

**A Fertő-tó védett és fokozottan védett természetserű
élőhelyein végzett fenntartó kezelések és rekonstrukciók
értékelését megalapozó monitoring 2002.**

Kutatási jelentés

K-36-02-00075H



Sarród, 2003

Tartalomjegyzék

1. BEVEZETÉS	4
1.1. A projekt neve	4
1.2. A projekt célja.....	4
1.3. A 2002. évben elvégzett munka	4
2. A FERTŐ-TÁJ ÁLTALÁNOS JELLEMZÉSE.....	6
2.1. Természeti viszonyok.....	6
2.2. A terület mai képének kialakulása.....	8
2.3. Természetvédelmi kezelés, fenntartás, gazdálkodás.....	8
2.4. A kutatási terület	9
2.4.1. Az élőhelyrekonstrukció előzményei, a megvalósítás lehetőségei.....	10
2.4.2. A sziki élőhelyrekonstrukció megvalósítása és kezelése	11
2.4.2.1. Az árasztások időbeli rendje	12
2.4.3. Az élőhelyrekonstrukció kibővítésének további lehetőségei	12
3. KUTATÁSI EREDMÉNYEK – 2002-BEN ELVÉGZETT FELMÉRÉSEK.....	14
3.1 A Fertő vízszint változásai és a kapcsolódó mederhasználat: a sarródi Fertő- meder és környéke a tószabályozás megkezdése előtt	14
3.1.1. Bevezetés.....	14
3.1.2. A Fertő vízállásai a szabályozások előtt.....	14
3.1.3. Mederhasználat különböző vízállások esetén	17
3.1.4. A meder közepes és magas vízállás esetén	18
3.1.5. A mederhasználat alacsony vízállás esetén - (17) -18. század	18
3.1.6. A szigetek használata.....	19
3.1.7. Felhasznált irodalom	21
3.2. Gyepkezelési-kísérletek eredményei és további javaslatok a Fertő-Hanság Nemzeti Park néhány kiemelt jelentőségű területén	23
3.2.1. Problémafelvetés.....	23
3.2.2. Anyag és módszer.....	23
3.2.2.1. Természetességi vizsgálatok	24
3.2.3. Eredmények	25
3.2.4. Értékelés	27
3.2.5. Javasolt tennivalók	30
3.2.6. Felhasznált irodalom	37
3.3. A Fertő-tó menti szikes élőhelyek diverzitása és a természetvédelmi kezelések (kaszálás, legeltetés) hatása az élőhelyek növény és állatvilágára	38
3.3.1. Bevezetés.....	38
3.3.2. Földrajzi elhelyezkedés	38
3.3.3. Módszer.....	39
3.3.4. Eredmények	43
3.3.4.1. A mintavételi területek és környékük általános jellemzése	43
3.3.4.1.1. Cikes	43
3.3.4.1.2. Ürgedomb.....	43

3.3.4.1.3. Borsodi-dűlő	43
3.3.4.1.4. Nyéki szállás	43
3.3.4.1.5. Paprét.....	44
3.3.4.1.6. Körgát.....	44
3.3.4.2. A mintavételi területek növényzetének jellemzése (Takács Gábor) ..	44
3.3.4.2.1. Körgát.....	45
3.3.4.2.2. Paprét.....	46
3.3.4.2.3. Nyéki szállás	46
3.3.4.2.4. Borsodi-dűlő	47
3.3.4.2.5. Ürgedomb.....	47
3.3.4.3.1. A mintavételi területeken előforduló fajok.....	49
3.3.4.3.2. A mintavételi területek jellemzése	53
3.3.4.4. A mintavételi területek futóbogár faunájának ismertetése.....	56
4.4.1 A mintavételi területeken előforduló fajok	56
3.3.4.5. A mintavételi területek egyenesszárnyú faunájának ismertetése	58
4.5.1 A mintavételi területeken előforduló fajok	58
3.3.4.6. A mintavételi területek ászka (Isopoda) faunájának ismertetése	65
3.3.4.6.1. A mintavételi területeken előforduló fajok.....	65
3.3.4.7. A mintavételi területek pók (Araneae) faunájának ismertetése	66
3.3.4.7.1. A mintavételi területeken előforduló fajok.....	66
3.3.4.7.2. A mintavételi területek jellemzése	73
3.3.5. Értékelés	75
3.3.6. Összefoglalás.....	84
3.4. Szikes tavak zooplankton vizsgálata.....	85
3.4.1. Bevezetés.....	85
3.4.2. Anyag és módszer.....	86
3.4.4. Az élőhely-rekonstrukció eredménye:.....	89
3.4.5. További zooplankton vizsgálatok.....	89
3.4.6. Irodalomjegyzék	90
3.5. Az elárasztások hatása a fészkelő és vonuló madárállományokra, 2002.....	91
3.5.1. Bevezetés.....	91
3.5.2. Anyag és módszer.....	91
3.5.2.1. A vizsgálati terület vízviszonyai 2002-ben	92
3.5.3. Eredmények	93
3.5.3.1. Az egyes fajok vonulásdinamikája az elárasztásokon	94
3.5.3.2. Az élőhelyrekonstrukciós területen fészkelő fajok költőállományai .	136
3.5.3.3. A madárállományokat veszélyeztető tényezők	136
3.5.3.4. A számlálási eredmények értékelése.....	138
3.5.4. Összefoglalás.....	142
3.5.5. Köszönetnyilvánítás.....	143
3.5.6. Szakirodalom.....	143

1. BEVEZETÉS

1.1. A projekt neve

A Fertő-tó védett és fokozottan védett természetszerű élőhelyein végzett fenntartó kezelések és rekonstrukciók értékelését megalapozó monitoring

1.2. A projekt célja

Monitoring jellegű kutatások szervezése a Fertő-Hanság Nemzeti Park védett, természetközeli területein, amelyek elősegítik a természetvédelmi fenntartó kezelések és rekonstrukciók tervezését és működtetését. A kutatások kísérleti és feltáró jellegűek. A monitoring kiterjed a védett területeken alkalmazott kezelések (legeltetés, kaszálás, égetés, nádaratás) élővilágra gyakorolt hatásainak vizsgálatára és értékelésére. A kutatómunka során több élőhelytípus és több taxon vizsgálatával kísérelünk meg átfogó képet alkotni a beavatkozások szükségességéről és eredményességéről. Az adatokkal alátámasztott javaslatok segítségével meg lehet határozni az egyes kezelések alkalmas időpontját, módját.

1.3. A 2002. évben elvégzett munka

A rendelkezésre álló anyagi eszközök nem voltak elegendőek arra, hogy az eredeti elképzeléseknek megfelelően a kutatómunkát a nagy kiterjedésű és nehezen áttekinthető nádasokra is kiterjesszük. A lehetőségek mérlegelése után a kutatást a fertőmenti gyepterületekre korlátoztuk, amelyek a természetvédelmi kezelések és rekonstrukciók tervezésének szempontjából kiemelkedő jelentőségűek. A nádas monitoring tervezett munkarészeiből csak a belső tavak és öblözetek vízimadárvonulás-dinamikai monitoringjának megalapozását kezdtük meg.

A kutatómunka a vízrendezések hatásainak történeti értékelésére, a különböző típusú gyepes gerinctelen faunájának felvételére, valamint a mekszikópusztai elárasztások vízimadár-vonulásban betöltött szerepének értékelésére terjedt ki.

Ezek a vizsgálatok alapállapot felmérés jellegűek, amelyeket a jövőben monitoring jelleggel ismételni kell a változások nyomon követése és a változásokat előidéző hatások értékelésének céljából.

1.4. A monitoring munkában részt vevő kutatók

Témavezető	Pellinger Attila ökológiai osztályvezető	Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság 9435 Sarród, Rév-Kócsagvár tel: 30/396-6961 email: pellinger@freemail.hu
Kutatók:	Takács Gábor MNBMR koordinátor	Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság 9435 Sarród, Rév-Kócsagvár tel: 30/396-6962 email: pokasz@gmail.com
	Kiss Andrea PhD hallgató	Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék 6722 Szeged Egyetem u. 2-6- email: kiand@geo.u-szeged.hu
	Keszei Balázs középiskolai tanár	Jurisich Miklós Gimnázium 9730 Kőszeg Hunyadi u. 10. email: keszeib@jurisich-koszeg.sulinet.hu
	Dr. Forró László főosztályvezető-helyettes	Magyar Természettudományi Múzeum 1088 Budapest Baross u. 13. email: forro@zoo.zoo.nhmus.hu
	[†] Dr. Andrikovics Sándor főiskolai tanár	Esterházy Károly Főiskola 3300 EgerLeányka u. 6.

2. A FERTŐ-TÁJ ÁLTALÁNOS JELLEMZÉSE

2.1. Természeti viszonyok

A Fertő-táj élő és élettelen természeti viszonyainak jellemzését a szakirodalmi források feldolgozásával a projekt 1999. évi kutatási jelentésében szerepeltettük, ezért ezt most csak kivonatossan ismertetjük.

A Fertő-tó nyugati irányban az utolsó sztyepptó Európában, itt ér véget a Kárpát-medencére jellemző erdőssztyepp vegetáció. Alig 30 km-en belül megtalálható itt az Alpokalja, a Fertőmenti-dombsor xerofil erdei, a Fertő, mint szikes sztyepptó a part menti szikes gyepekkel. A tó medre az elmúlt 200 évben erősen elnádásodott, területének háromnegyed részét összefüggő nádas borítja, melyet kisebb öblözetek, nádasba záródott úgynevezett belső tavak tagolnak. A part menti szikes gyepek részben a lecsapolások során kiszáritott, változó vízborítottságú területeken alakultak ki, a Fertőmenti-dombsor, a Szárhalmi-erdő tisztásain jégkorszaki maradvány-vegetáció maradt fenn. Bioszféra Rezervátum, egy része a Ramsari Egyezmény által is védett terület.

A Fertő igazi sztyepptó, az Eurázsian végighúzódó sztyepptó-láncolat legnyugatibb tagja. Keletkezésével kapcsolatosan több elmélet is napvilágot látott, ma úgy gondoljuk, hogy a Hanság és a Fertő medencéje a jégkorszak végén egyidejűleg sorozatos tektonikai lezökkenésekkel jött létre. Fossziliák alapján a tó korát 20 ezer évre becsüljük.

A Fertő-táj geológiai rétegei paleozoós kristályos palára települtek. Ez a kőzet a közeli Soproni-hegységben még a felszínen tanulmányozható, a Szárhalmi-erdő alatt 2-300 m mélységben van, nagyjából a tó peremvonalánál pedig egy igen meredek vetődéssel lezökkent jóval 1000 m-es mélység alá. Az őskőzet fölötti területet a miocén Pannon-tenger öntötte el, amely lassan kiédesült, majd kiszáradt. A tenger nyomát néhol több száz méter vastag mészkőrétegek jelzik, zömük a közép miocénben kivált, kissé porózus, jól faragható lajtamészke. Ebből épül föl a Ruszt-Balfi-dombsor, kiválóan tanulmányozható a Fertőrákosi Kőfejtőben, de a Szárhalmiban is. Alárendeltebb szerepet játszik a felső miocénből származó szarmata mészkő.

A Pannon-tenger a tómedence alá agyagot, agyagos márgát rétegezett több száz méter vastagságban. Erre a rétegösszletre az Ősduna, a Lajta, az Ikva kavicsot és homokot terítettek. A pannon agyag és kavics a tómeder peremén is megtalálható. Agyagra települt kavicsotakarót találunk a Nagycenki-fennsíkon. A területre a lösz alapkőzet csupán Fertőboz mellett kis területen található meg.

A Fertő vízszintje a 114 mBf magassággal jellemezhető, legmagasabb pontja a szárhalmi Pinty-tető, 260,8 mBf. A tó hosszúsága 35 km, legnagyobb szélessége 15 km, legkisebb szélessége 7 km. Partvonalának hossza 100 km, ebből a magyar tórészé 25 km. A tófenék sík, a part menti részeken 50-60 cm, beljebb a nyílt vízterületeken 1-1,2 m, a legmélyebb részeken 1,6-1,8 m mély. A tavat övező nádas a magyar részen a legszélesebb, maximálisan 6 km.

A tó medencéjét nyugatról a Lajta- és a Rozália-hegység, valamint a Ruszt-Balfi-dombsor keretezi, amely délen a Bozi-dombvidékben folytatódik. Ez utóbbi már igen

alacsony dombosor, kelet-délkelet felé pedig a medence nyitott. A Fertő-tótól keletre, a Fertőzugban az Ósduna hordalékkúpján mintegy 80 lefolyástalan, sekély szikes tó van, túlnyomórészt osztrák területen, de Fertőújlaknál ez a geomorfológiai egység átnyúlik Magyarországra is.

A Fertő és a Hanság medencéje egy ideig egységes volt, majd a felső pleisztocénban elkülönültek. Amíg a Hanság medencéjébe nagy területről futott össze a víz, és csaknem mindig állandó vízborítás jellemezte, addig a Fertő medencéjébe jóval kisebb területről jutott víz, és ez igen rapszodikus vízborítottságot eredményezett. Az állandó vizű Hanságban vastag tőzegtakaró tudott kialakulni, míg a viszonylag gyakran (4-500 évenként) kiszáradó Fertő vize betöményedett és szikes tóvá alakult, sekély, előregedett, elszikesedett sztyepptóvá lett. Az előregedés folyamatát jól indikálja a part menti nádas előretörése, terjeszkedése. 1872 és 1979 között a nádas területe 62 km²-ről 171 km²-re nőtt. Különösen meggyorsult a nádasodás 1908 - a Hanság-csatorna megépítése - után, mivel a vízjárás bizonytalanabbá vált. 1965-ben változtattak a Hanság-csatorna zsilipjének kezelési szabályzatán, az így állandósított magasabb vízszint a nád övezet terjeszkedését jelentősen lelassította.

A sekély tómeder partvonalának meghatározása igen nehéz, részben a vízszintingadozások, részben a sűrű nádszegély miatt. A tómedence partvonalát gyakorlati okokból a 116,0 mAf. szintvonallal azonos határvonalban határozták meg. A tó víztömege a mindenkori vízállástól függően 288 - 413 millió m³ között változik. Feltételezések szerint a tómedernek a Dunával is van kapcsolata az Ós-Duna kavicsterasznán keresztül. A nagy dunai áradások észlelhetően megemelik a Fertő vizét, de a kapcsolat nem egyértelműen bizonyított.

A geográfiai változatosságnak megfelelően sokféle talajtípussal találkozhatunk. Elsősorban a Szárhalomra és a Fertőrákosi Kőfejtő környékére jellemzőek a rendzina talajok. Lajtamészkövön fejlődött ki, sztyeppnövényzet és xerothem tölgyes él rajta, de kisebb területen cseres-tölgyes is előfordul rendzinán. Balftól Fertőhomokig a dombosoron, részben löszön, részben folyami hordalékon agyagbemosódásos barna erdőtalajok találhatóak. Eredetileg cseres-tölgyes erdők voltak rajta, ezeket rég letermelték, a területeket kultúrába vették. Hasonló a helyzet a Fertőrákos fölött található agyagbemosódásos barna erdőtalajokkal is. A Nemzeti Parkban nagy területen találhatóak öntéstalajok, elsősorban a Fertő-tó déli-délkeleti szegélyén, de foltokban Fertőrákosnál és Balfnál is. Kialakulásuk a tó időnkénti kiáradásával (északi szelek idején a víztömeg kilengésével), hordalék lerakásával kapcsolatos. A tó menti öntéstalajokon elsősorban láprétek, kaszálórétek alakultak ki. A réti talajok Fertőrákos és Sarród között a tó mentén kisebb-nagyobb foltokban igen gyakoriak. Az öntéstalajoknál magasabb szinten fordulnak elő, jellemzőjük a glejesség, a rozsdafoltosság és a mészkiválás. Főleg kaszálók, szántók találhatóak ezeken a talajtípusokon.

Fertőhomoktól egész a fertőújlaki Cikesig egy 200-1500 m széles szikes pászta szegélyezi a tómedret. Ezek zömmel Na-karbonátos (ill. Na-szulfátos) szoloncsák szikesek, ahol a sófelhalmozódás maximuma a felszínen van, de foltokként szolonyecbe hajló területek is előfordulnak. Rajtuk általában zárt fűű szikes legelők találhatóak, a magyar oldalon a vakszik, pionír sziki növényzet alárendelt.

A Fertő-vidék érdekessége, hogy kis területen belül igen eltérő klímátípusok érvényesülnek. Az éghajlat fontosabb jellemzői hozzávetőlegesen kelet-nyugati gradiens mentén változnak, amely irányban a tengerszint feletti magasság is nő a

Kisalföld medencéjétől a Fertőmenti-dombsoron és a Soproni-hegységen át az Alpok keleti vonulatáig.

Egy átlagos vízjárású év téli félévében a tó szintje 25-30 cm-t nő, a nyári félévben pedig 10-50 cm-t csökken. A tó vízhőmérséklete változó, nyáron elérheti a 29 °C-ot. A jégborításos napok száma évente átlagosan 42, néha a jég 40-50 cm vastag is lehet.

A magyarországi tórész természetes tápvize a kis vízhozamú Rákos-patak. A patakmeder közép vízhozama 0,059 m³/sec. A Rákos-patak vízgyűjtőjéhez tartozik a Kis- és a Nagy-Tómalom is, bár innen jelenleg vízfolyás a patak felé nincs.

2.2. A terület mai képének kialakulása

A Fertő-táj jelentős megváltozása a Duna-Rába vízgyűjtőterületén történt vízrendezésekkel kezdődött el. A régi időkben áradáskor Duna, Rába, Répce és az Ikva árvizei szabadon ömlöttek szét a Rábaközben. A víz elöntötte a Hanságot és nyugati irányban a Fertőbe folyt, majd az árhullám levonulása után az itt felgyülemlt vizek ismét a Duna felé húzódtak. Ezek az árvizek jelentős mezőgazdasági károkat okoztak a régióban és nem ritkán a településeket is veszélyeztették.

A Rába szabályozásának kezdetei a XIII. századba nyúlnak vissza, évszázadokon keresztül folytak a munkálatok melyek csak századunk közepén fejeződtek be a Hanságban. A Fertő szabályozásának lehetősége is felmerült a múlt század végén, az elképzelések között a tómeder teljes lecsapolása is szerepelt. Ez utóbbi tervet a tó többszöri teljes kiszáradása vetette fel, melyek sorában az utolsó az 1860-as évek végén következett be. Szerencsére e munkálatok kivitelezésére soha nem került sor, a várható magas költségek, illetve a szikes tómeder lecsapolásával nyerhető termőterület alacsony értéke miatt.

A sorozatos vízrendezések, a Hanság lecsapolása eredményeként a Fertő lefolyástalan, sekély tóvá lett, vízszintje csökkent, ezáltal nagymértékű nádasodás indult el, mely a század első harmadában a magyarországi tórész mintegy háromnegyedét érintette. A meder délkeleti részén a nagy szelek hatására történő kiáradások megakadályozása végett megépült a Körgát, a mederből így kizárt területrészen szikes gyepek alakultak ki. Helyenként kísérletek történtek ezek szántóföldi művelésbe vonására, azonban hamar kiderült, hogy gazdaságosan csak legelők és kaszálók tarthatók itt fenn.

A vízviszonyok megváltozása miatt az állat- és növényvilág is jelentős változáson ment át, azonban nem beszélhetünk az élővilág szegényedéséről, a megváltozott ökológiai viszonyok hatására egyes társulások, fajok visszaszorultak, mások tért nyertek. Ezekről a változásokról csupán közvetve alkothatunk képet, hiszen korabeli források alig tartalmaznak konkrét leírásokat a jelentősebb táj-átalakítás előtti élővilágról. Az élővilág kutatását később is jelentősen hátráltatta a politikai ütközőzóna kialakulása, két világrendszer elválasztó határ szelte ketté a tavat.

2.3. Természetvédelmi kezelés, fenntartás, gazdálkodás

A Fertő nádasában végzett kezelések célja a tómeder feltöltődésének, az eutrofizációnak lassítása. Az évről-évre keletkező hatalmas mennyiségű szervesanyag egy része a nádas területek aratásával eltávolítható, ez a környező

települések lakosságának munkalehetőséget biztosít. Korábbi számítások az ezredforduló utánra tették a magyarországi tórész teljes feltöltődését, azonban a legújabb vizsgálatok szerint ez a folyamat jelentősen lelassult, a teljes feltöltődés a közeli jövőben nem várható.

A partmenti szikeseket veszélyeztető tényezők közül legjelentősebb az elnádasodás, illetve a tájidegen fajok spontán betelepülése. A szóban forgó gyepek hosszú időn keresztül legelőként illetve kaszálóként kerültek hasznosításra, ez csak az állatállomány 80-as évektől tapasztalható nagymértékű csökkenése miatt változott meg. A tájhasználat megváltozása miatt felgyorsult a nádasodás és az ezüstfa (*Eleagnus angustifolia*) terjedése. A folyamatot a gyepek régi magyar háziállatfajtákkal történő legeltetésével – szürkemarha, racka – sikerült megállítani. Ez a tevékenység hozzájárul e fajtáknak fenntartásához is (génmegőrzés).

A magterületen ezek a tevékenységek is jelentős korlátozás alá esnek. Kisebb mértékben van jelen a területen a hagyományos eszközökkel történő halászat, azonban ez várhatóan a magterületeken megszűnik. Területvásárlások útján a belső puffer zónából a mezőgazdasági művelés teljesen ki fog szorulni.

2.4. A kutatási terület

Mivel a kutatás a fertőmenti gyepterületek közül azokra vonatkozik, amelyek aktív természetvédelmi kezelés alatt állanak, és/vagy valamilyen formában sor került vagy sor kerülhet a gyepevegetáció rekonstrukciójára, a Fertőszéplak-Sarród-Mexzikópuszta által határolt terület került kiválasztásra.

A Fertő medencéjét nyugatról és délről a Lajta-hegység és a Fertőmenti-dombsor úgy határolja, hogy a tó vízszintjének emelkedésével a vízfelület ezekben az irányokban nem növekedik számottevően. A keleti partvonal mentén található Fertőzug (Seewinkel) kavicsterasza is magasabban fekszik, ezért a magas vízállásnál gyors elárasztás (felületnövekedés) elsősorban a vizsgált területen következett be, a vízrendezéseket megelőző időkben. A Fertő történelmi időktől a századfordulót követő évekig bekövetkezett kiszáradásai és kiáradásai részben természetes okokra vezethetők vissza, részben a Fertő-Hanság-Duna vízrendszeren végrehajtott emberi beavatkozások következményei. A szabályozatlan Duna magas vízállásai idején a Hanságon keresztül folyó Rába és mellékfolyói nem csak a Fertő vízgyűjtőjén és a Hanságban keletkezett víztömeget nem tudták a befogadóba vezetni, hanem az áradó Dunából is jelentős mennyiségű víz áramlott vissza azok medrében. Amikor a Hanság és a Tóköz medencéi felteltek, (miután elkészült, a Hanság-főcsatornán keresztül) a többletvíz a Fertő-mederbe is visszaduzzadt.

A kiszámíthatatlan vízjáráshoz hozzájárult az a körülmény, hogy a Fertő-vidék a Kárpát-medence legszelesebb vidékeinek egyike. Az uralkodó szélirány e térségben ÉNY-i, erős és tartós ilyen széljárás mellett a víztömeg erősen kileng, ez azt eredményezi, hogy szélcsendes időjárás, különösen tartós déli szél esetén mért vízszinthez képest akár 1 m-es vízszintnövekedés tapasztalható ma is a meder DNY-i részén. A századfordulót megelőzően ennek hatására a mai Lászlómajor térségében jelentős víztömeg lépett ki a mederből, a mezőgazdasági művelést veszélyeztetve, illetve lehetetlenné téve. Ezért 1911-ben megépítették a Körgátat, amely Pomogy és Hegykő között lezárja a tómedret. Ezzel megszűnt az a part menti

sáv, amelynek változó vízborítása sajátos élővilág fennmaradását tette lehetővé. A tó vízszintjének csökkentése és állandósítása gyors elnádásodást okozott a tómederben, ezáltal a relatívan mély (1-1,5 m) sík vizet elválasztotta az ismétlődő vízutánpótlás nélkül maradt egykori mocsár helyén kialakult gyepektől. Számos társulás és faj tűnt el, illetve szorult vissza jelentősen ennek következtében.

Az egykori élővilágot leíró kutatási dokumentáció nem készült, alkalomszerű, illetve időszakosan végzett ornitológiai megfigyelésekből, és az ezek révén fennmaradt töredékes feljegyzések alapján alkothatunk – meglehetősen hézagos – képet a vízrendezések előtti élővilágról. A mekszikópusztai területen 1989-ben megkezdett élőhely-rekonstrukciók az egykori vízjárásnak megfelelő, de szabályozott, a környékbeli gazdálkodók és a lakosság érdekeit is figyelembe vevő elárasztásokkal próbál életteret nyújtani a visszaszorult, vagy eltűnt társulásoknak, fajoknak.

Figyelembe véve a megváltozott környezeti tényezőket ebbe az élőhely-rekonstrukcióba a jelenleg már működő részterületeken kívül további területek is bevonhatóak. A kutatás célja és ennek megfelelően a kutatási terület kijelölése is részben ezeknek a lehetőségeknek a feltárását célozza meg, részben pedig a már részben rekonstruált területeken zajló történések nyomon követésére és a természetvédelmi célú fenntartó kezelések hatásainak vizsgálatára irányul.

2.4.1. Az élőhelyrekonstrukció előzményei, a megvalósítás lehetőségei

Fertőn és a vele szervesen összefüggő Hanságban végrehajtott vízrendezések során a felszíni vizek kiterjedése az egykori töredékére zsugorodott, a Fertő jelenlegi vízszintje mintegy 1 m-rel alacsonyabb a XVIII sz.-ig átlagosnak mondhatótól. A víz mélységének ilyen mértékű csökkentése a nádas egyre gyorsuló kiterjedését eredményezte, ami egyszerre a feltöltődés oka és következménye. A tó mai képe tehát nagymértékben eltér az eredeti állapottól: a hazai rész mintegy háromnegyede elnádásodott, mindössze néhány kisebb öbölben és a nádasba záródott ún. belső tavakban található nyílt vízfelület. Mivel a Fertő esetében az eredeti állapothoz képest alapvetően megváltoztak a víz- és tulajdonviszonyok (ez utóbbi jelentősége különösen Ausztriában jelentős), az eredeti állapot hiánytalan visszaállítása mint cél fel sem merült.

A sekély tómeder délkeleti részén a múlt század végéig változó vízállású mocsár a Sarródi-Nagymocsár terült el. Ez a terület vízutánpótlását az itt uralkodó északnyugati szél által a tómederből kilendített vízből kapta. A vízelvezetési munkákat kiegészítendő épült meg itt a század elején az ún. Körgát, mely Hegykőtől Pomogyig (Pamhagen) húzódik, feladata a tóvíz mederben tartása, illetve a mocsár vízutánpótlásának megakadályozása. Ennek megépítése a mezőgazdasági művelésre alkalmas földek területének növelése érdekében történt. A Körgát a mai napig ellátja feladatát, beváltva a hozzá fűzött reményeket. Csupán a tóközeli, igen mély fekvésű parcellák kerültek el a tartós szántóföldi művelésbe vonást, a nagyfokú belvízveszély miatt. Ezek ma a Nemzeti Park fokozottan védett szárazföldi területei.

A tengerszint feletti magasság itt a Fertő átlagos vízállása esetén kisebb mint a tó jelenlegi üzemvízszintje (115,70 mAf), ezért az egykor lecsapolási céllal épített csatonák és műtárgyak felhasználásával lehetőség nyílik rá, hogy élőhelyrekonstrukciós céllal vizet juttassunk az erre alkalmas területrészekre gravitációs úton. A gravitációs árasztás jelentősége alapvető, hiszen ennek költsége

gyakorlatilag nincsen, figyelembe véve a természetvédelemre juttatott támogatások nagyságát, azok aligha tennék lehetővé a szivattyúzással történő vízpótlást, mely az élőhelyrekonstrukciós munka legfontosabb eleme.

2.4.2. A sziki élőhelyrekonstrukció megvalósítása és kezelése

Az ún. sziki élőhelyrekonstrukciókkal a Fertő egykori medréből és árterületéből a Körgát által kizárt, változó vízállású mocsarak részbeni visszaállítását valósítjuk meg, illetve a Fertőzug szikes tavaihoz hasonló kisebb tavakat alakítunk ki és tartunk fenn a század eleje óta változó intenzitással mezőgazdálkodás (szántók, legelők) által hasznosított területeken.

A Fertő változó vízállása miatt, valamint a szél által kilendített víztömeg következtében ez a területrész évről-évre eltérő mértékű vízutánpótlást kapott a tómederből. Emiatt a különféle vízimadarak számára megfelelő vízmélységű költő- és táplálkozóhelyek alakulhattak ki. A Körgát megépítése után a változó vízmélységű és vegetációjú parti zóna megszűnt, a zárt nádas után közvetlenül a legelő következett.

A jelenlegi helyzetben a rekonstrukcióra alkalmas területet a Hanság-főcsatorna kettéosztja: az elárasztásokat a jobb- és bal parti részeket két meglévő, az Észak-Dunántúli Vízügyi Igazgatóság kezelésében levő csavarorsós zsilipen keresztül tudjuk elárasztani, egymástól függetlenül. Ez a körülmény kezelési szempontból kedvező, hiszen alternatív lehetőségeket jelent:

- egyes években mindkét területrészen sor kerülhet az elárasztásokra, esetleg eltérő vízmélységek kialakítását is megvalósíthatjuk,
- ha a kezelések, vagy a rekonstrukcióhoz szükséges műtárgyak állapota szükségessé teszi, akár évente felváltva is eláraszthatjuk a szóban forgó részeket. Ebben az esetben a fészkelési idő után azonnal sor kerülhet a munkálatokra (csatornakostrás, zsilipépítés, -javítás és -karbantartás, elhabolt szigetek partjának kiigazítása stb.).

Az elárasztásra alkalmas jobb parti területeket a Körgát, a Hanság-főcsatorna, a Hidegségi-út és a Szibi-árok határolja. Itt van a három, 1989-ben elkészült tó, a vízkivétel és -leengedést lehetővé tevő műtárgyakkal. Ezek közül kis mérete miatt a legnyugatabbi Legénytó nem gyakorol különösebb befolyást a madárvilágra.

A bal parti területeket (Borsodi-dűlő, Cikes) a Hanság-főcsatorna, a Körgát, az államhatár, a Sarród-Mekszikópuszta közötti közút, Mekszikópuszta belterülete és a Fésűsi-út határolja. A jobb-parti területekkel egy időben terv készült e terület elárasztására is, de az akkori birtokviszonyok mellett az elárasztás konfliktusokat okozott a szomszédos területek gazdálkodóival így ezek évekig nem vagy csak részlegesen kerültek víz alá. 1998-ban kibővítésre került az ún. Borsodi-dűlő, itt is sekély tavat alakítottunk ki, megépültek a víz visszatartására alkalmas műtárgyak, ezzel biztosítottá vált az alternatív eláraszthatóság. Az üzemeltetés rámutatott, hogy az előténkor jelentős mennyiségű víz kerül az ún. Kizárt területre is (amely jelenleg nem része az élőhelyrekonstrukciónak és árasztása pillanatnyilag nem is kívánatos) egyben az országhatár túloldalán a Neudegg-be. Emellett Cikes vízvisszatartását biztosító műtárgy nem működött kielégítően, így 2003-ban sor került ennek cseréjére és egy új zsilip építésére, amely megakadályozza az árasztóvíz kijutását Neudegg-

be és a Kizárt területre.

A jobb- és bal-parti elárasztást biztosító két, vízkivételre alkalmas zsilip a Hanság-főcsatornán a természetvédelmi őrháznál (Lajber-ház), egymással szemben található. A jobbparton vízkivételi lehetőség van a Csempész-csatorna Körgáton található zsilipjén keresztül. Így szükség esetén "hátról" is eláraszthatóak e területek. A Csempész-csatorna időközben feliszapolódott, ezt a szerepet csak kotrás után képes ellátni. A zsilipen kivett víz ugyanabba a polder-csatornába kerül, amelybe a Hanság-főcsatorna vize is jut. Ha a későbbiekben újabb tavak kialakítására is sor kerül, akkor a polderen egy zsilip megépítésével ezek függetlenül áraszthatóak lennének, azonban a Csempész csatornában a szikes tóvíz keveredik a nádas humuszsavas vízével ezért ennek a lehetőségnek kihasználását megelőzően vízkémiai vizsgálatok szükségesek.

2.4.2.1. Az árasztások időbeli rendje

Az elárasztásra ősszel, rendszerint szeptember végén vagy október elején kerül sor. A lehető legkorábban kell a zsilipeket megnyitni (az utolsó bálák lehordása után azonnal). A kieresztett víz mennyiségét, a vízszintet eddig tapasztalati úton határoztuk meg, a mérés igazán nem vált be. Valószínűleg így marad ez a későbbiekben is.

A téli csapadék függvényében szükség lehet a vízszint tavaszi korrekciójára, ezt még a fészkelések előtt kell elvégezni. A tavaszi időszakban további vízszintnövelés nem lehetséges, ellenben nagyobb mennyiségű csapadék esetén szükség lehet a növekedő vízszint csökkentésére. Előre jelezhető nagyobb csapadék esetén akár előre is nyithatóak a zsilipek (néhány óra alatt is elúszhatnak a fészkek).

Optimális esetben víz leeresztése nem szükséges, de ez erősen függ a csapadékviszonyoktól. Amennyiben a terület természetvédelmi kezelése indokolja, július közepén-végén leengedhető a visszamaradt vízmennyiség, ezzel párhuzamosan megkezdődhetnek a kaszálások. Ennek végeztével, a széna lehordása után újra elárasztás következhet. Amennyiben a fészkelések veszélyeztetése nélkül megoldható, a magasabban fekvő területrészek már nyár közepén legeltethetőek, a későbbiekben ez természetvédelmi problémákat nem okoz.

A szigetek a medrek száraz állapota esetén géppel is kaszálhatóak, esetenként a belső szigetek (fészkelő szigetek) csak motoros tisztítófűrésszel kaszálhatóak.

2.4.3. Az élőhelyrekonstrukció kibővítésének további lehetőségei

A jobb parton a már elkészültekhez hasonló egy vagy két tó kialakítására van lehetőség. A már említettek miatt az árasztáshoz szükséges víz a Fertőből kinyerhető, viszont a nyár végi leeresztés jelenleg csak a Körgát-polderen keresztül volna megvalósítható. Mivel a már megvalósult rekonstrukciók leeresztése is itt történik, ez időben erősen elnyújtaná ezt a folyamatot, különösen az 1996. évihez hasonló csapadékos évben. A csatornák szükség szerinti kotrásával, töltéseik megerősítésével, földdugók és zsilipek építésével megoldható lenne a Hidegségi-út melletti csatornán és a Szibi-árkon keresztül. Ennek a megoldásnak több változata is

megvalósítható. A feltöltés, a leeresztés és a szükséges kezelések elvégezhetősége miatt szükséges, hogy az egyes tavak és az őket körülvevő - a feltöltést és leeresztést lehetővé tevő, egyébként már létező csatornák által határolt - elárasztások, továbbiakban parcellák egymástól szükség esetén függetlenül is működtethetők legyenek.

A jobb-parton a Kizárt és az ausztriai Neudegg elvileg a többi területhez hasonlóan árasztható volna. Ezek ugyancsak a Körgát által a tómederből kirekesztett területek, azonban valamivel mélyebb fekvésűek, így fokozottan fenyegeti azokat a nemkívánatos elnédasodás. Elárasztásukat emiatt a közeljövőben nem tervezzük.

3. KUTATÁSI EREDMÉNYEK – 2002-BEN ELVÉGZETT FELMÉRÉSEK

3.1 A Fertő vízszint változásai és a kapcsolódó mederhasználat: a sarródi Fertő-meder és környéke a tószabályozás megkezdése előtt

készítette: Kiss Andrea

3.1.1. Bevezetés

A mederhasználat módozatai, többek között a meder kiterjedtsége miatt is, Sarród környékén mutathatók be talán a legjellegzetesebben: a használati formák a legteljesebben itt fejlődtek ki a zonalitás és a másodlagos meder nagy kiterjedése miatt: a másodlagos meder vagy „ártér”, és kisebb nagyobb szigetek illetve „zátonyok” szerepét kell különösen kiemelniük.

Jelen tanulmányban Sarród területét tágan értelmezve elemzem: az elemzés részét képezik nemcsak a mai, de az esetleg korábban a falu területéhez tartozott, a tágabb értelemben a tómederhez tartozó területek is. Ezen túlmenően olyan területekre vonatkozó információk is felhasználásra kerültek, melyek ugyan korábban valószínűleg egy egységet képeztek, de később felosztásra kerültek, gazdag forrásbázisuk miatt azonban az elemzésüktől nem tekinthetünk el. A beszámoló részét képezi néhány olyan példa is, mely ugyan közvetlenül nem Sarród területére vonatkozik, de – mivel a déli meder más falvainál megfigyelhető jelenségek érintik a Sarród környéki mederszakaszt is, ezért emítésük szintén szükségszerű.

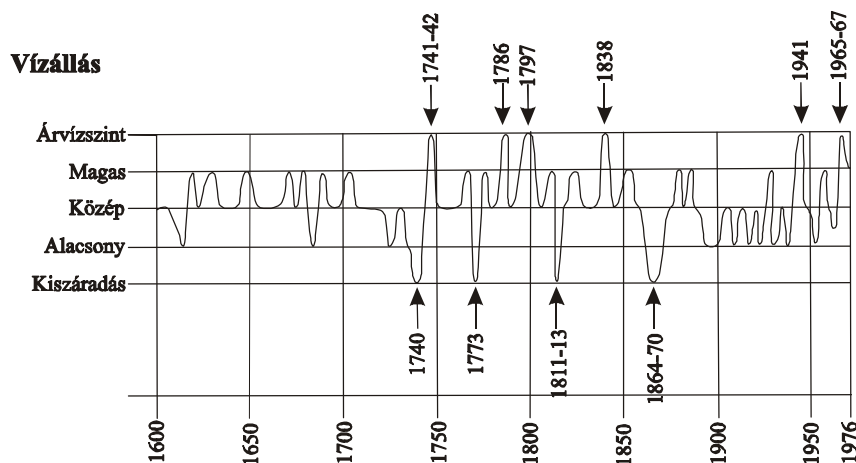
3.1.2. A Fertő vízállásai a szabályozások előtt

Miért érdekes a tó aktuális vízállásának ismerete a területhasználat szempontjából? Mivel a tó viszonylag kis vízszintváltozása esetén – sekélysege s mederviszonyai miatt – nagy területek válnak szárazzá vagy vízzel borított felületté, ahol magas vízszint esetén például nem legeltetni, hanem inkább halászni lehet. A meder gazdasági hasznosításában tehát a szabályozások előtt markáns kettősség figyelhető meg. Különösen igaz ez a Sarród környéki területekre. Míg ugyanis az itteni tulajdonképpeni, elsődleges Fertő-meder viszonylag távol helyezkedett el a már biztosan árvízmentes falurészekről, addig a szintén a meder részét képező, úgynevezett „másodlagos” meder, mely már közvetlen kapcsolatot, átmenetet biztosít a lápos-nedves rétes-tavakkal tarkított keleti hatsági területekhez, a faluhoz tartozó területek meglehetősen nagy részét tette ki. Az 1767-es Mária Terézia-kori felmérés sarródi kérdőíveiben a válaszok jól mutatják be ezt a helyzetet:

„IV. Ezen helységnek, kivéven azt, hogy amidőn keményebb tél vagyon, valami kevés nádat eladhatunk, semmi különös haszonvételei nincsenek. Fogyatkozása pedig legnagyobb a pascuumnak (legelőnek) szoros volta, mely miatt a határunkban gazdaságunk foltatására elegendő marhát nem tarthatunk; minthogy a pascuumnak helyére marháink úszva kell általmennyi és amiatt minden esztendőben egy-néhány darab a vízben is vész. Ezenkívül, hogy a vízállások minden esztendőn mezőnknek egy részén károkat szoktak okozni.” (Tóth 1998, 171.)

A szabályozások időszaka, vagyis nagyjából a 19. század, annak is elsősorban második fele, vége óta meglehetősen részletes információk állnak rendelkezésünkre a Fertő tó vízállásainak megítéléséhez. Ehhez a 19. század felmérésein és egyéb, már sokszor szakemberek általi feljegyzésein túl a 19. század végétől már többé-kevésbé pontos, rendszeres mérések is hozzájárulnak (a témával kapcsolatban lásd például a hidrológus Franz Kopf cikkeit). Ehhez előzményként ki kell térnünk a Fertő történeti forrásokból jelenleg rekonstruálható vízállásaira.

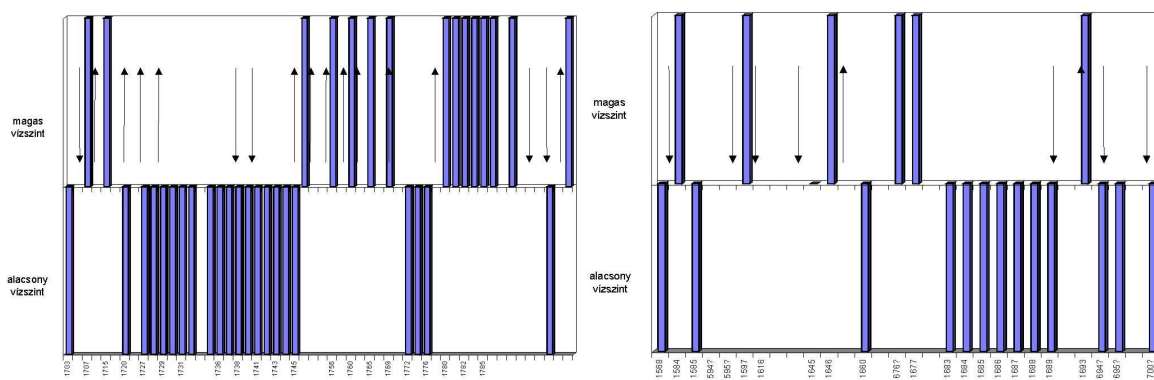
A szabályozások előtti időszak vízállásairól, a vízállás változásairól s annak gyakoriságáról, a magas illetve alacsony vízállásos időszakok hosszúságáról azonban a mai napig nem alkothatunk világos képet. A Fertő szabályozások előtti vízszintváltozásokat bemutató, máig egyetlen ismert rekonstrukciója – csakúgy mint a már említett recens rekonstrukció - Franz Kopf osztrák hidrológustól származik: munkájának magyar nyelvű eredmény-összefoglalója a Fertő-monográfia vonatkozó kötetében található. Franz Kopf az alábbi grafikonban foglalta össze a tó vízszintváltozására vonatkozó eredményeit:



1. ábra - A Fertő tó történeti vízszintjeinek Franz Kopf által készített grafikonja. (in: Zorkóczi, Kleininger & Kalmár 1975, 10. melléklet)

Kopf sajnos nem közölte, milyen források alapján dolgozott, a további felhasználása szempontjából fontos hitelességének eldöntésére újabb forrásgyűjtést és vizsgálatot kellett eszközölni. Adatgyűjtésünk során a legnagyobb segítséget Réthly Antal klímátörténeti gyűjteménye jelentette. A benne található, a Fertő vízszintjére vonatkozó források szövegkritikai elemzése után az anyagok nagy része felhasználhatóvá vált. Ezen túlmenően saját gyűjtésből is származnak (többnyire kéziratos) adatok – az adatbázis folyamatosan bővül, így az itt közölt új grafikon valószínűleg a későbbiekben módosításra kerül. A megjelenítésre egy egyszerű, +1, 0,-1-es rendszert alkalmaztam: ahol +1 jelöli a magas, 0 a megközelítően közepes vagy átlagos, -1 az alacsony vízállást. Történt mindez azért, mivel a forrásokból a tó kiterjedésére illetve konkrét vízállására önmagában magabiztosan véleményem szerint nem következtethetünk: a források sokszor túloznak, s habár lényegüket tekintve megbízhatók, a magas illetve alacsony vízállás eldöntésén kívül biztosan másra az adatok alapján egyelőre nem következtethetünk.

Az új grafikon főbb forrásai: Klein Menyhért és Fauth Márk krónikája, a Fauth-krónika folytatása, mely magyarul a Réthly Antal által szerkesztett kötetben is megtalálható, urbáriumok említései (16-18. századi anyagok), térképek a 18. század második felétől (csak írott kontrollforrás esetén alkalmazható), a falu 17-19. századi határvitáival kapcsolatos kéziratos anyagok (Országos Levéltár), Kis József Fertő-leírása, személyes levelezések (így pl. a Nádasy család levelei) és más kisebb forrásanyag egy-egy utalása alapján. Ebben a témában a közeljövőben szeretnék részletesebb, az eddig használt források teljességét és az elemzés, értékelés módszerét bemutató szakmai beszámolót (szakcikket készíteni), ennek részletes bemutatására a jelen munkában nem térek ki. A jelen, még folyamatban lévő rekonstrukció és Franz Kopf rekonstrukciója között nagyon sok közös vonás van: habár forrásait nem nevezi meg, valószínűleg jelentős mértékben - a levéltári és kiadott források adatai lehetőségeihez alkalmazkodva – hasonló forrásokat vettünk bele az elemzés körébe (2. ábra).



2. ábra - Írott források alapján összeállított történelmi Fertő-vízszintek

A grafikon és az oszlopdiaagram között jellegzetes különbség három ponton fedezhető fel:

1. Kopf folyamatos grafikont ad; véleményem szerint a reálisan elérhető eredeti források ismeretében ez nem lehetséges, különösen ha figyelembe vesszük a tó sekélységének köszönhető, viszonylagos gyors lehetséges vízszint- és partvonalváltozásait. Itt kell megjegyeznünk, hogy a Réthly-gyűjteményben igen bő adatbázis áll rendelkezésünkre, azonban az adatok egy jelentős része nem megbízható forrásból (20. század eleji, laikus által gyűjtött kompilációból) származik, s több helyen az ismert, egykorú hiteles források által amúgy is cáfolható.
2. Kopf nem csak három, hanem öt kategóriát különít el: itt ismét a források típusából és viszonylagosságából adódóan jobbnak láttam egyszerűbb elkülönítést alkalmazni. Néhány esetben ugyanis például mikor Kopf árvízszintet, vagy éppen teljes kiszáradást említ, véleményem szerint ezt a megbízható források így nem állítják.
3. Eltérések adódnak néhány esetben magában a vízszint alacsony vagy éppen magas voltának értékelésében is (tehát nemcsak a szélsőségek, hanem az előjelek megítélésében is).

Véleményem szerint legbiztosabb értékelést jelen körülmények között a két grafikon együttes használatával érhetünk el: a néhány helyen felmerülő különbségeket részben a feltehetően különböző forrásbázis, részben pedig a források eltérő értelmezése adhatja. Mivel információ nem áll rendelkezésünkre annak tekintetében, hogy Franz Kopf milyen források alapján készített el grafikonját, valóban volt folyamatos adatsora vagy pedig „csak” összekötötte, folyamatos adatsorként értelmezte a rendelkezésre álló különálló adatokat, így saját még alakuló, bővülő adatbázisunkkal való bármilyen összehasonlítás csak viszonylagos lehet.

3.1.3. Mederhasználat különböző vízállások esetén

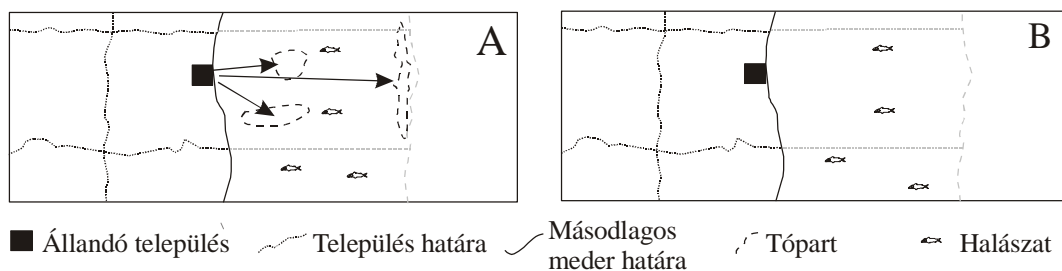
Mielőtt a konkrét alacsony és magas (illetve közepes vagy annál magasabb) vízszintek esetén a történeti forrásokban és térképeken tapasztaltakat elemeznénk, néhány általános érvényű megállapítást kell tennünk. A másodlagos meder a tó közepes vagy annál magasabb vízszintje esetén nedves, vizenyős vagy akár többé-kevésbé vízzel borított is lehetett, alacsony vízállás esetén pedig legtöbbször a meder üledékviszonyaitól és a sólerakódás mértékétől függően legelő-rét-kaszáló, lápos-nedves mélyedésekkel tarkítva. A terület középkori (tehát 16. század első fele előtti) viszonyairól a későbbiekhez, de különösen a 18. századhoz képest kevés információval rendelkezünk. Különösen nehéz nyilatkozni azért is, mert egyrészt magáról a másodlagos meder használatáról is nagyrészt csak közvetett bizonyítékokkal rendelkezünk, másrészt pedig azért, mivel gyakorlatilag – konkrét információk, utalások hiányában - szinte semmit nem tudunk biztosan a középkori vízállásokról. Külön meg kell még jegyezni, hogy jelen munkában nem szerepelnek azok a lehetséges hasznosítási módok, melyek valószínűsíthetők ugyan, de mivel sem közvetett sem közvetlen kapcsolódó forrást eddig nem találtam, így nem tudhatjuk, valóban alkalmazásra kerültek e a kérdéses időszakokban.

Hogyan lehetne egyszerűen összefoglalni, s képileg is megjeleníteni, mintegy „modellezni” a szabályozások előtti mederhasználatot illetve a lehetséges – időszakos vagy állandó – emberi beavatkozásokat?

A problémakör egyszerű, képi megjelenítésére Stephan Rippon munkájában található ábraszorozatnak a Fertő-környéki viszonyokhoz való alkalmazását találtam a legalkalmasabbnak. Stephan Rippon összefoglaló munkájában Nyugat-Európa, de döntően Anglia és Hollandia történeti (különösen római és középkori, de más korokra is részben kiterjedő) időkben lezajlott, a tengerparti „marshland” (az ár-apály jelenség által befolyásolt, időszakosan sekély vízzel elöntött, néha részben már a tengertől lefűződött, azzal csak közvetett kapcsolatban álló) területeken emberi beavatkozás hatására végbement változásokat mutatja be, s modellezi. Az említett területek – habár részben más okok folytán – sok tekintetben hasonlóak, s használatuk, illetve a végbement környezeti átalakulás is sok közös vonást mutat mintaterületünkkel.

3.1.4. A meder közepes és magas vízállás esetén

Információkkal a meder közepes és magas vízállása esetén döntően a (17)-18. századra vonatkozóan rendelkezünk. Nagyrészt az Országos Levéltárban fellelhető kéziratos (döntően a határvitákhoz kapcsolódó), illetve térképi (történeti katonai térképek, kataszteri térképek, a határvitákkal kapcsolatos részletes terepi felmérések alapján készült térképek és a megyei átnézeti, illetve a szabályozások idején készített térképek) források alapján a következő leegyszerűsített képi megjelenítést tartom megvalósíthatónak:



3. ábra - Mederhasználat főbb módozatai közepes és magas vízszint esetén

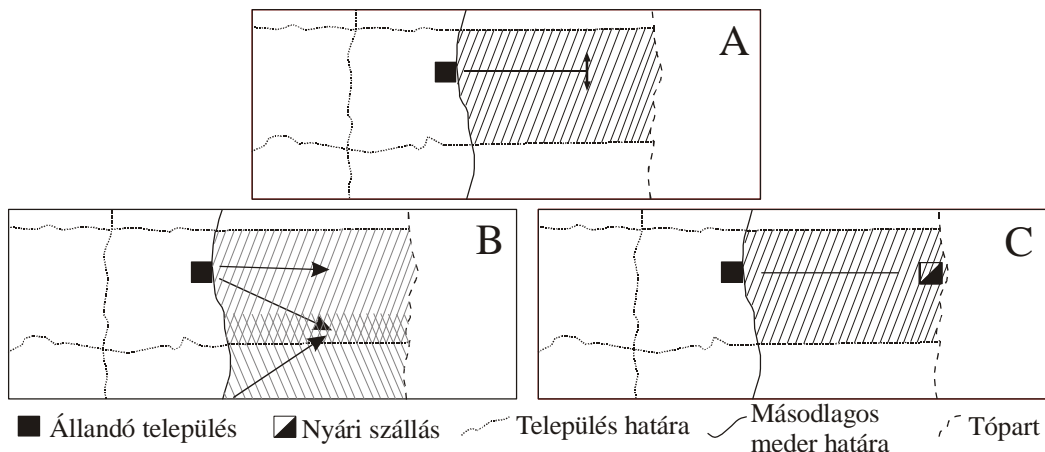
A 3.a ábrán bemutatott másodlagos meder a magas vízállás miatt nagyrészt részben sekély nyíltvízzel, részben pedig lápos területekkel borított: ekkor legelőként elsősorban a magasabb térszínek hasznosíthatók, melyeket a marhákkal úszva közelítenek meg, amint ezt a Mária Terézia idejében leírtakból is láthattuk (ami abban az esetben nem feltétlenül jelentette azt, hogy akkor pont magas volt a vízállás: a felmérés célja általános állapotok felvázolására irányult).

A területe másik fontos hasznosítási formája ekkor a halászat (3.b). Közepes vízszint esetén a nádgazdálkodás szerepe is fontos, de magas vízszint esetén ennek jelentősége már erősen lecsökkent.

