

SOPRONI EGYETEM, VADGAZDÁLKODÁSI ÉS VADBIOLÓGIAI INTÉZET,
MAGYAR FOGOLY KUTATÓ CSOPORT
UNIVERSITY OF SOPRON, INSTITUTE OF WILDLIFE MANAGEMENT AND WILDLIFE BIOLOGY,
HUNGARIAN PARTRIDGE RESEARCH GROUP



Magyar Apróvad Közlemények

Hungarian Small Game Bulletin

No. 15.

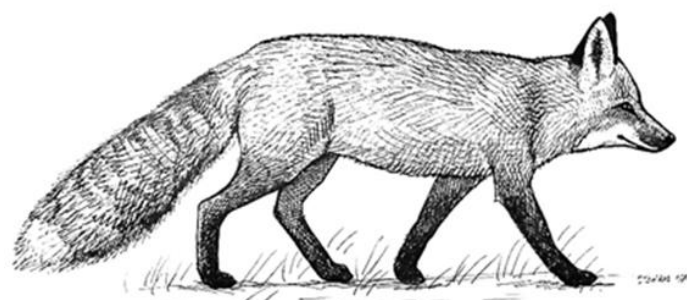


Szerkeszti / Editor: FARAGÓ, Sándor

SOPRON
2023

SOPRONI EGYETEM, VADGAZDÁLKODÁSI ÉS VADBIOLÓGIAI INTÉZET
UNIVERSITY OF SOPRON, INSTITUTE OF WILDLIFE BIOLOGY AND MANAGEMENT

MAGYAR APRÓVAD KÖZLEMÉNYEK
Hungarian Small Game Bulletin
No. 15.



Szerkeszti / Editor: FARAGÓ, Sándor

SOPRONI EGYETEM KIADÓ – UNIVERSITY OF SOPRON PRESS

SOPRON
2023

Borító:
Címlapfotó: Dr. Kalotás Zsolt
Belső címlap grafika: Zsoldos Márton

Szerkesztőbizottság

Főszerkesztő:

Tagok:

Prof. Dr. Faragó Sándor (Sopron)
Prof. Dr. Bartha Dénes (Sopron)
Prof. Dr. Gál János (Budapest)
Prof. Dr. Heltai Miklós (Gödöllő)
Doc. Dr. habil. Juhász Lajos (Debrecen)
Prof. Dr. Lanszki József (Kaposvár)
Prof. Dr. Náhlik András (Sopron)
Prof. Dr. Jánoska Ferenc (Sopron)
Dr. Kalotás Zsolt (Tolna)
Prof. Dr. Winkler Dániel (Sopron)

ISSN 1418 – 284X



Soproni Egyetem Kiadó 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky utca 4.
Felelős kiadó: Prof. Dr. Fábián Attila
Technikai szerkesztő: Prof. Dr. Winkler Dániel
Nyomta és kötötte a Lővér Print Nyomdaipari Kft. 9400 Sopron, Ady Endre utca 5.

