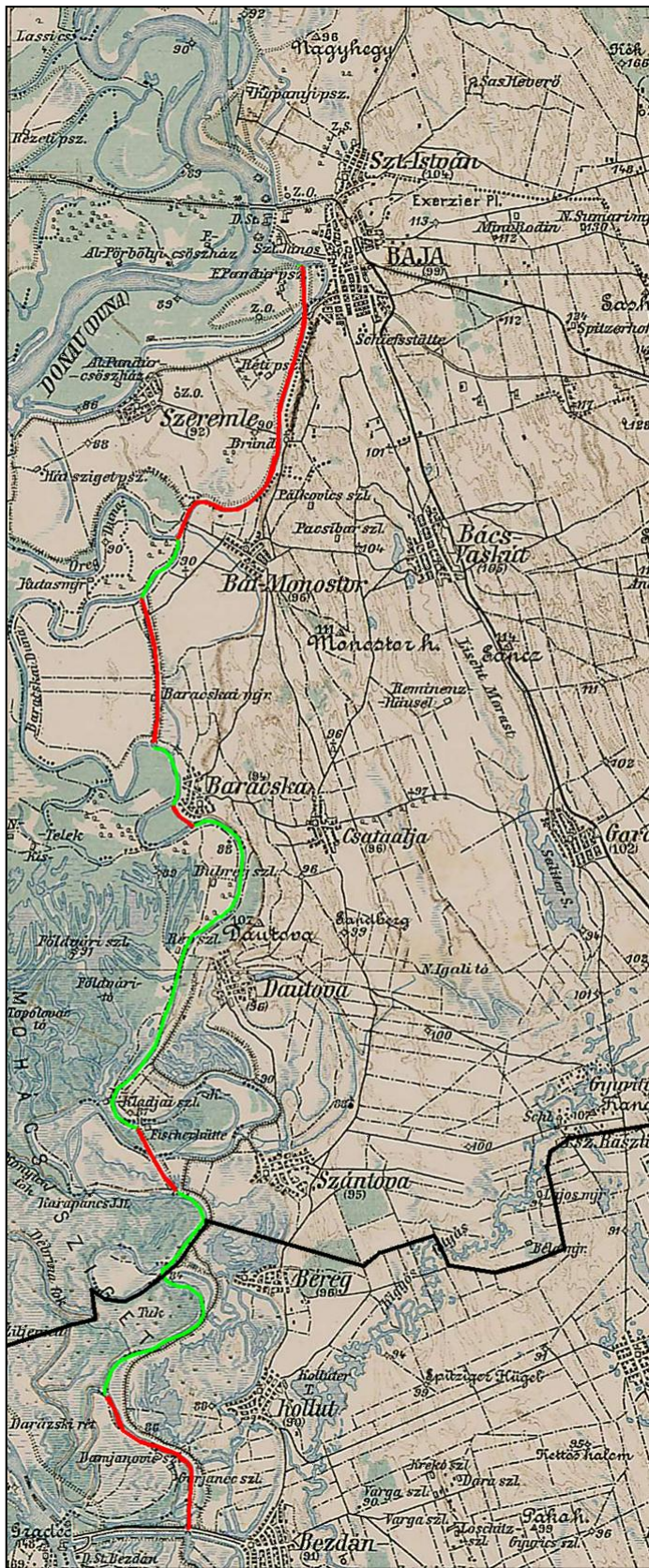
1.3. függelék. A Mohácsi-sziget és környéke PÁVAI SÁMUEL (1801) mappáján
(NEBOJSZKI L. 2007)



1.4. függelék. A Nyéki-Holt-Duna első ábrázolása egy 1731-es térképvázlaton
(Kalocsai Főszékesegyházi Levéltár II. Birtokirat-gyűjtemény, 269)

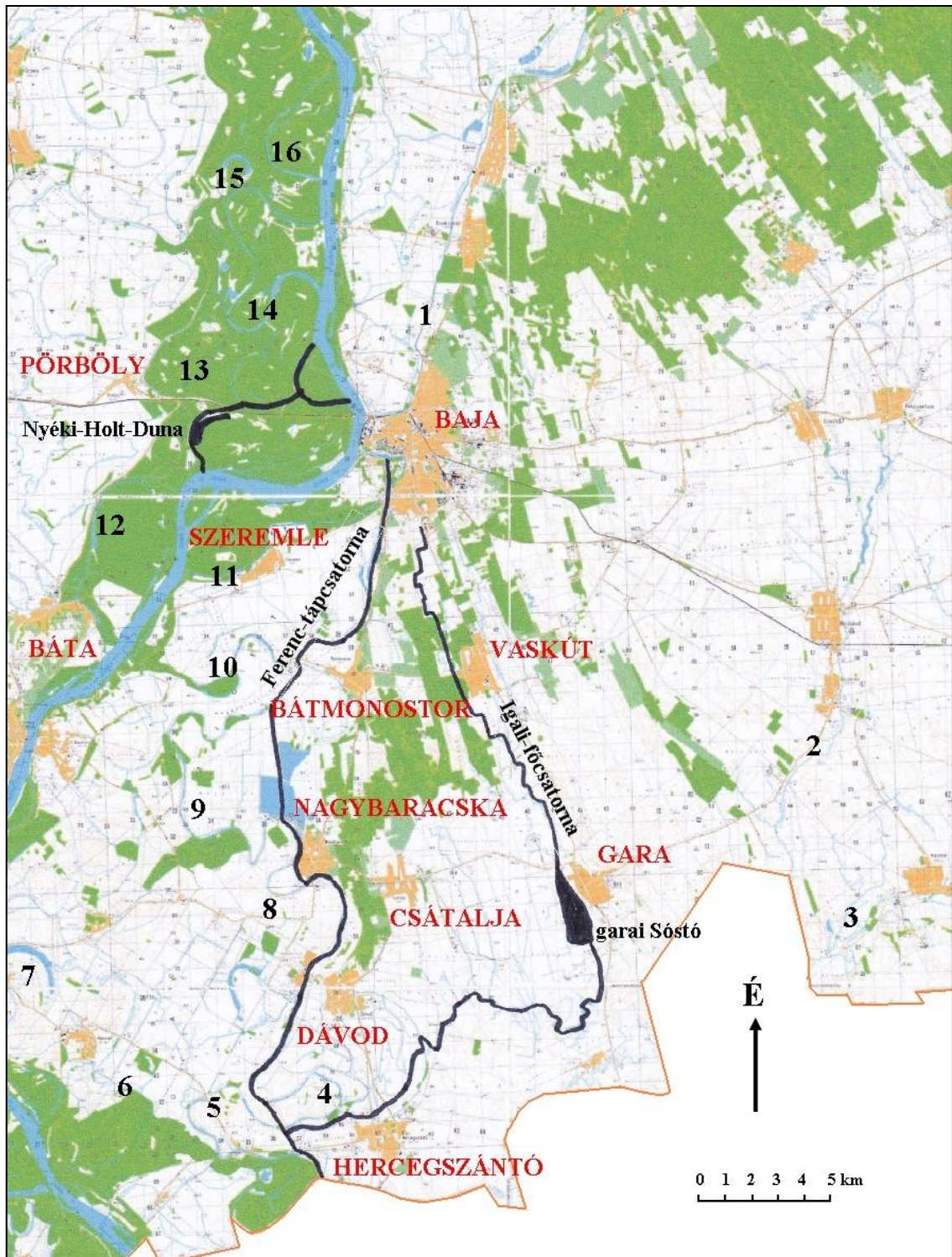


1.5. függelék. A Baja-Bezdáni-csatorna a Harmadik Katonai Felmérés (1872-1784) térképén (www.elte.lazarus.hu alapján szerkesztette MÁTRAI I.)



Pirossal a mesterséges szakaszok, zölddel a Baracscai-Duna egykori medrét képező természetes szakaszok, feketével a jelenlegi országhatár van kiemelve.

1.6. függelék. Baja környékének vízrajza és településhálózata napjainkban
(MH 1993 alapján szerkesztette MÁTRAI I.)

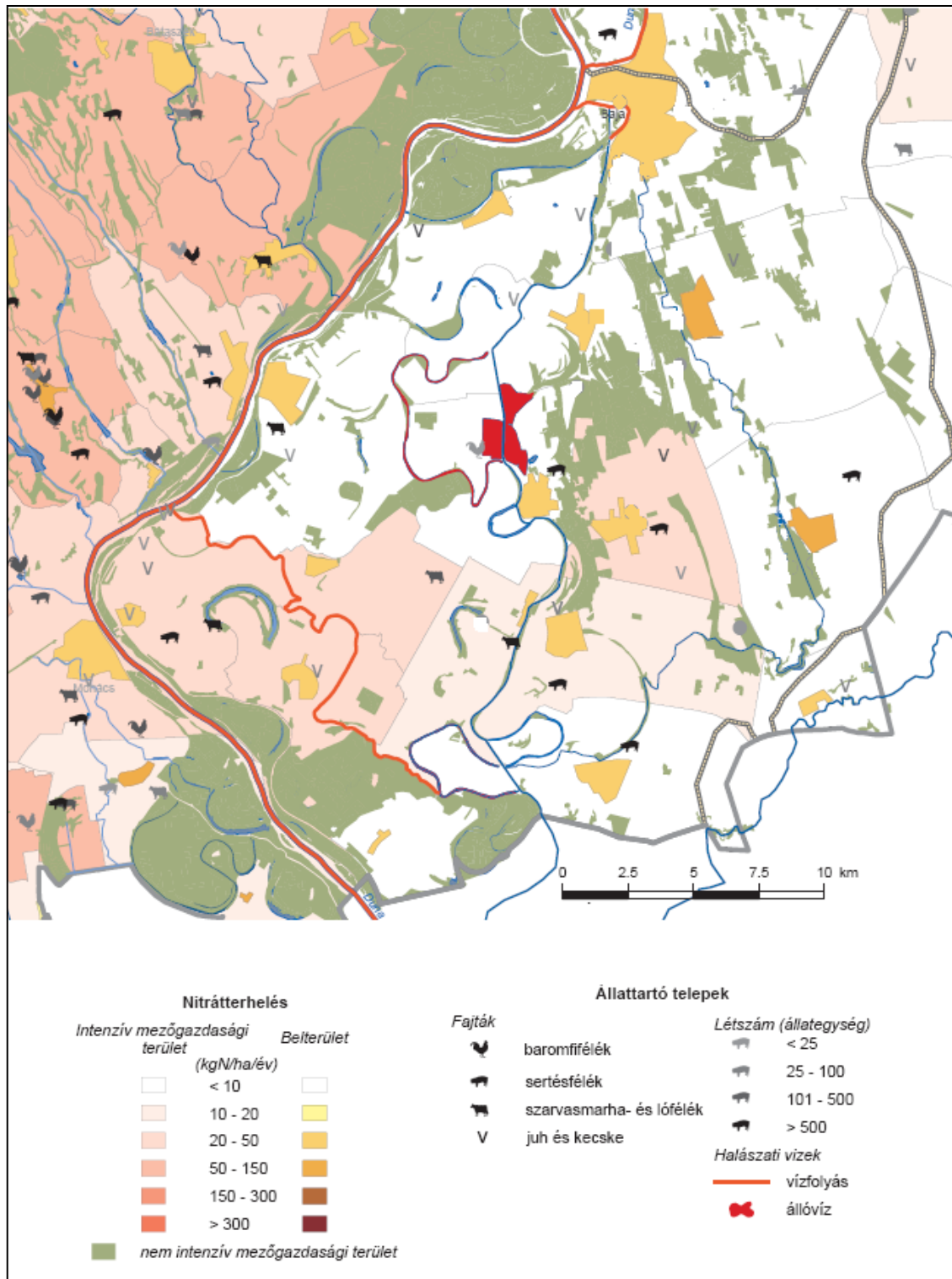


Feketével kiemelve a vizsgálati területek láthatók.

Számozással megjelölt fontosabb vízrajzi képződmények:

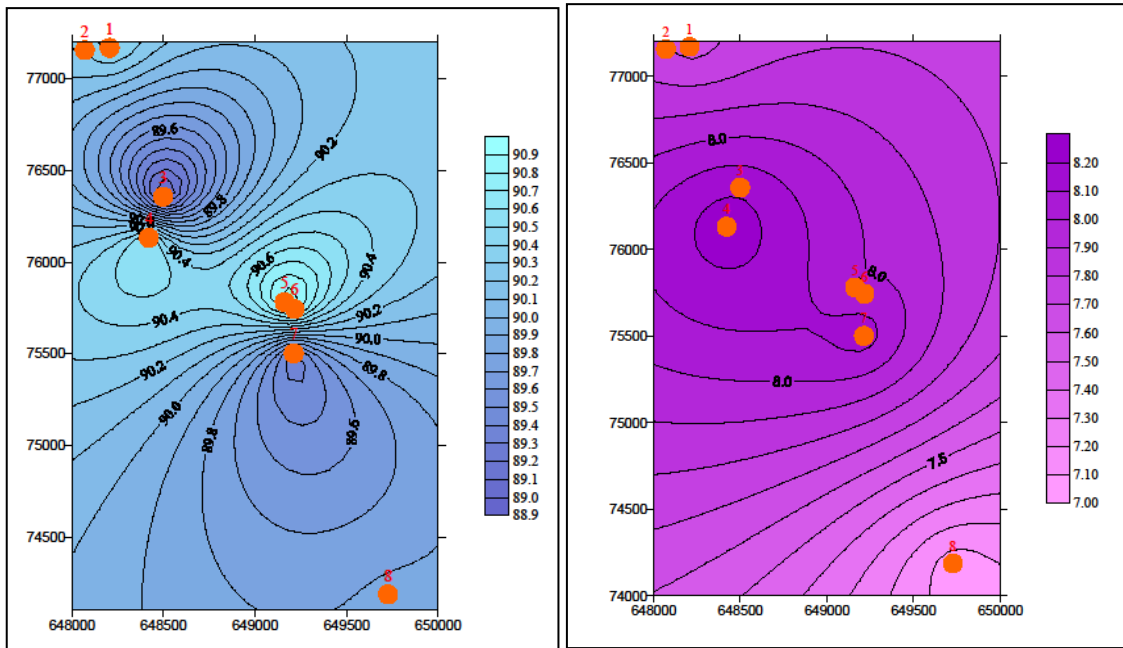
1: Dunavölgyi-főcsatorna, 2: Bokodi-Kígyós-csatorna, 3: Kígyós-főcsatorna, 4: Klágya-Holt-Duna, 5: Kadia-Holt-Duna, 6: Karapancsai-főcsatorna, 7: Riha-tó, 8: Füzesi-Holt-Duna, 9: Nagybaracscai-Holt-Duna, 10: Fás-Duna, 11: Szeremlei-Duna, 12: Bátai-Holt-Duna, 13: Kerülő-Holt-Duna, 14: Rezéti-Duna, 15: Decsi-Holt-Duna, 16: Grébeci-Duna.

1.7. függelék. Állattartó telepek és diffúz nitrát-terhelés Baja környékén
(FB VGT térképmelléklete alapján szerkesztette MÁTRAI I.)



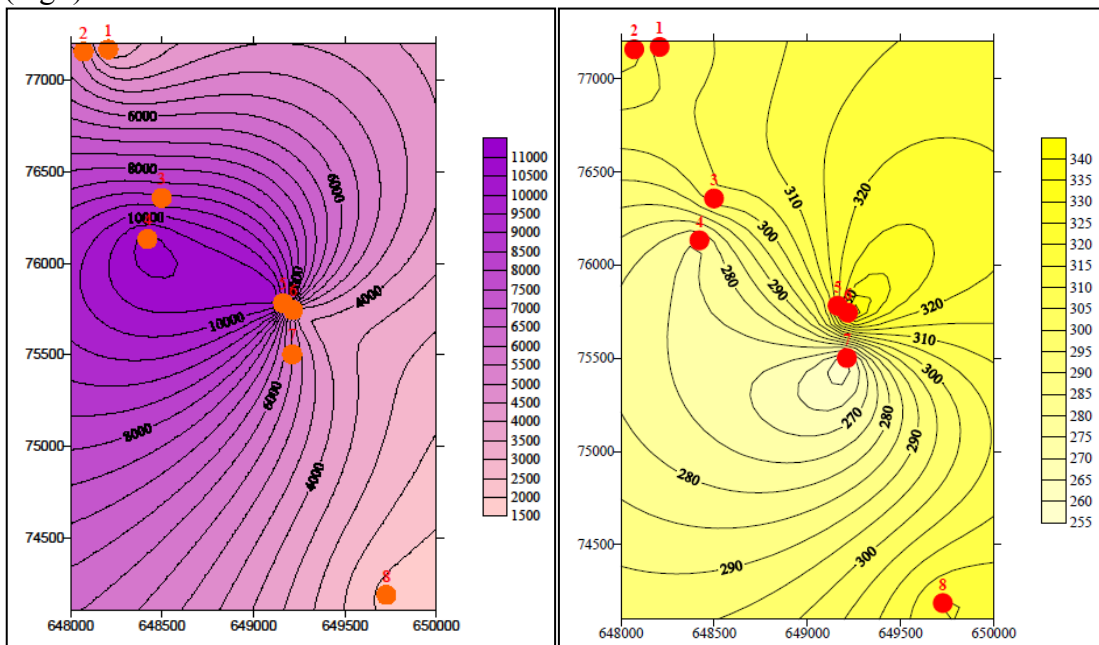
1.8. függelék. A garai Sóstó izovonalas térképei I. (szerkesztette MÁTRAI I.)