3.1.5. A mederhasználat alacsony vízállás esetén - (17) -18. század

Valószínűleg sokkal összetettebb volt a terület hasznosítása alacsony vízszintek (különösen tartósan alacsony vízszintek) esetén – amint ezt főként a határviták anyagában láthatjuk. A források nagy része itt is döntően a 17-18. század viszonyaiba enged betekintést, de ebben az esetben néhány középkori példát is említhetünk, mivel okleveles forrásaink szerint a Fertő rétjeit a (13)-14. században biztosan használták. Itt elsősorban a legeltetés illetve a területnek a település irányából történt kaszálóként való hasznosítása volt jellemző (4.a). Azonban még alacsony vízszint esetén is a terület egy része – a rajta átfolyó erek és a még mindig magas talajvízszint miatt bizonyíthatóan lápos-vizenyős volt a 18. század folyamán. A 18. századi határviták egy része a 4.b képen látható közös legeltetés és kaszálás alatt álló területek miatt robbant ki: ekkor kerültek a határok e helyeken biztos elkülönítésre: a közös legeltetési „zóna” azonban még sokáig fennmaradt. A 4c kép egy feltehetően általánosan is létező, de a szabályozások előtt viszonylag ritkán konkrétan említett esetet mutat be: a magasabb térszíneken (ahol aztán a szabályozások utáni-alatti időben a majorok egy része kialakult) nyári szállásokat,

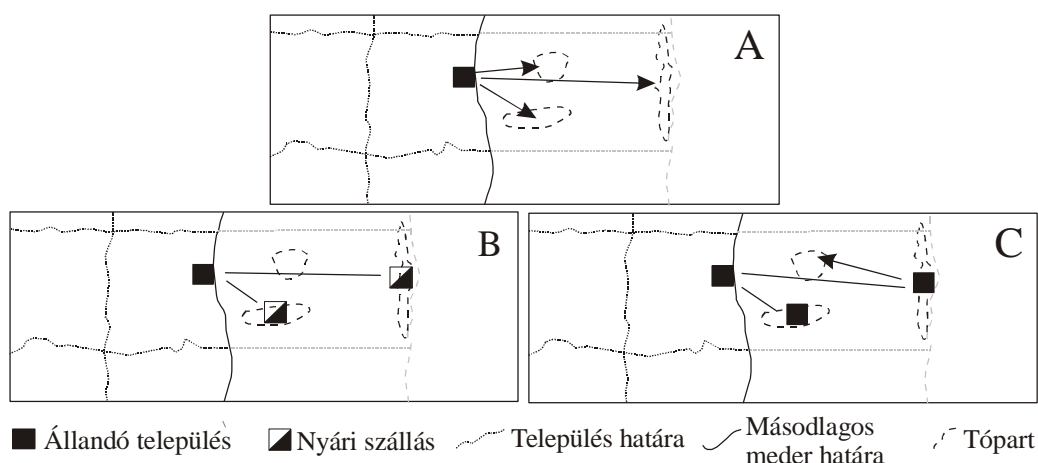
időszakos lakóhelyeket alakítottak ki (így nem kellett pl. a marhát minden nap a falu felől kiterelni). Ezek aztán később a szabályozások következtében kiszáradt meder leső állandó településeivé is válhattak.



4. ábra - Mederhasználat főbb módozatai alacsony vízszint esetén

3.1.6. A szigetek használata

Külön kell kiemelnünk a szigetek jelentőségét. Ezekre vonatkozóan már a középkorból is rendelkezünk információkkal (5.c): okleveles és régészeti adatok alapján a szigetek kihasználtsága a 13-15. században volt a legnagyobb mértékű, mivel ekkor település(ek)e)t is találhatunk rajtuk, így a meder hasznosítása e szigetek felől is jelentős mértékű lehetett. A 16-18. század nagy részében e szigetek aztán nyári, időszakos szállásokká váltak gazdasági épületekkel, és többnyire kaszálóként hasznosították őket (5.b). A szigetek egy részét azonban már semmilyen megtelepülés nem tapasztalható, hanem a „szárazföld”, a falu felől legelőként kerültek hasznosításra (5.a).



5. ábra - A szigetek használata

- Itt kell még megjegyeznünk, hogy habár a falu területének lakottságára már jóval korábbi adatok is utalnak, a környező szigetek használatára a korai (római kort megelőző) időszakra vonatkozóan jobbra szórványleletek ismertek. Ugyanakkor

Nyárosmajor területén a terepbejárások szerint római korra datált telep (település) és temető nyomait sikerült megfigyelni (Mihály Péter, 1965-67: MNMRA, XVIII. 242/1969.). A területről a legtöbb régészeti nyom mégis a középkorral kapcsolatosan került elő: Nyárosmajorban a 9-10. századi szórványokon túlmenően egy 13-14. századi telep leleteit találta meg Mihály Péter (1965-67: MNMRA, XVIII. 242/1969.).

Nagy váltás a középkor és az újkor között történt: a szigetekről az állandó telepek eltűnnek, s a szigeteknek sokkal inkább gazdasági funkciója lesz, rajtuk esetleg időszakosan használt, döntően megint csak gazdasági célokat szolgáló épületekkel. Vajon miért történt ez így?

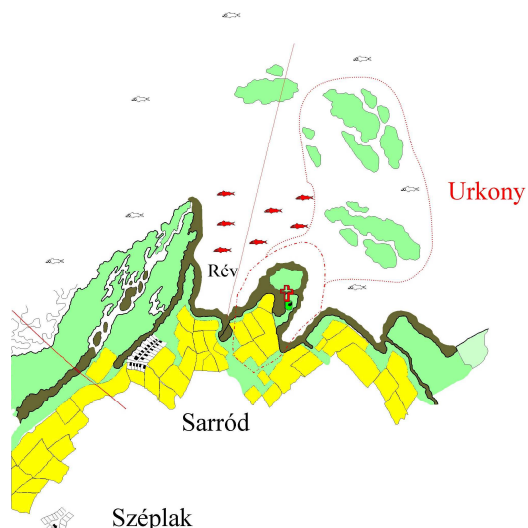
A feltételezhető indokok a következők:

1.a. Gazdasági-társadalmi folyamatok hatására: Közvetlenül a nagy arányú népességcsökkenés (török kor) hatására

1.b. az 1.a. ponthoz kapcsolódóan bekövetkezett területhasználat-változás: hadigazdálkodás, illetve a földek újrafelosztása – a korábbi területbirtoklási és művelési rendszer alapjaiban megváltozott

2.a. a „kis jégkorszak”-nak nevezett klímátörténeli korszak okozta tartós vízszint-növekedés következtében a szigetek árvízmentes, biztonságos területei összezsugorodtak, ott a létfeltételek kedvezőtlenebbekké váltak. – nem volt már annyira biztonságos, mint korábban

2.b. ugyanez a változás, nevezetesen a vízszint tartós növekedése emberi beavatkozások hatására is bekövetkezhetett: a folyók (Rába, Rábca) részen védelmi, részben gazdasági, részben átkelést megkönnyítő céllal. Ez nemcsak a folyók közvetlen környékére, de a Hanságra és közvetve a Fertőre is kihatással lehetett.



6. ábra - Sarród és a kapcsolódó mederrészek leegyszerűsített képe az érett-középkori (13-15. sz. eleje) a 18-19. század fordulója körül

3.1.7. Felhasznált irodalom

- Aujeszky L., Schilling F. & Somogyi S. (szerk.). A Fertő-táj Monográfiáját előkészítő adatgyűjtemény. 2. kötet. Természeti adottságok: A Fertő-táj hidroszférája és vízgazdálkodása. Budapest: Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet, 1975.
- Kiss A. & Paszternák I. (2000): Hol volt Urkony? Történeti földrajzi és régészeti adalékok egy középkori falu topográfiájához. *Soproni Szemle* 52.4: 402-419.
- Magyar Nemzeti Múzeum Régészeti Adattára (MNMRA): Sarród.
- Rippon, S. (2000): *The Transformation of Coastal Wetlands*. Oxford: University Press.
- Tóth P. (1998): A Mária Terézia-kori úrbérrendezés kilenc kérdőpontos vizsgálatai Sopron megyében. I. Magyar és latin nyelvű vallomások (1767)/Antworten auf die Neun Fragepunkte der Maria Theresianischen Urbarialregulierung im Komitat Sopron/Ödenburg. I. Ungarische und lateinische Bekenntnisse. Sopron/Eisenstadt: Soproni Levéltár/Burgenländisches Landesarchiv.

3.2. Gyepkezelési-kísérletek eredményei és további javaslatok a Fertő-Hanság Nemzeti Park néhány kiemelt jelentőségű területén

Készítette: Keszei Balázs

3.2.1. Problémafelvetés

Az *Fertő-Hanság Nemzeti Park* megalakítása, bővítései során a füves élőhelyek jelentősége dominált. A Fertő-táj kutatása során - a gyepeket illetően (is) - hatalmas ismeretanyag halmozódott fel. Több szerző tett munkáiban javaslatot az egyes élőhelyek kezelésére, de ezek nem helyi viszonyok között végzett tényleges kísérletek eredményeiként születtek.

Illuzórikus lenne az a gondolat, hogy egy bizonyos kialakított kezelési módszer megfelelő legyen minden évben, minden aspektusban és kedvező legyen az adott élőhelyen élő minden állat- és/vagy növényfaj számára. Osztom azok véleményét, akik szerint a természetvédelemnek prioritásokat kell kijelölnie és ennek megfelelően meghatározni az egyes területein elvégzendő teendőit. Erősen sarkítva azt mondhatnánk, hogy a maga nemében rendkívüli madárvilág megőrzése érdekében végzett árasztási munkálatok előnyt kell hogy élvezzenek a védett fajokat nem tartalmazó, másodlagos gyepek fenntartásával, átalakításával szemben. Sok esetben azonban a tennivalókat közös cél vezérli.

A Fertő körüli gyepek közül néhány élőhelyen a degradáció veszélye fenyeget. A legnagyobb problémát az eljellegtelenedés, a gyomosodás illetve nem utolsósorban a nád térhódítása okozza.

Jelen dolgozat

- első része - a megfelelő kezelés kialakítására törekvő erőfeszítések sorába illeszkedve, - az 1999-ben indult vizsgálat fent érintett problémakörének részeredményiről számol be. A részeredmény kifejezés hangsúlyozása azért szükséges, mert a kutatás egyrészt semmiképp sem tekinthető lezártnak, másrészt most csak a botanikai szempontok kerültek kiértékelésre.
- A dolgozat második részében az eredményekre támaszkodva illetve spekulatív módon kialakított javaslatokat teszek egyes területek kezelésére.

3.2.2. Anyag és módszer

1999-ben kerültek kijelölésre azok a négyzetek, amelyek az alapját képezik az eddigi kísérletnek. Négy élőhelyen 50 m * 50 m területű kvadrátokat jelöltünk ki. Az elsőt (1 kódjelű) az Ürgedombon, a másodikat (2) a Borsodi-dűlőben, a harmadikat (3) a Papréten, a negyediket (4) a Körgát végénél. Az egyes mintavételi területeket olyan élőhelyeken, olyan társulásokban igyekeztük kijelölni, amelyek reprezentálják a Fertő környéki füves élőhelyeket.

1: *Achilleo-Festucetum pseudovinae* (MAGYAR 28) Soó (33) 45 - füves szikespuszta

2: réti csenkeszes vetett gyep

3: *Agrostio-Caricetum distantis* (RAPCS. 27) Soó 30 - sziki sásrét

4: *Schoenetum nigricantis* ALLORGE 21 - kormos csátés

Az egyes társulásokban 1999. június 3-10 között cönológiai felvételezést végeztünk. A kvadrátokat bekerítettük, a környező legeltetett területektől villanypásztorral választottuk el. Ezek a 2500 m²-es területek így az elmúlt három évben kimaradtak mindenféle területkezelésekből. Itt nem történt kaszálás, nem volt legeltetés sem. Ezek lettek tehát a kontrollterületeink. A későbbi kódolásban a szám mellett az 'a' betű jelzi mindezt (1a, 2a, 3a, 4a).

2002. június 4-én és június 8-9-én készültek azok a cönológiai felvételezések, amelyek a kísérlet alapját képezik. Ekkor a rögzített kvadrátokon belül véletlenszerűen kiválasztott területekről készítettük el a cönológiai felvételeinket. A százalékos borítási (illetve A-D) értékek megállapítása becsléssel történt, 1 m x 1 m oldalhosszúságú kvadrátokban. Későbbi adatainkat 20 cönológiai felvétel átlagából nyertük. A bekerített – „kezeletlen” – területek melletti gyepekben is kijelöltünk újabb 50 m * 50 m terjedelmű négyzeteket. Ezek eredetileg az előzőekhez igen hasonlóak voltak (azonos társulás, mezo- és mikroklimatikus viszonyok stb.), azonban itt a Nemzeti Park terveinek megfelelő területkezelési eljárások történtek.

„Kezelt” területek: 1b: legeltetés és kaszálás, 2b: kaszálás, 3b: legeltetés, 4b: legeltetés

3.2.2.1. Természetességi vizsgálatok

A vizsgált kvadrátokról elkészített fajlista növényei a SIMON-féle (1992) természetvédelmi érték-kategóriák (TVK) szerint a következő csoportokba sorolhatók:

V: védett fajok, **E:** a társulásokban domináns (edifikátor) természetes fajok, **K:** természetes kísérő fajok, **TP:** természetes pionír fajok, **TZ:** természetes, zavarástűrő fajok, **GY:** gyomnövények

Az értékelés egyrészt a fajok, mint binális változók előfordulása alapján (van nincs), illetve az adott faj borítását is figyelembe véve történt meg.

A fajokra jellemző szociális magatartás típusok (SzMT) (BORHIDI 1993) alapján az egyes természetességi kategóriákhoz a következő értékek tartoznak:

S (6): specialisták, **C (5):** kompetitor fajok, **G (4):** generalisták, **NP (3):** természetes pionír növények, **DT (2):** zavarástűrő természetes fajok, **W (1):** természetes gyomfajok, **I (-1):** antropogén, tájidegen elemek (kivadult haszonnövény), **RC (-2):** ruderalis kompetitorok,

A társulások természetességi jellemzéséhez a természetességi értékek borítással súlyozott átlagát használtuk. Ily módon az egyes gyepterületek vegetációja. A számítás a következő képlet alapján történt (BARTHA 1995):

$$\overline{val} = \frac{\sum_{i=1}^n [(A - D)_i * val_i]}{\sum_{i=1}^n (A - D)_i}$$

\overline{val} : a természetességi átlagos érték

val_i : az i -edik faj jelzőszáma

n : a vizsgált növényfajok száma

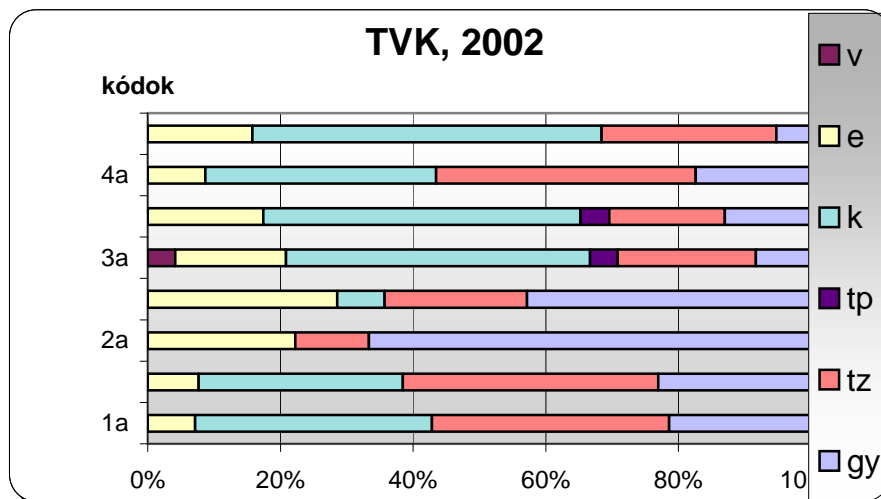
$(A - D)_i$: az i -edik faj gyakoriság-borítás százalékokban megadott értéke

Az A-D értékek százalékokká átváltása az alábbi táblázatban megadottak szerint történt (JAKUCS 1981).

A-D érték	+	+1	1	1-2	2	2-3	3	3-4	4	4-5	5
borítás (%)	0.1	1	2.5	5	15	25	37.5	50	62.5	75	87.5

3.2.3. Eredmények

A SIMON (1992)-féle természetességi érték-kategóriák (TVK) elemzése segítségével a terület természetességi illetve degradáltsági viszonyairól kapunk információt. A természetvédelmi értékelés SIMON TIBOR említett munkája szerint készült, de helyi megfontolások alapján néhány fajt az irodalomban megadottól eltérően más kategóriába soroltam (*Molinia coerulea* E, *Phragmites australis* TZ) (1. ábra).



1. ábra - A felvételezési területek növényeinek százalékos megoszlása természetvédelmi érték-kategóriák (TVK), SIMON (1992) szerint

V: védett fajok, **E:** domináns (edifikátor) természetes fajok, **K:** természetes kísérő fajok, **TP:** természetes pionír fajok, **TZ:** természetes, zavarástűrő fajok, **GY:** gyomnövények,

- 1 - *Achilleo-Festucetum pseudovinae* (Ürgedomb),
- 2 - réti csenkeszes vetett gyep (Borsodi-dűlő),
- 3 - *Agrostio-Caricetum distantis* (Paprét),
- 4 - *Schoenetum nigricantis* (Körgát vége),

a - kezeletlen
b - kezelt

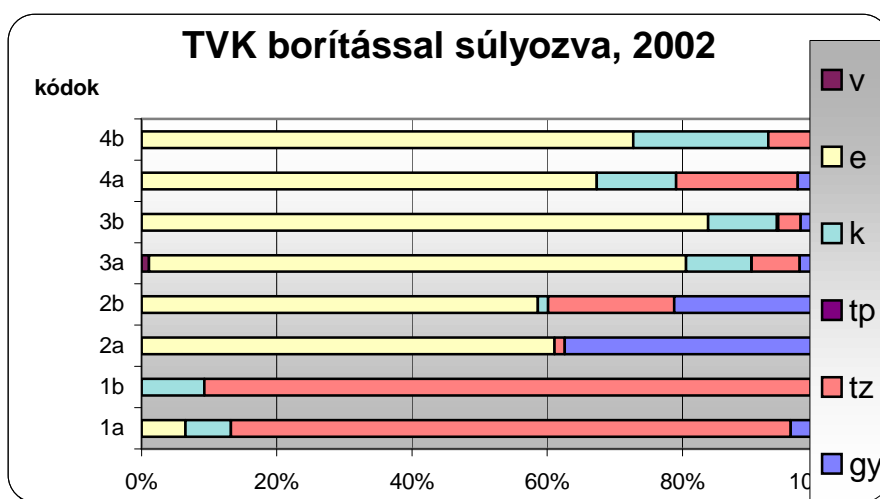
A V (védett fajok), E (domináns (edifikátor) természetes fajok), K (természetes kísérő fajok), TP (természetes pionír fajok) kategóriákba kerülő fajok a természetességre utalnak, míg a TZ (természetes, zavarástűrő fajok), GY (gyomnövények) csoportok jelentős aránya a degradáltság előrehaladását jelzik. Mivel 1999-ben gyakorlatilag ugyanolyan állapotú területet vontunk ki a kezelés alól, ezért a két kvadrát között kialakuló különbségeket a kezelés hatásának kell tulajdonítanunk.

A grafikonról leolvasható, hogy az Ürgedomb vegetációjában bekövetkezett változások a összességében igen csekély mértékűek. Ha csak a fajok előfordulását nézzük mindössze 1 %-kal kedvezőbb a helyzet a kezelt területek javára. A borítással súlyozott adatok szerint (2. ábra) bár a gyomok területbirtoklása jelentősen csökkent (2,775 % \Rightarrow 0,53 %), a természetes zavarástűrők aránynövekedése kompenzálja, sőt túlnövi ezt.

Bár merőben más a kiindulási helyzet a Borsodi-dűlőben az itt is jól látszik, hogy a természetes kategóriába tartozó fajok száma nőtt, a gyomok száma és borítottságuk pedig igen jelentősen csökkent a kezelés hatására.

Egy lényeges eltéréstől eltekintve a paprét sziki sásréten alig tapasztalható változás. Ez pedig a tengerparti szittyó (*Juncus maritimus*) hiánya a legeltetett területeken. Igaz, hogy a gyomok száma is megnőtt, de ezek borítási arány a gyengén, a degradáltság jelző fajok borítása kissé határozottabban csökkent.

Pusztán a grafikont elemezve igen kedvező változások láthatók a Körgát végénél található mintavételi helyek viszonylatában. A degradáltság jelző fajok, és borításuknak csökkenése a gyomnövények és a természetes zavarástűrők visszahúzódásából adódik.

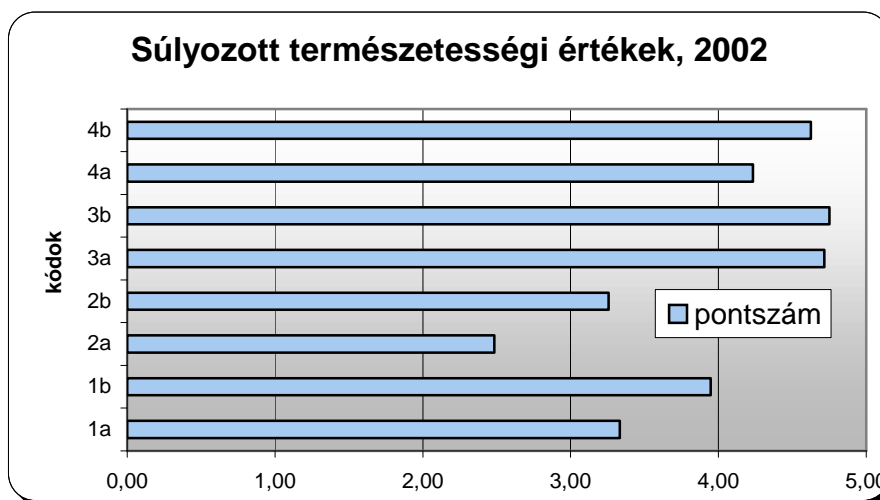


2. ábra - A felvételezési területek növényeinek a borítással súlyozott természetvédelmi érték-kategória (SIMON 1992) megoszlása

V: védett fajok, **E:** domináns (edifikátor) természetes fajok, **K:** természetes kísérő fajok, **TP:** természetes pionír fajok, **TZ:** természetes, zavarástűrő fajok, **GY:** gyomnövények,

- 1 - *Achilleo-Festucetum pseudovinae* (Ürgedomb),
 2 - réti csenkeszes vetett gyep (Borsodi-dűlő),
 3 - *Agrostio-Caricetum distantis* (Paprét),
 4 - *Schoenetum nigricantis* (Körgát vége),
- a - kezeletlen
 b - kezelt

Az előzőekhez képest egyértelműbb a változás, ha a borítással súlyozott természetességi értékeket ábrázoló grafikon adatait figyeljük meg (3. ábra). Minden vizsgált társulásban az tapasztalható, hogy a kezelt területen magasabb a fajok természetességi értékösszege.



3. ábra - A felvételezési területek növényeinek súlyozott természetességi értékei, BORHIDI 1993

- 1 - *Achilleo-Festucetum pseudovinae* (Ürgedomb),
 2 - réti csenkeszes vetett gyep (Borsodi-dűlő),
 3 - *Agrostio-Caricetum distantis* (Paprét),
 4 - *Schoenetum nigricantis* (Körgát vége),
- a - kezeletlen
 b - kezelt

3.2.4. Értékelés

Achilleo-Festucetum pseudovinae (Ürgedomb)

Érdekes hogy a gyomfajok borítási arány a kezelés (legeltetés és kaszálás) hatására igen jelentősen visszaszorult, bár a fajszámuk inkább növekedett. A természetes zavarástűrők részéről – főképp a borítást is figyelembe véve – számottevő a növekedés. A területen több olyan növényfaj is előfordul ami szúrós, az állat nem legeli le (*Eryngium campestre* TZ, *Cirsium vulgare* GY). Ezek így felszaporodhatnak, jól magyarázva a kialakult állapotot. Nagyon fontos látni, hogy a legeltetés nem lehet önmagában „mindenható” megoldás gyepterületeink karbantartására. Valaki azt mondhatná, hogy évszázadokon keresztül sem gyomosodtak el a rendszeresen legeltetett pusztáink. Ekkor azonban kissé más állattartási viszonyok mellett (állatállomány) a pásztorok „kiszurkálták a felnövő gyomokat. A füves szikes pusztán

legeltetés és a talaj csekélyebb sótartalma élesen hozzájárult ahhoz, hogy a degradáltság fajtái uralkodnak. Véleményem szerint a súlyozott természetességi értékek számolásakor kapott pozitív eredmény a kettős kezelésnek, főképp a kaszálásnak köszönhető.

Réti csenkeszes vetett gyepek

A pár évvel ezelőtt még szántóként művelt területekről van szó, melyeket élőhely-rekonstrukció keretében fűkeverékkel gyepesítettek be. Ennek összetétele 1997-ben angol perje (*Lolium perenne*) 20%, réti csenkesz (*Festuca pratensis*) 25%, tarackbúza (*Agropyron repens*) 25%, veres csenkesz (*Festuca rubra*) 30%, 1998 angol perje 35%, réti csenkesz 10%, réti komócsin (*Phleum pratense*) 15%, csomós ebír (*Dactylis glomerata*) 15%, veres csenkesz 25%.

Az élőhely ma fiziognómiailag nagyon egynemű. A faji diverzitás a környező természetes társulásokhoz képest csekély. A réti csenkesz magas (néhol 70-90 %-os) borítása mellett több társulásközömbös illetve a gyomfaj is megtalálható (*Agropyron repens*, *Arrhenatherum elatius*, *Bromus inermis*, *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Dactylis glomerata*, *Galium mollugo*, *Lathyrus tuberosus*, *Lolium perenne*, *Melandrium album*, *Mentha longifolia*). Ha újra a grafikonokra pillantunk látható, hogy a vetett gyepre igaz, hogy a legkisebb természetességi értékeket képvisel, de a TVK-t mutató grafikonok közül a súlyozott értékeket ábrázolón igen tekintélyes a természetességre utaló fajok aránya. Az a tény, hogy a vetett gyepnek itt hasonló mutatóval rendelkeznek, mint a természetes gyepnek, a csekély fajszámmal magyarázható, hiszen tömegfajuk - a réti csenkesz - a domináns, természetes fajok (E) kategóriába tartozik. A megfigyeléseknek megfelelően a füves szikes pusztán és a vetett gyepben a legalacsonyabbak az értékek. A természetességi értékek bár a többi társuláshoz képest alacsonyabbak, vetett gyepként mégis magasnak tűnnek. A *Festuca pratensis* a BORHIDI-féle (1993) szociális magatartástípusa szerint kompetitor faj (C), magas hozzárendelt természetességi értékkel (5). Ennek a fajnak nagyon magas a borítása a vetett gyepben, ezért az A-D értékkel súlyozott természetességi érték is magasabb, mint azt várnánk.

Agrostio-Caricetum distantis (Paprét)

Ezen a mintavételi területen alig tapasztaltunk eltéréseket felméréseink során a kezeletlen és a kezelt négyzetek növényzete között. A helyzet könnyen érthető, ha tudjuk, hogy a sziki sásrét talaja – a vizsgált asszociációk talajaihoz képest – magas sókoncentrációjú. Így a legeltetés elmaradása (bekerített kvadrát), csak a magas sókoncentrációt tűrő, degradációt jelző fajoknak ad elviselhető életkörülményeket. Ilyen faj pedig viszonylag kevés van.

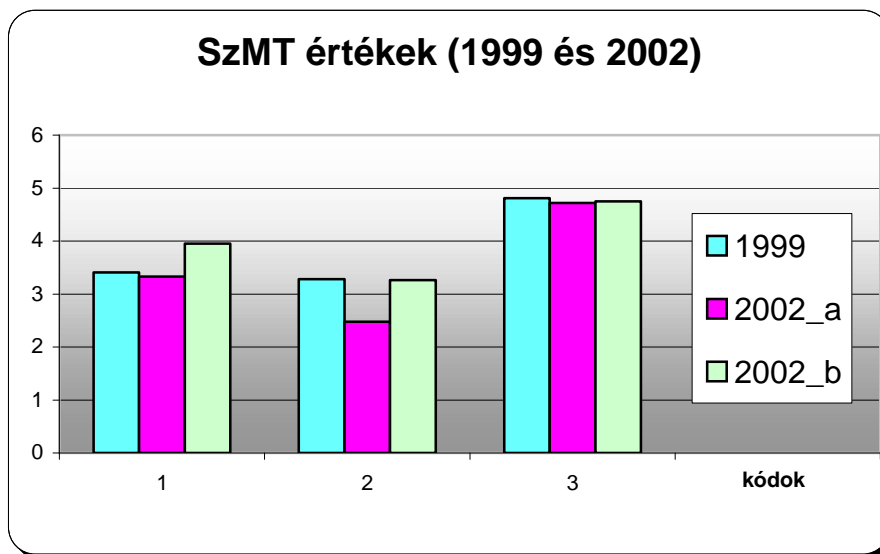
Az egyetlen feltűnő kedvezőtlen változás, hogy a 3b négyzetben nem fordult elő a tengerparti szittyó (*Juncus maritimus*). A fenti tényről azonban nem biztos, hogy a „kezeletlenség” rovására írható. A tengerparti szittyó ugyanis a Fertő körüli réteken néhol csak kisebb-nagyobb csoportokban, töredékes állományokban fordul elő.

Schoenetum nigricantis (Körgát vége)

Zavarosak az eredmények kiértékelésének lehetőségei. Magyarozatként rögzítendő, hogy a legelő állatok kidöntötték a jelző karókat, így a felvételezés csak becslés alapján készült. Nem egyeztethetők össze a fiziognómiás állapot és a természetességi vizsgálatok eredményei. Míg az előző szerint a legeltetés kedvezőtlen hatású (a kormos csáté visszaszorul), addig a természetvédelmi érték-kategóriák szerint a degradációt jelző csoportok (gyomok, természetes zavarástűrők) egyedszáma és borításuk is csökkent. Ha szociális magatartásviszonyokhoz rendelt természetességi értékszámokat nézzük akkor is a legeltetés hatására bekövetkező pozitív változás detektálható.

A természetességi értékek tekintetében a kormos csátést (4,62), csak a sziki sásrét (4,71) előzi meg.

Szociális magatartásviszonyok szerinti összehasonlítás (1999 és 2002) (4. ábra)



4. ábra - A felvételezési területek növényeinek súlyozott szociális magatartástípusai (SzMT) és természetességi értékei BORHIDI (1993) szerint 1999-ben és 2002-ben

1 - *Achilleo-Festucetum pseudovinae* (Ürgedomb),

a - kezeletlen

2 - réti csenkeszes vetett gyepek (Borsodi-dűlő),

b - kezelt

3 - *Agrostio-Caricetum distantis* (Paprét),

A négy vizsgált terület közül az első háromról 1999-ből származóan vannak olyan adataink amelyek összevethetők a 2002-es adatokkal. Ezekre tekintve az látható, hogy míg a Pap réti kvadrátok (3 kód) között a szociális magatartás viszonyokkal korreláló természetességi értékek között nincs lényeges különbség, addig az Ürgedombon az 1999-es adatok a kezeletlen 2002-es (1a), a Borsodi-dűlőben pedig a kezelt 2002-es (2b) értékekhez állnak közel. Az Ürgedomb eredményeire az azóta végzett kezelések pozitív hatását bizonyítják, a Borsodi-dűlőben azonban az látszik, hogy csak a kaszálás biztosíthatja a korábbi – a vetéshez közeli – természetességi állapotot. Ha a kaszálás elmarad megjelennek a gyomok, illetve a csekély természetességet képviselő további fajok. Elsődlegesen itt a mezei aszat (*Cirsium arvense*) tömegessé válása okozza fenti eredményeket.

3.2.5. Javasolt tennivalók

Az eredmények alapján könnyen elfogadható, hogy az eddigi kezelések pozitív változásokat okoztak a vizsgált élőhelyek állapotában. Az is nyilvánvalóvá vált azonban, hogy természetvédelmi kezelés nem állhat egyszerűen a területre terelt állat csordák, nyájak taposásából, legeléséből. Ráadásul figyelni kell az egyes évek csapadékviszonyaira is. Összefoglalva:

<i>Achilleo-Festucetum pseudovinae</i> (Ürgedomb),	legeltetés, a szúrós gyomok eltávolítása (kaszálás, a pásztor „kiszurkálja”)
Réti csenkeszes vetett gyep (Borsodi-dűlő),	kaszálás
<i>Agrostio-Caricetum distantis</i> (Papréti),	legeltetés
<i>Schoenetum nigricantis</i> (Körgát vége),	legeltetés (az állatok ne túl gyakran és rövid ideig tartózkodjanak a területen)

Sajnos az eddigi kísérletek nem terjedtek ki a nád (*Phragmites australis*) térhódítására (a nem nádas területeken), holott e növény okozza a legjelentősebb természetvédelmi gondokat.

A jelen beszámolóban tárgyalt felmérési területeken a nád a megfelelő kezelés hatására megfelelően „kordában tartható” így itt különösebb, vagy más jellegű tevékenységre nincs szükség. Kritikus viszont a helyzet a vizes élőhely-rekonstrukciók területén. A nád visszaszorítására itt több alternatív úton induló kísérletsorozatra van szükség.

Ennek megtervezéséhez a következő ötletek merülhetnek fel:

1. Vegyszeres kezelés (fokozott körültekintéssel, kontrollált körülmények között),
2. Legeltetés és kaszálás együttes alkalmazása váltakozva, majd elárasztás két évente,
3. Legeltetés és kaszálás együttes alkalmazása váltakozva, majd elárasztás három évente.

A mintavételi területek társulásaiban készült cönológiai tabellák adatai

	1a, 1b	2a, 2b	3a, 3b	4a, 4.b
<i>mintavételi hely</i>	Ürgedomb	Borsodi-dűlő	Paprért	Körgát vége
<i>növénytársulás</i>	<i>Achilleo-Festucetum pseudovinae (MAGYAR 28) Soó (33) 45 - füves szikespuszta</i>	<i>réti csenkeszes vetett gyep</i>	<i>Agrostio-Caricetum distantis (RAPCS. 27) Soó 30 - sziki sásrét</i>	<i>Schoenetum nigricantis ALLORGE 21 - kormos csátés</i>
<i>összborítás</i>	100 %, 95 %	100 %	80%	100 %
<i>kvadrát</i>	50 m x 50 m	50 m x 50 m	50 m x 50 m	50 m x 50 m
<i>A felvételezés időpontja (2002)</i>	06.04., 06.08-09.			

Fajok	1a		1b		2a		2b		3a		3b		4a		4b		TVK	SzMT	val
	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K			
<i>Achillea pannonica</i>	+2	II	+2	V									+1	I			K	DT	2
<i>Achillea setacea</i>															+1	I	K	G	4
<i>Agropyron repens</i>	+2	II			+4	III					+1	II					GY	RC	-2
<i>Agrostis stolonifera</i>					1-3	III	+3	IV	+3	V	1-3	V			+2	II	E	C	5
<i>Althaea officinalis</i>	+	I									+2	I					TZ	DT	2
<i>Arenaria serpyllifolia</i>									+	I							TP	NP	3
<i>Arrhenatherum elatius</i>	+4	II					2-3	II									TZ	DT	2
<i>Artemisia vulgaris</i>							2	I									GY	W	1
<i>Aster tripolium ssp. pannonicum</i>									+1	V							K	S	6
<i>Bromus commutatus</i>									+1	I							TZ	DT	2
<i>Bromus mollis</i>									+	I							TZ	DT	2
<i>Calamagrostis epigeios</i>													+	I	+	I	TZ	RC	-2
<i>Carex acutiformis</i>											+1	I					E	C	5
<i>Carex distans</i>									+4	V	+3	V			+2	II	E	C	5
<i>Carex divisa</i>	+	I															K	G	4

Fajok	1a		1b		2a		2b		3a		3b		4a		4b		TVK	SzMT	val	
	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K				
<i>Carex flacca</i>															+	I	K	G	4	
<i>Carex panicea</i>														+-1	1		K	G	4	
<i>Centaurea pannonica</i>														1	I		TZ	DT	2	
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>														+	I		K	G	4	
<i>Cirsium arvense</i>					+5	V	+3	V									GY	RC	-2	
<i>Cirsium canum</i>									+1	I	1	I					K	G	4	
<i>Cirsium vulgare</i>			+	I													GY	W	1	
<i>Convolvulus arvensis</i>	1	I	+2	I	+1	III	+2	III									GY	RC	-2	
<i>Cruciata pedemontana</i>			+	I													K	G	4	
<i>Cynodon dactylon</i>			+2	III													TZ	RC	-2	
<i>Dactylis glomerata</i>	1-3	V	+1	IV	+1	II	+3	III	+4	I				+3	III	+3	III	TZ	DT	2
<i>Elaeagnus angustifolia</i>									2	I				+2	I		GY	I	-1	
<i>Erodium cicutarium</i>			+	I													GY	W	1	
<i>Eryngium campestre</i>	+2	III	+2	V													TZ	DT	2	
<i>Festuca pratensis</i>	2-4	I	+	I	+5	V	1-4	V	+	I							E	C	5	
<i>Festuca pseudovina</i>	+4	V	+4	V					+1	I	+1	I	1	I	2	I	TZ	C	5	

Fajok	1a		1b		2a		2b		3a		3b		4a		4b		TVK	SzMT	val
	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K			
<i>Festuca rupicola</i>							+	III									E	C	5
<i>Galium verum</i>	+3	II	+2	III					+1	II	+1	II	+1	II	+1	III	K	DT	2
<i>Inula britannica</i>													+	I			GY	DT	2
<i>Inula salicina</i>											1-2	II	+3	IV	+3	IV	K	G	4
<i>Juncus gerardii</i>							+	I	+2	II	+1	II					E	C	5
<i>Juncus maritimus</i>									+2	I							V	C	5
<i>Juniperus communis</i>													0-5	I			TZ	DT	2
<i>Lathyrus tuberosus</i>					+4	III	+4	III									GY	W	1
<i>Cardaria draba</i>	+2	II															GY	W	1
<i>Lotus tenuis</i>											+2	II					K	DT	2
<i>Lycopus europaeus</i>									+	I							K	DT	2
<i>Melandrium album</i>					+	I	+	I									GY	W	1
<i>Molinia coerulea</i>													+2	I			E	C	5
<i>Ononis spinosa</i>													2	I			GY	DT	2
<i>Phragmites australis</i>									+2	III	+1	IV	+1	III	+2	II	TZ	C	5
<i>Plantago major</i>											+	I					GY	W	1

Fajok	1a		1b		2a		2b		3a		3b		4a		4b		TVK	SzMT	val
	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K			
<i>Poa pratensis</i>	+2	III					+2	II	+1	II	+1	II	+	II	+	I	K	G	4
<i>Podospermum canum</i>									+	I	+1	II	+	I	+1	I	K	G	4
<i>Potentilla anserina</i>									+1	II	+1	II	+1	I	+1	I	GY	W	1
<i>Potentilla reptans</i>			+	I													TZ	DT	2
<i>Prunus spinosa</i>													+	I			TZ	C	5
<i>Puccinellia limosa</i>									+2	II	+	I			+1	I	K	C	5
<i>Rosa sp.</i>													1	I			TZ	DT	2
<i>Rumex crispus</i>											+	I					TZ	W	1
<i>Salvia nemorosa</i>	+	I	+	I													K	DT	2
<i>Schoenus nigricans</i>													2-5	V	+5	V	E	C	5
<i>Scorzonera parviflora</i>									+2	III	+1	II			+	I	K	S	6
<i>Silene multiflora</i>									+	I							K	G	4
<i>Spergularia marina</i>											+	II					TP	NP	3
<i>Stenactis annua</i>													+	I	+	I	TZ	AC	-3
<i>Taraxacum bessarabicum</i>											+1	I					K	G	4
<i>Taraxacum officinale</i>					+	II	+	I									GY	RC	-2

Fajok	1a		1b		2a		2b		3a		3b		4a		4b		TVK	SzMT	val	
	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K	AD	K				
<i>Tetragonolobus maritimus</i>									+2	II	+1	II	+2	III	+2	II	K	DT	2	
<i>Tragopogon orientalis</i>							+	I									TZ	DT	2	
<i>Triglochin maritimum</i>									+	I	+	II				+	I	K	S	6

3.2.6. Felhasznált irodalom

- BARTHA D. (1995): *Ökológiai és természetvédelmi jelzőszámok a vegetációértékelésben*, In: SZMORAD F. - TÍMÁR G. (szerk.): *Növénytársulástani- és ökológiai tanulmányok*, TILIA 1 170-184.
- BORHIDI A. & SÁNTHA A. (szerk.) (1999): *Vörös könyv Magyarország növény társulásairól* - Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, (1) 362 pp., (2) 404 pp.
- BORHIDI A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*, JPTE Pécs, 93. pp.
- JAKUCS P. (1981): *A társulások felvételezése, a társulástabella készítése*, In: HORTOBÁGYI T. - SIMON T. (szerk.): *Növényföldrajz, társulástan és ökológia* - Tankönyvkiadó Budapest, pp. 199-202.
- KESZEI B. (2000): *Szikes gyeppek és sziki élőhelyrekonstrukciók vegetációjának összehasonlító vizsgálata, vegetációtérképezése* – mscr 48 pp.
- MAROSI S. & SOMOGYI S. (szerk.) (1990): *Magyarország kistájainak katasztere I.* - MTA. Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, pp.: 334-337.
- RAKONCZAY Z. (szerk.) (1996): *Szigetköztől az Őrségig. A Nyugat-Dunántúl védett természeti értékei* - Mezőgazda Kiadó, Bp. pp. 178-179.
- ROTHMALER, W., JAGER, E., SCHUBERT, R. & WERNER, K. (1987): *Exkursionflora für die Gebiete der DDR und der BDR, Band 3, Atlas der Gefäßpflanzen*. Volk und Wissen Volkseigener Verlag Berlin, 752 pp.
- SIMON T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója* - Tankönyvkiadó, Budapest, 892 pp.

3.3. A Fertő-tó menti szikes élőhelyek diverzitása és a természetvédelmi kezelések (kaszálás, legeltetés) hatása az élőhelyek növény és állatvilágára (Angiospermatophyta; Araneae: Aranei; Orthoptera (Ensifera, Chaelifera); Isopoda; Coleoptera: Carabidae)

készítette: Takács Gábor, Bérces Sándor, Kenyeres Zoltán, Farkas Sándor, Kovács Éva, Szita Éva

3.3.1. Bevezetés

készítette: Takács Gábor

A Fertő-tó és környéke az elmúlt negyven évben a kutatók elől elzárt területnek számított. Ennek ellenére több jelentős munka született, melyek főleg a vízi makrofaunával és a nemzetközileg is elismert madárvilággal foglalkoztak. A szárazföldi gerinctelenek vizsgálata szinte teljesen hiányzott. A terület növényvilágával több kutató is foglalkozott, általában leírás szinten, ezek közül kiemelkedik Csapody István munkássága, illetve a Nyugat-Magyarországi Egyetem Földmérési és Távérzékelés Tanszéke által végzett vizsgálatok.

Jelen kutatás 1999-ben kezdődött. Célja a legjellemzőbb fertő parti szikes élőhelyek növény és állatvilágának felmérése, összehasonlítása, illetve a természetvédelmi kezelések hatásának vizsgálata.

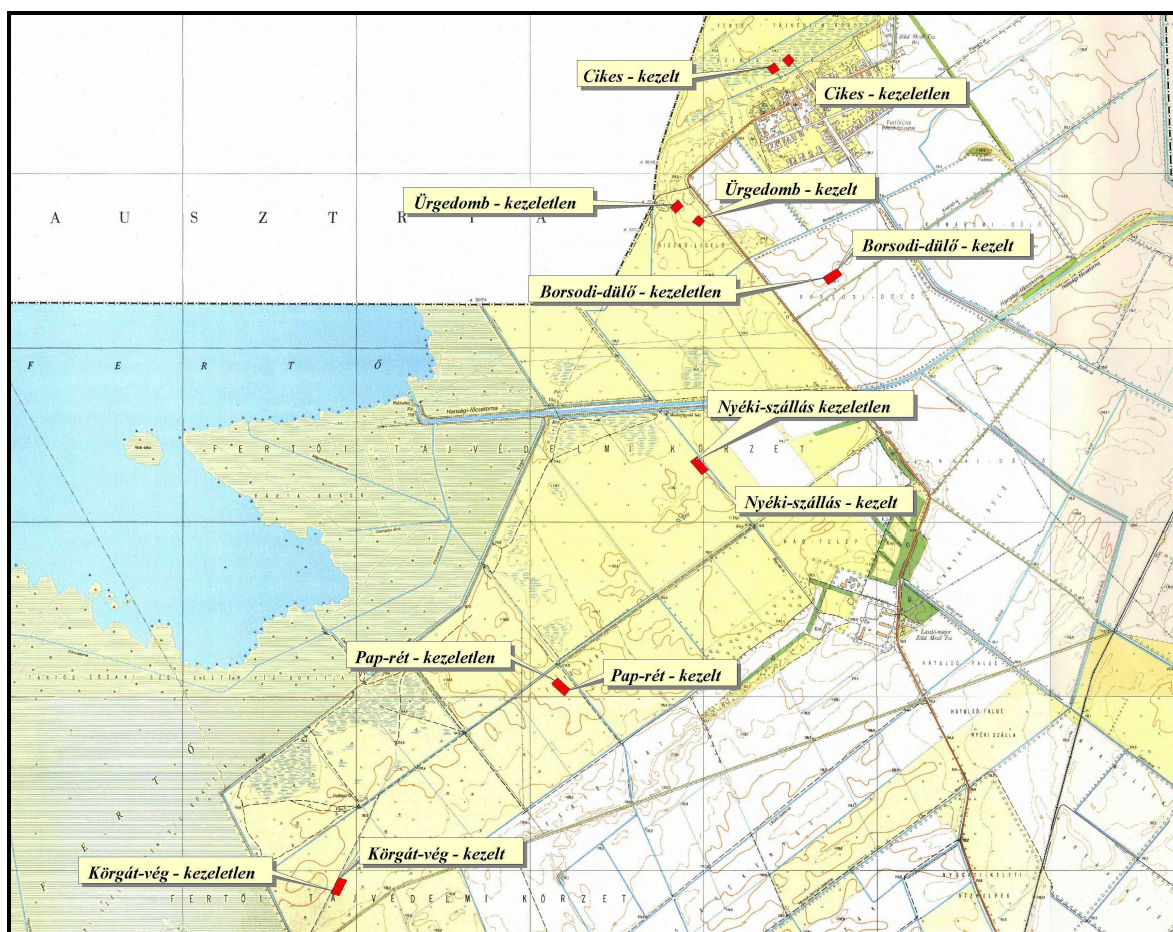
A kutatás során vizsgáltuk a Fertő tó menti rétek élővilágának diverzitását, különös tekintettel a lejjebb kiemelt taxonokra. A fel nem dolgozott taxonok későbbi meghatározása és kiértékelése megfelelő szakember esetén lehetséges. A vizsgálandó taxonok kiválasztásakor figyelembe vettük mennyiségi viszonyaikat, így kerültek kiválasztásra a pókok (*Araneae*) és a ászkarákok (*Isopoda*). Természetvédelmi szempontból jelentősek a sok védett fajt tartalmazó bogarak (*Coleoptera*), amelyek közül a futóbogarak (*Carabidae*) kerültek feldolgozásra és az egyenesszárnyúak (*Orthoptera*, más szakirodalomban *Ensifera* és *Caelifera* (PAPP, 1996)).

Össze kívántuk hasonlítani a leggyakoribb élőhelyek növényzetét és faunáját. A vizsgálandó élőhelyek kiválasztásakor figyelembe vettük annak gyakoriságát, helyi fontosságát és az alkalmazott kezeléseket.

A természetvédelmi kezelések tervezésekor rendkívül fontos az adott élőhely flórájának és faunájának ismerete, továbbá a választott kezelés hatásának ismerete. Ilyen jellegű vizsgálatok a Fertő mentén eddig nem történtek, így munkánk hiánypótlónak is tekinthető. Vizsgálataink során fontos cél volt a jelenleg alkalmazott és az alternatív kezelések hatásának vizsgálata a leggyakoribb élőhelyeken.

3.3.2. Földrajzi elhelyezkedés

A mintavételi területek a Fertő-tó keleti partvidékén elterülő keskeny szikes sávban található egy észak-kelet dél-nyugat irányú vonalban.



1 ábra - A mintavételi területek elhelyezkedése

3.3.3. Módszer

A vizsgálatokat 6 élőhelyen folytattuk. Az élőhelyek kiválasztásánál ügyeltünk arra, hogy a kiválasztott területek jól reprezentálják a környék növényzeti egységeit, a jelenleg folyó kezeléseket és lehetőséget adjanak a jövőbeli változások megjósolására. A kiválasztott élőhelyek a következők:

- 1.) Kisalföldi szoloncsák szikfoknövényzet: kiválasztását indokolja, hogy kis foltokban, de viszonylag sok helyen megtalálható. Számos védett fajnak otthont ad.
- 2.) Szikes puszta: ez az élőhely korábban sokkal elterjedtebb lehetett a Fertő mentén, de elég sokat felszántottak, ezzel számos állatfaj élettere pusztult el. A Fertő-Hanság Nemzeti Park 1998-ben kezdte meg potenciális területeinek visszagyepesítését. Az élőhely vizsgálatával sok információt nyerhetünk.
- 3.) Vetett gyepek: A Fertő menti gyeprekonstrukciók során néhány 100 ha korábbi szántó került visszagyepesítésre. Kezelésük jelenleg kaszálással történik.
- 4.) Spontán visszagyepesedett egykori szántó: Különösebb emberi beavatkozás

nélkül visszagyepesedett egykori szántó. Jelenlegi kezelése általában legeltetés.

- 5.) Sziki sásrét: Az élőhely a Fertő parton viszonylag elterjedt. Számos védett fajnak ad otthont. Kezelése általában legeltetéssel történik.
- 6.) Kormos csátés: A nádas és a szárazföld közötti mintegy 100-200 m széles zónában fordul elő. Viszonylag jó állapotúak annak ellenére, hogy az elmúlt évtizedekben semmiféle kezelés nem történt.

Minden élőhelyen kijelöltünk két 50 x 50 m-es mintavételi területet. A mintanégyzeteket kikaróztuk és bálamadzaggal, illetve ha a kezelés körülményei (legeltetés, vadcsapa közelsége) igényelte, akkor villanypásztorral kerítettük körbe.

Az 1999-es mintavételek során csak 10 x 10 m-es mintavételi területeket használtunk, azonban ez nem elégséges a területen előforduló állatok jelentős mozgása miatt. A 2002-es mintavételek során a gyűjtéseket ugyanott végeztük, ahol 1999-ben csak a környező kezelt vagy kezeletlen területet növeltük meg.

A mintavételi négyzetekben talajcsapdás, fűhálós gyűjtéseket és cönológiai felvételeket folytattunk.

Az év folyamán minden mintanégyzetben 5 talajcsapdát működtettünk kétszer két héten át (Mintavételi időpontok: 2002.06.04.-06.18. és 2002.08.26.-09.09.). A csapdák 10 cm átmérőjű, 12 cm mély műanyag poharak voltak. Csapdafedőként 20 x 20 cm-es alumínium lemezt használtunk. Ölőanyagként etilén-glikol alapú fagyállót használtunk, melyet 5:1 arányban hígítottunk vízzel és a felületi feszültség csökkentése érdekében mosogatószert kevertünk hozzá. A válogatás során a következő taxonok kerültek kiválogatásra: *Mollusca*, *Diplopoda*, *Isopoda*, *Araneae*, *Collembola*, *Coleoptera*, *Orthoptera* (*Ensifera*, *Caelifera*), *Heteroptera*, *Auchenorrhyncha*. A kiválogatott állatokat 70 %-os etil-alkoholban konzerváltuk. A gyűjtött anyagból az *Isopoda*, *Araneae*, *Carabidae* és *Orthoptera* taxonok kerültek meghatározásra.

A gyűjtési időpontokat az 1999-es mintavételek alapján állapítottuk meg.

Fűhálós gyűjtéseket négy alkalommal végeztünk (mintavételi időpontok: 2002.05.23., 2002.06.18., 2002.08.26., 2002.09.29.). Egy-egy mintavétel során szabványos fűhálóval 300 csapásos mintákat gyűjtöttünk. A gyűjtött anyag teljes egészében válogatásra került, de kizárólag az *Orthoptera* és *Araneae* taxonok kerültek meghatározásra.

Cönológiai felvételeket egy alkalommal végeztünk a területen a tavaszi időszakban. Az 50 x 50 m-es területeken 20 db 1 x 1 m-es mikrokvadrátban végeztük el a fajok százalékos borításának becslését.

