

M A G A S R É T E K -- K A S Z Á L Ó K

<u>Meszes talajú kékperjés rét</u> (Succiso-Molinietum (Kömlódi M.1958) Soó 19689)	VT	2
<u>Sédbúzás mocsárrét (Agrostio- Deschampsietum caespitosae (Soó 1928) Ujv. 1947)</u>	TT	5
<u>Fehér tippanos mocsárrét</u> (Agrostetum albae Ujv.1941)	TT	5
<u>Pántlikafüves mocsárrét</u> (Agrostio-Typhoidetum (Ujv. 1947) Soó 1971)	TT	5
<u>Ecsetpázsitos mocsárrét (Carici-Alopecuretum prat. (Máthé et Kov. M.1967) Soó1971)</u>	TT	5
<u>Réti csenkeszes nedves kaszálórét (Cirsio cani-Festucetum pratensis Májov.-Ruz.1975)</u>	TT	3
<u>Ecsetpázsitos-franciaperje rét (Alopecuro-Arrhenath- eratum (Máthé et Kovács M.1960) Soó971)</u>	TT	5
<u>Franciaperjerét (Pastinaco-Arrhenatheretum (Knapp 1954) Passarge 1964)</u>	TZT	5
<u>Verescsenkeszrét (Anthyllido- Festucetum rubrae (Máthé et Kovács. M.1960) Soó 1971)</u>	TT	2
<u>Aranyzabrét (Geranio-Trisetetum flavescentis) Knapp 1951</u>	TZT	2

H O M O K P U S Z T A I G Y E P E K

<u>Pionír homoki rozsnok gyep (Kochio- Brometum tectorum Soó 1938 em. Borhidi 1995)</u>	PT	2
---	----	---

S Z Á R A Z P U S Z T A I G Y E P E K

<u>Homokpuszтарét (Astragalo-Festucetum rupicolae (Magyar 1933) Soó 1956)</u>	TT	2
<u>Homoki legelő (Potentillo-Festucetum pseudovinae Soó (ap. Aszód) 1950)</u>	TZT	3

B O K O R F Ü Z E S E K É S F Ű Z L I G E T E K

<u>Csermelyciprus társulás</u> (Myricario-Epilobietum Aich. 1933)	PT	?
<u>Csigolya bokorfüzes</u> (Polygonum hydropip.-Salicetum purp. Kevey 1995)	TT	5
<u>Mandulalevelű bokorfüzes</u> (Rumici crispo-Salicetum triandrae Kevey 1995)	TT	5
<u>Ezüstfűzliget</u> (Leucojo aestivo-Salicetum albae Kevey 1995)	TT	5
<u>Fehérnyárliget</u> (Senecioni fluv.-Populetum (Tx.1931) Meij. Dr. 1936)	TT	5

L Á P E R D Ő K É S L Á P C S E R J É S E K

<u>Égeres láperdő</u> (Carici elongatae-Alnetum Koch 1926)	RT	1
<u>Égeres mocsárerdő</u> (Carici acutiformis-Alnetum Scamoni 1935)	TT	2
<u>Fűzláp (Calamagrostio- Salicetum cinerea Soó et Zólyomi 1934)</u>	RT	3

M E Z O F I L L O M B O S E R D Ő K

<u>Síkvidéki égerliget</u> (Paridi quadrifoliae-Alnetum Kevey 1995)	RT	2
<u>Felsődunai tölgy-szil-kőris-liget</u> (Scillo vindobonensi-Ulmetum Kevey 1995)	TT	3
<u>Síksági gyertyános-tölgyes</u> (Quercus robori-Carpinetum Soó et Pócs 1957)	TT	2

X E R O T H E R M T Ő L G Y E S E K

<u>Gyöngyvirágos-tölgyes</u> (Convallario- Quercetum rob. Soó (apud Aszód 1936) 1957)	TT	3
<u>Pusztai-tölgyes</u> (Festuco rup.-Quercetum roboris Soó (1934) 1937)	TT	2

3. táblázat.

Nuphar lutea
Győrzámoly

Levélszélesség (cm)	1993	1994	1995	1996
Átlag	12.06	20.522	22.198	19.564
Átlag hibaszórása	0.209489	0.465085	0.728625	0.376241
Szórás	1.481312	3.28865	5.152154	2.660425
Minimum érték	9.8	9.4	12.9	12.6
Maximum érték	16.5	24.6	30.5	25.8
Mintaelemszám	50	50	50	50
Konfidenciaintervallum (95%)	0.410591	0.911549	1.428076	0.737418

Szignifikáns különbségek a levélszélességek átlagaiban (95%)	1993	1994	1995	1996
1993		+	+	+
1994			-	-
1995				+
1996				

Erdő	Faj	1989	1990	1991	1992	Átlag	1993	1994	1995	1996	Átlag
Dunasziget, keményfaliget (tölgy-köris-szil ligeterdő)	Quercus robur	55.6	46.1	35.1	42.6	44.8	27.3	39	37.9	39	35.8
	Alnus incana	37.4	31.1	20.6	28.6	28.6	18.3	27.7	31.2	36.5	28.4
	Fraxinus penn.	16.2	21.4	16.2	19.7	19.7	19.3	23.5	25.1	21.3	20.6
Dunaremete, fűzes	Salix alba						6.6	7.1	6.8	6.3	6.7
<i>Fenékfűzű határ:</i>											
Dunakiliti, száraz-erdő fűzes	Salix alba								7.1	8.4	7.7
Dunakiliti, Görgegyi-Duna fűzes	Salix alba								7.4	9.9	8.6
Dunasziget, Nyáros-sziget fűzes	Salix alba								6.7	9	7.8
<i>kontroll mintaterületek</i>											
Kisoroszi, puhafaliget, fűzes	Salix alba	11.9	14.5	8.7	8.4	10.9	12.7	7.3	8.2	7.1	8.8
Vének, fűzes	Salix alba						9.3	9.4	9.1	9.4	9.3
Arak, Malomszer, fűzes	Salix alba								7	19.3*	

* Megjegyzés: A kiugróan magas adat bizonyosan nem mintavételi hiba, de az általunk figyelembe vehető környezeti tényezőkkel nem magyarázható. Mivel a mintavételi hely mezőgazdasági területekkel határos, nem kizárható a műtrágyahatás.

4. táblázat

A fák levélfelületének alakulása a szigetközi mintaterületeken

5. táblázat

Dunasziget, erdő

Természetvédelmi-érték kategóriák eloszlása (1988-1996)

	U	KV	V	E	K	TP	TZ	Λ	G	GY
1988	0	0	0	3	6	0	15	0	0	4
1989	0	0	0	4	12	0	21	0	0	7
1990	0	0	0	4	6	0	18	1	0	12
1991	0	0	0	4	9	0	22	1	0	13
1992	0	0	0	4	11	0	21	0	1	14
1993	0	0	0	4	7	0	17	0	0	13
1994	0	0	0	4	7	0	16	0	1	10
1995	0	0	0	4	7	0	17	0	0	12
1996	0	0	0	5	12	0	18	0	0	11

W (vízigény) értékek eloszlása (1988-1996)

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1988	0	0	0	1	3	6	7	4	8	3	1	0
1989	0	0	1	2	5	6	10	7	9	4	1	0
1990	0	0	1	5	3	6	10	6	7	1	2	0
1991	1	0	1	5	6	8	9	8	10	1	1	0
1992	1	0	1	5	6	7	11	18	10	3	1	0
1993	0	0	1	4	4	7	9	8	8	1	2	0
1994	0	0	0	4	5	4	8	6	9	1	2	0
1995	0	0	1	4	4	6	9	7	9	1	2	0
1996	0	0	1	3	4	7	10	7	10	2	2	0

Dunasziget, rét

Természetvédelmi-érték kategóriák eloszlása (1988-1996)

	U	KV	V	E	K	TP	TZ	A	G	GY
1988	0	0	0	3	15	0	6	2	0	3
1989	0	0	0	3	16	0	7	2	0	3
1990	0	0	0	4	16	0	7	2	0	4
1991	0	0	0	4	18	0	10	2	0	5
1992	0	0	0	4	17	0	8	2	0	4
1993	0	0	0	4	20	0	8	2	0	6
1994	0	0	0	3	19	0	6	2	0	5
1995	0	0	0	3	20	0	10	2	0	7
1996	0	0	0	3	18	0	7	2	0	5

W (vízigény) értékek eloszlása (1988-1996)

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1988	0	0	0	1	4	7	5	4	7	1	1	0
1989	0	0	0	1	5	7	5	5	7	1	1	0
1990	0	0	0	1	5	6	6	6	8	1	1	0
1991	1	0	0	3	5	7	7	6	8	2	1	0
1992	0	0	0	2	6	7	6	6	7	2	1	0
1993	0	0	0	2	8	7	7	6	8	2	2	0
1994	0	0	0	2	7	7	7	6	6	1	1	0
1995	0	0	0	3	8	7	8	6	1	2	2	0
1996	0	0	0	2	8	7	7	5	6	1	1	0

6. táblázat

Botlói füzes

Természetvédelmi-érték kategóriák eloszlása (1988-1996)

	U	KV	V	E	K	TP	TZ	A	G	GY
1988	0	0	0	3	20	0	4	1	1	7
1989	0	0	0	4	23	0	6	1	1	8
1990	0	0	0	4	23	0	6	1	1	8
1991	0	0	0	4	22	0	7	1	1	8
1992	0	0	2	6	19	1	10	2	1	14
1993	0	0	1	5	19	1	10	3	1	17
1994	0	0	1	3	20	1	9	3	0	10
1995	0	0	1	5	19	1	12	3	1	17
1996	0	0	1	5	10	0	6	3	1	5

W (vízigény) értékek eloszlása (1988-1996)

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1988	0	0	0	0	1	4	2	2	8	9	5	5
1989	0	0	0	0	1	6	3	5	9	10	6	5
1990	0	0	0	0	1	6	3	5	9	10	6	5
1991	1	0	0	0	1	6	4	6	8	11	5	1
1992	1	0	0	0	2	7	5	8	10	15	8	0
1993	0	0	1	0	4	8	5	6	12	15	8	0
1994	0	0	0	0	2	6	4	5	11	11	8	0
1995	0	0	1	0	4	8	5	6	12	15	8	0
1996	0	0	0	0	2	6	2	4	5	8	5	0

Halászi (Derék-erdő)

Természetvédelmi-érték kategóriák eloszlása (1989-1996)

	U	KV	V	E	K	TP	TZ	A	G	GY
1989	0	0	0	4	30	0	0	0	0	0
1990	0	0	1	4	36	0	1	0	1	1
1991	0	0	1	4	40	0	3	0	1	2
1992	0	0	0	3	19	0	0	0	0	1
1993	0	0	1	4	39	0	3	1	1	2
1994	0	0	0	4	42	0	4	1	1	2
1995	0	0	1	5	42	0	6	1	0	3
1996	0	0	0	5	42	0	3	1	0	2

W (vízigény) értékek eloszlása (1989-1996)

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1989	0	0	0	2	8	14	7	2	0	0	0	0
1990	0	0	1	6	8	17	8	2	1	0	0	0
1991	0	0	1	7	12	18	9	2	1	0	0	0
1992	0	0	0	1	5	11	2	2	0	0	0	0
1993	0	0	1	7	14	17	9	2	1	0	0	0
1994	0	0	1	7	16	19	8	2	1	0	0	0
1995	0	0	0	7	18	20	10	2	1	0	0	0
1996	0	0	1	5	15	19	9	3	1	0	0	0

7. táblázat

Gombócos

Természetvédelmi-érték kategóriák eloszlása (1988-1996)

	U	KV	V	E	K	TP	TZ	A	G	GY
1988	0	0	0	1	7	0	4	2	1	0
1989	0	0	0	1	8	0	4	2	1	0
1990	0	0	0	1	8	0	5	2	1	0
1991	0	0	0	0	9	0	7	3	1	4
1992	0	0	0	1	13	0	9	2	1	5
1993	0	0	0	2	14	0	11	3	1	5
1994	0	0	0	1	8	0	8	3	1	3
1995	0	0	0	2	15	0	11	3	1	5
1996	0	0	0	2	15	0	11	3	1	5

W (vizigény) értékek eloszlása (1988-1996)

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1988	0	0	0	0	2	2	2	1	5	2	0	0
1989	0	0	0	0	1	1	2	2	6	2	0	0
1990	0	0	0	0	1	1	2	3	6	2	0	0
1991	0	0	0	0	2	4	3	3	5	8	0	0
1992	0	0	0	0	3	5	3	5	7	8	0	0
1993	0	0	0	0	3	6	5	5	7	9	1	0
1994	0	0	0	0	3	4	3	3	5	6	0	0
1995	0	0	0	0	3	6	5	5	7	9	2	0
1996	0	0	0	0	3	6	5	5	7	9	2	0

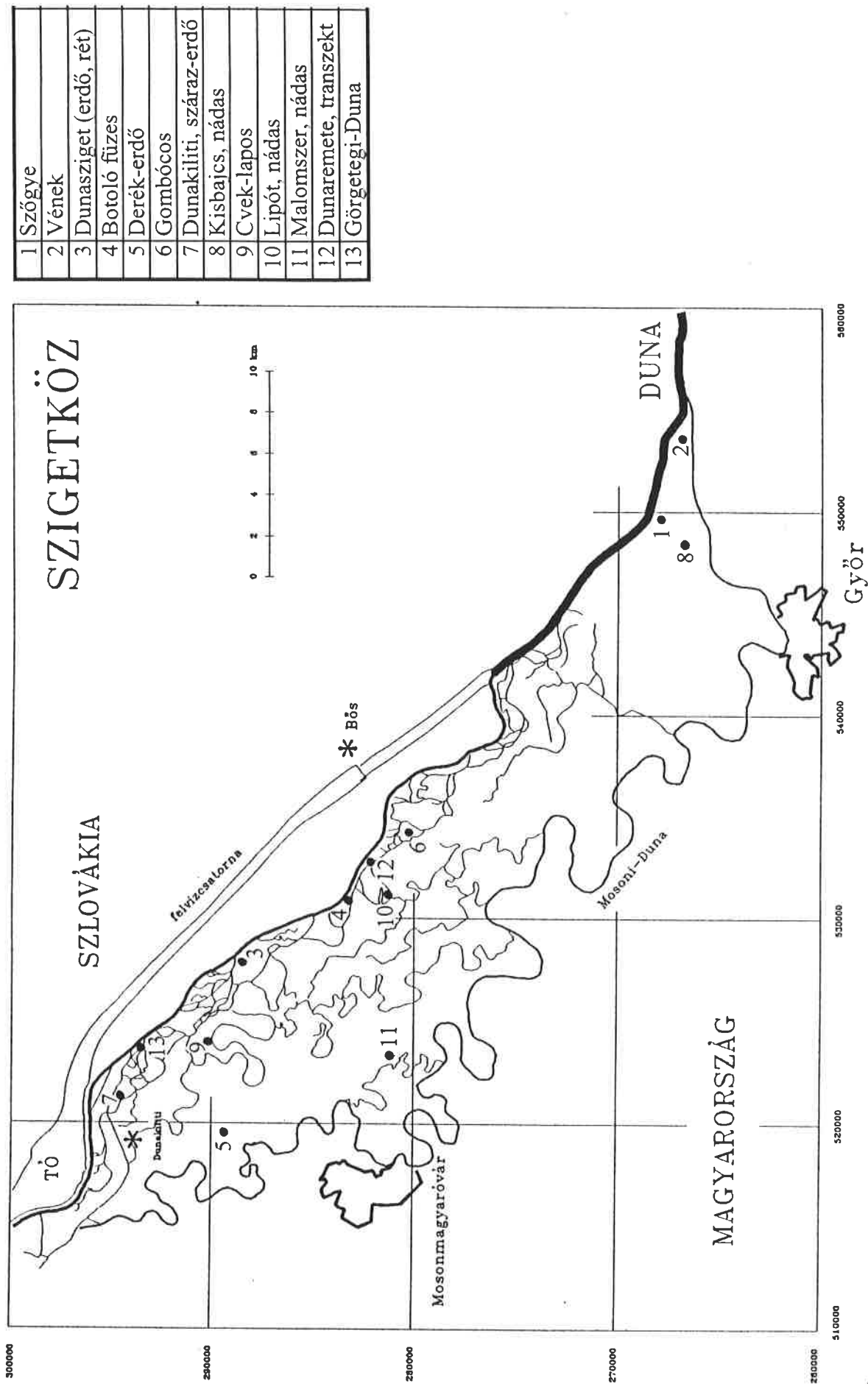
Nádas (1996)

8. táblázat
A nádasok fajainak értékelő táblázata

W-érték/fajsám				
	Kisbajcs	Cvek lapos	Dunakiliti	Malomszer
<i>W</i>				
0			1	
1				
2				
3				
4		1		1
5		3	2	
6				
7	1	1	1	
8	1	3	1	2
9	4	3		2
10	4	3	1	3
	10	14	6	8

TVK/fajsám				
	Kisbajcs	Cvek lapos	Dunakiliti	Malomszer
<i>U</i>				
<i>KV</i>				
<i>V</i>	1	1		1
<i>E</i>	2	1	1	2
<i>K</i>	6	3	1	2
<i>TP</i>				
<i>TZ</i>		5	2	1
<i>A</i>		1	1	
<i>G</i>				
<i>GY</i>	1	3	1	2
	10	14	6	8

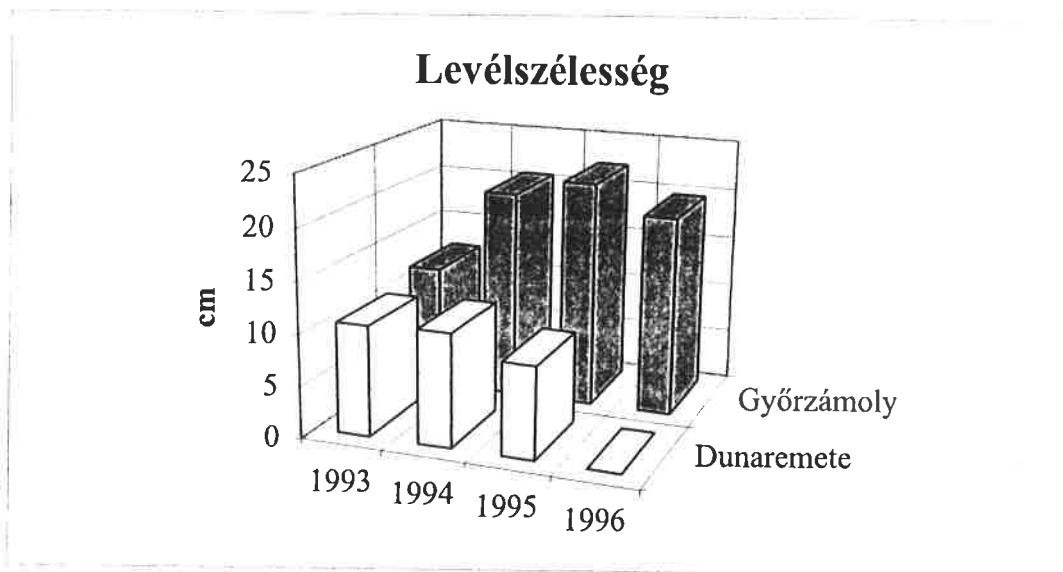
1. ábra A mintaterületek elhelyezkedése



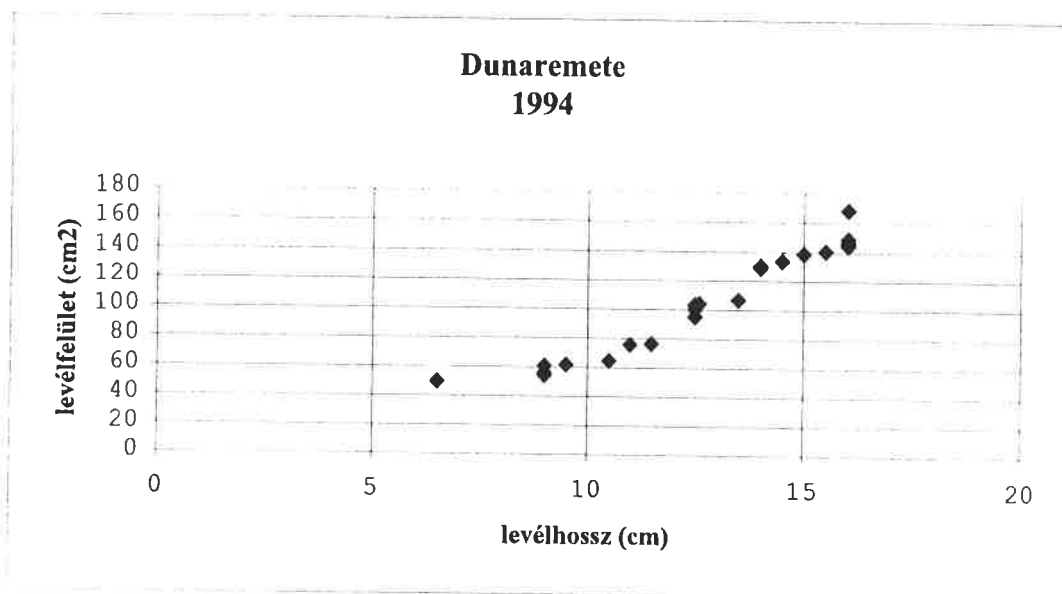
2. ábra A vizek levélméreteinek változása

