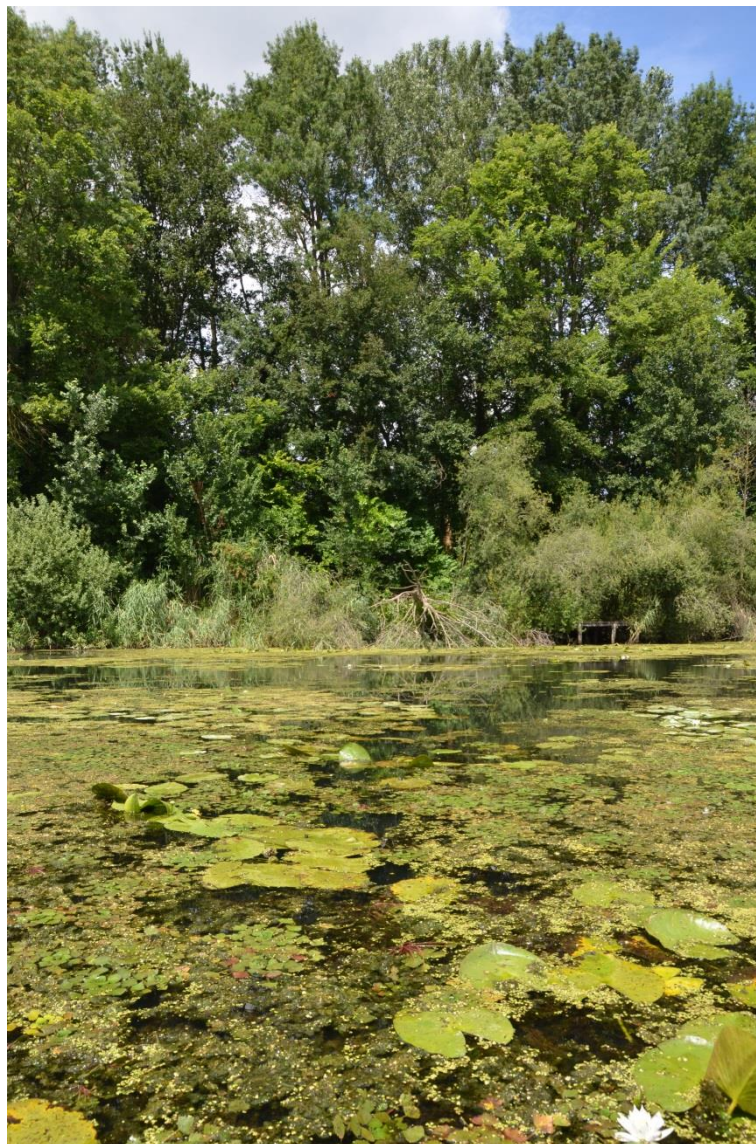


Egyes kiválasztott élőhelyek és élőlénycsoportok vizsgálata (monitorozása) az Ó-Dráván

Készült: a **LIFE 13/Nat/HU000388 Life Old-Drava**
D2 ökológiai monitoring akció pályázat keretében

- szakmai jelentés –



BioRes Bt.

Pécs, 2017. március 1.

Tartalomjegyzék

Egyes kiválasztott élőhelyek vizsgálata (monitorozása) az Ó-Dráván

Natura 2000 élőhelyek monitorozása 2016-ban.....	3
--------------------------------------------------	---

Egyes kiválasztott csoportok vizsgálata (monitorozása) az Ó-Dráván

Szitakötők monitorozása az Ó-Dráván 2016-ban.....	35
A herpetofauna monitorozása az Ó-Dráván 2016-ban.....	56
Az ornitofauna monitorozása az Ó-Dráván 2016-ban.....	73

Horvát nyelvű összefoglalók – Sažetak

Monitoring staništa na Staroj-Dravi tijekom 2016. godine.....	85
Monitoring vretenaca na Staroj-Dravi tijekom 2016. godine.....	86
Monitoring herpetofaune na Staroj-Dravi tijekom 2016. godine.....	87
Monitoring ornitofaune na Staroj-Dravi tijekom 2016. godine.....	88

Angol nyelvű összefoglalók – Summary

Monitoring of habitats along Old-Drava in 2016.....	89
Monitoring dragonfly and damselfly species along Old-Drava in 2016.....	90
Monitoring the herpetofauna along Old-Drava in 2016.....	91
Monitoring the ornithofauna along Old-Drava in 2016.....	92

Natura 2000 élőhelyek monitorozása 2016-ban

Készítette: Csete Sándor és Dr. Purger Dragica

(Közreműködött: Csima Valéria)

1. BEVEZETÉS

A „LIFE Old-Drava” a Duna Dráva Nemzeti Park Igazgatóság (DDNPI) által vezetett projekt elsődleges célja, hogy a Barcsi Ó-Dráva holtág vízháztartásának javításával és a part menti erdősávok biodiverzitásának növelésével hozzájáruljon a vízi- és part menti élőhelyek megőrzéséhez. Ennek keretein belül célként fogalmazható meg a holtág vízcseréjének fokozása, valamint a kisvizes időszakok jelentette ökológiai kockázatok csökkentése megfelelő vízvisszatartást szolgáló műtárgy létesítésével. Mivel sem a Babócsai-Rinya, sem a Dráva nem képes folyamatos és kielégítő mennyiségű vízpótlás biztosítására, azért előfordulhatnak olyan csapadékhiányos időszakok, amelyek jelentős ökológiai problémát okozhatnak azzal a vízi élőhelyekkel és fajokkal veszélyeztetik. A tervezett vízvisszatartó műtárgy üzemeltetésnek köszönhetően várható, hogy a terület rendszeresen és huzamos ideig vízborítás alatt lesz. A vízkicserélődés elősegítése és a vízvisszatartás szabályozása következtében a holtág vízszintje 0,5-1,0 m-rel növekedhet, ami minimalizálja az extrém kisvizes időszakok kockázatát. A tartósan megnövelt vízszint várhatóan kedvező hatással lesz a kiemelt jelentőségű Natura 2000 élőhelyek számára, a vízi élőhelyekre és a part menti élőhelyekre egyaránt. A tartós vízállás a vízi makrofiton vegetációra előre láthatóan pozitív hatással lesz, a hínár illetve a mocsári vegetáció nagyobb kiterjedésű állományai alakulnak ki. A megfelelő talajnedvesség biztosítása elősegíti az ártéri erdők őshonos fajainak megújulását (különös tekintettel a fekete nyár *Populus nigra*, fehér nyár *Populus alba* és fehér fűz *Salix alba* fajokra) valamint az inváziós fajok visszaszorítását.

Az Ó-Dráva területén általunk végzett élőhelytérképezés és vegetáció felmérések szerint az élőhelyek közül a következő Natura 2000-élőhelyek legfontosabbak: 3150 Természetes eutróf tavak és holtmedrek hínárja *Magnopotamion* vagy *Hydrocharition* növényzettel (Álló és lassan áramló vizek hínárnövényzete, úszó-, lebegő és legyökerező hínárnövényzet) és 91E0* Puhafás ligeterdők, éger- és körisligetek *Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae* (Fűz-, nyár-, éger-, és körisligetek). Ezek az élőhelyek mintegy száz hektáron terülnek el, az egész holtág területének egyharmadát foglalják el. A tervezett fenékküszöb építésével várhatóan ezek a leginkább érintett élőhelyek. Azokon a holtág szakaszokon, amelyeken az említett élőhelyekre a megváltozó vízszint várhatóan nagyobb hatással lesz, 2015. és 2016. évben cönológiai mintavételezést végeztünk. A vizsgálat célja volt, hogy a várható vízjárásbeli változások Natura 2000 élőhelytípusokra gyakorolt hatásának mértékét és irányát a lehető legpontosabb módszerekkel detektálni lehessen. Ehhez a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) hínárvegetációra és az erdőtársulásokra ajánlott módszertanát alkalmaztuk. A kapott adatok kiértékelésével érzékeny képet rajzolhatunk a kiválasztott mederszakasz hínárvegetáció valamint a puhafa-liget állományok jelenlegi állapotáról, amely kiindulási alapként szolgálhat a tervezett vízvisszatartással kapcsolatos beavatkozások élőhelyre gyakorolt hatásának értékeléséhez.

2. NATURA 2000 ÉLŐHELYEK- ÉS A VEGETÁCIÓ LEÍRÁSA

Az Ó-Dráva holtág leggyakoribb természetes élőhely a fűz-nyár ártéri erdő, amely 72 ha-t (a terület 22%-át) borít, illetve a hínár növényzet, amelynek területe 32 ha, vagyis az egész terület 10%-át teszi ki.

2.1. Élőhely Natura 2000 kódja/neve: 3150 – Természetes eutróf tavak és holtmedrek hínárja *Magnopotamion* vagy *Hydrocharition* növényzettel

Élőhely ÁNÉR kódja/neve: Ac – Álló és lassan áramló vizek hínárnövényzete

Nagy tápanyagtartalmú (eutróf) állóvizek lebegő és sekélyen gyökerező, rendszerint magas borítási értékű hínártársulások. Általában kevés fajú, magas borítási értékkel jellemezhető állományok, amelyeket terméssel vagy kitaratórüggyel szaporodó, egyéves és évelő fajok alkotják.

Termőhely: Az élőhelytípus a duzzasztott folyószakaszok, víztározók, tavak nyugodt (lentikus), sekély vizű öbleiben és a folyókat szegélyező, főleg hullámtéri holtmedrekben fordul elő. Fajaik az eutróf állóvízi élőhelyeket jelzik. Termőhelyeiken (szezonális) oxigén-rétegzettség nem alakul ki.

Állománykép (szerkezet): A társulások szerkezetét alapvetően a domináns fajok növekedési formája és stratégiája határozza meg, amelyek fő formái a *Trapoid*, *Hydrocharoid*, *Lemnoid* és *Ceratophylloid* típusok.

Jellemző fajok: *Trapa natans*, *Nymphaea alba*, *Nuphar lutea*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Ceratophyllum demersum*, *Ceratophyllum submersum*, *Potamogeton crispus*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*, *Salvinia natans*. Általában fajszegény társulások, de egyfajú állományok is előfordulhatnak.

Alegységek: Az Ó-Dráva holtágban néhány vízi, vízparti növénytársulás található. Úszó és lebegő hínár társulásai: állóvízi sulyomos, békalencsés, rucaörömös, tócsagazos hínár.

A holtág sekélyebb részeiben, nádasok szegélyében rögzült hínár (*Potametea Klika* in Klika & Novák 1941) gyökerező hínártársulások fejlődnek.

A sulyomos (***Trapaetum natantis* V. Kárpáti, 1963**), monodomináns állományokból áll, a sulyom (*Trapa natans*) nagy területet borít a holtágban (1. ábra).

A tündérrózsa-vízitők hínár (***Nymphaetum albo-luteae* Nowinski 1928**) a holtág nagyhínár társulása, a víz színén kiterülő nagy levelekkel és kiemelkedő, díszes virágokkal. Az uralkodó tündérrózsa (*Nymphaea alba*) monodomináns állományokat alkot, de helyenként társul hozzá a sárga virágú vízitők (*Nuphar luteum*) és a sulyom (*Trapa natans*). Mellettük a felső szintben megjelennek a lebegő békalencse- vagy békatutajhínár tagjai (*Lemna minor*, *Hydrocharis morsus-ranae*). Többnyire második alámerült szintje alakul ki, amelyet lebegő hínár fajok, elsősorban az érdes tócsagaz (*Ceratophyllum submersum*) alkot. A tündérrózsahínár is jól tűri az eutrofizációt.



1. ábra. A sulyom (*Trapa natans*) nagy területet borít az Ó-Dráván. (Fotó: Purger D.)

A holtág sekélyebb részeiben kis számban megjelenik a békatutaj (*Hydrocharis morsus-ranae*) és a védett vízi páfrány, a rucaöröm (*Salvinia natans*).



2. ábra. A tündérrózsa-vízitők hínár állományai az Ó-Dráva alsó szakaszán. (Fotó: Purger D.)

Az apró békalencse (*Lemna minor*) a bojtos békalencsével (*Spirodela polyrrhiza*) helyenként tömegesen jelenik meg és egyszintű bevonatnövényzetet alkot és bojtos-kisbékalencse-hínár (**Lemno minoris-Spirodeletum W. Koch 1954**) melegkedvelő társulást képez. Ezek a széles ökológiai tűrőképességű növények a társulás domináns fajai, amelyek egyedül alkotják a kis víztükrökre jellemző társulások állományait.

Alámerült, lebegő hínár, érdestócsagaz-hínár (**Ceratophylletum demersi Hild 1956**), a tápanyagban gazdag, erősen feliszapolódó aljzatú vizekre jellemző. Az érdes tócsagaz (*Ceratophyllum demersum*) uralkodó szerepet játszik, a második vegetációs szintben, közvetlenül a víz felszíne alatt alkot sűrű, lebegő gyepszőnyeget, a fenéken pedig vastag réteget képez. Az erősen osztott levelek sallangjai hegyekkel a víz színéig emelkednek. Egyfajú állományai vannak, de társul hozzá a sima tócsagaz (*Ceratophyllum submersum*) és az úszó békalencsehínár tagjai, az apró (*Lemna minor*) a bojtos békalencsével (*Spirodela polyrrhiza*), valamint bodros békaszőlő (*Potamogeton crispus*), amely helyenként tömeges sűrű állományokat alkot. Az érdes tócsagaz rendkívül versenyképes: a hajtások feldarabolódásával és a kitartórügyekkel igen erélyes vegetatív szaporodásra képes faj. A növekvő eutrofizáció hatására állományai terjednek, a vízszennyezések következtében visszaszoruló igényesebb hínártársulások helyeit elfoglalják. Állományai, mint iszapfelhalmozók fontos szerepet játszanak a feltöltési folyamatban.

Természetesség: A hínártársulások állományai az élőhelyek vízutánpótlási és a víztest áramlási vagy mozgási viszonyainak jellegei miatt keveredhetnek, illetve zónaszerűen kapcsolódhatnak egyéb élőhelyekkel. Az élőhely tápanyag-ellátottsága jelentős szerepet játszik egyes karakter fajainak tömegességében, és bizonyos mértékű különbséget mutatnak a termőhely-igényeikben is. Élénk dinamikájú társulások, melyek állományai évről évre számottevő különbségeket mutatnak a záródás, a horizontális mintázat, foltosság, zonalitás tekintetében, melyet többek között a víz mozgási viszonyai, hullámtéri holtmedreknél az elárasztás időtartalma, a víztest leülepedő hordalékának mennyisége, víz mélysége (stb.) határozzák meg, ezért a természetesség megítélésében kevésbé jelentős szerepet játszik.

2.1.1. Várható vízszint változásnak hatása: Az Ó-Dráva holtágban tervezett vízszint megemelés valószínűleg pozitív hatással lesz a hínár vegetációra, az egyes fajok populációi és társulás állományai átrendeződnek a vízszintnek megfelelően (**3. ábra**). Általában könnyen regenerálódó, viszonylag széles ökológiai tűrőképességgel rendelkező hínárfajokból álló növényzettípus. Élőhelyi változások alkalmával, új élőhelyek kialakulása során a megfelelő abiotikus környezet létrejötte mellett akár több kilométeres távolságról is betelepülő, könnyen terjedő fajok rövid idő alatt létrehozzák tipikus növény együtteseit. A fajkészlete eltérő vízmélységet preferáló, úszó és gyökerező hínárnövényekből egyaránt építkezik, meglévő állományaik egy 0,5-1m-es mértékben megemelkedő vízszint mellett is túl tudnak élni. A vízáramlás kisebb mértékű felgyorsulása nem jár ezen élőhely degradációjával, sőt, a lassú vízáramlás akadályozza az élőhely szukcesszióját, így a hínárnövényzet visszaszorulását is. Kerülni kell azonban a vízáramlás sebességének jelentős növekedését. Ez utóbbi esetben ugyanis a finom iszaplerakódások eróziója a gyökerező hínárnövényzet sérülésével jár együtt, míg az úszó növényfajok elsodródásával kell számolni.



3. ábra. Vízsint mérő oszlop az Ó-Dráva alsó szakaszán 2016. július 15.-én.
(Fotó: Purger D.)

A holtág mentén a természetes növénytakaró kialakulását alapvetően a vízfolyás közelsége határozza meg. A folyóvíz által lerakott hordalékon természetes fás növénytársulások a ligeterdők, amelyek típusait és az összetételét a talajvízszinttől való távolság és a vízzel történő borítottság időtartama befolyásolja.

2.2. Élőhely Natura 2000 kódja/neve: 91E0* – Puhafás ligeterdők, éger- és kőrisligetek (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)

2.2.1. Élőhely ÁNÉR kódja/neve: J4 – Fűz - nyár ártéri erdők

Az Ó-Dráva alacsony árterén higrofil erdők alakulnak ki, amelyek rendszeresen elöntést kapnak és hosszabb időre víz alá kerülnek.

Termőhely: Fiatal öntés talajon fejlődnek, a folyó közelsége miatt általában évente 2 héttől két hónapig kerülhetnek víz alá, de aszályos években elárasztás elmaradhat.

Állománykép (szerkezet): Lombkoronaszintjét, amely közepesen vagy jól záródik, elsősorban nedvességkedvelő fafajok fehér- és törékeny fűz (*Salix alba*, *S. fragilis*) és nyárfajok (*Populus alba*, *Populus nigra*, *Populus canescens*) képezik. A cserjeszintben jellemző a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), a fekete bodza (*Sambucus nigra*) és a hamvas szeder (*Rubus caesius*). Gyepszintjük lágyszárú növényzetének összetétele és fejlettsége a termőhelyi viszonyoktól függ.

Alegység:

2.2.1.1. Fűzliget (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*) az ártér mélyebb részein fejlődik öntéstalajon, amely gyakran víz alá kerül. Ezt az erdőt az Ó-Dráván a Lókasarok területén mintavételeztünk (**4. ábra**).

A lombkoronaszintjét túlnyomórészt fehér fűz (*Salix alba*) alkotja, egyéb fafajok is elegyednek, mint pl. a mézgás éger (*Alnus glutinosa*) és a vénic szil (*Ulmus laevis*). A fűzliget cserjeszintje gyér, leggyakoribb fajok a hamvas szeder (*Rubus caesius*), a fekete bodza (*Sambucus nigra*) és veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*). A lágyszárú fajok közül gyakori a nagy csalán (*Urtica dioica*), nehézszagú gólyaorr (*Geranium robertianum*), kányazsombor (*Alliaria petiolata*), kerek repkény (*Glechoma hederacea*), de előfordul még a szegfűbogyó (*Cucubalus baccifer*) és a vízi peszérce (*Lycopus europaeus*).



4. ábra. Mintavételezés fűzligetben a Lókasarok területén 2016. július 1.-én.
(Fotó: Purger D.)

2.2.1.2. Fehérnyár liget (*Senecioni sarracenicis-Populetum albae*) a holtág mellett az alacsony ártér viszonylag magasabb részén kicsi állományai a Kislóka mellett található. Mivel mind a fekete nyár-, mind a fűzligetekhez képest mintegy másfél méterrel magasabb szinten helyezkednek el, lényegesen ritkábban kerülnek víz alá. Nyers öntéstalajuk többnyire laza, vagy közepesen kötött, s némi átmenetet mutat a fejlettebb öntés erdőtalajok felé. Kétszintű lombkoronájának domináns faja a fehér nyár (*Populus alba*), ritkában előfordul a fehér fűz (*Salix alba*) és a fekete nyár (*Populus nigra*) is. Szálanként megjelenik a keményfa-ligetekre jellemző magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* ssp. *pannonica*), a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) és a vénic szil (*Ulmus laevis*). Helyenként előfordulnak a szürke nyár (*Populus canescens*) állományai. A cserjeszintben jellemző a kányabangita (*Viburnum opulus*) és a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*). A lágyszárú fajok közül gyakori a hamvas szeder (*Rubus caesius*) és a nagy csalán (*Urtica dioica*), de előfordul még a szegfűbogyó (*Cucubalus baccifer*), a közönséges lizinka (*Lysimachia vulgaris*), a vízi peszérce (*Lycopus europaeus*) és a felfutó komló (*Humulus lupulus*) is. Állományaikban megjelenhetnek a tölgy-kőris-szil ligetek (*Carici brizoidis-Ulmetum*) egyes lágyszárú növényei is, mint a bogláros szellőrózsa (*Anemone ranunculoides*), a salátaboglárka (*Ficaria verna*), a podagrafű (*Aegopodium podagraria*), az odvas keltike (*Corydalis cava*), az erdei nenyúljhozzám (*Impatiens noli-tangere*) és a hóvirág (*Galanthus nivalis*).

Természetesség: Az erdősáv természetes állapotát az állandóan ható, a területrészenként változó intenzitású antropogén tényező befolyásolja. A védett fajok közül itt előfordul a téli zsurló (*Equisetum hyemale*). A fűz-nyár ártéri ligetek degradált állományaiban, elsősorban az alsó lomb- és cserjeszintben megjelentek az egyes jövevény fajok is, különösen a zöld juhar (*Acer negundo*), dio (*Juglans regia*) és az eperfa (*Morus nigra*).

2.2.2. Élőhely ÁNÉR kódja/neve: J5 – Égerligetek

2.2.2.1. Égerliget (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*) folt az Ó-Dráva holtág mentén Dón-kanyar közelében található (**5. ábra**). Ez a mezofil-higrofil jellegű erdő a magas ártér viszonylag mélyebb szintjein, horpadásban alakult ki.

Termőhely: A vízelárasztás rövid ideig tart, azonban a talajvíz szintje magas.

Állománykép: A lomb szintjében domináns a hamvas éger (*Alnus glutinosa*), elegyedik a vénic szil (*Ulmus laevis*) és a fehér fűz (*Salix alba*). További jellemző elegyfák: magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* ssp. *pannonica*), gyertyán (*Carpinus betulus*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*). Gyakori cserjefajok: a kánya bangita (*Viburnum opulus*), tömeges a veresgyűrűs som (*Cornus sanguinea*), de előfordul kecskerágó (*Euonymus europaeus*) és a mogyoró (*Corylus avellana*). Az égerliget bolygatott részein domináns a nitrogénjelző fekete bodza (*Sambucus nigra*), szeder (*Rubus caesius*, *R. fruticosus*), foltos árvacsalán (*Lamium maculatum*). A gyepszintbe jelentős borítású fajok pl. erdei iszalag (*Clematis vitalba*), borostyán (*Hedera helix*). Előfordulnak az üde lomberdők és ligeterdők közös növényei, mint pl. podagrafű (*Aegopodium podagraria*), erdei sárgaárvacsolán (*Galeobdolon luteum*). Jelentős a ligeterdei kötődésű fajok borítása, pl. mocsári gólyahír (*Caltha palustris*), rezgő sás (*Carex brizoides*), erdei varázslófű (*Circaea lutetiana*). A gyepszintben jelentős szerepet játszanak a mocsári növények, pl. a mocsári galaj (*Galium palustre*), a mocsári nefelejcs

(*Myosotis palustris*) és a mocsári nőszirm (*Iris pseudacorus*). A kora tavaszi aszpektusban szembetűnő pl. odvas keltike (*Corydalis cava*), bogláros szelőrózsa (*Anemone ranunculoides*). A védett fajok közül előfordul a téli zsurló (*Equisetum hyemale*).



5. ábra. Égerliget dús aljnövényzettel az Ó-Dráva un. Don-kanyar nevű partszakaszán.
(Fotó: Csete S.)

2.2.3. Várható vízszint változásnak hatása: Alacsony ártéren kialakuló, rendszeresen elöntést kapó termőterületek pionír jellegű erdei élőhelyei. Gyepszintjük éppen a rendszeres elárasztás miatt viszonylag fajszegény. A tervezett fenékküszöb hatására megemelkedő és állandóbbá váló áramló víz nagyobb arányban és tartósabban öntheti el, ami helyenként jelentős mértékben visszaszoríthatja az egyébként fejlett gyepszinti biomasszát. A kedvezőbb vízellátottság hatására ugyanakkor csökken a puhafás ligeterdők kiszáradásából adódó degradációs veszély, ami a ruderalis növényfajok és az idegenhonos inváziós fajok visszaszorulását vonhatja maga után. A gyepszintet alkotó mocsári növények tartamosabb elöntést is jól tolerálnak, így összességében ezen élőhelytípus fajösszetételében a természetes elemek arányának növekedése várható. Gyors dinamikájú növényzettípus, mely az alkotó fajok – gyakran az áradó vízzel is segített – könnyű terjedése és csírázása miatt kimagasló regenerációs potenciállal bír. A regenerációt nagyban segíti a minimum két hetes elárasztás hatására létrejövő nudum felszín. Az iszaplerakódással is járó árasztások rendszeressége, az elárasztás időtartama és az áradó víz mélység egyaránt várhatóan növekedni fog a tervezett fenékküszöb megépítésével, mely összességében a puhafás ligeterdők természetességi állapotának javulását vonhatja maga után.

3. AZ Ó-DRÁVA REKONSTRUKCIÓJÁNAK HATÁSVIZSGÁLATÁHOZ JAVASOLT MONITOROZÁSI PROTOKOLL ÉS A 2016-BAN ALKALMAZOTT MONITOROZÁS MÓDSZEREI

A terepen való tájékozódáshoz és a mintaterületek kijelölésére a területről 2012-ben készült 1:10.000-es méretarányú légi fotókat használtunk. A florisztikai és élőhely adatok lokalizálását, koordináták rögzítését Garmin-Legend C típusú GPS-el végeztük. A terepi felmérés alapján az alaptérképre megrajzolt élőhelyfoltok információi digitalizálásra kerültek. A térképi feldolgozás ArcMap 10.1 programcsomaggal történt. A felmérések során, a területen az élőhelyekről, növényzetről, védett növényfajokról nagyszámú fénykép készült. A fényképek Nikon D7000, Pentax X-5, Panasonic Lumix DMC-FZ50 és Canon EOS 400D digitális fényképezőgépekkel készültek JPEG és NEF formátumban.

Az egyes élőhelyfoltok természetességének jellemzésnél általánosan elfogadott és alkalmazott természetességi kategóriák SEREGÉLYES (1995) rendszer, amely szerint az 1. kategória a nem-természetes; a 2. és 3. a természetközeli, a 4. és 5. kategória pedig a természetes élőhelyeket jelzi.

3.1. Fás növénytársulások

3.1.1. A monitorozás célja és indokoltsága

Cél: Az Ó-Dráva vízparti zonációjához tartozó higrofil erdőtársulások állományainak monitorozása. A ligeterdei fás társulások monitorozásának elsődleges célja a tervezett fenékküszöb megépítését követő élőhelyi változások nyomon követése a vegetáció összetételében és szerkezetében, a lombkorona-, a cserje- és gyepszintben egyaránt.

Az adatgyűjtés módszertana követi a Magyarországon a 90-es évek második felében bevezetett Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer elfogadott módszertani ajánlásait, melyet egyrészt a hazai kezelt lomboserdőkre gyakorolt antropogén hatások kvantitatív leírására, másrészt a szintén országos projektként futó Erdőrezervátum program keretében az erdészeti kezelések felhagyása után beinduló természetes folyamatok nyomon követésére vezettek be. Felmérésünkben alkalmazkodtunk az NBmR protokollok 2007 után, Kevey, Csete és Stančić (2008) által bevezetett módosításokhoz. Az általunk használt NBmR protokoll verziószáma: 2010. november 12.

3.1.2. A monitoring kvadrátok elhelyezése

A terepi adatgyűjtés célja releváns adatokat szolgáltatni az Ó-Dráva partjait kísérő galériaerdők állományaiban bekövetkező növényzeti átalakulások természetéről, mely a fenékküszöb megépítésével kiegyenlítettebbé és magasabbá váló vízszint miatt várhatóan bekövetkezik majd. A kedvező termőhelyi változások leginkább a part menti, a változó vízszint ingadozásaival leginkább érintett és nagy kiterjedésben jelen lévő puhafás ligeterdei állományokban várhatók. Ennek megfelelően a monitorozás céljait szolgáló mintavételi helyeket az Ó-Dráva magyarországi partját kísérő puhafás ligeterdők és égerligetek (Á-NÉR-

kód: J4 és J5) három, a tervezett fenékküszöb helyétől egyre növekvő távolságban lévő állományában jelöltük ki (**6. ábra**).

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer ajánlása szerint a terepi mintavételezés kvadrátjai az un. lépcsőzetes (nested) formában kerülnek kihelyezésre. Az alapkvadrát helyének kiválasztása preferenciális jellegű, vagyis a felvételező - szakmai jártasságára és előtapasztalataira építve - maga választja meg a helyét. Az első kijelölés során fontos a társulás azonosítása a jelenlévő karakterfajokra támaszkodva: lehetőleg tipikus állományt keressünk, és annak tipikus foltjában kerüljön az alapkvadrát kijelölésre. Ennek során óvakodjunk az erdőállományt átszelő utaktól, nyiladékoktól, azoktól legalább egy teljes famagasságnyi távolságot célszerű tartani. Szintén kerüljük el azokat az állományrészeket, amelyben jól látható módon erdőgazdasági művelést végeztek vagy az erdei vadállomány tevékenysége nagyban észlelhető. (Esetünkben ugyanis nem az erdészeti tevékenység hatásának vizsgálata a feladatunk, illetve a módszer nem alkalmas az egyébként az erdők természetes részét képező nagyvadak okozta hatások vizsgálatára).

Az alapkvadrát sarkait minden esetben fára történő festéssel jelöljük, és lehetőség szerint minden egyes sarokpont GPS-koordinátáit rögzítjük is. Szintén hasznos lehet az alapkvadrát későbbi újrakeresését szolgáló terepi vázlat készítése is. Lehetőség szerint el kell kerülni, hogy a későbbiek folyamán az alapkvadrát legalább 100 méteres körzetében bármilyen erdészeti tevékenység történjen.

2015-ben és 2016-ban kiválasztottuk az Ó-Dráva puhafás ligeterdeinek monitorozásra alkalmasnak ítélt három állományát. Az egyes állományok leghomogénebb, tipikus foltjában kijelöltük az állandó négyzetet, amit az NBmR ajánlásainak megfelelően 30×30 méteresnek vettünk. Elviekben az állandó négyzet lehet más alakú is azonos alapterülettel, kivételes esetben akár kisebb is, ha ez indokolt, de az Ó-Dráva esetében rendelkezésre álltak viszonylag nagy kiterjedésű és homogén erdőállományok, amelyekben a kilencszáz négyzetméteres állandó négyzet úgy is elfért, hogy közben sem út nem keresztezte, sem az állomány széléhez nem kerültünk veszélyesen közel.

A négyzet helyét kijelölő sarokfák pontos helyzetét GPS-szel rögzítettük, majd térinformatikai fedvényen meg is jelöljük. (**6. ábra**)



6. ábra. Az Ó-Dráva mentén az ártéri erdőkben elhelyezett monitoring-kvadrátok lokalitásai.

3.1.3. A mintavétel gyakorisága

A módszer érzékenysége eltérő az erdőállományok különböző fiziognómiai szintjeiben. A későbbi részletes módszertani leírásból kiderül, hogy amíg a lombkoronaszinteken és a cserjeszintben megelégszik egy, gyakorlatilag állományszintre értelmzett egyszerű fajkompozíciós és texturális jellemzéssel, addig az adatgyűjtés nagyságrendekkel részletesebb információkinyerést tesz lehetővé a gyepszintből. A jelenlegi nemzeti módszertani ajánlás szerint az adatgyűjtést háromévenként szükséges elvégezni. Meglátásaink szerint azonban ez az időintervallum túl rövid a fás szintekben bekövetkező változások időléptékéhez képest, míg túlságosan hosszú a gyepszintben folyó populációs és közösségi átrendeződések észlelésére. Ez utóbbiakra így érzéketlen lehet, holott az adatgyűjtés terepi kivitelezésekor a ráfordítandó idő 80%-át gyakorlatilag ez utóbbi teszi ki. Míg fás vegetációs egységek trendszerű változásának nyomon követésére, ahol a szukcessziós folyamatok lassúak, a 3 éves vizsgálati intervallum elég finomnak tűnik, addig populációk, főleg kis létszámú populációk esetében bekövetkező *lényeges* változások akár néhány év alatt is megtörténhetnek. Különösen igaz ez ott, ahol a tervezett természetvédelmi beavatkozások olyan lényeges

edafikus tényezőt érintenek, mint az élőhely vízellátottsága. Ebben az esetben ugyanis a növényegyüttesek összetétele várhatóan már kis időtávon is jelentősen képes lehet megváltozni – köszönhetően a ligeterdei élőhelyek alacsony gyepszinti borításából adódó mérsékelt kompetíciós nyomásnak, a talajban felhalmozott magbank sokféleségének és a higrofil növénypopulációk különös érzékenységének a vízellátottság változásaira. Célszerű tehát kezdetben évenkénti felméréseket végezni, majd a rövidtávon lejátszódó folyamatok kellő mélységű megismerését követően ezt a periódust – az NBmR ajánlásaihoz igazodva – 2 évre változtatni.