Minta- vételek	Mintavételi hely:	Mintavétel időpontja:	Mintavétel típusa:	Csapdák száma:	Csapások száma:
11	Cikes (kezelt)	2002.06.04-06.18	talajcsapda	5	
12	Cikes (kezelt)	2002.08.26-09.09	talajcsapda	5	
13	Cikes (kezelt)	2002.05.23	fűháló		300
14	Cikes (kezelt)	2002.06.18	fűháló		300
15	Cikes (kezelt)	2002.08.26	fűháló		300
16	Cikes (kezelt)	2002.09.29	fűháló		300
21	Cikes (kezeletlen)	2002.06.04-06.18	talajcsapda	3	
22	Cikes (kezeletlen)	2002.08.26-09.09	talajcsapda	5	
23	Cikes (kezeletlen)	2002.05.23	fűháló		300
24	Cikes (kezeletlen)	2002.06.18	fűháló		300
25	Cikes (kezeletlen)	2002.08.26	fűháló		300
26	Cikes (kezeletlen)	2002.09.29	fűháló		300
31	Ürgedomb (kezelt)	2002.06.04-06.18	talajcsapda	5	
32	Ürgedomb (kezelt)	2002.08.26-09.09	talajcsapda	5	
33	Ürgedomb (kezelt)	2002.05.23	fűháló		300
34	Ürgedomb (kezelt)	2002.06.18	fűháló		300
35	Ürgedomb (kezelt)	2002.08.26	fűháló		300
36	Ürgedomb (kezelt)	2002.09.29	fűháló		300
41	Ürgedomb (kezeletlen)	2002.06.04-06.18	talajcsapda	5	
42	Ürgedomb (kezeletlen)	2002.08.26-09.09	talajcsapda	5	
43	Ürgedomb (kezeletlen)	2002.05.23	fűháló		300
44	Ürgedomb (kezeletlen)	2002.06.18	fűháló		300
45	Ürgedomb (kezeletlen)	2002.08.26	fűháló		300
46	Ürgedomb (kezeletlen)	2002.09.29	fűháló		300
51	Borsodi-dűlő (kezelt)	2002.06.04-06.18	talajcsapda	5	
52	Borsodi-dűlő (kezelt)	2002.08.26-09.09	talajcsapda	5	
53	Borsodi-dűlő (kezelt)	2002.05.23	fűháló		300
54	Borsodi-dűlő (kezelt)	2002.06.18	fűháló		300
55	Borsodi-dűlő (kezelt)	2002.08.26	fűháló		300
56	Borsodi-dűlő (kezelt)	2002.09.29	fűháló		300
61	Borsodi-dűlő (kezeletlen)	2002.06.04-06.18	talajcsapda	5	
62	Borsodi-dűlő (kezeletlen)	2002.08.26-09.09	talajcsapda	5	
63	Borsodi-dűlő (kezeletlen)	2002.05.23	fűháló		300
64	Borsodi-dűlő (kezeletlen)	2002.06.18	fűháló		300
65	Borsodi-dűlő (kezeletlen)	2002.08.26	fűháló		300
66	Borsodi-dűlő (kezeletlen)	2002.09.29	fűháló		300
71	Nyéki-szállás (kezelt)	2002.06.04-06.18	talajcsapda	5	
72	Nyéki-szállás (kezelt)	2002.08.26-09.09	talajcsapda	5	
73	Nyéki-szállás (kezelt)	2002.05.23	fűháló		300
74	Nyéki-szállás (kezelt)	2002.06.18	fűháló		300
75	Nyéki-szállás (kezelt)	2002.08.26	fűháló		300
76	Nyéki-szállás (kezelt)	2002.09.29	fűháló		300

Minta- vételek	Mintavételi hely:	Mintavétel időpontja:	Mintavétel típusa:	Csapdák száma:	Csapások száma:
81	Nyéki-szállás (kezeletlen)	2002.06.04-06.18	talajcsapda	5	
82	Nyéki-szállás (kezeletlen)	2002.08.26-09.09	talajcsapda	5	
83	Nyéki-szállás (kezeletlen)	2002.05.23	fűháló		300
84	Nyéki-szállás (kezeletlen)	2002.06.18	fűháló		300
85	Nyéki-szállás (kezeletlen)	2002.08.26	fűháló		300
86	Nyéki-szállás (kezeletlen)	2002.09.29	fűháló		300
91	Paprát (kezelt)	2002.06.04-06.18	talajcsapda	5	
92	Paprát (kezelt)	2002.08.26-09.09	talajcsapda	5	
93	Paprát (kezelt)	2002.05.23	fűháló		300
94	Paprát (kezelt)	2002.06.18	fűháló		300
95	Paprát (kezelt)	2002.08.26	fűháló		300
96	Paprát (kezelt)	2002.09.29	fűháló		300
101	Paprát (kezeletlen)	2002.06.04-06.18	talajcsapda	5	
102	Paprát (kezeletlen)	2002.08.26-09.09	talajcsapda	5	
103	Paprát (kezeletlen)	2002.05.23	fűháló		300
104	Paprát (kezeletlen)	2002.06.18	fűháló		300
105	Paprát (kezeletlen)	2002.08.26	fűháló		300
106	Paprát (kezeletlen)	2002.09.29	fűháló		300
111	Körgát (kezelt)	2002.06.04-06.18	talajcsapda	5	
112	Körgát (kezelt)	2002.08.26-09.09	talajcsapda	5	
113	Körgát (kezelt)	2002.05.23	fűháló		300
114	Körgát (kezelt)	2002.06.18	fűháló		300
115	Körgát (kezelt)	2002.08.26	fűháló		300
116	Körgát (kezelt)	2002.09.29	fűháló		300
121	Körgát (kezeletlen)	2002.06.04-06.18	talajcsapda	5	
122	Körgát (kezeletlen)	2002.08.26-09.09	talajcsapda	5	
123	Körgát (kezeletlen)	2002.05.23	fűháló		300
124	Körgát (kezeletlen)	2002.06.18	fűháló		300
125	Körgát (kezeletlen)	2002.08.26	fűháló		300
126	Körgát (kezeletlen)	2002.09.29	fűháló		300

1 táblázat - A talajcsapdás és fűhálós mintavételek összefoglaló adatai

3.3.4. Eredmények

3.3.4.1. A mintavételi területek és környékük általános jellemzése

3.3.4.1.1. Cikes

Erősen szikes, szoloncsák talajú terület. A terület egyes részei időnként víz alá kerülnek. A növényzet meglehetősen mozaikos. Nagyobb foltokat alkot a fehér tippanos mocsárrét (*Agrostietum stoloniferae*), kislápföldi mézspázsitrét (*Puccinellietum peisonis*), kisebb foltokban sziksófűtársulást (*Salicornietum prostratae*) és magyar sóballást (*Suaedetum pannonicae*) találunk. A kiválasztott terület jól reprezentálja a Cikes középső, mélyebben fekvő részének növényzetét, gyakorlatilag a területen előforduló összes élőhelytípus megtalálható. A magasabban fekvő területek növényzete homogén *Agrostietum stoloniferae*. A magasabban fekvő területeken rendszeresen kaszálnak, az alacsonyabb területek erre nem minden évben alkalmasak. A területet nedves időszakban időszakosan legeltetik. Az elmúlt évek száraz időjárása miatt a tavaszi időszakos vízborítás elmaradt és szemmel láthatóan megkezdődött a nyílt, vakszikes foltok záródása. A kezeletlen mintaterületen semmiféle beavatkozás nem történik, a kezelt területen kaszálunk.

Megjegyzések a 2002. évi gyűjtéshez: a kezeletlen területen az 2. talajcsapdás mintavételnél 1-es és a 4-es csapda megsemmisült.

3.3.4.1.2. Ürgedomb

Száraz, alacsony kavicsdomb homokos talajjal. A terület viszonylag homogén, *Festuca pseudovina* dominálta növényzettel. Az állandó legeltetés miatt a fű viszonylag alacsony. A kiválasztott mintaterület jól reprezentálja a domb növényzetét. A területen egész évben birkával (racka) legeltetünk, illetve a feljövő ördögszekeret és egyéb gyomfajokat évente egyszer szárazúozzuk. A kezeletlen mintaterületen semmiféle beavatkozás nem történik, a kezelt területen a rendes kezelést alkalmazzuk, azaz birkával legeltetjük, illetve a gyomokat évente egyszer szárazúozzuk.

3.3.4.1.3. Borsodi-dűlő

1997-ben visszagyepesített szántó. Az eredeti vetőmagban 20 % angol perje (*Lolium perenne*), 25 % réti csenkesz (*Festuca pratensis*), 30 % veres csenkesz (*Festuca rubra*) és 25 % közönséges tarackbúza (*Agropyron repens*) volt. Az eredetileg elvetett magból gyakorlatilag csak a *Festuca pratensis* és az *Agropyron repens* maradt meg. A terület teljes egészében évente kétszer kaszált. A kezeletlen mintaterületen semmiféle beavatkozás nem történik, a kezelt területen évente kétszer kaszálunk.

3.3.4.1.4. Nyéki szállás

Spontán visszagyepesedett terület. Növényzetében a *Carex distans*, az *Agrostis stolonifera* és a *Potentilla anserina* dominál. A fajkészlete hasonló a papréti területekhez, de kevésbé mozaikos szerkezetű és zártabb annál.

A kezelt mintaterületet birkával legeltetjük, a kezeletlen semmiféle beavatkozás nem történik.

Megjegyzések a 2002. évi gyűjtéshez: a cönológiai felvételezés nem történt meg.

3.3.4.1.5. *Paprát*

Kevéssé szikes, mozaikos növényzetű terület. A területen tavasszal és ősszel időszakos sekély vízborítás lehetséges. Mozaikosságát a két domináns fajon (*Agrostis stolonifera* és *Carex distans*) kívül a taposás következtében megjelenő vakszikes foltok, illetve kisebb-nagyobb *Puccinellia limosa* foltok adják. A kezelt és a kezeletlen mintaterület között szemmel látható különbség van a növényzet magasságában és zártságában. Az elmúlt évek szárazsága miatt a *Carex distans* visszaszorulóban van. A kiválasztott mintaterület jól reprezentálja a Körgát mögötti terület (korábban időszakosan elárasztott) növényzetének nagyobb részét. A kezelt mintaterületen időszakosan legeltetünk (elsősorban az őszi időszakban), a kezeletlen mintaterületen semmiféle beavatkozás nem történik.

3.3.4.1.6. *Körgát*

Enyhén szikes, magas zsombékokkal teli, időszakosan víz alá kerülő kormos csátés. Hasonló növényzet található a Fertő-tó déli partvidékén, jellemzően *Cladium mariscussal* vegyesen. A mintaterület környékén ez a faj nem fordul elő. A területen, a határsáv miatt, kezelés évtizedeken keresztül nem történt, az időnként előforduló tüzekeken kívül. A kezelt és a kezeletlen mintaterületeken szembevető különbség a zsombékok állapota. A kezelt területen ezek szemmel látható pusztulást mutatnak. A kiválasztott terület jól reprezentálja a Körgát mögötti terület (korábban időszakosan elárasztott) növényzetének kisebb részét. A kezelt mintaterületen legeltetünk (ha a legelés nem volt biztosítható, akkor szárazúzóztuk a mintaterületet, illetve traktorral tapostuk), a kezeletlen mintaterületen semmiféle beavatkozás nem történik.

3.3.4.2. *Az egyes mintavételi területek növényzetének jellemzése (Takács Gábor)*

A mintavételi területek vegetációjának jellemzéséhez cönológiai felvételeket készítettünk. Minden kvadrátban 20 db 1 x 1 m-es felvétel készült. A felvételeket Keszei Balázs készítette.

	Körgát (kezelt)	Körgát (kezeletlen)	Paprát (kezelt)	Paprát (kezeletlen)	Nyéki sz. (kezelt)	Nyéki sz. (kezeletlen)	Borsodi-d. (kezelt)	Borsodi-d. (kezeletlen)	Úrgeed. (kezelt)	Úrgeed. (kezeletlen)	Cíkes (kezelt)	Cíkes (kezeletlen)
Felvétel kódja	00011	00010	00009	00008	-	-	00007	00006	00005	00004	00003	00002
Felvételek száma:	20	20	20	20	-	-	20	20	20	20	20	20
Felvételek mérete:	1x1m	1x1m	1x1m	1x1m	-	-	1x1m	1x1m	1x1m	1x1m	1x1m	1x1m
Felvétel készítési ideje	06.04.	06.04.	06.04.	06.04.	-	-	06.04.	06.04.	06.04.	06.04.	06.04.	06.04.
Becslési skála:	%	%	%	%	-	-	%	%	%	%	%	%
Tszf.	115,2	115,2	115	115	115	115	115	115	116,5	116,5	114,5	114,5
Gyepszint magassága (cm)	30-50	30-50	5-20	5-15	5-15	5-15	30-80	30-80	5-15	5-25	5-30	5-40
Gyepszint összborítása (átlag)	0-100 (73)	10-100 (67,5)										

2. táblázat: A cönológiai felvételek készítésének adatai

3.3.4.2.1. Körgát

Jellegzetes habitusú, zsombékoló élőhely. A mintaterület jellemző, társulásalkotó faja a *Schoenus nigricans*. A kormos csáté 30-50 cm átmérőjű zsombékokat alkot. A zsombékok között csupasz talajfelszín, szukkulens sziki vegetációt, szikes iszapnövényzet, mézpázsitrét, sziki rét fragmetumokat találunk. Az 1999-es felvételhez képest kissé zártabbnak tűnik. A területre általában jellemző tavaszi vízborítás már három éve elmaradt, így a zsombékok között egyre több faj telepszik meg. A terület kezelése 1999 óta időszakos legeltetés. A kezelt területen a kezelés legszembetűnőbb hatása a zsombékok pusztulása a taposás következtében.

Kezelt terület: A kormos csáté (*Schoenus nigricans*) a felvételek többségében magas borításértékkel szerepel. Az élőhely konstans faja az *Inula britannica*. A felvételek többségében jelen van, néha kifejezetten magas borítással. Általában alacsony borítással, de III konstanciával szerepel a *Dactylis glomerata* és a *Galium verum*. A két faj néha 1-2m² zárt foltokat is alkot. Jellemző faja a *Carex distans*, a *Phragmites australis*, a *Lotus siliquosus* és az *Agrostis stolonifera*. Ritka, egyes kiemelkedésekre jellemző a *Festuca pseudovina* (többségében hangyabolyok). A szikesekre jellemző fajok közül csak a *Triglochin marina* fordult elő.

Kezeletlen terület: Hasonló a kezelt területhez, de megjelennek cserjefajok (*Elaeagnus angustifolia*, *Prunus spinosa*), illetve kissé zártabb. A zsombékjai szépen fejlettek, a zsombékok közti részek záródtak. Csak a kezeletlen területen jelent meg a *Molinia coerulea* agg., amely a környező területeken kisebb foltokat alkot.

A vizsgált élőhelyek közül a közepesen fajszegényként jellemezhető, a felvételekben 19, illetve 22 faj került elő. Fajainak többsége kozmopolita, de jellemzőek a kontinentális, eurázsiai és európai elemek is. Ritka a pannóniai elemek előfordulása.

A kezeletlen területen több adventív faj előfordul.

Mint szikesnek tartott területet megvizsgáltuk sótűrés szempontjából (Borhidi-féle értékek alapján) is az előforduló fajokat. A kimutatott fajok többsége sókerülő, sós vagy szikes talajon nem fordul elő. A sókedvelő fajok közül csak a *Puccinellia limosa* és a *Triglochin maritimus* jellemző, de ezek gyakorisága alacsony.

3.3.4.2.2. Paprét

Jellegzetes sziki sásrét, két társulásalkotó faja az *Agrostis stolonifera* és a *Carex distans* mozaikos élőhelye. Talaja időszakosan nedves, de általában nem kerül víz alá. Gyakoriak, foltos előfordulással a növényzet nélküli, vagy szukkulens sziki növényzettel borított foltocskák. Az utóbbi években a kezeletlen területen a növényzet gyors záródása jellemző, itt a nyitott foltok gyakorlatilag eltűntek. A kezelt területen fennmaradtak, de ez valószínűleg a kezelésként alkalmazott legeltetésnek köszönhető.

Kezelt terület: A mintaterület átlagos összborítása 47 % körül van. A két domináns faj, a *Carex distans* és az *Agrostis stolonifera* nagyjából azonos arányban fordul elő. Alacsony borítással, de a felvételek többségében megjelenik a *Phragmites australis*. Több, jellemzően szikes réteken előforduló fajt megtalálunk: *Juncus gerardii*, *Juncus maritimus*, *Aster tripolium ssp. pannonicus*, *Puccinellia limosa*. Ezek a fajok általában alacsony borítással, II konstanciával szerepelnek. A társulásra jellemző *Taraxacum bessarabicum* ritka, szórványosan előforduló faj, egyes felvételekben azonban magas (5 %) borításértékkel szerepel.

Kezeletlen terület: A kezeletlen terület kissé zártabb, átlagos borítása 51 %. A *Carex distans* általában magasabb borítású, mint az *Agrostis stolonifera*. Kevesebb, de jobban fejlett nádat találunk, mint a kezelt területen. A kezelt területtel szemben gyakoribban a közönséges, kozmopolita fajok, mint a *Dactylis glomerata* és a *Poa pratensis*. A szikesek jellemző növényeit is megtaláljuk, de ritkábbak, kivéve a *Scorzonera parviflora*-t és a *Juncus gerardii*-t. Érdekes módon a *Taraxacum bessarabicum* nem szerepelt a felvételek között.

Mindkét helyen elsősorban a kozmopolita és eurázsiai flóraelemek jellemzőek, de több kontinentális fajt is találunk. Ritkák a pannóniai, pontus-szubmediterrán elemek és a pontusi flóraelemek. Sótűrés szempontjából megvizsgálva az előforduló fajokat, kiderül, hogy zömében sókerülő vagy gyengén sótüdő fajokat találunk. Érdekes, hogy a kezelt és a kezeletlen területen különbség mutatkozik a fajok mennyiségében. A kezelt területen a gyengén sótüdő, míg a kezeletlen területen a sókerülő fajokból van több. Mindkét területen találunk mérsékelt és erősen sós talajokon előforduló fajokat is.

3.3.4.2.3. Nyéki szállás

A területről készült cönológiai felvételek feldolgozás előtt megsemmisültek, így e területet nem értékeljük.

3.3.4.2.4. Borsodi-dűlő

A Borsodi-dűlő területe 1996-ig intenzív szántó volt. 1997-ben vetettük be általános kaszáló fűkeverékkel. A vetőmagban 20 % angol perje (*Lolium perenne*), 25 % réti csenkesz (*Festuca pratensis*), 30 % veres csenkesz (*Festuca rubra*) és 25 % közönséges tarackbúza (*Agropyron repens*) volt. A visszagyepesítés óta a területet minden évben kétszer kaszálják, kivéve a kezeletlen mintaterületet.

Kezelt terület: A mintaterületen a *Festuca pratensis* és az *Agrostis stolonifera* a konstans, társulásalkotó faj. Mellettük gyakori a *Cirsium arvense* is, ami egyes felvételekben dominálhat is. A területen több fajjal találkoztunk, mint a kezeletlen, összesen 14 faj került kimutatásra. A vetett fajok közül csak a *Festuca pratensis* maradt meg, a többi faj spontán betelepült. A jobb fajok közül megjelent a *Juncus gerardii*.

Kezeletlen terület: Itt csak 9 faj fordult elő. A vetett fajok közül a *Festuca pratensis* és az *Agropyron repens* maradt meg. Magas borítású, konstans faj a *Festuca pratensis*, alacsony borítással, de minden felvételben szerepel a *Cirsium arvense*. A *Festuca pratensis* mellett társulásalkotó az *Agropyron repens*, az *Agrostis stolonifera*. Gyakori faj a *Lathyrus tuberosus* és a *Convolvulus arvensis*. Az előforduló fajok többsége kozmopolita vagy eurázsiai flóraelem, közönséges, mindenhol előforduló faj.

3.3.4.2.5. Ürgedomb

A környék legmagasabb pontja, nagyobb vizek sem borították el. A kavicsos alzaton agyagos-homok talaj található. Növényzete viszonylag zárt, rövid fűvű gyeper. Társulásalkotó faja a *Festuca pseudovina*. A környék egyik legnagyobb ürge élőhelye. Általában legeltetik, jelenleg birkával, korábban esetleg disznóval (egyres térképeken „Disznólegelőnek” hívják).

Kezelt terület: A legelés miatt alacsonyabb fűvű, kevésbé zárt, mint a kezeletlen terület. Dominál a *Festuca pseudovina*, mellette konstans faj az *Eryngium campestre* és az *Achillea pannonica*. Előbbi faj elsősorban a legeltetés miatt szaporodott el. Gyakori, viszonylag nagy átlagos borítással rendelkező faj a *Cynodon dactylon*.

Kezeletlen terület: A *Festuca pseudovina* mellett tömeges a *Dactylis glomerata*, illetve egyes kisebb foltokban a *Festuca pratensis*. Sokkal zártabb (70 % körüli átlagos borítás), magasabb fűvű, mint a kezelt terület. A társulásalkotó fajok mellett gyakori az *Eryngium campestre* és a *Poa angustifolia*. A *Galium verum* és *Achillea pannonica* II konstanciával, 7 és 3 %-os borítással jellemezhető. Megjelent a mintaterületen az *Agrostis stolonifera* és az *Arrhetherium elatius*.

Az Ürgedombra általában a kozmopolita és eurázsiai flóraelemek jellemzőek, de találunk kontinentális, pontusi, pontus-szubmediterrán elemek és szubmediterrán elemeket is.

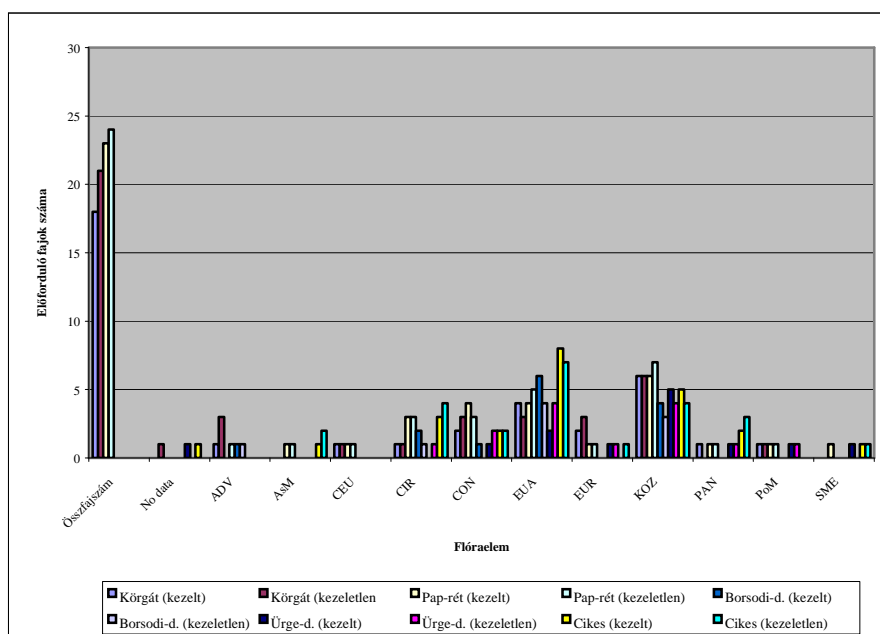
3.3.4.2.6. Cikes

Időszakosan víz borította, foltokban erősen szikes talajú terület. Jellemző társulása az tarackos-tippanos sziki rét (*Agrostidetum stoloniferae*), mellette foltokban szoloncsák szikfoknövényzet és szukkulens sziki vegetáció társul. Szárazabb időszakokban kaszálják, régebben legeltették. A vizsgálati időszak alatt kaszáltuk.

Kezelt terület: A kezelt terület két leggyakoribb faja az *Agrostis stolonifera* és a *Puccinellia festuciformis* spp. *intermedia* (syn. *Puccinellia peisonis*). A két faj önállóan, foltokban alkot társulást. Magas az előfordulása a *Juncus gerardii*-nak és helyenként az *Agropyron repens*-nek. A szikesekre jellemző *Spergularia marina*, *Triglochin maritimum*, *Ranunculus sardous* kis borítással, de előfordul a területen. A nád viszonylag magas II konstanciájú, 6,62 % átlagos borítású előfordulására oda kell figyelni, mert csapadékosabb időben gyorsan terjed.

Kezeletlen terület: Habitusra hasonló a kezelt területéhez, de sokkal mozaikosabb. A társulásalkotó fajokon kívül jelentős a *Phragmites australis* és a *Juncus gerardii* előfordulása. A nád III konstanciával fordul elő, 11 % körüli borítása a három éves kaszátlanság alatt alakult ki a száraz időjárás ellenére.

Mindkét területen az eurázsiai elemek dominálnak, mellette több kozmopolita és a mintaterületek közül a legtöbb pannóniai elemet találunk. Jellemző a (szub)atlanti-szubmediterrán elemek jelenléte is mindkét területre. Az előforduló fajok többsége sókerülő vagy gyengén sótűrő, de jelentős a mérsékeltén sókedvelő fajok előfordulása is. A mintaterületek közül itt találjuk a legtöbb sókedvelő fajt.



2. ábra - Az egyes mintaterületeken leírt fajok flóraelemenkénti csoportosítása

3.3.4.3. A mintavételi területek hangya faunájának (*Formicidae*) ismertetése

készítette: Kovács Éva

3.3.4.3.1. A mintavételi területeken előforduló fajok

Formica cunicularia Latreille 1798 (*Gyakori rabszolga*): Az egyik legközönségesebb *Serviformica* faj Európában (amelynek szinte egészén elterjedt), széles ökológiai tűrképességű (euryoecikus). Kontinens-szerte kolonizál vasúti töltéseken, napsütötte erdőszegélyeken, száraz legelőkön és tenger melléki szirteken. Az irodalom szerint thermophil faj, saját tapasztalaim szerint is valamivel melegkedvelőbb a *F. rufibarbis*-nál, de azért igencsak gyakori az együttes előfordulásuk (legfeljebb a vizes, hűvösebb mikroklimájú élőhelyeken kisebb állománysűrűségekre hajlamosabb az utóbbinál). Hazánkban nagyon elterjedt. Nyílt, száraz területek, cserjések, ligetek, erdőszegélyek egyaránt élőhelyét képezik (zárt erdőkre nem jellemző), az Alföld szinte valamennyi általam talált gyepi hangyaközösség-típusában rendszeresen (IV-V-ös konstanciával) előforduló elem. A síkságtól a hegyvidékig egyaránt elterjedt. A nyugat-európai szakirodalom szerint szárazsághedvelő (eremophil), de saját vizsgálataim során – igaz, a szárazgyepekénél kisebb populációsűrűséggel – az üde, vizes gyepekben is rendszeresen megtaláltam. Nem védett.

Formica rufibarbis Fabricius 1793 (*Nagy rabszolga*): A *F. cunicularia*-hoz hasonló ökológiai karakterű faj, de valamivel gyakrabban és nagyobb állománysűrűségben fordul elő a nedvesebb, hűvösebb, illetve az urban élőhelyeken az előzőhöz képest. (Annak ellenére, hogy a nyugat-európai szakirodalom szerint alapjában véve ez is eremophil és thermophil karakterű faj. Persze, az ottaniakkal összehasonlítva a mi üde élőhelyeink általában eleve melegebbek, gyakran kevésbé paradusak). Még az előzőnél is szélesebb ökológiai tűrképességű. Az egyetlen olyan hangyafaj, amely az Alföld valamennyi általam talált gyepi hangyaközösség-típusában rendszeresen (IV-V-ös konstanciával) előfordul. Szárazabb erdőkben sem ritka a megjelenése. Síkságtól a szubmontán régióig elterjedt. Az ország egész területéről vannak előfordulási adatai. Nagy areájú, Európában és Ázsia középső részén elterjedt. Nem védett.

Formica pratensis Retzius 1783 (*Réti vöröshangya*): Nem túl hűvös és nedves erdőszegélyek és cserjések jellemző faja, feltehetően az egész országban előfordul a számára megfelelő élőhelyeken. (A DINPI és DDNPI területén még nincs dokumentált adata, minden bizonnyal a megfelelő felmérés hiánya miatt.) Fásszárú vegetáció jelenlétét igényli, nagy nyílt gyepekben rendszerint nem él.

Lasius (Chthonolasius) distinguendus (Emery 1916) (*nincs magyar neve*): Szociálp parazita. Nyílt, meleg, száraz élőhelyek xerothermophil faja. Síkságok-dombvidékek lakója. Gallé és mtsa 2000-ben megtalálta a Fertő-Hanság Nemzeti Park területén, faunánkra új fajként. Ritka. Az Órségből és a Balaton-felvidéki Nemzeti Park területéről is előkerült. Hazai elterjedése nem ismert. A *Chthonolasius* csoport igen nehezen határozható, a korábbi irodalmi adatok sokszor bizonytalanok, vagy nem is részletezik faji szintig a csoportot. Nem védett.

Lasius flavus (Fabricius 1781) (*Borostyánsárga hangya*): Széles ökológiai tűrőképességének megfelelően sokfelé elterjedt, legelőkön, erdőszegélyeken építi fészket. Hazánkban eddig a FHNPI, ÖNPI, KNPI, KMNPI, HNPI, BFNPI területéről került elő. A Nagyalföldön tapasztalataim szerint a zártabb szárazgyepekre jellemző igazán (füves szikespuszták, sztyepprétek), bár más típusú élőhelyekről is előkerül. Holarktikus faj, elterjedt Észak-Afrikától Japánig, Észak-Afrikától Skandináviáig. Nem védett.

Lasius niger (Linnaeus 1758) (*Fekete fahangya*): Széles ökológiai tűrőképességű, igen gyakori hangyafaj, Európa-szerte a mérsékelt xerothermtől a mesophil élőhelyekig egyaránt megtalálható, de inkább mesophil karakterű. Gyakran előfordul városokban, parkokban, kertekben és szántókon, erősen zavarástűrő. A Nagyalföldön konstans-szubkonstans előfordulása az üde gyepeken kialakuló hangyaközösségekre jellemző, jól tükröztve mesophil karakterét. Bár a talajon fészkel, jellemzően előszeretettel táplálkozik a lágyszárú és fűszárú növényekre felmászva. Egész Euráziában elterjedt, továbbá Észak-Afrikában is jelen van. Nem védett.

Lasius paralienus Seifert 1992 (*nincs magyar neve*): Európa jelentős részén megtalálható, de elterjedési középpontja valószínűleg a Balkán. A nyugat-európai szakirodalom szerint Közép-Európa urbán régióiból hiányzik, mert kikompetálja a *Lasius niger*. A Nagyalföldön általánosan elterjedt és gyakori fajnak számít a különböző típusú, kötöttebb talajú szárazgyepeken (más – üdőbb, fás - élőhelyeken előfordulása jóval ritkább, laza homokon nem él). Síkságtól a szubmontán régióig található meg. Nem védett.

Myrmecina graminicola (Latreille 1802) (*Ráncos hangya*): Nyugat-, Közép- és Dél-Európában, továbbá Észak-Afrikáig és Kisázsiaig általánosan, de nem egyenletesen elterjedt. A rendelkezésre álló szakirodalom alapján Európa középső és déli részén diffúz elterjedésű, nem gyakori faj. Somfai Fauna Hungariae kötetében ugyanakkor azt írja, hogy nálunk mindenütt közönséges. Ténylegesen előkerült a FHNPI, ÖNPI, KNPI, KMNPI, HNPI, BNPI, BFNPI területéről. A Nagyalföldön elsősorban nyílt, napos szárazgyepeken (jellemzően kunhalmokon) és nyílt, száraz erdőkben találtam. Nem védett.

Myrmica gallienii Bondroit 1920 (*nincs magyar neve*): A nyugat-európai szakirodalom szerint olyan élőhelyekről ismert, amelyek állandó vízhatásnak vannak kitéve, vagy legalább egy rövid időszakra tavasszal víz éri őket. Az irodalom szerint inkább a talaj gyéresebb vegetációborítottságát kedveli, és tipikus élőhelyei azok a rétek és mocsarak, amelyeknek alacsony a vegetációfedettségük, és nyílt vizek, tavak szélével érintkeznek. Ezek gyakran Dél-Ukrajna, Dél-Oroszország és a magyar Alföld meleg klímájú sós mocsarai, de a hidegebb németországi, lengyelországi belföldön is megtalálható, és teljes areáján élőhelyeinek nagyobb részét a nem sós rétek és mocsarak teszik ki. Ritkábban megtalálható a melegebb helyeken levő tőzegmoha lápokban is. Az ember által erősen átalakított élőhelyeken is képes kolonizálni, ha ott nedvességigénye kielégül. Jól tűri a taposást, emberek által gyakran járt helyeken is megtalálhatók fészkei. Síkságok és dombvidékek lakója. Ökológiai karaktere: fakultatív halophil, mérsékelt thermophil, és inkább hygrophil.

A Nagyalföldön vizsgálataim során a rendszeres vízhatásnak kitett vizes élőhelyek hangyaközösség-típusa konstans karakterfajának találtam (üde mocsárrétek, sziki rétek, magassásosok, kékperjés kiszáradó láprétek az előfordulási helyei e közösségtípusnak). A rendszertelenné váló, illetve eltűnő vízhatással együtt szintén gyorsan eltűnik, egyéb hangyafajok kikompetálják. Üde erdőkben (például nedvesebb aljú keményfa ligeterdőkben) is megjelenik. Nem védett.

Myrmica sabuleti Meinert 1861 (*nincs magyar neve*): Egész Európában elterjedt. Gyakori faj, a szakirodalom szerint Közép-Európában megtalálható minden típusú félszáraz gyepon és a napsütötte erdőszegélyekben. A közép-európai *Myrmica* fajok között inkább xero- és thermophil fajnak számít. A Nagyalföldön a homoki gyepek szubkonstans, a kunhalmok és szárazabb töltések, valamint a száraz, nyíltabb erdők konstans fajának találtam, bár szinte minden egyéb hangyaközösség-típusban is megjelenik (füves szikespuszták, nem kunhalmi zárt sztyepprétek, nedves gyepek, stb.), de ezekben ritka. Nem védett.

Myrmica salina Ruzsky 1905 (*nincs magyar neve*): A nyugat-európai szakirodalom szerint Szibériában és Európában is az erősen sós talajú élőhelyek karakterisztikus faja. Az irodalom szerint gyakran szikes tavak parti zónájában található, a magas sótartalmú helyeket övező azon zónában, ahol lecsökken a sótartalom (0,5-0,1 %) és megjelenik a *Salicornia*, *Puccinellia* és más sókedvelő vegetáció, 20-40 %-os borításban. Itt az irodalom szerint abszolút domináló faj a *M. salina*, majd ahogy a vegetáció záródik és csökken a felszín sótartalma, elveszíti dominanciáját, és végül kikompetálja a *M. scabrinodis*, *M. gallieni* vagy a *M. rubra*. Bár nagy rezisztenciával rendelkezik a talaj megnövekedett sótartalmával szemben, elterjedése azonban nem korlátozódik a sós területekre, megtalálható különböző típusú sztyepp habitatokon, mészkövön kialakult xerotherm gyepeken, vagy az agrárterületek xerotherm szegélyein, igaz, jóval alárendeltebb pozícióban.

A Nagyalföldön 131 élőhely vizsgálata alapján az ürmös szikespuszták hangyaközösségének konstans, a vizes gyepek közösségének szubkonstans fajaként találtam, más élőhelyeken ritkán jelent meg. Kimutattam számos olyan nedves élőhelyről, amelyek sóstressznek nem, vagy csak gyengén kitettek, de elegendően bő vízhatás éri őket ahhoz, hogy az egyebütt a kompetícióban a *M. salina* fölé kerekedő fajok itt ezt ne tehessék meg. Az igazán szélsőséges szikes élőhelyeken (vakszikek, szikfokok) nem volt jellemző, nem volt gyakori az előfordulása. A nagyalföldi előfordulásai inkább mérsékelten sótűrő, a vízháztartási viszonyokat illetően széles tűrőképességű, a vízhatást jól tűrő fajnak rajzolták ki. (Semmi esetre sem „egyszerű” xerotherm faj, amint azt több hazai kutató is állítja, illetve idézi egymástól.) Európában – délen Bulgáriáig - nagy területen elterjedt, Szibériába is behatol. Nem védett.

Myrmica scabrinodis Nylander 1846 (*Görbe csápú hangya*): A szakirodalom szerint közepesen thermophil és hygrophyl faj, a 8 közép-európai *Myrmica* faj közül a közepesen thermophilek közé tartozik. Az irodalom szerint magas toleranciával rendelkezik a talajnedvességgel szemben, előfordul az extrém vizes élőhelyeken (*Sphagnetalia*-kban is), de előfordulhat xerotherm gyepek szárazabb részén is. Nem erdei faj, de előfordul erdők tisztásain is, amelyek direkt napfénynek vannak kitéve. Síkságokon és dombvidéken található, palearktikus elterjedésű faj. Hazánkban jellegzetesen alföldi elem. A Nagyalföldön nem túlságosan gyakori, bár az élőhelyek

széles spektrumán megtalálható. Kimutattam töltéseken, ürmös pusztákon, homoki gyepekben, különböző erdőkben, még legnagyobb rendszerességgel a vizes élőhelyek hangyaközösség-típusában. Nem védett.

Myrmica schencki Emery 1895 (*nincs magyar neve*): A szakirodalom szerint nyílt területek faja, a legthermophilabb karakterű *Myrmica* faj Európában (ugyanakkor még mindig széles toleranciával is rendelkezik egyben a habitat átlagos hőmérsékletével szemben). Az irodalom szerint megtalálható a xerotherm gyepek minden típusán, de erdők xerotherm szegélyében, és utak mentén is. Széles ökológiai valenciával bíró faj, valószínűleg megtalálható minden közép-európai nem urbán élőhelyen, amely kielégítően xerotherm. Nem tolerálja a talaj tápanyagban való feldúsulását. Síkságok és dombvidékek lakója. Palearktikus elterjedésű.

Magyarországon nem túl gyakori faj. A Nagyalföldön én sem találtam gyakorinak – és rendszeressége folytán jellemző előfordulásának - egyetlen hangyaközösség-típusban sem, jóllehet az élőhelyek elég széles spektrumán fel-felbukkant időnként. (Vizes élőhelyektől a kunhalmokig, homoki gyepekig, erdőkig.) Nem védett.

Solenopsis fugax (Latreille 1798) (*Tolvajhangya*): Nagy abundanciájú, termophil hangya faj a közép-európai gyepeken. Igen gyakori a különböző szárazgyepekben, bár endogéikus (föld alatti) életmódja miatt nem könnyű valós állománysűrűségében észlelni. Gyakran más hangyafajok fészkeiben található, azok élelemraktárait fosztogatja. Síkságok és dombvidékek lakója. Széles elterjedésű palearktikus faj, Európától Észak-Afrikáig és Japánig. Nem védett.

Polyergus rufescens (Latreille 1798) (*Amazon-hangya*): Szociálp parazita, obligált rabszolgatartó hangyafaj (a *Serviformica*-csoport tagjainak bábjaikat rabolja el, neveli fel és tartja rabszolgaként). Európai elterjedésű, déli súlyponttal. Jelenléte a hangya közösségekben meglevő gazdag interspecificus kölcsönhatásokra utal, általában bonyolultabb közösségstruktúrát, illetve konnektivitási viszonyokat jelez. Síkságok és dombvidékek lakója. Thermophil karakterű, különféle szárazabb gyepek lakója, konstans előfordulásúvá semmilyen élőhelyen, illetve közösség-típusban nem válik az Alföldön. Nem védett.

Tapinoma ambiguum Emery 1925 (*nincs magyar neve*): A különböző szárazgyepek jellemző, gyakori, több közösségtípusban is (kunhalom, töltés, füves és ürmös szikespuszta) konstans faja, thermophil karakterű. Laza talajú homoki gyepekben is elég rendszeresen megjelenik. Síkságok és dombvidékek lakója. Nem védett.

Tapinoma erraticum (Latreille 1798) (*Kóborhangya*): A hazai szakirodalom szerint Magyarországon mindenütt elég gyakori, széles tűrőképességű, szárazságtűrő faj. Ennek ellenére én a Nagyalföldön kifejezetten kevés helyen, ritkán találtam, és időnként vizes élőhelyeken is, nem csak szárazgyepekben. Euromediterrán elterjedésű. Nem védett.

Tetramorium caespitum (Linnaeus 1758) (*Gyepi hangya*): Európában és hazánkban is nagyon gyakori, minden település környékén megtalálható, kultúrkövető faj. Jól tűri a legkülönbözőbb zavaró hatásokat. Thermophil karakterű. Síkságokon és dombvidékeken él. A Nagyalföld szinte valamennyi gyepi hangyaközösség-típusában konstans előfordulásúknak találtam (időszakos vízhatásnak kitett területektől a legkülönbözőbb szárazgyepekig), sőt a szárazabb, nyíltabb erdőkben sem ritka,

egyedül a vizes élőhelyek hangyaközösségében szorul vissza. Palearktikus elterjedésű. Nem védett.

Tetramorium sp.: A csapdázott anyagban a *T. caespitum*-tól eltérő *Tetramorium* fajt is találtam. E nemzetség taxonómiai revíziója folyamatban van, a talált egyedek biztos meghatározása jelenleg nem végezhető el sem a hazai, sem a külföldi szakirodalom alapján. Dr. Gallé Lászlóval történt konzultáció során megállapítottam, hogy a begyűjtött egyedek identifikációjával még néhány hónapot várni kell, addigra várhatóan elkészül egy hazai munka a nemzetség revíziójáról. A Dr. Gallé László témavezető által összeállított „A Fertő-Hanság Nemzeti Park műrmekológiai alapvetése” c. jelentésben (2000) szereplő *Tetramorium hungaricum* és *T. striatis* taxonómiai helyzete is bizonytalan a revíziós munka befejeztéig.

3.3.4.3.2. A mintavételi területek jellemzése

3.3.4.3.2.1. Cikes

Az élőhely hangyaközössége az általam felállított közösségtípus-rendszerben a „vizes élőhely típusba” sorolható. E közösségtípus konstans fajai a Nagyalföldön a *Lasius niger*, és *Myrmica gallienii*, jellemző, gyakori, szubkonstans faja a *Myrmica salina*, további gyakran előforduló elem a *Formica cunicularia* és *F. rufibarbis*. A hangyaközösség a vizsgált hat élőhely közül ezt indikálja a legerősebb vízhatásnak kitettként. A közösség fő karaktere 1999-ben is ez volt. (*Myrmica gallienii* dominancia.)

A két terület hangyaközösségei között egyelőre nem látszik határozott különbség, az észlelt kisebb eltéréseknek lehet azonosítható ökológiai oka, de ez csak több év eredménye alapján derülhet ki. (A kezeletlen terület esetében a két csapda eltűnése miatt korrigált egyedszámokkal kellett kalkulálnom, ez még inkább növeli a hibalehetőséget.) Természetesen annak az információnak is van jelentősége, hogy a kezelés itt gyakorol a legkisebb látható – vagy akár nem is látható – hatást a hangyaközösségre. A legnagyobb állománysűrűséggel bíró *Myrmica gallienii* egyébként a leginkább nedvességkedvelő, illetve nedvességtűrő faj. A kezeletlen terület hangya biomasszája valamivel nagyobb, ennek valószínű okáról lásd a következő élőhelypárosnál leírtakat.

3.3.4.3.2.2. Ürgedomb

A Nagyalföld hangyaközösségei közül a „töltés típussal” rokonítható. Ez a legtágabb, legváltozatosabb, legtöbbféle élőhelyen megjelenő, további altípusokra bontható közösségtípus, amelynek legfőbb jellegzetessége a különböző „egyértelműen” szárazgyepi közösségekkel szemben az, hogy mezofil és szárazságkedvelő karakterű hangyafajok együttes előfordulásával jellemezhető. Két fő – tág értelemben vett – élőhelytípusban jelennek meg általában állományai: olyan átmeneti jellegű (botanikai értelemben még mezofilnek számító, magasabb fűű) gyepekben, amelyek a mezofil karakterű fészkelők mellett azért már alkalmasak több szárazgyepi hangyafaj fészkeléséhez is, illetve jellemzően olyan, a környezetükből kiemelkedő magaslatokon (töltéseken, természetes halmokon, stb.), amelyek közelségében

nedves élőhely is jelen van. Ez utóbbi esetben a magaslaton ugyan lehet határozottan száraz, meleg, nyílt, rövid fűvű gyepek, helyben fészkelő meleg- és szárazsággkedvelő, illetve -tűrő fajokkal, de a közeli nedves élőhelyen (ez jelenthet nagyobb fajknál száz méteres nagyságrendű távolságot is) fészkelő, mezofil karakterű fajok táplálkozó állományai még ugyancsak megjelennek itt. (Természetesen érdekes kompetíciós helyzetek „teremtődnek” ezáltal, gyakran erősen fajgazdag, diverz táplálkozó-közösségek kialakulása mellett.)

Erre a második terepi szituációra engednek következtetni a kapott adatok: a mezofil karakterű, erős kompetitor *Lasius niger* dominanciája, a mezofil és száraz élőhelyeken egyaránt sikeresen élő, a töltés közösségtípusban konstans elem *Formica rufibarbis*, emellett ugyanakkor a jellegzetes szárazgyepi *Lasius paralienus* jelenléte, továbbá az elsősorban szárazgyepi, nem tömegfajnak számító *Myrmica schencki*, *Myrmecina graminicola* és *Polyergus rufescens* megjelenése. A közösség karaktere 1999-ben is hasonló volt.

A kezeletlen mintaterületen lényegesen magasabb egyedszámban található a *Formica rufibarbis*, *Lasius niger* és *Solenopsis fugax* (megjegyzem, ez sem tömegfaj), míg a *Lasius paralienus* egyedszáma a kezelt mintaterületen bizonyult magasabbnak, kis – inkább csak több év távlatában értékelhető - egyedszámban itt került elő a *Myrmica schencki*, *Myrmecina graminicola* és *Polyergus rufescens* is. A hangyaközösség diverzitása a kezelt területen nagyobb, összes biomasszája viszont a kezeletlen területen.

A hangyaközösségek „értékét” tekintve a kezelés lényegében közömbös - a különbségeket nem tekintem igazán értékbeli különbségnek -, ha mindenáron értékelni kell, akkor ebben a speciális terepi szituációban a kompetíciós viszonyok befolyásolása révén a kezelésnek jelentősége lehet a némileg diverzebb (azaz itt értékesebbnek tekinthető) hangyaközösség fenntartásában, az erős kompetitor *Lasius niger* féken tartásával segítheti a nem tömegfaj színező elemek megjelenését.

3.3.4.3.2.3. Borsodi-dűlő

Jelenleg valószínűleg intenzív átalakulásban lévő, az élőhelyi adottságokra tekintettel a várható maximumhoz képest még fajszegényebb a hangyaközösség. A *Formica rufibarbis* és *Lasius niger* kifejezetten gyorsan és jól kolonizáló fajok, feltűnésük és térhódításuk, utóbbi határozott dominanciája – az élőhelyi adottságokra is tekintettel – nem meglepő. A *Tetramorium caespitum* is jól kolonizáló faj, de ő a szántókon is jól érzi magát; az 1999-es adatokban még e faj dominált, így feltételezhető, hogy az agrárélőhely fajszegény közösségének domináns szereplőjéből most éppen „hátracsúszóban” van, a természetközeli mezofil élőhelyen elfoglalt, lényegesen alacsonyabb rangú szerep irányába. A *Lasius niger* az élőhely mezofil jellegét jelzi, miként a *Myrmica gallienii* és *Myrmica salina* – egyelőre igen kis létszámú – megjelenése is. Ha ez utóbbiak állománya még jelentősen erősödik, akkor a vizes élőhely típusú közösség egy reprezentánsa fog kialakulni (1999-es adatokban még nem szerepelt a *Myrmica salina*, a *M. gallienii* hasonlóképp 1 db – feltehetően a környékről idetévedt - egyeddel, mint most). Amennyiben nem erősödik meg állományuk, akkor a töltés típus kialakulásának látom jó esélyét (kisebb valószínűséggel az „időszakosan vizes (átmeneti) típus kialakulásának, de erről

akkor érdemes hosszabban szólni, ha aktualitása lesz). Az élőhely üde jellegét egyébként a leírt vegetáció is jelzi.

A kezeletlen területen több a *Lasius niger*, a *Formica rufibarbis*, kevesebb a *Tetramorium caespitum*. Összes hangya biomassza a kezeletlen területen nagyobb, diverzitásban nincs érdemi különbség. Érdemi „értékbeli” különbséget egyelőre nem érzek a két hangyaközösség között.

3.3.4.3.2.4. Nyéki szállás

Jellegzetes vizes élőhely típusú hangyaközösség, uralkodó fajai a *Lasius niger*, *Myrmica gallienii*, *Myrmica salina*. Az 1999-es adatok hasonló jellegű közösséget jeleznek, az akkori adatokban egyértelműen a *Myrmica gallienii* dominál.

Érdeminek értékelhető különbség a kezelt és kezeletlen mintaterület között egyelőre a domináns fajok egyedszámbeli eltérésében mutatkozik. A *Lasius niger* és *Myrmica salina* egyedszáma a kezeletlen területen magasabb, a *Myrmica gallienii* állománysűrűsége a kezelt területen nagyobb. Érdemi értékbeli különbséget nem érzek a két hangyaközösség között.

3.3.4.3.2.5. Paprét

A 4. mintaterületéhez hasonló, szintén vizes élőhely-típusba sorolható hangyaközösség, uralkodó fajai a *Lasius niger* és *Myrmica gallienii*, egyelőre kis egyedszámban megjelenik a típusra jellemző *Myrmica salina*, jelen van a típusban gyakori *Formica rufibarbis*. A kezelt területen érdemi mennyiségben tűnik fel a *Tetramorium caespitum*. Az 1999-es adatok hasonló jellegű közösséget jeleznek, az előző bekezdés első két fajának dominanciájával.

A megfigyelt jelenségek a Nyéki-szállás (4.) mintaterületéhez hasonlóak. A kezeletlen területen a *Lasius niger* áll a kompetíciós hierarchia élén, és rendelkezik a legnagyobb egyedszámmal, míg a kezelt területen a *Myrmica gallienii* és a *Tetramorium caespitum* állománya nő meg, itt jelenik meg kis számban a szárazgyepi faj *Tapinoma ambiguum*. (A *Myrmica salina* kis egyedszáma érdemben egyelőre nehezen értékelhető). A hangyaközösség biomasszája valamivel nagyobb a kezelt területen (a *Myrmica gallienii* elszaporodása miatt). Érdemi értékbeli különbséget nem érzek a két hangyaközösség között.

3.3.4.3.2.6. Körgát

„Töltés típusú” hangyaközösség, mezofil karakterű fajok – *Lasius niger*, *Myrmica salina* – dominanciájával, de szárazgyepi fajok határozott jelenlétével is egyben (*Myrmica sabuleti*, *Lasius fuliginosus*, *Tapinoma ambiguum*, *Tetramorium caespitum*). Az 1999-es adatok hasonló jellegű közösséget mutatnak.

Az érdemi egyedszámban megjelenő fajok mindegyike a kezeletlen területen mutatkozik nagyobb egyedszámban, a hangyaközösség diverzitása és biomasszája is itt a nagyobb. A hangyaközösséget tekintve a kezeletlen terület az értékesebb, ez

itt párhuzamosságot mutat a vegetáció állapotával (legalábbis a mintaterület jellemzésében leírtakat olvasva).

3.3.4.4. A mintavételi területek futóbogár (*Carabidae*) faunájának ismertetése

készítette: Bérces Sándor

4.4.1 A mintavételi területeken előforduló fajok

A két vizsgálati évben összesen 77 faj került elő a területről, ez a fajsám megfelel a talajcsapdával gyűjthető fajsámnak. A mintákban változatos futóbogárfajokat találtunk. Az alább felsorolt fajok faunisztikai szempontból érdekesek. Kisebbik részük a vizes élőhelyekhez kötődő bogár, nagyobb részük sótűrő vagy kimondottan sókedvelő faj. Több közülük országunkban is nagyon ritka, néhány itt közülük azonban nagyobb szériában került gyűjtésre (*Pogonus persicus persionis*, *Anisodactylus poeciloides*; *Masoreus wetterhalli*).

A területről előkerült védett fajok az országban szinte mindenütt megtalálhatók, gyakoriak így ezeket itt felsoroljuk, de nem értékeljük: *Carabus cancellatus*; *Carabus granulatus*, *Carabus violaceus*.

Amara aulica (Panzer, 1797): Ez a ritka faj *Carduus* és *Cirsium* fajokat fogyaszt (Lindroth, 1985). A közzétett hazai adatai 20 körül vannak, elsősorban fénycsapdából került elő (Horvatovich, 1992). A faj erős populációja él a Dráva mentén ahol élőhelyén helyenként nagy egyedszámban él (Bérces, 2001).

Amara pseudostrenua Kult, 1946: Egyes határozók az *Amara tricuspidata* alfajaként tartják nyilván. Kelet-Ázsiától Közép és Kelet Európáig húzódik az elterjedési területe, halobionta ritka és lokális faj. Megfigyelték *Puccinellia distans* –al táplálkozni.

Amblystomus metallescens (Dejean, 1829): Nyílt növénytársulásokban gyűjtötték, leginkább sík vidéken, kisebb egyedszámban domb- és hegyvidékről is ismert. Sokáig úgy tartották, hogy a faj egy közeli rokona az *Amblystomus niger* az elterjedtebb és az *A. metallescens* a ritkább. Szél (szóbeli közlés) a hazai *Amblystomus* genust revideálta és azt találta, hogy a *A. niger*-nek csupán egyetlen hazai bizonyító példánya létezik, többi adata téves határozáson alapult.

Anisodactylus poeciloides (Stephens, 1828): Tengerparti előfordulásai ismertek Anglia Észak Franciaország, Belgium valamint a Balti-tenger vidékéről, de Olaszország keleti partvidékén is előfordul. A kontinensen kizárólag sós talajú helyeken fordul elő. Nagyon ritka és nagyon lokális előfordulású hazánkban.

Bembidion minimum (Fabricius, 1792): Sókedvelő faj, melyet Csiki (1908) Magyarországon gyakorinak tart, más faunaművek ritkának tartják (Hurka, 1996).

Brachinus psophia Audient-Serville, 1821: Nyugat-Ázsiai és Mediterrán elterjedésű faj, mely hazánkban néhány helyről ismert (Szél, 1996).

Calosoma auropunctatum (Herbst, 1784): Jellegzetes sztyepp faj, száraz gyepekben fordul elő (homokon, löszön és sziken egyaránt) előfordul, elsősorban az Alföldön él

(Szél 1996).

Chlaenius festivus (Panzer, 1796): Sík és dombvidéken egyaránt előfordul, kedveli az állóvizek vagy mocsarak vegetációval benőtt szegélyét. Faunaterületünkön mindenütt előfordul, de ritka. Hazánkban is elsősorban nagyobb állóvizek partján kerül elő.

Dyschirius strumosus (Dejean, 1825): Ez a ponto-mediterrán elterjedésű halobionta faj észak felé egész dél Lengyelorszáig előfordul. Hazánkban ritka, lokális elterjedésű.

Licinus depressus (Paykull, 1790): Szigetszerű elterjedést mutat, elsősorban Európa északi és középső tájain elterjedt. A Dunántúlról négy lelőhelye ismert. Elsősorban nedves területekről ismert, de száraz élőhelyekről is előkerült (Hiecke, 1983).

Loricera pilicornis (Fabricius, 1775): Korábban elsősorban hegyvidéki adatai voltak ismereteseek, az utóbbi években több síkvidéki előfordulása vált ismertté. Ez a kitűnően repülő faj, számos mezőgazdasági kultúrából előkerült (Horvatovich, 1981). A faj szinte minden nedves folton, tócsán megjelenik, azonban sehol sem gyűjtik nagy példányszámban.

Masoreus wetterhalli (Gyllenhal, 1813): Palearktikus elterjedésű faj, stenotop, psammophil faj mely homokos partokon, száraz gyepekben, alacsony vegetációval borított ruderaliákon él (Kirschenhoffer, 1989). Magyarországon mindenütt kis egyedszámban gyűjtötték, kizárólag többé kevésbé nyílt helyeken került elő a szilai sztyepperdőtől a homokpusztai gyepekig (Szél, 1996). A Bakonyban lejtősztyeppréten fogták (Kutasi, 1999), a Kis-Balatonon Deschampsietum-ból került elő ahol 23 példányt gyűjtöttek (Bérczes et al. 2002).

Ophonus diffinis (Dejean, 1829): Euroanatóliai faj, mely Nyugat Angliából, Nyugat-Közép Európán át Anatóliáig fordul elő. Kedveli a nyílt élőhelyeket, mindenütt sós élőhelyhez kötődik.

Pogonus persicus persionis Ganglbauer, 1892: A törzsfaj Dél-Oroszországban és Ázsia nyugati részén található, hazánkban csak szikes helyeken fordul elő és ott is ritka. A Cikes nevű lelőhelyen nagyobb szériák kerültek elő.

Pterostichus cursor (Dejean, 1829): Elterjedési területe Dél-Európától a Kaukázusig tart. Hazánkban sós talajú helyeken gyűjtötték, ritka.

Pterostichus macer (MARSHAM, 1802): Elterjedése sporadikus, helyenként gyakori faj. Előfordul sztyeppréteken és mocsaras területeken egyaránt, inkább alföldi vagy hegylábi területeken. Hazánkban is helyenként gyakori, de „jó” faj.

Synuchus vivalis (Illiger, 1798): Európa nagyrészen elterjedt, az északi részeket kivéve, nyugat felé az Amurig fordul elő, leginkább száraz talajon. Feltehetően fitofág faj, mely ősszel szaporodik és az imágó nyáron jelenik meg (Lindroth, 1985). Hazánkban változatos élőhelyeken gyűjtötték.