Nuphar lutea

	1993	1994	1995	1996
Dunaremete	10.65	10.92	8.87	-
Győrzámoly	12.06	20.52	22.2	19.56

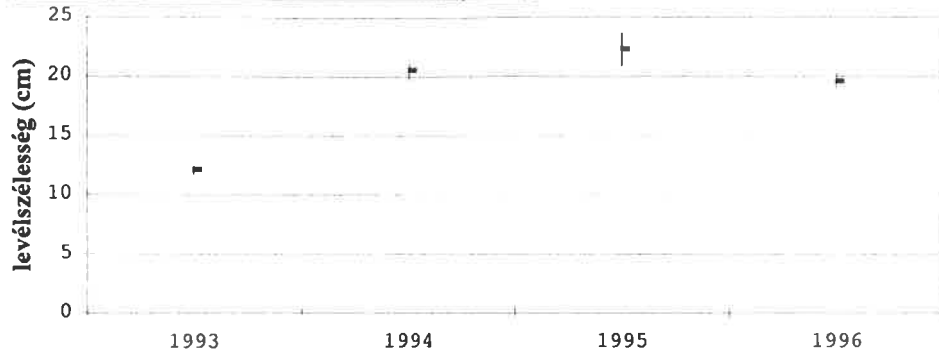


3. ábra A vizek levélméreteinek korrelációja



Nuphar lutea
Győrzámoly

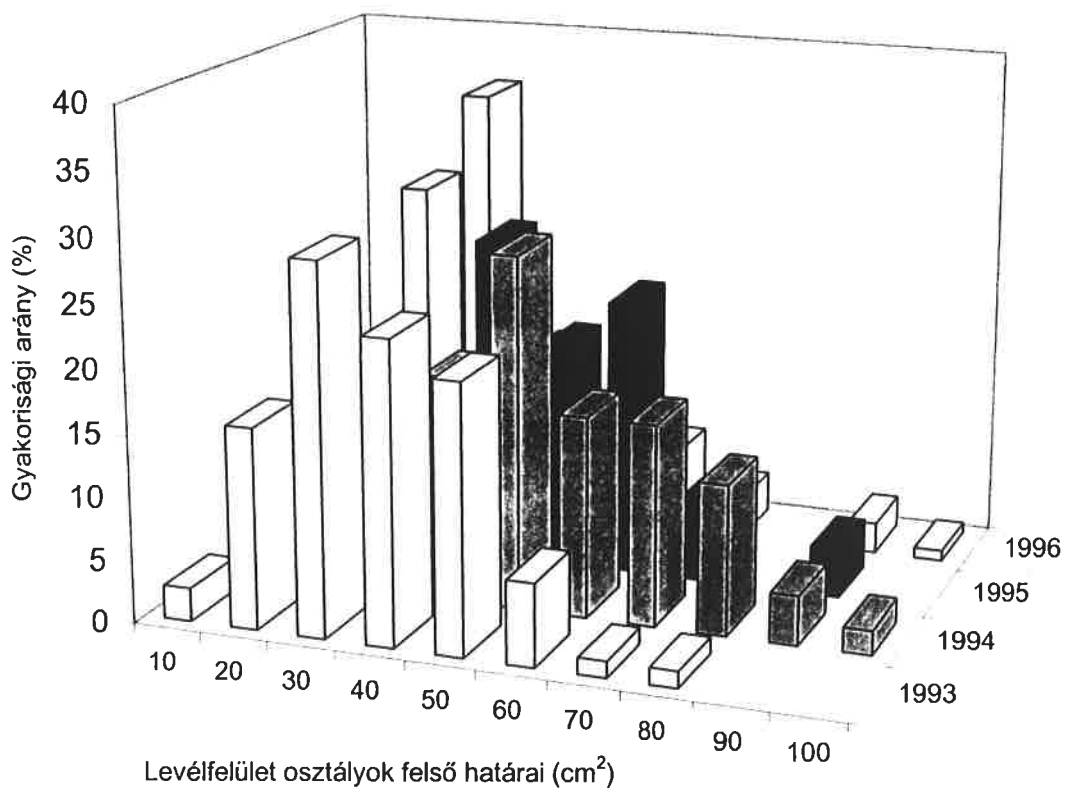
Az átlagok és konfidenciahatárai (95%)



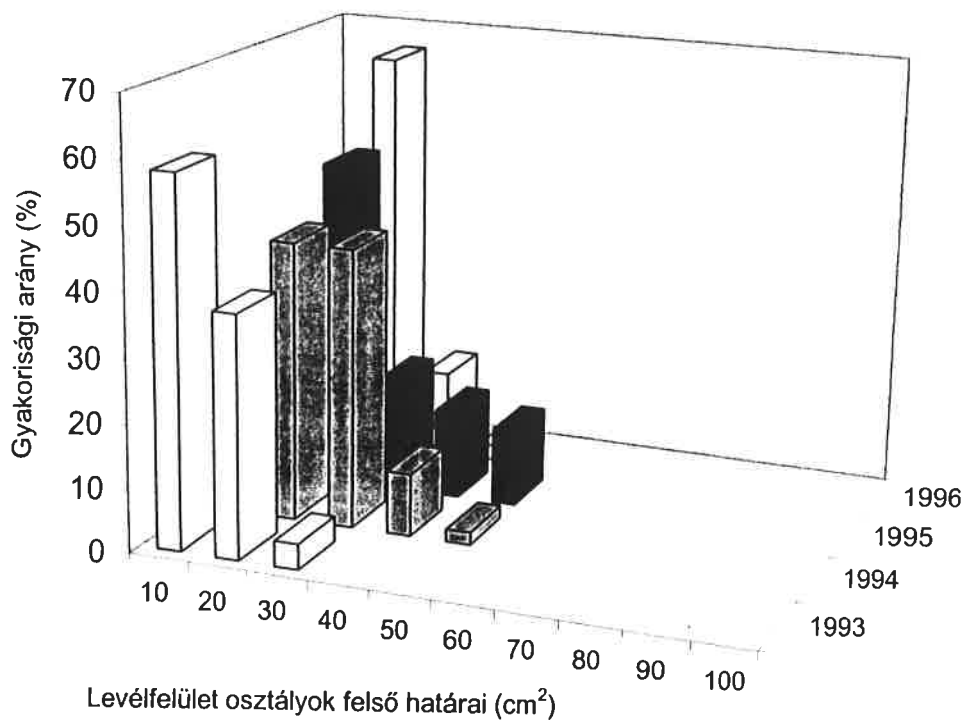
4. ábra

5. ábra A magas utifű levélfelületének változása

A levélfelületek százalékos megoszlása 1993 és 1996 között Szőgyén



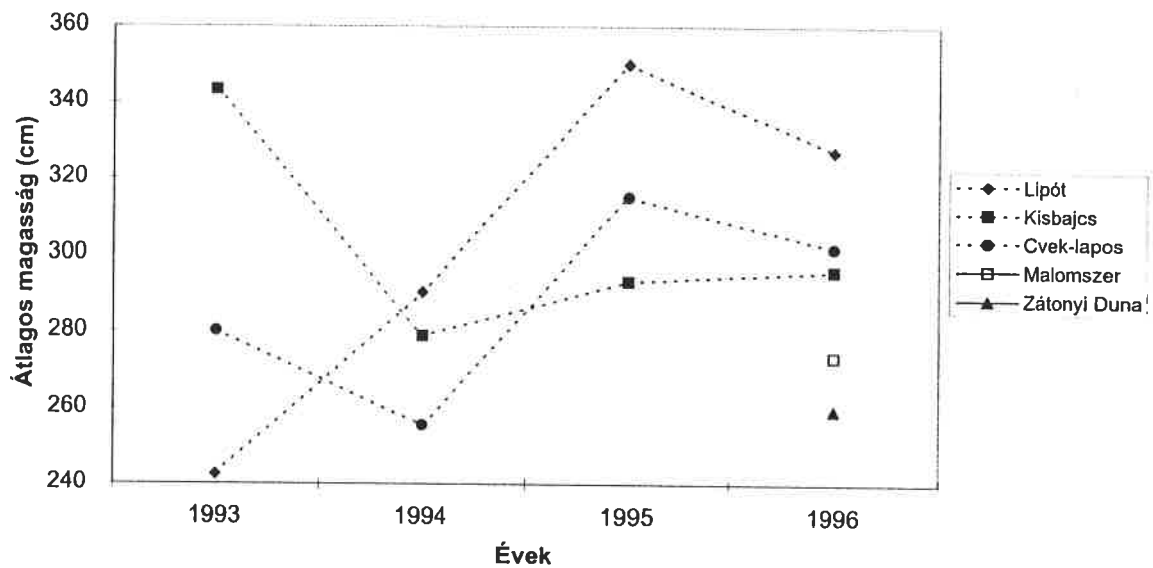
A levélfelületek százalékos megoszlása 1993 és 1996 között Dunaszigeten

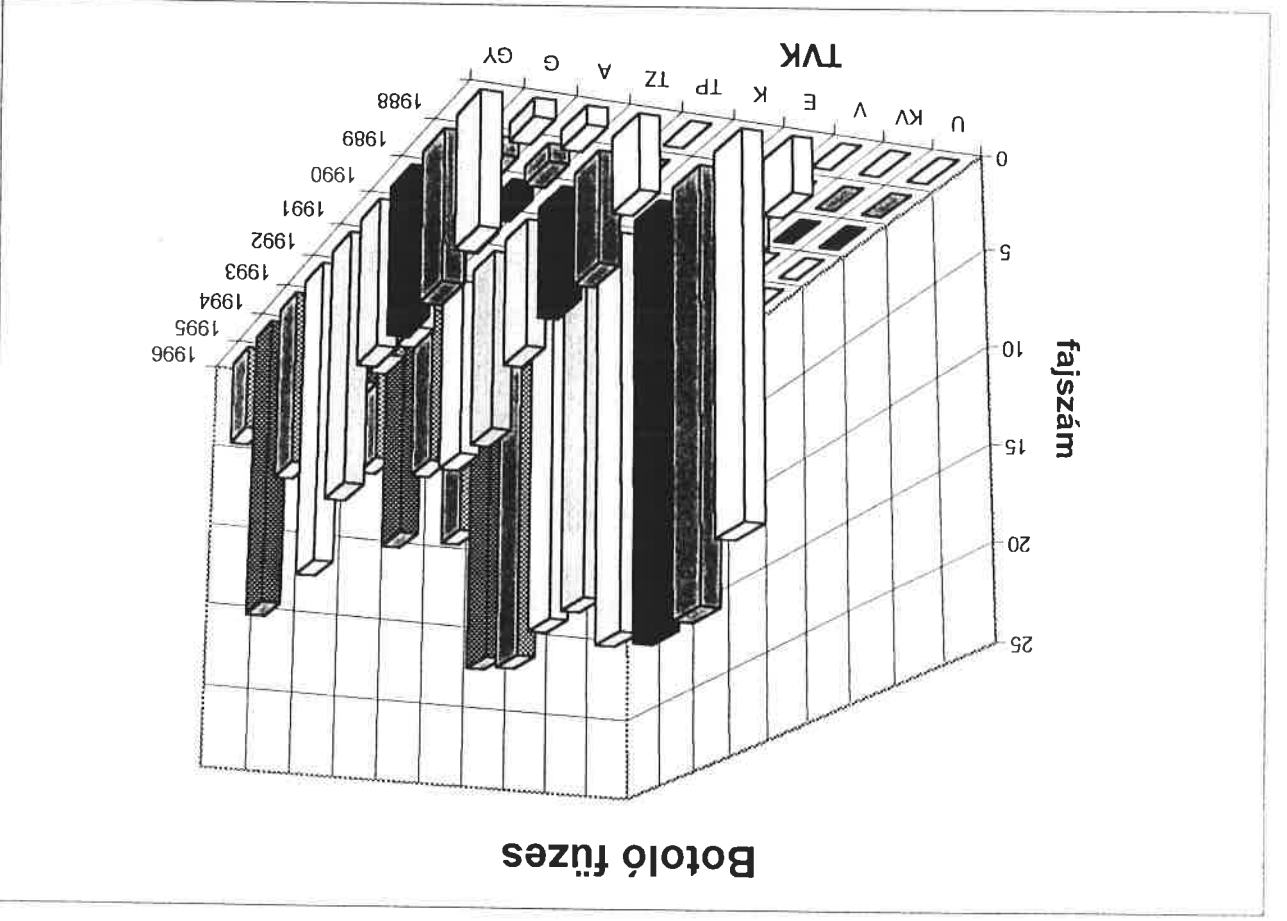
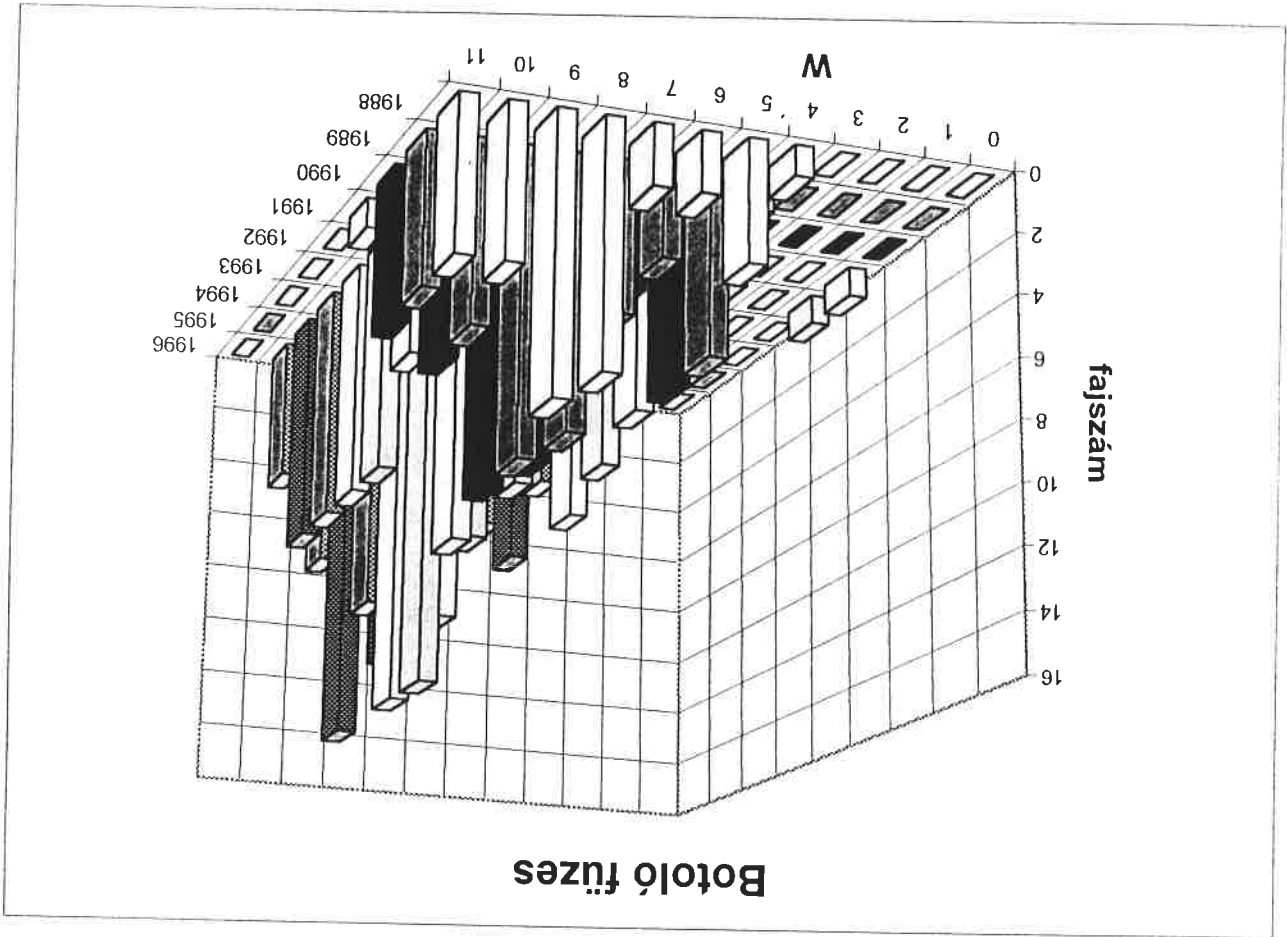


6. ábra A nádak átlagmagasságának változása

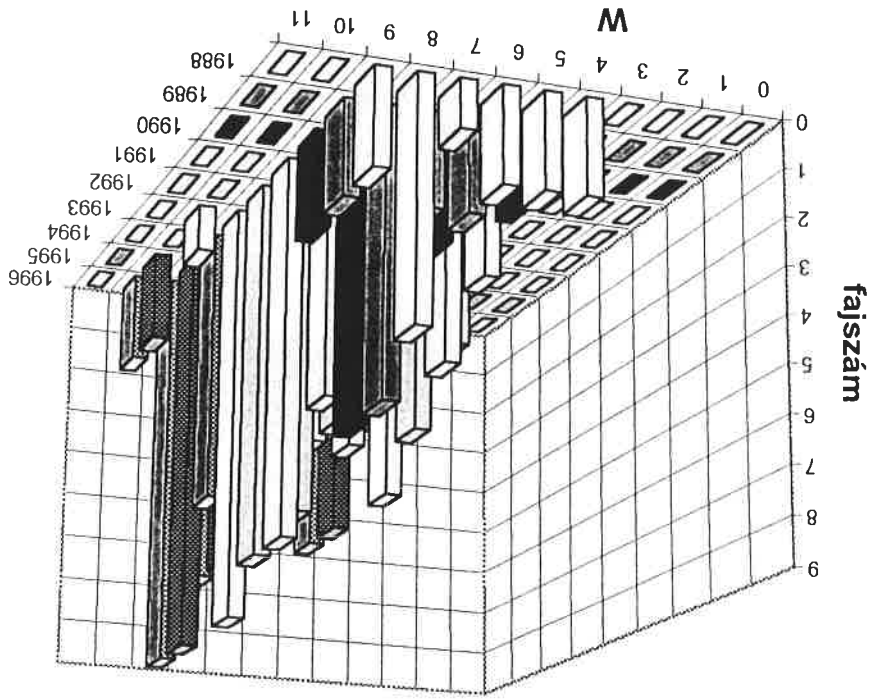
	1993	1994	1995	1996
Lipót	242.6	290.27	350	327.1
Kisbajcs	343.3	278.94	293	295.7
Cvek-lapos	280.2	255.59	315	301.6
Malomszer				273.4
Zátonyi Duna				259.5