TARTALOMJEGYZÉK

CONTENTS

Tari Tamás & Reinhoffer István KÖZÚTI MŰTÁRGYAK SZEREPE AZ AUTÓPÁLYÁK ÁTJÁRHATÓSÁGÁBAN SZŐRMÉS RAGADOZÓFAJOK ESETÉBEN (1936–2017) The Role of Road Structures in the Permeability of Highways for Carnivore Species.....	1
Csányi Erika, Sándor Bence & Sándor Gyula MORPHOMETRIC MEASUREMENTS OF RED FOXES (<i>Vulpes vulpes</i>) IN SOMOGY COUNTY, HUNGARY A vörös róka (<i>Vulpes vulpes</i>) morfometriai vizsgálata Somogy megyében	11
Faragó Sándor A TŰZOK (<i>Otis tarda</i> L.) ÍZELTLÁBÚ TÁPLÉLÉKFORRÁS KÍNÁLATÁNAK VIZSGÁLATA ALFÖLDI ELŐFORDULÁSI TERÜLETEIN Investigation on the Arthropod Food Availability of Great Bustard (<i>Otis tarda</i> L.) in the Great Hungarian Plain.....	23
Vass Gábor & Bende Attila MORPHOMETRIC CHARACTERISTICS OF THE WEASEL (<i>Mustela nivalis</i> L.) IN THE LIGHT OF LITERATURE DATA A menyét (<i>Mustela nivalis</i> L.) morfometriai jellemzői a szakirodalmi adatok tükrében	107
Sárközy Áron, Jánoska Ferenc, Sándor Gyula & Bende Attila ANALYSIS OF HUNTING BAG DATA OF WOODPIGEON (<i>Columba palumbus</i> L.) IN HUNGARY Az örvös galamb (<i>Columba palumbus</i> L.) terítékadatainak elemzése Magyarországon	127
Preisinger Márk, Hopp Tamás, Pálincás Ákos, Náhlik András & Tari Tamás ŐZ TRÓFEAGAZDÁLKODÁS EREDMÉNYEI A ZALAERDŐ ZRT. TERÜLETÉN The Results of Roe Deer Trophy Management in the Area of Zalaerdő Zrt.	137
Bodor Ádám & Winkler Dániel POPULATION SURVEY AND HABITAT SELECTION OF THE EUROPEAN NIGHTJAR (<i>Caprimulgus europaeus</i> L.) IN THE GYŐR-GÖNYŰ SAND STEPPES A lappantyú (<i>Caprimulgus europaeus</i> L.) állományfelmérése és élőhelyválasztása a Gönyői- homokvidéken	145
Györig Előd, Bodics Dániel, Spakovszky Péter, Váczi Miklós & Winkler Dániel VÉRCSE KÖLTŐLÁDA KIHELYEZÉSEK TAPASZTALATAI A MOSONI-SÍKON Experience and First Results of Artificial Nest-Box Installation for the Red-Footed Falcon and the Common Kestrel in the Moson Plain	157

Bruckner Attila, Ónodi Gábor & Winkler Dániel DISTRIBUTION OF WOODPECKER SPECIES (AVES: PICIDAE) IN THE MAGAS-BAKONY LANDSCAPE PROTECTION AREA Harkályfajok (Aves: Picidae) elterjedése a Magas-Bakony Tájjvédelmi Körzetben	171
Szolnyik Csaba & Winkler Dániel ÖKOLÓGIAI VIZSGÁLATOK SOPRON VÁROS MADÁRFAUNÁJÁRÓL Ecological Studies on the Avifauna of Sopron	181
Winkler Dániel & Rákos Lilla DENEVÉREK TÉLI AKTIVITÁSÁNAK VIZSGÁLATA VÁROSI KÖRNYEZETBEN (SOPRON) Winter Activity of Bat Species in Urban Environment, Sopron	197
Faragó Sándor VADGAZDÁLKODÁS ÉS VADÁSZAT HERCEG FESTETICS TASZILÓ BIRTOKAIN Game Management and Hunting on the Estates of Prince TASZILÓ FESTETICS.....	207

KÖZÚTI MŰTÁRGYAK SZEREPE AZ AUTÓPÁLYÁK ÁTJÁRTHATÓSÁGÁBAN SZŐRMÉS RAGADOZÓFAJOK ESETÉBEN

Tari Tamás & Reinhoffer István

Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézet,
University of Sopron, Institute of Wildlife Biology and Management
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4, Hungary; e-mail: tari.tamas@uni-sopron.hu

ABSTRACT

TARI, T. & REINHOFFER, I. (2023): THE ROLE OF ROAD STRUCTURES IN THE PERMEABILITY OF HIGHWAYS FOR CARNIVORE SPECIES. *Hungarian Small Game Bulletin* 15: 1–9. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.001>

Habitat fragmentation is one of the factors that have a negative influence on the ecosystem and is caused primarily by human activities. In this process, natural habitats (biotopes) may disappear or break up. Isolation is mainly caused by linear transportation networks. Motorways and expressways have the highest isolation effect due to the existence of fences, the wide carriageway and the intensive traffic. In our research, we investigated medium-sized concrete box culverts using sand benches. The recorded traces were used to determine the species that used the culverts. Based on our results, we could not describe a linear increase in culvert use. However, we observed seasonal variation. We distinguished a summer-autumn season with high use and a winter-spring season with low use. The most frequent species was the red fox, followed by small carnivores and, last, the badger. Among these, the results for badger suggest that the opening rate of the passages was not optimal, since this species had the highest rate of return. Our results suggest that the road structures we studied are suitable for reducing habitat fragmentation effects.

