

Recésszárnyúak (Neuroptera) szünzoológiai vizsgálata
a Dunántúli-dombságon

Ábrahám Levente

egyetemi doktori értekezés

Környezettudományi Doktori Iskola

Témavezető:
Dr. Gallé László
tanszékvezető egyetemi tanár

Szeged 2003.

Tartalom

1. BEVEZETÉS.....	3
1.1. Néhány gondolat a recésszárnyúakról.....	3
1.2. A recésszárnyúak szünzoológiai kutatásának irányvonalai különös tekintettel a hazai vizsgálatokra.....	3
1.3. A Dunántúli-dombságon végzett kutatások történeti áttekintése.....	4
1.3.1. Nomenklaturai és taxonómiai jegyzetek.....	5
1.4. Célkitűzések.....	6
2. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	8
2.1. A vizsgálatok helye.....	8
2.1.1. A faunisztikai, zoogeográfiai és konzerváció biológiai vizsgálatok helye.....	8
2.2. Mintavételi módszerek.....	12
2.2.1. Fénycsapdás gyűjtések.....	12
2.2.2. Lámpázások.....	13
2.2.3. Lomb- és fűhálózások.....	13
2.2.4. Malaise csapdák.....	13
2.3. Értékelési módszerek.....	14
2.3.1. Faunisztikai értékelési módszerek.....	14
2.3.2. Neuroptera fajgyűttesek gyakorisági és ritkasági viszonyai a Dunántúli-dombságon....	14
2.3.3. Zoogeográfiai értékelési módszerek.....	16
2.3.4. A konzerváció-biológiai értékelés módszerei.....	17
2.4. Recésszárnyú közösségek szerveződésének mintavételi és értékelési módszerei.....	19
2.4.1. Imágók napi dinamizmusa.....	19
2.4.2. Tölcsérépítő hangyaleső közösségek vizsgálati helyei, mintavételi és értékelési módszerei.....	20
3. EREDMÉNYEK.....	28
3.1. A Dunántúli-dombság faunisztikai értékelése.....	28
3.1.1. Faunisztikai alapvetés.....	28
3.1.2. A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának listája.....	29
3.1.3. Faunisztikai érdekességek, figyelemre méltó fajok taxonómiai megjegyzésekkel.....	30
3.1.4. A magyar faunára új fajok a Dunántúli-dombságról.....	34
3.2. Neuroptera fajgyűttesek gyakorisági és ritkasági viszonyai a Dunántúli-dombságon.....	38
3.3. A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának zoogeográfiai értékelése.....	45
3.3.1. A terület állatföldrajzi helyzete és faunakomponensei.....	45
3.3.2. A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának regionális analitikus elemzése.....	48
3.3.3. A terület Neuroptera faunájának néhány állatföldrajzi sajátossága.....	52
3.4. Természetvédelmi biológiai értékelés a Dunántúli-dombság Neuroptera faunáján.....	55
3.4.1. A Neuroptera fauna fajsztintú természetvédelmi értékelése.....	55
3.4.2. A Dunántúli-dombságról kizusztult Neuroptera fajok.....	57
3.4.3. A Dunántúli-dombságon védendő területek a Neuroptera fauna vizsgálata alapján.....	59
3.5. A recésszárnyú közösségek szerveződését befolyásoló tényezők vizsgálata.....	62
3.5.1. Neuroptera fajok napi mozgásaktivitási mintázata.....	62
3.5.2. Tölcsérépítő hangyaleső lárva-közösségek szerveződése és habitat választása.....	68
4. DISZKUZZIÓ.....	95
5. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	108
6. IRODALOM.....	109
7. MELLÉKLETEK.....	119
8.1. ÖSSZEFOGLALÓ.....	146
8.2. SUMMARY.....	150

1. BEVEZETÉS

1.1. Néhány gondolat a recésszárnyúakról

A recésszárnyúak (Neuroptera) a kis fajsámú rovarrendek közé tartoznak. LINNÉ¹ 1758-ban a recésszárnyúak (*Neuroptera*) elnevezést a sűrű, hálózatos szárnyerezetű rovarokra alkalmazta. Így különböző fejlődésmenetű, egymástól távol eső rovarcsoportokat egyesített egy rendbe (*Ephemeroptera*, *Odonata Plecoptera*, *Trichoptera*), amelyeknek a tudomány fejlődésével taxonómiai státuszuk megváltozott. Ma már a *Megaloptera*-kat, *Raphidioptera*-kat sem tekintjük a *Neuroptera*-k alrendjének. A 20. század végén, a szakirodalomban széles körben használt *Planipennia* nevet ismét a *Neuroptera* név használata váltotta fel, s ebben kifejeződik az a tendencia, hogy a rovarok rendjei *-ptera* végződést kapjanak.

A fejlődési alakok megismerésével, az őslénytani vizsgálati módszerek fejlődésével, az újabb kövületek felbukkanásával és a recens anyagokon végzett vizsgálati módszerek tökéletesedésével rendszertanuk napjainkban is átalakulóban van (ASPÖCK 1992, NEW 1989).

Kicsi, közepes és nagy termetű, törékeny, holometamorfózissal fejlődő rovarok. Lárvaik nagyrészt campodeoid típusúak.

A főként ragadozó életmódot folytató lárvaik és imágók pollennel, növényi tetvekkel és egyéb kisebb rovarokkal, pl.: hangyákkal táplálkoznak.

A hazánkban megtalált 113 faj (fajkomplex) 8 Neuroptera családba tartozik (ÁBRAHÁM 1998a, ÁBRAHÁM és PAPP 1994a, SZIRÁKI 1993, 1994, 2002, SZIRÁKI et al. 1992), melyek mindegyikének él a Dunántúli-dombságon képviselője.

1.2. A recésszárnyúak szünzoológiai kutatásának irányvonalai különös

tekintettel a hazai vizsgálatokra

Hazánkban a recésszárnyúak szünzoológiai kutatása a rovarok osztályán belül jelenleg minden bizonnyal az elhanyagolt, vagy a kevésbé kutatott jelzővel minősített csoportba kerülne. Ez a minősítés nemcsak a hazai fauna kutatottságára, de egész Európára igaz, eltekintve néhány kivételtől: pl. Ausztria, ahol a Neuroptera fauna taxonómiai és szünbiológiai kutatásoknak erős hagyományai, kiemelkedő művelői vannak (ASPÖCK 1984).

A szünzoológiai kutatások irányát sokszor a vizsgálat alanyai morfológiai, életmódbeli heterogenitásuknál fogva erőteljesen befolyásolják. A taxonómiai problémák tisztázatlansága, pl.: a *Coniopterygidae* család mérete és nőtényeinek gyengébben kitinizált ivarszerve szinte a 20. század végéig hátráltatta (ASPÖCK et al. 1980, SZIRÁKI 1991b, 1992a,b) a faunisztikai cönológiai és közösségi ökológiai kutatásokat. A ragadozó életmódot folytató állatok abundanciája a növényevőkhöz képest legalább egy nagyságrenddel kisebb (LUCK 1984). A relatíve alacsony egyedszámban gyűjthető fajok hátráltatták a gyors, látványos és statisztikailag is igazolt eredmények elérését, az általános szünzoológiai modellek, elméletek megalkotását. A recésszárnyúak egyes családjainak tömeges gyűjtésére használt eszközök is csak korlátozottan alkalmazhatók (NEUENSCHWANDER 1984, VAS et al. 2001a) a fajok gyenge repképessége, változatos napi dinamizmusa miatt.

A szünzoológiai vizsgálatokat hátráltató tulajdonságok mellett azonban a recésszárnyúak számos előnnyel is rendelkeznek. Hazai fajsámuk, amely a rovarok

¹ Linné a következő rovarrendeket állította fel a *Systema Naturae* c. munkájában 1758-ban: Coleoptera, Hemiptera, Lepidoptera, Neuroptera, Hymenoptera, Diptera, Aptera.

legtöbb rendjétől eltérően nem túl nagy ahhoz, hogy szinte kezelhetetlen legyen. Kifejezetten vonzó objektumai a szünzoológiai kutatásoknak a „sit and wait predators” táplálkozási stratégiát folytató hangyalesők, amelyek a xerotherm területeken magas faj és egyedszámban élnek (NEW 1989). Az elmúlt évtizedekben a szünzoológiai kutatások értéknövekedését hozta az agrobiocönózisok növényvédelmében bekövetkezett szemléletváltás, mert az aphidofág recésszárnyú családoknak kitüntetett szerepet szánnak a biológiai védekezésben és az integrált növényvédelemben (BIGLER 1984, SZENTKIRÁLYI 1986a). A környezetvédelmi és természetvédelmi problémák ugyancsak elősegítették a populációk, fajegyüttesek és közösségek törvényszerűségeinek kutatására szánt anyagi források növekedését.

Hazánkban a recésszárnyú fauna kutatása az elmúlt két évtizedben új lendületet vett, diverzifikálódott és ma már nemcsak a taxonómia orientált monografikus feldolgozások (STEINMANN 1963, 1964, 1967), hanem a taxonómiai (SZIRÁKI 1992a), faunisztikai (ÁBRAHÁM 1992b, SZIRÁKI 1991a), metodológiai (VAS et al. 2001a), agrozoológiai (BOZSIK 1994, SZABÓ és SZENTKIRÁLYI 1980, SZENTKIRÁLYI 1986b, 1989), populáció dinamikai (SZENTKIRÁLYI 1992), zoogeográfiai (ÁBRAHÁM 1998a,b), cönológiai (ÁBRAHÁM 2000, SIPOS 1987, SZIRÁKI 1996), közösség ökológiai (SZENTKIRÁLYI et al. 1983, VAS et al. 2001b), konzerváció biológiai (ÁBRAHÁM 1998b, SZIRÁKI 1991), laboratóriumi és természetes környezetben végzett kísérletes szünbiológiai (ÁBRAHÁM 2003, ÁBRAHÁM és VAS 1999) sőt még tudománytörténeti (ÁBRAHÁM és PAPP 1994) esettanulmányok is széles körben kerültek publikálásra.

A szünzoológiai kutatások földrajzi területhez köthető diszciplináinak hazai eloszlását tekintve megállapíthatjuk, hogy azok térbeli megoszlása nagyon egyenlőtlen. Korábban a publikációkban szereplő mintavételi helyek zöme a középhegyvidéki területekhez (ÚJHELYI 1968, 1979) kötődött. Ma elsősorban a nemzeti parkok alapfaunájának feltárása a faunisztikai, ökofaunisztikai, cönológiai kutatások felértékelődését hozta magával, ennek alapján számos nemzeti parkunk és természetvédelmi területünk recésszárnyú faunája vált ismertté (ÁBRAHÁM 1995, ÁBRAHÁM és SZIRÁKI 1992, STEINMANN 1981, 1987, SZENTKIRÁLYI 1998, SZIRÁKI 1991, 2002, SZIRÁKI és POPOV 1996).

1.3. A Dunántúli-dombságon végzett kutatások történeti áttekintése

Magyarország Neuroptera faunájának tudománytörténeti kutatása során a hazai szakirodalomban húsz dolgozatban találtam (ÁBRAHÁM és PAPP 1994b) a Dunántúli-dombságra vonatkozó faunisztikai adatokat. Ezek közül nyolc munka (FARKAS és SZALAY 1974 (2)², PILLICH 1914 (15) 1927 (6), SÁTORI 1940 (2), SZIRÁKI 1990 (1), ÚJHELYI 1974 (1), 1981a (12), 1985 (14)) jelölte meg tisztán vizsgálati területként ezt a tájegységet. Történeti vonatkozásban területileg a legjobban feldolgozott volt a Barcsi-Borókás Tájvédelmi Körzet, melynek kutatását a „Mecsek és környéke természeti képe” tanulmányterv keretében végezték el több élőlénycsoportra együttesen (UHERKOVICH 1977). Ebben az időben e program keretében születtek a legjelentősebbek eredmények a Dunántúli-dombság fauna feltárása során (SZIRÁKI 1990, ÚJHELYI 1981a, 1985). A többi dolgozat a hazai Neuroptera fauna vizsgálata miatt tartalmazott adatokat a Dunántúli-dombság területéről (BÍRÓ 1885a (1), MOCSÁRY 1899 (11), PONGRÁCZ 1912 (3), 1913 (1), 1914 (15), STEINMANN 1963 (33), 1964 (3), 1967 (3), ÚJHELYI 1968 (68), 1978 (7), 1979 (24)).

Az említett művek jellegüket tekintve szünfenobiológiai szempontból két csoportba sorolhatók. A többségük faunisztikai munka: FARKAS és SZALAY (1974), MOCSÁRY (1899), PILLICH (1914, 1927), PONGRÁCZ (1913, 1914), SÁTORI (1940), SZIRÁKI (1990),

² Az idézett művek kiadási éve utáni zárójeles szám az adott munkában lévő faunisztikai adatot (faj + lelőhely) jelenti.

ÚJHELYI (1968, 1974, 1978, 1979, 1981a, 1985) kisebb hányaduk jórészt olyan faunisztikai mű, amelyben taxonómiai vonatkozású megjegyzések, illetve fajleírások is találhatóak. Ezek a későbbi vizsgálatok során szinonimizálást nyertek (PONGRÁCZ 1912, STEINMANN 1963, 1964, 1967).

Így az irodalomból összesen 223 adatot sikerült összegyűjteni. Az 1.3.-1. táblázat³ tartalmazza az idézett művekből összeállított fajlistát, összesen 56 fajt.

Az irodalomban talált adatokat fajnév, lelőhely, gyűjtési időpont, mennyiségi adatok (hím, nőstény) és a gyűjtő adatainak figyelembe vételével az 1.3.-2. táblázat⁴ foglaltam össze.

Ebből megállapítható, hogy a legkorábbi munkákban csak a lelőhelyi adatot tartották a publikáció szempontjából fontosnak, míg a mennyiségi adatok és a nemek feltüntetése csak a legfrissebb munkákra jellemző. A recésszárnyúakkal foglalkozó szacikkek szünfenobiológiai értelemben vett jól definiált szubdiszciplínákra történő elkülönülése, besorolhatósága a tudományterület fogalomrendszerének kialakulásával párhuzamosan zajlott le. Ehhez elsődlegesen BALOGH (1953) klasszikusnak számító műve járult hozzá valamint az átmenetiséget tükröző ökofaunisztika (SZELENYI 1957), amely a közösségek faji összetételét és kvantitatív viszonyait vizsgálja.

Zoogeográfiai, ökológiai, konzerváció biológiai vizsgálatokról egyetlen tanulmány sem számolt be.

1.3.1. Nomenklaturai és taxonómiai jegyzetek

Nomenklaturai és taxonómiai szempontból néhány fajt kiemelten is érdemes kezelni, mivel azok státusa a publikálás óta megváltozott, illetve identifikációjuk miatt tévesen szerepeltek a hazai irodalomban. Az 1.3.1.-1. táblázatban összefoglaltam a terület vizsgálata során említett junior szinonim neveket.

Chrysopa pillichii Pongrácz, 1913

PONGRÁCZ (1912) négy *Chrysopa vulgaris* Scheinder, 1851 [= *Chrysoperla carnea* (Stephens, 1836)] varietast írt le *C. vulgaris* var. *rufostigma* néven, majd 1913-ban *C. pillichii* néven faji rangra emeli ezeket a példányokat, mivel a *rufostigma* nevet egy afrikai Chrysopidae elnevezésére MacLachlan már lefoglalta. A faj holotípusa nincs meg. ASPÖCK et al. (1980) szerint valószínűleg csak egy eltérő *C. carnea* alak lehetett. BROOKS és BARNARD (1990) Chrysopidae monográfiájukban szinonimizálták. A *Chrysoperla carnea* fajkomplex fajainak (*C. carnea*, *C. lucasina*, *C. kolthoffi*) az elmúlt évtizedekben nagyon változó taxonómiai státuszába PONGRÁCZ (1912) által leírt taxon is beleillik. Valószínűleg a fajok státusza és a nomenklaturai helyzete az elkövetkezendő években sem fog letisztulni (THIERRY et al. 1996, ASPÖCK et al. 2001).

Italochrysa italica (Rossi, 1790)

Ez a faj a hazai faunába téves határozás révén került be (PILLICH 1914), amelynek adatát PONGRÁCZ (1914) is átvette. Ezt a tévedést PILLICH (1927) későbbi munkájában korigálja, megemlítve, hogy egy *Nothochrysa fulviceps* (Stephens, 1836) példányt determinált rosszul.

Myrmeleon formicarius nigrilabris Steinmann, 1963

Ezt az alfajt a leíró a szárnyerezet variabilitása és a fejmintázat eltérő formája és színezete alapján különítette el alfajilag. A paratípus lelőhelye: Csopak 1960.VI.29 1 nőstény leg: Novák (coll: MTM Bp.). Később ASPÖCK et al. (1980) szinonimizálták az alfajt, ugyanis hazánkban is a faj törzsalakja fordul elő. A szárnyerezet és a színezet Neuroptera fajok esetében rendkívül változatos, ezért több morfológiai bélyeg együttes

³ A 1.3.-1. táblázat a mellékletben található

⁴ A 1.3.-2. táblázat a mellékletben található

alkalmazása esetében vehető csak figyelembe alfajok elkülönítésénél más differenciáló bélyegek mellett.

Nohoveus punctulatus (Steven in Fisher v. Waldheim, 1822)

A Dunántúli-dombság területéről MOCSÁRY (1899), PONGRÁCZ (1914) Siófokról említették a faj előfordulási helyét, ez a populáció minden valószínűség szerint kipurított (ÁBRAHÁM 2001). A Kiskunságon azonban ma is gyakori. Ezt a fajt ASPÖCK et al. (1980) európai monográfiájukban *Myrmecaelurus zigan* Aspöck, Aspöck et Hölzel, 1980 néven írták le mondván, hogy *N. punctulatus* a Palaearktikum keleti felében fordul elő, míg a Palaearktikum nyugati felén a *M. zigan* él, majd közel húsz év elteltével a leírt fajt ismét szinonimizálták (ASPÖCK és HÖLZEL 1996). A faj ismeretlen lárvaalakját Fülöpháza környékéről írtuk le (ÁBRAHÁM és PAPP 1990).

Creoleon lugdunensis (Villers, 1798)

STEINMANN (1963) Kaposvárt, Zamárdit, ÚJHELYI (1981a) Darányt említi a vizsgált területről. HÖLZEL (1976) vizsgálta az európai *Creoleon* fajok elterjedését és megállapította, hogy a *Creoleon lugdunensis* faj Európa nyugati felén, tehát hazánktól főleg nyugatra fordul elő, míg a *Creoleon plumbeus* (Olivier, 1811) Európa keleti részén él, így egész Magyarországon ez a faj fordul elő.

1.3.1.-1. táblázat: A Dunántúli-dombság területéről a hazai Neuroptera irodalomban junior szinonim név alatt említett fajok listája

Szinonim név	Érvényes név	Idézett mű
<i>Coniopteryx lactea</i> Wesmael, 1841	<i>Coniopteryx tineiformis</i> Curtis, 1834	MOCSÁRY 1899
<i>Osmylus chrysops</i> Linnaeus, 1758 (FD!)	<i>Osmylus fulvicephalus</i> (Scopoli, 1768)	SÁTORI 1940
<i>Wesmaelius nervosus</i> (Fabricius, 1793)	<i>Wesmaelius betulinus</i> (Storm, 1788)	PILLICH 1927
<i>Hemerobius limbatellus</i> Zetterstedt, 1840	<i>Hemerobius stigma</i> Stephens, 1836	STEINMANN 1967
<i>Micromus aphidovor</i> (Schrank, 1781)	<i>Micromus angulatus</i> (Stephens, 1836)	PILLICH 1927
<i>Hemerobius striatellus</i> Klapalek, 1905	<i>Symphorobius elegans</i> (Stephens, 1836)	PILLICH 1914
<i>Chrysopa septempunctata</i> Wesmael, 1841	<i>Chrysopa pallens</i> (Rambur, 1838)	MOCSÁRY 1899, PONGRÁCZ 1912, ÚJHELYI 1968, 1981a, 1979,
<i>Chrysopa aspersa</i> Wesmael, 1841	<i>Dichochrysa prasina</i> (Burmeister, 1839)	ÚJHELYI 1981a
<i>Chrysopa pillichii</i> Pongrácz, 1913	<i>Chrysoperla carnea</i> (Stephens, 1836)	PONGRÁCZ 1913, PILLICH 1914
<i>Myrmeleon erberi</i> Brauer, 1868	<i>Myrmeleon inconspicuus</i> Rambur, 1842	PONGRÁCZ 1914
<i>Myrmeleon europeus</i> McLachlan, 1873	<i>Euroleon nostras</i> (Fourcroy, 1785)	MOCSÁRY 1899
<i>Ascalaphus hungaricus</i> Rambur, 1842	<i>Libelloides macaronius</i> (Scopoli, 1763)	MOCSÁRY 1899

1.4. Célkitűzések

A recésszárnyúak vizsgálatát 15 éve kezdtem el a lepkék kutatása mellett. A kutatások kezdetén az motivált, hogy hazánkban a csoport faunisztikai, zoogeográfiai, ökológiai és természetvédelmi szempontból kevésbé ismert. A Dunántúli-dombságon elkezdett vizsgálatok alkalmával előtérbe kerültek azok a kutató programok, melyek egy-egy természetvédelmi terület faunájának a vizsgálatát célozták, pl.: a Boronka-melléki

Tájvédelmi Körzet, a tervezett Villányi-hegység TK, Látrányi puszta TT., Duna-Dráva Nemzeti Park Dráva menti tájegysége és Somogy megye természeti értékeinek kutatása (OTKA: 2335/ 1991) keretében végzett vizsgálatok.

A Dunántúli-dombság recésszárnyú faunájának vizsgálatát a szünzoológiai kutatási területek közül több oldalról is elemzem, ehhez a jelen dolgozat célkitűzéseit is e szubdiszciplínáknak megfelelően csoportosítottam az alábbi kérdésekre és kérdéscsoportokra keresve a választ:

- Milyen a Dunántúli-dombságon, tájegységein és természetvédelmi területein a recésszárnyúak fajösszetétele? Melyek a vizsgált terület faunisztikai jellemzésre alkalmas fajok? Vannak-e a vizsgált terület faunájához kapcsolódó megoldatlan taxonómiai problémák?

- Milyen gyakorisági arányok jellemzik a vizsgálati terület a faunáját? A recésszárnyúak között kimutatható-e a lokális gyakoriság és az elterjedtség közötti kapcsolat?

- Hogyan jellemezhetjük a vizsgálati területet a recésszárnyú fauna alapján állatföldrajzi szempontból, és milyen chorológiai sajátosságok alakították ki és formálják napjainkban a terület faunáját?

- Milyen természetvédelmi értéket képviselnek a Dunántúli-dombság recésszárnyú fajgyűjtései? Felhasználhatók-e a faunisztikai adatok a fajszerű és a területszerű természetvédelmi intézkedésekhez?

- Milyen tényezők befolyásolják a recésszárnyú közösségek szerveződését?

- Milyen a recésszárnyúak napi dinamizmusa?

- Mi jellemzi a tölcserépítő hangyaleső fajok eltérő habitat választását? Milyen elterjedési és morfológiai különbségek jellemzők a tölcserépítő hangyaleső lárvákra? Hogyan befolyásolják a környezeti tényezők (szubsztrát, hőmérséklet) a hangyaleső lárvaegyüttesek élőhely választását? Hogyan befolyásolja a hőmérséklet a táplálékkínálatot és a zsákmányszerzést? Hogyan szerveződnek a különböző hangyaleső lárvaközösségek térben és időben? Milyen elemi populációs kapcsolatok jellemzik a különböző élőhelyeken előforduló hangyaleső lárvákat?

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának szünzoológiai vizsgálata során a kutatások célkitűzéseinek megfelelően a vizsgálati helyek széles térskálán mozogtak.

A faunisztikai, zoogeográfiai és konzervációbiológiai elemzés az egész nagytáj területére kiterjedt (regionális szint). A Neuroptera fajok viselkedésbiológiai vizsgálatához az élőhelynél kisebb topográfiai egységet használtam, pl.: a Myrmeleontidae lárvák tanulmányozásánál magát a tölcsért, mint tanyahelyet (oecus). Hasonló léptékű a laboratóriumi kísérletek szünzoológiai térskálája is.

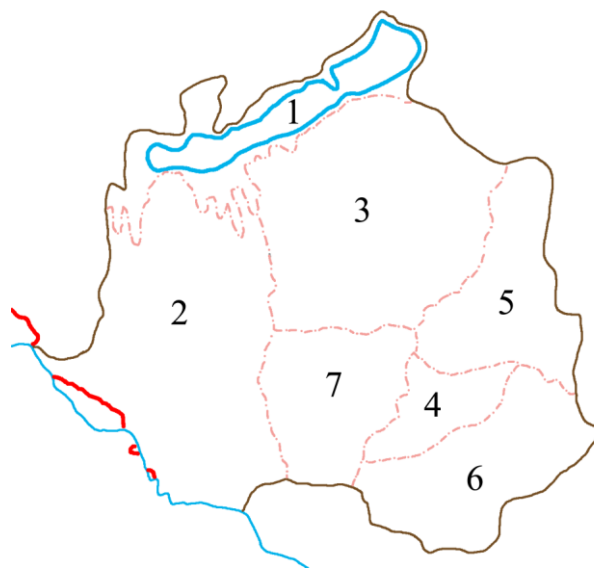
A különböző típusú térskálák meghatározzák az egyes szünzoológiai szubdiszciplínáknak megfelelő adekvált vizsgálati helyeket, a mintavételi és értékelési módszereket, amelyeket a nagyobbtól a kisebb felé haladva ismertetek. A kisebb térskálán célszerűnek tűnt a mintavételi helyeket, módszereket egy fejezetegységen belül összegezni.

2.1. A vizsgálatok helye

2.1.1. A faunisztikai, zoogeográfiai és konzerváció biológiai vizsgálatok helye

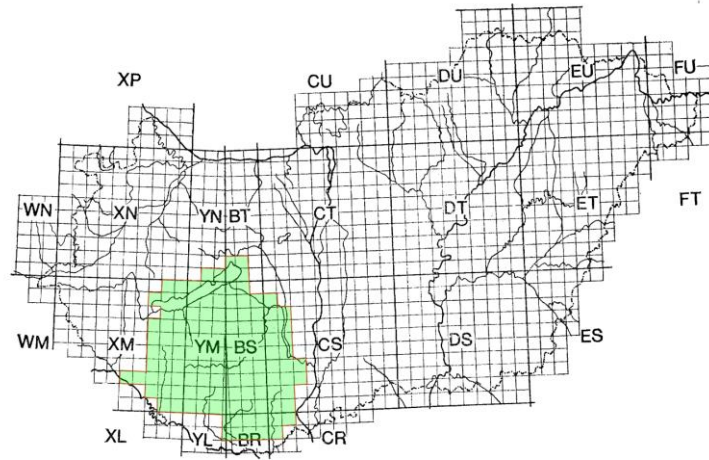
A Dunántúli-dombságon elvégzett szünfenobiológiai vizsgálatok térskálája regionális. A mintavételi anyagok elemzéséhez használt térskála szubregionális (a nagytájegységet alkotó tájegységek), vagy annál kisebb (10x10 km-es UTM négyzetek).

A Dél-Dunántúl legnagyobb részét a Dunántúli-dombság foglalja el. Területére - a természetföldrajzi tájfelosztás szerint - az Alföldhöz tartozó Dráva-menti síkság és a Mezőföld egy kis részlete is áthúzódik. A Dunántúli-dombság tájfeldrajzilag síksági, dombsági, hegységi közép-, és kistájak keveréke, amelynek földrajzi körülhatárolását az idők során az újabb tájfeldrajzi kutatási eredmények függvényében pontosították (PÉCSI 1981, MAROSI 1990). Részei (szubrégiók): 1. Balaton-medence, 2. Belső-Somogy, 3. Külső-Somogy, 4. Mecsekvidék, 5. Tolnai-dombság, 6. Baranyai-dombvidék 7. Zselic. A nagytáj természetes határai nem esnek egybe az országhatárral, így pl. Belső-Somogy a Drávától D-re Horvátországban is folytatódik és egészen a Bilo-hegységig húzódik, emellett az É-i határvonala sem pontosan definiált.



2.1.-1. ábra: A Dunántúli-dombság kistájainak rendszertani felosztása (MAROSI 1990)
1. Balaton-medence, 2. Belső-Somogy, 3. Külső-Somogy, 4. Mecsekvidék, 5. Tolnai-dombság,
6. Baranyai-dombvidék 7. Zselic.

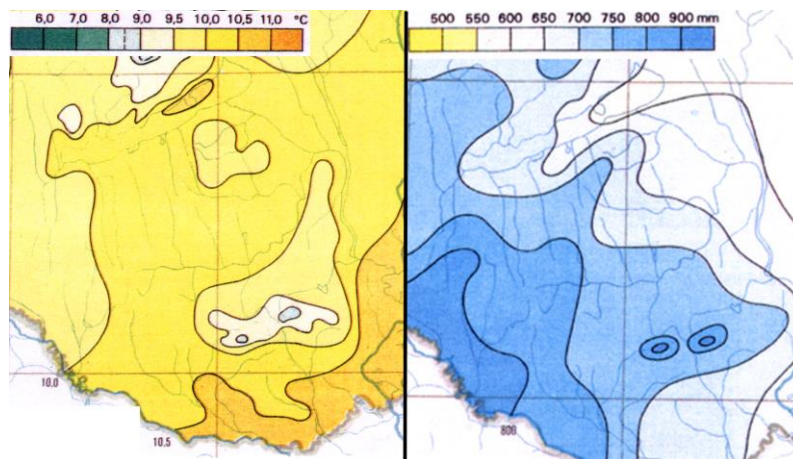
A nagytáj természetföldrajzi területe - eltekintve néhány kisebb területtől - Baranya, Somogy és Tolna megyék közigazgatási területét fedi le. A vizsgálat a nagytáj magyarországi részére terjedt ki.



2.1.-2. A Dunántúli-dombság elhelyezkedése UTM térképen

2.1.1.1. A Neuroptera faunát befolyásoló fontosabb biogeográfiai adottságok és miliótényezők

A Dunántúli-dombságot a domborzati heterogenitás jellemzi, mivel a kis részben a síksági és hegységi felszín mellett a dombsági tájtípus a domináns. A domborzat szerkezeti egységei a Mecsek- és Villányi-hegység törve gyűrt tönkrögei ill. pikkelyes sasbércei, a Somogyi-, a Tolnai-, és a Baranyai-dombság löszborította dombsorai, negyedidőszaki völgy szerkezete, a hegy- és dombsági felszín között mélyen benyúló, folyóvíz által feltöltött sík medence területek és medencék.



2.1.-3. ábra: A hőmérséklet és a csapadék évi eloszlása a Dunántúli-dombság területén (Nemzeti Atlasz 1989)

A terület éghajlati adottságainak meghatározásában - a földrajzi helyzet következtében - mind az atlanti, mind a mediterrán éghajlati hatások szembetűnően érvényesülnek. Ezek a hatások ÉNY-DK ill. DNY-ÉK-re felismerhetően csökkennek a dombság kis kiterjedése (150-200 km) ellenére. Így a terület éghajlatában is érezhető a heterogenitás. A domborzat éghajlatmódosító hatása közepes, tí. 400 m tszf-i magasságot már csak a Mecsek szigetszerűen kinyúló tetői érik el. Ennek ellenére a mikroklíma-mérések azt bizonyították,

hogy a felszabdalt felszín miatt a Mecsekben, Külső-Somogyban, Zselicben és a Tolnai-dombságon erős anomáliák alakulhatnak ki (JAKUCS et al. 1969). Ezt még fokozhatják a különböző lejtőadottságok, a vízfelületek aránya és a növényzet is. A Balaton víztömegének éghajlat módosító hatása közismert.

A Dunántúli-dombság területére jellemző klimatikus különbségek jól kifejezésre jutnak KAKAS (1960) éghajlati körzetesítéséből.

1. Mérsékelt meleg, mérsékelt nedves, enyhe telű terület: Belső-, Külső-Somogyi-dombság nagy része, a Baranyai-dombság, a Zselic valamint a Tolnai-dombság zöme.

2. Mérsékelt meleg, mérsékelt száraz, enyhe telű terület: A Balaton medencéjének középső és ÉK-i része, Külső-Somogy K-i része, a Kapos-völgy, a Baranyai-dombság D-i része.

3. Meleg, mérsékelt meleg, enyhe telű terület: A Zselic D-i előtere, a Kapos-völgy Dombóvár környéki része.

4. Meleg, mérsékelt meleg, száraz, mérsékelt forró nyarú terület: Baranyai-dombság és a Tolnai-dombság K-i része.

5. Hűvös, mérsékelt nedves telű terület: A Mecsek magasabb tető régiója.

A Dunántúli-dombság területe a Pannóniai flóratartomány *Praeillyricum* flóraidékéhez tartozik (SOÓ 1964-1973).

A Praeillyricum területének döntő többsége a Dunántúli-dombság területét foglalja magába, kivéve a NY-i részt, a Zalai flórajárást, a Zalai-dombságot.

A terület déli részén erősen mediterrán és balkáni befolyás érződik, ezért számos balkáni és szubmediterrán növényfaj megtelepedett. A nyugati részen a növényzetben a mezofil-higrofil fajok az óceáni és dealpin hatást tükrözik. É-ra és K-re a csapadékmennyiség csökkenésével, a kontinentális jelleg fokozódásával a mediterrán befolyás fokozatosan csökken, és növekszik a kontinentális flóraelemek száma, keleten már megjelennek a xerotherm pannon elemek is (PÓCS 1981).

A Praeillyricum flóraidéke 5 flórajárássra tagolható:

1. Zalai flórajárás (*Saladiense*) a vizsgált terület határán kívül esik, ezért itt most ezzel nem foglalkozunk.

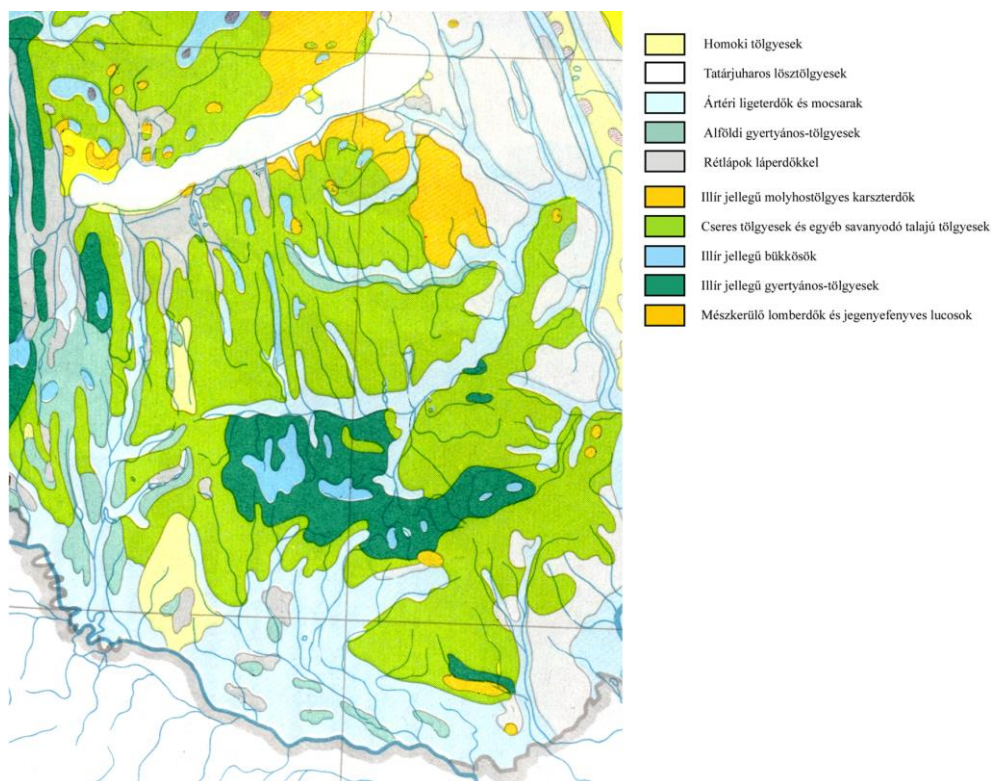
2. Belső-Somogyi flórajárás (*Somogyicum*): A magasabban fekvő, csapadékosabb, üde termőhelyeken (pl. Zselicben) a tetőket tölgyelegyes-bükkösök (*Helleboro-Carpinetum*), az alacsonyabb térszíneket gyertyános-kocsányos tölgyesek (*Fraxino pannonicae-Carpinetum*) foglalják el. Száraz termőhelyeken a cseres tölgyesek (*Quercetum petraeae-cerris*) alkotják a potenciális vegetációt. A legszárazabb termőhelyeken savanyú homokpusztai vegetáció alakult ki. A homokhátak közt a buckaközökben feltöltődési társulások sorozatai találhatók, mindezeket hatalmas égerláp (*Dryopteridi-Alnetum*) erdők veszik körül (BORHIDI 1958).

3. Külső-Somogyi flórajárás (*Kaposense*): A löszös dombvidéken potenciálisan gyertyános tölgyesek (*Tilio-argentea-Quercetum petraeae-cerris*) és mészkedvelő tölgyes (*Orno-Quercetum*) erdőfoltok vannak. Északon a Mezőföld löszös táblájának a szélén xerotherm löszpusztarétek foltjai mellett alföldi jellegű lösztölgyesek (*Aceri tatarico-Quercetum*) maradvány-foltjai is megtalálhatók.

4. Mecseki flórajárás (*Sopianicum*): A Mecsekben az alapkőzet minősége, a magasság, a kitettség a növénytársulások legerősebb befolyásoló tényezője. A hegység NY-i részén vöröshomokkővön, a D-i lejtőkön, cseres tölgyesek (*Quercetum petraeae-cerris*), a tetőkön acidofil bükkösök tenyésznek. Mészke alapkőzeten, erős D-i kitettségű lejtőkön, gazdag aljnövényzetű bokorerdőket (*Inulo spiraeifoliae-Quercetum pubescentis*) találunk, amelyeket néhol sziklafüves gyepfoltok tarkítanak. Nagy területeket borítanak mészkedvelő tölgyeserdők (*Rusco-Orno-Quercetum*). A magasabb tetőket, É-i lejtőket

bükkösök (*Helleboro-Fagetum*) díszítik. A flórajáráshoz tartozó Baranyai-dombság növényzete a Mecsekéhez hasonló, de mediterrán elemekben már szegényebb.

5. Villányi flórajárás (*Harsanyense*): Több munka (PÓCS 1981) ezt a területet az Illír flóratartományhoz is sorolja az Őrtilosi-, Zákányi-, Csurgói dombokkal együtt. A hegység meredek déli lejtőin ritkás karsztbokorerdők (*Inulo spiraefoliae-Quercetum pubescentis*) és száraz sziklagyepek váltakoznak mozaikszerűen. Az É-i lejtőkön balkáni és mediterrán elemekben gazdag ezüsthársas gyertyános tölgyesek (*Rusco-Orno Quercetum*) húzódnak (LEHMANN 1981).



2.1.-4. ábra: A terület növénytársulásainak potenciális elterjedése (JAKUCS 1974)

A vizsgált terület tájegységeinek természetes állapotát az ember már nagy részben átalakította. Az 2.1.-1. táblázat mutatja az egyes tájegységek erdeinek degradáltsági fokát (BARTHA 1994). Vizsgálataim során a mintavételezéseimet igyekeztem a természetközeli növénytársulásokban végezni.

2.1.-1. táblázat: A Dunántúli-dombság erdeinek degradáltsága (BARTHA 1994)

Tájegység	Erdősültség (%)	Tarvágás (%)	Őshonos fafajok (%)	Degradáltság (%)
Balaton medence	7,1	100	42,9	65,5
Belső-Somogy	33	100	37	49
Villányi-hegység	15,7	98,4	51,2	71
Mecsek	39	91,6	16,5	38,9
Zselic	30,1	95	27	51
Baranya-, Somogy-, Tolnai-dombság	15	95	53	71

2.2. Mintavételi módszerek

A rovarok mintavételezésére számos szellemes, hatékony módszert dolgoztak ki (SOUTHWOOD 1984). A faunisztikai, zoogeográfiai és konzervációbiológiai mintavételi módszerek kiválasztásánál ezek közül azokat részesítettem előnyben, melyek nagy mennyiségű és fajgazdag anyag összegyűjtését eredményezték. Figyelembe vettem a vizsgált csoport etológiai sajátosságait, így pl.: a törékeny testfelépítésből adódó gyenge repképességet, éjszakai vagy nappali aktivitást, valamint az életmódbeli sajátosságokat, vízhez, laza talajokhoz kötött fejlődésmenetet (NEUENSCHWANDER 1984, VAS et al. 2001a)

Így az alkalmazott mintavételi technikák a következők voltak: fénycsapdás gyűjtések, éjszakai személyes lámpázások, lomb- és fűhálózások, Malaise csapdás gyűjtések.

2.2.1. Fénycsapdás gyűjtések

A fénycsapda az éjszaka aktív rovarok relatív mintavételezésének leggyakoribb módszere. Hazánkban ez a módszer az erdőgazdasági és mezőgazdasági kártevő előrejelzések használatával általánosan elterjedt (JERMY 1961, MÉSZÁROS és VOJNITS 1968). A fénycsapdák gyors telepíthetőségük, szakembert nem igénylő működtetésük és a viszonylag nagy mennyiségű anyag miatt a Neuroptera fajok gyűjtésére is alkalmasak. Nagyon gazdag az irodalma a fénycsapdák történet gyűjtések technikájának (NOWINSKI 1997), amelyek vizsgálati célkitűzései kiterjedtek etológiai, fiziológiai (MIKKOLA 1972) vizsgálatokra, a légtömegek és a rovarok rajzása közötti összefüggésekre (BLOMBERG et al. 1978), a fenológiai (ITAMIES et al. 1980), migrációs és populáció dinamikai kutatásokra (ANDERSEN és GREVE 1975) is. Az idők folyamán különböző csapdatípusokat terveztek (HEATH 1970). Vizsgálataimhoz egy terelőlemezrel ellátott un. Jermy típusú fénycsapdát használtam. Fényforrása egy 125 W-os Hg gőz lámpa volt, amely UV sugarakban gazdag fényt bocsát ki, amire erős pozitív fototaxist mutatnak a rovarok. A Neuroptera anyagok mintavételének szempontjából ennek a módszernek az a hátránya, hogy a gyenge reptű Chrysopidae, Hemerobiidae fajok a csapda elérése előtt már a csapdát körülvevő növényzetre vagy magára a csapdára leszállnak, és egy részük nem esik bele a gyűjtő-ölvő üvegbe. Az erősebb szél pedig nagyon könnyen elsodorhatja a csapda felé tartó állatokat. Bizonyos családok csak kis mennyiségben találhatóak meg a csapdaanyagban a kisebb reakcióképességük (Coniopterygidae), *Hypochrysoidea*-típusú repülési aktivitásuk (DUELLI 1986, ÁBRAHÁM és VAS 1999, VAS et al. 2001a) miatt.

Sajnos napjainkban az eddig jól bevált állandó helyre telepített fénycsapdák működtetése nagyon költségessé vált. Ez a tényező a jól kiépített mezőgazdasági kártevő előrejelzési és erdővédelmi célokra telepített hazai fénycsapda hálózat csapdahelyeit is a töredékére csökkentette. Azonban a technika fejlődésével mindig újabb lehetőségek is nyíltak a mintavételezési eljárások tökéletesítésére. Az elmúlt időszak egyik legjelentősebb fénycsapdázási újításának a hordozható akkumulátorral üzemeltetett un. vödör csapdát tartom. Ezek használata még nem általánosan elterjedt, de óriási lehetőségeket hordoznak nemcsak faunisztikai, hanem a cönológiai felméréseknél is.

A csapda fényforrása 8 W-os UV spektrumú (black light) fénycső. Energiaforrása 0,7 A/h-ás zselés akkumulátor. A fénycsövet alkonykapcsolóval ellátott gyűjtőszerszeggel működteti.

A hordozható fénycsapda működtetésének előnye, hogy bárhol felállítható a tanulmányozni kívánt élőhelyen és hatékonysága majdnem eléri a cönológiai feltételekhez állandó helyre telepített, az elektromos hálózatról üzemeltetett fénycsapdákét. Mozaikos, lámpázófelszereléssel nehezen megközelíthető, kis területre koncentrálnodó élőhelyekről ezzel a módszerrel lehetett a legpraktikusabban mintát venni.

A csapdában kloroformot vagy etilénlikolt használtam ölüanyagként.

2.2.2. Lámpázások

A személyes éjszakai lámpázások a fénycsapdás gyűjtéseknél nagyobb mennyiségű és jobb minőségű anyagot biztosítanak. Ezt szintén 125 W-os Hg (Tungsrám HGL) gőz, és 160 W-os kevert fényű (Tungsrám HMLI) lámpánál végeztem, melyet hordozható áramfejlesztő segítségével láttam el energiával. Az UV sugarakban gazdag lámpákkal történt gyűjtésről először ADAMCZEWSKI (1947) számolt be. Számos vizsgálat igazolta a lámpatípusok előnyeit, hatékonyságukat (HERTELENDI és MÉSZÁROS 1989). A fogási hatékonyság növelésére még egy 20 W-os UV (Philips TDL) fénycsővet is használtam a lámpák mellett. A lámpa és a fénycső a talajszinttől 1,5 m magasságban 70-80 cm-re egy valamivel több, mint 6 m² fehér áttetsző selyem anyagot világított meg. Az alkalmazott gyűjtőlepedő-anyagminőségének jelentősége abban áll, hogy annak mindkét oldalán lehet gyűjteni, fényt áteresztő hatása miatt.

A módszer előnye a nagy mennyiségű, fajgazdag anyag, legnagyobb hátránya, hogy a mintavételi anyag nem standardizálható. A lámpázó helyek megválasztásához a szélesded, dombtetőn lévő erdőszegélyeket részesítettem előnyben.

2.2.3. Lomb- és fűhálózások

A lomb- és fűhálózás elsősorban olyan rovarok gyűjtésének a bevált módszere, amelyek táplálkozási vagy pihenőhelyül választják a növényzetet (*Neuroptera*, *Raphidioptera*, *Psocoptera*, *Trichoptera*, *Heteroptera*, *Homoptera* stb.).

Neuroptera közösségek vizsgálatának leggyakoribb mintavételezési eszköze a lombhálózás (GEPP 1973, MARIN és MONSERAT 1991), annak ellenére, hogy számos publikáció ismerteti a módszer buktatóit (KOPPÁNYI 1969, SOUTHWOOD 1984). Bizonyos mértékű standardizálással azonban ezt a módszert széles körben alkalmazzák a cönológiai vizsgálatokban (GEPP 1967, 1973, RESSL 1971, MARIN és MONSERRAT 1991 stb.).

A felméréshez egy 80 cm átmérőjű, 4 m hosszúságúra kihúzható nyelű lombhálóval vettem mintát az alsó lombkoronaszintből; hasonló nagyságú hálóval végeztem a mintavételt gyepszinten is. A cönológiai vizsgálatoknál 1994-től kezdve - áprilistól-októberig kéthetes időközönként - állandó, természetközeli élőhelyeken végeztem mintavételezéseket.

A kvantitatív és kvalitatív analízishez - a fent említett szerzőkhöz hasonlóan - „standardizált” mintavételezést alkalmaztam. Mintavételi egységként mindig az adott élőhely kb. 30 m-es szegélyét jelöltem ki, ahol 100 hálócspást végeztem, azonos feltételek mellett. Sajnos ez a módszer sem standardizálható igazán, inkább csak a relatív mintavételezésre alkalmas. Az így gyűjtött anyagot tekintettem egy mintavételi egységnek. A hálózás során a növényzetről a hálóba került Neuropterákat egy saját készítésű szívópalack segítségével gyűjtöttem össze.

A lombhálózás előnye, hogy sokkal több információt nyújt a fajok térbeli, növényzetbeli helyzetéről, mint a csapdázási technikák. A fajoknak a különböző növényzeti szintekben való előfordulását ezzel a módszerrel vizsgáltam. A *Coniopterygidae* család fajait szinte csak ezzel a módszerrel gyűjtöttem megfelelő hatékonysággal. A fűhálózás a lombhálózáshoz hasonló módon történt a gyepszinten, ugyanis vannak olyan fajok, melyeket csak elvétve találtam meg a lombkorona szintben (pl.: *Chrysopa commata*).

2.2.4. Malaise csapdák

A fent említett módszereken kívül csekély mennyiségű gyűjtött anyag származik Malaise-csapda anyagokból.

A Malaise csapda főleg a nappal aktív rovarok gyűjtésére használt eszköz, a rovarokat repülési útvonalukba kerülve (passzív) vagy az aktív vonzás (pl: szín) által gyűjti össze. Számos változtatást hajtottak végre a csapdán a különféle céloknak megfelelően (TOWNES 1962). Elsősorban a *Diptera*-k és *Hymenoptera*-k gyűjtésére vált be (MÓCZÁR 1967). A jórészt csak nappal üzemelő Malaise csapdák kevés Neuroptera fajt fogtak. A vizsgált Neuroptera fajgyűttesek relatív frekvencia arányait e módszer másként jelzi vissza, mint az előzőekben ismertetett mintavételi eljárások (VAS et al. 2001b).

2.3. Értékelési módszerek

A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájáról gyűjtött anyagon az adatelemzéseket PC-n végeztem. Az alapadatokat az Access for Windows relációs adatbázisban rögzítettem. A készített relációs adatbázishoz több ún. törzsadatár is kapcsolódik (települések, lelőhelyek, fajok, magyarországi Neuroptera szakirodalom adatai 1801-től, és egy irodalmi adatbázis a különlenyomataimról.

2.3.1. Faunisztikai értékelési módszerek

A faunisztika kutatás eredményeit a különböző térszálakon - e dolgozat esetében a regionálistól az egyetlen mintavételi helyig (habitat) – összeállított pontos fajlistákon adom meg. A faunisztikai adatoktól alapvetően két információt várunk el.

Az első a pontos fajmeghatározás, a második a fajhoz tartozó pontos gyűjtőhely körülhatárolása (faunisztikai adat = fajnév + lelőhely). E két információ már elégséges feltétele a faunisztikai értékelésnek. Munkám során a fajok azonosításához alapvetően ASPÖCK et al. (1980) Európai fauna művét, emellett a *Coniopterygidae* fajok azonosításához még MEINANDER (1972) világcatalógusát és SZIRÁKI (1992b) cikkét használtam fel.

A határozhatatlan vagy ún. nehezen határozható anyagokhoz összehasonlító morfológiai vizsgálatokkal és tenyésztéssel nevelt egyedek azonosítása után határozóbélyegeket kerestem, vagy új határozókulcsot készítettem (ÁBRAHÁM 1995, ÁBRAHÁM és PAPP 1990).

A fajok pontos determinálása után a faunisztikai értékelés második lépése a faunalista (checklist) összeállítása. A felmérési munka eredményeként összeállított fajlistában ASPÖCK et al. (2001) faunakatalógusának nomenklatúráját, család és faj sorrendjét használtam, mivel a szerzők kiterjedt taxonómiai és szisztematikai vizsgálatokat végeztek a Nyugat-Palaearktikumban és kutatásaik alapvetően meghatározták a 20. század második felében a neuropterológia fejlődését.

2.3.2. Neuroptera fajgyűttesek gyakorisági és ritkasági viszonyai a Dunántúli-

dombságon

A Dunántúli-dombság (regionális, meso-range) fajgyűttesek mennyiségi viszonyainak leírását a gyakorisági és ritkasági jellemzők alapján adjuk meg. A ritkaság és gyakoriság megítélésénél a faj-abundancia (low abundance–common) és a faj-elterjedési adatokat (small range-widespread) használják fel a legáltalánosabban a kvantitatív értékeléskor. A hasonló elemzést végző nagyszámú munkák közös jellemvonása, hogy a tömegességi adatok (x) valamely értékének százalékos kifejezése alapján rögzítik a gyakorisági és ritkasági küszöbértéket. Csoportfüggően leggyakrabban a fajszám, a kumulált egyedszám vagy a legmagasabb egyedszámot elért faj 25%, 5% vagy 1%-ában állapítják meg ezt az értékhatárt. Statisztikai megfontolások és a jó definiálhatóság miatt GASTON (1994), PAPP (1991) és IZSÁK (2001) is a faj-abundancia és a faj-elterjedési adatok terjedelmén a ritka és gyakori fajok mennyiségi határának az 1. kvartilis alatti és a 3. kvartilis feletti terjedelmet

ajánlották, amelynek használatát azonban nem tekinthetjük teljes körűen elfogadottnak (PAPP 1998).

A vizsgálati anyag elemzésénél én is ezt a határértéket követve adom meg regionálisan, a Dunántúli-dombságon és szubregionálisan, annak tájegységein előforduló ritka és gyakori fajok kvantitatív értékeit.

A gyakoriság és a regionális elterjedés közötti törvényszerűségeket már többen megállapították (HANSKI 1982). A mintavételi területen a fajok UTM négyzetek szerinti előfordulási gyakorisága alapján elkészítettem a regionális gyakoriságra és elterjedésre vonatkozó diagrammot, amelyhez regressziós egyenest illesztettem. A fajok közötti tömegességi viszonyok alakulását talán a legszemléletesebben a faj-abundancia görbék (PAPP et al. 1997) adják vissza.

A kvantitatív értékelésnél mindig bizonyos torzításokkal kell számolnunk, még akkor is, ha csak a leggyakoribb fajokat kívánjuk megnevezni. A rovarok ilyen típusú értékelésekor, a legnagyobb körültekintés mellett is elkövethetünk hibákat. Legáltalánosabb a mintavételi hiba, pl.: kicsi a minta elemszám (SOUTHWOOD 1984), torzít a mintavételi módszer (VAS et al. 2001a), (a fénycsapda mintavételnél csak a fényre repülő éjszakai aktivitású rovarokat gyűjti, a Malaise-csapda pedig a nappali aktivitásúakat felül reprezentálja, lombhálózásnál csak az alsó lombkoronaszintet hálózunk stb.). Sok esetben a faj biológiai tulajdonságaiból is adódnak nagy mértékű torzítások, rovarok esetében nem ritka a gradáció, de a populációméretnek kedvező feltételek mellett egyik generációról a másikra akár a tízezerszeresre is növekedhetnek (SAMWAYS 1994). Ez erőteljesen befolyásolja a fajok közötti relatív gyakorisági sorrendet.

A fentiek miatt KENDALL (1962) rangkorrelációs módszert dolgozott ki a gyakorisági sorrend (index of species abundance - ISA) megállapítására. Ez magában foglalja a faj-abundancia és a faj-elterjedési gyakoriságokból adódó különbözőségeket, mivel azok együttes értékeit használja fel az index képzésében. Az index tesztelését többen elvégezték már (MAJER 1989, ROBERTS et al. 1979).

Az ISA kiszámításakor a fajok abundancia értékeit tájegységenként (mintavételi helyek: K_1, K_2, \dots, K_n) táblázatba foglaljuk. Az egyes fajok egyedszáma mintavételi helyenként: N_{Kx} (N példányt fogtunk a K helyen az x fajból). A faj egyedszáma mellé írjuk zárójelben a faj rangsorszámát úgy, hogy a legnagyobb számban előforduló lesz az 1-es, az utána következő a 2-es és így tovább. Az azonos mennyiségben előfordulókat a rájuk vonatkozó sorszámok átlagát kapják. Ezt követően az egyes fajokról számba vesszük, hogy hány helyről hiányoztak: b_x . A mintavételi helyenkénti rangsorszámait összegezzük: Z_{Kx} . Ezután kiszámítjuk az egyes fajok „ a ” értékeit (a_x) $a_x = c_x \cdot b_x$ (c -t megkapjuk, ha kikeressük a legmagasabb fajszámú mintavételi helyen a legmagasabb sorszámot és hozzáadunk 1-et).

$$ISA = \frac{a + Z_{Kx}}{K},$$

ahol (K = tájegységek, azaz a mintavételi helyek száma)

A faunisztikai feldolgozás során szembekerültem azzal a ténnyel, hogy a legmagasabb dominanciájú fajt (*Chrysoperla carnea*) az újabb taxonómiai vizsgálatok eredményében morfológiailag statisztikai módszerekkel, etológiailag az udvarlási mechanizmusok alapján és bioakusztikailag szétválasztották különböző taxonokra, majd részben újra szinonimizálták őket (THIERRY et al. 1996, ASPÖCK et al. 2001). A fenti taxonómiai tisztázatlanságok miatt az elemzéskor a *Chrysoperla carnea* fajt taxonómiailag, mint fajkomplexet vettem figyelembe és a viselkedés-ökológiailag csekély különbséget mutató taxonokra, mint ökológiai fajra tekintettem (SZELÉNYI 1957).

2.3.3. Zoogeográfiai értékelési módszerek

A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának értékeléséhez az area analitikus elemzést választottam.

Az area analízis elvi alapja (de LATTIN 1967, VARGA 1964, 1971, 1977, 1995), hogy olyan fajcsoportokat találjon, amelyek elterjedési területe földrajzilag, ökológiailag, történetileg is hasonló. Így egy egységet képeznek azok a fajok ill. alfajok, amelyek egy meghatározott, közös szétterjedési centrumhoz rendelhetők hozzá. A részletes flóra- és faunaelemzések bizonyítják, hogy a különböző élőlények elterjedési sajátosságai és törvényszerűségei közösek lehetnek, így azoknak meghatározható a közös szétterjedési centruma (UDVARDY 1983). A faunatörténetileg, az ökológiai igényeik alapján rokon állatok csoportjai követték a klímafluktuációkat, így azok szétterjedése, faunahullámokban történt.

A módszer lényege, hogy progresszív hasonló areákat vetünk össze (HULTÉN 1937), melyek közös jellemvonása, hogy mind ugyanabból a centumból indulnak ki. Ideális esetben egy faunakör tagjainak, a faunaelemeknek az areái koncentrikus körökkel határolhatók el, amelyek központja közös. Így a középpontok alkotják a faj eredetének centrumát. A faj szétterjedésekor a terjeszkedés radiálisan ment végbe, a különböző fajok esetében más-más sebességgel, ami végül a recens areák eltérő területét hozta létre.

A taxonómiai nem egységes fajok chorológiai vizsgálata során, a fajok megrajzolt elterjedési területét úgy foghatjuk fel, mint a monocentrikus fajok aggregátumait, így ezek policentrikusak, mivel a fajok legutolsó posztglaciális szétterjedése több központból ment végbe. Hasonlóan értékeljük a monofiletikus eredetű allopatrikus fajcsoportok areáját is. Az area határok hol egymást keresztező, hol egymással párhuzamosan futó határvonalai adják a faunakör szétterjedésében szerepet játszó főbb természetes határokat, a barriereket. Az area analitikus módszer segítségével a fauna genezisére is következtethetünk, és elkerülhetjük a recens area méretében és alakjában rejlő heterogenitásokat, mivel a vizsgálati egységek nem területi provinciák, körzetek, kerületek, hanem az elterjedésük közös vonásai, szabályszerűségei alapján definiált fajcsoportok.

A vizsgálati területek Neuroptera faunájának elterjedési alaptípusainak megállapításánál ASPÖCK et al. (2001) munkáját vettem figyelembe.

A zoogeográfiai összehasonlítás elvi alapja a faunaelemek elterjedésében, mennyiségében és a teljes faunához való viszonyának ökológiai tényezőiben rejlik, mivel a fajok elterjedése végső soron (ökológiailag) limitált (faunakomponensek) (ASPÖCK és ASPÖCK 1969, DIAZ-ARANDA et al. 1986, de LATTIN 1967, VARGA 1964). A hasonlóság megállapításához az egyes faunakomponensek százalékos részesedését és a területek a teljes Neuroptera faunában legnagyobb mennyiségben jelenlévő faunaelem százalékban kifejezett értékét választottam, POPOV (1992), VARGA (1971), eljárását követve. Végül a Dunántúli-dombság tájegységeinek összevetéséhez a faunaelemek besorolásából képezett mátrixból dendrogramot készítettem, amelyhez a Horn indexet használtam fel (KREBS 1989).

A regionális állatföldrajzi elemzésekben számos állatcsoportnál rendkívül elterjedt a különféle hasonlósági indexek használata. Az indexértékeket nagymértékben befolyásolják az összehasonlítandó faunanagyságok, ezért ezeket nem alkalmaztam, mert a Dunántúli-dombság területén is heterogén az egyes tájegységek kutatótsági szintje (pl. Belső-Somogy 70 faj, Tolnai-dombság 24 faj).

A egyes fajok állatföldrajzi jelentőségének megítéléséhez és a faunában tapasztalt expanziós és regressziós mozgások megállapításához az adatokat UTM grid térképeken ábrázolva elemeztem.

2.3.4. A konzerváció-biológiai értékelés módszerei

A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának természetvédelmi értékeléséhez a fajszintű értékelési módszerek közül többet is alkalmaztam. Mindegyikük közös jellemvonása, hogy rovarok esetében legkönnyebben vizsgálható és a legjobban ismert biológiai tényezők: a földrajzi elterjedésen alapulnak (UTM térképezés).

Az IUCN kategóriákba sorolásnál USHER (1986) hasonló jellegű munkáját vettem alapul. A módszer lényege, hogy a vizsgálati területet lefedő UTM négyzetek, és a területről ismert fajok előfordulási négyzeteinek meghatározott aránya alapján állapítja meg a veszélyeztetettségi kategóriákat. A vizsgálathoz csak a Dunántúli-dombság területéről előkerült fajokat használtam fel.

Magyarországot 1052 UTM négyzet fedi le. Az idézett munkát alapul véve ez az aránypár hazánkban a következőképpen alakul:

- aktuálisan veszélyeztetett faj esetében: $\approx 1\%$, $t \leq 10$ UTM négyzet⁵,
- veszélyeztetett faj esetében: $\approx 1-2\%$, $11 \leq t \leq 21$ UTM négyzet,
- potenciálisan veszélyeztetett faj esetében: $\approx 2-4\%$, $22 \leq t \leq 42$ UTM négyzet.

Regionálisan az országos szinttől eltérések lehetnek, ezért csak a Dunántúli-dombság területére is kiszámoltam a fajok veszélyeztetettségi kategóriáit.

A Dunántúli-dombságot 139 UTM négyzet fedi le, itt az

- aktuálisan veszélyeztetett faj esetében: $\approx 1\%$, $t \leq 1$ UTM négyzet,
- veszélyeztetett faj esetében: $\approx 1-3\%$, $t \leq 2$ UTM négyzet,
- potenciálisan veszélyeztetett faj esetében: $\approx 3-5\%$, $3 \leq t \leq 4$ UTM négyzet.

KUNDRA (1986) a fajok biológiai diszpozícióján alapuló értékelést dolgozott ki, amely a „chorológiai index”-ben jelenik meg.

A biogeográfiai diszpozíció megállapításához három állatföldrajzi komponenst használ:

1. area nagyság (AG)
2. area összetétel (AZ)
3. area affinitás (AA)

A chorológiai indexen keresztül összehasonlításra kerül a taxonok biogeográfiája, mivel a regionális populációkat ítéli meg az élőhelyek összehasonlításában.

A chorológiai index (CI) az area nagyság (AG), area összetétel (AZ) és az area affinitás (AA) összege:

$$CI = AG + AZ + AA$$

- Az area nagyság (AG) numerikus értékei:

AG-1: A faj széles elterjedésű, vagy Európa teljes területén megtalálható.

AG-2: Európának kb. 50 %-át elfoglaló, széles elterjedésű fajok.

AG-3: A faj areája világosan kisebb, mint Európa fele, s annak csak szűkebb vidékére, vagy több, kisebb fragmentumra korlátozódnak.

AG-4: A faj areája kb. csak Európa területének 10 %-a. Többnyire kisebb európai részekben található. Esetleg több részre tagozódnak.

AG-5: A faj csupán egyetlen helyen, egy szigeten, egy hegyvonulatban vagy igen kis vidéken ismert: az Európa területének mintegy 1 %-a.

⁵ t = elterjedési terület az UTM négyzetekben

- Az *area összetétel* (AZ) numerikus értékei:

AZ-1: A faj elterjedése folyamatos vagy majdnem folyamatos Európa vagy a faj európai areája legnagyobb részében.

AZ-2: A faj elterjedése lényegében folyamatos a faj európai areájának legnagyobb részében.

AZ-3: A faj elterjedése Európában lényegében csak izolált kolóniák formájában van jelen, azonban központi elterjedési területén összefüggő areaként jelentkezik.

AZ-4: A faj elterjedése kimondottan nem összefüggő vagy kicsi, de akkor összefüggő.

AZ-5: A faj elterjedése csak izolált formában egymástól távoli kolóniákban vagy egyetlen nagyobb kolóniaként van jelen.

- Az *area affinitás* (AA) numerikus értékei:

AA-1: Európán kívüli faj, s csupán a kontinens peremét éri el (semipermanens kolóniák, perem előfordulások).

AA-2: Olyan fajok, amelyek mind Európában, mind azon kívül megközelítőleg azonos area súlyponttal vannak jelen.

AA-3: A fajok elterjedési súlypontja világosan Európára esik, s más kontinenseken csak perem-előfordulásuk ismert.

AA-4: Olyan endemikus fajok, amelyek Európán kívül nem ismertek.

DONY és DENHOLM (1985) fajok jelenléte és hiánya alapján numerikus osztályzási módszert alkalmaz a fajsztintú értékelésre. A módszer alapja szintén az elterjedési térképezés (UTM grid rendszerű).

Felállít egy mátrixot, ahol a lehetséges előfordulási helyek (UTM négyzetek) a mátrix oszlopát, míg a sorát a fajösszetétel alkotja.

2.2.-1. táblázat: DONY és DENHOLM féle mátrix

Helyek	Fajok					
i	1	2	3	j	.	m
1	S ₁₁	S ₁₂	S ₁₃	.	.	S _{1m}
2	S ₂₁	S ₂₂	S ₂₃	.	.	S _{2m}
3	S ₃₁	S ₃₂	S ₃₃	.	.	S _{3m}
i	.	.	.	S _{ij}	.	.
.
n	S _{n1}	S _{n2}	S _{n3}	.	.	S _{nm}

Így *j* faj arányos előfordulása *n* helyen:

$$P_j = \sum_{i=1}^n S_{ij} / n$$

Minden egyes fajnak a védelmi szükségszerűségéről (*Q_j*) azt tételezték fel, hogy az komplementer az elterjedési gyakoriságával vagyis természetvédelmi szempontból a ritkaságával (*P_j*)

$$Q_j = 1 - P_j$$

Tehát annak a fajnak a védelmi szükségszerűsége (*Q_j*), amelyik mindegyik helyen előfordul *Q_j*=0, viszont csak egyetlen helyen előforduló fajvédelmi szükségszerűsége *Q_j*=(*n*-1)/*n*. Ebből következik, hogy ha a faj elterjedése csökken, védelmi szükségszerűsége növekszik.

Az index előnyös tulajdonsága, hogy különböző skálájú topográfiai helyek, akár élőhelyek értékelésére is alkalmas. Így fajegyüttesek és közösségek vizsgálatára is használható.

Egy adott helynek a relatív, védelmi fontossága (I_i) úgy határozható meg, mint egy faj jelenlétének (S_{ij}) és védelmi szükségszerűségének (Q_j) szorzatösszege osztva az összes faj védelmének a szükségszerűségével.

$$I_i = \sum_{j=1}^m S_{ij} Q_j / \sum_{j=1}^m Q_j$$

Az index érzékeny a helynek fajgazdagságára, ezt kompenzálja az átlag védelmi szükségszerűség indexe (Q_i).

$$Q_i = \sum_{j=1}^m S_{ij} Q_j / \sum_{j=1}^m S_{ij}$$

A hely védelmi fontossági indexe (I_i) 0 és 1 közé esik, ahol az átlag védelmi szükségszerűség (Q_i) durván a fajok védelmi szükségszerűségének arányában 0 és 1 közé esik.

Az a hely, ahol a fajösszetétel nagy része jelen van, magas védelmi fontossággal bír (I) és közepes Q értékű.

Az a hely, ahol néhány ritka faj van közepes (I) és magas (Q) értékű.

Az a hely, ahol csak néhány közönséges faj van, alacsony (I) és (Q) értékű, de osztályozhatjuk a fajgazdagságot és a ritkaságot is $(I + Q) / 2$. Az index értékeket visszavetítjük a vizsgálati helyeket ábrázoló térképre, megkapjuk azokat a pontokat, élőhelyeket, területeket, amelyekre a természetvédelemnek különös gondot kell fordítani, pl. a kezelések során.

2.4. Recésszárnyú közösségek szerveződésének mintavételi és értékelési

módszerei

A hazai recésszárnyúak imágóinak és lárváinak viselkedés-ökológiai sokfélesége alapján a mintavételi és értékelési módszereket két alfejezetre tagoltam.

Az első fejezetben az imágók napi aktivitási mintázatának vizsgálatával foglalkoztam, és a mintavételi módszerek hatékonyságának növelésére kerestem a választ azok napi dinamizmusának alapján.

A második fejezetben a tölcsérépítő hangyaleső lárvák helytülő ragadozó életmódja - még a recésszárnyúak között is, amelyek többsége az aphidofág guildbe tartozik - jelentősen eltér. A két jellegzetes (nyílt és védett) habitatban kialakuló közösségszerveződés jellegzetességeit feltáró kutatásokat ezért indokolt volt önálló alfejezeti egységként kezelni.

2.4.1. Imágók napi dinamizmusa

Az imágók aktivitásának meghatározására egyszerű vizsgálati módszert alkalmaztam. Élő, hálózott egyedeket laborba vittem, ahol egyesével 300 ml-es átlátszó üveg edényekbe helyeztem őket, az üveg tetejét nedves szűrőpapírral fedtem le. A szűrőpapírt háromóránként újra nedvesítettem, így a relatív páratartalmat $80 \pm 10\%$ -on tartottam. A kísérlet során a megfigyelt példányokat $25 \pm 1 \text{ C}^\circ$ állandó hőmérsékleten tartottam, hogy a hőmérséklet ingadozása ne befolyásolhassa a napi dinamizmust. DUELLI (1986) a Neuroptera fajok esetében kimutatta, hogy 20 C° felett a fajok 100%-ban aktívnak tekinthetők. A választott $25 \pm 1 \text{ C}^\circ$ -os hőmérséklet mozgásaktivitást befolyásoló alsó küszöbértéken (12 C°) viszont jelentősen túl van, de nem éri el azt a felső küszöbértéket, amikor a hőmérséklet már gátló tényezőként hat az állatok aktivitására (TAYLOR 1963). Így

a vizsgálatban bizonyos befolyásoló tényezőket állandó szinten tartottam, még másokat pl.: légnyomást, a fronthelyzetet, (extrinsic faktor) a belső tényezőket (intrinsic faktor) és a populációs tényezőket figyelmen kívül hagytam azért, hogy a változók számát csökkentsem. Ilyen körülmények között azt feltételeztem, hogy az állatok mozgásaktivitási mintázata a fényviszonyok természetes változásának időbeli függvényében rajzolódik ki. A kísérletet júliusban, hosszúnappalos körülmények között végeztem el. Az üveg tartóedényeket természetes megvilágításban tartottam, direkt napsugárzás nem érte őket. Az állatok aktivitását vizuálisan megfigyeltem és 15 percenként regisztráltam 24 órán keresztül. Az élénk csápmozgást, a mászkálást és a röpködést is aktív fázisnak tekintettem, mivel ezeket szabad körülmények között legtöbbször repülés követi. Az éjszakai ellenőrzéshez alacsony sugárzású vörös fényt használtam egyenként kb. 5 másodperc/edény megvilágítással. A megfigyeléseket az edénybe helyezés után két óra elteltével („akklimatizációs idő”) kezdtem el.

A fent említett vizsgálat alapvetően hasonlít DUELLI (1986) közölt kísérletéhez, azzal a különbséggel, hogy a mozgás intenzitását vizuálisan figyeltem meg és nem akusztikusan rögzítettem.

Legalább 10 azonos fajhoz tartozó egyedet figyeltem meg egy-egy vizsgálati napon a statisztikai kiértékelhetőség miatt. A megfigyelt adatokból százalékos gyakorisági diagramokat készítettem, hogy az eredményeket grafikus formában ábrázoljam, és egymással összehasonlíthassam a diagramokat. A kapott adatok időtrendjét mozgóátlag alkalmazásával simítottam, amely a megelőző időszak adatait adott számú periódusonként átlagolja. Diagramoknál a mozgóátlag kiegyenlíti az adatértékek ingadozását, így egyértelműen mutatja a trendet.

$$F_{(t+1)} = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N A_{t-j+1} ,$$

ahol N a mozgóátlag periódus száma, A_j a j időpont tényleges értéke, F_j j időpont becsült értéke.

Ezzel a módszerrel több *Coniopterygidae*, *Hemerobiidae*, *Chrysopidae*, *Sisyridae*, *Myrmeleontidae* és egy *Osmylidae* és *Mantispa* fajnál végeztem kísérleteket. A kísérlet elvégzése után a *Coniopterygidae* fajok hímjei és nőtényei esetében ivarszervi vizsgálatokat is végeztem azok pontos azonosítása miatt (ASPÖCK et al. 1980, MEINANDER 1972, SZIRÁKI 1992b).