A nádtövek átlagos magasságai a vizsgált területeken

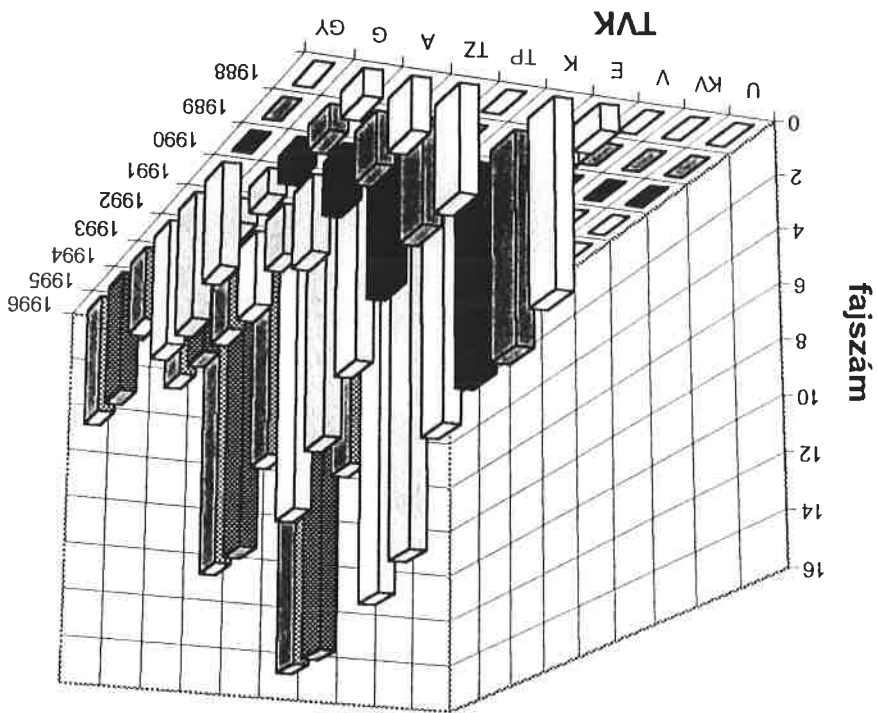




9. ábra A botoló füzes cönológiai mutatóinak változása

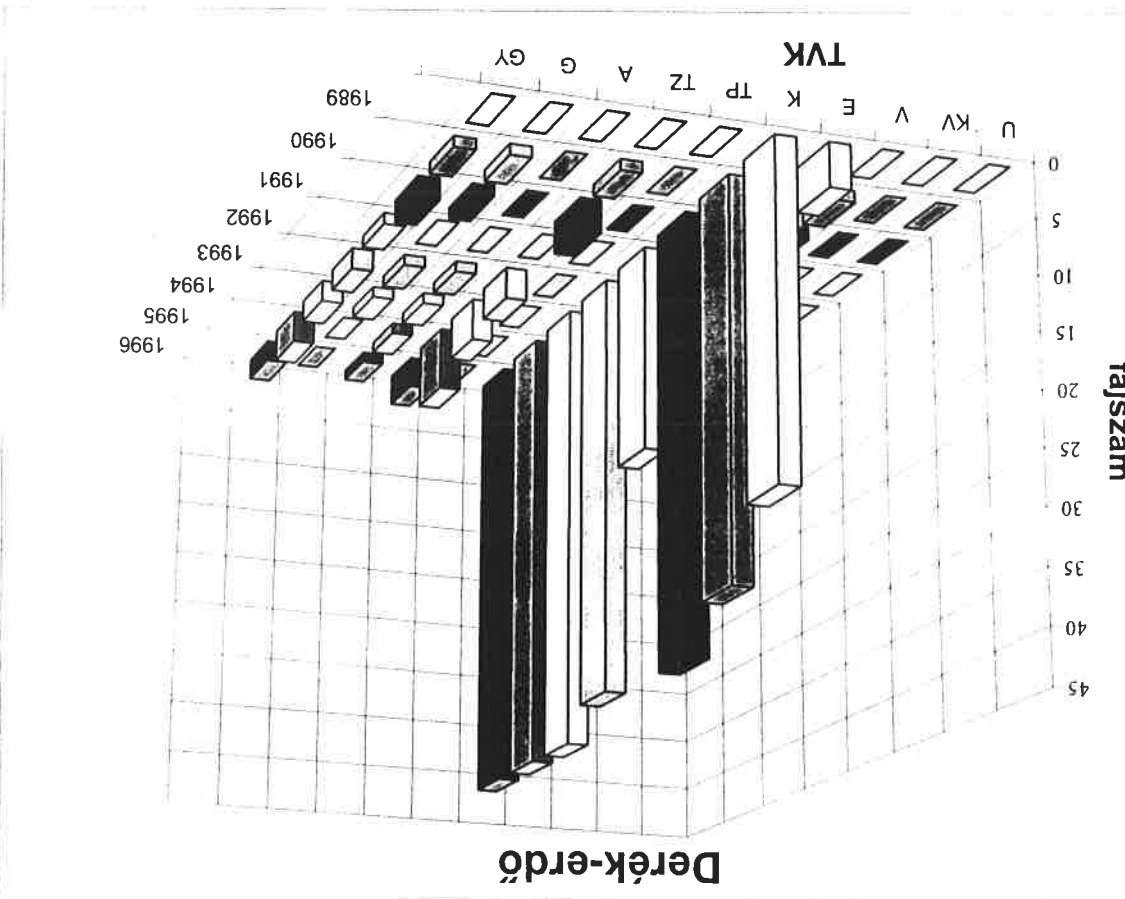
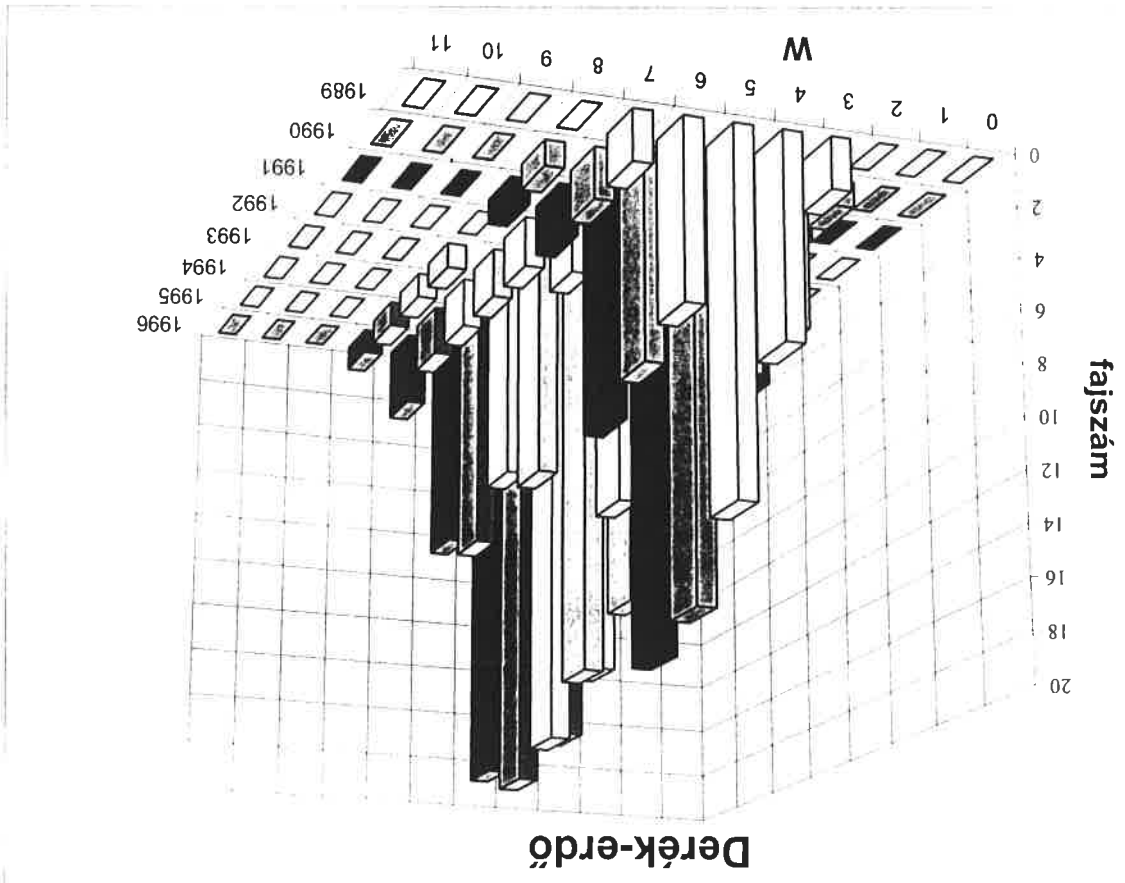


Gombócós



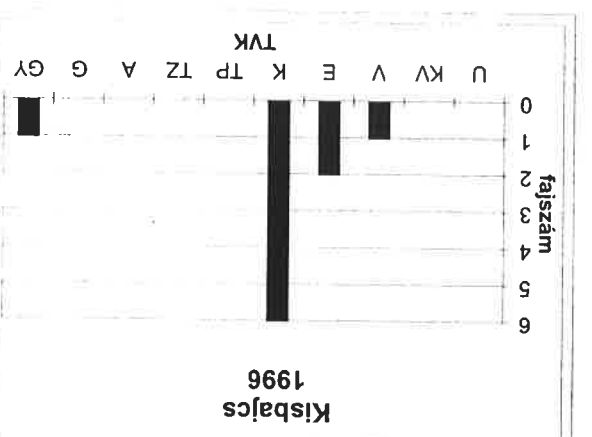
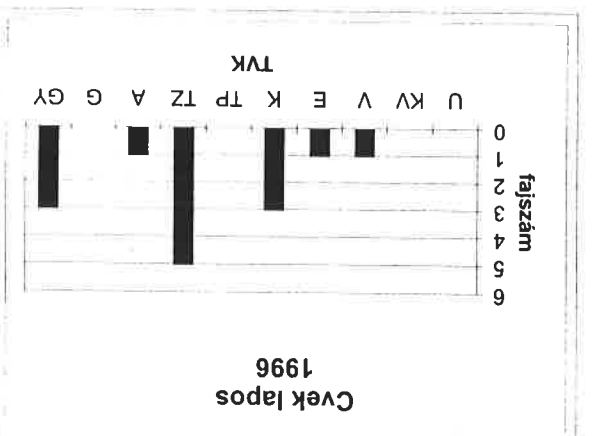
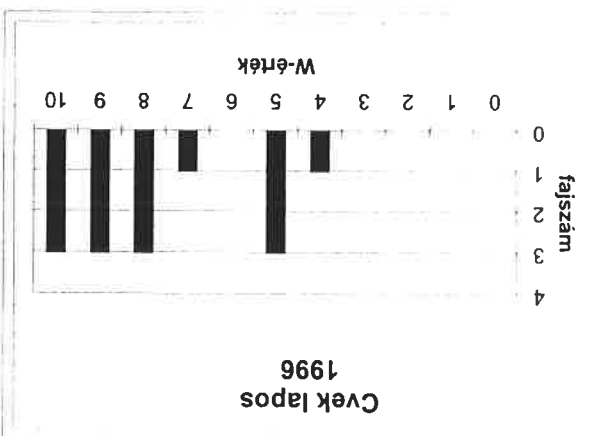
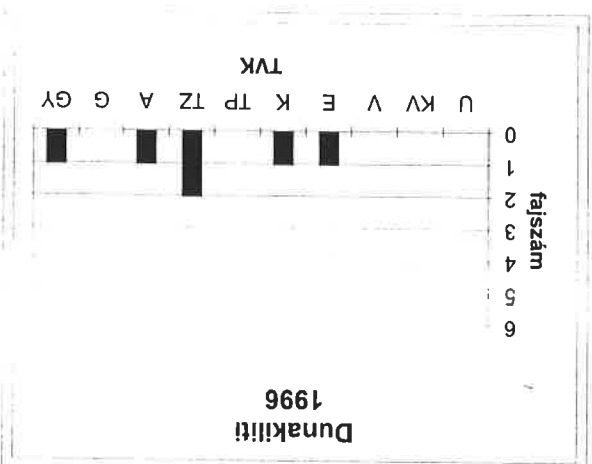
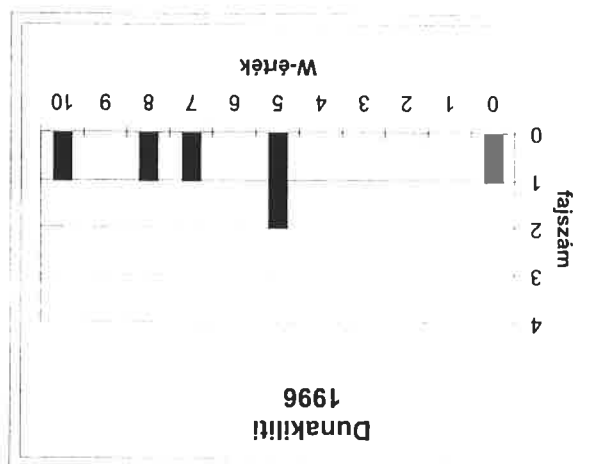
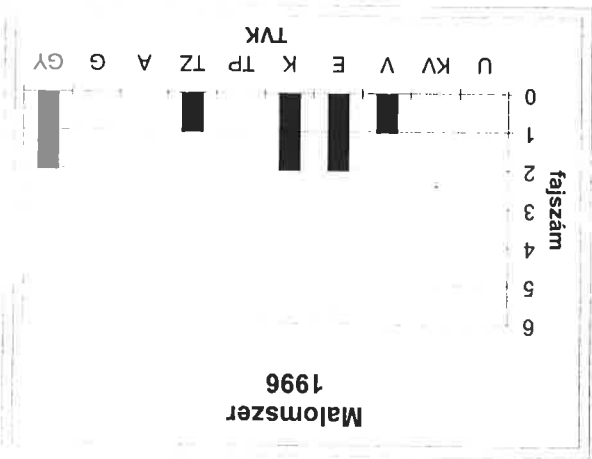
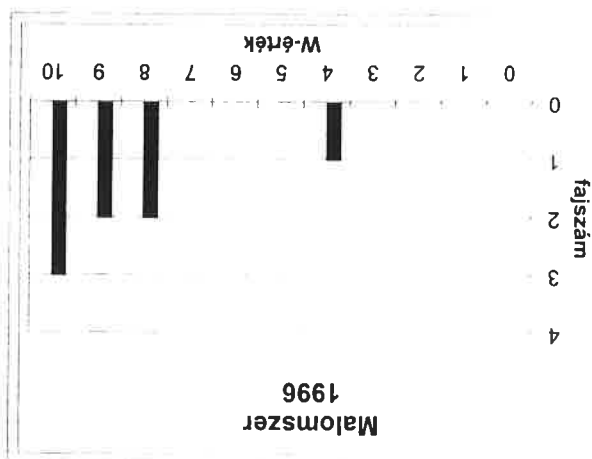
Gombócós

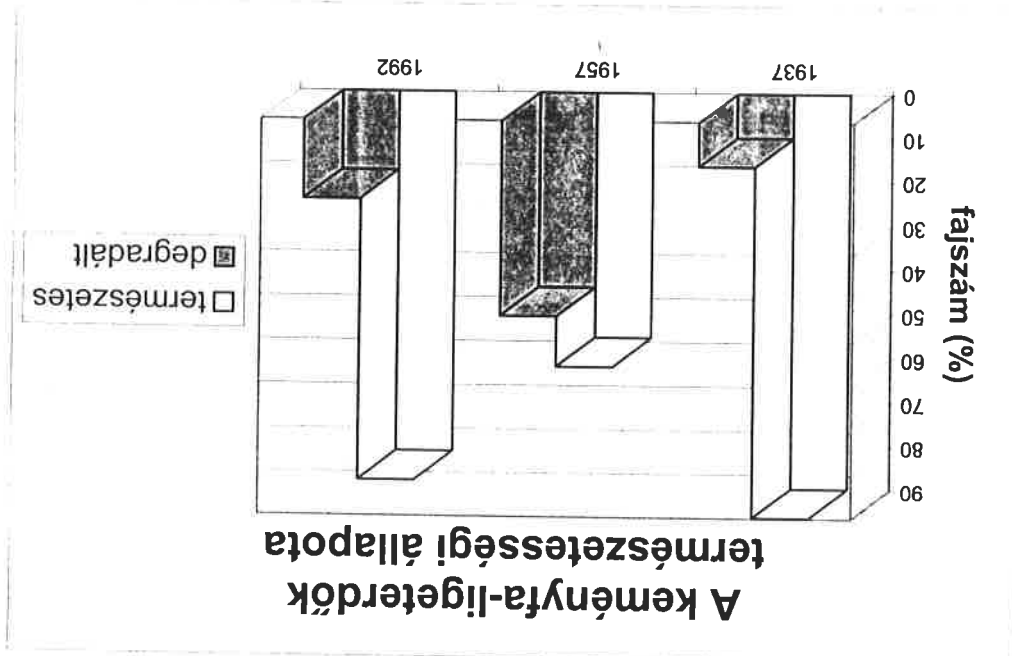
10. ábra A gombócosi nyáras cönológiai mutatóinak változása



