



1949

**Az Északkeleti-Alföld vizes élőhelyeinek amfibikus
rovarközösségei**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Szanyi Kálmán

Témavezető:

Prof. Dr. Dévai György

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2024

*Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Hidrobiológia doktori** programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.*

Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Debrecen, 20.....

.....

a jelölt aláírása

*Tanúsítom, hogy **Szanyi Kálmán** doktorjelölt **2019.-2024.** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Hidrobiológia doktori** programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.*

Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 20.....

.....

a témavezető aláírása

Az Északkeleti-Alföld vizes élőhelyeinek amfibikus rovarközösségei

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében

a Környezettudomány tudományágban

Írta: **Szanyi Kálmán**, okleveles Hidrobiológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál doktori iskolája

(Hidrobiológia programja) keretében

Témavezető: Prof. Dr. Dévai György

Az értekezés bírálói:

Dr.

Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.

tagok: Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 20... .

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	5
<i>1.1. A vizsgált élőhelytípus-csoport bemutatása, vizsgálatuk indoklása</i>	<i>5</i>
<i>1.2. A vizsgálatba bevont rovarcsoportok diverzitásbecslésének jelentősége.....</i>	<i>7</i>
1.2.1. Tegzesek felmérésének jelentősége.....	7
1.2.2. Csípőszúnyogok felmérésének jelentősége	9
1.2.3. Szitakötők felmérésének jelentősége	10
<i>1.3. A fénycsapdázás, mint biodiverzitásbecslési módszer továbbfejlesztésének kutatási előzménye.....</i>	<i>12</i>
<i>1.4. Célkitűzések</i>	<i>14</i>
2. Anyag és módszer	15
2.1. <i>Mintavételi területek</i>	15
2.1.1. A tegzesegyüttesek vizsgálatába bevont élőhelyek jellemzése	15
2.1.2. A csípőszúnyog-együttesek vizsgálatába bevont élőhelyek jellemzése	18
2.1.3. A szitakötő-együttesek vizsgálatába bevont élőhelyek jellemzése.....	20
2.2. <i>Mintavételi módszerek</i>	28
2.2.1. A tegzesek gyűjtési módszerei	28
2.2.2. A csípőszúnyogok gyűjtési módszerei	31
2.2.3. A szitakötők gyűjtési módszerei	32
2.3. <i>Adatfeldolgozás.....</i>	33
2.3.1. A tegzesadatok elemzése és értékelése	33
2.3.2. A csípőszúnyog-adatok elemzése és értékelése.....	35
2.3.3. A szitakötő-adatok elemzése és értékelése.....	36
3. Eredmények	38
3.1. <i>Tegzesegyüttesek.....</i>	38
3.1.1. Faunisztikai eredmények	38
3.1.2. A mintavételi helyek fajegyüttesei	41
3.1.3. A tegzesegyüttesek gyűjtésének módszertani elemzése	44
3.2. <i>Csípőszúnyog-együttesek</i>	49
3.2.1. Faunisztikai eredmények	49

3.2.2. A különböző módszerrel végzett gyűjtésekkel kapott fajegyüttesek	50
3.2.3. A mintavételi helyek fajegyüttesei	51
3.2.4. Az élőhelyi adottságok hatása a csípőszúnyog-faunára	53
3.3. Szitakötő-együttesek	58
3.3.1. Faunisztikai eredmények	58
3.3.2. Az imágó- és a lárvafelmérésekkel kapott fajegyüttesek	60
3.3.3. A mintavételi helyek fajegyüttesei	60
3.3.4. A vizsgált vízfolyások szitakötő-fajegyütteseiben bekövetkezett változások	64
4. Diskusszió	69
4.1. A síkvidéki vizes élőhelyeken előforduló amfibikus rovarfajok diverzitásának jellemzése	69
4.1.1. A Beregi-sík ukrajnai részén előforduló tegzes-fajegyüttes jellemzése	69
4.1.2. A Beregi-sík ukrajnai részén előforduló csípőszúnyog-fajegyüttes jellemzése	69
4.1.3. A három északkelet-alföldi kisvízfolyás szitakötő-faunájának jellemzése	72
4.2. A gyűjtött tegzesek élőhelypreferenciájának jellemzése (I)	72
4.3. A vízfolyások és a lakott területek közelségének, illetve az egyes helyek habitatdiverzitásának hatása a csípőszúnyog-együttesek fajösszetételére (II) ...	73
4.4. A mederrészlet jellegének és a vízborítás állandóságának hatása a szitakötő- együttesek fajösszetételére (III)	75
4.5. A fénycsapdázás, mint sok taxon számára leghatékonyabb mintavételi módszer fejlesztése (IV)	76
4.6. A síkvidéki vizes élőhelyek degradálódása, biodiverzitásuk csökkenése (V)	78
5. Összefoglalás	81
6. Summary	86
7. Köszönetnyilvánítás	90
8. Irodalomjegyzék	91
8.1. Felhasznált irodalom	91
8.2. A dolgozat alapjául szolgáló közlemények	115

1. Bevezetés

1.1. A vizsgált élőhelytípus-csoport bemutatása, vizsgálatuk indoklása

A vizes élőhelyek nagy fajgazdagságukkal nélkülözhetetlen szerepet játszanak a biodiverzitás fenntartásában és számos ökoszisztéma szolgáltatást biztosítanak (Giller és Malmqvist 2000, Biggs és mtsai. 2017, Brysiewicz és mtsai. 2022). A vizes élőhelyek eredete, kiterjedése, áramlási viszonyai és vízborítottságának időtartama rendkívül sokféle lehet, aminek következtében flórájuk és faunájuk is igen változatos.

A síkvidéki területek vizes élőhelyei, egyedi élőhelyi adottságaik ellenére kutatási és természetvédelmi szempontból is méltatlanul elhanyagoltak Európa-szerte (Jung és mtsai. 2006). A sekély vizes élőhelyek többsége lakott vagy mezőgazdasági terület közelében található, aminek köszönhetően nemcsak a klimatikus, hanem az antropogén hatásoknak is fokozottan ki vannak téve (Somlyai és mtsai. 2019). E tényezők negatív kombinációja által a síkvidéki vizes élőhelyek jelentős része már időszakosan vagy akár teljesen kiszáradt (Georgakakos és Kavvas 1987, Gomi és mtsai. 2002, Schertzer és mtsai. 2002, Lake 2003, Rigby és Porporato 2010, Somlyai és mtsai. 2019), s bár e vízterek többsége mesterséges eredetű, számos tanulmány hangsúlyozza ezeknek a biotópoknak a fontosságát (Dolný és mtsai. 2007, Harabis és Dolný 2012), mint „másodlagos biodiverzitási forrópontok”. Ezen túl ezek a kis élőhelyfoltok „lépőkövekként” (stepping stone) is funkcionálnak a vizes élőhelyekhez kötődő élőlénycsoportok számára (Maynou és mtsai. 2017).

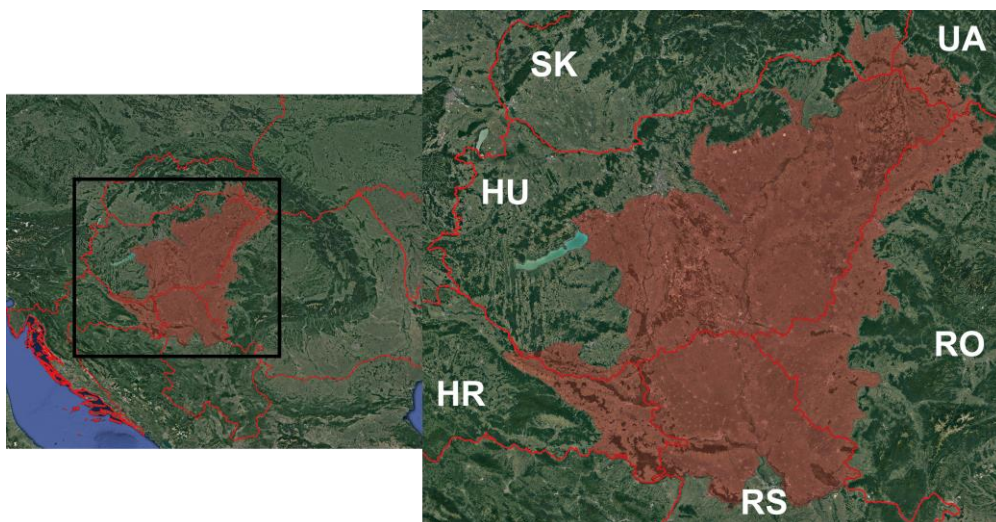
Az ilyen élőhelyek ökológiai állapotának felmérésére, illetve az abban bekövetkező változások vizsgálatára, a vízi makroszkopikus gerinctelenek tekinthetők az egyik legalkalmasabb élőlénycsoportnak (Tripole és mtsai. 2008, Lewin és mtsai. 2013, Worthington és mtsai. 2015, Brysiewicz és mtsai. 2022), elsősorban az oxigénkoncentrációra, a víz kémiai tulajdonságainak változásaira (Saloom és Duncan 2005), a táplálék elérhetőségére (Cross és mtsai. 2006), valamint az élőhelyszerkezet változásaira való érzékenységük miatt (Steinman és mtsai. 2003, Tripole és mtsai. 2008, Lewin és mtsai. 2013, Brysiewicz és mtsai. 2022). Közülük is kiemelkednek az amfibikus rovarok, melyek kételtű fejlődésük által nem csak a vizes élőhelyek állapotát képesek jelezni és jellemezni, hanem a környező szárazföldi habitatokét is. Ezek a rovarok mind a vízi, mind pedig a szárazföldi táplálékhálózat elengedhetetlen tagjai (Morse 2017), imágóik

szárazföldi ragadozók általi elfogyasztása pedig segít biztosítani a tápanyagok visszajutását az akvatisz ökoszisztémákból a szárazföldi rendszerekbe (Jackson és Resh 1989).

E csoportok diverzitásának becslése a vizes élőhelyek ökológiai állapotfelmérésén túl több szempontból is rendkívül fontos feladat. A rovarok egyre nagyobb mértékű diverzitás- és egyedszámcsökkenését tapasztaljuk napjainkban (Samways 2019), mely különösen kifejezett az amfibikus életmenettel rendelkező csoportok esetében, mivel hatással van rájuk mind a vizes-, mind pedig a szárazföldi élőhelyek degradálódása és szennyezése (Tripole és mtsai. 2008, Simaika és Samways 2011, Datry és mtsai. 2014). Az élőhelyi adottságokban bekövetkező változásokra érzékenyebb, ún. indikátor taxonokat, mint például a szitakötők vagy a tegzesek, még szélsőségesebben érintik ezek a negatív hatások (Clark és Samways 1996, Dohet 2002, Catlin 2009, de Oliveira-Junior és mtsai. 2015). Diverzitáscsökkenésük mértékének meghatározásához, mérsékléséhez, korábbi diverzitásuk esetleges helyreállításához pedig nélkülözhetetlen a különböző területeken előforduló fajegyütteseik minőségi és mennyiségi fajösszetételének minél pontosabb ismerete. Másrészt, az amfibikus rovarok között olyan vektorszervezetek is előfordulnak, mint például a csípőszúnyogok, melyek számos emberi és állati betegség kórokozóját képesek közvetíteni (Hubálek és mtsai. 2014, Calzolari 2016, Napp és mtsai. 2018). Így fajegyütteseik mennyiségi és minőségi összetételének felmérése, monitorozásjellegű vizsgálata a szervezett szúnyoggyérítés előkészítése és hatásainak vizsgálata mellett járványok korai észlelésében és megelőzésében is fontos szerepet játszik (Tóth 2004, Szabó 2007a, 2007b, Pavlichenko és mtsai. 2017).

Az amfibikus rovarok diverzitásbecslésének nélkülözhetetlen eleme az olyan mintavételi módszerek megválasztása, amelyekkel a gyűjtött minták a lehető legpontosabban tükrözik egy terület vagy víztér fajegyütteseinek tényleges összetételét és dominanciaviszonyait, s a lehető legkevésbé károsítják a célcsoport és nem-célcsoport fajok populációit (van Langevelde és mtsai. 2011, van Grunsven és mtsai. 2014, Tikoca és mtsai. 2016, Infusino és mtsai. 2017). Az egyes taxonok hatékonyabb védelme vagy gyérítése érdekében elengedhetetlen továbbá annak vizsgálata, hogy fajösszetételükre milyen hatással vannak a különböző élőhelyi adottságok (Skuja és Spungis 2010, Yalles-Satha és Samraoui 2017).

Az Alföld bővelkedik síkvidéki vizes előhelyekben, ideális feltételeket biztosítva az amfibikus rovarok számos csoportja számára (1. ábra) (Dövényi 2010). Az Alföld nagy részének amfibikus rovarfaunája viszonylag jól ismert (Nógrádi és Uherkovics 2002, Ambrus és mtsai. 2018, Kenyeres 2022), azonban északkeleti részének kutatottsága elmarad a többiétől. Ez különösen igaz a régió Ukrajnához tartozó részére, melynek rovarfaunája néhány taxon kivételével szinte teljes mértékben ismeretlen.



1. ábra. Az Alföld térképe.

1.2. A vizsgálatba bevont rovarcsoportok diverzitásbecslésének jelentősége

1.2.1. Tegzesek felmérésének jelentősége

A tegzesek az elsődlegesen vízi rovarok fajokban leggazdagabb rendje, több fajjal (több, mint 16000), mint az összes többi rend együttesen (Holzenthal és mtsai. 2007, Morse 2011, 2017, Adler és Footitt 2017). A vízminőség monitorozása szempontjából az egyik leghasznosabb és legfontosabb vízi élőlénycsoportnak tartják őket, mivel rendkívül érzékenyek a magas üledék- és tápanyagkoncentrációra (Barbour és mtsai. 1999, Jehamalar és mtsai. 2010). Az előfordulásukra és gyakoriságukra vonatkozó adatokat a biológiai és ökológiai állapotfelmérésekhez, illetve a vízminőségi állapot monitorozásához is használják, melyek végrehajtása ma már kötelező a fejlett országok többségében (Resh és Unzicker 1975, Resh és Rosenberg 1984, Lenat 1993, Resh 1993, Dohet 2002, Kiss 2002, Holzenthal és mtsai. 2007, Graf és mtsai. 2008, Jehamalar és mtsai. 2010). A tegzeslárvák olyan

szerves anyagokat is képesek elfogyasztani, amelyek mérete nem megfelelő a vízi rovarok más csoportjai számára. A tegzeslárvák képesek átalakítani élőhelyeiket ásványi szubsztrátumok fonalakkal történő összekötésével, így hozzájárulva az aljzatok stabilizálásához (Cardinale és mtsai. 2002, Statzner 2012, Albertson és mtsai. 2014, Morse és mtsai. 2019).

A tegzeslárvák mintavétele és a különböző stádiumok faji szintű azonosítása azonban sokszor meglehetősen nehéz feladat, így imágóik vizsgálatával pontosabb képet kaphatunk egy adott terület tegzesfaunájáról (Calor és Mariano 2012). Imágóik éjjel aktív, röpképes rovarok pozitív fototaxissal (Steinmann 1970), melynek köszönhetően a fénycsapdázás tekinthető az egyik leghatékonyabb módszernek a mintavételükre (Széky 1977, Jermy 1998).

A síkvidéki vízfolyásokra jellemző tegzesfajegyüttesek egyediek, főleg élőhelyeik jellegzetesen kis vízáramlása, alacsony oxigénkoncentrációja és nagy üledéktartalma miatt (Skuja és Spungis 2010). Az Alföld tegzesfaunájának nagy része jól kutatott Nógrádi és Uherkovich (2002) által, azonban a régió Ukrajnához tartozó északkeleti része többnyire feltáratlan.

Ukrajna tegzesfaunájának kutatása a 19. században kezdődött meg (Hagen 1858), viszont többek között az ország bonyolult történelme miatt még mindig viszonylag kevésbé ismert (Górecki 2011). Az utolsó országos fajlista 2008-ban jelent meg, amely 218 faj előfordulását tartalmazta Ukrajna területéről (Szczesny és Godunko 2008). Később ez a szám 223-ra nőtt Górecki (2011), Stibletsov és Martynov (2012) és Stibletsov (2013) munkái révén. A tegzesekre irányuló vizsgálatok intenzitása is nagyon eltérő volt az ország különböző régióiban (Czachorowski és Godunko 2006, Szczesny és Godunko 2008, Górecki 2011, Stibletsov 2013). A hegyvidéki területek (pl.: Kárpátok, Krím-hegység) tegzesfaunáját intenzívebben kutatták, de csak kevés felmérés történt a síkvidéki területeken, ami különösen igaz Kárpátaljára. A legutolsó fajlista 11 fajt említ Kárpátalja alföldi részéről, s ez a szám meg sem közelíti annak valódi fajgazdagságát. A területen végzett vizsgálatok túlnyomó többsége több mint 50 évvel ezelőtt történt (Ivlev és Ivasik 1961). Recens felmérés a régióban egyedül 2011-ben volt, amikor két, a területre addig ismeretlen faj előfordulását (*Oecismus monedula*, *Oecetis testacea*) jegyezték fel (Górecki 2011).

1.2.2. Csípőszúnyogok felmérésének jelentősége

A csípőszúnyogok a makroszkopikus vízi gerinctelenek egy fontos csoportját képezik (Kenyeres és Tóth 2008). Lényeges elemeit alkotják a vízi és szárazföldi táplálékhálózatoknak egyaránt (Leopoldo 2008). Lárvaik előfordulnak szinte minden állóvízi jellegű- vagy csekély áramlású vizes élőhelyen, a legtisztábbtól a legszennyezettebb állapotú vizekig, s mivel különböző fajaik habitatválasztása erősen szelektív, a csípőszúnyogok az ökológiai vízminőség-vizsgálatába vont indikátor szervezetek egyik legfontosabb csoportját alkotják (Paine és Graufin 1956, Teklu és mtsai. 2010, Avramov és mtsai. 2024).

A csípőszúnyog-fajegyűttesek felmérése a szervezett szúnyoggyérítés előkészítése, ellenőrzése és hatásainak vizsgálata miatt, valamint a turizmus által keltett igényekből és a lakosság csípőszúnyogokra való érzékenységeinek drasztikus növekedéséből adódóan is egyre nagyobb hangsúlyt kap. A gyérítés fontos szempontja, hogy a tevékenység minél nagyobb eredményesség mellett minél kisebb környezetkárosítással járjon. Ennek nélkülözhetetlen alapeleme a tenyészőhelyek feltérképezése és az érintett területen előforduló csípőszúnyog-fauna összetételének megállapítása (Tóth 2003, Szabó 2007a, 2007b).

Az emberek zaklatásán túl a csípőszúnyogok jelentős vektorszervezetek, számos emberi és állati betegség átviteléért felelősek (Hubálek és mtsai. 2014, Calzolari 2016, Napp és mtsai. 2018). Különböző patogén szervezeteket képesek továbbítani: baktériumokat (pl.: *Rickettsia* sp.), vírusokat (pl.: Nyugat-Nílusi láz), protozoákat (pl.: *Plasmodium* sp.) és fonálférgeket (pl.: *Dirofilaria* sp.) (Hubálek és mtsai. 2014, Calzolari 2016, Napp és mtsai. 2018, Sáringer-Kenyeres 2018).

Mivel az Alföld bővelkedik csípőszúnyog tenyészőhelynek alkalmas élőhelyekben, számos ideális tenyészőhelyet biztosít a csípőszúnyogok számára. Ennek következtében a terület csípőszúnyog-faunája csapadékos, áradásos időszakokat követően nagy fajgazdagsággal és egyedsűrűséggel jellemezhető. Mindez hozzájárul ahhoz, hogy időszakosan számos csípőszúnyog által terjesztett betegség is jelen van a területen (Szentpáli-Gavallér és mtsai. 2014, Napp és mtsai. 2018).

A malária a régióban egészen a múlt század közepéig népbetegségnek számított, napjainkban pedig a Nyugat-Nílusi láz, a tularaemia, a diafilariázis említhető meg a leggyakoribb csípőszúnyogokhoz köthető betegségek között, a Sindbis-vírus, a Tahyna-vírus és más betegségek mellett (Leonard 1959,

Hubálek és Halouzka 1999, Hubálek 2008, Szentpáli-Gavallér és mtsai. 2014, Helge és mtsai. 2016, Piperaki és Daikos 2016, Gazzavi-Rogozina és mtsai. 2017, Pavlichenko és mtsai. 2017, Zana és mtsai. 2017, Demchyshyna és mtsai. 2018, Török és mtsai. 2019). Egyéb betegségek (pl.: Ockelbo vírus) jelenléte a szomszédos régiókban további fenyegetést jelent (Trájer és Padisák 2019, Hashim és mtsai. 2023). Tovább rontja a helyzetet, hogy a hazánkban ma még ismeretlen betegségek terjesztésének kockázatát magukban hordozó inváziós fajok (*Aedes albopictus*, *Ae. japonicus*, *Ae. koreicus*) megjelenése is egyre gyakoribb Közép- és Kelet-Európában (Cebrián-Camisón és mtsai. 2020). Emellett őshonos fajaink elterjedése, fenológiája, szaporodási ciklusa és egyedsűrűsége is folyamatosan változik a klímaváltozás hatásai miatt (Yi és mtsai. 2014). Ezekből adódóan fajegyütteseik mennyiségi és minőségi összetételének felmérése, monitorozásjellegű megfigyelése nagy szerepet játszik az esetleges járványok korai észlelésében és megelőzésében, vizsgálatukat állat- és közegészségügyi szempontból is kiemelten fontossá téve (Pavlichenko és mtsai. 2017).

Az Alföld csípőszúnyogfaunája viszonylag jól ismert, hiszen a régió nagy részét lefedő Magyarország területének csípőszúnyog-fajegyütteseiről számos adat elérhető (Kenyeres 2022). Ezzel szemben a régió más országokhoz tartozó területeinek csípőszúnyog-faunája, mint például az Ukrajnához tartozó részeké, többnyire ismeretlen. Ukrajna különböző területein a kutatottság mértéke a csípőszúnyogok szempontjából rendkívül egyenlőtlen. A nagyobb városok, valamint egyes védett természeti területek csípőszúnyog-faunája, az utóbbi néhány évtized felméréseinek köszönhetően, jól ismert (Kilochytska 2012, 2013, 2014, Yasynska és Korzh 2013, Kilochytska és Stetsenko 2015, 2017, Levitskyi 2016, Gazzavi-Rogozina és mtsai. 2017, Kilochytska és Kilochystkiy 2017). Ukrajna nyugati részének csípőszúnyog-fajegyütteseiről azonban már kevesebb információ áll rendelkezésünkre. Különösen igaz ez az Alföld Ukrajnához tartozó részére, melynek csípőszúnyog-fajegyütteseiről csupán néhány elavult adat található (Sheremet 1998), annak ellenére, hogy a terület korábban a malária járvány gócpontja volt, főleg a Szernye-láp kiterjedt vizes élőhelyei miatt (Orbán 2021).

1.2.3. Szitakötők felmérésének jelentősége

A szitakötők vizsgálata szempontjából a vizes élőhelyek közül is kiemelkednek a kisvízfolyások, melyek csak rájuk jellemző egyedi élőhelyi

adottságokkal rendelkeznek (Ferraira és mtsai. 2023). A kisvízfolyások száma és hossza világszinten alulbecsült, hiszen az európai és a globális vízgyűjtőterületek teljes vízfolyáshosszának több mint 70%-át ezek teszik ki (Downing és mtsai. 2012, Kristensen és Globevník 2014, Ferraira és mtsai. 2023). A vízhálózatokhoz való ilyen nagy mértékű hozzájárulásuk ellenére hidroökológiai felmérésükre kevés figyelem irányult idáig, aminek köszönhetően többségük nem áll védelem alatt, és hiányzik a legtöbb biológiai és ökológiai értékelési programból (Ferraira és mtsai. 2023).

A klímaváltozás erősödő hatásai következtében az utóbbi néhány évben egyre több közlemény jelenik meg a hegyvidéki kisvízfolyások ökológiai állapotáról és fajegyüttseiről (Williams és mtsai. 2004, Downing és mtsai. 2006, Principe és mtsai. 2007, Verdonshot és mtsai. 2011, Lewin és mtsai. 2013, Bartout és mtsai. 2015, Biggs és mtsai. 2017). Ez a tendencia azonban nem ennyire kifejezett a síkvidéki területek kisvízfolyásai esetében, melyek még mindig kivételesen alulkutatottak (Somlyai és mtsai. 2019, Brysiewicz és mtsai. 2022). Ezek a vízfolyások fokozottan ki vannak téve az éghajlati és antropogén hatásoknak, hiszen vízgyűjtő területükön sok esetben jelentős mezőgazdasági és erdészeti hasznosítás folyik (Chesterton 2009, Elosgi és mtsai. 2010, Maynou és mtsai. 2017, Somlyai és mtsai. 2019); a belőlük való öntözési és halastó feltöltési célú vízkivételek is gyakoriak.

A szitakötők zászlóshajó és esernyő csoportként (Chovanec és mtsai. 2002, Bried és mtsai. 2007, Oertli 2008, Balzan 2012, Maynou és mtsai. 2017) nagy diverzitásukkal, összetett életmenetükkel, gyors fejlődésükkel, széles elterjedésükkel, viszonylag hosszú élettartamukkal és a táplálékhálózatokban betöltött szerepükkel (Clark és Samways 1996, Corbet 1999, Briers és Biggs 2003, Córdoba-Aguilar 2008, Catlin 2009, Remsburg és Turner 2009, Simaika és Samways 2011, de Oliveira-Junior és mtsai. 2015, Bouhala és mtsai. 2019, Nagy és mtsai. 2019) az egyik legalkalmasabb szervezetek a kisvízfolyások ökológiai állapotának felmérésére és az azokban végbement változások értékelésére (Samways és mtsai. 2010, da Silva Monteiro Júnior és mtsai. 2013, Bried és Samways 2015, Bouhala és mtsai. 2019, Nagy és mtsai. 2019).

A szitakötők élőhelyei alapvetően szórványos eloszlásúak, mivel lárváik vízi és vizes élőhelyekben fordulnak elő, imágóik pedig idejük nagy részét tenyészhelyük közelében töltik (Maynou és mtsai. 2017). Ennek következtében a jó állapotú és stabil vizes élőhelyek elengedhetetlenek lárvális fejlődésükhöz, míg imágóik érésehez, táplálkozásához és párzásához

táplálékforrásban gazdag és diverz szárazföldi élőhelyekre van szükség (Raebel és mtsai. 2012, Nagy és mtsai. 2019). Így a diszperzió nagyon fontos szerepet játszik fajaik többségének életében (Maynou és mtsai. 2017). A diszperzióra hajlamos képviselők vizuális jelek és ingerek észlelésével képesek azonosítani a vizes élőhelyeket és értékelni azok állapotát, hogy minimalizálják a diszperziójuk során fellépő kockázatokat (Wildermuth 1998). A vizes élőhelyek degradációja, időszakos jellegűvé válása és eltűnése azonban jelentősen megnöveli a diszperzió közbeni mortalitásukat (Maynou és mtsai. 2017), ami pedig a szitakötők diverzitásának csökkenéséhez és a vizes élőhelyek tágtűrésű, generalista taxonok irányába történő homogenizálódásához vezethet (Couceiro és mtsai. 2011, de Oliveira-Junior és mtsai. 2015).

1.3. A fénycsapdázás, mint biodiverzitásbecslési módszer továbbfejlesztésének kutatási előzménye

A különböző fényforrásokkal felszerelt csapdákat használják mind az alap kutatásban, mind az alkalmazott rovar-tani vizsgálatokban, mivel a pozitív fototaxissal rendelkező rovarok széles körét képesek vonzani (Williams 1939, Blanton és mtsai. 1955, Hartstack Jr. és mtsai. 1968, Szentkirályi 2002), mint például a lepke- (Baker és Sadovy 1978, Maelzer és mtsai. 1996, Jonason és mtsai. 2014, Tikoca és mtsai. 2016), a bogár- (Kádár és Szél 1995, Járfás és Tóth 1977) és a tegzesfajokat is (Waringer 1989, 1991, Schmera 2003, Stanić-Koštroman és mtsai. 2012, Larsson és mtsai. 2020).

A vizsgált rovarcsoporttól, a vizsgálat céljától és a mintavételi hely jellemzőitől (pl.: éghajlati viszonyok, élőhelyszerkezet stb.) függően számos csapdatípus, eltérő működési- és színhőmérsékletű, valamint spektrális eloszlású fényforrás közül választhatunk. Az időjárási elemek (hőmérséklet, szélerősség, páratartalom, légnyomás stb.), a holdfázisok és egyéb tényezők fénycsapdák hatásfokára gyakorolt hatásával számos közlemény foglalkozik (Kiss 2002, Nowinszky 2003, Nowinszky és mtsai. 2014), azonban a fényforrások vonzerejét és szelektivitását befolyásoló egyik legfontosabb paraméternek, a spektrális eloszlásnak a hatásairól már jóval kevesebb információ van (Nowinszky 2003).

Ami ismert, hogy a viszonylag nagy mennyiségű UV fényt kibocsátó fényforrások átlagosan hatékonyabban vonzzák az éjjel aktív rovarok nagy részét, mint azok a fényforrások, melyek fénye nem rendelkezik spektrális csúccsal az UV tartományban (Blomberg és mtsai. 1976, Ashfaq és mtsai.

2005, Cowan és Gries 2009). Ez azt jelenti, hogy egy fényforrás vonzerejében – annak fényerején és spektrális eloszlásán túl – kiemelkedő szerepe van egy legalább minimális mennyiségű UV sugárzás meglétének (Barghini 2008, Barghini és Medeiros 2012).

A higanygőzlámpa a fénycsapdákbán leggyakrabban használt fényforrás, mely alkalmas a lepkék (van Langevelde és mtsai. 2011, Bates és mtsai. 2013, Brehm 2017, Infusino és mtsai. 2017), a bogarak (Kádár és Szél 1995, Band és mtsai. 2019) és a tegzesek (Ward és mtsai. 1996, Kiss 2002, Nowinszky 2003, Blahnik és Holzenthal 2004, Calor és Mariano 2012) képviselőinek, sőt még a félfedelesszárnyúak, a hártáásszárnyúak, kétszárnyúak és a fátyolkák egyedeinek vonzására is (Ramamurthy és mtsai. 2010, van Grunsven és mtsai. 2014). Mivel a higanygőzlámpáknak magas csúcsaik vannak mind az UV tartományban, mind pedig a látható spektrumban, több éjjeli lepke fajt és egyedeket képesek vonzani, mint a kizárólag UV fényt kibocsátó fényforrások (Jonason és mtsai. 2014, Tikoca és mtsai. 2016, Brehm 2017). Kutatások igazolják viszont, hogy a higanygőzlámpa mellett a lepkék vizsgálatához az úgynevezett blacklight (BL) fénycsövek (Belton és Kempster 1963, Mészáros 1966, Bhandari és mtsai. 2017) és az UV tartományban is sugárzó széles spektrumú LED lámpák (Brehm 2017, Infusino és mtsai. 2017) is hatékonyak. Egyéb rovarcsoportok vonzására eltérő fényforrástípusokat használnak, például a csípőszúnyogok esetében az izzólámpák, a mezőgazdasági kártevők esetében a zöld színű fényforrások, a vízben élő rovarok esetében pedig a cyalume fényrudak a leggyakrabban használt fényforrások (Epsky és mtsai. 2008).

Kutatások igazolják, hogy a higanygőzlámpa hatékonyan vonzza a tegzeseket (Mikkola 1972, Blomberg 1976, Walker és Galbreath 1979), és hogy az UV tartományban lévő spektrális csúcsainak nagy szerepe van ebben (Chernyshev 1961, Calor és Mariano 2012, Pohe és mtsai. 2017). Ennek ismeretében a higanygőzlámpa és az UV tartományban szintén erősen sugárzó „blacklight” fénycsövek váltak a tegzes imágók mintavételezésére használt leggyakoribb fényforrástípusokká (Blahnik és Holzenthal 2004, Calor és Mariano 2012). Bár Mikkola (1972) úgy találta laboratóriumi vizsgálatában, hogy a tegzesek szeme több tulajdonság tekintetében is nagymértékben hasonlít a lepkékéhez, és ~350–600 nm közötti hullámhossztartományban érzékeny, és az ~550 nm körüli tartomány ingerli őket a leginkább, a fényforrások spektrális eloszlásának tényleges hatása a tegzesekre mindmáig kevésbé ismert és kutatott.

Bár korábbi kutatások alapján a higanygőzlámpák bizonyultak az egyik leghatékonyabb eszköznek számos rovaraxon mintavételére, 2020 óta a Minamata Egyezmény (URL1) világszerte előírja a higanygőzlámpák gyártásának és kereskedelmének fokozatos betiltását, ezért ez a fényforrástípus a rovarügyi vizsgálatok számára sem lesz elérhető, így helyette alternatív megoldások megtalálására kell törekedni (van Grunsven et 2014, Donatello és mtsai. 2019, Haddock és mtsai. 2019).

1.4. Célkitűzések

Jelen dolgozatban az Alföld északkeleti részének vizes élőhelyein 2014–2021 között végzett rovarfaunisztikai, ökológiai és módszertani kutatásaim eredményeit mutatom be. Munkám során egy rendkívül adathiányos területen, az Alföld ukrainai részén a tegzes- és a csípőszúnyog-fauna, illetve három északkelet-alföldi kisvízfolyásnál a szitakötő-fauna részletes bemutatása és fajegyüttesek összehasonlítása mellett a következő kérdésekre kerestem a választ:

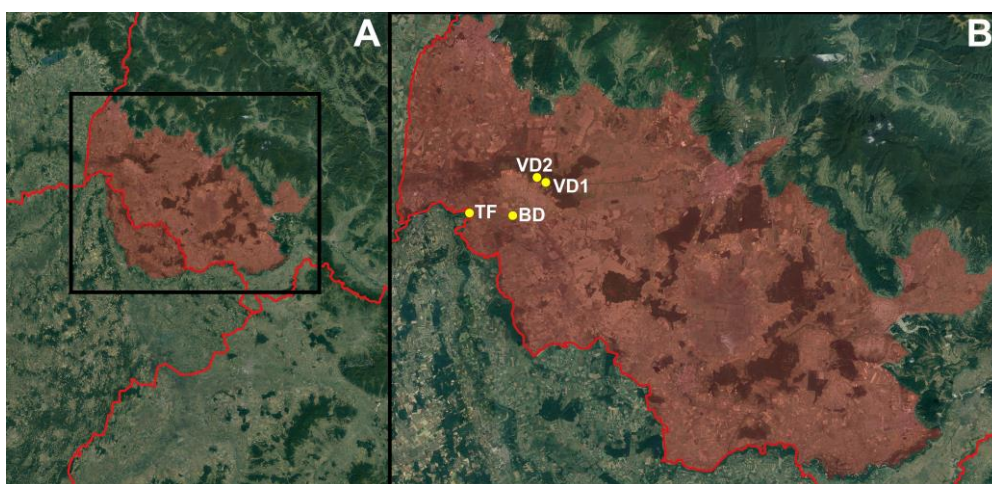
- I. *Milyen élőhelyadottság-preferenciával jellemezhetők a különböző élőhelyeken gyűjtött tegzesegyüttesek?*
- II. *Milyen hatása van a különböző élőhelytípusoknak a csípőszúnyogokra? (Milyen hatása van a vízfolyások és a lakott területek közelségének, az egyes élőhelytípusoknak, illetve az élőhelydiverzitásnak a vizsgált csípőszúnyog-együttesek fajösszetételére és abundanciájára?)*
- III. *Milyen hatása van a mederrészletnek és a vízállandóságnak a síkvidéki kisvízfolyások szitakötő-együtteseinek fajösszetételére?*
- IV. *Milyen hullámhossztartomány a legvonzóbb a tegzesek számára? (Van-e különbség az eltérő hullámhosszúságú fényt kibocsátó fényforrások hatékonysága és szelektivitása között a különböző tegzescsaládok, egyedek és fajok esetében? Milyen fényforrás használata a legmegfelelőbb a tegzesek mintavételéhez? Milyen hullámhossztartományban sugárzó fényforrások alkalmazásának elkerülése lenne célszerű a közvilágításban a tegzesek védelme érdekében?)*
- V. *Hogyan változott az Alföld három tipikus síkvidéki kisvízfolyásának szitakötő-fajegyüttese az elmúlt évtizedekben?*

2. Anyag és módszer

2.1. Mintavételi területek

2.1.1. A tegzesegyüttesek vizsgálatába bevont élőhelyek jellemzése

A tegzesek gyűjtése a Beregi-sík ukrainai részének több területén történt (2. ábra). A Beregi-sík a Felső-Tisza-vidék része, valamint az Alföld északkeleti peremterülete, amit kettészel a magyar-ukrán államhatár. Mérsékelt hűvös ($\sim 8\text{--}9^\circ\text{C}$), mérsékelt csapadékos (átlag csapadékmennyiség: 610–630 mm/év), kontinentális éghajlattal jellemezhető, erdőkben és vizes élőhelyekben bővelkedő terület (Simon 1953, Szanyi és mtsai. 2015b), melynek ariditási index értéke 1,08–1,12 között változik (Dövényi 2010).



2. ábra. A=a Beregi-sík térképe, B=tegzesegyüttesek vizsgálatára a Beregi-sík ukrainai részén kijelölt mintavételi helyek.

A Beregi-sík sajátossága, hogy területén a Kárpátok közelségének köszönhetően az Alföldön elterjedt fajok mellett a montán faunaelemek is előfordulnak (Deli és mtsai. 1997, Deli és Sümegi 1999).

A sík meghatározó vízfolyása a Tisza, melynek számos mellékága hálózza be a területet. A terület korábban a Tisza összefüggő erdővel borított ártere volt, amit számos egyéb vízfolyás és holtmeder tarkított. A fennmaradt erdőket főleg keményfa-ligeterdők, tölgy-köris-szil ligeterdők alkotják, melyeket helyenként alföldi gyertyános-tölgyesek, ezüsthársas tölgyesek, bokorfüzesek és égeres láperdők színesítenek. A gyepek, szántók és települések erdőirtással lettek kialakítva. A sík leggyakoribb fátlan élőhelyei

a mocsárrétek, kaszálórétek, legelők és a jellegtelen üde gyepek, de területén elvétve megtalálhatók a jellegtelen száraz-félszáraz gyepek, nem zsombékosodó magassárrétek, folyó menti bokorfüzesek és magaskórósok is, továbbá az egykori Szernye-láp lecsapolt medreiben előfordulnak zsombékos, harmatkásás és kolokános mocsári vegetációtípusok is (Dövényi 2010, Bölöni és mtsai. 2011). Mivel a terület ukrainai részén nem volt olyan drasztikus mértékű a folyószabályozás, mint a magyarországin, egyes élőhelyeinek természetessége ott jobban megtudott őrződni. A természetközeli, és féltermészetes élőhelyek mellett jelentős területet foglalnak el a szántóföldek és gyümölcsösök is.

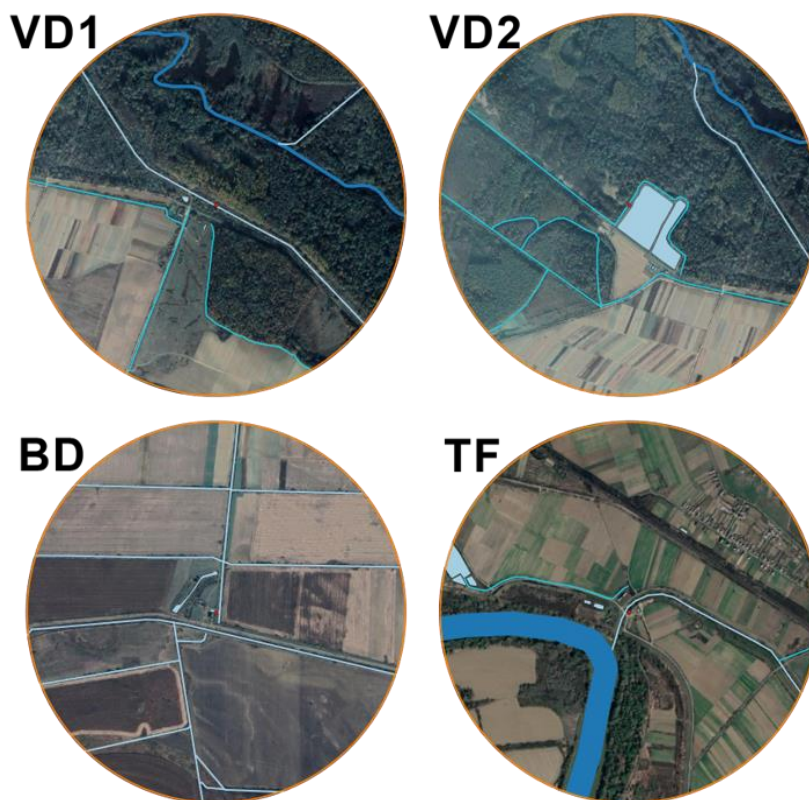
Két mintavételi helyet (VD1, VD2) a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum területén, a Latorca folyó, a Szernye-csatorna és több kisebb csatorna és állóvíz közelében, egyet Tiszaújfaluban (TF), a Tisza folyó és a Csaronda vízfolyás mellett, egyet pedig Bakos és Dimicső (BD) községek között, a Szernye-csatorna, a Lónya-csatorna és számos más kisvízfolyás közelségében jelöltem ki (3., 4. ábra, 1. táblázat).