3.1.4. A mintavétel időpontja

A magyar Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer protokolljai szerint a mintavételt minden alkalommal július első felében javasolt elvégezni. Ebben az időszakban ugyanis már jelen vannak az erdei aljnövényzet jellemzően nyári növényfajai, de megtalálhatók ugyanakkor – még ha pusztán erősen elszáradt vagy visszahúzódott állapotban is – az esetleges tavaszi aszpektus fajai is.

Vizes növénytársulások: lápok, mocsarak illetve láp- és mocsárerdők esetén az is indokolja ezt a viszonylag késői időpontot, mert az ilyen jellegű növényegyüttesek jellemzően lassabban reagálnak a tavaszi felmelegedésekre, mint a xero- vagy mezofil típusok. A Dráva árterében lévő vegetáció esetenként úgyszintén késői indulású, így júniusig ritkán éri el azt az érett, jellemző mennyiségi viszonyokat is tükröző állapotot, melyben a terepi adatgyűjtést végezni szükséges.

A 2016-os monitorozás július 1-2. között zajlott.

3.1.4. A mikrokvadrátok elrendezése

Az alapkvadrát kijelölését követően a gyepszintben végzendő mintavételezéshez szükséges kvadrátok elhelyezéséről a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer a véletlenszerű kvadrátelrendezést javasolja. A random kvadrátelhelyezésnek azonban minden előnyös tulajdonsága mellett jónéhány gyakorlati akadálya illetve hátránya van: nem homogén környezetben túl- vagy alulmintázottságot okoz, kijelölése rendkívül hosszadalmas és fárasztó, esetenként pedig egyenesen lehetetlen. Gondoljunk csak az ártéri ligeterdők nehezen járható, sűrűn becserjésedett állományaira, ahol a random kvadrátelhelyezéshez szükséges viszonypontok kijelölése emberfeletti képességeket kíván. Másrészt pedig a vízparti zonáció tagjaként monitorozott ligeterdőkben a felvett monitoring kvadrát adatait térben explicit módon elemezve a víztérre merőleges gradiens jellegéről, annak változásairól is képet alkothatunk. Ebben az esetben az egyes mikrokvadrátok helyének egyértelműen beazonosíthatónak kell lennie, hogy a számítások elvégzését követően a kinyert adatokat térben allokálva a gradiens megjelenítését elvégezhessük.

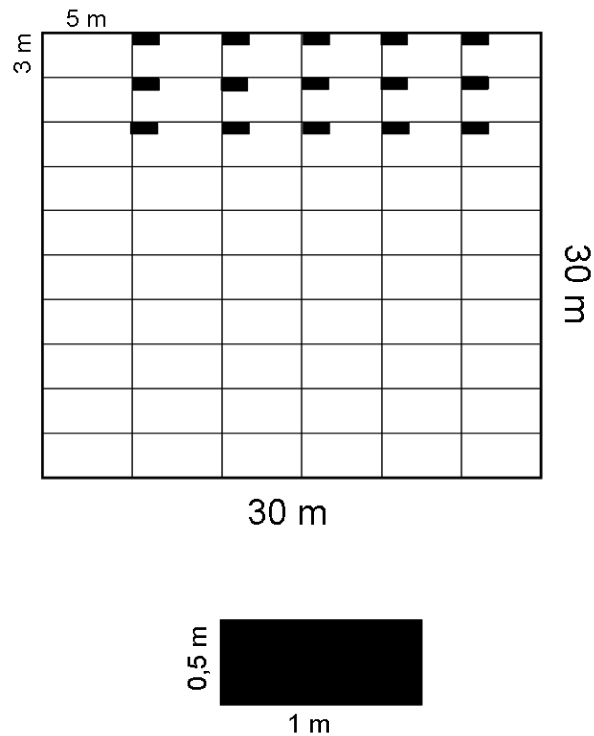
Mindezek miatt az alapkvadrát gyepszintjének részletesebb megmintázására szolgáló mikrokvadrátok elhelyezésére a szisztematikus elrendezést választottuk. Ennek előnye, hogy a grid kialakításakor a kezdőpont véletlenszerű megválasztásával a randomítás biztosítható, a

túl- vagy alulmintázottság elkerülhető, heterogén környezetben valamennyi típus és altípus reprezentálva lesz, a terepen gyorsan kihelyezhető, és valamennyi ismert kvadrátelrendezéshez képest is nagy előnye, hogy térbeli összefüggések vizsgálatára is kiválóan alkalmas.



7. ábra. A gyepszintjének részletesebb megmintázására szolgáló mikrokvadrátok elhelyezése.
(Fotó: Purger D.)

A kijelölt 30×30 m-es alapkvadrátok gyepszintjének vizsgálatnál 55 db 0,5 m² méretű (1×0,5m-es) rektanguláris mikrokvadrátot helyeztünk el szisztematikusan. Ennek kialakítását mutatja a következő **8. ábra**.



8. ábra. Az Ó-Dráván felállított állandó kvadrát és a benne elhelyezett 55 db mikrokvadrát mérete és elhelyezkedése (a mikrokvadrátok csak az első három sorban vannak feltüntetve).

Az itt bemutatott elrendezés mellett az alapkvadrát területének minden része egyenlő eséllyel reprezentálódik a mintában.

A monitorozásban alkalmazott 55 darab mintavételi egység száma az alap fajkészlet fajszerájának megfelelően az NBmR ajánlásaival összhangban lett meghatározva. Mindehhez útmutatót adtak a következő számok:

30 faj alatt	25 kvadrát
30-60 faj között	64 kvadrát
60 faj felett	81 kvadrát

Elvégeztük minden mikrokvadrát cönológiai felvételezését %-os borításbecsléssel a lágyszárú fajokra. A fásszárú fajokat a mikrokvadrátokban csak akkor felvételeztük, ha azok a gyepszintben voltak, vagyis nem nagyobbak az 50 cm-es hajtásmagasságnál.

A lombkorona- és cserjeszintet a teljes négyzetre százalékosan becsüljük. Így 3 listát készítünk: az állandó négyzet lombkorona, cserje fajaira, valamint a mikrokvadrátok összevont adataiból. Ezek alapján állítottuk elő a származtatott adatokat.

3.1.6. Vizsgált változók

- növényfajok borításértékei (%) minden mikrokvadrátban (gyepszint)
- lombkoronaszint összborítása és fajonkénti borításértékei (%) az alapkvadrátban
- cserjeszint összborítása és fajonkénti borításértékei (%) az alapkvadrátban
- degradáltsági tényező és jelenség típusa az állandó négyzet hány %-át érinti
- a degradáció mértékének becslése
- erdészeti kezelések

3.1.7. Származtatott adatok

- összes edényes növény fajszáma az 55 mikrokvadrát alapján
- átlagos fajszám / mikrokvadrát
- átlagos fajszám / mikrokvadrát szórása
- átlagos összborítás/mikrokvadrát
- átlagos összborítás/mikrokvadrát szórása
- Simpson-diverzitás a teljes mintára, átlagos fajonkénti borításra
- tipikus fajok %-os megoszlása (tipikus faj= a társulásnak megfelelő leírásban felsorolt karakterfaj-kombináció fajai. Kétféle értelmezés lehet: a karakter fajok hány %-a van jelen, illetve a karakterfajok a lista hány %-át jelentik. A kiinduláskor az első értelmezést vesszük, ha az eredmény 100%, akkor a másodikra térünk át következetesen.)
- gyomfajok %-os megoszlása (gyep-, lombkorona-, cserjeszint)(Borhidi SBT)
- az azonosított degradáltsági tényező
- az azonosított degradáltsági jelenség
- a degradáltság erőssége
- kezelés típusa és gyakorisága
- telepített fafaj(ok)

Az egyszerűség és átláthatóság kedvéért mindezt táblázatos formában is megadjuk:

(1. táblázat)

Összfajszám	Tipikus fajok aránya (%)
Fajszám / mkv	Degradációs tényező
Fajszám/mkv szórása	Degradációs jelenség
DQ (Simpson-diverzitás)	Degradáltság erőssége
Borítás / mkv	Kezelés típusa és gyakorisága
Borítás / mkv szórása	Telepített fafajok
gyomfajok (%) (csoporttömeg)	
gyomfajok (%) (csoportrészesedés)	

3.1.8. A mintavételre kijelölt erdőállományok természetességének meghatározása

Meghatároztuk az erdőállományokban mutatkozó degradációs tényezőket és jelenségeket a **2. táblázat** szerint:

Degradációt okozó tényezők		
T1	Taposás.	Az állományt a normálnál erősebb taposás éri (pl. turizmus, tömeges állatvonulás esetén)
T2	Túlzott legeltetés.	A terület eltartóképességét meghaladó vadállomány, vagy túltenyésztett állatállomány erősen lerágja a növényzetet.
T3	Fafajcsere őshonos fajra.	A természetes faállományt az erdészeti beavatkozás során őshonos, de korábban az adott termőhelyen nem jellemző fafajra cserélték
T4	Fafajcsere idegen fajra.	A természetes faállományt az erdészeti beavatkozás során tájidegen fafajra cserélték.
T5	Erdészeti vonszolás.	A kitermelt rönkök vonszolása a talaj felszíni rétegét és az aljnövényzetet erősen károsította.
T6	Véghasználat.	Az erdőállomány fáit a természetes újulat megerősödése után kivágták.
T7	Tarvágás.	A fákat kivágták, mielőtt a természetes felújulás végbement volna. Az erdőállomány regenerációjához mesterséges felújítás szükséges, ami gyakran fafajcseréhez vezet.
T8	Erdőirtás.	Az erdőt kiirtották, helyén sem természetes, sem mesterséges erdőfelújítás nincs, fátlan élőhelyé alakult át.
T9	Cserjeirtás.	A természetes cserjeállományt az erdészeti kezelés során a fatönk gyorsabb növekedése érdekében eltávolították.
T10	Fatelepítés.	Korábban nem erdő termhelyen vagy tarra vágott erdő helyén mesterségesen végrehajtott fatelepítés.
T11	Gyeplazítás.	A zárt, természetes gyeppen fogasoltak, tárcsáztak legelőjavítás céljából.
T12	Felülvetés.	A természetes gyeppet idegen fűfajjal felülvetették legelőjavítás céljából.
T13	Műtrágyázás.	A természetes gyeppen műtrágyáztak legelőjavítás céljából.
T14	Talajvízszint csökkenése.	A talajvíz szintje erősen csökkent, ami kiszáradást okoz.
T15	Karsztvízszint csökkenése.	Általában mesterséges vízkiemelés következtében a karsztvízszint csökkent, ami nagyobb régióban a talajvízszint csökkenéséhez, a források elapadásához vezet. Forrás és patak menti növényzetet érinthet közvetlenül.
T16	Pangóvíz.	A talajvíz egy része képtelen eltávozni, ami időszakos vízborítást okoz.
T17	Vízi eutrofizáció.	Vizes vagy vízközeli élőhelyen a víz szerves anyagban való feldúsulása, amely a természetes szukcesszió felgyorsulásához vezet.

T18	Szárazföldi eutrofizáció.	A legelés, kaszálás elmaradása következtében a gyeptelen az avar felhalmozódott, ami a szerves anyag feldúsulását okozta.
T19	Rosszul bomló avar.	Telepített tájidegen növényfajok avarja a megfelelő lebontó fajok hiányában felhalmozódik.
T20	Duzzasztás.	A természetes folyóvizet mesterségesen felduzzasztották, ami a terület korábbi vízháztartását erősen megváltoztatta.
T21	Kilúgzás.	A talajfelszín a csapadékvíz a szerves törmelék, avar eltávolítása miatt erősen átmosa, tápanyagban szegényé tette.
T22	Szervetlen szennyezés.	Nagy mennyiségű antropogén szervetlen szennyező anyag, pl. nehézfémek, mérgek jelenléte.
T23	Szerves szennyezés.	Nagy mennyiségű antropogén szerves szennyeződés jelenléte (hígtrágya, mezőgazdasági hulladék).
T24	Légszennyezés.	A levegő szennyezettsége a megengedettnél magasabb (erőművek, főútvonalak mentén).
T25	Tűzkár.	A terület a közelmúltban leégett.
T26	Kaszálás elmaradása.	A szukcesszió előrehaladását késleltető természetvédelmi célzatú kaszálás elmaradása (láp réteken, hegyi réteken).
T27	Legeltetés csökkenése vagy elmaradása.	Az őshonos állatállomány vagy a korábbi háziállat állomány legelési aktivitásának csökkenése a társulás korábbi képének megváltozásához vezetett.
T28	Felhagyott mezőgazdasági művelés.	A tájon még felismerhetők a korábbi mezőgazdasági művelés nyomai, a termőhelyen másodlagos szukcesszió zajlik.
T29	Talajerózió.	A csapadékvíz, a taposás vagy a szél eltávolította a termőtalaj nagy részét.
T30	Hangszennyezés.	A közelben erős hangot kibocsátó emberi létesítmény van, ami elsősorban az állatvilágot zavarja.
T31	Fényszennyezés (barlangok esetében).	A barlang mesterséges megvilágítása következtében algásodás indult meg.
T32	Mechanikai károsodás.	Erős, rendellenes mechanikai hatások (munkagépek, éleslövészet) károsító hatása.

Degradációs jelenségek		
<i>A növényzeti állományok fajkészletét érintő degradációs jelenségek</i>		
J1	Egy természetes domináns faj monodominanciája.	A domináns faj túlsúlya csökkenti a fajgazdagságot.
J2	Egy természetes kísérő faj monodominanciája.	Egy korábban szubordinált faj túlsúlyba jutása a többi rovására.
J3	Gyomosodás.	Az eredeti fajkészlet mellett gyomfajok jelennek meg.

J4	Gyomfajok dominanciája.	A gyomfajok túlsúlyba jutottak az eredeti fajkészlethez képest (erősen degradált sziklagyepek, láprétek).
J5	Egy adventív faj dominanciája.	Egy nem őshonos faj uralomra jutása.
J6	Egy kivadult kultúrfaj dominanciája.	Egy termesztett növényfaj kivadult egyedeinek túlsúlya.
J7	A specialista fajok eltűnése.	Szűk tűrésű fajok, védett, ritka, kizárólag az adott élőhelyre jellemző fajok eltűnése.
J8	A védett fajok eltűnése.	A társulásra általában jellemző védett fajok nagy része hiányzik.
J9	Egy fontos ritka faj eltűnése, erős veszélyeztetése.	Az adott lokalitásra korábban jellemző ritka faj eltűnt, vagy egyedszáma erősen lecsökkent.
J10	Az eredeti társulásból már csak egyes fajok vannak jelen.	A társulás szerkezete már nem ismerhető fel, de egyes karakterfajok még jelen vannak.
J11	Egyszikűek eltűnése.	Az eredeti fajkompozícióhoz képest lényegesen csökkent az egyszikű fajok aránya (enyhén bolygatott gyepekben gyakran előretörnek a kétszikűek).
J12	Kétszikűek eltűnése.	Az eredeti fajkompozícióhoz képest lényegesen csökkent a kétszikű fajok aránya (elsősorban előregedett gypállományokra jellemző).
J13	A karakterfajok hiánya.	A társulás felismerhető, de több korábban jelenlevő karakterfaj hiányzik.
J14	Domináns fajok eltűnése.	Egy vagy több, a társulás természetes állományaiban domináns faj hiányzik.
J15	A kísérőfajok számának csökkenése.	A domináns fajok mellől hiányzik a jellemző kísérőfajok jó része, homogén, fajszegény állomány.
J16	Összfajszám csökkenés.	Az állomány fajszáma lényegesen alacsonyabb a társulásra jellemzőnél (a természetes kísérő és a ritka fajok hiányoznak).
J17	Eljellegtelenedés.	Több, korábban felsorolt tényező együttes hatása.
J18	A lombkoronaszint egy fajból áll.	Korábban elegendő erdőben egy őshonos fa - túlsúlya.
J19	A lombkoronaszintben egy elegyfaj vált dominánssá.	Egy természetes körülmények között elegyfajként viselkedő faj (pl. <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Carpinus betulus</i>) jut túlsúlyra.
J20	A lombkoronaszint fajszegény.	Csak a domináns fafajok vannak jelen, a jellemző elegyfajok hiányoznak.
J21	A lombkoronaszintbe tájidegen faj elegyedik.	Az őshonos fafajok alkotta lombkoronaszintben jelentős súllyal megjelenik egy tájidegen, a növényföldrajzi egységre nem jellemző fafaj.
J22	A lombkoronaszintben tájidegen fafaj dominanciája.	Az őshonos fafajok a háttérbe szorultak, és valamely telepített, tájidegen fafaj vette át a helyüket.

J23	A cserjeszint fajszegény.	A cserjefajok száma jóval alacsonyabb a társulásra jellemzőnél.
J24	A cserjeszintben gyomfajok vannak jelen.	Degradációt jelző cserjefajok foglalták el a cserjeszint egy részét (pl. Sambucus nigra, Amorpha fruticosa).
J25	Az aljnövényzet fajszegény.	A lágyszárú fajok száma jóval alacsonyabb a természetesnél.
J26	Az aljnövényzet elfüvesedett.	Az aljnövényzetben a pázsitfűfajok tömegaránya nagyobb a természetesnél.
J27	Az aljnövényzet elgyomosodott.	Gyomfajok a természetesnél lényegesen nagyobb tömegben vannak jelen.
J28	Az aljnövényzet jellegtelen.	Több, korábban felsorolt jelenség együttes hatásaként az aljnövényzet elvesztette a társulásra jellemző sajátosságait.
J29	Az aljnövényzetben idegen faj monodominanciája.	Egy nem őshonos faj uralomra jutása az aljnövényzetben.
<i>A növényzeti állományok struktúrájának degradációs jelenségei</i>		
J30	A fajok megvannak, de az architektúra felbomlik.	A természetes fajok nem alkotnak szokásos szerkezetű állományt, csak egymás melletti foltokat.
J31	A természetes szukcesszió előreszaladt.	A védendő társulás kezd átalakulni a szukcesszióban ezt követő társulásba (lápok nyíresedése, láprétek égeresedése).
J32	A gyeptársulásban tájidegen fásszárú eluralkodása.	Egy idegen pionír fafaj betelepülése a természetes gyeptársulásba.
J33	A gyepek valamelyik szintje hiányzik.	A normálisan több szintre tagolt gyepek valamelyik szintje eltűnt (pl. a nagy levelű, kórós kétszikűek hiánya egy löszpuszta területen).
J34	A kriptogámok eltűnése.	Az eredetileg jellemző moha és zuzmó szint hiányzik.
J35	Az aljnövényzet hiányzik.	A természetes aljnövényzet eltűnt, vagy nagyon meggyérült.
J36	Az aljnövényzet zavart.	A természetes fajok nem az eredetinek megfelelő arányban vannak jelen.
J37	A cserjeszint hiányzik.	A természetes állapotban jelenlevő cserjeszint eltűnt.
J38	Az erdő elcserjésedett.	A természetes állapotban ritkább, vagy hiányzó cserjeszint feldúsult.
J39	A faállomány nem újul.	Csak az idősebb egyedek találhatók meg, a természetes újulat hiányzik.
J40	A faállomány beteg.	Az állományban a megszokottnál képest sokkal magasabb a beteg fák aránya.
J41	A lombkoronaszint kiritkult.	A normális esetben zárt lombkoronaszint erősen megritkul, ami a fényviszonyok megváltozását okozza.
J42	A lombkoronaszint természetes színtezettsége leegyszerűsödött.	Eltűnt az első vagy a második lombkoronaszint, a lombzat egyszintűvé vált.

J43	A lombkoronaszint hiányzik.	A korábbi erdtársulás aljnövényzete és cserjeszintje még felismerhető, de a teljes lombkoronaszint hiányzik.
-----	-----------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------

3. táblázat. Az állomány természetességének mértékét megbecsüljük a következő Seregélyes-féle kategóriarendszer alapján:

1. A természetes állapot <i>teljesen leromlott</i> , az eredeti vegetáció nem ismerhető fel, gyakorlatilag csak gyomok és jellegtelen fajok fordulnak elő.
2. A természetes állapot <i>erősen leromlott</i> , az eredeti társulás csak nyomokban van meg, domináns elemei szórványosan, nem jellemző arányban fordulnak elő, jelentős a gyomok és a jellegtelen fajok aránya.
3. A természetes állapot <i>közepesen romlott</i> le, az eredeti vegetáció elemei megfelelő arányban vannak jelen, de színező elemek alig fordulnak elő, jelentős a gyomok és a jellegtelen fajok aránya.
4. Az állapot <i>természetközeli</i> , az emberi beavatkozás nem jelentős, a fajszám a társulásra jellemző maximum közelében van, a színező elemek aránya jelentős, a gyomok és a jellegtelen fajok aránya nem jelentős.
5. Az állapot <i>természetes</i> , <i>illetve annak tekinthető</i> , a színező elemek aránya (zömük védett faj) kiemelkedő, köztük reliktum jellegű ritkaságok is előfordulnak; gyomnak minősülő fajok alig vannak.

A két utóbbi jellemzőt az állandó négyzet egész területére becsültük. Ha a degradáció a négyzetnek csak egy részét érinti, a felület arányát (%) is megadtuk.

3.2. Hínártársulások

3.2.1. A monitorozás célja és a monitoring kvadrátok elhelyezése

Cél: Az Ó-Dráva vízterében fellelhető hínártársulások valamint a közvetlen parti zonációhoz tartozó nádas növényállományok monitorozása. A vízi és vízparti légyszárú növényegyüttesek monitorozásának elsődleges célja a tervezett fenékküszöb megépítését követő vízszintemelkedés, és a víz áramlási viszonyaiban bekövetkező változások élőhelyi hatásainak nyomon követése a vegetáció összetételében és szerkezetében, az alámerült, az úszó és a kiemelkedő szinteken egyaránt.

A 2016-os terepi adatgyűjtés célja volt releváns adatokat szolgáltatni az Ó-Dráva vízteréhez kötődő növényegyüttesek aktuális állapotáról: fajösszetételéről, az egyes fajpopulációk tömegességi viszonyairól, a vízben és a közvetlen vízparton kialakult növényzeti szintek számáról, azok magassági viszonyairól, végső soron az Ó-Dráva vízszintváltozásaira talán legérzékenyebb növénytársulások kompozíciós, szerkezeti és mintázati sokféleségéről.

A tervezett fenékküszöb megépítésével a vízszint várhatóan kiegyenlítettebbé és magasabbá válik. Megváltozik a vízáramlás sebessége, ezáltal a víz által szállított hordalék ülepedési

viszonyai is, ezzel pedig változik a meder átlagos vízmélysége, a meder mélységi mintázata és a lerakott üledék textúrája is. Mindez kihat a gyökerező és úszó növényzet térbeli helyfoglalására, ezen keresztül pedig a holtág állatvilágának térbeli eloszlását, élőhelyi viszonyait is nagymértékben befolyásolja. A várható változások a fenékküszöb helyétől távolodva várhatóan csillapítva jelentkeznek majd. Ennek megfelelően a monitorozás céljait szolgáló mintavételi helyeket is a tervezett fenékküszöb helyétől egyre növekvő távolságban jelöltük ki (9. ábra).



9. ábra. Az Ó-Dráván kijelölt és 2016-ban felvételezett vízi növényzet helyszínei. A sárga vonalak a kvadrátokból álló lineákat jelzik.

Az adatgyűjtés módszertana követi a Magyarországon a 90-es évek második felében bevezetett Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer elfogadott módszertani ajánlásait, melyet a hazai hínártársulások és nádasok trendmonitorozására vezettek be és 2007 után módosítottak. Az általunk használt NBmR protokoll verziószáma: 2010. december 21 (Török és mtsai. 2010).

3.2.2. A mintavétel gyakoriságáról

A hínártársulások és nádasok mintavételezését az NBmR protokoll évente ajánlja megismételni. Ez a viszonylag rövid időközönként megismételt monitorozási adatgyűjtés jól illeszkedik a hínártársulások efemer (rövid életidejű) jellegéhez, és az egymást követő évjáratokban mutatott nagyfokú tömegesség-változásaihoz. Mivel a hínártársulások alapvetően dominanciatársulások, ezért a hínárnövényzet összetétele nagyban függ az egyes hínárfajok eltérő szaporodási, növekedési és terjedési dinamikájától. Ezek a

populációdinamikai jellemzők viszont már a vízi környezet kisebb változásaira is viszonylag nagy amplitúdóval reagálnak, mely jelentős tömegességi arány-átrendeződést indukálhat a hínárvegetáción belül. Így az úszó és gyökerező hínárnövényzet évről évre mutatott térbeli mintázata és fajtextúrája jelentős változékonyságot mutathat anélkül, hogy mindez mögött az élőhely drasztikusabb változásait kellene sejtenuünk. Végző soron az évenként megismételt monitorozási adatgyűjtésből minimum öt év távlatában várható, hogy a trendszerű folyamatok jellege kirajzolódjon.

3.2.3. A mintavétel időpontjáról

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer protokolljai szerint a mintavételt minden évben egyszer, lehetőleg júliusban célszerű elvégezni. Ebben az időszakban ugyanis már valamennyi hínárnövény a fajra jellemző kifejlett hajtással bír, sok esetben virágzó állapotban van jelen (10. ábra).



10. ábra. Az Ó-Dráva hínártársulásainak 2016. évi monitorozása július 15-én történt (Fotó: Purger D.)

3.2.4. A mikrovadrátok elrendezése

Az NBmR protokollban hínárnövényzet monitorozására javasolt módszertan alapvetően bizonyos hínártársulások felvételezésére irányul, míg az Ó-Dráva jelen monitorozásának fókuszában a holtág teljes hínárnövényzete valamint a partmenti nádas szegély áll. Mivel a fenékküszöb megépítésének várható hatásai között a teljes víztér úszó és gyökerező növényzeti zonációjának megváltozása is szerepel, így fontosnak tartottuk a vízi növényzet térbeli szerkezetének (zonációjának) beavatkozás előtti állapotban történő felvételezését is.

Ezért az NBmR által ajánlott egységnyi területű alapkvadrátok helyett un. alap-lineákat jelöltünk ki, melyek egyenletes elrendezésű mikrokvadrátjai a hínártársulások és azok zonációjának vizsgálatára is alkalmasak.

Valamennyi linea (**9. ábra**) kezdeti és végpontját GPS segítségével rögzítettük, majd csónak segítségével 2×2 m-es kvadrátokban rögzítettük a kiemelkedő, az úszó és az alámerült növényzet jellemzőit. Az egyes mikrokvadrátok között 2-3 méteres távolságot tartottunk. A kvadrátok tényleges térbeli elrendeződését a **11.** és az **12. ábra** mutatja.



11. ábra. Az Ó-Dráva hínárnövényzetének 2016-os monitoring vizsgálatához felvett 1. és 2. alap-linea mikrokvadrátjai.



12. ábra. Az Ó-Dráva hínárnövényzetének 2016-os monitoring vizsgálatához felvett 3., 4. és 5. alap-linea mikrokvadrátjai.

A legkisebb mintavételi egység (mikrokvadrát) száma az alap fajkészlet fajszámának megfelelően az NBmR ajánlásaival összhangban lett meghatározva. Mindehhez útmutatót adtak a következő számok:

30 faj alatt	25 kvadrát
30-60 faj között	64 kvadrát
60 faj felett	81 kvadrát

A monitorozásban alkalmazott 30 darab mikrokvadrát a következő megoszlásban került felvételre az egyes lineák között:

1. linea	9 kvadrát
2. linea	6 kvadrát
3. linea	5 kvadrát
4. linea	5 kvadrát
5. linea	5 kvadrát

A mikrokvadrátok növényzetének átvizsgálásához, elsősorban az alámerült növényfajok nehezebb megtalálhatósága miatt, gereblyét használtunk (vö. NBmR ajánlások). Az egyes mikrokvadrátokban a következő adatokat rögzítettük:

3.2.5. Vizsgált változók

- a vízmélység (m)
- növényfajok összborítása (%) minden mikrokvadrátban (kiemelkedő, úszó és alámerült szinten külön-külön)
- szabad vízfelület borítása (%)
- a kiemelkedő zóna magassága (m)
- növényfajok borítása (%) szintenként (kiemelkedő, úszó és alámerült)
- az alámerült zóna vastagsága a vízfelszínhez mérten (m)
- degradáltsági tényező és jelenség típusa
- a degradáció mértékének becslése

3.2.6. Származtatott adatok

- összes edényes növény fajszáma lineánként
- átlagos fajszám / mikrokvadrát
- átlagos fajszám / mikrokvadrát szórása
- átlagos összborítás / mikrokvadrát
- átlagos összborítás / mikrokvadrát szórása
- Simpson-diverzitás a teljes mintára, átlagos fajonkénti borításra
- tipikus fajok %-os megoszlása (tipikus faj= a társulásnak megfelelő leírásban felsorolt karakterfaj-kombináció fajai. Kétféle értelmezés lehet: a karakter fajok hány %-a van jelen, illetve a karakterfajok a lista hány %-át jelentik. A kiinduláskor az első értelmezést vesszük, ha az eredmény 100%, akkor a másodikra térünk át következetesen. A jelentések elkészítésekor mindig egyértelműen fel kell tüntetni, hogy melyik értelmezést használtuk.)
- gyomfajok %-os megoszlása (gyep-, lombkorona-, cserjeszint)(Borhidi SBT)
- az azonosított degradáltsági tényező
- az azonosított degradáltsági jelenség
- a degradáltság erőssége
- kezelés típusa és gyakorisága
- telepített fafaj(ok)

4. AZ Ó-DRÁVA 2016-OS BOTANIKAI MONITOROZÁSÁNAK EREDMÉNYEI

A mintegy 17 km hosszú barcsi Ó-Dráva holtág mentén 2015-ben 79 élőhely-folton 18 élőhely-típust térképeztünk. Az összesen 318,8 ha térképezett területen az egyik leggyakoribb természetes élőhely, egyben legfontosabb Natura2000-élőhely az Álló és lassan áramló vizek hínárnövényzete (3150 Úszó-, lebegő és legyökerező hínárnövényzet) és a Fűz-, nyár-, éger-, és kőrisligetek (91E0) voltak. Ezek az élőhelyek mintegy száz hektáron terülnek el, az egész holtág és az azt övező galériaerdők területének mintegy harmadát foglalják el.

A 2016-os esztendő monitoring-vizsgálataival elsődlegesen ezeket az élőhelyeket céloztuk meg.

4.1. Fás növénytársulások

Az Ó-Dráva menti ligeterdőket nemcsak viszonylag nagy kiterjedésük, hanem a fenékküszöb építését követően megváltozó vízellátottsággal szemben fennálló érzékenyséjük miatt is választottuk monitorozásunk tárgyává. Az ebbe a típusba tartozó erdők átlagosan jó, azaz 4-es természetességi értéket kaptak a Seregélyes-féle természetességi értékskálán (Seregélyes 1995). Az állományok aktuális képének kialakításában az emberi beavatkozás valószínűleg nem játszott/játszik nagyobb szerepet, az állományok fiziognómiai szerkezete tipikusnak mondható. A növényfajok gazdagsága az adott növényzeti típustól elvárható maximális érték közelében van. A színező elemek aránya viszonylag jelentős, míg gyomfajokat, inváziós fajokat alig találtunk bennük.

A Lóka-sarokban és az un. Kislóka területén felvett monitorozási alapkvadrát befogadó vegetációja Natura2000 besorolás szerint Fűz-, nyár-, éger-, és kőrisligetek (91E0), ÁNÉR kódja J4, azaz Fűz-nyár ártéri erdők. Fiziognómiai szerkezetükre jellemző a kétszintes lombkorona, közepesen fejlett cserje- és gyepszint. A felső lombkoronaszintben uralkodik a *Populus canescens*, de kisebb arányban előfordulhat az *Alnus glutinosa*, az *Ulmus laevis* és a *Fraxinus angustifolia* is. Második lombkoronaszintjükben ugyanezen fajokon kívül jelen van az *Acer campestre*, *Ulmus campestris* és a *Quercus robur*. Jellemzően nagy arányban találkozunk liánokkal (pl. *Hedera helix*) is ebben a szintben. A cserjeszintben uralkodik a *Cornus sanguinea*, de nagy arányban fordul még elő a *Crataegus monogyna* is. Az egyes szintek néhány jellemzőjét mutatja a **4. táblázat**.