11. ábra A Derék-erdő ökológiai mutatóinak változása

12. ábra A nádasok fajainak cönológiai mutatói

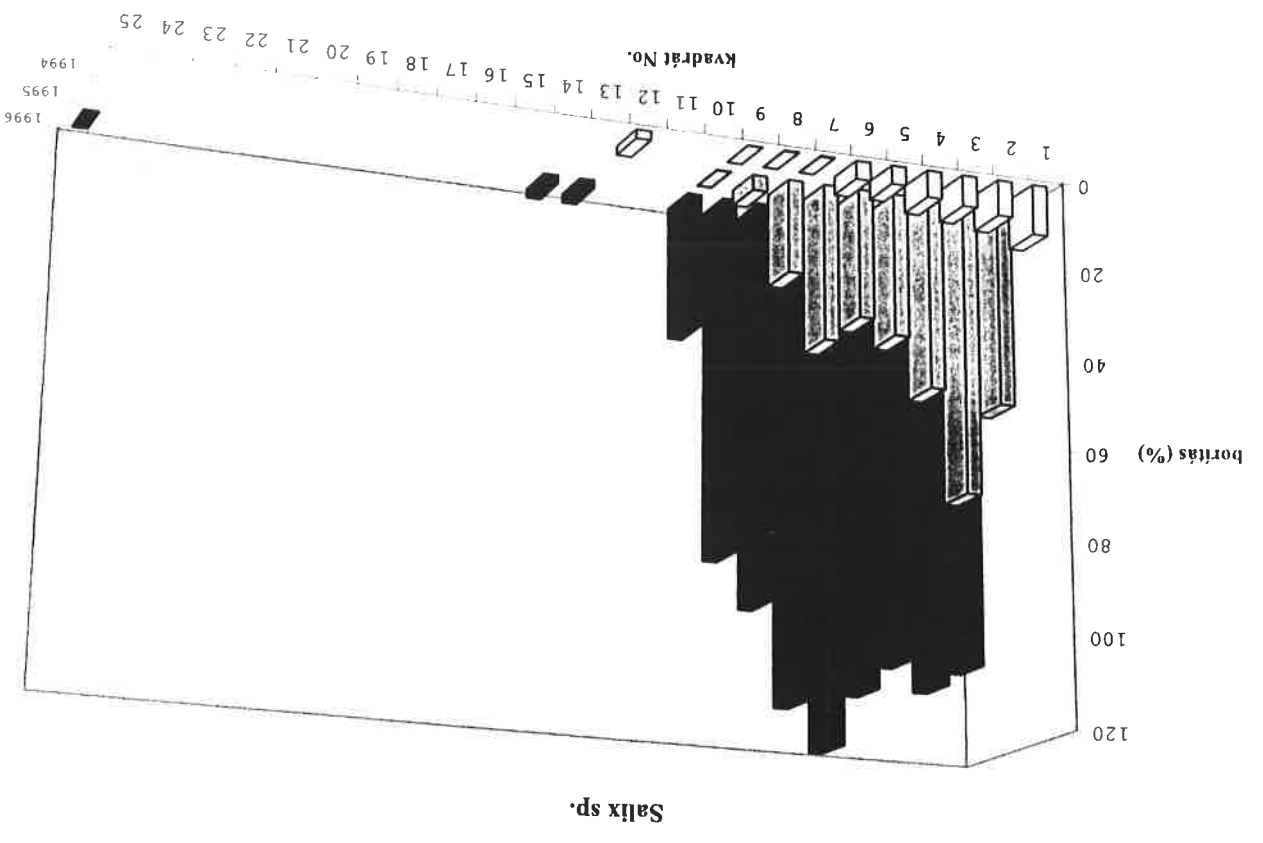
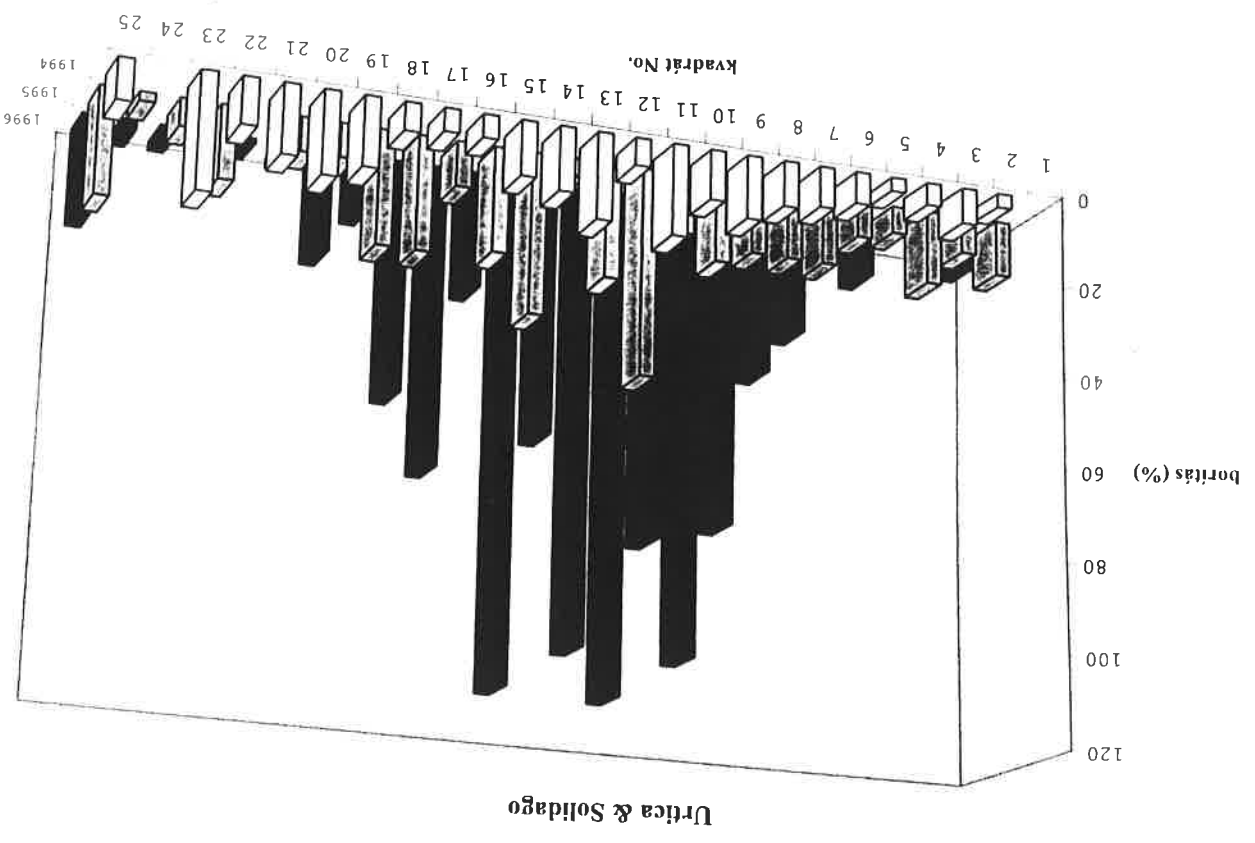




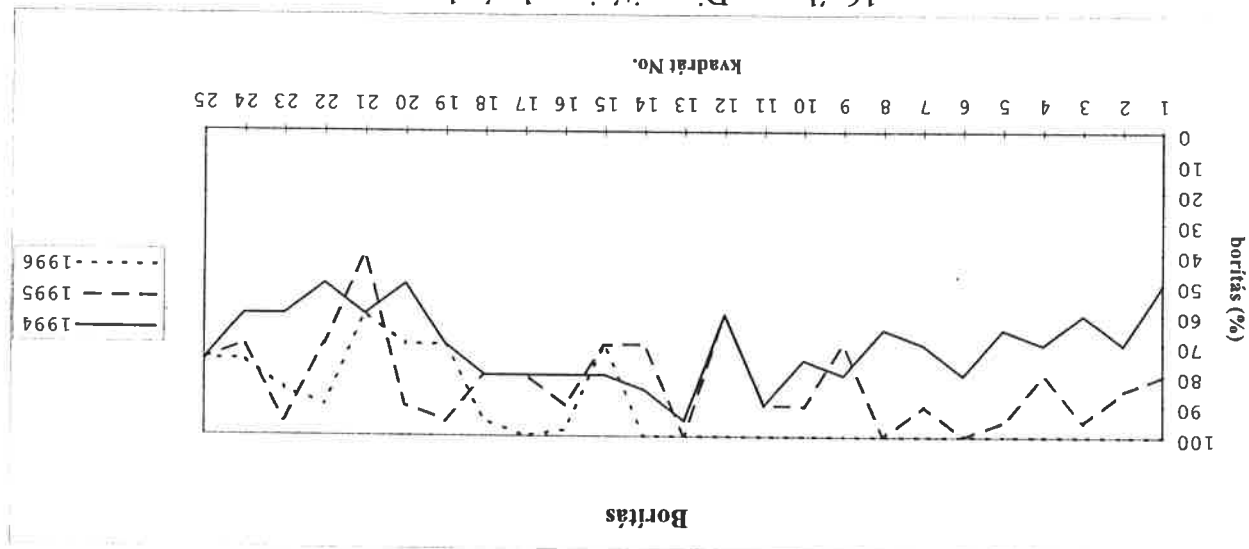
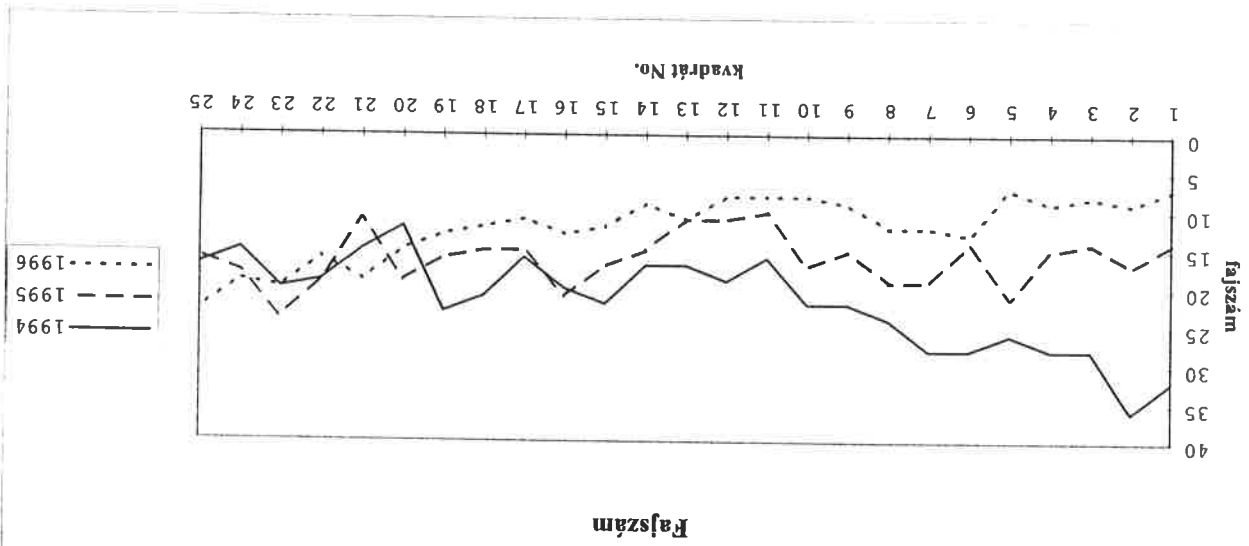
TVK (természetes/degradált (%))

1937	89.83	10.17	100
1957	55.66	44.34	100
1992	81.82	18.18	100

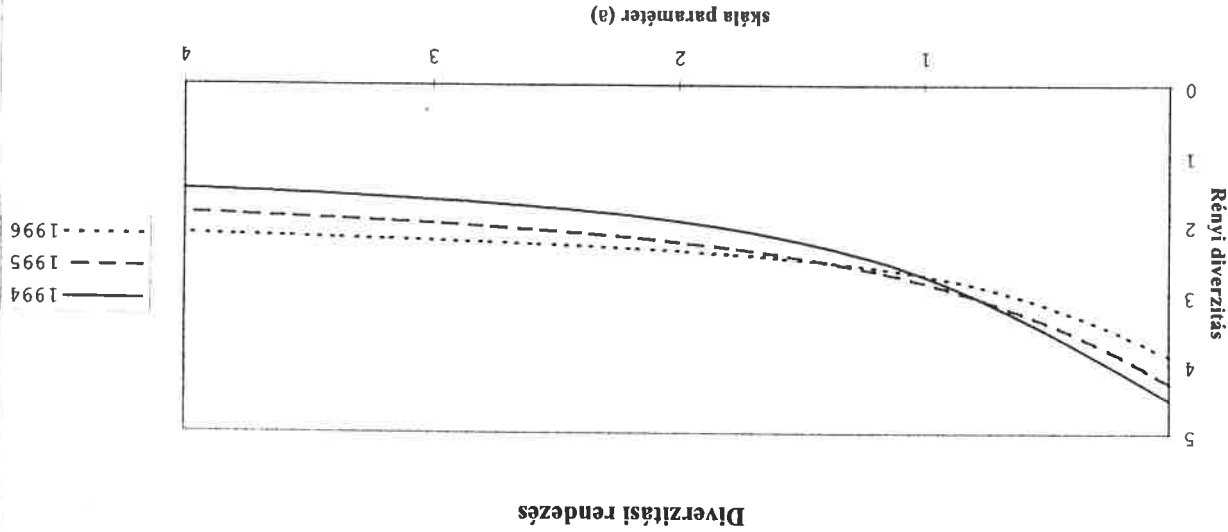
14. ábra A fűz (Salix sp.), a csalán (Urtica) és az aranyvessző (Solidago) bortásai a dunaremelei transzszekben



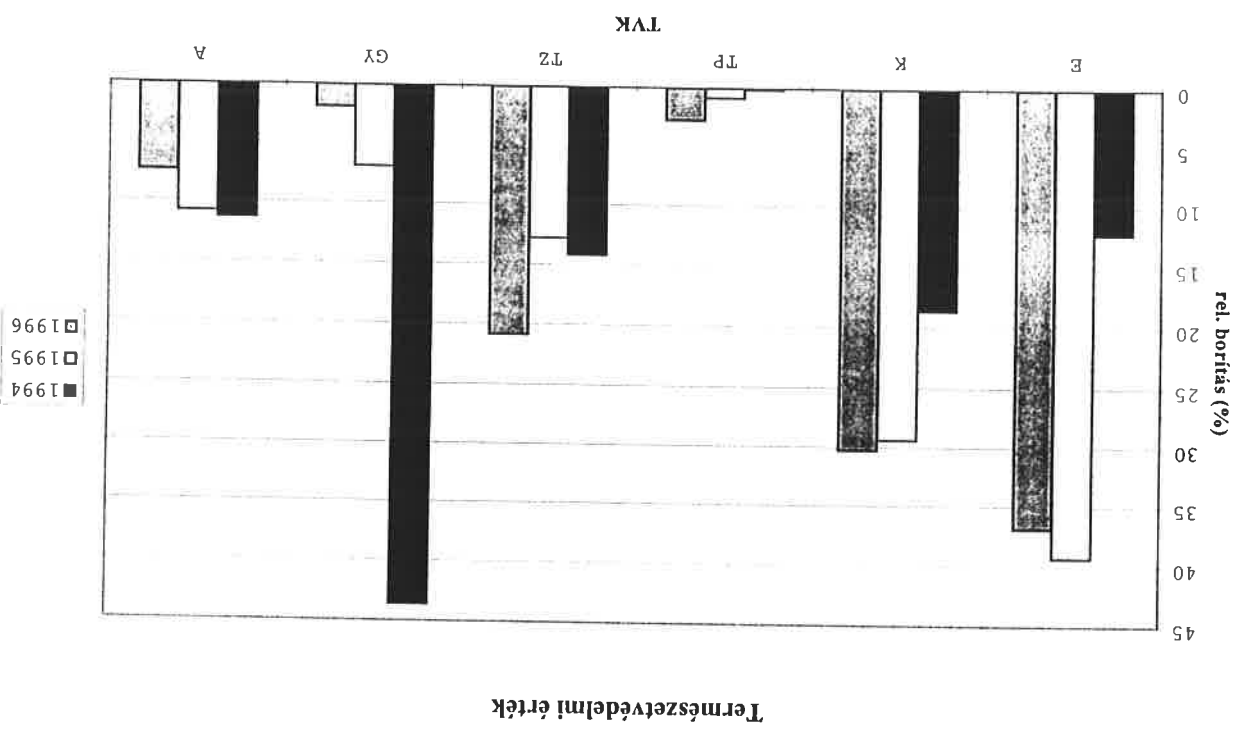
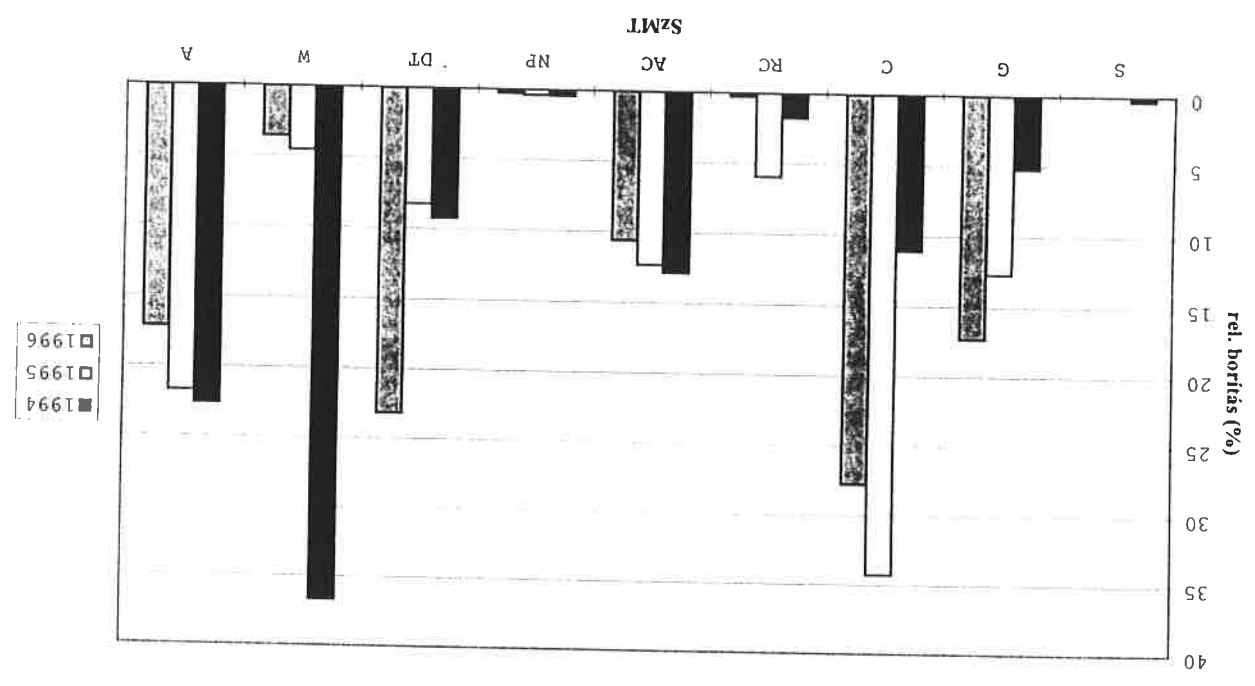
15. ábra fajszám és a borítás alakulása a dunaremelei transzszekben