A.) abszolút talajvízszint alakulása (m Bf.), B.) talajvíz kémhatásának alakulása



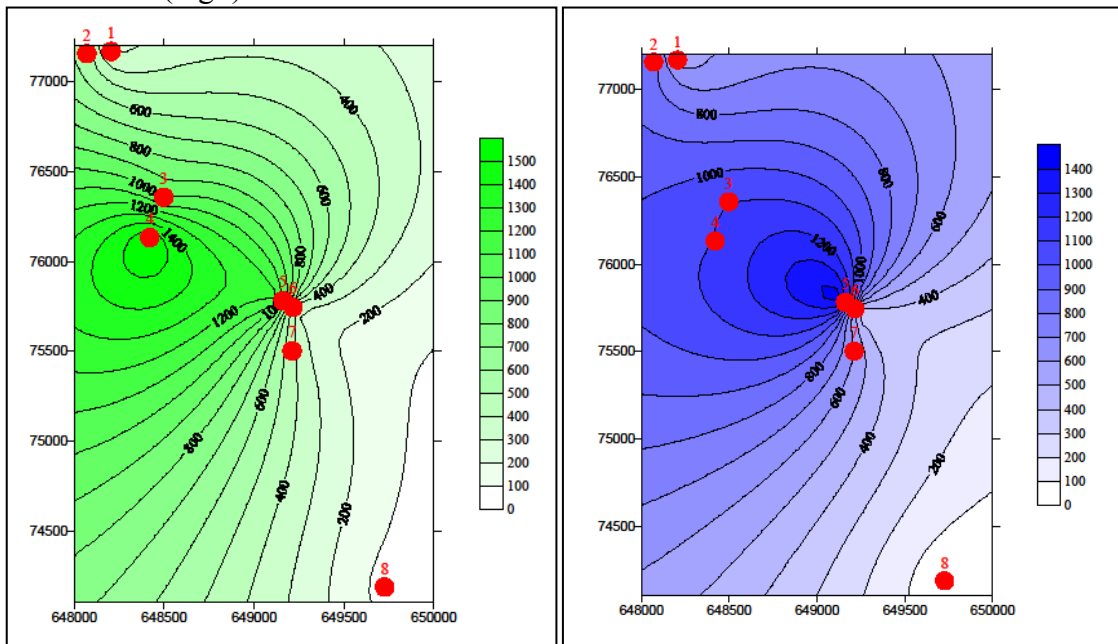
1.9. függelék. A garai Sóstó izovonalas térképei II. (szerkesztette MÁTRAI I.)

A.) talajvíz vezetőképességének ($\mu\text{S}/\text{cm}$) alakulása, B.) talajvíz Na-ion tartalmának (mg/l) alakulása



1.10. függelék. A garai Sóstó izovonalas térképei III. (szerkesztette MÁTRAI I.)

A.) talajvíz klorid-ion tartalmának (mg/l) alakulása, B.) talajvíz szulfát-ion tartalmának (mg/l) alakulása



2. függelék. Táblázatok

2.1. függelék. A Felső-Bácska vízgyűjtő-gazdálkodási tervezési alegység vízfolyás- és állóviztesteinek ökológiai állapota (FB VGT 2010 alapján összeállította MÁTRAI I.)

Állapot	Duna Baja alatti szakasza	Ferenc-tápcsatorna	Igali-főcsatorna	Karapancsai-főcsatorna
Ökológiai állapot	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
Hidromorfológiai	jó	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
Biológiai	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt	jó
fitobenton	jó	jó	mérsékelt	jó
fitoplankton	jó	mérsékelt	jó	kiváló
makrofiton	-	ah	ah	ah
makrozoobenton	mérsékelt	ah	ah	jó
hal	mérsékelt	jó	ah	ah
Fizikai-kémiai	jó	jó	jó	gyenge
oxigénháztartás	jó	jó	jó	gyenge
növényi tápanyagok	jó	kiváló	jó	kiváló
sótartalom	kiváló	kiváló	kiváló	kiváló
savasodási állapot	kiváló	kiváló	kiváló	kiváló
fémek	jó	jó	jó	ah
Kémiai állapot	ah			

ah: adathiány miatt nem ismert, -: a víztipuson nem értelmezett elem.

2.2. függelék. A Felső-Bácska vízgyűjtő-gazdálkodási tervezési alegység vízfolyásainak hidrológiai jellemzői (1930-2006)
(FB VGT 1.5. melléklet)

Vízrajzi állomás	Szelvény fkm/cskm	Vízállás			Vízhozam			Vízsebesség			Vízmélység		
		LKV cm	KÖV cm	LNV cm	LKQ m ³ /s	KÖQ m ³ /s	LNQ m ³ /s	KKV-hez m/s	KÖV-hez m/s	KNV-hez m/s	KKV-hez m	KÖV-hez m	KNV-hez m
Duna Baja alatti szakasza													
Baja	1478,4	51	346	976	680	2437	8300	0,72	0,88	1,1	4,5	6,5	9
Mohács	1446,9	62	370	984	600	2346	8240	0,65	0,86	1,2	6,1	7,7	10,6
Ferenc-tápcsatorna													
Deák Ferenc zsilip.	44,6	336	524	1110	0	1,84	10,8						
Karapancsai szivattyú telep	14	200	273	322	0		7,8	0	0,07	0,14	130	160	182
Igali-főcsatorna													
Hercegszántó	3,8	0	59	133	0	0,09	0,75	0	0,23		10	40	95

LKV: legkisebb vízállás, KÖV: középvízállás, LNV: legnagyobb vízállás, LKQ: legkisebb vízhozam, KÖQ: középvízhozam, LNQ: legnagyobb vízhozam, KKV: közepes kisvíz, KÖV: középvíz, KNV: közepes nagyvíz.

2.3. függelék. Szennyvízkibocsátók a Felső-Bácska vízgyűjtő-gazdálkodási tervezési alegység területén
(FB VGT 2010)

Szennyvízkibocsátó	Befogadó	Szelvény fkm /cskm	Szennyvízkibocsátás m ³ /nap	Terhelés (kg/év)				
				KOI _k	BOI ₅	összes-N	összes-P	ÖLA
Szennyvíztisztító telep, Baja	Duna	1479	2246	124 583	27 685	24 877	4 146	69 213
Szennyvíztisztító telep, Mohács	Duna	1446	1065	53 092	13 478			
Szennyvíztisztító telep, Gara	Igali-főcsatorna	21	16	616	112	118	9	210
Ipari szennyvízkibocsátó, Mohács	Duna	1450	365	3 336	1 209	828		1 174

Jelölésmagyarázat:

KOI_k: kromátos kémiai oxigénigény, BOI₅: 5 napos biokémiai oxigénigény, ÖLA: összes lebegőanyag.

2.4. függelék. *Felszíni víz, talajvíz és talaj egyes komponenseinek meghatározása során alkalmazott módszereink*

FELSZÍNI VÍZ ÉS TALAJVÍZ			
Paraméter	Mértékegység	Módszer	Szabványszám
vezetőképesség	μS/cm	elektroanalitika	MSZ EN 27888:1999
pH	–	elektroanalitika	MSZ ISO 10523:2004
víz hőmérséklet	°C	elektroanalitika	MSZ 448/2:1967
oldott oxigén	mg/l	elektroanalitika	MSZ 448/24-1984
oxigén tel.	%	elektroanalitikai	MSZ 448/24-1984
ÖLA	g/l	gravimetria	MSZ 12750-5:1971
összes keménység	mg/l CaO	komplexometriás titrálás	MSZ 448/21-1986
K	mg/l	lángfotometria	MSZ 448/10-1977
Na	mg/l	lángfotometria	MSZ 448/10-1977
Ca	mg/l	komplexometriás titrálás	MSZ 448/3-1985
Mg	mg/l	komplexometriás titrálás	MSZ 448/3-1985
karbonát	mg/l	sav-bázis titrálás	MSZ 448/11- 1986
hidrokarbonát	mg/l	sav-bázis titrálás	MSZ 448/11- 1986
klorid	mg/l	argentometriás titrálás	MSZ 448/15-1982
szulfát	mg/l	fotometria	MSZ 12750/16:1988
nitrát-N	mg/l	fotometria	MSZ 12750/18:1974
nitrit-N	mg/l	fotometria	MSZ 12750/18:1974
ammónium-N	mg/l	fotometria	MSZ ISO 7150:2001
összes-N	mg/l	fotometria	MSZ 12750/20:1972
ortofoszfát-P	mg/l	fotometria	MSZ 12750/17:1974
összes-P	mg/l	fotometria	MSZ 12750/17:1974
Fe	μg/l	ICP-AAS	MSZ 1484/3:1998
Zn	μg/l	ICP-AAS	MSZ 1484/3:1998
Pb	μg/l	ICP-AAS	MSZ 1484/3:1998
Cd	μg/l	ICP-AAS	MSZ 1484/3:1998
Cu	μg/l	ICP-AAS	MSZ 1484/3:1998
a-klorofill	μg/l	fotometriás (etanolos)	MSZ ISO 10260:1993
KOIk	mg/l O ₂	permanganometriás titrálás	MSZ 12750/21:1971
átlátszóság	cm	Secchi-korong	MSZ 12750/4: 1971
vízmélység	cm	szondarúd	MSZ-10-3546:1983
TALAJ			
Paraméter	Mértékegység	Módszer	Módszerszám (BUZÁS I. 1988)
pH (vizes)		elektroanalitikai	4.7.5.
vezetőképesség	μS/cm	elektroanalitikai	4.7.1.
humusz%		Tyurin-féle titrálás	4.6.2.
só%		elektroanalitikai	4.7.1.
mész%		Scheibler-féle kalcimetria	4.3.9.
kicserélhető kationok feltárása		ammónium-acetátos rázatás	4.4.4.
vízoldható kationok feltárása		vizes talajkivonat	4.7.3.
Na%		lángfotometria	4.7.18.
K%		lángfotometria	4.7.19.
Ca%		AAS	4.7.14.
Mg%		AAS	4.7.17.
klorid	mgeé/100g	argentometriás titrálás	4.7.7.
szulfát	mgeé/100g	fotometria	4.7.12.

2.5. függelék. A szervesen mikroszennyezők jellemző értékei a Dunában Bajánál (2003-2010) (ATIKÖFE által szolgáltatott adatsorok alapján készítette MÁTRAI I.)

		oldott fémek (µg/l)							
		Zn	Hg	Cd	Cr	Ni	Pb	Cu	As
minta	darabszám	64	63	62	64	62	65	64	62
	átlag	8,32	0,09	0,06	0,35	0,88	0,73	3,43	0,60
	90%-os tartósság	18,00	0,10	0,08	0,77	1,00	1,06	7,34	1,60
	maximum	30,00	0,10	0,29	1,50	1,50	2,90	9,10	1,70
határérték (EQS)*	átlag		0,05	0,25		20,00	7,20		
	90%-os tartósság	75,00			20,00			10,00	20,00
	maximális megengedhető érték		0,07	1,50					

*10/2010 VM rendelet és OVGT 5.2. háttéranyag alapján.

A határérték túllépés rózsaszínnel kiemelve.

2.6. függelék. A vízminőségi paraméterek jellemző értékei a Dunában Bajánál (2003-2010) (ATIKÖFE által szolgáltatott adatsorok alapján készítette MÁTRAI I.)

		adat szám	éves trend	minta			határérték a 25-ös folyóvíztest típusra*				
				szórás	min.	max.	átlag	kiváló (5)	jó (4)	mérs. (3)	gyenge (2)
vízhozam	m ³ /s	217	-72	956,6	938	7590	2231				
vízállás	cm	217	-0,55	150,8	55	942	319				
ÖLA	mg/l	95	-1,97	16,67	1	84	24,9				
vezetőkép.	µS/cm	217	2,23	59,82	270	545	385	<500	500-700	700-3000	3000-5000
pH		217	-0,02	0,24	7,59	8,90	8,22	6,5-8,5	6,5-8,5	6,0-9,0	5,5-9,0
Ca	mg/l	91	1,34	8,35	30,3	71,0	52,7				
Mg	mg/l	91	1,33	3,27	9,9	26,0	14,5				
Na	mg/l	91	0,20	4,31	5,9	26,8	13,7				
K	mg/l	91	0,04	0,42	1,9	3,6	2,7				
klorid	mg/l	91	0,89	5,13	9,0	32,0	19,1	<25	25-40	40-300	300-500
szulfát	mg/l	91	1,99	8,33	14,9	67,0	38,9				
hidrokarbonát	mg/l	91	6,16	34,42	104	256	183				
karbonát	mg/l	91	0,58	7,45	0	36,0	4,82				
oldott oxigén	mg/l	217	-0,42	1,92	3,2	16,0	11,0	>8	7-8	4-7	3-4
oxigén tel.	%	217	-2,95	21,81	31	161	103	80-110	70-120	<50	<20
KOIps	mg/l	217	-0,31	1,42	0	8,1	3,9				
KOIk	mg/l	217	-0,90	6,09	6,0	73,0	16,1	<10	10-15	15-50	50-75
TOC	mg/l	124	-0,31	1,16	2,3	7,7	4,6				
ammónium-N	mg/l	217	-0,001	0,08	0,01	0,40	0,09	<0,1	0,1-0,2	0,2-1,0	1,0-5,0
nitrit-N	mg/l	217	-0,001	0,01	0,01	0,07	0,02	<0,01	0,01-0,03	0,03-0,30	0,3-1,0
nitrát-N	mg/l	217	-0,360	0,79	0,45	4,47	1,97	<1	1-2	2-5	5-25
szervesen-N	mg/l	217	-0,084	0,85	0,53	4,75	2,08				
összes-N	mg/l	120	-0,096	0,88	1,06	5,40	2,50	<1,5	1,5-3	3-10	10-50
összes-P	µg/l	214	-13,46	47,88	40	470	135	<100	100-150	150-500	500-1000
ortofoszfát-P	µg/l	214	5,34	31,52	3,26	127	49	<50	50-80	80-500	500-1000
klorofill-a	µg/l	216	-0,936	29,90	1,00	129	25	<40	40-60	60-80	>80
algaszám	db/µl	89	-0,032	20,07	0,2	84	16				

* 10/2010 VM rendelet és OVGT 5.2. háttéranyag alapján.

A jó ökológiai állapotra vonatkozóan az átlagok határérték túllépése rózsaszínnel, a szélsőértékek kétszeres határérték túllépése szürkével jelölve.

2.7. függelék. A Duna (Baja 2003-2010) fontosabb vízminőségi paramétereinek korrelációs mátrixa a PEARSON-féle korrelációs koefficiensek feltüntetésével

	X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12	X13	X14	X15	X16	X17	X18	X19	X20	X21	X22	X23
X1 vízállás	1																						
X2 vízhozam	0,98	1																					
X3 ÖLA	0,81	0,80	1																				
X4 vezetőkép.	-0,20	-0,21	-0,56	1																			
X5 pH	-0,10	-0,16	0,15	-0,36	1																		
X6 Ca	-0,17	-0,18	-0,45	0,87	-0,29	1																	
X7 Mg	-0,25	-0,24	-0,35	0,61	-0,16	0,51	1																
X8 Na	-0,40	-0,40	-0,56	0,85	-0,20	0,62	0,48	1															
X9 K	-0,26	-0,20	-0,48	0,75	-0,53	0,58	0,45	0,69	1														
X10 klorid	-0,30	-0,29	-0,50	0,88	-0,27	0,68	0,60	0,86	0,75	1													
X11 szulfát	-0,38	-0,36	-0,47	0,62	-0,01	0,65	0,57	0,55	0,54	0,64	1												
X12 hidrokarbonát	-0,18	-0,16	-0,47	0,82	-0,64	0,77	0,55	0,65	0,66	0,63	0,34	1											
X13 karbonát	-0,09	-0,12	0,10	-0,22	0,81	-0,14	0,04	-0,11	-0,37	-0,15	0,21	-0,58	1										
X14 oldott oxigén	-0,15	-0,21	-0,09	0,40	0,33	0,33	0,20	0,44	0,11	0,44	0,26	0,11	0,25	1									
X15 KOIps	0,19	0,18	0,45	-0,20	0,37	-0,32	-0,16	-0,13	-0,28	-0,15	-0,12	-0,47	0,42	0,31	1								
X16 KOIk	0,28	0,28	0,33	-0,13	0,17	-0,26	-0,23	0,10	-0,19	-0,02	-0,12	-0,36	0,30	0,24	0,47	1							
X17 TOC	0,22	0,19	0,27	-0,22	0,31	-0,14	-0,29	-0,02	-0,12	-0,05	-0,15	-0,27	0,06	0,45	0,55	0,56	1						
X18 szerves-N	0,11	0,09	-0,28	0,87	-0,46	0,66	0,37	0,59	0,64	0,72	0,39	0,66	-0,46	0,37	-0,04	-0,07	-0,05	1					
X19 összes-N	0,13	0,12	-0,20	0,87	-0,42	0,63	0,21	0,65	0,62	0,75	0,33	0,58	-0,40	0,37	-0,07	-0,07	0,02	0,96	1				
X20 összes-P	0,43	0,41	0,39	0,03	-0,17	-0,10	-0,21	-0,04	0,06	-0,01	-0,25	0,00	-0,35	0,02	0,05	0,18	0,28	0,21	0,33	1			
X21 ortofoszfát-P	-0,02	0,02	-0,32	0,49	-0,82	0,35	0,26	0,27	0,61	0,41	0,20	0,57	-0,63	-0,19	-0,31	-0,29	-0,39	0,61	0,53	0,21	1		
X22 klorofill-a	-0,12	-0,15	0,26	-0,40	0,80	-0,33	-0,12	-0,24	-0,44	-0,29	-0,03	-0,60	0,69	0,34	0,38	0,24	0,42	-0,52	-0,47	-0,15	-0,81	1	
X23 algaszám	-0,16	-0,19	0,18	-0,34	0,84	-0,30	-0,24	-0,14	-0,45	-0,21	-0,07	-0,51	0,62	0,45	0,40	0,39	0,55	-0,46	-0,44	-0,20	-0,89	0,80	1

Rózsaszínnel kiemelve a vizsgált szoros összefüggések láthatóak. A sárgával kiemelt egyéb szoros (egyértelmű kémiai) kapcsolatokra értekezésemben nem térek ki.