3.3.4.4.2. A mintavételi területek jellemzése

A mintavételi helyek kezelését futóbogarakon, véleményem szerint nem lehetett kimutatni. Ebben több tényező is szerepet játszhat, a 2000-es év kicsi mintája, a kezeletlen foltok mérete és beékelődése a kezelt területekbe.

Ha az élőhelyeket kellene sorba állítanom, hogy melyiken fordultak elő a legizgalmasabb fajok akkor azt lehetne mondani, hogy a Cikes a legfajgazdagabb és a fajok minőségét tekintve a legjobb élőhely. Itt rengeteg „valódi” szikes faj került elő. A Paprét, a Nyéki-szállás, és a Borsodi kb. hasonló fajgazdagságú területek. Az Ürgedomb feltehetőleg egy száraz élőhely ennek megfelelően alacsony a fajszám, a Körgát mintavételi helyen mindkét évben került elő izgalmas faj, fajszáma mégis alacsony.

3.3.4.5. A mintavételi területek egyenesszárnyú (Orthoptera) faunájának ismertetése

készítette: Kenyeres Zoltán

4.5.1 A mintavételi területeken előforduló fajok

Leptophyes albovittata (Kollar, 1833) (*Közönséges virágszöcske*): Dél-Európai, ázsiai elterjedésű, euriök, mezofil faj. Lejtősztyepréteken és sziklagyepekben, erdőszegélyekben egyaránt előfordul. Thamnobiont faj lévén a cserjéket, magaskóros növényeket tartalmazó növényzeti típusokat részesíti előnyben, ökológiai igényeit leginkább a félárnyékos helyzetű gyepterületeken találja meg. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján mérsékelten gyakori faj (III.).

Tettigonia viridissima Linnaeus, 1758 (*Zöld lomboszöcske*): Holopalearktikus elterjedésű, közismert szöcskefaj, amely előfordul művelt területeken, sőt településeken is. A természetes vagy féltermészetes növényzettel borított élőhelyek közül elsősorban lejtősztyepréteken, félszáraz gyepekben és erdőszegélyekben fordul elő. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján mérsékelten gyakori faj (III.).

Metrioptera bicolor (Philippi, 1830) (*Halványzöld rétiszöcske*): Az eurosibériai elterjedésű faj thamnobiont életformájának és szubxerofil ökológiai igényeinek a vertikálisan jól strukturált szerkezetű, xerotherm állományklímájú gyepek felelnek meg. Élőhelyén főképp a kora nyári aszpektusban érhet el jelentős egyedszámot. A Fertő-hansági Nemzeti Park gyepterületein végzett vizsgálatok alapján előfordulása sajátos kapcsolatban van a kissé eltérő élőhely-igényű *Metrioptera roeselii*-vel (relatív gyakoriságértékeik – a mikroklimatikus viszonyokkal párhuzamba állítható – ellentétes tendenciával jellemezhetők, azonban e felvetés statisztikai bizonyításához további vizsgálatok szükségesek). Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján mérsékelten gyakori faj (III.).

Metrioptera roeselii (Hagenbach, 1822) (*Roesel-rétiszöcske*): Eurosibériai elterjedésű, főképp mocsár- és láprétek jellemző szöcskefaja, a közepes vízellátottságú, vertikálisan jól strukturált növényzeti típusokhoz kötődik. Nem mondható gyakorinak, a higrofil jellegű közösségek fontos tagja. A *Metrioptera bicolor*-hoz hasonlóan thamnobiont életformájú faj, azonban inkább a hűvösebb-

nedvesebb mikroklímájú gyepekben számít domináns fajnak. [Ld. *Metrioptera bicolor*-nál leírtakat.] Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján mérsékelten gyakori faj (III.).

Gryllus campestris (Linnaeus, 1758) (*Mezei tücsök*): Palearktikus elterjedésű, közönséges faj. Karakterisztikus hangja alapján is könnyen detektálható, gyakori faj, szinte minden gyeptípusban előfordul, azonban bizonyító példánnyal történő kimutatása csak talajcsapdázást is folytató komplex mintavétellel biztosított. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján mérsékelten gyakori faj (III.).

Pteronemobius heydenii (Fischer, 1853) (*Mocsári tücsök*): Európai–közép-ázsiai elterjedésű faj. Vizenyős réteken, nádasok szélén országszerte gyakori, ennek ellenére a hazai relatív gyakorisági adatok alapján ritka faj (I.), ugyanis talajlakó életmódja miatt jóval kevesebb előfordulási adattal rendelkezik, mint rendelkezne a talajcsapdás vizsgálatot is folytató orthopterológiai adatgyűjtések általánosabb volta esetén. Nem védett.

Oedipoda coerulescens (Linnaeus, 1758) (*Kékszárnyú sáska*): Palearktikus elterjedésű, euriök, xerofil, nyílt gyepekben közönségesnek számító faj. A szabad felszínekkel rendelkező gyepekben ér el jelentős egyedszámot, függetlenül a nyílt felület jellegétől (kőzetkibúvás, talaj, homok stb.), hiszen habitat-választása nem az aljzat minőségén alapul, hanem azon, hogy az életműködéséhez szükséges energiát az inszolációtól felmelegedő nyílt felszínekről nyeri. Kisebb egyedszámban szinte minden olyan gyeptípusban jelen van, ahol ilyenek részét képezik az élőhely-struktúrának. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján gyakori faj (IV.).

Aiolopus thalassinus (Fabricius, 1781) (*Tengerzöld sáska*): Afrikai fauna-típusba sorolt kozmopolita faj, mely szikes legelők, rétek jellemző és gyakori állata. Ennek megfelelően a nyílt felszínekkel is rendelkező nyílt gyeptípusokhoz mutat vonzódást. Átmeneti élőhely-kötődése életforma-típusa besorolását nehezzé teszi; jelenleg inkább chorto-geobiontnak tartják, mert úgy tűnik, hogy az élőhely-választása a gypszerkezet hangsúlyosabb voltán alapul. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján mérsékelten gyakori faj (III.).

Euthystira brachyptera (Ocskay, 1826) (*Smaragd zöld sáska*): Euszibériai elterjedésű faj. Hazánkban – az ökológiai igényeinek megfelelően – a mezofil állományklímájú gyepekben abundáns, így a félszáraz gyepek, mezofil kaszálók tipikus rovára. Kis egyedszámban előfordulhat erdőirtásokon, erdőszegélyekben, nagyon szórványosan xerofil gyepekben, karsztbokor-erdőkben. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján szórványosan előforduló faj (II.).

Chorthippus biguttulus (Linnaeus, 1758) (*Zengő tarlósáska*): Palearktikus, euriök, gyakori faj. Kis egyedszámban szinte minden száraz vagy félszáraz gyeptípusban jelen van, de euriök igényei miatt a degradált, más fajok számára nem tolerálható természetességi állapotú gyepekben ér el jelentős egyedszámot. Általában gyomosodással, kiszáradással párhuzamosan nyomul előre. A vizsgált gyepekben kis egyedszámot mutatott. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján gyakori faj (IV.).

Chorthippus brunneus (Thunberg, 1815) (*Közönséges tarlósáska*): Palearktikus, hipereuriök, közönséges faj. Az előző fajnál elmondottak mondhatók el róla is.

Napos, száraz, gyér növényzetű helyeken országszerte gyakori. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján közönséges faj (V.).

Chorthippus mollis (Charpentier, 1825) (*Halk tarlósáska*): Euroszibériai, euriök, xerofil faj. Főképp gyomvegetációban, napos lejtőkön, legelőkön gyakori. A fenti két fajhoz hasonló élőhely-választás és tolerancia jellemzi. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján gyakori faj (IV.).

Chorthippus albomarginatus (De Geer, 1773) (*Csinos rétisáska*): Holopalearktikus, higrofil faj. A kimutatott fajok közül talán a legszélesebb ökológiai valenciával bír. Nedves réteken gyakori, de zavart gyepekből is előkerülhet. Gyenge repülő lévén a talajszinten illetve az alsó gypesztintben tartózkodik. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján gyakori faj (IV.).

Chorthippus dorsatus (Zetterstedt, 1821) (*Hátas rétisáska*): Euroszibériai, mezo-higrofil faj. Több gyeptípusban megtalálható változó egyedszámban, de fő habitat-típusának a hegyi rétek, az erdőtisztások, erdőszegélyek tekinthetők, de nagy egyedszámot érhet el dús növényzetű kaszálókon, mérsékelten legeltetett gyepekben is. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján gyakori faj (IV.).

Chorthippus parallelus (Zetterstedt, 1821) (*Közönséges rétisáska*): Euroszibériai elterjedésű, chorthobiont, a nedves rétekre, mezo-higrofil biotópokra jellemző, ezeken az élőhelyeken sokszor gyakorivá váló, rövidszárnyú faj. Nem kifejezetten szűktűrésű rovar, hiszen olykor zavart élőhelyeken is megjelenhet, de a dús üde réteken éri el a legnagyobb abundancia-értékeket. A röpképtelen állat legtöbbször a gyepeken tartózkodik, makropter alakjai nagyon ritkák. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján gyakori faj (IV.).

Chorthippus montanus (Charpentier, 1825) (*Lápréti sáska*): Euroszibériai elterjedésű, szubhigrofil, szórványos előfordulású sáskafaj. Higrofil jellegű mocsár- és lápréteken érhet el magas egyedszámot az adott gyepe egyenesszárnyú együttesében, de előfordul ökológiai igényeit kielégítő, dús szerkezetű, ezáltal megfelelő állományklímájú másodlagos gyepekben, irtásréteken is. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján mérsékelten gyakori faj (III.).

Euchortippus declivus (Brisout, 1848) (*Rövidszárnyú rétisáska*): Közép- és dél-európai, nyugat-ázsiai elterjedésű, szubxerofil faj. Száraz réteken, legelőkön számít gyakori fajnak, de rendszeresen előfordul homoki gyepekben is. Élőhely-választása során – chorto-geobiont fajként – mind a gyepparchitektúrát, mind a szabad felszínt igényli, bár előbbihez mutat erősebb vonzódást. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján gyakori faj (IV.).

Dociostaurus maroccanus (Thunberg, 1815) (*Marokkói sáska*): Az európai–kis-ázsiai elterjedésű faj gradációival korábban jelentős gazdasági problémákat okozott. Jelentősebb térnyerése (a történelmi Magyarországon 1888-ban jelent meg) egybeesik a magyarországi vízrendezésekkel. Számos nagy kiterjedésű, mocsaras tó- és folyóparti élőhely lecsapolásával a korábban „pusztító” keleti vándorsáska petézőhelyeit is felszámolták. A létrejövő nagy méretű, száraz területek lehetőséget biztosítottak a más ökológiai igényű *Dociostaurus* fajok dél–észak irányú inváziójának, mely több hullámban gradáció méretű károkat okozott.

Napjainkra a marokkói sáska szikes puszták szórványos előfordulású fajává vált, mely időnként jelentős mértékben elszaporodhat. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján ritka faj (I.).

Dociopterus brevicollis (Eversmann, 1848) (*Rövidnyakú sáska*): A szintén európai–kis-ázsiai elterjedésű faj morfológiai és élettani okok miatt (geo-chortobiont életforma) jobban kötődik a nyílt talajfelszínnel is rendelkező gyepekhez, mint fajtársa. Nem védett, a hazai relatív gyakorisági adatok alapján mérsékelten gyakori faj (III.).

	Ökotípus	Földrajzi elterjedés	Fauna típus	Életforma	Gyak. Kat.
ENSIFERA					
Tettigonioidea					
<i>Leptophyes albovittata</i> (Kollar, 1833)	SM	Eu	Po-Med	Th	III
<i>Tettigonia viridissima</i> Linnaeus, 1758	M	Eu-Si	Si-Pc	Th	III
<i>Metrioptera bicolor</i> (Philippi, 1830)	SX	Eu-Si	An	Ch	III
<i>Metrioptera roeselii</i> (Hagenbach, 1822)	SH	Eu	Po-Ca	Ch	III
Grylloidea					
<i>Gryllus campestris</i> (Linnaeus, 1758)	M	Af-Eu, W-As	Af	Fi	III
<i>Pteronemobius heydeni</i> (Fischer, 1853)	SH	Eu-C-As	Med	Fi	I
CAELIFERA					
Acridoidea					
<i>Oedipoda coerulescens</i> (Linnaeus, 1758)	X	Eu-As	Pc	G	IV
<i>Aiolopus thalassinus</i> (Fabricius, 1781)	SX	Cos	Af	G-Ch	III
<i>Euthystira brachyptera</i> (Ocskay, 1826)	M	Eu-Si	An	Ch	II
<i>Chorthippus biguttulus</i> (Linnaeus, 1758)	SX	Eu	Po-Ca	Ch	IV
<i>Chorthippus brunneus</i> (Thunberg, 1815)	SX	Eu-Si	An	Ch	V
<i>Chorthippus mollis</i> (Charpentier, 1825)	SM	Eu-Si	An	Ch	IV
<i>Chorthippus albomarginatus</i> (De Geer, 1773)	SH	Eu-Si	Si-Pc	Ch	IV
<i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt, 1821)	M	Eu-Si	Si-Pc	Ch	IV
<i>Chorthippus parallelus</i> (Zetterstedt, 1821)	M	Eu-Si	An	Ch	IV
<i>Chorthippus montanus</i> (Charpentier, 1825)	SH	Eu-Si	An	Ch	III
<i>Euchorthippus declivus</i> (Brisout, 1848)	SX	S-Eu	N-Med-Pc	Ch-G	IV
<i>Dociopterus maroccanus</i> (Thunberg, 1815)	X	Eu, Am	Ir-Tur	Ch	I
<i>Dociopterus brevicollis</i> (Eversmann, 1848)	X	Eu, Am	Po-Ca-Tur	G-Ch	III

3. táblázat: A Fertő-tó menti mintavételi területekről kimutatott egyenesszárnyú fajok öko-típusa, földrajzi elterjedése, faunaelem besorolása, életforma-típusa és hazai gyakorisági mutatója alapján megállapított gyakorisági kategóriája (RÁCZ 1998 és VARGA 1997 alapján)

Jelmagyarázat:

SX: szubxerofil; SM: szubmezofil; M: mezofil; SH: szubhigrofil; H: higrofil

Af=Afrikai, An=Angara, As=Ázsiai; Eu=Európai; Med=Mediterrán, N=Észak; Pc=Policentrikus; Po=Pontuszi; S=Dél; SE=Dél-kelet; Si=Szibériai; Tur=Turkesztáni; W=Nyugat; Th=Thamnobiont, Ch=Chortobiont, Ch-G=Chorto-Geobiont, Geo=Geobiont, G-Ch=Geo-Chortobiont, Fi=Fissuribiont.

A hazai relatív abundancia alapján felállított gyakorisági mutatók: I=ritka, II=szórványos, III=mérsékelten gyakori, IV=gyakori, V=közönséges

3.3.4.5.2. A mintavételi területek jellemzése

3.3.4.5.2.1. Cikes

Cikes (kezeletlen): A mintaterület egyenesszárnyú együttese a vertikálisan közepesen strukturált kaszálórét jellegű gyepek jellemző fajösszetételt és mennyiségi viszonyokat mutatja. Kis faj és egyedszámmal jelen vannak az inkább cserjelakó szöcskefajok [*Metrioptera roeselii* (Hagenbach, 1822)] is, de a közösséget elsősorban a gyeplakó fajok [*Euthystira brachyptera* (Ocskay, 1826), *Chorthippus dorsatus* (Zetterstedt, 1821), *Chorthippus parallelus* (Zetterstedt, 1821), *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825)] dominálják. Az említett chortobiont fajok mérsékelten higrofil, illetve mezofil ökológiai igényekkel jellemezhetőek, ennek megfelelően a késő nyári aszpektusban már csak kis egyedszámmal vannak jelen. Ekkor a közösséget a szubxerofil, chorto-geobiont *Euchortippus declivus* (Brisout, 1848) és a xerofil, chortobiont *Doclostaurus maroccanus* (Thunberg, 1815) jellemzi.

Cikes (kezelt): A kezeletlen mintaterülethez képest nyíltabb és vertikálisan kevésbé strukturált gyepek mind faj-, mind pedig életforma-összetétel terén diverzebb közösség jelenlétét teszi lehetővé. A cserjelakó szöcskefajokat itt is csak a *Metrioptera roeselii* képviseli. Jelen van a fissuribiont [*Gryllus campestris* (Linnaeus, 1758)] életforma, valamint geobiont [*Oedipoda coerulescens* (Linnaeus, 1758)] és geo-chortobiont [*Aiolopus thalassinus* (Fabricius, 1781)] életforma is. A szárazságtűrő fajok (mint a fent említett *Euchortippus declivus* és *Doclostaurus maroccanus*) nagyobb faj- és egyedszámot érnek el a gyeplakó fajok között is. A fent említett *Euthystira brachyptera*, *Chorthippus dorsatus*, *Chorthippus parallelus* és *Chorthippus montanus* fajok mellett jelen van a szubhigrofil *Chorthippus albomarginatus* (De Geer, 1773) és a szubxerofil *Chorthippus brunneus* (Thunberg, 1815) is. Összességében elmondható, hogy a kezeletlen gyepekhez képest az itt feltárt közösség – a változatosabb élőhely-szerkezetből fakadóan – magasabb faj- és életforma-diverzitással jellemezhető. A nyíltabb, gyéresebb gyepekstruktúrából fakadóan a geofil, illetve xerofil jellegű fajok nagyobb részaránya jellemző.

3.3.4.5.2.2. Ürgedomb

Ürgedomb (kezeletlen): A mintegy 30 cm magas, vertikálisan mérsékelten strukturált száraz gyepek kis egyedszámú, fajszegény egyenesszárnyú együttesekkel jellemezhető. Mezofil igényű fajok (*Metrioptera roeselii*, *Chorthippus parallelus*) csak nagyon alacsony egyedszámban kerültek elő. A közösséget a degradált száraz gyepek jellemző fajai [*Chorthippus biguttulus* (Linnaeus, 1758), *Chorthippus brunneus*, *Chorthippus mollis* (Charpentier, 1825)] dominálják. A gyepek zárt szerkezete homogén, a gyeplakó fajok monodominanciájával jellemezhető életforma-spektrumot eredményez.

Ürgedomb (kezelt): Az előzőhöz hasonlóan kis denzitású, alacsony fajszámmal jellemezhető egyenesszárnyú közösség él a mintaterületen. A legeltetéssel kis magasságban tartott növényzet a szárazságtűrő, gyeplakó fajok közül nem csak a *Chorthippus biguttulus* – *Chorthippus brunneus* – *Chorthippus mollis* fajkombináció számára nyújt megfelelő életteret, hanem a pusztákon, legelőkön sokszor gradációs mértékig elszaporodó *Doclostaurus maroccanus* számára is. A legeltetés eredményeként létrejövő nyílt talajfelszínek a hőigényét testfelépítéséből adódóan

mind a talajfelszínről, mind a gyepterületre eredményezte mikroklímából fedezni képes geo-chortobiont, szintén xerofil *Dociostaurus brevicollis* (Eversman, 1848) megtelepedését is lehetővé teszi.

3.3.4.5.2.3. Borsodi-dűlő

Borsodi-dűlő (kezeletlen): Az öt éve visszagyepesített szántó jelenleg nem kaszált gyepterülete a strukturált gyepek egyenesszárnú közösségeinek tipikus ökotípus- és életforma-összetételét mutatja. A sűrűn álló növényzettel jellemezhető gyepek egyfelől a ragadozó szöcskék számára nyújt megfelelő élőhely-szerkezetet (architekturális diverzitás kérdése), másfelől 2002. májusi mérési eredményeink (ld. mellékletek) alapján párás-meleg mikroklímája a mezofil igényű fajok ökológiai igényei számára megfelelő. Ezek alapján az egyenesszárnú együttes fajkészlete az alábbiak szerint alakul. A többi mintavételi területhez képest nagy részarányban van jelen a gyepekben a cserjésedő és magaskórós jellegű gyepek tipikus faja a *Leptophyes albobittata* (Kollar, 1833), a szintén vertikálisan strukturáltabb gyepekhez kötődő *Tettigonia viridissima* Linnaeus, 1758 szintén előkerült innen. A hűvösebb gyepekklímához kötődő *Metrioptera roeselii* (Hagenbach, 1822) – a faj fenológiájának megfelelően – a kora nyári aszpektusban ér el jelentős egyedszámot. A gyepek átmeneti jellegéből fakadóan kis egyedszámban és kiegyenlített arányban kerültek elő itt a xerofil [*Chorthippus biguttulus*, *Chorthippus brunneus*], illetve az inkább mezofil igényű [*Chorthippus paralellus*, *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825)] sáskafajok.

Borsodi-dűlő (kezelt): A kimutatott egyenesszárnú-együttes szerkezete egyértelműen mutatja a cönózis fentihez hasonló genetikáját, de az évi 2-szeri kaszálással járó gyepterület-változás átrendezi a közösség mennyiségi és minőségi viszonyait. A nyíltabb gyepterületre több életforma-típus megjelenését teszi lehetővé (fissuribiont: *Gryllus campestris*, geo-chortobiont: *Dociostaurus brevicollis*). A vertikális szerkezet megváltozásának természetes következménye a thamnobiont fajok visszaszorulása, a kezeletlenhez képest kis egyedszámmal való képviselése (*Leptophyes albobittata*, *Metrioptera roeselii*).

3.3.4.5.2.4. Nyéki szállás

Nyéki szállás (kezeletlen): A feltárt egyenesszárnú-együttes a rövid fűű gyepek tipikus fajkészletét és mennyiségi viszonyait mutatja. Az egyértelműen gyérnek mondható gyepterület nem teszi lehetővé az e téren legigényesebb szöcskék megtelepedését. Az egy-egy fissuri- [*Gryllus campestris*] és geobiont [*Oedipoda coerulescens*] faj mellett jelentős fajszaámot érnek el a gyeplakók, melyek között egyaránt találunk xerofil [*Chorthippus brunneus*, *Chorthippus mollis*] és mezofil [*Chorthippus paralellus*, *Chorthippus montanus*] elemeket. Utóbbiak csak nyár elején fordulnak elő, de az előbbieket sem érnek el jelentősnek mondható denzitást feltételezően a meglehetősen gyér primer produkció miatt.

Nyéki szállás (kezelt): A feltárt egyenesszárnú-együttes ezen a mintavételi területen is a rövid fűű gyepek tipikus fajkészletét és mennyiségi viszonyait mutatja. Az amúgy is gyér primer produkció szintjét a legeltetés annyira alacsony szinten tartja,

hogyan az itteni együttes denzitása jóval alacsonyabb még az előző mintaterületénél is.

A fissuribiont [*Gryllus campestris*] és chorthobiont [*Chorthippus biguttulus*, *Chorthippus brunneus*, *Chorthippus parallelus*, *Chorthippus montanus*] fajok mellett a nyílt felszínekkel tarkított gyepterületeket kedvelő, chorto-geobiont fajokat az *Euchorthippus declivus* képviseli.

3.3.4.5.2.5. Paprét

Paprét (kezeletlen): A mintaterület egyenesszárnyú-együttese a rövid fűvű, nyílt talajfelszínekkel rendelkező gyepek tipikus fajkészletét és mennyiségi viszonyait mutatja. A vertikális gyepterület gyér voltát jelzi az *Ensifera–Caelifera* arány totális mértékű sáskák felé tolódása. A szárazságkedvelő chorthobiont [*Chorthippus biguttulus*, *Chorthippus brunneus*] és chorto-geobiont [*Euchorthippus declivus*] fajok mellett a mezofil állományklímájú gyepekben jellemző relatív gyakoriságértékeket mutatja a *Chorthippus albomarginatus* és a *Chorthippus parallelus*. Éves tendencia tekintetében a kora nyári aszeptus mutatja a legnagyobb Orthoptera-denitást a száraz gyepek nyár folyamán bekövetkező spontán összeomlásának megfelelően a primer produkció és az állományklíma jelentős mértékű megváltozása következtében késő nyáron és ősszel kis egyed-, és fajszámú egyenesszárnyú-együttest találunk.

Paprét (kezelt): A legeltetésből fakadóan e mintaterület a kezeletlentől eltérő szerkezettel rendelkezik, a nyíltabb, még a fentinél is gyérebb vertikális szerkezetű gyepterület már nem teremt megfelelő életfeltételeket a kifejezetten gyeplakó fajok számára, így azok az előzőnél jelentősen kisebb relatív gyakorisággal vannak jelen [*Chorthippus albomarginatus*]. Ez részben az élőhely-szerkezet megváltozásának, részben pedig az ebből következő gyepterület-klimaváltozásnak köszönhető. A nyíltabb növényzet olyan szárazságkedvelő és nyílt talaj és kőzetfelszín kedvelő – természetvédelmi szempontból értékes – fajok jelenlétét teszi lehetővé, mint az *Aiolopus thalassinus*, vagy a *Docostaurus maroccanus*. A tág tűrésű, xerofil fajok jelenlétét kell még megemlítenünk [*Chorthippus biguttulus*, *Euchorthippus declivus*].

3.3.4.5.2.6. Körgát

Körgát (kezeletlen): A zombékos, időszakosan vízzel borított gyepterület a higrofil jellegű habitatokban élő egyenesszárnyú együttesel jellemezhető. Ennek megfelelően a közösség kis fajszámú, főképp a növényzet magasabb szintjein, illetve a talajban élő fajok jelenlétére épül. A thamnobiont életforma-típust képviseli a *Metrioptera roeselii* és a *Metrioptera bicolor*. Annak köszönhetően, hogy a komplex adatgyűjtés keretében talajcsapdás vizsgálatok is folytak sikerült kimutatni, hogy nagy egyedszámban él a területen a fissuribiont életformájú *Pteronemobius heydeni*. A gyeplakók közül a mezofil igényű *Chorthippus parallelus* fordul elő. Kis egyedszámban került a mintákba – az őszi aszeptusból – a xerofil *Chorthippus biguttulus* és *Chorthippus brunneus*. A nyílt gyepterületekhez kötődő fajok nem jellemzik a mintaterületet, csak a *Docostaurus brevicollis* fordul elő kis egyedszámban.

Körgát (kezelt): A mintaterület egyenesszárnyú faunájának összetétele az egyszerűbb, szárazabb gyepek élőhely-jellegét mutatja. Ez feltehetően a jelenlegi

kezelésből fakadó erőteljes taposásra és legelésre vezethető vissza. Az élőhely-szerkezetben bekövetkezett változások látszólag kevésbé érintették a gyepek magasabb régióiban élő fajokat [igaz innen nem sikerült kimutatni a hűvösebb mikroklímát igénylő *Metrioptera roeselii*-t], inkább a dús növényzet árnyékolásától a vízborítás elmúltát követően is nedves maradó talajban élő, ásó életmódú *Pteronemobius heydeni* egyedszámának jelentős visszaesését eredményezte.

A kezeletlen mintaterületen kimutatott chortobiont fajok itt is megtalálhatóak a fentihez hasonló faj és egyedszámmal [*Chorthippus parallelus*, *Chorthippus brunneus*, *Chorthippus biguttulus*].

3.3.4.6. A mintavételi területek ászka (*Isopoda*) faunájának ismertetése

készítette: Farkas Sándor

3.3.4.6.1. A mintavételi területeken előforduló fajok

A terület ászkafaunája természetvédelmi szempontból nem tartalmaz kiemelkedő fajokat. Három faj az ország leggyakoribb ászkáihoz tartozik, további *kettő* (*A. zenckei*, *P. pruinus*) a kevés hazai faunisztikai adat miatt egyelőre nem értékelhető.

Porcellionides pruinus: A *Porcellionides pruinus* hazai elterjedésére vonatkozóan kevés adattal rendelkezünk. Magyarországon mindössze 6 UTM egységből ismertek lelőhelyadatai, így természetvédelmi értékének megállapítása nem lehetséges. Valószínűleg nagyobb mértékű kutatottság esetén sem fog a ritka fajok közé tartozni, ugyanis világszerte széles körben elterjedt fajról van szó, mely a száraz élőhelyeken is megél.

Trachelipus rathkii: Hazánk egyik leggyakoribb faja a *Trachelipus rathkii*. A szarmata területről származó faj a Transzkaukázusból kiindulva a Balkánon át behatolt Közép-Európába, ahol az egyik leggyakoribb fajjává vált. Expanziója Észak- (Norvégia, Svédország és Finnország déli területei, balti államok) és Nyugat-Európáig terjedt. A Földközi-tenger vidékén ritkább, Spanyolországból és Délnyugat-Franciaországból hiányzik. Az állandóan nedves talajú, de áradáskor el nem öntött területek ártéri erdeiben és sűrű, aranyvesszős gyomvegetációban óriási példányszámban él. Az ártéri tölgyesekben is jelen van, de jóval alacsonyabb egyedszámban. Alkalmanként nyílt vegetációjú területeken, legelőkön, réteken is előfordul. Általában megtalálható lakott területeken, korhadó gerendák, téglarakások réseiben is. Országos viszonylatban összesítve adatait, a negyedik leggyakoribb ászkafaj, a vizsgált 113 UTM egység 41 %-ában jelen van.

Armadillidium vulgare: Az *A. vulgare* a vonatkozó irodalom szerint közismerten jól alkalmazkodik teljesen eltérő életkörülményekhez is: száraz, homokos területeken, dűnéken épp úgy megél, mint a nedves ártéri területeken. E kiváló alkalmazkodó képesség magyarázza széleskörű elterjedését. A Mediterráneum keleti részéről kiindulva szinte egész Európát meghódította. Kisázsiaától a Brit-szigetekig, Észak-Afrikától Dél-Skandináviáig minden országban megtalálták. Kozmopolita faj, mely többnyire szinantróp környezetben is megtalálható.

Hyloniscus riparius: A Közép-Európában és az Alpokban elterjedt *Hyloniscus riparius* többnyire nedves, korhadó fákban, vagy alattuk fordul elő és ezt a miliót ritkán hagyja el. Az előző két fajhoz hasonlóan szinantróp környezetben is közönséges. A mintákban általában kis példányszámú, de szinte állandó tagja, bár a FHNP területén csak elvétve fordult elő. Az UTM négyzetekben való előfordulását tekintve a harmadik leggyakoribb ászkafaj hazánkban.

Armadillidium zenckeri: Az előkerült 5 faj közül ki kell emelnünk az *Armadillidium zenckeri*-t. Elterjedésének központja a Balkán, innét hatolt be Közép-Európa keleti területeire, ahol Ausztriáig, a Morva-medence déli részéig és Nyugat-Szlovákiáig jutott. Keleten Finnország déli és Észtország nyugati vidékein húzódik elterjedésének határa. Korábban az előző fajhoz hasonlóan kevés (mindössze kettő) elterjedési adata volt ismert hazánkból: Ócsán és Balatonberényben gyűjtötték (Sallai 1992, 1993; Szlávecz 1992). Dudich korábbi (1942) „Magyarország” lelőhely-megjelölésű adatát, melyet század eleji dolgozatokra hivatkozva említ, nem vehetjük figyelembe. A faj kifejezetten a nedves élőhelyeket, réteket kedveli.

3.3.4.7. A mintavételi területek pók (Araneae) faunájának ismertetése

készítette: Szita Éva

3.3.4.7.1. A mintavételi területeken előforduló fajok

Theridiidae - Törpepókok

Enoplognatha mordax (Thorell, 1875): Európában elterjedt faj. Homokos, szikes területeken fordul elő. Magyarországon viszonylag ritkának mondható

Enoplognatha thoracica (Hahn, 1833): Holarktikus. Európában széleskörűen elterjedt, gyakori faj, meleg, napsütötte helyek gye- és alacsony cserjeszintjének lakója. Hazánkban igen gyakori.

Euryopsis flavomaculata (C. I. Koch, 1836): Palearktikus. Viszonylag gyakori faj erdőszélek alacsony cserje szintjében. Európában széleskörűen elterjedt 1500 m tengerszint feletti magasságig. Magyarországon gyakori.

Neottiura bimaculata (Linnaeus, 1767): Holarktikus. Európában széleskörűen elterjedt faj, a gye- és alacsony cserjeszint lakója főleg utak mentén. Viszonylag gyakori hazánkban.

Robertus arundineti (O. P. Cambridge, 1871): Palearktikus. Európában széleskörűen elterjedt, nem ritka faj. Nedvesebb erdőszélek és lápok, mocsarak cserje- és gyepszintjén él.

Steatoda phalerata (Panzer, 1801): Palearktikus. Európában széleskörűen elterjedt, nem ritka faj. Főleg száraz, növényzettel ritkásan borított élőhelyeken.

Theridion impressum L. Koch, 1881: Holarktikus. Európában elterjedt, nagyon gyakori faj, 2000 m-es tengerszint feletti magasságig mindenhol megtalálható, bokros, bozótos helyeken, réteken, kaszálókon, zavart helyeken egyaránt.

Linyphiidae - Vitorlapók

Araeoncus humilis (Blackwall, 1841): Palearktikus. Európában elterjedt faj, mindenféle élőhelyen előfordulhat, leggyakrabban a gyeper- ill. avarszintben lehet vele találkozni.

Bathyphantes gracilis (Blackwall, 1841): Holarktikus. Közép-Európában gyakori faj, száraz élőhelyek gyeper- és avarszintjében él.

Centromerus sylvaticus (Blackwall, 1841): Holarktikus. Közép-Európában gyakori, mérsékelt nedves területek gyeper-szintjében fordul elő.

Entelecara acuminata (Wider, 1834): Holarktikus. Európában gyakori, mindenféle bozótos, cserjés helyeken.

Erigone dentipalpis (Wider, 1834): Holarktikus. Európában az egyik legelterjedtebb vitorlaspók, mindenféle habitatban előfordulhat.

Gnathonarium dentatum (Wider, 1834): Palearktikus. Európában gyakori világos nedves élőhelyeken.

Lepthyphantes tenuis (Blackwall, 1852): Nyugat-Palearktikus. Emberközeli élőhelyeken mindenütt előfordul Európában, gyakori.

Meioneta rurestris (C. L. Koch, 1836): Palearktikus. Európában gyakorlatilag mindenhol előforduló gyakori faj.

Meioneta simplicatarsis (Simon, 1884): Palearktikus. Viszonylag nedvesebb füves élőhelyeken fordul elő, nem gyakori faj.

Micrargus subaequalis (Westring, 1851): Palearktikus. Európában viszonylag gyakori száraz ill. mérsékelt nedves alacsony növényzeti borítottságú gyepekben. Magyarország faunájára új faj.

Microlinyphia pusilla (Sundevall, 1830): Holarktikus. Európában gyakori mindenféle napos élőhely növényzetén.

Pelecopsis paralella (Wider, 1834): Palearktikus. Európában viszonylag gyakori viszonylag nedves, napos élőhelyeken.

Pocadicnemis juncea Locket & Millidge, 1953: Palearktikus. Nem ritka faj Európában, főleg nyílt nedvesebb területeken fordul elő.

Silometopus reussi (Thorell, 1871): Palearktikus. Nem gyakori faj, főleg nyílt nedvesebb területeken fordul elő.

Syedra gracilis (Menge, 1869): Palearktikus. Európában elterjedt, nem túl gyakori faj, Gyeper- és avarszintben fordul elő.

Trichopterna cito (O. P.-Cambridge, 1872): Palearktikus. Viszonylag ritka faj, száraz, napos élőhelyeken fordul elő.

Walckenaeria antica (Wider, 1834): Palearktikus. Viszonylag gyakori faj, száraz,

napos élőhelyeken fordul elő.

Tetragnathidae - Állaspókok

Pachygnatha degeeri Sundevall, 1830: Palearktikus. Európában nagyon gyakori faj, réteken, kertekben, mezőgazdasági területeken egyaránt megtalálható.

Tetragnatha extensa (Linnaeus, 1758): Holarktikus. Európában mindenhol gyakori faj szárayabb, napos füves területeken.

Araneidae - Keresztespókok

Agalenatea redii (Scopoli, 1763): Palearktikus. Európában gyakori faj, meleg napos helyeken száraz kórókon, cserjéken szövi hálóját.

Argiope bruennichi (Scopoli, 1772) (darázspók): Palearktikus. Magyarországon sokfelé fellelhető nedves, vizenyős élőhelyeken.

Hypsosinga albovittata (Westring, 1851): Palearktikus elterjedésű. Magyarországon az Alföld száraz homoki gyepterületein gyakori, de domb- és hegyvidéki réteken is megtalálható.

Hypsosinga pygmaea (Sundevall, 1832) (törpe keresztespók): Holarktikus. Magyarországon elég gyakori a nedves réteken, legelőkön, ritkább a szárazabb területeken.

Lariniodes folium (Schrank, 1803): Palearktikus. A nyílt füves területeket, nádasokat, mocsári erdőszéleket kedveli leginkább, viszonylag gyakori faj.

Mangora acalypha (Walckenaer, 1802) (réti keresztespók): Palearktikus elterjedésű faj. Magyarországon igen gyakori sík- és dombvidékek napos meleg rétjein.

Neoscona adianta (Walckenaer, 1802): Palearktikus. Hazánkban elsősorban síkvidéki rétek lakója.

Lycosidae - Farkaspókok

Alopecosa aculeata (Clerck, 1757): Holarktikus. Sík- és dombvidékek nedves avarszintű napos élőhelyein lokálisan gyakori faj.

Alopecosa cuneata (Clerck, 1757): palearktikus elterjedésű. Sztyeppréteken, pusztákon és más füves területeken lokálisan gyakori faj.

Alopecosa pulverulenta (Clerck, 1757): Palearktikus elterjedésű faj, hazánkban sík és hegyvidékek napos rétjein egyaránt előforduló gyakori farkaspók.

Arctosa leopardus (Sundevall, 1833): palearktikus elterjedésű. Hazánkban gyakori, nedves területek gyepszintjén, kisebb-nagyobb állóvizek környékén fordul elő.

Arctosa lutetiana (Simon, 1876): Palearktikus. Európában lokálisan gyakori, a meleg, napos, de enhén nedves élőhelyeket kedveli.

Aulonia albimana (Walckenaer, 1805): Palearktikus elterjedésű. A meleg, napsütötte, köves élőhelyeken a leggyakoribb. Hazánkban gyakori.

Pardosa agrestis (Westring, 1861) (pusztai farkaspók): Palearktikus elterjedésű, Magyarországon gyakori, szántóföldeken, ugaron, legelőkön is tömeges.

Pardosa lugubris (Walckenaer, 1802): Palearktikus elterjedésű. Elsősorban tölgy- és fenyőerdőkben fordul elő, gyakori.

Pardosa maisa Hippa & Mannila, 1982:

Pardosa palustris (Linnaeus, 1758): Palearktikus elterjedésű. Hazánkban főleg vizek közelében gyakori.

Pardosa prativaga (L. Koch, 1870): Palearktikus elterjedésű. Gyakori nedves élőhelyek avar- és gyepszintjében.

Pardosa pullata (Clerck, 1757): Palearktikus elterjedésű. Európában gyakori, a nyirkos, vizenyős helyeket kedveli.

Pirata piscatorius (Clerck, 1757): Palearktikus elterjedésű. Álló és lassan folyó vizek partján a napos helyeket kedveli. És horgászni is szeret természetesen.

Trochosa robusta (Simon, 1876): Palearktikus elterjedésű. A meleg, leginkább déli kitétségű mészkősziklagyepes és más gyepes területek lakója. Magyarországon viszonylag gyakori.

Trochosa ruricola (De Geer, 1778): Palearktikus. Európai elterjedésű, gyakori faj. Elsősorban a nyíltabb, napfényes, mérsékelten száraz élőhelyeket kedveli.

Xerolycosa miniata (C. L. Koch, 1834): Palearktikus elterjedésű. Napos, nyílt főleg homokos területek növénytársulásait kedveli.

Hahniidae

Hahnia nava (Blackwall, 1841): Palearktikus. Főleg Európában elterjedt faj. Magyarországon sík- és dombvidékeken él, elterjedése szórványos.

Dictynidae - Hamvaspókok

Argenna subnigra (O. P.-Cambridge, 1861): Európában szórványosan elterjedt faj, síkvidéken kövek alatt, növények gyökerei között él.

Dictyna arundinacea (Linnaeus, 1758) (nádi hamvaspók): Holarktikus elterjedésű. Magyarországon nagyon gyakori, réteken, szántóföldeken, gyomtársulásokban, vízparti növényzeten. A zárt erdőket kerüli.

Liocranidae

Agroeca cuprea Menge, 1873: Palearktikus. Európában széleskörűen elterjedt, viszonylag gyakori faj. Pusztákon, sztyeppréteken, különféle száraz élőhelyeken fordul elő.

Phrurolithus festivus (C. L. Koch, 1835): Palearktikus. Európában széleskörűen elterjedt faj, a száraz, napos élőhelyeket kedveli.

Clubionidae - Kalitpókok

Cheiracanthium pennyi O. P.-Cambridge, 1873: Palearktikus. Európában gyakori, széleskörűen elterjedt faj, a száraz, meleg, nyílt területek gyepszintjében fordul elő.

Clubiona diversa O. P.-Cambridge, 1862: Palearktikus. Európában elterjedt faj, alacsony növényzetű helyeken él.

Clubiona neglecta O. P.-Cambridge, 1862: Palearktikus. Európában elterjedt, cserjé, bozótos helyeken kövek alatt fordul elő. Magyarország faunájára új faj.

Clubiona subtilis L. Koch, 1867: Palearktikus. Európában elterjedt faj, alacsony növényzetű helyeken él.

Gnaphosidae - Kövipókok

Drassodes pubescens (Thorell, 1856): Palearktikus. Európában gyakori faj, nagyon száraztól a nedves élőhelyekig mindenhol előfordul azok avarszintjében.

Drassodes villosus (Thorell, 1856): Palearktikus. Európában elterjedt. Szárazabb élőhelyeken kövek és kéreg alatt.

Drassyllus lutetianus: (L. Koch, 1866): Palearktikus. Európában ritkán előforduló faj, nedves réteken, erdei tisztásokon fordul elő.

Drassyllus praeficus (L. Koch, 1866): Palearktikus. Európában széleskörűen elterjedt, nem túl gyakori faj, száraz, nyílt területeken fordul elő.

Drassyllus pusillus (C. L. Koch, 1833): Palearktikus. Európában elterjedt, Skandinávia kivételével. Szárazabb élőhelyeken kövek és kéreg alatt.

Haplodrassus dalmatensis (L. Koch, 1866): Palearktikus. Európában elterjedt, Skandinávia kivételével. Szárazabb élőhelyeken kövek és kéreg alatt. Viszonylag gyakori.

Haplodrassus moderatus (Kulczynski, 1897): Palearktikus. Közép- és Észak-Európa. Mérsékelt nedves élőhelyeken fordul elő. Ritka.

Haplodrassus signifer (C. L. Koch, 1839): Holarktikus. Európában gyakori, széleskörűen elterjedt faj, a száraz, meleg, nyílt területek avarszintjében fordul elő.

Micaria pulicaria (Sundevall, 1832): Holarktikus. Európában gyakori, széleskörűen elterjedt faj, a meleg, nyílt területek gyepszintjében fordul elő.

Micaria romana L. Koch, 1866: Palearktikus. Európában széleskörűen elterjedt, de viszonylag ritka faj, a száraz, meleg, nyílt területek gyepszintjében fordul elő.

Trachyzelotes pedestris (C. L. Koch, 1837): Palearktikus. Európában gyakori, széleskörűen elterjedt faj, a száraz, meleg, nyílt területek avarszintjében fordul elő.

Zelotes electus (C. L. Koch, 1839): Palearktikus. Európában xerotherm élőhelyeken gyakori faj.

Zelotes gracilis Canestrini, 1868: Palearktikus. Európa déli részén fordul elő elsősorban száraz, nyílt habitatokban.

Zelotes latreillei (Simon, 1878): Palearktikus. Európában gyakori, széleskörűen elterjedt faj. Száraz, meleg, és nedves nyílt területek avarszintjében egyaránt előfordul.

Zelotes longipes (L. Koch, 1866): Palearktikus. Európában xerotherm élőhelyeken gyakori faj.

Zelotes mundus (Kulczynski, 1897):

Zelotes pygmaeus Miller, 1943: Palearktikus. Európában déli kitettségű száraz élőhelyeken fordul elő.

Zoridae

Zora armillata Simon, 1878: Palearktikus.

Zora spinimana (Sundevall, 1833): Palearktikus.

Philodromidae - Futópókok

Philodromus histrio (Latreille, 1819): Palearktikus elterjedésű, lokálisan gyakori faj, Magyarországon leginkább szikes területek gyepszintjében fordul elő.

Philodromus rufus Walckenaer, 1826: Holarktikus. Európában elterjedt viszonylag ritka faj, napszó élőhelyek cserje és gyepszintjében fordul elő.

Thanatus arenarius L. Koch, 1872: Palearktikus elterjedésű faj, viszonylag száraz gyepes élőhelyeken fordul elő, lokálisan gyakori.

Thanatus striatus C. L. Koch, 1845: Palearktikus elterjedésű faj, viszonylag nedves füves élőhelyeken fordul elő, nem túl gyakori.

Tibellus maritimus (Menge, 1875): Holarktikus. Főleg tengerpartokon fordul elő, Magyarországon szikes területeken lehet vele találkozni, viszonylag ritka faj.

Tibellus oblongus (Walckenaer, 1802) (hosszú karolópók): Holarktikus. Gyakori, mindenféle füves területen előfordul.

Thomisidae - Karolópókok

Heriaeus graminicola (Doleschall, 1852): Európában elterjedt, nem túl gyakori faj, viszonylag nedves dús vegetációjú füves élőhelyeken fordul elő.

Ozyptila atomaria (Panzer, 1801): Palearktikus. Európában gyakori, széleskörűen elterjedt faj, a száraz, meleg, nyílt területek avarszintjében fordul elő.

Ozyptila claveata (Walckenaer, 1837): Palearktikus. Európában elterjedt, ritka faj, a száraz, meleg, nyílt területek avarszintjében fordul elő.

Ozyptila scabricula (Westring, 1851): Palearktikus. Európában elterjedt, viszonylag ritka faj, a száraz, meleg, füves területek avarszintjében fordul elő.

Ozyptila simplex (O. P.-Cambridge, 1862): Palearktikus. Európában elterjedt, viszonylag ritka faj, a száraz, meleg, nyílt területek avarszintjében fordul elő.

Thomisus onustus Walckenaer, 1806 (fehér karolópók): Palearktikus. Közép- és Dél-Európában széleskörűen elterjedt, gyakori faj, a meleg, nyílt területek gyeperes és cserjeszintjében él.

Xysticus acerbus Thorell, 1872: Palearktikus. Európában elterjedt, viszonylag ritka faj, a száraz, meleg, nyílt területek avarszintjében fordul elő.

Xysticus cristatus (Clerck, 1757): Palearktikus. Európában gyakori, elterjedt faj. Mindenféle élőhelyen előfordulhat talajközelen és alacsony növényzeten.

Xysticus erraticus (Blackwall, 1834): Palearktikus. Európában viszonylag gyakori, elterjedt faj. Különböző élőhelyen előfordulhat talajközelen és alacsony növényzeten.

Xysticus kochi Thorell, 1872: Palearktikus. Európában gyakori, elterjedt faj. Mindenféle élőhelyen előfordulhat talajközelen és alacsony növényzeten.

Xysticus ulmi (Hahn, 1832): Palearktikus. Európában viszonylag gyakori, elterjedt faj. Különböző élőhelyen előfordulhat talajközelen és alacsony növényzeten.

Salticidae - Ugrópók

Bianor aurocinctus (Ohlert, 1865): Palearktikus. Európában elterjedt faj, meleg száraz élőhelyek aljnövényzetében fordul elő.

Euophrys aequipes (O. P.-Cambridge, 1871): Palearktikus. Európában elterjedt faj, száraz füves élőhelyeken viszonylag gyakori.

Euophrys frontalis (Walckenaer, 1802): Palearktikus. Európában elterjedt faj, erdők, rétek aljnövényzetében él.

Evarcha arcuata (Clerck, 1757): Palearktikus. Európában gyakori faj, füves élőhelyeken fordul elő.

Heliophanus flavipes (Hahn, 1832): Palearktikus. Európában viszonylag gyakorinak számít, nagyon száraz élőhelyeken lehet vele találkozni.

Macaroeris nidicolens (Walckenaer, 1802): Palearktikus. Középeurópában viszonylag ritka faj, melegebb helyeken fordul elő.

Sitticus floricola (C. L. Koch, 1837): Palearktikus. Európában elterjedt, a nedves meleg élőhelyeket kedveli, lakócsövét szívesen készíti káán.

Sitticus rupicola (C. L. Koch, 1837): Holarktikus. Európában elterjedt faj, főleg sziklás, köves aljzatú meleg száraz élőhelyeken fordul elő.

3.3.4.7.2. A mintavételi területek jellemzése

3.3.4.7.2.1. Cikes

Cikes (kezeletlen): Pókok szempontjából értékes terület, annak ellenére, hogy diverzitási index értéke alacsony volt. Ez utóbbi valószínűleg annak tudható be, hogy a 2002-es mintavételezés során több talajcsapda és fűháló anyag megsemmisült. A többi területen ilyen probléma nem volt, és tekintettel az alacsony mintaszámra, ez jelentős eltérést okozhatott.

A területen a következő ritka fajok fordulnak elő: *Arctosa leopardus*, *Arctosa lutetianus*, *Enoplognatha mordax*, *Micaria romana*, *Tibellus maritimus*, *Zelotes mundus*.

A ritka fajok közül kiemelendő a *Z. mundus*, melynek ökológiájáról igen keveset tudunk és itt kifejezetten nagy egyedszámban volt jelen (75).

A gyakori fajok közül érdemes kiemelni a *Pardosa agrestis*t és az *Ozyptila simplex*et a többi mintaterülethez képest is kiugróan magas előfordulási arányuk miatt.

Fogott egyedek száma: 375, fogott fajok száma: 32.

Cikes (kezelt): Fajösszetétele nem különbözik jelentősen a kezeletlen területétől, szintén értékes terület. A területen számos ritka faj fordult elő: *Enoplognatha mordax*, *Micaria romana*, *Philodromus rufus*, *Zelotes mundus*. A *Z. mundus*, a *Pardosa agrestis* és az *Ozyptila simplex* hasonlóan nagy egyedszámban fordul elő, mint a kezeletlen területen.

Fogott egyedek száma: 400, fogott fajok száma: 37.

3.3.4.7.2.2. Ürgedomb

Ürgedomb (kezeletlen): Fajokban igen gazdag terület, fajösszetétele nem tér el jelentősen a többi mintaterülettől. Különböző ritka fajok előfordulása itt is megfigyelhető. Ezek a következők: *Arctosa lutetiana*, *Clubiona neglecta*, *Meioneta simplicitarsis*, *Micrargus subaequalis*, *Ozyptila claveata*, *Tibellus maritimus*, *Zora armillata*.

Fogott egyedek száma: 118, fogott fajok száma: 37.

Ürgedomb (kezelt): Nem tér el jelentősen a kezeletlen területtől, azonban a legeltetés hatása megmutatkozik az alacsonyabb diverzitásban.

A következő ritkának számító fajok fordulnak elő a területen: *Meioneta simplicitarsis*, *Micrargus subaequalis*, *Ozyptila claveata*, *Trichopterna cito*, *Zelotes pygmaeus*, *Zora armillata*.

Fogott egyedek száma: 143, fogott fajok száma: 30.

3.3.4.7.2.3. Borsodi-dűlő

Borsodi-dűlő (kezeletlen): A Borsodi-dűlő fajösszetétele valamelyest eltér a többi mintaterület fajösszetételétől. Ez minden bizonnyal a terület növényzeti sajátosságaira vezethető vissza, hiszen az egy vetett gyeper. Itt a növényzet diverzitása alacsony, két egyszikű növényfaj dominál benne, emiatt strukturális diverzitása is kisebb, amit jól tükröz az itt élő pókközösség alacsony fajszáma is.

A területen előforduló ritka pókfajok a következők: *Meioneta simplicitarsis*, *Micrargus subaequalis*, *Philodromus histrio*.

Fogott egyedek száma: 50, fogott fajok száma: 20.

Borsodi-dűlő (kezelt): A kezeletlen területhez hasonlóan a pókközösség fajösszetétele és diverzitása tükrözi a növényzet viszonylag alacsony strukturáltsági szintjét. A kaszálás hatása nem mutatkozik meg.

A következő ritka fajok fordultak elő a területen: *Meioneta simplicitarsis*, *Micrargus subaequalis*, *Neoscona adianta*.

Fogott egyedek száma: 41, fogott fajok száma: 19.

3.3.4.7.2.4. Nyéki szállás

Nyéki szállás (kezeletlen): Pókok szempontjából jónak mondható szikes terület. A visszagyepesedés hatása sem a fajösszetételben, sem a diverzításban nem mutatható ki. Több ritka faj előfordul a területen: *Arctosa lutetiana*, *Meioneta simplicitarsis*, *Micaria romana*, *Ozyptila claveata*, *Thanatus areneius*, *Zelotes mundus*.

Fogott egyedek száma: 232, fogott fajok száma: 33.

Nyéki szállás (kezelt): Fajösszetétele nem tér el jelentősen a kezeletlen területétől, de a legeltetés hatása kimutatható. A ritkán előforduló fajok a következők: *Meioneta simplicitarsis*, *Micaria romana*, *Zelotes mundus*, *Zelotes pygmaeus*.

Fogott egyedek száma: 209, Fogott fajok száma: 26.

3.3.4.7.2.5. Paprét

Paprét (kezeletlen): Pókok szempontjából fajokban kiemelkedően gazdag élőhely, számos ritkaságnak számító pókfajjal. Valószínűleg a terület növényzeti mozaikosságának köszönhető ez a nagy változatosság.

A következő ritka pókfajok fordulnak elő a Papréten: *Arctosa lutetiana*, *Clubiona diversa*, *Haplodrassus moderatus*, *Heriaeus graminicola*, *Meioneta simplicitarsis*, *Micrargus subaequalis*, *Pocadicnemis juncea*, *Tibellus maritimus*, *Zelotes mundus*, *Zora armillata*.

Fogott egyedek száma: 240, fogott fajok száma: 39.

Paprét (kezelt): Pókfajokban jóval szegényebb mintavételi terület, mint a kezeletlen rész. Ennek ellenére elég sok viszonylag ritka faj fordul elő a területen, melyek a következők: *Arctosa leopardus*, *Arctosa lutetiana*, *Micaria romana*, *Ozyptila claveata*, *Tibellus maritimus*, *Zelotes mundus*, *Zora armillata*.

Fogott egyedek száma: 177, fogott fajok száma: 26.

3.3.4.7.2.6. Körgát

Körgát (kezeletlen): Viszonylag magas diverzitású, fajokban gazdag szikes terület.