16. ábra Diverzitási rendezések

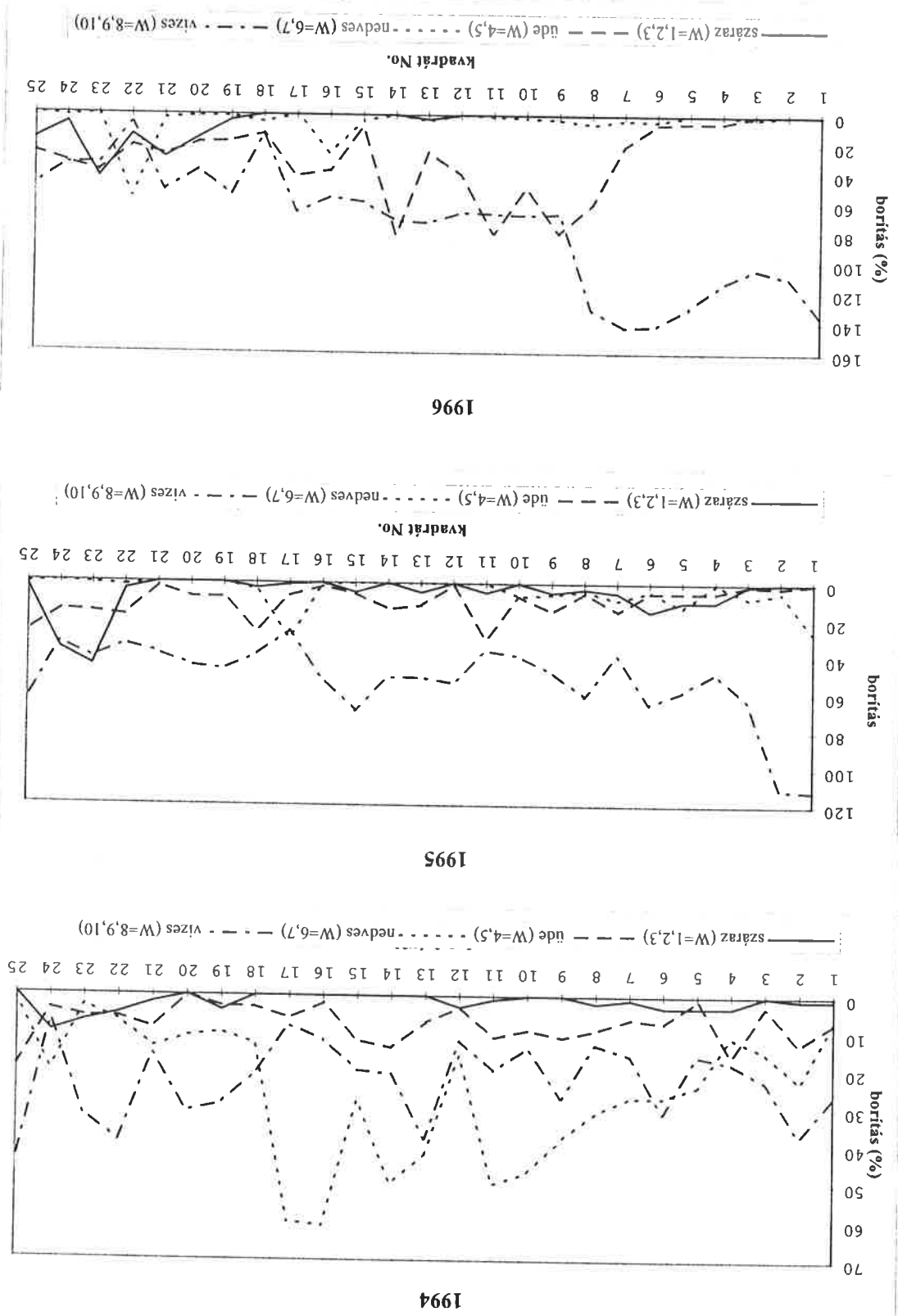


17. ábra Cönológiai jellemzők a dunaremelei transzektben



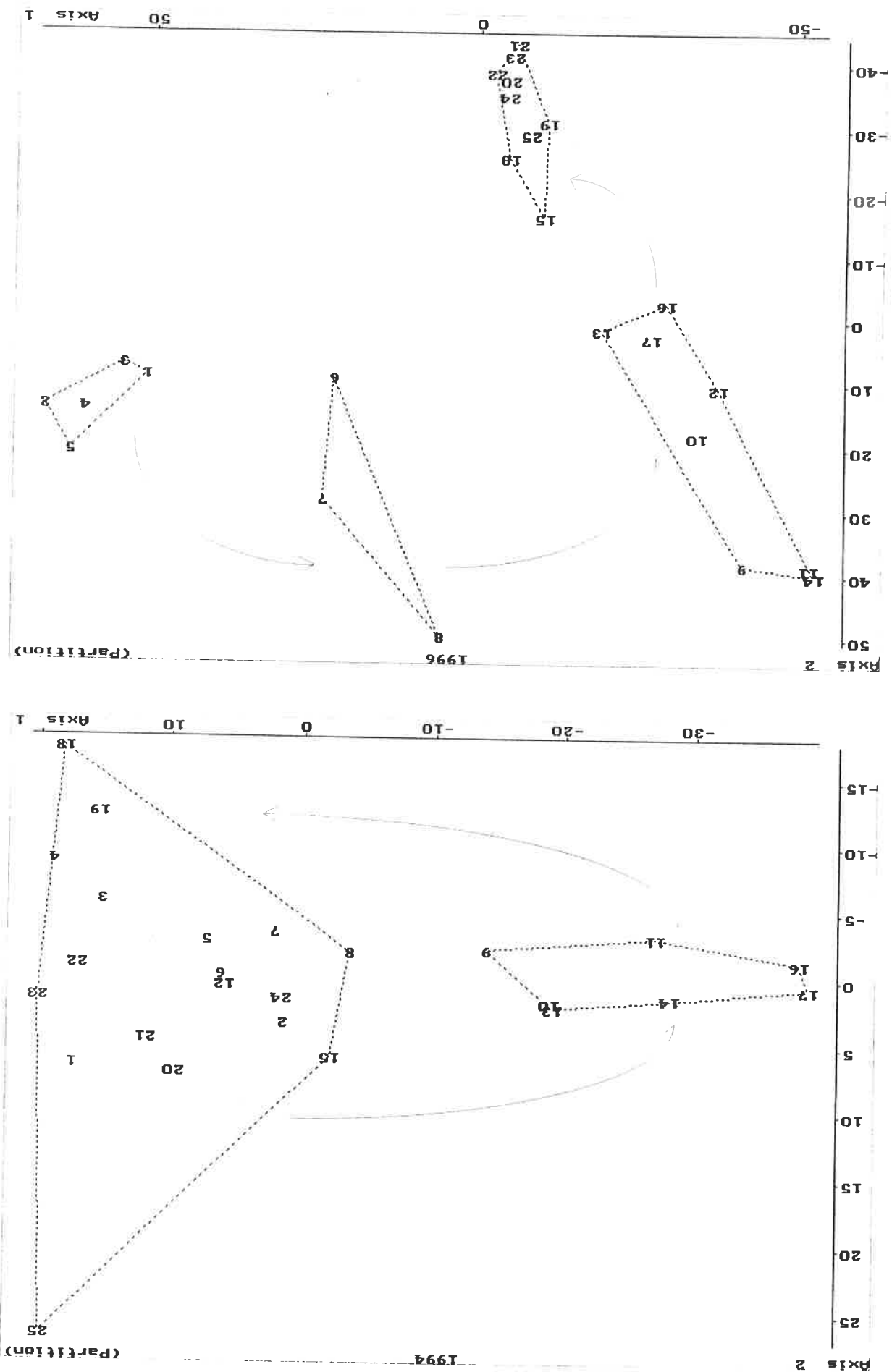
Mederszukkesszió (Dunaremete, 1994-1996)
A W-értékek eloszlása a transzekt mentén

18. ábra



19. ábra

Mederszükségesszítő (cluster analízis + főkoordinata analízis)



**A SZIGETKÖZI 1987-1996 KÖZÖTTI BOTANIKAI MONITORING
VIZSGÁLATOK ÖSSZEFOGLALÓ ÉRTÉKELÉSE**

**Készítették: Draskovits Rózsa
Gergely Attila
Hahn István
Simon Tibor
Szabó Mária**

Szerkesztette: Szabó Mária

**ELTE TTK Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
Budapest, 1997 március**

A BOTANIKAI KUTATÁSOK CÉLKITŰZÉSE ÉS FOLYAMATA 1987-1996

KÖZÖTT

A Szigetközben 1987-el nagyarányú komplex monitorozás indult a környezet állapotának felmérésére, a változások kimutatására. Ezen belül tanszéki munkacsoportunk a flóra és vegetáció állapotának változasi tendenciáinak felmérését végezte, ill. ezek hosszú és rövid távú ökológiai vizsgálatok az alakulását tanulmányozta állandó mintaterületeken. A botanikai monitoring tényleges megkezdése előtt az 1996 évi részletes és többszöri terep bejárás eredményeként jelöltük ki a monitorozásra alkalmas társulásokat (fitocönózisokat) és építettük ki a botanikai monitoring rendszerünket.

Ismertess, hogy a Szigetköz (a Csallóközzel együtt) ma a felső Duna-völgy egyetlen és legnagyobb kiterjedésű folyómenti ártéri terület, kiemelkedő jelentőségű **nedves élőhely**, wetland biotop) a természeteshoz közelálló élővilággal. Különleges geológiai, geomorfológiai, klimatikus, vízhozartási és talajtani adottságai következtében változatos élőhelyek alakultak ki, s ez a nagy habitatdiverzitás biztosította a térség nagy biodiverzitását. A változatosságot a társulások sokfélesége biztosítja, amely elsősorban az itteni fosszilis delta-képződmény morfológiai sokféleségéből vezethető le. Az ártéri sikot egykori völgyek ágrendszer szabdalja, helyenként homokhatásokkal, buccasorokkal, amelyet előbbiek medréből épített az uralodóan É-NY irányú szél. E domborzat és ágrendszer pusztai, erdőssztyep és erdei, vízi-mocsári, mocsártéri és réti növénytársulások és a hozzájuk kapcsolódó állatvilág számára nyújt termőhelyet.

E nagy biodiverzitás egyaránt vonatkozik a térség növénytársulásainak változatosságára a társulások nagy faj-egyed diverzitására és az egyedülállóan különleges fajkompozícióra is. Emellett, mint nedves élőhely, szerepe nemcsak a különböző szintű diverzitások megőrzésében jelentős, hanem az antropogén környezeti tápanyagterhelések - elsősorban a nitrogén és a toxikus nehézfém-szennyezők - megköötésére is alkalmas, így világossá teszi kiemelten kezelik ezeket az élőhelyeket. Nagy figyelmet és jelentős szellemi-anyagi potenciált fordítanak a még meglévő vizes élőhelyek fenntartására, valamint a degradálódottak remediaciójára/helyreállítására/.

Az is tény, hogy az ártéri élővilág az elmúlt évtizedekben - a mező- és erdőgazdálkodás valamint a klimatikus szárazodás hatására - kedvezőtlenül változott, és részben

degradálódott. De -különösen a gátak közötti területen, az ún. hullámtéren- számos termőhelyen természetközeli állapotban maradt fenn. Pl. sok hínár és mocsártársulás és parti füzes (utóbbi a medvei híd környékén) esetében ősi-eredeti állapotokról is beszélhetünk. E fajgazdag és változatos termőhelyeken meglévő élővilág természeti értéke annak nagy ökológiai potenciálja miatt az utóbbi évtizedben felértékelődött. A Szigetközi Tájvédelmi Körzet (1987) és az új természetvédelmi törvény (1996) biztosítaná fennmaradását, ha a Nagy-Duna vízhozama megfelelő lenne! Mindezt az 1987 óta végzett rendszeres évi ökológiai monitoring felvételezéseink és a hozzájuk kapcsolódó ökológiai vizsgálataink egyértelműen bizonyítják: a Szigetköz természetközeli élővilága a Duna fő vízömegeinek üzemvízcsatornába tereléséig megőrizte eredeti ökológiai potenciálja nagy részét.

Pontosan kimutatta e vizsgálatssorozat, hogy a "C" variáns megalósítása gyors és drasztikus termőhelyleromlást eredményezett. A mintaterületek növényzetének faji összetételében visszaszorultak a nedvesséگیgényes fajok, a szárazságtűrők borítása növekedett. Az eredeti fitocönológiai, flóra és vegetáció szintű monitoringot 1993-tól ökológiai monitoringgal is kiegészítettük, amelyben érzékeny indikátorfajok anatómiai és populációs szintű jelzéseit vizsgáltuk. Ilymódon a különböző biológiai organizációs szinteken elterő "sebességgel" jelentkező ökológiai változások hatásait 1993 óta folyamatosan nyomonkövettük.

Vizsgálataink során egyértelműen beigazolódt, hogy a szárazodás hatástarta az ártéri ökológiai potenciál jelentősen átalakult, a nagy habitát diverzitás és az élővilág homogenizálódott, a természetes növényzet legértékesebb társulásai és állományai degradálódnak (gyomosodni) illetve pusztulni kezdtek. Ezek a Szigetköz élővilágát erősen "negatívan" érintő hatások alapvetően a Felső- és Középső- Szigetköz többé-kevésbé vízhez kötött növénytársulásaiban jelentkeztek.

A fentékküszöb építése és üzembelhelyezése (1995 június) hatására, annak közelében (kb. 3-4 km-es körzetben) javult kissé a termőhelyek vízellátottsága, de ez alapvetően csak viszonylag kis, a hullámtéren kívül eső területekre vonatkozik. A legjelentősebb természeti értékekkel rendelkező ártér ökológiai állapot a tartós vízpótlás hatására gyakorlatilag sem javult - ezt támasztják alá a középső Szigetköz térségi mintaterületeink 1995-96 évi adatai. Javulást csak a jelenleginél sokkal nagyobb mértékű (kb- 800 köbméter/ szekundum) Nagy-Duna vízhozamtól várható!

VIZSGÁLATI HELYEK ÉS MÓDSZEREK

A botanikai mintaterületek kijelölése az eredetileg tervezett vizlépcsőrendszer mentén történt, Dunakilititől Kisorosziig. A választott mintaterületek egy része a várható talajvízszint-változások miatt nedvesedő és szárazodó, valamint az előrejelzések szerint változással nem érintett, (kontroll) régiókban helyezkedtek el. A mintaterületek kiválasztásánál törekedtünk arra, hogy növényzetük a Felső Duna-völgyre, ezen belül különösen a Szigetközre jellemző, és minél természetközelibb, emberi behatásoktól mentes legyen. A helyek kiválasztásánál ezek mellett szempont volt az is, hogy közel legyenek az erdészeti és az állattani mintaterületekhez. A később vizsgálatba bevont területeket is a célnak megfelelően jelöltük ki: olyan helyen, ahol az ökológiai tényező várható változását várhatóan jól jelzete.

A szigetközi mintaterületek pontos helyét felülnéző EOTR koordináták

1. Szögye - nedves rét	549500/268500
2. Vének - fehérfüzes puhafaliget	553600/267200
3. Dunasziget-erdő (ártéri tölgyes ligeterdő)	527300/288500
Dunasziget-rét (ártéri kaszáló)	527300/288500
4. Dunaremete (ártéri füzes "botoló" füzes)	530700/284800
5. Halaszi-Derek-erdő (gyertyános-tölgyes)	513600/289100
6. Lipót-Gombócosi záras (ártéri olasznyáras)	534200/287500
7. Dunakiliti, száraz erdő (füzes, nádas)	521100/294400
8. Kisbajcs (nádas)	548000/267700
9. Cvek-lapos (nádas)	523700/290100
10. Lipót (nádas)	531200/281200
11. Malomszer (nádas)	523200/281400
12. Dunaremete (füzes, transzekt)	522500/282500
13. Dunakiliti, Görgetegi-Duna (füzes)	523200/293400
14. Dunakiliti (ártéri tölgyes ligeterdő)	1993-ban felhagytuk
15. Asványráró-Hédervári erdő (tölgyes ligeterdő)	1993-ban felhagytuk

A monitoring pontok térképi megjelölését az 1. ábra tartalmazza

A 3. 4. 5. 6. 14. és 15. helyeken a fitocönológiai változások hosszútávú regisztrálását végeztük, itt folynak legérgebben a monitoring mérések. A többi helyet később jelöltük ki, alapvetően a Duna-eltérlet, illetve a szigetközi ideiglenes vízpótlást követően.

1987-ben kezdődtek a növénytani vizsgálatok. A mintaterületeken belül 25x25 méteres négyzeteket jelöltünk ki, ezek közül az erdőben elhelyezkedőket vadvédelmi kerítéssel védjük. A botanikai mintavétel során évenként közel azonos időpontokban végeztünk cönológiai felvételezéseket, melynek során mintaterületeinként felvettük az aktuális fajlistát. Ebben a nyitva- és zárvatermők továbbá a harasztok szerepelték, egyes helyeken néhány mohafaj is a mintába került, ha tömegességük ezt indokolta tette. A fajok mennyiségi viszonyait borításukkal becsültük a 25 x 25 m-es kvadrátokban. Erdei termőhelyeken a gyepszintben található fajok magoncokat a felnőtt példányoktól elkülönítve, a fajnév után tett "J" (juvenilis) megkülönböztetéssel külön is szerepeltettük, ha sok volt belőlük, mert a gyepszintbeni magoncok és a lombkoronaszintbeni idősebb példányok ökológiai szerepe eltérő. A floralista összeállításkor számolni kell azzal, hogy még változatlan összetételű állományban is 3-4 évnél kell eltelnie ahhoz, hogy a lista teljes legyen. Ennek két fő oka van. Az egyik az, hogy még a leggyorsabban átvizsgálás esetén is néhány, az adott területen ritka fajnak sikerül átmenetileg észreveletlennek maradni. A másik ok az, hogy az évelő fajok között vannak olyanok, melyek nem jelennek meg minden évben észrevehető módon a talaj felszínre fölért. Ezért, a második évtől kezdve az egyes területek floralistájában a borításérték elé írt "x" jellel szerepeltettük azokat a fajokat, melyek az adott évben nem kerültek ugyan elő, de az előző évekből a területről ismertek voltak. A terepmunka során az ilyen fajok felkutatására fokozott erőfeszítéseket tettünk. Az adatfeldolgozás során az adott évben hiányzó fajokat természetesen figyelmen kívül hagytuk.

Az egyes fajok borításértékének becslése szubjektív, nagy gyakorlatot igénylő tevékenység. Mivel a vizsgálati időszakban a becsléseket ugyanazok a botanikusok végezték, okkal feltételezhető, hogy esetleges becslési hibáik mindig ugyanolyan mértékűek voltak. A borítás adatok a 25x25 m-es kvadrátokban becsült, a Közép-Európai botanikai iskolában (Braun-Blanquet) elterjedt A-D értékek. Az A-D értékek és a borításérték közötti összefüggést alábbi, módosított Soó-féle táblázatból lehet megkapni:

A-D

Borítás%

+	0.1
+1	1.0
1	2.5
1-2	5.0
2	15.0
2-3	25.0
3	37.5
3-4	50.0
4	62.5
4-5	75.0
5	87.5

A növénytársulások és a környező flóra csoportjait két irányból elemeztük. Egyik oldalról a Zólyomi-Précsényi-féle vízháztartási W-érték, másoldaltól pedig a fajok természetes vagy degradált állapotokra utaló TV-érték spektruma szerint. A fajok ökológiai és természetvédelmi-érték karakterének kvantifikálása Ellenberg (1950), majd Zólyomi et al. (1964) és Simon (1984, 1988) munkásságának eredménye. A módszer elvi alapját az képezi, hogy a társulásokat alkotó fajok a különböző tényezőkkel - vizellátottság, hőmérséklet, talajreakció, bolygatás stb. - különböző érzékenységet mutatnak. Ennek következtében előfordulásuk, a környezeti tényezők meghatározott értéktartományához kapcsolódik, így azt indikálják is. Ezen alapul pl. a fajok vizigényt és egyben vizindikációját jellemző W értékskala, valamint a bolygatással szembeni viselkedést jellemző természetvédelmi (TV) érték-skála.

A W érték skála 0-11 terjedő értékekkel jellemzett 11 kategóriába osztja a hazai edényes flóra fajait. A két szélsőséget az igen száraz, rossz vizellátottságú termőhelyeken gyakori fajok ill. a vízi növények képezik. A vizindikáció jelentősége elsősorban a talajvizszint által meghatározott és szabályozott hidromorf talajok növényzete esetében kiemelt fontosságú. A természetvédelmi érték besorolás empirikus kategóriái Simon szerint (1984) a következők: unikális fajok (U), kiemelten ill. fokozottan védett fajok (KV); védett fajok (V); természetes állományalkotók (E=edifikátorok) természetes, eredeti fajok (K); természetes pionírok (TP). Ezek összességükben a természetes és eredeti fajállományt képviselik. Ahol a fajcsoportok képviselőinek összes tömege a társulás alkotásában eléri a 70-100 %-ot, ott a környezeti viszonyok kedvezőek, az eredeti állapotot megközelítik. A további csoportok az emberi behatást, bolygatást, szekunder jellegét, egyszerűen a

degradáltsági állapotot jelzik. Ezek a következők: természetes zavarástűrők (TZ); gymnövények (Gy); gazdasági, ipari nem honos növények (G); mostanában terjedő, ugyancsak kultúrhatást jelző adventív fajok (A). E csoportok 30 % feletti részeseisé a társulás fajösszetételében az emberi beavatkozás, bolygatás hatását jelzi.

A biológiai (botanikai) indikáció

A környezeti változásaira, az emberi beavatkozásra minden élőlény reagál valamilyen módon (általános indikátor elv). Az ökológiai változások kimutatására alkalmas ún. biológiai megfigyelő rendszerek - köztismeretben néven a biológiai -botanikai monitoring, csak közép- és hosszú távon működik megbízható módon. A környezeti hatás és a növényi válasz között eltelt idő alapvetően attól függ, hogy a biológiai szerződés milyen szinten végezzük a monitoring vizsgálatokat. Ugyanazon környezeti hatás előbb jelenik meg szöveti szinten, s csak később az indikátor populációk valamilyen növekedési mutatóiban. Még hosszab idő elteltével a társulásokban, a flórában és faunában, illetve a vegetációban.