Harmadik monitorozási alapkvadrátunk égerligetben került lehelyezésre az Ó-Dráva menti un. Don-kanyar területén. Ez az erdőállomány Natura2000 besorolás szerint Fűz-, nyár-éger-, és kőrisligetek (91E0) közé tartozik, míg ÁNÉR-kódja J5, azaz Égerliget. Ennek megfelelően majdnem zárt felső lombkoronaszintjében uralkodik az *Alnus glutinosa*, mellette csak kisebb arányban találkozunk más fajokkal (pl. *Salix alba* és *Ulmus laevis*). Fejletlen második lombkoronaszintjét ugyanezen fajok fiataljai alkotják, míg viszonylag jelentős cserjeszintjében nagy fajgazdagság uralkodik. A nagyobb tömegességet elérő cserjefajai: *Cornus sanguinea*, *Viburnum opulus*, *Sambucus nigra*, *Rubus*, *caesius* és az *Euonymus europeus*.

4. táblázat: Az Ó-Dráva menti monitorozott ligeterdei növényállományok néhány szerkezeti jellemzője

	Lóka-sarok	Kislóka	Don-kanyar
Natura2000 besorolás	Fűz-, nyár-, éger-, és kőrisligetek (91E0)	Fűz-, nyár-, éger-, és kőrisligetek (91E0)	Fűz-, nyár-, éger-, és kőrisligetek (91E0)
ÁNÉR-kód	Fűz-nyár ártéri erdők (J4)	Fűz-nyár ártéri erdők (J4)	Égerligetek (J5)
Felső lombkoronaszint magassága (m)	30	25	25
Alsó lombkoronaszint magassága (m)	15	12	12
Cserjeszint magassága (m)	2	5	5
Felső lombkoronaszint összborítása (%)	75	65	80
Alsó lombkoronaszint összborítása (%)	20	15	10
Cserjeszint összborítása (%)	20	35	25

Mindhárom ligeterdei állományban változatos térbeli mintázatú aljnövényzettel találoztunk, mely a többszintes lombkorona és a cserjeszint miatt limitált fény mennyiséghez alkalmazkodva átlagosan 46,5 és 75,5% közötti borítást ért el. A gyepszint borításában az égerligetnél találoztunk a legnagyobb változékonysággal (**5. táblázat**), ahol főleg mocsári fajokból álló zárt aljnövényzeti foltok váltakoztak majdnem nudum (víz borította, vagy sűrű cserjés fedte) foltokkal.

Az aljnövényzet fajgazdagsága mindhárom alapkvadrátban az adott élőhely-típusra jellemző magas érték közelében van: a fűz-nyár ligetek valamennyi szint alapján számolt összesített fajszáma 30 körül mozogott, az égerligetben az összes fajszám 42-nek bizonyult. (**5. táblázat**)

5. táblázat. Az Ó-Dráva 2016-os monitorozása során kapott néhány származtatott érték ligeterdőkben.

	Lóka-sarok	Kislóka	Don-kanyar
Natura2000 besorolás	Fűz-, nyár-, éger-, és kőrisligetek (91E0)	Fűz-, nyár-, éger-, és kőrisligetek (91E0)	Fűz-, nyár-, éger-, és kőrisligetek (91E0)
ÁNÉR-kód	Fűz-nyár ártéri erdők (J4)	Fűz-nyár ártéri erdők (J4)	Égerligetek (J5)
Összfajszám	32	28	42
Átlagos fajszám/ mikrokvadrát	6,9	4,4	6,1
Átlagos fajszám/ mikrokvadrát szórása	2,35	1,6	2,1
Átlagos összborítás/ mikrokvadrát (%)	46,5	75,5	67,3
Átlagos összborítás /mikrokvadrát szórása	20,5	27,4	36,5
Simpson-diverzitás (DQ)	0,7	0,6	0,78

A mikrocönológiai sokféleség ugyanakkor nem triviális módon viszonyul az alapkvadrátban kapott össz fajszámokhoz. Erre jó példa a Lóka-sarok és a Kislóka, ahol az össz fajszámban alig találunk eltérést a két állomány között, míg a mikrovadrátokban mért átlagos fajszűrűség értéke lényegesen különbözött (6,9 és 4,4). Ennek hátterében az eltérő növényfajok állománynagyságában és egyedeik térbeli eloszlásában fennálló különbségek állnak: minél hasonlóbb az alapkvadrátban fellelhető fajok állománynagysága és minél egyenletesebb azok térbeli eloszlása, annál jobban követik a mikrovadrátok fajszűrűségi értékei az alapkvadrát összesített fajszámaiban mutatkozó relációkat. A monitoring módszernek éppen ez, az egyedszámokra és a térbeli mintázatokra is meglévő érzékenysége teszi lehetővé, hogy a monitorozott vízállapotbeli változás kedvező vagy kedvezőtlen hatásait még az előtt érzékelni tudjuk, hogy azok fajok eltűnésében megnyilvánulnának.

Az NBmR protokolljában ajánlott sokféleségi mérőszám, a Simpson-féle diverzitásmutató (DQ). Ez az index viszonylag érzéketlen a ritka fajokra, a diverzitás számszerű értékét leginkább a tömeges fajok befolyásolják. Ennek megfelelően a vizsgált ligeterdei állományok között nem is kaptunk olyan jelentős különbséget, mint az össz fajszám esetén, ami jól mutatja, hogy a kimagasló fajszámú égerliget esetében a különbségért leginkább a ritka fajok a felelősek.

Minden egyes vizsgált ligeterdei állomány nagy arányban tartalmazott az adott élőhely-típusra jellemző fajokat. Ez a teljes fajlista minimum 14%-át, legjobb esetben 28%-át tette ki. (**6. táblázat**)

Egyik ligeterdei állományban sem volt jellemző az idegenhonos fajok térhódítása. Sőt, a teljes fajlista kevesebb, mint 10 %-át tette ki a gyomok, inváziós fajok, ruderalis kompetitorok együttes számarányát mutató ún. gyomfajok %-os értéke is. E tekintetben a Kislóka termőhely volt a leginkább mentes e fajok csoportjától. A felmérés során a következő idegenhonos fajok kerültek elő: *Echinocystis lobata*, *Juglans regia*, *Acer negundo*. Valamennyi, itt felsorolt faj csak nagyon alacsony borításban és frekvenciával volt jelen a vizsgált erdőállományokban.

6. táblázat: Az Ó-Dráva 2016-os monitorozása során kapott további származtatott értékek ligeterdőkben.

	Lóka-sarok	Kislóka	Don-kanyar
Natura2000 besorolás	Fűz-, nyár-, éger-, és kőrisligetek (91E0)	Fűz-, nyár-, éger-, és kőrisligetek (91E0)	Fűz-, nyár-, éger-, és kőrisligetek (91E0)
ÁNÉR-kód	Fűz-nyár ártéri erdők (J4)	Fűz-nyár ártéri erdők (J4)	Égerligetek (J5)
Jellemző fajok %	17	14	28
Védett fajok %	0	0	4,8
Gyomfajok %	8,8	3,7	8,9

Egyik ligeterdei állományban sem azonosítottunk degradációs jelenséget, ugyanakkor védett fajok kisebb számban előfordultak bennük. (égerliget: *Cardamine amara*, *Equisetum hyemale*) ami tovább erősíti az Ó-Dráva menti galériaerdők természetességére vonatkozó eddigi tapasztalatot.

4.2. Hínártársulások

Az Ó-Dráva védelmét leginkább a holtág vízterében fellelhető nagyszámú és magas természeti értéket képviselő hínártársulás alapozta meg. Ugyanakkor a tervezett fenékküszöb várható hatása elsősorban a gyökerező vagy úszó hínárnövények létfeltételeit befolyásolja majd leginkább. A megváltozó vízmélység vagy a megváltozó áramlásviszonyok nemcsak a hínárvegetáció aktuálisan fennálló térbeli mintázatát befolyásolhatják, hanem bizonyos fajok elterjedését is elősegíthetik. A tervezett beavatkozás után várhatóan az átlagos vízszint 0,5 méterrel emelkedik majd, míg a vízszint egész éven keresztüli ingadozása várhatóan kisebb lehet. Mindez nagyban hozzájárulhat ezen ritka és kimagasló természeti értékkel bíró növényegyüttesek hosszútávú fennmaradásához.

Az általunk vizsgált hínárvegetáció állományai átlagosan 4-es és 5-ös természetességi értékűeknek bizonyultak a Seregélyes-féle természetességi értékskálán mérve (Seregélyes 1995). Az állományok aktuális képének kialakításában az ember nem vett részt, az állományok fiziognómiai szerkezete tipikusnak mondható. A növényfajok gazdagsága az adott növényzeti típustól elvárható maximális érték közelében van. A színező elemek aránya ugyan nem kiemelkedő (ez a hínárvegetációra általában jellemző), de a domináns hínárfajok között több védett is van. Gyomfajok, inváziós fajok előfordulását a monitorozás területén nem tapasztaltuk (**9. táblázat**).

Az Ó-Dráva mentén a tervezett fenékküszöbhez közeli és egy távolabbi szakaszon (alsó és felső szakasz) jelöltük ki a hínárvegetáció monitorozására szánt, 2×2 m-es mikrokvadrátokból álló, alap-lineákat. Az alsó szakaszon 2, a felső szakaszon 3 ilyen lineát fektettünk le. Valamennyi linea a holtág teljes keresztmetszetében húzódott, de döntő arányban a monitorozás tárgyát képező hínárvegetáción haladt keresztül. A hínárvegetáció a Natura2000 besorolás szerint 3150, vagyis Eutróf tavak *Magnopotamion* vagy *Hydrocharition*-típusú vegetációval. ÁNÉR szerint Ac – Álló- és lassan áramló vizek hínárnövényzete.

Az alsó és felső szakasz kvadrátjaiban mért vízmélység alapján az alsó szakasz valamennyivel mélyebbnek bizonyult. Ez utóbbi átlagos vízmélysége 2 m körülinek adódott, míg a felső szakaszé 1,67 m-nek (**7. táblázat**).

A hínárvegetáció a legtöbb mintavételi kvadrát területén két szintesnek bizonyult, változó borítású és vastagságú úszó és alámerült növényzettel. Az alsó szakasz úszó hínárjai közül a *Trapa natans* és a *Nymphaea alba* volt a legnagyobb dominanciájú, míg a felső szakaszon a *Spirodela polyrhiza* volt az uralkodó. Mellettük alacsony számban, de más fajok is előfordultak: pl. *Nuphar luteum*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Salvinia natans*. Az alámerült hínárnövényzetben mindkét szakaszon a *Ceratophyllum submersum* és a *C. demersum* uralkodott.

Az alsó és a felső szakasz között sem az úszó hínárok összborítása, sem a szabad vízfelszín kiterjedése lényegében nem különbözött (**7. táblázat**). Az alámerült hínárnövényzet vastagsága ugyanakkor nagyobbak bizonyult a sekélyebb felső szakaszon.

7. táblázat. Az Ó-Dráva monitorozott hínárnövényzetének néhány jellemzője I.

	Alsó szakasz		Felső szakasz		
	1 linea	2 linea	3 linea	4 linea	5 linea
Natura2000 besorolás	3150	3150	3150	3150	3150
ÁNÉR-kód	Ac	Ac	Ac	Ac	Ac
Átlagos vízmélység (m)	2,1	1,9	1,6	1,7	1,7
Szabad vízfelszín (%)	29,5	18,3	24	24	14,6
Úszó hínárnövényzet átlagos összborítása (%)	68,4	81,7	76	76	85,4
Úszó hínárnövényzet átlagos összborításának szórása	24,9	15,7	24,1	26,3	14,9
Alámerült hínárnövényzet átlagos vastagsága (m)	0,4	1	0,8	1,1	0,7
Alámerült hínárnövényzet átlagos vastagságának szórása	0,3	0,3	0,3	0,3	0,5
Alámerült hínárnövényzet átlagos összborítása (%)	23,2	31,8	47	43,2	57
Alámerült hínárnövényzet átlagos összborításának szórása	31,1	31,9	23,3	38,7	24,4

Szintén statisztikai különbséget találtunk az alámerült hínárvegetáció becsült összborításában is a két szakasz között: az alsó szinten 23 és 32% között mozgott ez az érték, míg a felső szinten 43 és 57% közöttinek becsültük az alámerült hínárnövényzet összborítását.



13. ábra: Az Ó-Dráva több védett növénynek is otthont adó hínárvegetációja. (Fotó: Csete S.)

A hínárnövényzet fajgazdagsága nem volt nagyon eltérő a lineák között. Az alsó szakaszon 12-13 faj, a felső szakaszon 10-12 faj alkotta a teljes fajlistát, mely listába két, valójában a nádasok növényzetéhez tartozó faj, a *Phragmites australis* és a *Typha angustifolia* is benne van. (8. táblázat) Az össz fajszámok kis változékonysága ellenére a 2×2 m-es mikrokvadrátba kerülő hínárnövényzetben nagyobb fajszámbeli különbségeket találtunk. (8. táblázat). Mindkét szakaszon előfordult viszonylag fajszegény (átlagban 5,8 faj/mikrokvadrát) és fajgazdagabb mikrokvadrát is (átlagban 8 faj/mikrokvadrát). Mindkét szakaszon és minden mikrokvadrátban az úszó hínárnövényzet volt a fajgazdagabb, itt rendszerint 8 faj alkotta a növényzetet, míg az alámerült szinten maximum 3 fajjal találkoztunk. A Simpson-féle diverzitási index nem mutatott nagy különbséget az egyes lineák között. (8. táblázat).

8. táblázat. Az Ó-Dráva monitorozott hínárnövényzetének néhány jellemzője II.

	Alsó szakasz		Felső szakasz		
	1 linea	2 linea	3 linea	4 linea	5 linea
Natura2000 besorolás	3150	3150	3150	3150	3150
ÁNÉR-kód	Ac	Ac	Ac	Ac	Ac
Összfajszám	12	13	12	10	11
Átlagos fajszám/ mikrokvadrát	5,8	8	8	5,8	7,4
Átlagos fajszám/ mikrokvadrát szórása	1,6	2,1	1,2	1,8	0,55
Átlagos összborítás/mikrokvadrát (%)	93,5	115	126,7	110	142,5
Átlagos összborítás/mikrokvadrát szórása	48	44	45,6	49,7	40,5
Simpson-diverzitás (DQ)	0,79	0,81	0,76	0,72	0,76

Minden felvett lineában a hínárnövényzet nagy arányban tartalmazott az adott élőhely-típusra jellemző fajokat. Ez a teljes fajlista minimum 27%-át, maximum 33%-át tette ki (9. táblázat).

Sem a vizsgált alsó, sem a felső szakaszon nem figyeltük meg idegenhonos hínárfajok jelenlétét, és a gyomok, inváziós fajok, ruderalis kompetitorok együttes számarányát mutató ún. gyomfajok %-os értéke is 0-nak adódott valamennyi felmért holtág-szakaszon. (9. táblázat).

9. táblázat Az Ó-Dráva monitorozott hínárnövényzetének néhány jellemzője III.

	Alsó szakasz		Felső szakasz		
	1 linea	2 linea	3 linea	4 linea	5 linea
Natura2000 besorolás	3150	3150	3150	3150	3150
ÁNÉR-kód	Ac	Ac	Ac	Ac	Ac
Jellemző fajok %	33	33	30	27	27
Védett fajok %	25	23	17	30	18
Gyomfajok %	0	0	0	0	0

Egyik linea területén sem azonosítottunk degradációs jelenséget a hínárnövényzetben. Ugyanakkor a védett fajok aránya jelentős volt mind az 5 lineán: ezek értéke a fajlista 17-30%-ának adódott. Az előkerült védett fajok a következők voltak: *Trapa natans*, *Nymphaea alba*, *Salvinia natans*, ami a hínárvegetáció természetességére vonatkozó egyéb, és fentebb már tárgyalt jellemzővel együtt megerősíti az Ó-Dráva holtágában rejlő vízi növényzet kimagasló természetvédelmi értékét.

5. ÖSSZEFOGLALÁS

Az Ó-Dráva botanikai és ökológiai felmérése és élőhely térképezés alapján a következő Natura 2000-élőhelyek: 3150 Álló és lassan áramló vizek hínárnövényzete (Úszó-, lebegő és legyökerező hínárnövényzet) és 91E0 Fűz-, nyár-, éger-, és kőrsligetek mintegy száz hektáron terülnek el és az egész holtág területének egyharmadát foglalják el. A holtág azokon a szakaszain, amelyeken az említett élőhelyekre a megváltozó vízszint várhatóan nagyobb hatással lesz, a 2015-ös és 2016-os évben cönológiai mintavételezést végeztünk. A vizsgálat célja az volt, hogy a várható vízjárásbeli változások Natura 2000 élőhelytípusokra gyakorolt hatásának mértékét és irányát a lehető legpontosabb módszerekkel detektálni lehessen. Ehhez a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) hínárvegetációra és az erdőtársulásokra ajánlott módszertanát alkalmaztuk. A kapott adatok kiértékelésével érzékeny képet rajzolhatunk a kiválasztott mederszakasz hínárvegetáció valamint a puhafa-liget állományok jelenlegi állapotáról, amely kiindulási alapként szolgálhat a tervezett vízvisszatartással kapcsolatos beavatkozások élőhelyre gyakorolt hatásának értékeléséhez. Az Ó-Dráva víztestének hínárnövényzetét 2016. júliusában csónakos terepbejárás során mértük fel. A mintaterületeket a vízfolyás két szakaszán jelöltük ki, 2x2 m-es mintanegyzetben készítettünk cönológiai felvételeket. Mintakvadrátokat egymástól 3-5 m távolságra a medren keresztben húzódó líneában helyeztük el. Az alsó szakaszon, ahol a meder szélesebb 9 illetve 6 db felvételt készítettünk két líneában. A felsőbb szakaszon az Ó-Dráva keskenyebb medrében felvett három líneában 3 x 5 db felvételt készítettünk. Az ártéri erdők három állományában (fehér fűz liget – Lókasarok, fehérsnyár liget – Kislóka és égerliget – Dón-kanyar) 30x30 m-es területeken mértük fel a lombkoronaszintek és a cserjeszint összeborítását és megbecsültük fajonkénti borításértékeit. A gyepszíni mintavétel ennél lényegesen nagyobb felbontással készült: 55 db 0,5 m²-es felvételi kvadrátban vettük fel az előforduló lágyszárú növényfajokat és az újulatot és valamennyi faj százalékos borításértékét.

Eredményeink jól mutatják az Ó-Dráva vízterében előforduló hínárnövényzet értékességét és bolygatatlanságát: a hínártársulások összetételének természetességét jelző ún. jellemző fajok részaránya minden líneában magas volt (27-33 %), ráadásul a növényzeti minta jelentős részét védett fajok tették ki (17-30%). Ezzel szemben a degradációra utaló gyomfajok fajlistában vett százalékos aránya 0-nak bizonyult. Az alsó mederszakaszon felvett líneákban az átlagos vízmélység 2 m, míg a felső szakaszon 1,7 m volt. Az alsó mederszakaszon ezzel párhuzamosan alacsonyabb összborítás mellett (átlag: 104,5%) magasabb fajszámú (átlag: 12,5 faj) hínárnövényzetet találtunk, míg a felső mederszakasz sekélyebb vízében a növényzet összborítása ugyan megnőtt (átlag: 126,4%), de a fajszám kis mértékben csökkent (átlag: 11 faj).

Erdei monitoring felvételeink a hínártársulásokhoz hasonló kedvező természetességi állapotokat mutattak: valamennyi megmintázott erdőállomány fajkészletének magas arányát tették ki a társulásra jellemző fajok (14-28%). Viszonylag magas fajszámok mellett (28-42 hajtásos növényfaj/ 900 m²) az ún. Dón-kanyarban felvett égerligetben a fajok 4,8%-a még védett is volt. Degradációt jelző ún. gyomfajok a monitoring-kvadrátok flórájának kevesebb, mint 10%-át alkotják (3,7-8,9%), mely ártéri növényegyüttesek esetén kimagaslóan jó értéknek számít. Ebből az inváziós növények részaránya egyik mintavételi helyünkön sem volt magasabb, mint 6%.

Szitakötők monitorozása az Ó-Dráván 2016-ban

Készítette: **Dr. Móra Arnold**

BEVEZETÉS

2016 nyarán kaptunk felkérést a Barcs melletti Ó-Dráva szitakötő-faunájának felmérésére a LIFE 13/Nat/HU000388 Life Old Drava D2 projekt keretében 2016-ban és 2017-ben. A felkérés a szitakötők fenológiai sajátosságait figyelembe véve az év késői szakaszában érkezett, így 2016-ban az imágók egyszeri, tájékozódó jellegű felmérése volt lehetséges.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A felmérés időpontja és módszere

A projekt keretein belül 2016-ban és 2017-ben az imágók minőségi és mennyiségi felmérését végezzük el. 2016-ban minden mintavételi helyet egy alkalommal látogattunk meg, a felmérésre július 20-án és 21-én került sor.

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszeren (NBmR) belül a szitakötők populációszintű mennyiségi vizsgálatára az exuviumok és a lárvák gyűjtése javasolt (AMBRUS et al. 1997). Ez a közösség szintű felmérésekben – elsősorban a mintavétel nehézségei miatt – nem javasolt, különösen a nagyobb kiterjedésű, növényzettel benőtt állóvizek esetében. A közösség szintű felmérésekre az imágók megfigyelése/gyűjtése alkalmasabb, ahogy azt az NBmR keretében is javasolják (DÉVAI 1997a). Ennek azonban általánosan elfogadott és alkalmazott módszere jelenleg nincs. Hazánkban leggyakrabban a DÉVAI (1997b) által publikált ún. területi gyűjtés és számlálás módszerét alkalmazzák, amit saját felmérésünk során is követtünk. A módszer előnye, hogy könnyen kivitelezhető, ugyanakkor az imágók azonosítása gyakorlatot igényel, csakúgy, mint azok (elsősorban a nagyszitakötők imágóinak) begyűjtése.

Az Ó-Dráván öt mintavételi helyet jelöltünk ki (Ó-Dráva 1–5) úgy, hogy a víztér jellegzetes szakaszai közül mindegyik képviselve legyen (1. ábra, 1. táblázat, 1. kép: A–E), így felmérésünk reprezentatív képet ad az Ó-Dráva szitakötő-faunájáról. Eltérő viselkedési sajátosságaik miatt külön-külön vizsgáltuk a kisszitakötő- és nagyszitakötő-fajok mennyiségi viszonyait. A kisszitakötő-fajok (Zygoptera) esetében egy 150 m²-es felmérési egységben 15 percig végeztünk megfigyelést, amit a nehezen azonosítható egyedek esetében gyűjtéssel egészítettünk ki. A mozgékonyabb, nagyobb területet bejáró nagyszitakötő-fajok (Anisoptera) esetében a mintavételi egység kb. 600 m² volt. A kijelölt területen 15 perces időtartamon belül öt alkalommal jegyeztük fel, hogy az egyes fajokból hány egyed tartózkodott egyszerre egy adott pillanatban a felmérési egységben, majd minden faj esetében a maximális értéket vettük figyelembe. A megfigyelésekhez szükség szerint távcsövet is igénybe vettünk. A mennyiségi elemzések során a két alrendet külön vettük figyelembe, vagy pedig a relatív gyakoriságokkal dolgoztunk, amivel kiküszöböltük a mintavételi egységek eltérő méretéből adódó hibát.

A szitakötő-imágók fiziológiai és etológiai sajátosságai miatt a felméréseket minden esetben délelőtt 10 és délután 16 óra között végeztük el, az imágók aktivitásához megfelelő (napsütéses, meleg és szélcsendes vagy enyhén szeles) időjárási körülmények között.

A mennyiségi felmérésen túl egy előzetes terepbejárás során június 21-én is végeztünk megfigyeléseket az Ó-Dráva 2, 4 és 5 helyek környékén. Ezekben az esetekben pontos egyedszámokat nem becsültünk, így ezeket a megfigyeléseket az elemzésekben és a minősítésben nem vettük figyelembe. Emellett egy, az Ó-Dráva közelében levő, a földút mellett található időszakos vízállásnál (pocsolya) is megfigyeltünk szitakötőket július 20-án (1. kép: F).

Az imágók azonosításához DIJKSTRA (2006) munkáját használtuk.



1. kép. Az Ó-Dráván végzett szitakötő-felmérések mintavételi helyei (A–E: Ó-Dráva 1–5; F: pocsolya)
(fotók: Móra Arnold).

1. táblázat. Az Ó-Dráván és környékén végzett felmérések helyei.

Mintavételi hely	Geo-koord.	EOV koord.	Leírás
Ó-Dráva 1	45°57'20.93"É 17°22'59.80"K	520978.49 69281.61	Nagy nyílt vízfelület, jelentős alámerült és felszínen kiterülő levelű hínár-növényzet, mocsári növényzet keskeny sávban a part mentén
Ó-Dráva 2	45°57'36.45"É 17°23'31.73"K	521677.36 69730.05	Nagy nyílt vízfelület, jelentős alámerült és felszínen kiterülő levelű hínár-növényzet, mocsári növényzet keskeny sávban a part mentén
Ó-Dráva 3	45°57'41.83"É 17°22'6.78"K	519851.18 69954.36	Nyílt vízfelület nem látszódott, magas és sűrű mocsári növényzet
Ó-Dráva 4	45°58'34.98"É 17°22'5.47"K	519843.30 71591.52	Sűrű mocsári növényzet, benne kisebb nyíltvizes/hinaras foltok
Ó-Dráva 5	45°59'41.28"É 17°22'8.62"K	519973.19 73627.26	Áramló víz a Rinya befolyásánál, bokrokkal szegélyezett part a mocsári növényzet keskeny sávjával.
pocsolya	45°57'47.24"É 17°23'33.53"K	521727.62 70068.74	az Ó-Dráva közelében időszakosan vízzel borított, sással benőtt sekély vízállás



1. ábra. Az Ó-Dráván és környékén végzett felmérések helyei.

Adatelemzés

A szitakötő-fajegyüttest a következő változók alapján jellemeztük: fajszaám, az egyes fajok egyedszáma, az egyes fajok relatív gyakorisága.

Az egyes mintavételi pontok szitakötő-együtteseinek összehasonlítását klaszteranalízissel végeztük el, a relatív gyakorisági adatok alapján UPGMA módszerrel és Bray-Curtis hasonlósági index számolásával, míg a jelenlét/hiány adatok alapján szintén UPGMA módszerrel és Jaccard hasonlósági index számolásával. Mindkét esetben a mintavételi helyek sorrendjét figyelembe vevő „constrained” módszert alkalmaztuk. Az elemzéseket a PAST 3.14 programcsomag segítségével végeztük el (vö. HAMMER et al. 2001, <http://folk.uio.no/ohammer/past/>).

Környezetminősítés a szitakötő-fauna alapján

Az Ó-Dráva állapotának értékelését a szitakötőfajok előfordulása alapján végeztük el, a DÉVAI és MISKOLCZI (1987) által javasolt eljárás alapján. A minősítés alapjául a szitakötőfajok előfordulása, országos gyakorisági kategóriába sorolásuk és a vizsgált víztér típusa szolgál. Az országos elterjedési térképek alapján minden szitakötőfajt besoroltak öt gyakorisági kategória valamelyikébe. Elemzésünk során ezt a besorolást alkalmaztuk, a következő megjegyzéssel: az eltelt közel 30 év alatt egyes fajok hazai előfordulási gyakorisága természetesen megváltozott, ugyanakkor amíg nem készül el egy új, aktualizált és egységesen elfogadott kategorizálás, az eredeti besorolást vagyunk kénytelenek használni. Mindegyik gyakorisági kategória egy súlyfaktort kap (5. táblázat). Az értékelés során összeszámoljuk, hogy hány faj fordult elő a vizsgált területen az egyes kategóriákból, majd ezeket a fajszaamokat a megfelelő súlyfaktorialal megszorozzuk. Az így kapott értékek összegét a víztértípusra vonatkozó biotóp-súlyfaktorialal is megszorozzuk, és az így kapott pontszáam képezi a minősítés alapját (2. táblázat). A minősítést mintavételi helyenként és az Ó-Drávára, mint egységes víztérre is elvégeztük.

2. táblázat. A szitakötő-együttesek alapján végzett környezetminősítés kategóriái.

Pontszáamok	Jelleg	Minőségi besorolás
> 150	különösen fajgazdag terület	I. osztályú
106-150	fajgazdag terület	II. osztályú
61-105	mérsékeltten fajgazdag terület	III. osztályú
25-60	fajszegény terület	IV. osztályú
< 25	különösen fajszegény terület	V. osztályú

EREDMÉNYEK

Fajszaámok és egyedszaámok

A mennyiségi felmérés során hat családból (ZYGOPTERA: Platycnemididae, Calopterygidae, Coenagrionidae, ANISOPTERA: Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae) összesen 16 faj 529 példánya került megfigyelésre (3. táblázat).

Fajokban leggazdagabb szakasznak az Ó-Dráva 1 bizonyult (8 faj), míg legszegényebbnek az Ó-Dráva 4 (4 faj). A többi szakaszon 5–6 faj fordult elő (3. táblázat). Jelentős fajkicserélődésre utal, hogy az egyes szakaszokon kimutatott fajszaámok jóval alacsonyabbak, mint az összfajszaám.

3. táblázat. A 2016-ban az Ó-Dráván a mennyiségi felmérés során kimutatott szitakötőfajok, becsült egyedszaamaik, valamint az egyes fajok országos gyakorisági kategóriái (Gy.) DÉVAI és MISKOLCZI (1987) alapján (I: Szórványos, II: Ritka, III: Mérsékelt gyakori, IV: Gyakori, V: Igen gyakori előfordulású faj).

Fajok	Gy.	Mintavételi helyek					Ó-DRÁVA
		Ó-Dráva 1	Ó-Dráva 2	Ó-Dráva 3	Ó-Dráva 4	Ó-Dráva 5	
<i>Platycnemis pennipes</i>	IV	0	0	0	1	200	201
<i>Calopteryx splendens</i>	IV	0	1	0	4	200	205
<i>Coenagrion puella</i>	IV	4	0	0	0	0	4
<i>Coenagrion pulchellum</i>	IV	0	2	1	0	0	3
<i>Erythromma viridulum</i>	III	1	0	3	0	0	4
<i>Ischnura elegans</i>	IV	1	1	2	0	2	6
<i>Aeshna affinis</i>	IV	0	0	0	0	1	1
<i>Anax imperator</i>	III	1	0	0	0	0	1
<i>Anax parthenope</i>	I	0	1	0	0	0	1
<i>Cordulia aenea</i>	II	3	0	2	0	0	5
<i>Crocothemis erythraea</i>	III	50	30	0	0	0	80
<i>Libellula fulva</i>	II	1	0	1	0	0	2
<i>Orthetrum brunneum</i>	III	0	0	0	0	1	1
<i>Orthetrum coerulescens</i>	III	0	0	0	0	3	3
<i>Sympetrum sanguineum</i>	IV	4	0	3	4	0	11
<i>Sympetrum striolatum</i>	IV	0	0	0	1	0	1
összegyedszaám		65	35	12	10	407	529
összfajszaám		8	5	6	4	6	16

A legnagyobb egyedszámot (407 egyed) az Ó-Dráva 5 szakaszon becsültük, ahol két faj, a *Platycnemis pennipes* és a *Calopteryx splendens* volt kiemelkedően tömeges. Ezzel éles kontrasztot mutat az Ó-Dráva 3 és 4 szakasz, ahol igen kevés egyedet (sorban 12 és 10) lehetett megfigyelni (3. táblázat).

A faunisztikai felmérések során 13 fajt figyeltünk meg (4. táblázat), ezek közül egy a mennyiségi felmérés során nem került elő: az *Orthetrum albistylum* példányait csak az Ó-Dráva melletti pocsolyánál figyeltük meg, ugyanakkor nem zárható ki, hogy ez a faj is fejlődik az Ó-Drávában, és az imágók csak táplálkozni távolodtak el a medertől. Így összességében 2016-ban az Ó-Dráván 17 szitakötőfaj előfordulását bizonyítottuk, amely a Magyarországról ismert fajok (66 faj, lásd VAJDA és DÉVAI 2015; MÓRA és FARKAS 2015) mintegy egynegyede (25,8%).

4. táblázat. A faunisztikai felmérések során megfigyelt fajok (* = a mennyiségi felmérések során nem került elő a faj).