2.8. függelék. A Nyéki-Holt-Duna makrofita fajlistája

Fajnév	Fajlista					
	2003	2004	2005	2006	2007	2008
1 <i>Agrostis stolonifera</i> L. (Fehér tippán)			x			
2 <i>Alisma plantago-aquatica</i> L.(Vízi hídór)		x				
3 <i>Alopecurus geniculatus</i> L. (Gombos ecsetpázsit)		x	x		x	
4 <i>Asclepias syriaca</i> L. (Selyemkóró)			x			
5 <i>Aster sedifolius</i> L. (Pettyegetett őszirózsa)*		x				
6 <i>Azolla filiculoides</i> Lam. (Nagy moszatpáfrány)*			x			
7 <i>Batrachium circinnatum</i> (Sibth.) Spach. (Merev boglárka)	x	x		x		
8 <i>Batrachium rionii</i> Lagger (Kopasztermésű víziboglárka)						x
9 <i>Batrachium trichophyllum</i> Bosch (Hínáros víziboglárka)*	x	x				
10 <i>Bidens tripartitus</i> L. (Subás farkasfog)			x		x	
11 <i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla (Szikikáka)*					x	
12 <i>Butomus umbellatus</i> L. (Virágkáká)	x					
13 <i>Callitriche cophocarpa</i> Sendtn. (Változékony mocsárhúr)					x	
14 <i>Caltha palustris</i> L. (Mocsári gólyahír)	x	x				x
15 <i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br. (Sövényiszulák)	x	x	x			
16 <i>Cardamine pratensis</i> L. (Réti kakukktorma)	x					
17 <i>Carex acuta</i> L. (Éles sás)		x	x			
18 <i>Carex acutiformis</i> Ehrh. (Mocsári sás)			x			x
19 <i>Carex hirta</i> L. (Borzas sás)	x	x	x			
20 <i>Carex riparia</i> Curt. (Parti sás)			x			
21 <i>Ceratophyllum demersum</i> L. (Érdes tócsagaz)	x	x	x	x	x	x
22 <i>Ceratophyllum submersum</i> L. (Sima tócsagaz)	x					
23 <i>Colchicum autumnale</i> L. (Őszi kikerics)		x				
24 <i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.B. (Közönséges kakaslábfü)		x				
25 <i>Eleocharis palustris</i> (L.) R. et Sch. (Mocsári csetkáká)		x				
26 <i>Euphorbia palustris</i> L. (Mocsári kutyatej)		x	x		x	
27 <i>Galium palustre</i> L. (Mocsári galaj)			x			x
28 <i>Glechoma hederacea</i> L. (Kerek repkény)		x	x		x	
29 <i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmbg. (Vízi harthatkása)		x	x	x	x	x
30 <i>Hippuris vulgaris</i> L. (Vízi-lófark)*	x					
31 <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L. (Békatutaj)	x	x	x	x		
32 <i>Iris pseudacorus</i> L. (Mocsári nőszirm)	x	x	x		x	x
33 <i>Lemna minor</i> L. (Apró békalencse)	x	x	x	x		x
34 <i>Lemna trisulca</i> L. (Keresztes békalencse)	x	x	x	x	x	x
35 <i>Leucosium aestivum</i> L. (Nyári tözike)*		x	x		x	x
36 <i>Lycopus europaeus</i> L. (Vízi peszérce)		x	x		x	
37 <i>Lysimachia nummularia</i> L. (Pénzlevelű lizinka)	x	x	x		x	x
38 <i>Lysimachia vulgaris</i> L. (Közönséges lizinka)	x	x	x			
39 <i>Lythrum salicaria</i> L. (Réti füzény)	x	x	x			x
40 <i>Lythrum virgatum</i> L.(Vesszős füzény)*		x			x	
41 <i>Myosotis palustris</i> (L.) Nath.em.Rchb (Mocsári nefelejcs)	x	x	x	x		
42 <i>Myriophyllum spicatum</i> L. (Füzéres süllőhínár)	x			x		
43 <i>Myriophyllum verticillatum</i> L.(Gyűrűs süllőhínár)	x	x		x		x
44 <i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm. (Vízitök)	x	x	x	x	x	x
45 <i>Nymphaea alba</i> L. (Fehér tündérrózsa)	x	x	x	x	x	x
46 <i>Nymphoides peltata</i> (Gmel.) Ktze. (Tündérfátyol)	x	x	x	x	x	x
47 <i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir. (Mételykóró)	x	x	x		x	x
48 <i>Phalaris arundinacea</i> L. (Pántlikafű)		x	x			x
49 <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. (Nád)	x	x	x	x	x	x
50 <i>Polygonum amphibium</i> L. (Vidrakeserűfű)	x	x	x	x	x	x
51 <i>Polygonum hydropiper</i> L.(Borsos keserűfű)		x	x			
52 <i>Polygonum mite</i> Schrk. (Szelíd keserűfű)			x			
53 <i>Polygonum persicaria</i> L. (Borsos keserűfű)		x	x			
54 <i>Potamogeton crispus</i> L. (Bodros békaszőlő)	x	x	x			x
55 <i>Potamogeton lucens</i> L. (Üveglevelű békaszőlő)	x		x	x		x
56 <i>Potamogeton panorminatus</i> Bivona-Bernardi (Apró békaszőlő)			x	x		x
57 <i>Potamogeton pectinatus</i> L. (Fésűs békaszőlő)			x	x		
58 <i>Ranunculus repens</i> L. (Kúszó boglárka)		x				
59 <i>Ranunculus sceleratus</i> L. (Torzsikaboglárka)					x	
60 <i>Rorippa amphibia</i> (L.) Bess. (Vízi kányafű)	x	x	x			x

* A területről elsőként általunk leírt növényfaj. Szürkével kiemelve a védett fajok láthatók.

2.8. függelék. A Nyéki-Holt-Duna makrofita fajlistája (folytatás)

Fajnév	Fajlista					
	2003	2004	2005	2006	2007	2008
61 <i>Rorippa austriaca</i> (Cr.) Bess. (Osztrák kányafű)		x	x		x	x
62 <i>Rorippa nasturcium-aquaticum</i> (L.) Hay (Vízitorma)*	x	x				
63 <i>Rubus caesius</i> L. (Hamvas szeder)	x	x	x		x	x
64 <i>Rumex crispus</i> L. (Fodros lórom)					x	
65 <i>Rumex hydrolapathum</i> Huds. (Tavi lórom)		x	x		x	x
66 <i>Sagittaria sagittifolia</i> L. (Nyílfű)	x	x	x	x	x	x
67 <i>Salvinia natans</i> (L.) All. (Rucaöröm)	x	x	x	x		x
68 <i>Schoenus nigricans</i> L. (Kormos csáté)*					x	
69 <i>Scirpus (Schoenoplectus) lacustris</i> (Rschb.) L. (Tavi káka)	x	x	x	x	x	x
70 <i>Scutellaria galericulata</i> L. (Víz melléki csukóka)*		x	x			
71 <i>Sium latifolium</i> L. (Széleslevelű békakorsó)	x					
72 <i>Solanum dulcamara</i> L. (Keserű csucsor)		x	x	x	x	
73 <i>Solidago gigantea</i> Ait. (Magas aranyvessző)		x			x	
74 <i>Spirodella polyrrhiza</i> (L.) Schleid. (Bojtosbékalencse)	x	x	x	x	x	x
75 <i>Stachys palustris</i> L. (Mocsári tisztesfű)	x	x	x	x		x
76 <i>Symphytum officinale</i> L. (Fekete nadálytő)	x	x	x		x	x
77 <i>Trapa natans</i> L. (Sulyom)	x	x	x	x	x	x
78 <i>Typha angustifolia</i> L. (Keskenylevelű gyékény)*		x	x			
79 <i>Urtica dioica</i> L. (Nagy csalán)		x	x		x	
80 <i>Utricularia vulgaris</i> L. (Közönséges rence)	x		x	x		
81 <i>Zannichellia palustris</i> L. (Tófonal)*	x		x	x		x
Fajsza	41	55	55	25	34	35

* A területről elsőként általunk leírt növényfaj.

2.9. függelék. A vízminőségi paraméterek jellemző értékei a Nyéki-Holt-Dunán (2003-2008)

		minta				átlag	határérték*			
		adat szám	szórás	min.	max.		13-as állóvíztestre kiváló állapot	jó állapot	25-ös folyóvíztestre kiváló állapot	jó állapot
vízmélység	m ³ /s	83	51,52	10	160	64				
átlátszóság	cm	83	30,38	15	140	45	>120	120-80		
ÖLA	mg/l	83	0,09	4	362	114				
vezetőképesség	µS/cm	83	101,34	239	682	420	<600	600-900	<500	500-700
pH		83	0,73	6,5	9,7	7,89	7,7-8,3	7,2-8,8	6,5-8,5	6,5-8,5
Ca	mg/l	83	20,76	31	118	58,2				
Mg	mg/l	83	10,74	9	53	21,3				
Na	mg/l	83	1,96	7,5	17,4	12,4				
K	mg/l	83	1	0,7	4,7	2,5				
klorid	mg/l	83	6,86	6	36	17,7			<25	25-40
szulfát	mg/l	83	15,67	0	82	26,5				
hidrokarbonát	mg/l	83	102	0	408	190,6				
karbonát	mg/l	83	27,61	0	101	13,4				
oldott oxigén	mg/l	83	3,89	0,9	21,8	7,99	8-10	7-11	>8	7-8
oxigén telítettség	%	83	51	9	258	95	80-120	70-130	80-110	70-120
KOÍps	mg/l	83	3,37	5	21	10,7				
ammónium-N	mg/l	83	0,22	0,01	1,06	0,16	<0,1	0,1-0,3	<0,1	0,1-0,2
nitrit-N	mg/l	83	0,01	0	0,04	0,01			<0,01	0,01-0,03
nitrát-N	mg/l	83	0,08	0	0,38	0,18	<0,1	0,1-0,4	<1	1-2
szervetlen-N	mg/l	83	0,22	0,1	1,06	0,35				
összes-N	mg/l	83	0,53	0,34	3,32	1,27	<1,5	1,5-2,5	<1,5	1,5-3,0
összes-P	µg/l	83	199	40	1010	254	<100	100-300	<100	100-150
ortofoszfát-P	µg/l	83	77	3	359	66	<30	30-120	<50	50-80
klorofill-a	µg/l	30	71,43	4	259	49	<15	15-40	<20	20-40

* 10/2010 VM rendelet és OVG 5.2. határanyag alapján. A jó ökológiai állapotra vonatkozó átlagok határérték túllépése rózsaszínnel, a szélsőértékek kétszeres határérték túllépése szürkével jelölve.

2.10. függelék. A Nyéki-Holt-Dunán mért vízminőségi paraméterek vizsgálati időpontokénti átlagai

		2003	2003	2003	2004	2004	2004	2004	2005	2005	2005	2005	2006	2007	2008
		ápr.	jún.	aug.	ápr.	máj.	jún.	aug.	ápr.	máj.	jún.	szept.	jún.	jún.	jún.
átlátszóság	cm	68	36	20	12	15	35	17	68	46	88	51	48	17	71
vízmélység	cm	83	58	21	12	25	48	22	68	59	106	134	77	22	96
üledékvastagság	cm	-	14	-	-	-	-	-	-	-	16	-	17	25	-
vez. kép.	µS/cm	614	326	410	510	434	407	311	484	475	408	491	327	371	539
pH	-	8,1	8,7	6,8	8,0	8,3	7,4	8,9	7,5	7,4	8,3	7,4	7,6	8,4	7,7
oxigén tel.	%	97	61	45	114	104	80	48	97	69	111	17	152	180	147
oldott oxigén	mg/l	9,3	5,2	4,0	10,7	9,6	6,6	4,1	9,9	5,9	9,4	1,8	11,6	11,8	13,0
oldott anyag	g/l	0,26	0,16	0,19	0,30	0,27	0,30	0,19	0,24	0,26	0,25	0,28	0,18	0,29	0,43
lebegő anyag	g/l	0,03	0,18	0,02	0,21	0,06	0,20	0,14	0,05	0,15	0,25	0,10	0,08	0,04	0,01
K	mg/l	1,7	1,2	3,8	4,6	2,6	3,0	3,1	3,3	3,1	2,9	3,5	1,7	2,3	2,3
Na	mg/l	11,4	11,9	16,6	11,9	11,4	10,3	14,0	13,0	11,5	11,6	8,8	14,1	11,4	11,8
Ca	mg/l	90	91	42	71	59	54	38	60	63	63	70	40	50	34
Mg	mg/l	25	24	23	21	25	16	12	19	14	15	16	16	18	52
karbonát	mg/l	0	53	0	0	7	0	63	0	0	17	0	5	15	0
hidrokarbonát	mg/l	365	68	172	180	174	215	10	220	222	202	264	164	174	327
klorid	mg/l	17	16	27	16	16	15	16	19	34	16	14	13	12	13
szulfát	mg/l	24	41	44	66	35	24	27	19	27	14	30	13	9	30
szabad ammónia	mg/l	0,002	0,014	0,000	0,001	0,003	0,001	0,008	0,000	0,005	0,005	0,001	0,025	0,238	0,006
nitrát-N	mg/l	0,094	0,128	0,151	0,090	0,151	0,196	0,128	0,305	0,241	0,260	0,226	0,285	0,000	0,187
nitrit-N	mg/l	0,006	0,004	0,011	0,012	0,004	0,004	0,020	0,012	0,016	0,006	0,005	0,004	0,000	0,009
ammónium-N	mg/l	0,031	0,045	0,035	0,021	0,039	0,034	0,031	0,039	0,358	0,035	0,082	0,306	0,795	0,200
szervetlen-N	mg/l	0,130	0,177	0,196	0,123	0,194	0,233	0,179	0,356	0,615	0,301	0,312	0,594	0,795	0,396
szerves-N	mg/l	0,510	0,645	1,082	1,144	0,940	0,527	1,015	1,374	0,859	0,502	0,408	0,983	1,859	0,831
összes-N	mg/l	0,640	0,822	1,278	1,267	1,133	0,760	1,193	1,730	1,474	0,803	0,720	1,577	2,655	1,227
ortofoszfát-P	mg/l	0,015	0,031	0,078	0,028	0,084	0,127	0,034	0,021	0,036	0,011	0,067	0,033	0,155	0,251
összes-P	mg/l	0,142	0,087	0,303	0,150	0,167	0,170	0,693	0,135	0,311	0,200	0,128	0,110	0,393	0,491
KOIps	mg/l	8	10	17	8	16	8	14	11	9	9	8	10	12	12
klorofill-a	µg/l	17	12	227	25	25	35	211	77	14	57	7	-	-	-
Fe	µg/l	28	33	-	125	177	59	130	31	245	179	48	-	-	-
Zn	µg/l	11	12	-	9	7	11	30	12	10	9	13	-	-	-
Pb	µg/l	<0,7	1,4	-	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	-	-	-
Cd	µg/l	<0,05	<0,05	-	<0,05	0,07	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	-	-	-
Cu	µg/l	0,94	4,83	-	3,73	5,67	5,17	10,33	4,20	3,70	1,90	3,50	-	-	-

Kihúzott érték (-) esetén nincs adat.

2.11. függelék. A Nyéki-Holt-Duna júniusban mért vízminőségi paramétereinek évenkénti alakulása

		2003			2004			2005			2006			2007			2008		
		min	max	átlag	min	max	átlag	min	max	átlag	min	max	átlag	min	max	átlag	min	max	átlag
átlátszóság	cm	19	80	39	30	45	35	60	140	88	15	75	48	15	25	17	50	90	71
vízmélység	cm	29	120	61	30	60	48	80	150	106	50	100	77	15	50	22	50	150	96
üledékvastagság	cm	8	26	15	-	-	-	8	30	16	10	35	17	10	30	25	-	-	-
vezetőképesség	µS/cm	262	369	312	390	422	407	343	447	408	248	372	327	287	444	371	518	571	539
pH		7,5	9,7	8,4	7,3	7,4	7,4	8,1	8,7	8,3	6,7	8,7	7,7	7	9,7	8,5	7	7,9	7,6
oxigén telítettség	%	26	74	56	50	116	80	79	141	111	108	192	152	168	185	180	79	258	147
oldott oxigén	mg/l	3,6	6,8	5,2	4,2	9,6	6,6	6,7	11,7	9,4	8,1	16,7	11,6	8,4	13	11,8	7,2	21,8	13
oldott anyag	g/l	0,080	0,368	0,181	0,167	0,343	0,247	0,162	0,336	0,259	0,080	0,240	0,178	0,237	0,356	0,288	0,394	0,460	0,427
lebegő anyag	g/l	0,004	0,240	0,102	0,046	0,232	0,149	0,010	0,362	0,167	0,012	0,217	0,075	0,022	0,066	0,043	0,004	0,021	0,013
K	mg/l	0,7	1,7	1,0	2,8	3,1	3,0	2,4	3,1	2,9	1,3	2,0	1,7	1,6	3,4	2,3	1,8	2,8	2,3
Na	mg/l	9,7	14,4	12,2	9,9	11,0	10,3	11,4	11,8	11,6	13,1	16,6	14,1	7,5	13,3	11,4	11,6	11,9	11,8
Ca	mg/l	49	118	82	52	56	54	59	67	63	32	45	40	36	65	50	31	45	34
Mg	mg/l	20	35	24	14	19	16	14	15	15	14	18	16	13	23	18	50	53	52
karbonát	mg/l	0	101	43	0	0	0	0	90	17	0	42	5	0	43	15	0	0	0
hidrokarbonát	mg/l	0	171	84	203	231	215	116	226	202	79	201	164	41	256	174	305	347	327
klorid	mg/l	13	18	15	14	16	15	15	18	16	12	13	13	6	14	12	12	15	13
szulfát	mg/l	11	74	32	23	24	24	13	15	14	7	21	13	0	25	9	27	34	30
szabad ammónia	mg/l	0,001	0,029	0,012	0,001	0,001	0,001	0,002	0,011	0,005	0,000	0,173	0,031	0,009	0,685	0,289	0,002	0,012	0,007
nitrát-N	mg/l	0,068	0,181	0,121	0,181	0,203	0,196	0,226	0,316	0,260	0,248	0,339	0,285	0,000	0,000	0,000	0,135	0,248	0,187
nitrit-N	mg/l	0,003	0,006	0,003	0,003	0,006	0,004	0,006	0,006	0,006	0,003	0,006	0,004	0,000	0,000	0,000	0,003	0,039	0,009
ammónium-N	mg/l	0,031	0,054	0,043	0,023	0,039	0,034	0,023	0,039	0,035	0,016	0,559	0,306	0,473	1,062	0,795	0,160	0,250	0,200
szervetlen-N	mg/l	0,102	0,232	0,165	0,116	0,257	0,181	0,255	0,763	0,431	0,290	0,833	0,594	0,473	1,062	0,795	0,334	0,504	0,396
összes-N	mg/l	0,340	1,100	0,835	0,710	0,800	0,760	0,660	0,880	0,803	1,100	1,970	1,577	2,150	3,320	2,655	1,020	1,520	1,227
ortofoszfát-P	mg/l	0,020	0,055	0,036	0,052	0,212	0,127	0,003	0,026	0,011	0,010	0,069	0,033	0,036	0,359	0,155	0,196	0,313	0,250
összes-P	mg/l	0,040	0,230	0,098	0,130	0,210	0,170	0,095	0,342	0,200	0,071	0,151	0,110	0,316	0,483	0,393	0,387	0,610	0,491
KOI _{pss}	mg/l O ₂	5	14	10	7	8	8	8	10	9	8	13	10	9	15	12	10	13	12
klorofill-a	µg/l	8	229	66	12	259	62	4	81	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fe	µg/l	15	158	60	56	66	59	165	193	179	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zn	µg/l	3	40	13	10	13	11	6	11	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb	µg/l	<0,7	3,0	1,8	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cd	µg/l	<0,05	0,06	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cu	µg/l	0,45	7,40	3,85	3,70	6,40	5,17	1,70	2,10	1,90	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Kihúzott érték (-) esetén nincs adat.