3. ábra. Élőhelyképek a tegzesegyüttesek vizsgálatára kijelölt mintavételi helyekről. A=VD1, B=VD2, C=BD, D=TF.

1. táblázat. A tegzesegyüttesek vizsgálatához kijelölt mintavételi helyek jellemzői.

Helyek	VD1	VD2	BD	TF
Település	Nagydobrony	Nagydobrony	Bakos-Dimicső	Tiszújfalú
GPS: É	48,4440°	48,4510°	48,4069°	48,4110°
GPS: K	22,4070°	22,3919°	22,3460°	22,2669°
Élőhely típusok	közepes és kiszvízfolyások, kis vízáramlással	kis csatornák, vizes élőhelyek és egy horgásztó	kis csatornák	folyó és kiszvízfolyások



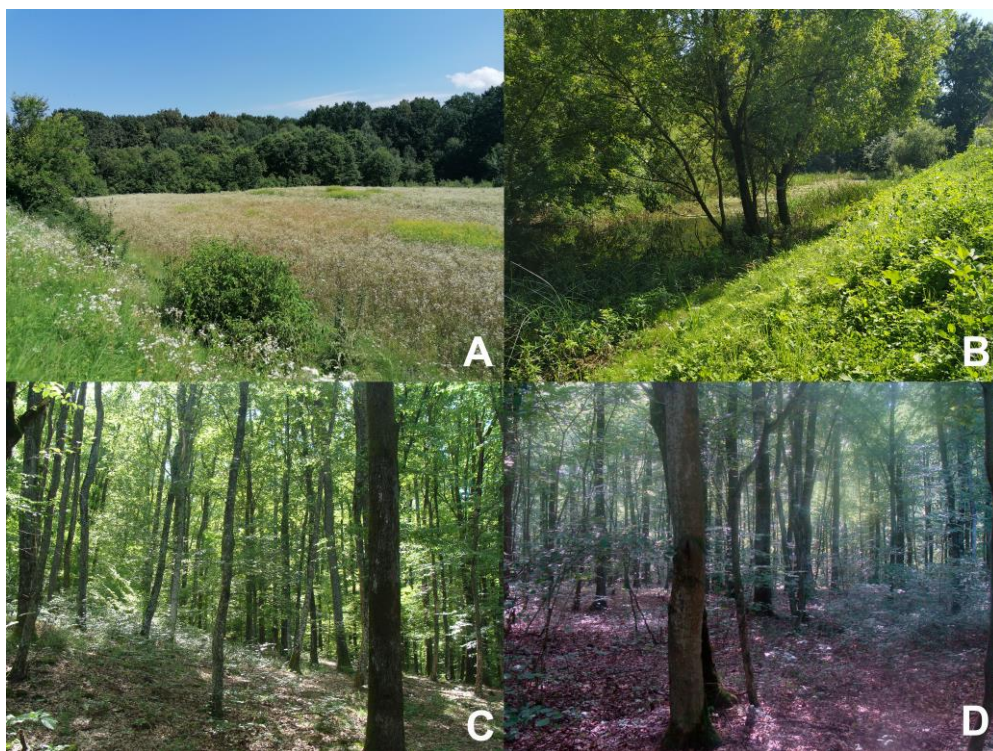
4. ábra. Légi fotók a tegzesegyüttesek vizsgálatára kijelölt mintavételi helyekről. Sötét kék=vízi élőhelyek, világos kék=vizes élőhelyek.

Az eltérő hullámhosszúságú fényt kibocsátó fényforrások hatékonyságának és szelektivitásának vizsgálata a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum területén (VD1) történt, ahol egy Jermy-féle állandó fénycsapdát is kihelyeztem. Az állami jelentőségű zoológiai rezervátum 105 m tengerszint feletti magasságával síksági jellegű területként jellemezhető. Erdőtakaróját többnyire elegyes keményfás lombdők alkotják, ahol a domináns erdőalkotó fajok a tölgy, a kőris és a szil. A terület gyakori elegyfái a mezei

juhar és a különböző nyárfajok, valamint helyenként az enyves éger. A Latorca és a különböző csatornák árterein puhafaligetek alakultak ki, melyeket leggyakrabban fűz és nyár fajok alkotnak. A rezervátumot keresztülszelő Latorca árteréhez tartozó területeket a tavaszi hónapokban bőséges vízellátottság jellemzi (Szanyi és mtsai. 2015a). A rezervátumot továbbá időszakosan kiszáradó, mesterségesen kialakított csatornák, kisebb-nagyobb tömpölyök veszik körbe (3., 4. ábra).

2.1.2. A csípőszúnyog-együttesek vizsgálatába bevont élőhelyek jellemzése

A csípőszúnyog-vizsgálatokba bevont terület a Beregi-sík ukrainai része volt (a Beregi-sík jellemzését lásd, 2.1.1. fejezet) (5.,6. ábra). A síkon terült el az egykori Szernye-láp, melynek területe a lecsapolások ellenére napjainkban is vízjárta és bővelkedik vizes élőhelyekben, melyek ideális tenyészőhelyeket biztosítanak a csípőszúnyogok számára.

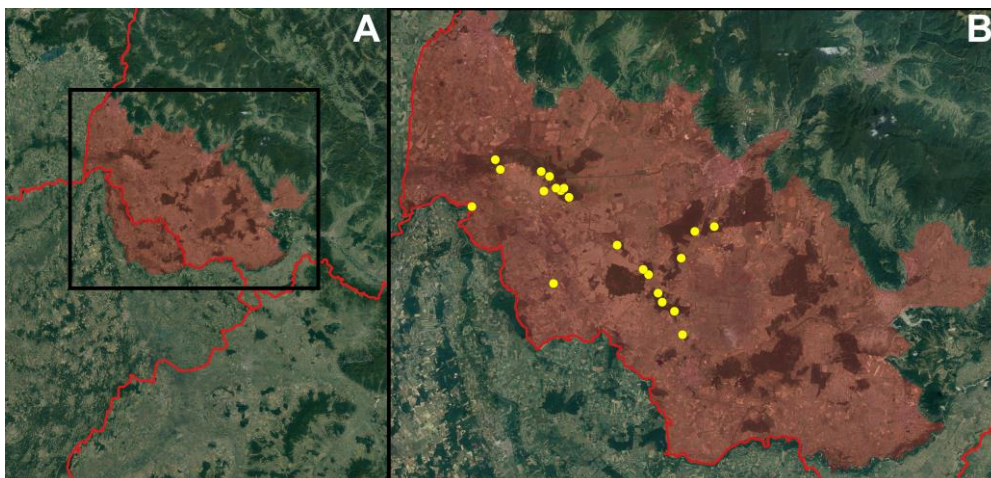


5. ábra. Élőhelyképek a csípőszúnyog-együttesek vizsgálatára kijelölt mintavételi helyekről.

Ennek megfelelően 21 rovarszippantós mintavételi helyet jelöltem mi különböző típusú vízi és vizes élőhelyek – folyók (Latorca folyó, Tisza), kisvízfolyások (többnyire állóvízi jellemzőkkel), állóvizek – és lakott területek közelségében elhelyezkedő, időszakos pocsolyákban és tocsogókban gazdag zárt ártéri erdőkben és erdőszegélyekben (5.,6. ábra, 2. táblázat). A fénycsapdás mintavételek egy Jermy-féle állandó fénycsapdával valósultak meg, mely helyének részletes jellemzéséhez lásd a 2.1.1. fejezetet.

2. táblázat. A csípőszúnyog-együttesek vizsgálatába bevont, rovarszippantózási módszerével vizsgált mintavételi helyek jellemzői. V_t =a legközelebbi vízfolyástól való távolság (m), $F500$ =folyó jelenléte 500 méteren belül, $LT1$ =lakott terület jelenléte (pl. falusi udvar) 100 méteren belül.

Hely	Település	GPS: É	GPS: K	V_t	F500	LT100
VD1	Nagydobrony	48.4498°	22.3984°	10	1	0
VD2	Nagydobrony	48.4435°	22.4082°	50	1	0
VD3	Nagydobrony	48.4262°	22.4275°	450	0	0
VD4	Nagydobrony	48.4288°	22.4329°	30	0	0
VD5	Nagydobrony	48.4177°	22.4412°	1200	0	0
VD6	Nagydobrony	48.4293°	22.4188°	650	0	0
VD7	Nagydobrony	48.4264°	22.3969°	200	0	1
TA1	Tiszaágtelek	48.4541°	22.3209°	400	1	0
TA2	Tiszaágtelek	48.4660°	22.3128°	300	0	0
TU	Tiszaújfalu	48.4116°	22.2676°	150	1	1
BD	Bótrágy	48.3165°	22.4070°	1100	0	1
YA	Jánosi	48.2491°	22.6320°	900	0	1
ZH	Izsnyéte	48.3398°	22.6358°	250	0	1
NK	Alsókerepec	48.3707°	22.6622°	1300	0	0
SH	Alsóschönborn	48.3753°	22.6972°	200	0	0
HU1	Gut	48.2772°	22.6196°	1350	0	0
HU2	Gut	48.2887°	22.5985°	1150	0	0
HU3	Gut	48.2996°	22.5919°	1500	0	0
HU4	Gut	48.3220°	22.5765°	50	0	0
HU5	Gut	48.3284°	22.5674°	50	0	0
BE	Barkaszó	48.3586°	22.5230°	450	0	0



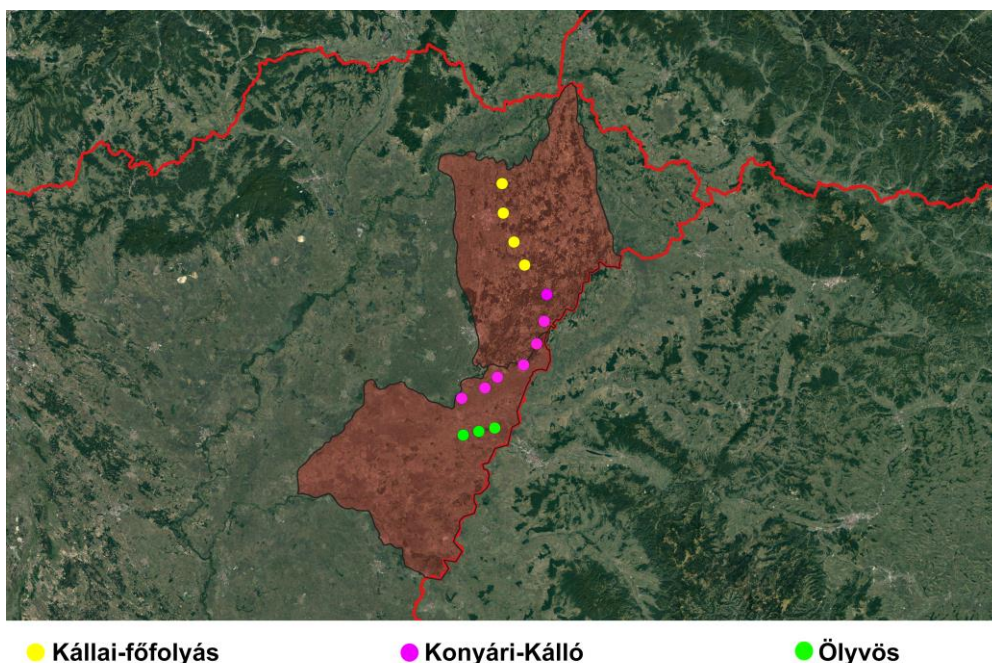
6. ábra. A=a Beregi-sík térképe, B=a csípőszúnyog-együttesek vizsgálatára a Beregi-sík ukrainai részén kijelölt mintavételi helyek.

2.1.3. A szitakötő-együttesek vizsgálatába bevont élőhelyek jellemzése

A szitakötők gyűjtését a Nyírség (Kf és részben KK) és a Berettyó–Körös-vidék (Ö és részben KK) középtájak három vízfolyásán (Kállai-főfolyás [Kf], Konyári-Kálló [KK], Ölyvös [Ö]) végeztem (Dövényi 2010) (7.,8. ábra, 3. táblázat). A Nyírség és a Berettyó–Körös-vidék középtájak az Alföld keleti részéhez tartoznak.

3. táblázat. A szitakötő-együttesek vizsgálatába bevont vízfolyások jellemzői.

Vízfolyások	Kállai-főfolyás (Kf)	Konyári-Kálló (KK)	Ölyvös (Ö)
Tájegység	Nyírség	Nyírség, Berettyó–Körös-vidék	Berettyó–Körös-vidék
Hossz (km)	55	83,5	49
Vízgyűjtő terület (km ²)	426	476	258
Mintavételi helyek	Kf1–Kf4	KK1–KK7	Ö1–Ö3



7. ábra. A szitakötő-együttesek vizsgálatára a Nyírség és Berettyó–Körös-vidék középtájak területén kijelölt mintavételi helyek.

Mindkét régió száraz (ariditási index $\sim 1,20$), vízhiányos és gyenge lefolyású területként jellemezhető. A Nyírségben a homokos talajok dominálnak, amelyek nagy beszivárgási rátával és vízvezető képességgel, közepes vízkapacitással és rossz vízviasszatartással jellemezhetők, míg a Berettyó–Körös-vidéken réti és szikes talajok találhatók (Dövényi 2010). Így a vízfolyások üledékében az iszappal és agyaggal kiegészült finom homokfrakció dominál.

A Nyírség és Berettyó–Körös-vidék középtájak a kontinentális éghajlatú Alföld keleti részén találhatók. A 20. század folyamán a csapadékhullás gyakorisága jelentősen csökkent a területen (Bartholy és Pongracz 2005), míg az átlag éves hőmérséklet ~ 1 °C-kal nőtt (Bartholy és mtsai. 2014). Ezen trendek még intenzívebbé váltak a 21. század elejére, indukálva a legszárazabb évszak átcsúszását a régióban télről késő nyárra (Bartholy és mtsai. 2014). Ezek az éghajlatban bekövetkezett változások felborították a korábban állandó vízborítású alföldi kisvízfolyások vízháztartását, azok kiszáradását okozva (8. ábra) (Szabó és mtsai. 2018, B-Béres és mtsai. 2019, Somlyai és mtsai. 2019).



8. ábra. Élőhelyképek a Kállai-főfolyás Kf3 mintavételi helyén bekövetkezett állapotváltozásról. A=1970, B=2010, C=2019, D=2021.

CLC50 (1:50:000) CORINE Landcover térkép alapján a szitakötő-együttesekbe bevont mintavételi helyeket magukba foglaló kistájak (Közép-Nyírség, Dél-Nyírség, Berettyó–Körös-vidék, Érmelléki löszös hát, Berettyó–Kálló köze, Bihari-sík) felszínborítottságának több mint 62%-át a nagy- és kistáblás szántóföldek adják (4. táblázat). Fás élőhelyeik között a lombos erdő-, gyümölcsfa-, és tűlevelű ültetvények, valamint a fiatalos erdők és vágásterületek dominálnak, míg gyepeik közül az intenzív legelők és erősen degradált, fák és bokrok nélküli gyepek emelhetők ki. Vízfolyásaik területfoglalása ~2%.

4. táblázat. CORINE (1:50:000; CLC50) élőhelytípusok százalékos területfoglalása a szitakötő-együttesek vizsgálatába bevont mintavételi helyeket magukba foglaló kistájakon (Közép-Nyírség, Dél-Nyírség, Berettyó–Körös-vidék, Érmelléki löszös hát, Berettyó-Kálló köze, Bihari-sík).

Felszín- borítás	CLC50	Élőhelytípus
42,0609%	2111	Nagytáblás szántóföldek
21,6899%	2112	Kistáblás szántóföldek
10,7154%	3115	Lombos erdő ültetvények
5,1883%	3211	Természetes gyepek fák és cserjék nélkül
3,3627%	1122	Nem összefüggő, családi házas és kertes beépítés
2,2324%	2311	Intenzív legelők és erősen degradált gyepek bokrok és fák nélkül
2,0232%	5111	Folyóvizek
1,6063%	2221	Gyümölcsfa ültetvények
1,5412%	3241	Fiatalos erdők és vágásterületek
1,3691%	3125	Tülevelű ültetvények
1,0761%	2421	Komplex művelési szerkezet épületek nélkül
0,7687%	24221	Komplex művelési szerkezet szórt elhelyezkedésű épületekkel
0,7560%	3111	Zárt lombkoronájú természetes lombhullató erdők nem vizenyős területen
0,5669%	4111	Édesvízi mocsarak
0,5015%	5112	Csatornák
0,4530%	2431	Mezőgazdasági területek túlsúlyban szántókkal és jelentős természetes vegetációval
0,3936%	2312	Intenzív legelők és erősen degradált gyepek fákkal és bokrokkal
0,3590%	4113	Szikes mocsarak
0,3431%	12112	Agrár létesítmények
0,2770%	3212	Természetes gyepek fákkal és cserjékkel
0,2558%	51221	Mesterséges tavak, víztározók
0,2242%	24222	Tanyák
0,2238%	12111	Ipari és kereskedelmi létesítmények
0,1895%	2432	Mezőgazdasági területek túlsúlyban intenzív legelőkkel és jelentős természetes vegetációval
0,1854%	3139	Elegyes ültetvények
0,1661%	22112	Kistáblás szőlők
0,1555%	2435	Mezőgazdasági területek állandó kultúrák jelentős előfordulásával, és szórt megjelenésű természetes vegetációval
0,1284%	3333	Ritkás növényzet szikes területeken
0,1135%	3112	Zárt lombkoronájú természetes lombhullató erdők, vizenyős területen
0,1056%	2433	Mezőgazdasági területek túlsúlyban szórt megjelenésű természetes vegetációval
0,0994%	3113	Nyílt lombkoronájú természetes lombhullató erdők, nem vizenyős területen
0,0836%	51222	Halastavak
0,0794%	3243	Spontán cserjésedő-erdősödő területek
0,0775%	1212	Speciális műszaki létesítmények
0,0616%	1412	Temetők

4. táblázat folytatása.

Felszín- borítás	CLC50	Élőhelytípus
0,0514%	1222	Vasúthálózat és csatlakozó területek
0,0513%	1121	Nem összefüggő település szerkezet, kertek nélküli többemeletes lakóházakkal beépítve
0,0506%	1423	Üdülő települések
0,0430%	51212	Természetes, időszakos, szikes tavak
0,0400%	51211	Állandó vizű természetes tavak
0,0357%	22111	Nagytáblás szőlők
0,0357%	1411	Parkok
0,0332%	12113	Oktatási és egészségügyi létesítmények
0,0283%	4122	Természetes tőzeglápok, bokrok és fák szórványos előfordulásával
0,0270%	2222	Bogyós ültetvények
0,0259%	1322	Folyékony-hulladék tároló telepek
0,0240%	1422	Szabadidő települések
0,0226%	3244	Csemetekertek, erdei faiskolák
0,0179%	2121	Állandóan öntözött szántó területek
0,0135%	1311	Külszíni bányák
0,0129%	1321	Szilárd-hulladék lerakó helyek
0,0127%	1111	Városközpontok
0,0097%	1421	Sport létesítmények
0,0062%	2226	Fűzfa ültetvények
0,0057%	1221	Úthálózat és csatlakozó területek
0,0044%	3341	Leégett területek
0,0042%	1241	Repülőterek szilárd burkolatú kifutópályával
0,0042%	2113	Melegházak
0,0041%	1331	Építési munkahelyek
0,0021%	3121	Zárt lombkoronájú természetes fenyőerdők

A vizsgált vízfolyások ökológiai víztértypológia szerint (Dévai 1976, 1997, Dévai és mtsai. 2005) alföldi ér típusú kisvízfolyások, időszakos (asztatikus) jelleggel, mivel szinte teljes kiterjedésükben, rendszerint, hosszabb ideig kiszáradnak (9. ábra).



9. ábra. Élőhelyképek a szitakötő-együttesek vizsgálatára kijelölt vízfolyásokról. A=Konyári-Kálló, B=Kállai-főfolyás, C=Ölyvös.

Tekintve, hogy mindhárom vízfolyás mezőgazdasági területeken és településeken halad át, erősen ki vannak téve az antropogén tevékenységek hatásainak. Annak érdekében, hogy a szitakötők vizsgálata a három vízfolyás minden élőhelytípusát lefedje, összesen 14 mintavételi helyet jelöltem ki rajtuk, figyelembe véve a hosszukat, zonációjukat és vízborításuk állandóságát (10. ábra, 5. táblázat).

5. táblázat. A szitakötő-vizsgálatok mintavételi helyeinek jellemzői. A korábbi mintavételek adatai a következő forrásmunkákban található: Dévai és Miskolczi (1999) – 1983–1986; Dévai és Miskolczi (2009) – 2003; Dévai és Miskolczi (2011) – 1968–1970, 1985–1987; Viski és mtsai. (2013) – 2008–2009, 2011–2012; Dévai és mtsai. (2021) – 2019.

Hely	Település	GPS: É/ GPS: K	Meder- részlet	Korábbi mintavétel évei	Recens mintavétel évei	Vízborítás
Kf1	Szakoly	47,7658°/ 21,9165°	Felső	2003	2019, 2021	Kiszáradt
Kf2	Nagykálló	47,8516°/ 21,8635°	Középső	2003	2019, 2021	Időszakos
Kf3	Nyíregyháza- Oros	47,9590°/ 21,8113°	Középső	1968–1970, 1985–1987, 2003	2019, 2021	Időszakos
Kf4	Kemecse	48,0673°/ 21,8106°	Alsó	2003	2019, 2021	Állandó
KK1	Nyírlugos	47,6553°/ 22,0304°	Felső	2008–2009, 2011–2012	2021	Kiszáradt
KK2	Nyírábrány	47,5569°/ 22,0106°	Felső	2008–2009, 2011–2012	2021	Kiszáradt
KK3	Bagamér	47,4756°/ 21,9654°	Középső	2008–2009, 2011–2012	2021	Időszakos
KK4	Létavértes	47,3997°/ 21,8909°	Középső	2008–2009, 2011–2012	2021	Időszakos
KK5	Hosszúpályi	47,3582°/ 21,7484°	Középső	2008–2009, 2011–2012	2021	Időszakos
KK6	Konyár	47,3204°/ 21,6796°	Alsó	2008–2009, 2011–2012	2021	Állandó
KK7	Tépe	47,2852°/ 21,5534°	Alsó	2008–2009, 2011–2012	2021	Állandó
Ö1	Bojt	47,1723°/ 21,7247°	Felső	1983–1986	2021	Időszakos
Ö2	Mezőpeterd	47,1618°/ 21,6391°	Középső	1983–1986	2021	Időszakos
Ö3	Berettyóújfalu	47,1503°/ 21,5548°	Alsó	1983–1986	2021	Állandó

A Kállai-főfolyáson kijelölt mintavételi pontok (Kf1, Kf2, Kf3, Kf4) a Nyírség középtáj Közép-Nyírség kistáján találhatók, míg a Konyári-Kálló egyes mintavételi helyei (KK1, KK2, KK3) a Dél-Nyírséghez tartoznak.

A Közép-Nyírség domborzatát a félig kötött futóhomokkal, löszös homokkal és lösszel fedett hordalékkúpsíkság jellemzi. Éghajlata a mérsékelt meleg és a mérsékelt hűvös közötti átmenet. Évi középhőmérséklete 9,4–9,7 °C. Száraz-mérsékelt száraz terület 530–580 mm éves csapadékösszeggel. Araditási indexe 1,24–1,28. Gyenge lefolyású, vízhiányos terület, melyet főképp a Lónyai-csatornába torkolló főfolyások hálózna be. A táj túlnyomórészt művelt potenciális erdőterület. Azonban erdeit kevés kivétellel akácültetvények képezik. Homoki erdőmaradványai gyertyános kocsányos tölgyesek, keményfaligetek és pusztai tölgyesek. A mélyedéseiben jellemzők a lápi jellegű mocsárrétek és sásosok (Dövényi 2010).



10. ábra. Élőhelyképek a Konyári-Kálló mederrészleteiről. A=felső mederrészlet, B=középső mederrészlet, C=alsó mederrészlet.

A Dél-Nyírség kistáj homokkal fedett hordalékkúpsíkság. Éghajlata mérsékelt meleg, illetve száraz-mérsékelt száraz. Évi középhőmérséklete 9,6–9,8 °C, a csapadékmennyisége pedig kevés (évi csapadékösszege 550–580 mm), és egyenlőtlen eloszlású. Ariditási indexe 1,24–1,28. Gyenge lefolyású vízhiányos terület, amit főképp a Berettyóhoz tartó vízfolyások tarkítanak (Konyári-Kálló, Derecskei-Kálló, Kondoros, Tóció), mely vízfolyásokban nagyobb vízhozam csak kora tavasszal, ritkábban nyár elején mérhető. Bár Alföld többi részéhez képest magas erdősültség jellemzi a tájat, homoki tölgyeseinek nagy részét akácültetvények váltották fel. Természetesebb erdőmaradványait többnyire pusztai tölgyesek és keményfaligetek képezik. Emellett Buckaközi mélyedéseiben láp- és mocsárrétek is előfordulnak (Dövényi 2010).

A Berettyó–Körös-vidék középtáj kistájai közül a Konyári-Kálló további mintavételi helyeit az Érmelléki löszös hát (KK4) és a Berettyó-Kálló köze (KK5, KK6, KK7) területén jelöltem ki, míg az Ölyvös mintavételi pontjai (Ö1, Ö2, Ö3) a Bihari-síkon találhatók.

Az Érmelléki löszös hát területének több mint 71%-át szántóföld teszi ki, domborzatát pedig homokos lösszel fedett hordalékkúpsíkság jellemzi. Mérsékelt meleg, száraz, erősen vízhiányos kistáj. Évi középhőmérséklete 9,9–10 °C, évi átlagos csapadékmennyisége pedig 560–580 mm. Ariditási indexe 1,20–1,25. Meghatározó vízfolyásai a Konyári-Kálló és a Konyár-Esztár-Pocsaji-csatorna. Többnyire agrársivatag, száraz gyepek csak néhány maradványterületen figyelhetők meg. Erdei élőhelyei a terület csupán 12%-át teszik ki (Dövényi 2010).

Berettyó-Kálló köze domborzatát morotvákkal, mederroncsokkal sűrűn borított, löszös homokkal fedett hordalékkúpsíkság jellemzi. Területének nagy része ártéri síkság, amelyek vizenyős, mocsaras területek voltak a vízszabályozások előtt. Mára területének több mint 65%-át szántóföld alkotja. Éghajlata mérsékelt meleg-száraz, évi 10,0–10,2 °C átlaghőmérséklettel és 540–570 mm csapadékösszeggel. A kistáj ariditási indexe 1,25 és 1,30 között változik. Területe gyér lefolyású és vízhiányos. A délnyugati része a legszárazabb. Meghatározó vízfolyásai a Kálló-főcsatorna (Konyári-Kálló) és a Berettyó. Jellegzetességei a rétsztyepek, löszgyepek és sziki tölgyes-erdőssztyepek (Dövényi 2010).

A Bihari-sík a Sebes-Körös hordalékkúpja, így a legjellemzőbb felszíni formái a morotvaroncsok, a fattyúágak, és az azokhoz kapcsolódó parti dűnesorok. Éghajlata mérsékelt meleg-száraz. Hőmérsékletének évi átlaga 10,0–10,2 °C, évi csapadékösszege pedig 540–560 mm. Ariditási indexe 1,25–1,30. Meghatározó vízfolyásai a Berettyó, a Kis-Körös, a Kutas-csatorna és ezek mellékcsatornái. Viszonylag sűrű a vízhálózata, amit főképp szabályozott erek alkotnak. A vízfolyásai mentén korábban puha- és keményfás ligeterdők húzódtak, amik mára többnyire keskeny folyóparti fűz-nyár sávokká, valamint jellegtelen kocsányos tölgyesekké redukálódtak (Dövényi 2010).

2.2. Mintavételi módszerek

2.2.1. A tegzesek gyűjtési módszerei

A tegzes-mintavételeket 2015 és 2020 között, négy mintavételi helyen, összesen 114 alkalommal végeztem. A mintavételi időszak 2015-ben júliustól novemberig, 2016-ban áprilistól novemberig, 2017-ben pedig júliustól szeptemberig tartott. Ezekben az időszakokban a gyűjtést minden héten időjárástól függően két-három alkalommal ismételt meg. 2018-ban augusztusban és szeptemberben, 2019-ben júliusban és augusztusban, 2020-ban pedig júniustól augusztusig folytak gyűjtések (6. táblázat).

6. táblázat. A tegzesek gyűjtésére alkalmazott mintavételi módszerek jellemzői (év/mintasza). JF=Jermy-féle fénycsapda, HF=hordozható fénycsapdák.

Fénycsapdák	VD1	VD2	BD	TF
JF(HgLi)	2015–2018 (83)			
HF: W	2018 (14)	2019 (7)	2020 (6)	2020 (6)
HF: UV1	2018 (14)	2019 (7)		
HF: UV2	2018 (14)	2019 (7)	2020 (6)	2020 (6)
HF: UV3	2018 (14)	2019 (7)		
HF: LED1	2018 (14)	2020 (6)	2020 (6)	2020 (6)
HF: LED2	2018 (14)	2019 (7)		

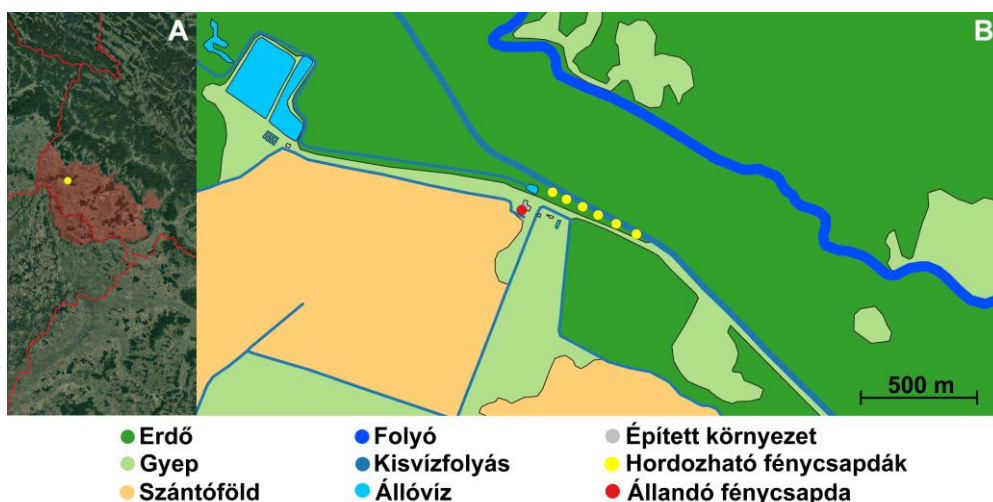
2015-től 2018-ig a VD1 mintavételi helyen csak Jermy-típusú fénycsapával, 2018-ban pedig Jermy-típusú fénycsapdával és hordozható fénycsapdákkal is történt mintavétel (11. ábra). A másik három helyszínen (VD2, BD, TF) csak hordozható fénycsapdákat használtam, különböző kombinációkban (6. táblázat).



11. ábra. A tegzesegyüttesek vizsgálatához használt csapdatípusok: A=hordozható fénycsapda UV fénycsővel, B=hordozható fénycsapda fehér fényű kompakt fénycsővel, C=hordozható fénycsapda LED fénycsővel, D=Jermy-féle állandó fénycsapda higanyőzlámpával.

A Jermy-típusú fénycsapda felépítésének leírása Szentkirályi (2002) munkájában található (11. ábra). Az ilyen fénycsapdáknak használatos higanygőzlámpák csak hálózati áramról vagy nagy teljesítményű generátorról képesek működni, ezáltal elhelyezésük olyan helyekre korlátozódik, ahol ezek valamelyike elérhető. Az állandó fénycsapdát ezért a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátumon belül, a Latorca és több kisvízfolyás, valamint állóvíz közelségében, 2 méter magasságban helyeztem ki.

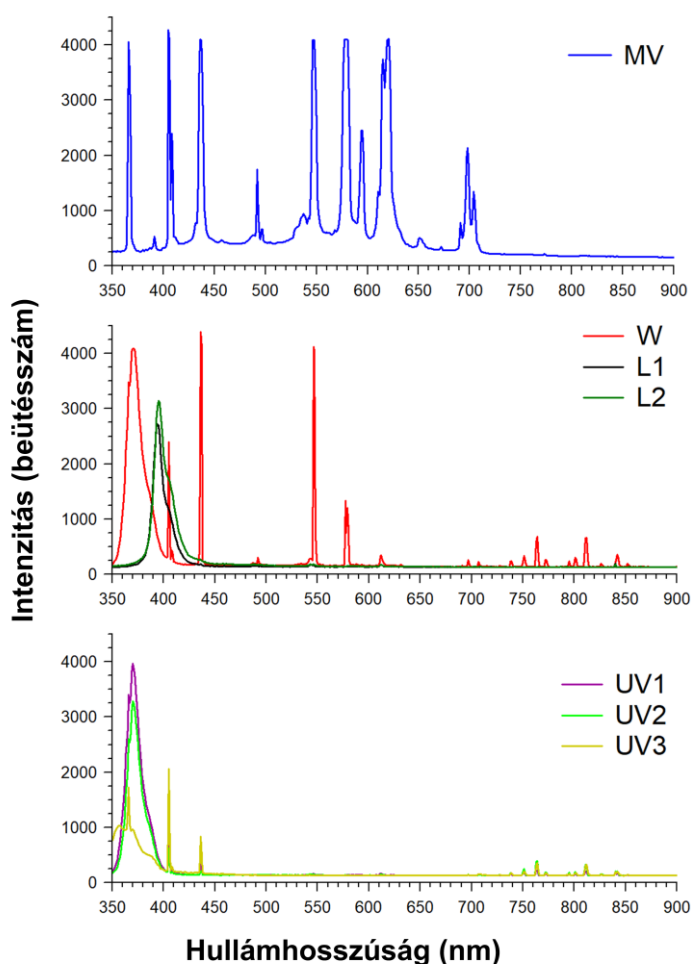
2018-tól az állandó fénycsapdás mintavételeket kiegészítettem hordozható fénycsapákkal végzett gyűjtésekkel (12. ábra, 6. táblázat). A kisméretű, hordozható fénycsapdák használhatók a legkülönbébb élőhelyeken is, mivel működésükhöz elegendő egy 12 V-os akkumulátor is. Esetemben a hordozható fénycsapdák a Robinson-típusú fénycsapda kisebb változatai voltak (11. ábra) (Upton és Mantle 2010). A fényforrás egy nagy tölcsér fölé, függőlegesen volt felszerelve, körülötte három terelőlemezzel. A tölcsér egy műanyag vödörbe illeszkedett, és egy fölé rögzített átlátszó fedél akadályozta meg a csapadék befolyását. A hordozható fénycsapdák egymástól ~100 m távolságra voltak elhelyezve, és annak érdekében, hogy kiküszöböljem a mintavételi helyek mikrokörnyezetének hatását, a csapdákat minden mintavételi időpontban rotáltam.



12. ábra. A 2018-ban végzett tegzesegyüttes-vizsgálat VDI mintavételi helye: A=légifotón, B=élőhelytérképen.

A Jermy-féle fénycsapda higanygőzlámpával (kezdetben 125 W, majd 80 W HgLi) működött, míg a hordozható fénycsapdák különböző típusú

fényforrásokat tartalmaztak: egy fehér fényű kompakt-, két LED- és három UV fénycsövet, melyek spektrális eloszlása eltérő volt. A fényforrások spektrális eloszlásait lineáris szilikon CCD (Charge Coupled Device) detektorral felszerelt Red Tide spektrofotométerrel mértem le. Az eszköz a hullámhosszúságot nanométer beosztásban adta meg, az intenzitást pedig beütésszámokkal jellemezte (13. ábra).



13. ábra. A 2018-ban végzett tegzes mintavételekhez használt fényforrások spektrális eloszlása. MV=higanygőzlámpa; W=fehér fényű kompakt fénycső; L1, L2=LED fénycsövek; UV1, UV2, UV3=UV fénycsövek.

A higanygőzlámpának (MV) széles tartományban, sok hullámhosszcúcsa volt (~366, 405, 408, 436, 492, 547, 578, 594, 621, 697 nm). A fehér fényű kompakt fényforrás (W) magas hullámhosszcúcsokat

produkált mind a látható (~405, 436, 546 nm), mind az UV tartományban (~370 nm). Az UV1 és UV2 fényforrások spektrális eloszlása hasonló volt egymáshoz; fő csúcsaik megegyeztek a W fényforrásával (~370 nm), de jelentősen keskenyebbek voltak attól. Az UV spektrumhoz képest a látható tartományban mindkét típus csak kisebb csúcsokkal volt jellemezhető. Továbbá, az UV1 fényforrás csúcsai az UV tartományban magasabbak voltak, a látható spektrumban pedig alacsonyabbak, mint az UV2 fénycsőé. Bár az UV3 fényforrás szinte a teljes UV-A spektrumot lefedte, intenzitása csekély volt. A két tesztelt LED fényforrás csúcsának helyzete megegyezett (~395 nm), azonban az L2 fényforrása kiterjedtebb volt (13. ábra).

Ölőanyagként kloroformot (CHCl_3) használtam a csapdákbán. A fénycsapdák több éjjel aktív rovaraxon egyedeit vonzzák, így a tegzes fajokat kiválogattam a rovartömegből. Az így kiválogatott anyagot 70%-os etil-alkoholban tároltam az azonosításig.

Az identifikációt külső, szabad szemmel látható faji megkülönböztető jellegek hiányában ivarszervek (genitália) alapján végeztem. A határozáshoz Malicky (2004) munkáját vettem alapul, a nevezéktan Nógrádi és Uherkovich (2002) könyvét követi. A Hydropsychidae család nőstényeinek ivarszervei nagyfokú hasonlóságot mutatnak egymással, így e család esetében faji szinten csak a hímeket azonosítottam.

2.2.2. A csípőszúnyogok gyűjtési módszerei

Összesen 79 mintavételt végeztem 2014 és 2017 között, többnyire a nyári és őszi fenológiai időszakokban, kivéve a 2016-os évet, amikor a mintavételi időszak kiterjedt a tavaszi periódusra is. A mintavételeket 2014-ben éjjeli lepedőzés módszerével végeztem a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum területén. A fényforrás ebben az esetben egy 2 méter magasságban elhelyezett higanygőzlámpa (125 W HgLi) volt, mely mögé egy nagy fehér lepedő (4×3 m) volt kifeszítve. A 2015–2017 közötti adatok szintén a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum területén belül üzemeltetett Jermy-féle állandó fénycsapda (125 W HgLi) fogásaiból származnak (lásd 2.1.1. fejezet) (14. ábra). A csapdát időjárástól függően heti 2–3 alkalommal ürítettem.



14. ábra. A csípőszúnyogoknál alkalmazott mintavételi módszerek: a=fénycsapda, b=rovarszippantó

További 21 mintavételi helyet vizsgáltam rovarszippantós mintavételi módszerrel 2020-ban, június 22. és augusztus 1. között (14. ábra, 2. táblázat). A mintavétel mindegyik hely esetében standardizáltan történt: 15 perc időtartam alatt a gyűjtő testére szállt csípőszúnyogok lettek begyűjtve egyeléssel. A begyűjtött egyedeket kloroformmal kábítottam el, majd azokat feldolgozásig fagyasztva tároltam. Az identifikációt Mihályi és Gulyás (1963) és Kenyeres és Tóth (2008) kulcsai alapján végeztem, továbbá a Sáringer-Kenyeres és mtsai. (2018) által használt nevezéktant követtem.