2.4.2. Tölcsérépítő hangyaleső közösségek vizsgálati helyei, mintavételi és értékelési módszerei

A hangyaleső fajok 90%-a nem épít tölcserőt (GEPP és HÖLZEL 1989), mégis a hangyaleső név köznapi értelemben szinte a sajátos tölcserépítő viselkedésmóddal asszociálódott. A hazai fajok közel fele tölcserépítő, tölcserőiket két nagyon jellegzetesen elkülönülő élőhelyen építik meg. Kutatásaimat a védett és a nyílt élőhelyeken tölcserépítő hangyaleső közösségek szerveződésének a sajátosságaira koncentrálni végeztem.

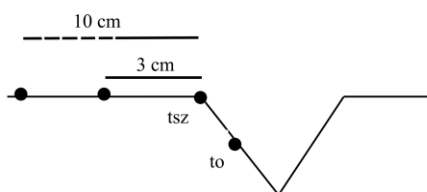
2.4.2.1. A szubsztrát hatása a különböző típusú élőhelyek fajegyütteseire

A szubsztrát minőségének vizsgálatához a tölcserépítő hangyalesők élőhelyeiről (homok)mintákat vettem.

A nyílt homokterületeken vizsgálandó faj Bélaváron a Kerek-hegyen és Tótújfaluban a Csárda nevű helyen a *Myrmeleon bore*, Nagybjomban a Nagyhomokon és Látrányban a Kolláti-legelőn a *Myrmeleon inconspicuus* volt. Védett élőhelyeken előforduló fajok

nemcsak homokterületeken élnek, hanem más dombsági és hegyvidéki területeken is, ahol a fejlődésükhöz alkalmas laza, száraz, védett partoldalak, mesterséges építmény-szegélyek stb. vannak. Védett élőhelyeken Tótújfaluban Csárda, Darány Autóspihenő környéke, Bélavár Kerek-hegy, Zselickisfaludon, Nagyharsány Szársomlyó D-i oldalában az *Euroleon nostras*, Kaposváron Gyertyánosban, Ropolypusztán a *Myrmeleon formicarius* volt a szubsztrát minősége által tesztelendő faj.

A szubsztrát méretének megállapításához a mintavétel során (2.4.2-1. ábra) a tölcsér oldalfalából (to), a tölcsérek szélétől (tsz) és a tölcsérek szélétől 3 cm-re kizárólagosan a felszíni rétegből 2-3 mm vastagságban, valamint tölcsértől kb. 10 cm távolságra, a tölcsér és közvetlen környékének anyagához hasonló homogén környezetből vettem homokmintákat, 10-10 sorozatban. A mintavételt mind a három lárvastádiumban elvégeztem.



2.4.2.-1. ábra: A mintavételi helyek a tölcsérben és annak környékén (tsz- tölcsér széle, to- a tölcsér oldala)

A kiszáritott mintákat különböző lyuknagyságú szitákon (0,1; 0,2; 0,315; 0,4; 0,5; 0,8; 1; 2 mm) átszitáltam, majd az egyes frakciók súlyát lemérve kaptam meg a mintavételi hely szemcseméret frakciójának eloszlását, amelyet %-os arányban fejeztem ki az összehasonlíthatóság miatt.

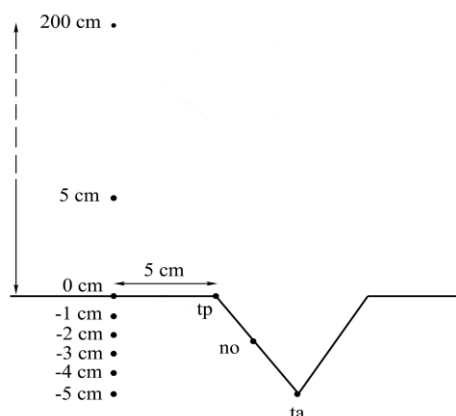
2.4.2.2. A hőmérséklet hatása a lárvákra és predációs aktivitásukra

A két különböző élőhelyen a hőmérsékletnek a hangyaleső lárvákra gyakorolt hatásának vizsgálatát Tótújfaluban a Csárda nevű területen végeztem el. Itt a homokfelszín természetes állapotában erdővel borított, de másodlagosan az ember tájformáló tevékenységének köszönhetően több helyen borókás homokpuszta-gyepek (*Festuco Corinephoretum-Juniperotosum*) alakultak ki. Az állattenyésztés és homokbányászat következtében a gyepek egy része állandóan zavart, a szukcesszió korai stádiumában van. A nyílt homokfelszínnek, felhagyott homokbányagödrök kiváló élőhelyet biztosítanak a hangyalesőknek, melyek a zavart borókás homokpuszta-gyepekben magas denzitásban élnek. A vizsgálati területen az előzetes faunafelmérések során (ÁBRAHÁM 1995, 1998b) nyílt élőhelyen a *Myrmeleon bore*, védett helyen (mikrohabitatban) pedig az *Euroleon nostras* lárvája a legnagyobb denzitásban a tölcsérépítő faj. A védett tölcsérek egy homokpartfal bemélyedésében helyezkedtek el, mely K felé nyitott volt.

A vizsgálat során azonos időintervallumonként hőmérsékleti értékeket mértem 15 alkalommal napkeltétől-napnyugtáig digitális TES 1310 típusú elektronikus hőmérővel⁶ a talajfelszíntől 200 cm-es, 5 cm-es magasságban és a felszínen (0 cm), valamint a felszín alatt 1, 2, 3, 4, 5 cm-es mélységben, amely megfelel a hangyaleső lárvák homokba épített

⁶ A hőmérő hőérzékeny bimetal rész a hőmérsékletet az érzékelő csúcspontjában mérte. Számos hőelektroda a hőmérsékletet a vizsgált objektummal érintkező felületének teljes hosszában érzékeli és a hőretegződést mutató objektumról egy átlagos hőmérsékleti értéket képes csak jelezni, ezért a használt hőelektroda típusa a helyes adatfelvétel szempontjából fontos.

tölcsérmélyiségének. A homokfelszín alatti hőmérséklet mérése a tölcserék peremétől 5 cm-es távolságban történt.



2.4.2.-2. ábra: A hőmérsékleti mérési pontok helyzete a tölcserben és a tölcser környékén (tp- a tölcser pereme, no- a napos oldala, ta- a tölcser alja)

A homokfelszínen és a felszín alatt történt hőmérsékleti mérésekkel párhuzamosan mértem a nyílt és a védett helyen tölcserét építő fajok tölcserének peremi, napos oldalának közepén és a tölcser aljában lévő hőmérsékleti értékeket is (2.4.2.-2. ábra). Minden hőmérsékleti mérést három sorozatban ismételt meg egymás után, és a mért adatok elemzéséhez azok átlagértékeit használtam fel.

A tölcserépítő hangyaleső fajok tölcserének hőmérséklet eloszlásáról infravörös kamera segítségével hőfotókat is készítettem a hőmérsékleti viszonyok térbeli tanulmányozása miatt. Emellett az infra felvételek igazolhatják a hőmérővel mért adatok pontosságát is.

A hőmérsékleti adatokkal párhuzamosan vizuálisan figyeltem a vizsgált lárvák aktivitását is.

Minden vizsgálati időpontban nyílt élőhelyen 50-50, védett élőhelyen 10-10 L3 vagy L2 fejlődési stádiumú tölcserben figyeltem meg a lárvák potenciális zsákmányszerző és zsákmány kezelési aktivitását.

A lárvastádiumokat a tölcser átmérője és a testméret összefüggése alapján állapítottam meg. Ugyanis előzetes vizsgálataim során bizonyítást nyert, hogy a fejlettebb lárvák nagyobb tölcserét épít, mely megfelel az irodalomban említett tapasztalatoknak is (GEILER 1966, GRIFFITHS 1986, KITCHING 1984).

Az előzetes megfigyelések kimutatták, hogy a predációs viselkedésnek a nap folyamán három aktivitási fázisát lehet megkülönböztetni.

(1) Az első a potenciális zsákmányszerző aktivitás, amikor a lárvák széttárt rágóval ül a tölcseralján és vár zsákmányára. A potenciális zsákmányszerző aktivitásnak nevezett viselkedésformát vizuálisan könnyű észlelni.

(2) A második a zsákmány kezelési fázisa, amit GRIFFITHS (1980b) és MATSURA (1986) kezelési időnként (handling time) is említ. Ekkor a lárvák a vizsgált időpontban éppen zsákmány állataikat fogyasztották.

(3) A harmadik fázis egy inaktív állapot, amikor a lárvák visszahúzódnak a homokfelszín alá. Ilyenkor predáció nincs.

A mérésorozatot 1997. május 18-19-én végeztem el, amikor szinte egész nap felhőtlen volt az égbolt és a napsugárzás direkt módon melegítette a nyílt homokfelszínt. A Nap 5⁰⁹ órakor kelt és 20¹³-kor nyugodott le.

Mind a két faj fejlődése egy évig tart, de természetesen mindig találunk a fejlődésben elmaradt példányokat, melyek egyedfejlődési ideje két év (ÁBRAHÁM 1995). Tehát a populáció vegyes életkorú és különböző fejlődési stádiumú volt. A hangyaleső lárvák körülbelül 85%-os dominanciával L3 fejlődési stádiumúak voltak.

A vizsgálsorozat az év folyamán három alkalommal ismételt meg évszakonként (áprilisban, május végén, és szeptemberben), azért hogy minden fejlődési stádiumra vonatkoztatott adatokkal rendelkezek, és az általános törvényszerűségeket megállapíthassam.

2.4.2.3. A denzitás és a diszpergáltság által befolyásolt mintázatok felmérési helyei, mintavételi és értékelési módszerei

A hangyaleső lárvák szempontjából a nyílt és a védett habitatok helyileg csak részben fedték át egymást.

A nyílt helyen élő *Myrmeleon bore* denzitását és diszpergáltságát a Dráva mentén Bélaváron a Kerek-hegyen és Tótújfalu Csárda nevű helyen vizsgáltam savanyú homoki gyepten (*Festuco vaginatae-Corinephoretum*). Ugyanakkor ezt a fajt a nagybajomi Nagyhomokon hasonló élőhelyi körülmények között a *Myrmeleon inconspicuus* váltja fel. Ezek a helyek kedvezményezett kiválasztással jelöltem ki állandó mintavételi területet a vizsgálati célkitűzéseknek megfelelően.

A hangyaleső tölcserék helyzetét egy átlátszó nylon fóliára (120x120 cm) alkoholos filctollal kirajzoltam úgy, hogy annak középső részére előzőleg 4x4 db 25x25 cm (1m²) nagyságú kvadrát felosztást vonalaztam. Ezt követően a tölcserék mintázat felvételezését úgy végeztem, hogy a terület nagysága mindig megduplázódott, a pattern analízis követelményeinek megfelelően. Egy mintavételi területen így 256 db 25x25 cm-es kvadrát tölcseréinek diszpergáltságát rajzoltam le. A mintavételezést, a hangyaleső lárvák minden lárvastádiumában (L1, L2 és L3) megismételtam. Ez a mintavételi módszer lehetőséget biztosított a lárvák tölcserátmérőjének és az 1, 2, 3...n legközelebbi szomszédjának megállapítására is. A legközelebbi szomszéd távolságának megállapításakor két kör alakú tölcseré szélé szolgált mérési pontként. A vizsgált habitaton a növényzet borítottságát becsültem, de a kedvezményezett kiválasztásakor a növényzet interakciókat esetlegesen befolyásoló hatásának csökkentése miatt törekedtem arra, hogy lehetőleg a legkisebb legyen a borítottság, mivel a tereptárgyak (fücsomók, kavicsok stb.) módosíthatják a tölcserék diszpergáltságát (SIMBERLOFF et al. 1978).

A védett élőhelyeken előforduló *Euroleon nostras* lárvák vizsgálatok a kvadrátok felvételezését csak esetlegesen tudtam elvégezni, mivel az élőhely térbeli kiterjedése ezt ritkán teszi lehetővé. Legtöbbször az *Euroleon nostras* esőárnyékban lévő partfalak, házszegélyek tövében vonal mentén építi meg fogótölcseréit. A terepi munkák során több alkalommal felfigyeltem arra, hogy erdőszéli, régi földes épületekben, turista esőbeállóknak és egyéb más mesterséges építményekben az *Euroleon nostras* lárvák tömegesen fordultak elő 1-1m²-en (pl.: Darány). Az e helyeken élő egyedek diszpergáltságát a nyílt hatitatokban élő fajok mintavételezéséhez hasonló eljárással vizsgáltam, ahol a kvadrát mérete 12,5x12,5cm volt.

Partfalak tövében, ahol a terület hosszan elnyúló kiterjedése nem teszi lehetővé a kvadrát felvételezést a védett élőhely változó nagyságú terület egységeit lemérve és az azon terület egységen előforduló tölcseréket leszámolva állapítottam meg a denzitást. Ezek az élőhelyek a sajátos topográfiai elhelyezkedésük miatt a diszpergáltság megállapítására csak a legközelebbi szomszéd módszer és az azzal rokon technikák alkalmasak. Egy adott mintavételi helyen belül a hangyalesők szempontjából védett habitatok foltokban helyezkednek el. Ezek a foltok a mesterségesen kialakított

zavaróhatások következtében jönnek létre. A mintavételezéskor egy területegységen belül több ilyen foltban vettem mintát, majd az adatokat összevontam, hogy megállapíthassam az adott mintavételi helyre jellemző denzitási és diszpergáltsági értékeket. Az *Euroleon nostras* faj esetében Bélavár, Tótújfalu, Nagybajom, Darány, Zselickisfalud, a *Myrmeleon formicarius* esetében Kaposvár és Ropolypusza voltak a mintavételi helyek.

A populáció térviszony nullhipotézisének teljesülésekor a tér uniformitása és a populáció tagjainak függetlensége valósul meg. E két feltétel teljesülése esetén a diszpergáltság véletlenszerű. Ezt a Poisson eloszlás írja le, ekkor a populáció mintavételi varianciája megegyezik az átlaggal. Ezt a statisztikai tulajdonságot használjuk fel a diszpergáltsági index számításánál.

$$I = \frac{s^2}{x}$$

Az indexet szignifikanciája kvadrát mintavételezés esetén ($n < 51$) khi² teszttel adható meg.

Ha $n > 51$, akkor a normál becsléssel számítjuk a khi² értéket az alábbiak szerint:

$$z = \sqrt{2\chi^2} - \sqrt{2\nu - 1}$$

ahol z = standard normal eltérés ($\mu = 0$, $\sigma = 1$),

χ^2 = a khi² vizsgált értéke, ν = a szabadság fok (= $n-1$)

Ha a diszpergáltság random, akkor $|z|$ értéke 1,96, különben elutasítjuk a nullhipotézist (KREBS 1989). A negatív értékek az aggregációs tendenciáját jelzik.

A legegyszerűbb diszpergáltsági indexet azonban a minta nagysága, a kvadrát nagysága és alakja is befolyásolja.

MOROSITA (1962) a diszpergáltság fenti problémáinak kiküszöbölésére ajánlotta a később róla elnevezett Morosita diszpergáltsági indexet:

$$I_d = n \left[\frac{\Sigma x^2 - \Sigma x}{(\Sigma x^2) - \Sigma x} \right]$$

ahol az I_d = a diszpergáltság Morosita indexe, n = a minta nagysága, Σx = kvadrát szám összege.

Szignifikanciája χ^2 teszttel vizsgálható vagy a standardizált Morosita indexet használjuk, amely nem érzékeny a populáció denzitására és a minta méretére.

Szünbiológiai vizsgálatoknál széles körben elterjedt még a mean crowding index (LLOYD 1967) használata is.

A diszpergáltsági indexek érzékenységét küszöböli ki a GREIG-SMITH (1952) által kifejlesztett gridanalízis (vagy patternanalízis). Növekvő nagyságú négyzetek használata helyett négyzethálót használunk, és az összegzett blokkpárookra számítjuk ki a varianciát. A blokknagyság variancia grafikonon megjelenik a populáció különböző területű csoportosulása és a csoportosulás átlagos területe (KÖRMÖCZI 1987).

A kívánt hibavalószínűségi szinthez tartozó χ^2 és szabadságfokok hányadosaként megadható az alsó és felső szignifikancia érték. Az így kapott diagramból következtethetünk a terület heterogenitására vagy a populáció helyfoglalási stratégiájára, interakciók jelenlétére vagy hiányára.

A védett helyen élő tölcserépítő hangyaleső lárvák diszpergáltságát topográfiai (pl. partfalak tövében) okok miatt kvadrát mintavételezéssel csak a legkritkább esetben lehet megvalósítani, ezért a nyílt habitatokban jól használható fenti módszerek helyett a legközelebbi szomszéd és az azzal rokon technikák mintavételezése használható.

A hangyaleső lárvák diszpergáltságának tesztelésénél (MCLURE 1976, SIMBERLOFF et al. 1978) használták ezt a módszert.

A módszer elméleti kiindulási alapja a tökéletesen szegregált populáció (CLARK és EVENS 1954).

$r_A = \frac{\sum r_i}{n}$ a legközelebbi szomszédok átlaga, ahol r_i a legközelebbi szomszéd távolsága.

$r_E = \frac{1}{2\sqrt{D}}$ a legközelebbi szomszéd várható átlagos távolsága, ahol D = a denzitás

$R = \frac{r_A}{r_E}$ a vizsgált mintázat és a véletlenszerű diszpergáltságtól való eltérés hányadosa

$R=1$ véletlenszerű, $R=0$ maximálisan aggregált, $R=2,1491$ uniform (hexagonális).

A legközelebbi szomszéd módszer szignifikancia tesztje

$z = \frac{r_A - r_E}{s_r}$, ahol s_r a legközelebbi szomszéd várt távolságának standard hibája
 $= 0,26136 / \sqrt{nD}$

n = egyedszám a vizsgálati területen, D = denzitás

Ha $|z|$ kisebb, mint 1,96 akkor elfogadjuk a nullhipotézist, (a véletlen diszpergáltságot).

Az index érzékeny a szegélyhatásra, ami védett hangyaleső lárvák élőhelyén mindig fenn áll. SIMBERLOFF et al. (1978) kimutatták, hogy magas denzitásnál az átfedő tölcsérek esetében túlbecsüli az aggregálódás mértékét.

A 2. 3.... n . szomszéd távolságát is meghatározhatjuk, ami a meglévő biológiai interakciókra enged következtetni.

A borítottság hatását a tölcsérépítő hangyaleső populációkra Nagybjomban a Nagyhomokon tanulmányoztam, mivel itt a borítottság szinte minden fázisa megtalálható volt.

0, 10, 20, 30, 40, 50, 70 és 90%-os borítottságú helyekről vettem kvadrát mintákat, amelyekhez 16db 25x25cm nagyságú kvadrátot használtam 5-szörös ismétlésben. Így borítottsági típusonként összesen 5m²-es területet mértem fel.

Vizsgáltam a borítottság hatását a denzitásra, diszpergáltságra, és a legközelebbi szomszéd távolságára. Az adatok közötti összefüggést regressziós analízissel határoztam meg.

Hangyaleső lárvák interakciója által befolyásolt viselkedési mintázatok tanulmányozásához laboratóriumi kísérletek és a lárvák élőhelyén végzett mérésekkel gyűjtöttem adatokat.

Az interakciók nélküli populációknál a tölcsérátmérő optimalizált nagyságú és általában jó viszonyítási alap a tér- és időbeli dinamizmusok tanulmányozásához. A fogótölcsért készítő lárvák esetében a tölcsérátmérő nagyságának az átlagostól bármely irányban történő eltérése interakciós hatásokra utalhat. A tölcsérátmérő arányos a lárvák fejlettségi állapotával (GRIFFITHS 1980a, KITCHING 1984, MCLURE 1976). Nagysága függ a szubsztrát minőségétől, és jellemző a mintavételi helyre. A tölcsérátmérő növekedését eredményezi a lárvák táplálékhiánya, éhségérzete (hunger level) (GRIFFITHS 1980b, WILSON 1974). A tölcsérátmérő csökkenése arányos az interakció erősségével (DAY és ZALUCKI 2000, GRIFFITHS 1980a, 1993, LUCAS 1989b, YOUTHED és MORAN 1969).

A tölcsérátmérő interakciókat jelző szerepét nyílt és védett élőhelyen is tanulmányoztam. A nyílt élőhelyen Tótújfaluban 10 db, magányosan tölcsért építő L3 *Myrmeleon bore* lárvá tölcsérátmérőjét mértem le, majd az élőhelyre jellemző denzitási és diszpergáltsági érték tartományban újabb 4x 10 lárvánál mértem le a tölcsérátmérőt.

A védett élőhelyen vett minták esetében is hasonlóan jártam el.

A mérési eredményeket ANOVA segítségével értékeltem, választ keresve arra, hogy szignifikánsan ($F_{50,05 [4,45]}=2,59$) eltér-e a különböző denzitásban élő lárvák tölcsérátmárója a magányosan előforduló lárvák tölcsérátmérőjétől.

A különböző lárvastádiumokban a tölcsérátmérő és a denzitás közötti összefüggést laboratóriumi kísérletek segítségével határoztam meg. Ehhez 25x25 cm-es homokkal feltöltött dobozban helyeztem el azonos feljlettségű *Euroleon nostras* lárvákat dobozonként 4, 8, 12, 16, 20-t. Ez a denzitási érték (0,0064; 0,0128; 0,0192; 0,0256; 0,0320 d/cm²) megfelel a természetben mért értékeknek. A kísérletben a tölcsérek átlagos átmérőjét viszonyítottam a denzitási értékhez. A három replikációban megismételt mérésorozatot az 5. napon végeztem el, amikor a tölcsérátmérő az előzetes vizsgálatok alapján elérte a maximumát.

A denzitásfüggő interakciók tölcsérátmérőt befolyásoló vizsgálati eredményének függvényében további laboratóriumi kísérleteket végeztem az *Euroleon nostras* lárvájával. WILSON (1974) azt állította, hogy éhező lárvák nagyobb tölcsért készítenek. A tölcsérátmérőt nemcsak *extrinsic*, hanem *intrinsic* faktorok is befolyásolják.

GRIFFITHS (1980a) vizsgálataihoz hasonlóan teszteltem a lárvák éhségérzetét (hunger level) a tölcsérátmérőre gyakorolt hatásán keresztül. Két, párhuzamosan beállított 3x3 ismétlésben elvégzett kísérlet esetében, ahol 5-5 db, etetett és nem etetett *Euroleon nostras* L₃ lárvát vizsgáltam a tölcsérátmérő és az éhségérzet az idő függvényében 20x20 cm-es homokkal feltöltött dobozban laboratóriumi körülmények között. A kísérletet akkor tartottam befejezetnek, ha a tölcsérátmérő átlaga már stabilizálódott az idő függvényében.

A denzitásfüggő interakció legmarkánsabb megjelenési formája a predáció (kannibalizmus). A kapcsolat kiderítésére különböző denzitásban mesterségesen manipulált körülmények között lárvákat tenyésztettem. Laboratóriumban a 25x25x8 cm nagyságú kísérleti arénát 6 cm magasságig töltöttem fel homokkal. A homokot minden esetben a védett élőhelyekről a lárvákkal együtt hoztam el. A dobozokban, szabályos elrendezésben 4, 6, 8, 12, 16 db *Euroleon nostras* L₃ lárvát helyeztem. A kísérletet két replikációban végeztem el. A vizsgálat során az idő függvényében néztem a tölcsérek számát, és a kísérletet addig folytattam, amíg a tölcsérek helyzete állandóvá nem vált, azaz a kísérleti arénában megszűnt a tölcséráthelyeződés (relokáció) és a lárvák intenzív homokszóró viselkedése. A kísérlet végén átszítáltam a kísérleti aréna homokját az élő, de tölcsért nem építő lárvák számának megállapítása végett. Az elpusztult lárvákat mikroszkóp alatt megvizsgáltam és azt tekintetem áldozatnak (predának), amelyen szívási vagy sérülési nyomokat találtam. Az élő az elpusztult és a tölcsért nem készítő lárvák (fakultatív tölcsérépítő) számaránya mutatja különböző denzistásoknál fellépő kannibalizmusnak (mortalitás) a mértékét.

Már korábbi vizsgálatok (DEVETAK 2000, GEPP és HÖLZEL 1989,) is rámutattak arra, hogy a tölcsérépítő hangyaleső lárvák magas denzitás esetén a tér limitáltsága miatt nem építenek tölcsért. Néhány faj esetében a különböző szerzők (ASPÖCK et al. 1980, REDTENBACHER 1884, SEMÉRA és BERLAND 1988, STEFFAN 1968) más-más besorolást adtak ugyanazon faj zsákmányszerző viselkedésének a tölcsérépítés vagy nem építés szempontjából. E célból a Dunántúli-dombság területén védett helyen lévő, tölcsérépítésre alkalmas élőhelyeket kerestem, hogy a tölcsérépítő fajok közül az *Euroleon nostras* és a *Megistropus flavicornis* fajt tanulmányozzam tiszta és vegyes tényészetekben.

Három laboratóriumi kísérletet végeztem el.

Az első kísérletben mindkét faj 5-5 egyedét magányosan neveltem 10x10 cm-es dobozokban és az időfüggvényében figyeltem a tölcsérek számát. A kísérletet akkor tekintetem befejezettnak, amikor mindegyik példány megépítette a fogótölcsért.

A második kísérletben 25x25 cm-es dobozban, fajonként elkülönítve, naponta etetett, 8 db L₃ *Megistropus flavicornis* és 8 db L₂ *Euroleon nostras* lárvát, átlagosnak nevezhető

denzitási értéken ($D= 0,0125 \text{ db/cm}^2$) tartva neveltem és az idő függvényében vizsgáltam a tölcsérek számát, a kísérlet végén átszítáltam a tenyészetet elpusztult és élő lárvákat keresve. A kísérletet két hét után értékeltem.

A harmadik kísérletet vegyes tenyészetben állítottam be az előző kísérlettel azonos a denzitási értéken (4-4 db lárva $D= 0,0125 \text{ db/cm}^2$). Az idő függvényében szintén figyeltem a tölcsért építő példányok számát, majd két hét elteltével faji szinten is meghatároztam a mortalitást, a tölcsért építő és nem építő lárvák számát.

A második és harmadik kísérletet két replikációban végeztem el.

3. EREDMÉNYEK

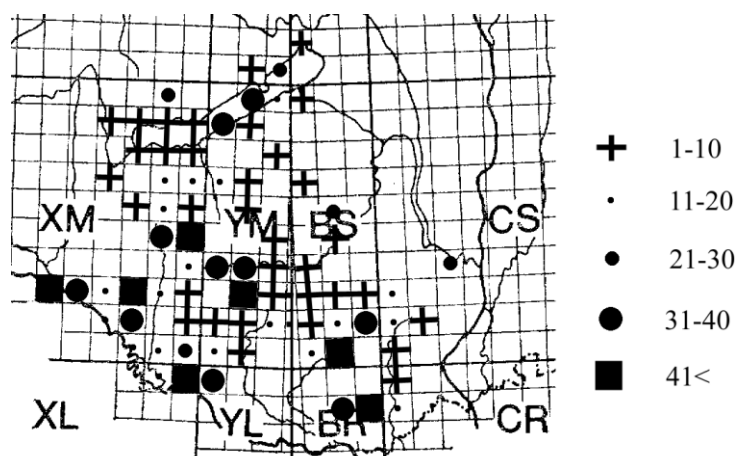
3.1. A Dunántúli-dombság faunisztikai értékelése

3.1.1. Faunisztikai alapvetés

A faunisztikai kutatások célja lehet (skálafüggően) egy természetes (pl.: földrajzi egység) vagy mesterségesen kijelölt egység (pl.: UTM négyzet vagy közigazgatási terület, sok esetben természetvédelmi terület), vagy egy taxonómiai egység (pl.: Neuroptera fauna), illetve egy ökológiai szempontból jól jellemezhető egység (pl.: habitat) faunalistájának megadása (UDVARDY 1983, VARGA és RÁCZ 1996). A faunisztika eredményeit faunajegyzékben, a terület ún. zoológiai leltárában (checklist) teszi közzé.

A Dunántúli-dombság és természetvédelmi területeinek Neuroptera faunáját feltáró korábbi kutatások során 223 faunisztikai adat (faj + lelőhely) vált ismertté (1.3.-1. melléklet). Az adatok 56 fajt reprezentáltak. A kutatási területen végzett vizsgálataim során a faunisztikai adatok száma több mint a százszorosával emelkedett. A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának értékeléséhez 25 804 példányt 80 fajnak határoztam meg. Így e munka során a terület faunájából 24 újabb faj vált ismertté.

A 3.1.-1. táblázatban⁷ összesítettem a gyűjtött, determinált teljes anyagnak a településenkénti kvantitatív megoszlását. Egy településhez nagyon sok esetben természetesen több lelőhely is tartozik. Összesen: a 490 különböző lelőhelyről származó anyag 151 településhez tartozik. A feldolgozott anyagot még UTM négyzetenként is összesítettem a 3.1.-2. táblázatban⁸, amelyből elkészítettem a Dunántúli-dombság területére vetített ún. kutatottsági térképet a faunisztikai adatok tükrében (3.1.-1. ábra).



3.1.-1. ábra: A Dunántúli-dombság kutatottsági térképe a fajsám adatok alapján

A térképekről leolvasható, hogy általában a leginkább természetközeli flórájú tájegységek területén, főleg a Duna-Dráva NP. működési területének különböző természetvédelmi területein volt a legmagasabb a fajsám. A kutatások zöme a Mecsekvidéken, Villányi-hegységben, a Zselicben és Belső-Somogyban zajlott, míg a kevésbé vizsgált területek közé Külső-Somogy és a Tolnai-dombság tartozik. Itt található a legkevesebb természetvédelmi terület is. A fajsámadatokból látszik, hogy több településen csak eseti gyűjtések voltak, és néhány esetben a feldolgozott múzeumi

⁷ A 3.1.-1. táblázat a dolgozat mellékletében található

⁸ A 3.1.-2. táblázat a dolgozat mellékletében található

gyűjteményekből származó kevés, gyakoribb faj egy-egy példányáról van szó pl.: *Chrysoperla carnea* complex.

3.1.-3. táblázat: A vizsgált terület tájegységein a fajszerkezet családonkénti megoszlása az irodalomban szereplő adatokkal együtt

tájegység	Ascalaphidae	Chrysopidae	Coniopterygidae	Hemerobiidae	Mantispidae	Myrmeleontidae	Osmyidae	Sisyridae	fajszerkezet
Balaton-medence	0	18	7	17	1	6	1	2	52
Baranyai-dombság	0	18	15	15	1	3	1	1	54
Belső-Somogy	0	22	16	22	1	7	1	2	71
Külső-Somogy	0	16	12	13	1	7	1	1	51
Mecsekvidék	1	20	7	23	1	6	1		58
Tolnai-dombság	0	11		13	0	0	0	0	24
Zselic	0	21	14	15	0	4	1	1	56

A hazai Neuroptera faunában előforduló családok mindegyike képviselve van a vizsgált területen, bár valószínűnek tűnik, hogy a *Libelloides macaronius* (Ascalaphidae) faj már nem él a Dunántúli-dombságon. A Neuroptera fajok tájegységenkénti megoszlását mutatja az 3.1.-4. táblázat⁹.

3.1.2. A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának listája

A lista rendszerét és nevezéktanát ASPÖCK et al. (2001) munkája alapján állítottam össze. A Dunántúli-dombság területéről összesen 87 fajt ismerünk. A faunalista tartalmazza az irodalmi adatok (1.3.-1. táblázat) és a kutatásaim eredményeit (ÁBRAHÁM 1990, 1992b, 1995, 1998a, 1998b, 2000, 2001, ÁBRAHÁM és PAPP 1991, 1994a 1994b).

Ez a hazai fauna (114 faj (fajkomplex) ÁBRAHÁM 1994a, SZIRÁKI 1993, 1994, 2002 SZIRÁKI et al. 1992) 77 %-a.

NEUROPTERA

Osmyidae

Osmylus fulvicephalus (Scopoli, 1763)

Chrysopidae

Nothochrysa fulviceps (Stephens, 1836)

Hypochrysa elegans (Burmeister, 1839)

Nineta flava (Scopoli, 1763)

Nineta guadarramensis principiae Monserrat, 1980

Nineta inpunctata (Reuter, 1894)

Chrysotropia ciliata (Wesmael, 1841)

Chrysopa perla (Linnaeus, 1758)

Chrysopa walkeri McLachlan, 1893

Chrysopa dorsalis Burmeister, 1839

Chrysopa abbreviata Curtis, 1834

Chrysopa commata Kis et Újhelyi, 1965

Chrysopa formosa Brauer, 1850

Chrysopa phyllochroma Wesmael, 1841

Chrysopa viridana Schneider, 1845

Chrysopa nigricostata Brauer, 1850

Chrysopa pallens (Rambur, 1838)

Dichochrysa flavifrons (Brauer, 1850)

Dichochrysa prasina (Burmeister, 1839)

Dichochrysa ventralis (Curtis, 1834)

Cunctochrysa albolineata (Killington, 1935)

Peyerimhoffia gracilis (Schneider, 1841)

Chrysoperla carnea (Stephens, 1836)

Chrysoperla lucasina (Lacroix, 1912)

Chrysoperla mediterranea (Hölzel, 1972)

Hemerobiidae

Hemerobius humulinus Linnaeus, 1758

Hemerobius perelegans Stephens, 1836

Hemerobius simulans Walker, 1853

Hemerobius stigma Stephens, 1836

⁹ A 3.1.-4. táblázat a dolgozat mellékletében található

Hemerobius pini Stephens, 1836
Hemerobius fenestratus Tjeder, 1932
Hemerobius atrifrons McLachlan, 1868
Hemerobius nitidulus Fabricius, 1777
Hemerobius handschini Tjeder, 1957
Hemerobius micans Olivier, 1792
Hemerobius lutescens Fabricius, 1793
Hemerobius gilvus Stein, 1863
Hemerobius marginatus Stephens, 1836
Wesmaelius quadrifasciatus (Reuter, 1894)
Wesmaelius nervosus (Fabricius, 1793)
Wesmaelius helveticus (Aspöck et Aspöck, 1964)
Wesmaelius subnebulosus (Stephens, 1836)
Wesmaelius ravus (Withycombe, 1923)
Symphorobius pygmaeus (Rambur, 1842)
Symphorobius elegans (Stephens, 1836)
Symphorobius fuscescens (Wallengren, 1863)
Symphorobius pellucidus (Walker, 1853)
Symphorobius klapaleki Zeleny, 1963
Psectra diptera (Burmeister, 1839)
Megalomus tortricoides Rambur, 1842
Drepanopteryx phalaenoides (Linnaeus, 1758)
Micromus variegatus (Fabricius, 1793)

Micromus angulatus (Stephens, 1836)

Sisyridae

Sisyra nigra (Fabricius, 1793)
Sisyra terminalis Curtis, 1854

Coniopterygidae

Aleuropteryx loewii Klapalek, 1894
Aleuropteryx juniperi Ohm, 1968
Aleuropteryx umbrata Zeleny, 1964
Helicoconis lutea (Wallangren, 1871)

Helicoconis pseudolutea Ohm, 1965
Coniopteryx aspoECKi Kis, 1967
Coniopteryx borealis Tjeder, 1930
Coniopteryx pygmaea Enderlein, 1906
Coniopteryx hoelzeli Aspöck, 1964
Coniopteryx tineiformis Curtis, 1834
Coniopteryx haematica McLachlan, 1868
Coniopteryx renate Rausch et Aspöck, 1977
Coniopteryx arcuata Kis, 1965
Coniopteryx esbenpeterseni Tjeder, 1930
Coniopteryx lentiae Aspöck et Aspöck, 1964
Coniopteryx tjederi Kimmins, 1934
Conwentzia pineticola Enderlein, 1905
Conwentzia psociformis (Curtis, 1834)
Semidalis aleyrodiformis (Stephens, 1836)

Mantispidae

Mantispa styriaca (Poda, 1761)

Myrmeleontidae

Palpares libelluloides (Linnaeus, 1764)
Acanthaclisis occitanica (Villers, 1789)
Nohoveus punctulatus (Steven in Fischer v. Waldheim, 1822)
Myrmeleon formicarius Linnaeus, 1767
Myrmeleon inconspicuus Rambur, 1842
Myrmeleon bore (Tjeder, 1941)
Euroleon nostras (Fourcroy, 1785)
Dendroleon pantherinus (Fabricius, 1787)
Distoleon tetragrammicus (Fabricius, 1798)
Creoleon plumbeus (Olivier, 1811)
Megistopus flavicornis (Rossi, 1790)

Ascalaphidae

Libelloides macaronius (Scopoli, 1763)

3.1.3. Faunisztikai érdekességek, figyelemre méltó fajok taxonómiai

megjegyzésekkel

Faunisztikai érdekességek közé azok a ritka fajok (GASTON 1994) tartoznak, amelyek előfordulása zoogeográfai és konzerváció biológiai szempontból figyelemre méltó. Ezek a fajok hazánkban csak a vizsgált területeken kerültek elő vagy a szomszédos faunakörzetből hiányoznak. Kutatásaim során gyűjtött néhány ilyen faj jellemzésével ezért részletesebben is foglalkozom.

Nineta inpunctata (Reuter, 1894)

Extramediterrán európai faunaelem (ASPÖCK et al. 2001). A faj populáció nagysága feltehetőleg minden ismert lelőhelyén igen alacsony. A hazai faunából először ÚJHELYI (1974) mutatta ki, és egyben ismerteti a faj változatos nomenklaturai pozícióinak besorolását is. Elterjedése feltételezhetően túlevelűekkel mutat korrelációt. A Dráva menti puhafa ligeterdőben gyűjtött példánya ezt nem erősíti meg. Lárvaalakjai és fejlődése ismeretlen (ASPÖCK et al. 1980) (3.1.-2. ábra).

Chrysoperla mediterranea (Hölzel, 1972)

Expanzív atlantomediterrán faunaelem (ASPÖCK et al. 2001), amelynek Közép-Európában izolált populációi fordulnak elő. A jövőben ismertté váló lelőhelyei nyilvánvalóan megsokasodnak majd, mivel a faj csekély morfológiai differenciáltsága

egyre inkább közismertté válik a *C. carnea* fajkomplex intenzív vizsgálata miatt. Taxonómiaiilag a *C. carnea* komplexhez áll közel, ezek faji differenciálódása a közelmúltban ment végbe. Külső morfológiailag a karmok alakja szolgál a faj elkülönítésére (HÖLZEL 1972). Populációi előfordulásának jellegzetessége, hogy a mediterrán és a szubmediterrán jellegű túlevelű erdőket preferálják. DUELLI (1987) laboratóriumban nevelt példányai termékenyen kereszteződtek a *C. carnea* komplex fajaival. Lárvojának leírása Spanyolországból vált az utóbbi évtizedben ismertté (DIAZ-ARANDA és MONSERRAT 1990), ahol szintén túlevelű erdőkhez kötődik. Éves fejlődési ciklusát is tanulmányozták, amely rendkívül hasonlóknak bizonyult a *C. carnea* komplex más fajaiéhoz. Imágó alakban telet át, évente három nemzedéke fejlődött ki Dél-Franciaországban (CANARD 1987). Számos vizsgálat azt igazolja, hogy a *C. carnea* fajkomplex evolúciós divergálása napjainkban igen aktív, ezért az irodalomban az egyes taxonok faji státusza még nem egyértelműen elfogadott (ASPÖCK et al. 2001, SEMERIA 1992). A *C. carnea* komplex és *C. mediterranea* hímek között a genitália struktúrában nem találtam érzékelhető morfológiai különbséget. Habitusukat tekintve a *C. mediterranea* példányok mindig sötétebb színezetűeknek bizonyultak, mint az azonos helyen gyűjtött *C. carnea* komplex példányok, ezen kívül a pronotumának fekete kitinszörzete hosszabb és sűrűbb, mint a *C. carnea* komplex fajaié (3.1.-3. ábra).

Wesmaelius helveticus (Aspöck et Aspöck 1964)

Policentrikus mediterrán-extramediterrán faunaelem (ASPÖCK et al. 2001), areája azonban még hiányosan feltárt. Jelenleg ismert elterjedési adatai két fő területen sűrűsödnek: a Közép-Alpok déli völgyeiben, és Elő-Ázsia hegyvidéki zónájában. Kevert lombú erdőkben (tű és lomblevelű) él. Fejlődési alakjai, ökológiája teljesen ismeretlen. Az irodalmi adatok alapján ismert példányainak száma nem haladja meg az egy tucatot. (ASPÖCK és ASPÖCK 1964, 1965, ASPÖCK et al. 1980). Svájcban, ahol a fajt leírták a boreo-meridionális zónából vált ismertté (EGLIN-DEDERLING 1968). Hazánkban három ismert előfordulási helye ezt nem támasztja alá. A hazai példányok mindegyike őszi, feltehetőleg a 2. generációs példányokhoz tartozik. A szárnyerezet mintázatában fennálló nagymértékű változatosság miatt a *W. helveticus* nőstényeket a közönséges *W. subnebulosus* és *W. nervosus* példányoktól csak genitália vizsgálatok alapján lehet elkülöníteni. A hazai példányok mindegyike fényre repült. Faunánkban való meglepő felbukkanásáról először ÚJHELYI (1981b) számolt be. SZIRÁKI és POPOV (1996) a Bükki NP faunájának felmérésekor szintén az ÚJHELYI (1981b) által már publikált adatot említik. A Közép-Mecsekből számos példánya került elő (3.1.-4. ábra).

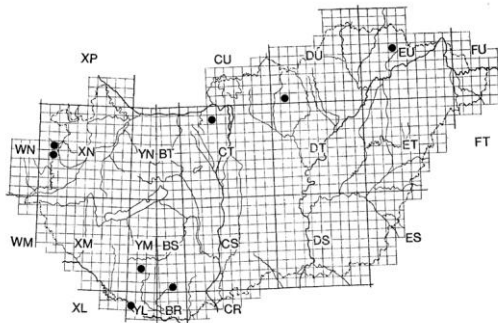
Wesmaelius ravus (Withycombe 1932)

Elterjedési alaptípusának besorolása, ritkasága miatt, még bizonytalan, expanzív mediterrán-szibériai típusúnak tűnik, posztglaciális elterjedése biztosan policentrikus (ASPÖCK et al. 2001). Lelőhelyei alapján erősen hőigényes, túlevelűeket preferáló faj (ASPÖCK et al. 1980, GREVE 1978, MONSERRAT 1978). A Mecsekből előkerült példányok adatai is ezt erősítik meg. Az egyik gyűjtött példányt *Pinus nigra*-ról hálóztam, a másikat lámpázás során fogtam. Közép-Európában elterjedt, de ritka. Irodalmi adatai alapján bivoltinnak tűnik, fejlődésmenete és fejlődési alakjai nem ismertek. Hazánkban ÚJHELYI (1978) mutatta ki a fajt először (3.1.-5. ábra).

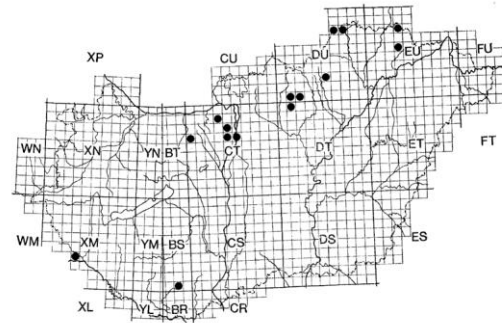
Symphorobius klapaleki, Zeleny 1963

Expanzív holomediterrán faunaelem, amelynek egyre több európai és hazai lelőhelye válik ismertté. Lomblevelű fákról és bokrokról gyűjtötték. Viszonylagos ritkaságának feltételezett oka, hogy inkább csak a felső lombkoronaszintben, 15-17 m magasban él (SAURE és KIELHORN 1993). Bivoltin faj, amelynek fejlődési alakjai még ismeretlenek (ASPÖCK et al. 1980). Első hazai előkerüléséről STEINMANN (1967) számol be.

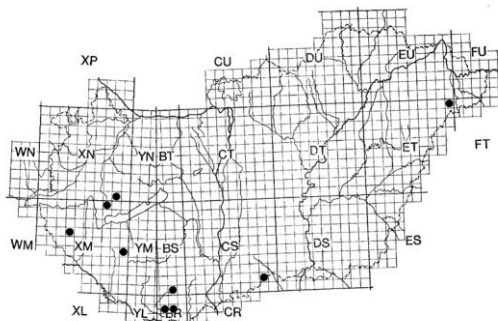
SZENTKIRÁLYI (1992) vizsgálatai alapján azt találta, hogy csak hazánk sík vidékein él, lelőhelyi adatait azonban domb- és hegyvidékekről is ismerjük (3.1.-6. ábra).



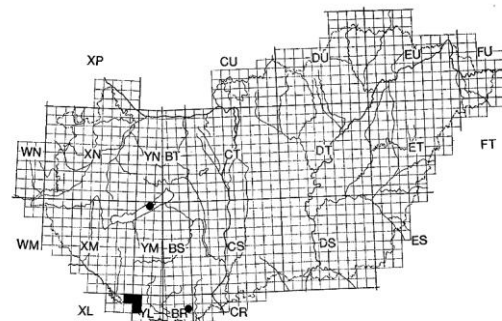
3.1.-2. ábra: *N. inpunctata* UTM térképe



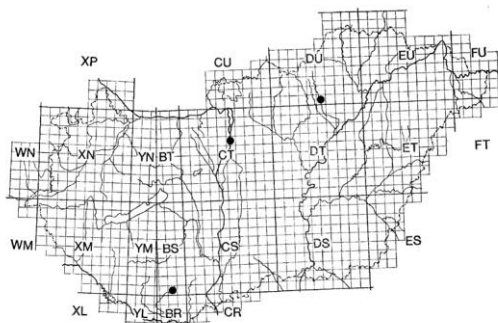
3.1.-6. ábra: *S. klapaleki* UTM térképe



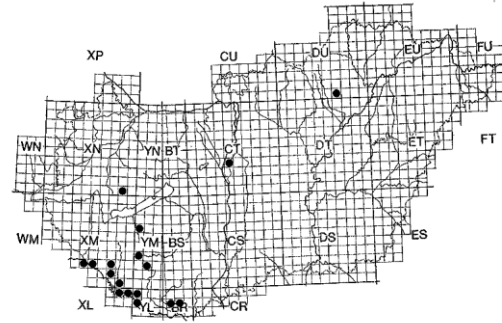
3.1.-3. ábra: *C. mediterranea* UTM térképe



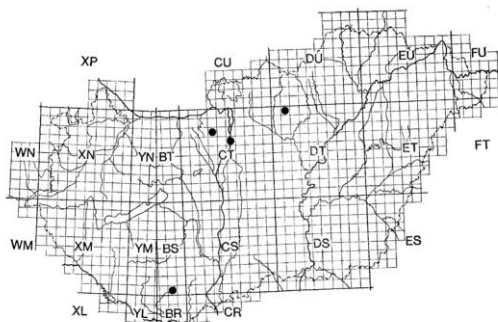
3.1.-7. ábra: *A. juniperi* (■) és *A. umbrata* (●) UTM térképe



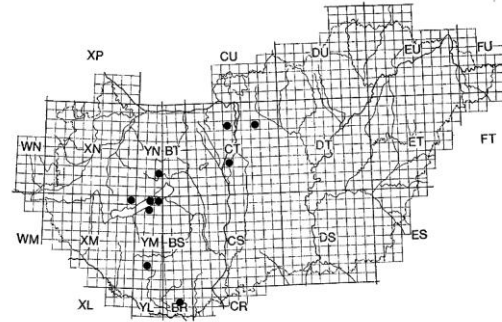
3.1.-4. ábra: *W. helveticus* UTM térképe



3.1.-8. ábra: *C. hoelzeli* UTM térképe



3.1.-5. ábra: *W. ravus* UTM térképe



3.1.-9. ábra: *C. renate* UTM térképe

Aleuropteryx juniperi Ohm, 1968

Policentrikus atlantomediterrán elterjedésű, európai faj, mely antropogén közvetítéssel még a faj leírása előtt Észak-Amerikába is eljutott (HENRY 1976). A fajt Európa számos országában megtalálták, Dél-Európán kívül ismert Ausztriából (ASPÖCK et al. 1980), Németországból (GÜNTHER 1991, SUNTRUP 1990), Nagy-Britanniából (PLANT 1991). Mindenhol meglehetősen lokálisan fordul elő, mivel táplálékspecialista lévén a *Juniperus* és *Cupressus* nembe tartozó növényfajokon fejlődő zsákmányállatokhoz kötődik. Hazánkban elsőként a Barcsi-Borókás TK-ből 2♂ és 1♀ példányát 1988 augusztusában ragacs-lappal csapdázták (SZIRÁKI 1990). Feltehetőleg bivoltin faj. A populációból a Dráva mente állatvilágának természetvédelmi felmérésekor általam ismét gyűjtött és determinált példányok Darányból (21 pld.) és Tótújfaluból (1 pld.) származnak (ÁBRAHÁM 1995, 1998b). Hazánkban mindeztidáig ez az egyetlen ismert populáció. Sajnos a Barcsi-Borókás TK leégésekor (2000) potenciális élőhelye részlegesen, a darányi összes gyűjtött példány élőhelye (élőhelye) megsemmisült (3.1.-7. ábra).

Aleuropteryx umbrata Zeleny, 1964

Policentrikus pontomediterrán faunaelem (ASPÖCK et al. 2001), amely feltételezhetően hazánkban éri el elterjedésének északnyugati határát. Magyarországon eddig csak a Tihanyi-félszigetről került elő egy példánya (SZIRÁKI et al. 1992). A Villányi-hegységben a Szársomlyó déli löszös részén, spontán terjeszkedő cserjés területen *Ulmus*-ról lombhálózással gyűjtöttem a faj második hazai példányát (ÁBRAHÁM 2000). Hazai és külföldön gyűjtött példányai azt bizonyítják, hogy csak nagyon meleg, száraz élőhelyeken él, de meglehetősen szórványosan fordul elő. Gyűjtési időpontja alapján valószínűsíthető, hogy bivoltin faj; első nemzedéke májusban, második nemzedéke szeptemberben vagy október elején repül. Az irodalomban (ASPÖCK et al. 1980) mind tülevelű, mind lomblevelű fákról említik előkerülését. A faj előfordulási helye állatföldrajzi szempontból fontos, hisz tovább emeli a Villányi-hegység faunájában a mediterrán, pontomediterrán elterjedésű különös figyelmet érdemlő fajok számát (3.1.-7. ábra).

Coniopteryx hoelzeli Aspöck, 1964

Egy nomenklaturai tisztázatlanság miatt faunaelem besorolása (extramediterrán-európai?) még nem tisztázott (ASPÖCK et al. 2001). Először *Coniopteryx pygmaea* néven ENDERLEIN (1906) leírt egy Coniopterygidae fajt, valamivel később NAVAS & MACRET (1910) *Deasia parthenia* néven ezt a fajt ismét leírta. Majd fél évszázad elteltével ASPÖCK (1964) *Coniopteryx hoelzeli* néven újabb a *C. pygmaea*-hoz közeli fajt írt le. MEINANDER (1972) a Föld Coniopterygidae revíziója alkalmával ASPÖCK 1964-ben leírt *C. hoelzeli* fajtát tévesen a *C. pygmaea* junior szinonimjának tekintette. GÜNTHER (1993) a *C. pygmaea* lectotípus hím tanulmányozása alapján megállapította, hogy nem a *C. hoelzeli* Aspöck, 1964 a junior szinonim, hanem a *C. parthenia* Navas et Macret, 1910 a junior szinonimja *C. pygmaea*-nak. Így a szakirodalomban számos vizsgálat és felmérés során a *C. hoelzeli* fajnév alatt a *C. pygmaea* húzódhatott meg, és az elterjedési adatok a két közel rokon faj esetében keveredtek. Hazánkban a *C. pygmaea* általánosan elterjedt a fenyőtelepítések következtében. A *C. hoelzeli* hazánkban ritka, csak az utóbbi időben sikerült több helyről kimutatni: Béda-Karapanca TK (ÁBRAHÁM és SZIRÁKI 1992), Bátorligeten és Aggteleki TK (SZIRÁKI 1991), Somogy megye (ÁBRAHÁM 2001), a Budai-hegység (VAS et al. 2001a). A *C. pygmaea*-t ÚJHELYI (1979) Fenyőfőről faunára új fajként említi, de ezt korigálja egy másik megjelent dolgozatában (ÚJHELYI 1978)¹⁰.

A *C. pygmaea* széles körben elterjedt hazánkban, domináns erdei és fekete fenyőpreferáló faj. A *C. hoelzeli* esetében a gyűjtőhelyek nem mutatnak fenyő preferenciát,

¹⁰ A két dolgozat megjelenési éve között az ellentmondás abban áll, hogy hazánkban a kéziratok megjelenése és a nyomdai átfutása hosszabb időt vesz igénybe és néha a kiadvány dátumozása visszafelé történik.

hanem inkább a lombos fafajokhoz kötődik *Quercus*, *Fagus*, *Carpinus*, *Acer* (ASPÖCK et al. 1980, ÁBRAHÁM és SZIRÁKI 1992) (3.1.-8. ábra).

Coniopteryx renate Rausch et Aspöck, 1977

Feltételezhetően adriato-mediterrán faunalelem (ASPÖCK et al. 1980). Ez a faj csak Olaszországból és hazánkból ismert (MEINANDER 1990). Magyarországon az első előfordulásáról (Kövágóörs) - röviddel a faj leírása után - ÚJHELYI (1978) számol be. Úgy tűnik, rendkívül ritka faj, az azóta eltelt időben ismertté vált populációk száma hazánkon kívül alig gyarapodott, csak LO VERDE & MONSERRAT (1997) említi a faj előkerülését Szicíliaból. Melegkedvelő tölgyeseket (molyhos tölgyest, cseres tölgyest) preferáló faj, de rendszeresen csapdáztuk (VAS et al. 2001a) nem kezelt almásban (Juliamajor) is, potenciálisan élőhelyéhez hasonló környezeti feltételeket biztosító környezetben. Gyűjtési adatai alapján bivoltin fajnak tűnik. A faj természetvédelmi jelentősége nagy, mivel a világon ismert 12 előfordulási helyéből 10 hazánkban van (ÁBRAHÁM 2000) (3.1.-9. ábra).

3.1.4. A magyar faunára új fajok a Dunántúli-dombságról

A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának vizsgálata során két, a hazai faunára új faj is előkerült: *Nineta gadarramensis* (Chrysopidae), *Myrmeleon bore* (Myrmeleontidae).

Nineta gadarramensis (Pictet, 1865)

A jórészt Mediterrániumban elterjedt fajnak két leírt alfaja van. A törzsalak csak az Ibériai-félszigeten és Marokkóban került elő, atlantomediterrán faunaelem (ASPÖCK et al. 2001). A pontomediterrán elterjedésű erősen expanzív alfaját *Nineta gadarramensis principiae* Monserrat, 1980 néven írták le Olaszországból. A két vikariáló alfaj morfológiailag csak ivarszervi vizsgálattal különíthető el. Nyilvánvaló azonban, hogy a Görögországtól Franciaországig, Szlovéniától Németországig kimutatott faj az elterjedési adatok ismeretében nem a törzsalakhoz tartozik. Különböző szerzők az alfaji és faji státuszt másképpen ítélik meg (ASPÖCK et al. 2001, CANARD et al. 1998), ezért a faj mikrotaxonómiai vizsgálata még a jövő feladata.

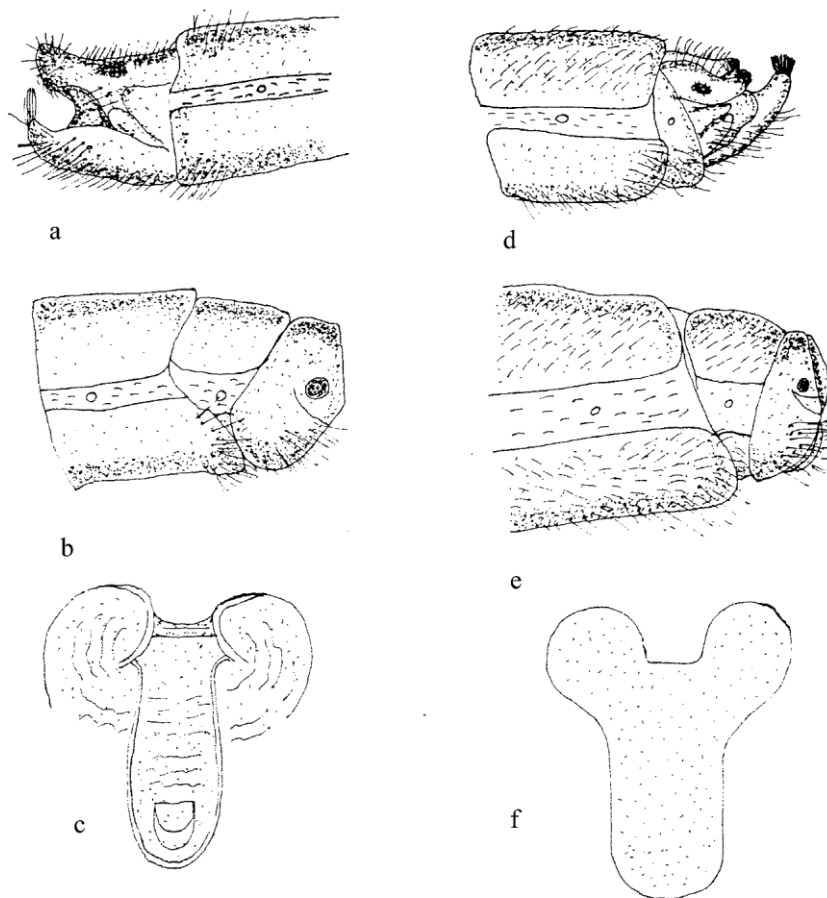
A faj hazai kimutatásakor lelőhelye - a már korábban ismert kelet-ausztriai lelőhelyével együtt - legészakibb elterjedési határa volt. Az első hazai példánya Cserkútról került elő, (coll. JPM Pécs), de a nyírádi és a visegrádi hím példánya alapján került be a hazai irodalomba, mint faunára új faj (SZIRÁKI et al. 1992). Azóta lelőhelyei észak felé Szlovákia, Csehország, Németország (SAURE 1997) is megsokszorozódtak.

Külső morfológiailag nagyon hasonlít a *Nineta flava* fajhoz. A hímek elkülönítését ivarszervileg könnyen elvégezhetjük (HÖLZEL 1965, ASPÖCK et al. 1980). (3.1.-10. ábra).

A nőtény példányok esetében az elülső szárny costalis mező proximális 1/3 részének kiemelkedése nem olyan kifejezett, mint a hímnél. A tipikus *N. gadarramensis* nőtényeknél a costalis erek részben feketék vagy a subcostalis ér mentén legalább sötétek. A nem tipikus nőtényeknél a sugárerek külső keresztér sora mindig sötét színű, míg a *N. flava* esetében ezek az erek is zöldek. A két faj nőtényeinek elkülönítésében a szubgenitális lemez alakja jó differenciáló bélyeg.

A *N. flava* és a *N. gadarramensis* élő példányaikat színezet alapján is szétválaszthatjuk, ugyanis a *N. flava* élénk zöld, még a *N. gadarramensis* fehéres-zöld, szürkés-zöldes árnyalatú. Ezt a színezeti különbséget azonban az alkoholban tartott példányok elvesztik.

A hazai vizsgálatok azt mutatják, hogy erősen kötődik a *Quercus cerris*-hez és a *Q. pubescens*-hez. Magyarországon már kb. két tucat lelőhelye ismert (ÁBRAHÁM 2000). A hazai elterjedését a 3.1.-13. ábra mutatja.



3.1.-10. ábra: A *Nineta gadarramensis* a., külső ivarszerve; b., külső ivarszerve; c., szubgenitalia lemeze; d., *Nineta flava* ♂ külső ivarszerve; e., külső ivarszerve; f., ♀ szubgenitalia lemeze (Eredeti)

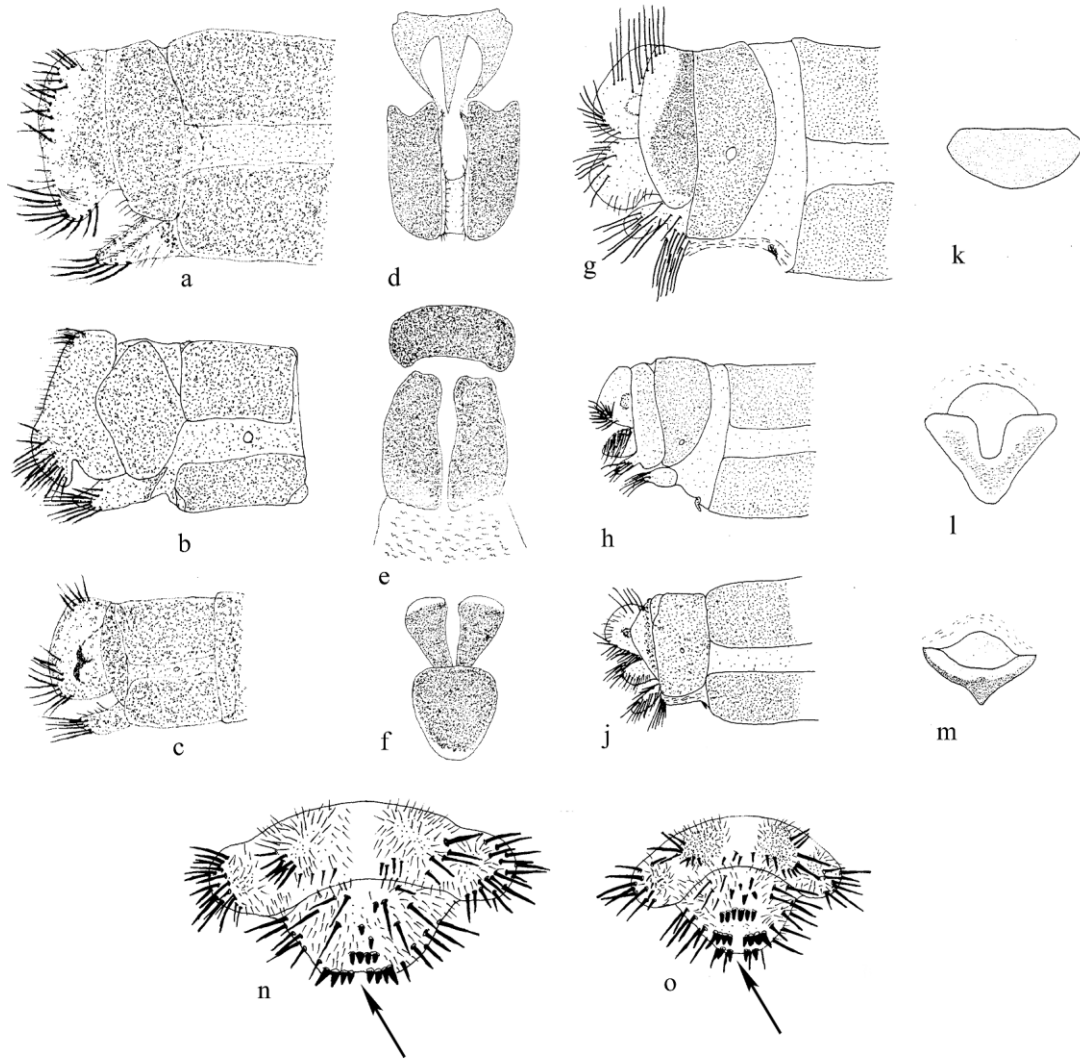
Myrmeleon bore (Tjeder, 1941)

A faj Somogyiszob mellett (Baláta-tó) és Salföldön gyűjtött hím példányok alapján került be a hazai irodalomba (ÁBRAHÁM és PAPP 1991). A *M. bore* (= *Grocus bore*) fajt Tjeder a skandináviai Myrmeleontidae fauna taxonómiai vizsgálata után írta le. A faj elterjedése rendkívül széles körű. Ez az egyetlen Myrmeleontidae faj, amely a Mediterrán területektől majdnem a Sarkkörig (Pitea) felhatol. A Palaearktikum keleti részén Japánból, Kínából, Koreából és a Kuril-szigetektől is ismert (KUWAYAMA 1959). Egy hím példánya került elő Üzbegisztánból (OHM 1965). Oroszországi elterjedése sporadikusan feltárt (MAKARKIN 1990, ZAKHARENKO és KRIVOKHATSKY 1993). Európa több országából előkerült Norvégia, Svédország, Dánia, Németország, Ausztria és Észak-Olaszország (ASPÖCK et al. 1980). Nemrég vált ismertté Lengyelországban (DOBOSZ 1993) és Csehországból (KACIREK 1995) is. A faj új elterjedési adatairól számol még be felsorolásszerűen RÖTHLICH (1995). Horvátországból szintén faunára nézve új fajként találtam meg (nem publikált adat). Expanzív szibériai faunaelem (ASPÖCK et al. 2001).

A fajok imágóinak és a lárváinak szétválasztásáról a Dráva mente Neuroptera fauna természetvédelmi vizsgálata során számoltam be (ÁBRAHÁM 1995).

A hazai faunában a *M. bore* összetéveszthető a *M. formicarius*-sal és a *M. inconspicuus*-sal. A hímek esetében a *M. formicarius*-tól megkülönbözteti a szárny tövében lévő Eltringham szervecske (*pilula axillaris*), mely feromon diszpergáló szerv (ELOFSSON és LÖFQVIST 1974). Emellett jellegzetes a hím ivarszervek ectoprocessus alakja is. A gonarcus és a paramenia felépítésében pedig a szubgenuszbeli különbségek is kitűnően

látszanak. Nőstények esetében (*M. formicarius* és *M. bore*) a külső ivarszervi bélyegek nem ilyen szembetűnők, de a gonaphisis mérete (DOBOSZ 1993) és a fekete potrohgyűrűk distalis felén lévő sárga keskeny gyűrűk jó elkülönítő bélyegek lehetnek a *M. bore*-nál. A *M. inconspicuus*-tól pedig az előtor rajzolati mintázata alapján szétválasztható el. A 3.1.-11. ábra mutatja a *M. formicarius*, *M. bore* és *M. inconspicuus* hím és nőstény genitália rajzait.



3.1.11. ábra: A hazai *Myrmeleon* fajok külső ivarszerve (oldalnézet) és a ♂ parameniumja (hátról nézet) és a ♀ praegenitalis lemeze (ventralis oldal): a., d., *M. formicarius* ♂; b., e., *M. bore* ♂; c., f. *M. inconspicuus* ♂; g., k., *M. formicarius* ♀; h., l., *M. bore* ♀; j., m., *M. inconspicuus* ♀; valamint az n., *M. bore* és az o., *M. inconspicuus* lárva 8. és 9. sternit lemeze (Eredeti)

Fejlődési alakjai ismertek annak ellenére, hogy több irodalom úgy véli, hogy még ma is ismeretlenek. Ezeket már FRIHEDEN (1973) leírta és jól elkülöníthető bélyegeket adott az észak-európai *Myrmeleontidae* lárvákról.

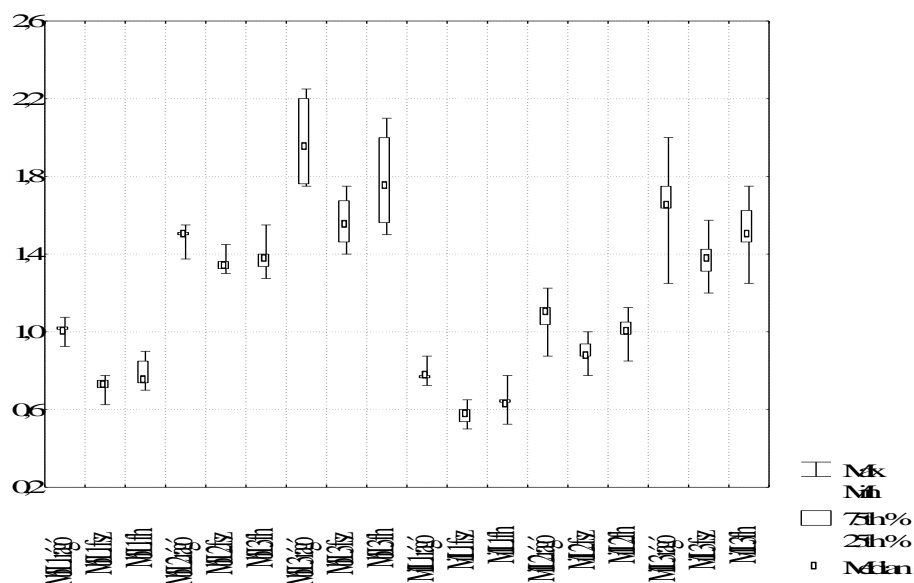
A *M. formicarius* lárvaján a 3. pár lábon (femuron és a coxán) lévő fekete foltok megléte alapján különválasztható a *M. bore* lárva. A *M. formicarius* lárva palpus labialisa 4 szegmensből áll, míg a *M. bore* és a *M. inconspicuus* palpus labialisa 3 ízű. Ezen kívül a *M. formicarius* széltől, esőtől mindig védett helyeken készíti el fogótölcsérét. A szerzők többsége ezért a fenti differenciáló bélyegek valamelyikét emeli ki dolgozatában (DOBOSZ

1993, GEPP és HÖLZEL 1989, FRIHEDEN 1973). Más oldalról pedig, többen rámutatnak arra a tényre, hogy a *M. bore* lárvája mennyire változatos rajzolatú (MATSURA 1987a, DOBOSZ 1993), ezért a *M. bore* lárvá ventrális feji részen lévő foltok alapján nem különíthető el a *M. inconspicuus* lárvától, mint azt több szerző jó differenciáló bélyegnek tartja (GEPP és HÖLZEL 1989). Emellett mindkét faj nyílt helyekre építi tölcseireit. Ez a differenciáló bélyeg elkülöníthető tényezőként szerepelhet Svédországban a *M. bore*, a *M. formicarius* és az *Euroleon nostras* (FRIHEDEN 1973), Lengyelországban a *M. bore* és a *M. formicarius* (DOBOSZ 1993) ill. Japánban a *Hagenomyia micans* és a *M. formicarius* fajok estében (MATSURA 1987), de Közép-, és Kelet-Európában a *M. inconspicuus* együtt fordul elő a *M. bore* - val, így a két faj lárvá alakjainak az elkülönítését csak részben tekinthettük tisztázottnak.

Jól elkülöníthető morfológiai különbséget találtam a két faj esetében a skelitum anale spina analisainak számában. A *M. bore* esetében és *M. inconspicuus*-nál is a IX sternit lemezen az apikális elhelyezkedésű kitin tüskék száma 4 - 4. A második sor spina analisok száma a *M. bore* estében 4, a *M. inconspicuus* esetében 6. A kitin tüskék egymás mellett hiátus nélkül helyezkednek el. (Ellentétben az *Euroleon nostras* faj esetében, ahol a második sor kitin tüskék száma 4, de közöttük középen 1 tüskényi méretű hiátus van.) A megvizsgált lárváknál ez a bélyeg a *M. inconspicuus*-nál 2 alkalommal eltért az ismertetettől, egyszer 5, ill. 2 spina analis tüskéjű lárvát találtam, de ezek más morfológiai bélyegeken is eltértek a normálistól. Az ismertetett morfológiai különbségeket a 3.1.11. n., o. ábra mutatja. A fejen további morfológiai jellegzetességek is találhatóak. A csáp színezete alapján is szétválasztható a két faj. A *M. bore* csápján, a spacusra a fej mintázata többé-kevésbé felhúzódik, a pedicellus és a flagellum minden íze egyöntetű barnás színezetű még az ízesülésüknél is.

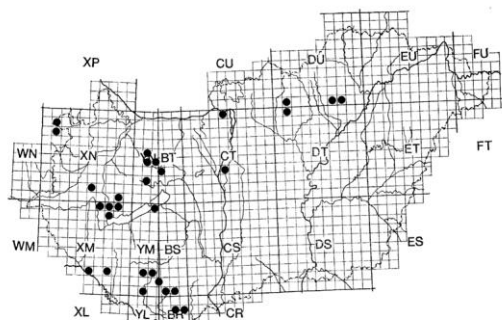
A *M. inconspicuus* esetében a scapus mintázata hasonlóan változatos, mint a *M. bore*-nál, de a pedicellus külső 1/4 része már sárgás és a flagellum első íze is jórészt sárgás (világos) színezetű, a csápostor többi íze sötétbarnás.

A fejhossz és a rágó arányaiban is jelentős különbségek vannak. A *M. bore* mandibulája a fejéhez viszonyítva hosszabb "robustusabb" míg a *M. inconspicuus*-é "gracilisabb" (3-1.-12. ábra és a 3.1.-5. táblázat).