2.12. függelék. A Nyéki-Holt-Duna makrozoobenton taxonlistája

Taxoncsoportok	taxonpontszám*	2003	2004	2005
SZIVACSONYOK (<i>Prolifera</i>)				
<i>Demospongia</i>	4		x	
GYÜRÜSFÉRGEK (<i>Annelida</i>)				
<i>Erpobdellidae</i>	3	x	x	x
<i>Glossiphoniidae</i>	4	x		
<i>Hirudidae</i>	3	x	x	
PUHATESTŰEK (<i>Mollusca</i>)				
<i>Acroloxidae</i>	5			x
<i>Hydrobiidae-Potamopyrgus</i>	5			x
<i>Limnaeidae</i>	3	x	x	x
<i>Neritidae</i>	7	x		
<i>Planorbidae</i>	3	x	x	x
<i>Valvatidae</i>	3			x
<i>Viviparidae</i>	4	x	x	x
RÁKOK (<i>Crustacea</i>)				
<i>Asellidae</i>	3	x		x
<i>Gammaridae</i>	4	x		x
KÉRÉSZEK (<i>Ephemeroptera</i>)				
<i>Baetidae</i>	4	x		x
<i>Ephemeridae</i>	6	x		
SZITAKÖTŐK (<i>Odonata</i>)				
<i>Aeshnidae</i>	6			x
<i>Calopterygidae</i>	4			x
<i>Gomphidae</i>	6	x		x
<i>Lestidae</i>	6	x	x	x
POLOSKÁK (<i>Heteroptera</i>)				
<i>Aphelocheiridae</i>	8	x		
<i>Corixidae</i>	3	x		
<i>Gerridae</i>	4	x	x	
<i>Hydrometriadea</i>	4	x		
<i>Naucoridae</i>	3		x	x
<i>Nepidae</i>	4		x	x
<i>Notonectidae</i>	4	x	x	
<i>Pleidae</i>	4	x		
BOGARAK (<i>Coleoptera</i>)				
<i>Dytiscidae</i>	5	x		x
<i>Halplidae</i>	5		x	x
TEGZESEK (<i>Trichoptera</i>)				
<i>Hydropsychidae</i>	5	x		
KÉTSZÁRNYÚAK (<i>Diptera</i>)				
<i>Ceratopogonidae</i>	2			x
<i>Chironomidae</i>	2		x	x
<i>Culicidae</i>	2		x	x

*KRISKA GY. 2003 alapján

2.13. függelék. A szerves mikroszennyezők jellemző értékei a Nyéki-Holt-Dunán (2003-2006)

		oldott fémek (µg/l)			
		Zn	Cu	Cd	Pb
minta	darabszám	41	41	41	41
	átlag	12,39	3,99	0,05	1,00
	90%-os tartósság	24	7,4	0,06	2
	maximum	40	13	0,1	3
határérték (EQS)*	átlagra			0,25	7,2
	90%-os tartósságra	75	10		
	maximális megengedhető értékre			1,5	

* 10/2010. VM rendelet és ÖVGT 5.2. háttéranyag alapján. Szürkével kiemelve a maximális megengedhető értékkel nem szabályozott szélsőérték tartósságra megállapított határérték túllépése.

2.14. függelék. A Ferenc-tápcsatorna makrovegetációjának biotikus mutatók szerinti értékelése

Mintavételi pontok (2011. szeptember)	Df	VAL	WB	RB	NB	SB	
Bátmonostor	1	0,4	3,59	10,24	6,86	6,81	0,19
	1a	0	4,33	11,33	7,00	7,53	0,00
	1b	0	4,29	10,45	7,03	6,81	0,19
	1c	0,1	4,09	11,06	7,24	6,62	0,12
	2	0,4	3,19	9,86	6,97	6,94	0,28
	2a	0	4,33	10,96	7,30	6,89	0,15
	2b	0	4,14	10,89	7,21	6,82	0,14
Nagybaracska-Dávod	3a	0	3,66	11,43	7,04	6,70	0,13
	3b	0	4,07	10,60	7,00	6,07	0,13
	3	0,1	4,07	10,96	7,04	7,00	0,25
	3c	0,3	3,20	11,05	6,85	7,00	0,20
	4	0,1	4,11	11,17	7,22	7,50	0,00
Hercegszántó	5a	0	4,47	10,88	7,00	5,82	0,41
	5b	0	5,00	9,50	7,00	5,00	0,50
	5	0	4,56	11,11	7,33	6,33	0,22
	5c	0	4,14	11,57	7,14	5,64	0,14
	6	0	4,43	11,32	7,18	6,36	0,14

Df: degradációfok, Val: természetességi érték, WB: vízigény, RB: talajreakció, NB: nitrogénigény, SB: sótűrűs.

2.15. függelék. A Ferenc-tápcsatorna makrofita fajlistája (2011. szeptember)

Fajnév	Gyakoriság																
	1	1a	1b	1c	2	2a	2b	3a	3b	3	3c	4	5a	5b	5	5c	6
1 <i>Azolla filiculoides</i> Lam. (Nagy moszatpáfrány)								1		3	5	2					
2 <i>Carex</i> sp.	2		3						2					2			
3 <i>Ceratophyllum demersum</i> L. (Érdes tócsagaz)	4	5	4	5	4	4	5	3		5	5	5	1			3	4
4 <i>Ceratophyllum submersum</i> L. (sima tócsagaz)				3		3		2								1	2
5 <i>Echinocystis lobata</i> Tor. et Gray (Süntök)	1																
6 <i>Glyceria maxima</i> Holmbg. (Vízi harmatkása)			3	4	4	4	4		2	2		2					
7 <i>Humulus lupulus</i> L. (Komló)	2																
8 <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L. (Békatutaj)	3		2	3	3	3	2	3	2			1			1	1	2
9 <i>Lemna minor</i> L. (Apró békalencse)	3	2	2	3	2	2	5										
10 <i>Lycopus europeus</i> L. (Vízi peszérce)			2	1	2												
11 <i>Lythrum salicaria</i> L. (Réti füzény)	2				2								1				
12 <i>Myriophyllum spicatum</i> L. (Füzéres süllőhínár)													2		2	3	3
13 <i>Myriophyllum verticillatum</i> L. (Gyűrűs süllőhínár)				3				3	2	1			3			4	4
14 <i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm. (Vízitök)				2						2		3	3		2		4
15 <i>Nymphaea alba</i> L. (Fehér tündérrózsa)									2	1		3					3
16 <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. (Nád)	4		4	4	4	4	4	3	2	4	4		4	2	2	2	4
17 <i>Potamogeton lucens</i> L. (Üveglevelű békaszőlő)				1				5		2							
18 <i>Rumex</i> sp.	1				1												
19 <i>Salvinia natans</i> (L.) All. (Rucaöröm)	5	3	3	5	4	4	5	3	3	3	3	1	1		1	1	2
20 <i>Sium latifolium</i> L. (Széleslevelű békakorsó)			2														
21 <i>Solanum dulcamara</i> L. (Keserű csucsor)	2																
22 <i>Solidago gigantea</i> Ait. (Magas aranyvessző)					3												
23 <i>Spirodella polyrrhiza</i> L. (Bojtosbékalencse)	3				1												
24 <i>Trapa natans</i> L. (Sulyom)	5	5	4			3	3			2	3	1					
25 <i>Typha latifolia</i> L. (Széleslevelű gyékény)			2		3												
26 <i>Typha angustifolia</i> L. (Keskenylevelű gyékény)										3			2				
27 <i>Urtica dioica</i> L. (Nagy csalán)					3												

Szürkével kiemelve a védett fajok láthatók.

2.16. függelék. A fontosabb vízminőségi komponensek jellemző értékei a Ferenc-tápcsatornán (ATIKÖFE által szolgáltatott adatsorok alapján készítette MÁTRAI I.)

Hercegszántó (1981-2010)	minta adat szám	éves trend	szórás	min.	max.	átlag	határérték a 19-es folyóvíztest típusra**				
							kiváló (5)	jó (4)	mérs. (3)	gyenge (2)	
vízhozam	m ³ /s	316	-0,08	2,89	0	14	2				
ÖLA	mg/l	313	-0,17	9,97	1,00	146	9,03				
vezetőkép.	µS/cm	360	2,74	118	250	860	448	<600	600-900	900-3000	3000-5000
pH		360	0	0,25	6,70	8,60	7,97	7,0-8,5	6,5-9,0	6,0-9,0	5,5-9,0
Ca	mg/l	360	0,3	14,8	31	129,0	62,2				
Mg	mg/l	360	0,24	7,7	9,2	61,3	21,2				
Na	mg/l	360	0,01	9,5	6,0	71,0	21,2				
K	mg/l	360	-0,01	1,2	1,6	9,5	3,6				
klorid	mg/l	360	-0,15	4,9	3,0	41,0	21,8	<40	40-60	60-300	300-500
szulfát	mg/l	360	-0,18	14,4	5,0	100,5	39,3				
hidrokarbonát	mg/l	360	2,4	86,6	122	540,0	269,1				
karbonát	mg/l	360	0,14	5,3	0,0	36,0	2,3				
oldott oxigén	mg/l	360	-0,02	3,51	1,10	22,70	8,50	>8	7-8	4-7	3-4
oxigén tel.	%	360	0	28	13	169	79	80-110	70-120	<50	<20
BOI ₅	mg/l	360	-0,012	2,9	0,1	14,0	3,6	<3	3-4	4-15	15-25
KOIps	mg/l	360	-0,01	1,56	3	13,9	5,6				
KOI _k	mg/l	360	-0,01	5,56	7,0	36,0	19,8	<15	15-25	25-50	50-75
ammónium-N	mg/l	360	-0,01	0,17	0,01	1,09	0,18	<0,2	0,2-0,4	0,4-1,0	1,0-5,0
nitrit-N	mg/l	360	0	0,01	0,00	0,08	0,02	<0,03	0,03-0,06	0,06-0,30	0,3-1,0
nitrát-N	mg/l	360	-0,030	0,82	0,00	3,62	0,83	<1	1-2	2-5	5-25
szervetlen-N	mg/l	360	-0,04	0,89	0,08	4,01	1,03				
összes-N	mg/l	271	-0,05	1,18	0,13	12,00	1,43	<1,5	1,5-3,0	3-10	10-50
összes-P	µg/l	274	-4,37	66	0	420	95	<150	150-250	250-500	500-1000
ortofoszfát-P	µg/l	360	-2,57	66	0	848	43	<80	80-120	120-500	500-1000
klorofill-a	µg/l	246	-0,18	19,71	0	148	21	<8,7	8,5-18,5	18,5-28,0	>28,0

Bátmonostor (2004-2007)	minta adat szám	éves trend	szórás	min	max	átlag	határérték a 19-es folyóvíztest típusra*				
							kiváló (5)	jó (4)	mérs. (3)	gyenge (2)	
vízhozam	m ³ /s	7	1,51	0	3	1					
ÖLA	mg/l	2	2,12	2,00	5,00	3,50					
vezetőkép.	µS/cm	9	127	324	750	497	<600	600-900	900-3000	3000-5000	
pH		9	0,15	7,76	8,27	7,97	7,0-8,5	6,5-9,0	6,0-9,0	5,5-9,0	
Ca	mg/l	2	13,44	50,0	69,0	59,5					
Mg	mg/l	2	6,15	14,8	23,5	19,2					
Na	mg/l	2	2,83	13,2	17,2	15,2					
K	mg/l	2	1,06	1,3	2,8	2,1					
klorid	mg/l	2	7,07	10,0	20,0	15,0	<40	40-60	60-300	300-500	
szulfát	mg/l	2	18,38	17	43,0	30,0					
hidrokarbonát	mg/l	5	82,42	177	370,0	295,4					
karbonát	mg/l	5	3,29	0,0	6,0	2,4					
oldott oxigén	mg/l	9	4,34	2,1	14,60	8,20	>8	7-8	4-7	3-4	
oxigén tel.	%	9	45,44	22	160	81	80-110	70-120	<50	<20	
BOI ₅	mg/l	9	3,08	2,0	12,0	4,0	<3	3-4	4-15	15-25	
KOIps	mg/l	9	2,92	2	12,3	5,1					
KOI _k	mg/l	9	7,84	11,0	35,0	16,4	<15	15-25	25-50	50-75	
ammónium-N	mg/l	9	0,39	0,03	1,20	0,36	<0,2	0,2-0,4	0,4-1,0	1,0-5,0	
nitrit-N	mg/l	9	0,04	0,02	0,12	0,05	<0,03	0,03-0,06	0,06-0,30	0,3-1,0	
nitrát-N	mg/l	9	0,79	0,23	2,49	0,91	<1	1-2	2-5	5-25	
szervetlen-N	mg/l	9	0,76	0,29	2,71	1,32					
összes-N	mg/l	9	0,80	0,54	2,92	1,79	<1,5	1,5-3,0	3-10	10-50	
összes-P	µg/l	9	28,50	20	110	92	<150	150-250	250-500	500-1000	
ortofoszfát-P	µg/l	9	22,60	16	80	48	<80	80-120	120-500	500-1000	
klorofill-a	µg/l	9	44,36	7	145	28	<8,7	8,5-18,5	18,5-28,0	>28,0	

*10/2010 VM rendelet és OVGT 5.2. háttéranyag alapján.

A jó ökológiai állapotra vonatkozóan az átlagok határérték túllépése rózsaszínnel, a szélsőértékek kétszeres határérték túllépése szürkével jelölve.

2.17. függelék. A Ferenc-tápcsatorna vízminőségi hossz-szelvény vizsgálatának eredményei

Mintavételi hely	1	2	3	4	5	6
Elhelyezkedés	Bátmonostor felett	Bátmonostor alatt	Nagybaracska alatt	Dávod alatt	Hercegszántó felett	Hercegszántó alatt
Fizikai-kémiai paraméterek (2008. december, állóvízes)*						
vezetőkép. (µS/cm)	493	490	457	481		405
pH	7,40	7,30	7,65	7,70		7,90
oldott oxigén (mg/l)	4,2	4,8	10,2	9,7		11,0
oxigén telítettség (%)	33	40	84	76		88
KOI _k (mg/l)	9	9	35	13		13
ammónium-N (mg/l)	2,64	2,66	0,72	0,27		0,14
nitrit-N (mg/l)	0,001	0,002	0,011	0,007		0,001
nitrát-N (mg/l)	1,2	1,2	1,6	1,4		1,3
ortofoszfát-P (mg/l)	0,04	0,05	0,03	0,02		0,01
Fizikai-kémiai paraméterek (2009. március, betáplálásos)*						
pH	7,80	7,80	7,50	7,85		8,00
oldott oxigén (mg/l)	11,2	10,5	10,9	11,1		14,0
oxigén telítettség (%)	91	85	89	93		118
KOI _k (mg/l)	14	13	12	14		14
ammónium-N (mg/l)	0,3	0,3	0,27	0,23		0,16
nitrit-N (mg/l)	0,029	0,028	0,027	0,027		0,017
nitrát-N (mg/l)	2,7	2,9	2,4	3,0		3,3
ortofoszfát-P (mg/l)	0,06	0,07	0,05	0,03		0,01
Fizikai-kémiai paraméterek (2009. szeptember, betáplálásos)*						
KOI _k (mg/l)	12	21	20	18		16
ammónium-N (mg/l)	0,34	0,33	0,27	0,35		0,42
nitrit-N (mg/l)	0,049	0,045	0,038	0,016		0,017
nitrát-N (mg/l)	1,1	0,8	1,7	0,7		0,6
ortofoszfát-P (mg/l)	0,04	0,06	0,04	0,03		0,04
Fizikai-kémiai paraméterek (2011. július, állóvízes)*						
vezetőkép. (µS/cm)	403	521	562	418	420	451
pH	7,50	7,70	7,55	7,50	7,60	7,75
oldott oxigén (mg/l)	2,7	4,8	4,2	2,3	3,9	5,0
oxigén telítettség (%)	31	56	49	27	47	60
KOI _k (mg/l)	18	18	24	26	20	24
ammónium-N (mg/l)	0,44	0,56	0,34	0,22	0,09	0,14
nitrit-N (mg/l)	0,054	0,044	0,017	0,004	0,002	0,003
nitrát-N (mg/l)	1,7	1,3	2,2	1,6	1,7	1,6
ortofoszfát-P (mg/l)	0,04	0,04	0,02	0,03	<0,01	0,01
klorofill-a (µg/l)	15	6	26	37	40	93
minősítés klorofillra	4	5	3	2	2	2
Fizikai-kémiai paraméterek (2011. szeptember, állóvízes)**						
vezetőkép. (µS/cm)	402	471	499	360	360	368
pH	7,56	7,64	7,71	7,97	7,72	7,95
oldott oxigén (mg/l)	2,1	2,45	6,7	7,28	4,8	6,65
oxigén telítettség (%)	24	27	84	92	60	84

* ADUVIZIG mérései alapján, ** saját méréseink alapján. A 19-es folyóvíztest típus jó ökológiai állapotára meghatározott határértéket nem teljesítő paraméterek rózsaszínnel kiemelve.

2.18. függelék. Szervetlen mikroszennyezők jellemző értékei a Ferenc-tápcsatornán (ATIKÖFE által szolgáltatott adatok alapján készítette MÁTRAI I.)

Hercegszántó (1981-2010)		oldott fémek (µg/l)							
		Zn	Cr	Cu	As	Hg	Cd	Ni	Pb
minta	darabszám	209	209	209	57	207	208	208	209
	átlag	9,1	0,5	2,8	5,6	0,11	0,1	1,4	1,1
	90%-os tartósság	19	1,1	6,1	6,7	0,17	0,24	2	2
	maximum	65	2,6	13	89	0,86	1,4	15	12,7
átlagra						0,05	0,25	20,00	7,20
határérték (EQS)*	90%-os tartósságra	75,00	20,00	10,00	20,00				
	maximális megengedhető érték					0,07	1,50		

Bátmonostor (2004-2007)		oldott fémek (µg/l)							
		Zn	Cr	Cu	As	Hg	Cd	Ni	Pb
minta	darabszám	1	1	1	1	1	1	1	1
	érték	<3	0,1	0,5	5,7	<0,05	<0,05	<0,2	<0,5
átlagra						0,05	0,25	20,00	7,20
határérték (EQS)*	90%-os tartósságra	75,00	20,00	10,00	20,00				
	maximális megengedhető érték					0,07	1,50		

*10/2010. VM rendelet alapján.