Több ritkának számító faj is előkerült a gyűjtés során: *Arctosa lutetiana*, *Meioneta simplicitarsis*, *Micaria romana*, *Neoscona adianta*, *Ozyptila claveata*, *Pelecopsis parallela*, *Zelotes mundus*. A ritka fajok közül az *Alopecosa lutetianát* és a *Neoscona adiantat* érdemes külön kiemelni, amelyek elég nagy egyedszámban fordultak elő. Az *A. lutetiana*-ról érdemes megjegyezni, hogy ilyen arányú előfordulása valószínűleg azzal magyarázható, hogy kifejezetten a zombékos habitatokat kedveli.

Fogott egyedek száma: 215, fogott fajok száma: 33.

Körgát (kezelt): A kezeletlen területhez képest kevésbé diverz életközösség, bár nem nélkülözi a ritka, szikesekre jellemző ritka fajokat. A kisebb fajszám nagy valószínűséggel a legeltetés okozta zavarásnak tudható be.

A területről előkerült ritkának számító fajok a következők: *Arctosa lutetiana*, *Drassodes villosus*, *Neoscona adianta*, *Pardosa maisa*, *Zelotes mundus*.

Az *A. lutetianaról* és a *N. adiantaról* a kezeletlen területnél említettek itt is érvényesek.

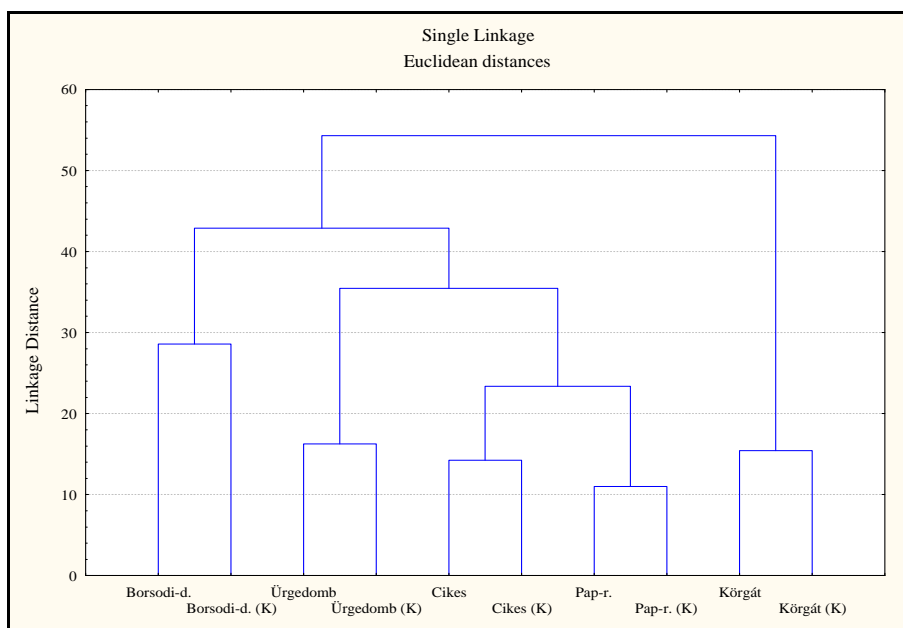
Fogott egyedek száma: 119, fogott fajok száma: 26.

3.3.5. Értékelés

Az egyes mintavételi területek taxononkénti jellemzését a 3.3.4. fejezetben ismertettük. Ebben a fejezetben elsősorban a mintavételi helyeket egymással hasonlítjuk össze.

Elvégeztük a cönológiai felvételek cluster analízisét felvételenként és a mintavételi területek átlagos értékeire is. Ha a mintavételi területek átlagos borításértékeivel készített cluster nézzük, láthatjuk, hogy a kezelt és a kezeletlen területek között is jelentős távolság található.

Az előzetes várakozásoknak megfelelően a mintavételi területek növényzete jelentősen eltér egymástól, de a Paprét és a Cikes között még felismerhető némi kapcsolat. A cluster analízis eredménye a 3. ábrán látható.



3. ábra - A mintaterületek átlagborításának cluster analízise

A növényzet vizsgálata után elvégeztük a cluster analízist a talajcsapdás mintavételekre is, de az értékelésbe csak az *Araneae*, *Carabidae* és *Formicidae* csoportokat vontuk be (4. és 5. ábra)

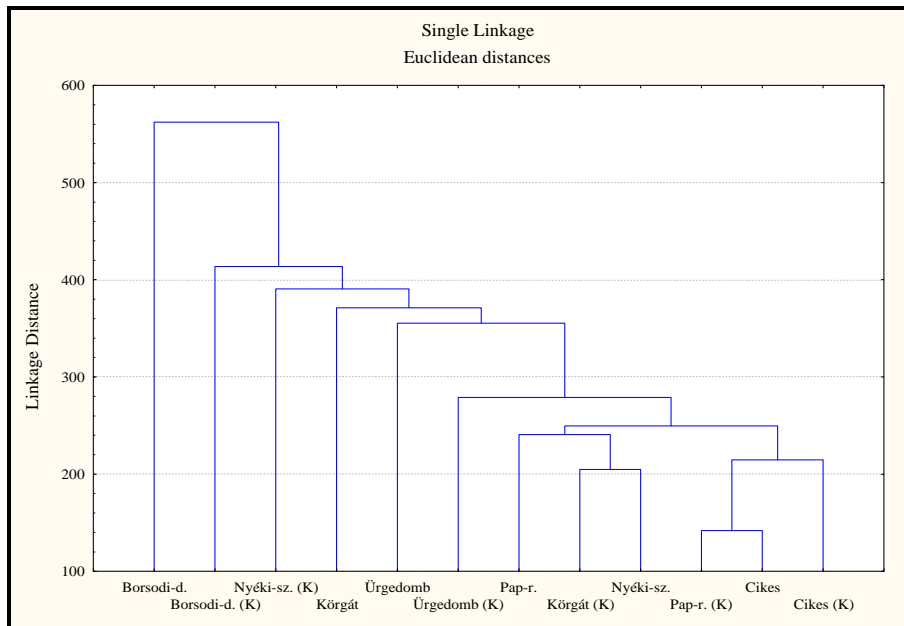
Ebben az esetben nem olyan egyértelmű a helyzet, mint a növényzet esetében. Az első mintavételnél viszonylag nagy távolságokat kaptunk az egyes mintaterületekre. A cluster alapján két csoport különíthető el:

- 1.) Cikes, Cikes (kezelt) és Paprét (kezelt)
- 2.) Nyéki-szállás, Körgát (kezelt) és Paprét

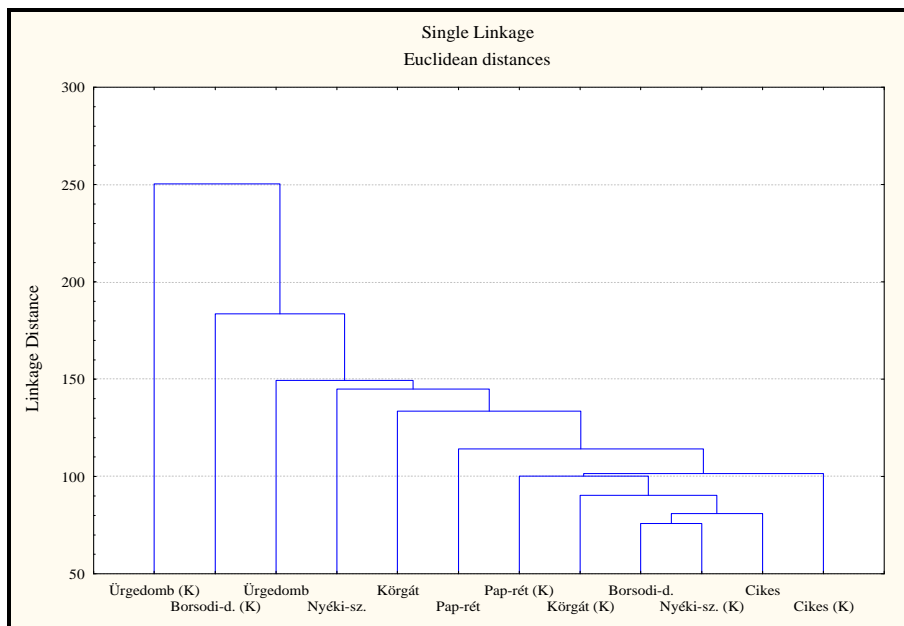
A többi minta jelentősen különbözik egymástól és kapcsolat nem mutatható ki.

A második mintavétel esetében nem igazán különíthető el csoportok. Viszonylag közel van egymáshoz a Borsodi-dűlő, a Nyéki szállás (kezelt) és a Cikes faunája, illetve ehhez a csoporthoz sorolható a Körgát (kezelt), a Paprét (kezelt) és a Cikes (kezelt) minta is. A többi terület között nem mutatható ki kapcsolat.

A mintavételek és a clusterek értékelése alapján, nincs egyértelmű összefüggés a területek növényzete és talajlakó faunája között. A növényzet hasonlósága nem jelenti egyértelműen a fauna hasonlóságát is. A kezelt és a kezeletlen területek növényzete között kimutatható a kapcsolat, azonban a területek faunája gyakran jelentősen eltér egymástól. Ennek oka valószínűleg a növényzeti struktúrában keresendő.



4. ábra - Az első talajcspadás mintavétel alapján készített cluster (*Araneae*, *Formicidae*, *Carabidae*)



5. ábra - A második talajcspadás mintavétel alapján készített cluster (*Araneae*, *Formicidae*, *Carabidae*)

A fűhálós gyűjtéseket csak az egyenesszárnú faunára értékeltük ki, ennek eredményeit lejjeb közöljük.

Taxononként megvizsgáljuk a kezelt és a kezeletlen területek faunáját a következő megállapításokat tehetjük a kezelésekre vonatkozóan:

Formicidae:

a) A hangyaközösség biomasszája általában a kezeletlen területeken nagyobb, ezt önmagában ugyanakkor értéksemleges megállapításnak tartjuk. A lehetséges okokról, illetve az általános szabálytól eltérő esetekről lásd a 2. és 5. mintaterületnél részletesebben leírtakat.

b) A rendelkezésre álló adatok alapján a hangyaközösségek szempontjából az élőhelyeket legkevésbé az 1. mintaterület kezelése (évente egyszeri kaszálás, alkalomszerű legeltetés) differenciálja, erősebben a kétszeri kaszálás (3. mintaterület), legerősebben pedig az ő szempontjukból relatíve erősebb legeltetés (lásd pl. 6. mintaterület). (Ha nem közösségi, hanem populációs szinten pl. a *Lasius niger* egyedszám alakulását követjük nyomon a különböző élőhelyeken, akkor látható, hogy az évi egyszeri kaszálás gyakorlatilag nem, az évi kétszeri kaszálás már jobban visszaveti az állománysűrűséget a kezeletlen területhez képest, de még mindig nem annyira, mint a növényzetet állandóan röviden tartó legelés). A legeltetés hatása természetesen az intenzitástól függ, ez pedig abszolút fokozatosan állítható, a meg sem érezhető hatásútól a legerősebb hatásúig. Potenciálisan a legcsekélyebb hatású területkezelés nyilvánvalóan a nagyon gyenge intenzitású legeltetés lehet. (A kaszálás egy adott intenzitású zavarásnál „lentebb” nem képes menni).

Az előbbieknél nyilván logikus oka van. A kaszálás rövidebb időtartamra változtatja meg a mikroklimatikus viszonyokat, a vegetációs szerkezetet, mint egy intenzív legeltetés, tehát ezek szempontjából éves szinten kisebb mértékű változtatást jelent. Az intenzívebb legeltetés viszont állandósítja a rövid fűvet, és az ezzel járó következményeket. A hangyákhoz hasonlóan az olyan élőlények számára, amelyek képesek tolerálni a rövidebb időszakokra megváltozó mikroklimát és vegetációs szerkezetet, és a kezeléssel befolyásolt környezeti paraméterek közül elsősorban ezek, és nem mások hatnak rájuk, a kaszálás – különösen a mozaikos kaszálás – kedvezőbb területhasználati mód lehet a nem gyenge intenzitású legeltetésnél. Persze, a kaszálás iránti toleranciához sok feltétel szükséges. Nyilván kevésbé toleráns egy növénypopuláció, amely szaporodási lehetőségét veszti el a virág lekaszálásával, vagy egyedeinek fő növekedési zónája a kaszálási magasságon felül esik (és így erősebben vissza van vetve a kaszálás révén másoknál), a növényi száron, szárban élő, kevésbé mobilis fitofág rovarpopuláció (pl. bizonyos lepkehernyók), amely nem tud alternatív táplálékforrás után nézni a szűkös hetekre, a táplálkozásához adott típusú és mennyiségű virágot igénylő lepke imágó, a földön fészkelő madarak, stb. A mobilis, polifág rovarok számos csoportja azonban hasonlíthat a hangyákhoz a kaszálásra, illetve az intenzív legeltetésre adott reakcióiban. A természetvédelmi szempontból érdekesebbek közül a védett egyenesszárnyúak, talajfelszínen mozgó védett bogárfajok, stb. lehetnek ilyenek. Itt jegyezném meg – a természetvédelmi „érdekesség” okán -, hogy a kimutatott hangyafajok egy része Németországban már vörös listás, illetve várakozó listán van.

Ezek a megállapítások is arra a tényre mutatnak rá, hogy az élőlények különböző igényei miatt mindegyikük számára ideális kezelési mód nincs, nekünk kell eldönteni, hogy mi a természetvédelmi cél: a teljes be nem avatkozás, vagy a valamely csoport(ok) számára kedvezőként tervezett beavatkozás.

Más csoportokhoz hasonlóan a hangyaközösségek monitorozása is alkalmas lehet egyébként arra, hogy ugyanazon típusú területkezelés intenzitását „kalibrálja” az ember (természetesen több éves idősorok igényes statisztikai elemzésével), azaz megkeresse azt a kezelési intenzitást, amelyet még meg sem érez a közösség, amelyre lényegi változással még nem reagál, illetve amelyre lényegi változással reagál.

Araneae:

A kezelések hatásának kimutatására indikátorfaj analízist használtunk. A módszer lényege, hogy kimutatja, hogy mely fajok azok, amelyek egy adott habitatban rendszeresen előfordulnak, viszont másokban nem jellemzőek. Az ilyen analízis eredménye függ attól, hogy milyen típusú élőhelyeket vontunk be az adatelemzésbe és mennyit ezekből.

Kétféle összehasonlítást végeztünk el. Az egyikben a mintaterületek két csoportba kerültek: kezelt ill. kezeletlen. Az elemzés ilyen feltételek mellett nem tudott indikátor fajokat kimutatni, azaz nem mutatott különbséget a kezelt és kezeletlen területek között. Ez arra utal, hogy ha van is különbség a kezelt és kezeletlen területek között, ennek mértéke viszonylag kicsi.

A másik összehasonlítás során három csoport volt: kezeletlen, kaszált és legeltetett. Ennél a csoportosításnál az elemzés azt az eredményt adta, hogy a kaszálást területek nem különböznek a kezeletlen területektől, míg a legeltetéssel kezelt területek még ha kis mértékben is, de kimutathatóan eltérnek a kezeletlen területektől.

A fenti eredményt megerősíti az egyes területek Shannon-Wiener diverzitási indexének összehasonlítása is. A kezelt területek diverzitási index értéke alacsonyabb, mint a kezeletlen területeké. Kivételt képez ez alól a Cikes mintaterület. Ezt a Cikes kezeletlen területéről származó kevesebb minta okozhatta, mivel több talajcsapda is megsemmisült a mintavételi időszakokban. Ami még szembeötlő, hogy a kaszálással kezelt területeken kisebb a diverzitásbeli eltérés a kezelt ill. kezeletlen helyek között, mint a legeltetéssel kezelt mintavételi területek között.

A fenti elemzések alapján a kaszálás jóval kisebb mértékben befolyásolja az egyes habitatok élővilágát, mint a legeltetés. A legeltetés nagyobb zavaró hatása valószínűleg több tényezőtől tevődik össze. Az egyik lényeges dolog a legelő állatok fizikai kártétele a terület vegetációjában, vagyis a taposás és maga a legelés. A legelés a kaszáláshoz képest szelektívebb a vegetáció fajösszetétele szempontjából. A másik tényező, hogy a legelő állatok ürüléke a terület talajának szerves anyagokban való feldúsulását okozza, aminek következtében a vegetáció összetétele megváltozhat, így áttételesen az ott élő faunára is hatással van.

Amit még érdemes megemlíteni, hogy a kezelt és kezeletlen területek fajösszetételében jelentkező különbségeket leginkább, de nem kizárólagosan a fűhálóval fogható, vagyis a gypszint magasabb részében élő pókfajok jelentik.

Carabidae:

Véleményünk szerint a kezeletlen élőhelyfoltok túl kicsik ahhoz, hogy rajtuk önálló futóbogár-közösségek tenyészhetnének. A carabidák sokat mozognak, nagy távolságokat tehetnek meg így nem lehet megítélni, hogy a gyűjtött példány véletlenül járt arra, vagy azért, mert ez a táplálkozó és szaporodóhelye.

Orthoptera:

A mintavételi területek egyenesszárnyú együtteseinek talajcsapdás és fűhálós adatgyűjtésből származó kvantitatív adatsorainak főkomponens-analízise során csak a Borsodi-dűlő kezeletlen és kezelt mintaterülete között volt kimutatható negatív szignifikáns korreláció az egyenesszárnyú együttesek szerkezetére vonatkozóan (4. táblázat). Ez a kezeletlen és a kezelt gyeplépcső jelentős vegetáció-szerkezeti különbségét jelzi. A változók között fennálló pozitív előjelű szignifikáns korreláció miatt nagyfokú hasonlóságot mutat a Körgát kezeletlen és kezelt mintaterületének egyenesszárnyú együttese. Feltehetően a hasonló vertikális gyeplépcső szerkezetének köszönhetően pozitív előjelű szignifikáns korreláció mutatkozik a Borsodi-dűlő kezeletlen és a Körgát kezeletlen mintaterületén élő együttes között.

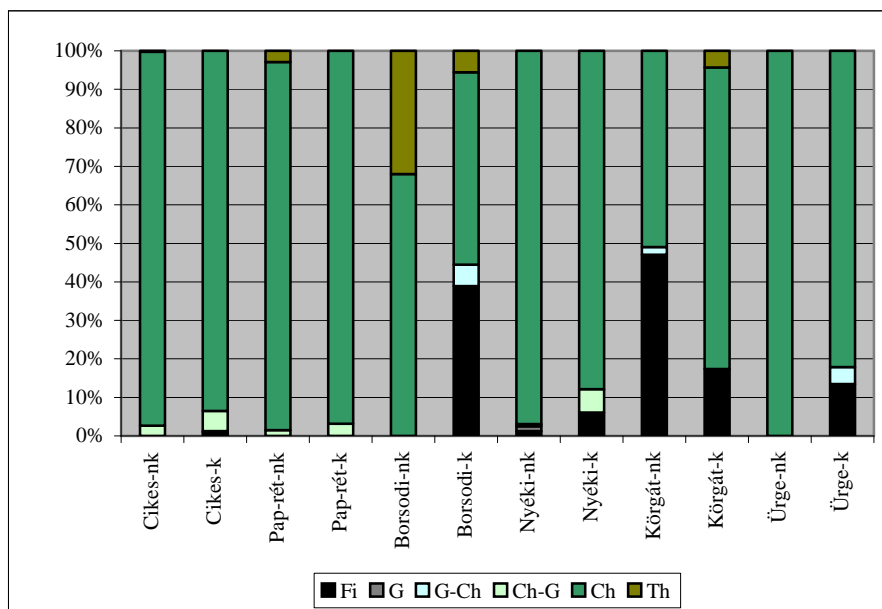
Residual Correlations (new.sta)												
Extraction: Principal components												
(Marked residuals are > ,100000)												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	,03	,03	,02	,03	,00	-,04	,02	,02	-,06	-,05	-,02	-,03
2	,03	,03	,02	,03	-,00	-,03	,02	,02	-,07	-,05	-,02	-,02
3	,02	,02	,03	,02	,01	-,04	,02	,01	-,07	-,03	-,01	-,03
4	,03	,03	,02	,03	,00	-,04	,02	,01	-,06	-,05	-,01	-,02
5	,00	-,00	,01	,00	,29	-,29	,00	-,03	,17	,06	,04	-,08
6	-,04	-,03	-,04	-,04	-,29	,41	-,03	,00	,06	,01	-,09	,07
7	,02	,02	,02	,02	,00	-,03	,02	,02	-,06	-,04	-,01	-,02
8	,02	,02	,01	,01	-,03	,00	,02	,03	-,07	-,03	-,02	-,01
9	-,06	-,07	-,07	-,06	,17	,06	-,06	-,07	,55	,15	-,08	-,07
10	-,05	-,05	-,03	-,05	,06	,01	-,04	-,03	,15	,16	,01	,00
11	-,02	-,02	-,01	-,01	,04	-,09	-,01	-,02	-,08	,01	,14	,05
12	-,03	-,02	-,03	-,02	-,08	,07	-,02	-,01	-,07	,00	,05	,11

4. táblázat - Az egyenesszárnyú mintavételek főkomponens-analízisének korrelációs mátrixa (a szignifikáns értékek félkövérrel betűvel szedve)

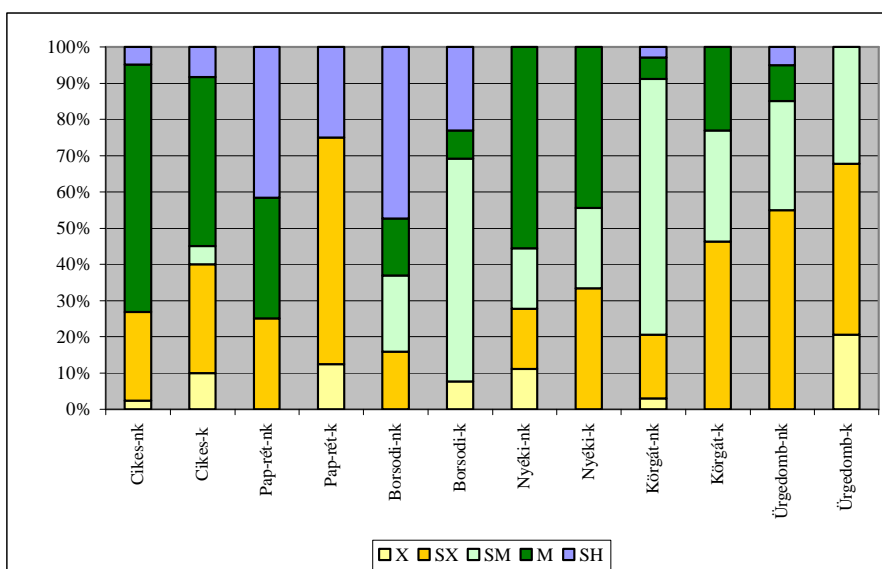
[(nk: kezeletlen, k: kezelt) **1**: Cikes-nk; **2**: Cikes-k; **3**: Paprét-nk; **4**: Paprét-k; **5**: Borsodi-nk; **6**: Borsodi-k; **7**: Nyéki-nk; **8**: Nyéki-k; **9**: Körgát-nk; **10**: Körgát-k; **11**: Ürgedomb-nk; **12**: Ürgedomb-k]

Az egyenesszárnyú együttesek szerkezetében a természetvédelmi kezelés hatására bekövetkező kisebb mértékű, statisztikailag szignifikáns elválásokat nem eredményező változások kimutatására alkalmas a kezeletlen és a kezelt mintavételi területek közösségeit jellemző életforma-spektrum és ökotípus-eloszlás összevetése (6. és 7. ábra).

Mivel a Fertő-tó menti mintaterületek mindegyikén a vegetáció-struktúra vertikális szintezettségének csökkenését eredményező beavatkozások történnek (legeltetés, kaszálás) az egyenesszárnyú-együttesek életforma-összetétele is ennek megfelelő különbségeket mutat a mintaterületek nagy részénél. A gyeplakó és cserjelakó fajok részarányának csökkenése tapasztalható a nyílt talajfelszínhez eltérő mértékben kötődők (Ch-G, G, G-Ch) és talajlakók (Fi) előretörésével (6. ábra).



6. ábra: A Fertő-tó környéki gyepek egyenesszárnyú együtteseinek életforma-összetétele



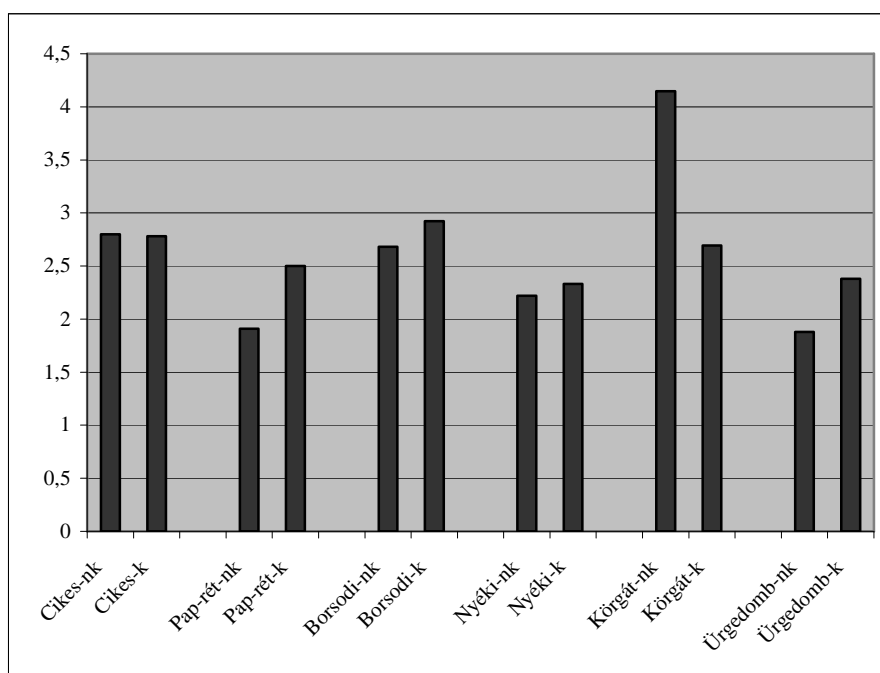
7. ábra: A Fertő-tó környéki gyepek egyenesszárnyú együtteseinek ökotípus-eloszlása

Természetesen a spektrumban ennek az arányeltolódásnak a mértéke attól függ, hogy a kezeletlen gyepek vertikális strukturáltsága mennyire volt jelentős. A Kőrgát

esetében ellenkező jellegű változásokat tapasztalhatunk: a fissuribiontok részaránya csökken a kezelés hatására. Ez abból adódik, hogy a kezeletlen gyepekben igen nagy egyedszámmal van jelen a higrofil élőhelyigényű *Pteronemobius heydeni*, mely a nyíltabb gyepek szárazabb talajában már nem találja meg életfeltételeit.

Ez utóbbi tényre már inkább a mintavételezett együttesek ökotípus-összetételének különbségeire mutat rá. A kezelés vertikális gyepprofilját megváltoztató hatása egyúttal a gyepek állományklímájának megváltozásával is együtt jár a különböző mértékben xerofil fajok előrenyomulását eredményezve a mezofil, illetve higrofil fajok részarányának csökkenésével párhuzamosan. A 7. ábra gyakorlatilag minden mintapárjára igaz ez a megállapítás, a fentihez hasonló kitétel: az átrendeződés mértéke a kezeletlenül hagyott folt szerkezeti viszonyaitól, állományklímájától függ.

A mintapárok egyenesszárnyú-együttesek szerinti természetességét a 8. ábra mutatja. A grafikonon látható, hogy a Paprét és az Ürgedomb esetében egyértelműen javult az együttes természetessége, kisebb mértékben, de hasonlóak mondhatók el a Nyéki-szállás és a Borsodi-dűlő esetében, a Cikes mintavételi területein hasonló a két gyepterület természetességi értéke, míg Körgát esetében a kezelés által csökkent az együttes természetessége.



8. ábra: A Fertő-tó környéki gyepek egyenesszárnyú együtteseinek természetességi mutatói

A Fertő-menti gyepterületek kezelésével kapcsolatban a fenti – néhol ellentmondó – eredmények összegző értékelése során – az egyenesszárnyú együttesek szempontjából – az alábbiak mondhatók el.

A Cikes esetében a kezelés hatásának kell tudnunk a nyílt szikes legelők karakterfajainak természetes állapotokat jellemző arányú jelenlétét. Az élőhelyszerkezet változása életforma- és fajdiverzitás tekintetében is pozitív hatást gyakorol a kezeletlen területhez képest.

Az Ürgedomb esetében bár a hazai viszonylatban ma már ritkának számító *Dociostraurus maroccanus* – szárazabb állományklímából és nyíltabb növényzetből következő – megjelenése pozitívan hat az együttes természetességi mutatójára, ezért a kezelést itt is pozitív eredményűnek kell tekintenünk.

A Paprét és a Nyéki szállás esetében a kezelésből adódó gyepterület-változás az életforma-összetételben nem eredményez jelentősebb változást, a nyíltabbá váló növényzet azonban a szárazság és melegkedvelő fajok nagyobb részarányát eredményezi, a számolt mutató a közösség természetességi állapotának változását jelzi.

A Körgát esetében a jelenlegi kezelés (legeltetés) negatívan hat az egyenesszárnyú együttesre, annak öko-típus és életforma összetétele kevésbé természetes jellegű mutat. Ez a különbség a természetességi mutatókban is kitűnik (8. ábra).

Minden mintaterület közül a Borsodi-dűlő egyenesszárnyú együtteseinek esetében volt a kezelt és kezeletlen gyepterület között a legnagyobb szerkezetbeli különbség. Látva a gyepterületbeli markáns különbséget e tény nem meglepő. E minta-pár esetében a kezeletlen gyepterület tekinthető a jobb természetességi állapotúnak. Igaz, hogy a természetességi mutató alapján minimális mértékben a kezelt gyepterület mutatkozik jobbnak, viszont azt az ökológiai igény és az életforma-típus összetétel diagramjaival együtt értékelve látható, hogy a vertikálisan strukturált gyepek együttes-szerkezetét a kezeletlen gyepterület mutatja (különösen a növényzet összetétele alapján feltételezett gyepterület ismeretében). A természetesség-számítás alapját a hazai gyakorisági kategóriák képezik. Sok esetben az adott gyepterületre jellemző mezofil faj egyedszámának csökkenésével egy azonos gyakoriságú (esetleg ritkább) faj egyedszámának növekedése következhet be. E jelenség a természetességi mutatóra nem gyakorol hatást, vagy javítja azt, mégis kevésbé pozitívnak kell tekintenünk a természetesség szempontjából.

Mindez jó példa arra, hogy a kezelések értékelése mennyire összetett adatelemzést igényel. A Borsodi-dűlő esetében az egyenesszárnyúak vizsgálati eredményei alapján túlzottnak tűnik az évi 2-szeri kaszálás. Ismerve a növényzet jelenlegi összetételét az egyszeri kaszálás nem eredményezne degradációt és a cserjésedés visszafogására is elegendő lenne.

A legeltetéssel kapcsolatban megjegyzendő még, hogy az egyenesszárnyú együttesek szempontjából a legeltetés időbeli és térbeli kivitelezésekor fontos a vegetációstruktúra heterogenitásának fenntartása (MORRIS 1969) vagyis legeltetéstől mentesített foltok megőrzése. KISBENEDEK (1997) a legeltetés egyenesszárnyú együttesekre gyakorolt hatásának vizsgálata kapcsán utal arra, hogy a legeltetés következményeként fellépő növényzetszerkezet-váltás mikroklimatikus változásokat eredményez, és ez okozhatja a denzitás és a fajszám megváltozásait. Ugyancsak megállapítja, hogy a nem erőteljesen legeltetett és a nem legeltetett mintavételi területek egyenesszárnyú közösségeinek fajkombinációjában nem tapasztalható

szignifikáns különbség, viszont az abundanciák és a populációk dinamikájában igen.

Az egyenesszárnyú együttesek természetességi állapotának megőrzése tehát a korábbi, a vegetáció természetes vagy féltermészetes struktúráját fenntartó kezelési módok alkalmazásával biztosítható. A ettől eltérés (pl. korábban kaszált területen legeltetés), vagy nem jól megválasztott intenzitás (túllegelés, a fitomassza produkciót nem figyelembe vevő kaszálás) természetvédelmi szempontból károkat okoz a taxon közösségeiben.

3.3.6. Összefoglalás

A kutatás keretében hat élőhelyen végeztünk mintavételt. Minden élőhelyen kijelöltünk egy kezelt és egy kezeletlen mintaterületet. A mintaterületeken cönológiai felvételeket készítettünk és talajcsapdás (évi két alkalommal), illetve fűhálós (évi négy alkalommal) gyűjtéseket végeztünk.

A talajcsapdás és fűhálós gyűjtések során begyűjtött anyagból meghatározásra kerültek az *Araneae*, *Isopoda*, *Carabidae*, *Orthoptera* és *Formicidae* csoportok. Összesen 237 faj, 21356 egyede került meghatározásra.

A minták értékelése alapján elmondható, hogy a vizsgált élőhelyek növényzete között nem mutatható ki hasonlóság, de a kezelt és a kezeletlen területek növényzete is kissé eltér egymástól a három éves kezelés után. A talajcsapdás mintavételek alapján készült értékelés kimutatta, hogy a növényzet hasonlósága ellenére a kezelt és a kezeletlen területek faunája között jelentős eltérés lehet.

A kezelések hatásai csak részben mutathatók ki az egyes vizsgált komponensekre, azonban a jelenlegi adatsor ennek vizsgálatára még nem alkalmas.

3.3.7. Válogatott szakirodalom

BAUER, KENYERES & TAKÁCS (1999): A *Gentianella austriaca* (A. et J. Kern) dost. populációinak és élőhelyének állapota Bozsokon és a Rábcakapi réten, kezelési, fenntartási javaslatok – Kutatási jelentés, FHNPI Adattár

BAUER, KENYERES & TAKÁCS. (2002): Az osztrák tárnicska nyugat-magyarországi élőhelyeinek aktuális állapota – Vasi Szemle 56 (1): 75–102

KENYERES Z. & BAUER N. (2000): Kapcsolatok a vízellátottság és az egyenesszárnyú (*Orthoptera*) közösségek szerkezetének változásai között kiszáradó lápréteken/Relationships between the water supply and the orthopteran communities in drying fens. – V. Magyar Ökológus Kongresszus, Acta Biol. Debr. Oecol. Hung. 11/1.

KENYERES Z. (1999): A Fertő-Hansági Nemzeti Park „*Orthoptera*-anyag”-ának jellemzése (Papré, Ürgedomb, Cikes, Körgát, Nyéki sz.) – Kutatási jelentés, FHNPI Adattár

KENYERES Z. (2001): Egyenesszárnyúak monitoring vizsgálata a Dél- és az Észak-Hanság előre kijelölt mintavételi helyein (2001) – Kutatási jelentés, FHNPI Adattár

KISBENEDEK T. (1992): Structure of grasshopper (*Orthoptera*) communities in relation to ecological succession of dolomite grasslands. – Fol. ent. Hung. 52: 51–58.

NAGY B. (1991): A természeti környezet és az egyenesszárnyú rovarok (*Orthoptera*) viszonya Budapest körzetében. – Természetvédelmi Közlemények 1 (1): 69–79.

3.4. Szikes tavak zooplankton vizsgálata

készítette: Forró László

3.4.1. Bevezetés

A Fertő-tó mellett a múlt század kilencvenes éveinek elején alakították ki az első rekonstruált tavakat, akkor hármat alakítottak ki Nyéki szállás, Paprét és Legények néven. Már a létrehozásukkor megkezdődött a tavak zooplanktonjának vizsgálata (Forró, 1990), párhuzamosan az egész tavat érintő vizsgálatokkal (Forró, 2002).

Tíz évvel később újra felvetődött az ilyen típusú vizsgálatok szükségessége, 2001-ben a Nyéki szállás, Legénytő és a Borsodi dűlő vizéből vettünk heti gyakorisággal zooplankton mintákat (Forró & Örvössy, 2001). A következő évben négy tóban folytatódott a vizsgálatok, az előbb említett háromhoz a Paprét csatlakozott, a gyűjtéseket hetente, 2002 február és június-július között végeztük. A harminc liter víz planktonhálón átszűrésével kapott mintákat a laboratóriumban dolgoztuk fel, ami a minták számolását, határozását jelenti. A feldolgozás jelenleg még nincs teljesen befejezve, a kiválogatott anyag határozása még nem fejeződött be. Az abiotikus tényezők mérése a tárgyévben sajnos elmaradt, műszer hiányában.

A tavak élőhely-rekonstrukció során keletkeztek 1990-ben. A rekonstrukció célja a vízmadarak számára megfelelő életfeltételek, fészkelőhelyek kialakítása volt. A Fertő eredendően szikes tó, a jelenlegi tómeder délkeleti részén határozott partvonal nélkül. A partvonalon túl a vízrendezéseket megelőzően szikes mocsarak voltak, amelyek élesen meghúzható határvonal nélkül alakultak át a Hanság tőzeges lápvilágába.

Az átmenet folyamatos volt a két tájegység között, a tó ingadozó vízszintje miatt kiterjedése erősen változott, időnként ki is száradt. A XVIII. század közepétől erős törekvések jelentek meg a Fertő részleges, vagy akár teljes lecsapolására, valamint a Hanság kiszáritására. A tervek egy része megvalósult, eredményük, hogy a Hanságból eltűntek az állandó, nyílt vízfelületek, a Fertő-tó vízszintje pedig lecsökkent, amit a meder gyors elnádásodása követett. A Sarródtól északra fekvő szikes mocsárvidék helyén ma jórészt intenzíven művelt agrárterületeket találunk, a legmélyebben fekvő, gazdaságosan nem művelhető partmenti területek elkerülték a szántóföldi művelésbe vonást, ezeket extenzív legeltetéssel hasznosították. A Fertő-tó vizének megőrzésében kulcsfontosságú a Hanság-főcsatorna és a Körgát, ami megakadályozza, hogy a szelek kihajtsák a vizet az alacsonyabban fekvő területekre.

Ezeken a területeken a 80-as évekig legeltetés folyt, ami megakadályozta a nádas terjedését. A Körgát a Fertő-tó vizének megóvása közben a környező alacsonyan fekvő területekről elzárja a vizet, az itt korábban jelenlévő szikes mocsarak helyreállítása elsősorban a madarak fészkelőhelyeinek kialakítása miatt történt, azonban az árasztások során a szikes vizekre jellemző élővilág kialakulásával ennél a szerepnél több funkciót tölt be.

Az élőhely-rekonstrukció dr. Kárpáti László elképzelései alapján és irányításával indult meg 1989-ben. A korábban szántóföldi művelés alatt álló területen

mélyedéseket kotortak ki és szigeteket emeltek, majd a Fertő-tóból származó vízzel elárasztották. Először a Hansági-főcsatorna jobb parti területeinek (Nyéki szállás és Paprét) elárasztásához szükséges műtárgyak épültek meg, a bal parti területeken csak a földek megvásárlása után lehetett árasztásokat létre hozni. Az árasztások hatására visszajöttek a területre korábban jellemző madárfajok (gulipán, gólyatöcs, sirályfajok, széki lile stb.), valamint fontos gyülekező helyé vált a vonuló madárfajok számára. A sekély vízben hamar előretörő nádat kezdetben kaszálással, majd magyar szürkemarha legeltetésével szorították vissza. A kaszálás érdekében a megmaradt vizet a zsilipek megnyitásával kellett elvezetni. Ez nem segítette elő a szikes jelleg erősödését. A megoldás a tavak természetes kiszáradásának modellezése volt, ezért a jobb és bal partot alternálva árasztják el, és 3 éves ciklusonként hagyják kiszáradni.

3.4.2. Anyag és módszer

A plankton mintát 85 µm lyukbőségű kézi planktonhálózattal gyűjtöttem, 30 l víz átszűrésével. Az egyes részminták különböző helyről származnak, ami randomizált mintavételnek felel meg, mivel a plankton nem megfigyelhető a gyűjtő számára, ezért a szubjektív válogatás nem sérti a randomitást. Ugyanakkor a tavak azonos részén kezdtem el a mintavételt minden időpontban, így bizonyosan azonos víztestről gyűjtöttem információt, ennek a tavak apadásával nő meg a jelentősége, mivel a mederfelszín egyenetlenségei alacsonyabb vízállás esetén kis víztereket különíthetnek el egymástól, ahol esetlegesen eltérő fizikai-kémiai paraméterek, ezzel együtt eltérő kistrák fauna jellemezheti a vizet.

A gyűjtött mintát tömény formalin oldattal a helyszínen tartósítottam, az állatok meghatározása és az egyedszám kvantitatív becslése később történt.

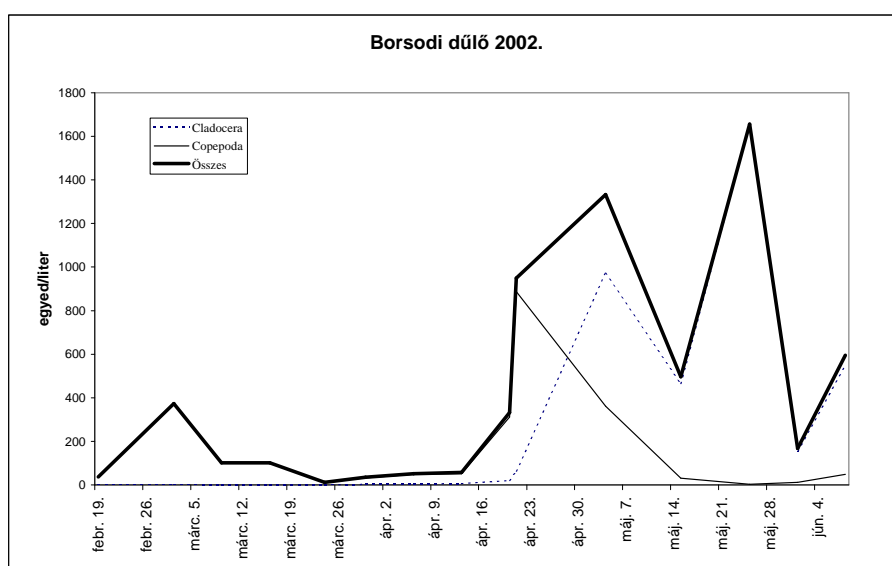
A hőmérséklet minden alkalommal, a többi paraméter mérése, alkalmasszerűen történt.

A határozást sztereo- és fénymikroszkóp segítségével, maximum 400-szoros nagyítás mellett GULYÁS és FORRÓ (1999), DÉVAI (1977) és EINSLE (1993) határozókönyvei alapján végeztem.

A 30 liter vízben lévő egyedek számának meghatározása során a leszűrt mintát, 100 ml vízzel felöntve 5 ml-es részmintákat vettem, ebben a különböző fajok egyedszámát megszámláltam több részmintában. Addig van szükség új részminták számlálására, míg legalább három esetben az egyes részminták között 10 %-nál nem nagyobb az eltérés a nagyobb mennyiségben jelen levő fajok egyedszámában. A kisebb egyedszámokban lévő fajok egyedeit gyakran az egész mintában, vagy nagyobb részmintában számláltam. A csak 10-20 példányt, tartalmazó minták esetén a teljes mintát megszámláltam, míg a több tízezer egyed tartalmazó minták egyedszámát kisebb részminták (2 ml) segítségével becsültem. Ezekből az adatokból számláltam a 30 l-re vonatkozó egyedszámokat és a további számítások már ezen alapulnak.

3.4.3. Eredmények

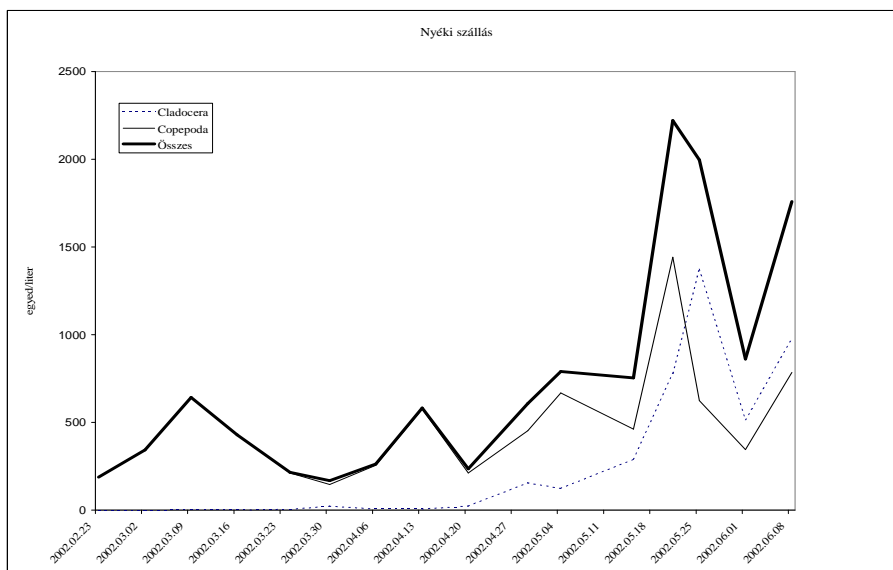
Borsodi dűlő – az egyedszám viszonylag alacsony volt a szezon elején, április, majd május végén nőtt meg jelentős mértékben, a teljes egyedsűrűség maximuma meghaladta a 1600 egyed/liter értéket. A kezdeti időszakban kifejezett *Copepoda* dominancia volt, februárban ezen belül a *Cyclops* egyedszám sokkal nagyobb volt, mint a *Calanoida* csoporté. Ez már március folyamán megváltozott, egyre nagyobb egyedszámban fogtunk *Arctodiaptomus* egyedeket. A *Cladocera* egyedszám április második felében fokozatosan nőni kezdett, a hónap vége után aztán már mindig az utóbbi csoport egyedszáma volt magasabb. Az ágascsápú rákokon belül mindig a *Daphnia magna* fordult elő a legnagyobb egyedszámban, májusban jelent meg hasonló egyedszámban a *Moina brachiata* is.



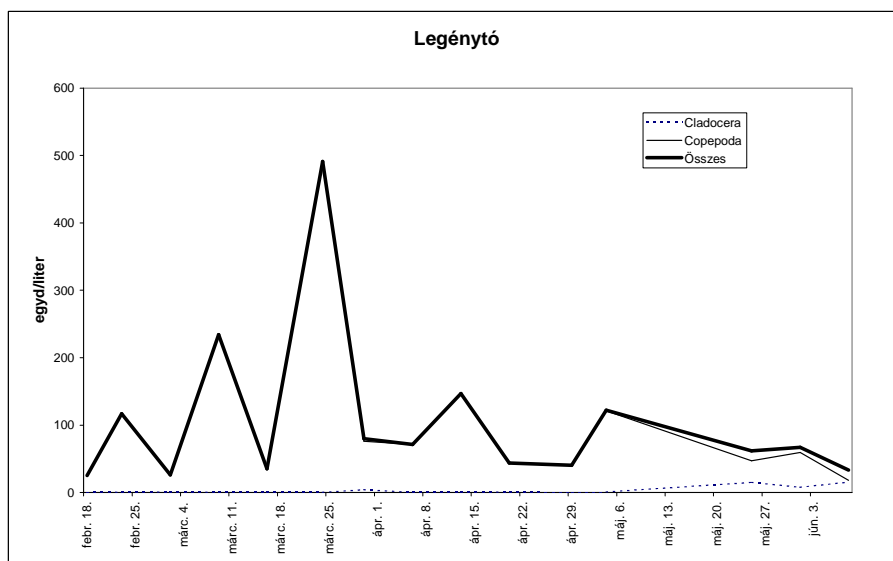
1. ábra – Zooplankton mennyiségi változása a Borsodi-dűlőben

Nyéki szállás – ebben a tóban az előbbi tóéhoz hasonló lefutású grafikont kaptuk, hasonló időszakokban jelentkeztek a minimális és a csúcserőek is. Összetételt tekintve azonban más a helyzet, mert az ágascsápú rákok egyedszáma csak kb. egy hónappal később, május második felében haladja meg a *Copepoda* egyedszámot. Még egy különbség az, hogy ebben a tóban sokkal több *Cladocera* faj figyelhető meg, de itt is rendszerint a *Daphnia magna* dominált.

Legénytő – ez a tó nagyon eltér az előző két helytől. Az itt kimutatott egyedszám lényegesen kisebb, mint az eddigi két helyen, az egyedszám időbeni lefutása is eltér, itt március végén volt a maximális érték, és februárban, a szezon elején ugyanolyan alacsony volt az egyedszám, mint június elején. További különbség még az is, hogy itt a *Cladocera* fajok mindig csak minimális részét adták rákoknak, valamint az is, hogy egészen más fajok fordultak elő. Itt megjelentek valódi euplanktikus fajok, többször is fogtunk *Diaphanosoma* egyedeket és a *Bosmina* is előfordult. Ezek arra utalhatnak, hogy ebben a tóban található halak, amelyek a kistrákokat fogyasztják, sőt a szelektíven, a nagytestű fajokat preferálják, ezért lehetett itt a kis *Bosmina*.

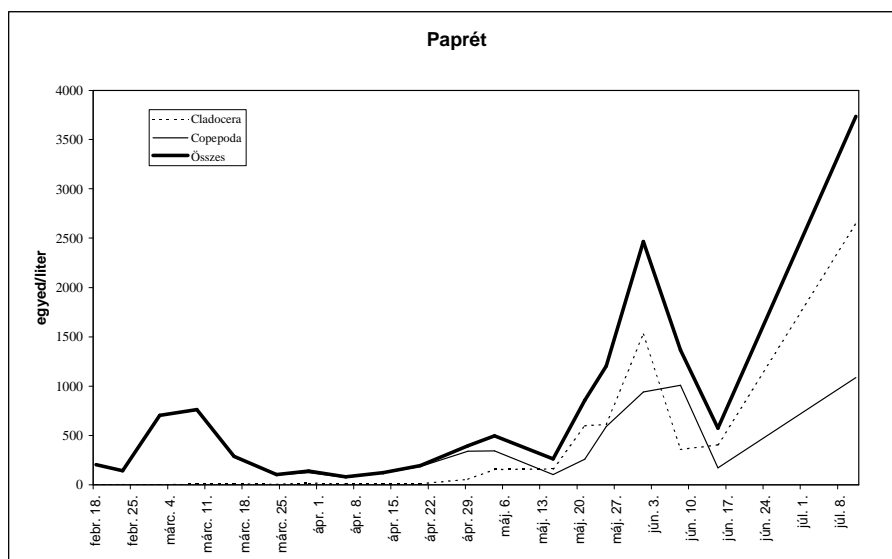


2. ábra – Zooplankton mennyiségi változása a Nyéki szálláson



3. ábra – Zooplankton mennyiségi változása a Legénytőben

Papré – itt figyeltük meg a legnagyobb egyedszámot. Itt is volt egy kisebb csúcs március elején és a május-júniusi időszakban is a Nyéki szálláshoz és a Borsodi-dűlőhöz hasonló volt az egyedszám változása. Az egyedszám késő tavasi csúcserősségét itt is a *Cladocera* egyedszám megugrása okozta és ezután majdnem folyamatosan domináltak az ágascsapú rákok. A fajösszetétel alakulás is hasonlít a két első tóhoz, a kezdeti *Copepoda* dominanciát *Cyclops* majd *Arctodiaptomus* okozta, a *Cladocera* fajok közül végig jelen volt a *Daphnia magna*, amely mellett jelentősebb egyedszámokban a *Moina brachiata* fordult elő május első felétől.



4. ábra – Zooplankton mennyiségi változása a Paprétén

3.4.4. Az élőhely-rekonstrukció eredménye:

Az elsősorban a madárvilág számára tervezett rekonstrukciós munkálatok a FHNP-ban sikeresnek bizonyultak az alacsonyabb rendű élőlények számára is. A vizek fizikai-és kémiai paramétereit és a jelenlévő fajokat, ezek egyedszáma és évszakos eloszlása is a szikes vizekre jellemző értékeket mutat. Különösen a Nyéki szállás és a Borsodi-dűlő rekonstrukciója volt sikeres, ezekben a tavakban minden folyamat a szikes tavakra jellemző módon zajlik, a sótartalom, vezetőképesség és a pH kellően magas. A tavakban megjelenő fajok száma alacsony, az egyedszámuk viszont magas és a szikes vizekre jellemző fajok fordulnak elő nagy mennyiségben bennük. A Legénytó sem mondható sikertelen rekonstrukciónak, habár a tó szikes jellege kevésbé kifejezett, a fizikai-kémiai paraméterek nem mutatnak olyan nagy ingadozást és magas értékeket, mint a terület másik két tava, de a fajkészlete, az egyedek nyári felszaporodása, még ha nem is olyan nagy mértékű, mint a két másik tóban, a szikes vizekre jellemző.

3.4.5. További zooplankton vizsgálatok

Jelen beszámoló egy olyan monitoring vizsgálat éves eredményeinek összefoglalója, amelynek célja a szikes tavi élőhelyek rekonstrukciójával kialakuló élőhelyek zooplankton faunájában, illetve a mennyiségi viszonyokban bekövetkező változások nyomon követése. A monitoring keretében gyűjtött további adatokkal hozzá kívánunk járulni az élőhely rehabilitáció természetvédelmi szempontok szerinti leghatékonyabb üzemeltetéséhez, illetve a későbbiekben megvalósuló hasonló rekonstrukciós projektek sikeres megvalósításához.

3.4.6. Irodalomjegyzék

Dévai Gy. (1976): Javaslat a szárazföldi (kontinentális) vizek csoportosítására. – Acta Biol. Debrecen 13: 147-161.

Forró L. (1990): Jelentés a Lászlómajortól nyugatra elterül szikes réten létesített élőhelyrekonstrukció kistrák közösségeinek szezonális vizsgálatáról 1990-ben. In: Takáts T. & Gerencsér T. (szerk.): Előzetes jelentés a Fertő-tavi Kutatóállomás 1990. évi tevékenységéről. Kutatási jelentés. ÉDU-KÖVIZIG Fertő-tavi Kutatóállomás, Fertőrákos.

Forró L. & Örvössy N. (2001): Szikes tavak zooplankton vizsgálata. in: Pellingner A. (szerk.): A Fertő-tó védett és fokozottan védett természetszerű élőhelyein végzett fenntartó kezelések és rekonstrukciók értékelését megalapozó monitoring 2001. Kutatási jelentés. Sarród.

Forró L. (2002): The *Branchiopoda* and *Copepoda* fauna of the Fertő-Hanság National Park. In: Mahunka S. (szerk.): The Fauna of the Fertő-Hanság National Park. Vol. I. Hungarian Natural History Museum, Budapest, 249-254.