2.2.3. A szitakötők gyűjtési módszerei

A vizsgált vízfolyások szitakötő-együtteseiről részletes leírások állnak rendelkezésünkre Dévai és Miskolczi (1999, 2009, 2011) és Viski és mtsai. (2013) munkáiban (5. táblázat). Ezek a források pontos képet adnak a kiválasztott mintavételi helyek évtizedekkel ezelőtti szitakötő-faunájának mennyiségi és minőségi összetételéről.

A terepi felméréseket 2019-ben és 2021-ben, áprilistól októberig végeztem. 2019-ben csak a Kállai-főfolyás mintavételi helyeit vizsgáltam (Dévai és mtsai. 2021), míg 2021-ben sor került az összes mintavételi hely vizsgálatára (5. táblázat).

A mintavételi helyeken évente hét mintavételt végeztem, melyek időpontjai teljes mértékben lefedték a szitakötő-imágók fenológiáját. Az imágók identifikációja terepen, Carena 8×22 távcsővel végzett megfigyelések által történt. A terepen nehezen azonosítható egyedeket begyűjtöttem, egy szabványos lepkehálóval (1 mm lyukméret, 500 mm hálómélység, 260 mm

széles keret). A gyűjtést kiegészítettem lárvamintavételekkel is, ami mindegyik mintavételi helyen három alkalommal történt. A lárvamintavételeket szabványos kaparóhálójával (kick-and-sweep háló; 1 mm lyukméret, 300 mm mélység, 250 mm széles keret) végeztem, elsősorban a partmenti zónára, a makrovegetációra és az üledék felszínére fókuszálva.

A szitakötő-egyedek azonosításához Dijkstra és Lewington (2006), valamint Ambrus és mtsai. (2018) munkáját vettem alapul, továbbá Dévai (2016) nómenklatúráját követtem.

2.3. Adatfeldolgozás

2.3.1. A tegzesadatok elemzése és értékelése

A vizsgált terület tegzesfaunájának jellemzésére a saját előfordulási adatokból készítettem egy összesített fajlistát. A fauna összetételét pedig összehasonlítottam az Alföld, valamint Ukrajna faunájával.

A mintavételi módszerek mintavételi helyenként eltértek. Ezért a különböző mintavételi helyek fajegyütteseinek összehasonlításakor az azonos módszerekkel gyűjtött adatkészletek közös részét használtam.

Az élőhelyek összehasonlításához a VD1, VD2, BD és TF helyeken, 2018 és 2020 között végzett mintavételek adatait használtam (2. táblázat). Az élőhelyek összehasonlítása során a fajgazdagságot, az együttesek mennyiségi összetételét, a szubsztrát-, vízáramlás- és élőhelytípus-preferenciát, valamint a fajok táplálkozási típusát vettem figyelembe (Graf és mtsai. 2008). A különböző mintavételi helyek diverzitásának értékelésére Shannon-Wiener diverzitási indexet számoltam, továbbá Rényi-féle diverzitásrendezést végeztem, ami a különböző helyek fajegyütteseit olyan diverzitásprofillal jellemzi, aminek a skálaparaméter $\alpha=0$ értéke a közösség fajszerkezetének logaritmus, az $\alpha=1$ értéke a Shannon-függvény, az $\alpha=2$ értéke a kvadratus diverzitás, a skálaparaméter nagyobb értékei pedig a Berger-Parker-diverzitás reciprokának logaritmusához közelítenek. Tehát skálaparaméter függvényében ábrázolja a diverzitást, minden egyes fajegyüttes esetében egy görbét ad, a fajegyüttes diverzitási profilját, amely megmutatja, hogyan változik a fajegyüttes diverzitása attól függően, hogy milyen értékben vesszük figyelembe, illetve hagyjuk figyelmen kívül a ritka fajait a fajegyüttesnek (Tóthmérész 1997).

Az élőhelyek természetvédelmi értékének értékelésére egy új, Caddisfly Conservation Indexet (CCI) vezettem be, amely a Matenaar és mtsai. (2015) és Szanyi és mtsai. (2021) által közzétett Grasshopper

Conservation Indexen alapul. A CCI-t a fajok helyi ritkasága és sérülékenysége alapján számítottam ki. A sérülékenység és a helyi ritkaság számításánál az eredeti módszert követtem ugyan, de a paramétereket négy kategóriába soroltam. A lokális ritkaság értékeit a fajok mintavételi helyeken mért relatív gyakorisága (RF%) alapján állapítottam meg. A fajokat tömeges (=1; $RF\% > 0,01530$), gyakori (=2; $RF\% = 0,00345 - 0,01530$), szórványos (=3; $RF\% = 0,00108 - 0,00345$) és ritka (=4; $RF\% < 0,00108$) kategóriákba csoportosítottam. A veszélyeztetettség esetében a nem fenyegetett (=1), a fenyegetett (=2), a sérülékeny (=3) és a veszélyeztetett (=4) kategóriákat használtam. Mindkét paramétert összeadtam mindegyik faj esetében, és elosztottam a maximális értékkel (nyolccal), egy CCI értékét ezzel 0,25 és 1 közé szorítva. A vizsgált mintavételi helyek CCI értékeit az adott élőhelyen előfordult fajok értékeinek összegeként határoztam meg. A súlyozott Caddisfly Conservation Indexet (CCI) is kiszámítottam a mintavételi helyekre, oly módon, hogy a CCI-t elosztottam az adott területen található fajok számával. A fő különbséget a két index között az jelenti, hogy a CCI'-t nem befolyásolja a fajgazdagság (Matenaar és mtsai. 2015, Szanyi és mtsai. 2021).

A tegzesfajok veszélyeztetettség alapján történő kategorizálása nincs kidolgozva Ukrajnában. Mivel a vizsgált terület a kárpát-medencei biogeográfiai régióhoz tartozik (Varga 2019), a különböző veszélyeztetettségi kategóriákba történő besorolást a Nógrádi és Uherkovich (2002) által készített magyarországi beosztás szerint végeztem.

A különböző fényforrások attraktivitása közötti eltérések vizsgálatára a 2018. augusztus 11. és szeptember 9. között végzett 14 mintavétel adatait használtam. E mintavételek hat hordozható fénycsapdával és egy Jermy-típusú állandó fénycsapdával történtek (6. táblázat, 1. ábra).

A vizsgált fényforrások hatékonyságának és szelektivitásának jellemzésére fényforrásonként kiszámítottam a fajok és az egyedek teljes és átlagos számát (faj és egyed/minta), valamint a differenciális fajok (csak egy adott fényforrás által vonzott fajok) számát. A gyűjtött egyedek átlagos számát (egyed/minta) mind a tegzes családokra, mind pedig a fajokra nézve kiszámítottam. A különböző fényforrások által gyűjtött minták diverzitásának értékelésére Shannon-Wiener és Hill diverzitási indexeket és Rényi-féle diverzitásrendezést használtam. Az indexek kiszámítása a Young T. M. által kifejlesztett online diverzitás-kalkulátorral történt (URL2).

A fényforrások fenti változók alapján történő összehasonlításához Kruskal-Wallis tesztet használtam, mivel az adatok nem feleltek meg a parametrikus tesztek feltételeinek. Ha a teszt szignifikáns eltéréseket mutatott, a páronkénti összehasonlítást Mann-Whitney U-teszttel végeztem Statistica 7.0 for Windows szoftverben (StatSoft 2004). A Rényi-féle diverzitásrendezést PAST 4.0 szoftverben végeztem (Hammer és mtsai. 2001).

2.3.2. A csípőszúnyog-adatok elemzése és értékelése

A csípőszúnyog-együttesek összetételét fajösszetétel, abundanciaviszonyok és relatív gyakoriság alapján elemeztem. A vízfolyásoktól való távolság hatásának értékelésére korrelációanalízist alkalmaztam, a tájszerkezet hatásának értékelésére pedig korrelációanalízist és kanonikus korrelációanalízist (CCA) is végeztem. Utóbbi esetében az élőhelyi változók a mintavételi helyek 500 méteres körzetében található élőhelytípusok (erdő, gyeper, szántóföld, épített környezet) százalékos borítottságai voltak, míg a válaszváltozókat a mintavételi helyeken gyakori csípőszúnyogfajok ($N > 30$) relatív gyakoriságai képezték. A korrelációanalízist Statistica 7.0 for Windows szoftverben (StatSoft 2004), a kanonikus korrelációanalízist (CCA) pedig PAST 4.0 szoftverben (Hammer és mtsai. 2001) végeztem.

Mivel a vizsgált terület tájszerkezetéről nincs elérhető, releváns információ, QGIS térinformatikai szoftverben elvégeztem a 21 rovarszippantós mintavételi hely 500 méteres körzetének élőhelytérképezését. Összesen hat élőhelytípust különböztettem meg ehhez (erdő, gyeper, szántóföld, épített környezet, vizes élőhely, vízi élőhely). Továbbá, az élőhelytípusok borítottsága alapján Shannon-Wiener elemzési módszerrel kiszámoltam a mintavételi helyek élőhelydiverzitását (7. táblázat).

Emellett, csoportosítottam a lakott területhez (≤ 100 távolság), a vízfolyásokhoz, és ezen belül kizárólag a folyókhoz (≤ 500 m távolság) közeli élőhelyeket. E csoportokat összehasonlítottam a gyűjtött csípőszúnyogok átlagos fajszáma, összegyedszáma, valamint a leggyakoribb fajok (összegyedszám > 30) átlagos abundanciája alapján. Az összehasonlítások Kruskal-Wallis és Mann-Whitney U tesztekkel történtek, mivel az adatok nem feleltek meg a parametrikus tesztek feltételeinek.

7. táblázat. A rovarszippantóval vizsgált 21 csípőszúnyog mintavételi hely 500 méteres körzetében található élőhelytípusok borítottsága (%). SW=Shannon-Wiener-féle diverzitáselemzése.

Hely	Erdő	Gyep	Szántó-föld	Épített környezet	Vizes élőhely	Vízi élőhely	Élőhely-szám	SW
VD1	71,153	10,357	5,955	0,033	12,502	0	5	0,9076
VD2	67,197	18,344	11,165	0,204	3,091	0	5	0,9431
VD3	73,912	7,744	17,572	0,117	0,654	0	5	0,7679
VD4	93,952	3,593	0	0	2,456	0	3	0,2691
VD5	99,615	0	0,385	0	0	0	2	0,02524
VD6	60,626	0,832	38,034	0,090	0,418	0	5	0,7401
VD7	4,433	4,856	60,577	29,458	0,675	0	5	0,9825
HU1	97,703	0	0	2,297	0	0	2	0,1094
HU2	75,925	0	24,075	0	0	0	2	0,5519
HU3	61,789	22,107	11,911	3,965	0,228	0	5	1,026
HU4	68,645	6,212	23,310	1,077	0,755	0	5	0,856
HU5	36,744	19,208	42,427	0	1,622	0	4	1,115
BD	29,839	3,820	44,931	20,975	0,435	0	5	1,196
BE	28,700	17,769	53,378	0	0,152	0	4	1,01
NK	62,107	11,437	24,633	1,823	0	0	4	0,962
TA1	71,998	18,954	5,722	1,246	2,080	0	5	0,8507
TA2	82,016	12,643	0,156	1,125	4,060	0	5	0,6147
TU	27,845	5,323	50,834	4,830	1,818	9,350	6	1,297
SH	62,941	19,900	16,430	0,728	0	0	4	0,9453
YA	48,089	3,099	35,333	13,149	0,330	0	5	1,113
ZH	62,300	11,471	21,002	4,356	0,872	0	5	1,049

2.3.3. A szitakötő-adatok elemzése és értékelése

A vízfolyások szitakötő-fajegyütteseinek pontosabb jellemzéséhez a már meglévő fajlistát kiegészítettem újabb előfordulási adatokkal.

A gyűjtés intenzitása a mintavételi évek és a mintavételi helyek szerint is eltért. Így az egykori és jelenlegi együttesek részletesebb összehasonlításához a Konyári-Kálló vízfolyásról származó adatokat használtam, mivel azok egyeztek meg leginkább a mintavételi időszak, intenzitás és gyakoriság tekintetében. A korábbi vizsgálatok a Konyári-Kállón 2008–2009 és 2011–2012 között történtek, amelyeket 2021-ben ismételt meg.

A különböző mintavételi helyek, vízfolyások, magassági zónák és élőhelytípusok diverzitásának értékelésére Shannon-Wiener, Simpson 1-D diverzitási indexeket és Rényi-féle diverzitásrendezést használtam. A természetvédelmi szempontú értékelésükhöz egy új szitakötő természetvédelmi indexet (Odonata Conservation Index, OCI) vezettem be,

amely a Matenaar és mtsai. (2015) és Szanyi és mtsai. (2021) által közzétett Grasshopper Conservation Indexen és a tegzesek esetében már vázolt (lásd 2.3.1. fejezet) Caddisfly Conservation Indexen alapul. Az OCI a fajok diszperziós képességét, sérülékenységet és lokális ritkaságát veszi figyelembe. A csoportok megalkotásánál az eredeti módszert követtem (GCI), azonban a paramétereket a CCI-hez hasonlóan három helyett négy kategóriába soroltam.

A fajok diszperziós képességét Harabis és Dolný (2012) munkája alapján határoztam meg, és a fajokat nagyon jó (=1), jó (=2), közepes (=3), és alacsony diszperziós képességű (=4) csoportokba osztottam. A lokális ritkaságot a vizsgált 14 helyszínen előforduló fajok tényleges relatív gyakorisága (RF%) alapján számítottam, elkülönítve a tömeges (=1; $RF\% > 0,038841$), gyakori (=2; $RF\% = 0,014797 - 0,038841$), kis gyakoriságú (=3; $RF\% = 0,00493 - 0,014797$) és ritka (=4; $RF\% < 0,00493$) kategóriákat. Sérülékenység esetében a nem fenyegetett (=1), a védett és/vagy fenyegetett (=2), a sérülékeny (=3) és a veszélyeztetett (=4) csoportokat használtam, a Magyar Vörös Lista és a szitakötőfajok magyarországi védettségi állapota alapján (Ambrus és mtsai. 2018).

A három értéket összeadtam és elosztottam 12-vel (a maximális értékkel), hogy az OCI érték 0,25 és 1 közötti legyen. A mintavételi helyek OCI értékeit az adott mintavételi helyeken előforduló fajok OCI értékeinek összegei adták. A súlyozott Odonata Conservation Indexet (OCI') is kiszámítottam mely az adott mintavételi hely OCI értékének és fajszerkezetének hányadosa. Előnye, hogy az OCI értékekkel ellentétben az OCI' értékeket a fajgazdagság nem befolyásolja (Matenaar és mtsai. 2015, Szanyi és mtsai. 2021).

3. Eredmények

3.1. Tegzesegyüttesek

3.1.1. Faunisztikai eredmények

Kárpátalja területén 2015 előtt mindössze 13 tegzesfaj előfordulása volt ismert (8. táblázat).

8. táblázat. A Beregi-sík ukrainai részének tegzesfaunája (Kárpátalja, Nyugat Ukrajna). K=Kárpátalja területéről ismert fajok (Szczesny és Godunko 2008, Górecki 2011). A mintavételi helyek részleteit (VD1–TF) lásd az 1. táblázatban.

Család	Fajok	K	VD1	VD2	BD	TF
Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila nubila</i> (Zetterstedt, 1840)	1	0	0	0	0
Glossomatidae	<i>Agapetus laniger</i> Pictet, 1834	0	0	0	1	1
Ptilocolepidae	<i>Ptilocolepus granulatus</i> (Pictet, 1834)	1	0	0	0	0
Hydroptilidae	<i>Agraylea sexmaculata</i> Curtis, 1834	0	0	0	1	0
Hydropsychidae	<i>Cheumatopsyche lepida</i> (Pictet, 1834)	0	1	0	0	1
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche bulbifera</i> McLachlan, 1878	1	1	0	1	0
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i> Malicky, 1977	0	1	1	1	1
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche contubernalis</i> McLachlan, 1865	1	1	1	1	1
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche guttata</i> Pictet, 1834	0	1	0	0	0
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche incognita</i> (Pitsch, 1993)	1	0	0	0	0
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche modesta</i> Navàs, 1925	1	1	1	1	1
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche ornatula</i> McLachlan, 1878	0	1	0	1	1
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche pellucidula</i> (Curtis, 1834)	0	1	1	1	0
Polycentropodidae	<i>Cyrnus crenaticornis</i> (Kolenati, 1859)	0	0	0	1	1
Polycentropodidae	<i>Cyrnus flavidus</i> McLachlan, 1864	0	1	0	0	0
Polycentropodidae	<i>Holocentropus picicornis</i> (Stephens, 1836)	0	1	0	1	0
Polycentropodidae	<i>Neureclipsis bimaculata</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1	1	1
Polycentropodidae	<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet, 1834)	1	0	0	0	0
Polycentropodidae	<i>Polycentropus irroratus</i> Curtis, 1835	0	0	1	0	0
Psychomyidae	<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabricius, 1781)	1	1	1	1	1
Psychomyidae	<i>Lype phaeopa</i> (Stephens, 1836)	0	1	1	0	1
Ecnomidae	<i>Ecnomus tenellus</i> (Rambur, 1842)	0	1	1	1	1
Phryganeidae	<i>Agrypnia varia</i> (Fabricius, 1793)	0	1	1	1	0
Phryganeidae	<i>Trichostegia minor</i> (Curtis, 1834)	0	1	1	0	0
Brachycentridae	<i>Brachycentrus subnubilus</i> (Curtis, 1834)	1	0	0	0	0
Limnephilidae	<i>Limnephilus affinis</i> Curtis, 1834	0	1	0	0	0
Limnephilidae	<i>Limnephilus auricula</i> Curtis, 1834	0	1	0	0	0
Limnephilidae	<i>Limnephilus decipiens</i> (Kolenati, 1848)	0	1	0	0	0
Limnephilidae	<i>Limnephilus flavicornis</i> (Fabricius, 1787)	0	1	0	0	0

8. táblázat folytatása

Család	Fajok	K	VD1	VD2	BD	TF
Limnephilidae	<i>Limnephilus hirsutus</i> (Pictet, 1834)	0	1	0	0	0
Limnephilidae	<i>Limnephilus incisus</i> Curtis, 1834	0	1	0	0	0
Limnephilidae	<i>Limnephilus lunatus</i> Curtis, 1834	0	1	0	0	0
Limnephilidae	<i>Limnephilus rhombicus</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0
Limnephilidae	<i>Limnephilus xanthodes</i> McLachlan 1873	0	1	0	0	0
Limnephilidae	<i>Limnephilus vittatus</i> (Fabricius, 1798)	0	1	0	0	0
Limnephilidae	<i>Glyphotaenius pellucidus</i> (Retzius, 1783)	0	1	1	1	0
Limnephilidae	<i>Grammotaulius nigropunctatus</i> (Retzius, 1783)	0	1	0	0	0
Limnephilidae	<i>Grammotaulius nitidus</i> (Müller, 1764)	1	0	0	0	0
Limnephilidae	<i>Halesus tessellatus</i> (Rambur, 1842)	0	1	0	0	0
Limnephilidae	<i>Micropterna testacea</i> (Gmelin, 1789)	0	1	0	0	0
Limnephilidae	<i>Stenophylax permistus</i> McLachlan, 1895	0	1	0	0	0
Goeridae	<i>Silo pallipes</i> (Fabricius, 1781)	0	0	0	1	0
Leptoceridae	<i>Athripsodes aterrimus</i> (Stephens, 1836)	1	0	0	0	0
Leptoceridae	<i>Athripsodes cinereus</i> (Curtis, 1834)	0	1	1	1	1
Leptoceridae	<i>Ceraclea dissimilis</i> (Stephens, 1836)	0	1	1	1	1
Leptoceridae	<i>Ceraclea riparia</i> (Albarda, 1874)	0	1	0	1	1
Leptoceridae	<i>Ceraclea senilis</i> (Burmeister, 1839)	0	1	0	0	0
Leptoceridae	<i>Leptocerus tineiformis</i> Curtis, 1834	0	1	0	1	1
Leptoceridae	<i>Mystacides azureus</i> (Linnaeus, 1761)	0	1	0	1	0
Leptoceridae	<i>Mystacides longicornis</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0
Leptoceridae	<i>Mystacides niger</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	1
Leptoceridae	<i>Oecetis furva</i> (Rambur, 1842)	0	1	0	1	0
Leptoceridae	<i>Oecetis lacustris</i> (Pictet, 1834)	0	1	0	1	1
Leptoceridae	<i>Oecetis notata</i> (Rambur, 1842)	0	1	1	1	1
Leptoceridae	<i>Oecetis ochracea</i> (Curtis, 1825)	0	0	0	0	1
Leptoceridae	<i>Oecetis testacea</i> (Curtis, 1834)	1	1	1	0	0
Leptoceridae	<i>Oecetis tripunctata</i> (Fabricius, 1793)	0	1	0	1	1
Leptoceridae	<i>Parasetodes respersellus</i> (Rambur, 1841)	0	1	0	0	0
Leptoceridae	<i>Triaenodes bicolor</i> (Curtis, 1834)	0	1	1	1	0
Leptoceridae	<i>Setodes punctatus</i> (Fabricius, 1793)	0	1	0	1	1
Sericostomatidae	<i>Oecismus monedula</i> (Hagen, 1859)	1	0	0	0	0
Teljes fajsám		13	47	17	27	21

A hatéves vizsgálatom során a Beregi-sík kárpátaljai részének négy mintavételi helyéről 53 tegzesfaj 7346 egyedét sikerült begyűjtenem (8. táblázat). A terület fajlistája ezzel 61 fajra nőtt, ami az Alföld tegzesfajainak

(210 faj; Nógrádi és Uherkovich 2002) 29,05%-át, míg Ukrajna tegzesfaunájának 27,98%-át (218 faj; Szczesny és Godunko 2008, Górecki 2011, Stibletsov és Martynov 2012) teszi ki.

A gyűjtött fajok közül a *Hydropsyche guttata*, *Ceraclea riparia*, *Oecetis testacea*, *O. tripunctata* és *Parasetodes respersellus* Ukrajnában ritka előfordulásúként ismertek, míg az *O. testacea* országon belüli előfordulásáról meglehetősen hiányosak az információk. Górecki (2011) tanulmányában szerepel a faj eddigi első és egyetlen adata, amely Kárpátalja területéről származik. A *P. respersellus*, *C. riparia* és *O. tripunctata* fajok előfordulási adatai Délkelet-Ukrajnából ismertek, melyek Stibletsov és Martynov (2012), illetve Stibletsov (2013) munkáiban szerepelnek (Buczynska és mtsai. 2014). A *H. guttata* fajról számos adat elérhető, azonban ezeket Czacharowski és Godunko (2007), valamint Szczesny és Godunko (2008) hibásan azonosítottak találta. A *H. guttata* és *P. respersellus* fajok az Alföld faunájából eltűntként vannak feltüntetve, míg a *Cyrnus flavidus* faj egyetlen egyedét mutatták ki eddig a teljes biogeográfiai régióból (Nógrádi és Uherkovich 2002).

Nógrádi és Uherkovich (2002) veszélyeztetettségi kategorizálása szerint a két említett eltűnt fajon kívül két közvetlenül veszélyeztetett (*Polycentropus irroratus*, *O. testacea*), hét veszélyeztetett (*Cheumatopsyche lepida*, *Trichostegia minor*, *Limnephilus xanthodes*, *Silo pallipes*, *C. riparia*, *Mystacides azureus*, *O. tripunctata*) és 16 sebezhető fajt sikerült kimutatnom a vizsgált területről.

A régióban korábban ismert fajok közül nyolc (*Rhyacophila nubila*, *Ptilocolepus granulatus*, *H. incognita*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Brachycentrus subnubilus*, *Grammotaulius nitidus*, *Athripsodes aterrimus*, *Oecismus monedula*) a jelen vizsgálat során nem fordult elő.

A gyűjtött fajok 10 család 28 nemzetségébe tartoznak. A legtöbb fajt (S=47) a VD1 mintavételi helyről gyűjtöttem, ami nem meglepő, hiszen a mintavételi erőfeszítés ott nagyobb volt, mint a többi három helyen. A VD2 területen 17, a BD területen 27, a TF területen pedig 21 fajt gyűjtöttem (8. táblázat). A gyűjtött fajok többsége a Leptoceridae (S=17) és a Limnephilidae (S=15) családokba tartozott, míg a legnagyobb egyedszámmal jellemezhető családok a Hydropsychidae (N=2717) és a Leptoceridae (N=2396) voltak. A mintavételi helyek öt leggyakoribb faja a *Leptocerus tineiformis* (N=1244), az *Ecnomus tenellus* (N=678), a *L. flavicornis* (N=613), a *C. dissimilis* (N=478) és az *O. notata* (N=395) volt. A

kiemelkedő egyedszámban előforduló *L. tineiformis* faj az összes gyűjtött egyed 16,7%-át képezte.

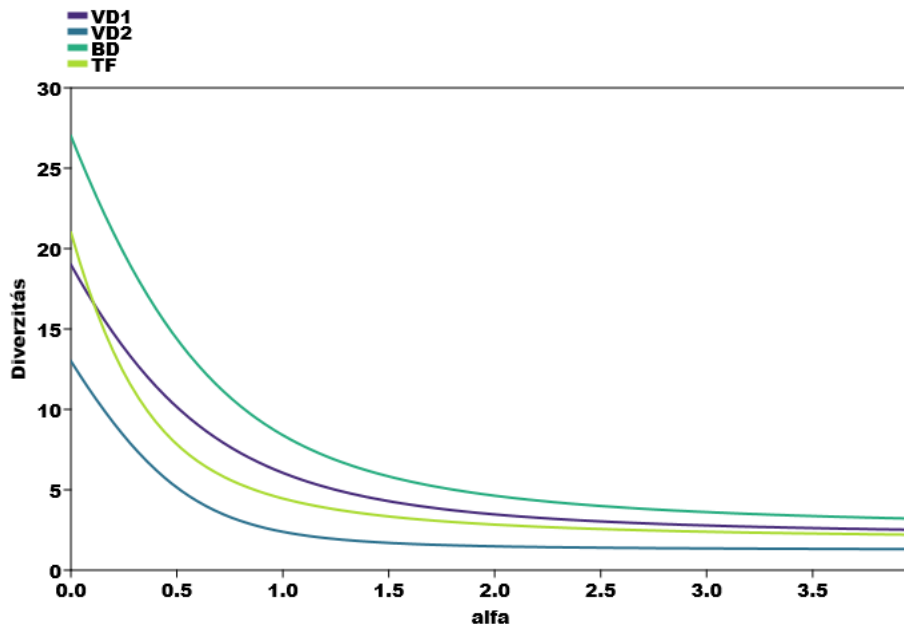
3.1.2. A mintavételi helyek fajegyüttesei

A négy mintavételi hely összehasonlításához használt adatsor 35 faj 2321 egyedének adatait tartalmazta. Ez alapján a BD mintavételi hely bizonyult a fajokban leggazdagabbnak ($S=27$), míg a TF mintavételi hely fajegyütteséhez tartozott a legnagyobb egyedszám. A VD2 mintavételi helyről mindössze 13 fajt mutattam ki, kis egyedszámban (9. táblázat).

A Caddisfly Conservation Index alapján a legértékesebb tegzesegyüttes a fajokban leggazdagabb BD mintavételi helyen élt, és az index értéke a többi helyen is összefüggést mutatott azok fajgazdagságával. A különböző mintavételi helyek súlyozott CCI értékei közel azonosak voltak (9. táblázat). A helyek Shannon-Wiener index diverzitásértéi nem korreláltak azok fajgazdagságával. Bár a legnagyobb diverzitásérték a BD helyhez tartozott, azt a VD1 mintavételi hely követte. A több szempontot is figyelembe vevő diverzitásrendezés során a BD hely fajegyüttesének diverzitásprofilja bizonyult a legmagasabbnak, míg a VD2 hely fajegyüttesé a legalacsonyabbnak (15. ábra).

A tegzesegyüttesek vizsgált tulajdonságainak különböző kategóriái szinte az összes vizsgált mintavételi helyen előfordultak, azonban azok relatív gyakoriságai jelentősen eltértek a különböző helyeken. Ennek megfelelően a különböző szubsztrátípusokhoz kötődő fajok relatív gyakoriságai is eltértek a mintavételi helyeken. A VD1 mintavételi hely fajegyüttesét a partikulált szerves anyagon (particulate organic matter, POM) előforduló fajok uralták, a VD2 helyen az euritóp fajok voltak kiemelkedően dominánsak, míg a másik két helyen (VD2, TF) a makrofíták jelenlétét igénylő fajokhoz tartozott a legnagyobb relatív gyakoriság. Utóbbi helyeken az euritóp fajok is viszonylag nagy relatív gyakorisággal szerepeltek a VD1 hellyel ellentétben, ahol arányuk mindössze 10,19% volt (9. táblázat).

A vízáramlási típusok tekintetében a VD1 hely egyedinek bizonyult a limnofil (RF%=50,32), reobiont (RF%=21,6) és limnobiont (RF%=20,99) fajok nagy relatív gyakoriságával. A másik három helyen élő fajegyüttesben a limnobiont fajok domináltak – különösen a VD2 hely esetében –, míg a többi áramlási típus gyakorisága 15,00% alatti volt (9. táblázat).



15. ábra. A mintavételi helyeken gyűjtött tegzesegyüttesek diverzitásprofiljai Rényi-féle diverzitásrendezés módszere alapján.

9. táblázat. A mintavételi helyek fajegyütteseinek fajszáma, egyedszáma, Shannon-Wiener diverzitás értéke, Caddisfly Conservation Index értéke (CCI) és súlyozott Caddisfly Conservation értéke (CCI'), illetve a különböző szubsztrát-, áramlás-, élőhelytípus-preferenciával jellemezhető és táplálkozási típusokhoz tartozó fajok relatív gyakoriságai (%). A mintavételi helyek részleteit (VD1–TF) lásd az 1. táblázatban.

	VD1	VD2	BD	TF	Össz.
Fajszám	19	13	27	21	35
Egyedszám	324	191	464	1342	2321
Shannon-Wiener diverzitás	1,801	0,871	2,128	1,495	2,065
CCI	8,625	5,75	13,5	10,125	18,5
CCI'	0,45	0,44	0,50	0,48	0,53
Szubsztrát-preferencia					
Euritóp fajok	10,19	84,29	27,16	32,12	32,36
Alga	0,00	0,00	0,22	0,00	0,04
Mikro- és makrolitál	22,53	12,57	19,40	11,55	14,74
Makrofita	0,31	0,00	42,46	55,07	40,37
Makrofita és növényi törmelék	0,31	0,00	0,22	0,07	0,13
Makrofita és pelál	0,00	0,00	0,65	0,15	0,22
Makrofita és POM	12,35	2,09	4,74	0,07	2,89
POM	50,00	0,00	0,22	0,00	7,02
POM és növényi törmelék	3,09	0,52	1,72	0,00	0,82
Psammal és akál	0,31	0,00	3,23	0,89	1,21
Növényi törmelék	0,93	0,52	0,00	0,07	0,22
Áramlás-preferencia					
Limnobiont	20,99	84,29	63,36	74,07	65,36
Limnofil	54,32	0,00	0,43	0,07	7,71
Limno- és reofil	0,93	3,14	14,44	3,95	5,56
Reofil	1,23	1,05	8,41	14,75	10,47
Reobiont	21,60	10,99	13,36	7,08	10,69
Közömbös	0,93	0,52	0,00	0,07	0,22
Élőhelytípus-preferencia					
Euritóp fajok	54,32	0,00	0,43	0,07	7,71
Eupotamon	22,53	12,04	19,61	21,31	20,38
Eu- és parapotamon	2,16	3,14	4,96	1,34	2,33
Parapotamon	0,00	0,52	11,85	3,28	4,31
Paleopotamon	0,31	0,00	42,89	55,22	40,54
Paleo- és plesiopotamon	9,88	82,20	20,26	18,78	23,05
Paleop. és időszakos vízterek	2,47	0,00	0,00	0,00	0,34
Időszakos vízterek	8,33	2,09	0,00	0,00	1,34
Táplálkozási típusok					
Euritóp fajok	0,31	0,00	4,09	1,19	1,55
Gyűjtőgetők	0,31	0,00	0,22	0,07	0,13
Legelő és kaparók	1,23	1,57	4,53	4,40	3,75
Legelő, kaparók és aprítók	0,00	0,00	42,03	55,07	40,24
Passzív szűrők	4,32	5,24	1,72	0,60	1,72
Passzív szűrők és ragadozók	17,28	5,76	11,64	6,48	8,96
Ragadozók	7,41	83,77	31,03	22,28	27,01
Ragadozók, legelő és kaparók	8,33	2,09	0,00	0,00	1,34
Ragadozók és aprítók	59,88	0,52	3,45	0,07	9,13
Aprítók és gyűjtőgetők	0,93	1,05	1,08	9,84	6,12
Egyéb táplálkozási típusok	0,00	0,00	0,22	0,00	0,04

A VD1 mintavételi helyen az euritóp élőhelypreferenciával jellemezhető fajok (RF%=54,32) voltak dominánsak, amit az eupotamon élőhelytípushoz kötődő fajok (RF%=22,53) követtek. A VD2 hely fajegyüttesét paleo- és plesiopotamon élőhelytípusokhoz tartozó fajok jellemezték (RF%=82,20). A másik két helyen (BD és TF) élő fajegyüttes nagymértékben hasonlított egymáshoz: mindkét helyen a paleopotamon élőhelyet preferáló fajok voltak dominánsak, melyeket az eupotamon, valamint a paleo- és plesiopotamon típushoz kötődők követtek közel azonos relatív gyakorisággal (9. táblázat).

A különböző táplálkozási típusok gyakoriságai tekintetében hasonló mintázat volt megfigyelhető, mint az élőhelytípusok esetében. A BD és TF helyeken élő fajegyüttesek egymással nagymértékű hasonlóságot mutattak, a „legelő, kaparó és aprító”, illetve a „ragadozó” kategóriákhoz tartozó fajok nagy relatív gyakoriságával. Az ettől jelentősen eltérő VD2 helyen a ragadozó táplálkozási típusba tartozó fajok voltak igazán dominánsak (RF%=83,77). A VD1 hely is egyedi karakterű volt, ahol a „ragadozó és aprító” (RF%=59,88) típusú fajok voltak a leggyakoribbak, melyeket a „passzív szűrő és ragadozó” fajok (RF%=17,28) követtek (9. táblázat).

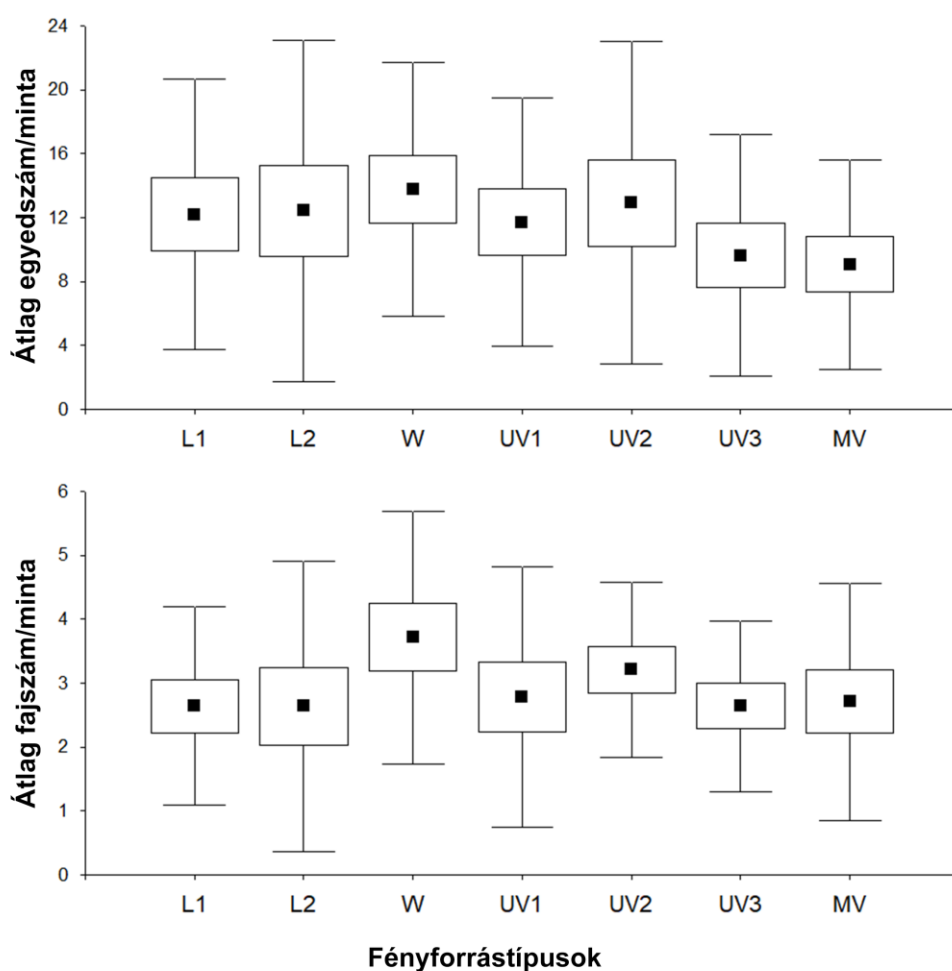
3.1.3. A tegzesegyüttesek gyűjtésének módszertani elemzése

A csapdák a tegzesek esetében mindkét ivart közel 1:1 arányban gyűjtötték, a hímek átlagos relatív gyakorisága 45,5% ($\pm 18,3$) volt (10. táblázat). Néhány tegzesfaj azonban eltérő ivararányban képviseltette magát a mintákban. Az *Ecnomus tenellus* és *Hydropsyche spp.* fajok 1:4 és 1:3 hím-nőstény ivararányban, míg az *Agrypnia varia* és *Lymnephilus flavicornis* fajok 3:1 és 3:2 hím-nőstény ivararányban fordultak elő. A többi faj ivararánya nem volt jelentősen eltolódva egyik ivar irányába sem (10. táblázat).

A fehér fényű kompakt fényforrás (W) szinte a vizsgálat során kimutatott összes fajt vonzotta (17/19, kivéve *Setodes punctatus* és *Oecetis furva*), az általa gyűjtött fajok száma pedig 9 és 17 között változott mintánként. A W fényforrás a gyűjtött fajok számának mintánkénti átlaga alapján számolt hatékonyságban azonban nem különbözött szignifikánsan a többitől (KW: $H(6;98)=4,8261$, $p=0,5663$). Fajsám tekintetében a legkevésbé hatékony fényforrásoknak az UV1 fénycső és a higanygőzlámpa bizonyultak (11. táblázat). A minták Shannon-Wiener és Hill diverzitás indexértékeinek átlaga alapján nem volt szignifikáns különbség a vizsgált

fényforrások között, de a higanygőzlámpához tartoztak a legnagyobb értékek, amit a W fényforrás követett, míg a LED és az UV fényforrások kapták a legkisebb értékeket (12. táblázat). A különböző fényforrástípusokkal felszerelt csapdák által gyűjtött minták diverzitásprofiljai nem értékelhetők, mivel azok metszik egymást.

A vizsgált fényforrások által vonzott egyedek száma csak kis mértékben különbözött (127–183), és a gyűjtött egyedek átlagos száma sem mutatott szignifikáns különbséget (KW: $H(6;98)=2,6317$, $p=0,8534$) (16. ábra, 11. táblázat).



16. ábra. A különböző fényforrástípusok által gyűjtött mintánkénti átlagos tegzesegyedszám (felül) és fajszám (alul).

10. táblázat. A gyűjtött tegzestaxonok listája, azok egyedszámával (N_{teljes}), relatív gyakoriságával (RF%), ivararányával (hím%; ahol $N_{teljes} > 10$), és előfordulásukkal (×) a különböző fényforrásokkal felszerelt csapdák mintáiban.