KULCSSZAVAK: vadátjárók, közlekedés, fragmentáció, beton vízáteresz

KEYWORDS: wildlife crossing structures, traffic, fragmentation, concrete box culvert

1. BEVEZETÉS

Az élőhelyfragmentáció az ökoszisztémát negatívan érintő hatások egyike, ami szorosan kötődik az emberi tevékenységekhez (FAHRIG 2003). A folyamat során eltűnhetnek, illetve feldarabolódhatnak természetes élőhelyek (CROOKS *et al.* 2017). A feldarabolódás miatt az eredeti élőhelyfoltok között nehezedik vagy teljesen meg is szűnik az állatfajok szabad mozgása (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.* 2013). Abban az esetben, ha egy faj mozgása nem akadályozott a felszabdalt élőhelyen életképes metapopulációk jöhetnek létre (HANSKI & AGIOTTI 2004). Azonban az élőhelyfoltok közötti kapcsolat megszűnése vagy a kontaktusok számának minimálisra csökkenése egyes fajok fennmaradására is hatással lehet (CHEPTOU *et al.* 2017). Az izolációs hatás megjelenéséért leginkább a vonalas közlekedési hálózatok felelősek (WHITE *et al.* 2007). Ez a jelenség egyike az utak okozta indirekt negatív hatásoknak (BISSONETTE 2002), ami fokozódik leggyakoribb direkt hatás, a vad gépjármű-ütközések (FEDORCA *et al.* 2021) mérséklése érdekében telepített kerítések meglétekor (CLEVINGER *et al.* 2001). A kerítések megléte, a széles pályatest és az intenzív forgalom miatt az autópályák és autó utak fejtik ki a legnagyobb izolációs hatást (JAEGER & FAHRIG 2004). Az izolációs hatás csökkentésében az útpálya alatt vagy felett áthaladó különböző közlekedési műtárgyak kiemelkedő szerepet játszanak. Ezek egy része közlekedési és vízelvezetési célt szolgál, de mérettől és elhelyezéstől függően különböző állatfajok számára is átjárást biztosítanak (CLEVINGER 1999, HUIJSE *et al.* 2007). Mivel azonban nem jelennek teljeskörű megoldást, létrehozásra kerülnek a vadátjárók, amelyek karakterisztikájukat tekintve alkalmasak a különböző

állatfajok átjárásának biztosítására (JACKSON 2000). Ezek lehetnek hullók és kétéltűek számára létrehozott átjárók (JADWIGA 2005), kisméretű aluljárók (SCHRAG 2003), kötéllidak (GOOSEM *et al.* 2005) vagy vizes átjárók (JENSEN *et al.* 2001). Nagyméretű emlősök részére nagyméretű aluljárók (MYSLAJEK 2016), úttesten elhelyezett átjárók (LEHNERT & BISSONETTE 1997) és úttest feletti átjárók kerülnek elhelyezésre (WÖLFEL & KRÜGER 1995, BALLÓK *et al.* 2010). A vadátjárók szerepe az utak okozta izolációs hatás csökkentésében elvitathatatlan, ugyanakkor mivel kialakítási költségük magas, ezért telepítésük rendkívül körültekintést igényel (CLEVENGER & WALTHO 2005). A tervezés folyamatában elengedhetetlen megismerni egy adott útszakasz már meglévő átjárhatóságát, amit a korábban említett közlekedési műtárgyak (vízátereszek, közúti- és vasúti aluljárók, vízfolyások) jelentenek. Ezek hatásának ismerete nagyban hozzásegíthet a vadátjárók megfelelő elhelyezéséhez. Magyarországon az utóbbi évtizedben jelentősen emelkedett az autópályák és autóutak hossza, a következő évtizedben további fejlesztések várhatók. Ezek az utak kerítéssel ellátottak, ezzel csökkentve a vad gépjárműütközések valószínűségét. Ugyanakkor az úthálózat rohamos fejlődése az élőhelyfragmentáció rövid időszak alatti fokozódását is maga után vonta (TARI 2021).