FLÓRA ES VEGETÁCIÓ

A szigetköz edényes flórája, amelyet több mint 10 év óta vizsgálunk, igen gazdagnak bizonyult. Mint fentebb jeleztünk, ennek okát a termőhelyek és növénytársulások sokféleségében látjuk. A mintegy 37.500 hektáron -és síkvidéken- egyedülállóan magasanak számít az eddig ismert 1008 edényes faj előfordulása. **Ez a teljes hazai edényes flóra 47 %-a** (a Szigetköz területe viszont hazánk területének csupán 0,4 %-a). Ezen belül jelentős a törvényes védelem alatt álló fajok száma. Az *1. táblázatban* bemutatjuk a védett fajok teljes listáját. A felsoroltakban kivül számos további értékes faj van a területen pl. az európai vörös könyves békabogyó (*Actaea spicata*), parlagi madárhúr (*Cerastium arvense*). Montán elem a magyar lednek (*Lathyrus collinus*), erdei kutyatej (*Euphorbia amygdaloides*), árnyékvirág (*Majanthemum bifolium*), medvehagyma (*Allium ursinum*) és mások.

A Szigetközben 85 törvényesen védett növényfaj él, amelyek értékesek egyrészt tudományos szempontból, amelyek reliktumok, bennszülött (endemikus) fajok, az eredeti

Flóra megmaradt képviselői, s mindennemelt fontos indikátorok, mivel természetes vagy természetközeli termőhelyeket (habitátokat) jelznek. A teljes magasabbrendű (edényes) flóra a terület nagyságához képest rendkívül gazdag: jelenleg (1966) **1010** fajt számlál, s ennek **8,3%**-a törvényes védelem alatt áll. A védett fajok közül kiemelendők: **24** faj a **kosborfélék** (Orchiaceae) családjából, **7** faj a **liliomfélék** (Liliales) rendből, **7** faj a **fészkesek** (Compositae), **6** faj a **boglárfafélék** (Ranunculaceae), **4** faj a **tárniczfélék** (Gentianaceae) családokból és **8** faj a **harasztok** (Pteridophyta) törzséből.

A gazdag flóra változatos **növénytársulások** (fitocönózisok) **társulások** alkotója. Ezek jellemző faji összetételt mintegy 150 cönológiai felvétel ill. kvalitatív minták alapján sikerült összeállítani. A Szigetköz növénytársulásait összefoglaló **2. táblázat** és magyarázata képet nyújt a terület termőhely és társulás diverzitásáról, a társulások gyakoriságáról.

A növénytársulások **osztályait** magyar, a **társulás megnévezést** latinul, a legújabb cönológiai nomenklátúra szerint soroljuk fel. A Szigetközben összesen **60**, az eredeti vegetációt képviselő társulás található: ebből **15** védett, **4** reliktum, **38** természetes illetve természetközeli és **3** a zavarástűrő. Emellett ismert még a területen mintegy **16** gyomjelleű (Secalietea, Chenopodietea, stb.) társulás, amelyek ökológiai és természeti értékei kevésbé jelentősek. A társuláskataszter igazolja a kis térség nagy termőhely - társulás sokrétűségét (nagy habitat - fitocönózis diverzitását).

INDIKÁTOR FAJOK (POPULÁCIÓK) JELZÉSEI ÉS ÉRTELMEZÉSÜK

Ökoanatómiai vizsgálatok a vizitök (Nuphar lutea) levelén

A Duna elterelését követően drasztikus élőhelyi változások következtek be a Szigetközben. Dunaremete mellett található morotva ennek következtében kiszáradt, azonban az itt kialakuló medergyomtársulásban a vizitök (*Nuphar lutea*) szárazföldi alakban tovább élt. Így lehetőségünk nyílt a vízhiány hatásainak vizsgálatára, a növény levelének anatómiai vizsgálatok a kiszáradt morotvában

tulajdó vizitök levelének szöveti, morfológiai változásait követték nyomon.

Vizsgálati területeink a következők voltak:

1. A Duna 1992 őszén történő elterelése után szárazra került morotva, mely a dunaremete vizmércétől kb. 1,5 km távolságra (1825 fkm) helyezkedik el felvizi helyzetben a hajdani holtág-morotva öntés és lápos öntés területe. (kezelt terület)

2. Györzámoly melletti bővizű csatorna, az országút melletti szakasza. (kontroll terület), vizméltség kb. 2 m.

3. 1995-ben a fenékküszöb megépítése után a dunaremete kiszáradt morotva ismét víz alá került, melynek következtében az addig szárazon élő növényt elborította a víz. Az előntés után két héttel megjelentek a víz színén úszó levelek. A vizméltség kb. 80 cm volt.

A vizitök álló- és lassan folyó vizekben, akár 6 méter mélységig is előfordul, de az 1,8 - 2 m az optimális számára. Melegkedvelő, az eutrofizálódást jól tűri, vizmozgással és hullámmozgással szemben kevésbé érzékeny, mint a tündértözsza (*Nymphaea alba*). Előfordulása: gyökerező hínarasokban, nádasokban, zombéksásos állományokban, így a Szigetközben sok helyen megtalálható természetes élőhelyén. Levelének egy része a víz felszínén uszók (emerz), a többi levelet a víz felszíne alatt (szubmerz) található. Ismeretes a faj szárazföldi alakja (forma terrestris) is, amely a faj időlegesen szárazra került alakját jelenti. Ennek kisméretű levelei felállók, virágai fele akkora, mint a típusé.

Nagymértékű változásokat regisztráltunk a növény külső és belső morfológiájában is. A levelek asszimiláló felülete jelentősen lecsökkent (lásd 2. ábra), a levélnyelek és virágkocsányok megrövidültek. Módosult a levél szerkezete, a sejtek és szövetek morfológiája és aránya, nagymértékben változott a sztiómák száma is.

A kontroll területől vett mintákon a vizinövények emez leveleire jellemző struktúra tapasztalható. A vizitök dorziventális leveleire heterogén mezofillum, jól elkülönülő többsoros oszlopos parenchima, nagy sejtközötti járatokat tartalmazó szivacsos parenchima jelenléte jellemző, amely elősegíti a levél víz felszínén maradását és a szövetek levegőztetését, a levél esetleges rövid ideig tartó víz alá merülésekor.

A kiszáradt morotvában vett levélminták belső morfológiai változásairól a következők mondhatók el: a levél szöveti felépítése nagymértékben leegyszerűsödött, a különböző sejttípusok jellegzetes alakja megváltozott. Az oszlopos parenchima egy sejrtégtűvé vált, a szivacsos parenchima üregrendszerének téréfogata és felszíne drasztikusan lecsökkent, a mezofillum szöveiteinek aránya megváltozott. A levél vastagsága majdnem ötöde a kontroll növényekéhez képest, a többsoros oszlopos parenchima egy sejtsorosá vált, oszlopos parenchima jellege szinte teljesen megszűnt. A csak kis mértékben megnyúlt sejtek szorosan illeszkednek egymáshoz, a sejtközötti járatok elűntek.

A levél és az oszlopos parenchima vastagságának adatai
 arány = oszlopos parenchima vastagsága / levél vastagsága

	levél vastagsága	oszlopos parenchima vastagsága	arány
	(μ)	(μ)	szórást
GYZ 94	986,79	263,8	0,27
DR 95	449,75	162,18	0,36
Dr 94	207,14	29,96	0,14

GYZ = Győrzámoly (kontroll); DR. = Dunaremete (kezelt)

A levél szivacsos parenchimájában a sejtközötti járatok téréfogata és felszíne lecsökkent. A szárazon élő növényben az egységnyi külső felületre eső belső felszíne kevesebb, mint

harmada volt a kontroll növény belső felszínénél, a szövet aerenchima jellege megszűnt, az egészségnyi levelétfogatra eső belső járatok térfogatának aránya felére csökkent.

A level belső/külső felszín és belső járatok térfogata/összterfogat aránya

	térfogatarány	felszínarány
DR94	1,755	2,117
GYZ94	3,582	7,294
DR95	1,925	3,338

térfogatarány = a level intercelluláris terek térfogata a level össz-térfogathoz viszonyítva
 felszínarány = a levellemez egészségnyi felszínére eső intercelluláris járatok felszíne

A level belső szövetében található sejtek esetében (az epidermisz sejtek kivételével!) nagy méretbeli csökkenést tapasztaltunk és alakjuk is jelentősen változott. A különböző sejttípusok növedésére tehát a kiszáradás eltérő mértékben volt hatással. Ennek oka az, hogy amíg az epidermisz sejtek a fejlődés korai stádiumában felveszik végleges formájukat, míg a belső szövetek később differenciálódnak. A szárazodás hatására a sejtosztódás mellett a level belső szövegeinek differenciációja is gátlódott. A többszörös oszlopos parenchima hosszú megnyúlt, viszonylag vékony sejtei között található kanyargós sejtközötti járatrendszer a szárazodás hatására teljesen eltűnt. Az oszlopos parenchima egy sejtorra redukálódott, sejtei megrövidültek és a felső epidermisz alatt a többi sejttételtől nehezen elkülöníthető, szorosan záró sejtort alkott.

1995-ben, Dunaremetén, a morotva újra elarasztása után vett levelminták szövettani felépítése egy átmeneti állapotot mutat a kontroll és kezelt növények leveleinek struktúrája között. A rövid levelnyéllel rendelkező öreg levelek a vízszint nagymértékű emelkedéséhez valószínű nem tudtak alkalmazkodni, és elpusztultak. Az újonnan a víz felszínére került levelek azonban még nem fejlődhettek ki teljesen. Az oszlopos parenchima ismét több sejtrosszá vált, bár a sejtek még nem vettek fel a rájuk jellemző alakot.

A szivacsos parenchima még fejletlen, bár a belső járatrendszer itt már jobban kialakult, mint a kiszáradt növénynél, de végleges aerenchima jellegét valószínűleg csak a felszínre kerülés után nyerte el.

- A vizitök levélfeületeinek elemzése (1993-1996)
- Az 1995-ben gyűjtött minták a sztomák számban is átmeneti jellegű mutatók. A szárazra került növénynél a sztomák a szini epidermiszen maradtak, de számuk drasztikusan lecsökkent. A vizsgált egyedeknél azonban nagy különbségek mutatkoztak. Az 1995-ben gyűjtött minták a sztomák számban is átmeneti jellegű mutatók.
- Osszefoglalásként megállapítható, hogy az élőhely kiszáradásának hatásaként egy sokkal egyszerűbb, kevésbé differenciálódott levélanatomiai struktúrát kapunk. Az anatómiai szinten viszonylag rövid idő alatt jelenkeznek a környezeti változások hatásai.*
1. A levélhossz és a levélhossz szoros pozitív korrelációt ($r=0.96$) mutat.
 2. A *dunaremete* "kezelt" (kiszáradt morotva) és a *györzámolyi* "kontroll", (csatorna) minta átlagai között (1994-ben) szignifikáns eltérés van, a *györzámolyi* levelek nagyobbak. (lásd 2. ábra)
 3. A levél hossza (ill. szélessége vö.l.p.) és felülete között pozitív hatványfüggvény-kapcsolat van az allometrikus növekedés miatt (3. ábra).
 4. Az 1994-es *dunaremete* minta átlaga az 1993-as minta átlagához képest nem mutat szignifikáns változást ($P=5\%$), míg a kontroll minta esetében 1994-ben a levelek növekedtek. A *dunaremete* morotvát 1994. márciusában az ár elöntötte, benne magasan állt a víz. Ez a populáció továbbbi fennmaradását biztosította, ám a meder ezt követő nyári kiszáradása a levelek méretében már nem okozott változást. (4. táblázat)
 5. A *dunaremete* kiszáradt morotva a vizkormányszás hatására 1996-ban ismét 1-1.5 m magas víz borítja, benne újra megjelent a rögzült tünderőzsa-vizitök hínár (*Nymphaeetum albo-luteae*). A kiszáradásra adott társulás ill. populáció (*Nuphar lutea*) szintű vizsgálatok értelmelenné váltak, így gyűjtés e helyen nem történt.

6. A *györzánolyi* kontroll csatorna 1996-os mintájának az előző évi (1995) minta átlagához képest szignifikánsan kisebb értéket mutat ($P=5\%$), azaz a levelek *kisebbeck*. A vizsgált időszakban (1993-1996) történt változásokat a mellékelt 4. ábra (átlagok és konfidenciahatárai) és a 3. táblázat (szignifikáns különbségek) tartalmazza. A szignifikáns eltérések értelmezésében nem zárható ki a természetes fluktuáció, azaz a vegetációs periódusok eltérő klimatikus viszonyai a tenofázisokban is változásokat okoznak, ill. a *történelmi/tápanyag ellátottsági/vízviszonyok megváltozása* eltérő levlélméreteket eredményezhet.

Asszimiláló levlélfületek változásai

Erzékeny indikátora a temőhely vizellátottságának a vizes előhelyeken tenyésző erdők állományalkotó fainak levlézet, azaz asszimiláló levlélfület méretének az alakulása. Elsősorban a vízhez kötött fajok levlélfülete jelentősen redukálódik akkor, ha a talajból felvehető nedvesség tartalom lecsökken.

Mintavételi és mérési módszerek: 3 szigetközi és 1 kisoroszi mintaterületen (lásd 4. táblázat) már 1989 óta mérjük az erdőalkotó fák levlélfületét. A táblázatban szereplő többi mintavételt a Duna elterelését követő évben indítottuk el, illetve a szigetközi ideiglenes vizpótlás (fenekkűszőb) hatásának kimutatására 1995-ben 4 további fehér tűzes állományok kerületek vizsgálatra. A falevel mintákat minden évben lombhullás után, október-novemberben gyűjtjük be és fülfületeket elektronikus digitális műszerrel mérjük. A 4. táblázatban szereplő levlélfületi adatok minden esetben 200 levelel *átlagos* asszimiláló fülfületet jelentik.

Az erdőműnyek rövid összefoglalása: a monitoring vizsgálatokra kijelölt helyek és fajok többsége érzékeny indikátornak bizonyult, elsősorban a fehér tűz (*Salix alba*). A kocsánnyos tölgy (*Quercus robur*) és a hammaas éger (*Alnus incana*) levelek az elterelést követő 2 éves időszakban 21-27%-os fülfületcsökkenést mutat az előző évek átlagához képest. A *Fraxinus* átlaglevlélfülete kisebb mértékben (8-10%) csökkent. Kifejezők a *Salix alba* levlélfületi adatai: míg a kontroll terület átlaglevlélmérete lenyegében nem változott, addig az elterelés által erősen érintett minták mintegy közel 30%-os csökkenést mutatnak.

Az ideiglenes fenekkuszó üzembehelyezése (1995 nyár eleje) utáni mérési adataink értelmezésénél az alábbiakat feltétlenül figyelembe kell venni:

- csak nagyon rövid idő, midősze mástól év telt el a fenekkuszó működése óta
- 1995 és 1996 években az átlagosnál jóval csapadékosabb volt a vegetációs időszak, s ennek az esőnek az eloszlása közel ideális volt. Mindez átmenetileg pótolta a talajból hiányzó nedvességet.

- a harnas éger (*Alnus incana*) adatok értelmezése során figyelembe kell venni, hogy a mintaterületről néhány fa kipusztult, s leveleket csak az átmeneti szárazodást túlélt "nagylevelű" fákrol tudunk gyűjteni. Így módon a kapott adatok felülrétekeltek.

- erdők esetén a fák állapotára nem csak a vegetációs periódus idején hozzáférhető víz mennyiség a meghatározó, hanem jelentős szerepet játszik az előző év őszén lehullott csapadék mennyisége és a talaj viztartalékainak feltöltődése. is.

A fentiek szem előtt tartásával az alábbiakban foglalhato össze a fenekkuszó hatása: a fák átlagos levelfelülete a fehér fűz (Salix alba) és a kocsányos tölgy (Quercus robur) kivételével többé-kevésbé megközelíti az elterelés előtti időszak értékeit.

A magas útifű (Plantago altissima) növekedési mutatóinak elemzése

E jellegetesen nedves réti növény 1993 óta vizsgált belyegei a levelfelület és a virágzati *tengelyhosszak* voltak. A minták Dunaszigeti és Szögyei rétekről származnak. A levelfelület méréshez ép, kisimított leveleket használtunk, melyek a mintaterületeken véletlenszerűen kiválasztott tövekről származtak. A mérésekhez használt minták minimális elemszáma 50 volt. Az asszimiláló levelfelületek, valamint a virágzati tengelyhosszak alakulását az alábbi két táblázatban és az 5. ábrán foglaltuk össze.

Mind a két mért paraméter esetében a szögyei, nem csökkent talajvízszintű mintaterület növényei szignifikánsan nagyobbak bizonyultak. A dunaszíegi mintaterületen, ahol a növényzet számára a légköri csapadék, mint vízforrás nagyobb jelentőségűvé vált, a növények mérete 1995-ben és 1996-ban, amikor a vegetációs periódusban az elmúlt

tengelyhossz cm	1993		1994		1995		1996	
	Sz.	Dsz.	Sz.	Dsz.	Sz.	Dsz.	Sz.	Dsz.
20-40	90.6		36.3		1.3		4.3	
40-60	17.9	9.4	53.8		1.5	33.3	2.6	35.7
60-80	53.6		10.0		21.2	55.1	40.3	60.0
80-100	25.0		59.5		42.4	10.3	41.6	4.3
100-120	3.6		28.6		34.8		14.3	
120-140			11.9				1.3	

A tengelyhossz-kategóriák százalékos megoszlása a két vizsgált területen, 1993 és 1996 között (Sz=Szögye-kontroll, Dsz=Dunaszíget-kezelt)

Levélfelület cm ²	1993		1994		1995		1996	
	Sz.	Dsz.	Sz.	Dsz.	Sz.	Dsz.	Sz.	Dsz.
0-10	2.7	58.1	4.0		4.0		3.3	18.2
10-20	16.0	37.9	44.0		4.0	52.0	27.0	65.9
20-30	29.3	4.0	4.0		20.0	18.0	35.2	13.6
30-40	24.0		18.0		26.0	14.0	13.9	2.3
40-50	21.3		28.0		18.0	12.0	7.4	
50-60	6.7		16.0		22.0		6.6	
60-70	1.3		16.0		6.0		3.3	
70-80	1.3		12.0					
80-90			4.0		4.0		2.5	
90-100			2.0				0.8	

A levélfelület-kategóriák százalékos megoszlása a két vizsgált területen, 1993 és 1996 között (Sz=Szögye-kontroll, Dsz=Dunaszíget-kezelt)

évtized átlagánál több csapadék hullott, a növények levelei nagyobbra, a virágzati tengelyek hosszabbra fejlődtek.