Gulyás P. & Forró L. (1999): Az ágascsapú rákok (*Cladocera*) kishatározója 2. (bővített) kiadás. – Vízi természet- és környezetvédelem 9: 1-237.

3.5. A mekszikópusztai elárasztások hatása a fészkelő és vonuló madárállományokra, 2002.

készítette: Pellinger Attila

3.5.1. Bevezetés

A mekszikópusztai elárasztások madárállományainak monitoring vizsgálata 1998-ban kezdődött meg. A monitoring célja a vízimadár-fajok állománydinamikájának vizsgálata a Fertő hazai részén, illetve az élőhelyrekonstrukciós területek fészkelő populációinak, valamint e területeknek az átvonuló, táplálkozó, pihenő madárállományok számára betöltött szerepének vizsgálata, emellett olyan vízkormányzási, területkezelési rezsim kialakítása, amely hosszú távon is maximalizálja azt.

A továbbiakban a 2002. év felméréseinek eredményeit mutatom be, kitérve az egyes fajok dinamikájának rövid értékelésére és a fészkelő fajok állományviszonyaira.

3.5.2. Anyag és módszer

A felmért területet és az alkalmazott módszereket a monitoring korábbi időszakainak eredményeire vonatkozó publikációkban már részletesen bemutattam (Pellinger, 2001a). 2002-ben is az elárasztások négy rész-területén (Nyéki szállás, Paprét, Borsodi-dűlő és Cikes) történtek a számlálások, heti rendszerességgel. Valamennyi vízimadár-faj állomány nagyságát felvételezzük, azonban az egyes évek összehasonlítására csak 62 fajt választottam ki. A kiválasztás során figyelembe vettem az előfordulások rendszerességét, az egyedszámot, a természetvédelmi jelentőséget, illetve azt, hogy kellően reprezentálják a területek eltérő vízborításából adódó élőhelyi változatosságot. A 62 fajt az 1. táblázatban sorolom fel.

Kis vöcsök (<i>Podiceps ruficollis</i>)	Ezüstlile (<i>P. squatarola</i>)
Búbos vöcsök (<i>P. cristatus</i>)	Bíbic (<i>Vanellus vanellus</i>)
Feketenyakú vöcsök (<i>P. nigricollis</i>)	Sarki partfutó (<i>Calidris canutus</i>)
Kárókatona (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	Fenyérfutó (<i>C. alba</i>)
Kis kócsag (<i>Egretta garzetta</i>)	Apró partfutó (<i>C. minuta</i>)
Nagy kócsag (<i>E. alba</i>)	Temminck-partfutó (<i>C. temminckii</i>)
Szürke gém (<i>Ardea cinerea</i>)	Sarlós partfutó (<i>C. ferruginea</i>)
Vörös gém (<i>A. purpurea</i>)	Havasi partfutó (<i>C. alpina</i>)
Kanalgém (<i>Platalea leucorodia</i>)	Sárjáró (<i>Limicola falcinellus</i>)
Bütykös hattyú (<i>Cygnus olor</i>)	Pajzsoscankó (<i>Philomachus pugnax</i>)
Bütykös ásólúd (<i>Tadorna tadorna</i>)	Sárszalonka (<i>Gallinago gallinago</i>)
Fütyülő réce (<i>Anas penelope</i>)	Nagy goda (<i>Limosa limosa</i>)
Kendermagos réce (<i>A. strepera</i>)	Kis goda (<i>L. lapponica</i>)
Csörgő réce (<i>A. crecca</i>)	Kis póling (<i>Numenius phaeopus</i>)
Tőkés réce (<i>A. platyrhynchos</i>)	Nagy póling (<i>N. arquata</i>)

Nyílfarkú réce (<i>A. acuta</i>)	Kormos cankó (<i>Tringa erythropus</i>)
Böjti réce (<i>A. querquedula</i>)	Piroslábú cankó (<i>T. totanus</i>)
Kanalas réce (<i>A. clypeata</i>)	Tavi cankó (<i>T. stagnatilis</i>)
Üstökösreçe (<i>Netta rufina</i>)	Szürke cankó (<i>T. nebularia</i>)
Barátréce (<i>Aythya ferina</i>)	Réti cankó (<i>T. glareola</i>)
Cigányréce (<i>A. nyroca</i>)	Erdei cankó (<i>T. ochropus</i>)
Kontyos réce (<i>A. fuligula</i>)	Billegetőcankó (<i>A. hypoleucos</i>)
Kerceréce (<i>Bucephala clangula</i>)	Kőforgató (<i>Arenaria interpres</i>)
Szárcsa (<i>Fulica atra</i>)	Vékonycsőrű víztaposó (<i>Phalaropus lobatus</i>)
Rétisas (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	Kis sirály (<i>Larus minutus</i>)
Gólyatöcs (<i>Himantopus himantopus</i>)	Viharsirály (<i>L. canus</i>)
Gulipán (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	Sárgalábú sirály (<i>L. cachinnans</i>)
Kis lile (<i>Charadrius dubius</i>)	Küszvágó csér (<i>Sterna hirundo</i>)
Parti lile (<i>Ch. hiaticula</i>)	Fattyúszerkő (<i>Chlidonias hybridus</i>)
Széki lile (<i>Ch. alexandrinus</i>)	Kormos szerkő (<i>Ch. nigra</i>)
Aranylile (<i>Pluvialis apricaria</i>)	Fehérszárnyú szerkő (<i>Ch. leucopterus</i>)

1. táblázat – Hosszútávú monitoringra kiválasztott vízimadár-fajok

3.5.2.1. A vizsgálati terület vízviszonyai 2002-ben

2002-ben a jobb parti területek (Nyéki szállás és a Paprét) került elárasztásra. A bal parti területeket – Borsodi-dűlő területét és a Cikest – a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatósága, szárazon kívánta tartani, abból a célból, hogy az elnadasodás megakadályozása érdekében szürkemarhával és rackával legeltethetőek legyenek. A Cikes elárasztása a vízszinttartó műtárgy meghibásodása miatt sem lett volna megoldható. Az súlyosan aszályos időjárás is hozzájárult ennek az elképzelésnek a megvalósításához, ezek területek már korán kiszáradtak.

A szárazság a jobb parti területeken is éreztette a hatását, mivel a nyári forróságban a vízszint a vártnál gyorsabban apadt. Szerencsére a vízfelület jelentősebb csökkenésére már csak a fészkelési időszak legvégén került sor így a szárazság a költési eredményekre nem volt jelentős hatással.

A szárazon maradt területeket nyáron legeltettük, majd szárazúzóztunk a gyomosodás elkerülésére. Október második felében árasztottuk el ismét a jobb parti területeket (Nyéki szállás és Paprét). A Borsodi dűlő és a Cikes szárazon maradt, erre azért volt szükség, hogy elkerülhessük a területek elnadasodását azáltal, hogy hosszabb ideig legelhessenek ott a szürkemarhák. A két part közötti váltott árasztás lesz a jövőben az élőhelyrekonstrukciós terület kezelésének egyik legfontosabb eleme, mivel természetvédelmi ökológiai szempontból az egyik legjelentősebb veszélyeztető tényező az elnadasodás és elgyomosodás.



1. kép – Az elárasztás nyár elején



2. kép – A terület az elárasztás után

3.5.3. Eredmények

A vonulásdinamikai vizsgálatok eredményeinek részletes bemutatása során mind a 62 madárfaj szerepel, tekintet nélkül arra, hogy a tárgyévben előfordult-e. Emellett röviden ismertetem a vízimadár taxonokba tartozó további fajok 2002. évben történt megfigyeléseit is, ez utóbbiak a szövegből kiemelve, dőlt betűvel szerepelnek. Mivel ezek a fajok egy része ritka kóborlóként jelenik meg, azokat összes ismert előfordulási adataik alapján ismertetem. A vadludak e tekintetben kivételt képeznek, mivel a nyári lúd, a vetési lúd és a nagy lilik a szeptembertől márciusig terjedő időszakban ugyan nagy egyedszámban fordul elő a vizsgálati területen, azonban napi aktivitásuk dinamikájának jellege (aktívan húznak ki és be reggeltől estig ezért folyamatosan és erősen változik az egyedszámuk, illetve ugyancsak erősen változik az elárasztásokon és a Fertő öblözeteiben, valamint a tó magyarországi és ausztriai részén éjszakázók/tartózkodók aránya) miatt a monitoring vizsgálatból kizártam ezeket. Felmérésük monitoring jelleggel magyar-osztrák havi szinkron-számlálással folyik.

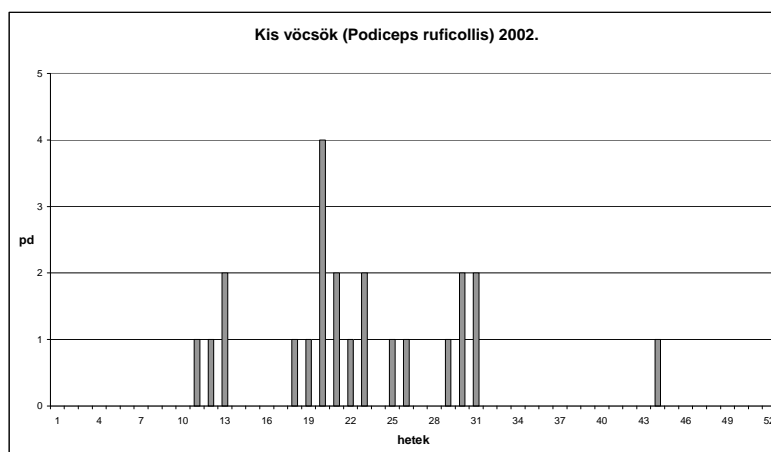
A 62 kiválasztott faj esetében, amennyiben a számlált mennyiségek lehetővé teszik, az éves dinamikát oszlopdiagramon szemléltetem, ezt minden esetben elhagytam, ha a kevés előfordulási alkalom, vagy a kis egyedszámok miatt a vizuális megjelenítés nem volt indokolt.

Röviden ismertetem a természetvédelmi szempontból és a természetvédelmi kezelés szempontjából meghatározó jelentőségű fajok fészkelő állományát.

3.5.3.1. Az egyes fajok vonulásdinamikája az elárasztásokon

Tachybaptus ruficollis (Pallas, 1764) Kis vöcsök

Gyakori fészkelő a kisebb-nagyobb tavak sűrű nádas és gyékényes zónáiban. Vonuló (március–november); a be nem fagyó vizeknél kis számban áttelelők is akadnak.



1. ábra

A Fertőn mindenütt, nagy számban fészkel, a nádasban és a csatornák szegélyében. A Hanság-főcsatornán a víz befagyásáig áttelelhetnek egyedei. Az elárasztásokon fészkelhet, de nagyobb számban csak ritkán látható (1. ábra).

Podiceps cristatus (Linnaeus, 1758) Búbos vöcsök

Elég gyakori fészkelő halban gazdag tavakon, halastavakon. Vonuló (március–november); be nem fagyó vizeken – főként a Dunán – kis számban át is telel.

A Fertőn sokfelé fészkel, egyes években az elárasztásokon is (pl. 1996-ban min. 6 pár). Vonuláson a tó öblözeteiben gyülekeznek. Az elárasztásokon 2002-ben a számlálások során nem volt számottevő mennyiségű előfordulása.

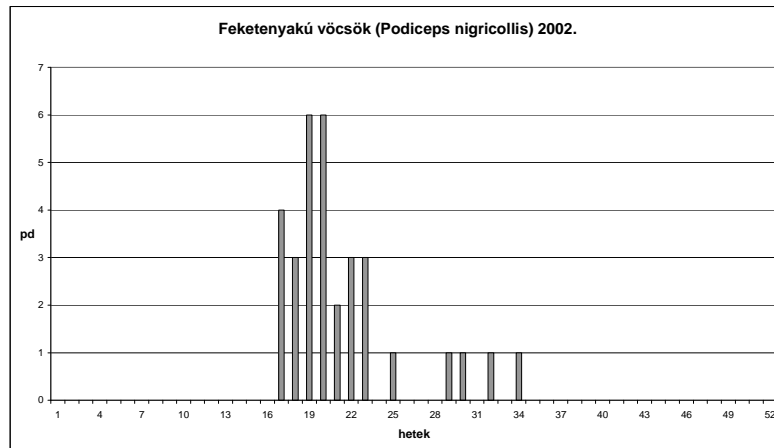
Podiceps grisegena (Boddaert, 1783) Vörösnyakú vöcsök

A legritkább fészkelő vöcsökfajunk; költése többé-kevésbé rendszeres az Alföldön (Hortobágy, Kiskunság). A Dunántúl állóvizein csak alkalmilag költ. Vonuló (április–október); rendkívül ritkán át is telel.

A Fertő sík vizein, öblözeteiben kis számban rendszeres átvonuló, az elárasztásokon többnyire magányos egyedei láthatók. 1996-ban 2 pár fészkel a Cikesben, a magyar tórészen ez volt egyetlen ismert költése. 2002-ben a számlálások során nem fordult elő.

Podiceps nigricollis Ch. L. Brehm, 1831 Feketenyakú vöcsök

Rendszeretlenül megjelenő telepes fészkelő ritkás növényzetű mocsarakban, halastavakon, szikes tavakon, víztározókon és időszakos árasztásokon. Vonuló (április–november); egyes példányok alkalmilag áttelelnek, főként a Dunán.



2. ábra

A Fertőn kisebb-nagyobb csapatai vonulási időben láthatók, ekkor az elárasztásokon is megfigyelhető. Több költési kísérlete ismert, a legjelentősebb 1996-ban, ekkor mintegy 45 pár fészkelte. 2002-ben a számlálások során alkalmanként egyesével, vagy kisebb csapatokban fordult elő (2. ábra).

Phalacrocorax carbo (Linnaeus, 1758) Kárókatona

Elég gyakori és terjeszkedő faj, legnagyobb telepe a Kis-Balatonban van, de költ a Duna és a Dráva mentén, újabban a Tisza-tónál valamint a Hortobágyon is. Főként halastavaknál az egész országban rendszeresen látható (február–november). Az állomány nagy része elvonul, de az utóbbi években egyre nagyobb számban át is telel a Dunán.

A Fertő mellett nincs költésre alkalmas facsoport, a Dunáról, újabban a Hansági fészkelőhelyről járnak táplálkozni a tóra. Egyes helyeken, határjeleken mindig láthatóak, az elárasztásokra ritkán jár ki. A Hanság-főcsatorna alsó szakaszán (Bősárkány térségében) telente rendszeresen megfigyelhető. Bár a mekszikópusztai elárasztások nem tartoznak jellemző előfordulási helyei közé a faj bekerült a felmérésbe terjeszkedésének nyomon követése és halgazdasági jelentősége miatt. 2002-ben a számlálások során nem volt számottevő mennyiségű előfordulása.

Botaurus stellaris (Linnaeus, 1758)

Böllömbika

Nagy kiterjedésű összefüggő nádasok, nádas tavak és sziki mocsarak jellemző fészkelő madara. Vonuló (március–október); teljesen be nem fagyó tavaknál és csatornák mentén kis számban áttelel.

A Fertő nádasában sokféle költ, de az állomány nem nagy, a tó vízszintjének tartós csökkenése miatt valószínűleg a fészkelő állomány is csökken. Az elárasztásokra a közeli nádas-részben fészkelők kijárnak táplálkozni, de rejtett életmódja miatt ritkán láthatóak. Elsősorban a téli hónapokban kerülnek szem elé áttelelő egyedei, a csatornák mozgó, be nem fagyó szakaszainak nádszegélyében. 2002-ben a számlálások során nem volt számottevő mennyiségű előfordulása.

Nycticorax nycticorax (Linnaeus, 1758)

Bakcsó

Elég gyakori telepes fészkelő a nagyobb folyókat (Duna, Tisza) szegélyező ártéri ligeterdőkben; kisebb-nagyobb telepei az Alföld és a Dunántúl halastavain és természetes mocsaraiban is vannak. Vonuló (március–október).

Fán fészkelő gém-faj, a Fertőn nem költ, mert nincs alkalmas fészkelőhely. Különösen a fiókák kirepülését követően láthatóak kisebb számban. A Hanságban ismét megtelepedett (Pellinger, 2001). Főként éjszaka aktív, ezért kevés alkalommal került szem elé a számlálások alkalmával, főleg nyár közepén.

Ardeola ralloides (Scopoli, 1769)

Üstökösgém

Ártéri erdők és bokrokkal tarkított mocsarak vegyes gémtelepeinek rendszeres fészkelője; elsősorban a Tisza mentén költ, de vannak telepei a Hortobágyon, a Körösök mentén, a Kiskunságban és a Kis-Balatonon is. Vonuló (április–szeptember).

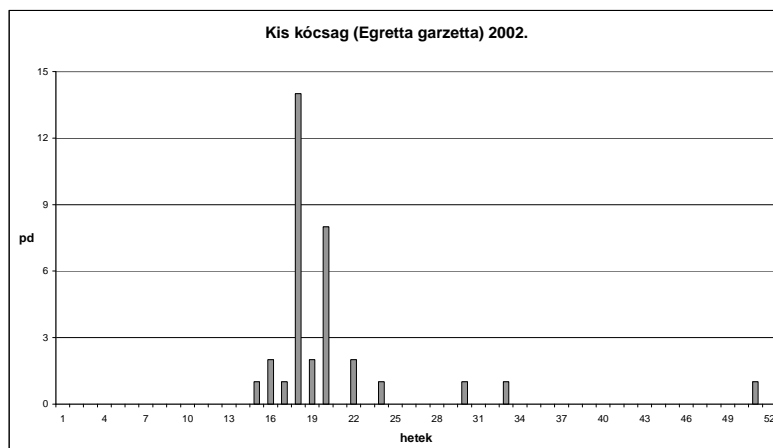
A Fertőn ritkán egy-két pár más fajok telepeire társul. Vonulási időben, elsősorban tavasszal és nyár elején) kisebb számban (1-6 példány) megfigyelhető az elárasztásokon. 2002-ben maximum 3 példányos előfordulásai voltak.

Egretta garzetta (Linnaeus, 1766)

Kis kócsag

Telepes fészkelő a Duna, a Tisza, valamint mellékfolyóik ártéri ligeterdeiben, és az Alföld fákkal és bokrokkal tarkított mocsaraiban; kisebb telepei alkalmilag egyéb vízi élőhelyeken is létrejöhetnek (pl. Kis-Balaton, Kolon-tó, Péteri-tó). Fán költ, Vonuló (március–szeptember).

A Fertőn nem fészkel. Tavaszi vonuláson, nyár elején mutatkoznak kisebb csapatai, később, nyár végéig, megjelenhetnek magányos egyedei, esetleg néhány példány együtt. Tavasszal az elárasztás szélén, a sekély vízben táplálkoznak, később a többi gémféléhez hasonlóan a nyár elején-közepén a párolgás miatt bekövetkező gyors vízszint-csökkenés idején a visszahúzódó vizekből szedegetik ki a kisebb halakat. 2002-ben nyár elején rendszeresen mutatkozott (3. ábra).

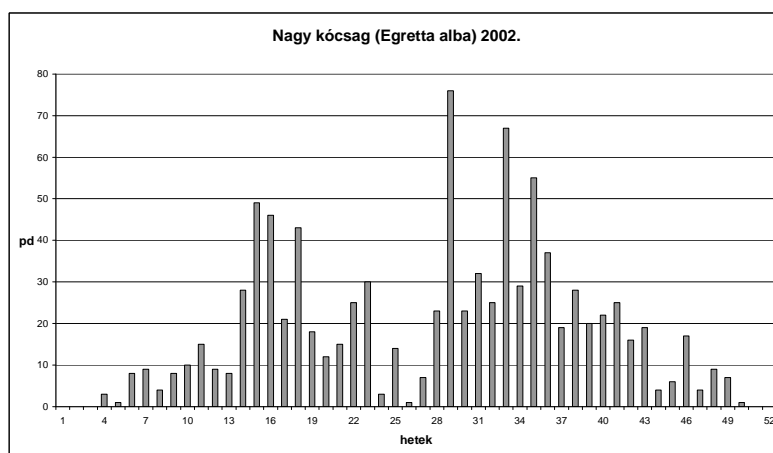


3. ábra

Egretta alba (Linnaeus, 1758)

Nagy kócsag

Kisebb-nagyobb telepeken költ a Dunántúl és az Alföld nádas mocsaraiban, halastavain. Az 1960-as évekig csupán a Fertőn, a Kis-Balatonon és a Velencei-tavon fészkel, majd az 1970-es évek elejétől fokozatosan terjedt szét az Alföld és a Dunántúl egyéb területeire. Vonuló (március–október); egyre gyakrabban át is telet.



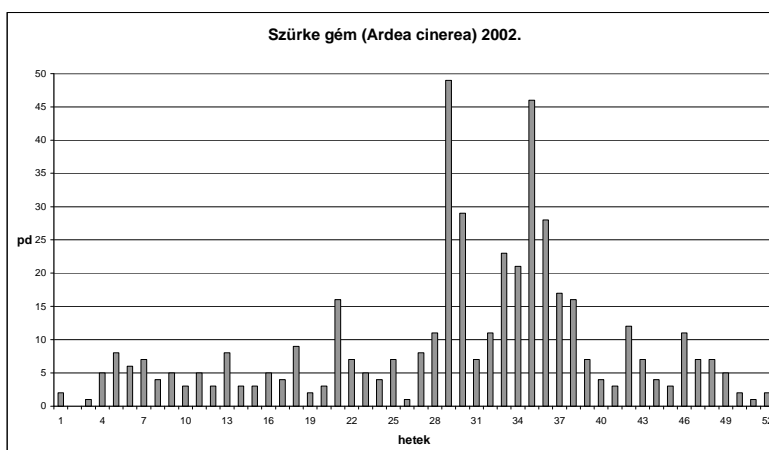
4. ábra

A Fertő ausztriai részén nagy telepei vannak (kb. 700 pár), de több helyen fészkel a Hanság közeli tavainál is (Fehér-tó, Barbacsi-tó). Táplálkozni, elsősorban a mintegy 1 km-nyire lévő neudegg-i nádszigetben fészkelők kijárnak az elárasztásokra, időnként akár igen nagy számban (max. 2600 pd) is láthatóak. Gyakran, főként az őszi időszakban az elárasztásokkal határos gyepeken táplálkoznak (pockoznak), éjszakázni gyülekeznek az elöntéseken vagy a tó nádasában. A be nem fagyó vizek mellett és lucernaföldeken télen is látható néhány példány. 2002-ben kiemelkedően nagy egyedszámú gyülekezései nem voltak (4. ábra).

Ardea cinerea Linnaeus, 1758

Szürke gém

A legelterjedtebb telepesen költő gém-fajunk, elsősorban a Duna és a Tisza ártéri ligeterdeiben vannak telepei, de halastavakhoz közeli erdőkben, ritkábban nádas mocsarakban is fészkel, általában vegyes gémtelepeken. Vonuló (február–november); gyakran át is telet.



5. ábra

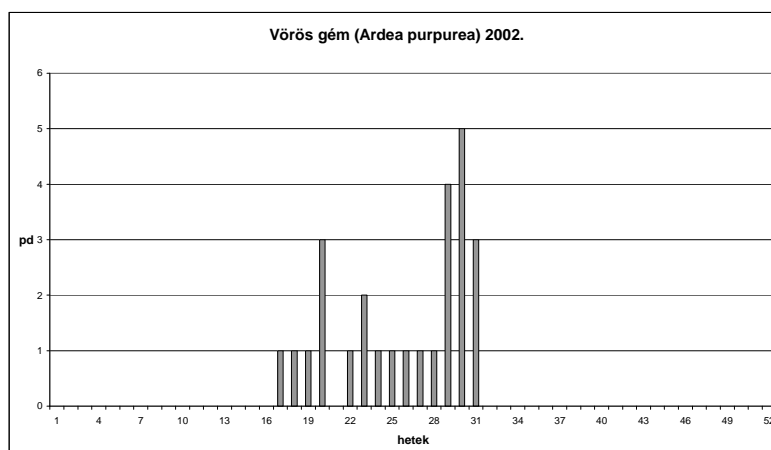
Ez a fán fészkelő faj kisebb számban költ nádasban is, a nagy kócsag telepeiben és a hansági Csíkos-égerben. Az elárasztásokon és a csatornák mellett egész évben megfigyelhető, a téli hónapokban főként be nem fagyó csatornaszakaszokon és lucernaföldeken. Egyedszámai gyakran meghaladják a költőállományét ezért valószínű, hogy nem fészkelő egyedek is itt időznek, vagy távolabbi (hansági, szigetközi) fészkelőhelyekről is ide járnak táplálkozni (5. ábra).

Ardea purpurea Linnaeus, 1766

Vörös gém

Az Alföld és a Dunántúl nádas mocsarainak fészkelője, az 1980-as évek szárazságai hatására állománya erősen megfogyatkozott. Vonuló (április–szeptember).

A költőállomány általános fogyatkozásának okai ismeretlenek, mivel vonuló madár elképzelhető, hogy ennek okai telelőterületén, vagy vonulási útvonalán keresendők. Hosszú évek után 1999-től újra fészkel a magyar Fertőn kb. 40 pár. Mivel rejtőzködő életmódot folytat és jellemzően nem jár csapatban, kevés megfigyelése van, elsősorban a csatornák nádszegélyében magányosan táplálkozó példányok láthatóak (6. ábra).



6. ábra

Ciconia nigra (Linnaeus, 1758)

Fekete gólya

Sík- és dombvidéki, kisebb vízfolyásokkal, holtágakkal, láprétekkel tarkított erdők, mezőgazdasági területek közé ékelődött erdőfoltok, ártéri erdők, hegyvidéki öreg bükkösök fészkelője, állománya az utóbbi években enyhe növekedést mutat; legelterjedtebb a Dél-Dunántúlon. Vonuló (április–szeptember).

A Fertőhöz közel eső erdőkben többfelé fészkel (Hanság, Soproni-hegység, Rőjtöki-nagyerdő), tavasszal, de főleg nyár elején látható az elárasztásokon, egyesével, vagy néhány példány együtt. 2002-ben csak 1-2 egyed került szem elé.

Ciconia ciconia (Linnaeus, 1758)

Fehér gólya

Lakott területeken (falvakban, kisebb városokban) országszerte elég gyakori fészkelő. Állománya az 1970-es évek közepéig majdnem felére csökkent, azóta lassú emelkedést mutat, legnagyobb az állománysűrűség a délnyugati és az északkeleti országrészben Vonuló (március–szeptember).

A fertőparti településeken mindenfelé költ egy-két pár. A fiókanevelés idején néha felkeresik az elárasztásokat, többnyire a légvonalban alig néhány száz m-nyire fészkelő fertőújlaki pár.

Plegadis falcinellus (Linnaeus, 1766)

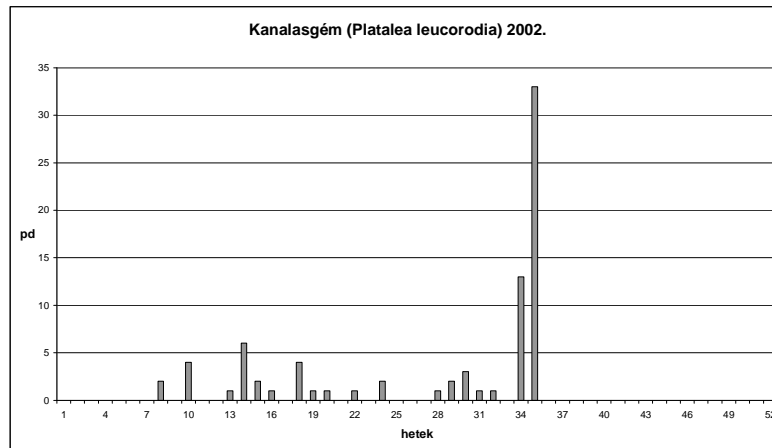
Batla

Rendszeretelenül megjelenő ritka fészkelő mocsarakban, lápokon, ártéri erdőkben. Az 1970-es évek végén és az 1980-as évek elején telepedett meg néhány pár a Hortobágyon, ahol állománya lassan növekszik; az utóbbi évtizedekben alkalmi költései a Kis-Balatonról, a Csaj-tóról és a Péteri-tóról ismertek. Vonuló (április–szeptember).

A Fertőn tavasszal, jellemzően májusban jelenik meg, többnyire egyesével. 2002-ben csak egy magányos egyedet láttunk.

Platalea leucorodia Linnaeus, 1758 Kanalasgém

Nagyobb mocsarak és halastavak (Hortobágy, Kiskunság, Velencei-tó, Kis-Balaton, Fertő) nádasainak fészkelője, ritkábban ártéri erdőkben (Tisza-tó, Labodár) is költ. Vonuló (március–szeptember).



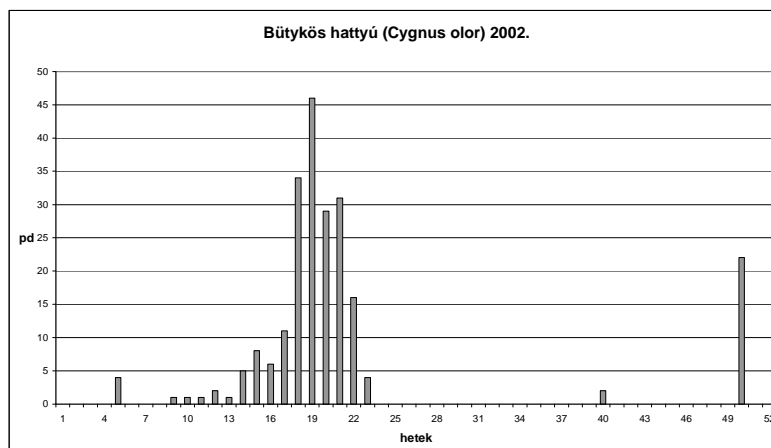
7. ábra

Korábban a Fertő magyarországi részén is volt telepe, de pillanatnyilag csak Ausztriában fészkel. Állománya az elmúlt évtizedekben csökkent, mivel a vörös gémhez hasonlóan ez is vonuló faj, elképzelhető, hogy nem a fészkelőhelyein történő változások okozták a populáció csökkenését. A kanalasgémek táplálkozni járnak az elárasztásokra, nyár közepétől a fiókák kirepülése után időnként közel százas csapatai gyülekeznek itt, de 2002-ben megfigyelt csapatainak létszáma elmaradt a korábbi években megszokottól (7. ábra). Ez valószínűleg azzal magyarázható (ezt megfigyelések is alátámasztják), hogy az aszályos időjárás miatt a nádas-öv tarfoltjain is jó táplálkozási lehetőséget találtak, így az állomány ebben az időszakban szétszóródott.

Cygnus olor (J. F. Gmelin, 1789) Bütykös hattyú

Az XIX. században még költött mocsarainkban, ezt követően szórványos átvonuló és téli vendég volt, majd az 1970-es évek óta félvad madaraktól származó költő állománya alakult ki néhány dunántúli tavunkon (elsősorban a Fertőn és a Balatonon), valamint a Szigetközben. Átvonulók és téli vendégek egyéb be nem fagyó vizeknél is előfordulnak.

A tó magyarországi részén 5-10 pár fészkel, újabban a Hanságban is költ. A fészkelési időszak után esetenként nagy számban gyülekeznek, főleg a Fertőrákosi-öbölben, kisebb számban mindig láthatóak az öblözetekben is. Az elárasztásokat azonban kisebb számban keresik fel (8. ábra), de az itt tartózkodók száma évről-évre nő.



8. ábra

Anser fabalis (Latham, 1787)

Vetési lúd

Az őszi (szeptember–december) és a tavaszi (március–április) vonulási időszakban nagy tömegekben vonul át hazánkon, főleg a Dunántúl nagy vadlúd-gyülekezőhelyein (Fertő, Kis-Balaton, tatai Öreg-tó, Velencei-tó) fordulnak elő nagy csapatok, az Alföldön (Hortobágy, Biharugra) ritkább átvonuló; enyhébb teleken nagyon gyakran át is telet.

A Fertőn igen nagy számban vonul át (20-40.000 pd). Nagy számban tartózkodik, esetleg éjszakázik az elárasztásokon, de szinte folyamatosan ki és behúzó csapatai miatt ebből a felmérésből kizártam. Számlálása a téli hónapok közepén szinkron-számlálással folyik (Faragó, 1993, 1995, 1996). Egyes években, így az utóbbi néhány évben is, főleg enyhe teleken az átvonulók mennyisége alatta marad a jellemző évek állományának (Laber & Pellinger, 2003).

Anser albifrons (Scopoli, 1769)

Nagy lilik

Gyakori átvonuló és téli vendég (október–március); elsősorban az Alföldön jelenik meg nagy tömegekben.

Egyedszáma többnyire messze elmarad a vetési lúdtól (2-10.000 pd). Életmódja hasonló, ezért számlálása hasonló módon történik. az 1999-2000, 2000-2001 és 2001-2002-es vonulási időszakban a korábbi évekhez képest szokatlanul nagy egyedszámban vonult át a Fertő mellékén, ez a vonulási útvonalak váltásával magyarázható (Laber & Pellinger, 2003).

Anser erythropus (Linnaeus, 1758)

Kis lilik

Századunk első felében még nagyobb csapatai fordultak elő a Hortobágyon, de fészkelő állományának összeomlása után itt is drasztikusan lecsökkent a számuk. Mindazonáltal jelenleg is hagyományos pihenőhelye a Hortobágy, ahol évről évre 50-250 példány vonul át, elsősorban ősszel (szeptember–november), kisebb számban tavasszal (március–április). Egyesével vagy kisebb csapatokban főleg Biharugra, Kardoskút és Szeged (Fehér-tó), valamint a Kiskunság szikes tavainak környékén jelenik meg, míg a Dunántúlra csak kivételesen vetődik el. Világviszonylatban veszélyeztetett faj.

A Fertőnél kifejezetten ritka. 2002-ben 1-3 példány volt megfigyelhető, többnyire nagy lilikek csapataiban.

Anser anser (Linnaeus, 1758)

Nyári lúd

Nagy kiterjedésű nádasaink fészkelő faja. Vonuló (február–november), tavasszal és ősszel a tőlünk északabbra költő madarak nagy tömegben vonulnak át elsősorban a Dunántúlon, az időjárástól függő számban helyenként át is telet.

A magyar Fertőn mintegy 200-250 pár fészkel. Vonulási időszakban 5-20.000 példány számlálható, de csak az említett szinkron-számlálással. Már nyár végén több százas csapatok gyülekeznek az elárasztásokon, majd mennyisége folyamatosan növekedik az északabbi fészkelők érkezésével. Szinte minden évben áttelel, esetleg több ezer példány (Laber & Pellinger, 2003).

Branta canadensis (Linnaeus, 1758)

Kanadai lúd

Európában nem őshonos, amerikai eredetű faj, amelyet dekoratív megjelenése miatt sokfelé tartanak. A nyugat-európai országokban a kivadult példányokból már félvad, illetve vad, fészkelő populációk alakultak ki. Terjeszkedésben van, hazai megtelepedésével már a közeli jövőben számolnunk kell.

Első hazai előfordulása is a Fertőről ismert (Hadarics, 1991). Az utóbbi években már kis egyedszámban ugyan, de rendszeresen előfordul más vadludak csapataiban. 2002-ben tavasszal 1 példány fordult elő az elárasztásokon. Korábban nyári lúddal (*Anser anser*) hibrid példányát is megfigyeltük több alkalommal.

Branta leucopsis (Bechstein, 1803)

Apácalúd

Kóborlóként jelenik meg álló- és folyóvizeinken, egyesével, alkalmanként kisebb csapatokban (szeptember–április); korábban ritka volt, az 1980-as évek közepe óta évente előfordul a nagyobb libagyülekezőhelyek valamelyikén. Ennek oka lehet, hogy a sarkkörön túl fekvő fészkelőhelyein állománya növekszik.

A Fertőn 10 éve minden vonulási időszakban megjelenik 1-4 példány, ezek az élőhelyrekonstrukciós területen is rendszeresen láthatóak (Pellinger, 1993a,b). 2002-ben a tavaszi vonuláson 1-2 példány volt rendszeresen megfigyelhető.

Branta ruficollis (Pallas, 1769)

Vörösnyakú lúd

Egyes példányok, illetve kisebb csapatok szórványosan jelennek meg főként a vonulási időszakban (október–április), gyakran nagy lilikekhez társulva. Korábban főként a Tiszántúlon fordult elő, de a Hortobágy, a kardoskúti Fehér-tó és a szegedi Fehér-tó mellett újabban a Kiskunság szikes tavain, Dinnyésen és a Fertő vidékén is egyre gyakrabban előfordul, a megfigyelt példányok száma is évről évre folyamatos emelkedést mutat. Világállománya veszélyeztetett, a hazánkban növekvő számú előfordulásainak magyarárata valószínűleg a Duna torkolatához közel eső telelőhelyein bekövetkező kedvezőtlen környezeti változásokban rejlik.

A Fertőnél egyre gyakoribb, de még most is a kifejezetten ritka fajok közé tartozik (Pellinger, 1993a,b). 2002-ben 1-5 példányt figyeltünk meg, ami lényegesen alatta marad a 2000-ben és 2001-ben számláltaknál, amikor szokatlanul sok egyed került szem elé (20-22 példány).

Branta bernicla (Linnaeus, 1758)

Örvös lúd

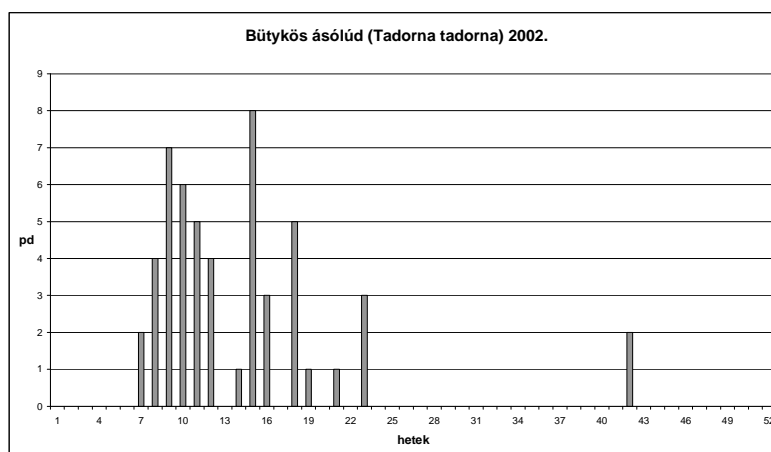
Magyarországon ritka, annak ellenére, hogy tengerparti vonuló és telelőhelyein tömeges. A kontinens belsejébe más vadlúd fajok csapataival jut el, rendszerint egyesével.

A Fertőnél alkalmoszerűen jelenik meg, gyakran évekig nem kerül szem elé. 2002 tavaszán egy adult példány időzött a Fertőn.

Tadorna tadorna (Linnaeus, 1758)

Bütykös ásólúd

A XVIII. században még fészkel a Tisza torkolatában, azóta kóborló álló- és folyóvizeinken (szeptember–április), egyesével vagy kis csapatban. 1996-ban és 1997-ben sikeresen költött a Fertő közelében Petőházán, a cukorgyár ülepítőtavain (Hadarics, 1996; Mogyorósi, 1997).



9. ábra

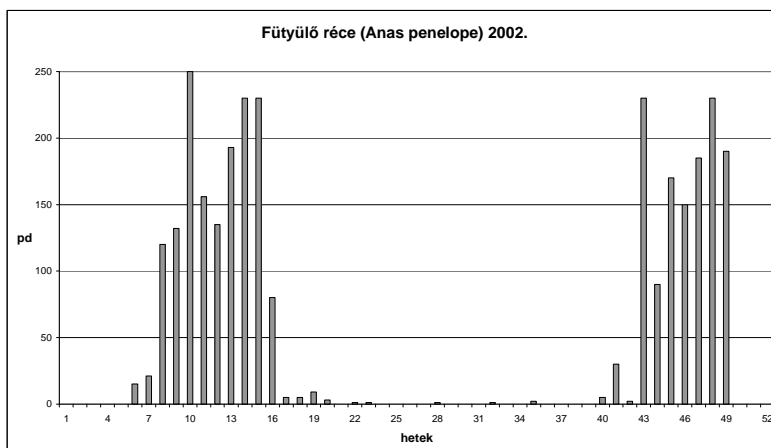
A 90-es évek elején-közepén, előfordulása még ritkaságnak számított, de a Fertőn az utóbbi 10 évben folyamatosan emelkedik a számuk és szinte egész évben láthatóak. Újabban fészkel a tó ausztriai felén is (9. ábra). A magyarországi részen nincsen újabb bizonyított költése.

Anas penelope Linnaeus, 1758

Fütyülő réce

Gyakori tavaszi (március–április) és őszi (szeptember–október) átvonuló elsősorban az állóvizeken; az Alföldön gyakoribb, a Dunántúlon inkább csak a Fertőn, a Balatonon és a Kis-Balatonon vonul át nagyobb mennyiségben. Ritkán áttelelő és átnyaraló példányok is akadnak.

Az átvonulók egyedszáma ingadozik, minden évben láthatóak több százas csapatok. Előszeretettel tartózkodik az elárasztásokon, ahol kedvező táplálkozóhelyet talál. A többi növényevő úszórécéhez hasonlóan a sekély vízborítású részeken táplálkozik, vagy a vadludakhoz hasonlóan a gyepeken legel. Jellemző, hogy nagy, több fajból álló vegyes csapatokban mutatkozik (10. ábra).

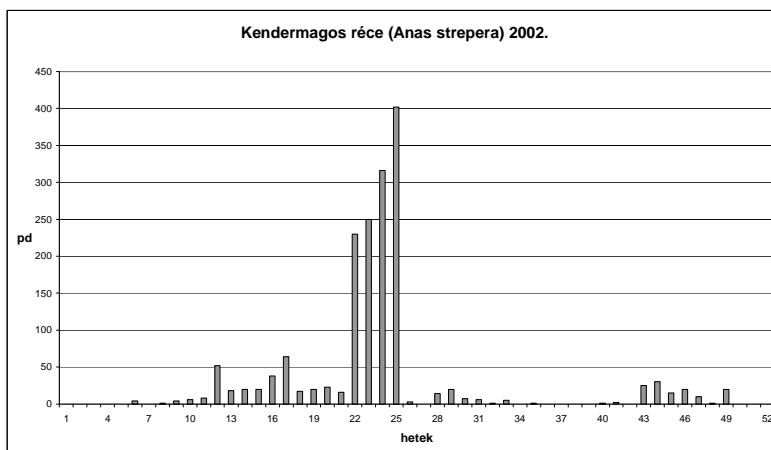


10. ábra

Anas strepera Linnaeus, 1758

Kendermagos réce

Elszórta fészkel növényzettel borított állóvizeinken, nagyobb számban csupán a Kis-Balatonon és a Fertőn költ; korábban megcsappant állománya újabban enyhe emelkedést mutat. Vonuló (március–november); a tavaszi (március) és az őszi (szeptember–november) átvonulók szintén állóvizeinket keresik fel elsősorban.



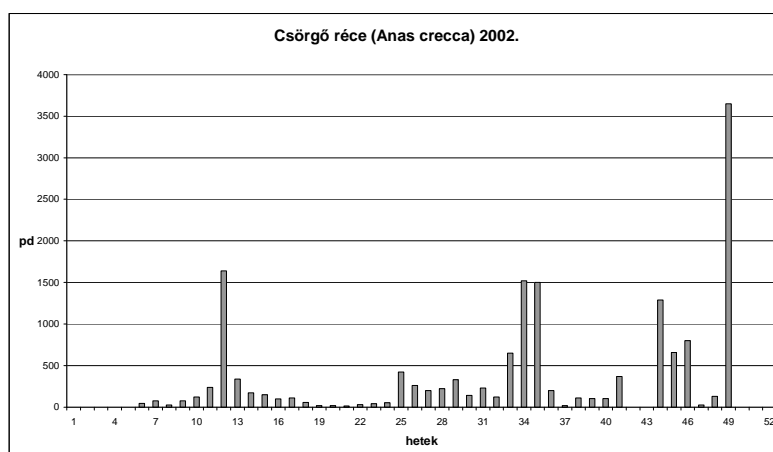
11 ábra

Az elárasztásokon általában 2-4 pár fészkel, nyár elején pedig évről-évre növekvő egyedszámmal gyülekeznek itt vedlő csapatai. Őszi vonulása során elsősorban a tó nyílt vízfelületein, öblözetekben, belső tavakban, szintén nagy csapatokban találjuk 2002-ben is nagy számban gyülekezett az elárasztásokon (11. ábra).

Anas crecca Linnaeus, 1758

Csörgő réce

Tömeges tavaszi (március–április) és őszi (szeptember–október) átvonuló, és gyakori téli vendég elsősorban állóvizeken, míg folyóvizeken valamivel kevésbé gyakori. Alkalmilag költ is igen kis számban.



12. ábra

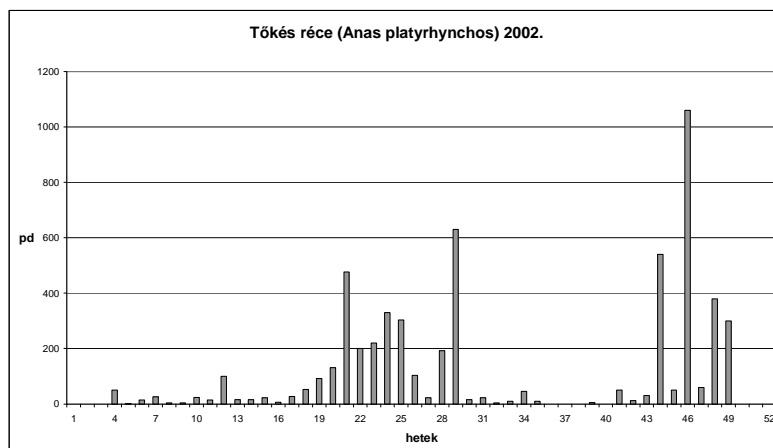
A legnagyobb egyedszámban átvonuló vadréce faj. Mind a Fertő sík vizén, mind az elárasztásokon jellemző, hogy a vonulási időszakban egyedszáma meghaladja a többi fajét, gyakran többet számolhatunk, mint a többi réceféléből összesen. Néhány egyed átnyaryl, enyhébb teleken pedig áttelelhet. 2002-ben egyedszáma nem volt kiemelkedően magas (12. ábra).

Anas platyrhynchos Linnaeus, 1758

Tőkés réce

A vizes területek igen gyakori költő faja. Hazánktól északabbra költő állománya igen nagy tömegekben vonul át tavasszal (február–április) és ősszel (szeptember–október), a be nem fagyó nyílt vizeken télen is gyakori.

A leggyakoribb költő vadréce faj a Fertőn. A vonulás során a maximális egyedszám az egyes években jelentősen eltérhet az elárasztásokon, de nem ismert az itt tartózkodók és a nyílt vízen és a nádasban (ott a felmérés megoldatlan) tartózkodók mennyiségi arányai, így elképzelhető, hogy nem egyformán oszlanak meg a vonulók az öblözetek és az elárasztások között (13. ábra).

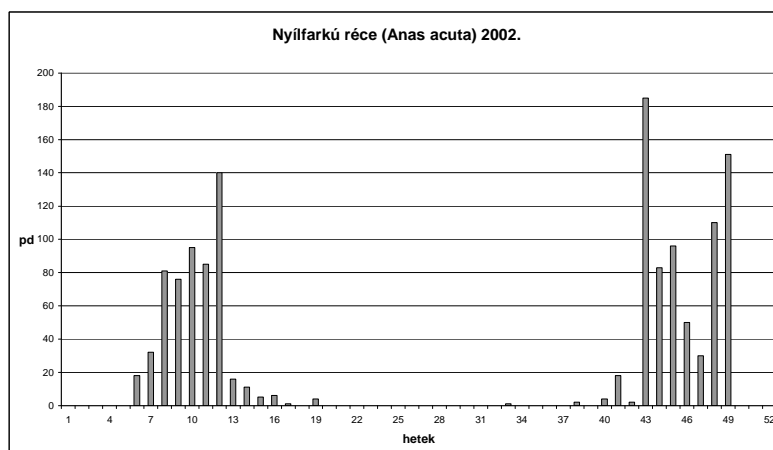


13. ábra

Anas acuta Linnaeus, 1758

Nyílfarkú réce

Elég gyakori tavaszi (március) és őszi (október–november) átvonuló állóvizeinken; kis számú költőállománya elsősorban rövid fűvű gyepel körülvett sekély vizű tavak közelében fészkel. Vonuló (február–november); egyes példányok át is telelnek.

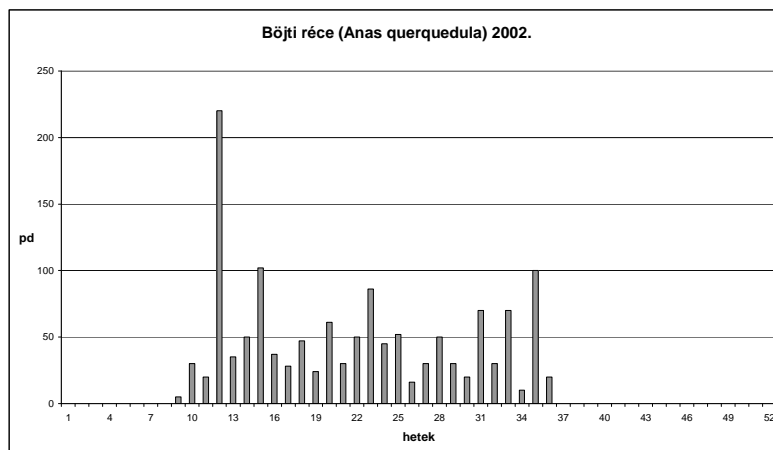


14. ábra

Potenciális fészkelő faj az elárasztásokon, de eddig nem sikerült bizonyítani költését. A vonulása jól meghatározott időszakokban folyik ősszel és tavasszal, a fészkelési időszakban rendszertelenül figyelhető meg egy-egy, vagy néhány példány (14. ábra).

Anas querquedula Linnaeus, 1758 Böjti réce

Síkvidéki mocsaraink elég gyakori költő faja. Vonuló (március–október); tavaszi (március) és őszi (augusztus–október) vonuláskor elsősorban állóvizeken gyakori.

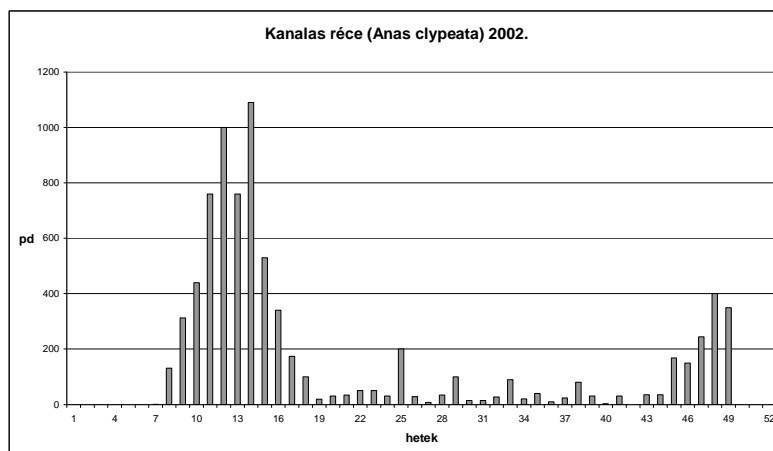


15. ábra

Fészkelő faj a Fertő vidékén. Minden bizonnyal fészkel az elárasztásokon is, de a fiókákat vezető tojókkal nemigen lehet találkozni. Általában a tavaszi átvonulás az erősebb (15. ábra).

Anas clypeata Linnaeus, 1758 Kanalas réce

Az alföldi jellegű területek halastavainak és mocsarainak költő faja. Vonuló (február–november); tavaszi (március–április) és őszi (október–november) vonuláson is elsősorban állóvizeken gyakori, néha áttelel.



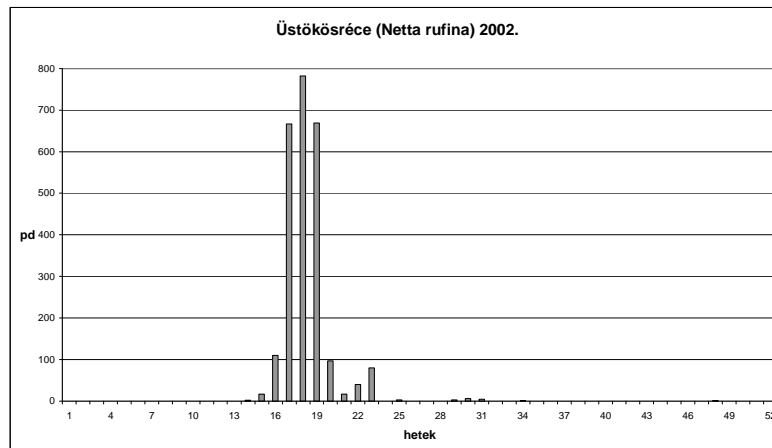
16. ábra

Gyakori fészkelő és nagy egyedszámban átvonuló az elárasztásokon és a Fertőn is. Ősszel és tavasszal egyaránt gyakori faj, rendszerint nyár folyamán is látható néhány példány a megmaradó kis vízfelületeken. 2002-ben a tavaszi időszakban sokkal erősebb volt a vonulás (16. ábra).

Netta rufina (Pallas, 1773)

Üstökösréce

Korábban csak kóborlásra fordult elő Magyarországon – főleg a Fertőn – tavasszal (március) és késő ősszel (október–november), de a 80-as évek közepe óta növekvő számban fészkel a Dunántúl különböző pontjain (1983 óta a Fertőn (Kárpáti, 1987, Mogyorósi & Pellinger, 1992), 1985 óta a Kis-Balatonon, és a rákövetkező néhány év óta a Dinnyési-Fertőn, Rétszilason és Soponyán). A Dunántúlon egyre gyakoribb faj, a Fertőn ma már tömeges átvonuló, a Dunától keletre viszont továbbra is csak alkalmi kóborlóként jelenik meg (március–október).



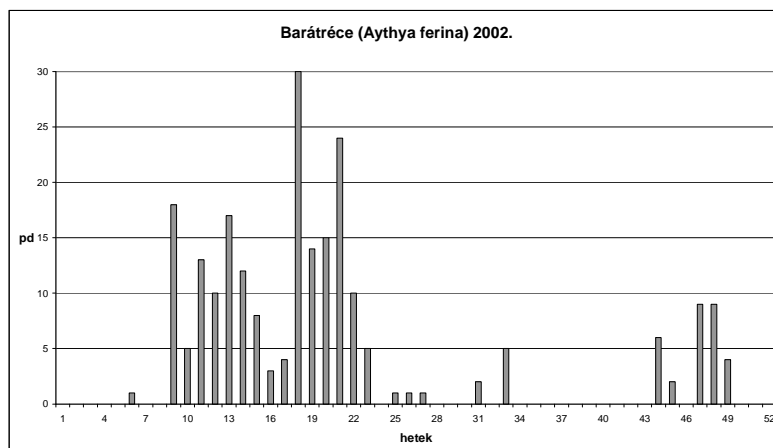
17. ábra

1983-ban észlelt első fertői költését követően rendszeres fészkelővé vált a nádasban, de költ az elárasztásokon is 2-4 pár. A tavaszi vonulás során egyedszáma évről-évre növekszik, ekkor szinte kizárólag az elárasztásokon figyelhető meg. Őszi vonuláson ezzel ellentétben csak a tó öblözeteiben látható, egyedszáma ekkor nem éri el a tavaszi vonulásnál számítottakat. 2002-ben a maximális egyedszám 800 pd alatt maradt, ami némileg kisebb a korábbi években számítottaknál (17. ábra).