A határérték túllépés rózsaszínnel jelölve. Szürkével kiemelve a maximális megengedhető értékkel nem szabályozott szélsőértékek átlagra, illetve tartósságra megállapított határérték túllépései.

2.19. függelék. A garai Sóstó makrovegetációjának értékelése biotikus mutatók alapján

		VAL	WB	RB	NB	SB
2008		3,19	5,08	7,20	4,10	2,41
2009		3,92	5,58	7,36	4,36	3,17
2010		4,52	7,95	7,24	5,10	2,71
2008	sziki nádas	5,59	8,88	7,29	4,88	2,53
	szittyórét	4,37	6,43	7,39	4,33	2,96
	cickafarkos puszta	2,73	4,29	7,04	3,87	1,49
	mézpázsitos	4,31	5,31	7,19	4,19	4,94
	szolonyec szikér	4,11	5,67	7,39	3,83	5,44
	szoloncásák vakszik	4,67	5,11	7,56	3,67	7,56
	kiskunsági szikfok	4,77	4,69	7,69	3,08	6,85
2009	sziki sásrét	2,43	5,00	6,74	4,61	1,61
	zsászás ürmös puszta (TS3)	4,53	5,53	7,13	4,40	3,73
	szittyórét (TS4)	4,50	6,30	7,28	4,23	2,77
	mézpázsitos (TS5)	4,25	5,00	7,38	4,29	4,96
	szoloncásák vakszik (TS1)	4,23	5,46	7,62	4,54	6,38
	ecsetpázsitos (TS6)	4,96	5,52	6,64	5,27	2,64
2010	sziki nádas	4,78	8,75	7,20	5,28	2,24
	mézpázsitos	4,32	6,56	7,32	4,92	3,76
	szikes boglárkahínár	3,00	11,00	7,57	4,86	3,43

VAL: természetességi érték, WB: vízigény, RB: talajreakció, NB: nitrogénigény, SB: sótűrés.

A társulás neven mögött TS-sel jelölve a talajszelvény száma látható.

2.20. függelék. A garai Sóstó éves makrofita fajlistája

Fajnév	2008	2009	2010
1 <i>Achillea setacea</i> L. (pusztai cickafark)	x		
2 <i>Agrimonia eupatoria</i> L. (közönséges párlófű)	x	x	
3 <i>Agrostis stolonifera</i> L. (tarackos tippan)	x	x	x
4 <i>Alcea officinalis</i> L. (orvosi ziliz)	x	x	
5 <i>Alopecurus geniculatus</i> L. (gombos ecsetpázsit)	x		x
6 <i>Alopecurus pratensis</i> L. (réti ecsetpázsit)		x	x
7 <i>Artemisia campestris</i> L. (mezei üröm)	x		

2.20. függelék. A garai Sóstó éves makrofita fajlistája (folytatás)

Fajnév	2008	2009	2010
8 <i>Artemisia santonicum</i> L. (sziki üröm)	x	x	
9 <i>Aspeltias syriaca</i> L. (selyemkóró)	x		
10 <i>Aster tripolium</i> ssp. <i>pannonicus</i> (Jacq.) Soó (sziki őszirózsa)	x	x	
11 <i>Atriplex prostrata</i> Boucher (dárdás laboda)	x	x	
12 <i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla (szikikáka)	x		x
13 <i>Bromus mollis</i> L. (puha rozsnok)		x	x
14 <i>Butomus umbellatus</i> L. (virágkáká)			x
15 <i>Camphorosma annua</i> L. (bárányparéj)	x	x	
16 <i>Cardaria draba</i> (L.) Desv. (útszéli zsázsa)	x		
17 <i>Carduus acanthoides</i> L. (útszéli bogáncs)	x		
18 <i>Carex distans</i> L. (réti sás)	x		x
19 <i>Carex divisa</i> Huds. (csátés sás)	x	x	x
20 <i>Centaurea calcitrapa</i> L. (réti imola)	x		
21 <i>Chenopodium album</i> L. (fehér libatop)	x		
22 <i>Chenopodium botryodes</i> Sm. (sziki libatop)		x	
23 <i>Cichorium inthybus</i> L. (mezei katáng)	x		
24 <i>Cirsium arvense</i> L. (mezei aszat)	x		
25 <i>Cirsium brachycephalum</i> Jurathra (kiszéskű aszat)	x	x	x
26 <i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten. (közönséges aszat)	x	x	
27 <i>Convolvulus arvensis</i> L. (aprószulák)	x		
28 <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. (csillagpázsit)	x	x	
29 <i>Daucus carota</i> L. (murok)	x		
30 <i>Eleocharis palustris</i> R. et Sch. (mocsári csetkáká)		x	x
31 <i>Euphorbia cyparissias</i> L. (farkaskutyatej)	x		
32 <i>Festuca pseudovina</i> Hack ex. Wiesb. (soványceskenesz)	x	x	x
33 <i>Galium glaucum</i> L. (szürke galaj)	x	x	
34 <i>Glyceria fluitans</i> ssp. <i>poiformis</i> (nyeles harmatkása)			x
35 <i>Hieracium bifurcum</i> M.B. (kétágúhölgymál)	x		
36 <i>Hordeum hystrix</i> Roth (sziki árpa)		x	x
37 <i>Inula britannica</i> L. (réti peremizs)	x	x	
38 <i>Juncus gerardii</i> Lois (sziki szittyó)	x	x	x
39 <i>Lemna minor</i> L. (kis békalencse)			x
40 <i>Lepidium crassifolium</i> W. et K. (pozsgás zsázsa)	x	x	
41 <i>Lotus glaber</i> Mill. (sziki kerep)	x	x	
42 <i>Lythrum virgatum</i> L. (vesszős füzény)	x	x	
43 <i>Ononis spinosa</i> L. (tövises iglice)	x		
44 <i>Orchis laxiflora</i> ssp. <i>elegans</i> (Heuff.) Soó (pompás kosbor)	x		
45 <i>Pholiusrus pannonicus</i> (Host) Trin. (kigyófark)	x		
46 <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. (nád)	x	x	x
47 <i>Picris hieracioides</i> L. (mezei keserűgyökér)	x		
48 <i>Pimpinella saxifraga</i> L. (hasznos földitömjén)	x		
49 <i>Plantago lanceolata</i> L. (lándzsás útifű)	x		
50 <i>Plantago major</i> L. (nagy útifű)	x		
51 <i>Plantago maritima</i> L. (sziki útifű)	x	x	
52 <i>Plantago schwarzenbergiana</i> Schur (erdélyi útifű)	x	x	
53 <i>Plantago tenuiflora</i> W. et K. (vékony útifű)	x		
54 <i>Poa pratensis</i> L. (réti perje)	x		
55 <i>Pucinellia limosa</i> (Scher.) Holmbg. (sziki mézpzásit)	x	x	x
56 <i>Ranunculus baudotii</i> Godr. (sós vízi boglárka)			x
57 <i>Ranunculus pedatus</i> W. et K. (villás boglárka)	x	x	
58 <i>Rumex pseudonatronatus</i> Berb. (sziki lórom)	x	x	x
59 <i>Schoenoplectus mucronatus</i> L. (szűrős káka)	x	x	x
60 <i>Schoenoplectus tabermontani</i> (C.Gmel.) Palla (sziki káka)	x	x	x
61 <i>Scorzonera cana</i> C.A.Mey (közönséges szikipozdor)	x	x	
62 <i>Silene multiflora</i> (Ehrh.) Pers. (sokvirágú habszekfű)	x		
63 <i>Suaeda maritima</i> (L.) Dum. (sziki sóballa)	x	x	
64 <i>Taraxacum bessarabicum</i> (Hornem.) Hand-Mass. (sziki pittypang)	x		
65 <i>Trifolium campestre</i> Schreb. (mezei here)	x	x	
66 <i>Trifolium pratense</i> L. (réti here)	x	x	
67 <i>Trifolium retusum</i> Höger (pusztai here)	x	x	
68 <i>Xanthium spinosum</i> L. (szűrős szerbtövis)	x		
Fajszám	59	36	21

Szürkével kiemelve a védett fajok láthatók.

2.21. függelék. A garai Sóstón azonosított társulások fajlistája

	Fajnév	2008							2009				2010			
		sziki nádas	szittyórét	cickafarkos puszta	mézpázsitos	szolonyec szikér	kiskunsági szikfók	sziki sásrét	szoloncsák vakszik	zsászás ürmös puszta (TS3)	szittyórét (TS4)	mézpázsitos (TS5)	szoloncsák vakszik (TS1)	ecetpázsitos (TS6)	szikes mocsár	mézpázsitos
1	<i>Achillea setacea</i>			4				2								
2	<i>Agrimonia eupatoria</i>		1	2					1							
3	<i>Agrostis stolonifera</i>	2	4	4	2			5	5	5	2		5	4		
4	<i>Alcea officinalis</i>		2	1					1							
5	<i>Alopecurus geniculatus</i>							2						2	2	
6	<i>Alopecurus pratensis</i>											5	2			
7	<i>Artemisia campestris</i>							2								
8	<i>Artemisia santonicum</i>			3					2			2				
9	<i>Aspeltis syriaca</i>							2								
10	<i>Aster tripolium ssp. pannonicus</i>		2		2		1	2		3	2					
11	<i>Atriplex prostrata</i>		2			3						2				
12	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	3												4		
13	<i>Bromus mollis</i>								2						2	
14	<i>Butomus umbellatus</i>													3		
15	<i>Camphorosma annua</i>						2	2			2					
16	<i>Cardaria draba</i>			3												
17	<i>Carduus acanthoides</i>			2												
18	<i>Carex distans</i>							3						3		
19	<i>Carex divisa</i>		4							3				3		
20	<i>Centaurea calcitrapa</i>							1								
21	<i>Chenopodium album</i>							2								
22	<i>Chenopodium botryodes</i>									2	2					
23	<i>Cichorium inthybus</i>			3												
24	<i>Cirsium arvense</i>							2								
25	<i>Cirsium brachycephalum</i>	1	4					2		4				2		
26	<i>Cirsium vulgare</i>							2				2				
27	<i>Convolvulus arvensis</i>			2												
28	<i>Cynodon dactylon</i>			3	2					3						
29	<i>Daucus carota</i>							1								
30	<i>Eleocharis palustris</i>									2				4	3	
31	<i>Euphorbia cyparissias</i>							1								
32	<i>Festuca pseudovina</i>		4	3					5	4			3		3	
33	<i>Galium glaucum</i>		1							1						
34	<i>Glyceria fluitans ssp. poiiformis</i>													3	2	
35	<i>Hieracium bifurcum</i>			2												
36	<i>Hordeum hystrix</i>								2						3	
37	<i>Inula britannica</i>		2	3						3						
38	<i>Juncus gerardii</i>		5	2	2	2		2		3	5	3		3	3	5
39	<i>Lemna minor</i>													3		3
40	<i>Lepidium crassifolium</i>							3		2	4		3	2		
41	<i>Lotus glaber</i>		3	2		1		2			4					
42	<i>Lythrum virgatum</i>		2							1						
43	<i>Ononis spinosa</i>							2								
44	<i>Orchis laxiflora ssp. elegans</i>	1														
45	<i>Pholiurus pannonicus</i>					3										
46	<i>Phragmites australis</i>	5	2							2	2			4		
47	<i>Picris hieracioides</i>			2												
48	<i>Pimpinella saxifraga</i>			3												
49	<i>Plantago lanceolata</i>			2				2								
50	<i>Plantago major</i>							1								
51	<i>Plantago maritima</i>					3	3		1				2			
52	<i>Plantago schwarzenbergiana</i>				1							2				
53	<i>Plantago tenuiflora</i>					2										
54	<i>Poa pratensis</i>							4								
55	<i>Pucinellia limosa</i>				5	3	4		2	3		5	3		2	5
56	<i>Ranunculus baudotii</i>															4

A társulások neve mögött TS-sel jelölve a talajszelvény száma látható. TS2-mezőgazdasági területként felvételezésre nem került.

2.21. függelék. A garai Sóstón azonosított társulások fajlistája (folytatás)

	Fajnév	2008							2009				2010			
		sziki nádas	szittyórét	cickafarkos puszta	mézpázsitos	szolonyec szikér	kiskunsági szikfok	sziki sásrét	szoloncsák vakszik	zsászás ürmös puszta (TS3)	szittyórét (TS4)	mézpázsitos (TS5)	szoloncsák vakszik (TS1)	ecetpázsitos (TS6)	szikes mocsár	mézpázsitos
57	<i>Ranunculus pedatus</i>		3			1				2						
58	<i>Rumex pseudonatronatus</i>	2	2							4			3	2		
59	<i>Schoenoplectus mucronatus</i>		3						2	4				3		
60	<i>Schoenoplectus tabermontani</i>	3								2				4		
61	<i>Scorzonera cana</i>				2						2					
62	<i>Silene multiflora</i>			1												
63	<i>Suaeda maritima</i>							2			2					
64	<i>Taraxacum bessarabicum</i>			2				2								
65	<i>Trifolium campestre</i>			2						3						
66	<i>Trifolium pratense</i>			2				3		3						
67	<i>Trifolium retusum</i>			2						3						
68	<i>Xanthium spinosum</i>							1								

2.22. függelék. A talajfűrészből származó minták jellemző értékei a garai Sóstón (2011)

Minta		TF1	TF2	TF3	TF4	TF5	TF6	TF7	TF8
Növényzet*		<i>Pucci</i>	<i>Bolbo</i>	<i>Pucci</i>	<i>Lepi</i>	<i>Scorzo</i>	<i>Agros</i>	<i>Bolbo</i>	<i>Cari</i>
Terepszint	m Bf.	91,0	90,8	89,7	91,2	92,0	91,7	90,1	90,6
Talajvízszint	m Bf.	90,5	90,3	88,9	90,6	91,0	90,9	89,3	89,8
Talajvíz									
vezetőkép.	µS/cm	2980	4970	9030	11260	10930	4080	5550	1787
pH		7,65	7,72	8,18	8,27	7,99	8,05	8,16	7,04
K	mg/l	0,4	15,6	46,9	0	116,1	27,0	136,5	0
Na	mg/l	300,7	314,0	303,9	273,8	312,0	351,5	254,7	320,7
Ca	mg/l	65,8	36,4	24,8	26,2	28,6	28,5	29,9	75,9
Mg	mg/l	36,7	72,2	28,4	37,8	43,5	19,8	21,2	36,5
szulfát	mg/l	540	860	1100	1100	1480	340	600	20
klorid	mg/l	266	563	982	1604	1216	306	423	162
hidrokarbonát	mg/l	1855	1441	2919	2153	3254	1703	2250	791
karbonát	mg/l	48	42	179	78	179	179	120	30
Talaj (0-20 cm)									
pH (vizes)		9,76	9,37	9,51	10,06	9,32	9,41	9,67	9,09
vezetőkép.	µS/cm	2240	1199	4980	4850	1337	3630	2670	503
humusz%		1,6	1,9	4,6	3,0	5,8	4,6	2,9	2,1
klorid	mgeé/100g	1,82	0,36	2,36	2,04	0,54	1,82	0,91	0,14
szulfát	mgeé/100g	51,94	55,81	61,24	55,81	48,06	56,59	53,49	52,71
Ca% (o)		13,7	7,7	9,2	7,4	9,2	14,4	7,5	27,7
Mg % (o)		7,6	7,6	6,6	7,3	6,5	10,2	6,0	17,9
Na% (o)		73,5	77,6	80,8	82,6	77,4	49,8	73,1	53,1
K% (o)		5,2	7,1	3,4	2,7	6,9	25,6	13,4	1,3
Ca% (k)		81,2	87,2	82,8	76,7	81,9	80,5	81,4	94,9
Mg % (k)		4,3	4,4	2,9	3	7,4	4,1	4,4	4,6
Na% (k)		13,7	6,7	12,6	19,3	8,3	11,5	10,3	0
K% (k)		0,8	1,7	1,7	1	2,4	3,9	3,9	0,5
Talaj (20-40 cm)									
pH (vizes)		10,07	9,5	9,78	10,22	9,48	9,85	9,8	8,48
vezetőkép.	µS/cm	2015	847	4750	4190	1634	3730	2450	401
humusz%		2,9	4,5	3,1	1,8	3,0	3,1	4,6	1,5
klorid	mgeé/100g	0,73	0,36	2,27	2,27	0,45	1,59	0,73	0,14
szulfát	mgeé/100g	69,00	55,04	54,26	50,39	52,71	56,59	67,44	58,14
Ca% (o)		11,0	9,4	9,1	9,6	9,2	8,6	6,9	21,4
Mg % (o)		7,2	7,0	5,1	5,9	8,1	5,6	6,3	18,5
Na% (o)		76,1	77,1	79,4	82,6	71,7	71,1	64,3	58,1
K% (o)		5,7	6,5	6,4	1,9	11,0	14,8	22,5	2,0
Ca% (k)		81,8	89,8	85,1	83,1	78,3	80,3	79,6	96,2
Mg % (k)		4,5	4,7	2,4	2,5	5,7	4,4	4,6	3,4
Na% (k)		12,8	3,4	11,4	13,9	11,9	10,4	10,9	0,
K% (k)		0,9	2,1	1,1	0,5	4,2	4,9	4,9	0,4

*Agros: ecetpázsitos sziki rét, Bolbo: sziki nádas-kákás, Cari: sziki sásos, Lepi: kiskunsági szikfok, Pucci: mézpázsitos szolonyec szikfok, Scorzo: sziki szittyórét, o: vízdoldható kation, k: kicserélhető kation.