Fajok	Mintavételi helyek			
	Ó-Dráva 2	Ó-Dráva 4	Ó-Dráva 5	pocsolya
<i>Platycnemis pennipes</i>		●	●	
<i>Calopteryx splendens</i>		●	●	
<i>Coenagrion puella</i>	●		●	
<i>Coenagrion pulchellum</i>	●			
<i>Erythromma viridulum</i>	●			●
<i>Ischnura elegans</i>				●
<i>Anax imperator</i>	●			
<i>Anax parthenope</i>				
<i>Cordulia aenea</i>	●	●		
<i>Crocothemis erythrea</i>				●
<i>Libellula fulva</i>		●		●
<i>Orthetrum albistylum</i> *				●
<i>Orthetrum brunneum</i>				●
összfajszám	5	4	3	6

A megfigyelt fajok

ZYGOPTERA

Calopterygidae

Calopteryx splendens (Harris, 1780) – Sávós szitakötő

Európa és Magyarország egyik legelterjedtebb szitakötőfaja, amely alföldi és dombvidéki, kevésbé árnyékolt vízfolyásokban él (BOUDOT és KALKMAN 2015). Ennek megfelelően nagy egyedszámban található meg az Ó-Dráva felső, a Rinya áramló vizének hatása alatt álló végén. Kóborló példányai az Ó-Dráván mindenhol megfigyelhetők, a Rinyától távolodva egyre kisebb egyedszámban.

A viszonylag nagyobb méret és a fényes fémek kék (hímek), illetve zöld (nőstények) színezet alapján könnyen felismerhető a génusz mindkét hazai faja. A *Calopteryx splendens* hímjei egyértelműen azonosítható a szárnyak jellegzetes mintázata (2. kép) alapján, csak a nőstények keverhetők a kisasszony szitakötő (*Calopteryx virgo*) nőstényeivel (mindkét faj esetében a szárny mintázat nélküli, áttetsző). Ez utóbbi faj előfordulása az Ó-Dráván azonban igen csekély valószínűségű.



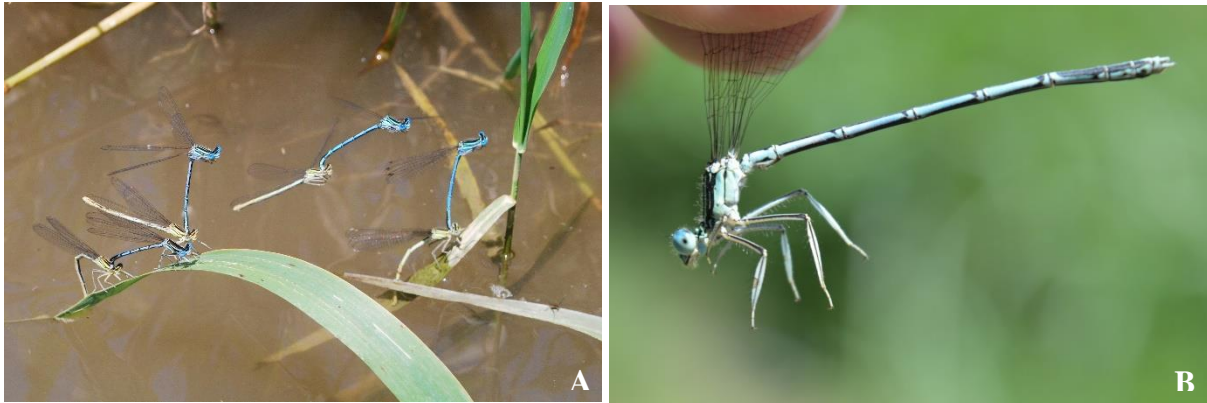
2. kép. A sávós szitakötő (*Calopteryx splendens*) hímje
(fotó: Móra Arnold).

Platycnemididae

Platycnemis pennipes (Pallas, 1771) – Széleslábú szitakötő

Európában és Magyarországon elterjedt faj (BOUDOT és KALKMAN 2015). Áramló vizek mentén mindenhol megtalálható, beleértve a kis és nagy vízfolyásokat, csatornákat, felduzzasztott szakaszokat. Az előző fajhoz hasonlóan nagy tömegben fordult elő az Ó-Dráva áramló vizű felső szakaszán, ugyanakkor a 2016-os eredmények alapján nem kóborol el annyira a víztér lentebbi szakaszaira, mint a sávós szitakötő.

A széleslábú szitakötő jellegzetes mintázataról könnyen felismerhető. A hímek világos kékes-fehéres színűek, a nőstények szintén világosak, a hímeknél halványabbak, a kék árnyalat nem annyira kifejezett (3. kép: A). Bár a színezetben elég nagy az egyedi változatosság, alapvetően könnyen megkülönböztethető a többi kisszitakötő-fajtól. Kézben fogva vagy közelről megfigyelve ebben nagy segítséget jelentenek a kiszélesedett, fehér lábak, amelyről magyar nevét is kapta a faj (3. kép: B).



3. kép. A széleslábú szitakötő (*Platycnemis pennipes*) példányai tojásrakás közben (A); kézben tartott hím példány (B), jól megfigyelhetők a jellegzetes mintázat és a kiszélesedett lábak (fotók: Móra Arnold).

Coenagrionidae

Coenagrion puella (Linnaeus, 1758) – Szép légivadász

Európában és Magyarországon is nagyon elterjedt faj, növényzetben gazdag állóvizekben, lassú áramlású vízfolyásokban mindenhol közönséges (BOUDOT és KALKMAN 2015).



4. kép. Hím szép légivadász (*Coenagrion puella*) (A) és párzókerék (B) (fotók: Móra Arnold).

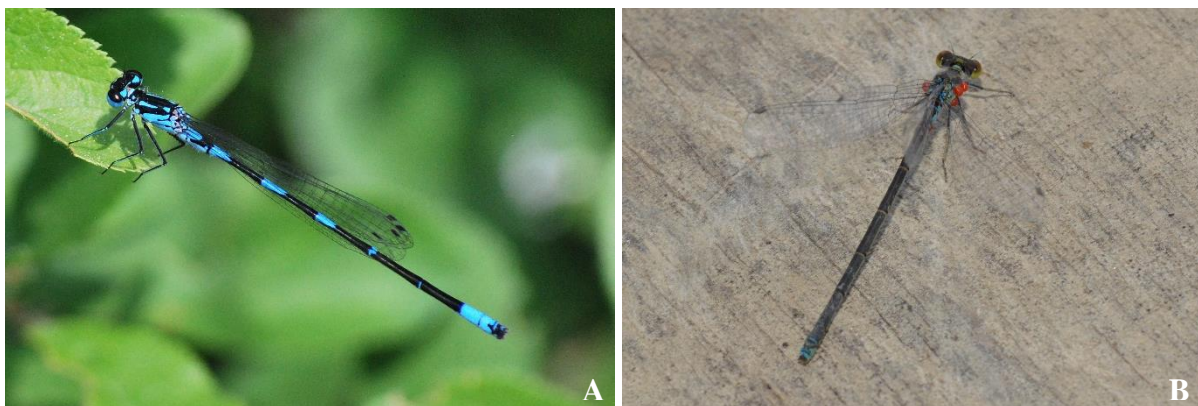
Az Ó-Dráván a 2016-ban megfigyeltnél valószínűleg gyakoribb, hiszen bár a középső részekről nem került elő, a víztér mindkét végén megtaláltuk példányait.

A hazai *Coenagrion* fajok alapvetően világoskék-fekete színezetűek, és messziről nehezen különíthetők el egymástól. Ezért javasolt a példányok megfogása, mivel viszonylag ritkán lehet nyugodtan ülő példányokat közlelről megfigyelni. A *Coenagrion puella* leggyakrabban a *Coenagrion pulchellum* fajjal fordul elő. A *C. puella* hímek színezetében több a kék (messziről szinte teljesen kéknek tünik), kézben vagy közlelről vizsgálva a potroh 2. szelvényén (S2) megfigyelhető U-alakú mintázatról lehet felismerni (4. kép: A). A nőstények színezete változatos, inkább zölde, több benne a fekete (4. kép: B), a *C. pulchellum* nőstényeitől csak nagyon nehezen különíthetők el.

Coenagrion pulchellum (Vander Linden, 1825) – Gyakori légivadász

Az előző fajhoz hasonlóan a gyakori légivadász is elterjedt Európában csakúgy, mint Magyarországon (BOUDOT és KALKMAN 2015). Élőhelye szintén azonos a szép légivadászéval, és az Ó-Dráván is hasonlóképpen gyakorinak tünik.

A szép légivadászhoz hasonló, a hímekben azonban több a fekete, messziről nem tünnek annyira egyöntetűen kéknek, mint az előző faj (javasolt a példányok befogása). Kézben tartva vagy közlelről szemlélve a hímek 2. potrohszelvényén (S2) a mintázat Y-alakú (5. kép: A). A nőstény (5. kép: B) nehezen különböztethető meg a *C. puella* nőstényétől.



5. kép. A gyakori légivadász (*Coenagrion pulchellum*) hímje (A) és atkákkal parazitált nősténye (B) (fotók: Móra Arnold)

Erythromma viridulum (Charpentier, 1840) – Zöld légivadász

Európában és Magyarországon is elterjedt faj (BOUDOT és KALKMAN 2015), elsősorban hínárnövényzetben gazdag állóvizek (mocsarak, tavak, holtmedrek) lakója. Az Ó-Dráva állóvízi jellegű szakaszain közönségesnek tekinthető, különösen ott, ahol felszínen kiterülő levelű hínár (sulyom, tündérrózsa) is található.

Kékes-fekete színezete alapján hasonlít a család több más képviselőjéhez, de azoktól egyértelműen elkülöníti a piros szeme, amely a hazai fajok közül csak erre és az *Erythromma najas* fajra jellemző. Az *E. najas* fajnál a zöld légivadász kisebb (ez csak gyakorlattal állapítható meg), illetve az utolsó (S10) potrohszelvény kék színezetében egy fekete X-alakú

mintázat figyelhető meg (6. kép). Ez leginkább csak kézben tartott példányoknál látszik, így azok begyűjtése javasolt. Viselkedése szintén jellegzetes, az imágók a vízfelszín közelében repülnek, illetve általában a parttól távolabbi növényzeten pihennek meg, így nehéz őket befogni.



6. kép. Hím zöld légvadász (*Erythromma viridulum*)
(fotó: Móra Arnold).

Ischnura elegans (Vander Linden, 1820) – Kék légvadász

Alighanem a legközönségesebb szitakötőfaj Európa nagy részén és Magyarországon is, amely minden állóvízben és lassan áramló vízfolyásban előfordul (BOUDOT és KALKMAN 2015). Ennek megfelelően az Ó-Drávában is általánosan elterjedt, kisebb-nagyobb számban mindenhol megfigyelhető.



7. kép. Hím kék légvadász (*Ischnura elegans*)
(fotó: Móra Arnold).

A kék légivadász jellegzetes mintázata – a fejtetőn a szemek mögötti szabályos kerek kék foltok, a tor kék és fekete színezete, a fekete hátoldalú potroh 8. szelvényének (S8) kék színe – alapján könnyen felismerhető (7. kép).

ANISOPTERA

Aeshnidae

Aeshna affinis Vander Linden, 1820 – Gyakori aca

Európában és Magyarországon is elterjedt faj, amely általában sekély, növényzetben gazdag állóvizekben fejlődik (BOUDOT és KALKMAN 2015). Az Ó-Drávánál egyetlen megfigyelése a felső, áramló szakaszon történt, így nagy valószínűséggel nem itt fejlődött, hanem átrepülő példányról lehet szó.

Színezetéről (a hím kék, a nőstény sárgás-zöldes), a családon belüli viszonylag kisebb méretéről és gyors röptéről viszonylag könnyen felismerhető faj (8. kép: A–B). Egyedül az *Aeshna mixta* fajjal keverhető össze, de az *A. affinis* annál általában korábban (május-június) repül, és az oldalán nincs széles sötét sáv (8. kép: A–B). Bár gyakran nagy tömegben repül, megfogása gyors mozgása miatt nehéz, és gyakran az állatok sérülésével jár, ezért ajánlott (és például távcsővel könnyebben kivitelezhető) a repülő példányok megfigyelése.



8. kép. A gyakori aca (*Aeshna affinis*) hímje (A) és nősténye (B) (fotók: Móra Arnold).

Anax imperator Lech, 1815 – Óriás szitakötő

Az egyik legnagyobb testű szitakötőnk, amely Európában és Magyarországon is általánosan elterjedt (BOUDOT és KALKMAN 2015). Élőhelyét a növényzetben gazdag állóvizek és lassan áramló vízfolyások, csatornák jelentik. Az Ó-Dráván 2016-ban ugyan csak egy ponton figyeltük meg, de a víztér többi szakaszán is számíthatunk jelenlétére. Elsősorban a hímek figyelhetők meg könnyen jellegzetes járőrözésük közben.

Feltűnően nagy mérete és viselkedése alapján (a hímek a területükön járőröznek, gyakran kíváncsiak és közelről megvizsgálják a szokatlan dolgokat, pl. a területre betévedő embereket) könnyen észrevehető és felismerhető faj. A hímeket a hasonló méretű fajoktól (más *Anax* fajok) egyértelműen megkülönbözteti a kék szem, a zöld tor és a kék potroh

kombinációja (9. kép), míg a nőstényeket és a fiatal egyedeket a látszólag egyszínű zöld potroh (néha a nőstények potroha is kék).



9. kép. Óriás szitakötő (*Anax imperator*) rongyos szárnyú, idős hímje (fotó: Móra Arnold).

Anax parthenope (Selys, 1839) – Tavi szitakötő

Egész Európában megfigyelhető faj, bár elterjedési területe némileg szűkebb, mint az *Anax imperator* fajé (BOUDOT és KALKMAN 2015). Magyarországon sokkal elterjedtebb, mint azt korábban (DÉVAI és MISKOLCZI 1987) gondolták. A tavi szitakötő – nevének megfelelően – elsősorban állóvizekhez kötődik. Viselkedése az óriás szitakötőéhez hasonló, de repülése gyorsabb, dinamikusabb, nagyobb területet jár be.

Némileg kisebb, mint az *A. imperator*, de egyike a legnagyobb testű hazai fajoknak. Megfigyelése során talán legfeltűnőbb a messziről virító kék nyereg, vagyis a 2. és 3. potrohszelvényre (S2–3) kiterjedő élénk kék mintázat. A potroh többi része és a tor sötét, barnás színezetű (időnként kékes), sohasem fényes kék, mint az előző fajnál (10. kép: A–B).



10. kép. Hím tavi szitakötő (*Anax parthenope*) hátulnézetből (A) és oldalnézetből (B) (fotók: Móra Arnold).

Corduliidae

Cordulia aenea (Linnaeus, 1758) – Érces szitakötő

Közép- és Észak-Európában elterjedt faj, Dél-Európából hiányzik (BOUDOT és KALKMAN 2015). Magyarországon is sokfelé előfordul, elsősorban az alföldön. Növényzetben gazdag állóvizek, csatornák, lassú áramlású vízfolyások lakója, lokálisan abundáns lehet. Az Ó-Dráva mentén többfelé megfigyeltük, a mennyiségi felmérés során valószínűleg azért került elő csak két helyről, mert a jellemző repülési idejénél (május-június) később történt a felmérés. Az imágók repülése eltarthat augusztusig (BOUDOT és KALKMAN 2015), de a hazai viszonyok között az Ó-Drávánál július közepén megfigyelt példányok már igen késeieknek számítanak (idős korukat jelzi, hogy a legtöbb példány sötét bronzszínű volt).

A családba tartozó többi fajhoz hasonlóan fémes csillogású színezet jellemzi. A hasonló *Somatochlora* fajoktól megkülönbözteti, hogy színe kevésbé csillogó zöld, különösen az idősebb példányokon bronzos (11. kép), illetve a bunkószerűen kiszélesedő potrohvég, amely a 7. és 8. potrohszelvényénél (S7–8) a legszélesebb.



11. kép. Hím érces szitakötő (*Cordulia aenea*)
(fotó: Móra Arnold).

Libellulidae

Crocothemis erythraea (Brullé, 1832) – Déli szitakötő

Eredetileg csak Dél-Európában honos, de az utóbbi évtizedekben a legészakibb területeket kivéve az egész földrészt meghódította (BOUDOT és KALKMAN 2015). Kisebbs-nagyobb kiterjedésű, növényzetben gazdag, könnyen felmelegedő állóvizekben fejlődik. Az Ó-Dráván az alsó, hínárnövényzetben gazdag, állóvíz jellegű szakaszokon tömegesnek mondható, a mocsárinövényzettel jobban benőtt, és áramló vizű szakaszokról azonban hiányzik.

A hím déli szitakötő könnyen felismerhető piros színéről, amely minden testrészére jellemző, és lapos potrohjáról, amelyek alapján más hazai fajokkal nem keverhető össze (12.

kép: A). A nőtények és a fiatal egyedek sárgás színezetűek (12. kép: B), de a szárnyak tövén lévő sárgás folt és jellegzetes testalkatuk alapján egyértelműen felismerhetők.



12. kép. Érett hím (A) és fiatal, éretlen hím (B) déli szitakötő (*Crocothemis erythraea*) (fotók: Móra Arnold).

Libellula fulva Müller, 1764 – Mocsári szitakötő

Európában az északi területek és a Pireneusi-félsziget kivételével széles körben elterjedt faj, Magyarországon is sokfelé előfordul (BOUDOT és KALKMAN 2015). Növényzetben gazdag állóvizek, csatornák, lassan áramló kisvízfolyások lakója. Egy-egy példányát az Ó-Dráva több pontján megfigyeltük, de gyakorinak nem nevezhető.

Magyarországon természetvédelmi oltalom alatt álló faj.

Az ivarérett hímek színezete kék-fekete, amelyről már messziről észrevehető. Ugyanakkor könnyen összetéveszthető a hasonló, kék potrohú, fekete potrohvégű *Orthetrum* fajokkal. Utóbbiakkal ellentétben a *Libellula fulva* szeme kékesszürke (az *Orthetrum* fajoké zöldes-barnás), ez, a szárnyak tövén lévő fekete folttal együtt (az *Orthetrum* fajoknál ez hiányzik) lehetővé teszi az egyértelmű azonosítást. Az idős példányokon a hamvas kék bevonat a potroh közepén gyakran megkopik, láthatóvá téve a test eredeti fekete színét, ez segít a faj felismerésében (13. kép: A). Az éretlen hímek teste narancssárga, a potrohon fekete hosszanti mintázattal (13. kép: B). A nőtények potroha narancssárga, közepén fekete mintázattal, a tor pedig barnás. Utóbbiaknál is megfigyelhető a szárnyak tövén a fekete folt.



13. kép. Érett hím (A) és fiatal, éretlen hím (B) mocsári szitakötő (*Libellula fulva*) (fotók: Móra Arnold).

Orthetrum albistylum (Selys, 1848) – Fehér pásztor

Elsősorban Európa középső és délkeleti részén előforduló faj, amely különféle növényzetben gazdag állóvizekben, lassan áramló vizű vízfolyásokban egyaránt megtalálható (BOUDOT és KALKMAN 2015). Hazánkban szinte mindenfelé előfordul. Az Ó-Dráván 2016-ban nem került elő, de több példányt megfigyeltünk a pocsolyánál. Ugyan ez is alkalmas lehet a lárvá kifejlődésére, de az is előfordulhat, hogy az Ó-Drávában fejlődött, zsákmányt kereső példányok kóboroltak erre. A faj élőhelyi igénye alapján minden valószínűség szerint az Ó-Drávában is él.

A hím fehér pásztor (14. kép: A) könnyen felismerhető világoskék potroháról, amely a végén fekete, de a függelékek fehérek (bár ez nem mindig kifejezett). A nőstények világos sárgásak jellegzetes sötét mintázattal, esetükben a függelékeken kívül a 10. potrohszelvény (S10) is fehér (14. kép: B). A fiatal hímek színezete a nősténykéhez hasonló, de csak a függelékek fehérek.



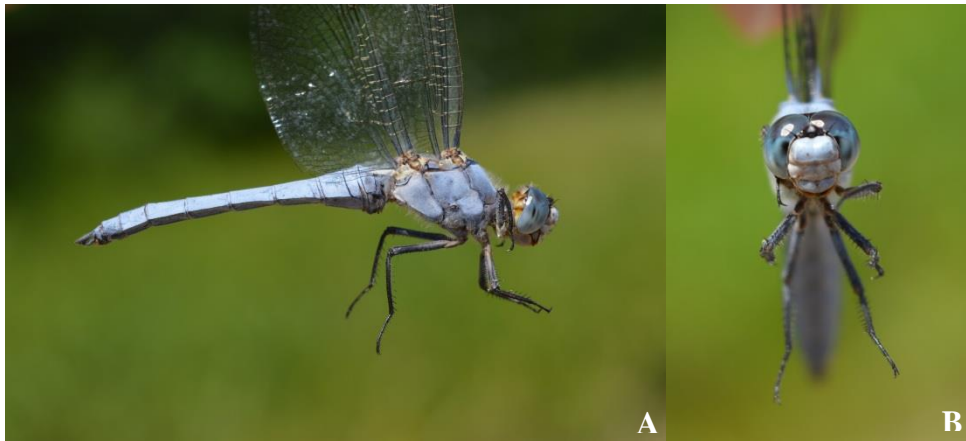
14. kép. Érett hím (A) és nőstény (B) fehér pásztor (*Orthetrum albistylum*)
(fotók: Móra Arnold).

Orthetrum brunneum (Fonscolombe, 1837) – Pataki szitakötő

Európa nagy részén megtalálható, a Mediterráneumból észak felé jelenleg is terjedőben lévő faj, amely kisebb vízfolyásokban, áramló vizű csatornáknakban fejlődik (BOUDOT és KALKMAN 2015). Hazánkban többfelé előfordul, nevével ellentétben nemcsak a hegy- és dombvidéki, hanem az alföldi áramló vizekben is. Az Ó-Dráva mentén többfelé megfigyeltük kóborló példányait. Valószínűleg a Rinyában, esetleg az Ó-Dráva áramló vizű részein fejlődik, de innen táplálkozni messzebbre is eltávolodhat (pl. a pocsolyánál megfigyelt példány).

Magyarországon természetvédelmi oltalom alatt álló faj.

A hím egész teste világoskék, fekete vagy más sötétebb mintázat nélkül (15. kép: A), erről könnyen felismerhető. A hozzá némileg hasonló *Orthetrum coerulescens* fajtól ezen felül egyértelműen elkülöníti a kékesfehér pófája (15. kép: B), nagyobb mérete és erőteljesebb röpte is. A nőstények és a fiatal hímek sárgásak, más *Orthetrum* és egyes *Sympetrum* fajokkal könnyen keverhetők, így befogásuk és kézben történő azonosításuk ajánlott.

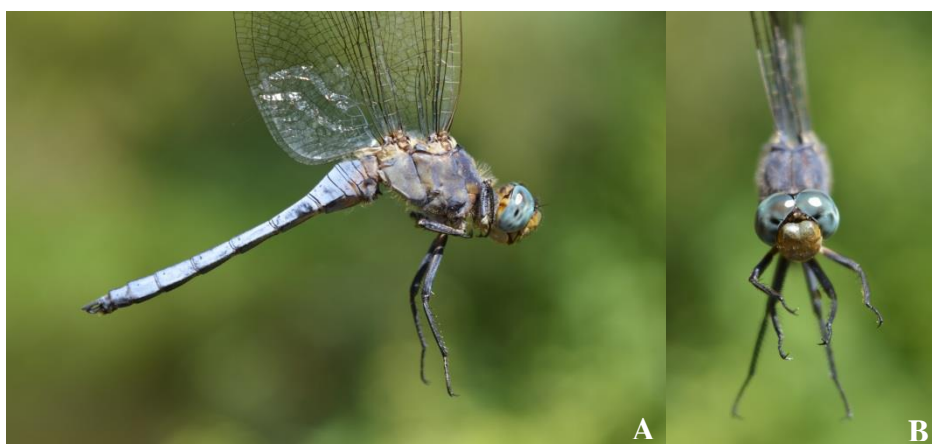


15. kép. Hím pataki szitakötő (*Orthetrum brunneum*) oldalról (A) és szemből (B) (fotók: Móra Arnold).

Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798) – Kék pásztor

A legészakibb területek kivételével egész Európában elterjedt faj (BOUDOT és KALKMAN 2015), Magyarországon is sokfelé előfordul, de sehol sem tömeges. Elsősorban gazdag vegetációjú kisebb állóvizek és kisvízfolyások, csatornák lakója. Az Ó-Dráván csak a felső, áramló vizű szakaszon figyeltük meg példányait, kétségtelenül ez a számára leginkább megfelelő élőhely a vízteren belül.

A legkisebb *Orthetrum* fajunk. A hímek potrohának kéksége az *Orthetrum brunneum* fajéhoz hasonló, de nem olyan feltűnően kék, illetve ez a szín a torra nem terjed ki, az inkább barnás színű (16. kép: A). A pataki szitakötővel szemben (amelynek pofája kékesfehér) a kék pásztor pofája világosbarna (16. kép: B). A nőstények és a fiatal hímek sárgásak, más *Orthetrum* és egyes *Sympetrum* fajokkal könnyen keverhetők, így befogásuk és kézben történő azonosításuk ajánlott.



16. kép. Hím kék pásztor (*Orthetrum coerulescens*) oldalról (A) és szemből (B) (fotók: Móra Arnold).

Sympetrum sanguineum (Müller, 1764) – Alföldi szitakötő

Európa és Magyarország egyik leggyakoribb szitakötőfaja (BOUDOT és KALKMAN 2015), az időszakos kisvizek és a gyors áramlású vízfolyások kivételével mindenféle víztípusban megél. Az Ó-Dráván is az egyik leggyakrabban szemünk elé kerülő szitakötő.

A *Sympetrum* fajok terepi azonosítása gyakran nem könnyű, különösen a nőstények és az éretlen hímek esetében. A *S. sanguineum* hímje (17. kép: A) viszonylag könnyen felismerhető élénk meggypiros színéről, a bunkósan kiszélesedő potroháról és teljesen fekete lábairól (a többi faj inkább narancssárga/piros, szárnyaik mintázottak és/vagy a lábaik legalább részben sárgák). A nőstények is felismerhetők (17. kép: B), de ehhez gyakorlat kell, célszerűbb befogni és kézben vizsgálni az állatot.



17. kép. Hím (A) és nőstény (B) alföldi szitakötő (*Sympetrum sanguineum*)
(fotók: Móra Arnold).

Sympetrum striolatum (Charpentier, 1840) – Gyakori szitakötő

Valószínűleg Európa és Magyarország leggyakoribb és legközönségesebb nagyszitakötő-faja (BOUDOT és KALKMAN 2015), amely elsősorban könnyen felmelegedő kisvizekben fejlődik, de a hegyi patakok és a nagy folyók kivételével gyakorlatilag szinte minden víztípusból előkerülhet. Az Ó-Dráván csak egy helyen sikerült megfigyelni 2016-ban, de valószínűleg ennél gyakoribb.



18. kép. Hím (A) és nőstény (B) gyakori szitakötő (*Sympetrum striolatum*)
(fotók: Móra Arnold).

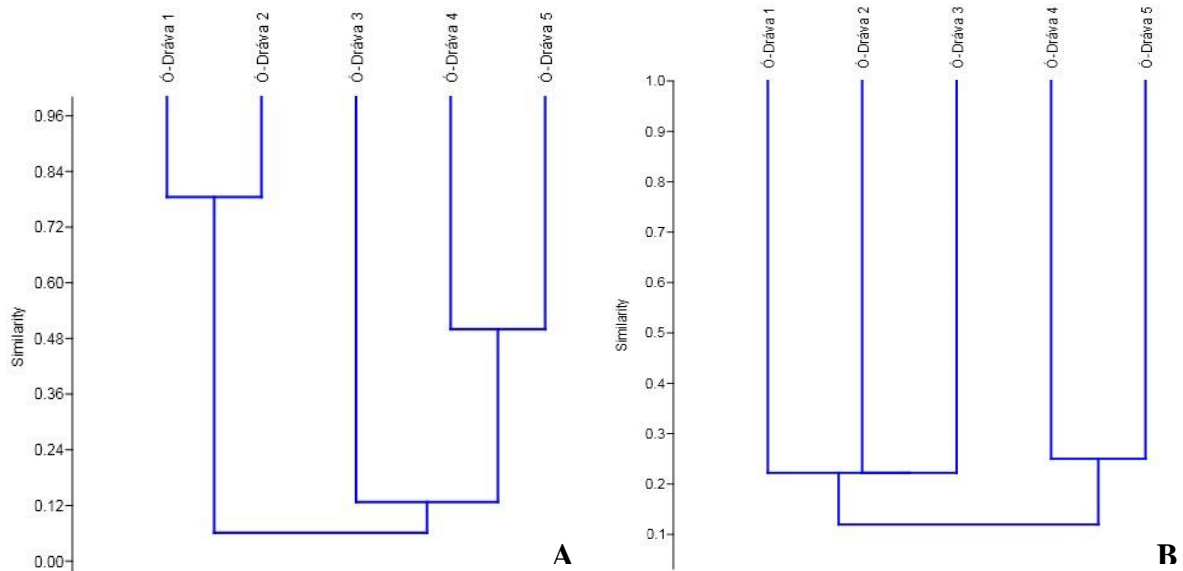
A gyakori szitakötőt nem könnyű felismerni, DIJKSTRA (2006) például azt javasolja, hogy legegyszerűbben a többi faj kizárásával azonosítsuk. Pirosas/sötét narancssárga színe, sárgás lábai több más *Sympetrum* fajra is jellemzőek. Leginkább a *Sympetrum vulgatum* fajjal keverhető össze, attól a teljesen kiszíneződött példányok kivételével biztosan a hímeket (18. kép: A) is csak kézben tartva lehet elkülöníteni, és az azonosítás során az ivarszervek vizsgálata is szükséges lehet. Különösen igaz ez a nem ivarérett hímek és a nőtények (18. ábra: B) esetében.

Az Ó-Dráva szitakötő-faunájának közösségszintű jellemzése

A szitakötőfajok relatív gyakorisága alapján az Ó-Dráva két fő részre osztható (2. ábra: A). Az alsó szakaszok szitakötő-együttesei egymáshoz hasonlóak, jól elkülönülnek a többi szakasztól. Ezt az élőhelyi jellemzők hasonlósága jól indokolja. A középső (Ó-Dráva 3) szakasz nagyobb hasonlóságot mutat a felső szakaszokkal, de azoktól is nagymértékben eltér. A felső két szakasz szitakötő-együttesei szintén hasonlóak, ami egyértelműen a víz áramló jellegére és az áramló vizet kedvelő fajok dominanciájára vezethető vissza.

A fajkészlet alapján szintén két nagy részre osztható az Ó-Dráva (2. ábra: B). Az alsó és középső szakaszok fajkészlete csaknem azonos, ezektől jól elkülönül a felső két szakasz.

A két klaszter alapján az Ó-Dráván egyértelműen elkülöníthető egy alsó, állóvíz típusú szakasz (Ó-Dráva 1 és 2), és egy felső, az áramló víz hatásával jellemezhető szakasz (Ó-Dráva 4 és 5). Az Ó-Dráva középső szakasza átmeneti jellegűt mutat: a fajkészlet még az alsó szakaszokéhoz hasonló, többségben vannak az állóvizekre jellemző fajok; ezzel szemben a fajok mennyiségi viszonyai alapján már érezhető az élőhely változása, mivel jelentős lett az áramló vizet kedvelő fajok egyedeinek aránya az együttesben.



2. ábra. Az Ó-Dráva egyes szakaszai szitakötő-együttesének hierarchikus osztályozása klaszterelemzéssel (A): a fajok relatív gyakorisága alapján (UPGMA módszer, Bray-Curtis hasonlóság) és (B): a fajok jelenlét/hiány adatai alapján (UPGMA módszer, Jaccard hasonlóság).

Az Ó-Dráva környezeti állapotának jellemzése a szitakötő-együttesek alapján

A szitakötő-együttesek alapján egy kivételével mindegyik szakasz (Ó-Dráva 1, 2, 3 5) IV. osztályú, azaz fajszegény terület. Az Ó-Dráva 4 ennél is rosszabb állapotúnak bizonyult, az V. osztályba került, azaz különösen fajszegény terület. A szakaszok szitakötő-faunájának nagymértékű különbségeiből adódóan az Ó-Dráva egésze (az öt szakasz összevont adatai alapján) viszont már III. osztályú, mérsékelten fajszegény terület (**5. táblázat**).