Vizsgálatunk célja volt, megismerni, az elsődlegesen vízáterezési célt szolgáló közúti műtárgyak izolációs hatás csökkentésében játszott szerepét. Mindezt egy újonnan átadott gyorsforgalmi út szakaszának példáján keresztül, a területen előforduló szarvasfélékre, vaddisznóra és kistestű ragadozókra vonatkozóan.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálat Győr-Moson-Sopron megyében történt. A vizsgálatba bevont útszakasz az M85-ös gyorsforgalmi út Rőjtökmuzsaj-Pereszteg közötti szelvényének (59km+441m – 71km+622m) része, Ebergőc település vonzáskörzetében (N47°34'45"; E16°48'20"). A szakasz 2020. december 16-án került átadásra. 2×2 sávós autópályaként épült közepén fizikai elválasztással (szalagkorlát), leállósáv nélkül, 24,60 m koronaszélességgel és 2,50 m stabilizált padkával, maximális sebesség 110km/óra. A útpálya mindkét oldalán 210 cm magasságú fonott drótkerítés található, alsó 40 cm-en 10*15cm-es háló mérettel. A lebonyolított forgalom nagysága 6937 jármű/nap (MAGYAR KÖZÚT 2022). A vizsgált útszakasszal szomszédos terület síkvidéki erdő-mező élőhely komplex, vízfolyás az útpálya mindkét oldalán hozzáférhető. A terület vadgazdálkodási tevékenységgel érintett, vadászati hasznosítás és kiegészítő takarmányozás folyik. A területen rendszeresen előforduló emlősök gímszarvas (*Cervus elaphus*), dámszarvas (*Dama dama*), őz (*Capreolus capreolus*), vaddisznó (*Sus scrofa*), róka (*Vulpes vulpes*), borz (*Meles meles*), kisragadozók (nyest (*Martes foina*), görény (*Mustela putorius*), mezeinyúl (*Lepus europeus*). Ritkán megfigyelhető fajok: aranyakál (*Canis aureus*), vidra (*Lutra lutra*).

A vizsgálat 2021. március 1. és 2022. február 28. között, egy éven keresztül zajlott. A kijelölt szakaszon 4 db kisméretű úttest alatti közlekedési műtárgy (közepes méretű vízáteresz) került vizsgálatra (**1. ábra**).

A műtárgyak 1,25 méter (4,1ft) szélesek (W), 2 méter (6,56 ft) magasak (H) voltak, hosszuk (L) 33 méter (108 ft). Nyitottsági arányuk ($OI = (H \cdot W) / L$) $OI_m = 0,075$, $OI_{ft} = 0,248$ volt (BRUDIN 2003). Az átjárók két bejáratánál homokpadok kerültek kialakításra, méreteik a következők voltak: 125 cm széles, 125 cm hosszú és 5 cm mély, a felhasznált homok mérete 1-3 mm volt. Telepítéskor és ellenőrzéseket követő helyreállítás során megfelelő állag elérése érdekében a homokpadok mechanikai lazítása és nedvesítése egyaránt megtörtén, majd simítóval lettek elegyengetve. Homokpadok ellenőrzése heti rendszerességgel történt, telepítést követően összesen 51 alkalommal. Az ellenőrzések során feljegyzésre került a megfigyelt nyomok darabszáma valamint azok haladási iránya. A nyomok ismeretlen és

meghatározható kategóriába kerültek besorolásba. A meghatározható nyomokat méret és formai jellemzők alapján fajszerint meghatározása megtörtén. A vizsgálatba a róka, borz, kisragadozók által hagyott nyomok kerültek bevonásra.



1. ábra: Vizsgálatba bevont közúti műtárgy képe

Figure 1. Image of the road structure

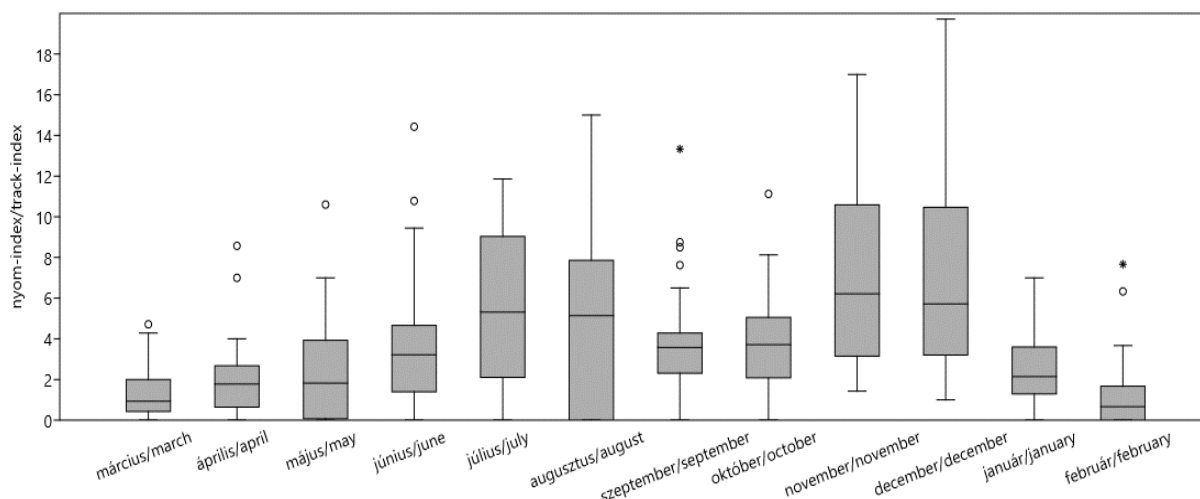
A terepi jegyzőkönyvek adatai MS Excel programban kerültek rögzítésre. Az egyes ellenőrzési szakaszok összehasonlítása érdekében éjszakára vonatkoztatott átlagos nyom-index került kiszámolásra.