2.23. függelék. A fontosabb vízminőségi paraméterek átlagértékei a garai Sóstó területén

		Igali-főcsatorna és mellékcsatornái (2008-2010)						Sóstó (2010)	
		V1	V3	V6	V5	V2*	V4*	V7*	
vezetőképesség	µS/cm	1555	1444	1428	1379	1425	1476	1402	1010
pH		8,2	8,2	8,6	7,9	8,5	8,2	8,2	8,0
Ca	mg /l	53	52	51	49	57	45	49	36
Mg	mg /l	85	66	87	87	55	39	103	73
Na	mg /l	49	47	47	45	54	66	49	43
K	mg /l	31	28	28	27	33	24	30	22
klorid	mg /l	85	79	83	81	77	75	77	37
szulfát	mg /l	131	116	120	122	138	93	116	95
hidrokarbonát	mg /l	918	854	807	842	665	753	585	549
karbonát	mg /l	3	3	12	3	6	3	24	0
KOIps	mg /l	21	21	22	22	28	24	23	30
ammónium-N	mg/l	0,34	0,50	0,38	0,41	0,59	0,69	0,41	0,93
nitrit-N	mg/l	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,04	0,01
nitrát-N	mg/l	1,04	0,92	0,88	0,98	1,30	1,60	1,39	2,50
szervetlen-N	mg /l	1,39	1,43	1,27	1,40	1,90	2,30	1,84	3,00
foszfát-P	µg /l	223	393	192	278	452	393	267	3000
klorofill-a	µg /l	213	95	162	61	672	95	96	12

*: mellékcsatornán lévő mintavételi pont.

2.24. függelék. A garai Sóstó talajszelvényeinek fontosabb adatai (2009)

Talajszelvények	mész		pH vizes	humusz %	vízoldható kationok			kicserélhető kationok				
	%	%			Ca%	Mg %	Na%	K%	Ca %	Mg %	Na %	K %
TS1 (szoloncsák vakszik, terepszint: 90,8 mBf, talajvízszint: 89,3 mBf)												
A1 – 0-27 cm	8,12	0,71	10,58	1,47	5,5	16,3	77,5	0,8	59,4	7,1	32,6	0,8
A2 – 27-60 cm	19,64	0,42	10,26	1,22	82,2	10,3	7,3	0,2	76,1	7,5	15,9	0,5
A3 – 60-100 cm	25,53	0,21	10,01	0,77	59,4	23,9	13,9	2,8	81,4	8,7	9,5	0,4
AC -100-150 cm	25,38	0,16	9,93	0,44	74,2	20,5	3,7	1,5	83,0	9,8	6,8	0,4
C – 150- cm	29,13	0,07	9,96	0,12	73,0	22,5	4,4	0,0	82,0	12,2	5,5	0,3
TS2 (mezőgazdasági tábla, terepszint: 93,1 mBf)												
A1sz – 0-8 cm	12,6	0,13	8,15	2,92	66,5	5,1	13,6	14,8	92,6	3,7	0,4	3,3
A2sz – 8-26 cm	13,05	0,07	8,1	2,83	60,4	15,1	10,0	14,5	91,6	4,5	0,4	3,5
A3 – 27-50 cm	16,16	0,07	8,09	2,72	13,4	79,1	4,4	3,2	93,2	3,7	0,4	2,8
A4 – 50-92 cm	24,54	0,07	8,25	1,59	19,0	73,0	6,6	1,5	87,6	10,8	0,6	1,0
AC – 92-130 cm	35,72	0,07	8,75	0,7	64,0	9,9	22,3	3,9	80,5	17,9	0,8	0,8
AC2 – 130-150 cm	36,24	0,05	8,91	0,14	11,3	75,0	11,2	2,6	84,8	13,2	0,9	1,0
TS3 (zszásás ürmös pusztá, terepszint: 89,7 mBf, talajvízszint: 88,6 mBf)												
Agy – 0-8 cm	18,18	0,27	9,69	1,22	5,2	32,3	61,7	0,9	80,7	9,4	9,1	0,8
A1 – 8-33 cm	28,76	0,37	10,09	1,16	29,3	23,0	43,2	4,6	74,2	8,6	16,4	0,7
AB – 33-45 cm	34,45	0,24	10,04	0,57	28,8	20,8	42,6	7,8	77,9	10,5	11,0	0,6
AB2 – 45-66 cm	33,91	0,16	9,89	0,37	24,4	19,8	55,3	0,4	78,6	13,3	7,7	0,5
(BC)1 – 66-80 cm	34,64	0,11	9,71	0,23	9,8	25,2	64,6	0,4	76,3	17,9	5,3	0,4
(BC)2 – 90-94 cm	36,36	0,08	9,61	0,16	80,1	9,1	10,7	0,1	80,8	14,9	4,0	0,4
C2 – 94-110 cm	38,03	0,07	9,59	0,13	16,5	26,5	55,1	1,8	84,2	11,8	3,6	0,4
TS4 (sziki szittyórét, terepszint: 90,1 mBf, talajvízszint: 88,7 mBf)												
Agy – 0-10 cm	21,18	0,32	8,83	10,41	4,3	54,5	39,2	2,0	57,1	23,9	14,8	4,1
A1 – 10-22 cm	21,12	0,31	9,46	1,61	9,1	58,9	30,2	1,8	56,5	24,7	13,6	5,2
A2 – 22-52 cm	13,22	0,31	9,89	1,51	17,5	54,0	26,9	1,6	57,6	23,3	12,9	6,2
A3 – 52-70 cm	14,38	0,27	10,17	1,6	10,8	51,1	34,5	3,6	68,1	14,4	12,8	4,6
A4 – 70-95 cm	18,59	0,24	10,42	1,64	57,1	24,5	17,4	1,0	75,2	10,6	11,9	2,3
AC – 95-115 cm	33,19	0,19	10,48	0,78	33,1	24,3	37,8	4,8	80,8	8,7	9,2	1,4
C – 115- cm	51,03	0,18	10,54	0,39	27,8	24,4	43,9	3,9	80,0	9,2	9,9	0,9
TS5 (mézpázsitos szikfok, terepszint: 91,7 mBf)												
Agy – 0-8 cm	22,23	0,41	9,11	3,51	3,2	29,3	64,4	3,1	62,6	12,4	21,3	3,8
A1 – 8-48 cm	21,89	0,47	10,24	1,11	8,4	33,1	54,2	4,3	66,7	15,0	14,6	3,8
A2 – 48-75 cm	18,92	0,23	10,36	0,9	15,1	26,8	53,1	5,0	70,2	13,6	13,8	2,4
A22 – 75-90 cm	37,39	0,21	10,27	0,61	61,9	21,6	15,9	0,6	74,3	12,4	11,9	1,5
AC – 90-120 cm	40,75	0,18	10,42	0,43	64,5	19,6	15,0	0,9	76,5	12,1	10,5	0,9
C – 120- cm	46,83	0,16	10,5	0,28	37,4	33,0	28,0	1,6	80,0	12,5	6,8	0,8
TS6 (ecsetpázsitos sziki rét, terepszint: 92,0 mBf)												
Agy – 0-12 cm	23,44	0,13	8,26	6,73	7,7	52,3	36,5	3,5	68,8	20,6	5,6	5,0
A1 – 12-62 cm	23,14	0,21	10,01	1	9,8	54,1	33,4	2,7	61,9	20,5	12,3	5,3
A2 – 62-90 cm	22,01	0,22	10,38	0,92	14,1	49,7	29,3	6,9	64,2	15,9	16,7	3,2
AC – 90-110 cm	47,35	0,21	10,41	0,51	39,8	28,1	30,5	1,6	73,4	12,8	11,9	1,9
C – 110- cm	50,14	0,19	10,49	0,29	34,6	27,0	37,8	0,6	73,9	11,1	13,9	1,1

2.25. függelék. A talaj-növényzet kapcsolat vizsgálata a garai Sóstón, korrelációs mátrix a PEARSON-féle korrelációs koefficiensek feltűntetésével

		X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12	X13	X14	X15	X16	X17	X18	X19
X1	magasság	1	0,157	-0,514	0,087	-0,682	0,886	-0,283	-0,249	0,586	0,321	0,011	-0,469	0,639	-0,471	-0,626	0,248	-0,343	-0,051	0,128
X2	mész % (F)		1	-0,529	0,597	-0,531	-0,658	-0,119	0,793	-0,196	-0,224	0,756	-0,350	0,695	0,480	0,078	-0,408	0,252	-0,992	0,840
X3	só% (F)			1	-0,318	0,893	-0,195	0,655	-0,311	-0,585	-0,627	-0,215	0,978	-0,587	0,046	0,745	-0,381	0,546	0,483	-0,406
X4	humusz% (F)				1	-0,514	-0,328	0,229	0,115	-0,072	-0,446	0,900	-0,193	0,749	-0,044	-0,203	-0,018	-0,116	-0,626	0,915
X5	pH vizes (F)					1	-0,272	0,590	-0,152	-0,684	-0,416	-0,312	0,831	-0,845	0,354	0,755	-0,471	0,624	0,489	-0,507
X6	Ca% v (F)						1	-0,503	-0,674	0,863	0,689	-0,679	-0,345	-0,082	-0,841	-0,708	0,893	-0,837	0,683	-0,586
X7	Mg% v (F)							1	-0,297	-0,785	-0,809	0,423	0,701	-0,187	0,300	0,491	-0,642	0,660	0,111	0,223
X8	Na% v (F)								1	-0,302	-0,060	0,346	-0,192	0,189	0,695	0,395	-0,448	0,380	-0,816	0,409
X9	K% v (F)									1	0,762	-0,426	-0,663	0,323	-0,771	-0,825	0,903	-0,922	0,226	-0,245
X10	Ca% v (F)										1	-0,606	-0,757	-0,120	-0,265	-0,687	0,660	-0,680	0,266	-0,45
X11	Mg% k (F)											1	-0,053	0,636	0,354	0,088	-0,436	0,291	-0,771	0,975
X12	Na% k (F)												1	-0,439	0,114	0,816	-0,504	0,648	0,306	-0,240
X13	K% k (F)													1	-0,258	-0,407	0,107	-0,255	-0,663	0,764
X14	mész % (FK)														1	0,572	-0,808	0,758	-0,486	0,280
X15	só% (FK)															1	-0,753	0,853	-0,130	-0,059
X16	humusz% (FK)																1	-0,978	0,394	-0,313
X17	pH vizes (FK)																	1	-0,249	0,147
X18	Ca% v (FK)																		1	-0,846
X19	Mg% v (FK)																			1
X20	Na% v (FK)																			
X21	K% v (FK)																			
X22	Ca% k (FK)																			
X23	Mg% k (FK)																			
X24	Na% k (FK)																			
X25	K% k (FK)																			
X26	WB																			
X27	RB																			
X28	NB																			
X29	SB																			
X30	VAL																			
X31	<i>Festuca</i> (GY)																			
X32	<i>Juncus</i> (GY)																			
X33	<i>Lepidium</i> (GY)																			
X34	<i>Puccinellia</i> (GY)																			

Rózsaszínnel kiemelve a vizsgált szoros összefüggések láthatók, sárgával az egyéb (értekezésemben nem elemzett) szorosnak tekinthető kapcsolatokat jelöltem.

F: felszíni (0-20 cm-es) talajréteg, FK: felszín közeli (20-40 cm-es) talajréteg, v: vízben oldható kationok, k: kicserélhető kationok, GY: gyakoriság, WB: vízigény, RB: talajreakció, NB: nitrogénigény, SB: sőtűrés, VAL: természetességi érték, *Festuca*: soványcsenkesz, *Juncus*: sziki szittyó, *Lepidium*: pozsgás zsásza, *Puccinellia*: sziki mézpázsit.

2.25. függelék. A talaj-növényzet kapcsolat vizsgálata a garai Sóstón, korrelációs mátrix a PEARSON-féle korrelációs koefficiensek feltüntetésével (folytatás)

	X20	X21	X22	X23	X24	X25	X26	X27	X28	X29	X30	X31	X32	X33	X34
X1 magasság	-0,888	0,417	0,191	0,012	-0,595	0,514	-0,491	-0,503	-0,277	-0,474	-0,359	-0,407	-0,312	-0,573	-0,397
X2 mész% (F)	0,820	-0,201	-0,729	0,773	0,242	0,700	0,410	0,334	0,432	-0,159	0,476	0,499	0,851	-0,056	-0,059
X3 só% (F)	-0,211	-0,592	-0,056	-0,182	0,564	-0,587	0,409	0,536	0,363	0,876	0,337	-0,373	-0,266	0,407	0,596
X4 humusz% (F)	0,129	-0,256	-0,725	0,908	0,001	0,849	0,325	0,161	0,212	-0,300	0,259	0,380	0,720	-0,672	-0,593
X5 pH vizes (F)	-0,114	-0,579	0,025	-0,329	0,684	-0,832	0,468	0,580	0,426	0,861	0,413	-0,066	-0,234	0,658	0,634
X6 Ca% v (F)	-0,743	0,814	0,875	-0,672	-0,887	-0,112	-0,935	-0,922	-0,915	-0,570	-0,951	-0,558	-0,785	-0,400	-0,371
X7 Mg% v (F)	-0,184	-0,906	-0,556	0,389	0,693	-0,151	0,764	0,746	0,750	0,694	0,718	0,142	0,144	-0,027	0,049
X8 Na% v (F)	0,976	-0,129	-0,464	0,365	0,411	0,192	0,384	0,393	0,372	0,069	0,439	0,494	0,721	0,518	0,410
X9 K% v (F)	-0,379	0,953	0,68	-0,397	-0,989	0,286	-0,962	-0,981	-0,931	-0,830	-0,942	-0,417	-0,455	-0,492	-0,452
X10 Ca% v (F)	-0,202	0,885	0,785	-0,646	-0,719	-0,156	-0,808	-0,821	-0,749	-0,709	-0,751	-0,026	-0,448	-0,021	-0,264
X11 Mg% k (F)	0,394	-0,558	-0,934	0,990	0,375	0,713	0,656	0,516	0,595	-0,008	0,634	0,559	0,861	-0,384	-0,355
X12 Na% k (F)	-0,064	-0,692	-0,232	-0,007	0,649	-0,445	0,525	0,649	0,490	0,920	0,466	-0,346	-0,118	0,387	0,625
X13 K% k (F)	0,251	0,132	-0,444	0,687	-0,335	0,982	-0,074	-0,167	-0,029	-0,490	-0,027	-0,011	0,444	-0,679	-0,474
X14 mész% (FK)	0,685	-0,599	-0,539	0,293	0,815	-0,236	0,765	0,754	0,776	0,451	0,811	0,730	0,583	0,636	0,380
X15 só% (FK)	0,487	-0,725	-0,432	0,127	0,876	-0,411	0,702	0,843	0,686	0,922	0,701	0,012	0,264	0,735	0,842
X16 humusz% (FK)	-0,566	0,866	0,689	-0,42	-0,923	0,138	-0,892	-0,934	-0,972	-0,764	-0,956	-0,333	-0,439	-0,492	-0,500
X17 pH vizes (FK)	0,502	-0,868	-0,589	0,285	0,947	-0,291	0,863	0,939	0,931	0,877	0,911	0,211	0,319	0,594	0,632
X18 Ca% v (FK)	-0,833	0,222	0,754	-0,792	-0,273	-0,686	-0,440	-0,363	-0,427	0,136	-0,484	-0,521	-0,899	0,029	0,034
X19 Mg% v (FK)	0,442	-0,374	-0,862	0,972	0,209	0,828	0,501	0,355	0,457	-0,190	0,498	0,536	0,860	-0,448	-0,421
X20 Na% v (FK)	1	-0,242	-0,546	0,428	0,487	0,229	0,461	0,492	0,482	0,196	0,533	0,384	0,706	0,509	0,486
X21 K% v (FK)		1	0,765	-0,539	-0,910	0,098	-0,956	-0,955	-0,936	-0,790	-0,931	-0,312	-0,440	-0,232	-0,286
X22 Ca% k (FK)			1	-0,938	-0,655	-0,503	-0,851	-0,771	-0,801	-0,326	-0,836	-0,503	-0,863	0,079	0,012
X23 Mg% k (FK)				1	0,355	0,755	0,629	0,506	0,568	0,014	0,606	0,459	0,857	-0,382	-0,292
X24 Na% k (FK)					1	-0,311	0,941	0,981	0,920	0,844	0,935	0,398	0,465	0,596	0,557
X25 K% k (FK)						1	-0,022	-0,142	-0,027	-0,520	-0,007	0,103	0,538	-0,715	-0,548
X26 WB							1	0,976	0,958	0,687	0,980	0,524	0,650	0,311	0,283
X27 RB								1	0,950	0,816	0,969	0,373	0,540	0,454	0,476
X28 NB									1	0,708	0,992	0,429	0,537	0,326	0,325
X29 SB										1	0,682	-0,133	0,002	0,614	0,752
X30 VAL											1	0,501	0,620	0,345	0,320
X31 <i>Festuca</i> (GY)												1	0,714	0,100	-0,287
X32 <i>Juncus</i> (GY)													1	0,000	-0,079
X33 <i>Lepidium</i> (GY)														1	0,877
X34 <i>Puccinellia</i> (GY)															1

Rózsaszínnel kiemelve a vizsgált szoros összefüggések láthatók, sárgával az egyéb (értekezésembe nem elemzett) szorosnak tekinthető kapcsolatokat jelöltem.

F: felszíni (0-20 cm-es) talajréteg, FK: felszín közeli (20-40 cm-es) talajréteg, v: vízben oldható kationok, k: kicserélhető kationok, GY: gyakoriság, WB: vízigény, RB: talajreakció, NB: nitrogénigény, SB: sótűrész, VAL: természetességi érték, *Festuca*: soványcsenkesz, *Juncus*: sziki szittyó, *Lepidium*: pozsgás zsáza, *Puccinellia*: sziki mézpzásit.

2.26. függelék. A fontosabb vízminőségi komponensek jellemző értékei az Igali-főcsatornán hatósági monitoring-adatok alapján (ADUVIZIG által szolgáltatott adatsorok alapján készítette MÁTRAI I.)