A fentiek alapján úgy tűnhet, hogy az Ó-Dráva környezeti állapota nem túlságosan kedvező. Ugyanakkor 2016-ban csak egy alkalommal történt felmérés, aminek egyenes következménye lehet – a fajok eltérő fenológiája miatt – a viszonylag kevés faj megfigyelése. A felmérések időben történő kiterjesztésével minden bizonnyal megnő a területen megfigyelt fajok száma is. Reményeink szerint ezzel az Ó-Dráva is jobb minőségűnek mutatkozik majd, habár a pontszámok szinte minden esetben az adott osztályhoz tartozó határértékek közül az alsóhoz álltak közelebb, így nem biztos, hogy egy részletesebb vizsgálattal a víztér minőségi besorolása megváltozik.

5. táblázat. Az egyes országos gyakorisági kategóriákba (Gy.) tartozó fajok száma és a minőségi osztályok mintavételi helyenként és az Ó-Drávára (SF: a gyakorisági kategóriákhoz tartozó súlyfaktorok).

	Gy.	SF	Ó-Dráva 1	Ó-Dráva 2	Ó-Dráva 3	Ó-Dráva 4	Ó-Dráva 5	Ó- DRÁVA
Igen gyakori	V	1	0	0	0	0	0	0
Gyakori	IV	2	3	3	3	4	4	8
Mérsékelten gyakori	III	4	3	1	1	0	2	5
Ritka	II	8	2	0	2	0	0	2
Szórványos előfordulású	I	16	0	1	0	0	0	1
<i>Összpontszám</i>			34	26	26	8	16	68
Élőhely súlyfaktora			1,5	1,5	1,5	1,5	2,5	1,25
Min. besorolás pontszáma			51	39	39	12	40	85
Minőségi besorolás			IV	IV	IV	V	IV	III

JAVASLATOK A SZITAKÖTŐK MONITOROZÁSÁRA AZ Ó-DRÁVÁN

Habár 2016-ban csak egy alkalommal történt felmérés, az előzetes tapasztalatok alapján már megfogalmazhatunk néhány javaslatot az Ó-Dráva szitakötő-együtteseinek hosszú távú monitorozására.

Az élőhelyi jellemzők és ezzel együtt a szitakötő-együttesek változatossága, ezek grádiensszerű megjelenése az Ó-Dráván mindenképpen figyelmet érdemel, különösen a medret érő/ért természetes és antropogén hatások, természetvédelmi kezelések fényében. A változások nyomon követésére hosszabb távú, több éves monitorozás ajánlott.

A 2016-ban kijelölt mintavételi helyek reprezentatívak a víztérre, így a felmérések folytatása ezeken a szakaszokon javasolt.

Az ebben a jelentésben bemutatott, az imágók területi gyűjtésén/számlálásán alapuló módszer egyszerűen kivitelezhető és reprezentatív képet ad az Ó-Dráva szitakötő-együtteseiről, így a későbbiekben is ennek alkalmazása javasolt.

Az állatok határozására a DIJKSTRA (2006) által szerkesztett, angol nyelvű terepi határozókönyv kiválóan alkalmas (magyar nyelvű vonatkozó kiadvány még nem létezik). Terveink szerint a jelenlegi projekt befejezésével sikerül összeállítani egy, az Ó-Dráva szitakötőit bemutató segédanyagot (ennek alapját képezi az ebben a jelentésben bemutatott képanyag), amely alapján nem csak szakemberek végezhetik el a felméréseket.

Mindenképpen fontos a felmérések időbeli kiterjesztése, és ajánlott a monitorozás során egy éven belül több alkalommal (legalább három alkalom tavasszal, nyár elején, nyár végén) is felmérést végezni. Legideálisabb lehet május eleje és szeptember vége között akár havonta elvégezni egy felmérést. A mintavételek gyakoriságára vonatkozóan az Ó-Dráva esetében a 2017-es felmérés alapján további javaslatokat tehetünk majd.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- AMBRUS, A. – BÁNKÚTI, K. – KOVÁCS, T. 1997: A szitakötők populációsztű monitorozása. In: FORRÓ L. (szerk.): Rákok, szitakötők és egyenesszárnyúak. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer V. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, p. 35–49.
- DÉVAI, GY. 1997a: A szitakötők közösségisztű monitorozása. In: FORRÓ L. (szerk.): Rákok, szitakötők és egyenesszárnyúak. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer V. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, p. 50–53.
- DÉVAI, GY. 1997b: Javaslat a szitakötők (Odonata) imágóinak mennyiségi felmérésére. – *Studia odonatol. hung.* 3: 21–33.
- DÉVAI, GY. – MISKOLCZI, M. 1987: Javaslat egy új környezetminősítő értékelési eljárásra a szitakötők hálótérképek szerinti előfordulási adatai alapján. – *Acta biologica debrecina* 20: 33–54.
- DIJKSTRA, K.-D.B. (ed.) 2006: Field guide to the dragonflies of Britain and Europe. – British Wildlife Publishing, Gillingham, 320 pp.
- HAMMER, Ø. – HARPER, D.A.T. – RYAN, P.D. 2001: PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- MÓRA, A. – FARKAS A. 2015: First records of *Erythromma lindenii* (Selys, 1840) from Hungary (Odonata: Coenagrionidae). – *Notulae odonatologicae* 8/6: 169–175.
- VAJDA, CS. – DÉVAI, GY. 2015: A magyar szitakötő-fauna (Odonata) új taxonjegyzéke. – *Studia odonatologica hungarica* 17: 5–22.

ÖSSZEFOGLALÁS

A szitakötő-imágók mennyiségi felmérését Dévai (1997) által leírt módon az Ó-Dráva öt szakaszán 2016. július 20-án végeztük el. Ezeket a felméréseket július 21-én, faunisztikai megfigyelésekkel egészítettük ki három helyen az Ó-Dráván és egy, a víztér melletti időszakos vízállásnál.

A mennyiségi felmérés során hat családból 16 faj (*Calopteryx splendens*, *Platycnemis pennipes*, *Coenagrion puella*, *Coenagrion pulchellum*, *Erythromma viridulum*, *Ischnura elegans*, *Aeshna affinis*, *Anax imperator*, *Anax parthenope*, *Cordulia aenea*, *Crocothemis erythraea*, *Libellula fulva*, *Orthetrum albistylum*, *Orthetrum coerulescens*, *Sympetrum sanguineum*, *Sympetrum striolatum*) 529 példánya került megfigyelésre. A faunisztikai megfigyelések során egy olyan faj került elő (*Orthetrum brunneum*), amely a mennyiségi vizsgálatok közben nem került elő. Az Ó-Dráván és közvetlen környékén így 17 faj jelenlétét bizonyítottuk, amely a Magyarországról ismert fajok 25,8%-a.

Az egyes mintavételi szakaszok fajszáma 4 és 8 közötti volt, amely az össz fajszámot figyelembe véve jelentős fajkicserélődést mutat az Ó-Dráva egyes szakaszai között. A mennyiségi viszonyok alapján **a víztér alsó szakaszain az állóvizekre jellemző fajok** (pl. *Crocothemis erythraea*), míg **a felső**, a Rinya hatása alatt álló **szakaszokon az áramló vizeket kedvelő fajok** (pl. *Calopteryx splendens*, *Platycnemis pennipes*) voltak dominánsak.

Két faj, a mocsári szitakötő (*Libellula fulva*) és a pataki szitakötő (*Orthetrum brunneum*) Magyarországon **védett**. A többi faj országosan elterjedt, a számukra megfelelő élőhelyeken gyakorinak tekinthető. A megfigyelt fajokról fotódokumentáció készült.

A fajkészlet és a fajok relatív gyakorisága alapján végzett klaszteranalízis kimutatta, hogy az Ó-Dráván egyértelműen **elkülöníthető egy alsó, állóvíz típusú szakasz, és egy felső, az áramló víz hatásával jellemezhető szakasz**. Az Ó-Dráva középső szakasza átmeneti jelleget mutat.

A szitakötő-együttesek alapján történt előzetes környezetminősítés szerint **az Ó-Dráva közepes állapotú, III-as osztályú, mérsékelten fajszegény terület**. A felmérések időben történő kiterjesztésével és a megfigyelt fajok számának nagy valószínűséggel történő emelkedésével ez azonban még változhat.

Előzetes tapasztalataink alapján a **hosszú távú monitorozás** az imágók területi gyűjtésén/számlálásán alapuló módszerrel, a 2016-ban vizsgált szakaszokon, évi több alkalommal végzett felmérésekkel mindenképpen **indokolt**.

A herpetofauna monitorozása az Ó-Dráván 2016-ban

Készítette: **Dr. Purger J. Jenő**

ELŐZMÉNYEK

A 2015-ös év során végzett herpetológiai felmérések eredményei egyértelműen arra utaltak, hogy az Ó-Dráván mind a kétéltű-, mind a hüllőfaunát kis faj és egyedszám jellemzi. Ennek egyik fő okát abban láttuk, hogy a szárazföldi élőhelyeken elsősorban a vaddisznók (*Sus scrofa*), a vízi élőhelyeken pedig a naphalak (*Lepomis gibbosus*) és a fekete törpeharcsáknak (*Ameiurus melas*) nagyon elszaporodtak. A felsorolt fajok nagyszámú egyedei pedig a kétéltűek petéit, ivadékát és a kifejlett állatokat is gyakran fogyasztják. A 2015-ös év során a Natura 2000 jelölő fajok közül csak a vöröshasú unka (*Bombina bombina*) jelenlétét sikerült kimutatnunk (PURGER 2015). A 2015-ös év során elsősorban a vizuális megkeresést és a hang alapján történő megkeresés mellett, a nyílt vízfelületen próbálkoztunk sávtranszekt felméréssel, valamint kis időszakos vizekben petecsomók felmérésével. Ezek a módszerek nem váltották be teljes mértékben a hozzájuk fűzött reményeket, így a 2016-os évben a jóval hatékonyabb, de munka és emberigényesebb módszerek kipróbálását tűztük ki célul. A kétéltű fauna monitorozása a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NB-mR) elvárásaival összhangban így elsősorban palack és vödör csapdák és terelőkerítések alkalmazásával végeztük. A projekt céljai között ugyanis az Ó-Dráva kétéltű faunája, elsősorban a dunai tarajosgöte (*Triturus dobrogicus*) állományának hosszú távú monitorozása volt, de a 2015-ös év során igyekezetünk ellenére nem tudtuk bizonyítani a faj egyedeinek jelenlétét, vélhetően a korábban említett okok miatt. A 2016-os felméréseket elsősorban ennek a fajnak a kimutatására és lehetséges monitorozására összpontosítottuk. E cél elérése érdekében az ismert protokollok és a terület adottságait és az itt szerzett tapasztalatokat figyelembe véve egy olyan monitorozási protokoll kidolgozására is szükség mutatkozott, amely egyszerű, hatékony és az évek során megbízható eredményeket produkál, nemcsak a vizsgált területen, hanem a Dél-Dunántúli régió, hasonló élőhelyein is.

A FELMÉRÉSI ÉS MONITOROZÁSI MÓDSZEREK BEMUTATÁSA

A kétéltűek jelenléte egy-egy területen nagyban függ a vizes élőhelyek meglététől, akár ideiglenes vizekről legyen szó, vagy pár kilométeres körzetben állandó víztestekről. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) kétéltűekkel és hüllőkkel foglalkozó kötetében KORSÓS (2007) a kétéltűek felmérését és monitorozását HEYER és mtsai. (1994) nyomán mutatja be. A tíz eltérő módszer leírása akár elegendőnek is tűnhet, de például a göték kimutatására és monitorozására legmegfelelőbb módszer a palackcsapdák használata csupán említés szintén szerepel a kötetben. Ezért a kétéltűek kimutatására, állományuk felmérésére és monitorozására használatos módszerek csoportosítását és rövid bemutatását elsősorban saját terepi tapasztalataim alapján adom meg.

A legegyszerűbb két módszer egy adott terület kétéltű faunájának feltárására, a fajok jelenlét hiányának megállapítására a vizuális és a hang alapján való megkeresés. Míg az első módszer

időigényesebb és megkerülhetetlen, a második szintén egyszerű módszert jóval ritkábban használják.

Vizuális megkeresés: egy adott terület adott időszakaiban végzett rendszeres és alapos terepbejárás. A felmérésben részt vevő személy, vagy személyek a területen szabad szemmel észlelhető kétélű fajok egyedeit veszik számba. Ez a módszer nem minden időszakban és élőhelyen alkalmazható azonos módon. A munkában résztvevőknek jó fajismerettel kell rendelkezniük. Relatív alacsony terepmunka befektetéssel gyors és megbízható eredmények érhetők el.

Hang alapján való megkeresés: azon alapszik, hogy a békák hímjei elsősorban a nászidőszakban jellegzetes hívóhangot hallatnak. A hangok fajra jellemzők, így az esetek többségében a hangot kibocsájtó egyed fajtát sok esetben még egyedszámát is meg lehet állapítani. Az is nagy előnye a módszernek, hogy nehezen járható terepen is alkalmazható és a nehezen megfigyelhető fajok egyedei is kimutathatók. Elengedhetetlen a jó minőségű hanganyag beszerzése és annak ismerete elsajátítása, mielőtt a munka elkezdődik. Előnyös a diktafon használata, így a rögzített hangok utólag is határozhatók. A módszert Magyarországon elsőnek ANTHONY (1999) alkalmazta 1998-ban, de a mai napig nem terjedt el széles körben, pedig megfelelő protokoll (ANTONY és PUKY 2001, TÓTH és PUKY 2009) és hanganyag is rendelkezésünkre áll (ORSZÁG & RUDOLF 2003).

A vizuális és hang alapján történő mintavételezést random módon, csak akkor végzünk, ha a felmérésünk tájékozódó jellegű, vagy ha nem áll rendelkezésre elegendő idő. Az ilyen felmérések még abban az esetben is, ha egyes fajokból több egyed jelenlétét is sikerül kimutatni egy területen, csak a jelenlét hiány megállapítására elegendők.

Amennyiben ezt a két egyszerű felmérési módszert valamelyik jól definiált mintavételi eljárással ötvözzük, az eredményink máris számszerűsíthetővé (kvantifikálhatóvá) válnak. Ezek az adatok már alkalmasak az egyes fajok egyedsűrűségének megállapítására vagy akár populációbecslésre is.

A definiálható mintavételi módszerek közül négyet említünk:

1. Pontban történő mintavétel: ezt a módszert elsősorban a hang alapján való megkeresés (akusztikus felmérések) során alkalmazzák. Fontos, hogy a mintavételi helyek egymástól legalább 500 méterre legyenek, függetlenül attól, hogy foltos, vagy lineáris élőhelyeken, vagy azok mentén folyik a felmérés. A mintavételi helyek (pontok) kijelöléséhez térképet és helymeghatározó GPS készüléket célszerű használni. A mintavétel körülményeit a protokoll szerint minden alkalommal le kell jegyezni, mivel a légköri változások valamint a növényzet is befolyásolja a hangok terjedését. A módszer protokollja hozzáférhető (ANTHONY & PUKY 2001).

2. Mintanégyzetben történő mintavétel: nagyobb kiterjedésű többnyire homogén jellegű élőhelyek kétélű faunájának számszerűsítésére alkalmas. A vizsgált élőhelyen adott számú (az élőhely nagyságának ismeretében határozható meg, pl. 2, 5, 10, 15 stb. hogy hány)

véletlenszerűen kijelölt megfelelő méretű négyzet alakú terület-egységet jelölünk ki, majd ezeket átkutatva számba vesszük a rajtuk található fajokat és egyedszámukat. A mintanegyzetek mérete is a terület homogenitásától, a fajok mobilitásától, a territóriumok nagyságától stb. függhet, pl. 1 m^2 , 10 m^2 , 100 m^2 .

3. Sávban történő mintavétel: akkor alkalmazható, ha az élőhely kiterjedése vagy struktúrája miatt alkalmasabb, mint az előbb említett mintanegyzetben történő felmérés. A környezeti grádiensek vizsgálatánál is fontos szerepet kaphat ez a mintavételi eljárás. Az élőhelyek előzetes bejárását követően lehet eldönteni (pl. az aljnövényzet borítása miatt), hogy egy adott hosszúságú egyenes (pl. 200 m, 500 m stb.) mentén azonos tempóval haladva milyen széles sávban (pl. 2, 5, 10, 20 m) lehet nagy biztonsággal észrevenni, meghatározni és megszámlálni az ott előforduló fajok egyedeit.

4. Foltban történő mintavétel: akkor alkalmazható, ha a felméréendő terület nem túl nagy és alakja nem szabályos. A folt ilyen esetben megegyezik a vizsgált területtel, azaz annak alakját követi. Ezt a módszert elsősorban a szaporodó (peterakó) helyek (sokszor még a térfogat is könnyen kiszámítható) faj és egyedszámának feltárására, valamint egyes fajok telelőhelyeinek (mikrohabitat) számszerűsítésére is használható.

Az ismertetett négy mintavétel eljárás során nem csak a vizuális és hang alapján történő megkeresést lehet és kell alkalmazni, mert vannak hatékonyabb félautomata, sőt automatának tekinthető a módszerek, melyek egyszerűbb vagy komolyabb eszközök használatát igénylik és a két korábban említett módszernél jóval nagyobb ember és munkaigényűek.

1. Merítőháló (vagy edény) használata: elsősorban lárvák kvantitatív mintavételezése alkalmas (**1. ábra**). Szabványosított eljárással (pl. meghatározott átmérőjű és alakú merítőhálóval adott számú hálómerítéssel, vagy adott térfogatú vödörrel való merítéssel, vagy adott víztérfogat átszűrésével) s veszünk mintát az ebihalaktól nyüzsgő vízből. Elvégezhető a víztestben élő lárvák egyedszám becslése. A felmérések ismétlésével megbecsülhetjük egyes fajok lárváinak túlélési esélyeit, ami meghatározza a faj szaporodási sikerét.



1. ábra. Mintavételezések merítőhálóval (fotó: PURGER J. J.)

2. Szaporodó ketrecek használata: elsősorban az egy nőstény által lerakott peték számának a pontos meghatározását segíti (**2. ábra**), de a kikelő lárvák számának ismerete alapján a

peték mortalitási rátája is megbecsülhető. Ez a módszer idő, anyag és emberigénye miatt ritkán alkalmazzák, pedig egy adott területen a szaporodási siker kiszámításához használata megkerülhetetlen.



2. ábra. A szaporodó ketrecbe helyezett hím és nőstény béka párosodását követően képet kaphatunk a lerakott peték számáról, a békák testtömeg vesztéséről stb. (fotó: PURGER J. J.)

3. Gyurma vagy szilikon modellek használata: kevésbé elterjedt módszer, mely gyurmából esetleg szilikonból készült élethű állatok (**3. ábra**), lárvák a valódi faj túlélési esélyének vizsgálatát szolgálja adott helyen és időben. Ezek a vizsgálatok többnyire tájékoztató jellegűek, de képet adnak a vizsgálni kívánt fajok túlélési esélyeiről és a gyurmán hagyott nyomok alapján a predátorokról is.



3. ábra. Gyurma vagy szilikonból készült békákkal Magyarországon még nem folytak vizsgálatok, de a módszer elég részletesen kidolgozott és terjedőben van (bal fotó: gyurmából készült békák, forrás: STUART et al. 2012; jobb fotó: szilikonból készített béka, forrás: YEAGER et al. 2011)

4. Automata kamerák használata: egyre jobban terjed az olcsóbb és mind tökéletesebb kamerák megjelenésével. A felhasználási mód sokrétű lehet, pl. adott szaporodó-, vagy telelőhely kamerás megfigyelésével képet kaphatunk a zavarásokról és azok mértékéről (pl. milyen gyakran repülnek a bakcsók a tavacsára, amelyben ebihalak fejlődnek, vagy hányszor jelenik meg a róka, borz vagy a vaddisznók, mennyi ideig keresnek a telelőterületen stb.).

Akár egy adott élőhelyen kijelölt mintaterület is bekamerázható (**4. ábra**). Így akár több napon vagy héten át nyomon követhető, hogy mely fajok hány egyede használja a területet.



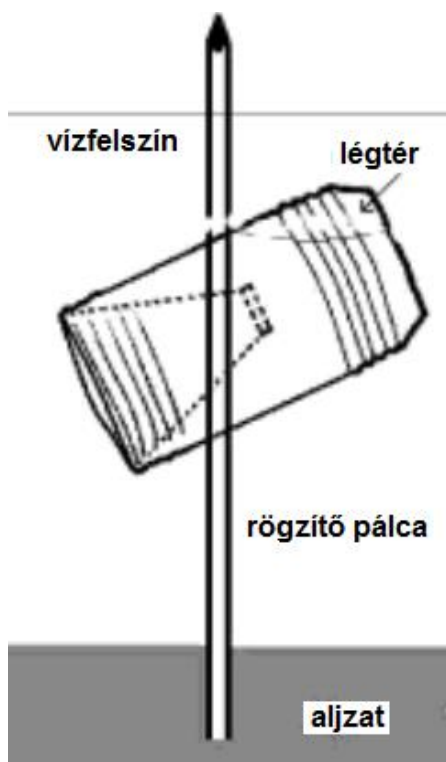
4. ábra. A mozgásérzékelővel felszerelt automata kamerák éjjel nappal rögzítik a változásokat, képeket, vagy rövidfilmeket készítenek. Segítségükkel a terelőkerítések körüli mozgásokat is figyelemmel kísérhetjük (Fotó: PURGER J. J.).

5. Palackcsapda használata: elsősorban a gőtefajok kimutatására és állományuk nagyságának felmérésre alkalmas. Használatának feltétele, hogy a víztest mélysége legalább 30 cm legyen, akár álló vagy folyóvízbe helyezzük őket. A rendszeres monitorozás megkezdését megelőző évben, célszerű a partszegély különböző részein (melyeket potenciális szaporodóhelynek vélünk) próbacsapdázásokat végezni, hogy az állatok által preferált helyeket felderítsük. Ebben az esetben eltérhetünk a javasolt csapdászamtól és a csapdák közötti távolság is nagyobb lehet az előírtaknál.

A monitorozásra kijelölt mintavételi egységek meghatározását követően azonban már, csak a protokoll szerint szabad dolgoznunk (GUBÁNYI et al. 2010, KISS et al. 2010, DANKOVICS & KISS 2011). A módszer alkalmazása ember- és eszközigenyes. A nagyszámú csapda szállítása gépjárműhasználatot igényel, ezért a mintavételi egységek kiválasztásánál szintén fontos szempont a terült megközelíthetősége. A legfontosabb, hogy minden esetben a protokollnak megfelelően járjunk el, hogy a fajok egyedeinek túlélését ne kockáztassuk.

A csapdák 1,0-1,5 literes lehetőleg teljesen áttetsző műanyag flakonból készüljenek (**5. ábra**). A flakonok kupakját eltávolítjuk és felső harmadát egy éles szikével óvatosan levágjuk, majd a palack belsejébe fordítva rögzítjük (amennyiben a beillesztett rész kicsúszik, akkor tűzőgéppel két helyen rögzíthetjük).

Az így előkészített palacktest két szembenálló oldalára szikével egy-egy \times alakú bevágást készítünk úgy, hogy a palackon áthatoló, kb. 1-1,5 méteres pálca ferdén kb. 45° -os szöveget zárjon be a palack tengelyével. A hegyes pálcát úgy szúrjuk az aljzatba, hogy a palack nyitott oldala lefelé nézzen és a fokozatosan beáramló víz ne töltse tele, hanem a palackban maradjon légbuborék. Ez azért fontos, hogy a palackba bejutó gőté ne fulladjanak meg.



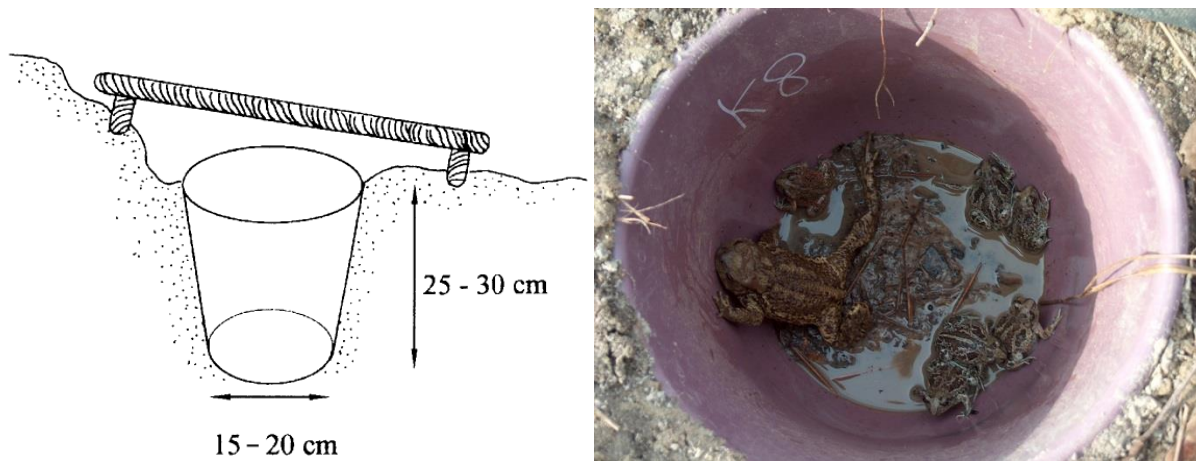
5. ábra. A palackcsapda és rögzítésének módja (balra, az ábra forrása: DANKOVICS és KISS 2011. - módosítva), az általunk készített palackcsapda (jobbra, fotó: PURGER J. J.)

A csapdákat a gótéknak számára leginkább kedvezőnek tűnő szaporodóhelyeken: sás, gyékény vagy nádcsomók, hínárfoltok szélén vízbenyúló faágak közé érdemes elhelyezni.

Amennyiben a csapdákat nem lehetséges egy szakaszban kihelyezni, akkor azok több szakaszban is eloszthatók.

A palackcsapdákat a tavaszi időszakban az esti órákban helyezzük ki egy-egy éjszakára, körülbelül 10 óra expozíciós időre. Reggel a csapdákat felszedjük, a gótéket meghatározzuk és megszámláljuk. Szükség esetén lemérjük őket, majd mihamarabb szabadon engedjük ugyanott, ahol megfogtuk őket. Külön figyelmet kell fordítani a csapdák számozására (vízhatlan festékkel), és a csapdákat rögzítő pálcák hegyére is jó, ha színes szalagot kötünk. Ez nagyszámú csapda használata esetén nagyban megkönnyíti a munkánk hatékonyságát.

3. Vödörcsapda használata: önmagában csak akkor lehet eredményes, ha olyan élőhelyen dolgozunk, ahol nagy az egyedsűrűség. Előnye, hogy a vödörök leásását (10 literes műanyag vödörök használata javasolt) akár egy ember is végezheti és rövid idő alatt elég sok csapda készíthető (**6. ábra**). Jóval gyorsabb, mint pl. a terelőkerítések felállítása, amit egy ember nagyon nehezen tud megvalósítani. Elővizsgálatokhoz ez a módszer is kiválóan alkalmazható.



6. ábra. A vödörcsapda kihelyezésének vázlatja (forrás: KORSÓS 2007). Vödörcsapdába esett barna varangy és barna ásóbékák (fotó: PURGER J. J.)

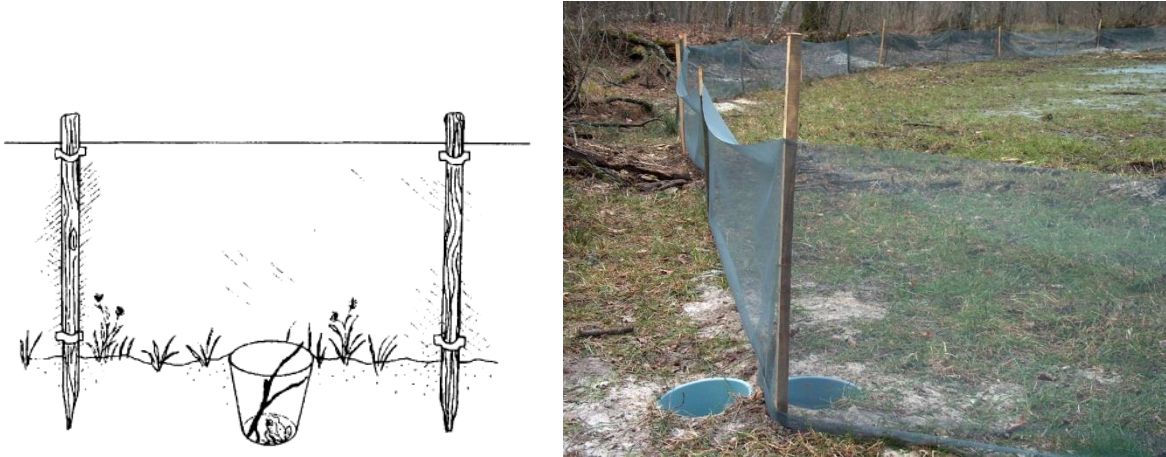
4. Terelőkerítés használata: elsősorban békamentés során alkalmazható. A terelőkerítések segítségével a szaporodóhely felé, vagy azt elhagyva az élőhelyük felé vonuló kételtű fajok, elsősorban békák mozgási irányát szabályozza. A terelőkerítéseknek köszönhetően a vonuló állatokat ún. „békaalagutak” felé, vagy más biztonságos irányba terelik, hogy meggátolják őket a forgalmas utakon való áthaladásban (**7. ábra**). Amennyiben nincs békaalagút, vagy más biztonságos átkelőhely a terelőkerítések mentén vödörökbe kell gyűjteni az állatokat és biztonságosan átszállítani az út másik oldalára. Ilyenkor adatok gyűjthetők a kételtű fajok egyedszámáról, ivararányáról, és ha lehetséges, akkor testtömegükről, sőt a méreteik alapján még a korcsoportjukról is információkhoz juthatunk. Az országban sok helyen sok éve folyik békamentés, így ez a módszert nyugodtan tekinthetjük monitorozási eljárásnak is, csak megfelelő protokollokat kellene a közeljövőben készíteni, hogy az adatgyűjtések egységes elvárások szerint folyjanak.



7. ábra. A szaporodóhelyek irányába vonuló kételtűeket terelőkerítéssel irányítják az út alatti átjáróhoz „békaalagúthoz” (fotó: PURGER J. J.)

5. Vödörcsapda és terelőkerítés használata: a talajfelszínen mozgó viszonylag kis aktivitású kételtűek szinte egyetlen „félautomata” gyűjtési módszere (KORSÓS 2007). A módszer lényege, hogy a talaj felszínén véletlenszerűen mozgó állatok (békák, gőté, szalamandrák) egy mélyedésbe, esetünkbe egy vödörbe esnek, melyből csak akkor

szabadulhatnak, ha a kutató az ellenőrzést végzi. Annak esélye, hogy egy vödörbe beleessen egy állat igen kicsi, hiszen a kételtűek egyedsűrűsége többnyire alacsony (kivétel a szaporodási időszakot megelőző vándorlás), ezért kerítésekkel lehet a mászkáló egyedeket a vödör irányába terelni. Erre a célra a legmegfelelőbb 10 literes műanyag vödröket használni, terelőkerítésnek pedig 50-100 cm széles fóliát, vagy szúnyoghálót használunk (**8. ábra**).



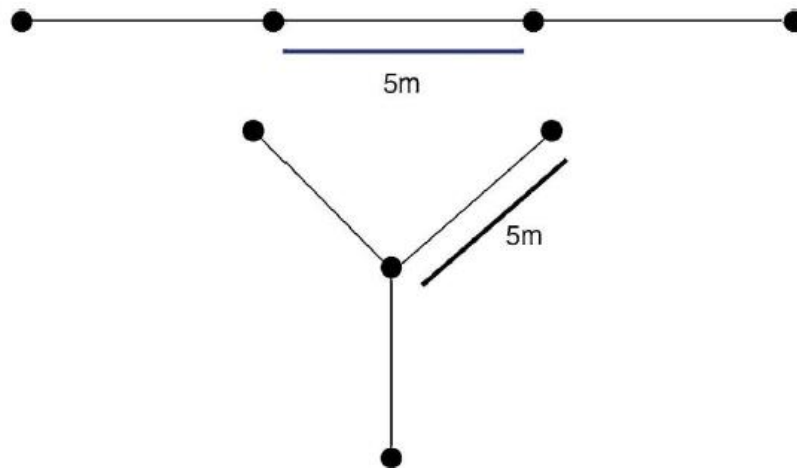
8. ábra. Vödör csapda, terelőkerítéssel - vázlaton (balra, forrás: KORSÓS 2007) és a valóságban (jobbra, fotó: PURGER J. J.)