$$\text{Nyom index} = \frac{(\text{két ellenőrzés között keletkezett nyom} \div \text{vizsgált homokpadok száma})}{\text{két ellenőrzés között eltelt éjszakák száma}}$$

A fajszerinti átjáróhasználat vizsgálatakor az egyes fajok gyakorisága % értékben került megadásra az összes vizsgálatba bevont fajhoz tartozó nyomszámhoz viszonyítva. A visszafordulások arányának meghatározásánál igazolt áthaladásnak minősült átjáróban elhelyezett egyik homokpadon befele haladást mutató nyom majd a másik homokpadon kifelé haladást mutató nyom megléte.

3. EREDMÉNYEK

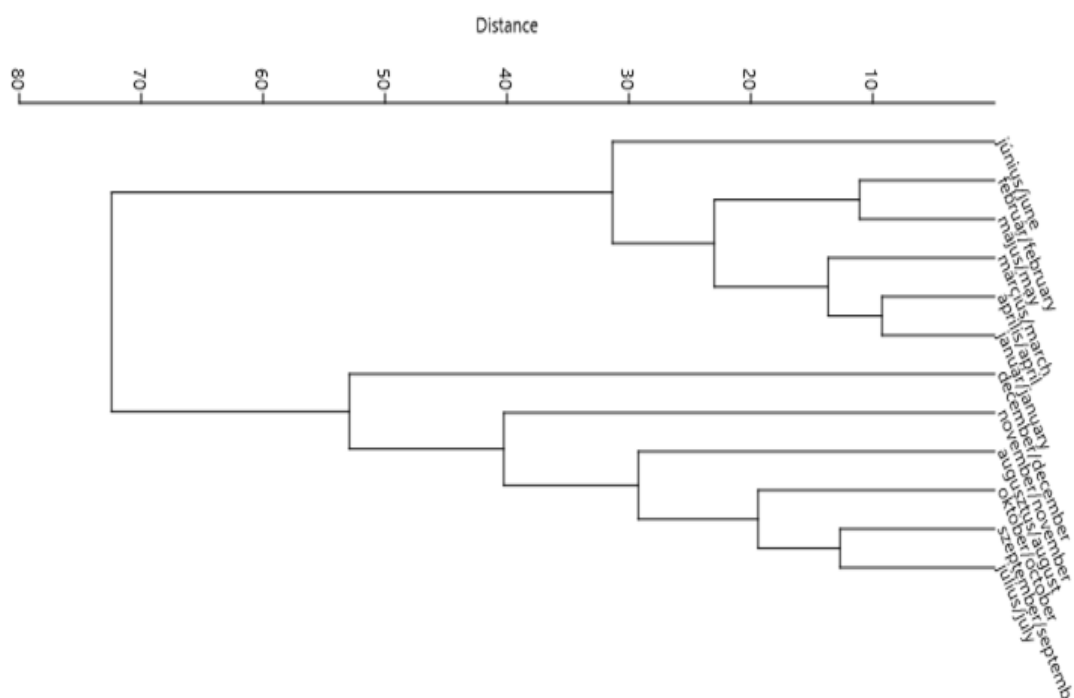
A vizsgálati periódusban 51 ellenőrzés során az átjárókban összesen 15540 állati és 297 emberi nyom került rögzítésre, az emberi nyomok ellenőrzésenkénti előfordulási gyakorisága 43,14% volt. Az Anyag és módszer fejezetben ismertetett, vizsgálat részét képző fajokhoz köthető felismerhető nyomok száma 10985 db volt. Az ellenőrzésenkénti átlagos ragadozó nyom index a vizsgált periódusban $3,89 \pm 3,74$ értékként alakult (0,00-19,71). A nyom index ellenőrzésenkénti alakulásának trendjében nem volt felismerhető lineáris összefüggés (Spearman rank korreláció. $D=17590$; $r=0,204$; $p=0,151$). Szezonális eltérések azonban megfigyelhetők voltak (**2. ábra**).