Aythya ferina (Linnaeus, 1758)

Barátréce

Növényzettel mozaikosan borított mélyebb állóvizek, alföldi halastavak gyakori költő madara. Vonuló (február–november); vonuláskor és télen álló- és folyóvizeken egyaránt gyakori.

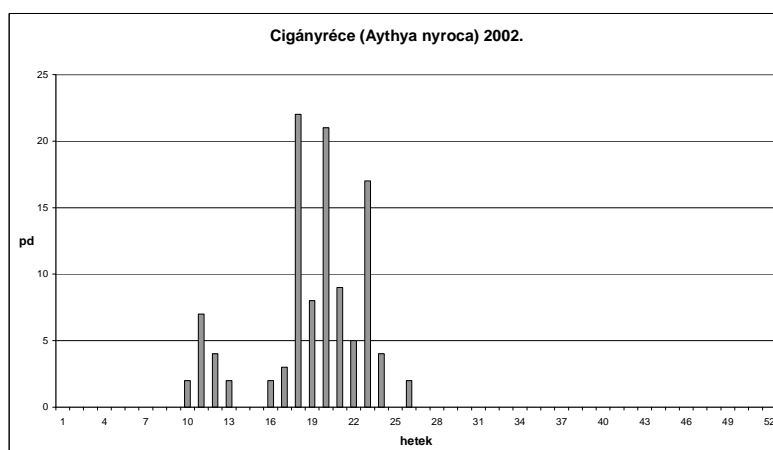


18. ábra

Egyes években néhány pár fészkel az elárasztásokon, a nádasban költő populáció nagysága nem ismert. Mivel mélyebb vizekben, elsősorban vízirovarokkal, csigákkal táplálkozik, egyedszáma a sekély vizű elárasztásokon nem éri el a növényevő fajokét, de egyes években kiugróan magas is lehet (max. 800-1000 pd). 2002. évi átvonulása átlagosnak mondható (18. ábra).

Aythya nyroca (Güldenstädt, 1770) Cigányréce

Sűrű növényzettel borított tavak, mocsarak megfogyatkozott állományú költő madara. Fokozott védelem alá helyezése következtében hazai állománya stabilizálódni látszik, elsősorban a Dunántúl középső és déli részén. Vonuló (március–november); kivételesen át is telet.



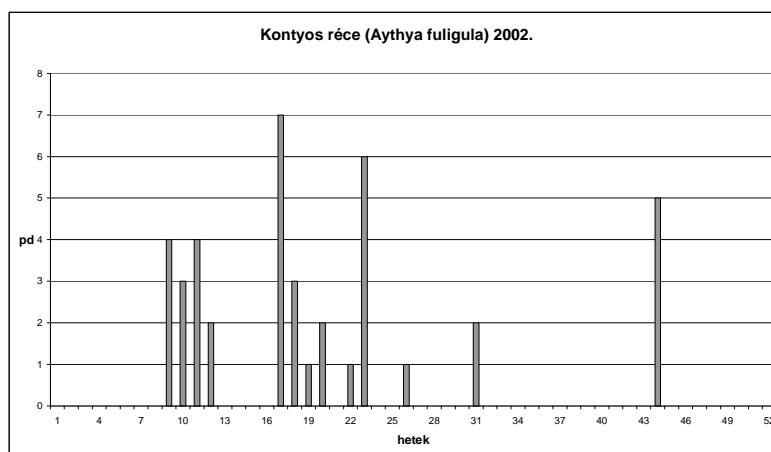
19. ábra

A Fertőn többfelé költ, számára kedvező vízborítottság esetén esetleg fészkelhet, eddig erre egyetlen évben került sor (1997-ben 3 pár). Általában csak néhány példány látható az elárasztásokon. Természetvédelmi szempontból kiemelkedő

jelentőségű, veszélyeztetett faj. 2002-ben átvonulásának erőssége átlagosnál némileg nagyobb volt (19. ábra).

Aythya fuligula (Linnaeus, 1758) Kontyos réce

Gyakori téli vendég (november–április) be nem fagyott nagyobb vizeinken, főleg a Dunán és a Balatonon, de újabban egyre gyakrabban jelentkezik az alföldi halastavakon, és más kisebb vizeken is; egyes példányok át is nyaralnak. Kis számban költ is, elsősorban a Dunántúlon.



20. ábra

Hasonló életmódú mint a barátréce, de egyedszáma alatta marad azének, a Fertő sík vizén sem vonul át jelentős számban. 2002-ben észlelt alacsony egyedszáma az átlagos éveknek megfelelő (20. ábra).

Calingula hyemalis (Linnaeus, 1758) Jegesréce

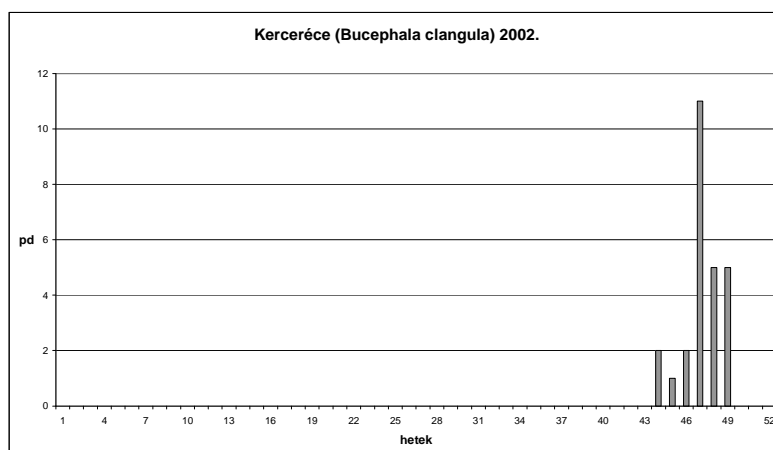
Rendszeresen, de kis számban vonul át télen, elsősorban nagyobb folyóinkon.

2002-ben első ízben figyeltük meg a Fertőn: december elején két fiatal egyed tertőzkodott néhány napig a Nyéki szálláson.

Bucephala clangula (Linnaeus, 1758) Kerceréce

Gyakori téli vendég (november–április), főleg a Dunántúl nagyobb folyó- és állóvizein, elsősorban a Balatonon és a Dunán jelenik meg nagyobb csapatokban. Ritkán átnyaraló példányok is akadnak.

Mélyebb vizű tavakon és folyókon a legnagyobb egyedszámú átvonuló fajok közé tartozik, a Fertőn néhány egyedből álló kisebb csapatai láthatóak. 2002-ben a megszokottnál némileg erősebb volt az átvonulása a vizsgálati területen (21. ábra).



21. ábra

Mergus albellus Linnaeus, 1758

Kis bukó

Rendszeres téli vendég (november–április) kisebb csapatokban a be nem fagyott álló- és folyóvizeken, elsősorban a Dunán. A tavaszi vonulás során (március) esetenként százas csapatai mutatkoznak a halastavakon és a Balatonon.

Rendszertelenül jelenik meg néhány egyed a Fertőn, ritkábban az elárasztásokon. 2002-ben egy alkalommal figyeltük meg.

Mergus merganser Linnaeus, 1758

Nagy bukó

Rendszeres átvonuló és téli vendég (november–április) a be nem fagyott vizeken, elsősorban a Dunán.

Rendszertelenül jelenik meg néhány egyed a Fertőn, ritkábban az elárasztásokon. 2002-ben egy alkalommal figyeltük meg.

Haliaëtus albicilla (Linnaeus, 1758)

Rétisas

Fészkelő a nagyobb folyók (Duna, Dráva) ártéri erdeiben és a dél-dunántúli halastavak melletti erdőkben, állománya az utóbbi évtizedekben lassan nő, az 1980-as évektől folyamatosan foglalja vissza az ország egyéb részein is a régebbi elhagyott fészkelő területeit.

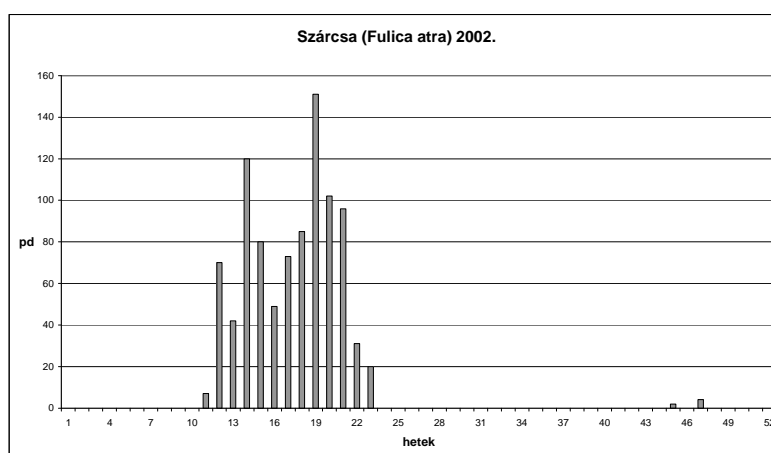
Rétisasok több mint 10 éve rendszeresen, (több egyed, max. 9 pd) áttelelnék a Fertőn és néhány éve át is nyaralnak, a közeljövőben fészkelésére is számítani lehet, 1998-tól újra költ a Hanságban is. A sasok egyik legfontosabb táplálkozóhelye az élőhelyrekonstrukciós terület. 1999-ben műfészket helyeztünk ki azzal a céllal, hogy költésre bírjuk az itt időző rétisásokat. Bár a fészket nem foglalták el, folyamatosan a fészkes fa környékén tartózkodtak az öreg és az ivaréretlen példányok (max. 5 pd).

Fulica atra Linnaeus, 1758

Szárccsa

Igen gyakori fészkelő az alföldi és dunántúli vizeken, az Északi-középhegységben ritkább. Vonuló (február–november); kisebb-nagyobb számban át is telet.

A Fertőn az egyik leggyakoribb fészkelő vízimadár-faj. A vízállástól függően kisebb vagy nagyobb számban költ az elárasztásokon is, állománya itt 10-40 pár között változik. Sokszor igen nagy tömegben tartózkodik a sekélyvizű elárasztásokon, a vonulás tetőzésekor akár 3000 példány is számlálható itt. 2002-ben az aszály következtében gyorsan csökkenő vízfelület miatt ezt a mennyiséget meg sem közelítette (22. ábra).



22. ábra

Grus grus (Linnaeus, 1758)

Daru

Hazánkban a 1910-es évekig fészkelte. Azóta rendszeres tavaszi (március–április) és tömeges őszi (szeptember–november) átvonuló, elsősorban a Tiszántúlon, a Dunántúlon csak szórványosan mutatkozik. A Hortobágy az európai állomány legnagyobb őszi gyülekezőhelye, az utóbbi években ott kis számban át is nyaral, elvértve át is telet.

A Fertő-vidéken átvonulók száma erősen ingadozik, de rendszerint maximum 10-es nagyságrendű. 2002-ben tavasszal 1-2 pd mutatkozott, ősszel eddigi legnagyobb csapatát figyeltük meg a Fertőn (400 példány) november elején, de november-decemberben többször láttunk szokatlanul nagy csapatokat.

Haematopus ostralegus Linnaeus, 1758

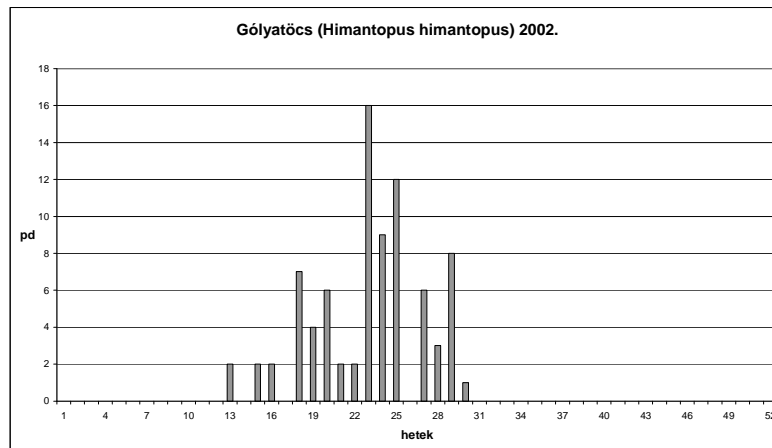
Csigaforgató

Rendszeres, de ritka tavaszi (április–május) és őszi (augusztus–szeptember) átvonuló főként halastavaknál, szikes tavaknál és a Dunán. Alkalmi előfordulásai az utóbbi két évtizedben gyakoribbá váltak és egyre több esetben jelenik meg nyáron (június–július) is.

Általában egy-egy megfigyelése van évente, rendszerint magányos egyedek jelennek meg az elárasztásokon. 2002-ben több alkalommal is előfordult (max. 4 pd).

Himantopus himantopus (Linnaeus, 1758) Gólyatöcs

Kis számú fészkelő, főleg a Dél-Alföld, a Hortobágy és a Kiskunság szikesein, a fészkelő párok száma lassú emelkedést mutat. Újabban az állomány jelentős része szikkasztótavakon telepedett meg. Az utóbbi évtizedben a Dunántúlon is gyakoribbá vált költése. Vonuló (április–szeptember).



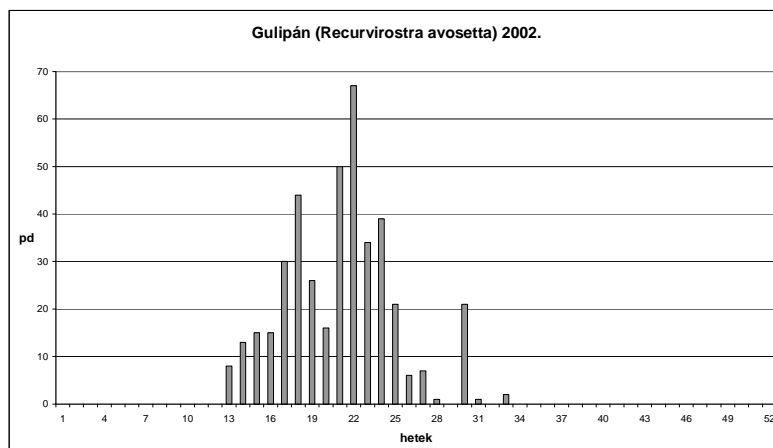
23. ábra

Néhány éve újra fészkel a Fertőnél is, bár az állomány nagyobb része rendszerint a Fertőzug (Seewinkel) tavainál telepedik meg. A fészkelőhelyet kereső párok tavasszal felkeresik az elárasztásokat is, de nem minden évben telepednek meg (Pellinger, 1995a). 2002-ben nem fészkeltek, és az átvonulók mennyisége sem érte el a korábbi éveket (23. ábra).

Recurvirostra avosetta Linnaeus, 1758 Gulipán

Rendszeresen költ az Alföld szikes tavain, lecsapolt halastavain, szikkasztótavain és kiöntésein, az utóbbi években állománya emelkedést mutat. Stabílan megtelepedett a Hortobágyon, és az 1990-es években a Fertő környékén is (Pellinger, 1993c). Vonuló (március–november); költés után csapataik több hónapot időznek a nagyobb lecsapolt halastavakon.

A gulipán tipikus fészkelő helyei a Fertőzug szikes tavai. Erősebben kötődik a szikésekhez, mint az egyébként hasonló élőhelyigényű gólyatöcs. Az elárasztások előtt csak egy költése volt ismert a tó hazai részén, mivel nem volt alkalmas költő- és táplálkozó területe.

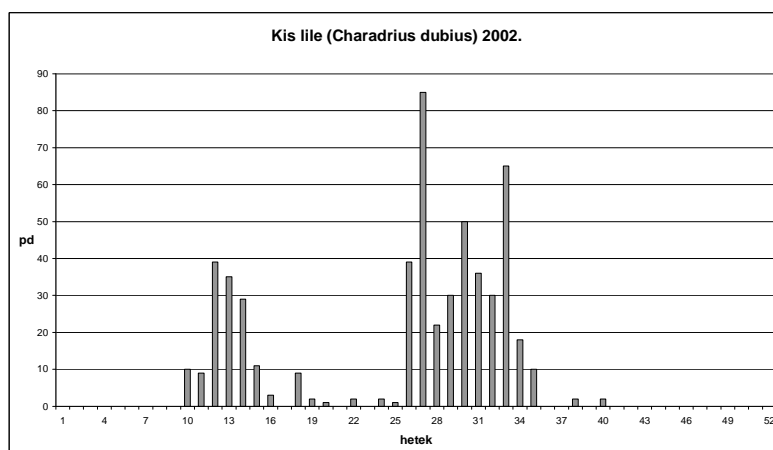


24. ábra

Az első elárasztásokat követően szinte minden évben – változó számban – fészkel, vagy megkísérli a fészkelést. 2002-ben 17 pár fészkelte sikertelenül a Nyéki szálláson. A tavaszi érkezés után és a fiókák kirepülését követően egyes években jelentős egyedszámban gyülekeznek az elárasztásokon, amíg ott vizet találnak (24. ábra).

Charadrius dubius Scopoli, 1786 Kis lile

Kis számú fészkelő az ország egész területén, folyózatonyokon, homok- és kavicsbányákban, szikes tavakon, lecsapolt halastavakon. Vonuló (március–október); tavasszal (március–április) és ősszel (augusztus–szeptember) halastavaknál, szikes tavaknál és kiöntéseknél kisebb csapokban közönséges.

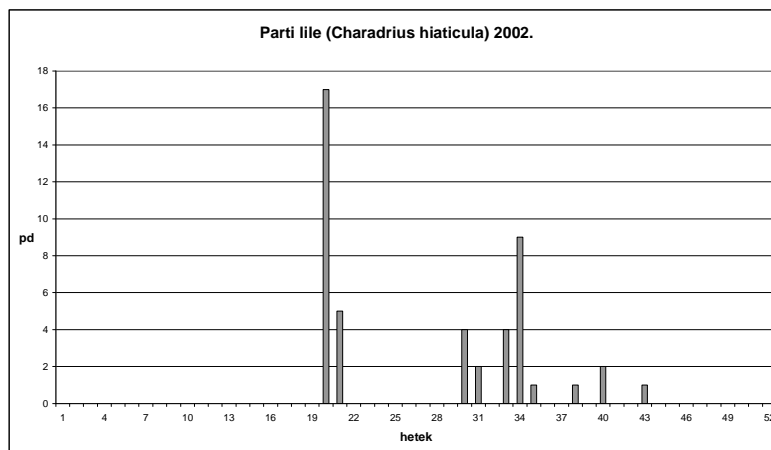


25. ábra

Egyes években az elárasztásokon fészkelhet, de jellemzően a környékbeli kavicsbányákban megtelepedők gyülekeznek itt, a nyár közepén olykor nagy számban (max. 200 pd) is. 2002-ben átlagos volt a nyár végi gyülekezése (25. ábra).

Charadrius hiaticula Linnaeus, 1758 Parti lile

Tavakon, szikeseken, folyók mentén kisebb csapatokban rendszeresen átvonul kora tavasszal (március–április) és ősszel (augusztus–október).

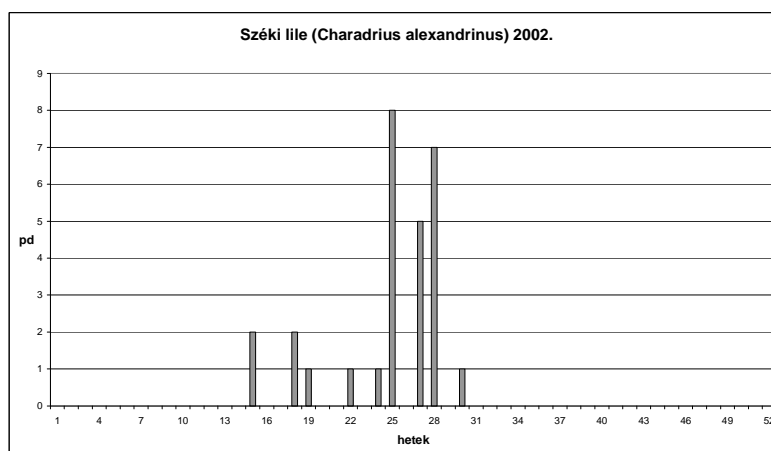


26. ábra

E tengerpartokon fészkelő faj vonulása során erősen változó egyedszámban jelenik meg az elárasztásokon. Akkor fordul elő nagyobb egyedszámban, ha a víz visszahúzódása során kiszáradó, kisebb pocsolyákkal tarkított mederfeneket talál. Tavaszi vonulása rendszerint erősebb (26. ábra).

Charadrius alexandrinus Linnaeus, 1758 Széki lile

Ritka fészkelő szikes tavakon, néha lecsapolt halastavakon, főként a Kiskunságban, kisebb részt a Dél-Alföldön és a Hortobágy északkeleti részén. Állománya az utóbbi időben jelentősen visszaesett. Vonuló (március–szeptember).

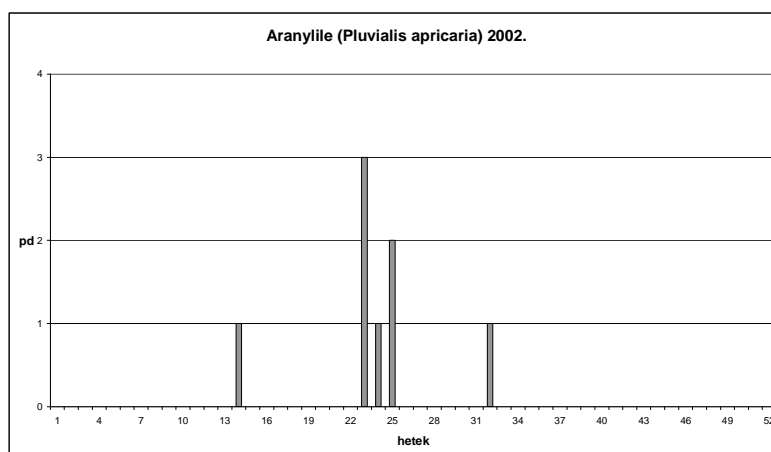


27. ábra

Kisebb stabil populációja él a Fertőzugban. Egyes kedvező években az elárasztások kiszáradt, növényzettől mentes, szikes részein is fészkelhet néhány pár. Vonulási időben gyakran látható néhány egyed. 2002-ben átvonulása a megszokott módon alakult (27. ábra).

***Pluvialis apricaria* (Linnaeus, 1758)** Aranylile

Élég gyakori tavaszi (március–április) és őszi (szeptember–december) átvonuló a síkvidékeken, főleg az Alföld rövid fűvű szikes pusztáin, szikes tavainál, árasztásoknál és a környező szántóföldeken, tarlókon, ritkábban halastavaknál. Az utóbbi évtizedben feltűnően megnőtt a tavaszi átvonulók mennyisége.



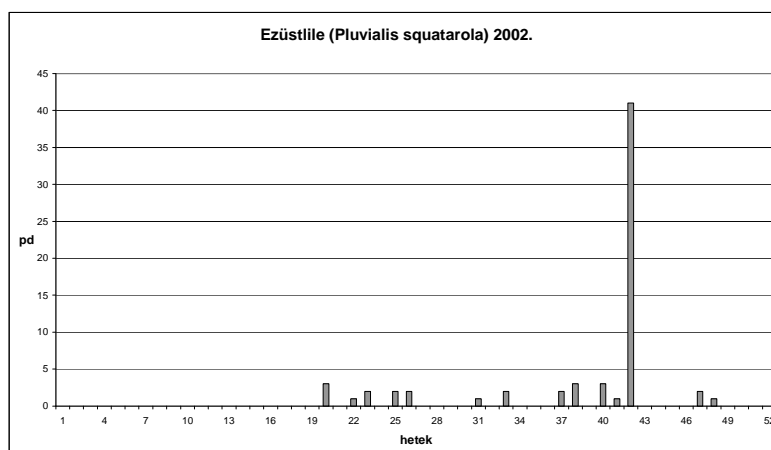
28. ábra

Tavaszi vonulása során feltehetően nagyobb egyedszámban vonul át bóbicek csapatával, de a szétszóródott csapatokban rendkívül nehéz megtalálni. Egyes években ősszel is nagyobb csapatokban is megjelenhet, ez a mindenkori vízviszonyok függvénye. 2002-ben ritkán és alacsony egyedszámban mutatkozott (28. ábra).

***Pluvialis squatarola* (Linnaeus, 1758)** Ezüstlile

Kisebb-nagyobb csapatokban vagy egyesével vonul át halastavaknál, szikes tavaknál, pusztai vízállásoknál főleg ősszel (augusztus–december), de kisebb számban tavasszal (április–május) is rendszeresen előfordul.

Az elárasztásokon tavasszal rendszerint egyesével jelenik meg, vagy néhány egyedből álló kis csapatokat látni. Egyes években ősszel 100 példány körüli csapatai is előfordulnak, de őszi vonulásának erőssége 2002-ben ettől elmaradt (29. ábra).



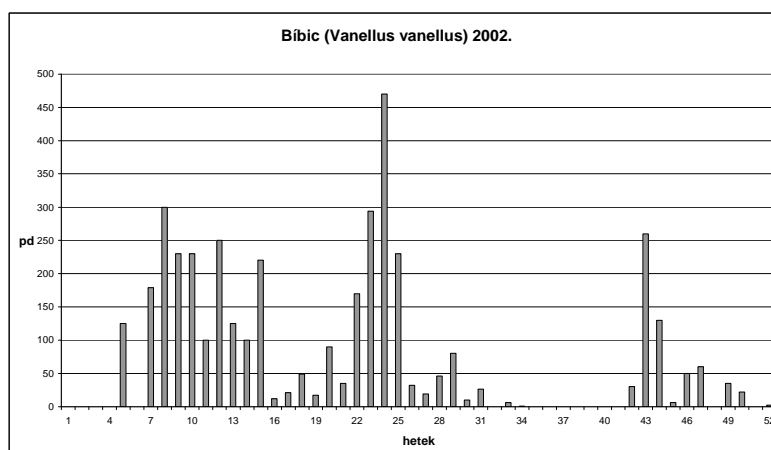
29. ábra

Eudromias morinellus (Linnaeus, 1758) *Havasi lile*

Rendszeres, de kis számú átvonuló a Hortobágyon, másutt rendszertelenül, alkalmasszerűen jelenik meg. A Fertőn csak néhány megfigyelése van. 2002-ben egy példányt figyeltünk meg szeptember 12-én a Nyéki szálláson.

Vanellus vanellus (Linnaeus, 1758) *Bíbic*

Gyakori, bár kissé csökkenő számú fészkelő szikeseiken, vizenyős réteken, vizes területek közelében fekvő szántóföldeken. Vonuló (február–december); tavasszal (március) és ősszel (augusztus–november) nagy csapatokban vonul át hazánkon.



30. ábra

A leggyakoribb fészkelő partimadár-faj a Fertőn. Korán fészkel ezért belvizes években a költőpárok erősen szétszóródnak, ilyenkor a vonulás sem koncentrálódik a part menti, mélyen fekvő, ebben az időszakban mindig vízzel borított területekre.

2002-ben ősszel és tavasszal is viszonylag kis számban vonult át az elárasztásokon (30. ábra).

Calidris canutus (Linnaeus, 1758) Sarki partfutó

Rendszeres, de ritka őszi (augusztus–október) és alkalmi tavaszi (április–május) átvonuló egyesével, kettesével, esetleg néhány példányos csapatban lecsapolt halastavakon, ritkábban szikeseiken. Az előfordulások zöme az Alföldről, főleg a Hortobágyról ismert.

Nyár végén szinte mindig megjelennek kisebb csapatai az elárasztásokon, ritkábban egyesével – nászruhás példányok – tavasszal is láthatóak. 2002-ben szeptember hónapban jelent meg néhány (max. 2 pd) fiatal egyed.

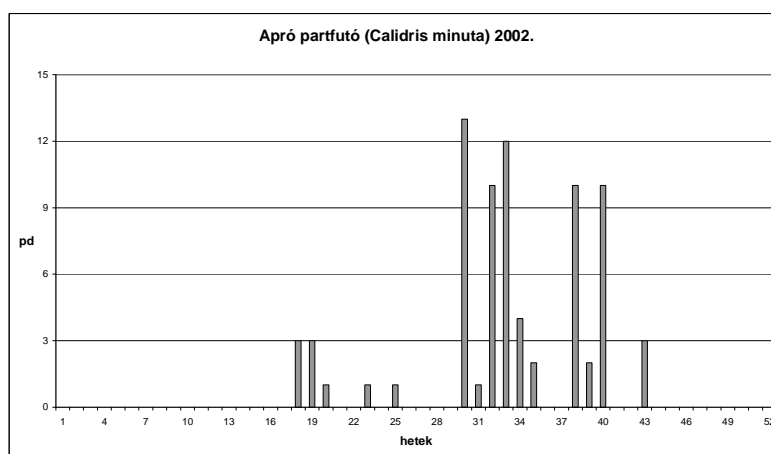
Calidris alba (Pallas, 1764) Fenyérfutó

Az Alföld és a Kisalföld halastavain, szikesein, árasztásain rendszeres, de kis számú őszi (augusztus–október) és szórványos tavaszi (május) átvonuló, egyesével vagy kisebb csapatban, gyakran más partfutó fajokhoz társulva.

Ritka átvonuló, rendszerint évente 1-2 alkalommal látható. 2002-ben tavasszal kiemelkedően nagyobb egyedszámú csapatát (9 pd) számláltuk, nyár végén néhány alkalommal láttunk 1-4 példányt.

Calidris minuta (Leisler, 1812) Apró partfutó

Kisebb-nagyobb csapatokban vonul át a lecsapolt halastavakon, szikeseiken, árasztásokon tavasszal (április–június) és ősszel (augusztus–november) egyaránt.

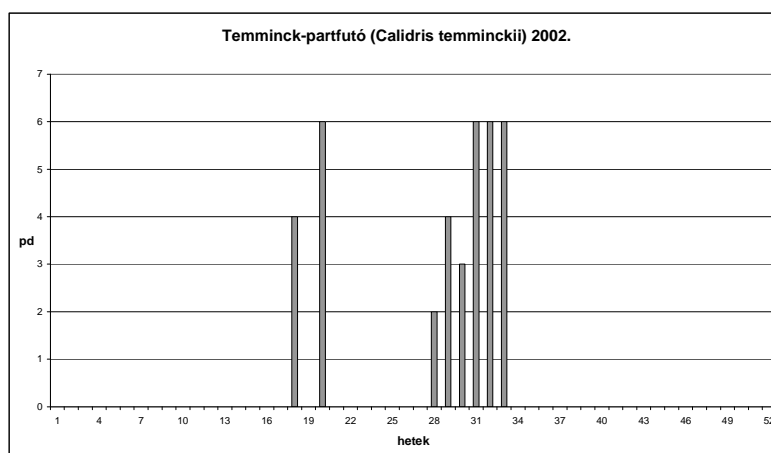


31. ábra

Rendszeresen vonul át a területen, de az átvonulók egyedszáma erősen ingadozik, az rendszerint a vonulási időszakban talált vízborítástól függ, kedvező években több százat is elérhet. 2002. évi átvonulása gyenge volt, inkább ősszel mutatkozott (31. ábra).

Calidris temminckii (Leisler, 1812) Temminck-partfutó

Rendszeres, de viszonylag kis számú tavaszi (május) és őszi (július–szeptember) átvonuló a síkvidéki, főleg alföldi halastavakon, kiöntéseken, szikeseken; a Dunántúlon csak szórványos átvonuló.



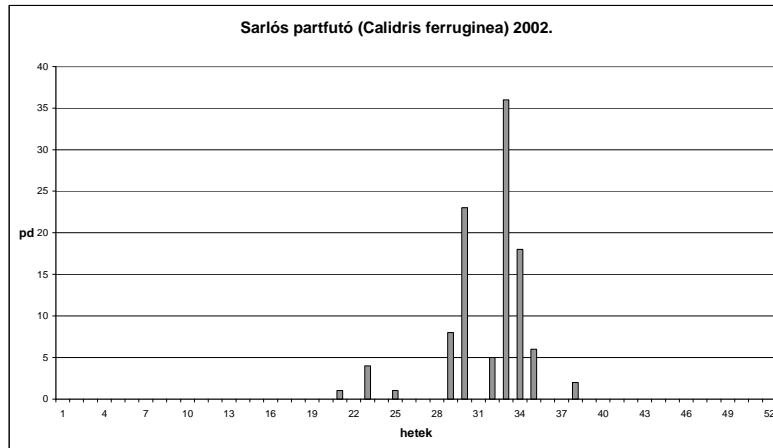
32. ábra

Egyedszáma sokkal kisebb az apró partfutóénál, de nehezebben is kerül szem elé, mert fedettebb területen vonul. Július végén – augusztus elején az elárasztások szinte teljes kiszáradásakor gyakrabban kerül szem elé, ilyenkor a megmaradt vízfelületek közelében mélyedésekben, rendszerint marha-lábnyomokban lapulnak és csak a közeledő ember elől repülnek fel 5-10 m távolságból. Több egyed vonul át, mint amennyi szem elé kerül. 2002-ben az átlagos mennyiségben mutatkozott (32. ábra).

Calidris ferruginea (Pontoppidan, 1763) Sarlós partfutó

Rendszeres átvonuló lecsapolt halastavakon, szikeseken, árasztásokon, az Alföldön gyakoribb, mint a Dunántúlon. Ősszel (július–október) általában nagyobb számban jelenik meg, mint tavasszal (május–június).

Rendszerint más partfutó-fajokkal, többnyire havasi partfutóval együtt látható, azonban annál lényegesen kisebb egyedszámban. Tavasszal is megjelenik néhány egyed, de általában nyár végén-ősszel látható csapatban, a számlált maximális egyedszám az egyes években ingadozó. 2002-ben nyár végi, őszi vonulása sem volt erősnek mondható (33. ábra).

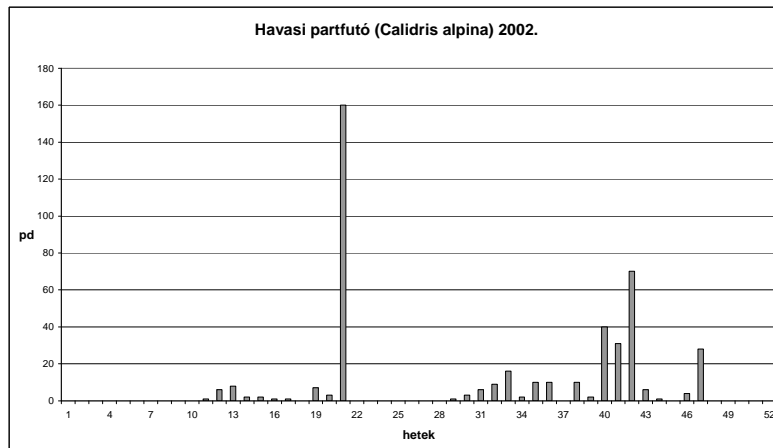


33. ábra

Calidris alpina (Linnaeus, 1758)

Havasi partfutó

Gyakran nagy csapatokban vonul át tavasszal (április–május) és ősszel (augusztus–november) az Alföldön, de a Dunántúlon is gyakori. Halastavaknál, szikeseken, kiöntéseken és árasztásokon vonulási időben közönséges.



34. ábra

Legnagyobb egyedszámban átvonuló partfutó-faj. Ősszel és tavasszal egyaránt nagy csapatai találhatóak vonuláskor az elárasztásokon, egyes években kiugróan sokat számlálunk. Ezen kívül eltérések mutatkoznak az őszi és a tavaszi vonulók számának egymáshoz viszonyított arányában is. 2002-ben a tavaszi vonulás volt erősebb, de a maximum alatta maradt az előző években számlált csúcs értékeknek (34. ábra).

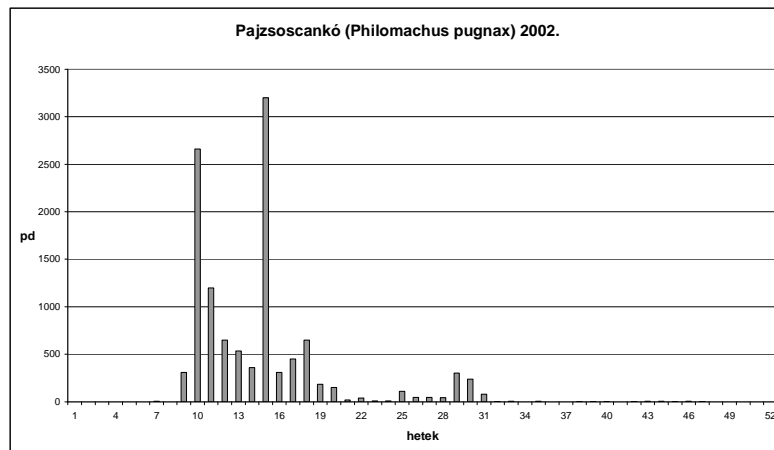
Limicola falcinellus (Pontoppidan, 1763) Sárjáró

Tavasszal (május) szórványos, ősszel (augusztus–szeptember) rendszeres, de kis számú átvonuló, főleg leeresztett halastavakon, szikeseken, árasztásokon.

Ritka, de viszonylag rendszeresen átvonuló a Fertő mentén. 2001-ben augusztusban fordult elő 1-6 példány.

Philomachus pugnax (Linnaeus, 1758) Pajzsoscankó

Tavasszal (március–április) igen nagy tömegekben vonul át a pusztákon, szikeseken, halastavakon; ősszel (augusztus–november) is gyakori, de kisebb számban fordul elő. Néhány példány rendszeresen átnyaryl, esetenként áttelelők is akadnak.



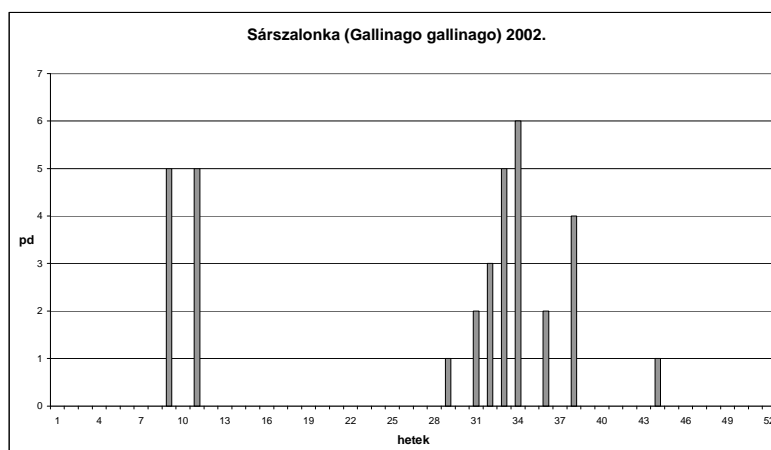
35. ábra

A legnagyobb tömegben átvonuló partimadár-faj. Tavasszal egyes éveken akár 5-7000 pd-ból álló csapatai is megfigyelhetőek. Az elárasztások mellett tavasszal szívesen táplálkozik belvizes területeken is. 2002-ben tavaszi és őszi vonulásának erőssége is átlagos, vagy annál gyengébb volt (35. ábra).

Gallinago gallinago (Linnaeus, 1758) Sárszalonka

Mocsárrétek, turjánosok, tőzeglápok kis számú fészkelője, állománya az utóbbi évtizedekben kissé csökkent. Vonuló (március–november); tavasszal (március–április) és ősszel (augusztus–november) jelentős mennyiségben vonul át a réteken, árasztásokon, halastavakon; egy-egy példány néha át is telel.

Fészkelő faj, de mind fészkelő, mind vonuló állományainak felmérése rendkívül nehéz, mert rejtetten mozog. Az átvonulók mennyisége akár nagyságrendekkel nagyobb lehet a számláltaknál, mivel előszeretettel tartózkodik a vízzel borított gyepeken, ahol nem láthatóak egyedei.



36. ábra

Felmérése emiatt csak a felriasztott egyedek számlálásával oldható meg biztonsággal, azonban ez megengedhetetlen mértékű zavarást jelentene a területen. Nyár végén, amikor vonulása erős, esetenként jól számlálható az elárasztások kiszáradó, növényzettől mentes iszappadjain, ahol a víz szegélyében táplálkoznak egyedei. 2002-ben feltűnően kis számban jelent meg (36. ábra).

Lymnocyptes minimus (Linnaeus, 1758)

Kis sárszalonka

Kis számú tavaszi (március–május) és őszi (szeptember–november) átvonuló mocsárréteken, árasztásokon, kiöntéseken; az Alföldön van több megfigyelése, de a Dunántúlon is elég rendszeres; alkalmilag át is telet.

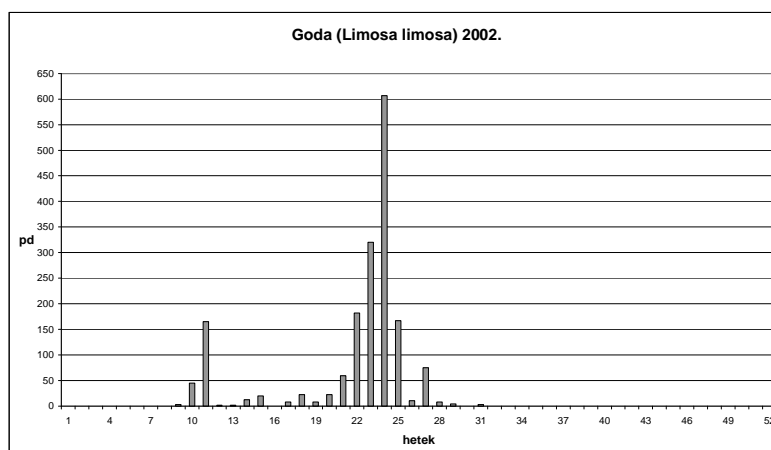
Fertői átvonulása nem kellően ismert, mivel rendkívül rejtetten, a tocsogós, növényzettel fedett részeken mozog. Többnyire 2-3 m-nyire bevárja a közeledő embert, csak akkor ugrik fel. Jobbára tavaszi vonulásakor kerül szem elé, de csak olyankor ha a megfigyelő belegázol az elárasztott gyepekbe. 2002-ben egyetlen alkalommal figyeltük meg.

Limosa limosa (Linnaeus, 1758)

Nagy goda

Elég gyakori fészkelő szikes réteken, mocsárréteken, az állomány nagyobb része az Alföldön költ. Vonuló (február–november); a keleti országrész lecsapolt halastavain és pusztai vizeinél tavasszal (március–április) igen nagy tömegben vonul át; nyár végi, őszi vonulásán (augusztus–szeptember) szintén gyakran, de kisebb számban figyelhető meg. Helyenként jelentős mennyiségek gyűlnek össze a nyár folyamán is.

Tavaszi vonulása jelentős, de egyedszáma messze elmarad a keleti országrészben vonulókétól. A Cikesben és a Nyéki szálláson a 90-es évek közepéig fészkeltek. A tartós aszály miatt újabban nem költ, mivel az arra alkalmas gyepek igen hamar kiszáradnak. Átvonuló állományának nagysága is ingadozik, 2002-ben átlagosnál sokkal nagyobb mennyiségben vonult át a vizsgálati területen (37. ábra).



37. ábra

Limosa lapponica (Linnaeus, 1758) Kis goda

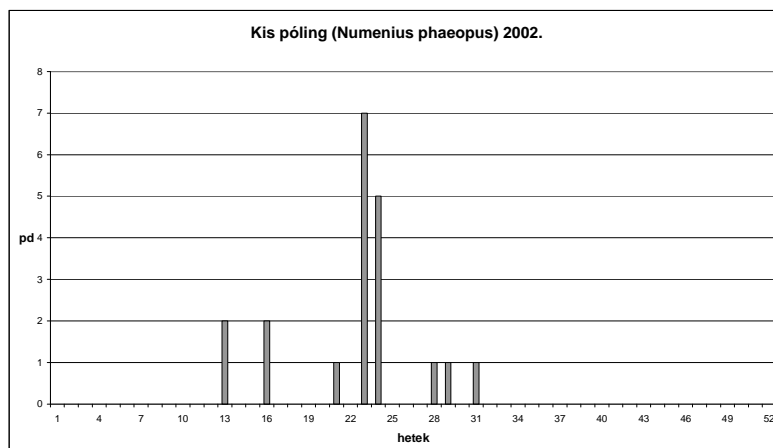
Alkalmi, bár egyre rendszeresebbé váló tavaszi (április–május) és rendszeres, de ritka őszi (augusztus–október) átvonuló egyesével vagy kisebb csapatban, mely főként az Alföld lecsapolt halastavain, szikesein jelenik meg, de a Fertő mellett is rendszeres. Előfordulásai az 1980-as évek vége óta jelentősen megszorodtak (Hadarics. 1999).

A 90-es években a Fertőn rendszeres, de kis egyedszámban vonuló faj lett. Szívesen társul nagy pólingokhoz. 2002-ben május közepétől június elejéig időzött egy példány, majd ősszel egy alkalommal fordult elő egy fiatal példány.

Numenius phaeopus (Linnaeus, 1758) Kis póling

Tavasszal (április) nagy tömegben vonul át a Dél-Tiszántúl szikes pusztáin (Kardoskút, Pitvaros), de az Alföld, főleg a Tiszántúl más területein is rendszeresen lehet látni kisebb-nagyobb csapatait, a Dunántúlon csak szórványosan jelentkeznek. Az Alföld szikesein, halastavain átnyarálása is rendszeres. Az őszi vonuláson (augusztus–szeptember) a tavaszinál lényegesen kisebb számban és szétszórtabban fordul elő.

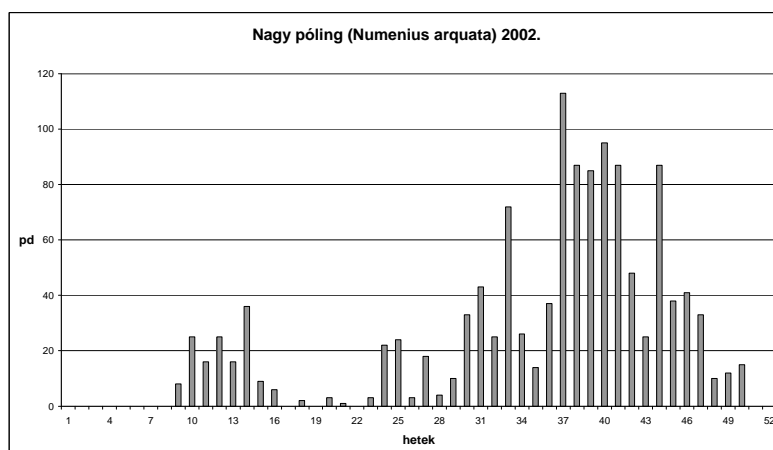
A Fertőnél többnyire nyár elején, vagy végén, rendszeresen de kis egyedszámban vonul át. Magányosan megjelenő egyedei, kisebb csapatai rendszerint nagy pólingokkal mozognak együtt, amennyiben több látható egyszerre, többnyire zárt csapatban táplálkoznak az elárasztások mellett fekvő szárazabb réteken. 2002-es vonulása átlagosnak mondható volt (38. ábra).



38. ábra

Numenius arquata (Linnaeus, 1758) Nagy póling

Kis számú fészkelő a Dunántúl és a Duna–Tisza köze turjánosaiban, tőzegmocsaraiban, láprétjein. Vonuló (február–december); tavasszal (március–április) és ősszel (augusztus–november) nagy csapatokban vonul át az Alföldön, de kisebb számban a Dunántúlon is gyakori. Szikes tavakon, halastavakon, pusztai árasztásokon gyakran nagyobb mennyiségben is átnyaral; enyhe teleken áttelelése is előfordul.



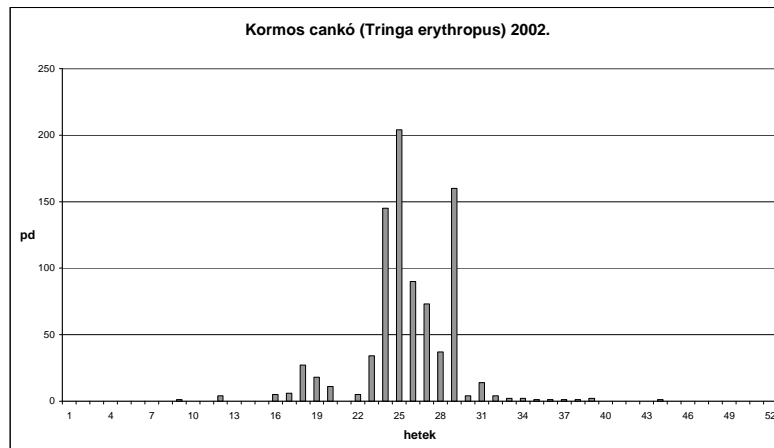
39. ábra

Fészkelése egyes években – különösen a Cikesben – elképzelhető, de nem bizonyított. Nyár végén nagyobb csapatai is szívesen éjszakáznak a leeresztett elárasztási terület magmaradt kisebb vízjeinél ekkor és ősszel látható a legtöbb. Az utóbbi évek enyhe telein rendszeresen áttelel néhány egyed. 2002-ben vonulása a megszokott módon alakult (39. ábra).

Tringa erythropus (Pallas, 1764)

Kormos cankó

Gyakori tavaszi (március–május) és őszi (augusztus–november) átvonuló halastavakon, szikes tavakon, elöntéseken. Legnagyobb tömegben főleg az alföldi halastavak őszi csapolásain jelenik meg, de tavasszal is jelentős a vonulók mennyisége. Kisebb csapatai rendszeresen átnyaralnak.



40. ábra

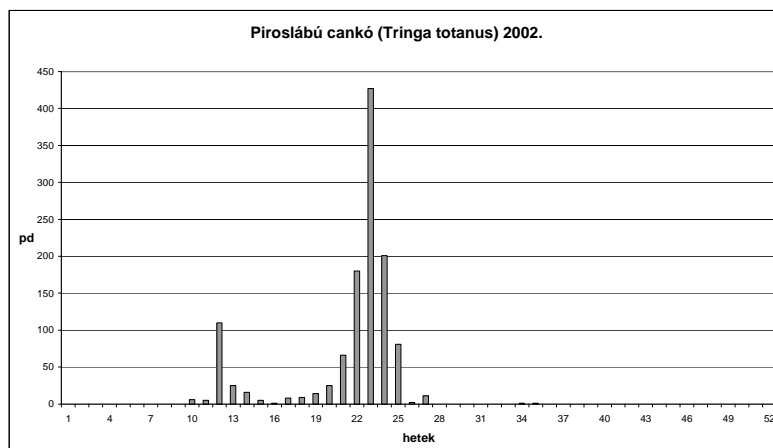
Az elárasztásokon rendszeresen átvonul, az egyedszáma évente változó, de 300 példánynál több csak ritkán látható egyidőben. A többi cankóhoz képest a mélyebb vizeket kedveli, ilyen nyíltabb helyeken jól számolható. 2002-ben vonulásának erőssége tavasszal és ősszel is némileg alatta maradt az átlagos évekének (40. ábra).

Tringa totanus (Linnaeus, 1758)

Pirolábú cankó

Elsősorban az Alföld és a Kisalföld nedves, szikes rétjeinek költő madara. Tavasszal (március) nagyobb, nyár végén (augusztus–szeptember) kisebb mennyiségben gyakori átvonuló halastavaknál, szikes tavaknál, elöntéseken. Ősszel (október–november) csak szórványosan jelenik meg.

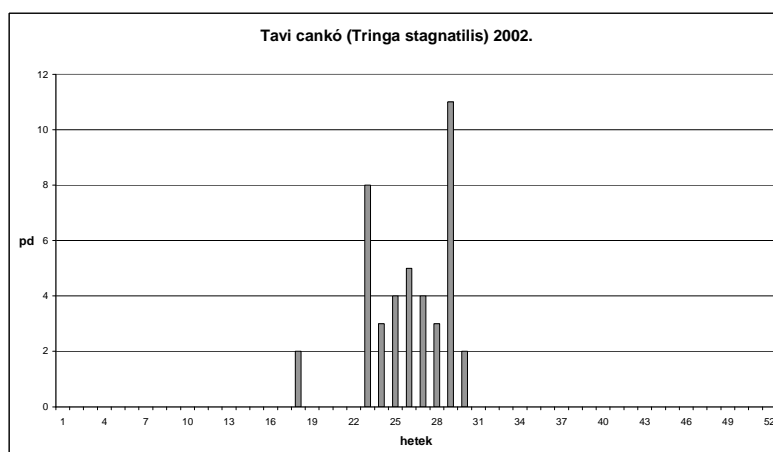
Stabil állományú fészkelő volt az elárasztott területen a nedves gyepeken, de a szárazság következtében megritkult. Nyár elején a fiókák kirepülése után nagy számban gyülekeznek a kiszáradó meder megmaradó vízfelületeinél. 2002-ben nyár elején feltűnően sok pirolábú cankót figyeltünk meg (41. ábra).



41. ábra

Tringa stagnatilis (Bechstein, 1803) Tavi cankó

Az 1940-es évekig fészkeltek hazánkban, főleg az Alföldön, azóta csak alkalmi költései és költési kísérletei ismertek. Jelenleg rendszeres, de kis számú tavaszi (április–május) és őszi (július–szeptember) átvonuló szikes tavaknál, halastavaknál és árasztásokon, gyakran átnyaralók is akadnak; főleg az Alföldön jelenik meg, de az utóbbi években dunántúli előfordulásai is kissé megszaporodtak.