A nád (*Phragmites australis*) monitoringja

A nád (*Phragmites australis*) fiziológiai vizsgálata 1993-ban kezdődött. A 3

mintaterület Lipóton, a Cvek-lapason és Kisbajcson volt. A terepen területenként 50 nádtövet gyűjtöttünk úgy, hogy a talaj feletti első kitapintható szárcsomó alatt vágtuk le a szárat. A gyűjtések szeptemberben történtek, és csak olyan, véletlenszerűen kiválasztott hatások kerültek a mintába, amelyek az adott évben virágzati bugát fejlesztettek. Az első két évben mértük a tövek magasságát, a tövenkénti szárcsomó-számot és a tövenkénti

levegőfelületet. Ezek közül a hajtásmagasság bizonyult objektíven értékelhetőnek. 1996-tól Araknál (Malomszer) és Dunakilitinél a Zátonyi-Dunánál két új mintaterületen kezdtünk adatgyűjtést. Új változóként bevezettük a területegységre eső átlagos tözsám

mintavétellel történő becslését. A mintavételt területenként 200-szor véletlenszerűen kihelyeztük, 300 cm² területű mintavételi eszközzel végeztük. A nádas állományok átlagos tömagságának alakulását az alábbi táblázat és a 6. ábra mutatja be

Átlagos tömagság (cm)		Átlagos tözsám (db/m ²)	
Lipót	242.6	290.3	350.4
Kisbajcs	343.3	278.9	293.2
Cvek-lapos	280.2	255.6	315.8
Malomszer		273.4	
Zátonyi-Duna (Dunakiliti)		259.5	
	1993	1994	1995
	1996		

Egy év adatai alapján a mintaterületenként mért magassági és sűrűségadatok között korreláció nem volt megállapítható (öt adatpár a statisztikai vizsgálatokhoz nem elegendő). Az átlagos tözsám a kisbajcsi nádasban volt a legmagasabb 1996-ban, amely területen cönológiaiag a legtermészetesebbnek mutatkozik. Régebbi mintavétellezeit sűrűségérték nincs a területekről, de a cönológiai feljegyzések alapján tudható, hogy a

Dunakiliti-erdő: a "tározóhoz" közeli tölgy-köris-szil ligeterdő mintaterület adatainak vizsgálata arra utal, hogy az állomány termőhelyének a vízháztartása üde-mérsékelt nedves (W-érték 5-6) dominanciájú, természetességi állapot a kezdeti 20 %-os degradáltságtól a vizsgálati időszakban 32 %-osra emelkedett. Az ok ismert: 25x25 m-es mintakvadrát körüli erdőt 1990-ben tarra vágták. Ennek következtében nagymértékű gyomosodás indult meg a területen, valamint a megmaradt erdőfrAGMENTBE BEJÚTÓ FENYMÉNYSÉG MEGNÖVEKEDÉSE A CSERJESZINT ELBÚRJÁNÁSÁT ERDMÉNYEZTE. MINDEZ AZ ERDŐ ROHAMOS DEGRADÁCIÓJÁT ERDMÉNYEZTE. Mivel ez a jelenség nem kapcsolatos vízlepcső hataásával, a mintaterület botanikai vizsgálatát 1993-ban befejeztük.

A Szigetközben működtetett monitoring rendszer a faji összetétel éves változása, ill. a populációk viselkedése (terjeszkedése-csökkenése) alapján értékeli a társulás jelzését. Emellett jól indikálnak a **W-érték** (vízháztartási szám)-csoportok szerinti, valamint a **TV-érték** (természetvédelmi kategóriák) szerinti eloszlás változása is. A monitoring adatokat összefoglaló táblázatokban vastag vonallal jelztük a Duna elterelését jelentő 1992-es évet. A vizsgálatokat 7 mintaterületen végeztük (Dunakiliti-erdő, Dunasziget-erdő, Dunasziget-rét, Dunaremete-botlófűzes, Gombócós-nemes nyáras és két másik, a Dunától távolabbi mintán: Dereks-erdő, Hédevari-erdő), és az alábbi megállapításokat tettük:

TÁRSULÁSSZINTŰ INDIKÁCIÓ (monitoring vizsgálatok permanens kvadrátokkal)

- A magassági adatok szórása nagy, a következő tendenciák vizsont megállapíthatók:
- 1993-ban az üzemvizsatorna eredeti mederbe torkollása alatti területen a vizsgált nádas átlagmagassága szignifikánsan magasabb volt, mint a Szigetköz belsőjében levőké,
 - a vízpótlás hatására növekszik a nádasok magassága a belső területeken, ez a lipóti területen érzékelhető erőteljesen, ahol a termőhely vizborítotttsága is jelentősen nőtt.

Kiszáradóben levő Cvek-laposi mintaterületen a nádas sűrűsége rohamosan csökken. A nádasok degradáltsági állapotáról lásd bővebben később.

Dunasziget-erdő (3. mintaterület): a Felső-Dunai völgy-szil-kőrös ligeterdő (Scillo vindobonensi-Ulmum, régebben Fraxino pannonicae-Ulmum) hamvas égeres mintaterület vízhatartása átlagosan az előzőéhez hasonló érték körül mozog, de nagyobb szélssőségek között. A mintaterület a hullámtéren van, 1992 őszé előtt a Duna magas vízállásakor olykor 1 méteres vízborítás alatt is állt. A társulás természetes fajai ehhez alkalmazkodtak, a többé kevésbé rendszeres, - sok faj számára nem elviselhető - vízzel történő elárasztás megszűnése lehetővé tette olyan fajok betelepődését, melyek a területen természetes zavarástűrőnek (TZ) számítanak. Ezek között vannak olyanok, melyek vízigenye kisebb az eredetileg is ott élő fajok átlagánál. Ez - együtt azzal, hogy az eredeti fajok tömegessége is a szárazságtűrőbbek felé tolódott el, - a növényzet szárazságtűrőbbé válását eredményezte. Ezen a mintaterületen tapasztaltuk a hamvas éger (*Alnus glutinosa*) egyedeinek száradását, majd pusztulását. A degradáltsági érték 38-42 % között mozgott az elterelés előtt. A leromlási folyamat 1993-ban felgyorsult, gyérült a lombkorona, a gypszint, a lombhullás már a nyár végén megkezdődött. Az ok nyilvánvalóan a Duna elterelését követő termőhely szárazodással függ össze, mivel e mintaterület a hullámtéren belül van, a fömeder közvetlen közelében. (lásd 5. táblázat és 7. ábra).

Dunasziget-rét (3. mintaterület): réti csenkeszes nedves rét (*Cirsio cani-Festucetum pratensis*) mocsártétől szárazabb kaszálórété alakult. A hullámtéren fekvő rétet több-kevesebb rendszerességgel kaszálják. A kaszálások gyakorisága arányos a betakarítható szena mennyiségével, ami viszont a talaj nedvességállapotának függvénye. Ezért a réti növényzetet a talajvízszint csökkenése közvetlenül, és a kaszálások számának csökkenésén keresztül közvetül is befolyásolja. A területen 1992-ig lényegesebb faji átrendeződés nem történt, utána viszont a szárazságtűrőbb gyomjellegű fajok aránya megnőtt. A szárazodás és a kaszálás ritkulása miatt kezd dominássá válni a mezei aszat (*Cirsium vulgare*). Több nedvesség igényes faj (pl. *Poa palustris*, *Lotus corniculatus*, *Chrysanthemum leucanthemum*) eltűnt, mások mennyisége (pl. *Plantago altissima*) csökcent. (lásd 5. táblázat és 8. ábra). A kaszálórétí fajok (pl. *Plantago lanceolata*) mennyisége nőtt és fokozódott az elgyomosodás (pl. *Cirsium arvense*). Ok: mint előző.

Dunaremete-botólfüzes (4. mintaterület): puhafafa(füz)liget (*Leucojo aestivo-Salicetum albae*, régebben *Salicetum albae-fragilis*) Dunaremete mellett, az öreg "botólfüzes" mintaterületen a vízhatartás még nagyobb szélssőségek között mozgott. A mintaterület vízellátottsága kétszer is jelentősen változott. A hullámtéren, eredetileg vízparton fekvő,

Derek erdő - gyertyános-tölgyes (5. mintaterület): A Szigetköz eredeti vegetációját tükröző egykoron nagyobb kiterjedésű gyertyános-tölgyesek máig megmaradt, fokozottan védett állománya, kontroll terület. A vizsgált időszakban az adatsorok nem mutatnak jelentős eltérést sem a degradáció (TVK), sem a szárazodás (W) felvételezését 1994-ben befejeztük.

Hédervári-erdő keményfajliget: állomány termőhelyének a vízháztartása üde-mérsékeltén nedves (W-érték 5-6) dominanciájú, de a xero-mezofiton erdei gyöngyköles (Lithospermum purpureo-coeruleum) elszaporodása a szárazabb talajfoltokat jelzi. A mintaterületet cserjeszintjét kivágták, a kerítést lebontották. Ilymódon a kvadrát

7. táblázat és 10. ábra).
Lipót-Gombóc, nemesnyáras (6. mintaterület): A lombkoronaszintet ültetett olasznyár aljnövényzet szintjére lejuto fenyemenyiséget, ami a fajszám növekedését idézte elő. 1991-től jelentősen nőtt a gyomjellegű fajok aránya. A terület szárazodását jelzi, hogy az aljnövényzet döntő tömeget adó nagy csalán (*Urtica dioica*) és a bíbor nyenyűlhozám (*Impatiens glandulifera*) átlagmagassága közel a felére csökkent. A mennyiségi arányok a szárazságtűrőbb csalán irányába tolódtak. OK: a szárazodás és az emberi behatás. (lásd

Lipót-Gombóc, nemesnyáras (6. mintaterület): A lombkoronaszintet ültetett olasznyár aljnövényzet szintjére lejuto fenyemenyiséget, ami a fajszám növekedését idézte elő. 1991-től jelentősen nőtt a gyomjellegű fajok aránya. A terület szárazodását jelzi, hogy az aljnövényzet döntő tömeget adó nagy csalán (*Urtica dioica*) és a bíbor nyenyűlhozám (*Impatiens glandulifera*) átlagmagassága közel a felére csökkent. A mennyiségi arányok a szárazságtűrőbb csalán irányába tolódtak. OK: a szárazodás és az emberi behatás. (lásd 7. táblázat és 10. ábra).
korábbi állapot eddig nem állt vissza. (lásd 6. táblázat és 9. ábra).
gyomosodás kezdődött. 1995-ben vizpóllás érkezett, valamint javult az összetétel, de a vizet elvesztette, a mocsári fajok száma és tömege lecsökkent, rohamos és nagymértékű fajok. A degradáltság értéke a Duna eltereléséig 36-39 % között ingadozott. Ez 1993-ra 1992-ig rendszeresen több hónapon át vízben állt. Fajkészletében uralkodtak a mocsári fennmaradhat a területen, ugyanis ez a faj igényli az időnkénti vízborítást. A mintaterület időszakonkénti elarasztás a jövőben is fennáll, az állományalkotó fehér fűz (*Salix alba*) kötött fajok visszatelepülésére, és visszaszorítja a szárazságtűrő fajokat. Ha az hatására a területet jelenleg évente többször elönti a víz, ami lehetőséget teremt a vízhez megkezdődött egy bokortüzekből álló cserjeszint kialakulása. A vizpólló rendszerek mezei aszat (*Cirsium arvense*), fehér tippán (*Agrostis stolonifera*) aránya. A területen elűntek. A fajcseré során erőteljesen növekedett a zavarásűrő és a gyomjellegű fajok, pl. mocsári nefelejcs, (*Myosotis palustris*), mocsári perje (*Poa palustris*) innen teljesen szárazságtűrő fajok jelentek meg, arányuk növekedett, míg a vízhez kötött növények, pl. rendszeresen elarasztott terület lágyszárú szintjét iszapgyom társulás adta. 1992 után

vonatközösségben. A kismértékű ingadozást az magyarázza, hogy egyes (ritka) évelő fajok nem minden évben hajtanak ki (vagy nem a felvételizés időpontjában), míg más - elsősorban gyomjellegű - egyéves növények nem minden évben jelennek meg a permanens kvadrátban (lásd. 11. ábra és 6. táblázat).

A terület a Mosoni-Duna közelében fekszik, így annak a talajvízszint csökkenését pufferozó hatása az egyik lehetséges magyarázat a fent jellemzett "változatlanúságra". A magasárterti erdőben azonban - amely a vizjárásból a legkevésbé függ - csak igen lassan (évezredes léptékben) történik reagálás egy esetleges szárazodásra, amely *klimatikus* eredetű is lehet.

A fitocönológiai minták jól tükrözik az indikátorcsoportok változásával a termőhely vizháztartásában bekövetkező változásokat, így megbízható jelzői a mindenkori vizállapotoknak.

Osszegezve megállapítható, hogy szignifikáns változást a mintaterületek cönológiai mintázatában a Duna-elterelése okozott. A megelőző változások méréte megközelíti a "természetes" ingadozást, és jelez - a kontrollokat figyelembevéve - egy enyhe szárazodást. Mindenesetre azt tapasztaltuk, hogy az erdők cönológiai mintázatában a "kvázi stabil állapot" nagyobb mértékben jellemző mint a rétyjellegű mintaterületen. A cönológiai struktúrák (pl. faji összetétel) változása hosszabb időintervallumban (több évtized) nagyobb megbízhatósággal mérhető! Legérzékenyebb indikátoroknak társulásszinten a W-erék csoportok arányának változása és az indikátor populációk méretének alakulása bizonyult.

A szigetközi nádasok állapota és indikációja

Az álló- és folyóvizetket kiscső nádasok jelentősége különösen megnőtt az utóbbi évtizedekben. Ennek több oka is van:

- Természetvédelmi értékük felfokozódott, mivel az egyre gyarapodó ökológiai ismeretek alapján tudományosan a környezetileg érzékeny, sérülékeny területek közé sorolták.
- A vizes élőhelyek az egész földön fokozottan veszélyeztetettek
- A vizes élőhelyek igen nagy része az egész földön eltűnt.

Hazai viszonylatban a szakirodalom tanúsága szerint viszonylag jobban tanulmányozottak az állóvizetket kiscső nádasok, - Balaton, Velencei-tó, Fertő-tó, vagy pl. Nemzeti Parkjaink szikeseit, kisebb tavait, lapjait övező nádasok, és kevésbé feldolgozottak a folyókat szegélyező nádas állományok.

A szigetközi Duna-szakaszon tenyésző nádasok a Duna 1992-ben történt elterelése óta nemcsak veszélyeztetettek, hanem a teljes eltűnés lehetőségével fenyegettek. A szigetközi nádasok állapotának felmérése és folyamatos vizsgálata képezi kutató csoportunk egyik munkaterületét. A folyóvíz menti nádasok cönológiai viszonyai mások, mint az állóvizek melléttéké. Itt kevésbé fajszegények az állományok, viszont nem fordulnak elő hínártípusok, és nem észlelhető az elalgásodás folyamata. Öt kiválasztott nádas állomány vizsgálatára alapján a következőket állapítjuk meg: három állományban, Dunakilitinél a Zátonyi-Dunánál, a Cvek laposon és Lipóton erősen megváltozott a fajösszetétel, egyértelmű a nagymértékű elgyomosodás, bár más-más gyomfajok jellemzők az egyes állományokban (lásd 8. táblázat és 12. ábra).

A Dunakiliti melletti nádasban a magas aranyvessző (Solidago gigantea) és a kisvirágú ösziróza (Aster tridacscantii) tört előre. A nádtövek átlagmagassága mintegy 2 méter, az elszáradt tövek aránya kb. 20-30%-ra tehető. A tövek vékonyak, törékenyek.

A Cvek laposon szinte elcsalánosodott a nádas, emellett a mezei aszat (Cirsium arvense), a szeder (Rubus caesius) és a ragadós galaj (Galium aparine) jelzik a degradáció előrehaladtát. A hosszú nádtövek meglehetősen ritkán állnak, vastagabbak.

Lipótton az elmúlt években kiszáradásnak indult nádas a vízpótlás folytán lassan kezd regenerálódni. Az elszáradt tövek aránya eléri a 30-35 %-t, viszont sok új, kicsi nádszálat találunk. A tövek átlagmagassága 2,5 m. A nyáron bő vízellátású hely öszre száraznak mutatkozott.

Szép kifejlődésű nádas található Kisbajcs határában, ezt ugyanis már nem érinti a Duna elterelése. Tekintélyes vízmélységet találtunk itt a nyári hónapokban is. Ennek ellenére a nádövek mintegy 30-40%-ban kiszáradt.

A Malomszer nádas szintén fél-egy méteres víz alatt áll. A nád ép állagú, egészséges, a tövek magasak, átlagban 2 méteresek, igen kevés az elszáradt tö. Alig gyomos, legföljebb a mezei aszat (*Cirsium arvense*) említhető, de csak nagyon szórványosan.

Osszefoglalva: Bár a nádasok pusztulása szinte világszerte, itt a Szigetközben kétségtelenül a Duna elterelése következtében bekövetkezett vízszintcsökkenés és ennek további ökológiai hatása az oka a nádasok egyes helyeken tapasztalható lassú leromlásának, fokozatos szárazodásának.

A keményfaligeterdők állapotváltozása

A vegetáció hatvan év alatt végbenment változását regisztráltuk a szigetközi keményfaligeterdőkben florisztikai, cönológiai, ökológiai és természetvédelmi szempontok szerint (Zólyomi 1937, Simon et al. 1992). A Szigetközön kívül, dunai keményfaligeterdők is bevontunk az összehasonlításba (Kárpát 1957, Szentendrei sziget). Fentiekből most csak a természetességi értékelést emeljük ki.

A szigetközi keményfaligeti állományok természetvédelmi értéke nagy, természetesség közel, kevésbé degradált jó állapotú erdők. A "természetes" fajok aránya még ma is eléri a 80%-ot. Az elemzés alapján azonban jól kimutatható az a kedvezőtlen tendencia, amelynek következtében ma a degradációra utaló fajok aránya megkétszereződött (10%ról 20%-ra). A Szentendre szigeti állományok sokkal rosszabb állapotúak, a "természetes" fajok aránya itt mindössze 56%, míg a degradációt jelzőké 44% (lásd 13. ábra).

Megállapíthatjuk tehát, hogy hatvan év alatt nem állt be nagy változás a szigetközi keményfajligetek állapotában. Talán az is indokolja ezt, hogy az állományok többsége a Mosoni-Duna stabilizáló közelségében tenyészik. Ezek a megmaradt erdők jelenős vegetációs, ökológiai, természetvédelmi és tájképi értéket képviselnek.

A nedves rétek állapota (1995-1996)

A következő rétekről készülték cönológiai felvételek:

1. Szögye (1995,96)

2. Dunaremete (1995)

3. Dunasziget (1995)

4. Dunasziget-Nyáros sziget (1995)

5. Arak (1995)

6. Dunaremete (1995) - a mederszukkessziós mintaterület fölött.

A mintaterületek értékelése alapján eredményeink az alábbiakban foglalhatók össze:

1. A szögyei réti szép, fajgazdag, mindig üde, főleg franciaperjés mocsárét. A nedvességigény-értékek alapján a fajok mintegy 45-50%-a kifejezetten nedvességigényes (7-10 W érték). A gyomosodás kismértékű, csak a mezei aszat (*Cirsium arvense*) és a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) fordult elő. A szárazabb foltokon a sudár rozsnok (*Bromus erectus*) és a siskánád (*Calamagrostis epigeios*) ütötte fel a fejét. Itt tenyészik a relikium védett növény, a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*) egy tekintélyes állománya.

2. Ezek is jó, tipikus falusi kaszálórétek, franciaperje dominanciával. Négy állományukat felvételreztük. A jobb vízellátású foltokon sok a nádképző csenkessz (*Festuca arundinacea*), míg a kissé magasabb és szárazabb gyeprészeket a keskenylevelű perje (*Poa angustifolia*) a tejöltő galaj (*Galium verum*) és a lándzsás utifű (*Plantago lanceolata*) népesíti be. A nedvességkedvelő fajok aránya megegyezik a szárazságtűrőkével (1,2,3 W-értékek), mindkettő 20% körüli érték.