2. ábra: Nyom-index értékek alakulása a vizsgált időszakban

Figure 2. Average track-index values during the study period

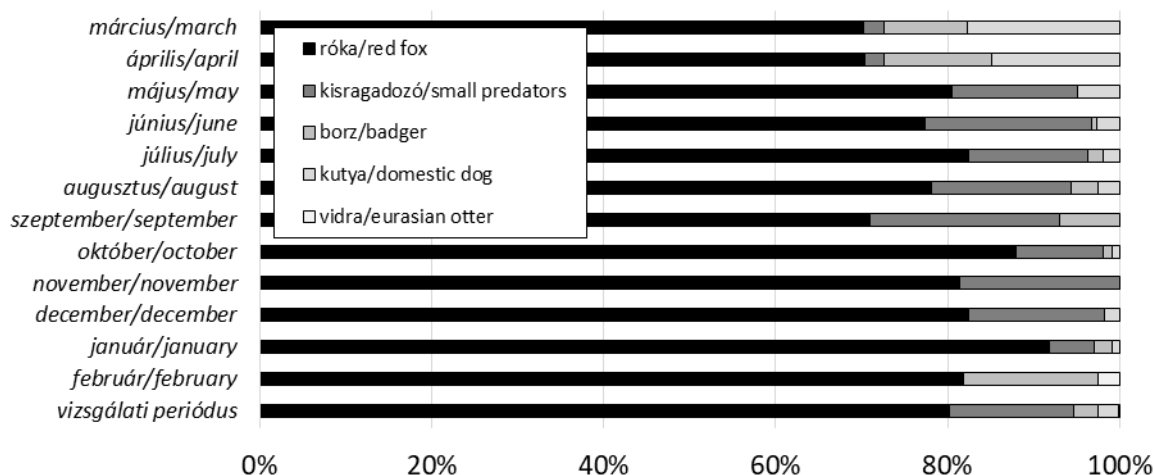
A vizsgált hónapokhoz tartozó nyomszámok alapján, igazolható volt a vizsgálati perióduson belüli különbség (Kruskal-Wallis test: $H=109,6$; $p \leq 0.001$). Az egyes hónapok átlagos nyomindex (nyom/éj) értékei az alábbiak szerint alakultak: március: 1,37; április: 2,05; május: 2,38; június: 3,66; július: 5,49; augusztus: 5,26; szeptember: 3,91; október: 7,13; november: 7,02; december: 7,02; január: 2,52; február: 1,33. A hónapok közötti tényleges eltéréseket Mann-Whitney pairwise teszttel vizsgáltuk, a 66 elvégzett páros összehasonlítás közül 43 esetben statisztikailag igazolható volt az eltérés. Ezek alapján a január-június és a július-december időszak elkülönült egymástól, előbbi hónapok tekinthetők az alacsonyabb használati intenzitású periódusnak, míg az utóbbiak a magas használati intenzitásúnak. Ezt erősíti meg az elvégzett hierarchikus cluster elemzés (Ward's method) (3. ábra).