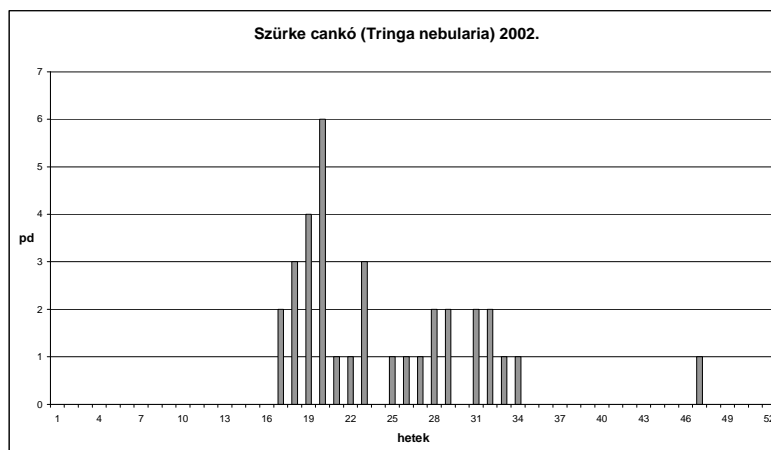


42. ábra

A századforduló táján még fészkeltek a Fertő mellett. Hosszú évtizedek után a 90-es évek elején tűntek fel újra a Fertő vidékén, ekkortájt az egész országban megszaporodtak megfigyelései. Jelenleg kis számban (1-5 pd), de rendszeresen átvonul az elárasztásokon. 2002-ben az átvonuló tavi cankók mennyisége kiemelkedően magas volt (42. ábra).

Tringa nebularia (Gunnerus, 1767) Szürke cankó

Rendszeres tavaszi (április–május) és őszi (augusztus–október) átvonuló egyesével vagy kisebb csapatokban főleg halastavaknál, szikeseken, kiöntéseken, folyók mellett; gyakran át is nyaral.



43. ábra

A szürke cankó ugyancsak a kisebb számban, de rendszeresen megjelenő fajok közé tartozik, ritkán látni tíznél több egyedet egy időben (43. ábra). Egyedszáma évről-évre változik, 2002-es vonulásának erőssége átlagosnál gyengébb volt.

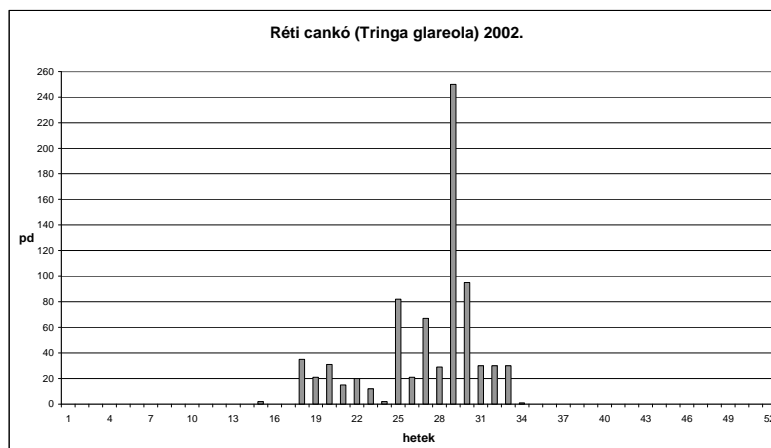
Tringa ochropus Linnaeus, 1758 Erdei cankó

Általában magányosan vagy néhány példányos kis csoportokban vonul át tavasszal (március–május) és ősszel (július–november) az ország egész területén. Főleg csatornák, kisebb tavak, kiöntések szélén fordul elő, de bármilyen vizes élőhelyen megjelenhet. Rendszeresen akadnak átnyaralók és áttelelők is.

Az erdei cankó alkalmanként áttelelhet, rendszerint be nem fagyó csatornák mellett. Nem csapatosan mutatkozik, egy, vagy néhány egyed többnyire a csatornák szegélyében, vagy az elárasztások növényzettel jobban fedett részeiből kerül elő. 2002-ben a monitoring napokon nem volt jelentős számú előfordulása.

Tringa glareola Linnaeus, 1758 Réti cankó

Gyakori tavaszi (április–május) és őszi (július–szeptember) átvonuló nedves szikeseken, kiöntéseken, lecsapolt halastavakon, az Alföld egyes helyein és a Fertő környékén több száz vonuló példány is összegyűlik. Rendszeresen át is nyaral.



44. ábra

Az elárasztásokon akár több száz is megfigyelhető, nagyobb csapatokban vonul át, de szintén előszeretettel tartózkodik fedett részeken, így sokszor csak felriasztva lehet megállapítani egyedszámát. Nyáron a tó nádasának kiszáradó iszappadjain is jelentős számban felriasztható, de ilyen helyeken nehezen számolható. Rendszerint néhány egyed át is nyaral. 2002-ben vonulása átlagos módon alakult (44. ábra).

Xenus cinereus (Güldenstädt, 1775)

Terekcankó

Ritka tavaszi (május–június) és őszi (szeptember) átvonuló, főleg az alföldi halastavakon, de néhány adata a Dunántúlról is ismert.

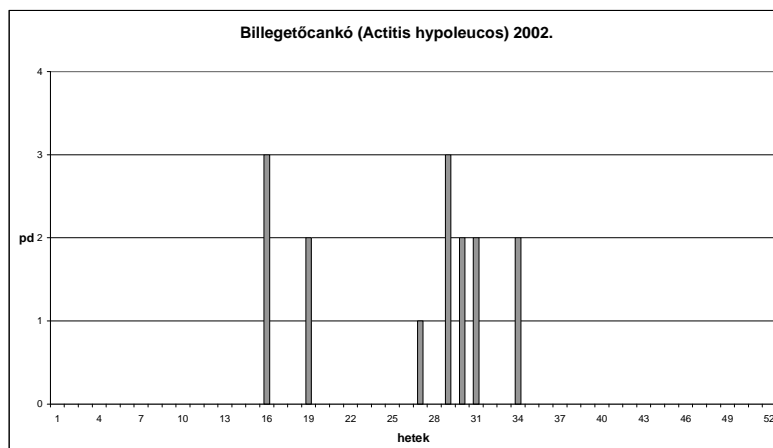
A Fertő magyarországi részéről mindössze három előfordulása ismert, ebből kettő Mexzikópusztáról. A harmadik 2002. júliusában volt, Fertőrákos határában a Püspök-tóban. Ez a Fertő egyik nádasba záródott ún. belső tava. Ez a megfigyelés is arra utal, hogy az aszály miatt lecsökkent vízszint miatt sok limikola a nádas kiszáradó, iszapos tisztásain tartózkodik vonulási időben.

Actitis hypoleucos (Linnaeus, 1758)

Billegetőcankó

A Duna, a Rába és a Hernád zátonyainak kis számú fészkelője. Vonuló (április–szeptember); tavasszal (április–május) és ősszel (július–szeptember) magányosan vagy kisebb csapatokban tavak, folyók, csatornák partján közönséges.

Nem mutatkozik egyszerre nagyobb mennyiségben, de kora ősszel ennek ellenére – a gyűrűzéshez befogott egyedek alapján tudjuk – jelentős számban vonul át. Szereti a csatornákat, olykor az úszó nádtörmeléken, de akár útmenti pocsolyákon vagy akár kavicsos utakon szaladgálva táplálkozó egyedeket is megfigyelünk. Gyakrabban kerül szem elé az elárasztások részleges kiszáradásának idején. 2002-es vonulásának erőssége némileg elmaradt az átlagostól (45. ábra).



45. ábra

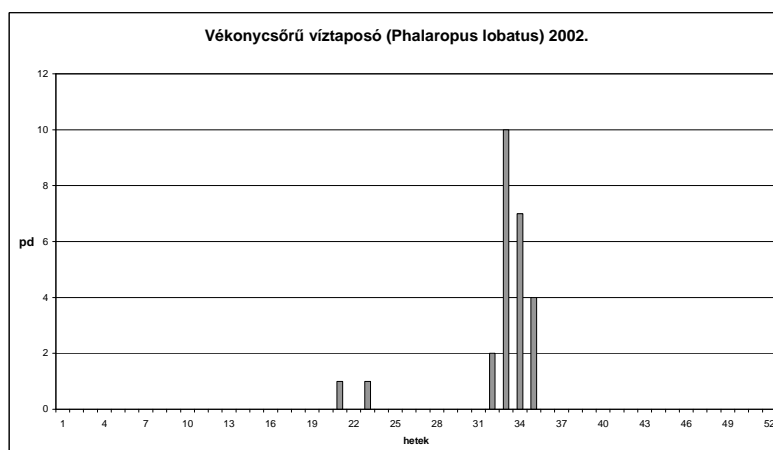
Arenaria interpres (Linnaeus, 1758) Kőforgató

Kis számban rendszeres, de viszonylag ritka tavaszi (május) és őszi (augusztus–október) átvonuló nagyrészt az alföldi és a kisalföldi lecsapolt halastavakon, szikes tavakon és árasztásokon.

Tavasszal ritkábban, nyár végén, kora ősszel rendszeresen előfordul az elárasztásokon 1-7 példány. Kivételesen 17-23 egyedből álló csapatait is megfigyeltük. 2002-ben a monitoring-napokon nem volt jelentős számú megfigyelése.

Phalaropus lobatus (Linnaeus, 1758) Vékonycsőrű víztaposó

Rendszeretlen tavaszi (május–június) és rendszeres, de kis számú nyár végi, őszi (augusztus–szeptember) átvonuló a síkvidéki kiöntéseken, árasztásokon, szikes tavakon és halastavakon.



46. ábra

Általában a kőforgatóval egyidőben, tavasszal rendszertelenül, kora ősszel rendszeresen megjelenik 1-5 példány, az elárasztások mélyebb vizű részein, ahol a többi partimadártól eltérően úszva táplálkozik. Gyakoribb, mint korábban feltételeztük. 2002-ben kiemelkedően nagy számú vékonycsőrű víztaposó vonult át Mekszikópusztán (max. 10 pd) (46. ábra).

Phalaropus fulicarius Linnaeus, 1758

Laposcsőrű víztaposó

Hazánkban igen ritka, rendszertelenül megjelenő kóborló. Első előfordulása a Fertő hazai részén 2002. július 4-5-én volt, ekkor egy öreg hím példányt láttunk a Nyéki szálláson.

Larus melanocephalus Temminck, 1820

Szerecsensirály

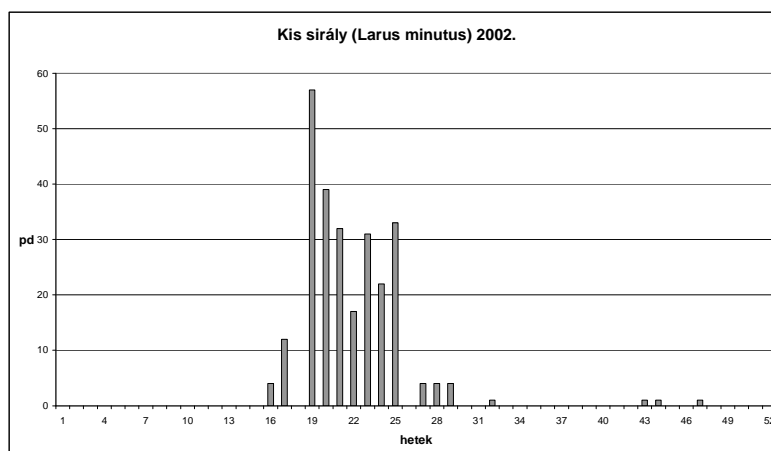
Délkelet felől terjeszkedő faj, mely 1940-ben és 1950-ben fészkelte először hazánkban, a Rétszilasi-halastavakon. Jelenleg halastavak, szikes tavak sirálytelepeinek kis számú, de folyamatosan emelkedő állományú fészkelője. Vonuló (április–augusztus).

Az első elárasztások alkalmával megjelent fészkelőként, azóta rendszeresen költ 4-18 pár. Fészkelési időn kívül szórványosan előfordul dankasirályok között, de ebben az időszakban igen nehezen számlálható, mert a több százas, ezres csapatokban nehéz elkülöníteni a hasonló dankáktól. Költési időszakban számlálásának nincs különösebb jelentősége, mert ekkor a költőállomány (2002-ben 35 pár) egyedei mozognak a területen.

Larus minutus Pallas, 1776

Kis sirály

Rendszeres tavaszi (április–május) és őszi (augusztus–október) átvonuló változó mennyiségben, főként szikes tavaknál, halastavaknál és a nagyobb tavakon vonul át, ritkábban mutatkozik a Dunán. Rendszeresen előfordulnak átnyaraló példányok és kisebb csapatok; enyhébb teleken szórványosan áttelelők is akadnak.



47. ábra

Jellemző tavaszi átvonuló, rendszerint a kormos szerkővel egyidőben és hasonló mennyiségben vonul át az elárasztásokon és csak itt látható, nem húz ki a többi sirállal. A 90-es években vonulás tetőpontján 150-300 egyed tartózkodott itt, 2002-ben, akárcsak az utóbbi években a vonulás erőssége messze elmaradt ettől (47. ábra).

Larus ridibundus Linnaeus, 1766

Dankasirály

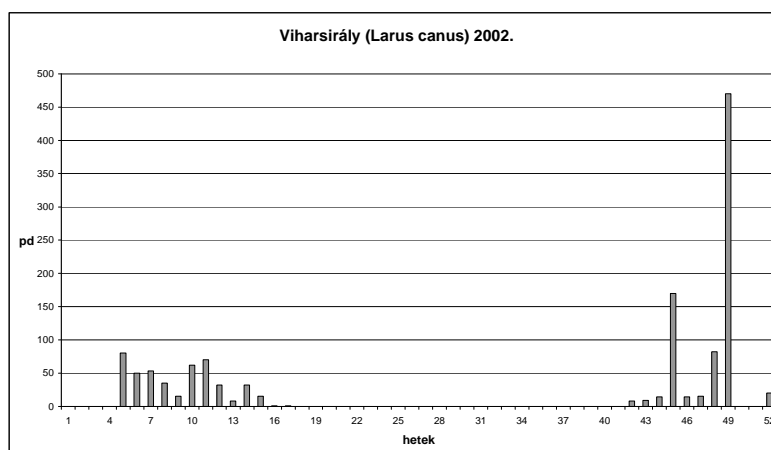
Ezres nagyságrendű telepekben fészkel a Hortobágy, a Dél-Alföld, a Kiskunság és a Sárrét halastavainak és szikes tavainak nádszigetein, hasonlóan gyakori a nagyobb tavak (Fertő, Velencei-tó, Balaton) környékén is. Vonuló (március–szeptember); ősszel és télen északabbi populációk nagy csapatai jelennek meg a halastavakon, a be nem fagyó nagyobb állóvizeken (Fertő, Balaton) és folyókon (Duna).

Az első elárasztások alkalmával kialakult egy jelentős telep a tavak szigetein. A Nyéki szálláson vagy a Borsodi-dűlőben fészkel, aszerint, hogy melyikben van nagyobb víz. 1996-ban néhány pár a Cikesben is költött. Állománya 100-2500 pár között változik. 2002-ben kb. 500 pár fészkel a Nyéki szálláson. Szinte egész évben látható, de költési időn kívül szétszóródnak a csapatok és csak éjszakáznai húznak be a tóra.

Larus canus Linnaeus, 1758

Viharsirály

Gyakori tavaszi és őszi átvonuló, illetve téli vendég folyókon, nagyobb állóvizeken és halastavakon (szeptember–április). 1988-ban költött először Magyarországon, s azóta rendszeres, de ritka fészkelővé vált.



48. ábra

Rendszerint késő ősszel kora tavasszal láthatóak néhány százas nagyobb csapatai, amelyek alkalmászerűen láthatóak az elárasztásokon, mert napközben a többi sirály-fajhoz hasonlóan kihúznak a csapatok a szántókra táplálkozni. Egyes években tavaszi, máskor őszi átvonulása erősebb. 2002-ben a tavaszi vonuláshoz képest ősszel lényegesen kisebb egyedszámban mutatkozott (48. ábra).

Larus fuscus Linnaeus, 1758

Heringsirály

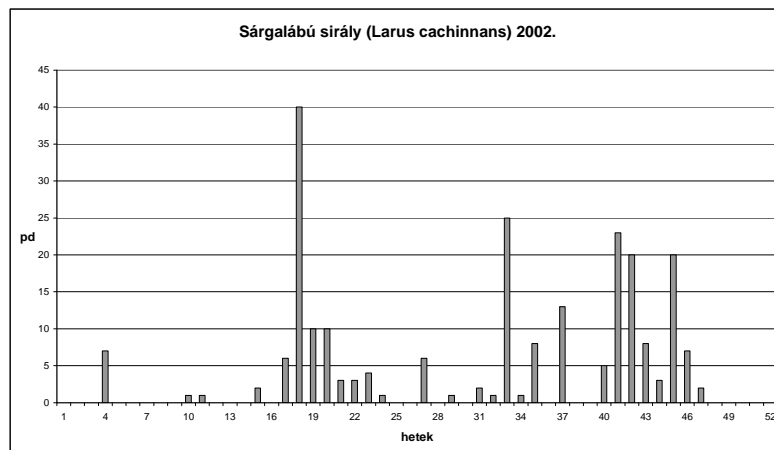
Ritka, de rendszeres tavaszi (április–május) és őszi (augusztus–október) átvonuló, mely főként halastavakon, a Balatonon, a Fertőn és a Dunán jelenik meg.

Rendszerint egyesével mutatkozik, ritkábban néhány egyed (1-4 pd), 2002-ben egyetlen adult példány fordul elő, a vizsgálati területhez közel eső Homoki-öbölben.

Larus cachinnans Pallas, 1811

Sárgalábú sirály

Rendszeres, helyenként tömeges nyári és őszi vendég (július–november) elsősorban nagyobb vizeknél, a téli és a tavaszi időszakban (november–június), főleg ivaréretlen példányok. Újabban fészkelőként is megtelepedett hazánkban: a Sárréten, a Fertő mellett 1991 (Hadarics et al., 1991, 1993), a Kis-Balatonon az 1990-es évek eleje óta költ rendszeresen 1-1 pár.



49. ábra

1991-től fészkel a Paprét szigetén egy-egy pár, de nem minden évben. Újabban nem költ. Minden évszakban láthatóak, főleg ivaréretlen példányokból álló csapatok, amelyek rendszerint a sík vízen éjszakáznak, napközben pedig - ősszel nagy csapatokban - kihúznak a szántókra táplálkozni. Kivételesen, pl. 1999-ben akár 2000 pd is látható együtt, 2002-ben az itt számlált legnagyobb mennyisége ezt meg sem közelíti (49. ábra).

Gelochelidon nilotica J. F. Gmelin, 1789

Kacagócsér

Ritka kóborló, mely elsősorban a nyári hónapokban (június–augusztus) jelenik meg főleg az alföldi szikesek és halastavak környékén.

A századforduló táján a Fertőzugban még fészkel. Évente megjelenik, rendszerint egyesével. 2002-ben két alkalommal figyeltük meg.

Sterna caspia Pallas, 1770

Lócsér

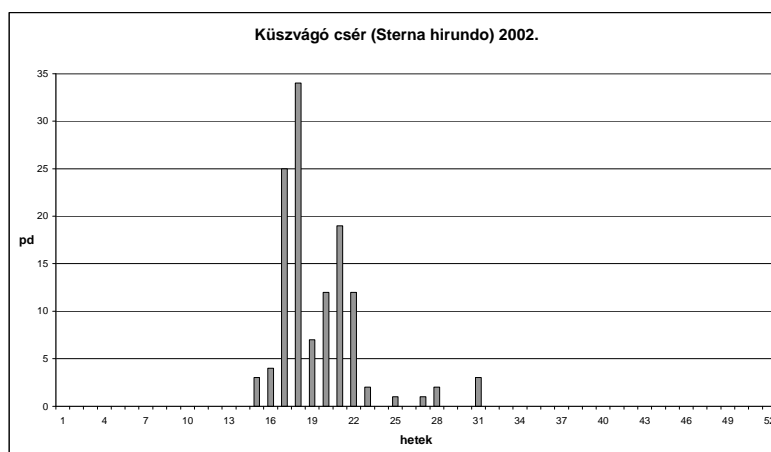
Rendszeres tavaszi (április–május) és őszi (augusztus–szeptember) átvonuló, mely elsősorban természetes vizeknél, mutatkozik egyesével vagy kisebb csapatokban.

Rendszeres, de ritka kóborlóként jelenik meg az elárasztásokon. 2002-ben április közepén feltűnően sok lócsér jelent meg és időzött az elárasztásokon, a legtöbb 9 példány volt.

Sterna hirundo Linnaeus, 1758

Küszvágó csér

Halastavak, víztárolók, szikes tavak, kavicsbányatavak, folyózatonyok rendszeres fészkelője főleg az Alföldön, a Kisalföldön, a Mezőföldön és a Balaton környékén.



50. ábra

Az elárasztásokat követően telepedett meg a Fertő hazai részén. A tavak szigetein vagy kifejezetten e célra kialakított mesterséges fészkelőhelyeken költ 10-30 pár, de nem minden évben. 2002-ben nem fészkelte. Ha költ, a fészkelőkön kívül más egyedek rendszerint nem láthatóak, a költők is nagyobb részét a tóra járnak halászni (50. ábra).

Sterna paradisaea Pontoppidan, 1763

Sarki csér

Rendkívül ritka kóborló, az északi sarkvidéken fészkelő állomány a déli pólust övező tengeren telet, a kontinens belsejébe csak ritkán vetődnek el. 1991-es első hazai előfordulását követően többször előfordult a mexzikópusztai elárasztásokon. 2002-ben két megfigyelése volt május 11-én és július 12-én.

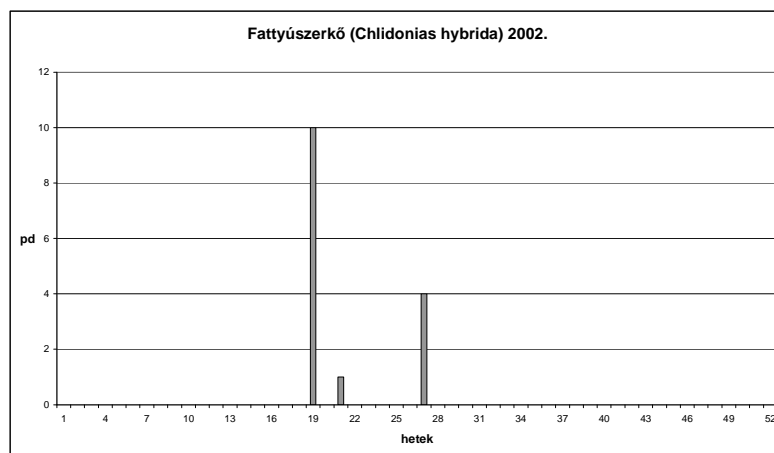
Sterna albifrons Pallas, 1764

Kis csér

Ritka fészkelő faj, mely olykor több éves kihagyásokkal szórványosan költ. A századforduló táján a Fertőzugban még rendszeresen fészkelte. 2001-ben 1 pár újra költött. ott. Mexzikópusztán évente több alkalommal megjelenik, rendszerint egyesével. 2002-ben többször láttunk 1-3 pd-t.

Chlidonias hybrida (Pallas, 1811) Fattyúszerkő

Telepes fészkelő mély vizű nyílt mocsarakban, halastavakon, holtágokban. Az utóbbi két évtizedben a leggyakoribb szerkőfajjá vált hazánkban; legnagyobb telepei Hortobágyon és Kis-Balatonon találhatóak, kisebb számban a Kiskunság és a Tiszántúl egyéb szikes tavain, a Tisza menti holtágokon és a szegedi Fehér-tavon is költ. Vonuló (április–szeptember).



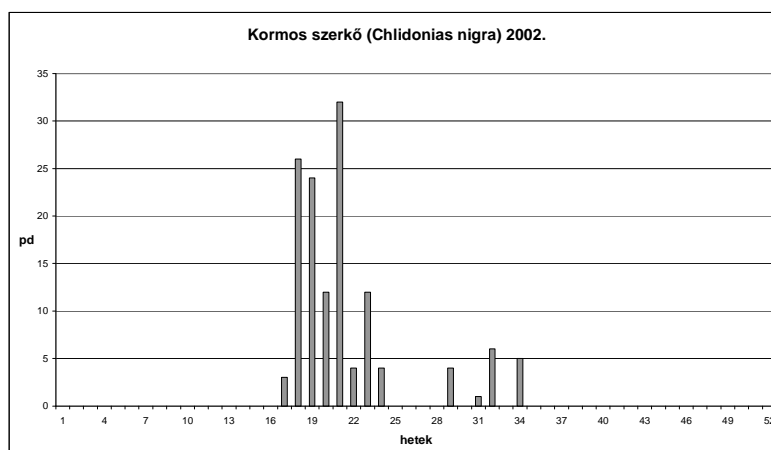
51. ábra

Az elárasztásokon változó, de nem túl nagy egyedszámban rendszeresen minden évben átvonul (1-20 pd). 1996-ban fészkeltek is a Cikesben és a Borsodi-dűlőben, a szokatlanul nagy vízborítás idején, alkalmi fészkelésére később is számítani lehet, 2002-ben előfordulása jellemzőnek mondható volt (51. ábra).

Chlidonias nigra (Linnaeus, 1758) Kormos szerkő

Ritkás növényzettel benőtt kisebb-nagyobb sekély mocsarak és szikes tavak rendszeres fészkelő madara, állománya az utóbbi két évtizedben megfogyatkozott. Vonuló (április–szeptember).

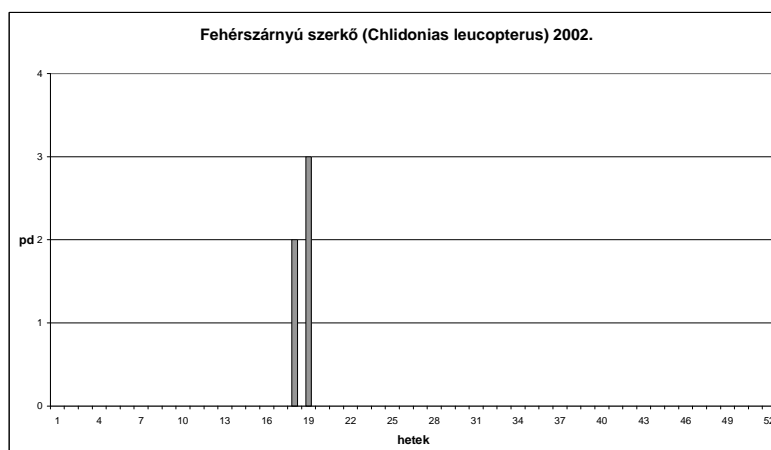
Tavasszal minden évben rendszeresen átvonul (Pellinger, 1995b), vonulása rendszerint 150-250 egyeddel tetőzik. 1990-ben néhány pár fészkeltek is a Nyéki szállás egyik szigetén. Az átvonulók egyedszáma évről-évre erősen ingadozhat, 2002-ben kevés átvonulót számláltunk (52. ábra).



52. ábra

Chlidonias leucopterus (Temminck, 1815) Fehérszárnyú szerkő

Alkalmi, nem minden évben megtelepedő telepes fészkelő, mely főként a Hortobágy és a Kiskunság szikes mocsárrétjein, állandó vízborítású zsombékosaiban költ. Vonuló (április–szeptember); tavaszi vonuláson (május) rendszeresen látható az ország vizes területein, főleg vonuló kormos szerkők között.



53. ábra

Potenciális fészkelő faj, de ebben az évszázadban nem ismert költése a Fertőn (Pellinger, 1995b). Egyedszáma és vonulásának menete hasonló a fattyúszerkőéhez (53. ábra).

3.5.3.2. Az élőhelyrekonstrukciós területen fészkelő fajok költőállományai

E monitoring vizsgálat célja a vizsgálati területen átvonuló vízimadár-fajok állományainak az idő függvényében mutatkozó változásainak elemzése, azonban röviden mindenképpen szót kell ejteni az itt fészkelő fontosabb fajok költőállományáról, hiszen ezek esetében – fészkelési időben – a költőállomány is szerepel a számlálások eredményeiben.

A fészkelő populációra vonatkozó adatgyűjtésnél is az a fő szempont érvényesült, hogy a felmérések során végzett terepbejárások alkalmával ne veszélyeztessük a költések eredményességét, ne zavarjuk a madarakat. Emiatt egyes fajok felmérése (pl. szárcsa) szóba sem jöhetett.

A meghatározó jelentőségű fajok fészkelési eredményei 2002-ben kedvezőtlen képet mutatnak. A Nyéki szállás sirálytelepén kb. 500 pár dankasirály és 35 pár szerecsensirály fészkelte, túlnyomórészt sikeresen. A sirálytelep szélén 10-15 pár küszvágó csér kezdett fészkelésbe de a költés ismeretlen okból megghiúsult. Ugyancsak sikertelen volt a gulipánok költése. Az első fészkelést a területre véletlenül beszabaduló szürkemarhák hiúsították meg, az elhúzódozó pótköltés 17 fészkelőnek pusztulását minden bizonnyal a tömegesen vedlő kendermagos récék okozták. A fészkelő szigetre csapatosan kiülő récék ragadozó megjelenésekor mindent legázolva rebentek fel, magukkal sodorva a fészkelő tojásait is. Ezek egy részét a helyszínen szétgurulva, sértetlenül megtaláltam (predátorok fosztogatása esetén nem, vagy csak sérült tojásokat találhattam volna).

Megfigyeltem egy fiókáit vezető cigányrécét is. Ez a fokozottan veszélyeztetett faj, nem költ minden évben a területen. További fajok fészkelő állományát nem mértem fel. Biztosan költött még tőkés réce, üstökösreце, szárcsa, bíbic, piros lábú cankó. A természetvédelmi szempontból kiemelkedő jelentőségű fajok közül 2002-ben nem fészkelte a gólyatöcs és a széki lile.

Az elárasztások szerepe meghatározó a tó hazai részének nádasában fészkelő nyári lúd populáció szempontjából. A nádasban fészket építő párok túlnyomó többsége fiókáikat kikelésük után az elárasztásokra vezetik és ott nevelik fel azokat. 2002-ben 116 párt számláltam az elárasztásokon (Pellinger, in press).

3.5.3.3. A madárállományokat veszélyeztető tényezők

A mekszikópusztai elárasztások területe fokozottan védett, Bioszféra Rezervátum és Ramsari Terület. Ez a védettségi helyzet tág lehetőséget biztosít a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóságának az antropogén veszélyeztető tényezők minimalizálására. A passzív védelem – az aktív zavarás kiküszöbölése – azonban nem jár együtt automatikusan valamennyi zavaró tényező megszűnésével. A Nemzeti Park elhelyezkedése, térbeli tagozódása miatt az idegenforgalom egy jelentős hányada éppen ezen a területen jelentkezik és bár a látogatók a fokozottan védett terület határát ritkán lépik át önkényesen, a növekvő mértékű látogatottság miatt már számolnunk kell számottevő mértékű zavarással.

A Nemzeti Park megalakulását megelőző időszakban komoly veszélyeztető tényező

volt a kíméletlen vízivad vadászat, amely jellemzően a tó (fokozottan védett) öblözeteiben, a vízimadarak éjszakázóhelyén folyt. A terület vadászati jogának átvételét követően a vadászat (annak minden formája) évekig szünetelt, ennek hatására itt a háborítatlan területen erősebben koncentrált a vaddisznó és a róka állománya.

Ez már rövid idő alatt komoly természetvédelmi problémákat okozott (Pellinger, 1993). A dúvadirtás megszűnése következtében a vaddisznó, de különösen a róka állománya megerősödött. A róka esetében ezt a hatást nagymértékben erősítette az időközben megkezdődött veszettség elleni vakcinázás is, amelynek eredményeként itt és a környező területeken mindenütt erősen csökkent a faj mortalitása. Ebben az időszakban, a privatizáció miatt kialakuló áttekinthetetlen birtokviszonyok miatt sok zavartalan szaporodó helyet biztosító parlagterület állt a rókák rendelkezésére, ami tovább fokozta az állomány növekedését. Több alkalommal konkrét terepi megfigyelések igazolták, hogy a magas denzitás miatt a rókák az elárasztásokon fészkelő vízimadár fajok telepeit fosztogatják, különösen jelentős a nyári lúd fiókákat érintő predáció (3. kép). A dúvadirtás elmaradása miatt hasonló jelenséget tapasztaltunk a szürkevarjú esetében is. A szürkevarjú predációját a faj etológiai és ökológiai jellemzőinek ismeretében korábban is valószínűsítettük, de konkrét fészekrablásokról alig-alig voltak megfigyelések. 2001-ben a Borsodi-dűlő szigetén lévő sirálytelepet olyan mértékben zavarták és fosztogatták, hogy a sirályok elhagyták fészkelőhelyüket (4. kép). Meg kell jegyezni, hogy a fészekrablás nagyságrendjéhez képest a szürkevarjú észlelések száma minimális volt a költési időszakban. Konkrét, ismétlődő tojásrablást pedig nem észleltünk.

Újabb keletű veszélyeztető tényező az erősen növekvő állományú sárgalábú sirály predációja. A tengerpartokon fészkelő állományok jelentős növekedése miatt a faj behatol a kontinens belső területeire és egyre több helyen fészkel, alkalmanként Mekszikópusztán is (Hadarics, Mogyorósi & Pellinger, 1993). Az áttelelők, újabban az átnyiraló példányok száma is egyre több. A réce méretű sirály-faj egyedeinek tojás- és fióka predációja egyre gyakoribbá válik (6. kép).

A predátorok gyérítése hasonló problémák miatt országszerte sürgető szükségé vált, azonban ez ma több nehézségbe ütközik. A hatályos vadászati jogszabályok erősen behatárolják az alkalmazható eljárások körét. A Nemzeti Parkok jelenlegi szervezeti felépítése miatt nincsen kielégítő vadászati menedzsment. Az erős idegenforgalom miatt pl. a lőfegyverek alkalmazása komoly kockázatot jelent, de a társadalom sincsen még kellően felkészítve arra, hogy veszélyeztetett fajok érdekében más fajok állományát természetvédelmi okokból gyéríteni kell.



3. kép – róka predációja (nyári lúd)



4. kép – szürkevarjú predációja (dankasirály)



5. kép – szürkevarjú predációja (gulipán)



6. kép – sárgalábú sirály predációja (nyári lúd)

3.5.3.4. A számlálási eredmények értékelése

A mexzikópusztai elárasztások szerepe a hazai vízimadárvonulásban kiemelkedően jelentős, mind az itt előforduló fajok számát, mind pedig az egyes fajok egyedszámait tekintve. A monitoringba vont fajok túlnyomó többsége itt koncentrálódik a vonulási időszakban a Fertő hazai részén, annak ellenére, hogy az elárasztások területi kiterjedése nem mérhető össze a tó nyílt vízfelületével és nádasaival. Ennek oka az élőhely nagyobb diverzitásában rejlik, mivel a Fertő partvonalát övező széles nádas zóna miatt a tónak nincsen olyan partszakasza, ahol zátonyokkal, szigetekkel váltakozó sekély vízhez, és a homogén nádashoz képest változatosabb növényzethez kötődő vízimadár-fajok tartósan megfelelő fészkelő és táplálkozóhelyet találhatnak. Ilyen jellegű élőhelyekből a Fertőn egyébként is kevés van, az ausztriai oldalon is hasonló a part menti sáv növényzete, ezért csak a Fertőzug szikes tavai, tócsái állnak a sekély vízhez kötődő madarak rendelkezésére.

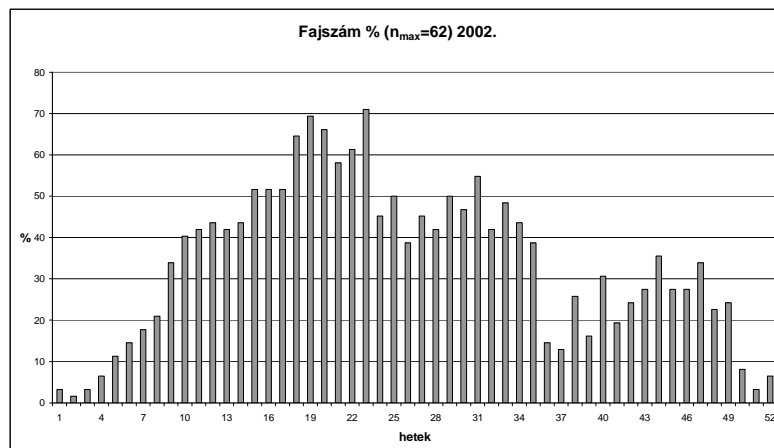
Az elárasztások tervezése során fontos szempont volt, hogy a vízszint változásai a összhangban legyenek az éghajlatnak megfelelő eredeti vízjárással. Ennek fontos eleme a vízzel borított terület kiterjedésének folyamatos csökkenése a nyár elején emelkedő hőmérséklet miatti erős párolgás által, majd nyár végére, amikor a fészkelési időszak befejeződött, a terület teljes kiszáradása. Ez nem csupán a természetes állapothoz való közelítés miatt fontos, hanem a teljes kiszáradás időszakában – amikor a tómederben marad csupán némi víz – lehetőség nyílik a fenntartó kezelések munkálataira. A kiszáradás időszakában a fajok száma és az összes egyedszám is erősen visszaesik. Ha a fajszámot mint diverzitási indexet tekintjük, akkor a fajdiverzitás a 2. táblázat szerint alakul az idő függvényében.

Hét	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Fajszám	6	6	6	10	4	13	16	13	16	25	28	38	34	29
Hét	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
Fajszám	28	32	35	37	38	40	36	35	27	29	31	33	36	38
Hét	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42
Fajszám	41	39	34	38	40	27	17	15	22	19	28	15	15	18
Hét	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52				
Fajszám	17	14	18	14	13	6	3	3	1	0				

2. táblázat – Az egyes monitoring-napokon előforduló fajok száma

Látható, hogy kiszáradáskor a fajszám a leghidegebb téli hetek szintjére esik vissza (amikor a víz részlegesen, vagy teljesen befagy).

A monitoring keretében vizsgált fajok száma rögzített ($n=62$), az egyes számlálási napokon jelen lévő fajok száma ennek %-ában kifejezve a 54. ábra szerint alakult.

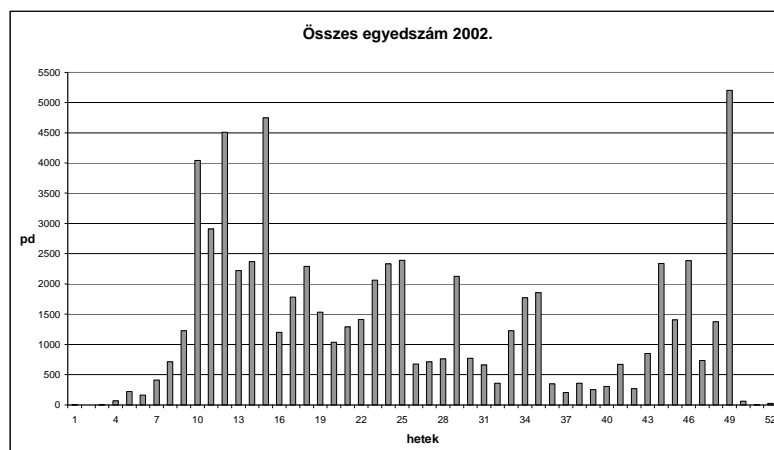


54. ábra

A jelen lévő fajok száma némileg magasabb a tavaszi vonulási időszakban, mivel néhány faj egyedei őszi átvonulásuk során jellemzően nem érintik az elárasztásokat. Ezt a tendenciát nem befolyásolja lényegesen az sem, hogy a vizsgálatból kizárt fajok között több olyan van, amelynek előfordulásai leginkább a szeptembertől februárig terjedő időszakra esnek.

2002-ben a fajszámból képzett diagramon a tavaszi és az őszi időszak nem válik el élesen, de a tavaszi vonulás során megjelenő fajok száma magasabb. Ugyanez nem mondható el ilyen határozottsággal az egy időben számlált összesített egyedszámról, a diagramon a tavaszi és az őszi vonulás csúcsai között a nyár végi gyülekezés/vedlés (a fiókák kirepülését követően) időszakában az összesített egyedszám erősen visszaesik, a leghidegebb téli időszakban pedig teljesen eltűnnek a vízimadarak. (Hangsúlyozni kell, hogy a vizsgálatból kizártam a vadlúd-fajokat, mert napi aktivitásuk teljesen kiszámíthatatlan, a ki- és behúzó csapatok miatt az egyedszám szinte percről-percre változik és a tapasztalatok szerint a számlált mennyiség és a valóban itt tartózkodó egyedek száma között eléggé gyenge az összefüggés. Bár ezeknél a fajknál is megtörtént a számlálás, az adatok szélsőséges ingadozása elfedheti a többi faj egyedszám változásából kirajzolódó tendenciákat).

Az egyes monitoring napokon a számlálásba vont fajok összesített egyedszámait a 55. ábra mutatja be. Az összesített egyedszám változása a vízfelület nyár közepén bekövetkező gyakorlatilag teljes megszűnését erőteljesen követi. A téli, befagyott vízfelülettel jellemezhető hetekben az egyedszám visszaesése ugyancsak erőteljes, mert a madarak, zömmel récefélék ekkor a tó – elsősorban a Madárvárta-öböl - egyes nehezen beálló részeire húzódnak be.



55. ábra

Az egyes fajok monitoring napokra vonatkozó összesített gyakoriságait az 56. ábra mutatja be. Ez a diagram szemlélteti az egyes fajoknak az adott évre vonatkoztatott gyakoriságának arányait.

Kétségtelen, hogy országos vagy ennél nagyobb regionális, esetleg kontinentális léptékben havi számlálásokkal is nyomon követhetőek a vízimadár-fajok populációs trendjei illetve az egyes vonulási útvonalak jelentőségében esetlegesen bekövetkező

változások (hiszen a madarakat egy kellően sűrű, jól működő megfigyelő hálózat valahol mindenképpen regisztrálja). Vizsgálati eredményeim azonban arra hívják fel a figyelmet, hogy a egyes vízimadár élőhelyek országos és nemzetközi jelentőségének a különböző vízimadár-fajok vonulásában betöltött jelentőségének megítéléséhez a havi számlálások nem elegendők. E monitoring 1999-ben felvett adatainak (Pellinger, 2000) a hat legnagyobb egyedszámban vonuló, leggyakoribb fajra elvégzett összehasonlító tesztje, a hetente és a havonta elvégzett számlálások eredményeinek szélső értékei között – fajtól függően – 1,80-10,46-szoros különbséget mutatott ki (Pellinger, 2003).

A pusztán természettudományos ismereteken túlmenően ezeknek a számoknak ismerete az egyes fajok ökológiai igényeinek figyelembe vételével meghatározó jelentőségűek lehetnek a területek természetvédelmi kezeléséhez és az egyes természetvédelmi célú nemzetközi egyezmények különböző listáira való jelöléshez is.

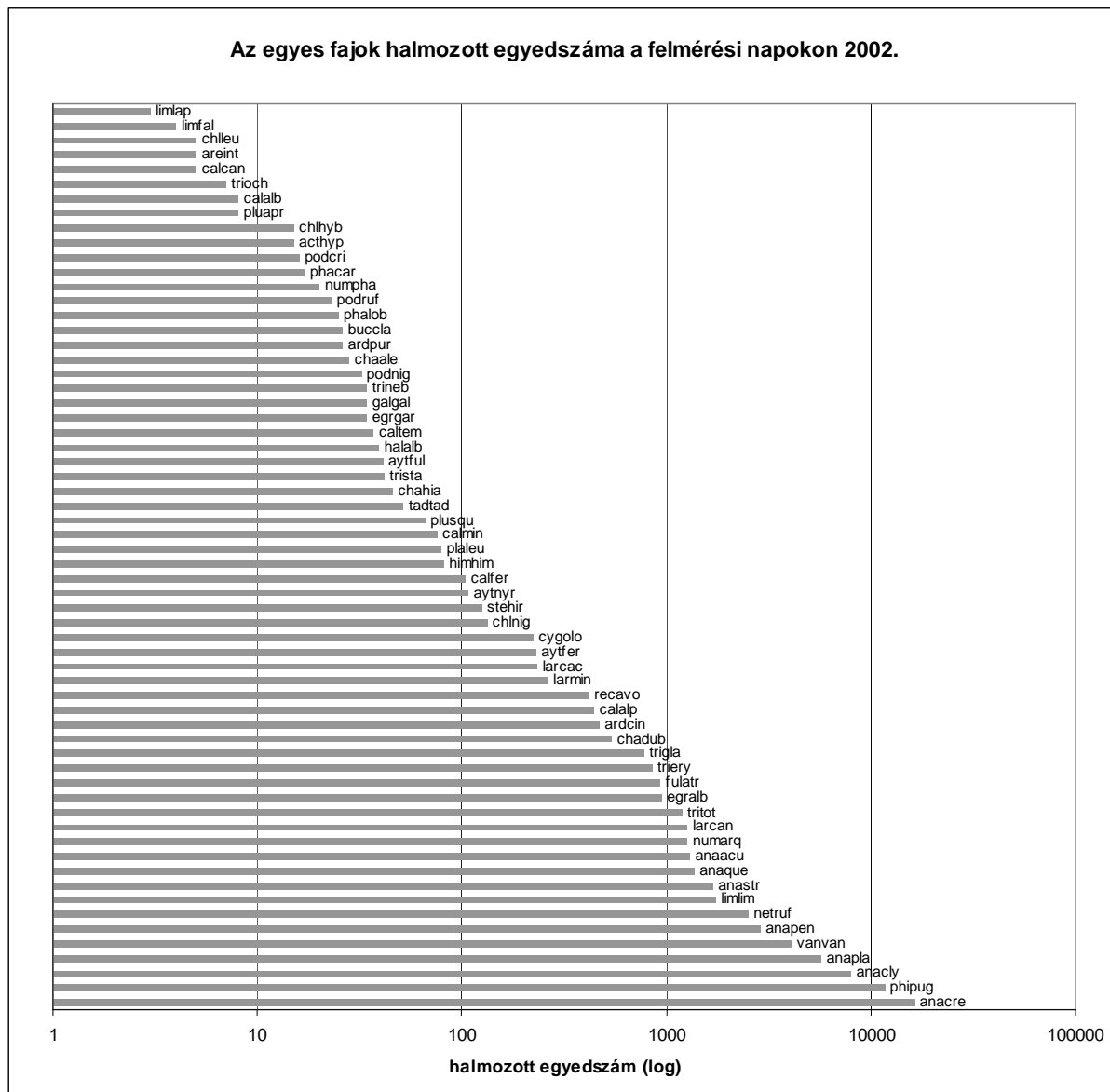
A monitoring vizsgálat hosszabb időtávon kimutatja a Fertő hazai részén fészkelő és átvonuló vízimadár állományok populációs trendjeit és a vonulási útvonalak esetlegesen bekövetkező eltolódását. Ez utóbbira már példát szolgáltatott az ebben a vizsgálatban módszertani okok miatt nem szereplő nagy lilik (*Anser albifrons*), amelynek Közép-Európán átvonuló populációi a 90-es évek közepén néhány év leforgása alatt az atlanti vonulási útra váltottak át. Ez a magyarországi vonuló-telelő állomány drasztikus csökkenését okozta. Ennek az akkor még nem kellően ismert folyamatnak volt a következménye, hogy a fajra vadászati tilalmat vezettek be. A jelenség ideiglenes jellegét mutatja, hogy 1999-2000-ben a korábbi mennyiségeket elérő, sőt (pl. a Fertőn) meghaladó létszámban vonult át a nagy lilik a Kárpát-medencében. A vonulási útvonalak változtatását az atlanti partvidéken gyűrűzött madarak hazai megkerülései is alátámasztották.

Az 1989-ben megkezdett élőhelyrekonstrukciós program egy olyan területen valósult meg, amely a Fertő-Hanság élőhelykomplexum közel egy évszázadon keresztül tartó lecsapolása során átalakult, természetes, a Fertőből származó vízutánpótlása megszűnt. Az extenzív mezőgazdasági hasznosítás természetszerű vegetáció fennmaradását eredményezte, de a madárvilág átalakult, elsősorban a vízborításhoz nem kötődő fajok számára biztosított fészkelő- és táplálkozó helyet (Kárpáti, 1989; Traser, 1983).

Az elárasztások lehetővé tették a rekonstrukcióba vont mély fekvésű területen az eredeti vízviszonyoknak megfelelő fészkelő madárközösség újbóli kialakulását (Kárpáti 1991, 1993). Kedvező vízviszonyok biztosítása mellett a terület a Dunántúl egyik legjelentősebb vízimadár gyülekező helyévé lett, mind az itt előforduló fajok számát (Hadarics & Pellinger, 1993), mind a fajok egyedszámait tekintve.

Az élőhelyrekonstrukciós program sikere, a bekövetkezett kedvező ökológiai változások felhívják a figyelmet a természetvédelem alatt álló átalakított területek eredeti élővilága helyreállításának szükségességére és lehetőségeire. Figyelembe kell venni azonban azt is, hogy az ökológiai folyamatok nem minden esetben és nem minden tekintetben fordíthatók vissza, maguk a rekonstrukciók is felvetnek és okozhatnak természetvédelmi problémákat – jelen esetben pl. az elnadasodás veszélye jelentős. Ezek kiküszöbölése csak a rendszeres monitoring által

szolgáltatott információknak a természetvédelmi kezelésbe való folyamatos visszacsatolásával oldható meg.



56. ábra

3.5.4. Összefoglalás

2002-ben a mekszikópusztai élőhelyrekonstrukciós terület elárasztásain (Nyéki szállás, Paprét, Borsodi-dűlő, Cikes) végeztem madárállomány számlálásokat. A munka egy korábban megkezdett monitoring folytatása, amely a fenti területek hetenkénti felmérését foglalja magába. 2002-ben az időjárást az évtizedes aszály folytatódása jellemezte, emiatt nem csak az elárasztásra nem kerülő bal parti területek, hanem az elárasztott jobb parti rész is korán kiszáradt. A szárazság nem kedvezett a vízimadarak fészkelésének és a száraz időszakban elmaradt az

optimálistól az átvonuló-táplálkozó madár csapatok igényeihez képest.

Ezzel ellentétben kedvező volt a száraz időjárás az élőhelyfenntartó kezelések elvégzéséhez, amely elsősorban a terjeszkedő nádas visszaszorítása érdekében igen fontos. Ezek a kezelések kaszálást, szárazúzóást, valamint rackával és szürkemarhával végzett legeltetést jelentenek. A kezeléseket a korábbi évekénél nagyobb területen és jobb minőségben sikerült elvégezni, ez hozzájárul a terület szikes jellegének fenntartásához.

A hetente végzett, monitoring madárszámlálások mindez idáig az országban egyedülállóan részletes képet adnak a vizsgálati terület madár mozgalmairól, amely különösen fontos a Fertő esetében, ahol a terület határsávi fekvése miatt annak jelentőségéhez képes csak kevés madártani felmérés történt. Ezt a monitoringot a jövőben is fenn kell tartani, hogy hosszú távú részletes adatsorokat kapjunk a vízimadár vonulásról, a fajok állományviszonyainak alakulásáról.

3.5.5. Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti mindazokat, akik részt vettek a madárszámlálásokban, Mogyorósi Sándort, Dr. Hadarics Tibort, Laczik Dénest, Váczi Miklóst és Ferenczi Mártát. Segítségük nélkül nem tudtam volna biztosítani a felmérések folyamatos és hiánytalan elvégzését.

3.5.6. Szakirodalom

Faragó S. (1993): Vadlúd állományvizsgálatok 10 éves eredményei a Fertő-tó magyar területén: 1983-1993. Áll.Közl., 79:37-47.

Faragó S. (1995): Geese in Hungary 1986-1991. Numbers, migration and hunting bags. Vol. 36. IWRB Publication, Slimbridge. 97 pages.

Faragó S. (1996): A magyar vadlúd monitoring adatbázis 1984-1995: egy tartamos monitoring. Magyar Vízivad Közlemények, 2:3-168.

Hadarics T. (1991): A kanadai lúd (*Branta canadensis*) első megfigyelése Magyarországon. Mad.Táj. 1991, 29.

Hadarics T. (1996): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) fészkelése Magyarországon. Túzok 1, 124-127.

Hadarics T. (1999): A kis goda (*Limosa lapponica*) vonulása Magyarországon. Szélkiáltó, 11.6-16.

Hadarics T., Mogyorósi S. & Pellinger A. (1993): A sárgalábú sirály (*Larus cachinnans*) újabb költése a Fertő-tónál. Mad.Táj., 1993:24-25.

Kárpáti L. (1987): Üstökösreçe (*Netta rufina*) fészkelése a Fertő hazai oldalán. Mad.Táj. 1987, 29-31.

Laber, J. & Pellinger A. (2003): Gänsebestände der Gattung *Anser* & *Branta* am Durchzug und Winter 2002/2003 im Nationalpark Neusiedler See/Seewinkel. Kutatási jelentés. Wien & Sarród.

Mogyorósi S. (1997): Bütykös ásólúd újabb fészkelése Magyarországon. Túzok, 2.3.:112.

Mogyorósi S & Pellinger A. (1992): Üstökös réce (*Netta rufina*) fészke nádkévék közt. Mad.Táj. 1992, 45.

Pellinger A. (1993a): Ritka vadludak előfordulásai a Fertőn az 1991-92-es vonulási időszakban. Mad.Táj., 1993:32.

Pellinger A. (1993b): A Fertő vadludairól. Szélkiáltó, 7:10-14.

Pellinger A. (1993c): Gulipánok *Recurvirostra avosetta* költése a mekszikópusztai élőhelyrekonstrukciós területen. Partimadár, 3.3:39-41.

Pellinger A. (1995a): Gólyatöcsök (*Himantopus himantopus*) költése a Fertő magyarországi részén. Szélkiáltó, 10:5-9.

Pellinger A. (1995b): Szerkők (*Chlidonias sp.*) vonulásdinamikája a Fertőn. Szélkiáltó, 10:18-20.

Pellinger A. (1999): Vízimadár monitoring a mekszikópusztai elárasztásokon. Módszertani útmutató. Kézirat.

Pellinger A. (2000): A mekszikópusztai élőhely-rekonstrukciók hatása a fészkelő és vonuló madárállományokra (1999). in: Pellinger A. (szerk.): A Fertő-tó védett és fokozottan védett természetszerű élőhelyein végzett fenntartó kezelések és rekonstrukciók értékelését megalapozó monitoring. Kutatási jelentés. Sarród, 2000.

Pellinger A. (2001a): A mekszikópusztai élőhely-rekonstrukciók hatása a fészkelő és vonuló madárállományokra (2000). in: Pellinger A. (szerk.): A Fertő-tó védett és fokozottan védett természetszerű élőhelyein végzett fenntartó kezelések és rekonstrukciók értékelését megalapozó monitoring 2001. Kutatási jelentés. Sarród.

Pellinger A. (2001b): Madártani monitoring a Hanságban. Nyirkai-Hany 2001. Kutatási jelentés.

Pellinger A. (2003): A számlálások között eltelt idő hatása a vízimadár-monitoring adatok megbízhatóságára. Vízivad Közlemények, 10. 423-436.

Pellinger A. (in press): A fészkelő nyári lúd (*Anser anser*) állomány nagysága és költési sikere a Fertő magyarországi részén. Vízivad Közlemények.

Pellinger A. & Mogyorósi S. (1994): Mesterséges szigetek küszvágó csérek (*Sterna hirundo*) számára. Aquila, 101.220-221.