Fajok	N_{teljes}	RF%	hím%	W	MV	L1	L2	U1	U2	U3
Psychomyiidae	11	1,0								
Ecnomidae	48	4,2								
Phryganeidae	70	6,2								
Limnephilidae	351	30,9								
Leptoceridae	30	2,6								
Hydropsychidae	622	54,8								
Psychomyiidae										
<i>L. phaeopa</i>	4	0,4		×		×				×
<i>P. pusilla</i>	7	0,6		×			×			×
Ecnomidae										
<i>E. tenellus</i>	48	4,2	16,7	×	×	×	×	×	×	×
Phryganeidae										
				×	×	×	×	×	×	×
<i>A. varia</i>	22	1,9	72,7	×	×	×	×	×	×	×
<i>T. minor</i>	48	4,2	41,7	×		×	×	×	×	×
Limnephilidae										
<i>L. flavicornis</i>	25	2,2	60,0	×	×	×	×	×	×	
<i>G. nigropunctatus</i>	16	1,4	50,0	×		×		×	×	×
<i>G. pellucidus</i>	313	27,6	55,3	×	×	×	×	×	×	×
Leptoceridae										
<i>C. dissimilis</i>	9	0,8		×	×	×	×			×
<i>M. azureus</i>	2	0,2		×					×	
<i>O. furva</i>	1	0,1				×				
<i>O. notata</i>	14	1,2	42,9	×	×		×	×		×
<i>S. punctatus</i>	4	0,4			×			×		×
Hydropsychidae										
<i>C. lepida</i>	6	0,5		×		×			×	×
<i>H. bulgaromanorum</i>	11	1,0		×	×		×	×		×
<i>H. contubernalis</i>	42	3,7		×	×	×	×	×	×	×
<i>H. modesta</i>	99	8,7		×	×	×	×	×	×	×
<i>H. ornatula</i>	1	0,1		×						
<i>H. pellucidula</i>	1	0,1		×						
<i>Hydropsyche</i> spp. Nöstény	462	40,7								
<i>Hydropsyche</i> spp. Teljes	616	54,3	25,0							
Össz.	1135			17	10	12	11	9	11	12
Átlag±SD			45,5±18,3							

11. táblázat. A VDI mintavételi területről 2018-ban gyűjtött fajok (S) és egyedek (N) mintánkénti teljes és átlagos számai, és a karakter fajok fényforrásonkénti száma (S_{kar} ; kizárólag az adott fényforrástípussal felszerelt csapdában előforduló faj).

Fényforrások	S_{teljes}	N_{teljes}	$S_{\text{átlag}}(\pm SE)$	$N_{\text{átlag}}(\pm SE)$	S_{kar}
W	17	183	3,7 (0,5)	13,1 (2,0)	2
MV	10	127	2,7 (0,5)	9,1 (1,7)	0
L1	12	171	2,6 (0,4)	12,2 (2,3)	1
L2	11	174	2,6 (0,6)	12,4 (2,9)	0
UV1	9	164	2,8 (0,5)	11,7 (2,1)	0
UV2	11	181	3,2 (0,4)	12,9 (2,7)	0
UV3	12	135	2,6 (0,4)	9,6 (2,0)	0

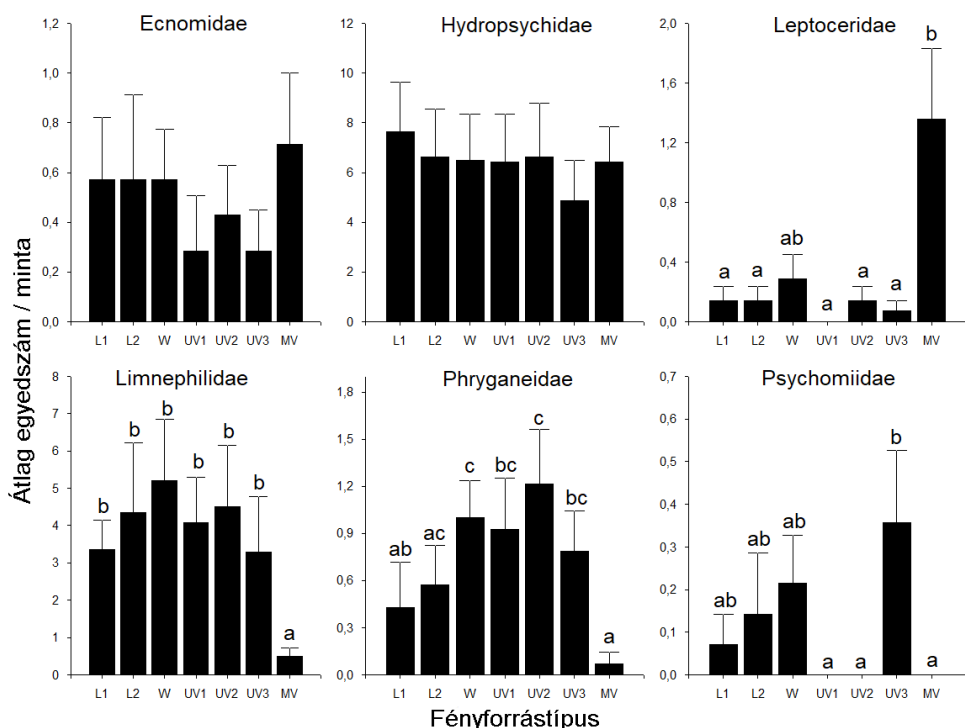
A vizsgálat során mindössze három faj mutatott kizárólagos fényforrás-preferenciát (11. táblázat). Két különösen ritka *Hydropsyche* fajt (*H. ornatula* és *H. pellucidula*) csak a W fényforrás, míg a szintén ritka *O. furva* fajt csak az L1 fényforrás vonzotta. Továbbá a *Mystacides azureus* faj egyedeit csak a W és UV1 fényforrások vonzották, míg a *S. punctatus* faj egyedeit csak higanygőzlámpával (MV) és UV2 fényforrással felszerelt csapdákkal sikerült gyűjteni. A többi faj legalább háromféle tesztelt fényforráshoz vonzódott.

12. táblázat. A VDI mintavételi területről 2018-ban gyűjtött minták átlagértékei ($\pm SE$) és Hill diverzitás értékei (H_{R0-2}), valamint azok teljes mintára számolt értékei fényforrásonként.

	Minták diverzitás értékeinek átlaga ($\pm SE$)				Teljes minta diverzitás értékei			
	SW	H_{R0}	H_{R1}	H_{R2}	SW	H_{R0}	H_{R1}	H_{R2}
L1	0,95(0,16)	3,57(0,59)	2,86(0,48)	2,48(0,42)	1,58	12	4,90	3,16
L2	0,72(0,18)	2,36(0,60)	2,15(0,55)	1,97(0,51)	1,58	11	4,85	3,01
W	0,72(0,14)	2,50(0,47)	2,10(0,39)	1,87(0,35)	1,88	17	6,57	3,40
UV1	0,66(0,19)	2,36(0,68)	2,03(0,59)	1,85(0,55)	1,76	9	5,82	4,18
UV2	0,72(0,15)	2,64(0,59)	2,18(0,46)	1,90(0,38)	1,68	11	5,40	3,57
UV3	0,86(0,14)	3,00(0,47)	2,42(0,38)	2,11(0,34)	1,71	12	5,55	3,26
MV	0,78(0,13)	2,57(0,39)	2,27(0,37)	2,16(0,36)	2,11	10	8,22	7,40

A gyűjtött egyedek száma alapján a különböző fényforrások szelektivitása a tegzeseknél család- és fajsinten egyaránt kimutatható volt. A higanygőzlámpa (MV) szignifikánsan több Leptoceridae családhoz tartozó egyedet vonzott, mint a többi fényforrás. Ez alól a W fényforrás volt kivétel, azonban a különbség a két fényforrás (MV és W) között is jelentős volt. Ezzel szemben a Limnephilidae, Phryganeidae és Psychomyiidae családok esetében a higanygőzlámpa szignifikánsan kevesebb egyedet vonzott, mint a többi fényforrás. A Limnephilidae család esetében a különbségek minden

összehasonlításban szignifikánsak voltak. A Phryganeidae család esetében a higanygőzlámpa szignifikánsan kevesebb egyedet vonzott, mint a W és UV fényforrások (UV1, UV2, UV3), míg ez a különbség nem volt szignifikáns az L1 és L2 lámpák esetében. A Psychomyiidae család legtöbb egyedét az UV3 fényforrás vonzotta, és az UV1, UV2 fényforrások és a higanygőzlámpa esetében szignifikáns volt a különbség. Az Ecnomidae és Hydropsychidae családok esetében nem volt jelentős különbség a vizsgált fényforrások szelektivitása között (17. ábra).



17. ábra. A különböző tegzescsaládok vonzódása a különböző fényforrásokhoz a gyűjtött egyedek (egyedek/minta) alapján. A kis betűk a fényforrások közötti szignifikáns különbségeket jelzik (Mann-Whitney U-test, $P < 0,05$).

A 19 gyűjtött faj közül tíz egyedszáma volt több, mint tíz. Ezek közül az átlagos gyűjtött egyedszámok alapján három fajt jelentősen eltérő mértékben vonzottak a különböző fényforrások. Az UV1 fényforrás vonzotta a legtöbb *Trichostegia minor* egyedet. Az UV1, UV2 és W fényforrással felszerelt csapdák a faj szignifikánsan több egyedét gyűjtötték be, mint a higanygőzlámpával működő csapda, amely mintáiban a faj egyetlen egyedét

sem találtam. A *Glyphotaelius pellucidus* faj egyedeit az összes vizsgált fényforrás vonzotta a higanygőzlámpa kivételével, amely szignifikánsan kevesebb egyedét vonzotta, mint a többi. Ezzel ellentétben, a higanygőzlámpa szignifikánsan több egyedét vonzotta az *Oecetis notata* fajnak, mint a többi fényforrás, melyek közül az L1, UV1 és UV3 fénycsövek egyáltalán nem vonzották annak egyedeit (13. táblázat). A másik hét faj esetében nem volt kimutatható jelentős specificitás.

13. táblázat. A több mint tíz egyedszámban gyűjtött tegzesfajok különböző fényforrásokhoz való vonzódása a gyűjtött egyedek száma alapján (egyedek/minta). A kisbetűk a fényforrások közötti szignifikáns különbségeket jelzik (Mann-Whitney U-test, $P < 0.05$).

	<i>H. bulbifera</i>	<i>H. contubernalis</i>	<i>H. modesta</i>	<i>E. tenellus</i>	<i>A. varia</i>
N _{teljes}	11	42	99	48	22
W	0,67±0,67	0,64±0,24	0,70±0,26	0,67±0,23	0,57±0,30
MV	1,33±0,33	0,82±0,30	0,70±0,26	0,83±0,32	0,14±0,14
L1	0,00±0,00	0,27±0,20	1,90±0,57	0,67±0,28	0,29±0,18
L2	0,67±0,67	0,64 ±0,31	1,50±0,54	0,67±0,40	0,14±0,14
UV1	0,33±0,33	0,82±0,38	1,90±0,84	0,33±0,26	0,71±0,36
UV2	0,00±0,00	0,36±0,20	2,10±0,99	0,50±0,23	0,57±0,30
UV3	0,67±0,67	0,27±0,20	1,10±0,41	0,33±0,19	0,71±0,36
	<i>T. minor</i>	<i>L. flavicornis</i>	<i>G. nigropunctatus</i>	<i>G. pellucidus</i>	<i>O. notata</i>
N _{teljes}	48	25	16	313	14
W	0,77±0,20 b	0,58±0,36	0,50±0,29	4,57±1,55 b	0,17±0,17 b
MV	0,00±0,00 a	0,08±0,08	0,00±0,00	0,43±0,20 a	1,83±0,70 a
L1	0,31±0,24 ab	0,17±0,11	0,25±0,25	3,14±0,74 b	0,00±0,00 b
L2	0,54±0,24 ab	0,33±0,19	0,00±0,00	4,07±1,81 b	0,17±0,17 b
UV1	0,62±0,21 b	0,58±0,23	1,20±0,58	3,14±1,04 b	0,00±0,00 b
UV2	1,00±0,34 b	0,33±0,19	1,25±0,63	3,86±1,57 b	0,17±0,17 b
UV3	0,46±0,18 ab	0,00±0,00	0,50±0,29	3,14±1,44 b	0,00±0,00 b

3.2. Csípőszúnyog-együttesek

3.2.1. Faunisztikai eredmények

A vizsgálat során a Beregi-sík ukrainai részének 22 mintavételi helyéről 19 csípőszúnyogfaj 2084 példányát sikerült begyűjtenem (14. táblázat). Ezek közül a legtöbb gyakori, közönséges és humán zaklatásban aktívan részt vevő faj volt. Mellettük azonban a régióban ritkának számító fajok is képviseltették magukat a területen. A gyűjtött fajok között négy olyan is előfordult, mely nem szerepelt eddig Kárpátalja faunájában (*Anopheles hyrcanus*, *Aedes cataphylla*, *Ae. nigrinus*, *Uranotaenia unguiculata*).

A vizsgált terület fajösszetétele nagymértékben hasonlónak bizonyult a Beregi-sík magyarországi részén találhatóhoz. A magyarországi részről eddig

21 faj előfordulását közölték. Közülük öt faj jelenlétét nem sikerült kimutatnom a vizsgált területről, azonban a Beregi-síkra nézve három új faj (*Ae. nigrinus*, *Coquillettidia richardii*, *Ur. unguiculata*) előfordulását igen (Szabó 2007a, 2007b, Szabó és mtsai. 2011).

14. táblázat. A Beregi-sík ukrainai részéről fénycsapdás és rovarszippantós mintavételi módszerekkel gyűjtött csípőszúnyogfajok (1=jelenlét, 0=hiány) és azok relatív gyakoriság értékei.

Fajok	Fény- csapda	Rovar- szippantó	Össz.
<i>Anopheles (Anopheles) atroparvus</i> van Thiel, 1927	1(0,445)	0	1
<i>Anopheles (Anopheles) claviger</i> (Meigen, 1804)	1(0,111)	0	1
<i>Anopheles (Anopheles) hyrcanus</i> (Pallas, 1771)	1(0,445)	0	1
<i>Anopheles (Anopheles) maculipennis</i> Meigen, 1818	1(16,352)	1(0,502)	1
<i>Anopheles (Anopheles) messeae</i> Falleroni, 1926	1(0,111)	0	1
<i>Aedes (Aedes) cinereus</i> Meigen, 1818	1(14,683)	1(8,452)	1
<i>Aedes (Aedes) rossicus</i> Dolbeskin, Goritzkaja & Mitrofanova, 1930	1(0,222)	1(12,971)	1
<i>Aedes (Aedimorphus) vexans</i> (Meigen, 1830)	1(41,268)	1(15,649)	1
<i>Aedes (Ochlerotatus) annulipes</i> (Meigen, 1830)	1(2,892)	1(1,172)	1
<i>Aedes (Ochlerotatus) cantans</i> (Meigen, 1818)	1(0,445)	1(2,678)	1
<i>Aedes (Ochlerotatus) caspius</i> (Pallas, 1771)	1(0,334)	1(0,084)	1
<i>Aedes (Ochlerotatus) cataphylla</i> (Dyar, 1916)	1(0,111)	1(0,921)	1
<i>Aedes (Ochlerotatus) excrucians</i> (Walker, 1856)	1(0,111)	0	1
<i>Aedes (Ochlerotatus) nigrinus</i> (Eckstein, 1918)	1(0,445)	1(0,837)	1
<i>Aedes (Ochlerotatus) sticticus</i> (Meigen, 1838)	1(7,564)	1(55,230)	1
<i>Coquillettidia (Coquillettidia) richardii</i> (Ficalbi, 1889)	1(1,446)	1(0,418)	1
<i>Culex (Barraudius) modestus</i> Ficalbi, 1890	1(11,346)	0	1
<i>Culex (Culex) pipiens</i> Linnaeus, 1758	1(1,446)	0	1
<i>Uranotaenia (Pseudoficalbia) unguiculata</i> Edwards, 1913	1(0,222)	0	1

3.2.2. A különböző módszerrel végzett gyűjtésekkel kapott fajgyűjtesek

A lámpázással és fénycsapdával végzett vizsgálatok során négy év alatt összesen 19 csípőszúnyogfaj 889 egyedét gyűjtöttem a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum egyetlen mintavételi helyéről (1. táblázat: VD1). A minták domináns faja az *Aedes vexans* volt (RF=41,3%), melyet relatív gyakoriságban a szubdomináns *Anopheles maculipennis* (16,4%), *Ae. cinereus* (14,7%), *Culex pipiens* (11,3%) és *Ae. sticticus* (7,6%) fajok követték (14. táblázat).

A rovarszippantóval végzett felmérés során négy nemzetségbe tartozó 12 faj 1195 egyedét sikerült begyűjtenem a Beregi-sík ukrán részének 21 mintavételi helyéről (14. táblázat). A gyűjtött egyedek több mint 92%-át négy faj tette ki (*Ae. sticticus*, *Ae. vexans*, *Ae. rossicus*, *Ae. cinereus*). Közülük is kiemelkedett az *Ae. sticticus* az 55%-os relatív gyakoriságával.

3.2.3. A mintavételi helyek fajegyüttesei

A különböző mintavételi helyek csípőszúnyog-fajegyüttesének összehasonlítására a rovarszippantós mintavételi módszerrel végzett felmérés adatait használtam, mivel azokat standardizáltan gyűjtöttem be (15. táblázat). Ez alapján a leggyakoribb fajok közül az *Aedes vexans* 20, az *Ae. cinereus* 18, míg az *Ae. cantans* és az *Ae. rossicus* fajok egyaránt 14-14 mintavételi helyen fordultak elő a 21-ből. Ezzel szemben a területen legkevésbé elterjedt faj az *Ae. caspius* volt, melyet csak egyetlen mintavételi helyen tudtam megfigyelni. Az *Anopheles maculipennis* és *Coquillettidia richiardii* fajokat két, illetve három helyről gyűjtöttem be. A Beregi-síkon ritka fajként jellemezhető *Ae. nigrinus* összesen hét mintavételi helyen volt jelen.

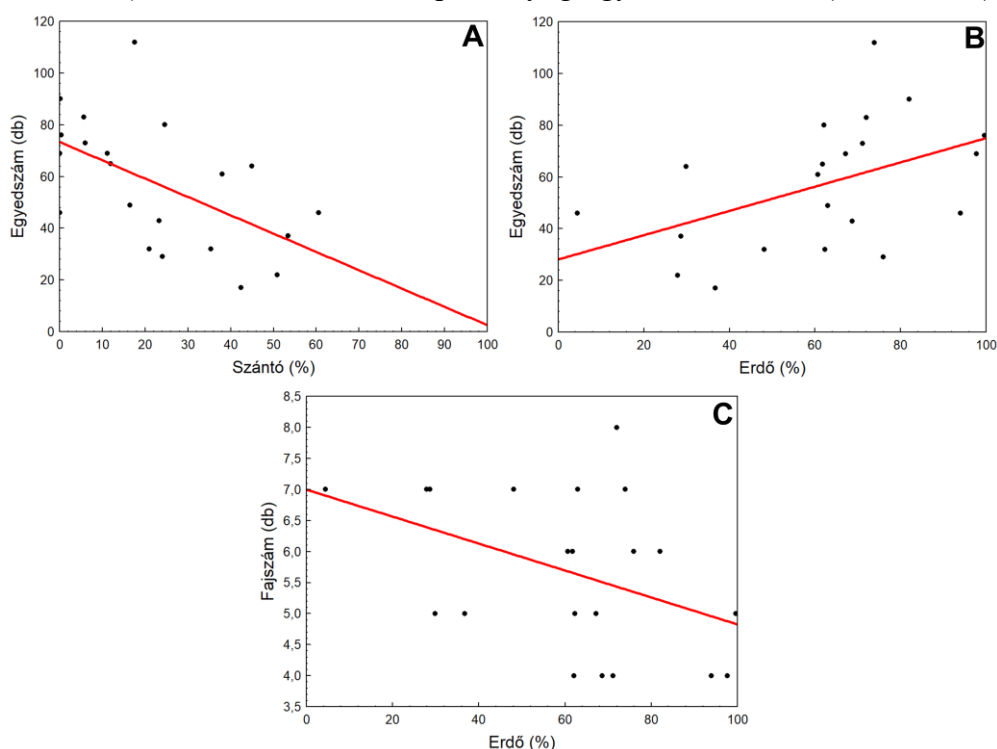
A fajokban leggazdagabb helyen (TA2) nyolc fajt mutattam ki, további öt helyen hét faj fordult elő (VD3, VD7, TU, SH, BE), míg a fajokban legszegényebb helyekről (VD1, SH, VD4, NK, HU1, HU4) mindössze négy-négy fajt gyűjtöttem. A legnagyobb egyedszám a VD3 mintavételi helyhez (N=112), míg a legkisebb a HU5 helyhez (N=17) tartozott.

15. táblázat. A mintavételi helyek csípőszúnyog-fajlistája, a gyűjtött fajok egyedszámával és relatív gyakoriságával (RF%).

Mintavételi helyek	<i>An. maculipennis</i>	<i>Ae. cinereus</i>	<i>Ae. rossicus</i>	<i>Ae. vexans</i>	<i>Ae. annulipes</i>	<i>Ae. cantans</i>	<i>Ae. caspius</i>	<i>Ae. cataphylla</i>	<i>Ae. nigrinus</i>	<i>Ae. sticticus</i>	<i>Cq. richiardii</i>	<i>Cx. modestus</i>	Össz.
VD1		1 1,4		3 4,1					2 2,7	67 91,8			73 100
VD2			7 10,1	4 5,8	2 2,9	1 1,4				55 79,7			69 100
VD3		18 16,1	32 28,6	23 20,5	1 0,9	3 2,7				34 30,4		1 0,9	112 100
VD4		3 6,5	5 10,9	7 15,2						31 67,4			46 100
VD5		15 19,7	44 57,9	4 5,3						8 10,5		5 6,6	76 100
VD6		13 21,3	21 34,4	15 24,6		2 3,3				8 13,1		2 3,3	61 100
VD7		1 2,2	1 2,2	10 21,7	2 4,3	1 2,2				29 63,0	2 4,3		46 100
TA1		5 6,0	4 4,8	28 33,7	1 1,2	2 2,4		6 7,2	1 1,2	36 43,4			83 100
TA2		12 13,3	30 33,3	27 30,0	1 1,1	1 1,1				19 21,1			90 100
TU		2 9,1		9 40,9	1 4,5	1 4,5	1 4,5			5 22,7		3 13,6	22 100
BD				7 10,9		2 3,1				53 82,8	1 1,6	1 1,6	64 100
YA		1 3,1		14 43,8	1 3,1	1 3,1		1 3,1	1 3,1	13 40,6			32 100
ZH	1 3,1		4 12,5	2 6,3					2 6,3	23 71,9			32 100
NK		1 1,3			2 2,5	5 6,3				72 90			80 100
SH		2 4,1	1 2,0	2 4,1	3 6,1	3 6,1			2 4,1	36 73,5			49 100
HU1		8 11,6		2 2,9		2 2,9				57 82,6			69 100
HU2	5 17,2	2 6,9	3 10,3	6 20,7				3 10,3		10 34,5			29 100
HU3		8 12,3	1 1,5	2 3,1		7 10,8			1 1,5	46 70,8			65 100
HU4		5 11,6		6 14,0				1 2,3		31 72,1			43 100
HU5		1 5,9	1 5,9	6 35,3		1 5,9				8 47,1			17 100
BE		3 8,1	1 2,7	10 27,0					1 2,7	19 51,4	2 5,4	1 2,7	37 100
Össz	6 0,5	101 8,5	155 13,0	187 15,6	14 1,2	32 2,7	1 0,1	11 0,9	10 0,8	660 55,2	5 0,4	13 1,1	1195 100

3.2.4. Az élőhelyi adottságok hatása a csípőszúnyog-faunára

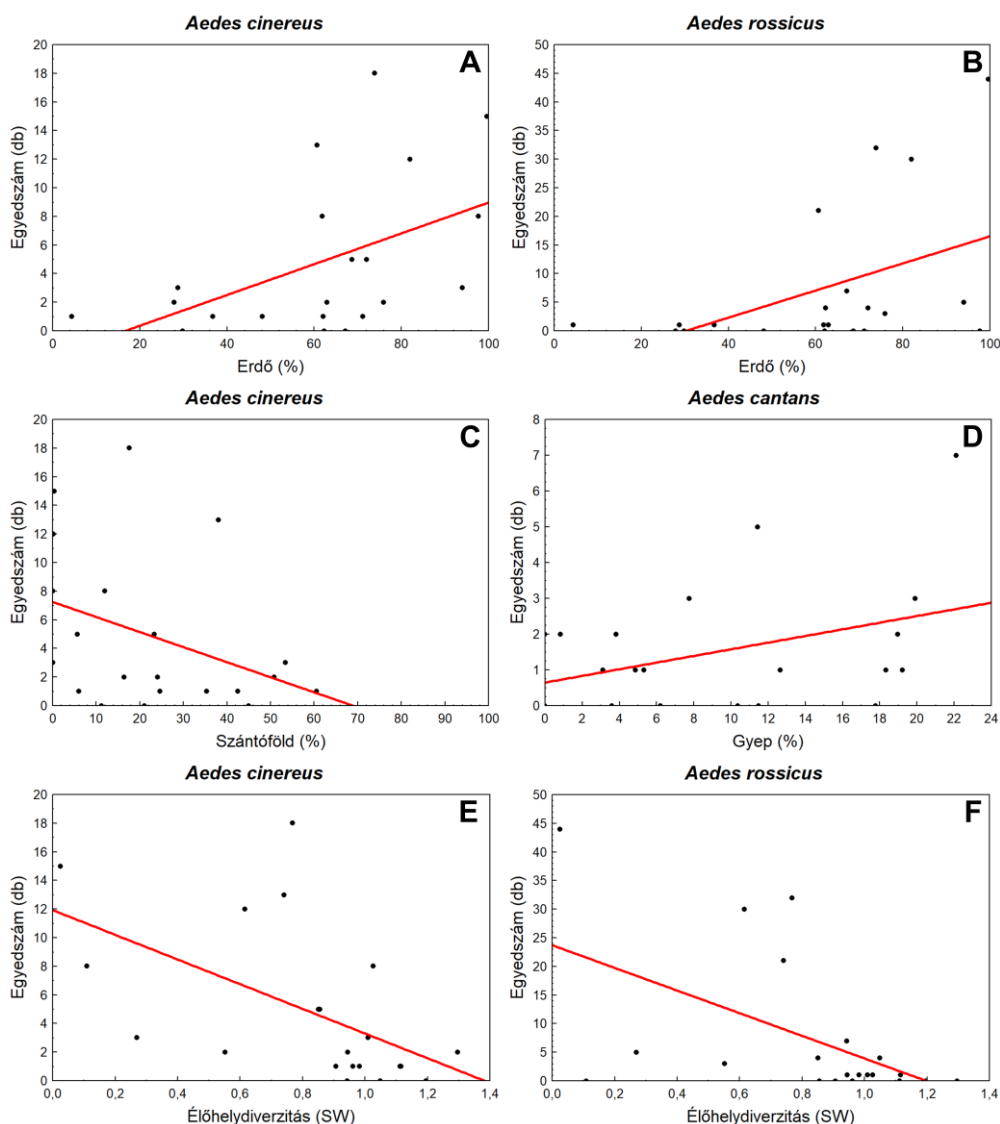
A korrelációanalízis alapján a vízfolyásoktól való távolság nem befolyásolta a csípőszúnyog-fajegyüttesek fajgazdagságát és abundanciáját. A mintavételi helyek élőhelytípuszáma és élőhelydiverzitása sem hatott szignifikánsan a csípőszúnyog-fajegyüttesre. A vizsgált élőhelytípusok közül is csak néhány típus hatását sikerült igazolni. Az erdei élőhely és a csípőszúnyog-egyedszám között szignifikánsan pozitív ($p=0,0316$; $r=0,4698$), míg az erdei élőhely és a csípőszúnyogfajszám között marginálisan szignifikáns negatív korrelációt tapasztaltam ($p=0,0589$; $r=-0,4186$) (18. ábra: A, B). Továbbá, szignifikánsan negatív korrelációt találtam ($p=0,0094$; $r=-0,5523$) a szántóföldek és a csípőszúnyog-egyedszám között (18. ábra: C).



18. ábra. A mintavételi helyek 500 méteres körzetében található különböző élőhelytípusok (A=szántó, B, C=erdő) borítottságának hatása a csípőszúnyogok egyedszámára (A, B) és fajszámára (C).

A vizsgált fajok közül a nagyobb élőhelydiverzitás szignifikánsan negatív hatást gyakorolt az *Aedes cinereus* ($p=0,00112$; $r=-0,5416$) és *Ae. rossicus* ($p=0,0141$; $r=-0,5270$) fajok egyedszámára (19. ábra: E, F). Ezzel ellentétben az erdő élőhelytípus és az említett fajok egyedszáma között

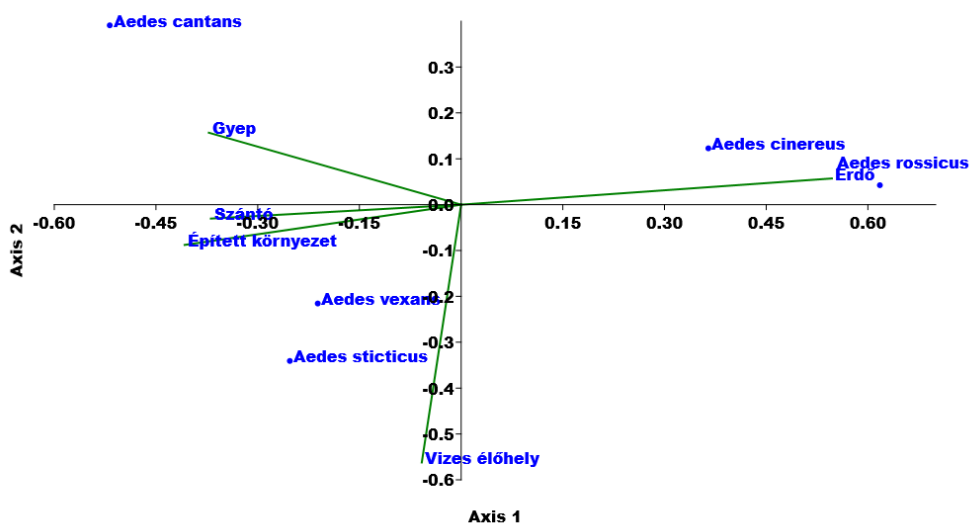
szignifikánsan pozitív korreláció jelentkezett (*Ae. cinereus*: $p=0,0246$; $r=0,4887$; *Ae. rossicus*: $p=0,0377$; $r=0,4562$) (19. ábra: A, B, 20. ábra).



19. ábra. A mintavételi helyek 500 méteres körzetében található különböző élőhelytípusok borítottságának (A–D) hatása, illetve a körzet élőhely-diverzitásának (SW=Shannon-Wiener; E–F) hatása a különböző csípőszúnyogfajok (*Aedes cantans*, *Ae. cinereus*, *Ae. rossicus*) egyedszámára.

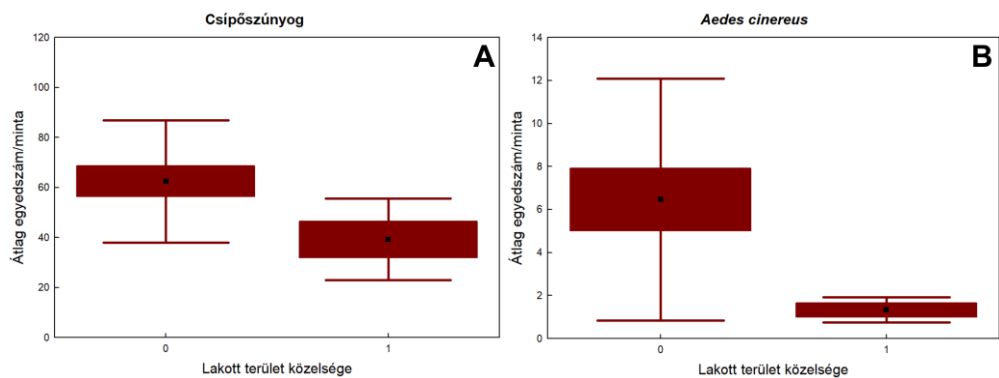
A többi élőhelytípus közül a gyep reprezentáltsága gyakorolt marginálisan szignifikáns pozitív hatást az *Ae. cantans* egyedszámára

($p=0,0843$; $r=-0,3722$), míg a szántóföld által való borítottság mértéke az *Ae. cinereus* egyedszámára hatott negatívan (marginális szignifikancia, $p=0,0966$, $r=-0,3722$) (19. ábra: C, D, 20. ábra).



20. ábra. A mintavételi helyeken gyakori csípőszúnyogfajok ($N>30$) relatív gyakoriságai (RF%) és a mintavételi helyek 500 méteres körzetében található élőhelytípusok (erdő, gyep, szántóföld, épített környezet) százalékos borítottságai alapján készült kanonikus korrelációs elemzés (CCA) eredménye.

A mintavételi helyek vízfolyásoktól, ezek közül kizárólag a folyóktól, továbbá a lakott területektől való távolsága tekintetében egyedül a lakott területek közelségének volt marginális negatív hatása ($p=0,0521$) a csípőszúnyogok abundanciájára (21. ábra: A, 3. táblázat). Fajok közül az *Ae. cinereus*, *Ae. rossicus* és *Ae. sticticus* fajok egyedszáma is kisebb volt a lakott területekhez közeli (≤ 100 m távolság) helyeken, de ez a különbség csak az *Ae. cinereus* esetében volt szignifikáns ($p=0,0472$) (21. ábra: B, 16. táblázat).



21. ábra: A 100 méteren belüli lakott terület hatása a csipőszűnyog-abundanciára (A) és az *Aedes cinereus* faj egyedszámára (B).

16. táblázat. A gyűjtött fajok által potenciálisan terjesztett betegségek, azok közegészségügyi jelentőségeivel („+”-al jelölve) (Kenyeres és Tóth 2008, Kenyeres 2022). A vízfolyásoktól, ezek közül kizárólag folyóktól, továbbá a lakott területektől való távolságuk alapján csoportosított mintavételi helyek fajainak és egyedeinek átlagos száma ($\pm$ SE), valamint a leggyakoribb fajok átlagos gyakorisága ezekben az élőhelycsoportokban. A kis betűk a szignifikáns különbségeket jelzik (Mann-Whitney U-test, $P < 0,05$), míg „*” jel a $p < 0,1$ szinten szignifikáns különbségeket jelzi.

	S ($\pm$ SE)	N ($\pm$ SE)	An. maculipennis	Ae. cinereus	Ae. rossicus	Ae. vexans	Ae. annulipes	Ae. cantans	Ae. caspius	Ae. cataphylla	Ae. nigrinus	Ae. sticticus	Cq. richiardii	Cx. modestus
Vektor tulajdonság														
Malária			+											
Tularaemia			+	+		+			+				+	+
Filariázis			+			+			+					+
Myxomat.			+				+	+	+					+
NYNL			+	+		+	+	+	+				+	+
Batai v			+										+	
Tahyna v			+	+		+	+	+	+			+	+	+
Inkoo v												+		
Sindbis v														+
Lednice v														+
Betegség-szám			7	3	0	4	3	3	5	0	0	2	4	7
Közeg. kockázat			+	+++		+++	+	+	+			++	+	++
			+											+
Vízfolyástól való távolság														
≤500 m	5,9 $\pm 0,39$	55,3 $\pm 7,81$		4,1 $\pm 1,46$	6,6 $\pm 3,1$	10,5 $\pm 2,57$		1,0 $\pm 0,3$				30,2 $\pm 4,7$		
>500 m	5,4 $\pm 0,4$	59,5 $\pm 6,7$		6,0 $\pm 2,1$	8,6 $\pm 5,7$	6,3 $\pm 1,9$		2,4 $\pm 0,9$				33,4 $\pm 9,3$		
Folyótól való távolság														
≤500 m	6,0 $\pm 0,9$	61,8 $\pm 13,6$		2,0 $\pm 1,1$	2,8 $\pm 1,7$	11,0 $\pm 5,8$		1,0 $\pm 0,4$				40,8 $\pm 13,5$		
>500 m	5,6 $\pm 0,3$	55,8 $\pm 5,9$		5,5 $\pm 1,4$	8,5 $\pm 3,4$	8,4 $\pm 1,8$		1,7 $\pm 0,5$				29,2 $\pm 4,6$		
Lakott területtől való távolság														
≤100 m	5,5 $\pm 0,3$	39,2 $\pm 7,3^*$		0,8 $\pm 0,3a$	1,0 $\pm 0,8$	8,40 $\pm 1,9$		1,0 $\pm 0,3$				24,6 $\pm 8,2$		
>100 m	6,2 $\pm 0,5$	62,4 $\pm 6,12$		6,1 $\pm 1,4b$	9,4 $\pm 3,5$	9,1 $\pm 2,3$		1,7 $\pm 0,5$				33,6 $\pm 5,3$		

3.3. Szitakötő-együttesek

3.3.1. Faunisztikai eredmények

A három vízfolyás 14 mintavételi helyén 2019-ben és 2021-ben összesen 27 szitakötőfaj 1277 egyedét figyeltem meg és/vagy gyűjtöttem be (17. táblázat). A Kállai-főfolyás volt fajokban a leggazdagabb vízfolyás 25 fajjal, amit az Ölyvös követett (S=20), a fajokban legszegényebbnek pedig a Konyári-Kálló (S=17) bizonyult. A legnagyobb egyedszámban a *Coenagrion puella* (N=364), *Ischnura elegans* (N=153), *Sympetrum sanguineum* (N=125), *Calopteryx splendens* (N=74) fajok fordultak elő a mintavételi helyeken. A *C. puella* faj a gyűjtött egyedek 28,5%-át tette ki.

A hazánkban sérülékeny fajként nyilvántartott *Somatochlora flavomaculata* (Jakab 2013, Ambrus és mtsai. 2018) a vizsgált vízfolyások közül csak az egyikben fordult elő (Kf), míg a fenyegetett *Orthetrum brunneum* faj kettőben (Kf, Ö). Továbbá, a Magyarországon védett státuszú *Anaiaeschna isocles* és *Libellula fulva* fajok jelenlétét is sikerült igazolni (Jakab 2013, Ambrus és mtsai. 2018).

17. táblázat. A három vizsgált alföldi kisvízfolyás szitakötő-fajainak listája. (Kf=Kállai-főfolyás, KK=Konyári-Kálló, Ö=Ölyvös). *=védett és sérülékeny fajok Magyarországon (Jakab 2013, Ambrus és mtsai. 2018). Össz.=azoknak a vízfolyásoknak a száma, amennyiben az adott faj előfordult (1–3). A korábbi és az általunk gyűjtött minták részleteit lásd az 5. táblázatban.

Fajok	Korábbi előfordulás				Jelenlegi előfordulás			
	Kf	KK	Ö	Össz.	Kf	KK	Ö	Össz.
<i>Chalcolestes parvidens</i> (Artobolevskij, 1929)	0	1	0	1	0	0	1	2
<i>Lestes barbarus</i> (Fabricius, 1798)	1	1	1	3	1	1	1	3
<i>Lestes sponsa</i> (Hansemann, 1823)	0	1	1	2	0	0	0	0
<i>Lestes virens</i> (Charpentier, 1825)	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Sympecma fusca</i> (Vander Linden, 1820)	0	1	1	2	1	1	1	3
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1782)	1	1	1	3	1	1	1	3
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	1	1	1	3	1	1	1	3
<i>Coenagrion ornatum</i> (Selys, 1850)*	1	1	0	2	0	0	0	0
<i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	3	1	1	1	3
<i>Coenagrion pulchellum</i> (Vander Linden, 1825)	1	1	1	3	1	1	1	3
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Erythromma najas</i> (Hansemann, 1823)	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840)	1	1	1	3	1	1	1	3
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	1	1	1	3	1	1	1	3
<i>Ischnura pumilio</i> (Charpentier, 1825)	0	1	1	2	1	1	1	3
<i>Aeshna affinis</i> Vander Linden, 1820	0	1	1	2	1	1	1	3
<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805	0	1	1	2	1	0	0	1
<i>Anaciaeschna isoceles</i> (Muller, 1767)*	0	1	1	2	1	1	0	2
<i>Anax imperator</i> Leach, 1815	1	1	1	3	1	0	1	2
<i>Brachytron pratense</i> (Muller, 1764)	0	1	1	2	1	0	1	2
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linnaeus, 1758)*	1	1	0	2	0	0	0	0
<i>Somatochlora flavomaculata</i> (Vander Linden, 1825)*	1	0	1	2	1	0	0	1
<i>Somatochlora meridionalis</i> Nielsen, 1935	0	1	1	2	0	1	0	1
<i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825)*	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Crocothemis erythraea</i> (Brullé, 1832)	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Libellula depressa</i> Linnaeus, 1758	1	1	1	3	1	1	1	3
<i>Libellula fulva</i> Muller, 1764*	0	1	1	2	1	1	1	3
<i>Libellula quadrimaculata</i> Linnaeus, 1758	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Orthetrum albistylum</i> (Selys, 1848)	1	1	0	2	1	1	1	3
<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonscolombe, 1837)*	0	1	0	1	1	0	1	2
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1	2	0	0	0	0
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius, 1798)	1	1	1	3	1	0	0	1
<i>Sympetrum depressiusculum</i> (Selys, 1841)*	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Sympetrum flaveolum</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	2	0	0	0	0
<i>Sympetrum meridionale</i> (Selys, 1841)	1	1	1	3	1	1	1	3
<i>Sympetrum pedemontanum</i> (Allioni, 1766)*	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Muller, 1764)	1	1	1	3	1	1	1	3
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	1	1	1	3	1	0	1	2
<i>Sympetrum vulgatum</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	3	0	0	0	0
Összefajszám	20	34	27	38	25	17	20	27

3.3.2. Az imágó- és a lárvaelmérésekkel kapott fajegyüttesek

A mintavételi helyeken előforduló szitakötők túlnyomó többsége imágó állapotú volt. 2021-ben összesen csak 13 faj 59 egyedét sikerült begyűjteni lárvaállapotban és/vagy exuviumként (18. táblázat). Hat faj (*Calopteryx splendens*, *Coenagrion pulchellum*, *Ischnura pumilio*, *Sympetrum meridionale*, *S. sanguineum*, *S. striolatum*) lárvája csak állandó vízborítású szakaszokon fordult elő. Ezzel ellentétben az *Anax imperator* és a *Sympetrum* fajok kivételével a legtöbb Anisoptera faj lárvális állapota kizárólag időszakos vízborítottságú víztestekben volt megtalálható. A *Somatochlora meridionalis* faj esetében egyedül az exuviumát sikerült megfigyelni az adott évben.