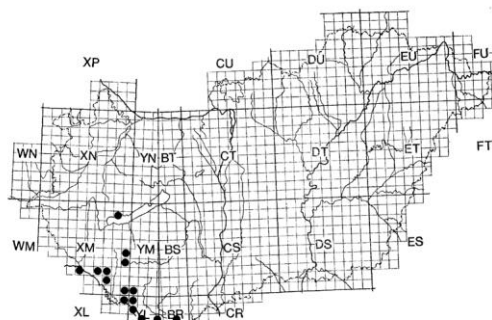


3.1.12. ábra: A *M. inconspicuus* (Mi) és a *M. bore* (Mb) L1, L2 és L3 lárvák biometriai adatai a fejen (rágó-rágóhosszúság, fsz-fej szélesség, fh-fejhosszúság)

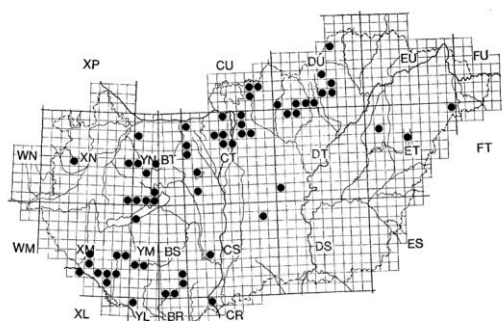
Mindhárom faj különbözik az éves rajzási aktivitásban is, a *M. bore* aktivitási maximumát időben később éri el, mint a *M. inconspicuus*. A fajok hazai elterjedését mutatja a 3.1.-14, a 3.1.-15. és a 3.1.-16. ábra.



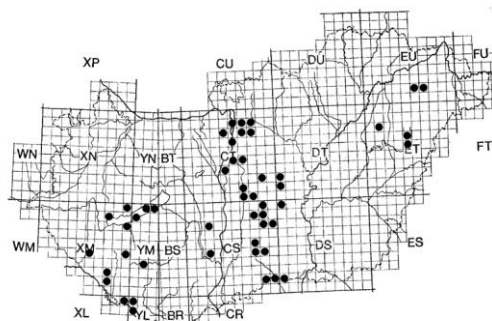
3.1.-13. ábra: A *N. gadarramensis* UTM térképe



3.1.-15. ábra: A *M. bore* UTM térképe



3.1.-14. ábra: A *M. formicarius* UTM térképe



3.1.-16. ábra: A *M. inconspicuus* UTM térképe

3.2. Neuroptera fajgyűttesek gyakorisági és ritkasági viszonyai a Dunántúli-dombságon

A Dunántúli-dombságon és tájegységein a gyakori és ritka fajok előfordulását azok mennyiségi adatai (faj-abundancia) és az elterjedési gyakorisága (faj-elterjedés) alapján értékeltem. Ebben a fejezetben az elemzést regionális és szubregionális skálán ismertetem.

A species-abundancia adatokat több táblázatban foglaltam össze. 3.2.-1. táblázat mutatja a Dunántúli-dombság és tájegységei területéről a Neuroptera együttes összesített adatmátrixát. A Dráva-völgyet, amely topográfiaailag Belső-Somogy szerves része a folyóvölgy ökológiai folyosó jellege miatt külön tájegységként kezeltem, amit indokol nagy kiterjedése is. A mintavételezések során begyűjtött 23 196 példány 80 fajhoz tartozott.

A fajok ritkaságának és gyakoriságának elemzését regionális és szubregionális szinten, tehát a Dunántúli-dombság (3.2.-2. táblázat) egészéről és annak tájegységeinek (3.2.-3.-3.2.-10. táblázatok) mintáin is elvégeztem. A faj-abundancia és az elterjedési gyakorisági adatsorok mellett a 3.2.-2. táblázatban közöljük az ISA (Index of Species Abundance) elemzés eredményét is. A gyakorisági küszöbértéknek a 3. kvartilis feletti értékeket választottam, a táblázatban ezeket a fajokat félkövér betűvel jelöltem; a ritkasági küszöbérték határát az 1. kvartilis alatti értékhatárnál állapítottam meg, ezeket a fajokat dőlt betűvel jelöltem. Az ISA adatok esetében a ritkasági küszöbértéknek a 3. kvartilis értéket el nem ért fajokat, gyakorisági küszöbértéknek a 1. kvartilis feletti fajokat tekintettem.

Mindhárom gyakorisági módszer alapján 20, 20, 20 faj érte el a gyakori kategória küszöbértékét a Dunántúli-dombságon. Az eltérő módszerek a gyakorisági sorrendet részben különböző képpen tükrözik vissza, ezeket a fajok neve előtti sorszám háttérének szürke színezetével jeleztem a táblázatban. A faj-abundancia adatok alapján felállított gyakorisági sorrendtől az elterjedési gyakoriság alapján öt faj mutat különbséget (*Nineta flava*, *Psectra diptera*, *Chrysopa nigricostata*, *Hemerobius nitidulus*, *Symphorobius pygmaeus*). Az ISA adatok alapján ez a különbség 6 fajnál jelentkezik.

Mindegyik módszer esetében a domináns (*Chrysoperla carnea*) és a szubdomináns faj (*Chrysopa perla*) megegyezik. A gyakori fajok között ezt követően a fajsorrendet kis eltéréssel euryök fajok csoportja követi: *Hemerobius humulinus*, *Dichochrysa prasina*, *Micromus variegatus*, *Chrysopa pallens* stb. Figyelemre méltó lombdökhöz kötődő, nedvességkedvelő fajok magas gyakorisága is pl.: *Hemerobius micans*, *Chrysotropia ciliata*, *Dichochrysa flavifrons*, *Semidalis aleyrodiformis*.

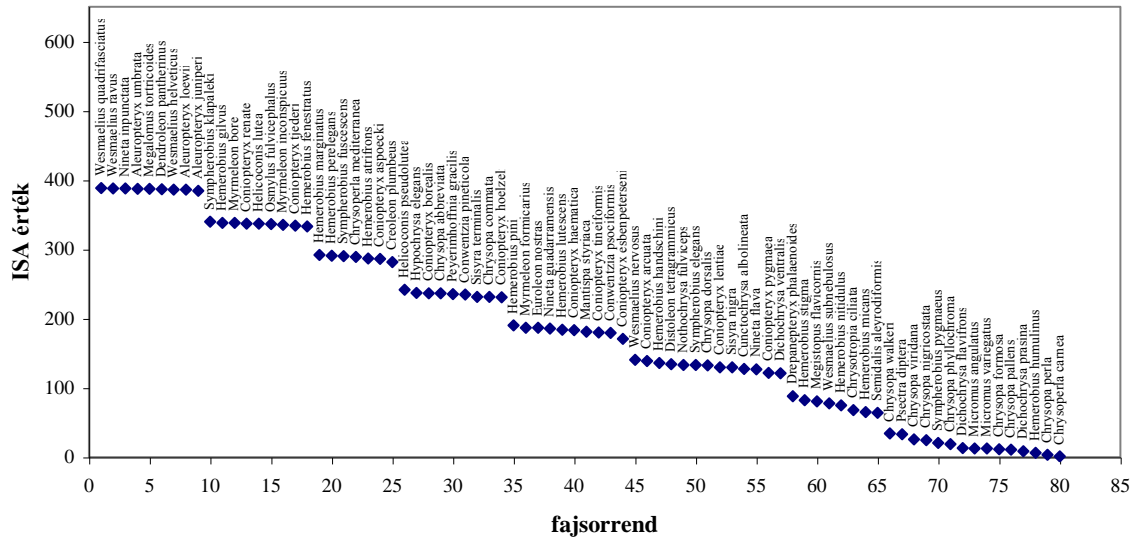
Ezt a sorrendet követően a három különböző módszer alapján több közös jellemvonás már csak részben ismerhető fel. Így pl. a Dunántúli-dombság területén - hazai viszonylatban – magas a vízhez kötött fejlődésmenetű fajok *Sisyra terminalis*, *S. nigra* abundanciája. Hasonlóan lokálisan magas abundanciát mutatnak a fenyőpreferáló (*Pinus*) euryök vagy xero-termofil típusú fajok: a *Coniopteryx pygmaea*, a *Chrysopa dorsalis*, és részben még a *Hemerobius nitidulus* is.

A ritka fajok esetében az 1. kvartilis értékhatárát a fajok abundanciája alapján 20, az elterjedési gyakoriság alapján 23 faj és az ISA szerint szintén 20 faj érte el. Ebben az esetben az abundancia, az elterjedési adatok gyakorisága és az ISA értékek alapján felállított fajsorrend jobban hasonlít egymásra, mint a gyakori fajok fajsorrendje. A listák közötti különbözőségeket szintén a fajnevek sorszámainak szürke háttére jelzi. Az ISA esetében a fajkülönbözőség 3 faj, míg az elterjedési gyakoriság esetében ez csupán 2 faj.

A ritkaság okait több tényezőre vezethetjük vissza. Először mindenképpen kiszűrhetjük a ritka fajok közül azokat, amelyek alapvetően az egész Dunántúli-dombság területén tájidegenek, azaz a természetes vegetációban történt nagy mértékű antropogén beavatkozások következményeiként váltak a Neuroptera fajgyűttesek tagjaivá. A széles körű erdei fenyő vagy a valamivel kisebb mértékű lucfenyő telepítések következményeként a fenyőpreferáló fajok növelték elterjedési területüket. Ezek viselkedése kettős képet mutat, lehetnek szubregionálisan vagy lokálisan gyakoriak (*Coniopteryx pygmaea*, *Chrysopa dorsalis*, *Hemerobius nitidulus*), mint ahogy az a faj-abundancia és az elterjedési gyakorisági adatok tájegységenkénti értékeléséből is kitűnik, ugyanakkor lehetnek ritkák is. Sőt úgy tűnik, hogy a több fenyőpreferáló faj inkább ritka, ezek részben a *Pinus nigra*-hoz (*Aleuropteryx loewii*, *Wesmaelius helveticus*, *W. ravus*) és a *Picea abies*-hez kötődnek (*Conwentzia pineticola*, *Hemerobius fenestratus*, *H. pini* *Wesmaelius quadrifasciatus*). Az ilyen fajok az ún. xén fajokat képviselik (GALLÉ 1994). Külön megemlítendő a *Juniperus* preferenciát mutató *Aleuropteryx juniperi* mivel a Dunántúli-dombságról ismert az egyetlen hazai populációja (ÁBRAHÁM 1995, 1998b SZIRÁKI 1990).

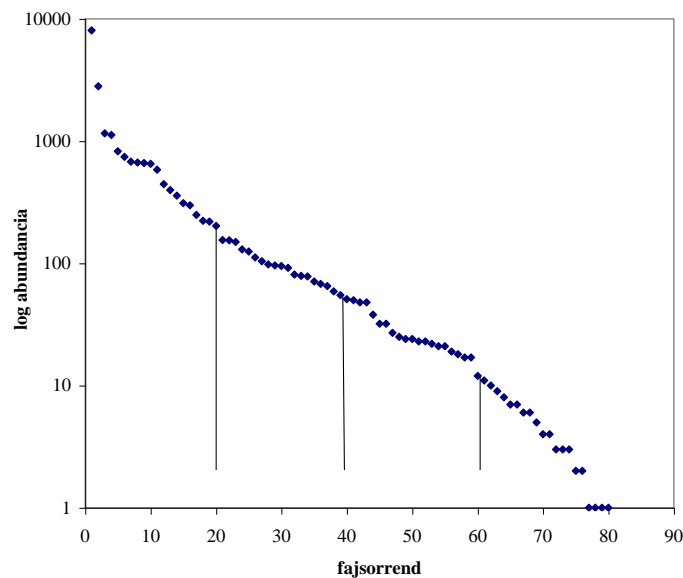
Néhány faj (*Nineta inpunctata*, *Aleuropteryx umbrata*, *Coniopteryx renate*) ritkaságának okaként egyszerűen a kis populáció nagyságot megemlíthetjük, míg mások esetében (*Hemerobius perelegans*, *H. gilvus*) a vizsgálati terület areajuk szegélyén van, ahol a szegélypopulációk már ritkák. Bizonyos fajok a természetes fauna tagjaként speciális életmódot folytatnak, bár széles elterjedésűek, de mindenhol ritkák, pl.: a *Dendroleon pantherinus* faodúkban fejlődő hangyaleső faj. A montán típusú fajok, a *Hemerobius marginatus*, a *Drepanopteryx phalaenoides* és a *Symphorobius klapaleki* a Dunántúli-dombságon már ritkák.

Az ISA adatokban a számítási módszer alapján kombinálódik a faj-abundancia és a faj elterjedési adatok gyakorisága. Az adatok 8, egymástól jól elkülönülő csoportot képeznek.



3.2.-1. ábra: Az ISA értékek csoportjai a Dunántúli -dombságon

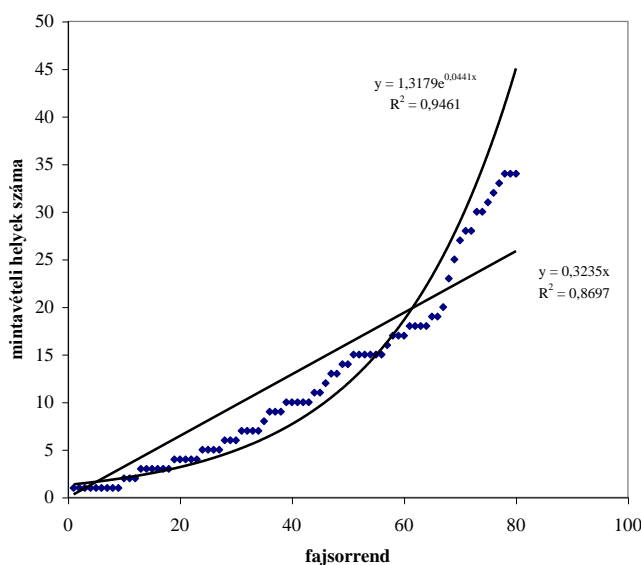
Egy terület faj-abundancia viszonyait jól szemlélteti a fajsorrend függvényében logaritmikus skálán megrajzolt diagram. A Dunántúli-dombságról származó összesített minták alapján készítettem el a terület gyakori és ritka fajok viszonyát is jól feltáró fajsorrend-abundancia görbét (3.2.-2. ábra).



3.2.-2. ábra: A Dunántúli-dombság faj-abundancia görbéje

A fajsorrend csökkenő abundancia értékek függvényében logaritmikus skálán lognormál, a repülő izeltlábúak többségére jellemző eloszlást mutat (PAPP 1991). Négy kvartilisre osztva a fajok számát összehasonlítjuk a regionális és szubregionális elemzés során a gyakori és ritka fajok sorrendiségét. Megállapíthatjuk, hogy az első kvartilisba a ritka fajok közé egyes területek (szubrégiók) eltérő különbözősége miatt a 2. kvartilisból adódhatnak fajok. A gyakori fajok - a 3. kvartilis fölöttiek - a 2. kvartilis fölötti, azaz a medián fölötti értéktartományból kerülnek ki.

Regionálisan a fajok gyakorisága és elterjedése közötti összefüggést tárja fel a 3.2.-3. ábra. A földrajzi elterjedés és a gyakoriság között az összefüggés általában lineális regresszió egyenes esetében szoros, exponenciális görbéhez történő illesztéssel igen szoros összefüggést mutat a Dunántúli-dombságon. A kapott eredmények ugyan nem támasztják alá a regionális elterjedés és a gyakori fajok közötti kapcsolatokat (HANSKI 1982), de egyértelműen nem is lehet elvetni Neuroptera populációk esetében sem őket. A jövőben más térszklálán nem összevont adatok esetében érdemes az elemzést folytatni.



3.2-3. ábra: A regionális elterjedés és gyakoriság kapcsolata a Dunántúli-dombságon

A gyakori és ritka fajokra vonatkozó elemzést szubregionálisan, tájegységenként is elvégeztem. Azonban ebben az esetben a fajok elterjedési gyakorisága már néhány mintavételi pont alapján nem állapítható meg, ezért az értékeléskor csak a faj-abundancia viszonyok jellemzőit ismertetem.

A Balaton-medencében (3.2 – 3 táblázat) a faj-abundancia adatok alapján, a 3. kvartilis értékhatár feletti fajok száma: 10, ezek elégitik ki a gyakori fajok definícióját. A domináns (*Chrysoperla carnea*) és a szubdomináns (*Chrysopa perla*) fajok a legtöbb tájegységhez hasonlóan azonosak, ezek széles elterjedési területtel rendelkező euryök típusú fajok. A gyakorisági sorrend harmadik leggyakoribb faja a *Chrysopa formosa* xero-termofil faj. A többi gyakori faj szintén euryök elsősorban lombos fafajokat preferáló, erdei és mezőgazdasági területeken is előforduló, magas dominanciával rendelkező fajok (*Dichochrysa flavifrons*, *D. prasina*, *Hemerobius humulinus*, *Micromus angulatus*). A területen az abundancia értékek alapján kiemelkedik a *Hemerobius nitidulus* és a *H. stigma* termofil túlevelűeket preferáló fajok.

A faj-abundancia értékek alapján, az 1. kvartilis értékhatár alatti ritka fajok száma: 12. A ritkaság okainak biológiai összetevői széles skálán mozognak, bizonyára nagy szerepet játszanak a populációk biológiai és ökofiziológiai tulajdonságai. Az abundancia értékek alapján ritkának tekinthetők a száraz gyepterületekhez kötődő fajok, pl.: *Myrmeleon formicarius*, *Chrysopa abbreviata*. Hasonlóképpen ritkának nevezhetjük a túlevelűeket preferáló recésszárnyúakat: *Chrysopa dorsalis*, *Hemerobius atrifrons*. Ez rámutat arra, hogy csak recésszárnyú fajegyüttesek ún. xén fajai, mivel ezek eredetileg nem voltak tagjai a természetes életközösségnek, hanem a főként az ültetett fenyvesítéssel (pl. díszfák) terjedtek szét és ritkák. Természetesen az „igazi ritka” fajokat azok alkotják a területen,

amelyek abundanciája, összehasonlítva más szubrégiókkal, mindenhol kicsi pl.: a *Hemerobius gilvus*.

Belső-Somogyban (3.2. – 4. táblázat) az abundancia adatok alapján 16 faj érte el a gyakorisági küszöbértéket. A domináns (*Chrysoperla carnea*) és a szubdomináns (*Chrysopa perla*) fajok regionálisan és szubregionálisan is megegyeznek. Túl azon az általános tényen, hogy a gyakori fajok minden tájegységen az euryök fajok, Belső-Somogyban elsősorban a szárazabb homoki gyepekhez kötődő fajok közül több is elérte a gyakorisági küszöb értéket *Megistopus flavicornis*, *Creoleon plumbeus*, *Chrysopa formosa*. A gyakori fajok között a tájegység általános természeti képe (csapadékeloszlás, vízhálózat sűrűség, homoktalajok elterjedtsége, vegetáció stb.) alapján bizonyos jellegzetességek jól visszatükröződnek. A sűrű vízhálózat miatt magas gyakorisági értéket mutat a lassú folyású vizekben és tavakban fejlődő *Sisyra nigra*. A gyakorisági értékek alapján látszik, hogy a Dunántúli-dombság tájegységei között a legjobban erdei fenyvesített területen a lokálisan magas abundancia értéket képviselnek a *Pinus* preferáló fajok, *Coniopteryx pygmaea*, *Chrysopa dorsalis*.

A ritka fajok száma: 18. A ritkaság okainak magyarázatára szintén az általános környezeti állapottal történő összehasonlítást végezve megállapíthatjuk, hogy ritkák a *Picea* preferáló fajok (*Wesmaelius quadrifasciatus*, *Hemerobius pini*, *Peyerimhoffina gracilis*), amelyek nyilván az ún. xén fajok csoportjába sorolandók. A ritka fajok közé kerültek a kifejezetten melegigényes, bizonyos esetekben xerofil tulajdonságokkal rendelkező fajok: *Nineta quadarramensis*, *Helioconis pseudolutea*, *Chrysopa walkeri* és több hangyaleső faj is *Myrmeleon bore*, *Distoleon tetragrammicus*. A *Nothochrysa fulviceps*, *Hemerobius marginatus*, *Hypochochrysa elegans* elterjedési adatai alapján hazánkban elsősorban közép-hegyvidékeken élnek, mivel a Fago-Carpinetum asszociációval mutatnak szoros elterjedést. A Belső-Somogy síkvidékén azonban ritkák. Végül a ritka fajok között találunk olyan fajokat is, amely általában mindenhol ritkák pl.: a *Hemerobius perelegans*, vagy a *Juniperus* preferenciát mutató *Aleuropteryx juniperi*, amely hazánkban csak itt él, de az abundancia értékei alapján már a közepesen gyakori fajokhoz tartozik.

A Dráva-völgy (3.3. – 5. táblázat) faj-abundancia rangsora alapján 15 faj érte el a gyakorisági küszöbértéket. A Dunántúli-dombság többi tájegységéhez viszonyítva a gyakori fajok között nagyon markáns jellemzőket fedeztünk itt fel. A terület domináns faja a *Sisyra terminalis*, amelynek lárvája vízben fejlődik. A szubdomináns fajok között a lombos fákat preferáló euryök (*Chrysoperla carnea*, *Semidalis aleyrodiformis*, *Chrysopa perla*, *Dichochochrysa prasina*) és a lomberdőket preferáló higrofil (*Hemerobius micans*, *Chrysotopia ciliata*, *Coniopteryx hoelzeli*, *Coniopteryx tjederi*) fajok fordulnak elő. Magas domonancia szintet ért el a szintén lárvakorában vízben fejlődő *Sisyra nigra* is. A *Coniopteryx pygmaea* túlevelű fajokat preferáló faj lokálisan magas abundanciát ért el, ez utal az erdők degradáltságára is.

A ritka fajok száma a területen 22. Ez a fajegyüttes össz fajszámához viszonyítva magas, több, mint az egyharmada.

A ritkasági okokat vizsgálva három jellegzetességet fedezhetünk fel. A Dráva-völgyben is több fenyőpreferáló faj, elsősorban a *Picea*-hoz kötődő faj ritka (*Hemerobius pini*, *H. atrifrons*, *H. stigma*, *Symphorobius fuscescens*). A ritka fajok következő csoportját a meleg- vagy szárazság kedvelő fajok alkotják (*Nineta quadarramensis*, *Chrysopa walkeri*, *Coniopteryx haematica*, *C. arcuata*).

A hazai viszonylatban hegyvidékinek tartott fajokból szintén több került a ritka fajok közé *Nothochrysa fulviceps*, *Drepanopteryx phalaenoides*, *Symphorobius klapaleki*. Az *Osmylus fulvicephalus* előfordulási helyei alapján szintén ebbe a kategóriába sorolható,

mivel semiaquatikus lárvája a középhegyvidéki és dombvidéki növényzet által beárnyékolt patak menti, mikroklimatikusan környezeténél hűvösebb helyeken fejlődik.

Külső-Somogy területén (3.3.–6. táblázat) a vizsgálat során abundanciájuk alapján 12 faj tekinthető gyakorinak. Az értékelés szerint itt is a domináns faj a *Chrysoperla carnea*, a szubdomináns a *Chrysopa perla*. Ezt követően a további sorrendet szintén lombos fákat preferáló, euryök típusú fajok adják: *Hemerobius humulinus*, *Semidalis aleyrodiformis*, *Dichochrysa prasina*. A gyakori fajok között még további jellegzetesség néhány termofil faj magas dominanciája: *Chrysopa formosa*, *Chrysopa commata*. Az erdei fenyő telepítések gyakorisága tükröződik vissza a *Coniopteryx pygmaea* magas abundanciájában, ami miatt ez a gyakori fajok kategóriájába került.

A ritka fajok száma az abundancia értékek alapján 12. Itt a ritkaság okait keresve a terület általános természeti képe alapján több tényezőt tételezhetünk fel. Szintén megemlíthetjük az ún. xén fajok csoportját (*Hemerobius pini*, *H. stigma*, *Chrysopa dorsalis*), amelyek tipikus fenyőpreferenciát mutatnak. A jórészt dombvidéki területen belül néhány homok folt is található, pl. Látrányi pusztá TT, ahol az előkerült melegkedvelő, gypszinthez kötődő fajok növelik a ritka fajok számát (*Chrysopa abbreviata*, *Myrmeleon inconspicuus*). Ritkák a speciális élőhely igényű fajok is pl.: a *Mantispa styriaca*, amelynek erősen hőigényes lárvája kövi- és farkaspókok parazitája.

A Mecsekben (3.3.–7. táblázat) az abundancia értékek alapján 14 faj van a gyakorisági szint küszöbértéke felett. A domináns faj itt is a *Chrysoperla carnea*. A szubdomináns faj a többi tájegységgel ellentétben nem a *Chrysopa perla*, hanem lombos fákkal preferenciáját mutató, euryök típusú *Chrysopa pallens*. A lombhálózással végzett mintavételezések azt mutatják, hogy a *Chrysopa perla* általában a nitrogénkedvelő gyomtársulások és degradált élőhelyek abszolút domináns faja. A Mecsekben viszont még sok a természetközeli élőhely folt, ahol a mintavételezések történtek. Az abundancia értékek alapján további szubdomináns fajok is euryök típusúak: *Dichochrysa flavifrons*, *D. prasina*, *Micromus angulatus*, *M. variiegatus*. Magas a kifejezetten melegkedvelő *Chrysopa walkeri*, *C. formosa* gyakorisága is. Nem meglepő a hazai viszonylatban montán elterjedési tulajdonságokat mutató *Drepanopteryx phalaenoides* gyakori kategóriába kerülése sem.

A ritka fajok száma az abundancia értékek alapján 19. A többi tájegységhez viszonyítva a ritka fajok között jóval kevesebb arányban találunk fenyőpreferáló fajokat. Ebben tükröződik a terület természetes növénytakarójának összetétele is. A fenyőpreferenciát mutató fajok között a *Picea*-hoz kötődő faj a *Hemerobius pini* és a *Pinus nigra*-hoz kötődő fajok (*Wesmaelius ravus*, *Wesmaelius helveticus*) a jellemzők. Hazánkban ritkák a kifejezetten hegyvidéki meleg területeken előforduló fajok: *Megalomus tortricoides*, *Hemerobius marginatus*, *Dendroleon pantherinus*. Ez utóbbi inkább kifejezetten termofil faj, idős melegkedvelő és karsztbokorerdőhöz kötődik, mivel lárvája faodvakban fejlődik. A fokozott nedvességigényű fajok (*Chrysotropia ciliata*, *Psectra diptera*), amelyek gyakran patak- vagy folyó menti ligeterdőkben lépnek fel, abundanciájuk alapján szintén ritkák.

A Tolnai-dombságon (3.2.–8. táblázat) az abundancia értékek szerint 6 faj tartozik a gyakori fajok közé. Ezen a tájegységen a gyakori fajok egy kivétellel az euryök fajok közül kerültek ki. A *Chrysopa formosa* xero-termofil faj.

A ritkasági küszöbértéket, az 1. kvartilis szintje alatti abundancia terjedelemben 7 faj tartozik. Erről a területről összesen 22 faj került elő, összehasonlítva a többi vizsgálati terület fajszámával és abundancia értékeivel jól látható, hogy a vizsgálati anyag minden tekintetben alulprezentált. Ez okozhatja a ritkasági és gyakorisági értékelésben a jól látszó szélsőséges helyzetet, hogy a régióban máshol gyakori fajok ebben a szubrégióban az elégtelen mintavétel következtében ritkának minősíthetők, ha a többi tájegységgel hasonlítjuk össze. A terület további kutatására van szükség.

A Zselicben (3.2.–9. táblázat) a gyakorisági küszöbértéket az abundancia alapján 14 faj érte el. A domináns és a szubdomináns fajok - a többi szubregióhoz hasonlóan - a *Chrysoperla carnea* és a *Chrysopa perla*. A szubdomináns fajok között magas a fokozott nedvességigényű fajok részese: *Hemerobius micans*, *Semidalis aleyrodiformis*, *Hemerobius humulinus*, *Chrysotropia ciliata*. Ezt további euryök típusú faj követi: *Micromus variegatus*, *Dichochrysa flavifrons*, *Chrysopa pallens*. Enyhén melegkedvelő a *Coniopteryx esbenpeterseni*. Xerofil faj nincs a gyakori fajok között. Ez a kép jól illeszkedik a Zselic általános természeti képéhez, amelynek legfőbb jellemzője a nagy arányú erdőszűrség és a magas évi csapadékmennyiség.

A ritka fajokhoz az abundancia értékek alapján 14 faj tartozik. A fajok biológiai tulajdonságai szerint tovább bontható a fajlista, amiből a ritkaság okaira következtethetünk. Itt is, mint az összes területen a fenyő-telepítésekkel areájukat megnövelt fajok a ritka kategóriába kerültek. *Pinus* preferáló pl.: a *Hemerobius nitidulus*, ezeknek a fajoknak lokálisan magas populációjuk is lehet. *Picea* és *Abies* preferenciát mutat a *Peyerimhoffnia gracilis* és a *Conwentzia pineticola*. A vízi életmódot folytató, általában nagyobb folyókhoz vagy tavakhoz kötődő faj, a *Sisyra nigra* az abundancia értékek alapján szintén ritka, mivel természetes víztestek (lassúfolyású folyóvizek, tavak) a Zselicben nincsenek. Csak az elmúlt években duzzasztottak fel két patakot mesterséges halastóvá. Ugyancsak a ritka kategóriába került a puhafa ligeterdőkre jellemző, erősen higrofil *Coniopteryx aspoeki*. Az általában mindenhol ritka fajok közül meg kell említenünk a *Nineta inpunctata*-t. Szintén az élőhelyek jellegéből adódik, hogy a nyílt homokfelszíneken élő hangyalesők hiányoznak a Zselic faunájából, és a partfalak tövében esőtől és szélről védett élőhelyeken fejlődő fajok, pl.: *Megistopus flavicornis* is ritkák. A *Wesmaelius subnebulosus* élőhelyei alapján kifejezett preferenciát mutat az agrobiocönózisokkal, mivel hazánk legerdősültebb vidékén az ilyen jellegű élőhelyek ritkák, maga a faj is ritka.

A Baranyai-dombságon (3.2.–10. táblázat) a gyakori fajok száma az abundancia értékek alapján 13. A domináns és a szubdomináns fajok között a sorrend nem olyan egységes, mint a többi tájegységen, ez különösen kifejezett a többi gyakori fajhoz viszonyítva a *Dichochrysa prasina* magas abundancia értékében. A gyakorisági sorrend elején euryök fajokat találunk *Chrysoperla carnea*, *Dichochrysa prasina*, *Semidalis aleyrodiformis*, *Chrysopa perla*. A tájegység arculata a gyakori fajok alapján kettős; egyrészt magas az lombpreferenciát mutató, nedvességkedvelő fajok abundanciája: *Chrysotropia ciliata*, *Hemerobius humulinus*, másrészt több kifejezetten xero-termofil faj is elérte a gyakorisági küszöbértéket, pl. *Nineta guadarrensis*, *Chrysopa formosa*, *Coniopteryx esbenpeterseni*.

Az abundancia értékek alapján 14 faj tartozik a ritka fajokhoz. Ritkaságuk oka valószínűleg több tényezőre vezethető vissza; van közöttük kifejezetten *Pinus*-hoz kötődő faj pl.: a *Hemerobius stigma*. Ritkák a puhafa ligeterdőkhez kapcsolható fajok, melyek itt patak menti ligeterdőkben élnek pl.: a *Coniopteryx hoelzeli*. A *Hemerobius marginatus* fajnak hazánkban elsősorban középhegyvidéki területeken van népesebb populációja, de izolált populációi dombvidéki helyeken is előfordulhatnak. Az *Aleuropteryx umbrata* hazánkban, elterjedésének peremterületén él, nyilvánvalóan izolált populációi kis egyedszámúak. A *Hemerobius perelegans* és a *Coniopteryx renate* általában a mindenhol nagyon alacsony abundanciával rendelkező fajok ritkasági kategóriájába sorolhatók. Az általában ritka *Mantispa styriaca*, ahogy azt az abundancia adatok jól mutatják, lokálisan lehet gyakori is. Ez a Villányi-hegység és Mecsek sziklafüves élőhely mozaikjaival hozható összefüggésbe.

3.3. A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának zoogeográfiai értékelése

3.3.1. A terület állatföldrajzi helyzete és faunakomponensei

A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának faunisztikai felmérése során összegyűlt adatokat a fajok elterjedésének térbeli mintázata szempontjából is elemezhetjük. Így választ kereshetünk arra, hogy mennyire specifikus az itt kialakult fauna, milyen a kapcsolat az egyes tájegységek között.

A vizsgált terület faunája állatföldrajzi szempontból az *Illyricum* fauna tartományhoz tartozik (DUDICH 1957, SZENTIVÁNYI 1938). Az *Illyricum* hazai területe faunagenetikailag szoros kapcsolatban áll a *Pannonicummal*, ezért a terület átmeneti jellege miatt VARGA (1964) a *Praeillyricum* faunakörzet nevet használja az *Illyricum* magyarországi részére, valamint a Dunántúli-dombságra. UHERKOVICH (1981) kutatásai során ezt nem találta indokoltnak.

A faunartomány és faunakörzet határa jórészt a növényföldrajzi körzet határával azonos és a Zalai-dombvidéket kivéve a természetföldrajzi határok lefutását is követi. A Dunántúli-dombság kis területe (14 225 km²), nagyrészt egységes domborzata és a terület éghajlatát befolyásoló éghajlati elemek (hőmérséklet, csapadék, stb.), tehát a Neuroptera faunára ható környezeti tényezőkben nincsenek kiugró szélsőségek, így a terület faunájának a történeti kialakulását részben egységesnek kell tekintenünk. Így az areageográfiai analízis során az elterjedési típusok (areatípusok a nagyobb állatföldrajzi terület egységek) a faunakörzetek (pl: Dunántúli-dombság) jellemzésére alkalmasak lévén azok történeti, területi kategóriák. Az egyes körzetek finomabb állatföldrajzi tagolása a kisebb területi kiterjedésük és a faunájuk kialakulásának jelenkori ideje miatt csak az egyes fajok jelenlegi elterjedése és az annak kialakulásában ható környezeti tényezők felhasználásával lehetséges. Ezáltal elkerülhetjük a faunahatárok, kis terület egységek állatföldrajzi oszthatóságának buktatóit (UDVARDY 1983).

de LATTIN (1967) a Holarktis faunáját három nagy ökológiai típusra osztotta a víznek a biomokban betöltött limitáló (párolgás, fagyás) hatásánál fogva: 1. arborealis 2. eremialis 3. tundrális.

Európa faunájának nagy része arboreális, tehát a fauna erdőkben, bokorerdőkben erdős és rétsztyeppeken él. Így a hazai fauna is ide sorolandó.

Európa faunájának térbeli mintázati elemzését area analitikus módszer segítségével ASPÖCK et al. (1980) adták meg. Az, azóta eltelt időben, a fajok újabban ismertté vált elterjedési adatainak tükrében és taxonómiai státuszának függvényében néhány faj elterjedési alaptípusa módosult (ASPÖCK et al. 2001). A Dunántúli-dombság faunaelemeinek besorolásánál a legfrissebb munkára (ASPÖCK et al. 2001) támaszkodva végeztem el a fajok faunakomponensekbe sorolását, faunaelemek szerint.

A fajok area analitikus besorolásánál több bizonytalanság is tapasztalható. Ez egyrésztől bizonyos fajok (*Chrysoperla carnea*, *Coniopteryx borealis*) kevésbé ismert recens elterjedésének a következménye, másrésztől a széles elterjedésű fajok (*Chrysopa pallens*, *Conwentzia pineticola*, *Conwentzia psociformis*, *Semidalis aleyrodiformis*) mikrotaxonómiai elemzésének hiányából fakad, mivel e fajok policentrikus elterjedési központjait ennek hiányában nem lehet azonosítani. Némely esetben a bizonytalanságot még fokozhatja a fajok antropogén közvetítéssel történő area nagyobbodása (pl.: *Aleuropteryx juniperi*, *Hemerobius stigma*, *Hemerobius pini*).

A Sisyridae családba tartozó, vízi életmódú fajok, area analízisét elemezve több bizonytalanság merült fel (ASPÖCK et al. 1980). A problémát MALICKY (1983) tisztázta, amikor Trichoptera fajok elterjedését tanulmányozta és rámutatott arra, hogy a szárazföldi állatok arboreális (ökológiai) típusával (de LATTIN 1967) több vízi életmódot folytató állatcsoport nem azonosítható teljesen.

A Dunántúli-dombság területéről előkerült fajokat de LATTIN (1967) area analitikus módszere segítségével és ASPÖCK et al. (2001) munkái nyomán faunakörökbe és faunaelemekbe soroltam. A besorolásnál figyelembe vettem azokat az irodalomban szereplő fajokat is, amelyek vizsgálataim során nem kerültek elő (*Acanthaclisis occitanica*, *Hemerobius simulans*, *Libelloides macaronius*, *Nohoveus punctulatus*, *Symphorobius pellucidus*, (MOCSÁRY 1899, PONGRÁCZ 1912, 1914, STEINMANN 1963, SZIRÁKI 1990, SZIRÁKI et al. 1992, ÚJHELYI 1978)

3.3.-1. táblázat: A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának faunakör, faunaelem besorolása (de LATTIN 1967, ASPÖCK et al. 2001)

I Holarktikus
1. 1. Arborealis
1. 1. 1. policentrikus holarktikus elemek: <i>Coniopteryx tineiformis</i> , <i>Helicoconis lutea</i> , <i>Hemerobius humulinus</i> , <i>Hemerobius simulans</i> , <i>Hemerobius stigma</i> , <i>Micromus angulatus</i> , <i>Psectra diptera</i> , <i>Sisyra nigra</i> , <i>Wesmaelius nervosus</i>
1. 1. 2. Palaearktikus elemek
1. 1. 2. 1. Nyugat-Palaearktikus elemek
1. 1. 2. 1. 1. Mediterrán elemek
1. 1. 2. 1. 1. 1. adriatomediterrán elemek: <i>Coniopteryx renate</i> ,
1. 1. 2. 1. 1. 2. expanzív atlantomediterrán: <i>Chrysoperla mediterranea</i>
1. 1. 2. 1. 1. 3. policentrikus atlantomediterrán: <i>Aleuropteryx juniperi</i>
1. 1. 2. 1. 1. 4. holomediterrán <i>Coniopteryx haematica</i> , <i>Helicoconis pseudolutea</i> , <i>Megalomus tortricoides</i> , <i>Megistopus flavicornis</i> , <i>Myrmeleon inconspicuus</i> ,
1. 1. 2. 1. 1. 5. expanzív holomediterrán: <i>Acanthoclisis occitanica</i> , <i>Aleuropteryx loewii</i> , <i>Chrysopa nigricostata</i> , <i>Chrysopa viridana</i> , <i>Coniopteryx arcuata</i> , <i>Coniopteryx esbenpeterseni</i> , <i>Coniopteryx lentiae</i> , <i>Coniopteryx tjederi</i> , <i>Dichochrysa flavifrons</i> , <i>Distoleon tetragrammicus</i> , <i>Hemerobius handschini</i> , <i>Osmylus fulvicephalus</i> , <i>Symphorobius elegans</i> , <i>Symphorobius klapaleki</i> , <i>Symphorobius pellucidus</i> , <i>Symphorobius pygmaeus</i> , <i>Wesmaelius ravus</i> , <i>Wesmaelius subnebulosus</i>
1. 1. 2. 1. 1. 6. policentrikus holomediterrán: <i>Hypochrysa elegans</i>
1. 1. 2. 1. 1. 7. pontomediterrán: <i>Hemerobius gilvus</i> , <i>Mantispa styriaca</i> , <i>Nineta guadarramensis</i>
1. 1. 2. 1. 1. 8. expanzív pontomediterrán: <i>Chrysopa dorsalis</i> , <i>Creoleon plumbeus</i> , <i>Libelloides macaronius</i>
1. 1. 2. 1. 1. 9. extramediterrán európai: <i>Coniopteryx hoelzeli</i> , <i>Dichochrysa ventralis</i> , <i>Nineta flava</i> , <i>Nineta inpunctata</i> , <i>Nothochrysa fulviceps</i>
1. 1. 2. 1. 1. 10. policentrikus mediterrán és extramediterrán: <i>Euroleon nostras</i> , <i>Peyerimhoffia gracilis</i> , <i>Wesmaelius helveticus</i>
1. 1. 2. 2. Kelet-Palaearktikus elemek
1. 1. 2. 2. 1. Mongol-szibériai elemek
1. 1. 2. 2. 1. 1. policentrikus extramediterrán szibériai: <i>Sisyra terminalis</i>
1. 1. 2. 2. 1. 2. policentrikus holomediterrán szibériai: <i>Chrysopa formosa</i> , <i>Coniopteryx pygmaea</i> , <i>Dichochrysa prasina</i>
1. 1. 2. 2. 1. 3. policentrikus pontomediterrán szibériai: <i>Aleuropteryx umbrata</i>
1. 1. 2. 2. 1. 4. szibériai: <i>Chrysopa abbreviata</i> , <i>Chrysopa commata</i> , <i>Chrysopa perla</i> , <i>Chrysopa phyllochroma</i> , <i>Chrysopa walkeri</i> , <i>Chrysotropia ciliata</i> , <i>Dendroleon pantherinus</i> , <i>Hemerobius atrifrons</i> , <i>Hemerobius fenestratus</i> , <i>Hemerobius lutescens</i> , <i>Hemerobius marginatus</i> , <i>Hemerobius micans</i> , <i>Hemerobius nitidulus</i> , <i>Hemerobius perelegans</i> , <i>Hemerobius pini</i> , <i>Symphorobius fuscescens</i> , <i>Wesmaelius quadrifasciatus</i>
1. 1. 2. 2. 1. 5. expanzív szibériai: <i>Coniopteryx aspoECKi</i> , <i>Drepanopteryx phalaenoides</i> , <i>Micromus variegatus</i> , <i>Myrmeleon bore</i> , <i>Myrmeleon formicarius</i>
1. 1. 2. 2. 1. 6. policentrikus szibériai: <i>Cunctochrysa albolineata</i>
1. 2. Eremialis
1.2.1. Mongoloeremialis: <i>Nohoveus punctulatus</i>
2. nem besorolható (Holarktikus, Orientális): <i>Chrysopa pallens</i> , <i>Chrysoperla carnea</i> , <i>Coniopteryx borealis</i> , <i>Conwentzia pineticola</i> , <i>Conwentzia psociformis</i> , <i>Semidalis aleyrodiformis</i>

Hazánk egész területe az Arborealis életkörzetbe tartozik (de LATTIN 1967).

A Holarktikus arborealis biomon belül a palaearktikus faunakörök két fő szétterjedési centrumhoz tartoznak: a Nyugat- és a Kelet-Palaearktikus faunakörhöz.

A vizsgálati területen a faunaelemeknek a fele (50%) a Nyugat-Palaearktikus szétterjedési centrumú Mediterrán faunaelemekhez tartozik. A Kelet- Palaearktikus, főként policentrikus szétterjedési típusú szibériai faunaelemek adják a fauna közel 1/3-át (32%), a széles elterjedési fajok a Neuroptera fauna tizedét (9,5%), míg a bizonytalan eredetű, nagy elterjedésű euryök fajok pedig a fauna néhány százalékát (≈6%) teszik ki. Az eremialis faunakörbe egy faj tartozik.

Az adatok részletesebb vizsgálata azt mutatja, hogy a Dunántúli-dombság területén, különösen a holomediterrán (5 faj) és expanzív holomediterrán (18 faj) faunaelemek száma magas. Ehhez kapcsolódnak még a policentrikus holomediterrán (1 faj) és az extra mediterrán európai fajok (5 faj) (Σ 34%). Ezek történetileg olyan expanzív holomediterrán típusúak, amelyeknek a recens mediterrán areája eliminálódott (MALICKY et al. 1983).

A fauna színező elemeit - a Dunántúli-dombság Kárpát-medencében elfoglalt földrajzi helyzete miatt – az adriatomediterrán (1 faj), expanzív és policentrikus atlantomediterrán (1-1 faj) és a pontomediterrán elemek (6 faj) alkotják.

Hasonlóan magas még a szibériai faunaelem típusba tartozó fajoknak (23 faj) a mennyisége is. Ezek a fajok a zárt, nemoralis lomberdő zónához kötődnek, így rendkívül széles elterjedéssel rendelkeznek.

3.3.2. A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának regionális analitikus elemzése

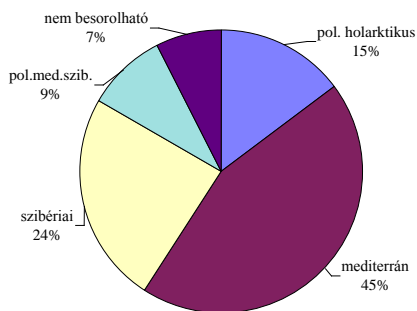
A Dunántúli-dombság faunája az egyes tájegységek faunájának a mozaikjaként is, és a szomszéd tájegységekhez fűződő hasonlósága alapján is értékelhető. A regionális elemzés célja, hogy faunisztikailag, a környezeti faktorok tekintetében és zoogeográfiailag körülhatároljuk a megegyező területeket. A Dunántúli-dombság - zoogeográfiai értelemben véve - kis terület, ezért nincs értelme a további zoogeográfiai tagolásának, erre csupán egyetlen állatcsoport (pl. a Neuroptera) egyébként sem alkalmazható, így csak a területén kialakuló sajátosságok és tendenciák érzékeltethetők.

A Dunántúli-dombság tájegységeinek faunáját a 3.3.-3. - 3.3.-9. táblázatokban¹¹ soroltam faunakomponensekbe és azokat 3.3.-2. táblázatban tovább összesítettem. A faunakomponensek közti arányt mutatják a 3.3.-1. - 3.3.-13. ábrák.

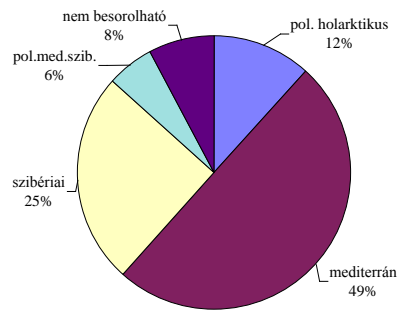
3.3.-2. táblázat: A Dunántúli-dombság és tájegységei, valamint a szomszédos területeinek faunakomponens megoszlása

faunakomponens	Baranyai -dombság	Mecsekvidék	Tolnai-dombság	Zselic	Balaton-medence	Belső-Somogy	Külső-Somogy	Dunántúli-dombság	NY-Mo-i -peremvidék	Zalai-dombság	Bakonyvidék	Drávanenti-síkság	Mezőföld
policentrikus holarktikus	8	5	4	5	6	8	6	8	9	4	8	5	5
mediterrán	24	29	6	25	26	31	22	38	27	15	31	20	12
szibériai	13	17	10	15	13	21	14	23	24	12	19	11	8
policentrikus mediterrán szibériai	5	3	2	4	3	4	3	5	3	3	3	4	2
nem besorolható	4	3	2	6	4	6	6	6	5	4	5	6	2
összesen	54	57	24	55	52	70	51	80	68	38	66	46	29

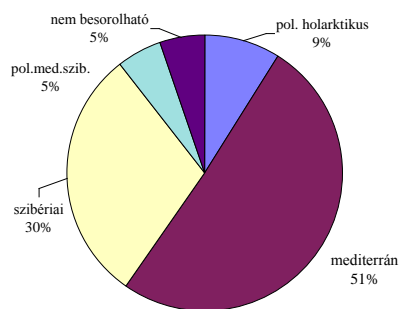
¹¹ A 3.3.-3. - 3.3.-9. táblázatok a mellékletben találhatóak.



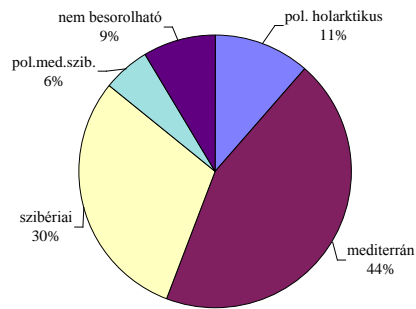
3.3-1. ábra: Baranyai-dombság



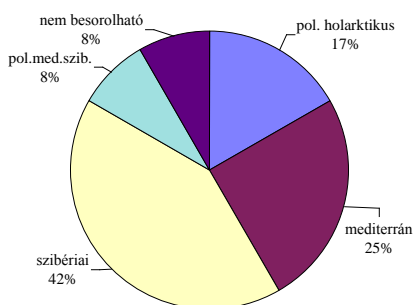
3.3-5. ábra: Balaton-medence



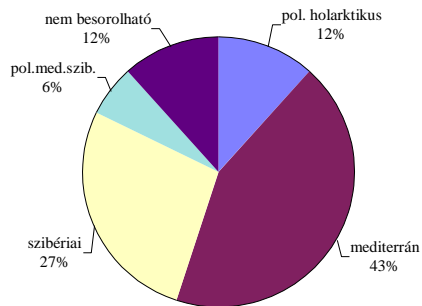
3.3-2. ábra: Mecsekvidék



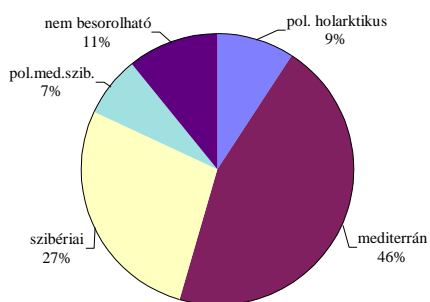
3.3-6. ábra: Belső-Somogy



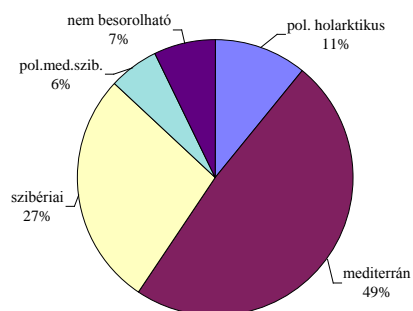
3.3-3. ábra: Tolnai-dombság



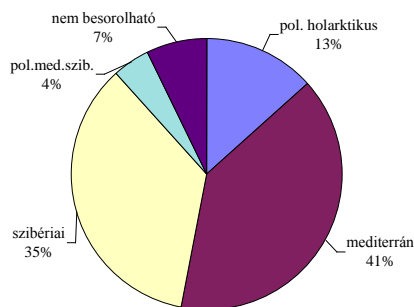
3.3-7. ábra: Külső-Somogy



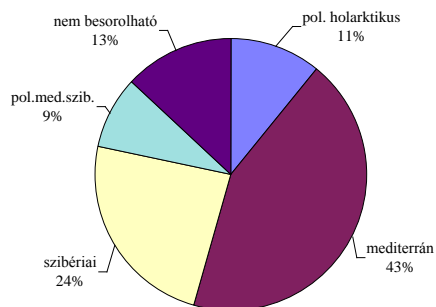
3.3-4. ábra: Zselic



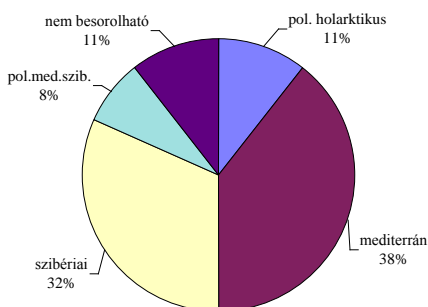
3.3-8. ábra: Dunántúli-dombság



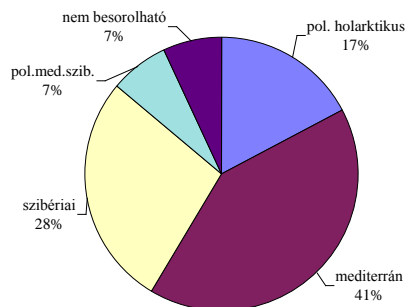
3.3.-9. ábra: Nyugat-magyarországi peremvidék



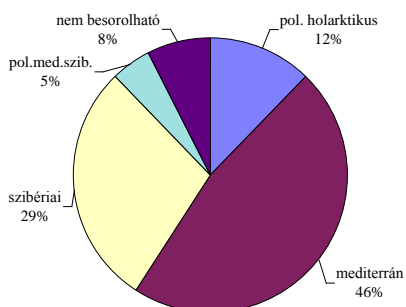
3.3.-12. ábra: Drávamenti-síkság



3.3.-10. ábra: Zalai-dombság



3.3.-13. ábra: Mezőföld



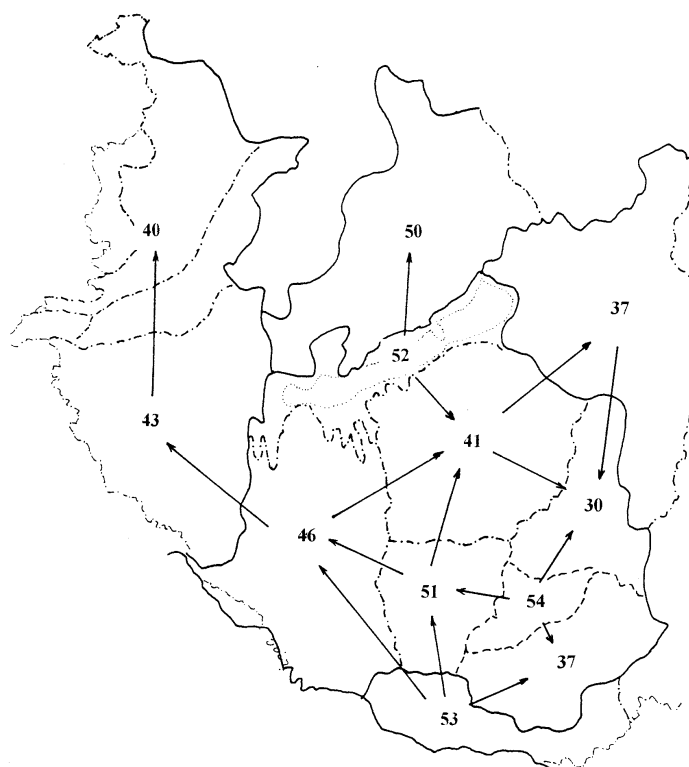
3.3.-11. ábra: Bakonyvidék

3.3.-1. – 3.3.-13. ábrák: A faunakomponesek %-os megoszlása a Dunántúli-dombságon és tájegységein, valamint az azzal szomszédos tájegységeken

Az összesítésből kitűnik, hogy mind a Dunántúli-dombságon, mind az egyes tájegységeken (k.v. a Tolnai-dombságot) a mediterrán faunaelemek száma a legmagasabb.

A szemléletesség kedvéért az egyes tájegységek Mediterrán faunaelemeinek mennyiségét számok formájában térképre is felvittem 3.3.-14. ábra. Az így nyert térkép szemléletesen mutatja az éghajlattani, botanikai és tapasztalati párhuzamot, mely a mediterrán faunaelemek földrajzi elterjedésének mennyiségében áll fenn. A mediterrán faunaelemek, különösen azok legnagyobb mennyiségét kitevő holomediterrán és expanzív holomediterrán faunaelemek melegkedvelő, főként tölgypreferáló fajokból tevődnek össze.

Területileg mediterrán elemekben a legmagasabb értékű a Mecsekvidék (54%) és a Balaton-medencéje (52%). Jellemző fajaik: *Coniopteryx arcuata*, *Coniopteryx haematica*, *Mantispa styriaca*, *Hemerobius gilvus*, *Symphorobius klapaleki*, *Nineta guadarramensis*. A Mecsekvidéken a gyűjtések zöme a szubmediterrán befolyás alatt lévő déli oldalon volt.



3.3.-14. ábra: A Dunántúli-dombság tájegységeinek, valamint a szomszédos tájegységek mediterrán faunaelemeinek aránya

A Zselic és Belső-Somogy faunájának szibériai elemekben való gazdagabb voltát a csapadékosabb, szélsőségesebb éghajlati tényezőkkel hozhatjuk párhuzamba. A területen más rovarcsoportokkal végzett vizsgálatok eredményeivel is nagy hasonlóság mutatkozik (ÁBRAHÁM 1992a, JÓZAN 1992, UHERKOVICH 1978). A Tolnai-dombság faunájának alacsony kutatottsága miatt adatai valószínűleg nem értékelhetők. Ezen kívül a Tolnai-dombság területe hazánk egyik legintenzívebben művelt területe, ezért természetes faunája már fajszegényre vált, ennek következtében a szélesebb ökológiai valenciájú, nagy elterjedésű területtel rendelkező fajok élnek itt zömmel.

A Dunántúli-dombság faunájának chorológiai sajátosságait akkor érthetjük meg még inkább, ha a szomszéd területek faunája felé is kitekintünk.

Az irodalomból (Mezőföld (3.3.-11. táblázat¹²): KIS és ÚJHELYI (1965), MOCSÁRY (1899), PONGRÁCZ (1912, 1913, 1914), PILLICH (1914, 1927), STEINMANN (1963, 1964), ÚJHELYI (1968, 1978) Bakonyvidék (3.3.-12. táblázat): MOCSÁRY (1899), PONGRÁCZ (1912, 1914), STEINMANN (1964, 1967), SZIRÁKI et al. (1992), ÚJHELYI (1968, 1978, 1979), Nyugat-Magyarországi peremvidék, Zalai-dombvidék (3.3.-13. táblázat, 3.3.14. táblázat): ÁBRAHÁM (1992c), KUNCZ (1880), MOCSÁRY (1899), PONGRÁCZ (1912, 1914), STEINMANN (1963, 1964, 1967), SZIRÁKI (1989), SZIRÁKI et al. (1992) Drávamenti-síkság (3.3.15. táblázat) ÁBRAHÁM és SZIRÁKI (1992) és a saját gyűjtéseim alapján összeállítottam a környező területek faunalistáit. A faunakomponenseket a 3.3.-2. táblázatban összesítettem és a köztük lévő arányokat mutatják a 3.3.-8. - 3.3.-13. ábrák.

Tendenciaszerűen tükröződik az, hogy az Alpokalja és a Bakony felé az átlagos tszf. magasság és a mezoklimatikus adottságok változásával csökken a mediterrán, és nő a

¹² A 3.3.-11. - 3.3.-15. táblázatok a mellékletben találhatóak.

szibériai faunaelemek száma. A Dráva-síkon, mint alföldi jellegű területen pedig nő a mediterrán elemek aránya. Sajnos a Mezőföld szintén hiányosan kutatott, ezért nem értékelhető.

A különböző tájegységek faunahasonlóságát a 3.3.-2. táblázat mátrixa alapján egy dendrogram (3.3.-15. ábra) segítségével adtam meg. Az analízishez SYN-TAX 2000 programot használtam, komparatív függvényként a Horn-indexet, fúziós algoritmusként a teljes láncot használtam.

Az egyes tájegységek közötti különbözőség dendrogramján négy csoportba különülnek el a clusterek.

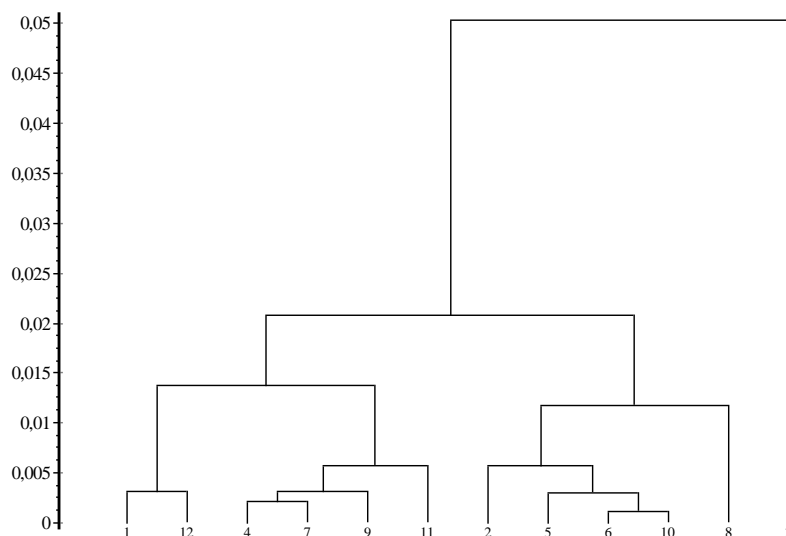
A Tolnai-dombság területe (3) élesen elkülönül a többi clustertől. Ennek az előbbieken már említett oka lehet egyrészt a hiányos kutatás, másrészt, hogy kicsi a természetközeli területek aránya, és ennek következtében csak a széles elterjedésű fajok kerültek elő területéről.

Hasonló oka lehet - nagyobb mintavétel esetén - a Baranyai-dombság (1) és Mezőföld (12) egy jól elkülönülő clusterbe kerülésének is. E két területtel mutat nagyobb faunahasonlóságot a Zselic (4), Külső-Somogy (7), Zalai-dombság (9), Dráva-menti síkság (12) clusterje. Ebbe a clusterbe tömörülnek azok a területek, amelyek a hazánkban kifejezett dombsági felszindomborzattal és nyilvánvalóan ennek megfelelően hasonló éghajlati tényezőkkel, pl. az erőteljesebb atlantikus hatásként megnyilvánuló őszi csapadékmaximummal rendelkeznek.

A vizsgálati területek következő csoportját egyrészt a szubmediterrán, másrészt a középhegyvidéki (montán) hatás alatt álló területek alkotják. Így egy clusterbe került fauna hasonlóság alapján a Mecsek (2), a Balaton-medence (5) és Belső-Somogy (6), valamint a Bakonyvidék (10).

Belső-Somogyban feltételezhetően a sok, lápos területen előforduló higrofil és hidegkedvelő, hazai viszonylatban középhegységi elterjedésű fajok okozhatják a hegyvidéki területekkel a nagyobb faunahasonlóságot. Ehhez a csoporthoz kapcsolódik még részben elkülönülten a Nyugat-Magyarországi Peremvidék (8).

A Dunántúli-dombság területe az *Illyricum* része, érdemes összehasonlítani az egész faunartományal is. POPOV (1992) munkájában elemezte a Balkán-félsziget Neuroptera faunájának zoogeográfiai adatait. Elemzését ugyan nem állatföldrajzi határok mentén végezte, de adatai így is informatív jellegűek. A volt Jugoszlávia nem mediterrán éghajlatú területén a mediterrán faunaelemek aránya 36%, míg Mediterrániumban, Dalmáciában 62%. Ezeknél az értékeknél is az éghajlati és tszf. magasságok, és az Adriai-tenger közelsége erősen befolyásolja a mediterrán faunaelemek gazdagságát. Az *Illyricum* területén csak erre a faunartományra jellemző Neuroptera faj nem él.



3.3.-15. ábra: A vizsgált területek fauna különbözősége

1. Baranyai-dombság, 2. Mecsekvidék. 3. Tolnai-dombság, 4. Zselic, 5. Balaton-medence, 6. Belső-Somogy, 7. Külső-Somogy, 8 Nyugat-Magyarországi-peremvidék, 9. Zalai-dombság, 10. Bakonyvidék, 11. Drávamenti-síkság 12. Mezőföld

3.3.3. A terület Neuroptera faunájának néhány állatföldrajzi sajátossága

A Dunántúli-dombság Neuroptera faunája rendkívül heterogén összetételű, mivel területe különböző természeti adottságú (domborzatú, éghajlatú, stb.) területek összességéből áll.

A hazai Neuroptera faunából eddig csak a Dunántúli-dombság területéről kerültek elő a következő fajok: *Aleuropteryx juniperi* (3.1.-7. ábra), *Aleuropteryx umbrata* (3.1.-7. ábra), *Myrmeleon bore* (3.1.-15. ábra). Ezek közül a *Palpares libelluloides* állandó populációjának hazai léte kétes (ÁBRAHÁM 2000). Hazánk területéről a következő fajoknak csak néhány ismert előfordulási helye van: *Nineta inpunctata* (3.1.-2. ábra), *Aleuropteryx loewii*, *Coniopteryx hoelzeli* (3.1.-8. ábra), *Coniopteryx renate* (3.1.-9. ábra), *Wesmaelius helveticus* (3.1.-4. ábra), *Wesmaelius ravus* (3.1.-5. ábra), *Hemerobius simulans*.

Egy területen akkor jelentős egy faj előfordulása, ha az a szomszéd területekről hiányzik (UDVARDY 1983) (vö.: A Dunántúli-dombság faunaelem besorolását és 3.3.-3. - 3.3.-15. táblázatokat). Ilyen fajok: *Aleuropteryx juniperi*, *Aleuropteryx umbrata*, *Coniopteryx renate*, *Wesmaelius helveticus*, *Wesmaelius ravus*, *Myrmeleon bore*.

Az irodalomból és saját gyűjtéseimből összeállított néhány ritkább fajnak az UTM rendszerű elterjedési térképéből láthatjuk, hogy azok a fajok, amelyek a hazai viszonylatban un. középhegységinek számítanak, a Dunántúli-dombság területén is megtalálhatók. (*Osmylus fulvicephalus* (3.3.-16. ábra), *Megalomus tortricoides* (3.3.-17. ábra), *Hemerobius marginatus* (3.3.-18. ábra), *Dendroleon pantherinus* (3.3.-19. ábra), *Libelloides macaronius* (3.4.-3. ábra) stb.,

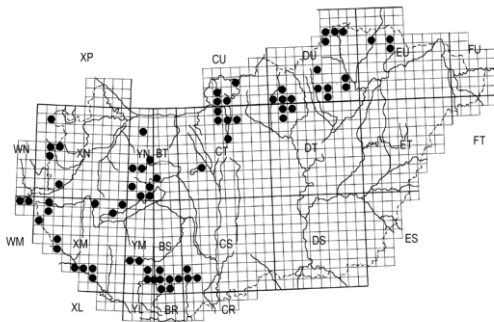
Ugyanakkor a hazai fauna igazi montán tagjai (*Hemerobius contumax*, *Wesmaelius malladai*, *Wesmaelius tjederi*, *Micromus lanosus*, *Drepanopteryx algida*, *Micromus paganus*) hiányoznak a vizsgált területről. Kivételt képez a *Wesmaelius quadrifasciatus* (3.3.-2. ábra) belső-somogyi (Somogyszob) előfordulása egy ültetett lucfenyvesben, ehhez hasonló a faj jászberényi előfordulása is. Szintén hiányoznak a pannon faunaterület jellegzetes Myrmeleontidae fajok is a belső-somogyi homokvidékről (*Myrmecaelurus*

trigrammus, *Neuroleon nemausiensis*, *Nohoveus punctulatus* (3.5.-2. ábra), *Acanthaclisis occitanica*).

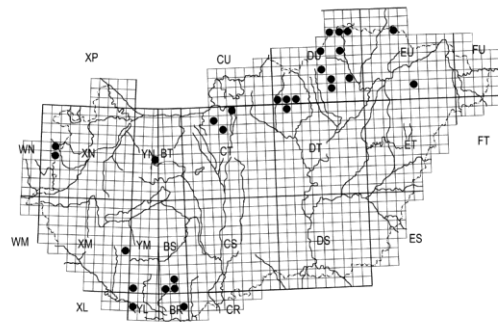
Nagy valószínűséggel állíthatjuk, hogy a Neuroptera faunában bizonyos fajok esetében area nagyobbodásról, mások esetében area csökkenéssel találkozhatunk. Általános expanzióban lehetnek a túlevelűeket preferáló fajok antropogén közvetítéssel (fenyőtelepítések).

Az erdei és fekete fenyveseket preferáló fajok országos viszonylatban is szétterjedtek már a fenyőtelepítések által. A Dunántúli-dombságon gyakori fajokká váltak: *Coniopteryx pygmaea* (3.3.-21. ábra), *Hemerobius nitidulus* (3.3.-22. ábra), *Hemerobius pini* (3.3.-23. ábra), *Chrysopa dorsalis* (3.3.-24. ábra), *Peyerimhoffnia gracilis* (3.3.-25. ábra). Regresszióban lévő fajok: *Acanthaclisis occitanica*, *Nohoveus punctulatus*. Area és a szélső helyzetű populációik csökkenésében természetvédelmi problémák is jelentős szerepet játszhatnak.

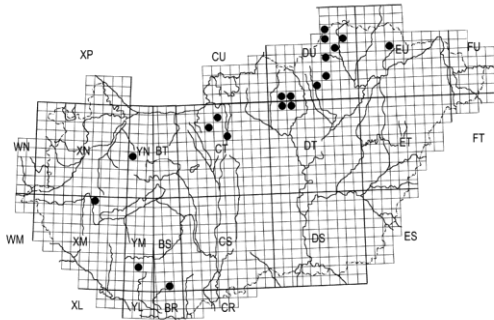
A vízhez kötött fejlődésű Neuropterák közül az *Osmylus fulvicephalus* semiaquatikus lárvája csak a hegységi és dombvidéki patakok mentén fordul elő, így hiányzik Belső-Somogyból, de él a Mecsekben, Zselicben és az Őrtilosi-dombvidéken is (ÁBRAHÁM 1998b). A *Sisyra terminalis* (3.3.-26. ábra) lárvája a kemény aljzatú, elsősorban folyóvízi (WEISSMAR 1994) lelőhelyekről ismert. Örvendetes, hogy a harmadik legnagyobb folyónk mentén, a Dráván népes populációja él (ÁBRAHÁM 1995, 1998b). Ugyanakkor a Duna mellől a Dél-Dunántúl térségében nem került elő (ÁBRAHÁM és SZIRÁKI 1992).



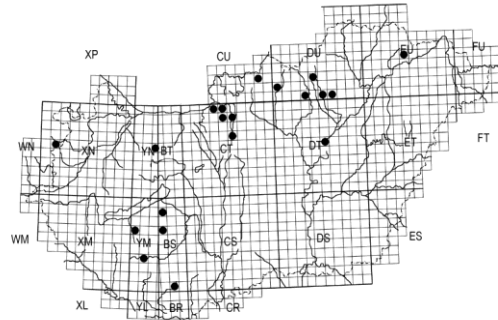
3.3.-16. ábra: *O. fulvicephalus* UTM térképe



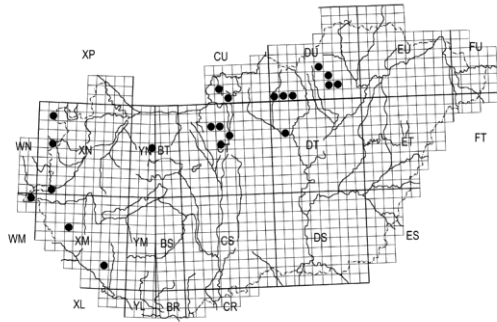
3.3.-18. ábra: *H. marginatus* UTM térképe



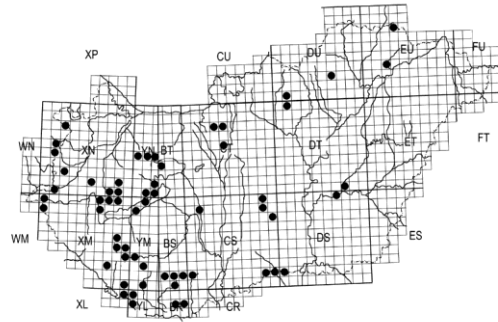
3.3.-17. ábra: *M. tortricoides* UTM térképe



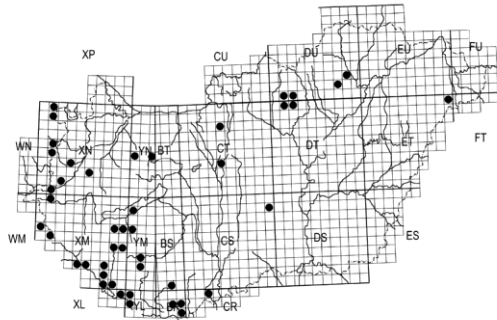
3.3.-19. ábra: *D. pantherinus* UTM térképe



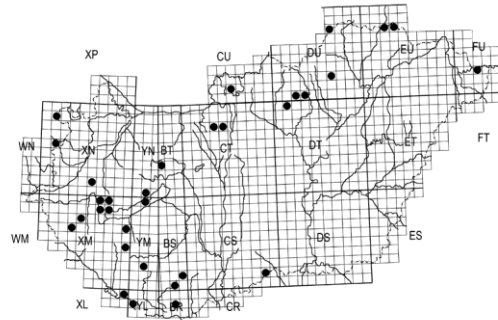
3.3.-20. ábra: *W. quadrifasciatus* UTM térképe



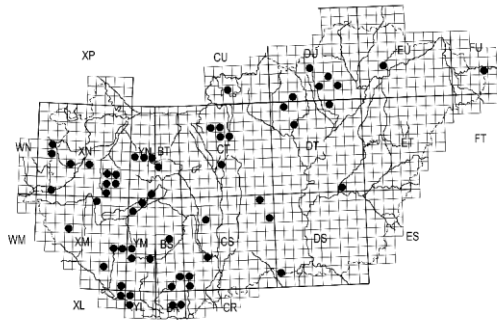
3.3.-24. ábra: *C. dorsalis* UTM térképe



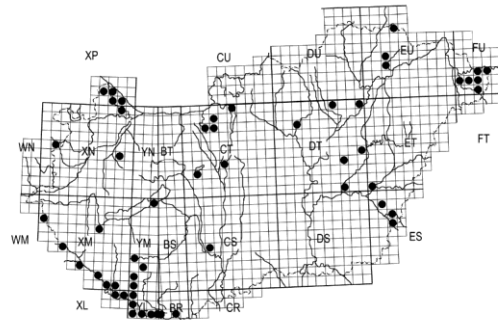
3.3.-21. ábra: *C. pygmaea* UTM térképe



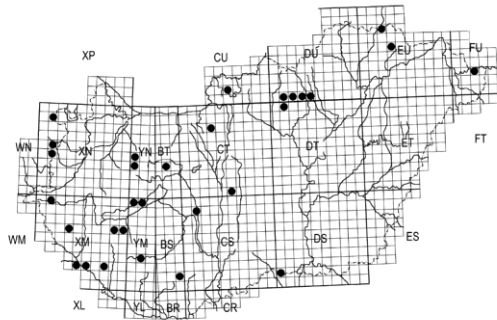
3.3.-25. ábra: *P. gracilis* UTM térképe



3.3.-22. ábra: *H. nitidulus* UTM térképe



3.3.-26. ábra: *S. terminalis* UTM térképe



3.3.-23. ábra: *H. pini* UTM térképe

3.4. Természetvédelmi biológiai értékelés a Dunántúli-dombság Neuroptera faunáján

3.4.1. A Neuroptera fauna fajsztű természetvédelmi értékelése

Az entomológusok rovarokon végzett természetvédelmi célú vizsgálatait, a különböző felmérési és kategorizálási módszerei főleg az ún. "népszerű" rovarcsoportokra korlátozódtak (*Lepidoptera*, *Coleoptera*, *Odonata*). Közép-Európa különböző régióinak, országainak Neuroptera faunája természetvédelmi célú vizsgálata főként a veszélyeztetettségi kategóriákba soroláson alapult (DEVETAK 1992, GEPP 1983, 1994, RÖCHRICHT és TRÖGER 1998, OHM 1984.).