		IFCS, Hercegszántó (2004-2007)			IFCS, Gara (2004-2007)			határérték a 16-os folyóvíztest típusra*			
		átlag	min	max	átlag	min	max	kiváló (5)	jó (4)	mérsékelt (3)	gyenge (2)
adatszám			31			12					
vezetőképesség	µS/cm	1106	510	1650	1502	1132	1965	<800	800-1200	1200-3000	3000-5000
pH		8,1	7,8	8,7	8,3	8,0	8,9	7,0-8,5	6,5-9,0	6,0-9,0	5,5-9,0
oldott oxigén	mg /l	6,1	0,8	11,4	8,9	2,6	14,6	>6	5-6	4-6	3-4
oxigén telítettség	%	51	9	92	79	29	130	60-120	50-130	<50	<20
BOI ₅	mg/l	5	1	36	4	1	9	<3	3-4	4-15	15-25
KOIps	mg /l	21	8	98	17	5	49				
KOI _k	mg /l	59	22	320	48	17	104	<30	30-40	40-50	50-75
ammónium-N	mg/l	0,08	0,02	0,27	0,09	0,02	0,21	<0,1	0,1-0,4	0,4-1,0	1,0-5,0
nitrit-N	mg/l	0,01	0,01	0,04	0,01	0,01	0,02	<0,02	0,02-0,06	0,06-0,30	0,3-1,0
nitrát-N	mg/l	0,50	0,10	4,10	2,00	0,10	5,00	<0,5	0,5-1	1-5	5-25
összes-N	mg /l	2,00	0,60	6,80	3,20	0,60	5,80	<1,5	1,5-3,0	3-10	10-50
összes-P	µg /l	225	0	1080	234	0	570	<100	100-400	400-500	500-1000
ortofoszfát-P	µg /l	127	0	680	158	0	510	<50	50-200	200-500	500-1000
klorofill-a	µg /l	20	1	177	18	2	91	<8,7	8,7-18,5	18,5-28,0	>28,0

2.27. függelék. A fontosabb vízminőségi komponensek jellemző értékei az Igali-főcsatornán saját méréseink alapján

		IFCS, Gara (V1) 2008-2010			IFCS, Gara (összes) 2008-2010			határérték a 16-os folyóvíztest típusra*			
		átlag	min	max	átlag	min	max	kiváló (5)	jó (4)	mérsékelt (3)	gyenge (2)
adatszám			7			31					
vezetőképesség	µS/cm	1555	1431	1683	1470	1026	2015	<800	800-1200	1200-3000	3000-5000
pH		8,2	7,2	8,8	8,3	7,2	9,3	7,0-8,5	6,5-9,0	6,0-9,0	5,5-9,0
Ca	mg /l	53	23	76	54	15	204				
Mg	mg /l	85	35	104	77	21	155				
Na	mg /l	49	38	55	49	29	89				
K	mg /l	31	22	36	28	17	37				
klorid	mg /l	85	56	107	83	43	135	<40	40-60	60-300	300-500
szulfát	mg /l	131	74	240	118	44	240				
hidrokarbonát	mg /l	917	671	1366	814	476	1391				
karbonát	mg /l	3	0	9	8	0	60				
KOIps	mg /l	21	14	21	25	14	109				
ammónium-N	mg/l	0,34	0	0,70	0,52	0	2,05	<0,1	0,1-0,4	0,4-1,0	1,0-5,0
nitrit-N	mg/l	0,02	0	0,01	0,02	0	0,44	<0,02	0,02-0,06	0,06-0,30	0,3-1,0
nitrát-N	mg/l	1,04	0	2,80	1,05	0	2,80	<0,5	0,5-1	1-5	5-25
szervetlen-N	mg/l	0,22	0	0,27	1,60	0	3,24				
ortofoszfát-P	µg /l	223	90	270	276	0	750	<50	50-200	200-500	500-1000
klorofill-a	µg /l	172	11	52	137	11	1295	<8,7	8,7-18,5	18,5-28,0	>28,0

* 10/2010 VM rendelet és OVGT 5.2. háttéranyag alapján. V1: a garai hatósági monitoring ponttal megegyező mintavételi helyünk.

A jó ökológiai állapotra vonatkozóan az átlagok határérték túllépése rózsaszínnel, a szélsőértékek kétszeres határérték túllépése szürkével jelölve.

2.28. függelék. Az Igali-főcsatorna (2008-2010) vízminőségi paramétereinek korrelációs mátrixa a PEARSON-féle korrelációs koefficiensek feltüntetésével

	X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12	X13	X14	X15	X16	X17	
X1 vezkép	1	0,128	0,306	0,179	0,284	0,510	0,885	0,173	0,292	0,053	0,207	0,207	0,102	-0,359	-0,092	-0,067	-0,198	
X2 pH		1	0,161	-0,020	-0,097	-0,097	0,174	-0,057	0,149	0,833	0,416	0,452	0,347	0,101	-0,192	0,092	0,281	
X3 Ca			1	-0,028	0,808	0,388	0,155	0,212	0,027	0,137	0,692	0,456	-0,178	0,132	-0,044	0,041	0,273	
X4 Mg				1	-0,137	0,409	0,225	0,494	0,043	-0,027	-0,201	-0,265	0,139	-0,011	-0,021	0,027	-0,104	
X5 Na					1	0,328	-0,119	0,097	-0,305	-0,020	0,297	0,235	0,342	0,362	0,012	0,286	0,357	
X6 K						1	0,449	0,430	-0,476	-0,190	0,017	-0,375	0,022	-0,023	0,180	0,367	-0,107	
X7 klorid							1	-0,051	0,275	0,132	0,189	0,124	0,124	-0,665	-0,278	-0,229	-0,473	
X8 szulfát								1	-0,166	-0,233	-0,155	-0,188	-0,133	0,356	0,241	0,033	0,200	
X9 hidrokarbonát									1	-0,041	-0,054	0,164	-0,077	-0,361	-0,253	-0,351	-0,228	
X10 karbonát										1	0,562	0,554	0,804	0,059	-0,347	0,131	0,311	
X11 KOIps											1	0,833	0,348	0,075	-0,120	0,200	0,371	
X12 ammónium												1	0,474	0,268	-0,148	-0,011	0,837	
X13 nitrit													1	0,146	-0,195	0,193	0,368	
X14 nitrát														1	0,258	0,417	0,911	
X15 ortofoszfát															1	0,268	0,134	
X16 klorofill-a																1	0,319	
X17 szerves-N																		1

Rózsaszínnel kiemelve a vizsgált szoros összefüggések láthatók, sárgával az egyéb (értekezésben nem elemzett) szorosnak tekinthető kapcsolatokat jelöltem.

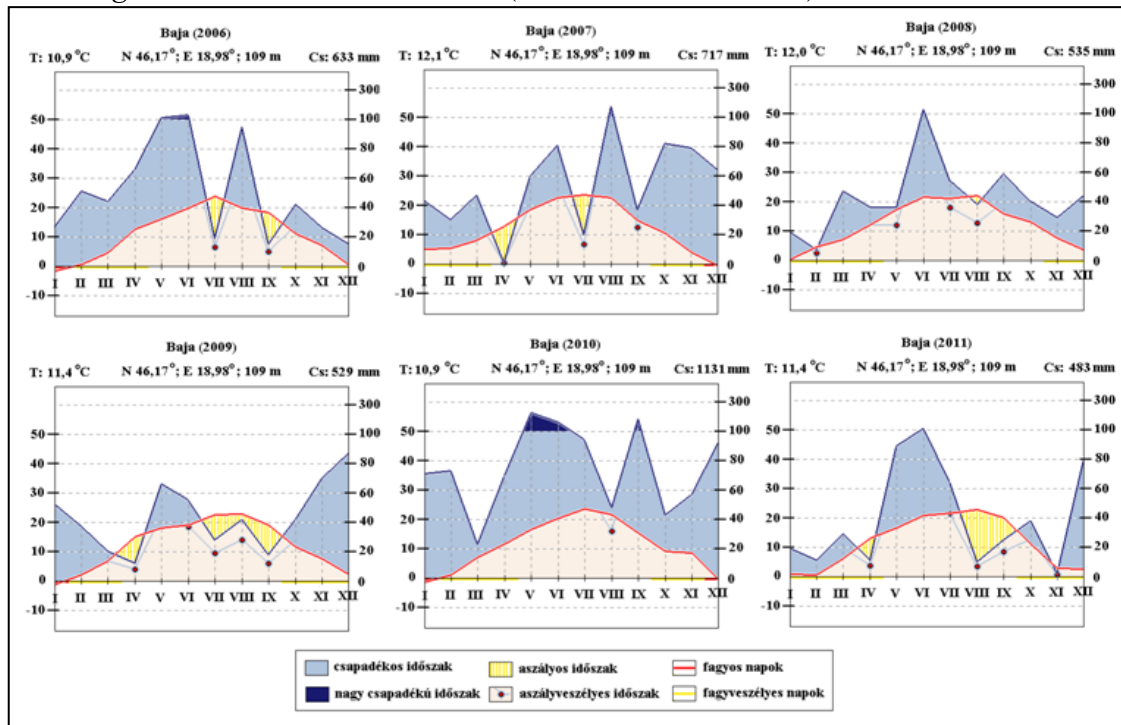
2.29. függelék. Az Igali-főcsatornán és mellékcsatornáin végzett vízminőségi vizsgálataink eredményei

mintavétel ideje és helye	2008. július				2008. augusztus				2008. október				2009. május					2009. június			
	V1	V2*	V3	V4*	V1	V3	V5	V6	V1	V3	V5	V6	V1	V3	V5	V6	V7*	V1	V3	V5	V6
vezkép	1483	1547	1333	1973	1431	1392	1219	1275	1449	1596	1308	1206	1589	1643	1519	1592	1630	1660	1446	1443	1507
pH	8,3	8,3	8,4	8,6	8,8	8,8	7,6	9,3	7,9	8,3	7,8	8,7	7,2	7,6	8,8	8,5	7,5	8,3	8,0	7,5	8,8
Ca	23	34	34	20	47	43	37	31	54	47	49	24	48	51	25	54	39	52	36	27	43
Mg	35	23	21	30,0	89	76	68	75,0	89	83	73	68	104	106	102	91	105	96	47	79	76
Na	-	-	-	-	39,3	31,5	28,6	29,5	38,1	44,3	39,5	37,8	50	40,5	44,2	43,5	43,8	44,8	44	44,4	44,8
K	-	-	-	-	21,7	19,4	17	19,1	27,4	25,3	23,4	22,6	33,6	36,6	32,4	35,8	36,2	32,6	29,1	26,2	33,3
klorid	78	86	74	109	90	86	64	77	87	93	72	68	107	112	124	110	114	104	69	78	100
szulfát	76	76	96	44	74	100	96	98	104	140	116	94	148	125	120	105	110	140	100	110	125
hidrokarbonát	781	726	650	982	1366	1324	1122	1093	1305	1391	1177	1049	671	671	622	665	671	830	647	744	671
karbonát	0	0	6	6	9	6	0	30	0	0	0	15	0	0	9	3	0	0	0	0	3
KOİps	16	20	20	23	18	17	16	19	14	20	23	25	14	14	16	17	15	21	24	24	22
ammónium-N	0,466	0,622	1,010	0,932	0,466	0,389	0,311	0,311	0,699	0,699	0,622	0,544	0,062	0,062	0,062	0,062	0,062	0	0	0	0
nitrit-N	0,004	0,008	0,01	0,011	0,007	0,01	0	0	0,015	0,009	0,008	0,01	0	0	0	0	0	0	0,004	0	0
nitrát-N	0,6	0,8	1,3	1,2	0,6	0,5	0,4	0,4	0,9	0,9	0,8	0,7	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0	0	0	0
szervetlen-N	1,070	1,430	2,317	2,143	1,073	0,899	0,711	0,715	1,614	1,608	1,430	1,254	0,142	0,142	0,142	0,142	0,142	0	0,004	0	0
ortofoszfát-P	238	379	99	591	90	220	130	120	110	160	640	190	270	560	160	110	100	220	750	80	150
klorofill-a	51,8	48,1	85,1	247,9	11,1	51,8	62,9	62,7	11	56	11	11	-	-	-	-	-	29,6	107,3	51,8	163
mintavétel ideje és helye	2009. sz.	2009. okt.	2010. március							2010. július							2010. szeptember				
	V5	V5	V1	V2*	V3	V4*	V5	V6	V7*	V1	V2*	V3	V4*	V5	V6	V7*	V3	V4*	V5	V6	
vezkép	1763	2015	1693	1469	1048	1139	1374	1291	1528	1580	1259	1241	1042	1026	1237	1048	1854	1750	1767	1888	
pH	9,3	9,2	8,4	8,7	8,0	8,4	8,5	8,5	8,4	8,5	8,4	8,3	7,7	8,3	8,4	8,4	8,6	8,0	8,0	8,2	
Ca	15	204	76	73	65	50	66	59	59	73	64	68	47	63	63	48	76	61	80	80	
Mg	111	30	99	78	41	51	74	114	155	82	62	56	35	120	61	49	99	32	96	114	
Na	-	-	54,5	50,5	43,5	46,3	46,3	45,5	47,2	64,8	58,3	57,5	62,3	57,8	58,4	56,7	68,7	89	52,5	70,7	
K	-	-	35,7	34,7	23,1	23,6	29,1	28,4	28,5	34,7	30,6	31,6	20,6	31,1	31,5	24,3	33,5	27	29	27	
klorid	117	135,1	56	86	43	57	74	68	69	71,2	57,7	64,9	48,6	57,7	63,1	47,7	93	86	96	96	
szulfát	90	76	240	240	125	150	180	170	175	138	98	94	64	84	92	62	144	112	148	156	
hidrokarbonát	793	1012	738	634	549	524	616	610	610	732	634	653	573	640	573	476	946	933	976	988	
karbonát	60	36	6	6	0	6	9	6	6	6	12	0	0	0	24	42	12	0	0	0	
KOİps	57,3	108,8	20,6	27,3	34,1	21,4	25	26,9	28,3	43	37	27	27	29	27	26	14	23	22	15	
ammónium-N	1,760	2,050	0,340	0,600	0,680	0,720	0,550	0,600	0,640	0,320	0,540	0,770	0,500	0,500	0,530	0,530	0,360	0,590	0,810	0,580	
nitrit-N	0,44	0	0,01	0,01	0,01	0,017	0,02	0,01	0,007	0,095	0,01	0,034	0,01	0,021	0,027	0,1	0,005	0,015	0,015	0,007	
nitrát-N	1,043	0	2,8	1,6	2,1	2,2	2,5	2,6	2,1	2,3	1,5	1,9	1,7	1,8	1,6	2	0,6	1,3	1,3	0,8	
szervetlen-N	3,243	2,05	3,15	2,21	2,79	2,937	3,07	3,21	2,747	2,715	2,05	2,704	2,21	2,321	2,157	2,63	0,965	1,905	2,125	1,387	
ortofoszfát-P	20	0	210	560	645	310	440	230	600	420	417	414	140	303	261	101	297	127	192	280	
klorofill-a	310,8	21,1	-	-	-	-	-	-	-	758	1295	96	199	107	270	96	137	30	22	152	

*: mellékcsatornán lévő mintavételi pont, -: nem vizsgált paraméter.

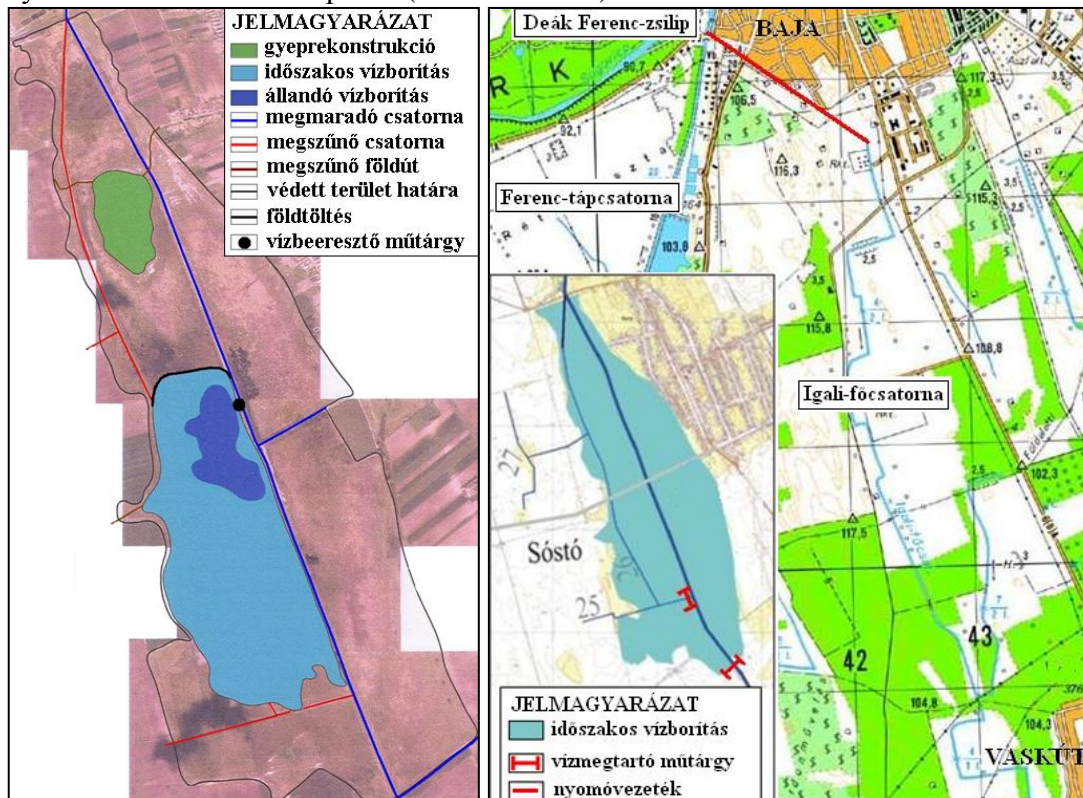
3. függelék. Ábrák

3.1. függelék. 2006-2011 közötti évek időjárása Baja környékén a WALTER-LIETH-féle klímadiagramok módszerével ábrázolva (szerkesztette MÁTRAI I.)