18. táblázat. A 2021-ben időszakos és állandó vízborítású mintavételi helyeken lárvaként és exuviumként gyűjtött fajok száma, gyakorisági adattal. L=lárva, E=exuvium.

Fajok	Időszakos	Állandó	Forma
<i>Calopteryx splendens</i>	0	1	L
<i>Coenagrion puella</i>	10	8	L
<i>Coenagrion pulchellum</i>	0	1	L
<i>Ischnura elegans</i>	5	10	L
<i>Ischnura pumilio</i>	0	3	L
<i>Anax imperator</i>	3	2	L
<i>Somatochlora meridionalis</i>	1	0	E
<i>Libellula depressa</i>	6	0	L
<i>Orthetrum albistylus</i>	1	0	L
<i>Orthetrum coerulescens</i>	1	0	L
<i>Sympetrum meridionale</i>	0	1	L
<i>Sympetrum sanguineum</i>	0	1	L
<i>Sympetrum striolatum</i>	0	5	L
Összfajszám	7	9	
Összegyedszám	27	32	

3.3.3. A mintavételi helyek fajegyüttesei

A vizsgált mintavételi helyek jelenlegi szitakötő-fajegyütteseinek összehasonlítását a 2021-ben gyűjtött adatok alapján (27 faj 811 egyede) végeztem (19. táblázat).

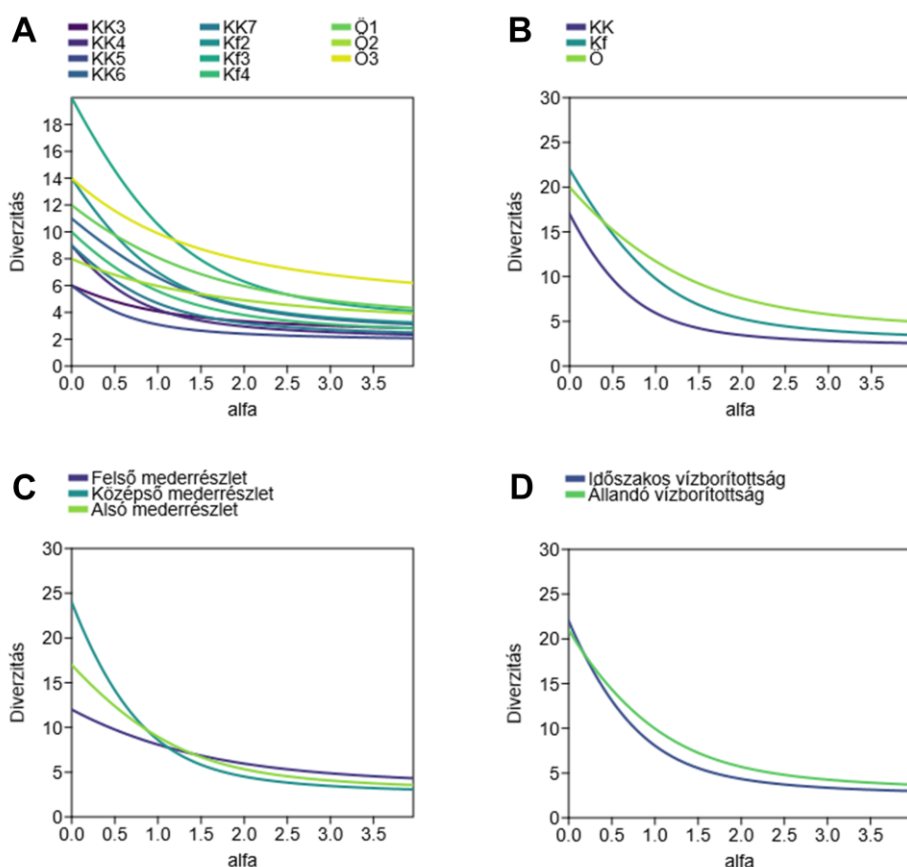
A fajokban leggazdagabb mintavételi helynek a Kf3 (20) bizonyult, melyet a Kf2, Ö3 (S=14) és Ö1 (S=12) helyek követtek, míg a legtöbb egyed a Kf3 (N=124), KK4 (N=97), Ö3 (N=89) és KK6 (N=87) helyeken fordult elő. A 14 mintavételi hely közül három (KK1, KK2, Kf1) teljesen kiszáradt, így ezeken a helyeken egyáltalán nem voltak jelen szitakötők.

19. táblázat. A 2021-ben vizsgált mintavételi helyeken előforduló szitakötő-fajegyüttesek fajszáma (S), egyedszáma (N), Odonata Conservation Index értéke (OCI), súlyozott Odonata Conservation Index értéke (OCI'), Shannon-Wiener- (SW) és Simpson diverzitás értéke, figyelembe véve a mintavételi helyek teljes vízfolyáson belüli helyzetét (felső, középső, alsó mederrészlet) és vízborítottságának állandóságát (kiszáradt, időszakos, állandó).

Helyek	S	N	OCI	OCI'	Simpson	SW
KK1	0	0	0	0	0	0
KK2	0	0	0	0	0	0
KK3	6	45	2,08	0,35	0,72	1,46
KK4	9	97	3,50	0,39	0,67	1,48
KK5	6	51	2,50	0,42	0,60	1,18
KK6	11	87	4,08	0,37	0,78	1,95
KK7	9	44	3,33	0,37	0,71	1,63
Kf1	0	0	0	0	0	0
Kf2	14	78	6,17	0,44	0,79	2,03
Kf3	20	124	8,67	0,43	0,85	2,43
Kf4	10	63	4,08	0,41	0,75	1,79
Ö1	12	70	5,17	0,43	0,84	2,17
Ö2	8	63	3,17	0,40	0,81	1,84
Ö3	14	89	5,50	0,39	0,88	2,36
Kf	22	265	9,92	0,45	0,81	2,32
KK	17	324	6,92	0,41	0,71	1,80
Ö	20	222	8,58	0,43	0,87	2,50
Felső mr.	12	70	5,17	0,43	0,84	2,17
Középső mr.	24	458	10,92	0,45	0,78	2,18
Alsó mr.	17	283	7,00	0,41	0,82	2,22
Kiszáradt	0	0	0	0	0	0
Időszakos	22	404	10,00	0,45	0,77	2,11
Állandó	21	407	9,25	0,44	0,83	2,32

A mintavételi helyeket különböző indexekkel jellemeztem (Shannon-Wiener, Simpson, Rényi-féle diverzitásrendezés, OCI, OCI'). A ritka fajokra

érzékeny Shannon-Wiener index legnagyobb értékeit a Kf3, Ö3, Ö1 és Kf2 mintavételi helyek adták. Ezzel szemben a domináns fajok abundanciájára érzékeny Simpson diverzitási index az Ö3, Kf3, Ö1 és Ö2 helyekhez társította a legnagyobb értékeket. Mindkét index azt mutatta, hogy a fajgazdag helyekre jellemzők a legértékesebb és legdiverzebb fajgyűttesek az Ö2 hely kivételével, ahol mindössze 8 faj fordult elő. A különböző helyeken élő fajgyűttesek diverzitásprofiljai nem értékelhetők, mivel azok metszik egymást (22. ábra). Az Odonata Conservation Index értékei leginkább a Shannon-Wiener diverzitási index rangsorolását támasztották alá, kiemelve a Kf3, Kf2, Ö3 és Ö1 helyek fajgyűtéseit.



22. ábra. A vizsgált mintavételi helyeken (A), kisvízfolyásokon (B), mederrészleteken (C), vízborítottság-állandóságú vízfolyásszakaszokon (D) gyűjtött szitakötő-együttesek diverzitásprofiljai Rényi-féle diverzitásrendezés módszere alapján.

Mivel ezek az indexek erősen függenek egy adott élőhely fajgazdagságától, ennek a torzításnak a mérséklésére kiszámoltam a mintavételi helyek súlyozott Odonata Conservation Index (OCI') értékeit is. Az OCI' szerint a KK5 hely viszonylag kis faj- és egyedszáma ellenére, a Kf2, Kf3 és Ö1 helyek mellett, az egyik legdiverzebb és legértékesebb mintavételi helynek bizonyult.

Összehasonlítva a vízfolyásokat, a Kállai-főfolyás volt fajokban a leggazdagabb (S=22), a Konyári-Kálló pedig legszegényebb. A legkevésbé diverz vízfolyásnak szintén a Konyári-Kálló bizonyult, míg a másik két vízfolyás (Kállai-főfolyás és Ölyvös) diverzitásértékei között nem volt jelentős különbség (22. ábra). A Kállai-főfolyásban volt található a differenciális fajok (az összehasonlított fajegyüttesek csak egyikében szereplő fajok) többsége (*Erythromma najas*, *Aeshna mixta*, *Somatochlora flavomaculata*, *Crocothemis erythraea*, *Orthetrum coerulescens*); az Ölyvös (*Chalcolestes parvidens*, *Brachytron pratense*) és Konyári-Kálló (*S. meridionalis*) vízfolyásokra csupán néhány differenciális faj volt jellemző.

A vízfolyások felső mederrészletein található mintavételi helyek az Ö1 hely kivételével teljesen kiszáradtak. A mederrészletek összehasonlításában a felsőt egyedül az Ö1 hely fajegyüttese képviselte. A különböző mederrészletek együtteseinek Simpson és Shannon-Wiener diverzitásértékei között nem volt szignifikáns különbség, diverzitásprofiljaik pedig metszették egymást (22. ábra). Bár az OCI értékek kiemelkedő különbségeket mutattak a mederrészletek között – a középső részletek nagy diverzitását jelezve –, az OCI' értékek ezt nem támasztották alá. A nagyfokú lokális ritkasággal jellemezhető fajok többsége (*A. mixta*, *S. flavomaculata*, *Sympetrum meridionale*, *C. erythraea*, *O. coerulescens*) a vízfolyások középső mederrészleteit részesítette előnyben, de a *B. pratense* erősen kötődött a felsőhöz, az *Anaciaeschna isocles* pedig csak az alsóhoz tartozó mintavételi helyeken fordult elő.

Az időszakos és állandó vízborítással jellemezhető mintavételi helyek fajegyüttese között sem a fajgazdagságban, sem a diverzitási indexek értékeiben (SW, Simpson, Rényi-féle diverzitásrendezés, OCI, OCI') nem mutatkoztak szignifikáns eltérések. Differenciális fajok előfordultak mind az állandó (*Sympetrum fuscum*, *E. najas*, *A. isocles*, *A. mixta*, *S. striolatum*), mind pedig az időszakos (*C. parvidens*, *B. pratense*, *S. flavomaculata*, *S. meridionale*, *C. erythraea*, *Libellula depressa*) vízborítású helyeken.

3.3.4. A vizsgált vízfolyások szitakötő-fajegyűtteseiben bekövetkezett változások

A vizsgált vízfolyások egykori szitakötő-fajegyűtteseiről részletes faunisztikai adatok állnak rendelkezésre. Ezek közül a legkorábbi vizsgálatok 1968-ban történtek (Dévai és Miskolczi 2011), míg az utolsók 2012-ben (Viski és mtsai. 2013) (5. táblázat). A korábbi felmérések során az összes mintavételi helyen állandó vízborítás volt. A három vízfolyásból összesen 38 szitakötőfaj előfordulását igazolták a korábbi mintavételek során (20. táblázat). A legtöbb fajt a Konyári-Kállónál (S=34) figyelték meg, de az Ölyvöst (S=27) és a Kállai-főfolyást (S=20) is diverz fajegyűttesek jellemezték. A három vízfolyás összesített fajlistája 24 Anisoptera és 14 Zygoptera fajból állt. Számos sebezhető és érzékeny faj fordult elő a vízfolyásokban: a *Coenagrion ornatum*, *Somatochlora flavomaculata*, *Sympetrum pedemontanum*, *S. depressiusculum* fajok Magyarország Vörös Listája szerint sebezhető kategóriába tartoznak, míg az *Orthetrum brunneum* faj fenyegetettként ismert (Jakab 2013, Ambrus és mtsai. 2018). Továbbá, az *Anaciaeschna isocles*, *Gomphus vulgatissimus*, és *Libellula fulva* fajok védettek Magyarországon (Jakab 2013, Ambrus és mtsai. 2018), a *S. metallica* pedig a potenciálisan veszélyeztetett kategóriába tartozott korábban (Ambrus és mtsai. 2018). Ezek közül a *C. ornatum*, *G. vulgatissimus*, *S. metallica*, *S. depressiusculum* és *S. pedemontanum* fajok nem fordultak elő az újabb gyűjtések során. A vizsgált vízfolyások biológiai sokféleségének csökkenése azonban nem korlátozódott csupán a veszélyeztetett fajokra; az elmúlt ~50 évben jelentős fauna degradáció történt, mivel a vízfolyásokban egykor előfordult fajok 31,6%-a teljesen eltűnt (*Lestes sponsa*, *L. virens*, *C. ornatum*, *Enallagma cyathigerum*, *G. vulgatissimus*, *S. metallica*, *L. quadrimaculata*, *O. cancellatum*, *S. depressiusculum*, *S. flaveolum*, *S. pedemontanum*, *S. vulgatum*). Az eltűnt fajok többsége állandó vízborítással, egy része pedig valamilyen mértékű áramlási sebességgel rendelkező élőhelyekre jellemző. A fennmaradt faunát alkotó fajok túlnyomó többsége generalista, gyakori, szárazságtűrő vagy jó diszperziós képességű.

20. táblázat. A Konyári-Kálló alföldi kisvízfolyás 2008–2009, 2011–2012 években (=Múlt) és 2021-ben (=Jelen) vizsgált mintavételi helyein kimutatott szitakötő-fajegyűtéseinek fajsza (S), Simpson- és Shannon-Wiener (SW) diverzitás értéke, illetve a “múlt” és “jelen” mintavételek során gyűjtött hét leggyakoribb faj relatív gyakoriság értékei (RF%).

Múlt								
	KK1	KK2	KK3	KK4	KK5	KK6	KK7	Össz.
S	10	17	18	20	26	15	13	34
Simpson	0,759	0,881	0,923	0,925	0,854	0,832	0,847	0,920
SW	1,716	2,444	2,717	2,756	2,345	2,228	2,170	2,799
Gyakori fajok	<i>C.splend</i>	<i>L.fulva</i>	<i>I.elega</i>	<i>S.sangu</i>	<i>C.puell</i>	<i>C.pulch</i>	<i>S.fusca</i>	
RF%	13,40	12,64	11,20	10,11	8,85	6,91	6,15	

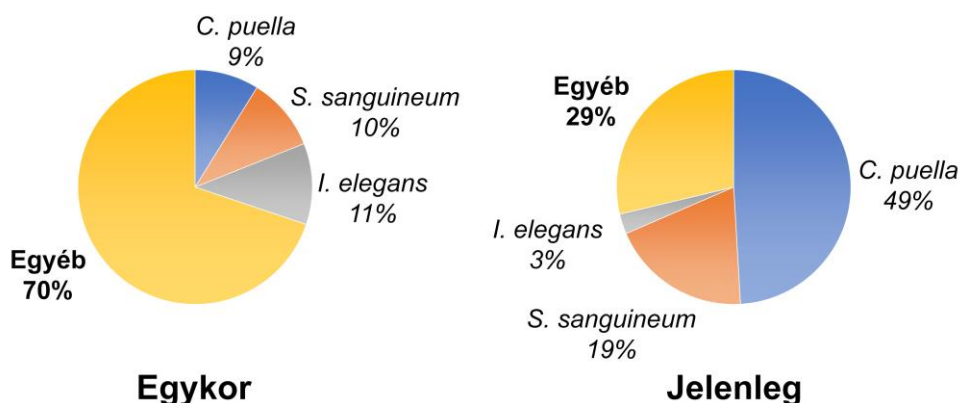
Jelen								
	KK1	KK2	KK3	KK4	KK5	KK6	KK7	Össz.
S	0	0	6	9	6	11	9	17
Simpson	0	0	0,716	0,668	0,596	0,781	0,705	0,712
SW	0	0	1,461	1,478	1,178	1,945	1,634	1,803
Gyakori fajok	<i>C.puell</i>	<i>S.sangu</i>	<i>S.merid</i>	<i>L.barba</i>	<i>P.penni</i>	<i>C.pulch</i>	<i>I.elega</i>	
RF%	49,07	19,44	6,17	5,56	3,09	2,78	2,78	

A Konyári-Kálló szitakötőfaunájában ~50%-os fajsza csökkenés következett be egy évtizeden belül; annak hét mintavételi helyén 2008–2009 és 2011–2012 között 34 szitakötő faj fordult elő, míg 2021-ben már csak 17 (20. táblázat). Egykori fajlistája 21 Anisoptera és 14 Zygoptera fajból állt, ami 10 Anisoptera és hét Zygoptera fajra csökkent. Az eltűnt 16 fajból 12 Anisoptera (*Aeshna mixta*, *Anax imperator*, *Brachytron pratense*, *G. vulgatissimus*, *S. metallica*, *L. quadrimaculata*, *O. brunneum*, *O. cancellatum*, *O. coerulescens*, *S. depressiusculum*, *S. striolatum*, *S. vulgatum*), s négy Zygoptera (*L. sponsa*, *L. virens*, *C. ornatum*, *E. cyathigerum*). A védett és sérülékeny fajok közül korábban hét ritka faj volt ismert a vízfolyásból (*A. isocles*, *L. fulva*, *C. ornatum*, *G. vulgatissimus*, *S. metallica*, *O. brunneum*, *S. depressiusculum*), amelyből öt faj előfordulását már nem sikerült újra igazolni (*C. ornatum*, *G. vulgatissimus*, *S. metallica*, *O. brunneum*, *S. depressiusculum*), a *L. fulva* abundanciája pedig jelentősen csökkent (RF% 2008–2009, 2011–2012=12,63; RF% 2021=0,31). Az élőhely kiszáradására és/vagy a víz áramlási sebességének csökkenésére érzékeny fajok szintén eltűntek a vízfolyásból (*C. ornatum*, *B. pratense*, *G.*

vulgatissimus, *O. brunneum*, *O. coerulescens*, *S. depressiusculum*, *S. vulgatum*) (Dijkstra és Lewington 2006, Ambrus és mtsai. 2018).

A vízfolyás szitakötő-fajegyüttesének diverzitása jóval nagyobb, míg fajösszetétele kiegyensúlyozottabb volt korábban (23. ábra, 20. táblázat). A sérülékeny (*L. fulva*) és a nagyobb áramlási sebességet kedvelő fajok (*Calopteryx splendens*) is bekerültek az egykori fajegyüttes domináns fajai közé. Ezzel ellentétben a vízfolyás jelenlegi fajegyüttesét két gyakori és közönséges faj (*C. puella* és *S. sanguineum*) uralja (Ambrus és mtsai. 2018), amelyek közül a *C. puella* teszi ki az egyedek felét (RF%=49,07).

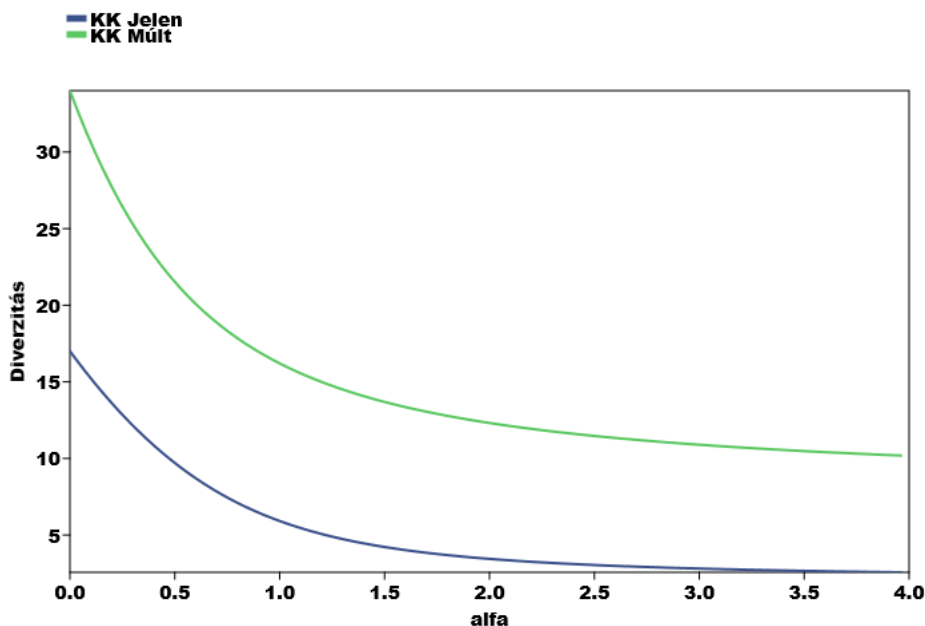
Konyári-Kálló szitakötő-fajegyüttese



23. ábra. A Konyári-Kálló vízfolyásnál megfigyelt egykori (2008–2009, 2012–2013) és jelenlegi (2021) szitakötő-együttes összetétele, kiemelve a *Coenagrion puella*, *Sympetrum sanguineum* és *Ischnura elegans* fajokat.

A Konyári-Kálló összes mintavételi helyének fajgazdagsága és diverzitásértéke egyaránt jelentősen csökkent az elmúlt évtizedek során (24. ábra, 20. táblázat). A vízfolyás felső és középső mederrészlete degradálódott a leginkább. A felső részlet (KK1, KK2) mintavételi helyei teljesen kiszáradtak, aminek következtében teljes szitakötő-faunájukat elvesztették. Emellett a középső mederrészlet helyei is erősen leromlottak. A KK5 mintavételi helyen előforduló szitakötőfajok száma 76,92%-kal csökkent, míg a KK3 és KK4 helyek esetében ez a csökkenés 66,66%, illetve 55% volt. A fajsám legkisebb csökkenése az alsó mederrészlet szitakötő-együtteseiben (KK7=30,70%, KK6=26,66%) jelentkezett. E mederrészlet mintavételi helyei

korábban a vízfolyás legkevésbé diverz és fajgazdag helyei közé tartoztak, napjainkban viszont többnyire ezekhez a helyekhez tartoznak a legnagyobb diverzitásértékek és fajszámok.



24. ábra. A Konyári-Kálló vízfolyásnál megfigyelt jelenlegi (2021) és egykori szitakötő-együttesek (2008–2009, 2012–2013) diverzitásprofiljai Rényi-féle diverzitásrendezés módszere alapján.

A megfigyelt imágóknak a vízfolyásban való fejlődését lárváik és lárvabőrök jelenléte képes bizonyítani. A korábbi felmérések során a vízfolyásból 17 faj lárváját és/vagy exuviumát jegyezték fel (21. táblázat). E fajok többségét ($S=12$) a Konyári-Kálló felső szakaszáról mutatták ki, de közel azonos fajgazdagságot tapasztaltak a többi szakaszon is. Az újabb felmérés során mindössze hat faj lárváját és/vagy lárvabőrét sikerült megtalálni. Bár az új vizsgálat során két olyan faj lárvája/exuviuma is előkerült, melyet korábban csak imágóként rögzítettek (*C. puella*, *Somatochlora meridionalis*), 13 faj lárvája (*Chalcolestes parvidens*, *Lestes barbarus*, *Sympecma fusca*, *C. splendens*, *Platycnemis pennipes*, *Erythromma viridulum*, *A. mixta*, *A. isoceles*, *S. metallica*, *L. fulva*, *Orthetrum albistylum*, *O. brunneum*, *O. coerulescens*, *S. sanguineum*) nem fordult elő ismét a vízfolyásban. Ezek között több faj is sérülékeny vagy védett (*A. isoceles*, *S. metallica*, *L. fulva*, *O. brunneum*). Az új vizsgálat során a lárvák és

lárvaőrök alapján a fajokban leggazdagabb mintavételi helyeknek a vízfolyás alsó mederrészletében lévőek bizonyultak (S=4).

21. táblázat. A Konyári-Kálló alföldi kisvízfolyás alsó, középső és felső mederrészletén található mintavételi helyeken a "Múlt" (=2008–2009, 2011–2012) és „Jelen” (=2021) mintavételek során lárvaként és/vagy exuviumként gyűjtött fajok.

Fajok	Múlt				Jelen			
	Felső	Középső	Alsó	Össz.	Felső	Középső	Alsó	Össz.
<i>Chalcolestes parvidens</i>	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Lestes barbarus</i>	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Sympecma fusca</i>	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Calopteryx splendens</i>	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Platycnemis pennipes</i>	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Coenagrion puella</i>	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Coenagrion pulchellum</i>	0	1	1	1	0	0	1	1
<i>Erythromma viridulum</i>	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Ischnura elegans</i>	1	1	1	1	0	0	1	1
<i>Ischnura pumilio</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Aeshna mixta</i>	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Anaciaeschna isoceles</i>	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Somatochlora meridionalis</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Somatochlora metallica</i>	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Libellula depressa</i>	1	0	0	1	0	1	0	1
<i>Libellula fulva</i>	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Orthetrum albistylum</i>	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Orthetrum brunneum</i>	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Orthetrum coerulescens</i>	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Sympetrum sanguineum</i>	1	1	1	1	0	0	0	0
Összfajszám	12	11	9	17	0	3	4	6

4. Diszkusszió

4.1. A síkvidéki vizes élőhelyeken előforduló amfibikus rovarfajok diverzitásának jellemzése

4.1.1. A Beregi-sík ukrainai részén előforduló tegzes-fajegyüttes jellemzése

Hatéves vizsgálatom (2014–2020) eredményeképp a Beregi-sík kárpátaljai területéről ismert (Nyugat-Ukrajna) tegzesfajok számát 13-ról 61-re növeltem (Szczesny és Godunko 2008, Górecki 2011). A korábban feljegyzett 13 faj nagy része domb- és hegyvidéki területek közepes és/vagy gyors áramlású vízfolyásaira jellemző (Nógrádi és Uherkovics 2002). Mivel a korábbi mintavételek helyeinek pontos koordinátái nem ismertek (Ivlev és Ivasik 1961, Szczesny és Godunko 2008, Górecki 2011), azok feltehetőleg a Tisza és Borzsa folyók gyorsabb áramlású, felső mederrészelekein voltak kijelölve. Így Kárpátalja alföldi részének tegzesfaunája kutatásomig teljes mértékben ismeretlen volt, amit az is bizonyít, hogy a Kárpátalja területéről korábban feljegyzett 13 faj közül nyolc nem került elő a jelen vizsgálatba bevont tipikus alföldi jellegű területről.

Ritka és érzékeny fajok előfordulását is igazoltam. A vizsgálat során gyűjtött *Hydropsyche guttata* és *Parasetodes respersellus* az Alföld területéről kihalt fajokként vannak számontartva. A *H. guttata* esetében korábban is csak néhány egyed előfordulását regisztrálták. A *P. respersellus* fajnak viszont egészen az 1980-as évekig stabil populációi voltak ismertek. Azóta azonban a részletes mintavételek ellenére sem került elő a faj egyetlen kifejlett példánya sem. Nógrádi és Uherkovich (2002) tanulmánya alapján a faj korábbi előfordulási területe valószínűleg mára annak keleti részére korlátozódott. Ezt az állítást igazolja, hogy a fajt az Alföld keleti peremterületéről gyűjtöttem be. Korábban a vizsgálati területen előforduló *Cyrrus flavus* fajnak is csak egyetlen egyedet mutatták ki az egész biogeográfiai régióból (Nógrádi és Uherkovich 2002).

Az Alföld kárpátaljai részének tegzesfaunája közel ismeretlen volt korábban. A tegzesekkel foglalkozó kutatók elsősorban a hegyvidéki területek fajegyütteseire koncentrálnak. Munkám azonban bizonyítja, hogy az alföldi kisvízfolyások és egyéb vizes élőhelyek rendkívül egyedi és értékes tegzesegyütteseket tartanak fenn. Számos kihaltnak vélt és veszélyeztetett faj előfordulását mutattam ki a mintavételi helyeken.

4.1.2. A Beregi-sík ukrainai részén előforduló csípőszúnyog-fajegyüttes jellemzése

Sheremet (1998) fajlistája 28 csípőszúnyogfaj előfordulását említi Kárpátalja területéről. Vizsgálataim során e fajsám 68%-át (S=19) mutattam ki a Beregi-sík ukrainai részéről, így a Kárpátaljáról ismert fajok számát 21-

ról 24-re, a Beregi-síkról ismert fajok számát pedig 32-re növeltem (Szabó 2007a, 2007b, Szabó és mtsai. 2011).

A legtöbb gyűjtött csípőszúnyog-egyed gyakori, közönséges és humán zaklatásban aktívan részt vevő fajhoz tartozott, melyek képesek kifejlődni a legtöbb állandó és időszakos víztérben. Mellettük azonban a régióban ritkának számító fajok is képviseltették magukat a területen. Bár az Alföld területéről minden gyűjtött faj ismertnek számít, az *Aedes nigrinus* és az *Uranotaenia unguiculata* faj előfordulását a Beregi-síkon nem igazolták kutatásomig (Szabó 2007b, Kenyeres és Tóth 2008, Szabó és mtsai. 2011). Az *Ae. cataphylla* ritka fajnak számít a Beregi-sík területére nézve (Szabó 2007b, Szabó és mtsai. 2011), míg az *Anopheles hyrcanus* a Tisza-tó térségének kivételével az egész Alföldre (Tóth 2004, Kenyeres és Tóth 2008).

Annak ellenére, hogy a gyűjtött fajok mindegyike előfordul Ukrajna vizes élőhelyekben gazdagabb sztyepp, erdőssztyepp és hegyvidéki, természetközeli (Sheremet 1998, Levitskyi 2016, Kilochytska és Stetsenko 2017) vagy urbán területein (Ryazantseva 1971, Voronova és mtsai 2009, Kilochytska 2012, 2013, Yasynska és Korzh 2013, Gazzavi-Rogozina és mtsai. 2017, Kilochytska és Stetsenko 2017) négy faj nem szerepelt eddig Kárpátalja csípőszúnyog-faunájában (*An. hyrcanus*, *Ae. cataphylla*, *Ae. nigrinus*, *Ur. unguiculata*).

Az, hogy az *Ur. unguiculata* sem Kárpátalja, sem a Beregi-sík magyar részéről nem került elő idáig a faj táplálkozási szokásával köthető össze. A faj elsősorban kételtűek és hüllők vérével táplálkozik (Beier és mtsai. 1986, Dinu és mtsai. 2015, Kurucz és mtsai. 2017, Camp és mtsai. 2018), esetenként madarakéval (Ryba és mtsai. 1974, Kurucz és mtsai. 2017); emlősökön és embereken való csípésükről csak néhány szórványadat ismert (Braverman és mtsai. 1991, Tóth 2011). A korábbi felmérések Kárpátalján (Sheremet 1998) és a Beregi-síkon (Szabó 2007b, Szabó és mtsai. 2011) többnyire rovarszipantózással történtek, amely mintavételi módszer alkalmatlan volt a faj gyűjtésére. A vizsgált területen korábbi előfordulási adatokkal nem rendelkező *Ae. cataphylla* előkerülése sem meglepő, mivel a Beregi-sík magyarországi részén már korábban is ismert volt a faj (Szabó 2007b, Szabó és mtsai. 2011).

A Beregi-sík kárpátaljai részén korábban ismeretlen *An. hyrcanus* elterjedési területe folyamatosan növekszik Európában: új előfordulási adatait jegyezték fel Szerbiában, Szlovákiában, Ausztriában, a Cseh Köztársaságban (Mihalovic és mtsai. 2020) és Lengyelországban (Lühken és mtsai. 2023). A faj nagymértékű terjedése nagy valószínűséggel a klímaváltozáshoz, az egyre növekvő éves átlaghőmérsékletekhez köthető (Mihalovic és mtsai. 2020, Lühken és mtsai. 2023).

Az *Ae. nigrinus* egy Európa-szerte széleskörben elterjedt, azonban kis gyakorisággal jellemezhető faj (Lundström és mtsai. 2013), melynek az utóbbi évtizedekben egyre több előfordulási adata vált ismertté (Harbach és mtsai. 2017, Lundström és mtsai. 2013, Krüger és mtsai. 2014, Blomgren és mtsai. 2018). A közönségesebb, szélesebb elterjedésű és gyakoribb *Ae. sticticus*-al való nagymértékű morfológiai hasonlósága miatt Harbach és mtsai. (2017) a korábban *Ae. sticticus*-nak határozott minták revízióját tanácsolja, mellyel egy realisabb képet kaphatnánk az *Ae. nigrinus* tényleges gyakoriságáról és elterjedéséről.

Az, hogy a fénycsapdás mintavételeink során a vizsgálat során gyűjtött 19 faj mindegyikét megtaláltam a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum egyetlen mintavételi helyén, bizonyítja a fénycsapdás mintavételi módszer hatékonyságát a csípőszúnyogok mintavételezésében, és a rezervátum kiemelkedően nagy csípőszúnyog-fajgazdagságát tükrözi.

A vizsgálati területen az *An. maculipennis* és a *Culex modestus* tekinthető a legnagyobb kockázatot jelentő fajoknak. Bár e fajok gyakorisága a mintákban csekély volt, számos súlyos betegség kórokozóját képesek terjeszteni (pl.: malária, Nyugat-Nílusi láz, Batai vírus stb.). Ezen túl az *An. maculipennis* kis gyakorisága a mintavételi módszernek volt köszönhető, mivel a faj szabadtéren elsődlegesen emlősállatok vérével táplálkozik, embert inkább zárt térben és/vagy nagy egyedszám esetén támadja intenzíven (Barber és Rice 1935, Huldén és mtsai. 2005, Brugman és mtsai. 2017, Kenyeres és mtsai. 2022). Az *Ae. cinereus* és *Ae. vexans* fajok hasonló kockázatot jelentenek, mivel bár közepes vektorképességgel jellemezhetők (Kenyeres 2022), különösen nagy a helyi gyakoriságuk. Mivel az *Ae. sticticus*, *Ae. vexans*, *Ae. rossicus* és *Ae. cinereus* fajok voltak a legelterjedtebbek és egyben leggyakoribbak is a vizsgált területen, az általuk potenciálisan terjesztett betegségekhez (Nyugat-Nílusi láz, Tahyna vírus, tularémia, filariázis és Inkoo vírus) tartozik helyileg a legnagyobb kockázat.

Összegzésként elmondható, hogy a vizsgálat eredményei hozzájárulnak az Alföld Nyugat-Ukrajnához tartozó északkeleti részén előforduló csípőszúnyogok biodiverzitásának és gyakoriságának jobb megismeréséhez. Eredményeim ezen túlmenően további, vektorszervezetek monitorozására és ellenőrzésére, valamint az általuk terjesztett betegségek megelőzésére összpontosító vizsgálatok és akciótervek alapjául szolgálhatnak.

4.1.3. A három északkelet-alföldi kisvízfolyás szitakötő-faunájának jellemzése

A degradáció ellenére a vizsgált vízfolyásoknál 2019-ben és 2021-ben továbbra is változatos szitakötő-együttes ($S=27$) volt megfigyelhető. A vizsgált mintavételi helyeken a Magyarországon előforduló Anisoptera fajok 40%-át és a Zygoptera fajok 46%-át mutattam ki (Ambrus és mtsai. 2018). A gyűjtött fajok többsége állóvizekre és gyenge áramlású, gazdag makrovegetációjú, síkvidéki jellegű kisvízfolyásokra jellemző. Ez különösen igaz a legnagyobb egyedszámban előforduló fajokra (*Coenagrion puella*, *Ischnura elegans*, *Sympetrum sanguineum*).

A gyakori és széles körben előforduló fajok mellett számos, Magyarországon védett és érzékeny fajt is kimutattam a kisvízfolyásoknál (*Somatochlora flavomaculata*, *Orthetrum brunneum*, *Anaciaeschna isocetes*, *Libellula fulva*) (Jakab 2013, Ambrus és mtsai. 2018).

A három vízfolyás közül a Konyári-Kállóban tapasztaltam a legkisebb diverzitást, míg az Ölyvös és a Kállai-főfolyás egymáshoz hasonló értékekkel volt jellemezhető. A Kállai-főfolyás élőhely-módosításai (Kf3) hosszabb vízborítást és mérsékelt áramlási sebességet biztosítottak a középső mederrészleten, ami jól magyarázza az élőhelyi adottságokra érzékenyebb fajok előfordulását a Kállai-főfolyásban.

4.2. A gyűjtött tegzesek élőhelypreferenciájának jellemzése (I)

A gyűjtött tegzesek részletes élőhely-preferenciájának vizsgálatára a 2018 és 2020 közötti mintákból származó adatok összehasonlításra alkalmas részét használtam. Ez alapján a BD mintavételi hely volt a fajokban leggazdagabb, kis habitatdiverzitása ellenére (csak kis méretű csatornák és vízvezető árkok voltak a közelében). A legtöbb egyed a TF helyen fordult elő, ami a *Leptocerus tineiformis* nagy abundanciájával magyarázható ($N=739$). Ezzel indokolható a hely kis Shannon-Wiener diverzitásértéke is. A VD1 és VD2 helyek egymáshoz közel helyezkednek el, és a környékükön található vízterek is nagyon hasonlóak voltak. Ennek ellenére nagy különbségek mutatkoztak a két hely tegzesegyüttesében. A legkevesebb faj és egyed egyaránt a VD2 helyre volt jellemző. A csapdákat a VD2 helyen egy halastó mellett helyeztük ki, amiben csak a leggyakoribb és euritóp fajok voltak képesek megélni. Ezt bizonyítja a hely kis CCI értéke, amely figyelembe veszi a gyűjtött fajok érzékenységet is. Az *Ecnomus tenellus*, egy kiemelkedően gyakori és elterjedt faj adta a mintavételi helyen gyűjtött egyedek nagy részét. A kis Shannon-Wiener érték is jól jelzi ezt.

A VD1 helyen szubsztrátpreferencia alapján a partikulált szerves anyaghoz (POM) kötődő fajok domináltak, míg a BD és TF helyekre a makrofitonok jelenlétét igénylő fajok voltak jellemzők. Ezt alátámasztja,

hogy a VD1 hely melletti Szenye-csatorna eutróf jellegű, szerves anyagokban gazdag volt, míg a BD és TF helyek közelében lévő víztereket sűrű makrovegetáció borította. A VD2 helyre szubsztrátpreferencia tekintetében euritóp fajok voltak jellemzők.

A VD2 és BD helyek közelében lévő vízterek esetében nem volt jelentős vízáramlás, így azok fajegyütteseire limnobiont fajok voltak jellemzők. A limnobiont/limnofil fajok nagy abundanciája a VD1 és TF helyeken is megmutatkozott. A VD1 hely csapdáiban a Latorca folyó közelsége miatt reobiont fajok is megtalálhatók voltak. Bár a Tisza szinte közvetlenül a TF hely mellett folyik, az itteni tegzesegyüttesben ez egyáltalán nem tükröződött.