A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának természetvédelmi biológiai elemzéséhez a fajsztű veszélyeztetettségi kategóriák megállapításához a földrajzi elterjedésen alapuló módszereket választottam.

A legegyszerűbb fajsztű értékelés a különböző listáknak történő megfeleltetés. Ilyen lista hazánkban a környezetvédelmi miniszter 13/2001. (V. 9.) KöM rendelete „a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségekben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről”. Magyarországon négy Neuroptera faj kapott jogszabályi védelmet, melyek a Dunántúli-dombságon is élnek, ill. éltek (*Mantispa styriaca*, *Acanthaclisis occitanica*, *Myrmeleon formicarius*, *Libelloides macaronius*). A védett fajok védelme jogszabályilag az ország egész területén fennáll. Nemzetközi természetvédelmi kitekintésben hazánk területéről a Corine Biotopes fajlistáján (az európai jelentőségű fajok listája) 6 fajt találunk, melyek szintén élnek a Dunántúli-dombságon: (*Dendroleon pantherinus*, *Distoleon tetragrammicus*, *Myrmeleon formicarius*, *Mantispa styriaca*, ill. éltek *Acanthaclisis occitanica*, *Libelloides macaronius*). Figyelmet érdemel még az IUCN (Nemzetközi Természetvédelmi Unió) veszélyeztetett fajok listája (WELLS et al. 1984), de ez nem tartalmaz hazánk Neuroptera faunájából olyan fajt, amelynek veszélyeztetettsége világviszonylatban is kiemelkedő lenne.

A hazai Neuroptera fajok IUCN kategóriába sorolása - amely a legáltalánosabban elterjedt - még nem történt meg (RAKONCZAY 1990).

A Dunántúli-dombság területéről előkerült fajokat a 2.3.3. fejezetben ismertetett módszerek alapján (USHER 1986) a fajokat a védettséget kifejező kategóriákba soroltam.

Elkészítettem a fajok UTM grid térképeit, amelyhez az adatokat a hazai Neuroptera irodalomból, saját gyűjtéseimből, a MTM és a vidéki múzeumi anyagok Neuroptera gyűjteményéből, Újhelyi-féle gyűjteményből és a teljesebb kiértékeléshez kollégáimtól, Sziráki Györgytől és Szentkirályi Ferencről kaptam.

Az anyag értékelését két skálán végeztem el.

Az országos szintű vizsgálathoz a 42 UTM¹³ négyzetnél kevesebben előforduló fajokat vettem alapul. A regionális elemzéshez a 3.1.-2. táblázat UTM négyzetekben fajokra vonatkoztatott előfordulási gyakorisága szolgált.

A Dunántúli-dombság területén előkerült fajok tekintetében figyelembe véve azok hazai összes elterjedési adatát (országos szintű skálán) 10 faj aktuálisan veszélyeztetett (AV), 9 veszélyeztetett (V), 5 potenciálisan veszélyeztetett (PV) (3.4.-1. táblázat).

A regionális szinten történő elemzés során megállapítottam, hogy a Dunántúli-dombság területén 2 aktuálisan veszélyeztetett (AV), 5 veszélyeztetett (V), 8 potenciálisan

¹³ Lásd a 2.3.3. fejezetet

veszélyeztetett (PV) faj él. Sajnos 3 fajt regionális szinten a kihalt kategóriába kell sorolnunk.

A chorológiai index, mint ahogy azt a neve is mutatja – szintén elterjedési alapon - a fajok areáinak három rangsorolt tulajdonsága alapján ad fajszintű értékelést. A chorológiai index maximális értéke 14 lehet. Ez az értékelés csak tisztázott taxonómiai státuszú, feltérképezett elterjedésű fajok besorolására nyújt információt, ugyanakkor az index kiküszöböli a különböző területek, országok vörös listái értékrendjének buktatóit, a szubjektív pénzbeli értékítéletet, a fajok elterjedésének peremterületein élő populációk veszélyeztetettségi túlértékelését, vagy a már nagyon sokszor újra és újra definiált (COLLAR 1994, MACE 1994) IUCN veszélyeztetettségi kategóriák populációbecslésének hiányából fakadó pontatlanságokat.

ASPÖCK et al. (1980) munkája segítségével megállapítottam a Dunántúli-dombságon élő Neuroptera fajok biológiai diszpozícióján alapuló chorológiai index (KUNDRÁ 1986) értékeit is. Az egyes kategóriákat 3.4.-1. táblázatban¹⁴ foglaltam össze. Kundra a módszert nappali lepkefajok értékbecslésére dolgozta ki, munkájában számos szemléletes példát közöl a chorológiai index (CI) használatára, hazánkban ezt a természetvédelmi értékbecslést nappali lepkéken BÁLINT (1994) és FAZEKAS (1988) alkalmazta.

A chorológiai index 14 számegyű skáláján a fajok veszélyeztetettsége finomabban tükröződik vissza, mint az IUCN kategóriákban. Magas index értékeket az aktuálisan veszélyeztetett, veszélyeztetett és potenciálisan veszélyeztetett fajok értek el. A két módszerrel elvégzett elemzés eredményei között a nagymértékű hasonlóság részben az azonos kiindulási alapot, a fajok elterjedését tükrözi vissza.

Némely esetben - természetvédelmi szempontból - rendkívül fontos azt tudnunk, hogy az országos kitekintésen túl, regionálisan mely fajoknak a védelmére kell koncentrálnunk (GEPP 1983, FRITZLER et al. 1993). Mint láttuk, erre alkalmas lehet egy az UTM négyzetek alapján történő IUCN kategorizálás. Azonban, ha minél kisebb területet vizsgálunk a lépték csökkenése miatt, a vizsgálat eredménye nem lesz releváns.

A fenti problémák kiküszöbölésére DONY és DENHOLM (1985) a fajok jelenléte és hiánya alapján történő numerikus osztályozási rendszert alkalmaztam, amellyel az egyes mintavételi helyek faunájának fajszintű értékbecslése végezhető el.

A Dunántúli-dombság területén végzett Neuroptera gyűjtések alapján a 151 lelőhelyből kiválasztottam 31-et, amelyeknek a faunája a legmagasabb fajszámot mutatja, és ezeken a helyeken keresztül értékeltem a területi faunákat, hogy kiválasszam a legfontosabb védendő fajokat és területeket.

A 3.4.-2. táblázat¹⁵ tartalmazza az adatok felvételéhez szükséges mátrixot. Az adatok értékeit a 2.3.3. fejezetben ismertetett módszer alapján kiszámítottam. A vizsgált lelőhelyekről 80 faj került elő összesen, így ezek a területek rendkívül jól reprezentálják jelen vizsgálat során a Dunántúli-dombság területéről előkerült Neuroptera faunát (87 faj).

Az értékelés során azokat a fajokat tekintjük védendőnek, amelyeknél a védelmi szükségesség értéke: $Q \geq 0,9$.

Ennek a feltételnek a 80 fajból 19 faj felel meg. Ezek listáját tartalmazza a 3.4.-3. táblázat. Az így kiválasztott fajok a földrajzi (UTM grid IUCN típusú) elterjedésen alapuló védelmi kategorizálással és a Kundra-féle chorológiai indexen alapuló besorolási rendszerrel is összezsengnek.

¹⁴ A 3.4.-1. táblázat a mellékletben található.

¹⁵ A 3.4.-2. táblázat a mellékletben található.

3.4.-3. táblázat: A Dunántúli-dombság védendő Neuroptera fajai 23 lelőhely összehasonlításában DONY és DENHOLM (1985) a fajok jelenléte és hiányának numerikus osztályozási módszere szerint ($Q \geq 0,9$)

ssz.	fajnév	Q érték
1.	<i>Aleuropteryx juniperi</i>	0,97
2.	<i>Aleuropteryx loewii</i>	0,97
3.	<i>Aleuropteryx umbrata</i>	0,97
4.	<i>Dendroleon pantherinus</i>	0,97
5.	<i>Megalomus tortricoides</i>	0,97
6.	<i>Nineta inpunctata</i>	0,97
7.	<i>Wesmaelius helveticus</i>	0,97
8.	<i>Wesmaelius quadrifasciatus</i>	0,97
9.	<i>Wesmaelius ravus</i>	0,97
10.	<i>Hemerobius fenestratus</i>	0,94
11.	<i>Hemerobius gilvus</i>	0,94
12.	<i>Symphorobius klapaleki</i>	0,94
13.	<i>Chrysoperla mediterranea</i>	0,90
14.	<i>Coniopteryx renate</i>	0,90
15.	<i>Helicoconis lutea</i>	0,90
16.	<i>Hemerobius atrifrons</i>	0,90
17.	<i>Hemerobius marginatus</i>	0,90
18.	<i>Osmylus fulvicephalus</i>	0,90
19.	<i>Symphorobius fuscescens</i>	0,90

3.4.2. A Dunántúli-dombságról kipusztult Neuroptera fajok

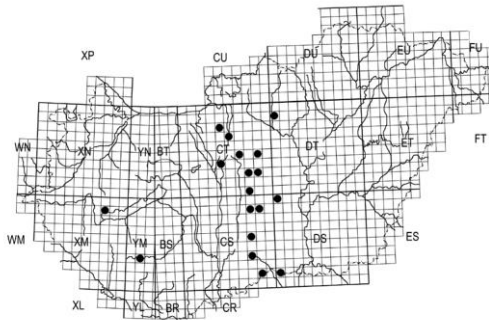
Kipusztultnak tekintünk egy faj populációját akkor, ha az a vizsgált területről 50 éve nem bukkant fel, de előtte bizonyítottan tenyésztett (GASTON 1994). A Dunántúli-dombság intenzív rovarfajta kutatása és a 17 éve elkezdett, kifejezetten a Neuroptera fauna vizsgálata céljából végzett kutatások során három faj nem került elő (3.1.-1. táblázatot). Különböző rovarfajok kipusztulását rendkívül nehéz bizonyítani, bár az a tény, hogy az *Acanthaclisis occitanica*, a *Nohoveus punctulatus* és a *Libelloides macaronius* lehetséges habitatjainak felkutatása a rajzási időszakban történő többszöri ellenőrzése során sem került elő, ezt alátámasztják.

Acanthaclisis occitanica (Villers, 1789)

Irodalom: STEINMANN 1963, lelőhelye: Kaposvár

Expanzív holomediterrán faunaelem, amelynek európai elterjedését az alföldi jellegű vagy tengerparti homokdűnés területekhez kötik (ASPÖCK et al. 1980, GEPP és HÖLZEL 1989). A faj hazai elterjedési adatai között ettől eltérő gyűjtőhelyeket is találunk, pl. Bp. Gellérthegy, Gyenesdiás, de ezek közé tartozik a kaposvári gyűjtőhely is. Kis-Ázsiában a fajt több alkalommal gyűjtöttem szintén laza talajú, törmelékes lejtőkön, hegyvidéken is. A faj tenyésztését szerettem volna igazolni, de a Kaposvár környéki laza talajú területeket bejárva a gyűjtési tapasztalataim alapján, és munkám eredménytelensége miatt nagy valószínűséggel kijelenthetjük, hogy jelenleg Kaposvár közvetlen környékén a faj életképes populációjának nincs meg az alkalmas élőhelye. Legközelebbi lelőhelye: Németkér: Látóhegy (KALOTÁS 198?)¹⁶. Sajnos a Dunántúl területéről a kaposvárián kívül bizonyító példánnyal nem rendelkezünk. Belső-Somogy homokos vidékén végzett intenzív vizsgálatok a faj tenyésztését nem igazolták (ÁBRAHÁM 1992b, 1995, 1998b). A Kaposvár környéki habitatját a város terjeszkedése már teljesen megszüntethette.

¹⁶ A kiadvány nem tartalmazza a publikálási évet.

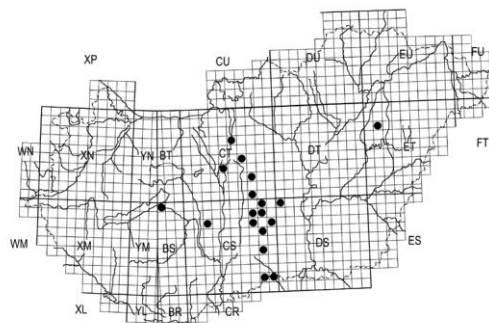


3.4.-1. ábra: *Acanthaclisis occitanica* UTM térképe

Nohoveus punctulatus (Steven in Fischer v. Waldheim, 1822)

Irodalom: MOCSÁRY 1899, PONGRÁCZ 1914, lelőhelye: Siófok

A fajnak ugyanazt a lelőhelyi adatát említi a két irodalom. Mongolo-eremialis faunaelem, mely előfordulásának legnyugatabbi pontját hazánkban éri el. Ez a faj volt az egyetlen a hazai Myrmeleontidae faunából, amelynek fejlődésmenete és lárva alakja ismeretlen volt. Ezt felkutattuk, tanulmányoztuk és leírtuk (ÁBRAHÁM és PAPP 1990). A siófoki habitatját keresve megállapítottam, hogy a Balaton-menti homokturzás maradványokat hétvégi házak már teljesen elfoglalták, így e faj számára habitatok a Dunántúli-dombság szélén eltűntek. Vizsgálataim során azonban előkerült a Dunántúl egy másik pontjáról, Németkéről (Tengelici-homokvidék). Ellentétben a kiskunsági homokbuckákkal (Fülöpháza - Ágasegyháza környéke), ahol rendkívül erős populációja él, a németkéri lelőhelyen ritka, feltételezhetően a túlzott legeltetés miatt. Lárvája tölcserépítő. Miután a faj egyetlen, a Dunántúli-dombságról ismert habitatját felszámolták, visszatelepülésére vagy telepítésére semmi esély sincs. A habitat degradálódását okozhatják általánosan, a tenyészőhelyek beépítése (Siófok, Bp.), a kopár fásítások (erdei, fekete fenyőtelepítések), az akác és a selyemkóró terjeszkedése, speciálisan túlzott méretű birkatenyésztés (Németkér: Látóhegy), üregi nyulak óriási méretű elszaporodása és a terület lelegetése (Bugac).



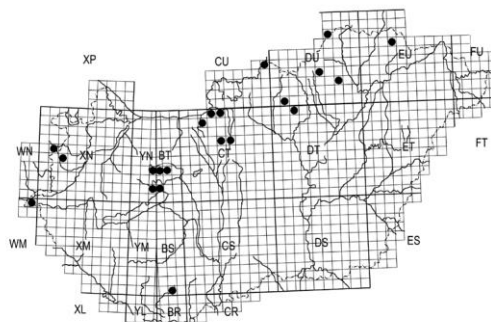
3.4.-2. ábra: *Nohoveus punctulatus* UTM térképe

Libelloides macaronius (Scopoli, 1763)

Irodalom: MOCSÁRY 1899, lelőhelye: Pécs

Közép-Európától Közép-Ázsiáig elterjedt, expanzív pontomediterrán faunaelem. A faj hazánkban a középhegység déli kitétségű helyein, valamint az Alpokalja erősen kiszáradó kavicsstakaróit borító, régi irtásréteken találja meg habitatjait. Petéit a gyepszint átlagos magasságától erősen felnyúló fűszálak ellentétes oldalára, sorban helyezi le. Lárvai és imágói is az ilyen típusú gyepekben keresendők. A Dunántúli-dombságról származó adata a múlt századból való. A Mecsekben tenyészésre alkalmas habitatokban (Tubes, Misina, Bertalan-szikla, Tettye) a fajt többször ellenőriztem, de nem találtam meg. Hasonlóan

eredménytelenül jártam a Villányi-hegységben és a Zákány-Órtilosi dombokon (ÁBRAHÁM 1995, 1998b, 2000) is. A kipusztulást a Dunántúli-dombság területéről feltételezhetjük, mivel a faj rendkívül feltűnő, így a rovarászok, különösen a lepkészek figyelmét biztosan nem kerülte volna el jelenléte.



3.4.-3. ábra: *Libelloides macaronius* UTM térképe

3.4.3. A Dunántúli-dombságon védendő területek a Neuroptera fauna vizsgálata alapján

A regionális természeti értékeléseknek a védendő fajok mellett a másik legnagyobb problémája, hogy mely területeket védjük.

A kérdés eldöntésében szintén a Dony és Delholm módszer által javasolt indexeket használtam. Az alkalmazott indexekbe az adatokat behelyettesítve az eredményeket a 3.4.-2. táblázatban¹⁷ foglaltam össze. A vizsgált területek elhelyezkedését a Dunántúli-dombságon a 3.4.-4. ábra mutatja.

Ezekből az értékekből meghatározzuk a minimumot, maximumot, átlagot, szórást, és az átlag + szórást. Ezeket az értékeket szintén a 3.4.-4. táblázatban tüntettem fel.

3.4.-4. táblázat: A vizsgálat szerint az egyes index értékek térképére vetítéséhez meghatározott \geq átlag+szórás értékek

index értékek	fajsám	Qi	Ii	Qi+Ii
minimum	15	0,06	0,19	0,13
maximum	52	0,55	0,53	0,54
átlag	29,87	0,24	0,37	0,31
szórás	10,31	0,13	0,09	0,11
átlag+szórás	40,18	0,37	0,46	0,41

A vizsgálat során az értékeket visszavetítjük az UTM négyzetre úgy, hogy a $Q_i \geq$ átlag + szórás (3.4.-5. ábra), $No\ sp. \geq$ átlag + szórás (3.4.-6. ábra), $I \geq$ átlag + szórás (3.4.-7. ábra), $I + Q/2 \geq$ átlag + szórás (3.4.-8. ábra).

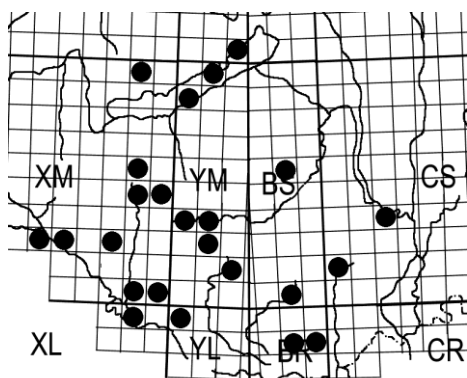
A térképek alapján meghatározzuk azokat az UTM grid □-t, amelyekben az egyes indexek magasabb értéket mutatnak, mint az átlag + szórás értéke, majd ezt egy újabb térképen ábrázoljuk (3.4.-9. ábra). Így megkapjuk a vizsgálatba bevont helyek közül azokat, amelyek a Neuroptera fajegyüttesek védelmének kiemelt fontosságú területei.

Az elemzésből megállapítottam, hogy a Dunántúli-dombságon Pécs, Bószénfa, Órtilos, Nagyabajom, Somogyszob környékének a Neuroptera fajegyütteseinek természetvédelmi

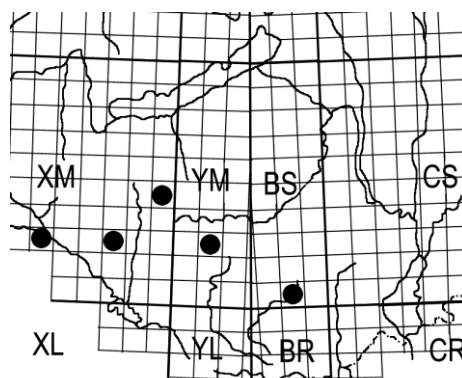
¹⁷ A 3.4.-2. táblázat a mellékletben található.

szempontból különösen figyelemre méltók. Ezek mindegyike már védett területen van, Pécs (Közép-Mecseki TK), Bőszenfa (Zselici TK), Nagybajom (Boronka-melléki TK), Somogyszob (Baláta-tó TT.) és Órtilos (Duna-Dráva NP).

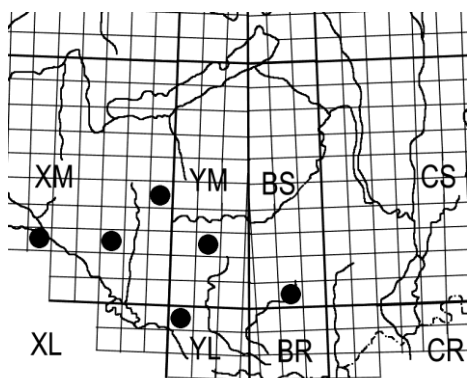
A módszer tesztelését többen is elvégezték (VIEDMA et al. 1985).



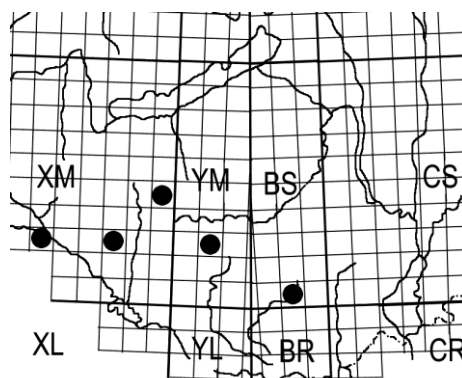
3.4-4. ábra: A vizsgálati területek



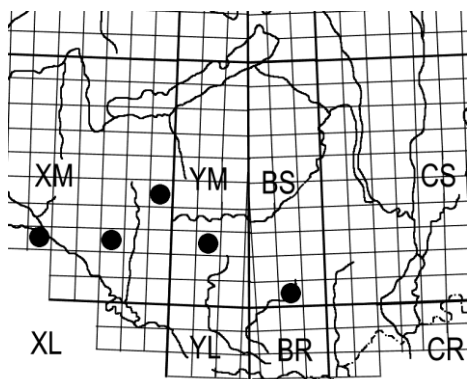
3.4-5. ábra: Qi átlag + szórás



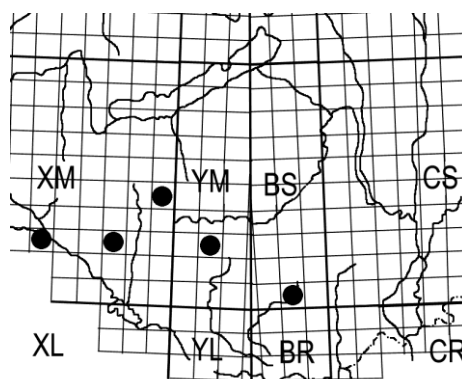
3.4-6. ábra: No sp. átlag + szórás



3.4-7. ábra: I ≥ átlag + szórás



3.4-8. ábra: I + Q/2 ≥ átlag + szórás



3.4-9. ábra: Védendő területek

A természetvédelmi vizsgálatok nagyon lényeges oldala, hogy hogyan, milyen kezelési eljárásokkal védjük a fajokat és területeket. Ezeknek a kérdéseknek a megválaszolására a vizsgálataim nem terjedtek ki. Valójában az általam áttekintett Neuroptera szakirodalomban sem talákoztam olyan tudományos publikációval, amely erre a problémafelvetésre kereste volna a választ. Valószínűnek tartom, hogy a kérdésfelvetést általános értelemben a többi élőlénycsoport vonatkozásában kell megválaszolnunk, és a fajok ill. a habitatok vonatkozásában végzett felmérések PLANT (1994) részben adaptálhatók lesznek hazánkra is, ha már tudjuk azt, hogy hol és milyen fajokat, közösségeket védjünk.

3.5. A recésszárnyú közösségek szerveződését befolyásoló tényezők

vizsgálata

A recésszárnyú közösségek szerveződését klasszikus ökológiai megközelítéssel a populációk, populáció-kollektívumok idő- és térbeli sajátosságainak jellemzésével és sok esetben viselkedésökológiai vizsgálatok elvégzésével adhatjuk meg. Nemcsak az ökológiai, hanem bármely szünfenobiológiai vizsgálat során metodológiai szempontból nagy körültekintéssel kell figyelembe venni a vizsgált közösség idő- és térbeli dinamizmusát ahhoz, hogy a mintavételi módszer hatékony legyen és megfeleljen (VAS et al. 2001a) a vizsgálati célkitűzéseknek. A recésszárnyú közösségek időbeli vizsgálatában is már megtettük az első lépéseket és részben ismertté váltak a szezon és a napi dinamizmusra vonatkozó ismeretek (DUELLI 1986, NEW 1989, SZENTKIRÁLYI 1992). A tölcsérépítő hangyaleső lárvák tanulmányozásából különösen sok információ származott. Ezek gyakran a térdinamizmusra (MCLURE 1976, WILSON 1974) és közösségi ökológiára vonatkozó elméletek (SIMBERLOFF et al. 1978, WILSON 1974) fejlődéséhez is hozzájárultak.

A rovarok rendkívüli nagy fajgazdagsága a közösségi ökológiai vizsgálatokban néha szinte kezelhetetlen. A recésszárnyúak fajszáma optimális (113 faj hazánkban), sőt egy szünbiológiai heterogenitás is jellemzi a csoportot, ami indokolja, hogy rend nagy részét kitevő, a vegetációt aljzatként választó, aphidofág és a talajlakó csoportokat a vizsgálatok többségében szétválasszuk.

Az e témakörben végzett kutatások közül figyelemre méltók a recésszárnyúakra vonatkozó napi mozgásaktivitási mintázatokra (dinamizmusra) (ÁBRAHÁM és VAS 1999) és a tölcsérépítő hangyaleső lárva-közösségek szerveződésére vonatkozó kutatási eredmények.

3.5.1. Neuroptera fajok napi mozgásaktivitási mintázata

A Neuroptera fajokat alapvetően éjszakai aktivitású rovarfajoknak tartjuk a különböző csapdázási anyagok és tapasztalt fogási adatok alapján (NEW 1967). Így a populációk felmérésére a legelterjedtebben az automatikus mintavételezési eszközök közül a fénycsapdát használják (NEUENSCHWANDER 1984).

A fénycsapda (HONEK és KRAUS 1981, NEW és HADDOW 1973), szívócsapda (BANK 1952, NEW 1967), ragasztós lapok (DUELLI 1980) által a nap különböző időszakaiban gyűjtött anyagok később rávilágítottak arra, hogy e csoport sem viselkedik egységesen a napi aktivitási mintázatot illetően. Az irodalomban a Neuroptera fajok napi mozgásaktivitási mintázatával foglalkozó publikációk közül DUELLI (1986) munkája kiemelkedő, mivel ez volt az első munka, amely a fajok (populációk) napi dinamizmusát nem a fogott példányok gyakoriságából, hanem egy jól tervezett kísérletsorozat alapján állapította meg.

A fenti témakörben a fényviszonyok természetes változása és a különböző Neuroptera családhoz tartozó, Magyarországon gyakoribb fajok mozgásaktivitása közötti összefüggéseket kerestük, feltételezve azt, hogy a típusok kialakulását a fényviszonyok napi változása alapvetően befolyásolja.

DUELLI (1986) több Chrysopidae faj mozgásaktivitási mintázatát vizsgálta és leírta a Chrysopidae fajokra jellemző napi mozgásaktivitási típusokat. Úgy tűnik, hogy a Chrysopidae fajokra megállapított napi aktivitási mintázat típusaiba a vizsgált összes Neuroptera faj besorolható.

DUELLI (1986) metodikájához hasonló laboratóriumi kísérletekkel sikerült igazolni (ÁBRAHÁM és VAS 1999), hogy a napi ritmusok kialakulásában elsősorban a nappalok és éjszakák váltakozásából bekövetkező mintázatoknak van döntő szerepe.

A diagramok adatai zajelemekkel terhelték, mivel a napi mozgásaktivitás mintázatot több tényező együttes hatása alakítja ki. Az idősorok trendjét a mozgóátlag segítségével adtam meg, amely kisimítja a zajelemek zavaró hatását. A mozgóátlag periódus száma: 8.

A vizsgált magyarországi gyakoribb Neuroptera fajok napi dinamizmusának mintázata alapján négy típusba sorolhatók: (*carnea*, *perla*, *basalis* és *hypochrysoides* típus) függetlenül attól, hogy a fajok mely családhoz vagy nemhez tartoznak. A most közölt adatok új információt jelentenek a *Coniopterygidae*, *Osmylidae*, *Sisyridae*, *Mantispidae* és a *Hemerobiidae* családok aktivitás mintázatát illetően. A kísérletben nemcsak a *Chrysopidae*, hanem a *Hemerobiidae* fajok esetében is kimutatható volt a test pigmentáltság növekedésével az aktivitási mintázatnak a délutáni és kora esti időszak (*perla* típusú) felé történő eltolódása. A kevésbé pigmentált fajok éjszakai aktivitásúak (*carnea* típus). Megállapítottuk, hogy a napi aktivitási mintázatot tekintve a *Coniopterygidae* család fajai sem viselkednek egységesen, habár pigmentáltsági eltérés nem mutatkozik az egyes fajok között.

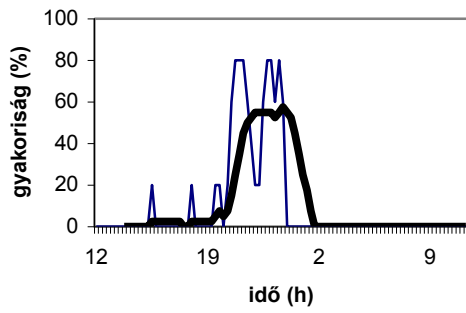
Típusok:

A **carnea** típusú mozgás aktivitásra jellemző, hogy a fajok főleg az éjszaka első felében aktívak. Ilyen típusú fajok: *Osmylus fulvicephalus* (3.5.-1. ábra), *Nineta flava* (3.5.-2. ábra), *Nineta guadarriensis* (3.5.-3. ábra) *Chrysotropia ciliata* (3.5.-4. ábra), *Chrysopa phyllochroma* (3.5.-5. ábra), *Chrysopa pallens* (3.5.-6. ábra), *Chrysopa formosa* (3.5.-7. ábra), *Dichochrysa prasina* (3.5.-8. ábra), *Dichochrysa ventralis* (3.5.-9. ábra), *Dichochrysa flavifrons* (3.5.-10. ábra), *Coniopteryx aspoecki* (3.5.-11. ábra), *Coniopteryx esbenpeterseni* (3.5.-12. ábra), *Coniopteryx tjederi* (3.5.-13. ábra), *Coniopteryx pygmaea* (3.5.-14. ábra), *Hemerobius humulinus* (3.5.-15. ábra), *Hemerobius atrifrons* (3.5.-16. ábra), *Hemerobius nitidulus* (3.5.-17. ábra), *Hemerobius micans* (3.5.-18. ábra), *Hemerobius marginatus* (3.5.-19. ábra), *Symphorobius pygmaeus* (3.5.-20. ábra), *Myrmeleon bore* (3.5.-21. ábra) *Euroleon nostras* (3.5.-22. ábra) *Megistopus flavicornis* (3.5.-23. ábra)

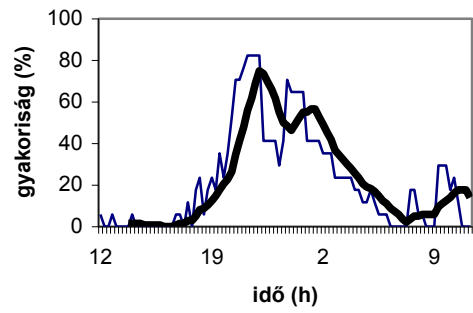
A **hypochrysoides** típusú nappal aktív fajnak a vizsgálat során csak a *Mantispa styriaca* (3.5.-24. ábra) bizonyult.

A **perla** aktivitású fajokra a délutáni és a kora éjszakai aktivitás maximum a jellemző. Ezt az aktivitási mintázatot mutatja a *Nothochrysa fulviceps* (3.5.-25. ábra), a *Micromus variegatus* (3.5.-26. ábra), a *Chrysopa perla* (3.5.-27. ábra), a *Chrysopa dorsalis* (3.5.-28. ábra) a *Coniopteryx tineiformis* (3.5.-29. ábra) és a *Semidalis aleyrodiformis* (3.5.-30. ábra).

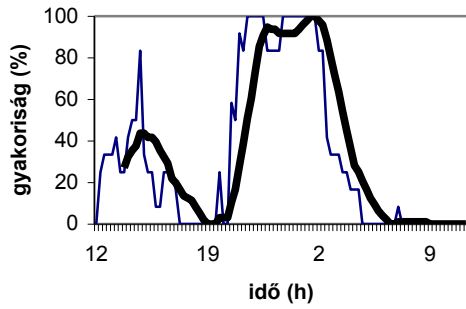
A **basalis** aktivitású fajok szürkületi és hajnali időszakban aktívak. Ilyen fajok: a *Sisyra fuscata* (3.5.-31. ábra) és a *Sisyra terminalis* (3.5.-32. ábra)



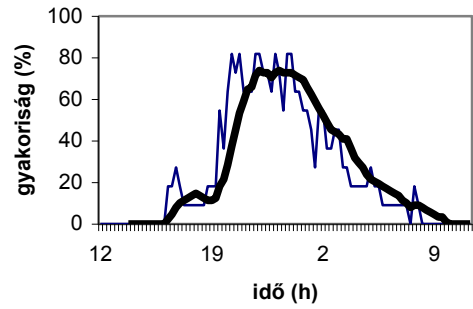
3.5.-1. ábra: *Osmylus fulvicephalus*



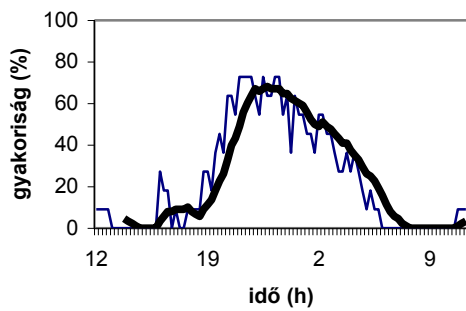
3.5.-5. ábra: *Chrysopa phyllochroma*



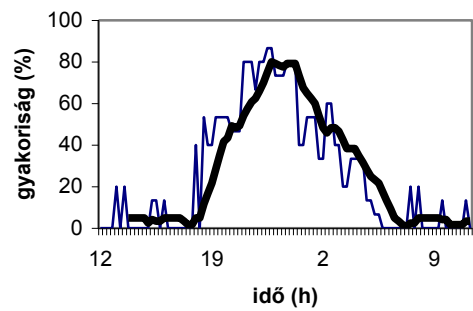
3.5.-2. ábra: *Nineta flava*



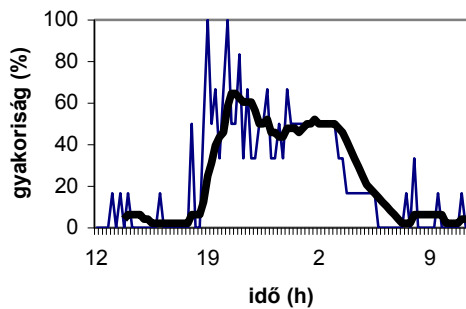
3.5.-6. ábra: *Chrysopa pallens*



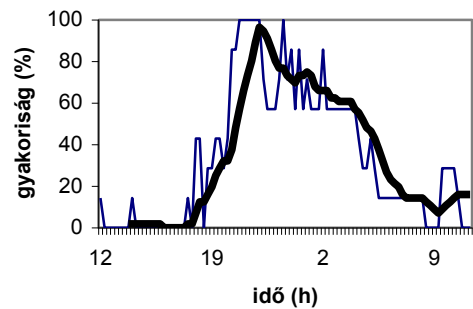
3.5.-3. ábra: *Nineta guadarramensis*



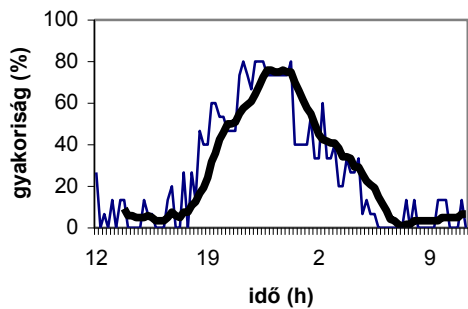
3.5.-7. ábra: *Chrysopa formosa*



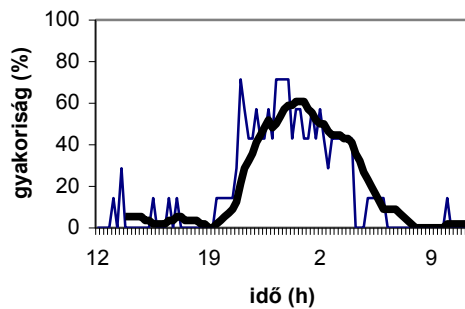
3.5.-4. ábra: *Chrysotropia ciliata*



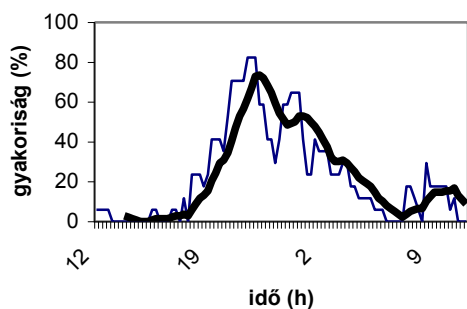
3.5.-8. ábra: *Dichochrysa prasina*



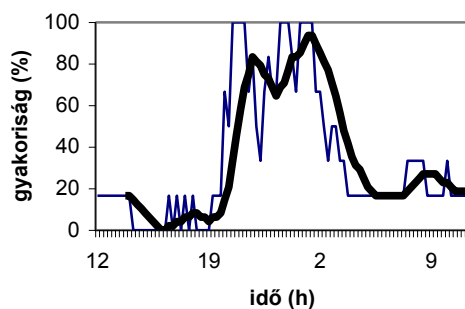
3.5.-9. ábra: *Dichochrysa ventralis*



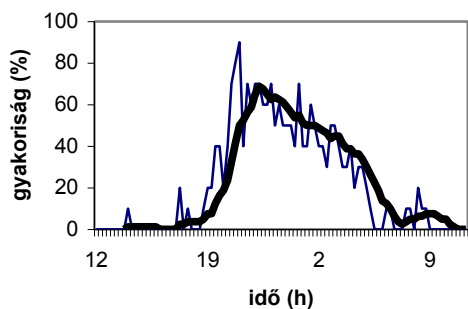
3.5.-13. ábra: *Coniopteryx tjederi*



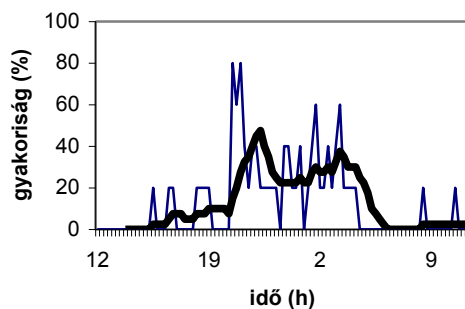
3.5.-10. ábra: *Dichochrysa flavifrons*



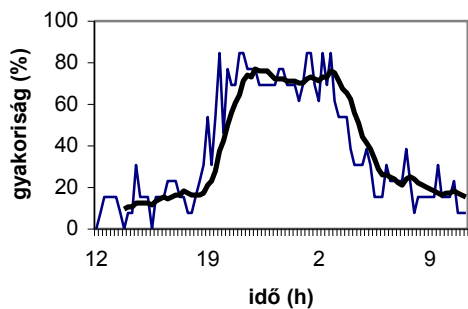
3.5.-14. ábra: *Coniopteryx pygmaea*



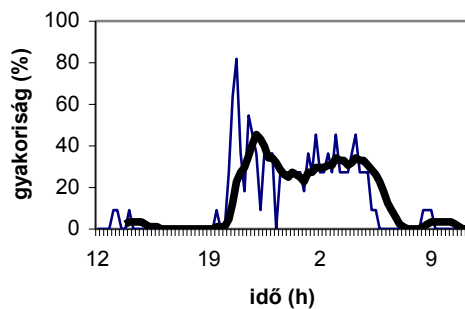
3.5.-11. ábra: *Coniopteryx aspoeckii*



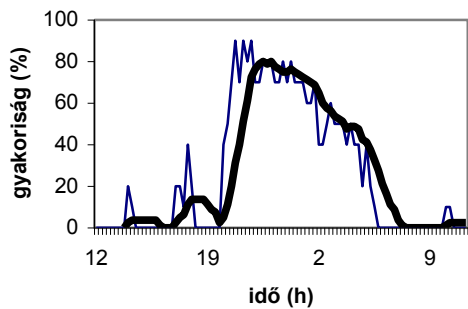
3.5.-15. ábra: *Hemerobius humulinus*



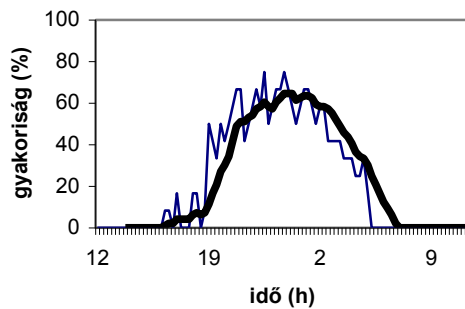
3.5.-12. ábra: *Coniopteryx esbenpeterseni*



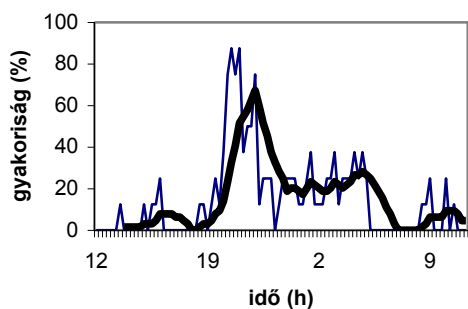
3.5.-16. ábra: *Hemerobius atrifrons*



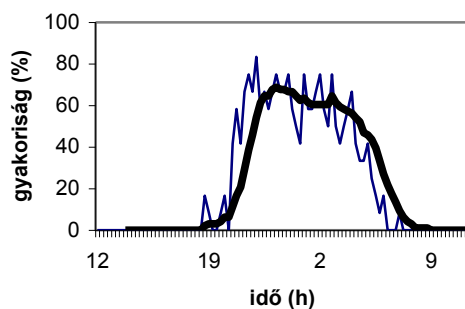
3.5.-17. ábra: *Hemerobius nitidulus*



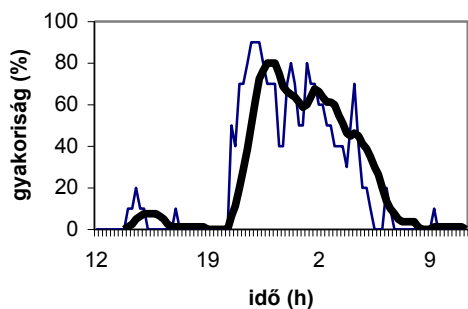
3.5.-21. ábra: *Myrmeleon bore*



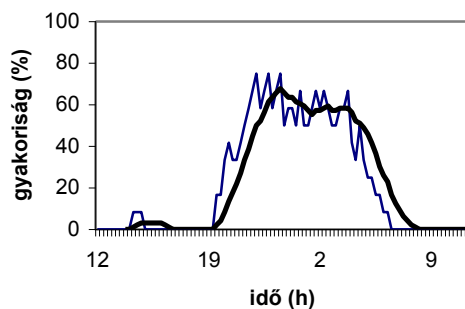
3.5.-18. ábra: *Hemerobius micans*



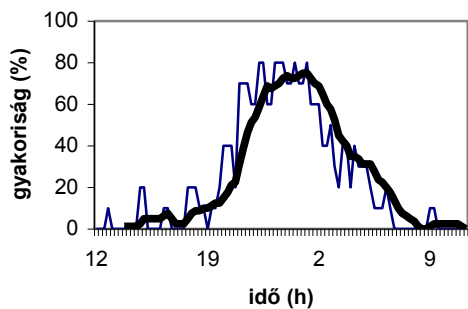
3.5.-22. ábra: *Euroleon nostras*



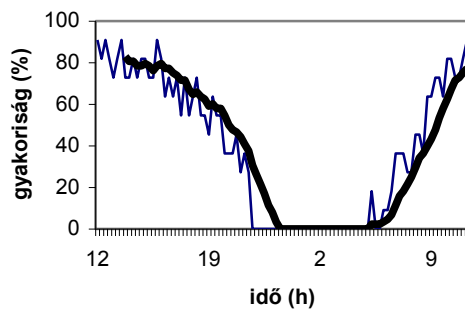
3.5.-19. ábra: *Hemerobius marginatus*



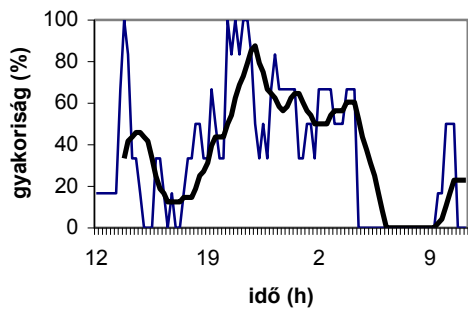
3.5.-23. ábra: *Megistopus flavicornis*



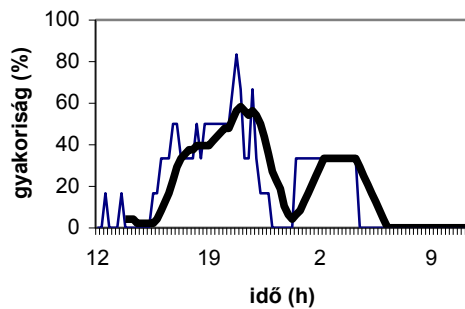
3.5.-20. ábra: *Sympherobius pygmaeus*



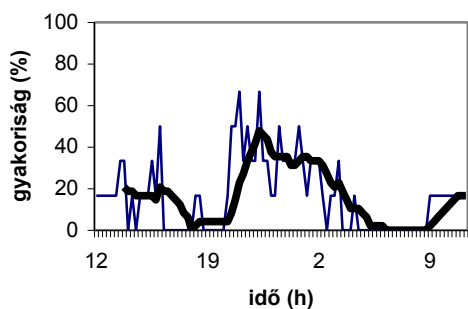
3.5.-24. ábra: *Mantispa styriaca*



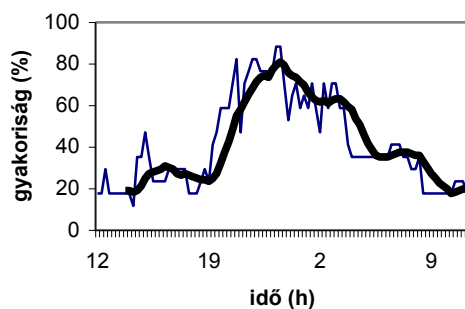
3.5.-25. ábra: *Nothochrysa fulviceps*



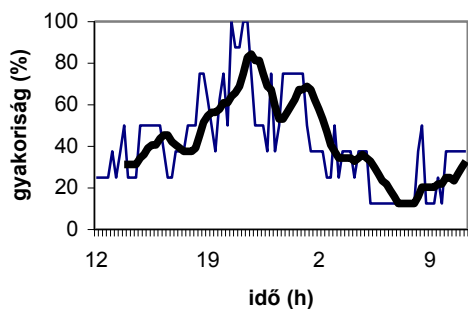
3.5.-29. ábra: *Coniopteryx tineiformis*



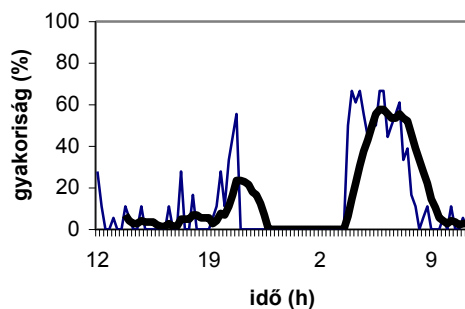
3.5.-26. ábra: *Micromus variegatus*



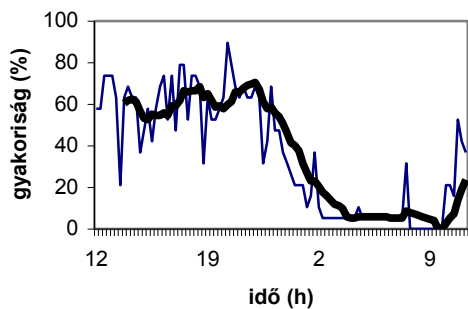
3.5.-30. ábra: *Semidalis aleyrodiformis*



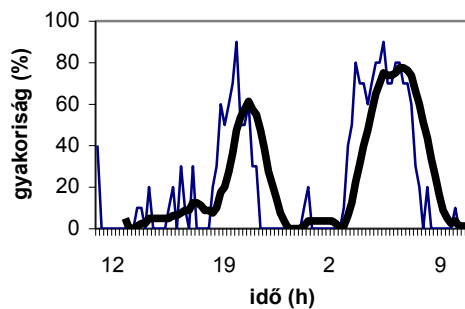
3.5.-27. ábra: *Chrysopa perla*



3.5.-31. ábra: *Sisyra fuscata*



3.5.-28. ábra: *Chrysopa dorsalis*



3.5.-32. ábra: *Sisyra terminalis*

3.5.2. Tölcsérépítő hangyaleső lárvák közösségei szerveződése és habitat

választása

A négy különböző zsákmányszerzési stratégiát folytató, Dunántúli-dombságon előforduló hangyaleső lárvák közül e dolgozatban két eltérő habitatban (védett és nyílt) tölcsérépítő hangyaleső lárvák szerveződésére és élőhely választására hatást gyakorló környezeti tényezőkkel, populációs kölcsönhatásokkal és viselkedés-ökológiai vizsgálatokkal foglalkoztam.

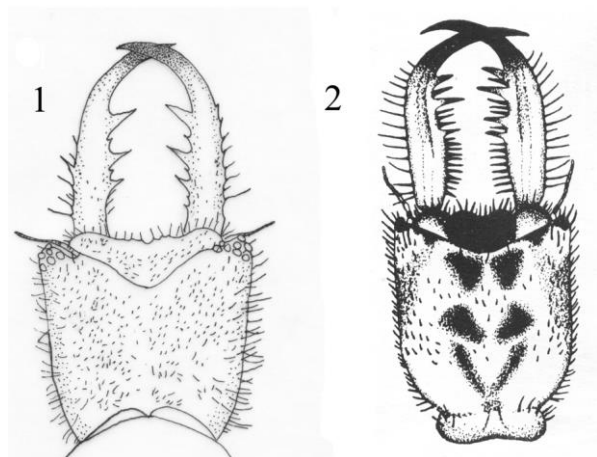
3.5.2.1. Elterjedési különbségek a különböző habitat preferenciát mutató fajok között

A *Myrmeleontidae* család faunisztikai adatai nemcsak a jelen dolgozatban megjelölt vizsgálati helyen, hanem országszerte és azon is túl számos információt nyújtanak a fajok elterjedéséről (ÁBRAHÁM 1995, 1998b, 2000, ÁBRAHÁM és PAPP 1991, STEINMANN 1963). A két különböző habitatban élő hangyaleső lárvák földrajzi elterjedése Magyarországon és természetesen Európában is jelentős különbséget mutat. A nyílt helyen tölcsérépítő fajok (*Myrmeleon bore*, *M. inconspicuus*, *Myrmecaelurus trigrammus*, *Nohoveus punctulatus*) mindig hazánk nagy homokterületeihez kötődnek, míg a védett habitatban élő fajok (*Myrmeleon formicarius*, *Euroleon nostras*, *Megistopus flavicornis*) bármely tájegységen előfordulhatnak, ahol a jellegzetes, sokszor antropogén tevékenységgel összefüggő pioner típusú élőhelyek alakulnak ki (vö: 3.1-14.-3.1-16. ábra).

3.5.2.2. A tölcsérépítő fajok lárváinak közös morfológiai jellemvonásai

A tölcsérépítő lárvák és a tölcsért nem építő lárvák (pl.: *Acanthaclisis occitanica*, *Distoleon tetragrammicus*, *Creoleon plumbeus*) - amelyek a homokfelszín alatt lesben várják prédájukat vagy a homokfelszínén aktívan keresik azt - között is találunk morfológiai különbségeket. A legfeltűnőbb közös jellemvonása a tölcsérépítő hangyaleső lárváknak, hogy a mandibulájuk egész belső és külső felén kisebb-nagyobb kitin tüskéket viselnek, és az egész testüket hosszabb-rövidebb sűrű kitin szőrök borítják. A nem tölcsért építő lárváknak a mandibulán ilyen tüskéi nincsenek, csupán a mandibula belső része fogazott. Testükön - főleg a fejükön - a kitin szőrzet gyér és rövid.

Ez a morfológiai különbség jól mutatja a tölcsérépítő lárvák életmódját, hisz a tölcsérek megépítésekor a homokot elsősorban a fejükön lévő kitinszőrökkel és a mandibula tüskéi segítségével szórják ki. A testen lévő, jórészt előre irányuló kitinszőrzetnek is fontos szerepe van a homok felszíne alatt a mozgásban. Tölcsérkészítéskor a lárvák hátrafelé spirálisan mozogva testén lévő, hátrafelé irányuló kitinszőrökkel és a 2. és 3. lábpárral megtámaszkodva tudják a homokot eltávolítani a megépítendő tölcsér helyén (BONGERS és KOCH 1981, DEVETEK 1985, GEILER 1986, GEPP és HÖLZEL 1989, GREEN 1955, GRIFFITHS 1981, FURUNISHI és MASAKI 1982, KITHING 1984, LUCAS 1982). A homokfelszíneken szabadon zsákmányoló lárvákat nyilvánvalóan akadályozná a mandibulájukon lévő tüskék a predációban.



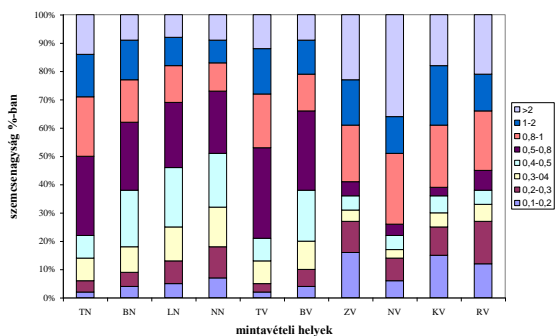
3.5.-33. ábra: A *Creoleon plumbeus* (1) és a *Nohoveus punctulatus* (2) lárvák feje

3.5.2.3. A szubsztrát hatása a különböző típusú élőhelyek fajegyütteseire

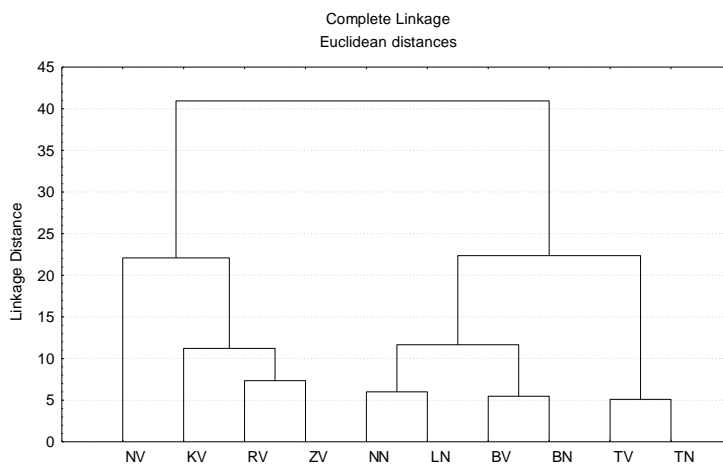
A két eltérő habitatban élő hangyaleső fajok szubsztrát szemcsenagyságának preferenciáját -különböző szemcseméretre beállított laboratóriumi kísérlet sorozatok helyet (ALLEN és CROFT 1985, KITCHING 1984, LUCAS 1982, SIPOS 1986, YOUTHED és MORAN 1969) - a természetben vett mintákon történt mérésorozatok elemzésével végeztem el. A nyílt élőhelyen vizsgálandó faj Bélaváron és Tótújfaluban a *Myrmeleon bore*, Nagybjomban és Látrányban a *Myrmeleon inconspicuus* volt. Védett élőhelyeken Tótújfaluban, Darányban, Bélaváron, Zselickisfaludon és Nagyharsány az *Euroleon nostras*, Kaposváron és Ropolypusztán a *Myrmeleon formicarius* volt.

Az Arboreális területeken – kivéve a mediterrán vidékeket - nyílt habitatok csak nagyobb összefüggő homokterületeken alakulhatnak ki. A hangyalesők számára fontos, védett élőhelyek kötődése független az alapkőzettől. Ez jól visszatükröződik a jelenlegi vizsgálat sorozat során is a mintavételi helyek alapkőzetének minőségében. Bélaváron, Tótújfaluban, Nagybjomban és Látrányban homok alapkőzetben mind a két élőhelyre jellemző faj előkerült (3.1-1. táblázat). Nagyharsányban a Szársomlyó lábánál lösz, a Zselicben Kaposváron, és Ropolypusztán agyagtörmelék volt a mintavételi helyen.

A tölcsérszélről 10 cm-re vett minták mutatják a habitatra jellemző általános szemcseméret %-os eloszlását (3.6.-34. ábra). A lösz és az anyag szemcséi finomabbak a homoknál (<0,2), de mind a két szubsztrát hajlamos a cementálódásra (összecsomósodásra) ezért szemcseméretük mindig az adott mintavételi helyre jellemző. A tótújfalui drávai eredetű homok legömbölyített, nagyobb szemcseméretű un. durva homok, míg az ős-dunai eredetű, belső-somogyi a szél által esetleg többször áthalmazott szögletes, un. finom homok. Ilyen pl.: a bélavári és a nagybjomi homokminta. Szintén finom homok található a látrányi homokpusztán. A fenti állításokat szemléletesen alátámasztja a 3.6.-35. ábra dendrogramja, amely egyben jól tükrözi azt is, hogy az azonos mintavételi helyen belül a védett (BV- Bélavár védett és TV-Tótújfalu védett) és a nyílt (BN-Bélavár nyílt és TN-Tótújfalu nyílt) élőhelyekről származó minták között a legkisebb a távolság (Euklédieszi távolság), tehát a hangyaleső lárvák által nem lakott területeken a szubsztrátszemcsék összetételében az élőhelytől függetlenül változás nem következett be.

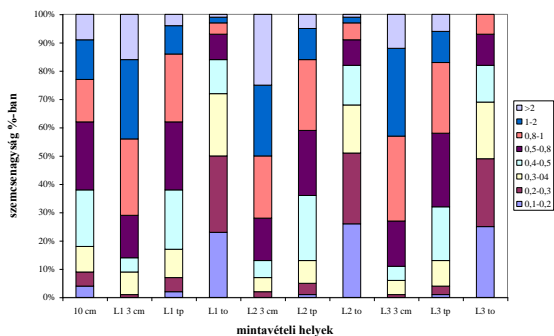


3.5.-34. ábra: Az élőhelyre jellemző szemcsenagság %-os eloszlása mintavételi helyenként (az első betű a település nevének kezdőbetűje, T-Tótújfalud, B-Bélavár, L-Látrány, N-Nagybajom, Z-Zselickisfalud, K-Kaposvár, R-Ropolypusza, a második az élőhely jellegére utal V-védett, N –nyílt)

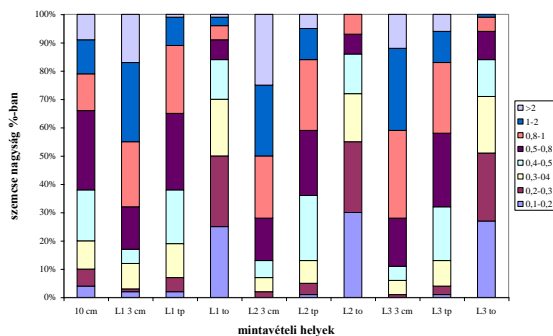


3.5.-35. ábra: A szubsztrátminták távolsága a különböző habitatokban

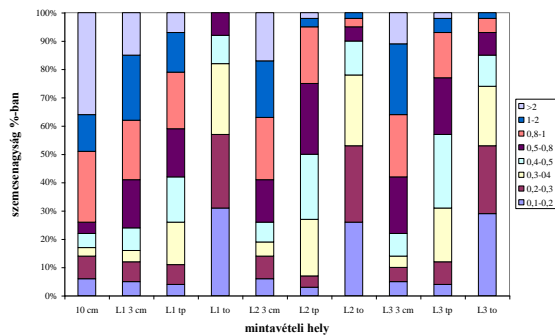
A lárvák által kiszórt homokból a tölcser szélétől 3-cm-re, a tölcserpereméről (tp) és a tölcseroldalából (to) mintákat vettem. Szemcsenagysága azonos mintavételi helyen belül, de különböző habitatokban (védett, nyílt) és eltérő szubsztrát-minőségű (homok, lösz, agyag) anyagok esetében készítettem egy-egy diagramot, mindhárom lárvastádium esetében (3.5.-36.-3.5.-39. ábrák).



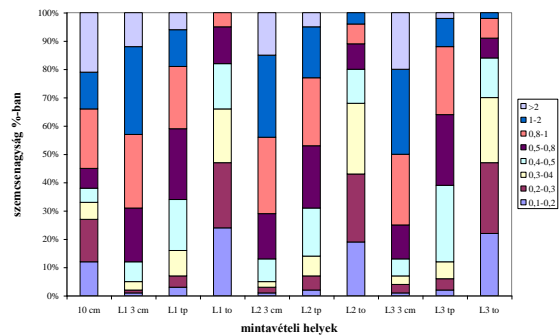
3.5.-36. ábra: A szemcsenagság %-os eloszlása Bélaváron nyílt habitatban (homok)



3.5.-38. ábra: A szemcsenagság %-os eloszlása Bélaváron védett habitatban (homok)



3.5.-37. ábra: A szemcsenagyság %-os eloszlása Nagyharsányban védett habitatban (lössz)



3.5.-39. ábra: A szemcsenagyság %-os eloszlása Ropolyusztán védett habitatban (agyag)

A szubsztrát anyag méretének %-os eloszlásából megállapítható, hogy a tölcser közvetlen környékén (3 cm távolságban) és a tölcserekben (tp-tölcserperem, to-tölcseroldal) az élőhelyre jellemző szemcsenagyság eloszláshoz (10 cm-re a tölcsertől) viszonyítva eltérések alakulnak ki (3.5.-36.-3.5.-39. ábrák).

A tölcser szélétől 3 cm-re vett szemcseméret a legdurvább. Homogenitása kisebb, mint az élőhelyre jellemző (10 cm-re a tölcser szélétől) szemcseméret eloszlás. Az egyes élőhelyek közötti különbségekben eredendően az élőhelyre jellemző vonások tükröződnek vissza.

A tölcser pereméről vett minták szemcsemérete az oldalfal mintáinak frakció méreténél nagyobbak, de kisebbek a tölcser szélétől 3 cm-re vett mintákénál. Homogenitásuk nagyobb, mint a habitat egészére jellemző szemcseméret-eloszlás, de kisebb a tölcseroldal falából vett minták homogenitásánál. A két különböző élőhelytípus között csekély különbség mutatkozik.

Minden vizsgálati helyre jellemző, hogy a tölcser oldalából vett szemcsefrakciók mérete kisebb szemcseátmérőjű, finomabb, mint az általános, az élőhely egészére jellemző szemcseméret eloszlás.

A két élőhelytípust összehasonlítva, a védett élőhelyeken lévő frakció mérete minden mintavételi helyen kisebb és finomabb volt, mint a nyílt homokfelszíneken.

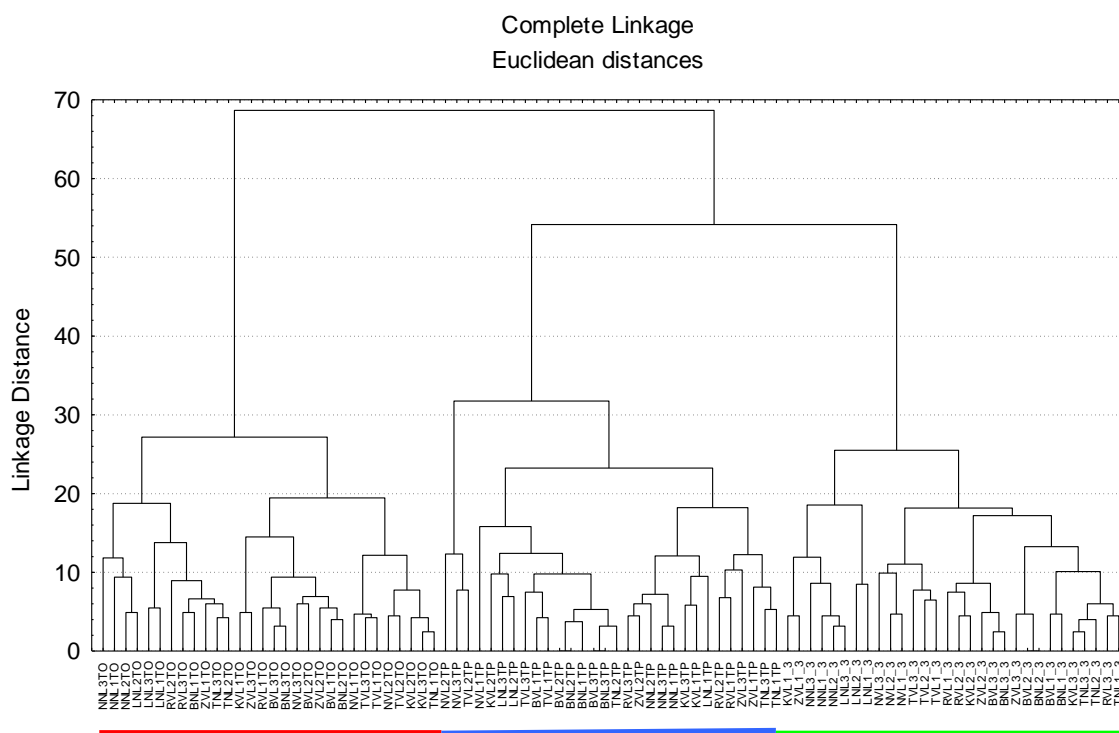
Az eredmények alapján megállapítható, hogy a hangyaleső fajok függetlenül a különböző élőhelytípustól, tölcserépítő és homokszóró tevékenységük révén átalakíthatják a tölcserben és közvetlen környékén a homok szemcseméret eloszlását. Ez eltérések közötti távolságot szemlélteti a 3.5.-40. ábra.

A dendrogram alapján a három nagyon jellegzetes csoport (-3-tölcser szélétől 3 cm-re, TP-tölcserperemet, TO-tölcseroldalt) élesen különválnak a mintavételek során függetlenül az élőhely minőségétől és az ott található fajoktól.

A tölcserépítés során a lárvák a rágók belső és külső felén lévő kitin tüskék és szőrök segítségével vetik ki a szubsztrát szemcséket, közben ezek a szőrök finom szitaként működnek átalakítva az élőhely szemcseméret eloszlását. A nagyobb homokszemcséket a tölcsertől távolabb, a közepes méretűeket a tölcser peremén és a finomabb frakciót a tölcser oldalán halmozzák fel.

A védett élőhelyeken élő fajok, a kísérletben típusfajként kezelt *Euroleon nostras* esetében a homokszemcsék mérete a tölcserben szignifikánsan kisebb ($t_{0,1} = 1,0$), mint a nyílt homokfelszíneken élő fajok esetében. Ez feltételezhetően azzal magyarázható, hogy védett élőhelyen mindig nagyobb denzitású populációk élnek, amelyek több éven keresztül többször is átszítálgják az élőhely szubsztrátanyagát, így azok finomabbá válnak. A nyílt felszíneken kedvezőtlen körülmények közé kerülő lárvák elhagyják tölcserüket és máshol építik fel azokat, ezért a szubsztrát szemcsézettsége soha nem olyan differenciált, mint a

védett élőhelyen előforduló fajok esetében. Az élőhelyen uralkodó külső erők: szél, eső és egyéb zavaró hatások miatt a szemcsenagyságok keveréke homogénebb.



3.5.-40. ábra: A szubsztrát minták egymáshoz viszonyított távolsága. Az első betű a mintavételi hely kezdőbetűjét; a második az élőhelyet (V-védett, N-nyílt); a harmadik a lárvastádiumot (L1, L2, L3); a negyedik a mintavétel helyét (-3-tölcsér szélétől 3 cm-re (zöld), TP-tölcsérperemet kék), TO-tölcséroldalt (piros) jelöli.

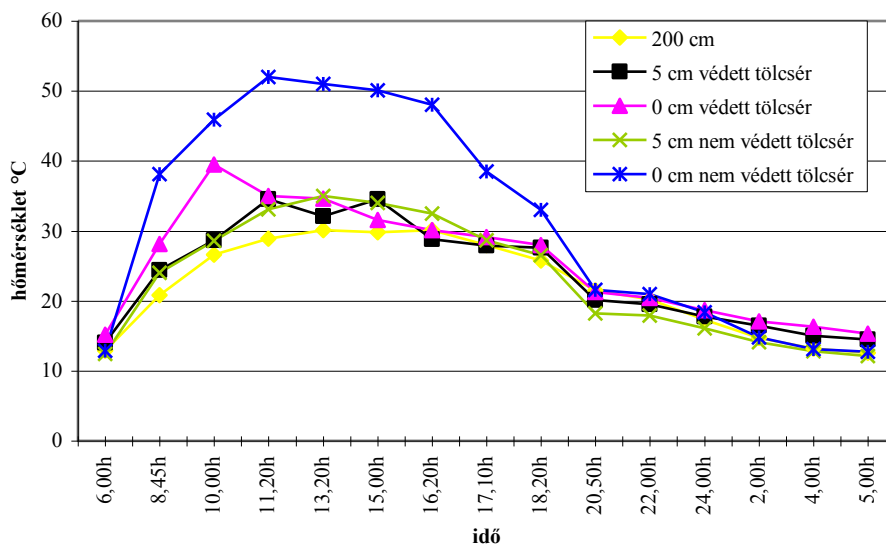
A természetben vett vegyes frakciójú (nem szitált) homokminták esetében laboratóriumban is igazolható a különböző frakcióméretű szemcseeloszlás a tölcsérekben és körülöttük.

3.5.2.4. A hőmérséklet hatása a különböző élőhelyeken előforduló lárvákra és zsákmányállataikra

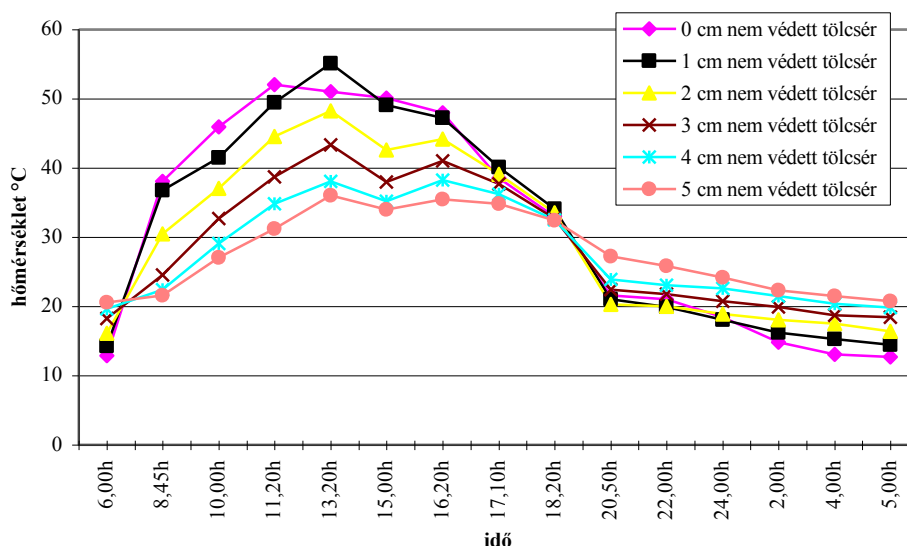
Szélsőségesen változó környezeti elemek között élő populációk, mint pl. a nyílt élőhelyeken előforduló hangyaleső lárvák erősen ki vannak téve a környezeti tényezőknek, pl. a hőmérséklet életfolyamatokat limitáló hatásának.