A terepszemlélt követően eldöntjük, hogy melyik helyszínre milyen csapdatípust célszerű felállítani. A műanyag vödröket lineárisan, vagy radiálisan (más elrendezés is lehetséges, pl. tavak, tókák teljes körülkerítése esetén) leássuk, egymástól 5 méter távolságra úgy, hogy a vödrök pereme egy színben legyen a talajszinttel. Ezt követően 3-5 méteres távolságokban karókat verünk a földbe a terelőkerítések nyomvonala mentén, hogy legyen mihez rögzítenünk a fóliát, vagy hálót. Amikor ezzel a munkával megvagyunk, akkor a leásott vödrök közötti szakaszokon ásóval 10-15 cm-es mély vályút hozunk létre, majd a kerítés anyagának alsó részét beleállítjuk. A kerítés anyagát kifeszítjük a karók között és tűzőgéppel rögzítjük, majd amikor a kerítést felállítottuk, akkor mindkét oldalán megigazítjuk a talajt, úgy, hogy a kerítés anyaga legalább 10 cm-el a föld felszíne alá kerüljön, és sehol se lehessen átbújni alatta. Ez azért fontos, hogy ha egy állat szemben találja magát a kerítéssel, akkor addig ugrál vagy halad mellette, amíg a vödörhöz nem ér és bele nem esik. A vödrökbe nem árt egy kis avart, mohát helyezni, hogy az állatok nem sérüljenek meg, és ne száradjanak ki (ez elsősorban meleg száraz nyári napokon fontos). Emellett a vödrökbe kell egy két ágat tenni, hogy a csapdába eső kisemlősök (cickányok, egerek, pockok) valamint rovarok (szarvasbogarak, cincérek stb.) ki tudjanak mászni. Ezeket a csapdatípusokat csakis akkor érdemes alkalmazni, ha több napon át működtetjük és biztosítani tudjuk a gyakori ellenőrzésüket, amire napközben legalább 3-4 óránként szükség van!

Az anyagok beszerzése a csapdák felállítása és működtetése eszköz, idő és emberigényes feladat, ezért viszonylag ritkábban alkalmazzák. A magas befektetéssel megbízható, minimális mintavételi hibával terhes, összehasonlításra alkalmas populációnagyság-, ill. denzitás adatokhoz juthatunk (KORSÓS 2007).

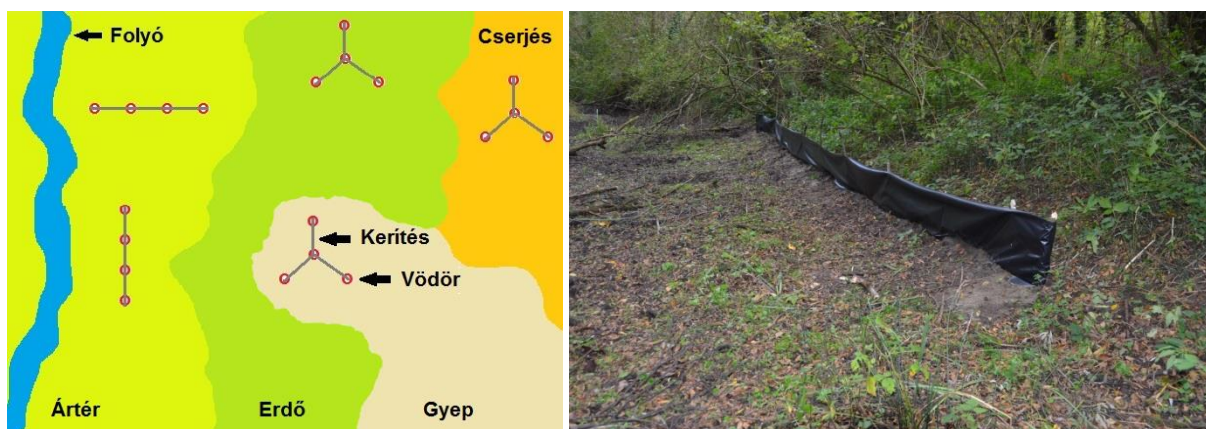
Élőhelyeken végzett felmérések

Amennyiben a módszer lineáris élőhelyek mentén, vagy foltszerű élőhelyeken alkalmazzuk akkor a legegyszerűbb megoldás a 15 méteres 4 vödörrel működtethető ún. lineáris „I”, vagy radiális „Y” elrendezésű csapdarendszer (MENDES et al. 2015) (9. ábra).



9. ábra. A vödörtrapdák többféle módon kombinálhatók terelőkerítéssel, ennek leggyakoribb formái: a lineáris „I” elrendezésű (felső ábra) és a radiális „Y” elrendezésű (alsó ábra) csapdarendszer (a kép forrása: MENDES et al. 2015).

A két mintavételi módszer hatékonyságának elméleti tesztelése azt mutatta, hogy a lineáris „I” módszer valamivel hatékonyabb, mint a radiális „Y” elrendezésű csapdarendszer (MENDES et al. 2015). Különösen fontos odafigyelni a vadcsapásokra, mert amennyiben a terelőkerítésünk keresztezi őket, akkor könnyen megeshet, hogy a kerítésünket tönkreteszik, vagy megrongálják.



9. ábra. A lineáris „I” elrendezésű csapdarendszer sikeresen alkalmazható lineáris élőhelyek mentén azokra merőleges irányban elhelyezve, vagy párhuzamosan (ez utóbbi a szaporodási időszakban javasolt). A radiális „Y” elrendezésű csapdarendszerek elsősorban foltszerű élőhelyeken alkalmazhatók. Az Ó-Dráva e tekintetben lineáris élőhelynek számít, így mi a 15 méteres lineáris csapdarendszerrel próbálkoztunk (fotó: PURGER J.J.)

Ezeknél a csapdáknál a vödörket úgy kell leásni, hogy akár a kerítés egyik, akár másik oldala mentén mennek az állatok, mindenképpen beleessenek (**10. ábra**).



10. ábra. Amennyiben egy vödörcsapdát ásunk le, akkor a terelőkerítés a vödör felett megy (bal oldali kép), viszont ha egy teljes szaporodóhelyet kerítünk körül, célszerűbb, ha a kerítés mindkét oldalára kerülnek vödörök (jobb oldali kép), így a víz felé igyekvő és a vizet elhagyó állatokat külön regisztráljuk (fotó: PURGER J. J.)

Szaporodóhelyeken végzett felmérések

Amennyiben szaporodóhelyeken kívánjuk a vödörcsapdákat és a terelőkerítéseket használni, ez esetben a módszer némi finomítására van szükség. A kisebb víztesteket, potenciális szaporodóhelyeket, még a kétéltűek nászidőszaka előtt teljesen körbezárjuk (**11. ábra**). A kerítés mindkét oldalára kerüljenek vödörök (**10. ábra**), vagy az ellenőrzéseket gyakrabban kell elvégezni. Ilyenkor az környék összes kétéltűfajának egyedei a víz irányába igyekeznek, tehát nem szabad kockáztatni, hogy az állatok ne ériék el időben a szaporodóhelyüket. Ez a munka azért is kockázatos, mivel a kétéltűek, nem minden évben azonos időben indulnak a víztestek irányába. Ezt nagyban befolyásolják az időjárási viszonyok (elsősorban a légköri és talajhőmérséklet), ezért ezeknek a paramétereknek a változásait is fontos folyamatosan nyomon követni, hordozható meteorológiai állomást és talajhőmérőt célszerű használni (**12. ábra**). Amennyiben a víztestben szaporodó összes faj egyedszámáról, ivararányáról, korstruktúrájáról szeretnénk információkat gyűjteni, akkor arra kell felkészülnünk, hogy ez a munka 2-3 hónapig is eltarthat. Viszont, ha csak egy célfajra koncentrálnunk, akkor is kell tudnunk, hogy mikor kezdődik a nász, mert arra az időszakra kell a csapdát előkészíteni. Amennyiben csak a víz felé igyekvő egyedeket kívánjuk felmérni, akkor rövidebb, ha viszont a vizet elhagyó egyedeket is szeretnénk befogni akkor egy jóval hosszabb vizsgálati időszakra kell számítani!



11. ábra. A kétéltűek szaporodóhelyein alkalmazható terelőkerítés és vödör csapda kombináció akkor a leghatékonyabb, ha az egész víztestet körülkerítjük. Ezeknél a csapdáknál a vödöröket úgy kell leásni, hogy akár a kerítés egyik, akár másik oldala mentén mennek az állatok beleessenek (balra, eredeti ábra). A kétéltűek vonulása az időjárási viszonyoktól függ, ezért a levegő- és a talaj hőmérséklet alakulásának nyomon követésére mérőműszereket használunk (jobbra, fotó: PURGER J. J.)

A felsorolt és röviden jellemzett felmérési módszerek kombinált módon is alkalmazhatók, sőt sok esetben csakis így juthatunk megfelelő eredményekhez. Ezek a módszerek, nemcsak a faunafelmérések, hanem a monitorozások során is használatosak, azzal, hogy a megfelelő fajokra kidolgozott protokollokat kell alkalmazni.

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretén belül a kétéltűek és hüllők hosszú távú megfigyelése iránti igény két szinten merült fel (KORSÓS 2007):

1. A Magyarországon minden előforduló faj általános helyzetének országos szintű nyomon követése, térképezése. A monitorozás objektumai tehát az egyes fajok, a legegyszerűbb attribútum pedig a jelenlét hiány megállapítása adott mintavételi helyeken. Az adott fajok ponttérképezését 10×10 km-es UTM-rendszerű hálótérképen célszerű elvégezni. Az Ó-Dráva területe egy 10×10 km-es kvadrátban elfér (XL89), így ezt az igényt, hogy a területen előforduló kétéltű és hüllőfajokat jelenlétét kimutassuk, a 2015-ös év folyamán végzett felmérésekkel kielégítettük. Ez azonban nem jelenti azt, hogy a további felmérések során nem kerülnek elő további fajok.
2. Egyes kiválasztott faj(ok), és/vagy élőhely(ek) fajegyütteseinek populációsztű vizsgálata. Egyes kiemelt fajok, mint pl. Natura2000 jelölő fajok populációsztű monitorozása egy Natura2000-es területen kiemelt fontosságú feladatnak számít. A NBmR Kétéltűekkel és hüllőkkel foglalkozó kézikönyvében csak 6 kétéltű faj populációsztű monitorozását mutatták be (KORSÓS 2007). A dunai tarajosgöte (*Triturus dobrogicus*) nem volt közöttük, de a későbbiekben a Természetvédelmi Információs Rendszer (TIR) Központi protokolljai között, már a dunai tarajosgöte állományainak monitorozása is szerepel (DANKOVICS és KISS 2011). Ebben a jelentésben a dunai tarajosgöte bemutatásától eltekintünk, mivel az mind a protokollban (DANKOVICS és KISS 2011), mind egyéb szak- vagy határozó könyvekben megtalálható (pl. PUKY et al. 2015)

A 2016-OS ÉVBEN VÉGZETT MONITOROZÁS MÓDSZEREI

1. Mintanegyzetben történő mintavétel – vizuális megkereséssel

A vizsgálatok helyszínei és időpontjai: A kétéltű és hüllőfajok monitorozását a botanikus kollégák által puhafa ligeterdőben (91EO*) 3 helyszínen kijelölt 30×30 méteres állandó mintanegyzet alapos bejárásával és átvizsgálásával végeztük (**12. ábra**).

(A mintanegyzetek koordinátái az élőhely monitorozásáról szóló jelentésben megtalálhatók)

1. mintanegyzet - Kislóka, 2016.07.01.
2. mintanegyzet - Lókasarok, 2016.07.01.
3. mintanegyzet - Don-Kanyar, 2016.07.02.



12. ábra. Az állandó mintanegyzet kijelölése (Lókasarok, balra), az országhatárt jelző kövekhez vezető sávban a lekaszált aljnövényzet (jobbra) (fotó: PURGER J. J.)

2. Sávban történő mintavétel – vizuális megkereséssel

A vizsgálat helyszínei: A kétéltű és hüllőfajok monitorozását a botanikus kollégák által a vízi növénytakasok - hinarasok (3150) monitorozására kijelölt két szakaszon (koordináták az élőhely monitorozásról szóló jelentésben) végeztük (**13. ábra**).

A vizsgálat ideje: 2016. július 15.



13. ábra. Az Ó-Dráva alsó, szélesebb és kevésbé benőtt (balra) és a felső, keskenyebb majdnem teljesen benőtt szakaszán átívelő sávtranszektek helyei (jobbra). (fotó: PURGER J. J.)

3. Palackcsapda használata

A vizsgálat helyszínei: A 2015-ös évben az Ó-Dráván többféle módon, több helyszínen próbálkoztunk a gőtefajok kimutatásával, de nem jártunk sikerrel. A palackcsapdákkal végzett felmérésekhez az Ó-Dráván két helyszínt jelöltünk ki, melyek megközelíthetők voltak személyautóval, ami az ellenőrzések miatt fontos. Az alsó 50 m-es szakasz kezdő és végpontjának koordinátái: 45°57'22.61"É 17°23'14.91"K és 45°57'21.96"É 17°23'12.82"K voltak (**14. ábra**). A felső 50 m-es szakasz kezdő és végpontjának koordinátái: 45°57'40.76"É 17°21'49.30" K és 45°57'40.76"É 17°21'52.01"K voltak. A palackcsapdák egymástól 1 méteres távolságra lettek kihelyezve mindkét helyszínen egy 50 méteres szakaszon, tehát 2 × 50 palackcsapdát használtunk. Szem előtt tartottuk, hogy a csapdák a nagyobb vízfelület növényekkel benőtt partmenti övezetébe kerüljenek, hasonló kb. 30-40 cm-es vízmélységbe.

Kontroll: A 2016-os év során a csapdázás megkezdését követő második éjszaka után sem sikerült kimutatunk a gőtek jelenlétét ezért úgy döntöttünk, hogy egy kontroll vizsgálatot végzünk. Arra kerestünk választ, hogy a csapdázás hatékonyságát befolyásolják-e a csapdák, vagy esetleg a rossz időzítés. A kontroll helyszínéül Vízváron a Dráva utca végén található régi mellékág szakaszt választottuk (**14. ábra**), melynek vízellátottsága időszakos, többnyire csak a tavaszi időszakban biztosított. A helyszín adottságai miatt, csak 10 palackcsapdát használtunk, melyek egymástól szintén 1 méterre voltak (a 10 m-es szakasz kezdő és végpontjának koordinátái: 46° 5'9.97"É 17°13'33.70"K és 46° 5'9.70"É 17°13'34.05"K).



14. ábra. A palackcsapdák kihelyezésének két helyszíne az Ó-Dráván hasonló volt (bal oldali kép, jobb széle). A vízvári kontroll helyszín palackcsapdával (jobbra) (fotó: PURGER J. J.)

A vizsgálat ideje: 2016. március 26-27., 27-28., 28-29. és 29-30.

4. Vödör csapda és terelőkerítés használata

A vizsgálat helyszíne: A vizsgálat helyszínéül egy relatív könnyen megközelíthető partmenti erdőszegélyt választottunk. A 50 m-es szakasz kezdő és végpontjának koordinátái: 45°57'43.74"É 17°21'42.26"K és 45°57'43.07"É 17°21'44.15" voltak, azaz a lineáris elrendezésű 4 vödör csapda és a terelőkerítés e pontok közé kerültek (**9. ábra**, jobb oldali kép).

A vizsgálat ideje: 2016. október 8-9., 9-10., 10-11. és 11-12.

EREDMÉNYEK ÉS JAVASLATOK

Az eddigi felmérések és monitorozási tapasztalatok alapján elkészítettünk egy előzetes összeállítást az Ó-Dráván alkalmazható módszerekről, amit a 2017-es év tapasztalatai alapján tovább fogunk fejleszteni. Ez az áttekintés a jelentésünk nagy részét képezi. A projekt befejezéséig elkészül egy komplett monitorozási protokoll, amely várhatóan nemcsak az Ó-Dráván, hanem az egész térségben alkalmazható lesz.

Az Ó-Dráva vízi élőhelyein monitorozásra kijelölt két sávtranszekt mentén végzett felmérés során a meder alsó szakaszán két példány 3-4 cm-es kecskebékát (*Rana* kl. *esculentus*) észleltünk (15. ábra). A felső szakaszon kijelölt sávtranszektben belül további 4 példányt regisztráltunk.



15. ábra. A kistermetű kecskebékákat nehéz észrevenni a dús vízi növényzetben, ezért a csónakkal csak nagyon lassan célszerű haladni (fotó: PURGER J. J.)

A puhafa ligeterdőben a Kis-Lóka mintanegyzet átvizsgálása során sem kételtű, sem hullófajt nem sikerült kimutatnunk. A Lókasarok mintaterületen egy fürge gyíkot (*Lacerta agilis*) a Dón-kanyar mintanegyzetben pedig egy erdei békát (*Rana dalmatina*) regisztráltunk.

A vízben a sűrű hínár növényzetben, az erdőben pedig a nagy borítású aljnövényzetben nem könnyű észlelni a kételtű és hulló fajokat. Ennek ellenére az alkalmazott módszereknek nincs hatékonyabb alternatívája. Nagy előnyt jelenthet, ha az élőhelyek monitorozására kijelölt mintanegyzeteket vagy azok sorozatát (ami sávtranszektnek tekinthető) használjuk, így jól definiált változó környezetben követhetjük nyomon a herpetofauna változását. A felmérések gyakoriságát úgy kell beállítanunk, hogy a módszer kis egyedszám esetén is elég érzékeny legyen az esetleges változások kimutatására.

A munka során felfigyeltünk arra, hogy a fürge gyíkok preferálják a határkövek körül lekaszált területeket. A fürge gyík hazai állományai az utóbbi évtizedben rohamosan fogyatkoznak és az Ó-Dráván sem gyakoriak. Ennek ellenére a határkövek körül kijelölhető kb. 5×5 méteres kvadrátok alkalmasak lehetnek a faj monitorozására. Véleményünk szerint ez a munka kis emberi és anyagi befektetéssel akár hosszú távon is végezhető lenne.

Az Ó-Dráván a palackcsapdákkal csak egy vágócsíkot (*Cobitis elongatoides*) fogtunk (**16. ábra**). Ezzel szemben a kontrollként használt palackcsapdák két éjszaka alatt a vízvári mellékágban 1 nőstény dunai tarajosgőtét (*T. dobrogicus*), 8 nőstény és 5 hím pettyes gőtét (*Lissotriton vulgaris*), valamint egy réti csíkot (*Misgurnus fossilis*) fogtak. A kontroll felmérés eredményi bizonyították, hogy a palackcsapdák alkalmazása hatékony módszer és az időzítés is megfelelő volt.

A 2017-es évben az Ó-Dráván tovább kell dolgoznunk, hogy a gőtefajok jelenlétét kimutassuk és a monitorozásra megfelelő helyszíneket megtaláljuk.



16. ábra. A palackcsapdákkal az Ó-Dráván csak vágócsíkot tudtunk fogni (bal oldali kép), míg a vízvári kontroll felmérés során a dunai tarajosgőte és a pettyes gőte mellett a réti csíkot is kimutattuk (jobb oldali kép) (fotó: PURGER J. J.).

2016 októberében négy napon át működött egy lineáris elrendezésű 4 vödörből és terelőkerítésből álló csapda. Véleményünk szerint ez a módszer az Ó-Dráván csak nagy elővigyázatossággal használható, mivel fennáll annak a veszélye, hogy megtalálják a vaddisznók, vagy egyéb ragadozók a vödörbe eső állatokat és elfogyasztják őket. A helyszínre kihelyezett vadkamera nem rögzítette sem vaddisznók sem egyéb ragadozók jelenlétét, így a vödörbe esett 7 kis méretű kecskebékát sértetlenül szabadon engedhettük.



17. ábra. A vödörcsapdába esett kecskebéka felülről és közelről (fotó: PURGER J. J.).

A 2016-ban végzett monitorozás megerősítette a 2015-ös év felmérési tapasztalatait, miszerint az Ó-Dráva kétéltű és hulló faunáját alacsony faj és egyedszám jellemzi. A 2017-es évben a palackcsapdázást újabb helyszíneken is elvégezzük, továbbá a mocsári teknős (*Emys orbicularis*) napozóhelyeinek monitorozását és a vöröshasú unka (*Bombina bombina*) hang alapján történő monitorozását is szeretnénk tesztelni.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- ANTHONY, B. (1999): A kétéltűek hang alapján történő monitorozása (Körös-Maros Nemzeti Park – Kis-Sárrét). *Crisicum* 2: 199-205.
- ANTHONY, B., PUKY, M. (2001): Kétéltűek hang alapján történő monitorozása. Central-European University, Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, 18 pp.
- DANKOVICS R., KISS I. (2011): A dunai tarajosgöte (*Triturus dobrogicus*) állományainak monitorozása. Verzió: 2011. március 30. Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll.
- GRIFFITHS, R.A., RAPER, S.J. (1994): A review of current techniques for sampling amphibian communities. JNCC Report 210., Joint Nature Conservation Committee.
- GUBÁNYI, A., VÖRÖS J., KISS I., DANKOVICS, R., KOVÁCS T., MOLNÁR, P. R., SOMLAI, T. 2010: Az alpesi tarajosgöte (*Triturus carnifex*), a dunai tarajosgöte (*T. dobrogicus*) és a vöröshasú unka (*Bombina bombina*) elterjedésének elemzése Magyarországon. *Állattani Közlemények* 95(2): 247-273.
- HEYER, W.R. DONNELLY, M.A. MCDIARMID, R.W. HAYEK, L.C., FOSTER, M.S. (1994): *Measuring and Monitoring Biological Diversity Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- KISS I., BABOCSAY G., DANKOVICS R., GUBÁNYI A., KOVÁCS T., MOLNÁR P., SOMLAI T., VÖRÖS J. (2010): Kiválasztott Natura 2000 fajok (*Triturus carnifex*, *T. dobrogicus* és *Bombina bombina*) monitorozását előkészítő felmérések. *Állattani Közlemények* 95(2): 281-304.
- KOVÁCS, T., BRANDON, A. 2005: Herpetofauna of the Dráva-walley (2002-2004). *Natura Somogyiensis* 7: 105-117.
- KORSÓS, Z. 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VIII. Kétéltűek és hüllők. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 48 pp.
- MENDES D.M., DE FREITAS LEÃO, R., TOLEDO, L. F. (2015): Drift fences in traps: theoretical evidence of effectiveness of the two most common arrays applied to terrestrial tetrapods. *Brazilian Journal of Nature Conservation* 13: 60-66.
- ORSZÁG, M., RUDOLF, K. (2003): Magyarország békahangjai (Frog sounds in Hungary) CD. Hungaroton, Budapest.
- PELLET, J., SCHMIDT, B. R. (2005): Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biol. Conserv.* 123: 27-35.
- PUKY, M., SCHÁD, P., SZÖVÉNYI, G. 2005: Magyarország herpetológiai atlasza [Herpetological atlas of Hungary]. Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, 207 pp.
- SCHÄFFER, D. A. & TRÓCSÁNYI, B. 2008: Preliminary evaluation of the herpetofauna of habitats selected as sample areas for biomonitoring along river Drava, Croatia. Pp: 275-285. In: PURGER, J. J. (ed.) 2008: *Biodiversity studies along the Drava river*. University of Pécs, Hungary. 328 pp.
- STUART, Y.E., DAPPE, N., LOSIN, N. (2012): Inferring Predator Behavior from Attack Rates on Prey-Replicas That Differ in Conspicuousness. *PLoS ONE* 7(10): e48497. doi:10.1371/journal.pone.0048497
- TÓTH M., PUKY M. (2009): Kétéltűek hangmonitorozása a Rétközi-tó térségében. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 467-475.
- TRÓCSÁNYI, B., KLETEČKI, E. 2007: Protokol biomonitoringa vodozemaca na staništima duž rijeke Drave. Pp: In. 163-175. Purger J, J. (ed.): *Priručnik za istraživanje bioraznolikosti duž rijeke Drave*. Dveučilište u Pečuhu, Pécs, 248 pp.
- TRÓCSÁNYI, B., KLETEČKI, E. 2007: Protokol biomonitoringa gmazova na staništima duž rijeke Drave. Pp: In. 177-187. Purger J, J. (ed.): *Priručnik za istraživanje bioraznolikosti duž rijeke Drave*. Sveučilište u Pečuhu, Pécs, 248 pp.
- YEAGER, J., WOOTEN, C., SUMMERS, K. (2011): A New Technique for the Production of Large Numbers of Clay Models for Field Studies of Predation. *Herpetological Review* 42(3): 357–359.

ÖSSZEFOGLALÁS

A Life „Old-Drava” projekt keretein belül feladatunk volt a herpetofauna monitorozási protokolljának megírása a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer elvárásaival összhangban, ami a munka folytatásának alapját képezi. Az eddigi felmérések és monitorozási tapasztalatok alapján elkészítettünk egy előzetes összeállítást az Ó-Dráván alkalmazható módszerekről, amit a 2017-es év tapasztalatai alapján tovább foguk fejleszteni.

A 2016-os év során feladatunk volt a herpetofauna monitorozásának elkezdése. A botanikus kollégák által két Natura2000 élőhelyen (természetes eutróf hínárvegetáció, puhafás ligeterdők) kijelölt helyszíneken, július folyamán herpetofauna felméréseket végeztünk. Az Ó-Dráva vízi élőhelyein monitorozásra kijelölt két sávtranszekt mentén végzett felmérés során a meder alsó szakaszán két példány 3-4 cm-es kecskebékát (*Rana* kl. *esculentus*) észleltünk. A felső szakaszon kijelölt sávtranszektben további 4 példányt regisztráltunk. A puhafa ligeterdőben a Kis-Lóka mintanegyzet átvizsgálása során sem kétéltű, sem hüllőfajt nem sikerült kimutatnunk. A Lókasarok mintaterületen egy fűrgye gyíkot (*Lacerta agilis*) a Dón-kanyar mintanegyzetben pedig egy erdei békát (*Rana dalmatina*) regisztráltunk. A vízben a sűrű hínár növényzetben, az erdőben pedig a nagy borítású aljnövényzetben nem könnyű észlelni a kétéltű és hüllő fajokat. Ennek ellenére az alkalmazott módszereknek nincs hatékonyabb alternatívája. A kétéltű fajok kimutatására és monitorozására gyakran használnak vödörccsapdákat terelőkerítéssel. 2016 októberében négy napon át működött egy lineáris elrendezésű 4 vödörből és terelőkerítésből álló csapda. Véleményünk szerint ez a módszer az Ó-Dráván csak nagy elővigyázatossággal használható, mivel fennáll annak a veszélye, hogy az észlelt nagyszámú vaddisznó a vödörökbe eső állatokat elfogyasztja. A helyszínre kihelyezett vadkamera nem rögzítette jelenlétüket, így a vödörökbe esett 7 kis méretű kecskebékát sértetlenül szabadon engedhettük.

A projekt céljai között szerepel a dunai tarajosgöte (*Triturus dobrogicus*) kimutatása és állományának monitorozása, de ezt a fajt a 2015-ös év felmérései során az Ó-Drávából nem sikerült kimutatnunk. A faj kimutatása érdekében 2016-os évben a vizuális megkeresés, a meritőhálós mintavételezés, a vödörccsapdák használata mellett két 50 méteres transzekt mentén 100 palackcsapdát is kihelyeztünk. A palackcsapdák március 26 és 30 között 4 éjszakán át működtek (400 csapdaéjszaka). A módszer tesztelése érdekében ugyanabban az időszakban kontroll vizsgálatot végzünk egy vízvári mellékágban (10 palackcsapda 2 éjszaka). Választ kerestünk arra, hogy a csapdázás hatékonyságát befolyásolják-e a csapdák, vagy esetleg a rossz időzítés. Az Ó-Dráván a palackcsapdákkal csak egy vágócsíkot (*Cobitis elongatoides*) fogtunk. Ezzel szemben a kontrollként használt palackcsapdák két éjszaka alatt a vízvári mellékágban 1 nőstény dunai tarajosgötét (*T. dobrogicus*), 8 nőstény és 5 hím pettyes götét (*Lissotriton vulgaris*), valamint egy réti csíkot (*Misgurnus fossilis*) fogtak. A kontroll felmérés eredményi bizonyították, hogy a palackcsapdák alkalmazása hatékony módszer és az időzítés is megfelelő volt. A 2017-es évben az Ó-Dráván tovább kell dolgoznunk, hogy a götefajok jelenlétét kimutassuk és a monitorozásra megfelelő helyszíneket megtaláljuk.

A 2016-ban végzett monitorozás megerősítette a 2015-ös év felmérési tapasztalatait, miszerint az Ó-Dráva kétéltű és hüllő faunáját alacsony faj és egyedszám jellemzi. A 2017-es évben a palackcsapdázást újabb helyszíneken is elvégezzük, továbbá a mocsári teknős (*Emys orbicularis*) napozóhelyeinek monitorozását és a vöröshasú unka (*Bombina orientalis*) hang alapján történő monitorozását is szeretnénk tesztelni.

A madárfauna monitorozása az Ó-dráván 2016-ban

Készítette: **Fenyősi László**

(Közreműködött: **Csór Sándor és Purger Jenő**)

ELŐZMÉNYEK

A Dráva-folyó és környezete madárvilágáról viszonylag keveset tudunk, a 90-es évekig elsősorban faunisztikai adatokat találunk a hazai madártani irodalomban. Az ezredfordulón – a horvát területen tervezett Novo Virje-i vízerőmű építése kapcsán - a Magyar Köztársaság Kormánya elrendelte a Dráva térség monitoring rendszerének kiépítését és működtetését. A 'Dráva Monitoring' számos élőlénycsoportot érintett, így természetesen a madarakat is. Könnyen belátható, hogy a madarak azon állatcsoportok közé tartoznak, melyekről széles körű ökológiai és etológiai ismeretekkel rendelkezünk, s alkalmasak monitorozási vizsgálatokra, hiszen a fajok jelenléte-hiánya, illetve a populációk denzitása és szaporodása egyaránt informatív jelentőséggel bír. A Dráva Monitoring keretén belül végzett vizsgálatokról FENYŐSI (2001, 2002a, 2004a) tanulmányai tudósítanak, a tervezett vízerőművel érintett horvát terület madárvilágát RADOVIĆ (1996) jellemzi. Később, e vizsgálatokat kiegészítették további felmérésekkel, többek között egy Interreg pályázat keretein belül egy horvát nyelvű monitorozási protokoll is készült (MIKUSKA et al. 2007). Az Ó-Dráváról viszonylag kevés irodalmi adat van, de elkészült egy célzottan a Barcsi Ó-Dráva madárvilágát bemutató tanulmány (PURGER 2015).