Mivel a BD és TF helyek gazdagok voltak makrovegetációban, fajegyütteseik olyan fajokból álltak, amelyek ehhez alkalmazkodtak. Ennek megfelelően a legelő, kaparó és aprító táplálkozási típusokhoz tartozó fajok voltak a legdominánsabbak e helyeken. A VD1 helyen a ragadozók és az aprítók mellett a passzív szűrők aránya is nagy volt. Ennek a táplálkozási típusnak szüksége van legalább egy minimális szintű vízáramlásra, melyet a VD1 hely közelében található Latorca folyó képes volt biztosítani. Mivel a VD2 hely melletti horgásztó tápanyagban szegény, főként ragadozó fajok jellemzik a fajegyüttesét.

Tovább erősíti az alföldi vizes élőhelyek jelentőségét, hogy a vizsgálatok során gyűjtött fajok többsége elsősorban ezekből a habitatokból származott, nem pedig a nagyobb méretű Tisza és/vagy Latorca folyókból. Az Alföld bővelkedik ilyen típusú, féltermészetes vizes élőhelyekben, melyek megőrzése feltétlenül javasolt, mivel még van esély rá, hogy a 4.1.2. fejezetben említett értékes fajok visszatelepüljenek az Alföld nyugatabbi területeire is.

4.3. A vízfolyások és a lakott területek közelségének, illetve az egyes helyek habitatdiverzitásának hatása a csípőszúnyog-együttesek fajösszetételére (II)

A mintavételi helyeken megtalálható élőhelyek (erdő, gyepek, szántóföld, épített környezet, vízi élőhely, vizes élőhely) száma és diverzitása nem volt hatással sem a csípőszúnyog-együttesek egyedszámára, sem a fajszámára. Ez ellentétben Chaves és mtsai. (2011), Kenyeres és Sáringer-Kenyeres (2022) és Perrin és mtsai. (2022, 2023) eredményeivel, kik tanulmányukban nagyobb tájak szintjén (középtáji, országos, globális) vizsgálták a különböző élőhelytípusok csípőszúnyogokra gyakorolt hatását. Mivel kistáj szinten kisebb eltéréseket lehet tapasztalni a különböző területek élőhelydiverzitásában, a fentebb említett semleges korrelációt feltehetően a mintavételi helyek élőhelyszerkezetének hasonlósága okozta.

A lakott területektől, a vízfolyásoktól, és azon belül a folyóktól való távolság közül egyedül a lakott területek közelsége gyakorolt jelentős hatást a

csípőszúnyogok egyedszámára, negatívan befolyásolva azt. Bár a lakott területeken és azok környékén sokféle ideális tenyészőhely található (pl.: árkok, kisvízfolyások, állóvizek, technotelmák stb.), azok más természetűek, kevésbé stabilak és zavarásnak erősebben kitettek, mint a természetes és féltermészetes területek vizes élőhelyei (Ferraguti és mtsai. 2016, Meyer Steiger és mtsai. 2016, Loaiza és mtsai. 2019). A lakott területek csípőszúnyogokra gyakorolt negatív hatását Chaves és mtsai. (2011), Ferraguti és mtsai. (2020), Zhao és mtsai. (2020) és Perrin és mtsai. (2022) is kimutatta. Ezen túlmenően a vízfolyások távolságának semlegessége arra enged következtetni, hogy a mintavételi területemen a vízfolyások közelsége nem befolyásolta szignifikánsan a csípőszúnyogok kifejlődésére alkalmas vízgyülemlek meglétét. Ezt a feltevést az is megerősíti, hogy a vizsgált élőhelytípusok közül a mintavételi helyek vizes és vízi élőhelyekkel való borítottságának mértéke jelentéktelen hatással volt a csípőszúnyog-együttesek összetételére. Bár a csípőszúnyogok abundanciáját alapul vevő tanulmányok többsége ezzel ellentétes következtetésre jutott (Ferraguti és mtsai. 2018, Perrin és mtsai. 2022, 2023), egyes fajok nagyobb kiterjedésű víztestektől való függetlensége (pl.: *Aedes vexans*, *Ae. sticticus*) jól ismert (Kenyeres és Sáringer-Kenyeres 2022). Ez pedig jól szemlélteti, hogy az egyes csípőszúnyogfajok élőhelyi adottságokkal szembeni igénye összetett és túlmutat csupán a vízi- és a vizes élőhelyek meglétén (Alfonzo és mtsai. 2005, Johnson és mtsai. 2008, Becker és mtsai. 2010, Bauer és mtsai. 2011, Steiger és mtsai. 2012, Werner és mtsai. 2020, Perrin és mtsai. 2022).

Az erdei élőhelytípus jó árnyékoltsága és tömpölyökben, illetve egyéb időszakos vízgyülemlekben való gazdagságának köszönhetően növelte a csípőszúnyog-abundanciát, megerősítve Perrin és mtsai. (2022, 2023) eredményeit. Azonban az élőhelytípussal való nagyobb mértékű borítottság csökkentette az előforduló fajok számát, kedvezve az elsődlegesen erdei fajoknak. Az *Ae. cinereus* és az *Ae. rossicus* az alföldi erdei élőhelyek közismert fajai (Kuhn 2002, Kenyeres 2022). Eredményeim ezt alátámasztják, mivel azok a vizsgálati területen is az erdei élőhelytípushoz kötődtek, a nagyobb élőhelydiverzitás negatívan hatott rájuk. Kenyeres és Sáringer-Kenyeres (2022) vizsgálatában az *Ae. rossicus* faj egyedszámára jelentős hatást gyakorolt a vízfolyások jelenléte, amit a vizsgálatom eredményei nem támogattak.

A szakirodalom alapján az *Ae. sticticus* faj is az árterek és erdők sekély víztereihez ragaszkodik (Kuhn 2002, Kenyeres és Tóth 2008, Kenyeres 2022), azonban az eredményeim alapján inkább euritóp fajnak bizonyult, és kevésbé volt érzékeny a lakott területek közelségére, mint az előbbi két faj. A szakirodalom szerint szintén erdei élőhelyekhez kötődő *Ae. cantans* faj (Service 1977, Kenyeres és Tóth 2008, Bauer és mtsai. 2011, Medlock és Vaux 2015, Kenyeres 2022) egyedszámára pedig korábbi kutatásokkal

ellentétben (Bauer és mtsai. 2011, Kenyeres és Sáringer-Kenyeres 2022) a gyepek élőhelytípus által való borítottság gyakorolt pozitív hatást, ami okának felderítése további vizsgálatokat igényel.

A szántóföldek nagyobb kiterjedése a korábbi vizsgálatokhoz hasonlóan (Kenyeres és Sáringer-Kenyeres 2022, Perrin és mtsai. 2022, 2023) az én vizsgált területemen is negatívan érintette a csípőszúnyogok egyedszámát, fajok közül pedig az *Ae. cinereus* volt rá a legérzékenyebb. Bár a szántóföldeken is gyakoriak az időszakos vízgyülemlek, a rendszeres fizikai zavarások, bolygatások miatt a csípőszúnyogok többsége nem tudja azokat megfelelően kolonizálni (Ferraguti és mtsai. 2016, Kenyeres és mtsai. 2017, Kenyeres és Sáringer-Kenyeres 2022, Perrin és mtsai. 2022, 2023).

4.4. A mederrészlet jellegének és a vízborítás állandóságának hatása a szitakötő-együttesek fajösszetételére (III)

A vízfolyások középső mederrészlete mutatta a legnagyobb diverzitást fajgazdagságuk és azon ritka fajok jelenléte miatt, melyek jelenléte csak erre a mederrészletre korlátozódott. Az alsó mederrészleten is jelentős diverzitáscsökkenést tapasztaltam, annak ellenére, hogy állandó vízborítású volt. E mederrészlet esetében a közönséges és toleráns fajok domináltak, az érzékeny fajok inkább az időszakos vízborítású középső és felső mederrészleteken fordultak elő. Ez alátámasztja Buczyński és mtsai. (2016) megállapításait, mely szerint a reofil és szűktűrűsű fajok élőhelyigénye összetett, és túlmutat a vízborításon. Míg az állandó és időszakos vízborítású helyek nem mutattak szignifikáns diverzitásbeli különbségeket, az érzékenyebb és ritkább fajok kizárólag az utóbbiakra voltak jellemzők.

A vizsgálat során leírásra került szitakötőfajok többségét azonban csak kifejlett állapotban tudtam kimutatni. 2021-ben mindössze 13 faj 59 egyedét találtam meg lárvaként és/vagy exuviumként. E formák jelenléte azonban kulcsfontosságú annak bizonyításához, hogy a megfigyelt imágók ténylegesen a vizsgált vízfolyásokban fejlődtek-e ki. Egyes fajok lárvái alkalmazkodtak az időszakos vízborítású vízfolyásokban való túléléshez, gyors fejlődéssel és multivoltin életciklussal, pl. *Ischnura* és *Coenagrion* fajok (Valtonen 1986, Cham 1992), vagy szárazságtűrő lárvális állapottal, pl. az *Orthetrum* nemzetség fajai (Suhling és mtsai. 2003). Azonban hasonló adaptációk nélküli lárvák is előfordultak az időszakos vízborítású mederrészleteken, ami további kérdéseket vet fel túlélésükkal kapcsolatban. A lárvák és exuviumok kifejezetten kis egyedszáma a mintavételi helyeken arra utal, hogy a megfigyelt imágók inkább más területekről származó „vendégimágók” voltak, melyek megpróbálták újra benépesíteni a vízfolyásokat (Michiels és Dhondt 1991, Conrad és mtsai. 1999).

4.5. A fénycsapdázás, mint sok taxon számára leghatékonyabb mintavételi módszer fejlesztése (IV)

Jelen vizsgálatban a higanygőzlámpa (MV) kevésbé hatékonynak bizonyult, mint a többi vizsgált fényforrás; egyaránt kevesebb tegzesfajt és egyedet vonzott, mint a legtöbb használt UV, LED és kompakt fényforrás. Kilenc fajt (*Cheumatopsyche lepida*, *Hydropsyche ornatula*, *H. pellucidula*, *Psychomyia pusilla*, *Grammotaulius nigropunctatus*, *Mystacides azureus*, *Lype phaeopa*, *Trichostegia minor* és *Oecetis furva*) csak az alternatív fényforrásokkal sikerült gyűjtenem, melyek közül az utolsó négy fajt korábban, a hároméves higanygőzlámpás mintavételeim során sem sikerült kimutatnom. A kutatók általában higanygőzlámpákat és „blacklight” fényforrásokat használnak a tegzesek és a lepkék mintavételezéséhez (Blahnik és Holzenthal 2004, Calor és Mariano 2012), mivel a tegzesek UV közeli hullámhosszúságokhoz való vonzódása már régóta ismert (Chernyshev 1961, Mikkola 1972, Blomberg 1976, Walker és Galbreath 1979, Pohe és mtsai. 2017). Ennek megfelelően a kisebb hullámhosszúságú fényt kibocsátó fényforrásokról ismert, hogy több fajt és egyedet képesek vonzani (van Langevelde és mtsai. 2011, Barghini és Medeiros 2012, Kadlec és mtsai. 2016, Brehm 2017), és közülük is a higanygőzlámpák vannak számontartva a leghatékonyabbakként (Mikkola 1972, Blomberg és mtsai. 1976, Walker és Galbreath 1979). Az általam vizsgált alternatív fényforrások mindegyike bocsátott ki kis hullámhosszúságú fényt, ami megmagyarázza azok nagymértékű hatékonyságát és gyenge szelektivitását.

A gyűjtött egyedek száma alapján az Ecnomidae és Hydropsychidae családok tekintetében nem volt szignifikáns különbség a különböző fényforrások vonzereje között. A Leptoceridae család esetében a higanygőzlámpa volt a leghatékonyabb fényforrás, míg a Limnephilidae és Phryganeidae családoknál ezzel ellentétben ez volt a legkevésbé hatékony. A Psychomyiidae család egyedeit az UV3 fényforrás vonzotta erősen, míg az UV1, UV2 fénycsövek és a higanygőzlámpa teljesen hatástalanok voltak. Chernyshev (1961) munkájában az általa vizsgált fényforrások szintén eltérő attraktivitást mutattak. Kísérletében a „blacklight blue” fénycső erősen vonzotta a Hydroptilidae, Limnephilidae és Psychomyiidae családok egyedeit, és a jelen vizsgálat eredményeivel ellentétben a Hydropsychidae család egyedei erősen vonzódtak a higanygőzlámpához. Mikkola (1972) munkájából kiderült, hogy a sárga színű fény rendkívül vonzó a Leptoceridae család képviselői számára. Vizsgálatom során a Leptoceridae család egyedei nagyobb számban kizárólag ahhoz a két fényforráshoz vonzódtak, melyek a sárga szín hullámhossztartományában is sugároztak (higanygőzlámpa és fehér fényű kompakt fénycső). A zöld és sárga fények fontosságát a lepkékre (pl.: a *Pandemis dumetana* Tr. és *Pandemis heparana* Den. et Schiff.) vonatkozóan is igazolták (Járfás 1977, Nowinszky 2013). A laboratóriumi

vizsgálatok két fő csúcsot mutattak ki a lepkefajok spektrális érzékenységében; az egyiket 360–365 nm UV tartományban, a másikat pedig 515–575 nm zöld-sárga tartományban (Agee 1973, McFarlane és Eaton 1973, Teel és mtsai. 1976, Pappas és Eaton 1977, Eguchi és mtsai. 1982).

Az UV1, UV2 és L1 fényforrások együttesen az összes fajt vonzották (10), amelyet a higanygőzlámpával felszerelt csapdával gyűjtöttem. E fényforrások együttes hullámhossztartománya 360 és 407 nm között van, így a higanygőzlámpa esetében ez a hullámhossztartomány tekinthető vonzónak a tegzesek számára, nem pedig a 407 nm feletti hullámhosszcúcsok. A fehér fényű kompakt fényforrás (W) szinte az összes gyűjtött fajt vonzotta (17-et a 19-ből). Ennek a fényforrásnak a spektrális eloszlása 360 nm-től 577 nm-ig terjed. A 391 nm feletti spektrális csúcsainak elhelyezkedése hasonló a higanygőzlámpához tartozókhoz, azonban azoktól lényegesen kisebbek és keskenyebbek. Ez arra enged következtetni, hogy a W fényforrás nagy hatékonysága a 391 nm alatti hullámhosszcúcsainak köszönhető, nem pedig az afelettieknek. Az UV1, UV2 és L1 fényforrások, amelyek együttesen a higanygőzlámpa hatékonyságát képesek produkálni, és a fehér fényű kompakt fénycső spektrális eloszlásai között a 375 és 391 nm közötti tartományban vannak különbségek. Ebben a tartományban a fehér fényű kompakt fényforrásnak nagyobb kiterjedésű és magasabb spektrális csúcsai vannak, s feltehetően ezek eredményezik a fényforrás nagyobb vonzerejét. Tehát összegezve a 360 és 391 nm közötti hullámhossztartomány vonzotta a vizsgálatok során legtöbb begyűjtött tegzesfajt. Ez igazolja Mikkola (1972) eredményét, aki azt állította, hogy a tegzesek szeme a 350 és 600 nm közötti spektrumban a legérzékenyebb.

Csupán két fajt nem vonzott a fehér fényű kompakt fénycső, az *O. furva* és a *Setodes punctatus* fajokat. Közülük az előbbit kizárólag a 388–407 nm hullámhossztartományú L1 fénycső vonzotta. A *S. punctatus* fajt pedig kizárólag az UV2 fénycső és a higanygőzlámpa vonzotta, annak ellenére, hogy a fehér fényű kompakt fénycső hullámhossztartománya lefedi az UV2 fényforrás teljes spektrális eloszlását. Ez annak tudható be, hogy a *S. punctatus* hullámhossz-preferenciája nem értékelhető a faj különösen kicsi gyűjtött egyedszáma miatt (N=4).

Az L1 fénycső és a fehér fényű kompakt fényforrás (W) hullámhossztartománya tehát együttesen lefedi azt a teljes spektrumot, amely az összes általam gyűjtött tegzesfajt vonzotta. Ez a spektrum és ezek a fényforrások biztosítják a legmegfelelőbb hullámhossztartományt és eszközöket a tegzesek mintavételezéséhez, és ezzel párhuzamosan a legnagyobb fényszennyezési kockázatot is ezek okozzák a közvilágításban történő használat esetén.

Mivel az élőhelyek degradálódása, feldarabolódása és szennyezése veszélyezteti a tegzeseket és egyéb vízi rovarokat, minden további

veszélyeztető tényezőt fel kell tárnunk, és azokra meg kell találnunk a megoldásokat. A vizes élőhelyeken kerülni kell az általunk tesztelt fényforrások és minden egyéb olyan fényforrás használatát, mely 360 és 407 nm közötti hullámhossztartományban sugároz, és helyette olyan fényforrások használata javasolt, melyek fényének nincsenek csúcsai az említett hullámhossztartományban. A tegzesek vizsgálatában és monitorozásában viszont nagy segítségre lehetnek az általunk leghatékonyabbnak talált fényforrások.

4.6. *A síkvidéki vizes élőhelyek degradálódása, biodiverzitásuk csökkenése (V)*

Az alföldi kisvízfolyások az Alföld jellegzetes vízterei, a nemzetközi szakirodalomban kevésbé ismertek, a rájuk irányuló kutatások többsége erre a régióra korlátozódik (Dévai 1976, 1992, 1997, Dukay 2000, Nagy és mtsai. 2004, Dévai és mtsai. 2005, Wittner és Takács 2005). Ezeket a kisvízfolyásokat erősen befolyásolják az antropogén tevékenységek és az éghajlati szélsőségek (Buczyński és mtsai. 2016, Maynou és mtsai. 2017, B-Béres és mtsai. 2019, Nagy és mtsai. 2019, Somlyai és mtsai. 2019). Vizüket elsősorban víztározásra, öntözésre, halastavak feltöltésére használják (Konecsny 2003, Bardóczyné 2010, Dövényi 2010, Fehér 2012). Bár ezek a vízkivételek fontos mezőgazdasági és társadalmi igényeket elégítenek ki, mértékük gyakran eltúlzott (Fehér 2012), ami a vízfolyások kiszáradását okozza. A vízkivételi helyek kialakításának mindmáig legelterjedtebb módja a zsilipek (gátak) telepítése (Fehér 2012), ami erősen hozzájárul a duzzasztott szakaszok élőhelyeinek állóvízi jellegek irányába történő megváltozásához (Varga 2004). Bár a vízfolyások mellett kialakított tározók magas vízállásos időszakban visszatartják a vizet, alacsony vízállásos időszakban már nem biztosítják a vízfolyások által szükségelt vízpótlást (Bardóczyné 2010). Ráadásul alacsony vízhozamuk, mezőgazdasági területekhez és településekhez való közelségük sebezhetővé teszi őket a szervesanyag-szennyezéssel szemben (Fehér 2012, Somlyai és mtsai. 2019). Az Alföld szélsőséges és változékony éghajlata pedig tovább erősíti ezeket a negatív hatásokat (Mika és mtsai. 1995, Somlyódi 2008, Váradi 2021, Sümegi 2022, Szarka 2022).

E tényezők hatására az Alföld területén vizsgált kisvízfolyások felső mederrészlete az Ölyvös kivételével teljesen kiszáradt, középső (és esetenként alsó) mederrészletük pedig időszakos jellegűvé vált. Ez a vízfolyások szitakötő-diverzitásának jelentős mértékű csökkenéséhez vezetett az elmúlt évtizedek során. Az állandó vízborítást és a legalább mérsékelt áramlási sebességet igénylő fajok eltűnése is azt jelzi, hogy a diverzitásvesztés fő oka a vizsgált vízfolyások jellemzőinek megváltozása volt. Bush és mtsai. (2013) azt feltételezte, hogy a kiszáradások

gyakoriságának megnövekedése kedvez a domináns, rövid életciklusú, vándorló (r-stratégista) fajoknak, amelyek könnyedén képesek újranépesíteni az élőhelyeket a kiszáradások után. Ezt a véleményt a jelen vizsgálat eredményei is megerősítik, mivel a fennmaradt fajok többsége elterjedt, gyakori, szárazságtűrő vagy magas diszperziós képességgel rendelkezik.

A Konyári-Kálló jelenlegi és egykori szitakötő-faunájának összehasonlítása különösen nagy mértékű élőhely-degradációt mutatott, amire az egyetlen évtized alatt bekövetkezett ~50%-os diverzitásvesztés is utal. Annak ellenére, hogy a jelenlegi mintavételek egy év alatt történtek, a korábbiak pedig egy négyéves időszakot öleltek át, a mostani vizsgálat intenzitása és gyakorisága biztosította a kisvízfolyás mentén előforduló összes faj kimutatását és az adatok összehasonlíthatóságát. Datry és mtsai. (2014), Piano és mtsai. (2017) és B-Béres és mtsai. (2019) megállapították a generalista és közönséges gerinctelen és kovaalga taxonok dominanciáját az időszakos vízborítású vízfolyásokban. Eredményeim ezt teljes mértékben alátámasztják, mivel a megfigyelt fajok relatív gyakoriságai azt jelzik, hogy a korábbi, kiegyensúlyozott fajegyüttes olyan irányába változott meg, amelyet két gyakori és közönséges faj dominanciája jellemez.

Territoriális viselkedésük miatt több kifejlett szitakötőegyed kénytelen távozni tenyészhelyéről és képes új élőhelyeket benépesíteni. Ez a diszperzió általában a tenyészhelytől elfelé, mintsem egy meghatározott cél felé irányul (Johnson 1960, Johnson 1966, Anholt 1990, Michiels és Dhondt 1991, Conrad és mtsai. 1999). Általánosságban, a szitakötők többsége jó diszperziós képességgel rendelkezik. Ennek köszönhetően a tenyészhelyek közötti távolságok nem feltétlenül jelentenek leküzdhetetlen akadályt számukra (Conrad és mtsai. 1999, Angelibert és Giani 2003, Suhling és mtsai. 2004, Bush és mtsai. 2013), azonban a klímaváltozás okozta élőhely-fragmentáció már jelentősen növeli a diszperzió közben történő elhalálózásukat (Maynou és mtsai. 2017). A szitakötők ezért gyakran kis másodlagos biotópokat, például alföldi kisvízfolyásokat használnak lépőkóként diszperziójuk során (Dolný és mtsai. 2007, Harabis és Dolný 2012, Maynou és mtsai. 2017). Imágóik vizuális ingereket használnak a megfelelő tojáshelyük detektálásához; észlelik a víz felszínéről visszaverődő fény horizontális polarizációját (Corbet 1999) és képesek elkerülni a vízfolyások kiszáradt mederrészleteit (Buchwald 1992, Wildermuth és Horváth 2005, Hardersen 2008, Yalles-Satha és Samraoui 2017). Az időszakos vízborítású vízfolyások azonban hamis jelzéseket adnak a szitakötőknek, „ökológiai csapdát” képezve számukra (Schlaepfer és mtsai. 2002, Robertson és Hutto 2006, Hardersen 2008), így az imágók hiába szaporodnak és raknak tojást a vízfolyásba, ha lárváiknak nincsenek speciális adaptációik a kiszáradások átvészeléséhez, nem lesznek képesek befejezni fejlődésüket (Carpenter és mtsai. 1992, Williams 1997, Hardersen 2008,

Hassall és Thompson 2008). Az ilyen ökológiai csapdák jelentős mértékben hozzájárulnak a szitakötő-populációk pusztulásához (Schlaepfer és mtsai. 2002).

Az alföldi kisvízfolyásokban élő szitakötőlárva jelentős része rendszeresen elpusztul a vízfolyások időszakos jellege miatt. A „vendégegyüttesek” még mindig viszonylag sok faj egyedeiből állnak, ami lehetővé teszi az időszakosan kiszáradó vízfolyások újránépesülését a szomszédos vízterekből. Ez a folyamat azonban nem működik a végtelenségig. A vízterek egyre hosszabban tartó kiszáradása a szitakötő-együttesek diverzitásának gyors csökkenéséhez és a vízterek egyre nagyobb mértékű degradációjához fog vezetni.

Az alföldi kisvízfolyások szitakötő-faunája kevésbé ismert, mivel a kutatók többsége elsősorban hegyvidéki kisvízfolyások vagy folyók fajegyüttesekre koncentrál. Vizsgálataim azonban rámutattak, hogy az alföldi kisvízfolyásokat is egyedi és értékes szitakötő-fajegyüttesek népesítik be és fontos funkciót töltenek be lépőkövekként és másodlagos élőhelyekként. Mivel ezek a kisvízfolyások fokozottan ki vannak téve az antropogén tevékenységek és a klímaváltozás hatásainak, egyre gyakrabban és egyre hosszabb időre száradnak ki. Természeti értékük és diverz szitakötő-fajegyütteseik megőrzése érdekében azonnali intézkedésekre, szabályozásokra és további vizsgálatokra van szükség.

5. Összefoglalás

A dolgozat célja a síkvidéki vizes élőhelyek amfibikus rovarközösségeinek vizsgálata, amihez három csoportjukat választottam ki: a tegzeseket, a csípőszúnyogokat és a szitakötőket. A szitakötőkkel történő vizsgálatokat az Észak-Alföld területén található három kisvízfolyás (Kállai-főfolyás, Konyári-Kálló, Ölyvös) 14 mintavételi helyén végeztem, míg a tegzesekkel és a csípőszúnyogokkal kapcsolatos kutatások a régió Ukrajnához tartozó, rendkívül adathiányos területén történtek (tegzesek: 4 mintavételi hely; csípőszúnyogok: 1 fénycsapdás és 21 rovarszipantós mintavételi hely).

A dolgozat faunisztikai eredményei tanúsítják, hogy az alföldi kisvízfolyásoknál és egyéb vizes élőhelyeknél rendkívül egyedi és értékes tegzesegyüttesek találhatók. Számos, az Alföld területén kihaltnak vélt és veszélyeztetett tegzesfaj előfordulását mutattam ki a mintavételi helyeken (*Hydropsyche guttata*, *Parasetodes respersellus*, *Cyrnus flavidus*). A vizsgálatoknak köszönhetően a Beregi-sík kárpátaljai területéről (Nyugat-Ukrajna) ismert tegzesfajok számát 13-ról 61-re növeltem. Bár az Alföldről a korábbi kutatások nyomán már minden általam gyűjtött csípőszúnyogfaj ismert volt, két a Beregi-síkra ismeretlen (*Aedes nigrinus*, *Uranotaenia unguiculata*) és két Alföld-szerte ritka csípőszúnyogfaj (*Ae. cataphylla*, *Anopheles hyrcanus*) előfordulását igazoltam. A gyűjtött fajok között négy olyan is előfordult, amelyek nem szerepeltek eddig Kárpátalja csípőszúnyogfaunájában (*An. hyrcanus*, *Ae. cataphylla*, *Ae. nigrinus*, *Ur. unguiculata*). Továbbá, az alföldi kisvízfolyások degradációja ellenére a vizsgált vízfolyásoknál még mindig változatos szitakötő-együttest figyeltem meg. A gyakori és széles körben előforduló fajok mellett számos Magyarországon védett és érzékeny fajt is kimutattam (*Somatochlora flavomaculata*, *Orthetrum brunneum*, *Anaiaeschna isoceles*, *Libellula fulva*).

Az említett rovarcsoportok faunisztikai felmérése és a különböző mintavételi helyek fajegyütteseinek összehasonlítása mellett célkitűzéseim között az is szerepelt, hogy milyen élőhelyadottság-preferenciával jellemezhetők a különböző élőhelyeken gyűjtött tegzesegyüttesek és milyen hatással vannak a különböző élőhelyi adottságok a vizsgált csípőszúnyog- (lakott területek, vízfolyások, azon belül kizárólag folyók közelsége, habitattípusok, habitatdiverzitás) és szitakötő-együttesekre (mederrészlet, vízborítás-állandóság). Az e kérdésekre irányuló vizsgálatok az alföldi vizes élőhelyek fontosságát erősítik, mivel a gyűjtött tegzesfajok többségéről

kiderült, hogy elsősorban ezekből az élőhelyekből származtak, nem pedig az egyes mintavételi helyek környezetében szintén megtalálható közepes- vagy nagyfolyókból (mint pl. a Latorca vagy a Tisza). Az Alföld bővelkedik ilyen típusú, féltermészetes vizes élőhelyekben, melyek megőrzése kutatásom alapján feltétlenül javasolt, hiszen még van esély arra, hogy a korábban említett értékes tegzesfajok visszatelepüljenek az Alföld nyugatabbra fekvő részeire is. Az Északkeleti-Alföld területén vizsgált kisvízfolyások felső mederrészlete az Ölyvös kivételével teljesen kiszáradt, középső (és esetenként alsó) mederrészletük pedig időszakos jellegűvé vált, ami a vízfolyások szitakötő-diverzitásának jelentős mértékű csökkenéséhez vezetett az elmúlt évtizedek során. Az állandó vízborítást és a legalább mérsékelt áramlási sebességet igénylő fajok eltűnése is azt jelzi, hogy e diverzitásvesztés fő oka a vizsgált vízfolyások főbb élőhelyei jellemzőinek megváltozása volt. A vizsgált síkvidéki kisvízfolyások középső mederrészlete mutatta a legnagyobb szitakötő-diverzitást, elsősorban fajgazdagságuk és olyan ritka fajok előfordulása miatt, melyek jelenléte csak erre a mederrészletre korlátozódott. Az alsó mederrészleteken annak ellenére is jelentős diverzitáscsökkenés volt tapasztalható, hogy állandó vízborításúak maradtak. E mederrészleteken a közönséges és toleráns fajok domináltak; az érzékeny fajok inkább az időszakos vízborítású középső és felső mederrészleteken fordultak elő. Ezért tehát feltételezhető, hogy a reofil és szűktűrűsű fajok élőhelyigénye összetett, és túlmutat a vízborítás állandóságán vagy időszakosságán. Míg ugyanis az állandó és az időszakos mederrészletek nem mutattak szignifikáns diverzitásbeli különbségeket, az érzékenyebb és ritkább fajok kizárólag az utóbbiakra voltak jellemzők. Az élőhelyi adottságok csípőszúnyogokra gyakorolt hatásának vizsgálata során kapott eredményeim azt mutatják, hogy a vizsgálati területemen a csípőszúnyogok egyedszámára és fajsámára nincs számottevő hatása a habitatdiverzitásnak, illetve a kisebb vízfolyásoktól, és nagyobb folyóktól való távolságnak. A vizsgált élőhelyi adottságok közül a lakott területek közelsége gyakorolt negatív hatást a csípőszúnyogok tömegességére. Bár a lakott területeken és azok környékén sokféle ideális tenyészőhely található (pl.: árkok, kisvízfolyások, állóvizek, technotelmák stb.), azok más természetűek, kevésbé stabilak és zavarásnak erősebben kitéttek, mint a természetes és féltermészetes területek vizes élőhelyei. Az erdei élőhelytípus jó árnyékoltsága és tömpölyökben, illetve egyéb időszakos vízgyülemlekben való gazdagságának köszönhetően növelte a

csípőszúnyog-abundanciát, azonban csökkentette az előforduló fajok számát. Fajok közül az *Ae. cinereus* és az *Ae. rossicus* kötődött az erdei élőhelytípushoz, míg a nagyobb élőhelydiverzitás negatívan hatott rájuk. Az alapvetően erdei élőhelyekre jellemző *Ae. cantans* faj egyedszámára a gyepterület élőhelytípus által való borítottság gyakorolt pozitív hatást, ami okának felderítése további vizsgálatokat igényel. A szántóföldek nagyobb kiterjedése negatívan érintette a csípőszúnyogok egyedszámát, fajok közül pedig az *Ae. cinereus* volt rá a legérzékenyebb. Bár a szántóföldeken is gyakoriak az időszakos vízgyülemlek, a rendszeres fizikai zavarások, bolygatások miatt a csípőszúnyogok többsége nem tudja azokat megfelelően kolonizálni.

Az *An. maculipennis* és a *Culex modestus* csípőszúnyogfajok tekinthetők a vizsgált területen legnagyobb közegészségügyi kockázatot jelentő fajoknak. Annak ellenére, hogy e fajok gyakorisága a mintákban csekély volt, számos súlyos betegség kórokozóját képesek terjeszteni. Az *Ae. cinereus* és *Ae. vexans* fajok hasonló kockázatot jelentenek, mivel bár közepes vektorképességgel jellemezhetők, különösen nagy a helyi gyakoriságuk. Mivel a területen az *Ae. sticticus*, *Ae. vexans*, *Ae. rossicus* és *Ae. cinereus* fajok voltak a legelterjedtebbek és egyben leggyakoribbak, ezért a betegségek közül az általuk potenciálisan terjesztettekhez (Nyugat-Nílusi láz, Tahyna vírus, tularémia, fiariázis és Inkoo vírus) tartozik helyileg a legnagyobb kockázat.

Csípőszúnyog-vizsgálataim eredményei hozzájárulnak az Alföld Nyugat-Ukrajnához tartozó északkeleti részén előforduló együtteseinek biodiverzitásának és gyakoriságának jobb megismeréséhez. Eredményeim ezen túlmenően a vektorszervezetek monitorozására és ellenőrzésére, valamint az általuk terjesztett betegségek megelőzésére összpontosító vizsgálatok és akciótervek alapjául is szolgálhatnak.

Annak érdekében, hogy minél pontosabban tudjuk felmérni a különböző vizes élőhelyek fajegyütteseinek mennyiségi és minőségi összetételét, nélkülözhetetlen megfelelő mintavételi módszerek választása. Ennek érdekében a pozitív fototaxissal rendelkező röpképes rovarok gyűjtéséhez leggyakrabban használt mintavételi módszert, a fénycsapdázást szerettem volna specializálni a tegzesek vizsgálatára. Ebből a célból három olyan UV, két LED és egy fehér fényű kompakt fényforrás hatékonyságát és szelektivitását vizsgáltam a tegzesek vonzására, melyek hullámhossztartománya eltért egymástól, s az ezek általi fogási adatokat összehasonlítottam a fénycsapdáknál tradicionálisan használt

higanygőzlámpáéval. A vizsgált fényforrások szelektivitását összehasonlítva a higanygőzlámpa kevésbé hatékonynak bizonyult, mint a többi vizsgált fényforrás; egyaránt kevesebb fajt és egyedet vonzott, mint a többi használt UV, LED és kompakt fényforrás. 9 fajt (*Cheumatopsyche lepida*, *H. ornatula*, *H. pellucidula*, *Psychomyia pusilla*, *Grammotaulius nigropunctatus*, *Mystacides azureus*, *Lype phaeopa*, *Trichostegia minor* és *Oecetis furva*) csak az alternatív fényforrásokkal sikerült gyűjtenem. A vizsgált fényforrások szelektivitását a különböző tegzescsaládokra nézve is megvizsgáltam. A gyűjtött egyedek száma alapján az Ecnomidae és Hydropsychidae családok esetében nem volt szignifikáns különbség a különböző fényforrások vonzereje között. A Leptoceridae család esetében a higanygőzlámpa volt a leghatékonyabb fényforrás, ezek egyedei nagyobb számban kizárólag ahhoz a két fényforráshoz vonzódtak, melyek a sárga szín hullámhossztartományában is sugároztak (higanygőzlámpa és fehér fényű kompakt fénycső). Ezzel szemben a Limnephilidae és Phryganeidae családok egyedei számára szignifikánsan a higanygőzlámpa volt a legkevésbé hatékony fényforrás. A vizsgálatok eredményei alapján meghatároztam a legmegfelelőbb fényforrásokat és hullámhossztartományt (360–407 nm) az általam gyűjtött tegzesek mintavételezéséhez. Mivel az élőhelyek degradálódása, feldarabolódása és szennyezése veszélyezteti a tegzeseket és az egyéb vízi rovarokat, minden további veszélyeztető tényezőt fel kell tárnunk, és azokra meg kell találnunk a megoldásokat. A vizes élőhelyeken kerülni kell az általam tesztelt fényforrások és minden egyéb olyan fényforrás használatát, mely 360 és 407 nm közötti hullámhossztartományban sugároz, és helyettük olyan fényforrások használata javasolt, melyek fényének nincsenek csúcsai ebben a hullámhossztartományban. A tegzesek további vizsgálatában és monitorozásában nagy segítséget jelenthetnek az általam leghatékonyabbnak talált fényforrások.

A vizsgált élőlénycsoportok jelenlegi diverzitásviszonyainak felmérése mellett azt is fontos feladat vizsgálni, hogy milyen változások történtek a különböző fajegyüttesek összetételében az utóbbi évtizedek alatt. Ehhez a három alföldi kisvízfolyás egykori szitakötő-faunáját hasonlítottam össze az általam végzett kutatás során megfigyeltekkel. Ebből a Konyári-Kálló mostani és korábbi szitakötő-faunájának összehasonlítása volt a leginkább reprezentatív, aminek eredményei különösen nagy mértékű élőhely-degradációt mutattak: a szitakötő-fauna egyetlen évtized alatti ~50%-os veszteségét. A megfigyelt fajok relatív gyakoriságai értékeinek változásai azt

jelzik, hogy a korábbi, sokrétű fajegyüttes olyan irányába tolódott el, amelyet két gyakori és közönséges faj dominanciája jellemez. A lárvák és az exuviumok kifejezetten kis egyedszáma a mintavételi helyeken pedig arra utal, hogy a megfigyelt imágók inkább más területekről származó „vendégimágók” voltak, melyek megpróbálták újra benépesíteni a vízfolyásokat. A vizsgált vízfolyásokban fennmaradt szitakötőfajok többsége elterjedt, gyakori, szárazságtűrő vagy nagy diszperziós képességgel rendelkező faj, ami megerősíti azt a feltevést, hogy a kiszáradások gyakoriságának megnövekedése kedvez a domináns, rövid életciklusú, vándorló (r-stratégista) fajoknak, amelyek képesek újra benépesíteni a kiszáradó élőhelyeket.

Vizsgálataimmal kimutattam, hogy az alföldi kisvízfolyásoknak egyedi és értékes szitakötő-fajegyüttesei vannak, s emellett fontos szerepük van lépőkövekként és másodlagos élőhelyekként. Mivel ezek a kisvízfolyások fokozottan ki vannak téve az antropogén tevékenységek és a klímaváltozás hatásainak, egyre gyakrabban és egyre hosszabb időre száradnak ki. Eredményeim alapján természeti értékük és diverz szitakötő-fajegyütteseik megőrzése érdekében azonnali intézkedésekre, szabályozásokra és további vizsgálatokra van szükség.

6. Summary

The objective of the work was to investigate the amphibious insect assemblages of lowland wetland habitats. Three important groups of amphibious insects were selected for this purpose: caddisflies, mosquitoes, and dragonflies. The investigations of dragonflies were carried out at 14 sampling sites of three lowland small watercourses in the northern part of the Hungarian Great Plain (Kállai-főfolyás, Konyári-Kálló, Ölyvös), while research on dragonflies and mosquitoes was conducted in the extremely data-deficient area of the region belonging to Ukraine (caddisflies: 4 sampling sites; mosquitoes: 1 light trap and 21 insect aspirator sampling sites).

Results of the study prove that the lowland small watercourses and other wetlands maintain highly diverse and valuable caddisfly assemblages. Numerous species considered as extinct or endangered in the Hungarian Great Plain were detected in the sampling sites (*Hydropsyche guttata*, *Cyrtus flavidus*, *Parasetodes respersellus*). In addition, my 6-year study increased the number of listed caddisflies in the Ukrainian portion of the Hungarian Great Plain by 48 species. Although all caught mosquito species are already listed in the Hungarian Great Plain, I detected two species formerly unknown in the Bereg Plain (*Aedes nigrinus*, *Uranotaenia unguiculata*) and two species that are rare in the entire Hungarian Great Plain (*Anopheles hyrcanus*, *Ae. cataphylla*). Among the caught species, four were not mentioned formerly in the mosquito fauna of Transcarpathia (*An. hyrcanus*, *Ae. cataphylla*, *Ae. nigrinus*, *Ur. unguiculata*). Despite the degradation of the small lowland watercourses, rich dragonfly assemblages were observed along the water bodies. Beside the common and widespread species, several sensitive and protected species could be detected at the watercourses (*Anaciaeschna isoceles*, *Somatochlora flavomaculata*, *Libellula fulva*, *Orthetrum brunneum*).