A két különböző élőhelytípusban (nyílt és védett) a hasonlóságok és a különbözőségek megállapítása céljából digitális hőmérővel végeztem méréseket és infrakamerával a hőmérsékleti eloszlásokról készítettem felvételeket.

Hasonló vizsgálatot végző más szerzők (GEILER 1966, GREEN 1955) már megállapították, hogy a vizsgálatok mérési eredményeit nem szabad összevonnai, mert az élőlényekre a mért hőmérsékleti adatoknak nem az átlag értékei, hanem jóval inkább azok szélső értékei hatnak, ezért a mérési eredmények közül egy tipikusnak ítélt sorozatot ismertetek, pillanatfelvételszerűen.



3.5.-41. ábra: Nyílt és védett élőhelyen mért hőmérsékleteloszlás 200 cm, 5 cm 0 cm magasságban



3.5.-42. ábra: Nyílt élőhelyen mért hőmérsékleteloszlás 0-5 cm mélységben

A vizsgálat során a 200 cm-es magasságban mért napi átlagos hőmérséklet minimuma 6⁰⁰ órakor 12,9 °C; maximuma 13²⁰ -kor 30,1 °C volt. A hőmérsékleti viszonyok napi változását mutatja a 3.6.-41. ábra. Az ábráról leolvasható, hogy reggel a mozdulatlan levegő hőrétegződést mutatott a talajfelszín felett és 5 cm-es magasságban hűvösebb volt, mint 200 cm-es magasságban. Napkelte után a besugárzás hatására a talajfelszín felett gyorsan emelkedett a hőmérséklet, és a turbulens levegőáramlások hatására a levegő hőmérséklete kiegyenlítődt. A nappal folyamán a felszín levegőt felmelegítő hatása miatt 5 cm-es magasságban a besugárzás késő délutáni csökkenéséig a felszín feletti légréteg melegebb volt, mint a 200 cm-es magasságban lévő légréteg, éjszaka folyamán a felszín folyamatos hőkisugárzása miatt a levegő is egyenesen hűlt le. 200 cm magasságban a hőmérsékleti viszonyokat a hűvösebb - melegebb talajfelszíni légmozgások is befolyásolják, bár a hőmérséklet itt is folyamatosan csökkent.

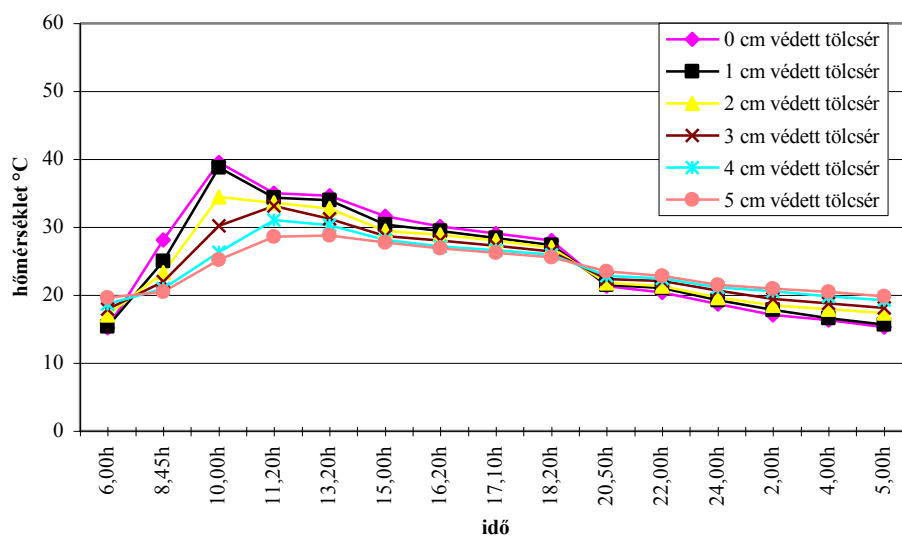
A Nap besugárzásából következő szabályos napi hőmérsékleteloszlást a felhőzet árnyékoló hatása módosíthatja. Az ismertetett mérésorozat alkalmával a Napot kb. 30 percre 11²⁰ óra után egy felhő takarta el, ez hatással volt a felszíni és a felszín alatti hőmérsékleti értékek eloszlására.

Nyílt homokfelszínen elhelyezkedő hangyaleső tölcseréknél, a tölcser szélétől 5 cm-es távolságban mért felszíni és felszín alatti hőmérsékleti értékek 13²⁰-ig a besugárzás erősödésével a levegőben mért értékekhez hasonlóan növekedtek, ugyanakkor a talajfelszín alatt a mélységgel arányosan a hőmérséklet-emelkedés kisebb mértékű volt. A homokfelszín alatt kialakult hőmérsékleti rétegződés napnyugta után megfordult (3.5.-42. ábra). 21⁰⁰ óra körül a felszín kisugárzásának hatására 5 cm mélységben lett a legmagasabb, a felszíni és felszín alatti hőmérséklet különbség fokozatosan nőtt egész hajnalig, majd a besugárzással ismét megfordult a hőrétegződés eloszlása a mélységben.

Védett helyen elhelyezkedő tölcserék környezetében a levegő hőmérséklet eloszlása másként alakult, mint a nyílt homokfelszínen (3.5.-41. ábra).

200 cm-es magasságban a két élőhelyen nem volt különbség a hőmérsékleti viszonyok között, mivel a két mintavételi hely közötti távolság 25 méternél nem volt több.

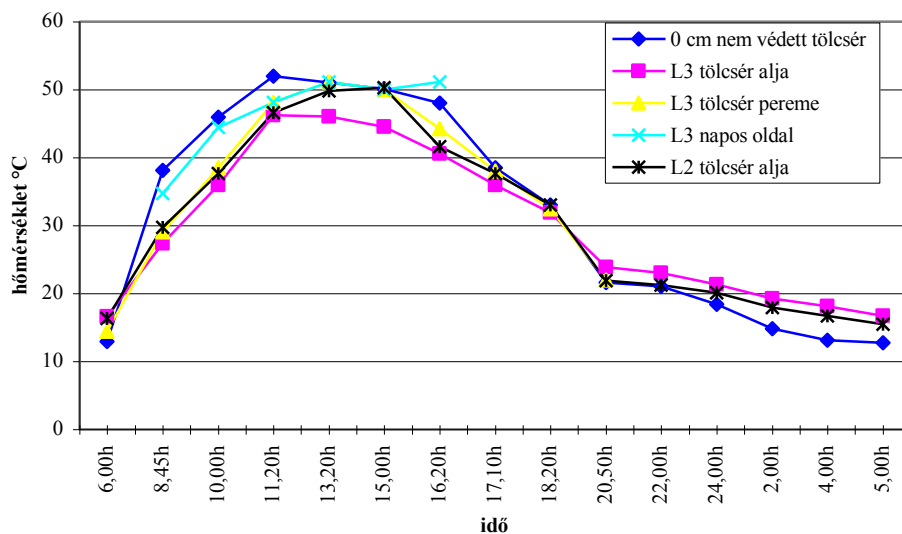
5 cm-es magasságban a védett élőhelyen a tölcserék fölötti hőmérsékleti viszonyok változását az égtáji kitettség is befolyásolta (3.5.-41. ábra), mivel 11²⁰ után a direkt besugárzás megszűnt a védett élőhely partfalának árnyékoló hatása miatt. Ez a hatás még markánsabban érzékelhető a felszíni hőmérséklet változásánál. Védett élőhelyen a legmagasabb napi hőmérsékleti érték a homok felszínén 39,5 °C volt.



3.5.-43. ábra: Védett élőhelyen mért hőmérsékleteloszlás 0-5 cm mélységben

A talajban a tölcser szélétől 5 cm-es távolságban a hőmérséklet eloszlása itt is jelentős rétegződést mutat (3.5.-43. ábra), de mértéke nem érte el a nyílt élőhelyeken mért különbségeket (3.5.-42. ábra). Az éjszaka folyamán a felszín alatti hőrétegződésben tapasztalt hőmérsékleti inverziós jelenség szintén észlelhető volt, bár a lehülés mértéke különösen az éjszaka első felében sokkal kiegyenlítettebb volt, mint a nem védett élőhelyen. A felszínen és az 5 cm-es mélységben mért hőmérséklet különbsége hajnali 5 órakor 7,2 °C volt. A Nap sugarai megvilágították a védett tölcseréket, így a homokfelszínen a hőmérséklet a napkelte után gyorsan emelkedett.

A nyílt homokfelszínen, nem védett élőhelyen lévő tölcserékben tapasztalható hőmérsékleti viszonyok napi alakulását mutatja a 3.5.-44. ábra.



3.5.-44. ábra: A hőmérséklet eloszlása a nyílt élőhelyen lévő tölcsek peremén, napos oldalukon és az L3 és L2 lárvá stádiumos tölcsek alján

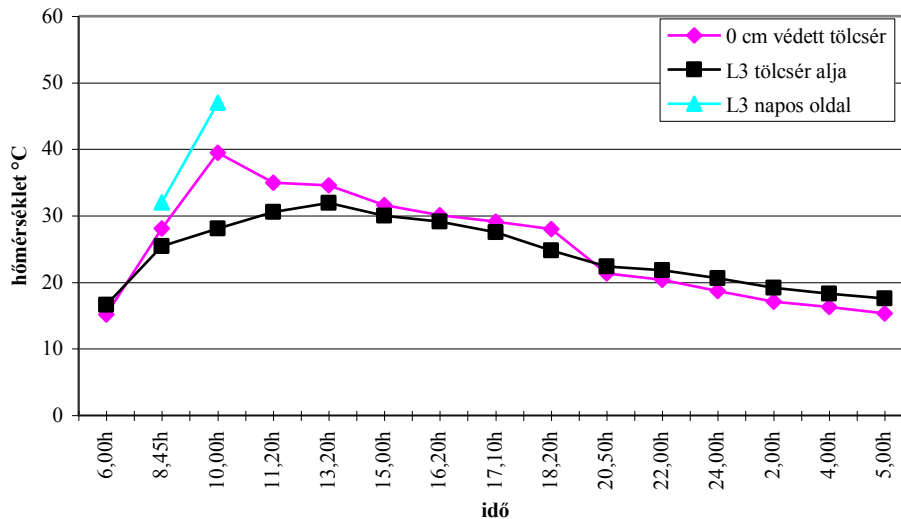
A tölcsekben mért hőmérsékleti adatok némileg eltérnek homokrétegekben (a tölcsektől 5 cm-re) mért értékektől. A tölcsek peremének hőmérséklete a felszín hőmérsékleténél valamivel kisebb. A tölcser napsugárzásnak kitett felének (napos oldal) hőmérséklete a délelőtt folyamán kisebb volt a felszín hőmérsékleténél, de délutánra már magasabb lett (max. 51,1°C). 17 óra után a Nap beesési szöge és a tölcser peremének árnyékoló hatása miatt több adatot nem volt célszerű mérni.

A vizsgálat szempontjából a tölcser aljának hőmérsékleti viszonyai a legérdekesebbek. A *Myrmeleon bore* L3 lárvák mélyebben helyezkednek el, mint az L2 lárvák, hasonlóan azokhoz a fajokhoz, amelyeket GRIFFITHS (1986) és KITCHING (1984) tanulmányozott. Az L3 lárvák tölcseireinek alján a hőmérséklet mindig alacsonyabb volt, mint az L2 lárvák esetében; a legnagyobb abszolút különbség 5,8°C volt 15⁰⁰ órakor. Az éjszakai kisugárzás során a tölcseraljának hőmérsékleti viszonyai követték a felszín alatti hőmérsékleti viszonyok mozgását, bár jelentősen melegebb volt a tölcser alján, mint a nyílt homokfelszínen. Közöttük a legkisebb abszolút különbség 5⁰⁰ órakor 4°C volt, míg a homokfelszínen a hőmérséklet a besugárzás előtt és után kisebb, mint a tölcser aljának hőmérséklete.

Védett helyen tölcseket építő faj, az *Euroleon nostras* L3 lárváról mért hőmérsékleti adatokat a 3.5.-45. ábra mutatja.

A védett élőhely K-i kitettsége miatt csak a délelőtti napsugárzás érthette a tölcseket, ezért az L3 tölcsek napsugárzásnak kitett oldaláról csak két mérési adat áll rendelkezésünkre.

A tölcsek alján a hőmérséklet a besugárzás előtt (6⁰⁰ óra) és a napi besugárzás késő délutáni csökkenése után (18²⁰ óra) magasabb, mint a homokfelszínen.



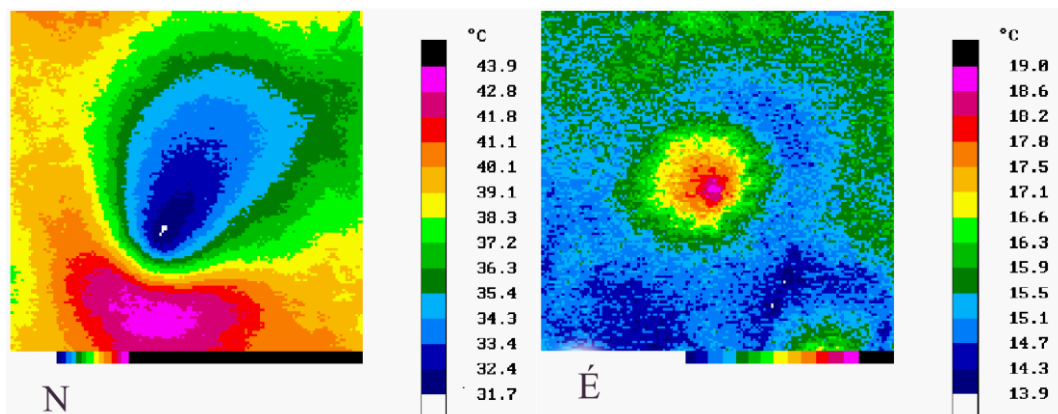
3.5.-45. ábra: A hőmérséklet eloszlása a védett élőhelyen az L3 lárva stádiumos tölcserék napos oldalán és a tölcser alján

A tölcserékben végzett mérések alapján készült diagrammok azt bizonyítják, hogy a napi hőmérsékletjárás szempontjából a tölcserépitő hangyaleső fajok tölcseréinek hőmérséklet-eloszlásában két szélső állapot van. Az első esetben a homok felszínénél mélyebben fekvő tölcser aljában jóval kisebb a hőmérséklet, mint a felszínen. Ezt az állapotot mutatja az infravörös felvétel (3.5.-46. ábra), mely a nyílt élőhelyen tölcserét építő egyedek közvetlen környezetéről készült. Az ilyen hőmérsékleti eloszlás a nappalra jellemző.

A másik esetben a hőmérsékleti értékek az előzőhöz képest fordított értékeket mutatnak.

Tehát az esti óráktól kezdve a besugárzás megkezdéséig a homokfelszín alatt, a tölcserék alján melegebb van, mint a felszínen (3.5.-46. ábra). Összességében azt mondhatjuk, hogy a homokfelszíneken a hangyaleső tölcserék infrakamerával a két napszakban (éjjel és nappal), mint hőlyukak érzékelhetők.

Ezt bizonyítja még az a további megfigyelés is, hogy az éjszaka a homokfelszínre és a növényzetre kicsapódó pára enyhén megnedvesíti a homok felszínét, kivéve a tölcseréket és azok közvetlen környékét, mivel azok a mélyebb homokrétegek hőjét kisugározzák és ezeken a helyeken a pára nem tud lecsapódni.

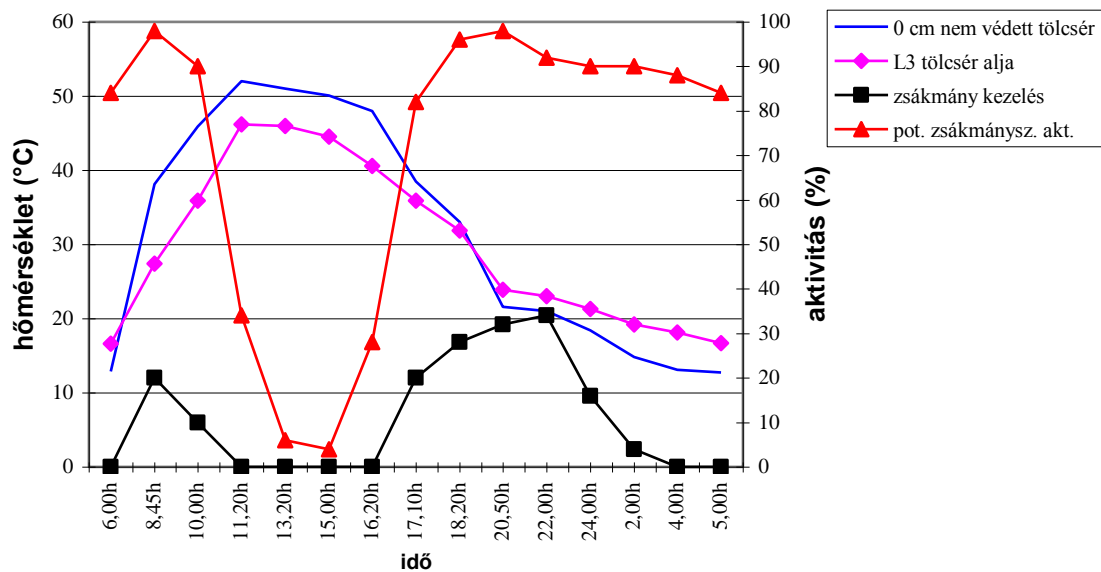


3.5.-46. ábra: Infravörös kamerával készült hőfénykép a nyílt élőhelyen lévő tölcseréről a nappali (N) és éjszakai (É) órákban

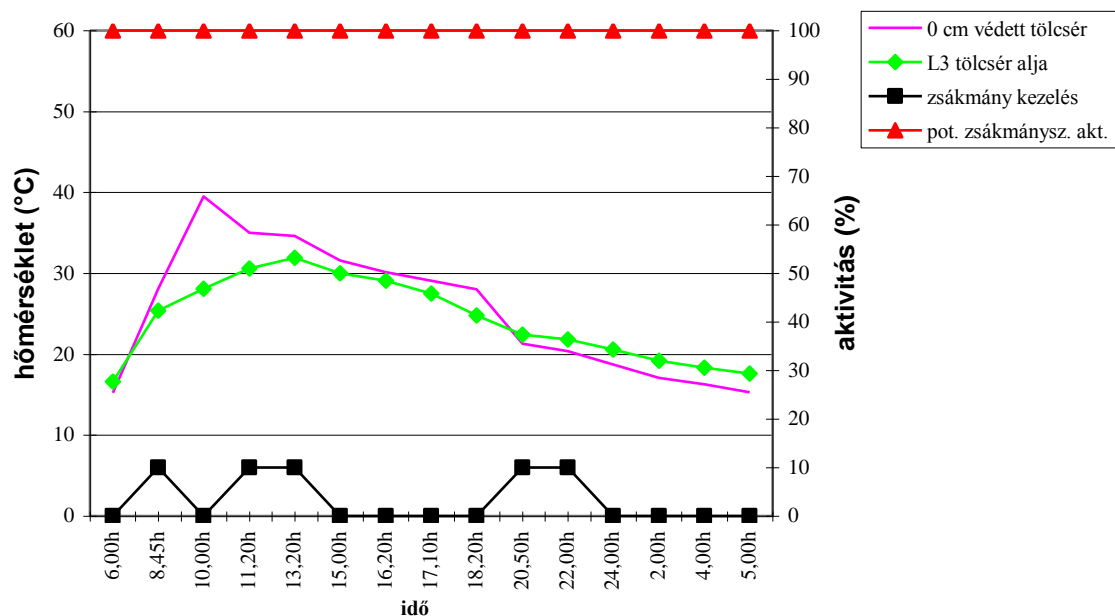
3.5.2.5. A hőmérséklet hatása a lárvák predációs aktivitására

A hangyaleső tölcserék hőmérsékleti viszonyainak felmérése mellett a lárvák predációjának időbeli folyamatát is tanulmányoztuk. A hangyalesőlárvák zsákmányszerző viselkedése közvetlenül, vizuálisan is könnyen megfigyelhető. A lárvák a tölcser alján ülve nyitott rágóikkal várják, hogy zsákmányállat essen a tölcserbe.

Nyílt élőhelyen tölcserét építő *Myrmeleon bore* esetében (3.5.-47. ábra) a vizsgálat azt mutatta, hogy a lárvák a nap legmelegebb óráiban (11²⁰-tól 16²⁰-ig) nem voltak aktív, ekkor az egyedek visszahúzódtak a homokfelszín alá és a tölcserék alá kis mennyiségben homok került, ezáltal a tölcser mélysége kismértékben csökkent. Ez a homokpúpocska további hőszigetelést jelent a nem aktív példányok számára.



3.5.-47. ábra: A potenciális zsákmányszerző aktivitás és a kezelési idő eloszlása nyílt élőhelyen



3.5.-48. ábra: A potenciális zsákmányszerző aktivitás és a kezelési idő eloszlása védett élőhelyen

Éjszaka folyamán azonban a homokrétegekben uralkodó hőmérsékleti inverzió képessé teszi a fajt arra, hogy potenciális zsákmányszerző aktivitását fenntartsa.

A zsákmány kezelésének a potenciális zsákmányszerző aktivitáshoz hasonlóan két maximuma volt napközben, amelyet alapvetően a hőmérséklet napi járása alakított ki. A besugárzás növekedésével a zsákmányállatok a homok felszínén aktívvá váltak, majd a déli órákban a túlmelegedett homokfelszínt elhagyták vagy elbújtak. A zsákmánykezelés napi maximumát a késő délutáni és kora esti órákban érti el. Ekkor a zsákmányállatok ismét aktívak voltak, és nagyobb részben váltak prédaállattá.

Az *Euroleon nostras* lárva egész nap nyitott rágóval ült a tölcserének alján és várta, hogy zsákmányállat essen fogótölcserébe. Potenciális zsákmányszerző aktivitását egész nap fenntartotta (3.5.-48. ábra), függetlenül a hőmérséklet napi járásától. Azonban a zsákmánykezelési fázisnak, a nyílt homokfelszíneken élő *Myrmeleon bore*hoz hasonlóan, naponta két maximuma alakult ki: az egyik a reggeli órákban, a másik az késő délutáni, kora esti órákban. A hőmérséklet napi járásának nem volt hatása a potenciális zsákmányszerző aktivitásra, ezért a zsákmányfogyasztás egyedül a préda állatok napi mozgásaktivitásától függött. A hőmérsékleti értékek és más környezeti tényezők (pl.: szél, eső stb.) sokkal kiegyenlítettebb (mikro)habitatot biztosítanak az *Euroleon nostras* lárvájának védett környezetben. Másrészről viszont a zsákmányellátottság (a zsákmány kezelése %-ban) csak kb. negyede a nyílt habitatokban élő *Myrmeleon bore* zsákmánymennyiségének.

3.5.3.6. A tölcserépítő hangyalesők denzitása

A nyílt élőhelyeken előforduló fajok denzitását és diszpergáltságát Bélaváron, Tótújfaluban és Nagybjajomban vizsgáltam. Bélaváron és Tótújfaluban a *Myrmeleon bore*, Nagybjajomban a *Myrmeleon inconspicuus* volt a nyílt helyen tölcserépítő faj.

A védett élőhelyen az *Euroleon nostras* populációt Bélaváron, Tótújfaluban, Darányban, Nagybjajomban, Zselickisfaludon, a *Myrmeleon formicarius*-t Ropolypusztán és Kaposváron mértem fel. Emellett több fajból álló hangyaleső közösségeket tanulmányoztam.

A nyílt élőhelyeken a denzitás méréséhez 25x25 cm kvadrátot (256 db) használtam, és mind a három lárvastádiumban (L1, L2, L3) mértem a denzitási értékeket.

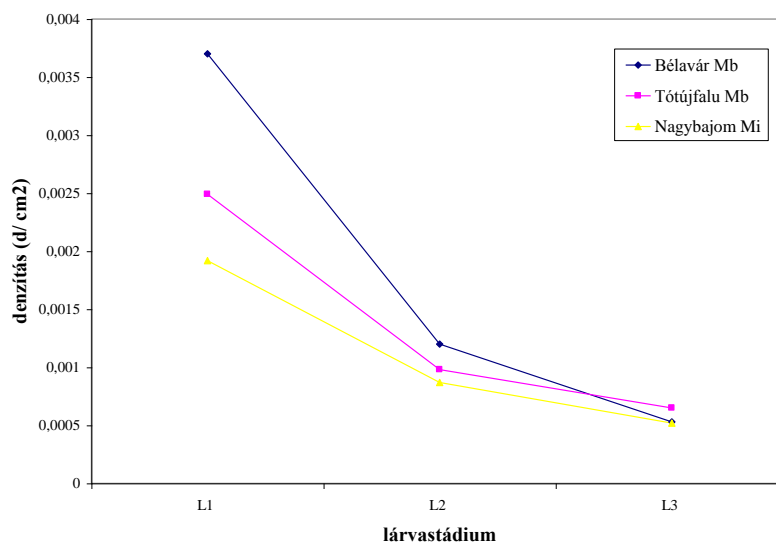
A hangyalesők esetében a legtöbb tanulmány a denzitást cm²-es területegységre vetítve közli, ezért a vizsgálati eredményeimben a könnyebb összevethetőség miatt szintén ebben a skálátartományban adom meg (3.5.-1. táblázat).

3.5.-1. táblázat: Nyílt élőhelyeken előforduló fajok denzitási és látható mortalitási értékei

Lárva fejlődési stádiuma	<i>Myrmeleon bore</i>				<i>Myrmeleon inconspicuus</i>	
	Bélavár		Tótújfalu		Nagybjajom	
	d/cm ²	dx/lx %	d/cm ²	dx/lx %	d/cm ²	dx/lx %
L1	0,0037	68	0,00249	61	0,00192	55
L2	0,0012	56	0,00098	34	0,00087	41
L3	0,00053		0,00065		0,00052	

A nyílt élőhelyeken a legmagasabb denzitást (0,0037/cm²) a *Myrmeleon bore* L1 lárvastádiumában Bélaváron őszi mintavételezéskor mutatta. A legkisebb denzitása (0,00052/cm²) a *Myrmeleon inconspicuus*-nak volt az L3 lárvastádiumában, bábozódás előtt, kora nyáron, Nagybjajomban. A két faj populációjának denzitása az egyes lárvaállapotok között a mortalitás miatt csökken, ez a csökkenés az L1 és L2 között (látható mortalitás: 55-68%) nagyobb, mint a L2 és L3 között (látható mortalitás: 34-56%),

mivel az L1→L2 vedlés a telet megelőző vagy azt követő kora tavaszi hónapokban történik.



3.5.-49. ábra: Nyílt élőhelyeken előforduló fajok denzitásváltozása az egyes lárvastádiumok szerint

A védett élőhelyeken előforduló fajok denzitásának mintavételezését két típusra oszthatjuk.

Az első típusba tartozik a nyílt élőhelyek felméréséhez hasonló mintavételi módszerekkel, négyzetes kvadráttal (12,5x12,5 cm 32 db) történt a mintavételezés. Ezt a mintavételi típust képviseli a darányi minta, mivel ott egy esőbeálló faépületében, védett helyen valamivel több, mint 2m² –es területről tudtam mintát venni.

A második csoportba a védett élőhely topográfiai jellegzetességei miatt, (pl. partoldalak hosszan elnyúló szegélyén) csak téglalap alakú kvadrát minták felvétele volt kivitelezhető (Bélaváron, Tótújfaluban, Zselickisfaludon, Kaposváron, Ropolypusztán, Nagybjomban). A kvadrát nagysága az élőhely jellegéből adódóan változó volt.

3.5.-2. táblázat: Védett élőhelyeken előforduló fajok denzitási és látható mortalitási értékei (a szüke szín a látszólagos denzitást jelöli, magyarázat a szövegben)

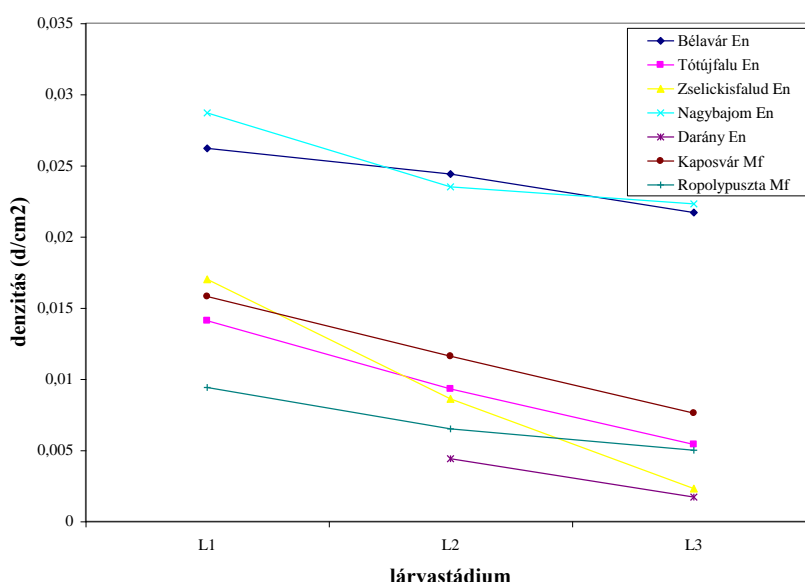
	<i>Euroleon nostras</i>									
	Bélavár		Tótújfalu		Zselickisfalud		Nagybjom		Darány	
	d/cm ²	dx/lx %	d/cm ²	dx/lx %	d/cm ²	dx/lx %	d/cm ²	dx/lx %	d/cm ²	dx/lx %
L1	0,0262	7	0,0141	34	0,0170	49	0,0287	18	-	
L2	0,0244	11	0,0093	42	0,0086	73	0,0235	5	0,0044	39
L3	0,0217		0,0054		0,0023		0,0223		0,0017	
	<i>Myrmeleon formicarius</i>									
	Kaposvár					Ropolypusztá				
	d/cm ²		dx/lx %			d/cm ²		dx/lx %		
L1	0,0158		27			0,0094		31		
L2	0,0116		34			0,0065		23		
L3	0,0076					0,0050				

Az *Euroleon nostras* esetében a legmagasabb denzitási értéket (0,0287/cm²) Nagybjomban az L1 lárvastádiumban, míg a legkisebb denzitási értéket (0,0023/cm²) Zselickisfaludon mértem L3 lárvastádiumban. A darányi védett élőhelyen csak L2 és L3

lárvastádiumban mért denzitási értékek majdnem egy nagyságrenddel kisebbek, mint a partoldalak védett helyein észlelt denzitás. Itt a tér limitáltsága valószínűleg nem befolyásolja a diszpergáltságot.

A *Myrmeleon formicarius* két helyen mért denzitása minden lárvastádiumban Ropolypusztánál volt a legkisebb.

Védett élőhelyeken azt tapasztaltam, hogy a denzitási értékek a lárvák fejlődésével a mortalitás miatt csökkennek (3.5.-50. ábra). Érdekes eredményre vezettek a két legmagasabb denzitású hely látható mortalitási adatai, ugyanis a nyílt helyekhez hasonlóan a védett helyen élő *Euroleon nostras* és *Myrmeleon formicarius* mintavételi helyeknél a mortalitás (73-23%) elég határozott esésű csökkenést mutat Tótújfaluban, Zselickisfaludon, Darányban, Kaposváron és Ropolypusztán. Bélaváron és Nagybajomban a magasabb denzitás (0,0262-0,0282/cm²) ellenére kisebb a denzitáscsökkenés, ezzel arányos a látható mortalitás (5-18%) csökkenése is. A jelenség okára a vizsgálat utolsó mintavételezésének befejeztével a mintavételi hely anyagának további laboratóriumi kísérletekhez történő begyűjtésekor kaptam magyarázatot. A mintavételi hely szubsztrát anyagából több lárvát tudtam kiszitálni, mint ahány tölcserért mértem fel. Így ezeken a helyeken a valós denzitási értékek helyet csak egy látszólagos denzitást mértem. A jelenség további magyarázatát a fakultatív tölcserépítő viselkedés mód kapcsán adom meg.



3.5.-50. ábra: Védett élőhelyeken előforduló fajok denzitás változása az egyes lárvastádiumok szerint

A tölcserépítő hangyaleső lárvák két különböző élőhelyén a denzitási értékek egy nagyságrenddel térnek el egymástól. A nyílt élőhelyeken a nagyságrendekkel nagyobb területen mindig kisebb a denzitás. A darányi minta köztes helyet foglal el, mivel védett élőhelyről származik, de a vizsgálandó faj számára (*Euroleon nostras*) csak részben volt limitált a rendelkezésre álló terület. Ezt a nyílt élőhelyek denzitási értékeihez közelítő érték is jelzi.

3.5.3.2. A tölcserépítő hangyaleső lárvák diszpergáltsága

A tölcserépítő hangyaleső lárvák diszpergáltságának vizsgálatát a két különböző típusú élőhelyen eltérő módszerrel kellett mintavételezni és értékelni, mivel a védett élőhely

topográfiai jellegzetessége, egy speciális esetet kivéve nem tette lehetővé a legelterjedtebben használt kvadrát típusú mintavételezést.

A nyílt helyen tölcserépítő fajok közül Bélaváron és Tótújfaluban a *Myrmeleon bore*, Nagybjajomban a *Myrmeleon inconspicuus* populációt vizsgáltam.

A mintavételi helyet kedvezményezett kiválasztással jelöltem ki, úgy, hogy 25x25cm kvadrát nagyságot használva 4x4m-es állandó mintavételi területet (256 db kvadrát) tudjak felvételezni. A növényzet borítottsága 5-15% volt, így az kevésbé akadályozta a mintavételezést.

A nyílt homoki gyepekben a diszpergáltság megállapításához a hangyaleső lárvák tölcseréinek helyzetét, tölcserátmérőjét nylon fóliára rajzoltam ki, majd a későbbi elemzést már ezen a fólián végeztem el. A mintavételezést a patternanalízis szabályainak megfelelően hajtottam végre. Az elemzést mind a három lárvastádiumban mindegyik mintavételi helyén elvégeztem.

A diszpergáltsági típus megállapításához a legáltalánosabban használt diszpenziós indexet (*I*), a Morosita-féle diszperziós indexet (*I_d*), a legközelebbi szomszéd módszert (*R*) és a patternanalízist használtam fel. Kiszámoltam a diszperziós indexek szignifikancia tesztjét is, ezeket táblázatban foglaltam össze.

3.5.-3. táblázat: Nyílt élőhelyen élő hangyaleső lárvák diszpergáltsága

fajnév	Myrmeleon bore				M. inconspicuus	
mv.hely	Bélavár		Tótújfalu		Nagybjajom	
L1						
I	3,114	17,290	2,860	15,631	2,689	14,473
I_d	1,911		2,003		2,107	
R	0,637	-16,928	0,723	-12,900	0,789	-11,954
L2						
I	0,442	-7,540	1,203	2,213	1,259	2,784
I_d	0,540		1,261		1,312	
R	1,342	14,452	0,832	-7,847	0,505	-9,223
L3						
I	1,194	2,111	0,853	ns -1,698	1,111	ns -1,253
I_d	1,574		0,644		0,913	
R	0,959	ns -1,889	0,961	ns -1,800	1,027	ns -1,437

ns – nem szignifikáns

A diszpergáltsági indexek az L1 stádiumban mind a három mintavételi helyen mindkét faj esetében aggregált populációt jeleztek.

Az L2 stádiumban Bélaváron uniform, Tótújfaluban és Nagybjajomban aggregált populációkat mutattak. Az aggregáltság nagysága a fejlődés során csökkenő tendenciát mutatott.

Az L3 stádiumban Bélaváron – a használt indexektől függően - a szegregáltból a gyengén aggregált, illetve random eloszlású populáció alakult ki. Tótújfaluban és Nagybjajomban pedig random eloszlású populációkat találtam ($p=0,05$ ns-nem szignifikáns eltérés).

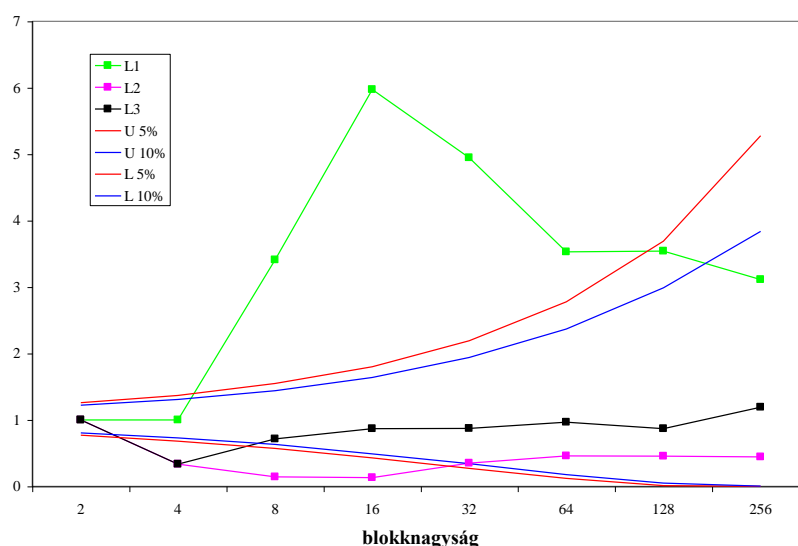
A három helyen mért adatok szerint, fajtól függetlenül az aggregálttól a random diszpergáltság felé tolódik el a tölcserépítő hangyaleső lárvák populációk términtázata.

Az indexek a diszpergáltsági típus megállapításához történő felhasználásakor számolnunk kell a denzitásnak a széli hatásával is, a mintanagyságoknak a diszperziós indexekre gyakorolt torzító hatásával (KREBS 1989, MYERS 1978, SIMBERLOFF et al. 1978).

Nagy mintanagyságnál ($n > 50$) a konfidencia határok a legtöbb koefficiensre nem alkalmazhatók, ezért különösen erősen aggregált populáció esetében legalább 200 kvadrát felvétele javasolt (GREEN 1966).

A diszperziós indexek torzított hatásainak kiküszöbölésére dolgozták ki a patternanalízist (KÖRMÖCZI 1987).

A patternanalízishez a mintavételezést mind a három vizsgálati helyen elvégeztem. Bélaváron a L1 lárvastádiumban 16 és 32-es blokk nagyságnál egy erőteljes aggregáció mutatkozik.



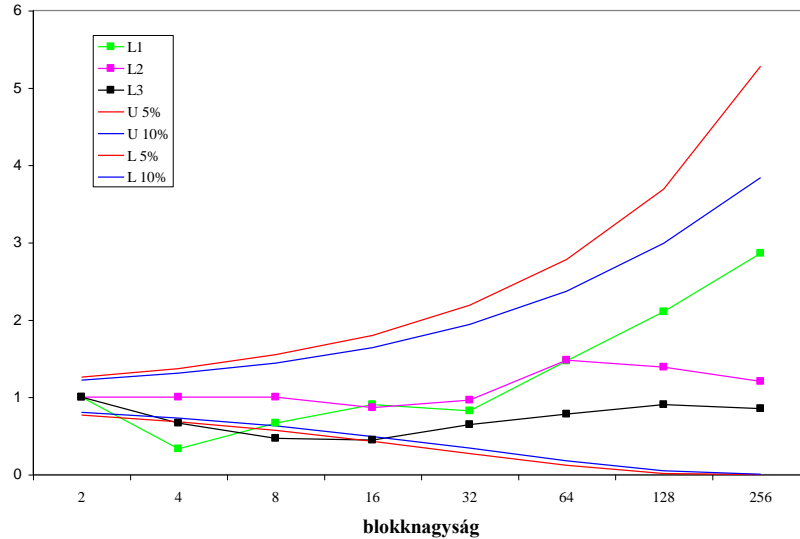
3.5.-51. ábra: A patternanalízis eredménye Bélaváron *M. bore* esetében

Az L2 lárvastádiumban ugyanakkor 4, 8, 16-os blokk nagyságnál uniform diszpergáltság alakult ki. A nagyobb blokk nagyságok esetében a diszperzió mind a két lárvastádiumban a random mintázat irányában halad és az értékek a konfidencia határokon ($p=0,05$ és $p=0,1$) belül maradtak.

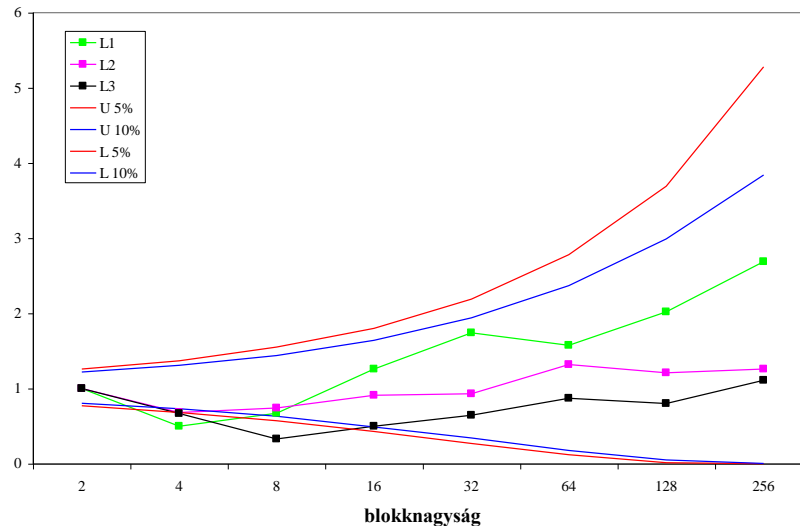
Az L3 lárvastádiumban gyakorlatilag random diszpergáltságot mutat az elemzés.

A Tótújfaluban és Nagyabajomban vett mintasorozat diszpergáltsága a blokk nagyság növekedésével hasonlóan alakult. Aggregált diszpergáltság egyetlen blokk nagyság esetében sem mutatkozik, a görbék a konfidencia intervallumban maradtak. Szegregált diszpergáltságot találtam mind a három mintavételi helyen a kis blokk nagyságoknál 4, 8, 16-os. Ennél nagyobb értékek esetében a random eloszlást kijelölő konfidencia határok között mozog a görbe mindegyik lárvastádium mintáinál.

A patternanalízis és a diszperziós indexek eredményeit összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy az indexek által tükrözött tendencia az aggregált diszpergáltsági típustól a random diszpergáltsági típus felé eltolódik. A patternanalízis során, a lárvák fejlődésével a folyamat jól látható, sőt különösen kifejezett a nagyobb blokk nagyságok, azaz a nagyobb mintavételi nagyság esetében.



3.5.-52. ábra: A patternanalízis eredménye Tótújfaluban *M. bore* esetében



3.5.-53. ábra: A patternanalízis eredménye Nagybajomban *M. inconspicuus* esetében

A védett élőhelyeken előforduló tölcsérépítő lárvák közül az *Euroleon nostras* és a *Myrmeleon formicarius* diszpergáltságát vizsgáltam.

Az élőhelyek térbeli jellegzetessége a lineáris kiterjedés. E miatt a lárvák diszpergáltságának megállapításához a legközelebbi szomszéd módszert használtam a felmérésnél.

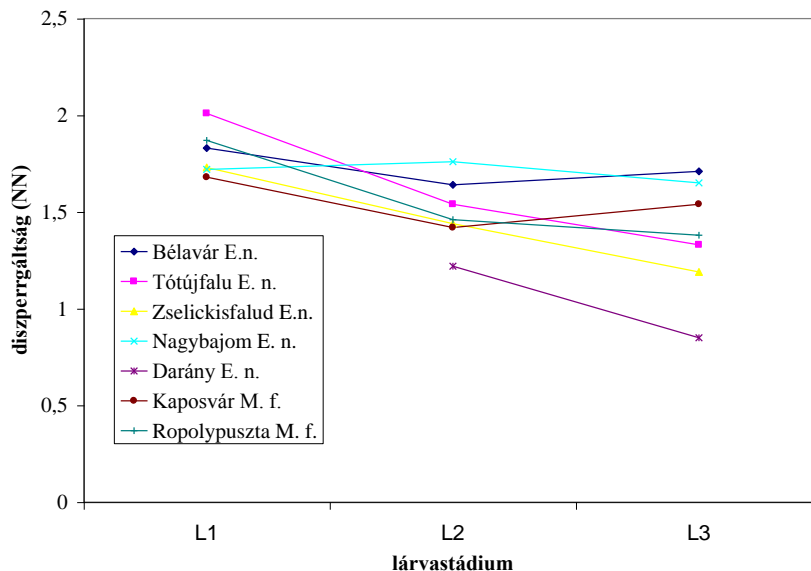
Speciális esetben a védett élőhelyek között a mesterséges építményekhez kapcsolódó is előfordult, mint a jelenlegi vizsgálat során Darányban a turisták számára épített fa esőbeálló laza aljzata, ahol a kialakuló körülmények ugyanolyan védett élőhelyet biztosítanak, mint a természetben a partfalak töve, de a populáció számára a rendelkezésre álló terület kevésbé limitált. A hangyaleső lárvák számára ez az élőhelytípus átmenetet képez a nyílt élőhelyek felé. Ezen a jórészt egyedi védett élőhelyen a nyílt élőhelyekhez hasonlóan kvadrát mintavételezést is el lehetett végezni. A növényzet borítottsága a védett élőhelyekhez hasonlóan 0 % volt.

3.5.-4. táblázat: Védett élőhelyen élő hangyaleső lárvák diszpergáltsága

	<i>Euroleon nostras</i>									
	Bélavár		Tótújfalu		Zselickisfalud		Nagybajom		Darány	
	R	z	R	z	R	z	R	z	R	z
L1	1,83	13,7	2,01	10,63	1,73	14,34	1,72	9,71		
L2	1,64	5,23	1,54	9,74	1,44	7,85	1,76	4,03	1,22	2,00
L3	1,71	2,41	1,33	4,97	1,19	4,73	1,65	2,58	0,85	-2,14
	<i>Myrmeleon formicarius</i>									
	Kaposvár					Ropolypuszta				
	R	z				R	z			
	L1	1,68	13,75				1,87	8,86		
L2	1,42	11,24				1,46	6,97			
L3	1,54	12,78				1,38	5,29			

A 3.5.-4. táblázatba foglalt adatok azt mutatják, hogy a természetben a védett élőhelyeken az *Euroleon nostras* és a *Myrmeleon formicarius* denzitása egyrészt jelentősen meghaladja a nyílt élőhelyeken előforduló fajokét, másrészt időben az egyes lárvastádiumok esetében a diszpergáltság csak kis mértékben változik, az eltolódás a gyengén aggregálttól a randomon át az uniform irányába mutat. Az eredmény egyértelműen szignifikáns eltérést ($|z| > 1,96$) mutatott ki, ami arra utal, hogy az élőhelyen belül a tölcserék elhelyezkedése nem független egymástól.

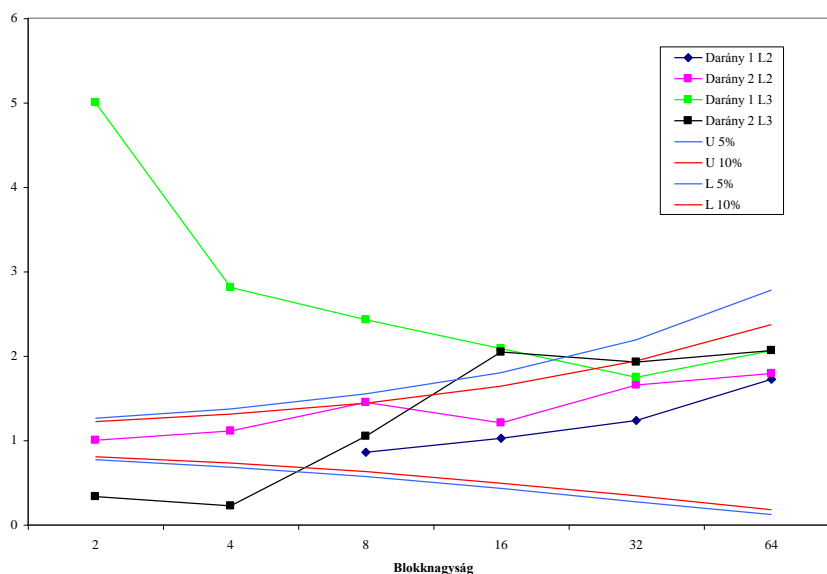
A legközelebbi szomszéd módszer mindig túlbecsli az aggregáltsági mértéket, amelyet épp hangyaleső tölcserék vizsgálatával SIMBERLOFF et al. (1978) is igazoltak, de ebben az esetben nem is a vizsgálatban szereplő numerikus értékek nagyságának van jelentősége, hanem az értékváltozásból kiolvasható tendenciaváltozás által szolgáltatott biológiai információ a hasznosabb. Eszerint a fejlődés folyamán mindkét faj a rendelkezésre álló korlátozott nagyságú teret próbálja a legkedvezőbbben kitölteni.



3.5.-54. ábra: Védett élőhelyen élő hangyaleső lárvák diszpergáltsága (NN) a lárvastádiumok függvényében (En-*Euroleon nostras*, Mf-*Myrmeleon formicarius*)

Darányban védett élőhelyen kvadrát mintavétellel vizsgált *Euroleon nostras* lárvá populáció diszpergáltsági indexeit mutatja a 3.5.-4. táblázat. Emellett elkészítettem a

vizsgált populáció patternanalízisét, ahol a kvadrát nagyság 12,5x12,5cm volt, és 1-1 mintát (64 kvadrát) tudtam venni 1-1m²-es területről.



3.5.-55. ábra: Az *Euroleon nostras* diszpergáltsága Darányban védett élőhelyen

A diszpergáltság kis blokknagyságoknál szegregált vagy aggregált típust mutatott az L3 stádiumban. Az ellentétes eredmény minden bizonnyal a kis kvadrátnagyságnál fellépő fokozott széli hatással magyarázható, különösen feltűnő ez a Darány 1. L3 mintánál, ahol a diszpergáltság fokozatos csökkenést mutat (WIEGERT 1962).

Nagyobb kvadrát nagyságoknál (32, 64) a vizsgált populáció már szignifikánsan random eloszlást mutat.

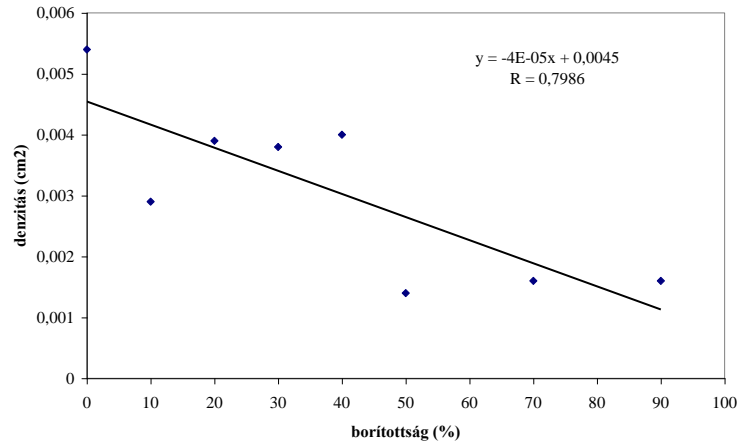
A mintázat kialakulásában a hangyaleső lárvá populáció térbeli helyzetének minőségi oldala tükröződik vissza.

3.5.3.3. Borítottság befolyása a lárvák diszpergáltságára

A tér limitáltsága befolyásolhatja a hangyaleső populációk közötti inter- és intraspecifikus kölcsönhatásokat. A növényzeti borítottság csak a nyílt habitatokban változtatja meg tisztán a hangyalesők interakciónak intenzitását, mivel a védett habitatokban a borítottság 0%.

A vizsgálatokat Nagybjajomban nyílt homok pusztai gyepek különböző borítottságú helyein végeztem el, ahol az abszolút domináns tölcserépítő faj a *Myrmeleon inconspicuus* volt. A vizsgálat során különböző borítottságú helyek (0-90%) esetében mértem a lárvák denzitását, diszpergáltságát és a legközelebbi szomszéd távolságát.

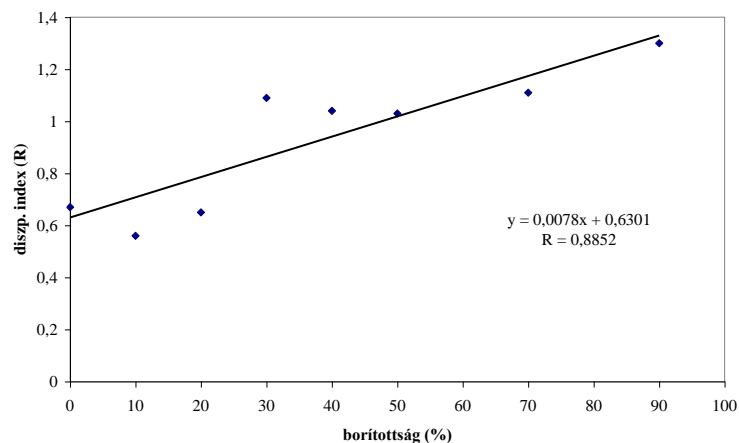
Az adatok elemzésénél megállapítottam, hogy a borítottság növekedésével a denzitás csökken (3.5.-54. ábra), a regressziós egyenes illeszkedése szoros ($R=0,79$). Tehát természetközeli élőhelyeken, olyan homokpusztai gyepekben, ahol egymás mellett különböző nagyságú és borítottságú homokfelületek váltakoznak, a hangyaleső lárvák az alacsony borítottságú helyeket preferálják jobban.



3.5.-56. ábra: A borítottság és a denzitás összefüggése nyílt homoki gyepekben

A borítottság hatása a tölcserépítő hangyaleső lárvákra kettős. Egyrészt a növényzet saját diszpergáltságával hat a lárvák számára fontos nyílt homokfelszínek nagyságára, másrészt hat ezen élőhelyfoltok térbeli mintázatára is.

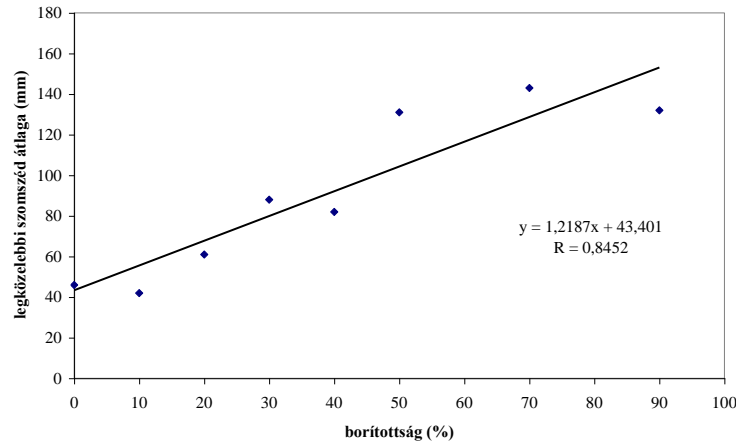
A vizsgálat eredménye azt mutatja, hogy a borítottság növekedésével a diszpergáltság az aggregáltból a szegregált felé tolódik el. A regressziós illeszkedés szintén szoros összefüggést mutat ($R=0,88$).



3.5.-57. ábra: A borítottság és a diszpergáltság összefüggése nyílt homoki gyepekben

A nyílt homoki gyepekben a lárvák tölcserépítésre rendelkezésre álló területek csökkenésével vagy összezsúfolódnak és növekszik a denzitásuk, aggregációjuk nagysága és lecsökken a legközelebbi szomszédok távolsága, ezáltal növekszik az interakciók intenzitása is; vagy követik a növényzet hiátusaiból álló mozaikos foltok términtázatát, így a populáció diszpergáltsága a szegregáció felé tolódik el és egyben növekszik a tölcserék közötti legközelebbi szomszédok száma.

A 3.5.-56. ábra mutatja, hogy a nyílt homoki gyepekben élő tölcserépítők ez utóbbi stratégiát választják, kerülve az interakciókat és a borítottság növekedésével együtt növekszik a legközelebbi szomszédok távolsága is. A regressziós egyenes szoros összefüggést mutat $R=0,84$.



3.5.-58. ábra: A borítottság és a legközelebbi szomszédok távolságának összefüggése nyílt homoki gyepben (Nagybajom Nagyhomok)

3.5.3.4. Hangyaleső lárvák interakciója által befolyásolt viselkedésmintázatok

A tölcsérépítő hangyalesők helytűlő ragadozó életmódja könnyen megfigyelhető és tanulmányozható lehetőségeket kínál az állatvilágban a populációk interakciónak vizsgálatára. E mintázatok közül dolgozatomban a tölcsérátmérőre hatást gyakorló interakciókkal, a predáció egy sajátos formájával, a kannibalizmussal, denzitás és diszpergáltság függő jelenségekkel (fakultatív tölcsérépítők) és a lárvák szezonizációjával foglalkoztam.

A tölcsérátmérő

A populációs interakciók vizsgálatának egyik leggyakrabban tanulmányozott módszere a kölcsönhatások következtében a tölcsérátmérő csökkenése és növekedése közötti korrelációs összefüggés.

A hangyaleső lárvák a tölcsérátmérő csökkenését homokszóró tevékenységük révén fejtik ki. A tölcsér elkészítése után a lárvák időről-időre homokot szórnak a tölcsér köré, ami különösen a nyílt élőhelyeken figyelhető meg, mert a szél gyakran deformálja azok alakját. A homokszórás eredményeképpen a tölcsér nagysága - a lárva fejlettségének és a szubsztrát minőségének megfelelően optimális nagyságot vesz fel. A naponta többszöri homokszóró tevékenység következményeként a lárva a tölcsér átmérőjénél nagyobb kitüntetett térrészletre, mint egy territóriumra tart igényt.



3.5.-59. ábra: A homokszóró tevékenység következtében a magányosan tölcsért építő lárva territoriális viselkedése a kiszórt homokmennyiséggel a távolság függvényében arányosan csökken

Denzitásfüggő hatások következményeként a térrészlet nagymértékben csökkenhet és a szabályos, köralakú tölcserék átfedhetnek egymást (SIMBERLOFF et al. 1978). Időnként az is megfigyelhető, hogy a kisebb fejlettségű lárva a nagyobb fejlettségű tölcserének oldalában építi meg saját tölcserét.

A homokszóró tevékenység más lárva kifejtett zavaró hatása és így a populációs interakciók nagysága is a tölcser szélétől csökkenő tendenciát mutat (3.5.-59 ábra).

A tölcserátmérő populációs interakciót jelző szerepét nyílt és védett élőhelyen is vizsgáltam. Különböző, az adott élőhelytípusra jellemző denzitási értékek mellett lemértem 4x 10 db azonos fejlettségű lárva *Myrmeleon bore* és *Euroleon nostras* tölcserét, mindhárom lárvastádiumban és viszonyítási alapként használtam ugyanazon a mintavételi helyen 10-10 db teljesen szabadon álló tölcser átmérőjének adatait. Az eredményeket ANOVA segítségével értékeltem (3.5.-5. táblázat).

3.5.-5. táblázat: A *Myrmeleon bore* és az *Euroleon nostras* tölcseréinek átmérője a különböző lárvastádiumokban (Tótújfalu) ANOVA-val értékelve P=0,05

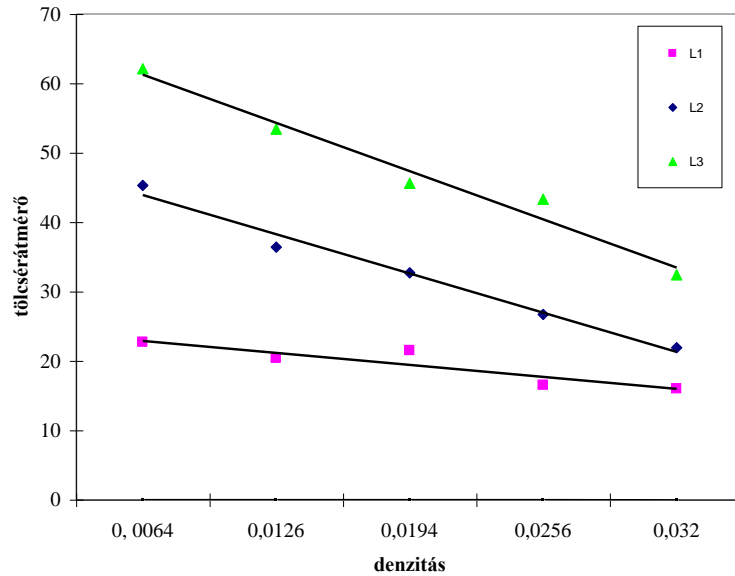
<i>Myrmeleon bore</i>	tölcserátmérő átlaga	szórása	F _{So,05[4,45]}	F _s
L1 (0,00249 d/cm²)	20,38 mm	17,32	2,59	1,62ns
L2 (0,00098 d/cm²)	32,82 mm	18,57	2,59	2,27ns
L3 (0,00065 d/cm²)	48,45 mm	11,63	2,59	2,19ns
<i>Euroleon nostras</i>				
L1 (0,0141 d/cm²)	18,21 mm	6,34	2,59	12,48*
L2 (0,0093 d/cm²)	33,95 mm	8,23	2,59	9,71*
L3 (0,0054 d/cm²)	50,72 mm	9,12	2,59	5,94*

ns- nem szignifikáns * szignifikáns eltérés

A nyílt helyen élő *Myrmeleon bore* tölcserátmérője különböző lárvastádiumokban nem különbözött szignifikánsan, ami arra utal, hogy a tölcserátmérőt elsősorban az élőhelyi sajátosságok, a lárva táplálék-ellátottsága befolyásolhatja. Intraspecifikus interakciókat nem sikerült kimutatni.

A védett élőhelyen az *Euroleon nostras* esetében szintén elvégeztem a tölcserátmérő-méréseket. E faj esetében a denzitási értékek mindig meghaladták a nyílt élőhelyen előforduló fajok denzitási értékeit. Az ANOVA mindhárom lárvastádiumban szignifikáns különbséget jelzett, amit bizonyítékként fogadhatunk el a populációs interakciók meglétére. Tehát az *Euroleon nostras* lárva élőhelyén a tölcserépitésre alkalmas helyek limitáltsága miatt a lárva fejlettségi állapotukhoz viszonyítva kisebb tölcseréket építenek, amit a tölcserék közelségének átlaga (NN módszer $r_{L1} = 21$ mm $r_{L2} = 27$ mm $r_{L3} = 36$ mm), a tölcserék átmérőjének kisebb szórása is jelez. A tölcserátmérő csökkenése a lárva homokszóró, egymást folyamatosan zavaró tevékenysége során valósul meg.

A különböző lárvastádiumokban a tölcserátmérő és a denzitás közötti összefüggést laboratóriumi kísérletek segítségével határoztam meg. Különböző denzitásban (0,0064; 0,0128; 0,0192; 0,0256; 0,0320 d/cm²), ami megegyezik a természetben mért értékekkel, 25x25 cm-es homokkal feltöltött dobozban három replikációban helyeztem el azonos fejlettségű (L1, L2, L3) *Euroleon nostras* lárvaikat és 5 nap után lemértem az elkészült tölcserék átmérőjét. Az adatokat a 3.5.-60. ábra mutatja. Az ábráról leolvasható, hogy a növekvő denzitással az átlagos tölcserátmérő mind a három lárvastádiumban csökken.

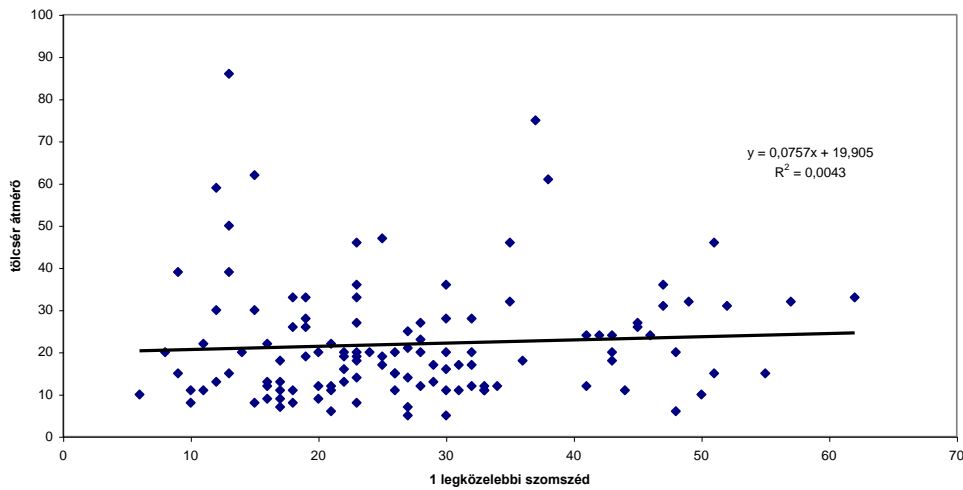


3.5.-60. ábra: Az *Euroleon nostras* átlagos tölcserátmérője a denzitás függvényében

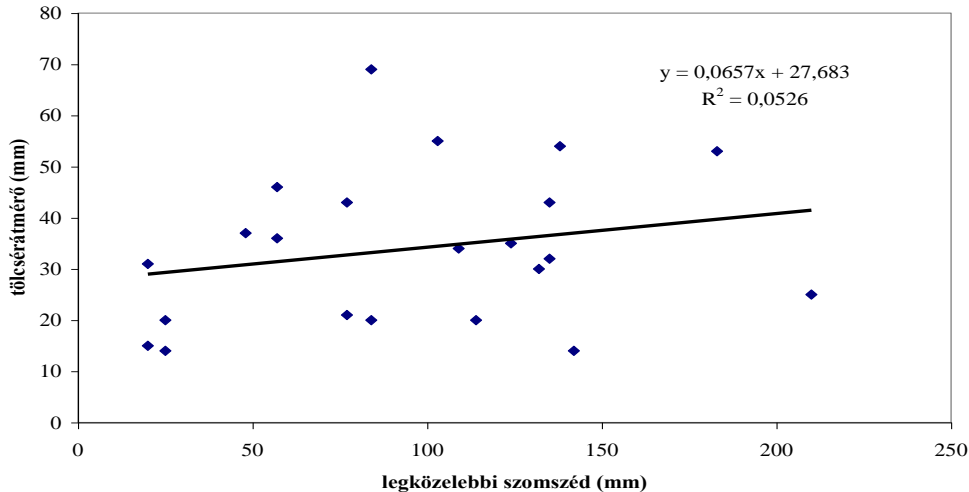
A legközelebbi szomszéd hatása a tölcserátmérőre

Interakciók nélküli eredményeket hoztak a nyílt élőhelyen és az egy nagyságrenddel nagyobb denzitásban védett élőhelyen előforduló (Darány) lárvák tölcserátmérő és az első, második, harmadik legközelebbi szomszéd módszerrel számított eredményei.

A 3.5.-61. és 3.5.-62. ábra grafikonja trend nélküliek; a tölcserátmérő és a vizsgált denzitás mellett nincs összefüggés a legközelebbi szomszéd távolságával.



3.5.-61. ábra: *Myrmeleon bore* L1 fejlettség esetében védett élőhelyen (Tótújfalu)



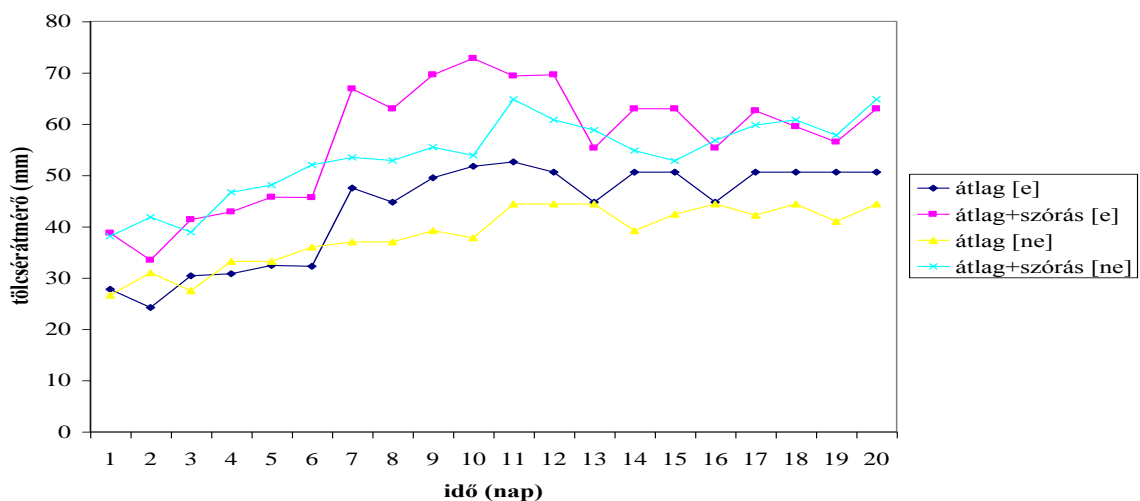
3.5.-62. ábra: *Euroleon nostras* L2 fejlettség esetében védett élőhelyen (Darány)

A lárvák éhségérzete (hunger level) és a tölcserátmérő

A hangyaleső lárvák tölcserépítésében valószínűleg a belső faktoroknak is fontos szerep jut. Közismert, hogy a vedlés előtt álló lárvák nem táplálkoznak, ekkor tölcserméretük csökken (GRIFFITHS 1980, WHEELER 1930). Viszonylag keveset tudunk azonban a vedlések közötti és a tölcserátmérőt meghatározható intrinsic faktorokról. WILSON (1974) állítását, miszerint az éhségérzet (hunger level) - amit végeredményben mégis csak a táplálékellátottság határoz meg, mint extrinsic faktor – növeli a tölcserátmérőt, egy laborkísérletben vizsgáltam.

Két, párhuzamosan beállított, 3x3 ismétlésben elvégzett kísérlet, ahol 20 napig 5-5 db *Euroleon nostras* L₃ lárvát teszteltem a tölcserátmérő és az éhségérzet időbeli változása alapján 20x20 cm homokkal feltöltött dobozban laboratóriumi körülmények között, az alábbi eredményt mutatta:

Az első kísérletben (3.5.-63. ábra) naponta 2 db hangyával etettem a lárvákat. A lárvák elhelyezése után (0 nap) azok a következő napra megépítették tölcseiket. A tölcserméret ezt követően lassú növekedést mutatott. Kb. 1 hét után következett be egy nagyobb tölcserátmérő-növekedés, majd a 2. hét végére a tölcserátmérő stabilizálódott.



3.5.-63. ábra: A tölcserátmérő eloszlása e- etetett ne- nem etetett *Euroleon nostras* L3 lárva esetében laborkísérletben egy állandós denzitási érték esetén

A nem etetett lárvák (3.5.-63. ábra) estében is hasonló lefutású diagramot kaptam, azzal a különbséggel, hogy a tölcsérátmérő fokozatosan növekedett, kb. két hét után érte el a maximumát.

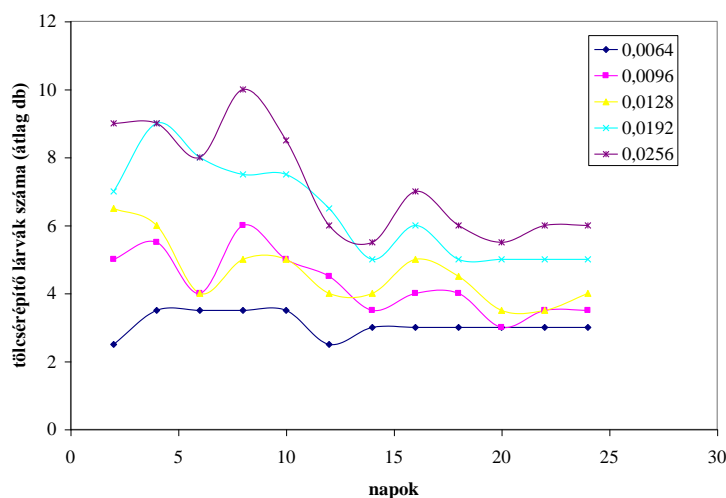
Az első kísérletben feltételezhetően az éhezést egyébként kitűnően tűrő lárvák már egy hét után több zsákmányállatot igényeltek volna. A nem etetett lárvák tölcsérnövekedése feltételezhetően csak a tölcsérjavítgatók eredményeképpen következett be.

A kannibalizmus

A kannibalizmusra utaló jeleket nyílt élőhelyen előforduló lárvák esetében nem tapasztaltam, ami arra enged következtetni, hogy ez ritka jelenség lehet az ilyen élőhelyeken. A kannibalizmust kiküszöbölő mechanizmusok működéséről: (feromonok, fejlett vibrációs érzékelés) csak hiányos ismereteink vannak (NEW 1989).