3. Ez is igazi mocsárét, de nincs benne a franciaperje. Fő gypalkotó nádképző csenkessz mellett a réti perje (*Poa pratensis*) és a keskenylevelű perje. Tömegesen fordul elő a lándzsás utifű és a kerek repkény (*Glechoma hederacea*). A nedvességigényes fajok aránya csaknem 40%.

változások nyomon követésére diverzitási rendszereket (Rényi diverzitás) és a kvadratikus ordinációját (fokordináta analízis) használtuk. Az alábbi értékelés a három év alatt bekövetkezett változásokat összegezi téziszserűen:

1. *fiziognómia* (14. ábra)

A harmadik éve (1996) a növényzet határozott övezetességre figyelhető meg a kavics-zátonyon). A transzekt alsó harmadában (kb. 16 m-ig a jelenlegi folyóparttól) kétszintű, 2-4 m magas bokortüzes (*Salix, Populus*) alakult ki. A középső részt (kb. 16-28 m) 1.5-2 m-es magaskörös (*Urtica, Solidago, Aster, Dipsacus*) növényzet alkotja. A jelenlegi vizparttól legtovább xerotil egyévesekkel jellemezhető (*Silene conica, Bromus tectorum, Arvenaria serpyllifolia*), gyomokban gazdag, nyílt gyept találunk.

2. *fajszerkezet, borítás* (15. ábra)

Határozott fajszámcsökkenés figyelhető meg mind időben (1996<1994), mind térben (ti. a transzekt alsó, vízhez közelebbi részében). Ugyanakkor a kevesebb faj nagyobb borítással van jelen, a harmadik évben a transzekt alsó kétharmadában eléri a 100%-ot

3. *diverzitási rendezés* (16. ábra)

A diverzitási profilok lefutása alapján nem állapítható meg egyértelműen a diverzitások időbeni megváltozása (a görbék keresztetik egymást). A ritkább fajok vonatkozásában -alacsony skála paraméter értékekkel- azonban az 1994-es, a dominánsakéban viszont az 1996-os cönostátus a diverzebb.

4. *természetvédelmi értékek (TVK), szociális magatartási típusok (SZMT)* (17. ábra)

A transzekt egészét tekintve a társuláscépitő, edifikátor (E) és a természetes kisértő (K) fajok szerepe (relatív borítása) megnövekedett, míg a gyomok (GY) borítása felülnövekedett. Viszonylag nagy a természetes zavarástűrő fajok (TZ) aránya is. Hasonló képet mutat a fajok szociális magatartási típusa alapján készült spektrum is. Itt a természetes kompetitorok (C) növekedését kell kiemelni a tájidegen, agresszív kompetitorok (AC) csökkenésével szemben. A honos gyomfajok (W) csökkenését a zavarástűrő növények (DT) növekedése kíséri. Viszonylag magas az adventív, behurcolt gyomok (A) aránya.

A fenti arányok megváltozásai elsősorban a medergyomtársulást leváltó bokortüzes, ill. a "magaskörös" kialakulásával magyarázható.

5. vizigény (18. ábra)

A vizsgált három évben jelentős átrendeződés figyelhető meg a transzekt mentén a fajok Zólyomi-féle vizigény szerinti eloszlásában. A vizigényes fajok ($W=8,9,10$) a kezdeti egyenletes elterjedés után egyértelműen az alsó ill. részben a középső harmadban dominálnak. Utóbbi (ti. középső) területen jelentős még az *ide* termőhelynek megfelelő fajok ($W=4,5$) aránya is. A *szűrvászágűrő* ($W=1,2,3$) fajok a transzekt alsó feléből eltűntek, a felső harmadban a borításuk megnövekedett.

A jelenség egyértelműen a termőhelyhez történő adaptáció eredménye. A talajvíz - vizparttól növekvő - mélysége és a rossz kapillaris vezetés által megszabott felvehető vizmennyiség a fajok egy gradienst mentén rendezi.

6. ordináció (19. ábra)

A tabella Euklideszi távolsággal számolt főkoordináta analízise (PCoA) -figyelembe véve a "palkó effektust"- a transzekt mentén határozott gradienst (cönoklin) kialakulását mutatja a harmadik évre.

A cönostátus fent jellemzett állapotváltozásai alapján megállapíthatjuk, hogy a transzekt mentén a növényzet a kolonizáció kezdeti randomizált állapotából a vizsgált három év alatt egy viszonylag jól strukturált fázisba lépett. A további kutatások a szüindinamikai folyamatok térben -várhatóan- eltérő jellegét tisztázhatják.

Draskovits, R. Szabó, M. 1996. Ártéri ligeterdők növénylárusulásai. A Szigetköz környezeti állapotja. Az 1995 évi monitoring eredményei. MTA Tudományos Konferencia. Abstract (in press)

Draskovits, R., Gergely, A., Szabó, M., Simon, T., Hahn, I. 1996. A szigetközi kempényfélék állapotváltozásai. MBT. XXII: Vándorgyűlés, Gödöllő. Abstract: p.20.

Fodor, L., Kristóf, Z., Szabó, M., Imre, K. 1995. Comparative anatomical studies on Nuphar lutea living in the Szigetköz in a dry oxbow-lake and in an original habitat. VIII. Magyar Növényanatómiai Szimpózium. Pécs, 1995 sept. 4-5. Abstract, p.43.

Gergely, A., Hahn, I. 1996. Mederszűkesszű. "A Szigetköz környezeti állapotja: az 1995 évi monitoring eredményei" tudományos konferencia, KTM-MTA.

Gergely, A., Hahn, I., Szabó, M., Simon, T., Draskovits, R. 1996. Mederszűkesszűs vizsgálatok a Szigetközben. MBT. XXII: Vándorgyűlés, Gödöllő. Abstract: p.25.

Gergely, A., Hahn, I., Szabó, M. 1996. Mederszűkesszűs vizsgálatok eredményei. MTA Szigetközi Munkacsoport Tudományos Anket. Budapest, 1996. febr. 5.

Hahn, I., Szabó, M., Simon, T., Gergely, A., Draskovits, R., Molnár, E. 1995. The succession of vegetation in the Danube-bcd. Magyar Tudományos Akadémia Kiadványa, Budapest. /in press/

Kárpáti, I. 1957: A magyarországi Duna-árter erdei. Kandidátusi értekezés, Budapest

Simon, T. 1988: A hazai edényes flóra természetvédelmi-érték besorolása. Abstracta Botanica 12:1-23.

Szabó, M., Hahn, I. 1955. A duna elterjedésének hatása a Szigetköz vegetációjára. Szegedi Ökológiai napok és 25. Tiszakutató Anket. Szeged. Abstract, p.24.

Szabó, M., Simon, T. 1996. A botanikai monitoring újabb eredményei. "A Szigetköz környezeti állapotja: az 1995 évi monitoring eredményei" Tudományos Konferencia, KTM-MTA.

Szabó, M. E. Molnár: 1996. Bodenschutz und Monitoring. Donauländer konferenz, Bratislava, 1996 V.

Szabó, M., Hahn, I. 1994. Annotated references to the Bös (Gabcikovo)-Nagyamaros Danube Barrage system project. (botany, vegetation, ecology). Hungarian Academy of Sciences, Budapest. pp.145.

Szabó, M., Simon, T., Hahn, I., Sasvári, L. 1993. Felső-Duna környezeti állapotváltozások 1986 január és 1992 december között. Környezeti állapotértékelés. Környezetgazdálkodási Intézet, Környezetvédelmi Intézet, Budapest, p. 188-212.

Szabó, M., Hahn, I. 1993. A Szigetköz botanikai szempontból védelemre érdemes területei. Jelentés a Fertő-Hanság Nemzeti Park számára.

Szabó, M., Simon, T., Hahn, I., Gergely, A., Draskovits, R. 1995. Changes in the natural vegetation of the Szigetköz following the Danube diversion. Magyar Tudományos Akadémia Kiadványa, Budapest. /in press/.

Szabó, M., Hahn, I., Gergely, A., Molnár, E. 1995. Környezetkárosító hatások vizsgálata a Szigetköz vegetációjában. IX. Országos Környezetvédelmi Konferencia, Siófok. p: 137-145.

Szabó, M., Simon, T., Draskovits, R. 1996. A botanikai monitoring újabb eredményei. MTA Szigetközi Munkacsoport Tudományos Anket. Budapest, 1996. febr. 5.

Simon, T., Hahn, I., Kovács-Láng, E., Szabó, M. 1988. Területi megfigyelőrendszer biológiai programja a GNV által érintett térségben. VIZITERV részére készült éves jelentés.

Simon, T., Gergely, A., Hahn, I., Szabó, M. 1989. Területi megfigyelőrendszer biológiai programja a GNV által érintett térségben. KTM részére készült éves jelentés.

- Simon, T., Draskovits, R., Gergely, A., Hahn, I., Szabó, M. 1990. Területi megfigyelőrendszer biológiai programja a GNV által érintett térségben. KTM észere készült éves jelentés.
- Simon, T., Draskovits, R., Gergely, A., Hahn, I., Szabó, M. 1991. Területi megfigyelőrendszer biológiai programja a GNV által érintett térségben. KTM részere készült éves jelentés.
- Simon, T., Draskovits, R., Gergely, A., Hahn, I., Szabó, M. 1992. Területi megfigyelőrendszer biológiai programja a GNV által érintett térségben. KTM részere készült éves jelentés.
- Simon, T., Draskovits, R., Gergely, A., Hahn, I., Szabó, M. 1993. A Szigetköz biológiai megfigyelőrendszer: Botanikai monitoring, Eves jelentés. (The biological monitoring system of the Szigetköz: Botanical monitoring, Annual report.
- Simon, T., Draskovits, R., Gergely, A., Hahn, I., Szabó, M. 1994. A Szigetköz biológiai megfigyelőrendszer: Botanikai monitoring, Eves jelentés. (The biological monitoring system of the Szigetköz: Botanical monitoring, Annual report.
- Simon, T., Szabó, M. 1995. Impact of the G/N Project on vegetation in the Szigetköz. Rebuttal of the Republic of Hungary, Annex XX. p.:1-20.
- Simon, T., Szabó, M., Draskovits, R., Hahn, I., Gergely, A. 1993. Ecological and Phytosociological changes in the willow woods of Szigetköz, NW Hungary, in the past 60 years. Abstracta Bot. 17(1-2): 179-186.
- Zölyomi, B. 1937: A Szigetköz növénytani kutatásainak eredményei. Bot. Közlem. 34: 169-192
- Zölyomi, B., Pröcsényi, I. 1964: Methode zur ökologischen charakterisierung der Vegetationseinheiten und zum Vergleich der Standorte. Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 10:377-416

1. táblázat

A SZIGETKÖZ EDÉNYES FLÓRAJÁNAK VÉDETT FAJAI

Rövidítések: **FV**=fokozottan védett, **V**=védett, **?**=nagy valószínűséggel kipusztult fajok.
MVK = magyar vöröskönyv: **1**=kipusztult, **2**=közvetlen veszélyben, **3**=aktuálisan veszélyben, **4**=potenciálisan veszélyben (**BERN**, **IUCN**: **VK₁** **VK₂** = egyéb konvenciók, szervezetek által védettek).
E(C) = nem endemikus országos veszélyeztetettségű faj; **V(R)** = érzékeny (vulnerabilis) nem endemikus regionális veszélyeztetettségű faj; **R(C)** = ritka, nem országos veszélyeztetettségű faj. **X** = kipusztult faj. **K** = Olyan taxon, amelyről információ hiányában csak feltételezhető, de biztosra nem tudható a fenti kategóriák valamelyikébe sorolható-e.

NÉV	Hazai	védtégg	BERN	MVK	IUCN:	VK ₁	VK ₂
1. Achillea ptarmica	V			4			
2. Acorus calamus	V			4			
3. Adenophora liliifolia	V			3			
4. Adonis vernalis	V			4			K
5. Anacamptis pyramidalis	V			4			
6. Anemone sylvestris	V			4			
7. Apium repens	V			4			
8. Aquilegia vulgaris	V			4			
9. Arabis alpina ?	V			4			
10. Asplenium viride	V			4			
11. Batrachium fluitans	V			4			
12. Cardus collinus	V			4			
13. Carlina acaulis ?	V			4			
14. Cephalanthera alba	V			4			
15. Cephalanthera longifolia	V			4			
16. Cephalanthera rubra	V			4			
17. Cirium brachycephalum	V			4			
18. Clematis integrifolia	V			4			
19. Dactylorhiza incarnata	V			4			
20. Dactylorhiza maculata	V			4			
21. Daphne cneorum	V			4			
22. Dianthus superbus	V			4			
23. Dryopteris carthusiana	V			3			
24. Dryopteris dilatata	V			4			
25. Epilobium dodonei	V			4			
26. Epipactis atrorubens	V			4			
27. Epipactis helleborine	V			4			
28. Epipactis microphylla	V			4			
29. Epipactis palustris	V			3			
30. Equisetum hyemale	V			4			
31. Eriophorum angustifolium	V			4			
32. Eriophorum latifolium	V			4			
33. Erysimum odoratum	V			4			
34. Gentiana cruciata	V			4			
35. Gentiana pneumonanthe	V			4			
36. Gentiana austriaca	V			4			
37. Gentiana densa	V			4			
38. Gymnadenia conopsea	V			4			X
39. Hemerocallis lilio-asphodel.	V			4			
40. Himantoglossum hircinum	FV			3			
41. Hottonia palustris	V			3			
42. Inula oculus-Christi	V			4			
43. Iris sibirica	V			4			

NÉV Hazai védtégg BERN MVK IUCN: VK₁ VK₂

44.	Iris spuria	V				3
45.	Iris variegata	V				4
46.	Isatis tinctoria	V				4
47.	Jurinea mollis	V				4
48.	Leucojum aestivum	V				4
49.	Lilium bulbiferum	EV				2
50.	Listera ovata	V				4
51.	Myricaria germanica ?	V				4
52.	Neottia nidus-avis	V				4
53.	Nymphaea alba	V				4
54.	Nymphoides peltata	V				4
55.	Onosma arenaria	V				4
56.	Ophioglossum vulgatum	V				4
57.	Ophrys apifera	EV				2
58.	Ophrys insectifera	EV				3
59.	Ophrys sphegodes	EV				3
60.	Orchis laxiflora	V				4
61.	Orchis militaris	V				4
62.	Orchis purpurea	V				4
63.	Orchis coriophora	V				4
64.	Orchis morio	V				4
65.	Orchis tridentata	V				4
66.	Orchis ustulata	V				4
67.	Oxytropis pilosa	V				4
68.	Parnassia palustris	V				3
69.	Pedicularis palustris	V				3
70.	Platanthera bifolia	V				4
71.	Primula elatior	V				4
72.	Pyrola rotundifolia	V				4
73.	Ranunculus lingua	V				4
74.	Ribes nigrum	V				2
75.	Salix elaeagnos	V				2
76.	Salvinia natans	V				2
77.	Scilla bifolia agg.	V				X
78.	Selaginella helvetica ?	V				4
79.	Senecio paludosus	V				4
80.	Senecio rivularis	V				3
81.	Sesleria uliginosa ?	V				4
82.	Stipa borysthenica	V				4
83.	Stipa pennata	V				
84.	Thelypteris palustris	V				
85.	Veronica peregrina	V				4

X R(C), V(R)

X

V

FOKOZOTTAN VÉDETT (Relikium) ES TERMÉSZETKÖZELI
NÖVÉNYTÁRSULÁSOK A SZIGETKÖZBEN (1996)

Rövidítések: Relikium társulás=RT, védett társulás=VT, termézetes vagy termézetközeli egyéb társulás=TT, pionir társulás=PT, termézetes zavarástűrő társulás=TZT. Elterjedtség mértéke: 1=igen szórányos, 2=szórányos, 3=kevés, 4=gyakori, 5=közönséges

2. táblázat

F E L S Z I N I - L E B E G Ő H Í N Á R O K		
5	TT	(Lemnetum minoris MÜLL. et Görs 1960) Apró békalencsés
4	TT	(Lemnetum trisulcae Söő 1927) Kisbékalencse-hínár
3	TT	(Lemno-Spirodeletum W. Koch 1954) Vízpáfrány-társulás
2	VT	(Salvinio-Spirodeletum Slavnic 1956) Békautaj hínár
5	TT	(Lemno-Hydrocharitetum (Oberd.) Pass. 1978) Kolokanos
1	TT	(Stratiotetum aloidis Now.em. Miljan 1933) Rence-békalencse hínár
4	TT	(Lemno-Utricularitetum vulgaris Söő 1928) Érdes töcsagazhínár
4	TT	(Ceratophylletum demersi (Söő) Egler 1933) Síma töcsagazhínár
3	TT	(Ceratophylletum submersi Söő 1928)
C S I L L Á R K A G Y E P E K		
2	TT	(Charetum ceratophyllae Balogh 1971) Bőrlévelű csillárkahínár
B E K A S Z Ó L Ő H Í N Á R O K		
5	TT	(Myriophyllo-Potamogetonatum Söő 1934) Fényes békaszőlőhínár
2	TT	(Potamogetonatum lucentis Hueck 1931) Tünderrozsza-vízitök hínár
3	VT	(Nymphaeetum albo-luteae Nowinski 1930) Vidrakeseűfű hínár
2	TT	(Polygonetum amphibii (Söő 1927) Ubrizsy 1948) Úszó békaszőlő hínár
4	TT	(Potamogetonatum natantis Söő 1927) Tünderfátyol hínár (Nymphoidetum
3	VT	pelatae (All. 1922) Müll. et Görs 1960) Békaliliom-hínár
1	VT	(Hottonietum palustris Tx. 1937) Úszó víziboglárka-hínár
1	VT	(Ranunculietum fluitantis All. 1922)

T Ö R P E K Ä K Ä S I S Z A P T Á R U L Á S O K

1	PT	(Eleochari-Caricetum bohemicae Pietsch 1964) Rizsföldi törpekákás (Eleochareto- Schoenoplectetum sup. Soó & Ubrizsy 1948)
3	PT	Békasztlyós (Juncetum bufoni Felföldy 1942)
5	PT	Izapgyopáros (Dichostylido- Gnaphalietum uliginosi Timár 1947)

N Á D A S O K - M A G A S S Á S O S M O C S A R A K

1	VT	Kálmosos (Acoretum calami Egler 1933)
1	VT	Harmatkásás (Glycerietum maximae Hueck. 1931)
4	VT	Mételeykörös (Rorippo-Oenanhetum (Soó 1928) Lohm 1950)
5	VT	Nádas (Phragmitetum communis (Gams 1927) Schm. 1939)
5	VT	Tavi kákás. (Schoenoplectetum lacustris Schm. 1939)
4	TT	Békabuzogányos (Sparganietum erecti Roll 1938)
5	TT	Keskenylevelű gyékényes (Typhetum angustifoliae (Soó 1927) Pignatti 1953)
4	VT	Szleslevelű gyékényes (Typhetum latifoliae G. Lang 1973)
5	TT	Hidór-csetrkáká mocsár (Alismato-Eleocharietum Mathé & Kovács M. 1967)
3	VT	Virágkáká-lándzsás hidór társ. (Butomo-Alismatetum plantaginis-aqu. Hejny 1978)
4	TT	Csetkákás (Eleocharietum palustris Ubrizsy 1948)
5	TT	Vizi kányafü-pántlikafü mocsár (Rorippo-Typhoidetum Soó 1980)
5	TT	Zsombékkásás (Caricetum elatae Koch 1926)
2	VT	Semlyékkásás (Carici-Menyanthetum Soó (1938) 1955)
1	VT	Mocsárisásás (Caricetum acutiformis Sauer 1937)
5	TT	Flessásás (Caricetum gracillia Almqvist 1929)
5	TT	Partisásás (Caricetum ripariae Soó 1928)
5	TT	Rókasásás (Caricetum vulpinae Novinsky 1928)
5	TT	Pántlikafüves (Carici-Typhoidetum Soó 1971)

T Ö Z E G M O H Á S S I K L Á P O K

2	VT	Gyapjúsásos lápét (Carici Flavae-Eriophoretum latif. Soó 1944)
1	RT	Nyúlifarkfüves lápét (Seslerietum uliginosae (Palmg. 1916) Soó 1941)