Beyond the faunistic survey of the above-mentioned insect groups and the comparison of the assemblages found in different sampling sites, I also aimed the investigation of the habitat preference of the caddisfly assemblages collected in different habitats and the assessment of the effect of different habitat characteristics on the collected mosquito (distance from wetlands, rivers and inhabited areas, habitat diversity) and dragonfly assemblages (watercourse section, water coverage permanency). These investigations highlight the importance of lowland wetland habitats, as their results revealed that most caught species came from the small watercourses and other wetland

habitats, not from the Tisza- or Latorica Rivers. The Transcarpathian part of the Hungarian Great Plain is rich in these type of wetlands with semi-natural conditions. The conservation of these habitats is suggested as there is still a chance for the valuable species mentioned above to spread back to the western part of the Hungarian Great Plain. With the exception of the Ölyvös, the upper sections of all studied watercourses became completely dried, while their middle sections became intermittent. This caused a strong decrease in their dragonfly diversities over the past years. The correlation between the two phenomena can be explained by the disappearance of species dependent on continuous water coverage and current. The highest diversities were belonged to the assemblages of the intermittent middle sections. The fauna of the lower sections also declined and was dominated by widespread and common species. The sensitive and rare species were more prevalent in the intermittent sections. This indicates the complexity of their habitat requirement, extending beyond water permanency. While there was no significant difference between the diversities of the intermittent and permanent sampling sites, sensitive species were exclusively found in the intermittent ones. Investigations about the effects of the habitat characteristics on the mosquitoes showed that neither the distance from watercourses and rivers nor habitat diversity influenced the qualitative and quantitative composition of mosquito assemblages. Among the investigated habitat characteristics, only the negative effect of the proximity of rural sites on mosquito abundance could be explored. Although in villages and in the surroundings of them, there is a high diversity of oviposition sites, their extent is generally smaller, they are less stable and more disturbed than the wetlands of natural and semi-natural areas.

The forest habitat type, due to its shading and abundance of puddles and other periodic water accumulations, had a positive effect on the abundance of mosquitoes. However, it influenced negatively the number of occurring species. Among species, *Ae. cinereus* and *Ae. rossicus* were associated with the forest habitat type, and the greater habitat diversities had a negative impact on them. The abundance of *Ae. cantans*, characteristic of forest habitats, was positively influenced by the coverage of the grassland habitat type, necessitating further investigations to determine the underlying reasons. The larger expanse of arable lands had a negative impact on the abundance of mosquitoes, with *Ae. cinereus* being the most sensitive species for that. Despite periodic water accumulations being common in arable lands,

regular physical disturbances prevent the majority of mosquitoes from colonizing those.

In the Ukrainian part of the Hungarian Great Plain, *An. maculipennis* and *Culex modestus* can be seen as the locally most dangerous species. Although they showed low abundance, they can transmit a high number of serious diseases. *Ae. cinereus* and *Ae. vexans* cause similar risks since they have medium vector ability (transmitting three and four pathogens) but showed especially high abundances. Since the *Ae. sticticus*, *Ae. vexans*, *Ae. rossicus* and *Ae. cinereus* species are the most abundant and widespread in the area, diseases potentially transmitted by them (West Nile virus, Tahyna virus, tularaemia, filariasis and Inkoo virus) pose the highest risk.

The results of the mosquito investigations contribute to the knowledge of mosquito biodiversity and abundance in the Ukrainian part of the Hungarian Great Plain belonging to West Ukraine. Moreover, my findings provide a foundation for further investigations and action plans focusing on monitoring and controlling vectors and prevention of diseases transmitted by them.

To accurately evaluate the composition of the species assemblages of different wetlands, the selection of appropriate sampling methods is essential. Due to this, I aimed to specialize the most frequently used sampling method for collecting insects with positive phototaxis – light trapping – for the sampling of caddisflies. For this purpose, I investigated the efficiency and selectivity of three UV, two LED, and one mixed-white light sources, whose wavelength ranges differed from each other, in attracting caddisflies. Furthermore, I compared their catches with those of mercury vapour lamps, which is the traditionally used light source type in light traps. The effectivity of the mercury-vapour lamp was lower compared to the other tested light sources, which attracted both more caddisfly species and specimens. Furthermore, nine species – *Cheumatopsyche lepida*, *Hydropsyche ornatula*, *H. pellucidula*, *Psychomyia pusilla*, *Grammotaulius nigropunctatus*, *Trichostegia minor*, *Mystacides azureus*, *Lype phaeopa* and *Oecetis furva* – were exclusively caught using the alternate light sources. The selectivity of the light sources was also investigated for different caddisfly families. No significant differences were found among the attractivities of the tested light sources regarding the number of collected specimens from the Hydropsychidae and Ecnomidae families. However, the mercury-vapour lamp proved to be the most attractive light source for specimens belonging to

the Leptoceridae family, which attracted in higher abundance only to the light sources which emitted in the range of yellow radiation (MV, W). Oppositely, in case of families Limnephilidae and Phryganeidae, the mercury vapour lamp was the less effective light source. Based on the methodological investigation, I identified the most suitable spectrum (360–407 nm) for sampling caddisflies. However, usage of light sources emitting in this wavelength range in public lighting poses a significant threat to caddisflies. As habitat degradation has a profound impact on aquatic insects, including caddisflies, their additional risks should be revealed and addressed. Avoiding the light sources emitting in the identified critical wavelength range (360–407 nm) near wetlands is advised. Conversely, these light sources can be effectively used for sampling and monitoring them.

Beyond assessing the recent diversities of the examined insect groups, investigating the changes in the composition of the various assemblages in the last decades is also an important task. Thus, I compared the former dragonfly faunas of the three typical lowland small watercourses in the Hungarian Great Plain with their recent ones. Among these, the comparison between the past and actual dragonfly assemblages of the Konyári-Kálló was the most representative, showing an extreme diversity loss (~50%) within a decade. Additionally, its species composition shifted to an assemblage dominated by tolerant species from the former well-balanced one. The severe lack of larvae and exuviae indicates that the detected adults were “guest adults”, attempting to colonize the studied watercourses. Results of the investigation also confirm the suggestion that frequent droughts contribute to the dominance of common, generalist and pioneer species.

The research presented the valuable dragonfly assemblages of small lowland watercourses and highlighted their role as secondary biotopes and stepping stones. However, the frequency and duration of their drying periods increased strongly due to the climate change and human activities. Based on the results of the thesis, urgent measures, regulatory actions, and additional investigations are essential to preserve the unique dragonfly assemblages of these lowland small watercourses.

7. Köszönetnyilvánítás

Elsősorban szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, Dr. Dévai György professor emeritus úrnak, aki doktori képzésem alatt végig segítette és támogatta kutatómunkámat, továbbá Dr. Szanyi Szabolcsnak, a bátyámnak, aki nélkülözhetetlen segítséget nyújtott jelen dolgozat elkészüléséhez és akinek iránymutatásai és hasznos tanácsai végig kísérték egyetemi tanulmányaimat és tudományos tevékenységeimet egyaránt. Köszönöm Dr. Nagy Antalnak, a DE MÉK Növényvédelmi Intézet intézetvezető egyetemi docensének az elemzésekben és értékelésekben nyújtott pótolhatatlan segítségét. Köszönettel tartozom Dr. Nagy Sándor Alex és Dr. Szabó László József tanár uraknak és a Hidrobiológiai Tanszék többi munkatársának és doktoranduszainak, hogy egyetemi és doktori tanulmányaim alatt bármilyen kérdéssel és kéréssel fordulhattam hozzájuk. Külön köszönettel tartozom Prof. Dr. Grigorszky István tanszékvezető egyetemi tanár úrnak a szakmai tanácsaiért és a munkavégzésemhez biztosított nyugodt környezetért. Köszönöm barátaimnak a terepi munkában való aktív részvételüket. Köszönettel tartozom a páromnak, aki nyugodt légkört biztosított a dolgozat megírásához. És nem utolsó sorban hálával tartozom szüleimnek, akikre mindig számíthattam és mindvégig támogatták munkámat.

8. Irodalomjegyzék

8.1. Felhasznált irodalom

- Adler PH, Foottit RG (2017) Introduction. In Foottit RG, Adler PH (eds) *Insect Biodiversity: Science and Society*, 2nd ed. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, pp. 1–7.
- Agee HR (1973) Spectral sensitivity of the compound eyes of field-collected adult bollworms and tobacco budworms. *Annals of the Entomological Society of America* 66: 613–615. <https://doi.org/10.1093/aesa/66.3.613>
- Albertson LK, Cardinale BJ, Sklar LS (2014) Non-additive increases in sediment stability are generated by macroinvertebrate species interactions in laboratory streams. *PLOS One* 9(8): e103417. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103417>
- Alfonzo D, Grillet ME, Liria J, Navarro J-C, Weaver SC, Barrera R (2005) Ecological characterization of the aquatic habitats of mosquitoes (Diptera: Culicidae) in enzootic foci of Venezuelan equine encephalitis virus in Western Venezuela. *Journal of Medical Entomology* 42(3): 278–284.
- Ambrus A, Danyik T, Kovács T, Olajos P (2018) Magyarország szitakötőinek kézikönyve. Magyar Természettudományi Múzeum, Herman Ottó Intézet Nonprofit Kft., Budapest, 290 pp.
- Angelibert S, Giani N (2003) Dispersal characteristics of three odonate species in a patchy habitat. *Ecography* 26(1): 13–20. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03372.x>
- Anholt BR (1990) Size-biased dispersal prior to breeding in a damselfly. *Oecologia* 83(3): 385–387. <https://doi.org/10.1007/BF00317564>
- Ashfaq M, Khan RA, Khan MA, Rasheed F, Hafeez S (2005) Insect Orientation to various colour lights in the agricultural biomes of Faisalabad. *Pakistan Entomologist* 27(1): 49–52.
- Avramov M, Thaivalappil A, Ludwig A, Miner L, Cullingham CI, Waddell L, Lapen DR (2024) Relationships between water quality and mosquito presence and abundance: a systematic review and meta-analysis. *Journal of Medical Entomology* 61(1): 1–33.
- Baker PR, Sadovy Y (1978) The distance and nature of the light-trap response of moths. *Nature* 276: 818–821. <https://doi.org/10.1038/276818a0>
- Balzan MV (2012) Associations of dragonflies (Odonata) to habitat variables within the Maltese Islands: a spatio-temporal approach. *Journal of Insect Science* 12: 87. <https://doi.org/10.1673/031.012.8701>
- Band SS, Vaishampayan S, Shrikant P, Navya M (2019) Comparative efficiency of ultra violet black lamp and mercury vapour lamp as a light source in light trap against major insect pest of Kharif crops. *Journal of Entomology and Zoology Studies* 7(1): 532–537.

- Barber MA, Rice JB (1935) Malaria studies in Greece: The malaria infection rate in nature and in the laboratory of certain species of *Anopheles* of East Macedonia. *Annals of Tropical Medicine & Parasitology* 29(3): 329–348. <https://doi.org/10.1080/00034983.1935.11684854>
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB (1999) Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2nd Edition. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, 337 pp.
- Bardóczné SE (2010) Kisvízfolyások és vízgyűjtő területeik problémái, különös tekintettel a vidékfejlesztésre. In Kovács G, Gelencsér G, Centeri C (eds) Az Élhető Vidékért 2010. Környezetgazdálkodási Konferencia, Siófok. Koppányvölgyi Vidékfejlesztési Közhasznú Egyesület, Törökkoppány, pp. 111–116.
- Barghini A (2008) Influência da Iluminação Artificial sobre a Vida Silvestre: técnicas para minimizar os impactos, com especial enfoque sobre os insectos. Dissertation, Universidade de São Paulo. [in Portuguese]
- Barghini A, Medeiros BAS (2012) UV radiation as an attractor for insects. *LEUKOS – Journal of Illuminating Engineering Society of North America* 9(1): 47–56. <https://doi.org/10.1582/LEUKOS.2012.09.01.003>
- Bartholy J, Pongracz R (2005) Tendencies of extreme climate indices based on daily precipitation in the Carpathian Basin for the 20th century. *Quarterly Journal of Hungarian Meteorological Service* 109: 1–20.
- Bartholy J, Pongracz R, Pieczka I (2014) How the climate will change in this century? *Hungarian Geographical Bulletin* 63: 55–67. <https://doi.org/10.15201/hungeobull.63.1.5>
- Bartout P, Touchart L, Terasma J, Choffel Q, Marzecova A, Koff T, Kapanen G, Qsair Z, Maleval V, Millot C, Saudubray J, Aldomany M (2015) A new approach to inventorying bodies of water, from local to global scale. *Journal of the Geographical Society of Berlin* 146: 245–258. <https://doi.org/10.12854/erde-146-20>
- Bates AJ, Sadler JP, Everett G, Grundy D, Lowe N, Davis G, Baker D, Bridge M, Clifton J, Freestone R, Gardner D, Gibson C, Hemming R, Howarth S, Orridge S, Shaw M, Tams T, Young H (2013) Assessing the value of the Garden Moth Scheme citizen science dataset: How does light trap type affect catch? *Entomologia Experimentalis et Applicata* 146(3): 386–397. <https://doi.org/10.1111/eea.12038>
- Bauer N, Kenyeres Z, Tóth S, Sáringer-Kenyeres T (2011) Connections – between the habitat pattern and the pattern of the mosquito larval assemblages. *Biologia* 66: 877–885.
- B-Béres V, Tóthmérész B, Bácsi I, Borics G, Abonyi A, Tapolczai K, Rimet F, Bouchez Á, Várbíró G, Török P (2019) Autumn drought drives functional diversity of benthic diatom assemblages of continental

- intermittent streams. *Advances in Water Resources* 126: 129–136.
<https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2019.02.010>
- Becker N, Petric D, Zgomba M, Boase C, Madon M, Dahl C, Kaiser A (2010) Biology of mosquitoes. In Becker N, Petric D, Zgomba M, Boase C, Madon M, Dahl C, Kaiser A (eds) *Mosquitoes and their control*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 9–24.
- Beier JC, Kenawy MA, El Said S, Merdan AI (1986) Vector potential of culicine mosquitoes in Faiyum Governorate, Egypt. *Journal of American Mosquito Association* 2: 164–167.
- Belton P, Kempster RH (1963) Some factors affecting the catches of Lepidoptera in light traps. *The Canadian Entomologist* 95(2): 832–837.
<https://doi.org/10.4039/Ent95832-8>
- Bhandari G, Jha SK, Giri YP, Manandhar HK, Jha PK, Devkota N, Thapa P, Thapa RB (2017) Performance evaluation of locally developed black light trap for maize insects monitoring in Chitwan, Nepal. *Journal of Maize Research and Development* 3(1): 98–107.
<https://doi.org/10.3126/jmrd.v3i1.18926>
- Biggs J, von Fumetti S, Kelly-Quinn M (2017) The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia* 793: 3–39.
<https://doi.org/10.1007/s10750-016-3007-0>
- Blahnik RJ, Holzenthal RW (2004) Collection and curation of Trichoptera, with an emphasis on pinned material. Nectopsyche. *Neotropical Trichoptera Newsletter* 1: 8–25.
- Blanton FS, Galindo P, Peyton EL (1955) Report of a three-year light trap survey for biting Diptera in Panama. *Mosquito News* 15: 90–93.
- Blomberg O, Itamies J, Kuusela K (1976) Insect catches in a blended and a black light-trap in northern Finland. *Oikos* 27: 57–63.
- Blomgren E, Hesson JC, Schafer ML, Lundström JO (2018) Pest occurrence of *Aedes rossicus* close to the Arctic Circle in northern Sweden. *Journal of Vector Ecology* 43(1): 36–43.
- Bölöni J, Molnár Z, Kun A (szerk) (2011) Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót, 441 pp.
- Bouhala Z, Khemissa C, Márquez-Rodríguez J, Ferreras-Romero M, Samraoui B (2019) Ecological correlates of odonate assemblages of a Mediterranean stream, Wadi Cherf, northeastern Algeria: implications for conservation. *International Journal of Odonatology* 22(3–4): 181–197. <https://doi.org/10.1080/13887890.2019.1688199>
- Braverman Y, Kitron U, Killick-Kendrick R (1991) Attractiveness of vertebrate hosts to *Culex pipiens* (Diptera: Culicidae) and other mosquitoes in Israel. *Journal of Medical Entomology* 28: 133–138.

- Brehm G (2017) A new LED lamp for the collection of nocturnal Lepidoptera and a spectral comparison of light-trapping lamps. *Nota Lepidopterologica* 40(1): 87–108. <https://doi.org/10.3897/nl.40.11887>
- Bried JT, Herman B, Ervin G (2007) Umbrella potential of plants and dragonflies for wetland conservation: a quantitative case study using the umbrella index. *Journal of Applied Ecology* 44: 833–842. <https://doi.org/10.1086/682174>
- Bried JT, Samways MJ (2015) A review of odonatology in freshwater applied ecology and conservation science. *Freshwater Science* 34: 1023–1031. <https://doi.org/10.1086/682174>
- Briers RA, Biggs J (2003) Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. *Aquatic Conservation* 13: 323–330. <https://doi.org/10.1002/aqc.576>
- Brugman VA, England ME, Stoner J, Tugwell L, Harrup LE, Wilson AJ, Medlock JM, Logan JG, Fooks AR, Mertens PPC, Johnson N, Carpenter S (2017) How often do mosquitoes bite humans in southern England? A standardised summer trial at four sites reveals spatial, temporal and site-related variation in biting rates. *Parasites & Vectors* 10: 420. <https://doi.org/10.1186/s13071-017-2360-9>
- Brysiewicz A, Czerniejewski P, Dabrowski J, Formicki K (2022) Characterisation of benthic macroinvertebrate communities in small watercourses of the European Central Plains Ecoregion and the effect of different environmental factors. *Animals* 12: 606. <https://doi.org/10.3390/ani12050606>
- Buchwald R (1992) Vegetation and dragonfly fauna - characteristics and examples of biocenological field studies. *Vegetatio* 101(2): 99–107. <https://doi.org/10.1007/BF00033195>
- Buczynska E, Shapoval PA, Buczyński P (2014) The northernmost European record of *Parasetodes respersellus* (Trichoptera: Leptoceridae) from the Courish Spit (Russia) with notes on its distribution and imaginal morphology. *Turkish Journal of Zoology* 38: 631–636. <https://doi.org/10.3906/zoo-1401-1>
- Buczyński P, Zawal A, Buczyńska E, Stępień E, Dąbkowski P, Michoński G, Szlauer-Łukaszewska A, Pakulnicka J, Stryjecki R, Czachorowski S (2016) Early recolonization of a dredged lowland river by dragonflies (Insecta: Odonata). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 417(43): 1–11. <https://doi.org/10.1051/kmae/2016030>
- Bush A, Theischinger G, Nipperess D, Turak E, Hughes L (2013) Dragonflies: Climate canaries for river management. *Diversity and Distributions* 19(1): 86–97. <https://doi.org/10.1111/ddi.12007>

- Calor A, Mariano R (2012) UV light pan traps for collecting aquatic insects. *Entomo Brasilis* 5(2): 164–166. <https://doi.org/10.12741/ebrazilis.v5i2.187>
- Calzolari M (2016) Mosquito-borne diseases in Europe: an emerging public health threat. *Reports in Parasitology* 5: 1–12.
- Camp JV, Bakonyi T, Soltész Z, Zechmeister T, Nowotny N (2018) *Uranotaenia unguiculata* Edwards, 1913 are attracted to sound, feed on amphibians, and are infected with multiple viruses. *Parasites & Vectors* 11: 456.
- Cardinale BJ, Palmer MA, Collins SL (2002) Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature* 415: 426–429. <https://doi.org/10.1038/415426a>
- Carpenter SR, Kitchell JF, Fisher SG, Grimm NB (1992) Global change and freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 119–139. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.001003>
- Catlin PA (2009) A potential for the use of dragonfly (Odonata) diversity as a bioindicator of the efficiency of sewage lagoons. *The Canadian Field-Naturalist* 119: 233–236. <https://doi.org/10.22621/cfn.v119i2.111>
- Cebrián-Camisión S, Puente JM, Figuerola J (2020) A literature review of host feeding patterns of invasive *Aedes* mosquitoes in Europe. *Insects* 11: 848.
- Cham SA (1992) Ovipositing behaviour and observations on eggs and prolarva of *Ischnura pumilio*. *Journal of the British Dragonfly Society* 8: 6–10. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9297-z>
- Chaves LF, Hamer GL, Walker ED, Brown WM, Ruiz MO, Kitron UD (2011) Climatic variability and landscape heterogeneity impact urban mosquito diversity and vector abundance and infection. *Ecosphere* 2: 70.
- Chernyshev VB (1961) Comparison between the flight responses of insects to light from a mercury quartz lamp and to clear ultra-violet radiation from the same lamp. *Entomological Review* 40: 308–309.
- Chesterton C (2009) Environmental impacts of land management. Nature England, Sheffield, 175 pp.
- Chovanec A, Schiemer F, Waidbacher H, Spolwind R (2002) Rehabilitation of a heavily modified river section of the Danube in Vienna (Austria): biological Assessment of landscape linkages on different scales. *International Review of Hydrobiology* 87: 183–195. [https://doi.org/10.1002/1522-2632\(200205\)87:2/3%3C183::AIDIROH183%3E3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200205)87:2/3%3C183::AIDIROH183%3E3.0.CO;2-R)
- Clark TE, Samways MJ (1996) Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa. *Journal of Applied Ecology* 33: 1001–1012. <https://doi.org/10.2307/2404681>

- Conrad KF, Willson KH, Harvey IF, Thomas CJ, Sherratt TN (1999) Dispersal characteristics of seven odonate species in an agricultural landscape. *Ecography* 22(5): 524–531. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb01282.x>
- Corbet PS (1999) Dragonflies: Behavior and ecology of Odonata. Cornell University Press, Ithaca, 864 pp.
- Córdoba-Aguilar A (2008) Dragonflies and damselflies. Model organisms for ecological and evolutionary research. Oxford University Press, Oxford, 304 pp. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199230693.001.0001>
- Couceiro SR, Forsberg BR, Padovesi-Fonseca C (2011) Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. *Austral Ecology* 36: 628–637. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02198.x>
- Cowan T, Gries G (2009) Ultraviolet and violet light: attractive orientation cues for the Indian meal moth, *Plodia interpunctella*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 131(2): 148–158. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2009.00838.x>
- Cross WF, Wallace JB, Rosemond AD, Eggert SL (2006) Whole-system nutrient enrichment increases secondary productivity in a detritus-based ecosystem. *Ecology* 87: 1556–1565. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87%5b1556:WNEISP%5d2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87%5b1556:WNEISP%5d2.0.CO;2)
- Czacharowski S, Godunko R (2006) The first checklist of Caddisflies (Insecta: Trichoptera) of Ukraine. *Trichopteron* 21: 3–9. [In Polish]
- da Silva Monteiro Júnior C, Couceiro SR, Hamada N, Juen L (2013) Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *International Journal of Odonatology* 16: 135–144. <https://doi.org/10.1080/13887890.2013.764798>
- Datry T, Larned ST, Fritz KM, Bogan MT, Wood PJ, Meyer EI, Santos AN (2014) Broad-scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: effects of flow intermittence. *Ecography* 37: 94–104. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00287.x>
- de Oliveira-Junior JM, Shimano Y, Gardner TA, Hughes RM, de Marco Júnior P, Juen L (2015) Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecology* 40: 733–744. <https://doi.org/10.1111/aec.12242>
- Deli T, Sümegi P (1999) Biogeographical characterisation of Szatmár-Bereg plain based on the Mollusc fauna. In Hamar J, Sárkány-Kiss E (eds) The Upper Tisza Valley. Tiscia Monograph Series, Szeged, pp. 471–477.

- Deli T, Sümegi P, Kiss J (1997) Biogeographical characterisation of the Mollusc fauna on Szatmár-Bereg Plain. In Tóth E, Horváth R (eds) Proceedings of the “Research Conservation, Management” Conference. ANP Füzetek Aggtelek I, Aggtelek, pp. 123–129.
- Demchyshyna I, Novohatniy Y, Nebogatkin I (2018) Problems of epidemiological surveillance of West Nile Fever in Ukraine. *Online Journal of Public Health Informatics* 10(1): 159. <https://doi.org/10.5210/ojphi.v10i1.8952>
- Dévai Gy (1976) Javaslat a szárazföldi (kontinentális) vizek csoportosítására. *Acta biologica debrecina* 13: 147–161.
- Dévai Gy (1992) Vízminőség és ökológiai vízminősítés. *Acta biologica debrecina. Supplementum oecologica hungarica* 4: 1–240.
- Dévai Gy (1997) Vízter-típológiai törzsadattár (V-NÉR). In Fekete G, Molnár Z, Horváth F (eds) A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhelyosztályozási Rendszer. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 293–298.
- Dévai Gy (2016) Első módosítás “A magyar szitakötő-fauna (Odonata) új taxonjegyzéke” című közleményhez. *Studia Odonatologica Hungarica* 18: 95–98.
- Dévai Gy, Miskolczi M (1999) Adatok az Ölyvös szitakötő-faunájához (Odonata). *Studia Odonatologica Hungarica* 5: 5–13.
- Dévai Gy, Miskolczi M (2009) A Lónyay-főcsatorna 2003. Évi hidroökológiai állapotfelmérésének odonológiai eredményei. *Studia Odonatologica Hungarica* 10: 21–38.
- Dévai Gy, Miskolczi M (2011) Adatok a Nyírség szitakötő-faunájához. *Studia Odonatologica Hungarica* 13: 71–80.
- Dévai Gy, Miskolczi M, Szanyi K, Szeles J, Illár M, Jakab T (2021) Az ökológiai vízigény vizsgálata céljából négy Felső-Tisza-vidéki vízfolyáson végzett odonológiai felmérések faunisztikai adatai. *Studia Odonatologica Hungarica* 21: 63–78.
- Dévai Gy, Müller Z, Miskolczi M, Dévai I, Wittner I (2005) Az Ölyvös, mint egy tipikus természetközeli állapotú alföldi ér átfogó jellemzése. *Hidrológiai Közöny* 85(6): 32–35.
- Dijkstra KD, Lewington R (2006) Field guide to the dragonflies of Britain and Europe. British Wildlife Publishing, Gillingham, 320 pp.
- Dinu S, Cotar AI, Panculescu-Gatej IR, Falcuta E, Prioteasa FL, Sirbu A, Oprisan G, Badescu D, Reiter P, Ceianu CS (2015) West Nile virus circulation in south-eastern Romania, 2011 to 2013. *Euro surveillance* 20(20): 21130.

- Dohet A (2002) Are caddisflies an ideal group for the biological assessment of water quality in streams? *Nova Supplementa Entomologica* 15: 507–520.
- Dolný A, Barta D, Waldhauser M, Holusa O, Hanel L (2007) The dragonflies of the Czech Republic: Ecology, conservation and distribution. Cesky svaz ochrancu prirody, Vlasim, 672 pp.
- Donatello S, Rodríguez R, Quintero MGC, JRC OW, Van Tichelen P, Van V, Hoof TGV (2019) Revision of the EU Green Public Procurement Criteria for Road Lighting and Traffic Signals. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 128 pp.
- Dövényi Z (2010) Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 pp.
- Downing JA, Cole JJ, C.M. D, Middelburg JJ, Melack JM, Prairie YT, Kortelainen P, Striegl RG, McDowell WH, Tranvik LJ (2012) Global abundance and size distribution of streams and rivers. *Inland Waters* 2: 229–236. <https://doi.org/10.5268/IW-2.4.502>
- Downing JA, Prairie YT, Cole JJ, Duarte CM, Tranvik LJ, Striegl RG, McDowell WH, Kortelainen P, Caraco NF, Melack JM, Middelburg JJ (2006) The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography* 51: 2388–2397. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.5.2388>
- Dukay I (2000) Kézikönyv a kisvízfolyások komplex vizsgálatához. GÖNCÖL Alapítvány és Szövetség, Vác, 170 pp.
- Eguchi E, Watanabe K, Hariyama T, Yamamoto K (1982) A comparison of electrophysiologically determined spectral responses in 35 species of Lepidoptera. *Journal of Insect Physiology* 28(8): 675–682. [https://doi.org/10.1016/0022-1910\(82\)90145-7](https://doi.org/10.1016/0022-1910(82)90145-7)
- Elosegi A, Díez J, Mutz M (2010) Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia* 657: 199–215. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0083-4>
- Epsky ND, Morrill WL, Mankin RW (2008) Traps for Capturing Insects. In Capinera JL (ed) *Encyclopedia of Entomology*. Springer, Dordrecht, pp. 3887–3901.
- Fehér J (2012) Mezőgazdasági szempontok a vízgyűjtőgazdálkodási tervekben. *Agrártudományi Közlemények* 49: 149–152.
- Ferraguti M, Hernández-Lara C, Sehgal RNM, Santiago-Alarcon D (2020) Anthropogenic effects on avian haemosporidians and their vectors. In Santiago-Alarcon D, Marzal A (eds) *Avian malaria and related parasites in the tropics: Ecology, evolution and systematics*. Springer, Cham, pp. 451–485.

- Ferraguti M, Martínez de la Puente J, Roiz D, Ruiz S, Soriguer R, Figuerola J (2016) Effects of landscape anthropization on mosquito community composition and abundance. *Scientific Reports* 6:29002.
- Ferraguti M, Martínez-de la Puente J, Bensch S, Roiz D, Ruiz S, Viana DS, Soriguer RC, Figuerola J (2018) Ecological determinants of avian malaria infections: an integrative analysis at landscape, mosquito and vertebrate community levels. *Journal of Animal Ecology* 87:727–740.
- Ferraira V, Albarino R, Larranaga A, LeRoy CJ, Masese FO, Moretti MS (2023) Ecosystem services provided by small streams: an overview. *Hydrobiologia* 850: 2501–2535. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05095-1>
- Gazzavi-Rogozina L, Filiptsova O, Naboka O, Ochkur A (2017) The Species Composition of Malaria Mosquitoes in the Kharkov Region (Ukraine): Natural Factors of Malaria Spread. *Gazi Medical Journal* 28(1): 31–34. <https://doi.org/10.12996/gmj.2017.08>
- Georgakakos KP, Kavvas ML (1987) Precipitation analysis, modeling, and prediction in hydrology. *Reviews of Geophysics* 25: 163–178. <https://doi.org/10.1029/RG025i002p00163>
- Giller P, Malmqvist B (2000) The biology of streams and rivers. Oxford University Press, Oxford, 304 pp.
- Gomi T, Sidle RC, Richardson JS (2002) Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *Bioscience* 52: 905–916. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0905:UPADLO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0905:UPADLO]2.0.CO;2)
- Górecki K (2011) First records of *Oecismus monedula* (Hagen, 1859) and *Oecetis testacea* Curtis, 1834 (Trichoptera) from Ukraine. *Polish Journal of Entomology* 80: 485–492. <https://doi.org/10.2478/v10200-011-0036-x>
- Graf W, Murphy J, Dahl J, Zamora-Munoz C, López-Rodríguez MJ (2008) Distribution and ecological preferences of European freshwater organisms. Volume 1: Trichoptera. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, 388 pp.
- Haddock JK, Threlfall GC, Law B, Hochuli DF (2019) Responses of insectivorous bats and nocturnal insects to local changes in street light technology. *Austral ecology* 44: 1052–1064. <https://doi.org/10.1111/aec.12772>
- Hagen H (1858) Russlands Neuropteren. *Entomologische Zeitung* 19: 110–134.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1–9.
- Harabis F, Dolný A (2012) Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale.

- Journal of Insect Conservation* 16: 121–130.
<https://doi.org/10.1007/s10841-011-9400-0>
- Harbach RE, Dallimore T, Briscoe AG, Culverwell CL, Vaux AGC, Medlock JM (2017) *Aedes nigrinus* (Eckstein, 1918) (Diptera, Culicidae), a new country record for England, contrasted with *Aedes sticticus* (Meigen, 1838). *ZooKeys* 671: 119–130.
- Hardersen S (2008) Dragonfly (Odonata) communities at three lotic sites with different hydrological characteristics. *Italian Journal of Zoology* 75(3): 271–283. <https://doi.org/10.1080/11250000801925227>
- Hartstack Jr AW, Hollingsworth JP, Lindquist DA (1968) A technique for measuring trapping efficiency of electric insect traps. *Journal of Economic Entomology* 61: 546–552.
<https://doi.org/10.1093/jee/61.2.546>
- Hashim ZP, Aguilera-Cruz J, Luke-Currier A, Airapetian K, Silaghi LA, Alsamara I (2023) On urgently tackling the mosquito-borne diseases in the European Union. *South Eastern European Journal of Public Health*, 56–78.
- Hassall C, Thompson DJ (2008) The impacts of environmental warming on Odonata: a review. *International Journal of Odonatology* 11(2): 131–153. <https://doi.org/10.1080/13887890.2008.9748319>
- Helge K, Mandy S, Dorothee EZ, Doreen W (2016) The *Anopheles maculipennis* complex (Diptera: Culicidae) in Germany: an update following recent monitoring activities. *Journal of Parasitology Research* 115: 3281–3294. <https://doi.org/10.1007/s00436-016-5189-9>
- Holzenthal RW, Blahnik RJ, Prather AL, Kier KM (2007) Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies. *Zootaxa* 1668: 639–698.
<https://doi.org/10.11646/zootaxa.1668.1.29>
- Hubálek Z (2008) Mosquito-borne viruses in Europe. *Journal of Parasitology Research* 103(1): 29–43. <https://doi.org/10.1007/s00436-008-1064-7>
- Hubálek Z, Halouzka J (1999) West Nile Fever – a Reemerging Mosquito-Borne Viral Disease in Europe. *Emerging Infectious Diseases* 5(5): 643–650. <https://doi.org/10.3201/eid0505.990505>
- Hubálek Z, Rudolf I, Nowotny N (2014) Arboviruses pathogenic for domestic and wild animals. *Advances in Virus Research* 89: 201–275.
- Huldén L, Huldén L, Heliövaara K (2005) Endemic malaria: an “indoor” disease in northern Europe. Historical data analysed. *Malaria Journal* 4: 19. <https://doi.org/10.1186%2F1475-2875-4-19>
- Infusino M, Brehm G, Di Marco C, Scalercio S (2017) Assessing the efficiency of UV LEDs as light sources for sampling the diversity of macro-moths (Lepidoptera). *European Journal of Entomology* 114(1): 25–33. <https://doi.org/10.14411/eje.2017.004>

- Ivlev VS, Ivasik VM (1961) The materials on the biology the mountain rivers of the Soviet Zakarpat'ia. *Trudy Vsesoiuznogo Hidrobiologicheskogo Obshchestva* 11: 171–188. [In Ukrainian]
- Jackson JK, Resh VH (1989) Activities and ecological role of adult aquatic insects in the riparian zone of streams. In Abell DL (ed) *Proceedings of the California riparian systems conference: protection, management, and restoration for the 1990s*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-110. Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Berkeley, pp. 342–346.
- Jakab T (2013) Miniszteri rendelet ismertetése. *Studia Odonatologica Hungarica* 15: 137–139.
- Járfás J (1977) Kártevő sodrómolyok fénycsapdázásának eredményei. *Kertészeti Egyetem Közleményei* 41: 123–126.
- Járfás J, Tóth J (1977) Forecast and protection of the damaging *Melolontha* species in vineyard. *Szőlőtermesztési Agrokémiai Tájékoztató* 3(1): 2–7.
- Jehamalar EE, Golda DB, Kiruba S, Das SS (2010) Trichopterans as a bioindicators of a stream ecosystem. *Journal of Basic and Applied Biology* 4(3): 86–90.
- Jermý T (1998) Befolyásolja-e a fénycsapda a rovarok egyedsűrűségét a természetben? *Növényvédelem* 34(5): 225–228.
- Johnson CG (1960) A basis for a general system of insect migration and dispersal by flight. *Nature* 186: 348–350. <https://doi.org/10.1038/186348a0>
- Johnson CG (1966) A Functional System of Adaptive Dispersal by Flight. *Annual Review of Entomology* 11(1): 233–260. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.11.010166.001313>
- Johnson MF, Gomez A, Pinedo-Vasquez M (2008) Land use and mosquito diversity in the Peruvian Amazon. *Journal of Medical Entomology* 45: 1023–1030.
- Jonason D, Franzén M, Ranius T (2014) Surveying moths using light traps: effects of weather and time of year. *PLoS ONE* 9: e92453. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092453>
- Jung WJ, Brown M, Campbell IC, Finlayson M, Gopal B, Ramberg L, Warner BG (2006) The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. *Aquatic Sciences* 68: 400–414.
- Kádár F, Szél Gy (1995) Data on ground beetles captured by light traps in Hungary (Coleoptera, Carabidae). *Folia Entomologica Hungarica* LVI: 37–43.
- Kadlec T, Pikner M, Piknerova G (2016) Sex-biased response in activity to light sources with different spectral composition in geometrid moths with flightless females (Lepidoptera: Geometridae). *Bulletin of*

- Kenyeres Z (szerk) (2022) Csípőszúnyogfajok magyarországi elterjedése és biológiája. *Acta Biologica Debrecina. Supplementum Oecologica Hungarica* 36: 1–87.
- Kenyeres Z, Bauer N, Garamszegi LZs (2022) Ecological predictors of human malaria risk during different phases of the elimination: an analysis of historical data. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* 22(1): 29–38. <https://doi.org/10.1089/vbz.2021.0064>
- Kenyeres Z, Sáringer-Kenyeres M (2022) Predictability of the distribution of human-biting mosquitoes using large-scale habitat patterns. *Hydrobiologia* 849: 1041–1052.
- Kenyeres Z, Tóth S (2008) Csípőszúnyog-határozó II. (Imágók). Pannónia Központ Szakértői és Tanácsadói Koordinációs Kft., Keszthely, 96 pp.
- Kenyeres Z, Tóth S, Sáringer-Kenyeres T, Márkus A, Bauer N (2017) Ecology-based mapping of mosquito breeding sites for area-minimized BTI treatments. *Biologia* 72: 204–214.
- Kilochytska NP (2012) Synantropy of bloodsucking mosquitoes (Diptera, Culicidae) under conditions of Kyiv. *Vestnik Zoologii* 46: 461–466. <https://doi.org/10.2478/v10058-012-0035-8>
- Kilochytska NP (2013) Extension of habitat of female bloodsucking mosquitoes in Solomeskiy district, Kiev. *Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, medicine* 4(2): 71–75. [in Ukrainian]
- Kilochytska NP (2014) Grouping of bloodsucking mosquitoes (Diptera, Culicidae) in the urban ecosystem of Kyiv. Dissertation for the candidate of biological degree. Taras Shevchenko National University of Kyiv. Kyiv, Ukraine. [in Ukrainian]
- Kilochytska NP, Kilochytskiy PY (2017) Changes of Kyiv fauna mosquitoes for the last 30 years. *Vestnik Zoologii* 23: 58–62. [in Ukrainian]
- Kilochytska NP, Stetsenko O (2015) Qualitative and Quantitative Changes in Compositions of Species of Antropofilous Mosquitoes in the Kanev Natural Reserve. *Lesia Ukrainka Eastern European National University Scientific Bulletin, Biological Sciences* 12: 84–87. [in Ukrainian] <https://doi.org/10.29038/2617-4723-2015-313-84-87>
- Kilochytska NP, Stetsenko O (2017) Mosquito (Diptera; Culicidae) of Pyryatyn district. *Bulletin of Taras Shevchenko National University of Kyiv, Biological Sciences* 2: 37–39. [in Ukrainian] https://doi.org/10.17721/1728_2748.2017.74.37-39
- Kiss O (2002) Diversity of Trichoptera. Cinóber Gyorsnyomda, Eger, 112 pp.
- Konecsny K (2003) Nyíregyháza vízrajza és vízgazdálkodása. In Frisnyák S (ed) Nyíregyháza: előadások a város újratelepítésének 250.