A védett helyeken élő *Euroleon nostras* intraspecifikus interakciójának a kannibalizmus jelenségében megnyilvánuló hatását laboratóriumi kísérletsorozatban vizsgáltam.

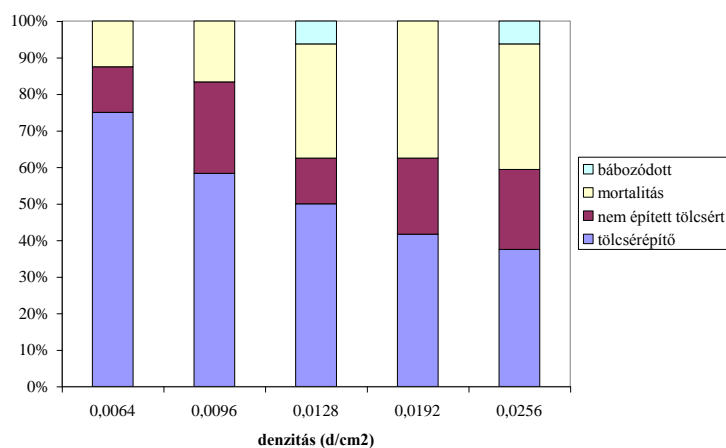
Különböző denzitásban helyeztem el L3 fejlettségű lárvákat szabályos mintázatban, 25x25 cm-es homokkal feltöltött dobozban. A közel egyhónapos vizsgálat során a lárvákat nem tápláltam és kétnaponként megszámláltam a tölcséreket és rögzítettem a térbeli helyzetüket. A kísérletet addig folytattam, amíg olyan térbeli mintázat alakult ki, ahol a tölcsérek száma 5 napig állandóvá nem vált. A kísérlet ideje alatt a lárvák többször változtatták tölcséreik helyzetét (relokáció) és az egymáshoz túl közel megépített tölcsérek miatt intenzíven szórták a homokot tölcséreik köré. A kísérlet végén a homokot átszítálva az élő egyedek és a kiszívott, sérült lárvabőrök arányából megállapítottam a mortalitást. A kísérlet lefolyását mutatja a 3.5.-64. ábra.



3.5.-64. ábra: Az *Euroleon nostras* L3 lárvák tölcséreinek száma különböző denzitásban (d/cm^2)

A kísérleti arénába helyezett lárvák a kezdeti néhány nap után annyi tölcsért építettek, ahányat a tér limitáltsága következtében képesek voltak létrehozni. A tölcsérépítés közben - különösen magas denzítés esetén - a lárvák közül néhány zsákmányállattá vált. Kb. 1 hét után a táplálékhiány következtében, a lárvák térbeli mintázata jelentősen átrendeződött, aminek a következtében újabb lárvák pusztultak el, de a homokfelszín alatt megbúvó, tölcsért nem építő lárvák mintegy esélyt kaptak a tölcsérkészítéshez. A tölcsérek térbeli elrendeződése a homokszórás, tölcséráthelyeződések miatt a második héten is folyamatosan változott. A kísérletben valószínűleg a harmadik hét végén alakult ki a rendelkezésre álló térrészleten az optimálisan diszpergáltság. A kísérletsorozat végén kiszítáltam az estlegesen élő, de tölcsért nem építő lárvákat is. A kísérletet összesen két sorozatban végeztem el.

A különböző denzitási értékek között tartott *Euroleon nostras* tenyészetekben a kísérlet végén a tölcsérépítő lárvák száma: 3-5 db/box között változott és növekvő denzitás mellett arányosan csökkent. A mortalitás és a tölcsért nem építő lárvák száma (fakultatív tölcsérépítő) a denzitás csökkenésével fordított arányban emelkedett, tehát a kannibalizmus denzitás függő jelenség (3.5.-64. ábra). A természetben a kannibalizmusnak, mint a kompetícióban betöltött szerepének tanulmányozása nehéz, mivel bizonyos mintázatok így a tölcsérépítő hangyaleső lárváké is már egy interakciók által organizált pillanatnyi állapotot jelenít meg, s az észlelt állapot előtörténete nem ismert. Hangyaleső lárvák természetes élőhelyein elvégzett, mesterségesen manipulált kísérletek eredményeiből a vizsgálat során okozott diszturbációs hatások nem választhatók el.



3.5.-65. ábra: Az *Euroleon nostras* denzitás függő mortalitása

Nem kétséges, hogyha nyílt helyen tölcsért építő lárvákkal végeztem volna el a kísérletet, hasonló eredményt kaptam volna, mint MATSURA (1987) a *Myrmeleon bore*-val, de nem szabad figyelmen kívül hagyni, hogy a természetben, nyílt élőhelyeken ilyen magas denzitási értékek nem fordulnak elő.

Fakultatív tölcsérépítők

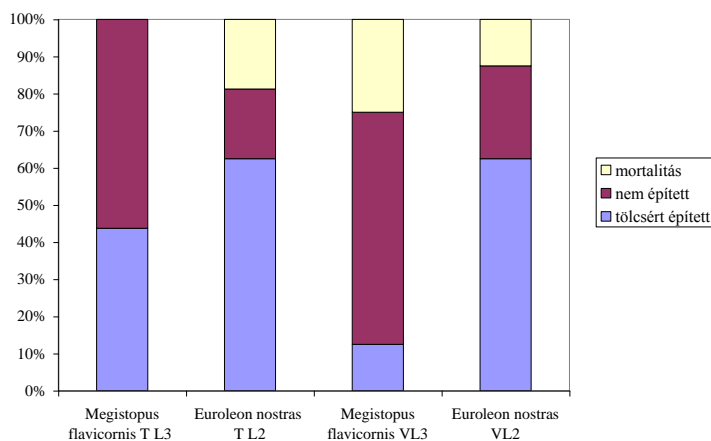
Bélaváron és Nagybajomban védett helyen tölcsérépítő hangyaleső lárvák denzitásának mérése során figyeltem fel arra, hogy a vizsgálat befejeztével a mintavételi helyről a homokból több lárvát szitáltam ki, mint ahány tölcsért előzőleg leszámoltam. A kiszitált lárvák itt rendszerint két fajhoz tartoztak: *Euroleon nostras* és *Megistopus flavicornis*.

A korábbi években is tapasztaltam már ezt a viselkedési formát, amelyet „fakultatív tölcsérépítésnek” neveztem el (ÁBRAHÁM 1992b). A jelenség háttérmechanizmusának további vizsgálatához három laboratóriumi kísérletet végeztem.

Az első kísérletben 5-5 db *Megistopus flavicornis* L3 és *Euroleon nostras* L2 lárvát tenyésztettem elkülönítve. A *Megistopus flavicornis* egyedei 5 nap után 100%-ban megépítették tölcséreiket, míg az *Euroleon nostras* egyedeknek mindegyike már a második napra tölcsért épített.

A második kísérletben, tiszta tenyészetben neveltem a L3 *Megistopus flavicornis* és L2 *Euroleon nostras* egy átlagos élőhelyet reprezentáló dobozban. A kísérletben 25x25cm boxban, 8-8 példányt ($D=0,0128$ db/cm²) helyeztem el. A természetben gyűjtött minták esetében a két faj lárváinak fejlettségi állapota között mindig különbség van, mert a *Megistopus flavicornis* jóval korábban rajzik, mint az *Euroleon nostras*. A kísérletben beállított denzitási érték a természetben mért denzitási értékeknek a közepes tartományába esett. A kísérlet két hete során a tölcsérek számát figyeltem, majd a kísérlet végén kiszitáltam a homokból a lárvákat. A viselkedési mintázat százalékos eloszlását mutatja a 3.5.-66. ábra első két oszlopa. A *Megistopus flavicornis* esetében tiszta tenyészetben nem fordult elő

kannibalizmus, viszont a fajok többsége a homok felszíne alatt meghúzódva tölcserít nem épített. Megfigyeltem, hogy a kísérleti arénába ejtett hangyák közül a tölcserít nem építő egyedek is zsákmányoltak. Az *Euroleon nostras* L2 lárvája tiszta tenyészetben a kannibalizmus fejezetnél az L3 lárvához hasonló viselkedési mintázatot mutatott, az egyedek zöme tölcserít épített, a tölcserít nem építő és az elpusztult egyedek száma kiegyenlítette egymást.



3.5.-66. ábra: Tiszta (T) és vegyes (V) tenyészetben nevelt L3 *Megistopus flavicornis* és L2 *Euroleon nostras* lárvák viselkedése a tölcserépítés szempontjából ($D=0,0128 \text{ db/cm}^2$)

A harmadik kísérletsorozatban az L3 *Megistopus flavicornis* és L2 *Euroleon nostras* vegyes tenyészetben neveltem hasonló körülmények között, mint a második kísérletben.

A vizsgálat során két hét elteltével átszitáltam a tenyészetet és újra megvizsgáltam a tölcserékből előkerült lárvák faji hovatartozását.

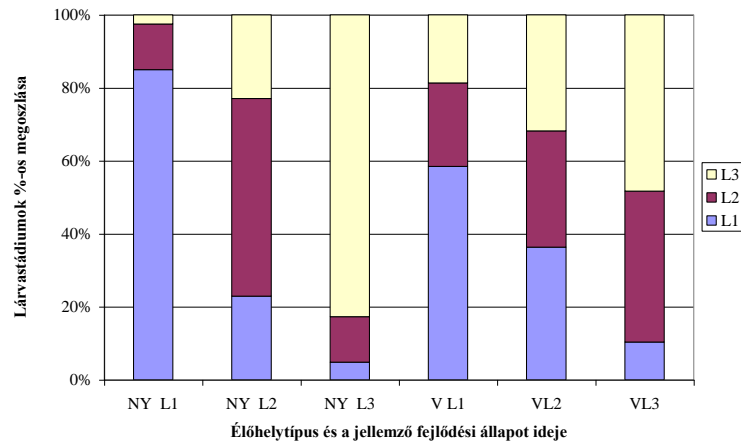
A 3.5.-65. ábrából kitűnik, hogy a vegyes tenyészet esetén az L2 *Euroleon nostras* a tér limitáltsága következtében erős interspecifikus kompetíciót fejt ki homokszóró viselkedése révén. Ez megfelel a természetben tapasztalt tényeknek is, mivel a védett élőhelyen a tölcserépítő fajok között mindig a legmagasabb abundanciával találjuk meg. A két faj közötti viselkedés módbeli eltolódásokból az *Euroleon nostras* lárváé erősebb kompetítor hatására lehet következtetni. A *Megistopus flavicornis* a tölcserépítés szempontjából opportunistáé stratégiát folytat, ami megfelel a fakultatív tölcserépítési viselkedési mintázatnak.

Tehát a fakultatív tölcserépítő zsákmányszerzési viselkedésmód alapvetően egy kompetitíve organizált mintázatot mutat. A *Megistopus flavicornis* kompetíciót csökkentő tér és időbeli elkülönülésére egyelőre nincsenek vizsgálati eredményeim.

A szezonizáció

Magyarországon a tölcserépítő hangyaleső fajok normális esetben egy évig fejlődnek. A földrajzi szélességtől függően fejlődésüket akár több évig is elhúzódhat. Svédországban pl. a *Myrmeleon formicarius* és az *Euroleon nostras* három éves fejlődésüket is feljegyezték már (FRIHEDEN 1973).

A fejlődésüket normálistól való eltérést a környezeti faktorok szélsőségei, az élőhely minősége, táplálék ellátottsága stb. és a populációs interakciók együtt befolyásolják. A rosszul táplált lárvák lassabban fejlődnek, bár az éhezést jól tűrik. (GRIFFITHS 1985, MATSURA 1987a, WHEELER 1930).



3.5.-67. ábra: A lárvák százalékos koreloszlása a nyílt (NY., *Myrmeleon bore*, Tótújfalu) és a védett (V., *Euroleon nostras*, Tótújfalu) élőhelyeken

A nyílt élőhelyen vizsgált fajok között a *Myrmeleon bore* és a *Myrmeleon inconspicuus* esetében minden lárvastádium felmérésekor találtam fejlődésben elmaradt példányokat.

A nyílt élőhelyen elsősorban a szélsőséges környezeti viszonyoknak tulajdoníthatjuk a fejlődésben elmaradt lárvák arányát, és a populációs interakcióknak feltételezhetően nincs szerepe a normális fejlődésmenettől történt eltérés kialakításában. Erre már utaltam a hőmérsékleti viszonyok és a hőmérsékletnek a táplálékkínálatra gyakorolt hatása elemzésénél is.

A védett mikrohabitatban a tölcserépítő lárvák fejlődése a nyílt élőhelyen előforduló lárvákkal azonos, vagy ahhoz közeli mintavételi időpontokban jóval kisebb szórást mutatott, ami arra utal, hogy az ilyen élőhelyeken található fajok koreloszlása kiegyenlítettebb. Ezt a jelenséget kevésbé indokolhatjuk a védett mikrohabitatban mért környezeti tényezőkkel, hiszen azok ott kiegyenlítettebb életkörülményeket biztosítanak a lárvák fejlődéséhez, mint nyílt élőhely. Sokkal inkább a tér limitáltság miatt kialakuló, nagyobb populációs interakciók következményének tekintjük az egyenletesebb életkor eloszlást, ami a kisebb táplálék ellátottságon keresztül hat a lárvák fejlődésmenetére.

A fentiek miatt a nyár közepén a nyílt homokfelszínekről hazánkban szinte eltűnnek a hangyaleső lárvák, denzitásuk az év folyamán ekkor a legalacsonyabb. A védett élőhelyeken csak kismértékben csökkenő denzitás figyelhető meg. Ezt részben okozhatja a fakultatív életmód, a kisebb táplálékellátottság, az élőhelyen szélső helyzetű egyedek fejlődésének lelassulása stb. ezért az időben elhúzódó fejlődésmenetet az intra- és interpopulációs kapcsolatban lévő lárvák interakciójára vezethető vissza a védett élőhelyeken.

4. DISZKUSSZIÓ

Jelen dolgozatban a Dunántúli-dombság területén a recésszárnyúakon végzett szünzoológiai vizsgálataim fontosabb eredményeit foglaltam össze.

A hazai Neuroptera fauna kutatását mindig is erőteljes befolyásolta az osztrák kutatók által teremtett európai „neuropterológiai iskola”. Ez a hatás a hazai szünbiológiai kutatások témaválasztásában is megnyilvánult (ÁBRAHÁM és PAPP 1994b).

Az erőteljes taxonómiai orientáltság mellett a szünbiológiai szubdiszciplinák közül a faunisztikai, zoogeográfiai kutatási területek kaptak kitüntetett szerepet. Ez éppúgy érződik mind a hazai, mind a Dunántúli-dombság területén végzett korábbi vizsgálatoknál. Cönológiai, konzerváció biológiai, ökológiai stb. jellegű kutatások ezen a tájegységen sem folytak.

Jelen kutatást megelőzően a szünfenobiológiai kutatási területek közül is csupán gyér számú faunisztikai, ökofaunisztikai adattal rendelkezünk: összesen 56 faj 223 adatát (faj+lelőhely) találtam meg az irodalomban.

Egy terület faunájának vizsgálatokor a szünbiológiai szubdiszciplinák közül a fajok a minőségi elemzés tárgyát képezik. A fauna fogalmán Linné az adott területen előforduló állatfajok összességét értette. Ugyanakkor a fauna fogalmát másféle értelemben is használjuk, ennek megvilágítását leginkább egy botanikai példával illusztrálhatjuk. A fauna fogalom egyrészt a flóra megfelelője, másrészt a vegetációé is. A vegetáción értjük az „*adott topográfiai térrészletben a Tx-ben egzisztáló növénytársulások Vx halmazát*” (Biológiai Lexikon). Más meghatározás szerint a vegetáció a flórában lévő növényfajok mennyiségi reprezentációja (DANSEREAU 1951). A zoológiában a vegetációhoz hasonló fogalom hiányára már többen is rámutattak (ELTON 1966). Tehát a fauna fogalom használata kettős értelmű. UDVARDY (1983) a hiányosság megszüntetésére – a vegetáció fogalmi párhuzam mintájára - javasolta a faunáció fogalmának bevezetését: „*adott terület állattársulásai ill. állategyüttese*”.

Egy adott terület állattársulásainak leírása legalább annyival bonyolultabb feladat, mint amennyivel nagyobb az állatvilág diverzitása a növényvilágénál. A probléma sokrétűsége miatt ösztönösen akkor járunk el helyesen, ha egynemű állományokat vizsgálunk, tehát rendszertanilag hasonló egyedek halmazának jellemzőit adjuk meg. A fajokhoz tartozó tömegességi viszonyok, cönológiai felmérés esetén a társulásokat leíró karakterisztikák (BALOGH 1953) mennyiségi, vagy a fajdiverzitás mennyiségi és minőségi oldaláról is információt nyújtanak (SOUTHWOOD 1984).

Minden faunisztikai kutatás középpontjában a vizsgált terület fajlistájának összeállítása áll. A kutatás során a Dunántúli-dombság területéről 25 804 példányt határoztam meg, amely 80 fajnak bizonyult. A faunisztikai felmérés során a 24 újabb fajjal növekedett a terület faunalistája.

Ez a mennyiség nem tűnik soknak, de pl. ASPÖCK et al. (1980) Európa Neuroptera faunáját feldolgozó monográfiájukhoz 100 ezer példányt vizsgáltak át, Közép-Európa faunát 15 ezer példány meghatározása alapján ASPÖCK és ASPÖCK (1964) írták meg, míg Nagy Britannia Neuroptera faunájának felmérése PLANT (1994) 12 ezer példány alapján készült el. Ezek és hasonló művek mennyiségi adatait összevetve megállapítható, hogy a Dunántúli-dombság Neuroptera faunáján végzett vizsgálatok ugyan nem teljes körűek, de mindenesetre reprezentatívnak tekinthetők.

A kutatási területéről kimutatott újabb két tucat fajból két faj, a *Nineta guadarramensis* (Pictet, 1865) és a *Myrmeleon bore* (Tjeder, 1941) a hazai faunában először került elő. A dolgozatban e fajok és a hozzájuk közel álló rokon fajok differenciális bélyegeit, fejlődési alakjaikra és elterjedési területükre vonatkozó információkat is összegeztem.

Kilenc további fajról - *Nineta inpunctata* (Reuter, 1894), *Chrysoperla mediterranea* (Hölzel, 1972), *Wesmaelius helveticus* (Aspöck et Aspöck 1964), *Wesmaelius ravus* (Withycombe 1932), *Symphorobius klapaleki*, Zeleny 1963, *Aleuropteryx juniperi* Ohm, 1968, *Aleuropteryx umbrata* Zeleny, 1964, *Coniopteryx hoelzeli* Aspöck, 1964, *Coniopteryx renate* Rausch et Aspöck, 1977 - összegyűjtöttem a legfontosabb taxonómiai és szünfenobiológiai jellemzőket és elterjedésüket Magyarország UTM térképen ábrázoltam, mivel a Dunántúli-dombság faunájának jellemzésénél ezeket szünfenobiológiai szempontból figyelemre méltó fajként kell kezelnünk.

A Dunántúli-dombság területének faunisztikai kutatása nem egyenletes, elsősorban a nagyobb természetvédelmi területek és környezetük feltárt (ÁBRAHÁM 1990, 1992b, 1995, 1998a, 1998b, 2000, 2001, ÁBRAHÁM és PAPP 1991, 1994a,b). A jövőben nagyobb hangsúlyt kell helyezni a Tolnai-dombság és Külső-Somogy vizsgálatára, ennek ellenére a hazai Neuroptera faunával összevetve mind fajszám, mind az elterjedési adatok tekintetében a faunisztikai kutatás szintjén e nagytájegységünk az egyik legjobban kutatott területté vált a közelmúltban hazánkban (SZIRÁKI et al. 1992).

Az irodalomban vita (GRAY 1987) van arról, hogy milyen módon adhatjuk meg, írhatjuk le a vizsgált fauna, fajegyüttes mennyiségi oldalát. Már az egyik legfontosabb karakterisztika, az abundancia, leírása is sokszor főleg metodológiai módszereink tökéletlensége miatt problémákba ütközik. Általánosságban az abundancia fogalom használatát alkalmazzuk minden térskálán, egy élőhelyen (habitat) (micro-range), regionális skálán, heterogén habitatok összességében (meso-range), és egy biogeográfiai skálán, amely elég nagy ahhoz, hogy a fajok többségének az elterjedési területét is magába foglalja (macro-range) (GASTON 1994).

A gyakoriság és a ritkaság megítélésében bizonyos értelemben közeledni látszanak az álláspontok (FERSON és BURGMAN 2001). A két elválaszthatatlan fogalompár megítélését egyrészt a faj-abundancia oldaláról, másrészt a faj elterjedtsége (range) oldaláról közelíthetjük meg.

Logikailag nyilvánvaló, hogyha a fogalompár egyik tagját definiáltuk, azzal ellentétes a másik tag definiálása is. A ritkaság definiálására született a legtöbb leírás, köztük ismertebbek BASSET és KITCHING (1991), BROWN (1984), LAURENCE (1991), RABINOWITZ (1981), SCHOENER (1987) definíciója. A gyakoriság definíciójával jóval kevesebb munka foglalkozik (KENDALL 1962, PAPP 1991).

A dolgozatban elvégzett háromféle módszer alapján elvégzett elemzés Neuroptera fajok ritkasági-gyakorisági viszonyait hasonló módon tükrözte vissza. Az ISA módszer használatánál jól szétváló nyolc csoport elkülönülését még további kutatásoknak kell igazolni.

A recésszárnyú rovarok szünbiológiai heterogenitásuknál fogva soha nem tartoztak a látványos és sok kutatót vonzó (*Lepidoptera*, *Coleoptera*, *Odonata*) rendek közé. A *Coniopterygidae* fajok kis mérete (1-2 mm), sokáig meghatározhatatlanként kezelt nőstény példányok (SZIRÁKI 1991b), a vízhez kötött fejlődésű fajok, a lombkoronaszintben élő aphidofág életmódú fátyolkák és a speciálizált predátor életmódot folytató hangyaleső fajok mind hozzájárultak ahhoz, hogy hazánkban a természetközeli élőhelyeken a recésszárnyúak ritkasági és gyakorisági sajátosságainak szünfenobiológiai kutatása a zoocönológia hazai (BALOGH 1953) erőteljes hatásának ellenére is feltáratlan maradt. Így

jórészt a tudományos közlemények zöme nemcsak hazánkban, hanem még egész Európa szerte is ökofaunisztikai jellegű (ASPÖCK et al. 2001). Az agrobiocönózisokban a biológiai védekezésben a zöld- és barnafátyolkáknak komoly szerepet szánunk. Ezért a 20. század végén az egyre felerősödő természetvédelmi problémák miatt nagyobb hangsúlyt kapott a fajok gyakorisági és ritkasági viszonyainak tisztázása. Ez a szünbiológiai szakirodalomban (BROWN 1984, HANSKI 1982, PRESTON 1948, RABINOWITZ 1981, SCHOENER 1987) is a figyelem középpontjában került, ennek ellenére a recésszárnyúakról e témában még kevés az adatelemzésen alapuló színvonalas felmérés.

A vizsgált anyag a gyakorisági és ritkasági viszonyok elemzését regionálisan és részben szubregionálisan is lehetővé tette. A három különböző módon elvégzett értékelés nagyon hasonló fajsorrendet eredményezett. Egy adatsor gyakorisági küszöbértékének statisztikai megfontolások alapján (IZSÁK 2001) a 3. kvartilis értékhatárát jelölhetjük ki. Az eredmények azt mutatják, hogy minél jobban megközelítjük ezt a kvartilis határértékét vagyis a gyakorisági küszöbértéket, annál nagyobb a különböző módszerek szerint a fajok közötti gyakorisági sorrend eltérése.

Az ISA (Index of Species Abundance) rangkorrelációs módszer (KENDALL 1962) alapján kapott nyolc különböző jól elkülönülő csoport szétválását még további kutatási eredményeknek és elemzéseknek kell megerősíteni, mert tapasztalati úton nem állapítható meg, hogy ezek valóban jól elkülönülő csoportok-e. Ugyanakkor ez a vizsgálat és az e témában publikált tanulmányok sorozata (pl.: GASTON 1994, RABINOWITZ 1981) is rávilágít arra, hogy a ritkasági és gyakorisági sajátosságok megítélésének nincs egységesen elfogadott modellje. HANSKI (1982) core-satellit modellje sem általánosan elfogadott.

A Dunántúli-dombság tájegységein generalista típusú domináns és szubdomináns fajok sorrendje kevésbé változik, mint a ritka fajok sokfélesége. Úgy tűnik a fajkészlet gyakorisági sajátosságainak kialakításában hasonló környezeti és elemi kölcsönhatások vesznek részt. A ritka fajok (specialisták) területenkénti megoszlásában sokkal jobban visszatükröződnek az élőhelyi jellemzők pl.: vizes élőhelyek, homokpuszta gyepek aránya stb. Különös korreláció fedezhető fel fenyőpreferáló fajok gyakorisági-ritkasági viszonyai és a fenyőtelepítések nagysága között. E fajok több tájegységen a ritka fajok csoportjába tartoznak, de lokálisan gyakoriak is lehetnek, ha az élőhelyeken belül nagymértékű a fenyőtelepítés. Sok esetben élőhelyidegen fajként (un: xén faj GALLÉ 1994) kell őket kezelnünk specialisták lévén.

E dolgozatban a szünbiológiai szubdiszciplínák különböző térszála szerinti értékelése alapján a legmagasabb szintű - macro range, amely már a legtöbb faj teljes areáját is magában foglalja - a biogeográfia.

Századunk harmincas éveiben kezdődött a biogeográfiában azaz integrációs tendencia, amely a faunaeredet és elterjedési elemzésekben kristályosodott ki. A botanikában HULTÉN (1937), a zoológiában REINIG (1937) és STEGMANN (1938) szakított először azzal az állatföldrajzi koncepcióval, hogy a biogeográfiai elemzések célja a területi egységek elkülönítése ill. hierarchiák megállapítása. Ekkorra vált ismertté, hogy az area góccok, ill. a szétterjedési centrumok, amelyek az egyes flóra- és faunaelemek negyedidőszaki, ill. posztglaciális dinamikájukért felelősek, alapvetően megegyeznek a növény- és állatvilágban (VARGA 1971).

A biogeográfiában napjainkban két irányzat képviselői között heves polémia folyik a vizsgálati módszerekről (NOOMAN 1988, PLATNICK és NELSON 1981,).

Európában a „*center of origin*” irányzat (de LATTIN 1967) erőteljes, melynek képviselői a recésszárnyúak állatföldrajzi vizsgálatában Aspöck H., Aspöck U., Hölzel H., Monserrat J. V., Popov A. stb.

A vikariencia biogeográfia szintén Németországból indult HENNIG (1965) cladista módszer szerint felállított filogenetikai rendszerével, majd e módszert követve Platnick, Nelson, Rosen külön vikariencia biogeográfiai iskolát teremtettek. Ez az irányzat elsősorban Amerikában hódít, a recésszárnúakat feldolgozó munkák közül OSWALD (1993) tanulmánya figyelemre méltó. Mindkét módszernek vannak követői és ellenzői.

Dolgozatomban az előbbi módszer szemléletét követve elemeztem a Dunántúli-dombság Neuroptera faunáját állatföldrajzi szempontból.

Hazánk és a Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának Nyugat-Palaearktikus faunaköre az inter- és posztglaciális Mediterrán nagyrefugiumból terjedt szét (de LATTIN 1967, ASPÖCK et al. 1980). Ezeknek a faunaelemeknek a térhódítása az Illír terület felől mehetett végbe a terület erdeinek záródása előtt a boreális vagy a tölgyfázis elején (VARGA 1964).

A Kelet-Palaearktikus faunakör tagjai - főleg a szibériai eredetűek - keleti irányból nyomultak be hazánkba a posztglaciális időszakban az éghajlat csapadékosabbá válásával, a zárt erdőöv kialakulása során VARGA (1977).

A Dunántúli-dombság Neuroptera faunája rendkívül heterogén összetételű, mivel területe különböző természeti adottságú (domborzatú, éghajlatú, stb.) területek összetevőjéből áll.

Az egyes tájegységek faunaelem összetétele alapján csupán csekély különbséget felmutató árnyalt képet kaptunk a környezeti tényezők, külön-külön nem nevesíthető összhatásról, amelyek meghatározták a fauna múltbeli és jelenkori kialakulását. A vizsgálat megerősítette azokat a természetföldrajzi és növényföldrajzi kutatási eredményeket, amelyek a szubmediterrán éghajlati befolyás vagy a mediterrán flóaelemek elterjedésével mutatnak párhuzamot (ÁBRAHÁM 1998b, 2000). Tendenciaszerűen magasabb a Balaton-medence és a Mecsekvidék területén a melegkedvelő mediterrán faunakomponensek aránya, a hegyvidéki területek felé számuk fokozatosan csökkenő (3.3.-14. ábra). Hasonló eredményre vezetett az egyes tájegységek faunahasonlósági elemzése is. A fajok hazai elterjedési területeinek elemzése kimutatta a vizsgálati terület faunájának sajátosságait. Hazánkban három faj *Aleuropteryx juniperi*, *Aleuropteryx umbrata*, *Myrmeleon bore* eddig csak a Dunántúli-dombságról ismert. Ugyanakkor a hazai fauna igazi montán tagjai hiányoznak a vizsgált területről (*Hemerobius contumax*, *Wesmaelius malladai*, *Wesmaelius tjederi*, *Micromus lanosus*, *Drepanopteryx algida*, *Micromus paganus*) kivételt képez a *Wesmaelius quadrifasciatus* (3.2.4.-6. ábra) előfordulása a Belső-Somogyban (Somogyszob) ültetett lucfenyvesben. Ehhez hasonló a faj jászberényi előfordulása is. Szintén hiányoznak a pannon faunaterület jellegzetes Myrmeleontidae fajai is a belső-somogyi homokvidékről (*Myrmecaelurus trigrammus*, *Neuroleon nemausiensis*, *Nohoveus punctulatus*, *Acanthaclisis occitanica*).

A vizsgálat igazolta, hogy a túlevelűeket preferáló fajok antropogén közvetítéssel (fenyőtelepítések) általános expanzióban lehetnek. Néhány faj areaanalízise esetében regressziós tendenciák tükröződnek, ami a szélső helyzetű populációik eliminálódásában mutatkozik meg. Ezek a folyamatok elsősorban természetvédelmi problémákra vezethetők vissza. Több faj esetében, pl. az aquatikus és semiaquatikus fejlődésű fajok hazai areaja pedig egy sajátos elterjedési mintázat kialakulását tükrözi (ÁBRAHÁM 1998b).

Napjaink legnagyobb szünbiológiai kihívása a természetvédelem, amelyben a szünbiológia diszciplináinak eredményeit hasznosítják. Az alig néhány évtizedes múltira visszatekintő tudományterülete, a konzerváció biológia gyors fejlődése során kezdetben a fajszintű, populációsintű majd közösségintű szerveződés dinamikájának és mintázatának megőrzésében látja a természetvédelmi problémák megoldását (MARGÓCZI 1998, STANDOVÁR és PRIMACK 2001).

A hazai entomofauna természetvédelmi értékelése még messze elmarad a gerinces állatok vagy edényes növények ilyen irányú vizsgálata mögött. A hátráltató tényezők között megemlíthetjük, hogy a legtöbb rovarfaj populáció nagyságáról, időbeli változásairól országos vagy regionális szinten kevés információ áll rendelkezésünkre. A helyzet Európa szerte sem jobb, ezért több módszert dolgoztak ki a földrajzi elterjedésen alapuló vizsgálatokra (KUNDRA 1986, MUNGUIRA et al. 1991). Dolgozatom természetvédelmi biológiai elemző részében ezért e módszerekre koncentrálni kezdtem részben az ismeretlen hazai és a Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának veszélyeztetettségét. A magyar faunában a négy védett Neuroptera faj mindegyikének van ismert előfordulási adata a területről. Összegyűjtve, majd megrajzolva a faunából előkerült fajok hazai UTM elterjedési térképeit USHER (1986) által kidolgozott módszer alapján megállapítottam a Dunántúli-dombság Neuroptera faunájában az országos és regionális szintű IUCN veszélyeztetettségi kategóriákba sorolt fajok számát. Hasonló kiindulási alapelvek jellemzik KUNDRA (1986) által kidolgozott fajsztű értékelést (chorológiai index) is, amelyet alkalmazva végeztem el az analízist. Sajnos három faj esetében (*Acanthaclisis occitanica*, *Nohoveus punctulatus*, *Libelloides macaronius*) az elmúlt évek intenzív vizsgálata már csak a populációk kipusztulását tudta megállapítani.

Az eddig ismert elemzések közös jellemvonása, hogy mindegyik a fajok ritkaságát próbálta földrajzi elterjedési alapon a fajsztű védelmi értékeléséhez felhasználni.

A természetvédelmi fajsztű értékelési vizsgálatok harmadik csoportjába sorolandók azok a vizsgálati módszerek, melyek a fajok előfordulási viszonyaiban rejlő információ tartalom feltárását, értékelését és hasznosítását is megadják. Elterjedési alapon környezetminősítő eljárást dolgozott ki DÉVAI és MISKOLCZI (1987) szitakötőkre, BAZ (1991), SPITZER és LEPS (1990), VIEJO et al. (1992) lepkékre, BÁLDI et al. 1995 gerincesekre.

Dolgozatomban DONY és DENHOLM (1985) a fajok jelenléte és hiánya alapján történő numerikus osztályozási rendszerét használtam fel, amellyel nemcsak az egyes mintavételi helyek faunájának fajsztű értékelése végezhető el, hanem segítséget nyújt területek minősítéséhez is. Az ilyen irányú elemzés kimutatta a Dunántúli-dombság területén azokat a mintavételi helyeket, amelyeknek a recésszárnyú fauna alapján természetvédelmi szempontjából különös jelentőséggel bírnak. Ezek mindegyike már védett területen van, Pécs (Közép-Mecseki TK), Bószénfa (Zselici TK), Nagybajom (Boronka-melléki TK), Somogyzomb (Baláta-tó TT.) és Órtilos (Duna-Dráva NP).

A természetvédelem a konzerváció biológiai kutatások egyre szélesebb körét hasznosítja. Rovarok esetében is a védelem iránya a faj és élőhely szintű értékelésekről egyre inkább a közösség szintű védelem felé tolódik el, ezért különös jelentőséggel bírnak a közösség ökológiai kutatások eredményei a természetvédelemben.

A recésszárnyú közösségek szünbiológiai szempontból meglehetősen heterogének, legnépesebb csoportjuk az aphidophág guildbe tartozik. Hangyaleső közösségek szerveződése hazánkban elsősorban edafikus tényezőkre vezethető vissza.

A Neuroptera közösségek szerveződését befolyásoló vizsgálatokban dolgozatom keretében a recésszárnyúak napi dinamizmusának és a tölcserépítő hangyaleső fajok sajátos tér- és időbeli és viselkedés ökológiai kutatási eredményeiről számoltam be.

A napi mozgásaktivitási mintázatot a rovarok esetében nagy számú külső és belső tényező és interpopulációs kölcsönhatások is befolyásolhatják: pl. a Colepteráknál (Coccinelidae) (SÁROSPATAKI és MARKÓ 1995), a fátyolkáknál (BOWDEN 1981, DUELLI 1980, HONEK és KRAUS 1981) a hangyáknál (GALLÉ 1977) vizsgálatait említjük meg.

-Külső tényezők lehetnek: hőmérséklet, páratartalom, fény, légnyomás, szélesebbé, fronthelyzet stb.

-Belső tényezők: öröklött tényezők (ivar, szaporodási viselkedés stb.), nem öröklött tényezők, homeosztázis (táplálék, víz stb.)

Csoportosíthatjuk őket szerveződési szint alapján is, mint egyedi illetve populációs szinten meglévő befolyásoló tényezők. Valójában a napi mozgásaktivitási mintázatot több tényező együttes hatása alakítja ki és ez az illető fajra legtöbbször örökletesen jellemző.

Különösen figyelemre méltó, hogy a *Sisyridae* fajok kettős napi aktivitási csúcsot (*basalis* típus) mutatnak. Ez a jelenség bizonyosan nem magyarázható az óceáni szigeteken élő fajok kettős aktivitás mintázati csúcsainak hipotetikus kialakulási feltételezésével (DUELLI 1986), hanem inkább a vízpartok mellett uralkodó hőmérsékleti különbségek által okozott szélmozgásokkal lehet inkább kapcsolatba hozni, hiszen az esti és hajnali órákban a két eltérő közeg hőmérsékleti viszonyai kiegyenlítődnek és ekkor a szélmozgás a legkisebb. Ez lehetővé teszi a fajok rajzását. Bár e feltevés bizonyításához további kísérletek szükségesek.

Meglepő volt a *Mantispa styriaca* hypochrysoidea típusú aktivitási mintázata, ugyanis mesterséges fényforrások irányába erős pozitív fototaxist mutat, de pigmentáltsága és ragadozó életmódja alapján a nappali aktivitás már feltételezhető volt róla. Azonban valószínűleg ez a család sem viselkedik egységesen a napi dinamizmust tekintve, mert trópusi területeken egy éjszakai aktivitású fajról is beszámoltak már (NEW és HADDOW 1973).

A recésszárnyúak a természetes fény változásának hatására bekövetkező mozgásaktivitása rámutat arra, hogy a Neuroptera populációk mintavételezésénél feltétlenül figyelembe kell venni a napi mozgás aktivitást is, mert csak ennek függvényében kaphatunk reális adatokat és eredményeket a Neuroptera közösségről (VAS et al. 2001a).

A homokterületek egyik legjellegzetesebb élőlényei a hangyalesők. A hangyalesők elsősorban sajátos zsákmányszerző stratégiájukról, a laza felszínen zsákmányállataik megfogásához készített tölcséireikről ismertek. Ezt a zsákmányszerző stratégiát a homokfelszíneken uralkodó speciális környezeti feltételekhez való alkalmazkodásként fejlesztették ki (WHEELER 1930).

Hangyaleső lárvaközösségeken végzett kutatásaim arra irányultak, hogy az eltérő habitatválasztásban megnyilvánuló közösségi ökológiai és viselkedés biológiai különbözőségeket és azonosságokat feltárjam.

A hazai védett és nyílt élőhelyeken előforduló hangyalesők elterjedése szempontjából jelentős különbségek vannak, amit elsősorban az alapkőzet minőségére vezethetünk vissza. Nyílt élőhelyek csak homok borította tájegységeinken alakulnak ki. A védett élőhelyen előforduló fajok kontinentális skálán nyílt élőhelyekre jellemző körülmények között is előfordulhatnak, ha azt az éghajlati viszonyok lehetővé teszik (STEFFAN 1975b).

A hangyalesők evolúciója során a tölcséripítő viselkedési mód a lárvák morfológiai sajátosságaiban is megnyilvánult. A fejen, elsősorban a rágókon és a testen elhelyezkedő kitinszőröknek, tüskéknek jelentős szerepe van a tölcséripítésben és a zsákmányszerzésben egyaránt. A morfológiai jellegzetességek mellett számos fiziológiai tulajdonságuk ismert, amely az extrém környezeti viszonyok toleranciájában segíti őket (GEPP és HÖLZEL 1989, NEW 1989, WHEELER 1930). Ilyen pl.: az *Euroleon nostras* lipáz és eszteráz emésztőenzimjeinek hőmérsékleti optimum pontja, mely 59 °C (BONGERS és KOCH 1984). A hangyalesők metabolikus rátája kétszer kisebb a pókok szintén rendkívül alacsony metabolikus rátájánál (LUCAS 1985a). A lárvák zsákmányállataik testnedvét szívják ki, szilárd táplálékot nem vesznek magukhoz, így nincs végbélnyílásuk és a salakanyagoktól lárvakoruk végén, bábozódáskor szabadulnak meg (GEPP és HÖLZEL 1989). Ez a

szervcsökevényesedés szintén azon evolúciós fejlődés eredménye, amely segíti a lárvák vízháztartását.

A hangyaleső lárvák elterjedését, viselkedési mintázataik kialakulását befolyásoló környezeti faktorok közül a szubsztrátot és a szubsztrát felszínén uralkodó hőmérsékleti viszonyokat és az ezzel összefüggő viselkedési (táplálkozási) mintázatokat tanulmányoztam.

A hangyaleső fajok élőhelyén lévő szubsztrát anyagokkal, ami a leggyakrabban homok, több tanulmány is foglalkozik. YOUTHED és MORAN (1969) laboratóriumi kísérletek során megállapította, hogy a nyílt habitatban élő *Myrmeleon obscurus* (Dél-Afrika) a 0,211-0,295 mm homokszemcséjű frakciót preferálta a legjobban. Hasonló eredményre jutott ALLEN és CROFT (1985) három frakciónagyságra osztva (fine 0,3 mm, medium 0,3-0,6 mm, coarse 0,6-1,2 mm) a homokszemcséket. Laboratóriumi kísérleteikben (Ausztrália) nyílt élőhelyen élő *Myrmeleon diminutus* és a védett élőhelyen előforduló *Myrmeleon pictifrons* egyaránt a legfinomabb frakció nagyságot részesítette előnyben. KITCHING (1984) szintén Ausztráliában a nyílt élőhelyeken élő *Myrmeleon pictifrons* esetében végzett laboratóriumi kísérletei után megállapította, hogy ez a faj a 0,125-0,5 mm frakciónagyságú homokfrakciót preferálta. LUCAS (1982, 1986, 1989b) több cikkében (USA) foglalkozott a szubsztrát szemcseméretének a hangyaleső fajok viselkedés-ökológiájában szerepet játszó jelentőségével. Laboratóriumi kísérleteiben hét frakció közül a finomat (fine 0,125-0,250 mm) választották a nyílt (*Myrmeleon carolinus*), és a védett helyen élő (*Myrmeleon crudelis*) tölcsérépítő hangyalesők. Vizsgálatai alapján (LUCAS 1989a) nem talált lényeges különbséget a két élőhely típusban előforduló fajok szubsztrátméret preferenciája között.

Azok a laboratóriumi kísérleti eredmények, amelyeket liszttel, vasreszeléssel vagy üveggörrel végeztek, szerintem viselkedés-ökológiailag nem értékelhetőek, mivel nem természetközeli körülményeket tükröztek.

Hazánkban SIPOS (1986) védett helyen tölcsérépítő faj (*Euroleon nostras*) esetében vizsgálta hétféle frakcióméretben a homokszemcsék nagyságának preferenciáját. Megállapította, hogy a vizsgálat során az L3 egyedek zöme, 80%-a a 0,2-0,4 mm frakciónagyságú homokban épített tölcsért.

Az irodalomból ismertett vizsgálatok közös tulajdonsága, hogy a kísérletekhez mesterséges körülmények között, különböző frakcióméretű homokot használtak. Jól látható, hogy a hangyalesők által preferált szemcseméretben vannak átfedések, de ezek éppen a kísérletben alkalmazott szemcsemérettől függték. Az eredmények leírása több esetben nem tükrözte az adatok eloszlását.

Kutatásaim során nem különböző laborkísérletekben tesztelt lárvák szubsztrát szemcseméret preferenciáját, hanem a nyílt és védett élőhelyekről vett homok mintasorozatok elemzését végeztem el.

Az ismertett vizsgálati eredmények mérései kimutatták, hogy a hangyaleső lárvák mikro környezetük (tanyahely) szubsztrát anyag szemcseméretét tölcsérépítő és homokszóró viselkedésükkel átalakítják. A tölcsér belsejében finomabb frakciójú szemcséket halmoznak fel, a durva szemcséket a tölcsér közvetlen környezetébe szórják (3.6.-40 ábra). Ez a mintázat felel meg a szubsztrát fizikai tulajdonságból fakadó hatékonyabb zsákmányszerzési feltételeknek is (LUCAS 1982). A védett helyen tölcsérépítő lárvák ugyanazt a mikro élőhelyet több éven keresztül is használhatják, ezért ott a szemcseméret eloszlás az élőhelyet jellemző eloszlástól jelentősen eltérhet. A földrajzilag távolabb fekvő élőhelyek között a szemcseméret eloszlásban nagyobb különbségek vannak, mint az azonos helyen lévő mikro habitatokban (3.6.-35. ábra).

A hangyaleső lárvák látszólag kiszolgáltatottak, a homok felszínén uralkodó magas hőmérsékleti értékeknek. A nyílt homokfelszíneken rendkívül magas hőmérsékleti értékeket mértek: a trópusi övben 84°C, a Szaharában 78°C, de még a mérsékelt égövben

is elérheti a felszín hőmérséklete a 74°C-t (WHEELER 1930). Az ilyen magas hőmérsékletet egyetlen élőlény sem képes elviselni, ezért beássák magukat a talajba, éjszakai életmódot folytatnak, vagy felmásznak a növényzetre, hogy ezzel is távol tartsák magukat a forró talajfelszíntől.

Sok megfigyelés utal arra, hogy a rovarok kb. 50°C fölött elhagyják a homokfelszín, hogy túléljék azt a túlságosan magas hőmérsékletű időszakot, amely számukra letális (CAIN 1987, PARKER 1930, KITCHING 1984). KLEIN (1982) laboratóriumi kísérleti körülmények között kimutatta, hogy a lárvák tölcserépítését befolyásoló külső faktorok közül a hőmérsékletnek erősebb befolyásoló hatása van, mint a fénynek.

A tölcserékben és környezetükben elvégzett mérésorozat (3.6.-41.-3.6.-45. ábrák) segítségével megállapítottam, hogy nappal a nyílt helyen élő fajok tölcseréi jelentősen hűvösebbek környezetük hőmérsékleténél, éjszaka pedig a tölcserék melegebbek a homokfelszínnél (3.6.-46. ábra). Ez a jelenség lehetőséget biztosít a lárvák számára, hogy környezetük hőmérsékleti szélsőségeinél kiegyenlítettebb hőmérsékleti környezetben éljenek (GREEN 1955, GEILER 1966). A nem tölcserépítő lárváknak az éjszaka folyamán a mélyebb homokrétegekbe történő visszahúzódását tapasztalta CAIN (1987) is, aminek a viselkedési háttérmechanizmusát szintén a hőmérséklet rétegzett eloszlásában kell keresnünk. A szélsőséges hőmérsékleti értékeket a tölcser alakjából következő fizikai törvényszerűségek jelentősen csökkentik. A „sit and wait predator” stratégiát folytató élőlényeknél a hálók, tölcserék szerepe túlmutat a zsákmányszerzési eszköz szerepén. Az ismertett kutatások is igazolták a nyílt élőhelyen tölcserépítő lárvák hőmérséklet toleranciában betöltött jelentőségét. A nyílt élőhelyen a tölcser peremének árnyékoló hatása (GEPP és HÖLZEL 1989) is bizonyos fokú hőmérsékleti toleranciát biztosít, mivel a lárvák nagyobb valószínűséggel tartózkodnak a direkt napsugárzással ellentétes oldalon (GEILER 1966).

A nyílt élőhelyen, borult időben kialakuló hőmérsékleti viszonyok - amelyet GEILER (1966) is tanulmányozott - megfelelnek a védett élőhelyen mért hőmérsékleti viszonyok eloszlásának.

A jelenlegi vizsgálat is megerősítette, hogy a tölcserékben és környezetükben uralkodó hőmérsékleti viszonyok és a predációs viselkedés között szoros összefüggés van.

Több megfigyelés és vizsgálat igazolta (GREEN 1955, GRIFFITHS 1980, KITCHING 1984, MATSURA 1986), hogy földrajzilag teljesen különböző területeken élő hangyaleső lárvák a talajfelszínen mért 40°C felett már csökkentik potenciális táplálkozási aktivitásukat. A zsákmányszerzés szempontjából tehát a nyílt élőhelyen lévő lárvák táplálkozási viselkedését a prédaállatok napi aktivitási ritmusa határozza meg (3.5.-47. ábra), ami a napi hőmérsékletjárással szoros összefüggésben van.

A védett helyen élő fajok lárvái kiegyenlítettebb hőmérsékleti és környezeti körülmények között fejlődnek. Potenciális zsákmányszerző aktivitásukat a hőmérséklet járásától függetlenül a nap teljes időszakában megtartják. A táplálkozási aktivitásnak azonban napi két maximuma van, az egyik a délelőtti órákra, a másik a késődélutáni és esti órákra esik. Úgy tűnik, hogy potenciális zsákmányszerző aktivitásukra a hőmérséklet napi járása nincs hatással, így a táplálkozási aktivitás időbeli eloszlását maguknak a zsákmányállatoknak a helyváltoztató aktivitása okozza, melynek során prédaállatokká válnak (3.5.-48. ábra).

Nyílt élőhelyen hőmérsékletnek, védett élőhelyen a populációs interakcióknak lehet nagyobb szerepe a hangyaleső lárvák szezonális dinamizmusára. A lárvák egyéves fejlődési ciklusa kedvező a *Myrmeleon bore* faj számára, mivel a nyár egyik legmelegebb időszakát, a júniust jórészt báb alakban tölti a homokfelszín alatt. Az imágó júliusban rajzik, az L1 lárvák augusztus közepétől jelennek meg, amikor a homokfelszínén a forróság már mérséklődik. Az L2 lárvák túlélési esélye a nyári forróságban csökken.

Ősszel ugyanezeknek a lárváknak a fejlődési esélyei L3 lárvakorukban is kisebb, mivel ekkor az L1, tavasszal pedig az L2 lárvánál mélyebbre ásnak, amikor a hőmérséklet- és a csapadékeloszlás miatt a talajfelszíni rétegekben a hőmérséklet kedvezőbb a fejlődéshez, ezek a rétegek melegebbek és gyorsabban kiszáradnak. Ekkor az L1 vagy L2 típusú lárvák előbb kezdenek meg a tölcserépítést és táplálkozást eső után. Ugyanakkor az L3 lárvák hátránya kompenzálódik a nagyobb fogótölcser mérete által, mivel nagyobb tölcser több állat befogására alkalmasabb (GRIFFITHS 1986, MATSURA 1986).

Ennek ellenére nyílt élőhelyen előforduló lárvák életkorarányának megoszlása az egyes lárvastádiumok között szezonálisan sokkal kiegyenlítettebb, mint a védett élőhelyen fejlődő fajoké. A jelenség okát a populációs kölcsönhatásokkal magyarázhatjuk.

Két eltérő élőhelyen megvizsgálva a zsákmányszerzés és a hőmérséklet közötti összefüggéseket azt mondhatjuk, hogy a két stratégia több ponton is különbözik.

Az ismertetett vizsgálatból úgy tűnik, hogy az *Euroleon nostras*, és valószínűleg a többi, védett helyen tölcserő építő faj is, viselkedésbiológiailag az optimálisabb szemcsenagyság és hőmérsékleti tényezők mellett, kisebb táplálék-ellátottsággal bíró habitatokban él, míg a nyílt élőhelyeken előforduló fajok, köztük a *Myrmeleon bore* is, a szélsőséges körülmények között nagyobb táplálék kínálattal bíró élőhelyeken fordul elő. LOIREITON és MAGRATH (1996) esettanulmányukban a szubsztrát típusnak a zsákmányszerzésben betöltött fontos szerepét hangsúlyozzák. Finomabb szemcsészettség esetében a zsákmányállatok menekülési esélye kisebb. Ezt az elvégzett mérésorozat is megerősítette, ezért a hangyaleső lárvák mind a két élőhelytípusban a finomabb szemcsészetű anyagot igyekeznek tölcseikben felhalmozni, homokszóró tevékenységük által.

Az eltérő habitatválasztás előnyei és hátrányai időben kiegyenlíthetik egymást, kialakulásukat még számtalan más populációs interakció is befolyásolhatja.

A nyílt és védett élőhelyen előforduló tölcserépítő hangyaleső lárvák populációjának a denzitással a mennyiségi oldala, a diszpergáltsággal a minőségi oldala adható meg. Az állatvilág többségére jellemző, hogy térbeli helyzetét állandóan változtatja, ezáltal denzitása és diszpergáltsága is folytonosan változik. Közösségek szerveződésében a nagyon gyakori helyváltoztatást végző állatokkal szemben a helytülő zsákmányra váró ragadozók, mint a tölcserépítő hangyaleső lárvák tanulmányozása egyszerű feladatnak tűnhet. A természetben ezeknek az élőlényeknek a térbeli diszpergáltságát számtalan tényező határozza meg: pl. az interakciók, az elfoglalt foltban a táplálkozási sikere, a szubsztrát minősége, hőmérséklet viszonyok, a növényzet és a tereptárgyak helyzete stb. (OLIVE 1982, SIMBERLOFF et al. 1978, MATSURA 1989). A kérdéskör bonyolultsága miatt még mind a mai napig nem sikerült egy általános modellt találni, ha egyáltalán létezik ilyen, amely leírná a hangyalesők térbeli elhelyezkedésének törvényszerűségeit. A szünbiológiában a társas interakciók az 1970-es években kerültek szünbiológiai kutatások középpontjába és ekkor indult meg a tölcserépítő hangyaleső lárvák tanulmányozása is.

MCLURE (1976), LUCAS (1989a), SIMBERLOFF et al. (1978), SIPOS (1987) foglalkoztak kutatásaik során a tölcserépítő hangyalesők denzitásával. A mérsékelt éghajlati övben vett minták denzitása mind nyílt és védett élőhelyen nagyságrendileg megegyezik a jelenlegi felmérés eredményeivel. MCLURE (1976) védett élőhelyen ($0,0015/\text{cm}^2$), LUCAS (1989a) nyílt élőhelyen ($0,0012-0,0001/\text{cm}^2$, átlag $0,0008/\text{cm}^2$); védett élőhelyen ($0,0210-0,0008/\text{cm}^2$ átlag $0,0074/\text{cm}^2$); SIPOS (1987) nyílt élőhelyen Bugac *Festucetum vaginatae* ($0,00021/\text{cm}^2$), *Potentillo-Festucetum pseudovinae* és fáciensei ($0,000044-0,000025/\text{cm}^2$) mérték a tölcserépítő hangyaleső lárvák denzitását.

Sajnos az adatokból sejtethető, de nem deríthető ki, hogy időben melyik lárvastádiumot reprezentálják a mérések.

MCLURE (1976) a hangyalesőlárva denzitásfüggő diszpergáltsági kísérleteit - WILSON (1974) tanulmányához képest - túl alacsony denzitási értéknél végezte, míg ő a trópusi területeken végzett vizsgálataiknál 0,054-0,021/cm² denzitású hangyaleső lárva populációkat tanulmányozott. SIMBERLOFF et al. (1978) munkájukban trópusi területeken WILSON (1974) kutatásaiban szereplő hasonló denzitási populációkat vizsgáltak.

Az ismertett adatok alapján látható, hogy a mérsékelt éghajlati övben a nyílt élőhelyeken a lárva denzitása elmarad a trópusi éghajlati övben előforduló denzitási értékektől.

A tölcserépítő hangyalesők diszpergáltságáról az első sokat bírált teória WILSON (1974) „fánk elmélete” (*doughnut hypothesis*) volt. E szerint zsákmányszerző csoportok selekciós előnyt élveznek azok a hangyalesők, amelyek térben szabályos, (kör vagy vonal mentén) több tölcserből álló konfigurációt hoznak létre. Ez teljesen ellentmondani látszott a hangyalesők diszpergáltságáról évszázadok óta tapasztalt, bár szegényesen tanulmányozott ismeretanyag (WHEELER 1930, MCLURE 1976, SIMBERLOFF et al. 1978). A „fánk teória” kritikája és cáfolata több, mint egy évtizeden keresztül követhető az irodalomban (MCLURE 1976, SIMBERLOFF et al. 1978, HEINRICH és HEINRICH 1984, SIPOS 1986, MATSURA 1989) új lendületet adva a tölcserépítő hangyalesők diszpergáltsági és azzal összefüggő viselkedés-ökológiai jelenségek tanulmányozásának.

MCLURE (1976) „*spatial uniformity hypothesis*”-ben foglalta össze a hangyalesők diszpergáltságával kapcsolatos feltételezéseit. Lényege röviden a következő: nagy denzitás esetén a kompetíció növekedése miatt a legoptimálisabb térbeli elhelyezkedés az uniform diszpergáltság. Elméletének igazolására laboratóriumban elvégzett kísérletekben egyrészt bizonyította, hogy Wilson *doughnut* konfigurációs és bármely geometriai modellel leírható tölcser elhelyezkedési hipotézise nem valós. Másrészt elméletének alátámasztására YOUTHED és MORAN (1969) által már korábban megállapított eredményeiből kiindulva ismét igazolta, hogyha nő a denzitás, csökken a tölcserátmérő, ezért a lárva mindig arra törekszenek, hogy maximális távolságra építsenek egymástól tölcserüket, ezáltal optimalizálva a zsákmányfelvételét. Végül megállapította, hogy a habitat tulajdonságai befolyásolják a megépített tölcserméretét.

SIMBERLOFF et al. (1978) Wilson „fánk elméletét” tételesen cáfolták, de rámutatnak arra is, hogy MCLURE (1976) kísérleteiben használt legközelebbi szomszéd módszer a széli hatás következtében túlbecsüli az aggregáltság mértékét. Ezt követően az e témakörben született további dolgozatok a hangyalesőtölcserék diszpergáltságáról és az azzal összefüggő viselkedés-ökológiai törvényszerűségek egy-egy szeletét tisztázták:

- ha nő a denzitás, nő a mortalitás (YOUTHED és MORAN 1969),
- az uniform diszpergáltság mérsékli a kompetíció hatását (GRIFFITHS 1993),
- interpopuláris kompetíció következményeként az egyik populáció a habitat szegélyére szorulhat (GRIFFITHS 1991),
- az exploitatív és az interferencia kompetíció (és a predáció) interspecifikus habitat szegregációt eredményez (GRIFFITHS 1991),
- a tölcser áthelyeződésért elsősorban mikroklimatológiai faktorok felelősek, nem a zsákmányállat denzitás (HEINRICH és HEINRICH 1984)
- a kannibalizmus ritka jelenség a (*Myrmeleon bore*) (MATSURA 1987a)
- a magas denzitás esetén a lárva folytonos homokszóró tevékenysége a lárva új helyre történő vándorlásához vezethet (MATSURA 1989), de ez kísérleti körülmények között még a nem táplált lárva esetében is ritkán fordul elő (MATSURA 1987a)

A nyílt és védett élőhelyen különböző módszerekkel elvégzett mintavételezések során a hangyalesőlárva diszpergáltságából a különböző módszerek torzító hatásai miatt a térbeli mintázatra egy numerikus értékkel kifejezhető jellemző nem állapítható meg. Tendenciaszerűen viszont mindegyik módszer jelezte, hogy a diszpergáltságnak a lárva

fejlődésével van egy meghatározott trendje. Az L1 lárvastádiumban a magas denzitásnál valószínűleg az indexek torzító hatása miatt és a hangyaleső nőstények a legalkalmasabb helyet keresve a peterakáshoz (YASSERI és PARZEFALL 1996) a kikelő lárvák aggregált diszpergáltságot mutatnak. Később a fejlődés során a térbeli mintázat a random típus felé tolódik el, ami feltételezhetően a környezeti faktorok, a folt táplálék kínálata és esetleg a populációs interakciók következménye.

Védett élőhelyen is hasonló tendenciák tükröződnek, de itt a sajátos kiterjedésű, egy irányban nagyon elnyúlt élőhelyen a mintavételi módszerek torzítása nagyobb, ezért az aggregáltság túlbecslése is magasabb. Az ilyen típusú élőhelyek kialakulását elsősorban környezeti tényezők határozzák meg. A természetben diszpergáltságuk kétszeresen aggregált mintázatot mutat. A védett élőhelyek térbeli limitáltsága miatt a populációs kölcsönhatások bizonyítottan tűnnek, megnyilvánulási formájuk a tölcsérátmérőben, a kannibalizmus mértékében, a fakultatív tölcsérépítési viselkedésmódban és a lárvák fejlődési állapotának eltolódásában kereshetjük.

Természetes építmények képviselik két jellegében eltérő élőhely között átmeneti formákat, pl. a darányi minta, amely egyben bizonyítékul is szolgál arra, hogy a szünfenobiológiai jelenségek mögött közös háttér mechanizmusok húzódnak meg.

A hangyalesőlárvák diszperziós mintázatának a szünbiológiában sok vitát kiváltó elméletei (MCLURE 1976, WILSON 1974) és cáfolataik (SIMBERLOFF et al. 1978, SIPOS 1986, stb.) nagymértékben gyarapították ismereteinket az interakciók és a témintázatok közötti összefüggésekről, ugyanakkor minden vizsgálat rávilágít arra, hogy egyre nagyobb igény lenne a jelenség szintű folyamatok sokváltozós analízis útján történő megközelítésére és leírására.

A nyílt típusú élőhelyeken a növényzet borítottsága, tereptárgyak (kövek, fadarabok stb.) befolyásolhatják a lárvák denzitását és diszpergáltságát (SIMBERLOFF et al. 1978).

A diszpergáltság azt mutatja, hogy az L₁ lárvastádiumban a hangyaleső populációk aggregált eloszlást mutatnak, majd fejlődésük során az aggregáltság mértéke csökken.

Az aggregált tölcsér elhelyezkedést kiválthatnak az imágók petézési szokásai, ugyanis kimutatták (YASSERI és PARZEFALL 1996), hogy a nőstények az optimális mikrohabitatokat keresik fel peteérésükor. E viselkedési forma kialakulásában a talaj hőmérséklet-eloszlásának döntő szerepe volt. Ugyancsak ismert, hogy a borítottság hasonló jelenséghez vezethet, a növényzet nélküli nyílt homokfoltokra koncentrálnak a lárvák.

A lárvák fejlődésével a rovarok esetében a mortalitás következményeként csökken az aggregáltság, változik a diszpergáltság.

A védett típusú élőhelyeken a borítottság gyakorlatilag 0%, míg a nyílt homoki gyepekben a növényzet borítottsága révén hatással lehet a populációk denzitására, diszpergáltságára és a kialakuló biotikus interakciókra is.

A borítottság növekedésével a tér limitáltsága is növekszik, mivel egyre kisebb szabad homokfal felületek állnak a lárvák rendelkezésére tölcsérkészítéskor. Szoros korrelációt találtam a borítottság és a denzitás mértéke (3.5.-54. ábra), a borítottság és a diszpergáltság (R) (3.5.-55. ábra), valamint a borítottság és a legközelebbi szomszéd távolsága (3.5.-55. ábra) között.

A tölcsérépítő hangyalesőlárvák közötti interakciók kifejeződhetnek még a tölcsérátmérő változásában (GRIFFITHS 1980), és a tölcsérek gyakori áthelyeződésében (relokáció) is (MATSURA és TAKANO 1989).

A populációs interakciókból adódó viselkedési mintázatok következményeként, a kompetíció hatására a tölcsérek átmérője lecsökkenhet (GRIFFITHS 1980a, 1993, LUCAS 1989, DAY és ZALUCKI 2000, YOUATED és MORAN 1969). A tölcsérátmérő csökkenést és a

tölcser relokációt a lárvák intenzív homokszóró tevékenysége váltja ki, mivel a sikeres zsákmányszerzéshez tölcsereknek mindig optimális alakúnak kell lenni.

Az interakciók megnyilvánulhatnak a denzitás csökkenésében (density dependent mintázatok és folyamatok) és a diszpergáltság speciális mintázatainak kialakulásában is. Kompetíció hatására az élőhelyen belül központi és szélső helyzetű faji populációk alakulhatnak ki (GOTELLI 1997).

A hangyalesők által épített tölcserék átmérője - különösen a védett élőhelyeken előforduló fajok esetében, ahol azok denzitása mindig nagyságrendekkel meghaladja a nyílt élőhelyeken előfordulók denzitását - az átlagos nagyságtól eltérhet interakciók következtében.

Vizsgálataimban kimutattam, hogy a nyílt helyen tölcserépítő fajnál (*Myrmeleon bore*) a vizsgált denzitási értékek mellett a lárváknak nincs hatása egymás tölcserátmérőjére. Hasonló eredményt kaptam a tölcserépítés szempontjából nem limitált élőhelyen az *Euroleon nostras* faj esetében, Darányban is.

A védett élőhelyeken a varianciaanalízis a magányosan elhelyezkedő lárvák tölcserékhez viszonyítva szignifikáns különbséget jelzett.

Laboratóriumi kísérletekben a tölcserátmérő nagysága és a denzitás között mindhárom lárvastádiumban lineárisan fordított összefüggést lehet kimutatni (3.5. – 60. ábra).

Ugyanakkor a tölcserátmérőre nem csak külső, hanem belső faktorok is hatnak, pl. a lárvák éhségérzete stb.

Az interakciók következményeként a tölcserátmérő csökkenhet is, ha azok túl közel vannak egymáshoz nagy denzitás esetén (DAY és ZALUCKI 2000).

A két hatás ellentétes és a tölcserátmérő méreteingadozását okozza, ezért nem tartom tisztán meggyőző erejűnek az interakciók kimutatására.

A tölcseráthelyeződés jelensége egyszerűen tanulmányozható a laboratóriumban beállított különböző denzitású kísérlet sorozatokban. Ilyen kísérletek eredménye mindig a diszpergáltság random és uniform irányában történt eltolódásában nyilvánul meg (MCLURE 1976). A természetben a tölcseráthelyeződés interakciókat bizonyító szerepe valószínűleg nem adható meg egyértelműen, mivel azt befolyásolja a táplálék-ellátottság (DAY és ZALUCKI 2000), a lárvák homokszórása, stb. (GRIFFITHS 1980b, 1986, MATSURA és MURAO 1994). A környezeti faktoroknak a tölcseráthelyeződésben betöltött szerepe még tisztázatlan, az elvégzett kísérletek egymásnak ellentmondók (HEINRICH és HEINRICH 1984, ROSENBERG 1987). Bizonyos, hogy valamilyen fokú fajspecifitást is feltételezhetünk a jelenség hátterében, ami még bonyolultabbá teszi egy általános törvényszerűség megállapítását (MATSURA és TAKANO 1989).

A tölcseráthelyeződés gyakorisága a különböző típusú élőhelyeken más és más intenzitású. Nyílt élőhelyen nincs különösebb térbeli akadály a tölcseráthelyeződésnek, és különösen az L3 stádiumú lárvák esetében jegyezték fel a jelenséget nagy gyakorisággal (GEPP és HÖLZEL 1989), ami valószínűleg azzal függ össze, hogy az L3 lárvák táplálékigénye nagyobb és a gyengébb táplálék-ellátottságú foltokat elhagyják (HEINRICH és HEINRICH 1984, JENKINS 1994).

Védett élőhelyen a tölcserék gyakori relokálizációja a magas denzitás miatt nem kedvező, mert nagyarányú mortalitáshoz vezetne.

A nyílt élőhelyeken a tölcserék relokálizációját nem vizsgáltam, mivel azt a környezeti tényezők és a habitat folt táplálék-ellátottsága tehát nemcsak az interakció által organizált jelenségről húzódik meg a hátterében.

A védett helyen tölcsérépítő faj, az *Euroleon nostras* tölcsér áthelyezésének időbeli mintázatait sem követtem nyomon. Zavarás nélkül az ilyen mikroélőhelyeken szinte lehetetlen a mintázatokat időről-időre követni.

Az interakciók speciális esete a hangyalesőlárvák között a kannibalizmus (predáció). Az eddigi kutatási eredmények is ellentmondanak egymásnak. Számos megfigyelés és leírás utal arra, hogy a kannibalizmus ritka jelenség a hangyaleső lárvák között (WHEELER 1930, SIPOS 1986), más elvégzett kísérletek viszont nagyarányú mortalitásról számolnak be (MATSURA és TAKANO 1989). Sok esetben a kannibalizmust tanulmányozó laboratóriumi kísérletek eredményei (MATSURA és TAKANO 1989) műtermékekhez vezettek (UNDERWOOD 1986), mert a tanulmányozott populáció természetben előforduló denzitási értékeket nagyságrendekkel haladta meg.

A hangyalesőlárvák számos kitűnő fiziológiai és etológiai mechanizmussal rendelkeznek, hogy elkerüljék a kannibalizmust. Talán a legismertebb ezek közül a lárvák nagyon alacsony respirációs koefficiense (GRIFFITHS 1986), ami lehetővé teszi, hogy több hónapja éhező lárvák túlélési aránya is nagy legyen (MATSURA 1987a). Nagyon keveset tudunk még a lárvák érzékelésbiológiájáról, ami nyilván nagyban segíti őket a kannibalizmus elkerülésében, ezt esetleírások, megfigyelések sorozata is bizonyítja (WHEELER 1930, SIPOS 1986). Fejlett a lárvák vibrációt érzékelő szerve (DEVETAK 1985, MENCINGER 1998), amellyel nemcsak a zsákmányállataikat, hanem esetleg ellenségeiket és saját fajuk egyedeit is érzékelik. Szaglásukról, esetleg feromonjaikról semmit sem tudunk.

A tér- és időbeli viselkedési mintázatok szintén a kannibalizmus minimalizálódása irányába hatnak. A kannibalizmus a hangyalesők esetében denzitásfüggő viselkedésmód (DEVETAK 2000). A nyílt élőhelyen előforduló fajok esetében jelentősége kicsi, a mortalitást valószínűleg a környezeti tényezők okozzák, hisz ilyen élőhelyeken extrém szélső értékek alakulhatnak ki. A védett élőhelyeken a kiegyenlített környezeti feltételek mellett a nagyságrendekkel magasabb denzitás esetén a nagyobb mortalitáshoz pl. az *Euroleon nostras*-nál valószínűleg a kannibalizmus is jelentősen hozzájárult.

Jelen vizsgálatsorozatban térbeli elkülönülést nem tudtunk kimutatni, de az ilyen mintázatok kialakulása tipikus kompetitív interakcióknak tulajdonítható, pl. GOTELLI (1997) a *Myrmeleon immaculatus* és a *Myrmeleon crudelis* kompetitív organizált koegzisztenciájának diszperziós mintázatát írta le vagy védett élőhelyen aszimmetrikus kompetíció jelenségéről számolt be PRADO et al. (1993). A kompetíciót elkerülő és a kannibalizmust csökkentő viselkedési mód a fakultatív tölcsérépítés.

A zsákmányszerzés szempontjából az *Euroleon nostras*-t és a *Myrmeleon formicarius*-t az irodalomban (ASPÖCK et al. 1980, GEPP és HÖLZEL 1989) egyértelműen a védett tölcsérépítő fajok közé sorolják. Ugyanakkor több publikációban megemlítik a fakultatív tölcsérépítő fajokat, melyek közös jellemvonása, hogy itt Közép-Európában a fenti két fajjal azonos élőhelyen fordulnak elő, pl. *Megistropus flavicornis*. Míg más irodalmi adatok a nem tölcsérépítő fajok közé sorolják ezt a fajt.

Az elvégzett vizsgálatok kimutatták, hogy ez a denzitás függő viselkedési mód a kompetíció eredményeképpen alakult ki.

A tanulmányozott egyfajos és többfajos hangyaleső populációk és közösségek jelentős mértékben gyarapították ismereteinket a környezeti faktorok limitáló hatásairól és a populációs interakciók, viselkedési mintázatok tér- és időbeli dinamikájáról. Azonban a közösségi ökológia központi nagy problémája, a fajok (faji populációk) tartós koegzisztenciája még számos további kutatást igényel. A lokális skálán elvégzett vizsgálatok eredményei mellett a populációk, metapopulációk regionális dinamizmusa is sok újabb, még tisztázatlan problémát vett fel.

5. KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

Köszönetemet fejezem ki Dr. Gallé László Professzor Úrnak, hogy színvonalas előadásaiival, a dolgozat elkészítéséhez nyújtott tanácsaival segítette kutatómunkámat, és megtanított a világ jelenségeinek szünbiológiai szemléletére.

Köszönöm továbbá a Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék dolgozóinak sok éves oktatói munkáját.

Dr. Farkas Sándor és Dr. Horváth Győző szegedi tanulmányaim során és a dolgozat készítésekor minden alkalommal önzetlen baráti segítséget nyújtott, és felmerülő kérdések megvitatása előre mozdította kutatómunkámat.

A dolgozatban megjelentetett kutatási eredmények - évek hosszú sora alatt elvégzett - terepvizsgálatait munkahelyemen, a Somogy Megyei Múzeum Természettudományi Osztályán dolgozó kollégáim: Juhász Magdolna, Nagy Lóránt, Simon Miklósné, Zsoldos Virág folyamatosan segítették. Közreműködésükért hálás köszönetemet fejezem ki.

Köszönöm az intézmény vezetőségének, külön dr. Király István Szabolcs címzetes megyei múzeumigazgatónak, hogy biztosította a munkahelyi feltételeket tudományos fokozatom megszerzéséhez.

Külön köszönetet szeretnék mondani kutatómunkámhoz nyújtott anyagi támogatásáért az OTKA-nak (1991-1994 ny. sz.: 2335), KAC-nak (a. sz.: 02786-01/2001), a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóságának és a Janus Pannonius Múzeum Természettudományi Osztályának, kiemelten Dr. Uherkovich Ákosnak, hogy támogatta munkámat és az általa gyűjtött anyagokat átadta feldolgozásra.