IRODALMI ÁTTEKINTÉS

Az 1990-es évekig a Dél-Somogyból származó publikációkban (VASVÁRI 1937, SZÉCHENYI 1942, MARIÁN 1958, KÁRPÁTI 1979, MARIÁN & PUSKÁS 1985, BANK 1989) drávai vonatkozások alig találhatók. Az 1990-es évektől a belső-somogyi területek madárvilága mellett (FENYŐSI 1993a) egyre több írásban jelennek meg drávai adatok is, de ezek többsége még rövid cikk, faunisztikai adatközlés (FENYŐSI 1993b, BÉCSY, FENYŐSI & HORVÁTH 1995, FENYŐSI 1994, 1995a, 1995b, FENYŐSI, KOPPÁN & WINKLER 1995, FENYŐSI & STIX 1993, 1996, 1998, JUHÁSZ 1995). Az első, jelentősebb dolgozat BANK 1990 tanulmánya, mely a tervezett djurdjevaci vízlépcső magyar hatásterülete madárvilágát jellemzi. Az 1990-es évek közepétől válnak gyakoribbá a Dráva madárvilágával foglalkozó munkák. Az 1983-1996 közötti időszakban a Dráva-mentén végzett megfigyeléseit foglalja össze FENYŐSI (1996). E tanulmányban ugyan énekesmadár-alakúak nem szerepelnek, de így is 16 rendbe sorolt 108 madárfaj előfordulását jellemzi. Érdekesebb faunisztikai adatok a Túzok folyóirat megfelelő számaiban, a HADARICS T. által szerkesztett rovatban is fellelhetők, ezekre itt csak röviden utalunk (HADARICS 1996-1999). A Dráva-menti térség fehér gólya állományáról FENYŐSI 1998a és FENYŐSI & HORVÁTH 2000, a gyöngybagoly-állomány 1995. évi felméréséről FENYŐSI, HORVÁTH & PINTÉR (1998) írt. Rövid cikket közöl a kis csér drávai költőállományáról FENYŐSI (1998b), a kanadai lúd megfigyeléséről FENYŐSI (1999), a békászó sas Somogy-megyei (és Dráva-menti) előfordulásairól HORVÁTH (2002). A Magyar Vízivad Kutató Csoport szervezésében 1996-ban megkezdődött a Barcs-Szentborbás közötti Dráva-szakasz vízimadár monitoringja, ennek eredményeit FARAGÓ rendszeresen megjelenő tanulmánykötetei (FARAGÓ 1997/4-2015/26.) és FENYŐSI (2000a) munkája tartalmazza. PURGER (1998) a Dráva-mente magyarországi szakaszának madárfaunáját az 1995-97-ben

végzett megfigyelések révén 154 fajban, illetve a rendelkezésre álló irodalom feldolgozásával mindösszesen 217 fajban adja meg. A Dráva madárvilágának további ismeretéhez is segítséget nyújt a Barcsi Borókás madarainak bibliográfiáját összegző tanulmány (FENYŐSI 2000b), illetve PURGER & FENYŐSI (2001) munkája. Utóbbi dolgozat a Somogy megyében 2000-ig előfordult és/vagy előforduló madarak listáját, illetve madártani irodalmát foglalja össze. Az 1996-2000. években végzett drávai vízimadár monitoring összefoglalását adja FENYŐSI (2002b). HORVÁTH, FENYŐSI, PINTÉR & TÖMÖSVÁRY (2002) a fekete gólya Belső-Somogyi állományaának alakulásáról írt tanulmányt. A Dráva 199-132 fkm-ei között 2000-2003-ban végzett partifecske állományfelmérések eredményeit foglalja össze FENYŐSI (2003), továbbá a Gyékényesi Kavicsbánya-tó vízimadaraait mutatja be MEZEI (2003). A Dráva somogyi szakaszának madárvilágát FENYŐSI (2004b) foglalja össze, s e tanulmány 224 madárfaj előfordulását adja. FENYŐSI, CSÓR, HORVÁTH & MEZEI (2004) a viharsirály gyékényesi fészkelését bizonyítja. A csörgő réce darányi sikeres fészkeléséről ír FENYŐSI & HORVÁTH (2004a). A Barcsi Borókás területén fészkelő vízimadarak 1999. évi állományfelmérésének eredményeit közli FENYŐSI & HORVÁTH (2004b). FENYŐSI (2005) énekesmadár-közösségek, zátonyfészkelők, partifecske- és gyurgyalag-állomány, egy berzencei rét madárközössége, továbbá telelő és vonuló vízimadarak és fehér gólya állományon 2000-2004. között végzett vizsgálatok eredményeit összegzi. A cikk szerint a mintaterületeken 142 madárfaj, további területeken még 20 madárfaj előfordulása bizonyított. FENYŐSI (2006) a Dráva-folyó Barcs és Szentborbás közötti szakaszán 1996-2004. között végzett vízimadár monitoring eredményeit foglalja össze. A Berzencei Jalszina-rét madárvilágát vizsgálta FENYŐSI (2009a) a 2001-2004. években, s megállapítja 36 faj előfordulását, melyek közül évente 10-15 faj fészkel is. FENYŐSI (2009b) Dél-Somogyban vizsgálta 1991-2000. között a fehér gólya állományát. A Dráva-mentén 2000-2008. között végzett partifecske állományfelmérések eredményeit közli FENYŐSI (2009c). A kis csér drávai állományáról közöl adatokat FENYŐSI (2010), majd a kis csér drávai állományával kapcsolatos újabb adatokat foglalja össze az 1994-2015. között végzett felmérések alapján FENYŐSI (2016a). A partifecske állomány felmérésének az eredményeit összegzi a 2003-2015. közötti évekből FENYŐSI (2016b). A Dráva hazánkkal szomszédos területeinek madártani vizsgálatairól keveset tudunk. A Dráva szlovén és horvát szakaszáról rendszeresen publikálnak kiváló anyagokat (ld. az Acrocephalus és Troglodytes füzeteket), de ezek szerint a szlovének elsősorban Maribor és Ptuj térségében, a horvátok északon Ormoz-Légrád, délen legfeljebb Donji Miholjac térségében kutatnak. A tervezett vízerőmű által érintett terület madártani kutatásának eredményeit RADOVIĆ (1996) közli. E dolgozat szerint 13 nyári terepnap során 95 madárfaj előfordulását regisztrálták, melyek közül 13 „jelentőséggel bíró”, illetve veszélyeztetett madárfajt emelnek ki. MIKUSKA, FENYŐSI, TOMIK, EICHNER, MIKUSKA & SALIC (2007) a drávai madárfelmérések protokolljáról írt tanulmányt. Az első tanulmány, mely célzottan és kiemelten a Barcsi Ó-Dráva madárvilágának vizsgálatával foglalkozik, az PURGER (2015) munkája. Ebben 90 madárfaj előfordulását bizonyítja, továbbá a faunisztikai adatok mellett a fészkelők állománynagyságához is közöl adatokat, illetve a madárvilág ökológiai értékelését adja.

A VIZSGÁLT TERÜLET

A horvát-magyar érdekeltségű Ó-Dráva holtág (**1. ábra**) Barcs és Križnica települések határában található. A holtág több mint 10 km hosszú, medrének szélessége 70-140 m között változik. A parti vegetációt is figyelembe véve a vizsgált terület szélessége mintegy 100-250 m között változik. Környezetétől markánsan elkülönülő élőhely, szinte teljes hosszában szántók határolják a keskeny galériaerdőket, mind a horvát, mind a magyar oldalon (a 19 ezer fm-nyi kerületet vizsgálva annak 78,5 %-ára igaz ez). A vizsgált terület kiterjedése 175 ha.

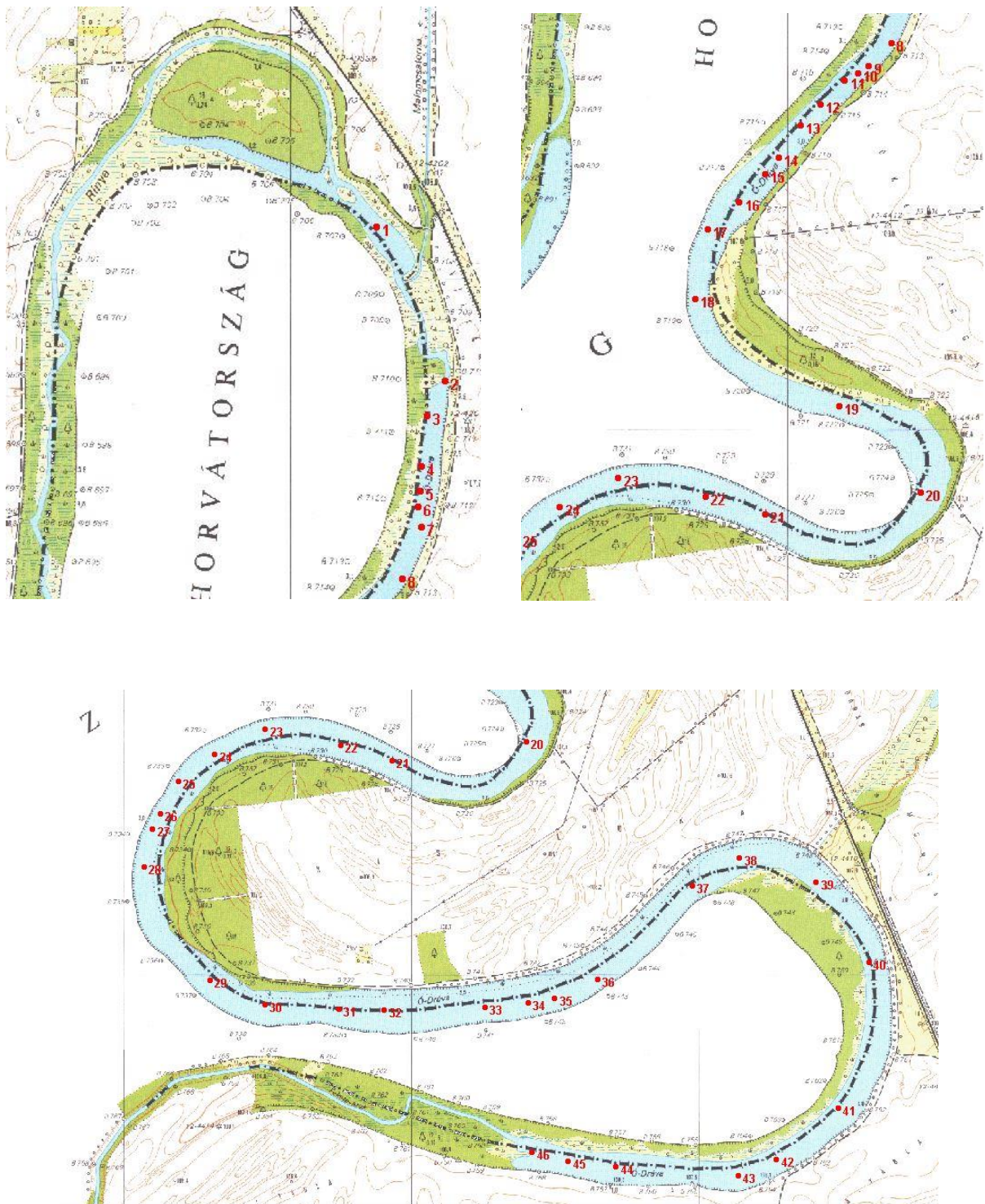
Az Ó-Dráva holtágra elsősorban a vizes élőhelyek jellemzőek, ahol is a mélyebb részeken *lebegő és gyökerező hínártársulások* láthatóak. Jellemző fajok: *apró és bojtos békalencse, rucaöröm, érdes és sima tócsagaz, bodros békaszőlő, békatutaj, sulyom, fehér tünderrózsa és vízitök*. A hínarasok jelentős kiterjedésűek is lehetnek, de jellemzően gyakran mozaikosak. A sekélyebb parti részeken kisebb-nagyobb *nádas, gyékényes és békabuzogányos* állományokat láthatunk, *tavikákás* foltokkal. Jellemző fajok: *nád, keskenylevelű és széleslevelű gyékény, vízi harmatkása, vízi hídőr, ágas békabuzogány, mocsári nőszirm, nyílfü, tavi lórom*. A part felé haladva megjelennek a *bokorfüzesek* és az ezeknél gyakoribb *puhafa-ligetek*, míg az előtéssel már nem érintett magasabb parti részeken *keményfás ligeterdőkre emlékeztető társulások* láthatóak.



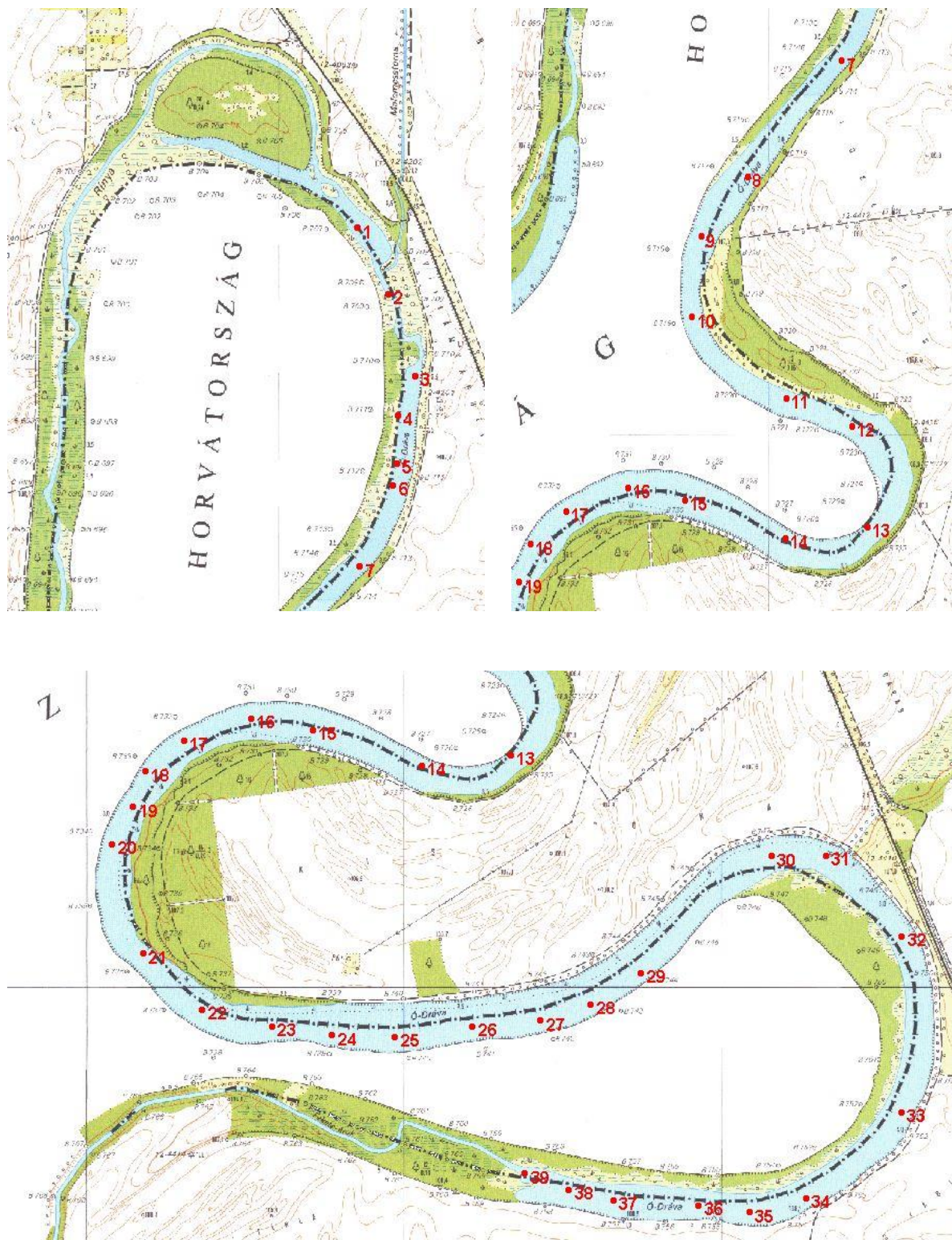
1. ábra. Az Ó-Dráva holtág.

MINTAVÉTELI MÓDSZEREK

Mivel elsősorban a vízhez kötődő fajok állományfelmérése volt a célunk, így a vizsgált területet kenuval jártuk be, a felvételezés abból történt. A vízben bejárt útvonal a B708-as és a B758-as határkövel határolható, szakasz, mely egy 9500 méteres transzektet jelent. A látó- és hallótávolság a bejárás során becslésünk szerint a parti vegetációtól függően 100-200 méternyi volt. Az élőhelyi adottságokhoz igazodva a vizes élőhelyet lassú tempóban (1 km/h) eveztek végig, s feljegyeztük a sávban észlelt fajokat, az észlelések helyét GPS koordinátákkal rögzítettük (2. ábra). Mindkét felvételezés a fészkelési időszakban történt, a kora reggeli órákban, a fajok jobb detektálhatósága érdekében.



2. ábra. A 2016.05.06-i felvételezés mintavételi pontjai.



2. ábra. A 2016.05.27-i felvételezés mintavételi pontjai.

A két felvételezésen kívül alkalmasszerűen faunisztikai megfigyeléseket is végeztünk, a madárfauna teljesebb megismerése érdekében. Vizsgálataink során a biológiai változók közül elsősorban a következők rögzítésére került sor:

- jelenlét – hiány megállapítása
- fajsám, egyedsám és fajösszetétel

EREDMÉNYEK

Vizsgálatunk a vízhez és a vizes élőhelyekhez kötődő madárfajokra irányult, ezért elsősorban ezek állománynagyságainak becsléséhez gyűjtöttünk adatokat. A parti és/vagy szárazföldi élőhelyek madárállománya a vizsgálat szempontjából indifferens, ezért e szempontból csak egy faunisztikai adatsor, illetve jelenlét-hiány megállapítása volt a célunk.

A 2016-ban végzett monitorozás eredményei

A 2016.05.06-i felvételezéskor 46 ponton rögzítettünk adatokat (**2. ábra**), ekkor mindösszesen 45 madárfaj 231 egyedet észleltük. A 2016.05.27-i felvételezéskor 39 ponton rögzítettünk adatokat, s ekkor 39 madárfaj 250 egyedet észleltük (**1. táblázat**).

A fajlista összeállításánál és a madárfajok felsorolásánál az *MME Nomenclator Bizottság* (2008) szerint jártunk el.

1. táblázat. A 2016. évi felvételezések eredménye, Barcsi Ó-Dráva

	05.06.	05.27.		05.06.	05.27.
<i>Cygnus olor</i>	6	33	<i>Motacilla alba</i>	1	
<i>Anas platyrhynchos</i>	15	21	<i>Troglodytes troglodytes</i>	1	1
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	2	3	<i>Luscinia megarhynchos</i>	1	
<i>Phalacrocorax carbo</i>		1	<i>Phoenicurus ochruros</i>		1
<i>Ixobrychus minutus</i>		2	<i>Turdus merula</i>	2	2
<i>Nycticorax nycticorax</i>	12	19	<i>Turdus philomelos</i>	3	2
<i>Egretta alba</i>	5	1	<i>Locustella fluviatilis</i>	1	
<i>Ardea cinerea</i>	8	11	<i>Locustella luscinioides</i>	2	2
<i>Ardea purpurea</i>	5	10	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	10	2
<i>Pernis apivorus</i>	1		<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	41	47
<i>Haliaeetus albicilla</i>	1		<i>Sylvia atricapilla</i>	5	5
<i>Circus aeruginosus</i>	5	2	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	7	1
<i>Accipiter gentilis</i>	1		<i>Phylloscopus collybita</i>	3	3
<i>Pandion haliaeetus</i>	1		<i>Ficedula albicollis</i>	3	
<i>Rallus aquaticus</i>	2	3	<i>Parus caeruleus</i>	2	1
<i>Gallinula chloropus</i>	16	14	<i>Parus major</i>	3	2
<i>Fulica atra</i>	2	2	<i>Sitta europaea</i>		2
<i>Actitis hypoleucos</i>	2		<i>Oriolus oriolus</i>	5	4
<i>Columba palumbus</i>	1	5	<i>Garrulus glandarius</i>	1	5
<i>Streptopelia turtur</i>	2		<i>Corvus corone cornix</i>	1	2
<i>Cuculus canorus</i>	15	7	<i>Sturnus vulgaris</i>	15	16
<i>Alcedo atthis</i>	4	3	<i>Passer domesticus</i>		1
<i>Dryocopus martius</i>	1	1	<i>Passer montanus</i>	2	1
<i>Dendrocopos major</i>	1	2	<i>Fringilla coelebs</i>	8	5
<i>Dendrocopos medius</i>	1				
<i>Hirundo rustica</i>	5	5	össz.	231	250

Adatok az Ó-Dráva holtág vízimadár-állományához

Ordo: **Anseriformes**

Familia: Anatidae

Cygnus olor - Bütykös hattyú – 2016.05.06. 6 pd. + egy fészek és 2016.05.27. 15 pd. + 18 (3x6) fióka. Megfigyeléseink szerint 2016-ban 4 pár fészkelte a területen. (2007-ben 3 költőpárt találtunk a területen).

Anas crecca - Csörgő réce – 2016.01.22-én 2 pd. az Ó-Dráván.

Anas platyrhynchos - Tőkés réce – 2016.05.06. 15 pd. és 2016.05.27. 21 pd. 2016-ban min. 13 pár fészkelte a területen, de a kései felvételezés miatt ez jelentősen alulbecsült adat a tényleges állományhoz. (2007-ben min. 21 pár fészkelte a területen).

Aythya nyroca - Cigányréce – 2016.01.22-én 2 pd. az Ó-Dráván.

Ordo: **Podicipediformes**

Familia: Podicipedidae

Tachybaptus ruficollis - Kis vöcsök – 2016.05.06. 2 pd. és 2016.05.27. 3 pd. 2016-ban min. 3 pár fészkelte a területen, de a kései felvételezés miatt állománya alulbecsült. (2007-ben min. 9 pár fészkelte a területen).

Ordo: **Ciconiiformes**

Familia: Ardeidae

Ixobrychus minutus – Törpegém – 2016.05.27. 2 pd. 2016-ban min. 2 pár fészkelte a területen. (2007-ben min. 1 pár fészkelte a területen).

Nycticorax nycticorax - Bakcsó – 2016.05.06. 12 pd. és 2016.05.27. 19 pd. Az Ó-Dráva horvát területén valószínűleg fészektelepe lehet. (2007. áprilisában még nem észleltük, a májusi felvételnél is csak 4 pd.-t láttunk).

Egretta alba - Nagy kócsag – 2016.05.06. 5 pd. és 2016.05.27. 1 pd. Fészkelését nem észleltük.

Ardea cinerea - Szürke gém – 2016.05.06. 8 pd. és 2016.05.27. 11 pd. Fészkelését nem észleltük.

Ardea purpurea - Vörös gém – 2016.05.06. 5 pd. és 2016.05.27. 10 pd. Megfigyeléseink alapján 2016-ban min. 4 pár fészkelte a területen. (2007-ben min. 1 pár fészkelte a területen).

Ordo: **Accipitriformes**

Familia: Accipitridae

Circus aeruginosus - Barna rétihéja – 2016.05.06. 5 pd. és 2016.05.27. 2 pd. Megfigyeléseink alapján 2016-ban 3 pár fészkelte a területen. (2007-ben 2 pár fészkelte a területen).

Ordo: Gruiformes

Familia: Rallidae

Rallus aquaticus - Guvat – 2016.05.06. 2 pd. és 2016.05.27. 3 pd. Speciális felmérést igénylő faj, a kései felvételezés miatt állománya alulbecsült. 2016-ban min. 3 pár fészelt a területen. (2007-ben min. 2 párt találtunk).

Gallinula chloropus - Vízityúk – 2016.05.06. 16 pd. és 05.27. 14 pd. A kései felvételezés miatt állománya alulbecsült. 2016-ban min. 14 pár fészelt a területen. (2007-ben min. 24 pár fészelt a területen).

Fulica atra - Szárcsa – 2016.05.06. 2 pd. és 2016.05.27. 2 pd. A kései felvételezés miatt állománya alulbecsült, 2016-ban min. 2 pár fészelt a területen. (2007-ben min. 6 pár fészelt a területen).

Ordo: Coraciiformes

Familia: Alcedinidae

Alcedo atthis - Jégmadár – 2016.05.06. 4 pd. és 2016.05.27. 3 pd. 2016-ban 3 pár fészelt a területen. (2007-ben 4 pár fészelt a területen).

Ordo: Passeriformes

Familia: Sylviidae

Locustella luscinioides - Nádi tücsökmadár – 2016.05.06. 2 pd. és 2016.05.27. 2 pd. 2016-ban min. 2 pár fészelt a területen. (2007-ben min. 22 pár fészelt a területen).

Acrocephalus scirpaceus - Cserregő nádiposzata – 2016.05.06. 10 pd. és 2016.05.27. 2 pd. 2016-ban min. 10 pár fészelt a területen.

Acrocephalus arundinaceus - Nádirigó – 2016.05.06. 41 pd. és 2016.05.27. 47 pd. 2016-ban min. 45 pár fészelt a területen. (2007-ben min. 40 pár fészelt a területen).

A területen megfigyelt madárfajok védettségi szintjét és jelentőségüket a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat. A 2016-ban megfigyelt fajok védettségi szintje és közösségi jelentőségük.

		Hazai védettség	Nyugat-Dráva (HUDD10002) Natura 2000 területre jelölőfaj
1.	<i>Cygnus olor</i>		
2.	<i>Anas crecca</i>	V	
3.	<i>Anas platyrhynchos</i>		
4.	<i>Aythya nyroca</i>	FV	X
5.	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	V	
6.	<i>Phalacrocorax carbo</i>	V	
7.	<i>Ixobrychus minutus</i>	FV	X
8.	<i>Nycticorax nycticorax</i>	FV	X
9.	<i>Egretta alba</i>	FV	X

10.	<i>Ardea cinerea</i>	V	
11.	<i>Ardea purpurea</i>	FV	X
12.	<i>Pernis apivorus</i>	FV	X
13.	<i>Haliaeetus albicilla</i>	FV	X
14.	<i>Circus aeruginosus</i>	V	X
15.	<i>Accipiter gentilis</i>	V	
16.	<i>Pandion haliaetus</i>	FV	X
17.	<i>Rallus aquaticus</i>	V	
18.	<i>Gallinula chloropus</i>	V	
19.	<i>Fulica atra</i>		
20.	<i>Actitis hypoleucos</i>	V	X
21.	<i>Columba palumbus</i>		
22.	<i>Streptopelia turtur</i>	V	
23.	<i>Cuculus canorus</i>	V	
24.	<i>Alcedo atthis</i>	V	X
25.	<i>Dryocopus martius</i>	V	X
26.	<i>Dendrocopos major</i>	V	
27.	<i>Dendrocopos medius</i>	V	X
28.	<i>Hirundo rustica</i>	V	
29.	<i>Motacilla alba</i>	V	
30.	<i>Troglodytes troglodytes</i>	V	
31.	<i>Luscinia megarhynchos</i>	V	
32.	<i>Phoenicuros ochruros</i>	V	
33.	<i>Turdus merula</i>	V	
34.	<i>Turdus philomelos</i>	V	
35.	<i>Locustella fluviatilis</i>	V	
36.	<i>Locustella luscinioides</i>	V	
37.	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	V	
38.	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	V	
39.	<i>Sylvia atricapilla</i>	V	
40.	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	V	
41.	<i>Phylloscopus collybita</i>	V	
42.	<i>Ficedula albicollis</i>	V	X
43.	<i>Parus caeruleus</i>	V	
44.	<i>Parus major</i>	V	
45.	<i>Sitta europaea</i>	V	
46.	<i>Oriolus oriolus</i>	V	
47.	<i>Garrulus glandarius</i>		
48.	<i>Corvus corone cornix</i>		
49.	<i>Sturnus vulgaris</i>	V	
50.	<i>Passer domesticus</i>	V	
51.	<i>Passer montanus</i>	V	
52.	<i>Fringilla coelebs</i>	V	

FELHASZNÁLT IRODALOM

- BANK, L. (1989): A billegető cankó (*Actitis hypoleucos*) drávai fészkelése. - Mad. Táj. 1989.1-2. sz. p. 65.
- BANK, L. (1990): A tervezett djurdjevaci Dráva vízlépcső magyar hatásterületének madárvilága. -Kézirat, p. 1-49.
- BÉCSY, L., FENYŐSI, L. & HORVÁTH Z. (1995): A kis csér (*Sterna albifrons*) drávai fészkelése. - Aquila, Vol.: 102, p. 218-219.
- FARAGÓ, S. (1997-2015): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei. Magyar Vízivad Közlemények, No.4.-26..
- FENYŐSI, L. (1993a): A Barcsi Tájvédelmi Körzet madarai (1983-93.). - Állattani Közlemények. 79. p. 55-66.
- FENYŐSI, L. (1993b): Kis lile (*Charadrius dubius*) fészkelési adatai. - Mad. Táj. 1993. 2. sz. p. 25.
- FENYŐSI, L. (1994): Adatok a csíz (*Carduelis spinus*) nyári előfordulásaihoz. Mad. Táj. 2:24.
- FENYŐSI, L. (1995a): A csörgőréce (*Anas crecca*) Barcs környékén. - Mad. Táj. 1995. 2.sz. p. 25.
- FENYŐSI, L. (1995b): A szürke küllő (*Picus canus*) Dél-Somogyban. Mad. Táj. 2:30-31.
- FENYŐSI, L. (1996): A Dráva somogyi szakaszának madárvilága (non Passeriformes). Állattani Közlemények, 81:19-35.
- FENYŐSI, L. (1998a): Adatok a Duna-Dráva Nemzeti Park somogyi területének fehér gólya (*Ciconia ciconia* L.) állományához az 1996. évi felmérés alapján. Dunántúli Dolgozatok, Természettudományi Sorozat, 9:471-474.
- FENYŐSI, L. (1998b): A kis csér (*Sterna albifrons* Pall.) költőhelyei Magyarországon. - Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat, 9: 465-470.
- FENYŐSI, L. (1999): Kanadai lúd (*Branta canadensis*) megfigyelése a horvátországi Dráván. Tűzok, 4(1-2):25.
- FENYŐSI, L. (2000a): A somogyi Dráva-szakasz vízimadarai. [Gaviiformes, Podicipediformes, Pelecaniformes, Ciconiiformes, Anseriformes, Gruiformes (*Fulica*), Charadriiformes (*Larus*)]. Magyar Vízivad Közlemények, No. 6. 261-285.
- FENYŐSI, L. (2000b): A Barcsi Borókás madarainak bibliográfiája (1937-1999). Somogyi Múzeumok Közleményei, 14:349-358.
- FENYŐSI, L. (2001): Jelentés a 2001. évi kutatási tevékenységről. Madarak (Aves). Kézirat, 23 pp.
- FENYŐSI, L. (2002a): Jelentés a 2002. évi kutatási tevékenységről. Madarak (Aves). Kézirat, 24 pp.
- FENYŐSI, L. (2002b): A Dráva Barcs (155 fkm) és Szentborbás (133 fkm) közötti szakaszának vízimadár monitoringja, 1996-2000. Natura Somogyiensis, 3:89-98.
- FENYŐSI, L. (2003): Partifecske (*Riparia riparia*) állományfelmérés a Dráva-folyó 199 fkm-től 132 fkm-ig terjedő szakaszán. 2000-2003. Paeonia, 2003:95-101.
- FENYŐSI, L. (2004a): Madarak (Aves). Jelentés a 2003-2004. évi kutatási tevékenységről. Kézirat, 54 pp.
- FENYŐSI, L. in Sallai, Z. szerk. (2004b): A Dráva Somogy-megyei szakaszának madárvilága. A drávai táj természeti értékei, p. 84-109. Nimfea tanulmánykötetek III., Túrkeve.
- FENYŐSI, L. in ÁBRAHÁM, L. szerk. (2005): Studies of avin communities along river Drava, between 2000-2004 (Aves). Biomonitoring along the river Drava in Hungary, 2000-2004. Natura Somogyiensis, 7: 119-141.
- FENYŐSI, L. (2009a): A Berzencei Jalszina-rét madárvilága, a 2001-2004. évi felmérések alapján. Paeonia, 2009:45-53.