- évfordulóján. Nyíregyházi Főiskola, Földrajz Tanszék, Nyíregyháza, pp. 37–49.
- Kristensen P, Globovnik L (2014) European small waterbodies. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 114: 281–287. <https://doi.org/10.3318/BIOE.2014.13>
- Krüger A, Börstler J, Badusche M, Lühken R, Garms R, Tannich E (2014) Mosquitoes (Diptera: Culicidae) of metropolitan Hamburg, Germany. *Parasitology Research* 113: 2907–2914.
- Kuhn R (2002) Colonisation of the floodwater mosquito *Aedes vexans* (Meigen) (Diptera: Culicidae). *Journal of the European Mosquito Control Association* 12: 7–16.
- Kurucz K, Kemenesi G, Zana B, Zeghibib S, Oldal M, Jakab F (2017) Ecological preferences of the putative West Nile virus vector *Uranotaenia unguiculata* mosquito with description of an original larval habitat. *North-Western Journal of Zoology* 13(2): 193–199.
- Lake PS (2003) Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48: 1161–1172. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01086.x>
- Larsson M, Göthberg A, Milberg P (2020) Night, light and flight: light attraction in Trichoptera. *Insect Conservation and Diversity* 13(3): 296–302. <http://doi.org/10.1111/icad.12379>
- Lenat DR (1993) A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 279–290. <https://doi.org/10.2307/1467463>
- Leonard JBC (1959) Malaria research and eradication in the USSR. A review of Soviet achievements in the field of malariology. *Bulletin of the World Health Organization* 21(6): 737–772.
- Leopoldo MR (2008) Global diversity of mosquitoes (Insecta: Diptera: Culicidae) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 477–487. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_48
- Levitskyi O (2016) History of Research of Mosquitoes in Ukrainian Polissya. *Lesia Ukrainka Eastern European National University Scientific Bulletin, Biological Sciences* 12: 88–93. [in Ukrainian] <https://doi.org/10.29038/2617-4723-2016-337-12-88-93>
- Lewin I, Czerniawska-Kusza I, Szoszkiewicz K, Ławniczak AE, Jusik S (2013) Biological indices applied to benthic macroinvertebrates at reference conditions of mountain streams in two ecoregions (Poland, the Slovak Republic). *Hydrobiologia* 709: 183–200. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1448-2>
- Loaiza JR, Rovira JR, Sanjur OI, Zepeda JA, Pecor JE, Foley DH, Dutari L, Radtke M, Pongsiri MJ, Molinar OS, Laporta GZ (2019) Forest

- disturbance and vector transmitted diseases in the lowland tropical rainforest of central Panama. *Tropical Medicine and International Health* 24(7): 849–861.
- Lühken R, Becker N, Dyczko D, Sauer FG, Kliemke K, Schmidt-Chanasit J, Rydzanicz K (2023) First record of *Anopheles* (*Anopheles*) *hyrcanus* (Pallas 1771) (Diptera: Culicidae) in Poland. *Parasites & Vectors* 16: 345. <http://doi.org/10.1186/s13071-023-05974-z>
- Lundström JO, Schafer ML, Hesson JC, Blomgren E, Lindström A, Wahlqvist P, Halling A, Hagelin A, Ahlm C, Evander M, Broman T, Forsman M, Vinnersten TZP (2013) The geographic distribution of mosquito species in Sweden. *Journal of the European Mosquito Control Association* 31: 21–35.
- Maelzer D, Zalucki MP, Laughlin R (1996) Analysis and interpretation of long-term light trap data for *Helicoverpa punctigera* (Lepidoptera; Noctuidae) in Australia: population changes and forecasting pest pressure. *Bulletin of Entomological Research* 86: 547–557. <https://doi.org/10.1017/S0007485300039341>
- Malicky H (2004) Atlas of European Trichoptera. 2nd Edition. Springer, Neatherlands, 359 pp. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3026-0>
- Matenaar D, Bazelet CS, Hochkirch A (2015) Simple tool for the evaluation of protected areas for the conservation of grasshoppers. *Biological Conservation* 192: 192–199. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.09.023>
- Maynou X, Martín R, Aranda D (2017) The role of small secondary biotopes in a highly fragmented landscape as habitat and connectivity providers for dragonflies (Insecta: Odonata). *Journal of Insect Conservation* 21: 517–530. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9992-0>
- McFarlane JH, Eaton JL (1973) Comparison of electroretinogram and electromyogram responses to radiant energy stimulation in the moth, *Trichoplusia ni*. *Journal of Insect Physiology* 19(4): 811–822. [https://doi.org/10.1016/0022-1910\(73\)90153-4](https://doi.org/10.1016/0022-1910(73)90153-4)
- Medlock JM, Vaux AGC (2015) Seasonal dynamics and habitat specificity of mosquitoes in an English wetland: implications for UK wetland management and restoration. *Journal of Vector Ecology* 40(1): 90–106.
- Mészáros Z (1966) Normál és ultraibolya fénycsapdák Microlepidoptera-anyagának összehasonlítása. *Folia Entomologica Hungarica* 19(3): 109–131.
- Meyer Steiger DB, Ritchie SA, Laurence SGW (2016) Land use influences mosquito communities and disease risk on remote tropical islands: A case study using a novel sampling technique. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 94(2): 314–321.

- Michiels NK, Dhondt AA (1991) Characteristics of dispersal in sexually mature dragonflies. *Ecological Entomology* 16(4): 449–459. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1991.tb00238.x>
- Mihalovic DT, Petric D, Petrovic T, Hrnjakovic-Cvjetkovic I, Djurdjevic V, Nikolic-Doric E, Arsenic I, Petric M, Mimic G, Ignjatovic-Cupina A (2020) Assessment of climate change impact on the malaria vector *Anopheles hyrcanus*, West Nile disease, and incidence of melanoma in the Vojvodina Province (Serbia) using data from a regional climate model. *PLoS ONE* 15(1): e0227679.
- Mihályi F, Gulyás M (1963) Magyarország csípő szúnyogjai. Akadémia Kiadó, Budapest, 229 pp.
- Mika J, Ambrózy P, Bartholy J, Nemes C, Pálvölgyi T (1995) Az Alföld éghajlatának időbeli változékonysága és változási tendenciái a hazai szakirodalom tükrében. *Vízügyi Közlemények* 77(3–4): 261–286.
- Mikkola K (1972) Behavioural and electrophysiological responses of night-flying insects, especially Lepidoptera, to near-ultraviolet and visible light. *Annales Zoologici Fennici* 9: 225–254.
- Morse JC (2011) The Trichoptera world checklist. *Zoosymposia* 5: 372–380. <https://doi.org/10.11646/zoosymposia.5.1.29>
- Morse JC (2017) Biodiversity of aquatic insects. In Foottit RG, Adler PH (eds) *Insect Biodiversity: Science and Society*. 2nd ed. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, pp. 205–227.
- Morse JC, Frandsen PB, Graf W, Thomas JA (2019) Diversity and ecosystem services of Trichoptera. *Insects* 10(125): 1–25. <https://doi.org/10.3390/insects10050125>
- Nagy HB, László Z, Szabó F, Szócs L, Dévai Gy, Tóthmérész B (2019) Landscape-scale terrestrial factors are also vital in shaping Odonata assemblages of watercourses. *Scientific Reports* 9: 18196. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54628-7>
- Nagy SA, Dévai Gy, Takács P, Gecsei J (2004) Helyszíni vízvizsgálatok a Lónyai-főcsatornán és főbb mellékvízfolyásain. *Hidrológiai Közöny* 84(5–6): 94–96.
- Napp S, Petric D, Busquets N (2018) West Nile virus and other mosquito-borne viruses present in Eastern Europe. *Pathogens and Global Health* 112(5): 233–248.
- Nógrádi S, Uherkovich Á (2002) Magyarország tegzesei (Trichoptera). Dunántúli dolgozatok természettudományi sorozat. Baranya megyei Múzeumok Ig., Pécs, 386 pp.
- Nowinszky L (2003) A fénycsapdázás kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely, 276 pp.
- Nowinszky L (2013) The dependence of normal and black light type trapping results upon the wingspan of moth species. *Applied Ecology and*

- Environmental Research* 11(4): 593–610.
http://doi.org/10.15666/aeer/1104_593610
- Nowinszky L, Kiss O, Puskas J (2014) Swarming patterns of light trapped individuals of caddisfly species (Trichoptera) in Central Europe. *Central European Journal of Biology* 9: 417–430.
<https://doi.org/10.2478/s11535-013-0272-z>
- Oertli B (2008) The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. In Córdoba-Aguilar A (ed) *Dragonflies and damselflies: model organisms for ecological and evolutionary research*. Oxford University Press, Oxford, pp. 79–95.
<https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199230693.003.0007>
- Orbán M (2021) A Beregszászi maláriaállomás tevékenysége a második világháború éveiben. *Deliberationes Scientific Journal* 14(1): 149–159.
- Paine GH, Graufin AR (1956) Aquatic Diptera as Indicators of Pollution in a Midwestern Stream. *Ohio Journal of Science* 56(5): 291–304.
- Pappas LG, Eaton JL (1977) The internal ocellus of *Manduca sexta* and spectral sensitivity. *Journal of Insect Physiology* 23(1–2): 1355–1358.
[https://doi.org/10.1016/0022-1910\(77\)90157-3](https://doi.org/10.1016/0022-1910(77)90157-3)
- Pavlichenko VI, Prikhodko OB, Yemets TI, Maleeva G Yu (2017) Biological aspects of Malaria: Vectors. *Problems of bioindications and ecology* 22(2): 130–145. [in Ukrainian]
- Perrin A, Glaizot O, Christe P (2022) Worldwide impacts of landscape anthropization on mosquito abundance and diversity: a meta-analysis. *Global Change Biology* 00: 1–15.
- Perrin A, Schaffner F, Christe P, Glaizot O (2023) Relative effects of urbanisation, deforestation, and agricultural development on mosquito communities. *Landscape Ecology* 38: 1527–1536.
- Piano E, Falasco E, Bona F (2017) How does water scarcity affect spatial and temporal patterns of diatom community assemblages in Mediterranean streams? *Freshwater Biology* 62: 1276–1287.
<https://doi.org/10.1111/fwb.12944>
- Piperaki ET, Daikos GL (2016) Malaria in Europe emerging threat or minor nuisance? *Clinical Microbiology and Infection* 22(6): 487–493.
<https://doi.org/10.1016/j.cmi.2016.04.023>
- Pohe S, Winterbourn M, Harding J (2017) Comparison of fluorescent lights with differing spectral properties on catches of adult aquatic and terrestrial insects. *New Zealand Entomologist* 41(1): 1–11.
<https://doi.org/10.1080/00779962.2017.1398704>
- Principe RE, Gualdoni CM, Raffaini GB, Gualdoni CM, Oberto AM, Corigliano MC (2007) Do hydraulic units define macroinvertebrate assemblages in mountain streams of central Argentina? *Limnologia* 37: 323–336. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.06.001>

- Raebel EM, Merckx T, Feber RE, Riordan P, Thompson DJ, Macdonald DW (2012) Multi-scale effects of farmland management on dragonfly and damselfly assemblages of farmland ponds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 161: 80–87. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.015>
- Ramamurthy VV, Akhtar MS, Patankar NV, Menon P, Kumar R, Singh SK, Ayri S, Parveen S, Mittal V (2010) Efficiency of different light sources in light traps in monitoring insect diversity. *Munis Entomology & Zoology* 5: 109–114.
- Remsburg AJ, Turner MG (2009) Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *Journal of North American Benthological Society* 28: 44–56. <https://doi.org/10.1899/08-004.1>
- Resh VH (1993) Recent trends in the use of Trichoptera in water quality monitoring. In Otto C (ed) *Proceedings of the 7th International Symposium on Trichoptera*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 285–291.
- Resh VH, Rosenberg DM (1984) *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers, New York, 625 pp.
- Resh VH, Unzicker JD (1975) Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. *Journal Water Pollution Control Federation* 47: 9–19.
- Rigby JR, Porporato A (2010) Precipitation, dynamical intermittency, and sporadic randomness. *Advances in Water Resources* 33: 923–932. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2010.04.008>
- Robertson BA, Hutto RL (2006) A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology* 87: 1075–1085. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1075:AFFUET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1075:AFFUET]2.0.CO;2)
- Ryazantseva AE (1971) On fauna of blood-sucking midges from the Donetsk region. *Vestnik Zoologii* 4: 77–82. [in Ukrainian]
- Ryba J, Hájková Z, Kaftan M (1974) Occurrence of *Uranotaenia unguiculata* Edwards, 1913 (Diptera, Culicidae) in Czechoslovakia. *Folia parasitologica* 21(2): 142.
- Saloom ME, Duncan RS (2005) Low dissolved oxygen levels reduce anti-predator behaviours of the freshwater clam *Corbicula fluminea*. *Freshwater Biology* 50: 1233–1238. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01396.x>
- Samways MJ (2019) *Insect conservation: a global synthesis*. CABI: Boston, 544 pp.
- Samways MJ, McGeoch MA, New TR (2010) *Insect conservation: a handbook of approaches and methods*. Oxford University Press, Oxford, 432 pp.

- Sáringer-Kenyeres M (2018) Magyarországi csípőszúnyogfajok (Diptera: Culicidae) által terjeszthető fontosabb állati kórokozók, valamint ezek hatása a haszonállatokra. *Magyar Állatorvosok Lapja* 140: 25–35.
- Sáringer-Kenyeres M, Tóth S, Kenyeres Z (2018) Updated checklist of the mosquitoes (Diptera: Culicidae) of Hungary. *Journal of the European Mosquito Control Association* 36: 14–16.
- Schertzer D, Tchiguirinskaia I, Lovejoy S, Hubert P, Bendjoudi H, Larcheveque M (2002) Discussion of “evidence of chaos in the rainfall-runoff process”. *Hydrological Sciences Journal* 47: 139–148. <https://doi.org/10.1080/02626660209492913>
- Schlaepfer MA, Runge MC, Sherman PW (2002) Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 474–480. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02580-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02580-6)
- Schmera D (2003) Assessing stream dwelling caddisfly assemblages (Insecta: Trichoptera) collected by light traps in Hungary. *Biodiversity and Conservation* 12(6): 1175–1191. <https://doi.org/10.1023/A:1023033904518>
- Service MW (1977) Ecological and biological studies on *Aedes cantans* (Meig.) (Diptera: Culicidae) in Southern England. *Journal of Applied Ecology* 14(1): 159–196.
- Sheremet VP (1998) Bloodsucking mosquitoes of Ukraine. Kyiv University, Kyiv, 34 pp. [in Ukrainian]
- Simaika JP, Samways MJ (2011) Comparative assessment of indices of freshwater habitat conditions using different invertebrate taxon sets. *Ecological Indicators* 11: 370–378. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.005>
- Simon T (1953) Az Északi-Alföld erdői. Akadémiai Kiadó, Budapest, 172 pp.
- Skuja A, Spungis V (2010) Influence of environmental factors on the distribution of caddisfly (Trichoptera) communities in medium-sized lowland streams in Latvia. *Estonian Journal of Ecology* 59(3): 197–215. <https://doi.org/10.3176/eco.2010.3.03>
- Somlyai I, Berta C, Nagy SA, Dévai Gy, Ács É, Szabó LJ, Nagy J, Grigorszky I (2019) Heterogeneity and anthropogenic impacts on a small lowland stream. *Water* 11: 2002. <https://doi.org/10.3390/w11102002>
- Somlyódi L (2008) Töprengések a vízről – lépéskényszerben. *Magyar Tudomány* 169(4): 461–473.
- Stanić-Koštroman S, Kučinić M, Kolobara A, Škobić D, Knezović L, Durbešić P (2012) Light-trapped caddisflies (Insecta: Trichoptera) as indicators of the ecological integrity of the Lištica river, Bosnia and Herzegovina. *Entomologia Croatica* 16(1–4): 21–36.

- StatSoft I (2004) “Statistica” Data Analysis Software System, version 7. www.statsoft.com
- Statzner B (2012) Geomorphological implications of engineering bed sediments by lotic animals. *Geomorphology* 157: 49–65. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.03.022>
- Steiger DM, Johnson P, Hilbert DW, Ritchie S, Jones D, Laurance SG (2012) Effects of landscape disturbance on mosquito community composition in tropical Australia. *Journal of Vector Ecology* 37:69–76.
- Steinman AD, Conklin J, Bohlen PJ, Uzarski DG (2003) Influence of cattle grazing and pasture land use on macroinvertebrate communities in freshwater wetlands. *Wetlands* 23: 877–889. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2003\)023%5b0877:IOCGAP%5d2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2003)023%5b0877:IOCGAP%5d2.0.CO;2)
- Steinmann H (1970) Tegzes-Trichoptera, Magyarország. Akadémiai Nyomda, Budapest, 400 pp.
- Stibletsov SG (2013) Preliminary data on fauna and ecology of caddisflies (Insecta: Trichoptera) of southeastern Ukraine. In Prokin AA, Petrov PN, Zhavoronkova OD (eds) Hydroentomology in Russia and adjacent countries: materials of the fifth all Russia symposium on amphibiotic and aquatic insects. Russian Academy of Sciences, Yaroslavl, pp. 195–200. [In Russian]
- Stibletsov SG, Martynov VV (2012) Rucheïniki (Hexapoda: Ectognatha: Trichoptera) Natsional'nogo prirodnogo parka „Svyatye Gory” (Donetskaya oblast, Ukraine). In Prisnyi AV, Voek VD, Lezhenina IP, Prosnyi YA (eds) Strukturofunktsionalnye izmeneniya v populatsiyakh z ravnym urovnem antropogennoi nagruzki: materialy XII Mezhdunarodnoi nauchno-prakticheskoi ekologicheskoi konferentsii. Belgorod, pp. 209–211. [In Russian]
- Suhling F, Schenk K, Padeffke T, Martens A (2004) A field study of larval development in a dragonfly assemblage in African desert ponds (Odonata). *Hydrobiologia* 528: 75–85. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-3047-8>
- Suhling FR, Jödicke R, Schneider W (2003) Odonata of African desert regions – are there desert species? *Cimbebasia* 18: 207–224.
- Sümegei P (2022) Hazánk vízellátottságának történeti változásai új megvilágításban. In Dévai Gy, Gyulai F, Tardy J (eds) Öntözzünk, de miből...? Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 22–43.
- Szabó LJ (2007a) Debrecen és környéke csípőszúnyog (Diptera: Culicidae) faunája. *Acta biologica Debrecina. Supplementum oecologica Hungarica* 16: 187–192.

- Szabó LJ (2007b) Csípőszúnyog fajgyűttesek minőségi és mennyiségi vizsgálata a Felső-Tisza (Bereg) térségében. *Acta biologica Debrecina. Supplementum oecologica Hungarica* 16: 193–199.
- Szabó LJ, Tóth S, Tóth M, Dévai Gy (2011) Három középtáj (Felső-Tisza-vidék, Nyírség, Hajdúság) csípőszúnyog-faunájának összehasonlító jellemzése. *Acta biologica Debrecina. Supplementum oecologica Hungarica* 26: 179–190.
- Szabó S, Elemér L, Kovács Z, Püspöki Z, Kertész Á, Singh SK, Balázs B (2018) NDVI dynamics as reflected in climatic variables: Spatial and temporal trends – a case study of Hungary. *GIScience and Remote Sensing* 56: 624–644. <https://doi.org/10.1080/15481603.2018.1560686>
- Szanyi S, Nagy A, Varga Z (2015a) Butterfly assemblages in fragmented meadow habitats of the Pre-Carpathian Lowland (Bereg Plain, SW Ukraine). *Applied Ecology and Environmental Research* 13(3): 615–626. https://doi.org/10.15666/aeer/1303_615626
- Szanyi S, Potish L, Rácz IA, Varga Z, Nagy A (2021) Effect of dramatic alteration of landscape structure on the Orthoptera assemblages of Transcarpathian lowland meadows (West Ukraine). *Journal of Insect Conservation* 25: 759–768. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00341-8>
- Szanyi S, Szöcs L, Varga Z (2015b) A Bockerek-erdő Macroheterocera faunájának állatföldrajzi és ökológiai jellemzése. *Erdészettudományi Közlemények* 5 (1): 119–128. <https://doi.org/10.17164/EK.2015.008>
- Szarka L (2022) Helyére tenni az okot és az okozatot. *168 óra XXXIV*(27): 11–13.
- Szczesny B, Godunko RJ (2008) Catalogue of caddisflies (Insecta: Trichoptera) of Ukraine. National Academy of Sciences of Ukraine, Lviv, 103 pp.
- Széky P (1977) Korunk környezetbiológiája. Tankönyvkiadó, Budapest, 116 pp.
- Szentkirályi F (2002) Fifty-year long insect survey in Hungary: T. Jermy's contributions to light-trapping. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 48(1): 85–105.
- Szentpáli-Gavallér K, Antal L, Tóth M, Kemenesi G, Soltész Z, Dán Á, Erdélyi K, Bányai K, Bálint Á, Jakab F, Bakonyi T (2014) Monitoring of West Nile Virus in mosquitoes between 2011–2012 in Hungary. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* 14(9): 648–655. <https://doi.org/10.1089/vbz.2013.1549>
- Teel PD, VanCleave HW, Hollingsworth JP, Hartstack AW (1976) Spectral sensitivity of the Hickory Shuckworm to electromagnetic radiation. *Journal of Economic Entomology* 69(1): 57–58. <https://doi.org/10.1093/jee/69.1.57>

- Teklu BM, Tekie H, McCartney M, Kibret S (2010) The effect of physical water quality and water level changes on the occurrence and density of the *Anopheles* mosquito larvae around the shoreline of the Koka reservoir, central Ethiopia. *Hydrology and Earth System Sciences* 14: 2595–2603,
- Tikoca S, Hodge S, Tuiwawa M, Brodie G, Pene S, Clayton J (2016) An appraisal of sampling methods and effort for investigating moth assemblages in a Fijian forest. *Austral Entomology* 55: 455–462. <https://doi.org/10.1111/aen.12209>
- Török E, Kolcsár L, Keresztes L (2019) New records and faunistic data of mosquitoes (Diptera, Culicidae) from Albania, Hungary, Macedonia, Montenegro, and Serbia. *Turkish Journal of Zoology* 43(1): 123–130.
- Tóth S (2003) A Velencei-tó és környékének csípőszúnyog-faunája. *Folia Historico Naturalia Musei Matraeensis* 27: 317–326.
- Tóth S (2004) Magyarország csípőszúnyogfaunája (Diptera: Culicidae). *Natura Somogyiensis* 6: 1–327.
- Tóth S (2011) Mosquito fauna of the Mecsek Mountains and its surroundings (SW Hungary). In Fazekas I (ed) The fauna of the Mecsek Mountains 4. Acta Naturalia Pannonica 6. Pannon Intézet, Pécs, pp. 5–112.
- Tóthmérész B (1997) Diverzitási rendezések. Scientia Kiadó, Budapest, 96 pp.
- Trájer AJ, Padisák J (2019) Exploration of the main types of biome-scale culicid entomofauna (Diptera: Culicidae) in Europe and its relationship to the occurrence of mosquito-borne arboviruses. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 65(3): 299–322.
- Tripole S, Vallania EA, Corigliano MC (2008) Benthic macroinvertebrate tolerance to water acidity in the Grande river sub-basin (San Luis, Argentina). *Limnetica* 27: 29–38. <https://doi.org/10.23818/limn.27.03>
- Upton MS, Mantle EL (2010) Methods for Collecting, Preserving and Studying Insects and Other Terrestrial Arthropods. Australian Entomological Society. Miscellaneous Publication: No. 3. Fifth edition. Paragon Printers Australasia, Canberra, 82 pp.
- URL1 (2023) Minamata convention on mercury. Megnyitva: 2023.11.10. (www.mercuryconvention.org)
- URL2 (2023) Biodiversity calculator. Megnyitva: 2023.11.11. (alyoung.com/labs/biodiversity_calculator.html)
- Valtonen P (1986) On the odonate fauna of a Finnish forest pond occasionally drying up. *Notulae Odonatologicae* 2: 134–135.
- van Grunsven R, Donners M, Boeke K, Tichelaar I, van Geffen K, Groenendijk D, Berendse F, Veenendaal E (2014) Spectral composition of light sources and insect phototaxis, with an evaluation of existing

- spectral response models. *Journal of Insect Conservation* 18(2): 225–231. <http://doi.org/10.1007/s10841-014-9633-9>
- van Langevelde F, Ettema JA, Donners M, Wallis DeVries MF, Groenendijk D (2011) Effect of spectral composition of artificial light on the attraction of moths. *Biological Conservation* 144(9): 2274–2281. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.004>
- Váradi J (2021) Vízválságos Magyarország. *Vízügyi Közlemények* CIII(1): 23–43.
- Varga A (2004) A Hernád alsó szakaszának regenerálódó Mollusca faunája. *Malacological Newsletter* 22: 131–140.
- Varga Z (2019) Biogeográfia. Az élet földrajza. Pars Kft, Nagykovácsi, 610 pp.
- Verdonschot RC, Keizervlek HE, Verdonschot PF (2011) Biodiversity value of agricultural drainage ditches: a comparative analysis of the aquatic invertebrate fauna of ditches and small lakes. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems* 21: 715–727. <https://doi.org/10.1002/aqc.1220>
- Viski VB, Jakab T, Miskolczi M, Vincze A, Grigorszky I, Szabó LJ, Dévai Gy (2013) Adatok a Konyári-Kálló szitakötő-faunájához (Odonata). *Studia Odonatologica Hungarica* 15: 121–135.
- Voronova NV, Gorban VV, Zhoglova YI (2009) Fauna composition and diurnal dynamics of bloodsucking mosquitos abundance of Dnipropetrovsk region. *Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, Ecology* 17(2): 25–29. [in Ukrainian]
- Walker A, Galbreath R (1979) Collecting insects at lights: a test of four types of lamp. *New Zealand Entomologist* 7(1): 83–85. <http://doi.org/10.1080/00779962.1979.9722336>
- Ward JB, Henderson IM, Patrick BH, Norrie PH (1996) Seasonality, sex ratios and arrival pattern of some New Zealand caddis (Trichoptera) to light-traps. *Aquatic Insects* 18(3): 157–174. <https://doi.org/10.1080/01650429609361618>
- Waringer JA (1989) The abundance and temporal distribution of caddisflies (Insecta: Trichoptera) caught by light traps on the Austrian Danube from 1986 to 1987. *Freshwater Biology* 21: 387–399. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2427.1989.TB01371.X>
- Waringer JA (1991) Phenology and the influence of meteorological parameters on the catching success of light-trapping for Trichoptera. *Freshwater Biology* 25: 307–319. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1991.tb00493.x>
- Werner D, Groschupp S, Bauer C, Kampen H (2020) Breeding habitat preferences of major Culicoides species (Diptera: Ceratopogonidae) in Germany. *International Research and Public Health* 7(14): 5000.

- Wildermuth H (1998) Dragonflies recognize the water of rendezvous and oviposition sites by horizontally polarized light: a behavioural field test. *Naturwissenschaften* 85: 297–302. <https://doi.org/10.1007/s001140050504>
- Wildermuth H, Horváth G (2005) Visual deception of a male *Libellula depressa* by the shiny surface of a parked car (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology* 8: 97–105. <https://doi.org/10.1080/13887890.2005.9748246>
- Williams CB (1939) An analysis of four years captures of insects in a light trap. Part 1. General survey; sex proportion; phenology; and time of flight. *Transactions of the Royal Entomological Society of London* 89: 79–130. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2311.1939.tb00738.x>
- Williams DD (1997) Temporary ponds and their invertebrate communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 7: 105–117. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199706\)7:2%3C105::AID-AQC222%3E3.0.CO;2-K](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199706)7:2%3C105::AID-AQC222%3E3.0.CO;2-K)
- Williams P, Whitfield M, Biggs J, Bray S, Fox G, Nicolet P, Sear D (2004) Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329–341. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00153-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00153-8)
- Wittner I, Takács P (2005) Water quality of flatland small watercourses on the Hungarian Upper-Tisza Region. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 29(1): 852–856.
- Worthington TA, Shaw PJ, Daffern JR, Langford TE (2015) The effects of a thermal discharge on the macroinvertebrate community of a large British river: Implications for climate change. *Hydrobiologia* 753: 81–95. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2197-1>
- Yalles-Satha A, Samraoui B (2017) Environmental factors influencing odonata communities of three mediterranean rivers: Kebir-east, Seybouse, and Rhumel wadis, Northeastern Algeria. *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)* 72(3): 314–329. <https://doi.org/10.3406/rev.2017.1894>
- Yasynska V, Korzh Z (2013) The species composition of mosquitoes (Diptera, Culicidae) of the city of Zhytomyr. *Bulletin of Zhytomyr National Agroecological University* 1: 113–121.
- Yi H, Devkota BR, Yu J, Oh K, Kim J, Kim H (2014) Effects of global warming on mosquitoes and mosquito-borne diseases and the new strategies for mosquito control. *Entomological Research* 44: 215–235.
- Zana B, Kemenesi G, Antal L, Földes F, Oldal M, Bányai K, Jakab F (2017) Molecular traces of a putative novel insect flavivirus from *Anopheles hyrcanus* mosquito species in Hungary. *Acta Virologica* 61(1): 127–129.

Zhao J, Tang T, Wang X (2020) Effects of landscape composition on mosquito population in urban green spaces. *Urban Forestry & Urban Greening* 49: 126626.

8.2. A dolgozat alapjául szolgáló közlemények



**DEBRECENI
EGYETEM**

**DEBRECENI EGYETEM
EGYETEMI ÉS NEMZETI KÖNYVTÁR**
H-4002 Debrecen, Egyetem tér 1, Pf.: 400
Tel.: 52/410-443, e-mail: publikaciok@lib.unideb.hu

Nyilvántartási szám: DEENK/524/2023.PL
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Szanyi Kálmán
Doktori Iskola: Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
MTMT azonosító: 10073634

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (4)

1. **Szanyi, K.**, Szanyi, S.: Adatok a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum (Ukrajna) csípőszúnyog (Culicidae) faunájához =: Data on the Mosquito (Culicidae) fauna of the Velyka Dobron' Game Reserve (Ukraine).
E-acta Naturalia Pannonica. 25, 55-63, 2023. EISSN: 2061-3911.
DOI: <http://dx.doi.org/https://doi.org/10.5281/zenodo.8355728>
2. Dévai, G., Miskolczi, M., **Szanyi, K.**, Szeles, J., Illár, M., Jakab, T.: Az ökológiai vízigény vizsgálata céljából négy Felső-Tisza-vidéki vízfolyáson végzett odonológiai felmérések faunisztikai adatai.
Stud. odonotol. Hung. 21, 63-78, 2021. ISSN: 1217-453X.
3. **Szanyi, K.**, Szanyi, S.: További adatok a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum (Ukrajna) tegzesfaunájához (Trichoptera).
E-acta Naturalia Pannonica. 19, 51-58, 2019. EISSN: 2061-3911.
DOI: <http://dx.doi.org/10.24369/eANP.2019.19.51>
4. **Szanyi, K.**, Szanyi, S.: Adatok Kárpátalja tegzes (Trichoptera) faunájához.
Hidrol. Közöny. 98, 66-70, 2018. ISSN: 0018-1323.

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (5)

5. **Szanyi, K.**, Nagy, A., Szanyi, S.: Ecological study and public health risk assessment of mosquito assemblages in the Ukrainian portion of the Pannonian region.
J. Vector Ecol. 48 (2), 145-149, 2023. ISSN: 1081-1710.
DOI: <http://dx.doi.org/10.52707/1081-1710-48.2.145>
IF: 1.7 (2022)
6. **Szanyi, K.**, Grigorszky, I., Szabó, L. J., Dévai, G.: Past and present: changes in the Odonata fauna of small lowland watercourses.
Biodivers. Data J. 11, 1-24, 2023. ISSN: 1314-2836.
DOI: <http://dx.doi.org/https://doi.org/10.3897/BDJ.11.e107919>
IF: 1.3 (2022)





7. **Szanyi, K.**, Nagy, A., Varga, Z., Potish, L., Szanyi, S.: Attractivity of various artificial light sources to caddisfly (Trichoptera) species and its importance in their sampling and conservation.
J. Insect Conserv. 26 (5), 839-849, 2022. ISSN: 1366-638X.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-022-00427-x>
IF: 1.9
8. **Szanyi, K.**, Nagy, A., Szanyi, S.: Caddisfly (Trichoptera, Insecta) fauna and assemblages of the north-eastern part of the Pannonian Lowland (West Ukraine, Transcarpathia).
Biodivers. Data J. 10, 1-16, 2022. ISSN: 1314-2836.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3897/BDJ.10.e91004>
IF: 1.3
9. **Szanyi, K.**, Nagy, A., Molnár, A., Szabó, L. J., Szanyi, S.: Mosquito (Diptera: Culicidae) fauna of the Velyka Dobron' Game Reserve (West Ukraine) with new distribution data and medical risk assessment.
Turk. J. Zool. 44 (3), 224-229, 2020. ISSN: 1300-0179.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3906/zoo-1910-6>
IF: 0.673

Magyar nyelvű absztrakt kiadványok (11)

10. **Szanyi, K.**, Nagy, A., Szanyi, S.: A Beregi-sík ukrainai részének csípőszúnyogfaunája (Culicidae) = Mosquito (Culicidae) fauna of the Ukrainian part of the Bereg-plain.
In: III. Debreceni Alkalmazott Rovartani Konferencia (online) : Absztrakt kötet. Szerk.: Nagy Antal, Szanyi Szabolcs, Debreceni Egyetem MÉK, Növényvédelmi Intézet, Debrecen, 25-26, 2023.
11. **Szanyi, K.**, Nagy, A., Szanyi, S.: A Beregi-sík kárpátaljai részének (Nyugat-Ukrajna) csípőszúnyogfaunája (Culicidae).
In: LXIII. Hidrobiológus Napok : Felszíni vizeink monitorozása és védelme. Szerk.: Bozóki Tamás, Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, Tihany, 67, 2022.
12. **Szanyi, K.**, Nagy, A., Szanyi, S.: Adatok Kárpátalja alföldi részének tegzesfaunájához = Data on the caddisfly fauna (Trichoptera) of the lowland region of Transcarpathia (W Ukraine).
In: II. Debreceni Alkalmazott Rovartani Konferencia : absztrakt kötet. Szerk.: Nagy Antal, Szanyi Szabolcs, DE MÉK Növényvédelmi Intézet, Debrecen, 18-19, 2022.
13. **Szanyi, K.**, Jakab, T., Dévai, G.: A Kállai-főfolyás szitakötő-faunájának (Odonata) elemzése = Survey on the dragonfly (Odonata) fauna of the creek Kállai-főfolyás (NE-Hungary).
In: II. Debreceni Alkalmazott Rovartani Konferencia : absztrakt kötet. Szerk.: Nagy Antal, Szanyi Szabolcs, DE MÉK Növényvédelmi Intézet, Debrecen, 19-20, 2022.
14. **Szanyi, K.**, Nagy, A., Szanyi, S.: A mesterséges fényforrások spektrális összetételének hatása a tegzesek (Trichoptera) vonzására = Effect of spectral composition of artificial light on the attraction of caddisflies (Trichoptera).
In: I. Debreceni Alkalmazott Rovartani Konferencia : absztrakt kötet. Szerk.: Nagy Antal, Szanyi Szabolcs, DE MÉK Növényvédelmi Intézet, Debrecen, 35-36, 2021.





15. **Szanyi, K.,** Nagy, A., Molnár, A., Szabó, L. J., Szanyi, S.: A Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum (Nyugat-Ukrajna) csípőszúnyogfaunája (Culicidae) = Mosquito (Culicidae) fauna of the Velyka Dobron' Game Reserve (West Ukraine).
In: I. Debreceni Alkalmazott Rovartani Konferencia : Absztrakt kötet. Szerk.: Nagy Antal, Szanyi Szabolcs, DE MÉK Növényvédelmi Intézet, Debrecen, 12-13, 2021.
16. **Szanyi, K.,** Nagy, A., Szanyi, S.: Tegzesfajok (Trichoptera) fényérzékenységének vizsgálata eltérő hullámhosszúságú fényforrásokkal működő fénycsapdákkal.
In: LXI. Hidrobiológus Napok: Új utak a hidrobiológiában. Szerk.: Boda Pál, Bozóki Tamás, Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, 32, 2019.
17. **Szanyi, K.,** Szanyi, S.: A Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum területéről származó tegzes (Trichoptera) fajok rajzási mintáztatának összehasonlítása = Comparison of the swarming patterns of the caddisfly (Trichoptera) species from the area of the Wildlife Reserve of Nagydobrony.
In: 19. Kolozsvári Biológus Napok : Kivonatfüzet. Szerk.: Vágási I. Csongor, Markó Bálint, Babes-Bolyai Tudományegyetem, Kolozsvár, 82, 2018.
18. **Szanyi, K.,** Szanyi, S., Molnár, A., Szabó, L. J.: Első adatok a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum csípőszúnyog (Culicidae) faunájáról.
In: LX. Hidrobiológus Napok: Hagyomány és megújulás a hidrobiológiában, MTA ÖK, Tihany, 40, 2018.
19. **Szanyi, K.:** Adatok a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum tegzes (Trichoptera) faunájához.
In: IV. Kárpát-Medencei Szakkollégiumi Konferencia : Előadáskivonatok, ELTE Eötvös József Collegium, Budapest, [15], 2017.
20. **Szanyi, K.:** Első adatok a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum tegzes (Trichoptera) faunájáról.
In: LIX. Hidrobiológus Napok : Előadás összefoglalók, MTA ÖK, Balatonfüzfő, 29, 2017.

Idegen nyelvű absztrakt kiadványok (1)

21. **Szanyi, K.,** Illár, M., Jakab, T., Dévai, G.: Dragonfly (Odonata) fauna of a small astatic lowland streamlet (Kállai-főfolyás, NE-Hungary).
In: 39. Jahrestagung der Gesellschaft deutsch sprachiger Odonatologen (GdO e.V.) / Mathias Lohr; Heidrun Monkenbusch, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen Recklinghausen, Höxter, 46, 2020.





További közlemények

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (1)

22. Dévai, G., Miskolczi, M., Szeles, J., Illár, M., **Szanyi, K.**, Jakab, T.: Újabb adatok a Nagy-morotva (Rakamaz és Tiszanagyfalu) szitakötő-funájához (Odonata).
Stud. odonotol. Hung. 20, 71-80, 2019. ISSN: 1217-453X.

Magyar nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (1)

23. Szanyi, S., **Szanyi, K.**, Katona, K.: Első adatok a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum (Nyugat-Ukrajna, Kárpátalja) herpetofaunájához.
Scientia Denique. 5 (1), 218-227, 2015. ISSN: 2617-4057.

Idegen nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (1)

24. Szanyi, S., Ösz, A., **Szanyi, K.**, Potish, L., Nagy, A.: The distribution of brown marmorated stink bug (*Halyomorpha halys* (Stål, 1855); Hemiptera: Pentatomidae) in the Northeast part of the Carpathian Lowland (West Ukraine).
Agrártud. közl. 1, 191-194, 2022. ISSN: 1587-1282.
DOI: <https://doi.org/10.34101/actaagrar/1/10831>

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (3)

25. Nagy, A., Katona, P., Molnár, A., Rádai, Z., Tóth, M., **Szanyi, K.**, Szanyi, S.: Wide Range of Brachyceran Fly Taxa Attracted to Synthetic and Semi-Synthetic Generic Noctuid Lures and the Description of New Attractants for Sciomyzidae and Heleomyzidae Families.
Insects. 14 (8), 1-11, 2023. EISSN: 2075-4450.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/insects14080705>
IF: 3 (2022)
26. Vuts, J., Szanyi, S., **Szanyi, K.**, König, L., Nagy, A., Imrei, Z., Birkett, M. A., Tóth, M.: Development of a Phytochemical-Based Lure for the Dried Bean Beetle *Acanthoscelides obtectus* Say (Coleoptera: Chrysomelidae).
J. Chem. Ecol. 47, 987-997, 2021. ISSN: 0098-0331.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10886-021-01305-7>
IF: 2.793
27. Nagy, A., **Szanyi, K.**, Nagy-Szalárdi, T., Szanyi, S.: First record, new cultivated host and host plant preference of the invasive oak lace bug (*Corythucha arcuata* Say, 1832) (Heteroptera: Tingidae) in Transcarpathia (West Ukraine).
Silva Balcanica. 22 (3), 41-48, 2021. ISSN: 1311-8706.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3897/silvabalcanica.22.e76231>

Magyar nyelvű absztrakt kiadványok (2)





28. **Szanyi, K.,** Nagy, A., Tóth, M., Szanyi, S.: Kártevő bagolylepkék (Noctuidae) előrejelzésére használt illatanyagcsapdák alkalmazásának lehetőségei csípőszúnyog fajok (Culicidae) vizsgálatában.
In: I. Magyar Agrártudományi Doktoranduszok Szimpóziuma.. Szerk.: Hajdú Péter, Doktoranduszok Országos Szövetsége, Debrecen, 94, 2023. ISBN: 9786156457189
29. **Szanyi, K.,** Nagy, A., Szanyi, S.: Növényvédelmi csapdarendszerek használata betegségterjesztő vektorszervezetek előrejelzéséhez.
In: 27. Tiszántúli Növényvédelmi Fórum : Program és Összefoglalók. Szerk.: Kövics György, Tarcali Gábor, Debreceni Egyetem Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Debrecen, 63-64, 2022.

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora: 12,666

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora (az értekezés alapjául szolgáló közleményekre): 6,873

A DEENK a Jelölt által az iDEa Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudományometriai ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján elvégezte.

Debrecen, 2023.11.24.