Hálás köszönetemet fejezem ki entomológus kollégáimnak, Dr. Majer Józsefnek, Dr. Markó Viktornak, Dr. Mészáros Zoltánnak, Dr. Szentkirályi Ferencnek, Dr. Sziráki Györgynek, Dr. Vas Jánosnak, hogy dolgozatomban szereplő fajokhoz számos elterjedési adattal járultak hozzá, és a megjelent publikációimban kritikus lektori munkát végeztek.

Végezetül mérhetetlen hála illeti családomat, mivel szabadidőmet sokszor helyettük is a mindennapi kutatómunka tölthette ki.

6. IRODALOM

- ADAMCZEWSKI S. 1947: Notes on the Lepidoptera of Poland, 6. A new method of capturing insects by light - Entomologist 80: 8-9.
- ALLEN, G. R.; CROFT, D. B. 1985: Soil particle size and the pit morphology of the Australian ant-lions *Myrmeleon diminutus* and *M. pictifrons* (Neuroptera: Myrmeleontidae). Australian Journal of Zoology 33: 863-874.
- ANDERSEN T., GREVE L. 1975: Neuroptera in light-traps at Osteroy, Hordaland - Norw. J. Ent. 22: 123-128.
- ASPÖCK H. 1964: *Coniopteryx hölzeli* nov. spec. neues europaisches Neuropteran - Entomol Ber. 24: 77-78.
- ASPÖCK H. 1984: Österreich Beitrag zur Neuropterologie - Progress in World's Neuropterology (eds: Gepp J, Aspöck H., Hölzel H.) Proceedings of the 1st International Symposium on Neuropterology in Graz (Austria) 13-47.
- ASPÖCK H., ASPÖCK U. 1964: Synopsis der Systematik, Ökologie und Biographie der Neuropteren Mitteleuropas im Spiegel der Neuropteren-Fauna von Linz und Oberösterreich, sowie Bestimmungsschlüssel für die mitteleuropäischen Neuropteren und Beschreibung von *Coniopteryx lentiae* nov. spec. - Naturk. Jb. Stadt Linz 127 - 282.
- ASPÖCK H., ASPÖCK U. 1965: *Boriomyia helvetica* nov. spec. (Insecta, Neuropt., Hemerobiidae) aus dem Unterengadin. Mit einer Übersicht über die Mitteleuropäischen Species des Genus und Bemerkungen zu *B. malladai* Nav. und *B. tjederi* Kimm. - Ergebn. wiss. Unters. Schweiz. Natn Parks 10: 211 - 220.
- ASPÖCK H., ASPÖCK U. 1969: Die Neuropteren Mitteleuropas - eine faunistische und zoogeographische Analyse - Abh. Ber. Naturk. Mus Görlitz 44(2): 31-48.
- ASPÖCK, H. HÖLZEL, H. 1996: The Neuropteroidea of North Africa, Mediterrean Asia and Europe: a comparative review (Insecta) - Pure and Applied Research in Neuropterology. Proceedings of the Fifth International Symposium on Neuropterology, Cairo, Egypt, 1994. Canard, M, Aspöck, M. & Mansell, M. W. (Eds). Toulouse, France, 1996. Pp. 31-86.
- ASPÖCK H., ASPÖCK U., HÖLZEL H. (unter Mitarbeit von H. Rausch) 1980: Die Neuropteren Europas. Eine zusammenfassende Darstellung der Systematik, Ökologie und Chorologie der Neuropteroidea (Megaloptera, Raphidioptera, Planipennia) Europas 2 vols, 495&355pp. Goecke&Evers, Krefeld, F.R.G.
- ASPÖCK, H. HÖLZEL, H. ASPÖCK U. 2001: Kommentier Katalog der Neuropterida (Insecta: Raphidioptera, Megaloptera, Neuroptera) der Westpalaarktis – Denesia 02 pp.1-606.
- ASPÖCK U. 1992: Crucial points in the phylogeny of the Neuroptera (Insecta) - Current Research in Neuropterology. - Proceedings of the Fourth International Symposium on Neuropterology. Bagnères-de-Luchon, France, 1991. Canard, M., Aspöck, H. and Mansell. M.W. (Eds). Toulouse, France, 1992. pp. 63-73.
- ÁBRAHÁM L. 1990: On the Neuropteroidea and Mecoptera fauna of Baranya county, Hungary - J. P. Muz. Évk. 35: 13-18.
- ÁBRAHÁM L. (ed.) 1992a: A Boronka - melléki TK élővilága - Dunántúli Dolg. Term. Tud. Sor. 7. pp. 1 - 375.
- ÁBRAHÁM L. 1992b: A Boronka-melléki TK nagyszárnyú, tevenyakú és recésszárnyú faunájának természetvédelmi értékelése - Dunántúli Dolg. Term. Tud. Sor. 7: 107-125.
- ÁBRAHÁM L. 1992c: Adatok az Alpokalja Neuropteroidea faunájához (Megaloptera, Raphidioptera, Planipennia) - Savaria Múz. Ért. 20/2: 23-39.
- ÁBRAHÁM L. 1995: Natural protection studies on the neuropteroids (Megaloptera, Raphidioptera, Neuroptera) fauna of the projected Duna Dráva National Park, I. - Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat 8: 53-70.
- ÁBRAHÁM L. 1998a: A study on the Hungarian freshwater osmylid and sponge-flies fauna (Neuroptera: Osmylidae, Sisyridae) - Somogyi Múzeumok Közleményei 14: 263-273.
- ÁBRAHÁM L. 1998b: Natural protection studies on the neuropteroids (Megaloptera, Raphidioptera, Neuroptera) fauna of the Duna Dráva National Park, II. - Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat 9: 269-289.
- ÁBRAHÁM L. 2000: Alderfly (Megaloptera) and lacewing (Neuroptera) fauna of the Villány Hills, South Hungary – Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat 10: 249-266.
- ÁBRAHÁM L. 2001: Somogy megye recésszárnyú-alkatúinak katalógusa - Natura Somogyiensis 1: 253-260.
- ÁBRAHÁM L., PAPP Z. 1990: Preliminary report on the larvae of *Myrmecaelurus zigan* Aspöck Aspöck et Hölzel, 1980 (Planipennia: Myrmeleonidae) - Fol. Hist. -nat. Mus. Matr. 15: 37 - 42.
- ÁBRAHÁM L., PAPP Z. 1991: *Myrmeleon bore* (Tjeder, 1941) in Hungary (Planipennia, Myrmeleontidae) - Neuroptera International 6(3):137 - 139.
- ÁBRAHÁM L., PAPP Z. 1994a: Mantispids species in the Hungarian fauna with some taxonomical remarks (Neuroptera: Mantispidae) – Folia Historico Naturalia Musei Matrensis 19: 69-75.

- ÁBRAHÁM L., PAPP Z. 1994b: A magyarországi Neuropteroidea fauna kutatásának története (Neuropteroidea: Megaloptera, Raphidioptera, Neuroptera) - Somogyi Múz. Közl. - 10: 159-182.
- ÁBRAHÁM L., SZIRÁKI GY. 1992: A Béda - Karapanca TK recésszárnyú faunájának természetvédelmi értékelése (Neuropteroidea: Megaloptera, Neuroptera) - Dunántúli - Dolg. Term. Tud. Sor. 6: 71 - 78.
- ÁBRAHÁM L., VAS, J. 1999: Pleriminary report on study of the daily activity pattern of Neuroptera in Hungary. - Acta Phytopathologica et Entomologica 34: 1-2, 153-164.
- BALOGH J. 1953: A zoocönologia alapjai - Akadémiai kiadó pp. 1-141.
- BANKS C. J. 1952: An analysis of captures of Hemerobiidae and Chrysopidae in suction trap at Rothamsted, July 1949. Proc. R. ent. Soc. Lond. (A.) 27: 48-53.
- BARTHA D. 1994: A magyarországi erdők degradáltsága - Erdészeti Lapok 79(12):366-367.
- BASSET Y., KITCHING R. L. 1991: Species number, species abundance and body length of arboreal arthropods associated with an Australian rainforest tree – Ecological Entomology 16: 391-402.
- BAZ A. 1991: Ranking species and sites for butterfly conservation using presence-absence data in Central Spain. -Nota lepid. Suppl. 2: 4-12.
- BÁLDI A., CSORBA G., KORSÓS Z. 1995: Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi értékelési rendszere- Studia Naturalia 6: 1-59.
- BÁLINT ZS. 1991: Conservation of Butterflies in Hungary - Oedipus 3: 5-36.
- BÁLINT ZS. 1994: Magyarország lepkéi a természetvédelem tükrében (Lepidoptera, Rhopalocera) Somogyi Múz. Közl. 10: 183-206.
- BIGLER F. 1984: Biological control by chrysopids: integration with pesticides – In: Biology of Chrysopidae (eds: Canard M., Séméria Y., New T.) pp.233-245.
- BÍRÓ L. 1885: A magyarországi hangyaleső-fajok I. – Rovartani Lapok, 2(9): 177-183.
- BÍRÓ L. 1885: A magyarországi hangyaleső-fajok II. - Rovartani Lapok 2(10): 193-200.
- BLAB J., NOWAK E., TRAUTMANN W., SUKOPP H. (HRSG.) 1984: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland, 4. Aufl.-Greven.
- BLOMBERG O., ITAMIES J., KUUSELA K. 1978: The influence of weather factors on insect catches in traps equipped with different lamps in northern Finland - Ann. Ent. Fenn. 44(2):56-62.
- BONGERS J., KOCH M. 1981: Tichterbau des Ameisenlöwen Euroleon nostras Fourcr. – Netherl. J. Zool. 31(2): 329-341.
- BONGERS J., KOCH M. 1984: Zur Ernährungsphysiologie des Ameisenlöwen Euroleon nostras Fourcr. - In: Progress in World's Neuropterology (eds: GEPP J, ASPÖCK H., HÖLZEL H.) Proceedings of the 1st International Symposium on Neuropterology in Graz (Austria) 241-247.
- BORHIDI A. 1958: Belső-Somogy növényföldrajzi tagolódása, és homokpusztai vegetációja - MTA Biol. Csop. Közl. 1(3-4):343-387
- BOWDEN J. 1981: The relationship between light and suction trap catches of Chrysoperla carnea (Stephens) (Neuroptera; Chrysopidae), and the adjustment of light- trap catches to allow for variations in moonlight, Bull. Ent. Res. 71, 621-629
- BOZSIK A. 1994: Impact of vegetational diversity on structure parameters of chrysopid assemblages - Redia 77(1): 69-77.
- BROWN J. H. 1984: On the relationship between abundance and distribution of species –American naturalist 124: 255-279.
- BROOKS S. J., BARNARD P. C. 1990: The green lacewings of the world: a generic review (Neuroptera: Chrysopidae) - Bull. Br. Mus. nat. Hist. (Ent.) 59(2): 117 - 286.
- CAIN M. L. 1987: Prey capture behavior and diel movement of Brachynemurus (Neuroptera: Myrmeleontidae) antlion larvae in south central Florida. Florida Entomologist 70: 397-400.
- CANARD M., 1987: Cycle annuel et place de Chrysoperla mediterranea (Hölzel) (Neuroptera: Chrysopidae) en for et mediterranéenne - Neuroptera International 4(4): 279-285.
- CANARD M., CLOUPEAU R, LERAUT P. 1998: Les Chrysopes du genre Nineta Navas, 1912, en France (Neuroptera: Chrysopidae) – Bull. Soc. Ent. de France 103: 327-336.
- CLARK P.J. EVENS F. C. 1954: Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations – Ecology 35: 445-453.
- COLLAR N. J. 1994: Extinction risk assessment for birds through quantitative criteria - Extinction risk criteria - Ibis 137: 240 - 246.
- DANSEREAU P. 1951: Description and recording of vegetation upon a structural basis – Ecology 32: 172-229.
- DAY C. M. 1991: Towards the conservation of Aculeata (Hymenoptera) - Nature and Environment Series, No. 51. - Council of Europe Press 6-45.
- DAY M. D., ZALUCKI M. P. 2000: Effect of density on spatial distribution, pit formation and pit diameter of Myrmeleon acer Walker, (Neuroptera: Myrmeleontidae): patterns and processes – Austral Ecology (2000) 25, 58-64.

- DEVETAK D. 1985: Detection of substrate vibrations in the antlion larva, *Myrmeleon formicarius* (Neuroptera: Myrmeleonidae) *Biol. Vestn.* 33(2): 11-22.
- DEVETAK D. 1992: Rdeci seznam ogroženih mrežekrilcev (Neuroptera s. l.) v Sloveniji - The Red List of Endangered Neuroptera s. l. in Slovenia - *Varstvo Narave* 17: 111-115.
- DEVETAK D. 2000: Competition in larvae of two European ant-lion species (Neuroptera: Myrmeleontidae) – *Journal of Neuropterology* 3: 51-60.
- DÉVAI GY., MISKOLCZI M. 1987: Javaslat egy új környezetminősítő értékelési eljárásra a szitakötők hálótérképek szerinti előfordulási adatai alapján - *Acta Biol. Debrecina* 20 (1986-87): 33-54.
- DIAZ-ARANDA L. M., MONSERRAT V. J., MARIN F. 1986: Composición biogeográfica de los neuropteros de Guadalajara (Insecta, Neuropteroidea: Planipennia). - *Sevilla Octubre* pp. 1121-1130.
- DIAZ-ARANDA L. M., MONSERRAT V. J. 1990: Estadios Larvários de los Neuropteros Ibericaos. VI.: *Chrysoperla carnea* (Stephens 1836), *Chrysoperla mediterranea* (Hölzel, 1972) y *Chrysoperla ankylopteryformis* Monserrat y Diaz - Aranda, 1989. (Insecta, Neuroptera: Chrysopidae). - *Bol. - San. Veg. Plagas* 16: 675 - 689.
- DOBOSZ R. 1993: Remarks on *Myrmeleon bore* Tjeder, with new localities from Poland and North Korea (Neuroptera - Myrmeleontidae) - *Annals of the Upper Silesian Museum Ent.* 4: 53 - 58.
- DONY J. G., DENHOLM I. 1985: Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites - *Journal of Applied Ecology* 22: 229 - 238.
- DUDICH E. 1957: *Állatföldrajz* - Tankönyvkiadó Budapest
- DUELLI P. 1980: Adaptive dispersal and appetitive flight in the green lacewing *Chrysopa carnea*. *Ecol. ent.* 5: 213-220
- DUELLI P. 1986: Flight Activity Pattern in Lacewings (Planipennia: Chrysopidae) - *Recent Research in Neuropterology* (Ed: Gepp J.) pp. 165 - 170.
- DUELLI P. 1987: Eine isolierte Reliktpopulation von *Chrysoperla mediterranea* (Planipennia: Chrysopidae) in der Schweiz - *Bull. Soc. Ent. Suisse* 60: 301 - 306.
- EGLIN-DEDERDING W. 1968: Versuche einer zoogeographischen Beurteilung der Schweizer Neuropteren - *Mitteilungen der Schweizerischen Ent. Gesellschaft - Bulletin de la Soc. Ent. Suisse* pp. 359-362.
- ELOFSSON R., LÖFQVIST J. 1974: The Eltringham organ and a new thoracic gland: Ultrastructure and presumed pheromone function (Insecta, Myrmeleontidae). - *Zool. Scripta* 3: 31-40.
- ELTON C. S. 1966: *Pattern of animal communities* – Methuen London pp. 1-432.
- ELTZ T. 1997: Foraging in the ant-lion *Myrmeleon mobilis* Hagen 1888 (Neuroptera: Myrmeleontidae): Behavioral flexibility of a sit-and-wait predator. *Journal of Insect Behavior* 10:1-11.
- ENDERLEIN G. 1906: *Monographie der Coniopterygiden* – *Zoologische Jahrbücher (Syst.)* 23:173-242.
- FARKAS GY., SZALAY Z. 1974: Kis lisztesfátyolka (*Conwentzia psociformis* Curt. Coniopterygidae, Neuroptera) Baranyában - *Fol. Ent. Hung.* 27: 254-255.
- FAZEKAS I. 1988: A Keleti- Mecsek lepkefaunája VII. Komló környékének védett és veszélyeztetett lepkefajai (Lepidoptera) - *Folia Comloensis* 3: 13-32.
- FERSON S., BURGMAN M. 2001: *Quantitative Methods for Conservation Biology* - Springer pp- 1-322.
- FRIHEDEN J. 1973: Morphological characteristics of North-European Myrmeleontid larvae (Neuroptera). - *Ent. scand.* 4: 30-34.
- FRITZLER F., WESTHUS W. 1993: Gefährdungskategorien der Rote Liste und Gefährdungssituation der Tiere, Pflanzen und Pflanzengesellschaften Thüringens - *Naturschutz report (Rote Listen Thüringens)* 5: 7 - 13.
- FURUNISHI S., MASAKI S. 1982: Seasonal Life Cycle in Two Species of Ant-lion (Neuroptera: Myrmeleontidae) – *Jap. J. Ecol.* 32: 7-13, 1982.
- GALLÉ L. 1977: Feeding activity and regulating factors of *Formica pratensis* Retz. (Hymenoptera: Formicoidea) – *Acta Biol.* 23: 117-123.
- GALLÉ L. 1994: Formicoidea közösségek szerveződése – *Akadémiai doktori értekezés (kézirat)* Szeged pp. 1-125.
- GASTON K. J. 1994: *Rarity*- Chapman & Hall pp. 1-205.
- GEPP J. 1967: Die Coniopterygidae des Grazer Feldes und seiner Randgebiete (Neuroptera) *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 97: 76-80.
- GEPP J. 1973: Vergleichend-quantitative Untersuchungen der dichten von Neuropterenimagines in den Jahren 1964 bis 1972 im Kaiserwald südwestlich von Graz - *Ökologische Ent.* 1(1):29-41.
- GEPP J. 1983: Rote Liste der gefährdeten Netzflügler Österreichs (Megaloptera, Raphidioptera und Planipennia). Im Auftrag des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz. Wien, pp. 145-147.
- GEPP J. (ed.) 1994: Rote listen gefährdeter Tiere Österreichs – *Grüne Reihe* des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Band 2. pp. 1-355.
- GEPP J. HÖLZEL H. 1989: Ameisenlöwen und Ameisenjungfern - *Die Neue Brehm Bücherei* 589: 1-108.

- GEILER H. 1966: Über die Wirkung der Sonneneinstrahlung auf Aktivität und Position der Larven von *Euroleon nostras* Fourcr. (= *Myrmeleon europeus* McLachl.) in der Trichterbodenfallen - Z. Morphol. Ökol. Tiere 56: 260-274.
- GRAY J. S. 1987: Species –abundance patterns - In organisation of Communities: Past and Present (eds: Gee J. H. R. and Giller P. S.) Blackwell Scientific pp 53-67.
- GREEN G. W. 1955: Temperature relations of ant-lion larvae (Neuroptera: Myrmeleontidae) - Canadian Entomologist 87: 441-459.
- GREIG-SMITH P. 1952: The use of random and contiguous quadrats in the study of the structure of plant communities – Ann. bot. London N.S. 16: 293-316.
- GREVE L. 1978: Notes on *Wesmaelius ravus* (Withycombe, 1923) and *Wesmaelius mortoni* (McL., 1899) (Neuroptera, Planipennia) in Norway - Norw. J. Ent. 25 (2): 223-224.
- GRIFFITHS D. 1980a: The feeding biology of ant-lion larvae: growth and survival in *Morter obscurus* – OIKOS 34: 364-370.
- GRIFFITHS D. 1980b: The feeding biology of ant-lion larvae: prey capture, handling and utilization - Journal of Animal Ecology 49: 99-125.
- GRIFFITHS D. 1981: Sub-optimal foraging in the ant-lion *Macroleon quinquemaculatus* – Journal of Animal Ecology (1981), 50, 697-702.
- GRIFFITHS D. 1982: Tests of alternative models of prey consumption by predators, using ant-lion larvae - Journal of Animal Ecology (1982): 52, 363-373.
- GRIFFITHS D. 1985: Phenology and larval-adult size relations in the ant lion *Macroleon quinquemaculatus* - Journal of Animal Ecology (1985), 54, 573-581.
- GRIFFITHS D. 1986: Pit construction by ant-lion larvae: a cost benefit analysis – Journal of Animal Ecology 55: 39-57.
- GRIFFITHS D. 1991: Food availability and the use and storage of fat by ant-lion larvae – Oikos 60: 162-172.
- GRIFFITHS D. 1991: Intraspecific competition in larvae of the ant-lion *Morter* sp. and interspecific interactions with *Macroleon quinquemaculatus* – Ecological Entomology (1991) 16, 193-201.
- GRIFFITHS D. 1993: Interspecific competition in ant-lion (*Macroleon quinquemaculatus*) larvae in the field – Oecologia (1993) 93: 531-537.
- GOTELLI N. J. 1993: Ant lion zones: causes of high-density predator aggregations - Ecology, 74(1), 1993, pp. 226-237.
- GOTELLI N. J. 1996: Ant community structure: effects of predatory ant lions – Ecology, 77(2), 1996, pp. 630-638.
- GOTELLI N. J. 1997: Competition and coexistence of larval ant lions – Ecology, 78(6), 1997, pp. 1761-1773.
- GÜNTHER K. 1991: Echte Netzflügler aus Lichtfangen im Stadtgebiet von Berlin - Entomologische Nachrichten und Berichte 35(3): 161-170.
- GÜNTHER K. 1993: Welche Art muss *Coniopteryx pygmaea* Enderlein, 1906 heißen? - (Neuroptera, Coniopterygidae) - Dtsch. ent. Z., N. F. 40 (1): 167-171.
- HANSKI I. 1982: Dynamics of regional distribution: the core-satellite species hypothesis – Oikos 38: 210-221.
- HASSELL M. P., LAWTON J. H., BEDDINGTON J. R. 1976: The components of arthropod predation, I. The prey death-rate – J. Anim. Ecol. 45, 135-164.
- HASSELL M. P., SOUTHWOOD T. R. E. 1978: Foraging strategies of insects – Ann. Rev. Ecol. Syst. 1978 9:75-98.
- HEATH J. 1970: Insect light traps - The amateur Entomologists Soc. 33: 1-16.
- HEINRICH B.; HEINRICH M. J. E. 1984: The pit-trapping foraging strategy of the ant lion, *Myrmeleon immaculatus* DeGeer (Neuroptera: Myrmeleontidae). Behavioral Ecology and Sociobiology 14:151-160.
- HENNIG W. 1965: Phylogenetic systematics - Annu. Rev. Entomol. 10: 97-116.
- HENRY J. T. 1976: *Aleuropteryx juniperi*: An European scale predator established in North America (Neuroptera: Coniopterygidae) - Proceedings of the Entomological Soc. Washington 78(2): 195 -201.
- HERTELENDI P., MÉSZÁROS Z. 1989: A különböző égők hatása egy tíz éven át működő fénycsapda fogási eredményeire - Állattani Közl. 75: 59-63.
- HONEK A., KRAUS P. 1981: Factors affecting light trap catches of *Chrysopa carnea*: a regressions analysis - Acta ent. bohemoslov. 78: 76-86.
- HÖLZEL H. 1965: Beitrag zur Kenntnis der Chrysopidae: die *Nineta* Gruppe. - Z. ArbGem. öst. Ent. 17: 91 - 98.
- HÖLZEL H. 1972: *Anisochrysa* (*Chrysoperla*) *mediterranea* n. sp. eine europäische Chrysopiden-Spezies (Planipennia, Chrysopidae). - NachrBl. bayer. Ent. 21: 81 - 83.
- HÖLZEL H. 1976: Revision der europäischen Creoleon-Arten (Planipennia, Myrmeleonidae) - Zeitsch. der Arbeit. Österr. Ent. 28 (1-3): 33-38.
- HULTÉN E. 1937: Outline of the history of arctic and boreal biota during the Quaternary period. Thule, Stockholm. pp. 1-168.

- ITAMIES J., PYÖRNILÄ M., KUUSELA K. 1980: Flight periods of geometrid moths in central and northern Finland (Lepidoptera) - *Notulae Ent.* 60: 77-87.
- IZSÁK J. 2001: Bevezetés a biológiai diverzitás mérésének módszertanába – Scientia Kiadó Budapest pp. 1-101.
- JAKUCS P. 1974: A potenciális vegetáció és táji értékelése a Dél-Dunántúlon - *Föld. Ért.* 23: 295-309.
- JAKUCS P., MAROSI S., SZILÁRD J. 1969: Microclimatological investigations within the scope of complex physiographic landscape research in Hungary. Research problems in Hungarian applied geography. *Studies in Geography in Hungary.* 5. Akad. K. Bp. 73-88.
- JENKINS B. A. 1994: The behavioural response of the antlion *Myrmeleon pictifrons* to a sudden change in prey capture rate – *Acta Ecologica*, 1994, 15(2), 231-240.
- JENKINS B., KITCHING R. L. 1987: Component Analysis and Modelling of the Movement Process: the Interaction between Ants and Ant-Lions – *Aust. J. Zool.*, 1987, 35, 313-18.
- JERMY T. 1961: Kártevő rovarok rajzásának vizsgálata fénycsapdákkal - *A Növ. Idősz. Kérdései*, 2:53-60.
- JÓZAN ZS. 1992: A Boronka-melléki TK fullánkos hártvásszárnyú (Hymenoptera, Aculeata) faunájának alapvetése - *Dunántúli Dolg. Term. Tud. sor.* 7: 163-210.
- KACIREK A. 1995: Nové a zajímavé nálezy mravkolvu v České republice - *Acta Musei Reginaehradecensis* 24: 67-70.
- KAKAS J. 1960: Magyarország éghajlati atlasza - Budapest
- KALOTÁS ZS. 198?: A tolnai Mezőföld természeti kincsei - *Közép-dunántúli Környezetvédelmi és Vizügyi Igazgatóság Veszprém* pp. 1-57.
- KENDALL M. G. 1962: Rang correlation methods – London pp. 1-199.
- KIS B., ÚJHELYI S. 1965: *Chrysopa commata* sp n. and some remarks the species *Chrysopa phyllochroma* - *Acta zool Hung.* 11: 347-352.
- KITCHING R. L. 1984: Some biological and physiological determinations of pit size in larvae of *Myrmeleon pictifrons* Gerstraecter (Neuroptera: Myrmeleontidae) – *J. Austral. ent. Soc.* 23: 179-184.
- KLEIN B. G. 1982: Pit construction by antlion larvae: Influences of soil illumination and soil temperature – *New York Entomological Society XC(1)*, 1982, pp. 26-30.
- KOPPÁNYI T. 1969: Cönológiai felvétel szükséges méretének kérdése Heteroptera és Cicadinea populációk fűhálós vizsgálatánál - *Fol. ent. hung.* 21: 279-309.
- KÖRMÖCZI L. 1987: Pattern analysis: a review and some properties of a method – *Acta Biologica Szeged* 33: 75-83.
- KREBS C. J. 1989: *Ecological methodology* – Harper Collins Publishers pp. 1-654.
- KUNCZ A. 1880: Szombathely rendezett tanácsú város monographiája, Recésreptűek, Szombathely, p. 24. *Emmeratio specierum aliquat*
- KUNDRÁ O. 1986: Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm für die Tagsschmetterlingsfauna in Bayern und Analyse der Schutzproblematik - *Nachr. ent. Ver. Apollo, Frankfurt, Suppl.* 6: 1-90.
- KUWAYAMA S. 1959: On the genera *Myrmeleon* and *Grocus* in Japan and adjacent territories. - *Kontyu* 27: 66-69.
- LAURENCE W. F. 1991: Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals – *Conservation Biology* 5: 79-89.
- LATTIN G. DE. 1967: *Grundriss der Zoogeographie.* G. Fischer, Stuttgart, pp. 1-602.
- LEHMANN A. 1981: *Növényzet. Dunántúli-dombság* (Szerk. Pécsi M.) - Akadémiai Kiadó Bp. 211-241.
- LINNÉ C. 1758: *Systaema Naturae* - Ed. X. Tom. pp. 1-824.
- LLOYD M. 1967: Mean crowding – *J. Animal. Ecology* 36: 1-30.
- LOITERTON S. J., MAGRATH, R. D. 1996: Substrate type affects partial prey consumption by larvae of the antlion *Myrmeleon acer* (Neuroptera: Myrmeleontidae). *Australian Journal of Zoology* 44: 589-597
- LO VERDE G., MONSERRAT V. J. 1997: Nuovi dati sui Coniopterigyidae siciliani (NeuropteraPlanipennia) – *Naturalista siciliana* 21(4): 57-66.
- LUCAS J. R. 1982: The Biophysics of Pit Construction by Antlion Larvae (*Myrmeleon*, Neuroptera) – *Anim. Behav.*, 1982, 30, 651-664.
- LUCAS J. R. 1985: Metabolic rates and pit-construction costs of two antlion species – *Journal of Animal Ecology* 54: 295-309.
- LUCAS J. R. 1985: Partial prey consumption by antlion larvae – *Anim. Behav.*, 1985, 33, 945-958.
- LUCAS J. R. 1986: Antlion pit construction and kleptoparasitic prey – *The Florida Entomologist*, Volume 69, Number (4), december.
- LUCAS J. R. 1989: Differences in Habitat Use Between Two Pit-building Antlion Species: Causes and Consequences – *Am. Midl. Nat.* 121: 84-98.
- LUCAS J. R. 1989: The structure and function of antlion pits: slope asymmetry and predator-prey interactions – *Anim. Behav.* 1989, 38, 318-330.

- LUCAS J. R. – BROCKMANN, H. J. 1981: Predatory Interactions Between Ants and Antlions (Hymenoptera: Formicidae and Neuroptera: Myrmeleontidae) – *Journal of the Kansas Entomological Society* 54(2), 1981, pp. 228-232.
- LUCK R. F. 1984: Principles of Arthropod predation In: *Ecological Entomology* (eds: HUFFEKER C.B. and RABB R.L.) John Wiley & Sons pp.497-530.
- MACE M. G. 1994: An investigation into methods for categorizing the conservation status of species - Large-scale ecology and conservation biology - (Eds: Edwards P. J. - May R. - Webb N. R.) - pp. 293 - 312.
- MAJER J. 1989: A fajok új komplex gyakorisági indexe, az ISA alkalmazása a szarvasmarha legelők bögölyfaunájának kutatásában - *Állattani Közlemények* 75: 79-86.
- MANSELL M. W. 1988: The Pitfall Trap of the Australian Ant-lion *Callistoleon illustris* (Gerstaecker) (Neuroptera: Myrmeleontidae): An Evolutionary Advance – *Aust. J. Zool.*, 1988, 36, 351-6.
- MANSELL M. W. 1994: Predation strategy and evolution in antlions (Insecta: Neuroptera: Myrmeleontidae) - Pure and Applied Research Neuropterology. Proceedings of the Fifth International Symposium on Neuropterology. Cairo. Egypt. 1994 Canard, M. Aspöck, H. & Mansell, M. W. (Eds) Toulouse. France. 1996 pp. 161-169.
- MAKARKIN V. N. 1990: A check-list of the Neuroptera-Planipennia of the USSR far east, with some taxonomic remarks - *Acta Zoologica Hungarica* 36(1-2): 37-45.
- MALICKY H. 1983: Chorological patterns and biome types of European Trichoptera and other freshwater insects - *Arch. Hydrobiol.* 96(2): 223-244.
- MALICKY H., ANT H., ASPÖCK H., DE JONG R., THALER K., VARGA Z. 1983: Argumente zur Existenz und Chorologie mitteleuropäischer (extramediterranean-europäischer) Faunen-Elemente - *Entomol. Gener.* 9(1/2): 101-109.
- MARGÓCZI K. 1998: Természetvédelmi biológia – JATEpress pp. 1-108.
- MARIN F., MONSERRAT V. J. 1991: The Community of Neuropteroidea from Iberian Southern Beechwoods – In: *Behaviour and impact of Aphidophaga* (eds: L. Polgár, R. J. Chambers, A. F. G. Dixon and I. Hodek) SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands pp 187-198.
- MAROSI S. 1990: Magyarország kistájainak katasztere II. - MTA Földrajztudományi Kutató Intézet Budapest pp. 483-589.
- MATSURA T. 1986: The feeding ecology of the pit-making ant lion larva *Myrmeleon bore*: Feeding rate and species composition of prey in a habitat – *Ecological Research* 1: 15-24.
- MATSURA T. 1987a: An experimental study on the foraging behavior of a pit - building antlion larva, *Myrmeleon bore* - *Res. Popul. Ecol.* 29: 17 - 26.
- MATSURA T. 1987b: Nomenclature of the Japanese pit-building antlions (Neuroptera, Myrmeleontidae) - *Kontyú*, Tokyo, 55 (3): 543 - 548.
- MATSURA T. 1989: Pit - relocation of antlion larvae in relation to their density - *Res. Popul. Ecol.* 31: 225 - 234.
- MATSURA T., KITCHING R. L. 1993: The structure of the trap and trap-building behavior in *Callistoleon manselli* New (Neuroptera: Myrmeleontidae). *Australian Journal of Zoology* 41:77-84.
- MATSURA T., MURAO T. 1994: Comparative study on the behavioral response to starvation in three species of antlion larvae (Neuroptera: Myrmeleontidae). *Journal of Insect Behavior* 7:873-884.
- MATSURA T., TAKANO H. 1989: Pit-relocation of Antlion larvae in relation to their density – *Res. Popul. Ecol.* (1989) 31, 225-234.
- MCLURE M. S. 1976: Spatial distribution of pit-making antlion larvae (Neuroptera: Myrmeleontidae): density effects. *Biotropica* 9: 179-183.
- MEINANDER M. 1972: Revision of the family Coniopterygidae (Planipennia) - *Acta Zool. Fennica* 136: 1-357.
- MEINANDER M. 1990: The Coniopterygidae, A check-list of the species of the world, descriptions of new species and other new data - *Acta Zoologica Fennica* 189:1-95.
- MENCINGER B. 1998: Prey recognition in larvae of the antlion *Euroleon nostras* (Neuroptera, Myrmeleontidae). in Panelius, S. P. (ed.). *Neuropterology 1997. Proceedings of the Sixth International Symposium on Neuropterology.* Helsinki, Finland, 13-16 July 1997. *Acta Zoologica Fennica* 209: 157-161
- MÉSZÁROS Z., VOJNITS A. 1968: Fénycsapdák szerepe a növényvédelmi kutatásokban - *Ann. Inst. Plant. Prot. Hung.*, 11: 69-85.
- MIKKOLA K. 1972: Behavioural and electrophysiological responses of night -flying insects, especially Lepidoptera, to near-ultraviolet and visible light - *Ann. Zool. Fenn.* 9: 225-254.
- MOCSÁRY L. 1899: (Neuroptera) Fauna Regni Hungariae - *Magyar Birodalom Állatvilága Bp.*, pp. 33-44.
- MONSERRAT V. J. 1977: Neuroptera (Planipennia) de la Sierra del Guadarrama. - *Univ. Madrid Cat. Ent. Trab.* pp. 19: 202.
- MONSERRAT V. J. 1978: *Kimminisa rava* (Withycombe 1923) nueva para la fauna española. (Insecta, Planipennia, Hemerobiidae). - *Miscelánea zool.* 4(2): 177 - 181.

- MOROSITA M. 1962: I_d –index, a measure of dispersion of individuals - Res. Popul. Ecol. 4: 1-7.
- MORRISON G. J. 1967: Activity rhythms in the larvae of *Myrmeleon obscurus* Ramb. (Neuroptera, Myrmeleontidae). Masters thesis. Rhodes University, Grahamstown, South Africa. pp. 1-147.
- MÓCZÁR L. 1967: Önműködő csapda repülő rovarok számára - Fol. ent. hung. 20: 214-222.
- MUNGUIRA M. L., MARTIN J., REY M. 1991: Use of UTM maps to detect endangered lycanid species in the Iberian Peninsula - Nota lepid. Suppl. 2: 45-55.
- MYERS J. H. 1978: Selecting a measure of dispersion - Environ. Entomol. 7: 619-621.
- NAPOLITANO J. F. 1998: Predatory behavior of a pit-making antlion, *Myrmeleon mobilis* (Neuroptera: Myrmeleontidae) – Florida Entomologist 81(4) 562-566.
- NAVAS L., MARCET A. F. 1910: Coniopterigido nuevo de Monserrat. - Revta Montserratina 1910: 150-151.
- NEUENSCHWANDER P. 1984: Sampling procedures for chrysopid populations – In: Biology of Chrysopidae eds: Canard, M., Séméria, Y., New, T. R. pp. 205-213.
- NEW T. R. 1967: The flight activity of rare British Hemerobiidae and Chrysopidae, as indicated by suction trap catches. Proc. R. ent. Soc. Lon. (A.) 42: 93-100.
- NEW T. R. 1989: Planipennia (Lacewings) - Water de Gruyter, Berlin, New York 1989 pp. 1-137.
- NEW T. R., HADDOW J.A. 1973: Nocturnal flight activity of rare African Mantispidae (Neuroptera). J. Ent. (A) 47 (2), pp. 161-168.
- NOOMAN G. R. 1988: Biogeography of North American and Mexican insects, and a critique of vicariance biogeography - Sys. Zool. 37(4): 366-384.
- NOWINSKI L. (ed.) 1997: Light trapping of insects influenced by abiotic factors part II. Savaria University Press pp. 1-163.
- OHM P. 1965: Zur Kenntnis von *Grocus bore Tjeder* (Neuroptera, Myrmeleontidae). - NachrBl. bayer. Ent. 14: 17-24.
- OHM P. 1984: Rote Liste der Netzflügler (Neuroptera) - Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland - Kilda-Verlag, pp. 73-75.
- OLIVE C. W. 1982: Behavioral response of a sit-and-wait predator to spatial variation in foraging gain – Ecology 63: 912-920.
- OSWALD J. D. 1993: Revision and cladistic analysis of the World genera of the family Hemerobiidae (Insecta: Neuroptera) - J. New York Entomol. Soc. 101(2): 143-249.
- PAPP L. 1991: A repülő rovarok abundanciájáról (A légyfogás elmélete). Bp., Akadémiai Kiadó pp. 1-46.
- PAPP L. 1998: „Outlaws”: Some evolutionary aspects of rarity in Insects – Tiscia 31: 29-33.
- PAPP L., IZSÁK J., ÁDÁM L. 1997: Dipterous assemblages of sheep-run droppings: number of species observed, estimated and generated by simulation – Acta Zoologica 43(3): 191-205.
- PARKER J. R. 1930: Some effects of temperature and moisture upon *Melanopus mexicanus* Saussure and *Camnula pellucida* Scudder. – Bull. Univ. Montana Agric. Exper. Stat. 23: 1-132.
- PÉCSI M. 1981: A Dunántúli-dombság (Dél-Dunántúl) - Akadémiai Kiadó, Budapest pp. 1-281.
- PILLICH F. 1914: Aus Arthropodenwelt Simonytornya's (Neuroptera) - Simonytornya pp. 97-99.
- PILLICH F. 1927: Neuere Daten zur Arthropodenfauna Ungars - Fol. ent. Hung. 1:(4) 117-118.
- PLANT C. W. 1991: An introduction to the British waxflies (Neuroptera: Coniopterygidae) with a revised key to British species – British Journal of Entomology and Natural History 4: 99-118.
- PLANT C. W. 1994: Provisional Atlas of the lacewings and allied insects (Neuroptera, Megaloptera, Raphidioptera & Mecoptera) of Britain & Ireland 203 pp.
- PLATNICK N., NELSON G. 1978: A method of analysis for historical biogeography - Sys. Zool. 27: 1-16.
- PLETT A. 1964: Einige Versuche zum Beutefangverhalten und Trichterbau der Ameisenlöwen *Euroleon nostras* Fourcr. (Myrmeleontidae). Zoologischer Anzeiger 173:202-209.
- PRADO P. I. K. L., BEDÉ L. C., DE FARIA M. L. 1993: Asymmetric competition in a natural population of antlion larvae – Oikos 68: 525-530.
- PRESTON F. W. 1948: The commonness and rarity of species – Ecology 29: 254-283.
- PONGRÁCZ S. 1912: Magyarország Chrysopái alak- és rendszertani tekintetben - Állattani Közl. 2: 161-221.
- PONGRÁCZ S. 1913: Újabb adatok Magyarország Neuroptera faunájához - Rovartani Lapok 20: 175-186.
- PONGRÁCZ S. 1914: Magyarország Neuropteroidái - Rovartani Lapok 21: 109-155.
- POPOV A. 1984: The development of *Myrmecaelurus trigrammus* Pall. (Myrmeleontidae) - In: J. GEPP, H. Aspöck u. H. Hölzel (Hrsg.), Progress in world's Neuropterology Graz S. 249-251.
- POPOV A. 1992: Zoogeographical analysis of Neuropteroidea (Insecta) of the Balkan Peninsula - Current Research in Neuropterology. Proceedings of the Fourth International Symposium on Neuropterology. - pp. 319-330.
- PÓCS T. 1981: Növényföldrajz, Társulástan és Ökológia (Szerk. Hortobágyi - Simon) - TK. Bp. pp. 145-148.
- RABINOWITZ D. 1981: Seven forms of rarity - In: The Biological Aspects of Rare Plant Conservation (ed: H. SYNGE) Wiley, New York pp. 205-217.
- RAKONCZAI Z. (ed.) 1990: Vörös könyv - Akadémiai kiadó Bp. pp. 1 - 359.

- REDTENBACHER J. 1883: Zur Kenntnis der Myrmeleoniden Larven - Wien ent Zeit. 2: 289-296.
- REDTENBACHER J. 1884: Übersicht der Myrmeleoniden Larven – Denkschr. Mathen-Naturwiss. Cl. Kaiserl. Akad. Wiss. 45: 335-368.
- REINIG W. F. 1937: Die Holarctis, Fischer, Jena. pp. VI + 124.
- RESSL F. 1971: Untersuchungen über die Coniopterygiden des Bezirkes Scheibbs - Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung, Phanologie und Ökologie der Coniopterygiden Mitteleuropas Nachr. Bayer. Ent. 20(3): 44-60.
- ROBERTS L 1979: An index of species abundance for use with a mosquito surveillance data – Environ. Entomol. 8: 1007-1014.
- RÖHRICHT, W. 1998: Distribution of Myrmeleon (Mortier) bore (Tjeder 1941).- In: Panelius, S. (Ed.): Neuropterology 1997. Proceedings of the Sixth International Symposium on Neuropterology. Helsinki, Finland, 13 – 16 July 1997. Acta Zoologica Fennica 209: 221-225
- RÖHRICHT W. 1999: Zur Habitatwahl von Euroleon nostras (Geoffroy in Fourcroy 1785) (Insecta: Neuroptera: Myrmeleontidae) in Halle (Saale) -- Neustadt. Galathea Supplement 5: 18-25.
- RÖHRICHT és TRÖGER 1998: Rote liste gefahrdetter Tiere Deutschlands – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 231-234.
- ROSENBERG, R. H. 1987: Pit dispersion in antlion larvae (Neuroptera: Myrmeleontidae): is competition important? Florida Entomologist 70: 175-178.
- SAMWAYS M. J. 1994: Insects conservation Biology – Conservation Biology Series 2. Chapman & Hall pp. 1-358.
- SÁROSPATAKI M., MARKÓ V. 1995: Flight activity of Coccinella septempunctata (Coleoptera, Coccinellidae) at different strata of a forest in relation to migration to hibernation sites. Eur. J. Entomol. 92: 415-419.
- SÁTORI J. 1940: Insekten faunistische Notizen aus dem Transdanubium in Mai und Juni - Frag. Faun. Hung. 2: 31-32.
- SAURE C., 1997: Nineta gadarramensis (Pictet, 1865) – eine für Deutschland neue Florfliege (Neuroptera: Chrysopidae) – Galathea 3: 3-6.
- SAURE C., KIELHORN K. H. 1993: Netzflügler als bewohner der Kronenregion von Eiche und Kiefer (Neuroptera: Coniopterigidae, hemerobiidae, chrysopidae))- Faun. –Ökol. Mitt. 6: 391-402.
- SCHOENER T. W. 1987: The geographical distribution of rarity – Oecologia 74: 161-173.
- SCHERER M., TSCHARNTKE, T. 1995: Habitatwahl und Ausbreitungsverhalten des Ameisenlowen Euroleon nostras (Fourcr.) (Neuroptera, Myrmeleontidae). Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie 10: 313-317.
- SEMERIA Y. 1992: Données numériques relatives aux genitalia males des Chrysoperla Steinmann et leur valeur dans la discrimination spécifique (Insecta: Neuroptera: Chrysopidae) - Current Research in Neuropterology. Proceedings of the Fourth International Symposium on Neuropterology. Bagnères-de-Luchon, France, 1991. Canard, M., Aspöck, H. and Mansell, M. W. (Eds.). Toulouse, France, 1992. Pp. 333-339.
- SEMERIA Y. BERLAND L. 1988: Atlas des Névroptères de France et d'Europe Mégaloptères, Raphidioptères, névroptères Plannipennes Mecoptères – Société nouvelle des éditions Boubée Paris pp. 1-190.
- SIMBERLOFF D., KING L., DILLON P., LOWRIE S. LORENCE D., SCHILLING E. 1978: Holes in the doughnut theory: the dispersion of ant-lions – Brenesia 14-15: 13-46. 1978.
- SIPOS I. 1986: Hangyaleső (Myrmeleontidae) populációk ökológiai vizsgálata homokpusztai gyepen – Diplomamunka JATE Állattani Tanszék kézirat pp. 1-81.
- SIPOS I. 1987: Density of Ant-lions Larvae (Neuroptera: Myrmeleonidae) in sandy grasslands - Acta Biol. Szeged, 33: 115-123.
- SPITZER K., LEPS J. 1990: Bionomic strategies in Lepidoptera, risk of extinction and nature conservation projects - Nota lepid. Suppl. 4: 81-85.
- SOÓ R. 1964 -1973: A magyar flóra és vegetáció rendszertani és növényföldrajzi kézikönyve I-V. Akad. Kiad. Bp.
- SOUTHWOOD T. R. E. 1984: Ökológiai módszerek - különös tekintettel a rovarpopulációk tanulmányozására - Mezőgazd. Kiadó Bp. pp. 1 - 314.
- STANDOVÁR T. PRIMACK R. 2001: A Természetvédelmi biológia alapjai – Nemzeti Tankönyvkiadó Bp. pp. 1-542.
- STEFFAN J. R. 1968: Sur L'écologie et le comportement de la larve de Megistopus flavicornis (Rossi) - Bull. du Mus. National Hist. Nat. 40(3): 492-496.
- STEFFAN J. R. 1975a: Les larves de Fourmilions (Planipennes: Myrmeleontidae) de la de France. - Annl. Soc. ent. Fr. 11: 383-410.
- STEFFAN J. R. 1975b: Rapports entre climat, végétation et chorologie chez les fourmilions D'Europe (Neur., Myrmeleontidae) – Bull. Ecol. 6(1)33-40.
- STEINMANN H. 1963: Magyarország hangyalesői (Neuroptera) - Rovartani Közl. 16: 211-226.

- STEINMANN H. 1964: The *Chrysopa* species (Neuroptera) of Hungary - *Ann. Hist. Nat. Hung.* 56: 257-266.
- STEINMANN H. 1967: Tevenyakúfátyolkák, Vízifátyolkák, Recésszárnyúak és Csőrös rovarok Raphidioptera, Megaloptera, Neuroptera, Mecoptera - In *Faun. Hung.* XIII. 14. Akadémiai Kiad. Bp. 203 pp.
- STEINMANN H. 1981: The Dermaptera, Neuropteroidea and Mecoptera of the Hortobágy National Park - The Fauna of the Hortobágy National Park, 1981. pp. 47 - 50.
- STEINMANN H. 1987: The Neuropteroidea fauna of the Kiskunság National Park - Natural History of the National Parks of Hungary - The Fauna of the Kiskunság National Park II. pp. 81 - 85.
- STEGMANN B. 1938: Principes généraux des subdivisions ornithogéographiques de la région paléarctique. Faune de l'URSS. Acad. Sci. URSS. Vol. I, No. 2. Moscow-Leningrad, pp. 156.
- SUNTRUP A. 1990: Untersuchungen zur Faunistik und Autökologie von Netzflüglern (Insecta: Neuropteroidea) in Norddeutschland – Diplomarbeit II Zoologisches Institut, Georg August-Universität Göttingen 1-141.
- SZABÓ S., SZENTKIRÁLYI F. 1980: Communitis of Chrysopidae and Hemeroibiidae (Neuroptera) in some Apple-Orchards - *Acta Phytot. Hung.* 16: 157-169.
- SZELÉNYI G. 1957: Az állattársulási kategóriák –Állattani Közlemények 46: 133-143.
- SZENT-IVÁNY J. 1938: A történelmi Magyarország nagylepkéfaunájának elemei -*Rovart. Közl.* 3:
- SZENTKIRÁLYI F. 1986a: Rovarokkal a kártevők ellen - *Búvár* 5: 20-22.
- SZENTKIRÁLYI F. 1986b: Niche segregation between Chrysopid and Hemeroibiid subguilds - *Ecology of Aphidophaga* (ed:Hodek I.) 297-302.
- SZENTKIRÁLYI F. 1989: Aphidophagous Chrysopid and Hemeroibiid (Neuroptera) Subguilds in Different Maize Fields: Influence of Vegetational Diversity on Subguild Structure - *Acta Phytot. et Ent. Hung.* 24(1-2):207-211.
- SZENTKIRÁLYI F. 1992: Spatio-temporal patterns of brown lacewing based on the Hungarian light trap network (Insecta: Neuroptera: Hemeroibiidae) - *Current Research in Neuropterology. Proceedings of the Fourth International Symposium on Neuropterology. Bagnères-de-Luchon, France, 1991.* Canard, M., Aspöck, H. and Mansell, M. W. (Eds.). Toulouse, France, 1992. Pp. 349-357.
- SZENTKIRÁLYI F. 1998: Fátyolka együttesek (Neuroptera: Chrysopidae, Hemeroibiidae) fénycsapdás monitorozása a Körös-Maros Nemzeti Park térségében - *A Körös-Maros NP Ig. időszaki kiadványa*
- SZENTKIRÁLYI F., BAK M., ERDÉLYI CS. 1983: Survey of the coccinellids, chrysopids, and hemeroibiids living in seed lucerne fields in Hungary - *P. Int. Conf. Integr. Plant Prot.* 1:137-143.
- SZIRÁKI GY. 1989: A magyar faunára új két lisztesfátyolka Plannipennia: Coniopterygidae - *Fol. ent. hung.* 50: 185.
- SZIRÁKI GY. 1990: Az Aleuropteryx juniperi Ohm, első hazai észlelése (Planipennia, Coniopterygidae) - *Fol. ent. hung.* 51: 167 - 168.
- SZIRÁKI GY. 1991a: A survey of Neuropteroidea of the nature conservation areas of Bátorliget - Bátorliget 1. nature reserves after forty years pp. 369 - 375.
- SZIRÁKI GY. 1991b: A Possibility for the Identification of Female Coniopterygids - *Proceedings of the 4 th. ECE/XIII SIEEC* 110-114.
- SZIRÁKI GY. 1992a: Coniopterygidae of Hungary with a key to the identification of Coniopteryx Curtis females (Insecta: Neuroptera: Coniopterygidae) - *Current Research in Neuropterology Proceedings of the Fourth International Symposium on Neuropterology* pp. 359 - 366.
- SZIRÁKI GY. 1992b: Female internal genitalia of the Coniopteryx species of Central Europe (Neuroptera, Coniopterygidae) - *Acta Zool. Hung.* 38 (3 - 4): 359 - 371.
- SZIRÁKI GY. 1993: Néhány, Magyarország faunájára új rovarfaj (Psocoptera, Raphidioptera, Neuroptera) - *Fol. ent. hung.* 54: 148-188.
- SZIRÁKI GY. 1994: Occurrence of *Helicoconis transsylvanica* Kis, 1965 (Neuroptera: Coniopterygidae) in Hungary, with remarks on the knowledge of the male genitalia - *Folia ent. hung.* 55:408-409.
- SZIRÁKI GY. 1996: Ecological investigations of the Neuropteroidea of oak forests in Hungary - - *Pure and Applied Research Neuropterology. Proceedings of the Fifth International Symposium on Neuropterology. Cairo. Egypt. 1994* Canard, M. Aspöck, H. & Mansell, M. W. (Eds) Toulouse. France. 1996 pp. 229-232.
- SZIRÁKI GY. 2002: Neuropteroidea (Megaloptera, Raphidioptera, Neuroptera) from the Fertő-Hanság National Park – The fauna of the Fertő-Hanság National Park pp. 537-543.
- SZIRÁKI GY., ÁBRAHÁM L., SZENTKIRÁLYI F., PAPP Z. 1992: A checklist of the Hungarian Neuropteroidea (Megaloptera, Raphidioptera, Planipennia) - *Fol. ent. Hung.* 52: 113-118.
- SZIRÁKI GY., POPOV A. 1996: Neuropteroidea of the Bükk National Park - The Fauna of the Bükk National Park 389-396.
- TAYLOR L. R. 1963: Analysis of the effect of temperature on insets in flight – *Journal of Animal Ecology* 32: 99-112.
- THIERRY D. - CLOUPEAU R. - JARRY M. 1996: Distribution of sibling species of the common green lacewing *Chrysoperla carnea* (Stephens) in Europe (Insecta: Neuroptera: Chrysopidae). *Pure and Applied Research*

- in Neuropterology. Proceedings of the Fifth International Symposium on Neuropterology, Cairo, Egypt, 1994. Canard, M, Aspöck, M. & Mansell, M. W. (Eds). Toulouse, France, 1996. Pp. 233-240.
- TOWNES H. 1962: Design for a Malaise trap - Proc. Entomol. Soc. Washington, 64:253-262.
- UNDERWOOD T. 1986: The Analysis of Competition by Field Experiments In: Community Ecology Pattern and Process (eds.: J. Kikkowa and D. J. Andersen) Blackwell Sci. Pub. pp. 240-268.
- UDVARDY M. 1983: Dinamikus állatföldrajz - Tankönyvkiadó, Budapest, pp.7-496.
- UHERKOVICH Á. 1977: A Mecsek és környéke természeti képének tanulmányozási terve - J. P. Múz. Közl. 19: 389-393.
- UHERKOVICH Á. 1978: Belső-Somogy és a Zselic határvidékének lepidopterológiai viszonyai (Lepidoptera)- Somogyi Múz. Közl. 3: 503-518.
- UHERKOVICH Á. 1981: A Barcsi Borókás nagylepkefaunája II. (Lepidoptera) - Dunántúli Dolg. Term. tud. Sor. 2. 89-125.
- ÚJHELYI S. 1968: Adatok a recésszárnyú rovarok hazai előfordulásához - Állattani Közl. 55: 129-139.
- ÚJHELYI S. 1974: Egy érdekes fátyolkafaj: *Chrysopa impunctata* Reuter (Neuroptera: Chrysopidae) előfordulása Magyarországon - Fol. ent. hung. 27: 217-221.
- ÚJHELYI S. 1978: Über einige für die Fauna Ungars neue Neuropteren Arten (Neuroptera)- Fol. ent. hung. 31 (2): 287-289
- ÚJHELYI S. 1979: Adatok néhány rovarrend bakonyi elterjedéséhez - Veszprém M. Múz. Közl. 14: 5-93.
- ÚJHELYI S. 1981a: A Barcsi Borókás Recésszárnyú és tegzes faunájának alapvetése - Dunántúli Dolg. Term. Tud. Sor. 2: 59-63.
- ÚJHELYI S. 1981b: A *Wesmaelius helveticus* meglepő magyarországi előfordulása - Fol. ent. hung. 34(2): 277.
- ÚJHELYI S. 1985: Kiegészítés a Barcsi Borókás Recésszárnyúhoz. (Neuroptera)- Dunántúli Dolg. Term. Tud. Sor. 4: 234.
- USHER M. B. 1986: Insect conservation: the relevance of population and community ecology and biogeography. Proc. third Europ. Congr. entomol. 3: 387 - 398.
- YASSERI A. M., PARZEFALL J. 1996: Life cycle and reproductive behavior of the antlion *Euroleon nostras* (Geoffroy in Fourcroy, 1785) in northern Germany (Insecta: Neuroptera: Myrmeleontidae) - Pure and Applied Research Neuropterology. Proceedings of the Fifth International Symposium on Neuropterology. Cairo. Egypt. 1994 Canard, M, Aspöck, H. & Mansell, M. W. (Eds) Toulouse. France. 1996 pp. 289-297.
- YOUTHED G. J., MORAN V. C. 1969: Pit construction by Myrmeleontid larvae – J. Insect Physiol., 1969, Vol. 15, pp. 867-875.
- VAN ZYL A.; VAN DER LINDE T. C. DE K.; VAN DER WESTHUIZEN, M. C. 1996: Ecological aspects of pitbuilding and non-pitbuilding antlions (Neuroptera: Myrmeleontidae) in the Kalahari. African Entomology 4: 143-152
- VAN ZYL A.; VAN DER LINDE T. C. DE K.; GRIMBEEK R. J. 1997: Metabolic rates of pitbuilding and non-pitbuilding antlion larvae (Neuroptera: Myrmeleontidae) from southern Africa. Journal of Arid Environments 37: 355-365.
- VAN ZYL, A.; VAN DER WESTHUIZEN M. C.; VAN DER LINDE T. C. DE K. 1997: Utilisation of prey by antlion larvae (Neuroptera: Myrmeleontidae) in terms of energy and nutrients. Journal of Insect Physiology 43: 605-613.
- VAN ZYL A.; VAN DER WESTHUIZEN M. C.; VAN DER LINDE T. C. DE K. 1998: Aspects of excretion of antlion larvae (Neuroptera: Myrmeleontidae) during feeding and non-feeding periods. Journal of Insect Physiology 44: 1225-1231
- VARGA Z. 1964: Magyarország állatföldrajzi beosztása a nagylepkefauna komponensei alapján - Fol. ent. Hung. 17: 119-167.
- VARGA Z. 1971: A szétterjedési centrumok és a szétterjedési folyamat jelentősége a földrajzi izoláció kialakulása és a mikroevolúció szempontjából - Állattani Közlemények 10: 142-149.
- VARGA Z. 1977: Das Prinzip der area-analytischen Methode in der Zoogeographie und die Faunenelemente-Einteilung der europäischen Tagsschmetterlinge /Lepidoptera: Diurna/ - Acta Biol. Debrecina, 14: 223-285.
- VARGA Z. 1995: Geographical patterns of biological diversity in the Palaearctic region and the Carpathian basin- Acta Zool hung. 41(2): 71-92.
- VARGA J., RÁCZ I. 1996: Állatföldrajz – Eger pp.1-310.
- VAS J. ÁBRAHÁM L. MARKÓ V. 2001a: Methodological Investigations on a Neuropteroidae community – Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica 36(1-2):101-113.
- VAS J., MARKÓ V., ÁBRAHÁM L., MÉSZÁROS Z. 2001b: Study of neuropteroids (Neuropterida: Raphidioptera, Neuroptera) communities by using Malaise traps in an untreated orchard and its environment. - Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica 36(1-2): 115-122.
- VIEDMA M. G., ESCRIBANO R., GOMEZ B., MATTONI R. H. T. 1985: The first attempt to establish a Nature Reserve for the conservation of Lepidoptera in Spain - Biological Conservation 32: 255 - 276.

- VIEJO J.L., GALIANO E.F., STERLING A. 1992: The importance of riparian forests in the conservation of butterflies in Central Spain - *Nota lepid. Suppl.* : 29-42.
- WEISSER W. 1994: Eidonomie und Ökologie zweier europäischer Schwammfliegen-Arten - *Entomol. Gerner.* 18(3-4): 261-272.
- WELLS M. S., PYLE M. R., COLLINS M. M. 1984: The IUCN invertebrata Red Date Book pp. 317 - 330.
- WHEELER W. M. 1930: *Demons of the dust* - W. W. Norton and Co. Inc. Publishers. New York
- WIEGERT R. G. 1962: The selection of an optimum quadrat size for sampling the standing crop of grasses and fors – *Ecology* 43: 125-129.
- WILSON D. S. 1974: Prey capture and competition in the ant-lion *Bitropica* 6: 187-193.
- ZAKHARENKO A. V., KRIVOKHATSKY V.A. 1993: Neuroptera from the European part of the former USSR. - *Izv. hark. ent. obs.* 1(2): 34-91.

7. Mellékletek

1.3.-1. táblázat: A Dunántúli-dombság területéről a hazai Neuroptera irodalomban említett fajok jegyzéke

1.3.-2. táblázat: A Dunántúli-dombság területével foglalkozó publikációk az adatok feldolgozottsági szintje szerinti kronológiai sorrendben

3.1.-1. táblázat: A Dunántúli-dombság területéről gyűjtött anyag településenkénti mennyiségi megoszlása

3.1.-2. táblázat: A Dunántúli-dombság területén gyűjtött anyag UTM négyzetenkénti (10x10km) megoszlása

3.1.-4. táblázat: A Dunántúli-dombság területéről feldolgozott anyag mennyiségi megoszlása tájegységenként

3.1.-5. táblázat: A Myrmeleon inconspicuus és a Myrmeleon bore L1, L2 és L3 lárvák biometriai adatai a fejen

3.2.-1. táblázat: A Dunántúli-dombság és tájegységeinek faj-abundancia adatmátrixa

3.2.-2. táblázat: A Dunántúli-dombság Neuroptera faunájának gyakorisági és ritkasági viszonyait összehasonlító táblázata a faj-abundancia, a faj-elterjedési és az ISA index alapján

3.2.-3. táblázat: A Balaton-medence faj-abundancia viszonyai

3.2.-4. táblázat: Belső-Somogy faj-abundancia viszonyai

3.2.-5. táblázat: A Dráva-völgy faj-abundancia viszonyai

3.2.-6. táblázat: A Külső-Somogy faj-abundancia viszonyai

3.2.-7. táblázat: A Mecsekvidék faj-abundancia viszonyai

3.2.-8. táblázat: A Tolnai-dombság faj-abundancia viszonyai

3.2.-9. táblázat: A Zselic faj-abundancia viszonyai

3.2.-10. táblázat: A Baranyai-dombság faj-abundancia viszonyai

3.2.-11. táblázat: A faj-abundancia index (ISA) mátrixa

3.3.-3. táblázat: A Baranyai-dombság faunaelem besorolása

3.3.-4. táblázat: A Mecsekvidék faunaelem besorolása

3.3.-5. táblázat: A Tolnai-dombság faunaelem besorolása

3.3.-6. táblázat: A Zselic faunaelem besorolása

3.3.-7. táblázat: A Balaton-medence faunaelem besorolása

3.3.-8. táblázat: A Belső-Somogy faunaelem besorolása

3.3.-9. táblázat: A Külső-Somogy faunaelem besorolása

3.4.-1. táblázat: A Dunántúli - dombságon előforduló Neuroptera fajok veszélyeztetettségi kategóriába sorolása az IUCN Usher módszere, és a fajok biológiai diszpozícióján alapuló chorológiai index szerint (Kundra 1986)

3.4.-2. táblázat: Dony és Delholm féle mátrix a fajok jelenléte és hiánya alapján a vizsgált területről

1.3.-1. táblázat: A Dunántúli-dombság területéről a hazai Neuroptera irodalomban említett fajok jegyzéke

Neuroptera ¹⁸	
Osmylidae	
<i>Osmylus fulvicephalus</i> (Scopoli, 1763)	SÁTORI 1940, 1939, ÚJHELYI 1979
Chrysopidae	
<i>Nothochrysa fulviceps</i> (Stephens, 1836)	PILLICH 1914, 1927, ÚJHELYI 1968
<i>Nineta flava</i> (Scopoli, 1763)	MOCSÁRY 1899, PONGRÁCZ 1912, ÚJHELYI 1981a
<i>Nineta inpunctata</i> (Reuter, 1894)	ÚJHELYI 1974 (Zobákpusztá)
<i>Chrysotropia ciliata</i> (Wesmael, 1841)	ÚJHELYI 1985
<i>Chrysopa perla</i> (Linnaeus, 1758)	ÚJHELYI 1968, 1979, 1981a
<i>Chrysopa walkeri</i> McLachlan, 1893	PILLICH 1914, STEINMANN 1964, ÚJHELYI 1968
<i>Chrysopa dorsalis</i> Burmeister, 1839	PILLICH 1914, ÚJHELYI 1981a
<i>Chrysopa abbreviata</i> Curtis, 1834	MOCSÁRY 1899, PONGRÁCZ 1912, 1914
<i>Chrysopa formosa</i> Brauer, 1850	PILLICH 1914, ÚJHELYI 1968, 1981a
<i>Chrysopa phyllochroma</i> Wesmael, 1841	PILLICH 1927, PONGRÁCZ 1914, ÚJHELYI 1968
<i>Chrysopa nigricostata</i> Brauer, 1850	STEINMANN 1964, ÚJHELYI 1968
<i>Chrysopa pallens</i> (Rambur, 1838)	MOCSÁRY 1899, PONGRÁCZ 1912, PILLICH 1914, ÚJHELYI 1968, 1979, 1981a
<i>Dichochrysa flavifrons</i> (Brauer, 1850)	STEINMANN 1964, ÚJHELYI 1968
<i>Dichochrysa prasinus</i> (Burmeister, 1839)	PILLICH 1927, ÚJHELYI 1981a
<i>Dichochrysa ventralis</i> (Curtis, 1834)	ÚJHELYI 1968
<i>Cunctochrysa albolineata</i> (Killington, 1935)	ÚJHELYI 1968, 1981a
<i>Chrysoperla carnea</i> (Stephens 1836)	PILLICH 1914, ÚJHELYI 1979, 1981a
Hemerobiidae	
<i>Drepanopteryx phalaenoides</i> (Linnaeus, 1758)	PILLICH 1927
<i>Hemerobius humulinus</i> Linnaeus, 1758	PILLICH 1914, ÚJHELYI 1968
+ <i>Hemerobius simulans</i> Walker, 1853	ÚJHELYI 1985 (Darány)
<i>Hemerobius stigma</i> Stephens, 1836	PILLICH 1914, STEINMANN 1967, ÚJHELYI 1968
<i>Hemerobius pini</i> Stephens, 1836	PILLICH 1914
<i>Hemerobius nitidulus</i> Fabricius, 1777	ÚJHELYI 1968, 1985
<i>Hemerobius handschini</i> Tjeder, 1957	ÚJHELYI 1968, 1985
<i>Hemerobius micans</i> Olivier, 1792	PILLICH 1914
<i>Hemerobius lutescens</i> Fabricius, 1793	STEINMANN 1967, ÚJHELYI 1968
<i>Wesmaelius nervosus</i> (Fabricius, 1793)	PILLICH 1927
<i>Wesmaelius subnebulosus</i> (Stephens, 1836)	ÚJHELYI 1968
<i>Symphorobius pygmaeus</i> (Rambur, 1842)	ÚJHELYI 1968
<i>Symphorobius elegans</i> (Stephens, 1836)	PILLICH 1914, ÚJHELYI 1968
+ <i>Symphorobius pellucidus</i> (Walker, 1853)	PONGRÁCZ 1912, 1914 (Keszthely)
<i>Psectra diptera</i> (Burmeister, 1839)	ÚJHELYI 1968, 1985
<i>Micromus variegatus</i> (Fabricius, 1793)	PILLICH 1914, ÚJHELYI 1968, 1979
<i>Micromus angulatus</i> (Stephens, 1836)	PILLICH 1927, ÚJHELYI 1968
Sisyridae	
<i>Sisyra nigra</i> (Fabricius, 1793)	SÁTORI 1940, ÚJHELYI 1985
<i>Sisyra terminalis</i> Curtis, 1844	ÚJHELYI 1985
Coniopterygidae	
<i>Aleuropteryx loewii</i> Klapalek, 1894	ÚJHELYI 1978
<i>Aleuropteryx juniperi</i> Ohm, 1968	SZIRÁKI 1990, SZIRÁKI et al. 1992
<i>Aleuropteryx umbrata</i> Zeleny, 1964	SZIRÁKI et al. 1992 (Tihany)
<i>Helicoconis lutea</i> (Wallengren, 1871)	PILLICH 1914
<i>Coniopteryx tineiformis</i> Curtis, 1834	MOCSÁRY 1899, PILLICH 1914, PONGRÁCZ 1914,
<i>Coniopteryx renate</i> Rausch et Aspöck, 1964	ÚJHELYI 1978 (Kövágóórs)
<i>Coniopteryx esbenpeterseni</i> Tjeder, 1930	ÚJHELYI 1978

¹⁸ + jelölt fajok a jelen kutatási időszak során nem kerültek elő a Dunántúli-dombságról

<i>Conwentzia psociformis</i> (Curtis, 1834)	FARKAS és SZALAY 1974
<i>Semidalis aleyrodiformis</i> (Stephens, 1836)	PILLICH 1927
<i>Myrmeleontidae</i>	
+ <i>Palpares libelluloides</i> (Linnaeus, 1764)	STEINMANN 1963, 1967, SZIRÁKI et al. 1992 (Hosszúhetény)
+ <i>Acanthaclisis occitanica</i> (Villers, 1789)	PONGRÁCZ 1914, (Keszthely, Gyenesdiás) STEINMANN 1963, (Kaposvár)
<i>Nohoveus punctulatus</i> (Steven in Fisher v. Waldheim, 1822)	MOCSÁRY (1899), PONGRÁCZ 1914, (Siófok)
<i>Myrmeleon formicarius</i> Linnaeus 1767	STEINMANN 1967, ÚJHELYI 1985
<i>Myrmeleon inconspicuus</i> Rambur, 1842	PONGRÁCZ 1914, STEINMANN 1963
<i>Euroleon nostras</i> (Fourcroy, 1785)	BIRÓ (1885), MOCSÁRY (1899), PONGRÁCZ 1914, STEINMANN 1963, ÚJHELYI 1979
<i>Distoleon tetragrammicus</i> (Fabricius, 1798)	STEINMANN 1963, ÚJHELYI 1981a
<i>Creoleon plumbeus</i> (Olivier, 1811)	MOCSÁRY (1899), PONGRÁCZ 1914, STEINMANN 1963, ÚJHELYI 1981a
<i>Megistopus flavicornis</i> (Rossi, 1790)	PILLICH 1914, PONGRÁCZ 1914, STEINMANN 1963, ÚJHELYI 1979, 1981a
<i>Ascalaphidae</i>	
+ <i>Libelloides macaronius</i> (Scopoli, 1763)	MOCSÁRY 1899, PONGRÁCZ 1914 (Pécs)

1.3.-2. táblázat: A Dunántúli-dombság területével foglalkozó publikációk az adatok feldolgozottsági szintje szerinti kronológiai sorrendben

szerző	dátum	mennyiségi adat	gyűjtő
BÍRÓ 1885	-	-	+
MOCSÁRY 1899	-	-	-
PONGRÁCZ 1912	-	-	-
PONGRÁCZ 1913	-	-	-
PONGRÁCZ 1914	-	-	-
PILlich 1914	+	-	+
PILlich 1927	+	-	+
SÁTORI 1940	-	-	+
STEINMANN 1963	+	-	+
STEINMANN 1964	-	-	-
STEINMANN 1967	-	-	-
ÚJHELYI 1968	+	+	+
FARKAS és SZALAY 1974	-	-	-
ÚJHELYI 1974	+	+	+
ÚJHELYI 1978	+	+	+
ÚJHELYI 1979	+	+	+
ÚJHELYI 1981a	-	-	+
ÚJHELYI 1985	+	-	+
SZIRÁKI 1990	+	+	+
SZIRÁKI et al. 1992	-	-	-

3.1.-5. táblázat: A *Myrmeleon inconspicuus* és a *Myrmeleon bore* L1, L2 és L3 lárvák biometriai adatai a fejen

Biometriai adatok	Myrmeleon inconspicuus			Myrmeleon bore		
	L1	L2	L3	L1	L2	L3
rágóhossz						
átlag (mm)	0,77	1,08	1,66	1,00	1,49	1,97
min. (mm)	0,72	0,87	1,25	0,92	1,37	1,75
max. (mm)	0,87	1,22	2,00	1,07	1,55	2,25
szórás	0,032	0,077	0,148	0,033	0,051	0,262
fejhossz						
átlag(mm)	0,63	1,00	1,52	0,78	1,37	1,77
min. (mm)	0,52	0,85	1,25	0,70	1,27	1,50
max. (mm)	0,77	1,12	1,76	0,90	1,55	2,10
szórás	0,064	0,056	0,119	0,069	0,083	0,275
fejszélesség						
átlag(mm)	0,56	0,89	1,37	0,72	1,34	1,56
min. (mm)	0,50	0,77	1,20	0,62	1,30	1,40
max. (mm)	0,65	1,00	1,57	0,77	1,45	1,75
szórás	0,041	0,05	0,090	0,039	0,048	0,149
mérés (db)	29	44	26	22	18	14