- FENYŐSI, L. (2009b): A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) állomány vizsgálata Dél-Somogyban, az 1991-2000. években. *Natura Somogyiensis*, 15:213-218.
- FENYŐSI, L. (2009c): Partifecske (*Riparia riparia*) állományfelmérések a Dráva-mentén, 2000-2008. között. *Natura Somogyiensis*, 15:203-212.
- FENYŐSI, L. (2010): Adatok a Dráva magyarországi szakaszának kis csér (*Sterna albifrons*) állományához. *Aquila*, 116-117: 55-60.
- FENYŐSI, L. (2016a): A drávai kavicszátonyok különleges madárvilága. A kis csér (*Sternula albifrons*) drávai állománya (1994-2015). 20 éves a Duna-Dráva Nemzeti Park – Szemelvények az elmúlt 20 év tevékenységeiről – DDNP Igazgatóság kiadványa, Pécs 2016. p:34-40.
- FENYŐSI, L. (2016b): Partifecske (*Riparia riparia*) állományfelmérések a Dráva-mentén 2003-2015 között. 20 éves a Duna-Dráva Nemzeti Park – Szemelvények az elmúlt 20 év tevékenységeiről – DDNP Igazgatóság kiadványa, Pécs 2016. p:41-45.
- FENYŐSI, L., CSÓR, S., HORVÁTH, Z. & MEZEI, E. (2004): A viharsirály (*Larus canus*) újabb költőhelye Magyarországon. *Aquila*, 111:199-200.
- FENYŐSI, L. (2006): Összefoglaló jelentés a Dráva-folyó Barcs (155 fkm) és Szentborbás (133 fkm) közötti szakaszán 1996-2004-ben végzett vízimadár monitoringról. *Paeonia*, 2006:71-80.
- FENYŐSI, L., HORVÁTH Z. & PINTÉR A. (1998): Adatok a gyöngybagoly (*Tyto alba*) Somogy megyei elterjedéséhez az 1995. évi felmérés alapján. *Aquila* 103-104:131-133.
- FENYŐSI, L. & HORVÁTH Z. (2000): Adatok a fehér gólya (*Ciconia ciconia*) Somogy-megyei állományához, az 1999. évi felmérés alapján. *Somogyi Múzeumok Közleményei*, 14:343-347.
- FENYŐSI, L & HORVÁTH Z. (2004a): Csörgő réce (*Anas crecca*) újabb fészkelése a barcsi borókásban. *Aquila*, 111:196.
- FENYŐSI, L & HORVÁTH, Z. (2004b): A Barcsi Borókás területén fészkelő vízimadarak 1999. évi állományfelmérése, a felmérés tapasztalatai. *Somogy Megyei Múzeumok Közleményei*, 16:399-407.
- FENYŐSI, L., KOPPAN A. & WINKLER D. (1995): Molnárfecske (*Delichon urbica*) telep Barcson. *Mad. Táj*. 2:32.
- FENYŐSI, L. & STIX J. (1993): Adatok az erdei szalonka fészkeléséhez. *Mad. Táj*. 2:38.
- FENYŐSI, L. & STIX J. (1996): Nagy kócsagot (*Egretta alba*) támadó héja (*Accipiter gentilis*). *Túzok* 1(4):185.
- FENYŐSI, L. & STIX J. (1998): Megjegyzések a "Rétisas (*Haliaeetus albicilla*) által nevelt egerészölyv (*Buteo buteo*) fiókák" című íráshoz. *Túzok*, 3(2):64-65.
- HADARICS, T. (1996): Érdekes madármegfigyelések, *Túzok* 1(2):93-100: füstös réce; *Túzok* 1(3):133-141: kis csér; *Túzok* 1(4):168-181: halászsas.
- HADARICS, T. (1997): Érdekes madármegfigyelések, *Túzok* 2(1):38-47: sarki bűvár, erdei szalonka; *Túzok* 2(2):71-82: apácalúd, halászsas, erdei szalonka; *Túzok* 2 (3): 115-126: vándorsólyom, kis csér.
- HADARICS, T. (1998): Érdekes madármegfigyelések, *Túzok* 3(1):18-32: északi bűvár, kis kárókatona, apácalúd, fekete réce; *Túzok* 3(3):94-104: kis csér.
- HADARICS, T. (1999): Érdekes madármegfigyelések, *Túzok* 4(1-2):46-56: erdei szalonka.
- JUHÁSZ, L. (1995): Karmazsin pirók (*Carpodacus erythrinus*) két hazai megfigyelése. *Calandrella* 9(1-2)., p. 32-35.
- HORVÁTH, Z (2002): A békászó sas (*Aquila pomarina*) Somogy megyei előfordulásairól. *Aquila* 107-108:107-108.
- HORVÁTH, Z., FENYŐSI, L., PINTÉR, A. & TÖMÖSVÁRY, T. (2002): A fekete gólya (*Ciconia nigra*) állományának vizsgálata Belső-Somogyban (1983-2000). *Aquila* 107-108:225-231.
- KÁRPÁTI, L. (1979): A Barcsi Ósborókás madárvilága. - *Somogyi Almanach*, 30. sz. p.1-52.
- MARIÁN, M. (1958): Madártani jegyzetek Somogyból. - *Aquila*, vol.:65. p. 306-307.

- MARIÁN, M. & PUSKÁS, L. (1985): A Barcsi Borókás Tájvédelmi Körzet madárállománya. - Dunántúli Dolgozatok, Természettudományi Sorozat, 5:207-232.
- MEZEL, E. (2003): A gyékényesi kavicsbánya-tó vízimadár állománya és annak természetvédelmi helyzete. – Paeonia, DDNPI Pécs, 79-93.
- T. MIKUSKA, L. FENYŐSI, A. TOMIK, K. EICHNER, A. MIKUSKA, V. SALIC in. J. J. PURGER ed. (2007): Protokol za pracenje stanja (monitoring) ptica (Aves) u aluvijalnim nizinama kontinentalnog dijela Hrvatske in Prirucnik za istrazivanje bioraznolikosti duz rijeke Drave / Manual for the investigation of biodiversity along the river Drava. Pécs, p.: 189-202.
- MME Nomenclator Bizottság (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae. Magyar Madártani Egyesület, Budapest. 278 p.
- PURGER, J. J. (1998): A Dráva mente magyarországi szakaszának madárfaunája (Aves). - Dunántúli Dolg. Term. tud. Sorozat, 9: 441-463.
- PURGER, J. J. & FENYŐSI, L. (2001): Somogy megye madárfaunája (Aves). Natura Somogyiensis, 1:453-479, Kaposvár.
- PURGER, J. (2015): Az ornitofauna felmérése és ökológiai értékelése, kiemelve a jelölő fajokat. – Az Ó-Dráva ökológiai alapállapot felmérése. BioRes Bt, szakmai jelentés, p: 1-133.
- RADOVIĆ, D. (1996): Ornitológiai tanulmány a novo virjei vízerőmű környezeti hatástanulmányához. 2002/2-LM jelű anyag; Zágráb, kézirat:1-24.
- SZÉCHENYI, F. (1942): Fészkelési adatok Somogyból. Aquila 46-49: 463.
- VASVÁRI, M. (1937): Nyári képek Magyarország állatvilágából. - Debreceni szemle, okt.-dec. p. 287-293.

ÖSSZEFOGLALÁS

Az Ó-Dráván 2016 májusában két monitorozási felmérést tudtunk végezni kenu segítségével, melyek elsősorban a vízimadár-közösség vizsgálatát célozták. A késői időpontok miatt több faj esetében biztosan és jelentősen alulbecsült az állomány, ezeknél ezért a biztos költőpárok számát adjuk meg. Más madárfajok állománya véleményünk szerint nagy pontossággal meghatározható (*C. olor*, *C. aeruginosus*, *A. atthis*, *A. arundinaceus*), ezek az adatok a későbbi monitoring felmérésekhez jó kiindulási alapot adhatnak.

Az első ilyen jellegű felvételezésekre 2007-ben került sor a területen, ezért a fészkelő fajok esetében ezekre az adatokra is utalunk. Egyes, könnyen detektálható fajok esetében (pl. *C. olor*, *C. aeruginosus*, *A. atthis*, *A. arundinaceus*) a költőpárok számában nem találunk jelentős eltérést, de pl. figyelmet érdemel, hogy a nádirigó (*A. arundinaceus*) állományát 2007-ben 40 párra, 2016-ban 45 párra becsültük. Ezzel szemben 2007-ben a nádi tücsökmadár (*L. luscinoides*) állományát min. 22 párra becsültük, addig 2016-ban – reméljük a késői időpontok miatt – csak 2 biztos revírt jegyeztünk fel. Ezek a különbségek nemcsak a felmérések időbeli eltérését jelzik, az időjárási viszonyok, a vegetációs periódus kezdetet is befolyásolhatják az eredményeinket.

Véleményünk szerint a vízimadár-közösség összetételének és egyes fajok állományosságának vizsgálatára a kenuból történő felvételezés megfelelő módszer, több mintavétellel kielégítő eredmények érhetők el. A számos nehézséget jelentő módszer miatt optimálisan egy áprilisi (04.15-25 között), két májusi (05.05-15 és 05.20-30 között) és egy júniusi (06.05-15 között) felvételezés javasolható, de a nehezen észlelhető és elsősorban éjszakai/hajnali/esti aktivitású fajokra (*R. aquaticus*, *Porzana* sp.) is nagyobb figyelmet kell fordítani.

Monitoring staništa na Staroj-Dravi tijekom 2016. godine

Sándor Csete i Dr. Dragica Purger

Prema rezultatima botaničkih i ekoloških istraživanja vegetacije i kartiranja staništa na području rukavca Stara-Drava staništa koja pripadaju mreži Natura 2000: 3150 – Prirodne eutrofne vode s vegetacijom Hydrocharition ili Magnopotamion i 91E0* – Aluvijalne šume sa johom *Alnus glutinosa* i jasenom *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae) prostiru se na oko sto hektara i zauzimaju trećinu kartiranog područja. Uzorkovanje na ovim staništima 2015. i 2016. godine započeli smo na onim lokalitetima koji bi prema predviđanjima mogli biti najviše izloženi utjecajima promjene razine vode nakon izgradnje regulacijskog praga u rukavcu Stara-Drava. Cilj istraživanja bio je uspostavljanje sustava monitoringa kojim bi se na staništima Natura 2000 što preciznije mogao vrednovati pravac i stupanj utjecaja promjena vodostaja. Pri tome smo koristili metode preporučene u Mađarskom nacionalnom sustavu monitoringa bioraznolikosti (NBmR) za praćenje stanja vodene vegetacije i šumskih zajednica. Analiza rezultata istraživanja doprinijeće vrednovanju pravca i intenziteta promjena u sastavu vrsta i rasporedu sastojina vodene vegetacije te u prizemnom sloju biljaka u poplavnim šumama na temelju usporedbe sadašnjeg i stanja nakon izvođenja planiranih intervencija. Uzorkovanje vodene vegetacije u rukavcu Stara-Drava provedeno je iz čamca, tijekom srpnja 2016. godine. Područje uzorkovanja odredili smo na dvije dionice vodotoka, a fitocenološki snimci su bilježeni na plohama veličine 2×2 m, na međusobnoj udaljenosti 3-5 m, plohe su bile linearno raspoređene, poprečno na korito rukavca. Na donjim dionicama gdje je korito rukavca šire na dva poprečna transekta zabilježeno je 9 odnosno 6 fitocenoloških snimaka. U gornjim dionicama, na užem koritu rukavca zabilježeno je na tri poprečna transekta po 5 fitocenoloških snimaka.

U poplavnim šumama uzorkovanje je provedeno u tri sastojine (šuma bijele vrbe – Lokasarok, šuma bijele topole – Kisloka i šuma johe – Don-kanyar). Na svakom od ovih lokaliteta označena je po jedna trajna ploha veličine 30×30 m na kojoj je procijenjena ukupna pokrovnost drveća i grmlja, kao i pokrovnost svake vrste. U prizemnom sloju uzorkovanje je provedeno sa znatno većom preciznošću: procjena pokrovnosti svih vrsta zeljastih biljaka i klijanaca drveća zabilježena je na ukupno 55 mikrokvadrata površine 0,5 m² koji su sustavno raspoređeni u pravilnoj mreži.

Rezultati jasno pokazuju veliku prirodnu vrijednost i slabu degradiranost vodene vegetacije u rukavcu Stara-Drava: u sastavu zajednica vodene vegetacije udio karakterističnih vrsta koje su pokazatelji prirodnosti bio je velik u svim transektima (27-33%), štoviše zaštićene vrste prisutne su u znatnom broju snimaka (17-30%), a u popisu vrsta nije bilo korova. Na donjim dionicama na mjestu uzorkovanja dubina korita rukavca bila je prosječno 2 m, dok je u gornjim dionicama iznosila 1,7 m. Na donjim dionicama ukupna pokrovnost vegetacije bila je prosječno 104,5%, a prosječan broj vrsta 12,5, dok je na gornjim dionicama pokrovnost iznosila 126,4%, a prosječan broj vrsta bio je nešto manji (11).

Rezultati uzorkovanja u aluvijalnim šumama pokazali su slične rezultate što se tiče prirodnosti staništa: u sastavu vrsta svih triju sastojina znatan dio (14-28%) činile su karakteristične vrste zajednica. Od relativno velikog broja vrsta (28-42 vrsta vaskularnih biljaka /900 m²) na stalnoj plohi na lokalitetu Don-kanyar u šumi johe zaštićene vrste su činile 4,8%. Korovne vrste koje su pokazatelji degradacije na trajnim plohamo činile su svega 3,7-8,9%, što pokazuje izuzetno visoku vrijednost ovih zajednica poplavnih šuma. Od toga je udio invazivnih vrsta u svim sastojinama bio manji od 6%.

Monitoring vretenaca na Staroj-Dravi tijekom 2016. godine

Arnold Móra

Kvantitativni monitoring adultnih vretenaca proveden je prema opisu koji daje Dévai (1997) na pet transekta na Staroj-Dravi 20. srpnja 2016. godine. Ova istraživanja su dopunjena faunističkim nalazima dobijenim tijekom istraživanja 21. srpnja na tri lokaliteta na Staroj-Dravi i na jednoj obližnjoj privremenoj lokvi.

Tijekom kvantitativnog istraživanja dokazano je prisustvo 16 vrsta vretenaca, pripadnika šest familiji (*Calopteryx splendens*, *Platycnemis pennipes*, *Coenagrion puella*, *Coenagrion pulchellum*, *Erythromma viridulum*, *Ischnura elegans*, *Aeshna affinis*, *Anax imperator*, *Anax parthenope*, *Cordulia aenea*, *Crocothemis erythraea*, *Libellula fulva*, *Orthetrum albistylum*, *Orthetrum coerulescens*, *Sympetrum sanguineum*, *Sympetrum striolatum*) i zapaženo je ukupno 529 jedinki. Faunističkim istraživanjem je utvrđena prisustnost jedne vrste (*Orthetrum brunneum*), čije primjerke nismo uspjeli registrirati tijekom uzimanja kvantitativnih uzoraka. Tako na Staroj-Dravi i okolici dokazano je prisustvo 17 vrsta vretenaca što čini 15.8% od svih poznatih vrsta koje žive na području Mađarske.

Broj vrsta na pojedinim transektima varirao je od 4 do 8, a u usporedbi sa ukupno zabilježenim vrstama može se zaključiti da se broj prisutnih vrsta i njihov sastav znatno razlikuje na pojedinim dionicama Stare Drave. Na temelju kvantitativnih pokazatelja na donjim dionicama toka Stare Drave dominiraju vrste karakteristične za stajaće vode (npr: *Crocothemis erythraea*), dok su na gornjem dijelu, koji je pod utjecajem bržeg toka rječice Rinja, dominirale vrste karakteristične za tekuće vode (npr. *Calopteryx splendens*, *Platycnemis pennipes*).

Dvije vrste, vilin dorat (*Libellula fulva*) i primorski vilenjak (*Orthetrum brunneum*) zaštićene su u Mađarskoj. Ostale vrste su široko rasprostranjene na području Mađarske i mogu se smatrati čestim vrstama na odgovarajućim staništima. Zabilježene vrste su fotografirane radi dokumentacije.

Na temelju klaster analize, provedene prema totalnom sastavu vrsta i relativnoj frekvenciji pojedinih vrsta na Staroj Dravi nedvojbeno se može razlikovati donji tok, koji pripada tipu stajaće vode i gornji tok, koji ima odlike tekućice. Središnji dio Stare Drave ima prelazni karakter između dvaju navedenih tipova.

Prema sastavu vretenaca moguće je dati prvu procjenu stanja okoliša i možemo reći da Stara Drava spada u III kategoriju, tj. područje umjereno siromašno vrstama. Ukoliko istraživanja budu nastavljena u dužem vremenskom razdoblju, vjerojatno će se broj vrsta povećavati, te je moguća promjena u kategorizaciji.

Prethodna iskustva tijekom istraživanja provedenim na dionicama Stare Drave u 2016-oj godini ukazuju na potrebu nastavka monitoringa metodama sakupljanja i prebrojavanja odraslih primjeraka vretenaca u više navrata tijekom godine.

Monitoring herpetofaune na Staroj-Dravi tijekom 2016. godine

Dr. Jenő J. Purger

U okviru projekta Life „Old-Drava” naš zadatak je bio sastaviti protokol monitoringa herpetofaune koji bi trebao biti temelj budućim istraživanjima, a u skladu sa preporukama Nacionalnog sustava monitoringa bioraznolikosti u Mađarskoj. Preliminarna metodologija sastavljena je prema dosadašnjim iskustvima i sadrži metode istraživanja koje bi se mogle primijeniti na Staroj Dravi, a koje će biti detaljno razrađene tijekom 2017.

Monitoring herpetofaune započeli smo 2016. godine na staništima koja pripadaju mreži Natura 2000 (vegetacija prirodnih eutrofnih voda i aluvijalne šume) na dionicama i površinama koje su kolege botaničari obilježili radi daljih istraživanja. Faunu vodozemaca proučavali smo duž dva transekta na donjim dionicama Stare Drave u koritu sa gustom vodenom vegetacijom i zapazili smo dva primjerka jestive zelene žabe (*Rana* kl. *esculentus*) veličine 3-4 cm. Još četiri primjerka ove vrste zapažena su u gornjim dionicama vodotoka.

U aluvijalnoj šumi na lokalitetu Kis-Loka pregledali smo površinu 30x30 m omeđenu radi monitoringa sloja prizemnog rastinja no nismo uspjeli registrirati niti jednu vrstu vodozemaca i gmazova. Na lokalitetu Lokasarok na omeđenoj plohi u aluvijalnoj šumi opazili smo jedan primjerak livadne gušterice (*Lacerta agilis*), a u aluvijalnoj šumi johe na lokalitetu Don-kanyar zabilježili smo jedan primjerak šumske smeđe žabe (*Rana dalmatina*).

Vodozemce i gmazove nije lako uočiti u vodi sa gustom vodenom vegetacijom i u šumi u kojoj prizemni sloj biljaka ima veliku pokrovnost, ali unatoč tome metoda vizuelnog traženja se često koristi, jer ne postoji efikasnija alternativna metoda.

Za istraživanje vodozemaca često se koriste metode uzorkovanja mrežom i klopka. U kolovozu 2016. godine postavili smo mrežu koja usmjerava vodozemce u četiri klopke postavljene linearno pored mreže. Ovakav način lova na području Stare Drave smatramo rizičnim za ulovljene životinje s obzirom da postoji velika opasnost da ih pronađu divlje svinje koje su prisutne u velikom broju. Kamera za snimanje životinja aktivnih noću nije registrirala prisutnost divljih svinja na mjestu gdje su postavljene klopke tako su svih 7 ulovljenih primjeraka jestive zelene žabe neozlijeđeni pušteni na slobodu.

Jedan od ciljeva projekta je istraživanje dunavskog vodenjaka (*Triturus dobrogicus*), dokazivanje prisustva ove vrste i monitoring, međutim tijekom istraživanja koja su provedena na Staroj Dravi 2015. godine ova vrsta nije otkrivena. Radi pronalaženja ove vrste u 2016. godini provedena su dalja istraživanja metodama vizualnog traženja, uzorkovanjem mrežom i klopka. Na dva transekta dužine 50 m postavljeno je 100 klopki 26. ožujka 2016. koje su ostavljene tijekom 4 noći. Radi testiranja metode u istom vremenskom razdoblju proveli smo kontrolno istraživanje u rukavcu Drave kod Vizvara (10 klopki u trajanju od 2 noći). Pokušali smo testirati efikasnost klopki te utvrditi je li dobro odabrano vrijeme uzorkovanja. Na Staroj Dravi klopka je uhvaćen samo jedan primjerak vijuna (*Cobitis elongatoides*), dok je u isto vrijeme kontrolnim uzorkovanjem klopka kod Vizvara tijekom dvije noći uhvaćena jedna ženka dunavskog vodenjaka (*T. dobrogicus*), 8 ženki i 5 mužjaka malog vodenjaka (*Lissotriton vulgaris*), te jedan piškur (*Misgurnus fossilis*). Ovo kontrolno uzorkovanje pokazalo je da su klopke pravilno korištene i vrijeme uzorkovanja dobro određeno. U 2017. godini potrebno je nastaviti uzorkovanje u Staroj Dravi radi utvrđivanja dunavskog vodenjaka i radi pronalaženja odgovarajućih lokaliteta za monitoring.

Istraživanjem provedenim tijekom 2016 potvrđena su iskustva iz 2015. godine, prema kojima u području Stare Drave faunu vodozemaca i gmazova odlikuje mali broj vrsta i mali broj jedinki. U 2017. godini potrebno je nastaviti uzorkovanje klopka na drugim lokalitetima, traženje mjesta na kojima se sunčaju barske kornjače (*Emys orbicularis*), te je predviđeno testiranje metode monitoring crvenog mukača (*Bombina bombina*) na temelju glasanja.

Monitoring ornitofaune na Staroj Dravi tijekom 2016. godine

László Fenyősi

Tijekom svibnja 2016. godine na Staroj Dravi provedena su ornitofaunistička istraživanja uz pomoć kanua, koja su imala za cilj prije svega monitoring zajednica vodenih ptica.

Na istom području monitoring je na sličan način proveden 2007. godine i podaci koji se odnose na gnjezdarice uspoređeni su sa sadašnjim rezultatima. Kod nekih vrsta koje se mogu lakše opaziti (npr. *C. olor*, *C. aeruginosus*, *A. atthis*, *A. arundinaceus*) nisu zabilježene značajne razlike u broju gnjezdećih parova. Populacija velikog trstenjaka (*A. arundinaceus*) 2007. godine procijenjena je na 40 gnjezdećih parova, a 2016. godine na 45 parova. Nasuprot ovom primjeru, velike razlike su zabilježene u brojnosti velikog cvrčica (*L. luscinoides*): 2007. godine procijenili smo da se na području gnijezdi više od 22 para velikih cvrčica, dok je 2016. godine, vjerojatno zbog kasnijeg promatranja, njihov broj procijenjen na svega 2 para.

Zabilježene razlike djelomično mogu biti posljedica promatranja u različitim vremenskim intervalima, drugačijih vremenskih uvjeta, te razlika u razvijenosti biljnog pokrova.

Ako se monitoring provodi u kasnijem periodu mnoge vrste neće biti zapažene zbog smanjene aktivnosti, pa će njihova brojnost biti procijenjena na manje vrijednosti, ali u svakom slučaju treba dati broj stvarno zapaženih parova.

Brojnost nekih vrsta (*C. olor*, *C. aeruginosus*, *A. atthis*, *A. arundinaceus*) moguće je odrediti sa velikom preciznošću, pa ovi podaci mogu poslužiti kao početne vrijednosti za monitoring.

Smatramo da je motoring vodenih ptica promatranjem iz kanua odgovarajuća metoda, višestrukim uzorkovanjem mogu se postići dobri rezultati. Na temelju dosadašnjih iskustava optimalni rezultati se postižu ako se uzorkovanje provede četiri puta godišnje: jednom u travnju (između 15. i 25.), dva puta u svibnju (između 20. i 30.) i jednom u lipnju (od 5. do 15.), a posebnu pažnju treba obratiti na vrste koje su aktivne noću/rano ujutro/u večernjim satima (npr. *R. aquaticus*, *Porzana* sp.).

Monitoring of habitats along Old-Drava in 2016

Sándor Csete and Dr. Dragica Purger

As found by the botanical and ecological surveying and habitat mapping of the Old-Drava, the following Natura 2000 habitats cover a total area of about 100 hectares, occupying one third of the entire oxbow: 3150 Natural eutrophic lakes with Magnopotamion or Hydrocharition-type vegetation (floating, submerged and rooted aquatic vegetation) and 91E0 Alluvial forests with *Alnus glutinosa* and *Fraxinus excelsior*. In sections of the oxbow where greater impact by the changing water levels is anticipated to occur on the aforementioned habitats, coenological samplings were carried out in 2015 and 2016. The objective of the investigations was to detect the magnitude and direction of the effects of expected water regime changes on Natura 2000 habitat types, with as high accuracy as possible. For this purpose, the method suggested for aquatic vegetation by the National Biodiversity Monitoring System (NBmR) was applied. By evaluating the obtained data, a sensitive picture can be drawn about the current status of aquatic vegetation and softwood gallery forests in the selected water body section, which can serve as a starting point for assessing the effects of the planned water retention works on the habitats.

The aquatic vegetation in the Old-Drava water body was recorded during a boat survey in June 2016. Sampling areas were designated in two sections of the water, and the coenological recordings were made in sampling quadrates measuring 2x2m. The quadrates were located 3-5m apart along a line across the bed. In the lower section where the bed is wider, 9+6 surveys were made along two lines. In the narrower, upper section of the Old-Drava 5+5+5 surveys were made in three lines.

The total coverage of the canopy layer and the shrub layer was assessed in three different stands of gallery forests (white willow gallery – Lókasarok; white poplar gallery – Kislóka; alder gallery – Dón-kanyar) in 30×30m plots, and the coverage values were estimated for each species. Sampling the herb layer was performed at a much higher resolution: herbaceous plant species and tree and shrub seedlings were recorded in 55 sampling quadrates of 0.5m² area each, and the percentage coverage values were estimated for each species.

Our results well indicate that the aquatic vegetation living in the water body of the Old-Drava is highly valuable and undisturbed: the proportion of the so-called indicator species signifying the naturalness of water plant associations was found to be high in all of the lines (27-33%), moreover a great part of plants in the sample were protected species (17-30%). On the other hand, the occurrence rate of weed species signifying degradation was 0. Average water depth was 2m in the sampling lines of the lower bed section, and 1,7m in the upper section. At the same time, the lower section was characterised with lower coverage (mean: 104.5%) and higher species number (mean: 12.5 species) in the aquatic vegetation, whereas the shallower waters of the upper section had higher coverage (mean: 126.4%), but slightly reduced species number (mean: 11 species).

Similarly to the aquatic plant associations, our monitoring surveys in the forest stands, too, indicated favourable signs of naturalness: species typical of the sampled forest associations were recorded with high percentages (14-28%) of the species pool in all of the sampled forest patches. Besides the fact that there were relatively high species numbers (28-42 vascular plant species /900m²), the alder gallery forest surveyed in the Don-kanyar contained 4,8% protected species. Weed species signifying degradation constitute less than 10% of the flora of monitoring quadrates (3.7-8.9%), which figures are outstanding for floodplain plant associations. Of those figures, the proportion of invasive plant species did not exceed 6% in any of the sampling locations.

Monitoring dragonfly and damselfly species along Old-Drava in 2016

Dr. Arnold Móra

The quantitative surveying of Odonata adult specimens was carried out using the methodology described by Dévai (1997), in five sections of the Old-Drava on 20th June 2016. In addition to these monitoring surveys, faunal observations were also performed on 21st June in three locations along the Old-Drava and at a temporary pool besides the main water body.

The quantitative survey yielded a total of 529 specimens belonging to 16 species (*Calopteryx splendens*, *Platycnemis pennipes*, *Coenagrion puella*, *Coenagrion pulchellum*, *Erythromma viridulum*, *Ischnura elegans*, *Aeshna affinis*, *Anax imperator*, *Anax parthenope*, *Cordulia aenea*, *Crocothemis erythraea*, *Libellula fulva*, *Orthetrum albistylum*, *Orthetrum coerulescens*, *Sympetrum sanguineum*, *Sympetrum striolatum*) in 6 families. During the faunal observations we found one species (*Orthetrum brunneum*) which had not been revealed by the quantitative survey. Thus, altogether 17 species are proved to be present along the Old-Drava and its immediate surroundings, this figure making up 25,8% of species known to exist in Hungary.

The species numbers in different sampling sections ranged between 4 and 8 which fact indicates, with regard to the total number of species revealed, a significant degree of species exchange between particular sections of the Old-Drava. Based on the quantitative findings it can be established that the lower sections of the water body were dominated by species preferring stagnant water (such as *Crocothemis erythraea*), whereas in the upper section influenced by the stream Rinya, species preferring rapid flow (e.g. *Calopteryx splendens*, *Platycnemis pennipes*) were found to be more frequent.

Two species, the scarce chaser (*Libellula fulva*) and the southern skimmer (*Orthetrum brunneum*) are protected in Hungary. Occurring throughout the country, the remaining species are common in all suitable habitats. A photo documentation was compiled about all the observed species.

Based on the species pool and relative frequencies, a cluster analysis was performed, revealing a clearly distinct lower Old-Drava section with stagnant water character, and an upper section characterised with the effects of flowing water. The middle section of the Old-Drava has transitional characteristics.

According to a preliminary environmental assessment on the basis of Odonata species assemblages, the Old-Drava is an intermediate quality, Grade III, moderately species-poor area. However, this assessment still may change as surveying is extended in time, and as the numbers of observed species grow which is highly probable.

Based on our initial experience, the long-term monitoring using a survey method of collecting/counting adult specimens several times every year in the sections surveyed in 2016 is certainly justified.

Monitoring the herpetofauna along Old-Drava in 2016

Dr. Jenő J. Purger

As part of the Life “Old-Drava” project, our assignment has been to produce, in conformity with expectations of the Hungarian Biodiversity Monitoring System, a monitoring protocol of the amphibian and reptile fauna, which can serve as a basis for carrying on with further studies. Relying on former survey results and our experience, we have produced a preliminary compilation of methodologies that can be used along the Old-Drava, which we are planning to improve based on experience gained in 2017.

Our task for 2016 was to launch herpetofauna monitoring. Our botanist experts designated two Natura 2000 habitats (natural eutrophic aquatic vegetation; softwood gallery forest) where we performed herpetofauna surveys during the month of June. During the survey along the two belt transects designated for monitoring in the aquatic habitats of the Old-Drava we observed two 3-4 cm long specimens of edible frog (*Rana kl. esculentus*) in the lower section of the bed, and another 4 specimens were recorded in the belt transect of the upper section. The softwood gallery forest, however, yielded no amphibian or reptilian species when the Kis-Lóka sampling quadrat was surveyed. One specimen of sand lizard (*Lacerta agilis*) was recorded in the Lókasarok sampling area, and one agile frog (*Rana dalmatina*) in the Dón-kanyar sampling quadrat. Amphibians and reptiles are not easy to spot either in the water with dense aquatic vegetation or in the dense undergrowth of the forest. Yet, there are no alternatives known to be more effective than the applied methods. Pitfall traps combined with drift fencing are often used to indicate and monitor amphibian species. In October 2016, we used a linearly arranged system of four pitfall traps (buckets) and a fence for a duration of four days. In our opinion this method should only be used with great precaution if applied along the Old-Drava, because of the high risk of the commonly occurring wild boars eating up the amphibians that fall into the buckets. The photo trap set up at the trapping site did not record their presence, and thus the 7 small edible frog specimens having fallen into the buckets could be collected unhurt, and released instantly.

The objectives of the project included the recording and monitoring of the Danube crested newt (*Triturus dobrogicus*), but this species had not been found in the Old-Drava during the 2015 surveys. In order to be able to reveal the presence of this species in 2016, we used 100 bottle traps arranged in a 50 m transect, besides other methods like visual search, scoop net sampling and pitfall traps. The bottle traps were in use for 4 nights between 26-30 March (for altogether 400 trap nights). In order to test the method, control trapping was also performed simultaneously in a side-branch at Vízvár (with 10 bottle traps for 2 nights). We wanted to find out whether the effectiveness of trapping is influenced by the traps and possible bad timing. The bottle traps in the Old-Drava captured a single specimen of spined loach (*Cobitis taenia*) only. The control set of bottle traps in the Vízvár side-branch, however, trapped 1 female Danube crested newt (*T. dobrogicus*), 8 female and 5 male common newts (*Lissotriton vulgaris*), and one weatherfish (*Misgurnus fossilis*) during a course of two nights. The results of this control trapping indicated that the use of bottle traps is an effective method, and timing was good, too. In 2017 we need to continue to make efforts at the Old-Drava to indicate the presence of newt species, and find suitable monitoring locations.

Monitoring in 2016 confirmed the findings of 2015 in that amphibian and reptile species in the Old-Drava are characterised with low species numbers and abundance. For 2017 we are planning to introduce new bottle trapping locations, and we also intend to test the monitoring of pond terrapins (*Emys orbicularis*) at basking spots, and of fire-bellied toads (*Bombina bombina*) based on their vocalisations.

Monitoring the ornithofauna along Old-Drava in 2016

László Fenyősi

Two monitoring surveys were performed in May 2016 on the Old-Drava by canoe, focusing primarily at water bird communities.

The first such surveys in the area were made in 2007, therefore, in the case of nesting birds, we refer to these data. In some easily detectable species (e.g. *C. olor*, *C. aeruginosus*, *A. atthis*, *A. arundinaceus*) we found no significant change in the number of nesting pairs, but it is notable that for example the population of great reed warblers (*A. arundinaceus*) was estimated in 2007 to be 40 pairs, and in 2016 it was estimated to be 45 pairs. On the contrary, while Savi's warbler (*L. luscinoides*) population in 2007 was estimated to be at least 22 pairs, in 2016 only 2 confirmed territories were recorded, possibly because of the late survey dates. In addition to differences in survey dates, these dissimilarities in our results may also signify weather conditions or the onset of the vegetation period.

Due to the late survey dates, the populations are surely and substantially underestimated in the case of several species, therefore for these we are specifying the number of confirmed nesting pairs. For other species, we believe that the populations are accurately estimated (*C. olor*, *C. aeruginosus*, *A. atthis*, *A. arundinaceus*), these data providing firm grounds for monitoring surveys to be carried out later on.

In our opinion, assessing the composition of water bird community and the population sizes of particular species is effectively done by surveying from canoe, and by repeated samplings the results are satisfactory. Because of this method conveying various difficulties, one sampling in April (between 15th-25th) two in May (between 5th-15th, and 20th-30th) and one in June (between 5th-15th) can be suggested in an optimal case, but at the same time greater attention should be paid to the less easily detectable species with mostly crepuscular or nocturnal activity (*R. aquaticus*, *Porzana* sp.).