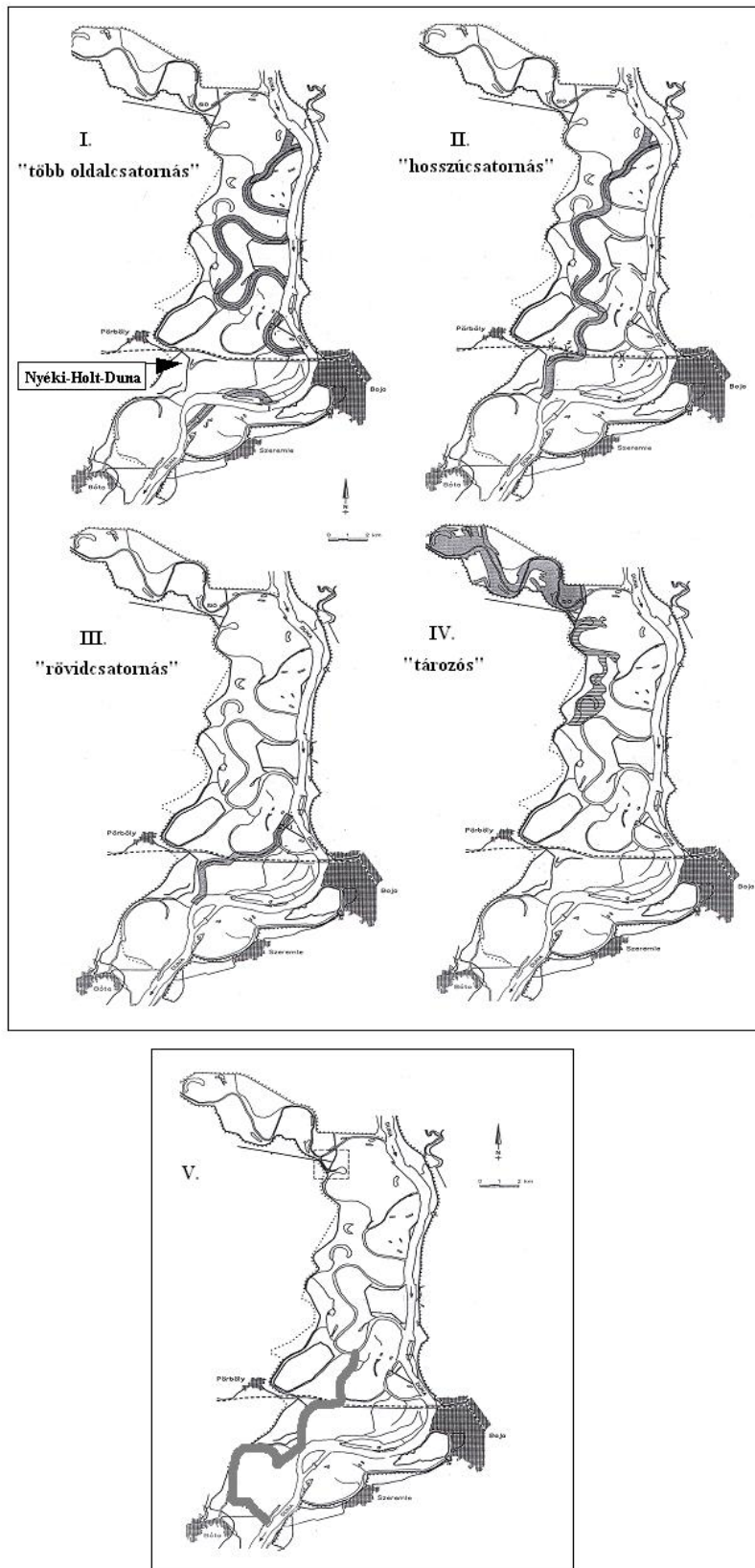


3.2. függelék. A garai Sóstóra javasolt beavatkozások

a.) szikes tavi jelleg visszaállítása (MÁTRAI I. – R. SZÜCS B. 2009), b.) medertározás és nyomóvezetékes dunai vízpótlás (FUCHS N. 2007)



3.3. függelék. A gemenci hullámtér jelentősebb rehabilitációs elképzelései
(szerkesztette MÁTRAI I.)



Jelmagyarázat:

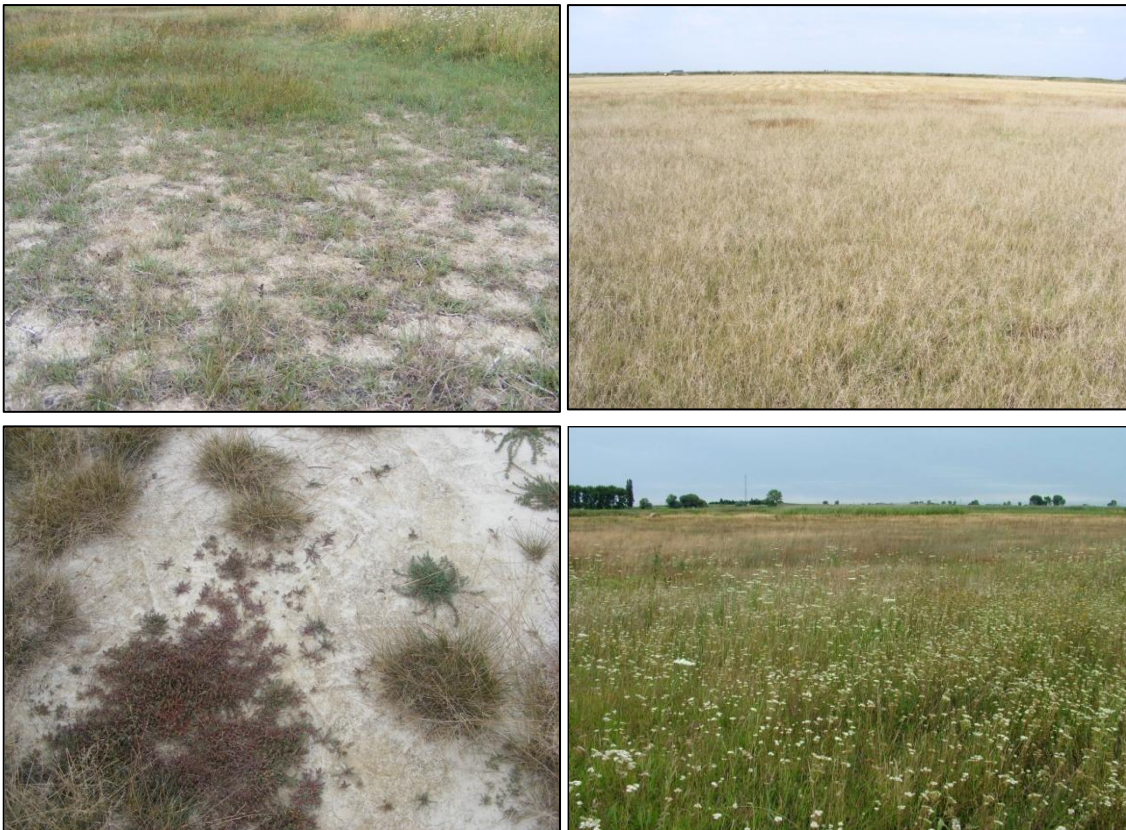
I-IV: Holland alternatívák (MARCHAND, G. 1993), V: ZSUFFA I. és BOGÁRDI J. (1997) javaslata

3.4. függelék. A védett kiséfűszű aszat, valamint a sziki szittyó és a réti peremizs dominanciájával jellemzhető sziki szittyórét mozaikok a garai Sóstón (Foto: MÁTRAI I.)



3.5. függelék. Különböző természetvédelmi értéket képviselő társulások a garai Sóstón (Fotó: MÁTRAI I.)

a.) fokozott védelemre javasolt szolonyec szikér, b.) védelemre javasolt mézpázsitos szolonyec szikfok, c.) a védelemre javasolt szoloncsák vakszik, d.) degradált állapotú cickafarkos szikes puszta.

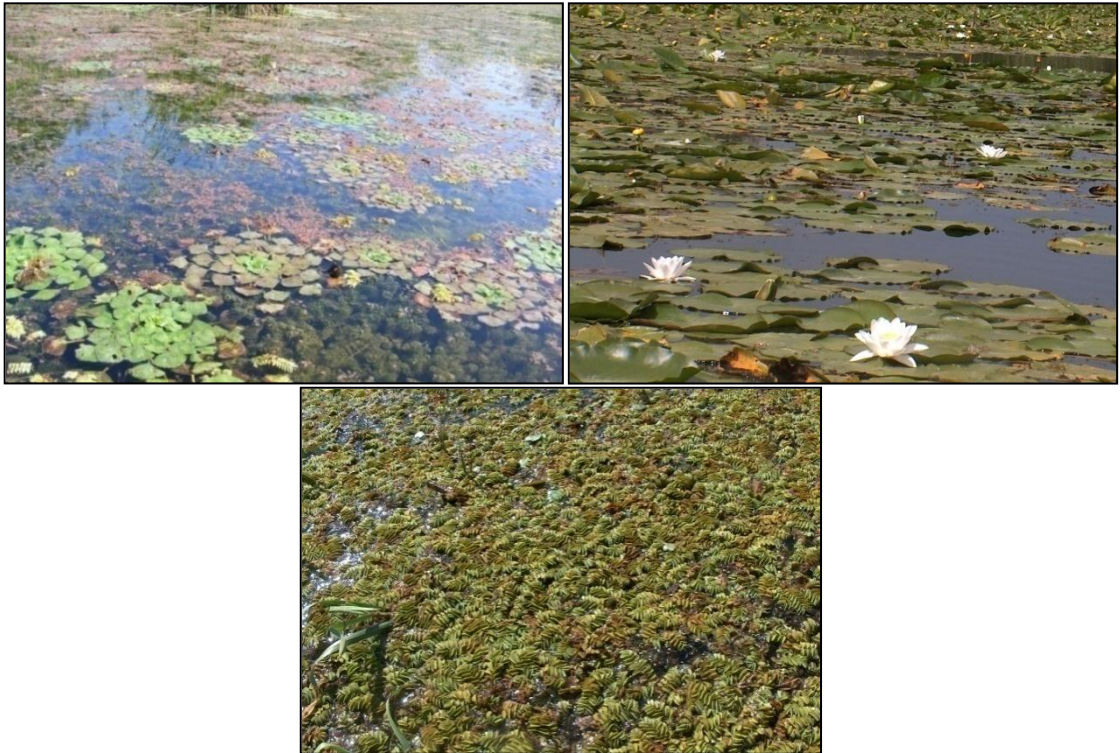


3.6. függelék. Potenciális terhelő források a Ferenc-tápcsatornán (Foto: MÁTRAI I.)

a.) állattartás és illegális hulladéklerakás Bátmonostornál, b.) gyógyfürdő Nagybaracskánál, c.) horgászat Dávodnál, d.) Igali-főcsatorna torkolata Hercegszántónál, e.) Karapancsai-főcsatorna torkolata Hercegszántónál.



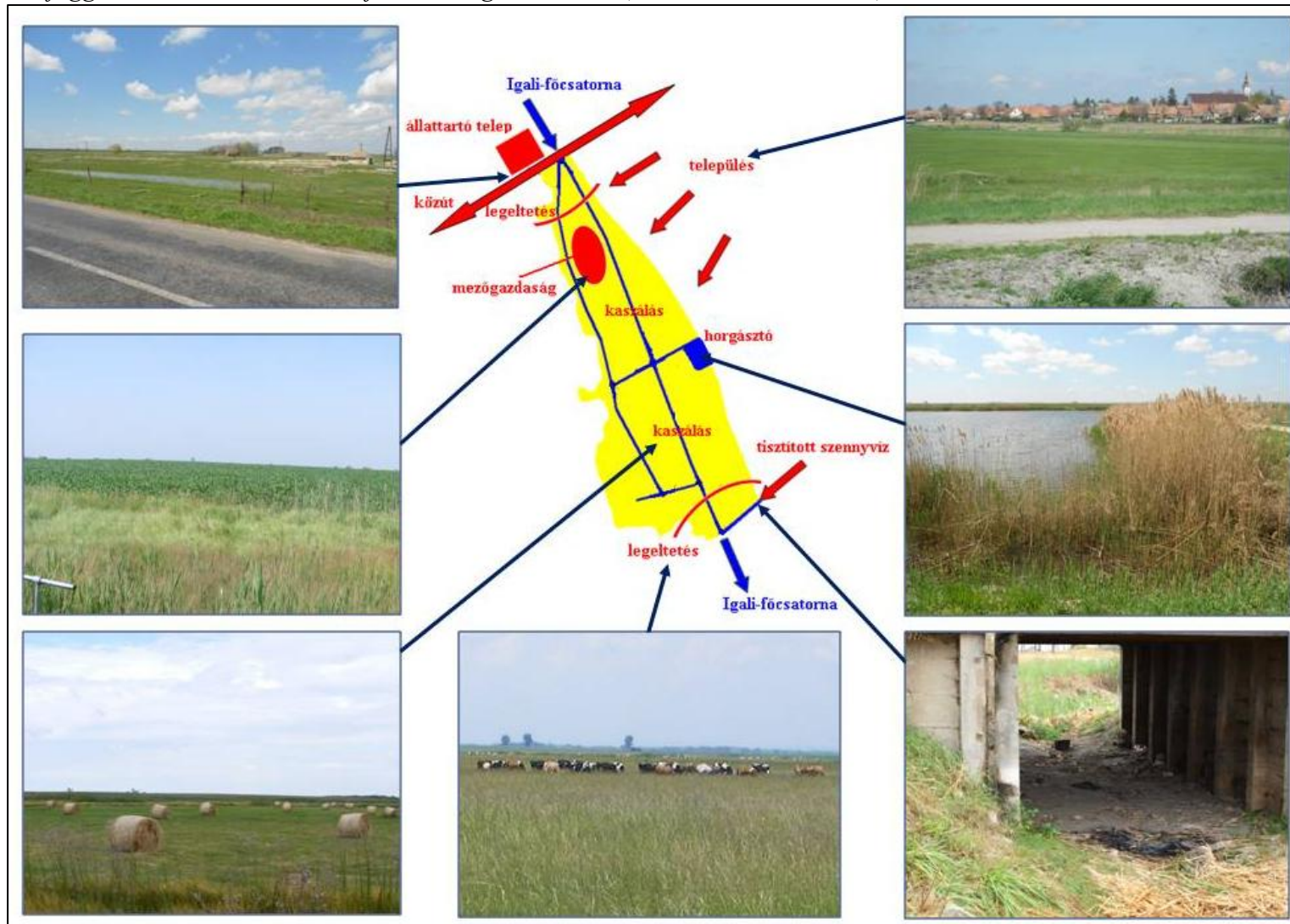
3.7. függelék. *Különböző természetvédelmi értéket képviselő társulások a Ferenc-tápcsatornán.* a.) az adventív nagy moszatpáfrány vöröses színű állományaival jellemezhető degradált sulymos, b.) védelemre javasolt tündérrózsa-vizitők hínár, c.) védelemre javasolt vízipáfrány-társulás. (Foto: MÁTRAI I.)



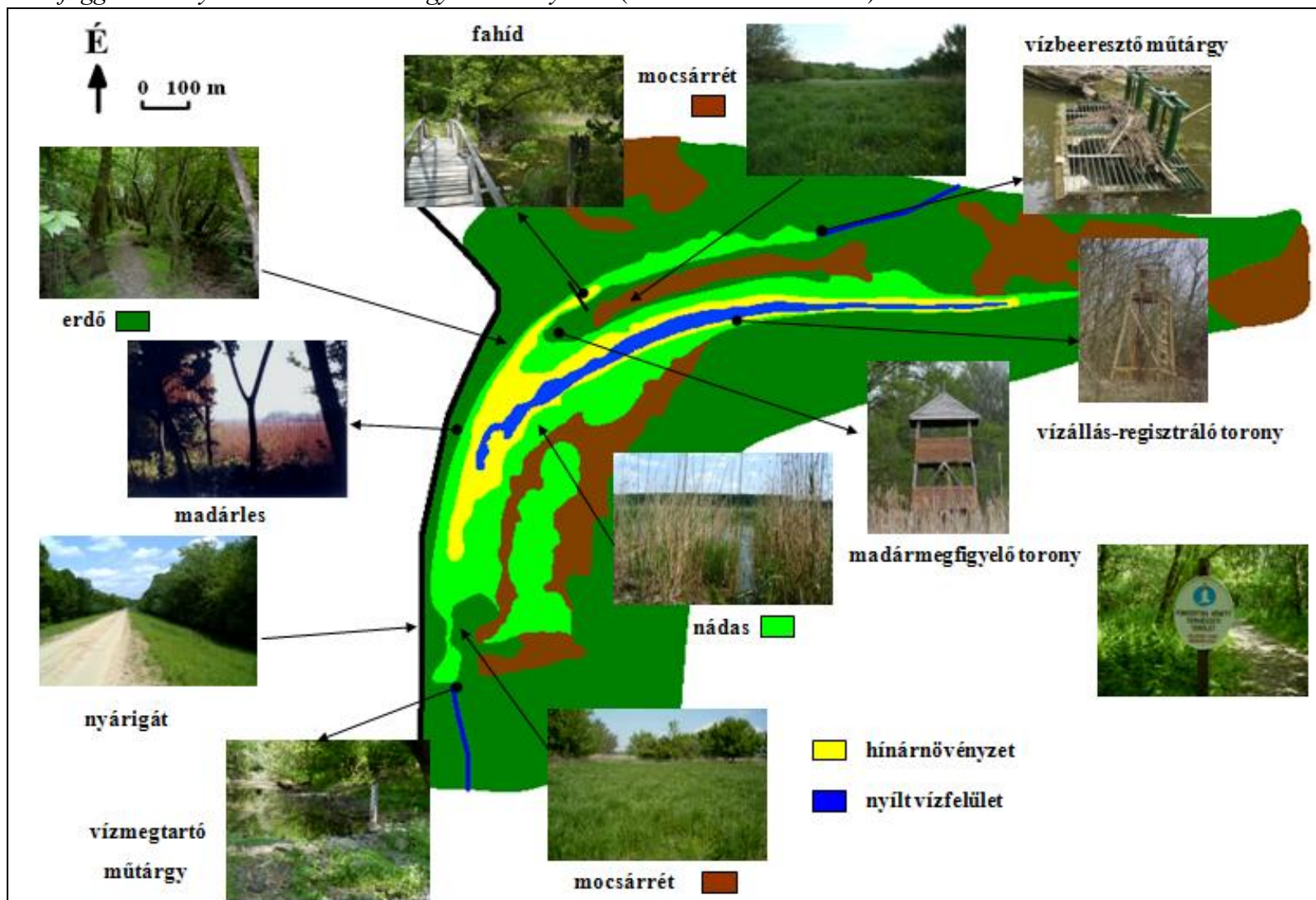
3.8. függelék. *Különböző természetvédelmi értéket képviselő társulások a Nyéki-Holt-Dunán.* a.) védelemre javasolt vízipáfrány-társulás, b.) védelemre javasolt tündérrózsahínár, c.) osztrák kányafű tömeges megjelenésével jellemezhető degradált vizitök-hínár (Foto: MÁTRAI I.)















3.9. függelék. Potenciális terhelő források a garai Sóstón (szerkesztette MÁTRAI I.)



3.10. függelék. A Nyéki-Holt-Duna műtárgyai és környezete (szerkesztette MÁTRAI I.)



3.11. függelék. A Nyéki-Holt-Duna vízháztartásának és növényzetének változása 2003-2008 között (szerkesztette MÁTRAI L.)

	2003	2004	2005	2006	2007	2008
tavasz						
nyár						
ősz	