3.2.-3. táblázat: A Balaton-medence faj-abundancia viszonyai

ssz.	fajnév	abund.
1.	<i>Chrysoperla carnea</i>	896
2.	<i>Chrysopa perla</i>	141
3.	<i>Chrysopa formosa</i>	90
4.	<i>Dichochrysa flavifrons</i>	41
5.	<i>Hemerobius nitidulus</i>	33
6.	<i>Chrysopa phyllochroma</i>	28
7.	<i>Dichochrysa prasina</i>	25
8.	<i>Micromus angulatus</i>	25
9.	<i>Hemerobius humulinus</i>	24
10.	<i>Hemerobius stigma</i>	23
11.	<i>Chrysopa pallens</i>	18
12.	<i>Hemerobius micans</i>	18
13.	<i>Chrysopa nigricostata</i>	17
14.	<i>Micromus variegatus</i>	12
15.	<i>Symphorobius elegans</i>	9
16.	<i>Wesmaelius subnebulosus</i>	9
17.	<i>Cunctochrysa albolineata</i>	7
18.	<i>Chrysopa viridana</i>	6
19.	<i>Distoleon tetragrammicus</i>	6
20.	<i>Sisyra nigra</i>	6
21.	<i>Euroleon nostras</i>	5
22.	<i>Hemerobius pini</i>	5
23.	<i>Symphorobius pygmaeus</i>	5
24.	<i>Psectra diptera</i>	4
25.	<i>Megistopus flavicornis</i>	3
26.	<i>Nothochrysa fulviceps</i>	3
27.	<i>Peyerimhoffnia gracilis</i>	3
28.	<i>Hemerobius handschini</i>	2
29.	<i>Hemerobius lutescens</i>	2
30.	<i>Myrmeleon formicarius</i>	2
31.	<i>Semidalis aleyrodiformis</i>	2
32.	<i>Sisyra terminalis</i>	2
33.	<i>Chrysopa abbreviata</i>	1
34.	<i>Chrysopa dorsalis</i>	1
35.	<i>Chrysopa walkeri</i>	1
36.	<i>Drepanopteryx phalaenoides</i>	1
37.	<i>Hemerobius atrifrons</i>	1
38.	<i>Hemerobius gilvus</i>	1
39.	<i>Wesmaelius nervosus</i>	1

3. 2.-4. táblázat: Belső-Somogy faj-abundancia viszonyai

fajnév	abund.
<i>Chrysoperla carnea</i>	1595
<i>Chrysopa perla</i>	1458
<i>Semidalis aleyrodiformis</i>	524
<i>Coniopteryx pygmaea</i>	506
<i>Chrysotropia ciliata</i>	352
<i>Hemerobius humulinus</i>	270
<i>Chrysopa formosa</i>	268
<i>Chrysopa phyllochroma</i>	235
<i>Chrysopa pallens</i>	207
<i>Chrysopa dorsalis</i>	201
<i>Dichochrysa prasina</i>	139
<i>Sisyra nigra</i>	126
<i>Megistopus flavicornis</i>	95
<i>Hemerobius micans</i>	94
<i>Hemerobius nitidulus</i>	50
<i>Creoleon plumbeus</i>	49
<i>Coniopteryx haemata</i>	42
<i>Micromus angulatus</i>	42
<i>Micromus variegatus</i>	42
<i>Coniopteryx esbenpeterseni</i>	38
<i>Conwentzia psociformis</i>	25
<i>Dichochrysa ventralis</i>	25
<i>Dichochrysa flavifrons</i>	23
<i>Myrmeleon inconspicuus</i>	22
<i>Aleuropteryx juniperi</i>	21
<i>Chrysopa nigricostata</i>	21
<i>Chrysopa commata</i>	17
<i>Symphorobius pygmaeus</i>	16
<i>Coniopteryx hoelzeli</i>	15
<i>Mantispa styriaca</i>	15
<i>Psectra diptera</i>	15
<i>Nineta flava</i>	14
<i>Hemerobius stigma</i>	12
<i>Coniopteryx lentiae</i>	10
<i>Coniopteryx tineiformis</i>	10
<i>Hemerobius handschini</i>	10
<i>Sisyra terminalis</i>	9
<i>Coniopteryx borealis</i>	8
<i>Wesmaelius nervosus</i>	8
<i>Wesmaelius subnebulosus</i>	8
<i>Chrysopa abbreviata</i>	7
<i>Drepanopteryx phalaenoides</i>	7
<i>Myrmeleon formicarius</i>	7
<i>Chrysopa viridana</i>	6
<i>Coniopteryx tjederi</i>	6
<i>Cunctochrysa albolineata</i>	6
<i>Coniopteryx aspoeki</i>	4
<i>Peyerimhoffia gracilis</i>	4

<i>Symphorobius elegans</i>	4
<i>Chrysopa walkeri</i>	3
<i>Coniopteryx arcuata</i>	3
<i>Conwentzia pineticola</i>	3
<i>Distoleon tetragrammicus</i>	3
<i>Helicoconis pseudolutea</i>	3
<i>Euroleon nostras</i>	2
<i>Myrmeleon bore</i>	2
<i>Nothochrysa fulviceps</i>	2
<i>Chrysoperla mediterranea</i>	1
<i>Hemerobius marginatus</i>	1
<i>Hemerobius perelegans</i>	1
<i>Hemerobius pini</i>	1
<i>Hypochrysa elegans</i>	1
<i>Nineta guadarramensis</i>	1
<i>Wesmaelius quadrifasciatus</i>	1

3.2.-5. táblázat: A Dráva-völgy faj-abundancia viszonyai

ssz.	fajnév	abund.
1.	<i>Sisyra terminalis</i>	646
2.	<i>Chrysoperla carnea</i>	476
3.	<i>Hemerobius micans</i>	213
4.	<i>Semidalis aleyrodiformis</i>	194
5.	<i>Chrysopa perla</i>	185
6.	<i>Hemerobius humulinus</i>	185
7.	<i>Chrysotropia ciliata</i>	154
8.	<i>Coniopteryx esbenpeterseni</i>	134
9.	<i>Dichochrysa prasina</i>	134
10.	<i>Coniopteryx hoelzeli</i>	82
11.	<i>Sisyra nigra</i>	63
12.	<i>Coniopteryx pygmaea</i>	62
13.	<i>Dichochrysa flavifrons</i>	54
14.	<i>Coniopteryx tjederi</i>	45
15.	<i>Coniopteryx tineiformis</i>	37
16.	<i>Chrysopa commata</i>	32
17.	<i>Chrysopa pallens</i>	24
18.	<i>Coniopteryx aspoECKi</i>	21
19.	<i>Conwentzia pineticola</i>	13
20.	<i>Micromus angulatus</i>	13
21.	<i>Micromus variegatus</i>	12
22.	<i>Coniopteryx lentiae</i>	10
23.	<i>Dichochrysa ventralis</i>	10
24.	<i>Chrysopa abbreviata</i>	8
25.	<i>Conwentzia psociformis</i>	8
26.	<i>Chrysopa formosa</i>	7
27.	<i>Chrysopa nigricostata</i>	7
28.	<i>Chrysopa phyllochroma</i>	7
29.	<i>Hemerobius fenestratus</i>	7
30.	<i>Symphorobius pygmaeus</i>	7
31.	<i>Nineta flava</i>	6
32.	<i>Coniopteryx borealis</i>	5
33.	<i>Myrmeleon bore</i>	4
34.	<i>Myrmeleon formicarius</i>	4
35.	<i>Creoleon plumbeus</i>	3
36.	<i>Mantispa styriaca</i>	3
37.	<i>Psectra diptera</i>	3
38.	<i>Coniopteryx arcuata</i>	2
39.	<i>Coniopteryx haematica</i>	2
40.	<i>Cunctochrysa albolineata</i>	2
41.	<i>Hemerobius handschini</i>	2
42.	<i>Hemerobius pini</i>	2
43.	<i>Hemerobius stigma</i>	2
44.	<i>Hypochrysa elegans</i>	2
45.	<i>Megistopus flavicornis</i>	2
46.	<i>Nothochrysa fulviceps</i>	2
47.	<i>Osmylus fulvicephalus</i>	2
48.	<i>Symphorobius elegans</i>	2
49.	<i>Wesmaelius nervosus</i>	2

50.	<i>Chrysopa viridana</i>	1
51.	<i>Chrysopa walkeri</i>	1
52.	<i>Distoleon tetragrammicus</i>	1
53.	<i>Drepanopteryx phalaenoides</i>	1
54.	<i>Euroleon nostras</i>	1
55.	<i>Helicoconis lutea</i>	1
56.	<i>Hemerobius atrifrons</i>	1
57.	<i>Nineta guadarramensis</i>	1
58.	<i>Symphorobius fuscescens</i>	1
59.	<i>Symphorobius klapaleki</i>	1

3.2.-6. táblázat: Külső-Somogy faj-abundancia viszonyai

ssz.	fajnév	abund.
1.	<i>Chrysoperla carnea</i>	501
2.	<i>Chrysopa perla</i>	144
3.	<i>Hemerobius humulinus</i>	66
4.	<i>Semidalis aleyrodiformis</i>	61
5.	<i>Dichochrysa prasina</i>	59
6.	<i>Megistopus flavicornis</i>	43
7.	<i>Chrysopa viridana</i>	32
8.	<i>Coniopteryx esbenpeterseni</i>	29
9.	<i>Chrysopa commata</i>	28
10.	<i>Micromus variegatus</i>	25
11.	<i>Coniopteryx pygmaea</i>	24
12.	<i>Micromus angulatus</i>	24
13.	<i>Chrysopa phyllochroma</i>	18
14.	<i>Chrysopa formosa</i>	15
15.	<i>Conwentzia pineticola</i>	15
16.	<i>Dichochrysa ventralis</i>	15
17.	<i>Dichochrysa flavifrons</i>	14
18.	<i>Chrysopa nigricostata</i>	13
19.	<i>Chrysopa pallens</i>	13
20.	<i>Chrysotropia ciliata</i>	13
21.	<i>Creoleon plumbeus</i>	13
22.	<i>Wesmaelius subnebulosus</i>	13
23.	<i>Sympherobius pygmaeus</i>	11
24.	<i>Hemerobius micans</i>	9
25.	<i>Nineta flava</i>	9
26.	<i>Coniopteryx borealis</i>	5
27.	<i>Euroleon nostras</i>	5
28.	<i>Coniopteryx lentiae</i>	4
29.	<i>Distoleon tetragrammicus</i>	4
30.	<i>Myrmeleon formicarius</i>	4
31.	<i>Coniopteryx arcuata</i>	3
32.	<i>Coniopteryx tineiformis</i>	3
33.	<i>Conwentzia psociformis</i>	3
34.	<i>Hemerobius nitidulus</i>	3
35.	<i>Coniopteryx haematica</i>	2
36.	<i>Drepanepteryx phalaenoides</i>	2
37.	<i>Hemerobius lutescens</i>	2
38.	<i>Hemerobius pini</i>	2
39.	<i>Hemerobius stigma</i>	2
40.	<i>Sisyra nigra</i>	2
41.	<i>Chrysopa abbreviata</i>	1
42.	<i>Chrysopa dorsalis</i>	1
43.	<i>Chrysopa walkeri</i>	1
44.	<i>Mantispa styriaca</i>	1
45.	<i>Myrmeleon inconspicuus</i>	1
46.	<i>Psectra diptera</i>	1

3.2.-7. táblázat: A Mecsekvidék faj-abundancia viszonyai

ssz.	fajnév	abund.
1.	<i>Chrysoperla carnea</i>	1859
2.	<i>Chrysopa pallens</i>	327
3.	<i>Dichochrysa flavifrons</i>	166
4.	<i>Dichochrysa prasina</i>	163
5.	<i>Cunctochrysa albolineata</i>	137
6.	<i>Dichochrysa ventralis</i>	134
7.	<i>Chrysopa walkeri</i>	128
8.	<i>Chrysopa perla</i>	124
9.	<i>Micromus variegatus</i>	88
10.	<i>Micromus angulatus</i>	82
11.	<i>Chrysopa formosa</i>	72
12.	<i>Drepanopteryx phalaenoides</i>	63
13.	<i>Hemerobius humulinus</i>	57
14.	<i>Hemerobius micans</i>	51
15.	<i>Mantispa styriaca</i>	47
16.	<i>Symphorobius pygmaeus</i>	46
17.	<i>Hemerobius nitidulus</i>	35
18.	<i>Wesmaelius subnebulosus</i>	35
19.	<i>Chrysopa viridana</i>	30
20.	<i>Coniopteryx pygmaea</i>	30
21.	<i>Hypochrysa elegans</i>	22
22.	<i>Symphorobius elegans</i>	19
23.	<i>Nineta flava</i>	14
24.	<i>Peyerimhoffnia gracilis</i>	14
25.	<i>Chrysopa nigricostata</i>	13
26.	<i>Semidalis aleyrodiformis</i>	12
27.	<i>Distoleon tetragrammicus</i>	10
28.	<i>Euroleon nostras</i>	9
29.	<i>Nothochrysa fulviceps</i>	9
30.	<i>Megistopus flavicornis</i>	8
31.	<i>Osmylus fulvicephalus</i>	8
32.	<i>Nineta guadarramensis</i>	7
33.	<i>Chrysoperla mediterranea</i>	6
34.	<i>Hemerobius lutescens</i>	6
35.	<i>Hemerobius stigma</i>	6
36.	<i>Symphorobius fuscescens</i>	5
37.	<i>Chrysopa dorsalis</i>	4
38.	<i>Chrysopa phyllochroma</i>	4
39.	<i>Hemerobius handschini</i>	4
40.	<i>Wesmaelius helveticus</i>	4
41.	<i>Wesmaelius nervosus</i>	4
42.	<i>Chrysotropia ciliata</i>	3
43.	<i>Coniopteryx lentiae</i>	3
44.	<i>Dendroleon pantherinus</i>	3
45.	<i>Hemerobius perelegans</i>	2
46.	<i>Megalomus tortricoides</i>	2
47.	<i>Psectra diptera</i>	2
48.	<i>Symphorobius klapaleki</i>	2

49.	<i>Coniopteryx arcuata</i>	1
50.	<i>Helicoconis pseudolutea</i>	1
51.	<i>Hemerobius gilvus</i>	1
52.	<i>Hemerobius marginatus</i>	1
53.	<i>Hemerobius pini</i>	1
54.	<i>Myrmeleon formicarius</i>	1
55.	<i>Wesmaelius ravus</i>	1

3.2.-8. táblázat: A Tolnai-dombság faj-abundancia viszonyai

ssz.	fajnév	abund.
1.	<i>Chrysoperla carnea</i>	79
2.	<i>Micromus angulatus</i>	59
3.	<i>Hemerobius humulinus</i>	58
4.	<i>Chrysopa formosa</i>	52
5.	<i>Chrysopa perla</i>	41
6.	<i>Micromus variegatus</i>	34
7.	<i>Chrysopa pallens</i>	32
8.	<i>Sympherobius pygmaeus</i>	28
9.	Psectra diptera	18
10.	<i>Chrysopa phyllochroma</i>	17
11.	<i>Chrysopa nigricostata</i>	12
12.	<i>Hemerobius micans</i>	11
13.	<i>Wesmaelius subnebulosus</i>	8
14.	<i>Dichochrysa prasina</i>	6
15.	<i>Hemerobius nitidulus</i>	3
16.	<i>Chrysopa viridana</i>	2
17.	<i>Chrysopa walkeri</i>	2
18.	<i>Hemerobius handschini</i>	2
19.	<i>Hemerobius stigma</i>	2
20.	<i>Chrysotropia ciliata</i>	1
21.	<i>Dichochrysa flavifrons</i>	1
22.	<i>Hemerobius fenestratus</i>	1

3.2.-9. táblázat: A Zselic faj-abundancia viszonyai

ssz.	fajnév	abund.
1.	<i>Chrysoperla carnea</i>	1687
2.	<i>Chrysopa perla</i>	633
3.	<i>Semidalis aleyrodiformis</i>	247
4.	<i>Hemerobius micans</i>	234
5.	<i>Micromus variegatus</i>	194
6.	<i>Hemerobius humulinus</i>	108
7.	<i>Chrysopa pallens</i>	81
8.	<i>Chrysotropia ciliata</i>	69
9.	<i>Cunctochrysa albolineata</i>	64
10.	<i>Coniopteryx lentiae</i>	60
11.	<i>Dichochrysa flavifrons</i>	59
12.	<i>Coniopteryx esbenpeterseni</i>	53
13.	<i>Chrysopa phyllochroma</i>	43
14.	<i>Coniopteryx tineiformis</i>	38
15.	<i>Nineta flava</i>	33
16.	<i>Chrysopa formosa</i>	30
17.	<i>Dichochrysa prasina</i>	29
18.	<i>Sympherobius pygmaeus</i>	28
19.	<i>Coniopteryx pygmaea</i>	26
20.	<i>Nothochrysa fulviceps</i>	25
21.	<i>Dichochrysa ventralis</i>	22
22.	<i>Hemerobius atrifrons</i>	22
23.	<i>Micromus angulatus</i>	22
24.	<i>Coniopteryx hoelzeli</i>	12
25.	<i>Chrysopa nigricostata</i>	11
26.	<i>Chrysopa viridana</i>	11
27.	<i>Chrysopa walkeri</i>	11
28.	<i>Nineta guadarramensis</i>	11
29.	<i>Chrysopa dorsalis</i>	7
30.	<i>Hypochrysa elegans</i>	7
31.	<i>Coniopteryx arcuata</i>	6
32.	<i>Conwentzia psociformis</i>	6
33.	<i>Coniopteryx haematica</i>	5
34.	<i>Coniopteryx renate</i>	5
35.	<i>Psectra diptera</i>	5
36.	<i>Drepanopteryx phalaenoides</i>	4
37.	<i>Hemerobius lutescens</i>	4
38.	<i>Sisyra terminalis</i>	3
39.	<i>Sympherobius elegans</i>	3
40.	<i>Coniopteryx aspoeki</i>	2
41.	<i>Helicoconis pseudolutea</i>	2
42.	<i>Hemerobius nitidulus</i>	2
43.	<i>Megistopus flavicornis</i>	2
44.	<i>Peyerimhoffnia gracilis</i>	2
45.	<i>Chrysopa commata</i>	1
46.	<i>Coniopteryx borealis</i>	1
47.	<i>Conwentzia pineticola</i>	1
48.	<i>Hemerobius handschini</i>	1

49.	<i>Nineta inpunctata</i>	1
50.	<i>Sisyra nigra</i>	1
51.	<i>Symphorobius fuscescens</i>	1
52.	<i>Wesmaelius nervosus</i>	1
53.	<i>Wesmaelius subnebulosus</i>	1

3.2.-10. táblázat: A Baranyai-dombság faj-abundancia viszonyai

ssz.	fajnév	abund.
1.	<i>Chrysoperla carnea</i>	950
2.	<i>Dichochrysa prasina</i>	604
3.	<i>Chrysotropia ciliata</i>	87
4.	<i>Semidalis aleyrodiformis</i>	82
5.	<i>Chrysopa perla</i>	81
6.	<i>Hemerobius humulinus</i>	57
7.	<i>Nineta guadarramensis</i>	51
8.	<i>Chrysopa formosa</i>	49
9.	<i>Coniopteryx esbenpeterseni</i>	44
10.	<i>Dichochrysa ventralis</i>	43
11.	<i>Micromus angulatus</i>	43
12.	<i>Chrysopa pallens</i>	42
13.	<i>Dichochrysa flavifrons</i>	40
14.	<i>Hemerobius micans</i>	38
15.	<i>Mantispa styriaca</i>	38
16.	<i>Chrysopa viridana</i>	37
17.	<i>Micromus variegatus</i>	37
18.	<i>Conwentzia psociformis</i>	26
19.	<i>Nineta flava</i>	20
20.	<i>Distoleon tetragrammicus</i>	14
21.	<i>Nothochrysa fulviceps</i>	14
22.	<i>Sympherobius pygmaeus</i>	14
23.	<i>Coniopteryx lentiae</i>	11
24.	<i>Helicoconis lutea</i>	11
25.	<i>Hemerobius lutescens</i>	11
26.	<i>Sympherobius elegans</i>	11
27.	<i>Coniopteryx arcuata</i>	9
28.	<i>Coniopteryx haematica</i>	8
29.	<i>Cunctochrysa albolineata</i>	7
30.	<i>Wesmaelius subnebulosus</i>	7
31.	<i>Chrysopa dorsalis</i>	6
32.	<i>Chrysopa phyllochroma</i>	5
33.	<i>Aleuropteryx loewii</i>	4
34.	<i>Coniopteryx pygmaea</i>	4
35.	<i>Coniopteryx tineiformis</i>	4
36.	<i>Hemerobius nitidulus</i>	4
37.	<i>Sisyra nigra</i>	4
38.	<i>Chrysopa walkeri</i>	3
39.	<i>Coniopteryx hoelzeli</i>	3
40.	<i>Chrysoperla mediterranea</i>	2
41.	<i>Hemerobius perelegans</i>	2
42.	<i>Psectra diptera</i>	2
43.	<i>Aleuropteryx umbrata</i>	1
44.	<i>Chrysopa nigricostata</i>	1
45.	<i>Coniopteryx renate</i>	1
46.	<i>Drepanopteryx phalaenoides</i>	1
47.	<i>Helicoconis pseudolutea</i>	1
48.	<i>Hemerobius marginatus</i>	1

49.	<i>Hemerobius stigma</i>	1
50.	<i>Megistopus flavicornis</i>	1
51.	<i>Wesmaelius nervosus</i>	1

3.3.-3. táblázat: A Baranyai-dombság faunaelem besorolása

Faunaelem	Faj
Holarktikus:	<i>Coniopteryx tineiformis</i> , <i>Helicoconis lutea</i> , <i>Hemerobius humulinus</i> , <i>Hemerobius stigma</i> , <i>Micromus angulatus</i> , <i>Psectra diptera</i> , <i>Wesmaelius nervosus</i> , <i>Sisyra nigra</i>
Adriatomediterrán:	<i>Coniopteryx renate</i>
Expanzív atlantomediterrán:	<i>Chrysoperla mediterranea</i>
Holomediterrán:	<i>Coniopteryx haematica</i> , <i>Helicoconis pseudolutea</i> , <i>Megistopus flavicornis</i>
Expanzív holomediterrán:	<i>Chrysopa nigricostata</i> , <i>Chrysopa viridana</i> , <i>Dichochrysa flavifrons</i> , <i>Aleuropteryx loewii</i> , <i>Coniopteryx arcuata</i> , <i>Coniopteryx esbenpeterseni</i> , <i>Coniopteryx lentiae</i> , <i>Symphorobius elegans</i> , <i>Symphorobius pygmaeus</i> , <i>Wesmaelius subnebulosus</i> , <i>Distoleon tetragrammicus</i> , <i>Osmylus fulvicephalus</i>
Expanzív pontomediterrán:	<i>Chrysopa dorsalis</i>
Pontomediterrán:	<i>Nineta gadarramensis</i> , <i>Mantispa styriaca</i>
Extramediterrán európai:	<i>Dichochrysa ventralis</i> , <i>Nineta flava</i> , <i>Nothochrysa fulviceps</i> , <i>Coniopteryx hoelzeli</i>
Policentrikus mediterrán és extramediterrán:	<i>Euroleon nostras</i>
Policentrikus holomediterrán szibériai:	<i>Chrysopa formosa</i> , <i>Dichochrysa prasina</i> , <i>Coniopteryx pygmaea</i>
Policentrikus pontomediterrán szibériai:	<i>Aleuropteryx umbrata</i>
Szibériai:	<i>Chrysopa perla</i> , <i>Chrysopa phyllochroma</i> , <i>Chrysopa walkeri</i> , <i>Chrysotropia ciliata</i> , <i>Hemerobius lutescens</i> , <i>Hemerobius marginatus</i> , <i>Hemerobius micans</i> , <i>Hemerobius nitidulus</i> , <i>Hemerobius perelegans</i>
Expanzív szibériai:	<i>Coniopteryx aspoecki</i> , <i>Drepanopteryx phalaenoides</i> , <i>Micromus variegatus</i>
Policentrikus szibériai:	<i>Cunctochrysa albolineata</i>
Nem besorolható:	<i>Chrysopa pallens</i> , <i>Chrysoperla carnea</i> , <i>Conwentzia psociformis</i> , <i>Semidalis aleyrodiformis</i>

3.3.-4. táblázat: A Mecsekvidék faunaelem besorolása

Faunaelem	Faj
Holarktikus:	<i>Hemerobius humulinus</i> , <i>Hemerobius stigma</i> , <i>Micromus angulatus</i> , <i>Psectra diptera</i> , <i>Wesmaelius nervosus</i>
Expanzív atlantomediterrán:	<i>Chrysoperla mediterranea</i>
Holomediterrán:	<i>Helicoconis pseudolutea</i> , <i>Megalomus tortricoides</i> , <i>Megistopus flavicornis</i>
Expanzív holomediterrán:	<i>Chrysopa nigricostata</i> , <i>Chrysopa viridana</i> , <i>Dichochrysa flavifrons</i> , <i>Coniopteryx arcuata</i> , <i>Coniopteryx esbenpeterseni</i> , <i>Coniopteryx lentiae</i> , <i>Hemerobius handschini</i> , <i>Symphorobius elegans</i> , <i>Symphorobius klapaleki</i> , <i>Symphorobius pygmaeus</i> , <i>Wesmaelius ravus</i> , <i>Wesmaelius subnebulosus</i> , <i>Distoleon tetragrammicus</i> , <i>Osmylus fulvicephalus</i>
Policentrikus holomediterrán:	<i>Hypochrysa elegans</i>
Pontomediterrán:	<i>Nineta guadarramensis</i> , <i>Hemerobius gilvus</i> , <i>Mantispa styriaca</i>
Expanzív pontomediterrán:	<i>Chrysopa dorsalis</i>
Extramediterrán európai:	<i>Dichochrysa ventralis</i> , <i>Nineta flava</i> , <i>Nothochrysa fulviceps</i>
Policentrikus mediterrán és extramediterrán:	<i>Peyerimhoffnia gracilis</i> , <i>Wesmaelius helveticus</i> , <i>Euroleon nostras</i>
Policentrikus holomediterrán szibériai:	<i>Chrysopa formosa</i> , <i>Dichochrysa prasina</i> , <i>Coniopteryx pygmaea</i>
Szibériai:	<i>Chrysopa perla</i> , <i>Chrysopa phyllochroma</i> , <i>Chrysopa walkeri</i> , <i>Chrysotropia ciliata</i> , <i>Hemerobius lutescens</i> , <i>Hemerobius marginatus</i> , <i>Hemerobius micans</i> , <i>Hemerobius nitidulus</i> , <i>Hemerobius perelegans</i> , <i>Hemerobius pini</i> , <i>Symphorobius fuscescens</i> , <i>Dendroleon pantherinus</i>
Expanzív szibériai:	<i>Coniopteryx aspoecki</i> , <i>Drepanopteryx phalaenoides</i> , <i>Micromus variegatus</i> , <i>Myrmeleon formicarius</i>
Policentrikus szibériai:	<i>Cunctochrysa albolineata</i>
Nem besorolható:	<i>Chrysopa pallens</i> , <i>Chrysoperla carnea</i> , <i>Semidalis aleyrodiformis</i>

3.3.-5. táblázat: A Tolnai-dombság faunaelem besorolása

Faunaelem	Faj
Holarktikus:	<i>Hemerobius humulinus</i> , <i>Hemerobius stigma</i> , <i>Micromus angulatus</i> , <i>Psectra diptera</i>
Expanzív holomediterrán:	<i>Chrysopa nigricostata</i> , <i>Chrysopa viridana</i> , <i>Dichochrysa flavifrons</i> , <i>Hemerobius handschini</i> , <i>Symphorobius pygmaeus</i> , <i>Wesmaelius subnebulosus</i>
Policentrikus holomediterrán szibériai:	<i>Chrysopa formosa</i> , <i>Dichochrysa prasina</i>
Szibériai:	<i>Chrysopa perla</i> , <i>Chrysopa phyllochroma</i> , <i>Chrysopa walkeri</i> , <i>Chrysotropia ciliata</i> , <i>Hemerobius fenestratus</i> , <i>Hemerobius lutescens</i> , <i>Hemerobius micans</i> , <i>Hemerobius nitidulus</i>
Expanzív szibériai:	<i>Drepanepteryx phalaenoides</i> , <i>Micromus variegatus</i>
Nem besorolható:	<i>Chrysopa pallens</i> , <i>Chrysoperla carnea</i>

3.3.-6. táblázat: A Zselic faunaelem besorolása

Faunaelem	Faj
Holarktikus:	<i>Coniopteryx tineiformis</i> , <i>Hemerobius humulinus</i> , <i>Micromus angulatus</i> , <i>Psectra diptera</i> , <i>Wesmaelius nervosus</i>
Adriatomediterrán:	<i>Coniopteryx renate</i>
Holomediterrán:	<i>Coniopteryx haematica</i> , <i>Helicoconis pseudolutea</i> , <i>Megistopus flavicornis</i>
Expanzív holomediterrán:	<i>Chrysopa nigricostata</i> , <i>Chrysopa viridana</i> , <i>Dichochrysa flavifrons</i> , <i>Coniopteryx arcuata</i> , <i>Coniopteryx esbenpeterseni</i> , <i>Coniopteryx lentiae</i> , <i>Hemerobius handschini</i> , <i>Symphorobius elegans</i> , <i>Symphorobius pygmaeus</i> , <i>Wesmaelius subnebulosus</i> , <i>Osmylus fulvicephalus</i>
Policentrikus holomediterrán	<i>Hypochrysa elegans</i>
Pontomediterrán:	<i>Nineta guadarramensis</i>
Expanzív pontomediterrán:	<i>Chrysopa dorsalis</i>
Extramediterrán európai:	<i>Dichochrysa ventralis</i> , <i>Nineta flava</i> , <i>Nineta inpunctata</i> , <i>Nothochrysa fulviceps</i> , <i>Coniopteryx hoelzeli</i>
Policentrikus mediterrán és extramediterrán:	<i>Peyerimhoffnia gracilis</i> , <i>Euroleon nostras</i>
Policentrikus extramediterrán szibériai:	<i>Sisyra terminalis</i> , <i>Chrysopa formosa</i> , <i>Dichochrysa prasina</i> , <i>Coniopteryx pygmaea</i>
Szibériai:	<i>Chrysopa commata</i> , <i>Chrysopa perla</i> , <i>Chrysopa phyllochroma</i> , <i>Chrysopa walkeri</i> , <i>Chrysotropia ciliata</i> , <i>Hemerobius atrifrons</i> , <i>Hemerobius lutescens</i> , <i>Hemerobius micans</i> , <i>Hemerobius nitidulus</i> , <i>Symphorobius fuscescens</i>
Expanzív szibériai:	<i>Coniopteryx aspoecki</i> , <i>Drepanopteryx phalaenoides</i> , <i>Micromus variegatus</i> , <i>Myrmeleon formicarius</i>
Policentrikus szibériai:	<i>Cunctochrysa albolineata</i>
Nem besorolható:	<i>Chrysopa pallens</i> , <i>Chrysoperla carnea</i> , <i>Coniopteryx borealis</i> , <i>Conwentzia pineticola</i> , <i>Conwentzia psociformis</i> , <i>Semidalis aleyrodiformis</i>

3.3.-7. táblázat: A Balaton-medence faunaelem besorolása

Faunaelem	Faj
Holarktikus:	<i>Hemerobius humulinus</i> , <i>Hemerobius stigma</i> , <i>Micromus angulatus</i> , <i>Psectra diptera</i> , <i>Wesmaelius nervosus</i> , <i>Sisyra nigra</i>
Adriatomediterrán:	<i>Coniopteryx renate</i>
Holomediterrán:	<i>Coniopteryx haematica</i> , <i>Megistopus flavicornis</i> , <i>Myrmeleon inconspicuus</i>
Expanzív holomediterrán:	<i>Chrysopa nigricostata</i> , <i>Chrysopa viridana</i> , <i>Dichochrysa flavifrons</i> , <i>Coniopteryx arcuata</i> , <i>Coniopteryx esbenpeterseni</i> , <i>Coniopteryx lentiae</i> , <i>Hemerobius handschini</i> , <i>Symphorobius elegans</i> , <i>Symphorobius</i> <i>pygmaeus</i> , <i>Wesmaelius subnebulosus</i> , <i>Distoleon tetragrammicus</i> , <i>Osmylus fulvicephalus</i>
Policentrikus holomediterrán:	<i>Hypochrysa elegans</i>
Pontomediterrán:	<i>Nineta guarramensis</i> , <i>Hemerobius gilvus</i> , <i>Mantispa styriaca</i>
Expanzív pontomediterrán:	<i>Chrysopa dorsalis</i> , <i>Creoleon plumbeus</i>
Extramediterrán európai:	<i>Nineta flava</i> , <i>Nothochrysa fulviceps</i>
Policentrikus mediterrán és extramediterrán:	<i>Peyerimhoffia gracilis</i> , <i>Euroleon nostras</i>
Policentrikus extramediterrán szibériai:	<i>Sisyra terminalis</i>
Policentrikus holomediterrán szibériai:	<i>Chrysopa formosa</i> , <i>Dichochrysa prasina</i>
Szibériai:	<i>Chrysopa abbreviata</i> , <i>Chrysopa perla</i> , <i>Chrysopa phyllochroma</i> , <i>Chrysopa walkeri</i> , <i>Hemerobius atrifrons</i> , <i>Hemerobius lutescens</i> , <i>Hemerobius micans</i> , <i>Hemerobius nitidulus</i> , <i>Hemerobius pini</i>
Expanzív szibériai:	<i>Drepanopteryx phalaenoides</i> , <i>Micromus variegatus</i> , <i>Myrmeleon</i> <i>formicarius</i>
Policentrikus szibériai:	<i>Cunctochrysa albolineata</i>
Nem besorolható:	<i>Chrysopa pallens</i> , <i>Chrysoperla carnea</i> , <i>Coniopteryx borealis</i> , <i>Semidalis</i> <i>aleyrodiformis</i>

3.3.-8. táblázat: A Belső-Somogy faunaelem besorolása

Faunaelem	Faj
Holarktikus:	<i>Coniopteryx tineiformis</i> , <i>Helicoconis lutea</i> , <i>Hemerobius humulinus</i> , <i>Hemerobius stigma</i> , <i>Micromus angulatus</i> . <i>Psectra diptera</i> , <i>Wesmaelius nervosus</i> , <i>Sisyra nigra</i>
Expanzív atlantomediterrán:	<i>Chrysoperla mediterranea</i>
Policentrikus atlantomediterrán:	<i>Aleuropteryx juniperi</i>
Holomediterrán:	<i>Coniopteryx haemata</i> , <i>Helicoconis pseudolutea</i> , <i>Megistopus flavicornis</i> , <i>Myrmeleon inconspicuus</i>
Expanzív holomediterrán:	<i>Chrysopa nigricostata</i> , <i>Chrysopa viridana</i> , <i>Dichochrysa flavifrons</i> , <i>Coniopteryx arcuata</i> , <i>Coniopteryx esbenpeterseni</i> , <i>Coniopteryx lentiae</i> , <i>Coniopteryx tjederi</i> , <i>Hemerobius handschini</i> , <i>Symphorobius elegans</i> , <i>Symphorobius klapaleki</i> , <i>Symphorobius pygmaeus</i> , <i>Wesmaelius subnebulosus</i> , <i>Distoleon tetragrammicus</i> , <i>Osmylus fulvicephalus</i>
Policentrikus holomediterrán:	<i>Hypochrysa elegans</i>
Pontomediterrán:	<i>Mantispa styriaca</i> , <i>Nineta guadarramensis</i>
Expanzív pontomediterrán:	<i>Chrysopa dorsalis</i> , <i>Creoleon plumbeus</i>
Extramediterrán európai:	<i>Dichochrysa ventralis</i> , <i>Nineta flava</i> , <i>Nothochrysa fulviceps</i> , <i>Coniopteryx hoelzeli</i>
Policentrikus mediterrán és extramediterrán:	<i>Peyerimhoffnia gracilis</i> , <i>Euroleon nostras</i>
Policentrikus extramediterrán szibériai:	<i>Sisyra terminalis</i> , <i>Chrysopa formosa</i> , <i>Dichochrysa prasina</i> , <i>Coniopteryx pygmaea</i>
Szibériai:	<i>Chrysopa abbreviata</i> , <i>Chrysopa commata</i> , <i>Chrysopa perla</i> , <i>Chrysopa phyllochroma</i> , <i>Chrysopa walkeri</i> , <i>Chrysotropia ciliata</i> , <i>Hemerobius atrifrons</i> , <i>Hemerobius fenestratus</i> , <i>Hemerobius marginatus</i> , <i>Hemerobius micans</i> , <i>Hemerobius nitidulus</i> , <i>Hemerobius perelegans</i> , <i>Hemerobius pini</i> , <i>Symphorobius fuscescens</i> , <i>Wesmaelius quadrifasciatus</i>
Expanzív szibériai:	<i>Coniopteryx aspoecki</i> , <i>Drepanopteryx phalaenoides</i> , <i>Micromus variegatus</i> , <i>Myrmeleon bore</i> , <i>Myrmeleon formicarius</i>
Policentrikus szibériai:	<i>Cunctochrysa albolineata</i>
Nem besorolható:	<i>Chrysopa pallens</i> , <i>Chrysoperla carnea</i> , <i>Coniopteryx borealis</i> , <i>Conwentzia pineticola</i> , <i>Conwentzia psociformis</i> , <i>Semidalis aleyrodiformis</i>

3.3.-9. táblázat: A Külső-Somogy faunaelem besorolása

Faunaelem	Faj
Holarktikus:	<i>Coniopteryx tineiformis</i> , <i>Hemerobius humulinus</i> , <i>Hemerobius stigma</i> , <i>Micromus angulatus</i> , <i>Psectra diptera</i> , <i>Sisyra nigra</i>
Holomediterrán:	<i>Megalomus tortricoides</i> , <i>Megistopus flavicornis</i> , <i>Myrmeleon inconspicuus</i> , <i>Coniopteryx haematica</i>
Expanziv holomediterrán:	<i>Symphorobius pygmaeus</i> , <i>Wesmaelius subnebulosus</i> , <i>Chrysopa nigricostata</i> , <i>Chrysopa viridana</i> , <i>Dichochrysa flavifrons</i> , <i>Osmylus fulvicephalus</i> , <i>Coniopteryx arcuata</i> , <i>Coniopteryx esbenpeterseni</i> , <i>Coniopteryx lentiae</i> , <i>Coniopteryx tjederi</i> , <i>Distoleon tetragrammicus</i>
Pontomediterrán:	<i>Mantispa styriaca</i>
Expanziv pontomediterrán:	<i>Chrysopa dorsalis</i> , <i>Creoleon plumbeus</i>
Extramediterrán európai:	<i>Dichochrysa ventralis</i> , <i>Nineta flava</i> , <i>Coniopteryx hoelzeli</i>
Policentrikus mediterrán és extramediterrán:	<i>Euroleon nostras</i>
Policentrikus holomediterrán szibériai:	<i>Chrysopa formosa</i> , <i>Dichochrysa prasina</i> , <i>Coniopteryx pygmaea</i>
Szibériai:	<i>Dendroleon pantherinus</i> , <i>Hemerobius lutescens</i> , <i>Hemerobius micans</i> , <i>Hemerobius nitidulus</i> , <i>Hemerobius pini</i> , <i>Chrysopa abbreviata</i> , <i>Chrysopa commata</i> , <i>Chrysopa perla</i> , <i>Chrysopa phyllochroma</i> , <i>Chrysopa walkeri</i> , <i>Chrysotropia ciliata</i>
Expanziv szibériai:	<i>Drepanopteryx phalaenoides</i> , <i>Micromus variegatus</i> , <i>Myrmeleon formicarius</i>
Nem besorolható:	<i>Chrysopa pallens</i> , <i>Coniopteryx borealis</i> , <i>Conwentzia pineticola</i> , <i>Conwentzia psociformis</i> , <i>Semidalis aleyrodiformis</i> , <i>Chrysoperla carnea</i>

3.4.-1. táblázat: A Dunántúli - domboságon előforduló Neuroptera fajok veszélyeztetettségi kategóriába sorolása az IUCN USHER módszere, és a fajok biológiai diszpozícióján alapuló chorológiai index szerint (KUNDRÁ 1986)

AG-area nagyság, AZ-area összetétel, AA-area affinitás, CI-chorológiai index, AV-aktuálisan veszélyeztetett, V-veszélyeztetett, PV-potenciálisan veszélyeztetett

s.sz.	fajnév	UTM térkép	IUCN országos	IUCN regionális	AG	AZ	AA	CI
1.	<i>Osmylus fulvicephalus</i>	3.3.-16			2	2	3	7
2.	<i>Nothochrysa fulviceps</i>				2	3	3	8
3.	<i>Hypochrysa elegans</i>				2	3	2	7
4.	<i>Nineta flava</i>				1	1	2	4
5.	<i>Nineta guadarramensis</i>	3.1.-13.	PV		3	4	2	9
6.	<i>Nineta inpunctata</i>	3.1.-2.	AV	PV	4	4	3	11
7.	<i>Chrysotropia ciliata</i>				1	1	2	4
8.	<i>Chrysopa perla</i>				1	1	2	4
9.	<i>Chrysopa walkeri</i>				3	3	2	8
10.	<i>Chrysopa dorsalis</i>	3.3.-24.			2	2	2	6
11.	<i>Chrysopa abbreviata</i>				1	3	2	6
12.	<i>Chrysopa commata</i>				3	3	2	8
13.	<i>Chrysopa formosa</i>				2	2	2	6
14.	<i>Chrysopa phyllochroma</i>				1	1	2	4
15.	<i>Chrysopa viridana</i>				2	3	2	7
16.	<i>Chrysopa nigricostata</i>				2	3	2	7
17.	<i>Chrysopa pallens</i>				1	1	2	4
18.	<i>Dichochrysa flavifrons</i>				1	1	2	4
19.	<i>Dichochrysa prasina</i>				1	1	2	4
20.	<i>Dichochrysa ventralis</i>				2	2	3	7
21.	<i>Cunctochrysa albolineata</i>				1	1	2	4
22.	<i>Peyerimhoffia gracilis</i>	3.3.-25.			2	2	3	7
23.	<i>Chrysoperla carnea</i>				?	?	?	0
24.	<i>Chrysoperla lucasina</i>				?	?	?	0
25.	<i>Chrysoperla mediterranea</i>	3.1.-3.	AV	PV	3	5	3	11
26.	<i>Hemerobius humulinus</i>				1	1	2	4
27.	<i>Hemerobius perelegans</i>		AV	PV	3	4	3	10
28.	<i>Hemerobius simulans</i>				2	3	2	7
29.	<i>Hemerobius stigma</i>				1	2	2	5
30.	<i>Hemerobius pini</i>	3.3.-23.			2	2	3	7
31.	<i>Hemerobius fenestratus</i>			V	3	2	3	8
32.	<i>Hemerobius atrifrons</i>		V	PV	2	2	3	7
33.	<i>Hemerobius nitidulus</i>	3.3.-22.			1	1	2	4
34.	<i>Hemerobius handschini</i>				2	3	2	7
35.	<i>Hemerobius micans</i>				1	1	2	4
36.	<i>Hemerobius lutescens</i>				1	1	2	4
37.	<i>Hemerobius gilvus</i>		V		3	4	2	9
38.	<i>Hemerobius marginatus</i>	3.3.-18.	PV		2	3	2	7
39.	<i>Wesmaelius quadrifasciatus</i>	3.3.-20.			2	2	3	7
40.	<i>Wesmaelius nervosus</i>		AV	AV	1	1	2	4
41.	<i>Wesmaelius helveticus</i>	3.1.-4.	AV	AV	4	5	3	12
42.	<i>Wesmaelius subnebulosus</i>				1	1	2	4
43.	<i>Wesmaelius ravus</i>	3.1.-5.			3	4	3	10
44.	<i>Symphorobius pygmaeus</i>				1	1	2	4
45.	<i>Symphorobius elegans</i>				1	1	3	5
46.	<i>Symphorobius fuscescens</i>			PV	1	1	2	4
47.	<i>Symphorobius pellucidus</i>				3	3	3	9

48.	<i>Symphorobius klapaleki</i>	3.1.-6.	V	V	4	4	3	11
49.	<i>Psectra diptera</i>				3	3	2	8
50.	<i>Megalomus tortricoides</i>	3.3.-17.	V	V	2	2	2	6
51.	<i>Drepanopteryx phalaenoides</i>				2	1	2	5
52.	<i>Micromus variegatus</i>				1	1	2	4
53.	<i>Micromus angulatus</i>				1	1	2	4
54.	<i>Sisyra nigra</i>				2	2	2	6
55.	<i>Sisyra terminalis</i>	3.3.-26.			3	4	3	10
56.	<i>Aleuropteryx loewii</i>		AV	V	2	2	3	7
57.	<i>Aleuropteryx juniperi</i>	3.1.-7.	AV	PV	2	4	2	8
58.	<i>Aleuropteryx umbrata</i>	3.1.-7.	AV	V	4	4	2	10
59.	<i>Helicoconis lutea</i>			PV	2	2	2	6
60.	<i>Helicoconis pseudolutea</i>		AV		2	2	2	6
61.	<i>Coniopteryx aspoeki</i>			PV	4	4	3	11
62.	<i>Coniopteryx borealis</i>			PV	1	2	3	6
63.	<i>Coniopteryx pygmaea</i>	3.3.-22.			1	1	2	4
64.	<i>Coniopteryx hoelzeli</i>	3.1.-8.	V		3	4	3	10
65.	<i>Coniopteryx tineiformis</i>				1	1	2	4
66.	<i>Coniopteryx haematica</i>			PV	2	3	3	8
67.	<i>Coniopteryx renate</i>	3.1.-9.	AV	PV	2	3	3	8
68.	<i>Coniopteryx arcuata</i>				2	3	2	7
69.	<i>Coniopteryx esbenpeterseni</i>				2	2	3	7
70.	<i>Coniopteryx lentiae</i>				2	3	2	7
71.	<i>Coniopteryx tjederi</i>		V		2	4	2	8
72.	<i>Conwentzia pineticola</i>				1	2	2	5
73.	<i>Conwentzia psociformis</i>				1	2	2	5
74.	<i>Semidalis aleyrodiformis</i>				1	1	2	4
75.	<i>Mantispa styriaca</i>				3	3	2	8
76.	<i>Palpares libelluloides</i>			?	3	2	2	7
77.	<i>Acanthaclisis occitanica</i>	3.4.-1.		†	3	4	2	9
78.	<i>Nohoveus punctulatus</i>	3.4.-2.		†	4	5	2	11
79.	<i>Myrmeleon formicarius</i>	3.1.-14.			1	2	2	5
80.	<i>Myrmeleon inconspicuus</i>	3.1.-16.			2	3	2	7
81.	<i>Myrmeleon bore</i>	3.1.-15.	V		3	4	2	9
82.	<i>Euroleon nostras</i>				1	2	2	5
83.	<i>Dendroleon pantherinus</i>	3.3.-19.	V		3	4	2	9
84.	<i>Distoleon tetragrammicus</i>				2	2	2	6
85.	<i>Creoleon plumbeus</i>				3	3	2	8
86.	<i>Megistopus flavicornis</i>				2	2	2	6
87.	<i>Libelloides macaronius</i>	3.4.-3.	V	†	3	3	2	8

8.1. Összefoglaló

Recésszárnyúak (Neuroptera) szünzoológiai vizsgálata a Dunántúli-dombságon

ÁBRAHÁM LEVENTE

Jelen dolgozat az 1986-2000 év között recésszárnyúakon (Neuroptera) végzett faunisztikai, ökofaunisztikai, zoogeográfiai, a recésszárnyú imágók és tölcsérépítő hangyalesők szünfenobiológiai kutatási eredményeit ismerteti.

Korábban a recésszárnyúak kutatása a Dunántúli-dombságon jórészt faunisztikai jellegű volt. A témával foglalkozó tudományos publikációk kisebbik hányada, pedig taxonómiai megjegyzéseket is tartalmazó faunisztikai munka. Összesen 20 publikációban 223 adat (faj+lelőhely) szerepelt 56 fajt képviselve. Zoogeográfiai, ökológiai, konzerváció biológiai vizsgálatokról egyetlen tanulmány sem számolt be.

A dolgozat célkitűzése volt, hogy erről a kevésbé kutatott nagytájegységről a szünbiológiai szubdiszciplínáknak megfelelően az alábbi fő kérdésekre keresse a választ:

- Milyen a Dunántúli-dombságon és tájegységein a recésszárnyú fauna fajösszetétele?
- Milyen frekvencia-arányok jellemzik a terület faunáját?
- Milyen a faunakörök és faunaelemek megoszlása a területen? Milyen chorológiai sajátosságok jellemzik a Neuroptera faunát?
- Milyen természetvédelmi értéket képviselnek a terület fajgyűjtései?
- Milyen tényezők befolyásolják a recésszárnyú közösségek szerveződését?
- Milyen a tölcsérépítő lárva közösségek szerveződése és habitat választása?

A Dunántúli-dombság szünzoológiai vizsgálata során a mintavételezések a terület minden tájegységére (Balaton-medence, Belső-Somogy, Külső-Somogy, Mecsekvidék, Tolnai-dombság, Baranyai-dombvidék, Zselic) kiterjedtek.

A fauna felmérésekor egyidejűleg több mintavételi módszert alkalmaztam. Gyűjtéseket végeztem fénycsapdával, hordozható fénycsapdával, személyes lámpázással, lomb- és fűhálózással, Malaise-csapdával.

A recésszárnyú közösségek tanulmányozásakor különböző módon manipulált laboratóriumi kísérletsorozatokat is végeztem a napi dinamizmusok megállapítása végett.

A hangyaleső lárva közösségek denzitás és diszpergáltsági vizsgálatokor főként kvadrát mintavételezést használtam. Ezeket egészítették ki az élőhelyek milió tényezőiről készített műszeres mérések, infrakamerás felvételek. A védett és nyílt habitatokban élő hangyaleső lárva közösségek vizsgálatához pedig különböző laboratóriumi kísérleteket terveztem.

A Dunántúli-dombság területéről összesen 80 faj előfordulása vált ismertté, 24 faj a jelenlegi vizsgálat során először került elő, 2 faj (*Nineta gadarramensis*, *Myrmeleon bore*) hazánk faunájára nézve új faj. Az 1986-2000 között gyűjtött faunisztikai adatok 490 különböző lelőhelyről származnak, ez 151 településhez tartozik.

A dolgozatban összeállítottam a faunisztikai kutatások eredményét a Dunántúli-dombság faunalistáját, aminek az adatait a mellékletben található kvantitatív adatokat tartalmazó táblázatok segítségével összegeztem.

9 fajról (*Nineta in punctata*, *Chrysoperla mediterranea*, *Wesmaelius helveticus*, *Wesmaelius ravus*, *Symphorobius klapaleki*, *Aleuropteryx juniperi*, *Aleuropteryx umbrata*, *Coniopteryx hoelzeli*, *Coniopteryx renate*), melyek előfordulása faunisztikai szempontból figyelemre méltó, külön jellemzést adtam.

A hazai faunában előkerült két új fajról (*Nineta gadarramensis*, *Myrmeleon bore*) és a hozzájuk legközelebb álló hazai fajokról morfológiai bélyegek, ivarszervi rajzok alapján ismertettem azok differenciális jegyeit, jellemzőit. A *Myrmeleon bore* és *M. inconspicuus* lárvákról morфомetriai elemzést készítettem. Közlöm a Dunántúli-dombságon figyelemre méltó fajok, valamint a faunára új fajok hazai UTM típusú elterjedési térképeit.

A dolgozatban több, mint 23 ezer példány alapján a kistájegységek frekvencia viszonyait három különböző módszer segítségével értékeltem.

Elemzést készítettem a faj-abundancia, az elterjedési gyakorisági adatsorok mellett az ISA (Index of Species Abundance) index-el is. Megállapítottam, hogy a különböző módszerek hasonlóan mutatják a gyakori (domináns és szubdomináns) fajok és a ritka fajok frekvencia arányait. A frekvencia sort 4 kvartilisre osztva a különböző típusú elemzések során a gyakori és ritka fajokra a szomszédos kvartilisből adódhatnak fajok.

A Dunántúli-dombság területén a faj-abundancia görbék a Neuroptera fauna frekvencia viszonyai alapján a lognormál eloszlást mutatták, ami általában a rovarok többségére jellemző. A regionális elterjedés és gyakoriság kapcsolatában regressziós analízissel lineárisan szoros, exponenciális görbéhez igen szoros illeszkedést mutattam ki.

Az ISA index, amely a rangszám képzés során figyelembe veszi mind az elterjedési, mind az abundancia viszonyok alapján a frekvencia viszonyokat, grafikusán 8 különböző csoportot elkülönítve jelezte vissza a ritkasági és gyakorisági eloszlást.

A Dunántúli-dombság recésszárnyú faunájának zoogeográfiai elemzését a dolgozat a center of origin koncepció alapján mutatja be. A területről kimutatott fajokat faunaelemekbe és faunakörökbe soroltam, majd összesítettem a vizsgált területre és tájegységeire jellemző elterjedési típusokat. A vizsgálat megerősítette azokat a természetföldrajzi és növényföldrajzi kutatási eredményeket, amelyek a szubmediterrán éghajlati befolyással, vagy mediterrán flóraelemek elterjedésével mutatnak párhuzamot. Tendenciaszerűen jól tükröződik a klimatikusan hűvösebb tájegységek felé a mediterrán fauna elemek csökkenése és ezzel párhuzamosan a szibériai fauna elemek növekedése.

Az egyes tájegységek fauna hasonlóságát egy dendogram segítségével elemeztem. Ez eredmények alapján a tájegységek négy clusterbe különíthetők el. Ennek alapján a Dunántúli-dombságon montán, szubmediterrán, faunájában jellegtelen (jórészt agrár élőhelyeket tartalmazó) és részben kutatott (Tolnai-dombság) befolyásoltágú tájegységeket különítettem el. 27 faj esetében elkészített hazai UTM elterjedési térképek adatainak elemzése rávilágít az expanzióban és regresszióban lévő fajokra. Megállapítottam, hogy főként a fenyőhöz kötődő fajok hazánkban, expanzióban vannak.

A Dunántúli-dombság konzerváció-biológiai értékelését három fajsztű értékelési módszer alapján végeztem el. A fajok UTM térképei alapján Usher módszere szerint megállapítottam az IUCN veszélyeztetettségi kategóriába sorolt fajokról, hogy 2 aktuálisan veszélyeztetett faj, 5 veszélyeztetett faj, 8 potenciálisan veszélyeztetett faj él a Dunántúli-dombságon. A vizsgált területről 3 faj kihalt (*Acanthaclisis occitanica*, *Nohoveus punctulatus*, *Libelloides macaronius*).

Szintén elterjedési alapon minősíti a fajokat a chorológiai index. A 14 fokozatú skálán magas index értéket az IUCN kategóriába sorolt fajok értek el, köztük a nagy mértékű hasonlóság részben az azonos kiindulási állapot, a fajok elterjedését tükrözi vissza.

A fajok és területek minősítésére a Dony és Delholm féle, a fajok jelenléte és hiánya alapján történő numerikus osztályozás rendszerét alkalmaztam. Megállapítottam, hogy 19 faj és 5 - ma már védett terület (Közép-Mecseki TK, Bószénfa (Zselici TK), Nagybajom

(Boronka-melléki TK), Somogyszob (Baláta-tó TT) és Örtilos (Duna-Dráva NP)) - fokozott természetvédelmi figyelmet érdemel a Neuroptera fauna minősítése alapján.

A recésszárnyú közösségek szerveződését befolyásoló tényezők közül a Neuroptera fajok napi mozgásaktivitási típusaival foglalkoztam. A Neuroptera fajok napi dinamizmusának mintázata alapján négy típus (*carnea*, *perla*, *basalis* és *hypochrysoides*) különíthető el a hazai faunában.

A hazai Neuroptera családok leggyakoribb fajaiknak laboratóriumi kísérleteiben 32 faj napi dinamizmusát határoztam meg, a vizsgálatban statisztikailag kimutattam, hogy a fajok zöme (23 faj) a *carnea* típusba sorolható. 1 faj (*Mantispa styriaca*) *hypochrysoides*, 6 faj *perla*, 2 faj *basalis* típusú napi dinamizmust mutat.

A tölcsérépítő hangyaleső lárvák közösségek szerveződése és habitat választása keretében összehasonlítottam a védett és nyílt élőhelyen előforduló fajok jellegzetességeit.

Megállapítottam, hogy a két különböző habitat típusban a hangyaleső lárvaközösségek Magyarországon és Európában is jelentős elterjedési különbséget mutatnak. Nyílt helyen tölcsérépítő fajok: *Myrmeleon bore*, *M. inconspicuus*, *Myrmecaelurus trigrammicus*, *Nohoveus punctulatus*. Védett helyen tölcsérépítő fajok: *Myrmeleon formicarius*, *Euroleon nostras*, *Megistopus flavicornis*. A tölcsérépítő és tölcsért nem építő lárvák között morfológiai különbségek is vannak.

A különböző típusú szubsztrát anyagok szemcseméret elemzése során kimutattam, hogy a hangyaleső lárvák a tölcsérek közelében tölcsérépítés közben és homokszóró tevékenységük révén, átalakítják a szubsztrát szemcsenagyság eloszlását.

Elemeztem a nyílt és védett élőhelyeken található lárvák és zsákmányállataikra az ilyen élőhelyeken általában előforduló szélsőséges hőmérsékleti viszonyok tér és időbeli eloszlását. Megállapítottam, hogy a tölcséreknek nem csupán a zsákmányszerzésben, hanem a hangyaleső lárvák hőmérsékleti toleranciájában is fontos szerepük van. A nappal és az éjszaka nagy hőmérsékleti ingadozásait a tölcsérek szerkezetük révén csökkentik és egy nagyjából állandó optimális hőmérsékleti eloszlást biztosítanak a lárvák számára. A napi hőmérséklet-ingadozás befolyásolja a ragadozó és zsákmány napi aktivitását is.

Vizsgáltam a nyílt élőhelyeken a *Myrmeleon bore* (Bélavár, Tótújfalú), a *Myrmeleon inconspicuus* (Nagybajom), valamint védett élőhelyen az *Euroleon nostras* és a *Myrmeleon formicarius* különböző lárvastádiumokban előforduló denzitás és diszpergáltsági viszonyait. A védett mikrohabitatokban a denzitás a nyílt élőhelyekhez képest általában egy nagyságrenddel kisebb, és a lárvastádiumok között sokkal nagyobb mértékben csökken, mint a védett élőhelyeken. Nyílt élőhelyeken a diszpergáltság a lárvák fejlődése során a legközelebbi szomszéd módszerrel és a pattern analízissel elemezve az aggregáltból a random irányába csökken.

Védett élőhelyeken a diszpergáltság kis mértékben változik a lárvastádiumok között. A diszpergáltság gyengén aggregáltból a randomon keresztül az uniform irányba változik. Statisztikailag igazolt eredmény bizonyítja, hogy a védett élőhelyeken a tölcsérek elhelyezkedése nem független egymástól.

A borítottság és a denzitás, a borítottság és a diszpergáltság, a borítottság és a legközelebbi szomszédok távolsága között lineális regresszióval szoros összefüggés állapítható meg.

Számos terepi és laboratóriumi kísérlet során vizsgáltam a hangyaleső lárvák interakciója által befolyásolt viselkedési mintázatokat. Nyílt élőhelyen nem, de védett élőhelyen kimutatható volt, hogy a tölcsérek átmérője szignifikánsan csökken az interakció erősségével. A kísérletekben teszteltem a legközelebbi szomszéd hatását, a lárvák éhségérzetét (hunger level) a tölcsérátmérőre. Megállapítottam, hogy a tölcsérátmérő

növekedését és csökkenését befolyásoló folyamatok egymás hatását elfedhetik és ennek eredményeképpen egy bonyolult viselkedési mintázat alakulhat ki. Megállapítottam, hogy a kannibalizmus, mint a predáció egy sajátos megjelenési formája, a védett élőhelyeken jelentősebb, mint a nyílt élőhelyeken. A populációs interakciók következtében egy sajátos viselkedési forma az ún. fakultatív tölcserépítési viselkedés mód alakul ki, amelynek háttérmechanizmusa kompetíció.

A vizsgálati eredmények azt mutatják, hogy a védett élőhelyeken fejlődő lárvák szezon dinamizmusa lárvák között fennálló interakciók következtében eltolódhat.

A nyílt élőhelyen a lárvák viselkedési mintázatát elsősorban az interakciók kis száma, az erőteljesen limitáló tényezők szabják meg, míg védett élőhelyeken a populációs interakcióknak a szerepe sokkal fontosabb.

A tanulmányozott egy- és több fajos populációk és közösségek jelentős mértékben gyarapították ismereteinket a környezeti faktorok limitáló hatásairól és a populációs interakciók, viselkedési mintázatok tér- és időbeli dinamikájáról. Azonban a közösségi ökológia központi nagy problémája a fajok tartós koegzisztenciája még számos további kutatást igényel. A lokális skálán elvégzett vizsgálatok eredményei mellett a populációk, metapopulációk regionális dinamizmusa is sok újabb, még tisztázatlan problémát vet fel.

8.2. Summary

A synzoological study on the lacewing (Neuroptera) fauna of the Transdanubian hills

LEVENTE ÁBRAHÁM

This study intends to present my the results of the faunistical, ecofaunistical, zoogeographical research conducted between 1986-2000 on Neuroptera fauna, as well as the findings of a synphenobiological survey focusing on lacewing imagos and pit building ant-lions.

Earlier, the lacewing research carried out in the Transdanubian hills was largely of faunistical character. A smaller portion of the scientific publications written on the topic were basically faunistical studies containing taxonomical notes. Altogether there are 20 publications available presenting 223 data (species and locality) that belong to 56 species. None of the publications publishes zoogeographical, ecological, conservation biological investigations.

Focusing on this less researched region, this study aims to search for answers, in pursuance of synbiological subdisciplines, for the following major questions:

- What is the composition of lacewing fauna like in the Transdanubian hills and its subregions?
- What frequency rate is typical of the regional fauna?
- What is the distribution of faunal types and faunal elements in the area? What chorological features are typical of the Neuroptera fauna?
- What natural value do the species of the area have?
- What factors can influence the organisation of lacewing communities?
- What features the organisation and habitat preferences of pit building ant-lion communities?

During the synzoological survey of the Transdanubian hills, the sampling has covered all the subregions of the area (i.e. Balaton Basin, Inner Somogy, Outer Somogy, Mecsek, Tolnai hills, Baranyai hills, Zselic).

In the course of the fauna survey, several sampling techniques have been used simultaneously. Samplings were conducted by light trap, portable light traps, lamp, foliage and grass netting technique and Malaise trap.

In order to analyse the diurnal and nocturnal dynamics of lacewing assemblages, laboratory experiments (manipulated in various ways) have been carried out in series.

During the researches focusing on the density and spatial pattern of ant-lion larvae communities, mainly quadrat sampling has been used. These methods were supported by instrumental measurements and infra-light shots testing the milieu elements of the habitat. For the examination of ant-lion larvae communities living in sheltered and unsheltered habitats, diverse laboratory experiments have been designed.

In the area of the Transdanubian hills, the occurrence of 80 species have been reported in all; 24 of them have been reported for the first time due to my present research, and 2 species (*Nineta guadarrensis*, *Myrmeleon bore*) are proved to be new in the Hungarian fauna. The faunistical data collected between 1986-2000 are of 490 different sampling sites that belong to 151 settlements.

My study presents the results of this faunistical research: the fauna list of the Transdanubian hills. The findings of the research have been summarised with the help of the attached tables showing quantitative data.

An additional characterization has been given on 9 species (*Nineta inpunctata*, *Chrysoperla mediterranea*, *Wesmaelius helveticus*, *Wesmaelius ravus*, *Symphorobius klapaleki*, *Aleuropteryx juniperi*, *Aleuropteryx umbrata*, *Coniopteryx hoelzeli*, *Coniopteryx renate*) whose occurrence is worth mentioning from faunistical point of view.

A description of the two species (*Nineta gadarramensis*, *Myrmeleon bore*) that are new in the Hungarian fauna and the similar species that are the most closely related is given. The differential marks and features have been reviewed on the basis of morphological notes and drawings of genitals. A morphometrical analysis of *Myrmeleon bore* and *M. inconspicuus* larvae has also been made, and UTM grid maps showing the distribution of species that are new in the fauna or significant in the Transdanubian hills.

In the present study, using three different methods, evaluations of the frequency distribution of the subregions were given based on more than 23 thousands individuals.

An analysis has been prepared with species-abundance distribution, area of occupancy, and ISA (Index of Species Abundance) index. I came to the conclusion that the various methods lead to similar results regarding the frequency ratio of common (dominant and subdominant) and rare species. Dividing the frequency distribution to four quartiles in the course of different analyses, the common and rare species have matches in the adjacent quartiles.

In the area of the Transdanubian hills, the rank-abundance plots show lognormal distribution on the frequency ratio of Neuroptera fauna, which is generally typical of the majority of insects. With the help of regressive analysis, the correlation of the abundance and the area of occupancy were proved to be closely fitting to a linear and tightly fitting to an exponential plot.

The ISA index, where the rank method is based on the frequency correlation of abundance and area of occupancy, showed the rarity (common/wellspread and rare/small range) distribution graphically in 8 different groups.

The study presents the zoogeographical analysis of the lacewing fauna of the Transdanubian hills on the bases of the center of origin concept. Firstly, the species reported from the area are categorized in faunal types and faunal elements, secondly, the types of species distribution typical to the region and to the subregion were also summarized. The investigation reinforced the results of the geographical and vegetational research, which showed similarity to the influence of the submediterranean climate and the distribution of the Mediterranean floral elements. It is clear that towards the regions of colder climates, the number of Mediterranean faunal elements tends to reduce, in parallel with the increase of the Siberian faunal elements.

The similarities of faunas in certain subregions were analyzed with the help of a dendrogram. According to this analysis, the region can be divided into 4 clusters. Therefore the subregion of the Transdanubian hills can be classified as mountainous, sub-mediterranean, characterless (mainly consisting of agricultural habitats) and areas partially investigated (Tolnai hills). The analysis of the UTM grid map of 27 species in Hungary clearly defines the species in regression and in expansion. It can be stated that the species mostly associated with pine forest vegetation are in expansion.

The conservation biological evaluation of the Transdanubian hills was carried out according to three taxonomic distinctiveness level conservation methods. Using the UTM

grid maps and the Usher's method, I found the following categories among the IUCN endangered species: there are 2 endangered, 5 vulnerable and 8 rare species. 3 species are extinct in the examined area (*Acanthaclisis occitanica*, *Nohoveus punctulatus*, *Libelloides macaronius*).

The chorological index also evaluates species according to extent of their occurrence. Species in the IUCN category had the highest index on the scale of 14 divisions. The similarity among these species suggests a common starting point and the dispersion of these species afterward.

For the evaluation of the species and the areas, Dony and Delholm's method of ranking species and site based on the presence-absence of the data was used. I came to the conclusion that the 19 species and the 5 presently protected areas (Middle-Mecsek LPA, Bószénfa (Zselici LPA), Nagybajom (Boronka-melléki LPA), Somogyszob (Baláta tó NCA) and Órtilos (Duna-Dráva NP) deserve more attention from nature conservational point of view considering the evaluation of its Neuropteran fauna.

From the factors influencing the organization of the lacewing communities, the types of the diurnal and nocturnal activity of the Neuroptera species were studied. In the Hungarian fauna, the lacewing species can be classified in four groups (*carnea*, *perla*, *basalis* and *hypochrysoides*) according to the pattern of their diurnal and nocturnal dynamism.

During the laboratory experiment of the most common species in the Hungarian lacewing fauna, I defined the diurnal and nocturnal dynamism of 32 species and statistically demonstrated that the majority of the species (23 sp.) can be classified as *carnea* type. 1 species (*Mantispa styriaca*) shows *hypochrysoides*, 6 species show *perla*, and 2 species show *basalis* type diurnal and nocturnal dynamism.

Focusing on the habitat preference and community organisation of pit-building ant-lion larvae, the characteristics of the species dwelling were compared in sheltered and unsheltered habitats. It has been proved that, considering the two different habitat types, the ant-lion communities show significant difference in dispersion in Hungary and in Europe as well. The species building pits in unsheltered habitats are: *Myrmeleon bore*, *M. inconspicuus*, *Myrmecaelurus trigrammicus*, *Nohoveus punctulatus*. Species building pit in sheltered habitats: *Myrmeleon formicarius*, *Euroleon nostras*, *Megistopus flavicornis*. Morphological differences can also be found between the pit building larvae and those that do not build pits.

Analysing the grain size of the various substrate types, I also revealed that the ant-lion larvae, during their sand-throwing activity and the pit-building process, transform the distribution of substrate granulation around the pits.

The spatial and temporal distribution of extreme temperature conditions that are common in such habitats were also analysed in connection with the larvae and their preys living in sheltered and unsheltered habitats. It is stated that the pit plays an important role not only in the prey capturing function but also in the temperature tolerance of the ant lion larvae. Due to their structure, the enormous daily and nocturnal temperature fluctuation is reduced by the pits so as to provide a roughly steady optimal temperature distribution for the larvae. The daily temperature fluctuation has an influence on the diurnal and nocturnal activity of the predator and of its prey as well.

Density and spatial dispersion research was carried out on larvae representing different larva stages of *Myrmeleon bore* (Bélavár, Tótújfalu), *Myrmeleon inconspicuus* (Nagybajom) in unsheltered habitats and *Euroleon nostras* and *Myrmeleon formicarius* in sheltered habitats. The density is generally much less in unsheltered habitats than in sheltered microhabitats, and between different larva stages it decreases significantly higher

than in sheltered habitats. Using the nearest neighbour method and pattern analysis, it can be stated that the spatial dispersion of larvae living in unsheltered habitats shows a decreasing tendency from aggregate to random.

In sheltered microhabitats, the spatial dispersion shows a limited fluctuation between larvae stages. The spatial dispersion is changing from slightly aggregate through random to uniform. It was statistically proven that in sheltered habitats the pattern of pits is not undependable from each other.

The linear regression is closely related with the vegetation coverage and density, the vegetation coverage and dispersion, the vegetation coverage and the distance between nearest neighbours. Several field and laboratory experiments were carried out to examine the behaviour patterns influenced by the interaction of ant-lion larvae. The pit diameter decreases significantly with the intensity of interactions in sheltered habitats (though not in unsheltered habitats). During the experiment, I tested the effect of the nearest neighbour and the hunger level of the larvae on the pit diameter. And it was proved that the tendencies influencing the increase and decrease of pit diameter sometimes cover each other's effects, which leads to a complicated behaviour pattern. It was also proved that cannibalism, a unique form of predator activity, plays a more significant role in sheltered than in unsheltered habitats. Due to the population interactivities, a special behaviour pattern evolves: the so-called facultative pit building behaviour where the background mechanism is the competition.

According to the results of the investigation, we can state that the seasonal dynamics of larvae developing in sheltered habitats can be easily postponed due to their interaction. In unsheltered habitats the behaviour pattern of the larvae are mainly determined by the low number of interactions and limiting factors. In sheltered habitats, the population interactions plays much more important role.

The examined populations and communities with one or more species significantly contribute to our knowledge about the limiting effects of environmental factors and the spatial and temporal dynamics of the population interactions and the behaviour pattern. However, the permanent coexistence of species, which is the central problem of community ecology, requires further examinations. Beside the research conducted on a local scale, the regional dynamics of population and metapopulation brings up several new and unsolved problems.

Nyilatkozat

Alulírott elismerem, hogy Ábrahám Leventével társszerzőségben írt cikkemben (23. ÁBRAHÁM, L. - VAS, J. 1999: Preliminary report on study of the daily activity pattern of Neuroptera in Hungary. - Acta Phytopathologica et Entomologica 34: 1-2, 153-164.) a kutatási eredmények közül Ábrahám Levente a fajok napi dinamizmusára vonatkozó új tudományos eredményekhez vezető kísérleteket és értékelésüket egyedül végezte. Én csak azok különböző csapdatípusoknál történő metodológiai felhasználásában és értékelésében működtem közre.

A tézisek vonatkozó részlete:

3.5.1. Neuroptera fajok napi mozgásaktivitási mintázata

A recésszárnyú közösségek szerveződését befolyásoló tényezők közül a Neuroptera fajok napi mozgásaktivitási típusaival foglalkoztam. A Neuroptera fajok napi dinamizmusának mintázata alapján négy típus (carnea, perla, basalis és hypochrysoides) különíthető el a hazai faunában.

A hazai Neuroptera családok leggyakoribb fajaiknak laboratóriumi kísérleteiben 32 faj napi dinamizmusát határoztam meg, a vizsgálatban statisztikailag kimutattam, hogy a fajok zöme (23 faj) a carnea típusba sorolható. 1 faj (*Mantispa styriaca*) hypochrysoides, 6 faj perla, 2 faj basalis (*Sisyra nigra*, *Sisyra terminalis*) típusú napi dinamizmust mutat.

Kijelentem továbbá, hogy az eredményeket tudományos fokozat megszerzéséhez nem kívánom felhasználni.

Budapest, 2003. június 12.

Dr. Vas János
igazgató
Duna-Ipoly Nemzeti Park