3. ábra: A cluster analízis eredményei

Figure 3. Results of the cluster analysis

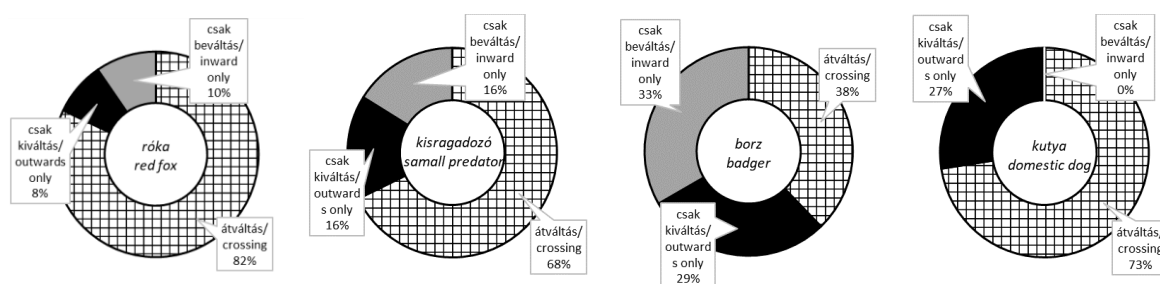
A vizsgálati eredmények alapján megállapítható továbbá, hogy nem csak a nyomok számának alakulásában, hanem az egyes fajok jelenlétében is eltérések voltak. Az összes felismerhető ragadozó nyom 80,2%-a vörös róka-hoz tartozott, ezt követte 14,53%-kal a kisragadozók, majd 2,75%-ban a borz. Az átjárókban előfordult továbbá a kutya, amely az összes nyom 2,44%-át adta, szükséges azonban megemlíteni, hogy a kutya nyomok jelenléte az esetek nagyrésztében emberi nyomokhoz kötődött, minimálisnak tekinthető a kóbor ebek jelenléte. A vizsgálati periódusban mindössze egy ellenőrzés során fordult elő az átjáróban vidra, ez az összes nyomok 0,08%-át jelentette. A fajok eloszlása havonta eltérő képet mutatott (4. ábra).



4. ábra: Nyomok fajok szerinti szezonális eloszlása

Figure 4. Seasonal distribution of traces by species

A róka nyomok aránya 70,3–91,8% között alakult, a kisragadozóké 0–22%, a borz 0–15,7%, míg a kutya 0–17,7% között változott. Megállapítható, ezek alapján, hogy a róka az egyedüli vadfaj, amelyik valamennyi hónapban megfigyelhető volt az átjárókban, a kisragadozók egy hónapban (február) maradtak teljes mértékben távol, a borz esetében három hónapban (május, november, december) nem volt megfigyelhető a jelenlét, a kutya esetében szintén három hónapban maradt el a megjelenés (szeptember, november, február). Az átjáróban rögzített nyom, viszont nem minden esetben tekinthető igazolt átkelésként. Azokban az esetekben, amikor befelé vezető nyomhoz nem társul kifelé vezető nyom a másiok oldalon, abban az esetben nem tekinthető igazoltnak az átkelés. Így megkülönböztetünk csak beváltásos jelenlétet, csak kiváltásos jelenlétet és átváltásos előfordulást, amelyben fajok között eltérés figyelhető meg (5. ábra).



5. ábra: Vizsgált fajok sikeres átkelése

Figure 5. Successful crossings of the species studied

Megállapítható volt, hogy a róka esetében a legmagasabb az igazolható átváltások aránya (82%), ezt követi a kutya (73%) majd a kisragadozók (68%), a borz esetében jelentősen elmarad az arány, mindössze 38%. Itt tartjuk szükségesnek megemlíteni, hogy egyéb – jelen feldolgozás tárgyát nem képző vadfajok – igazolt áthaladásának aránya nem haladta meg az 50%-ot (őz 33%, vaddisznó 50%, mezeinyúl 0%).

4. KÖVETKEZTETÉSEK

Vizsgálatunk kezdetekor az volt a célkitűzés, hogy különböző ragadozó fajok példáján keresztül meghatározzuk közepes méretű beton vízáteszek átjárhatóságát. Mindezt egy újonnan átadott, kerítéssel ellátott gyorsforgalmi út vizsgálatával. Az eredményink alapján kijelenthető, hogy ezen közúti műtárgyak alkalmasak a vizsgált fajok (róka, borz és kisragadozók) átjárásának biztosítására. Ugyanakkor szezonális és faji eltérések erősen korlátozzák azok hatékonyságát. Az átadástól eltelt idő esetében, nem volt igazolható lineáris kapcsolat, tehát a vizsgált vadfajok nem a hozzászokás mértékétől függően használták intenzívebben a vízáteszeket az éves perióduson belül. Eredményeink alapján egy alacsonyabb használati intenzitású periódus (2,3 nyom/év, január-június) volt megfigyelhető. Ez különösen érdekes annak szemszögéből, hogy a legalacsonyabb használati értékkel jellemezhető január-február időszak a róka koslatási időszakába esik, amely fokozott mozgásaktivitással jár. Ennek ellenére az átjárók használata elmaradt a magas használati intenzitású periódustól (5,4 nyom/év, július-december). A két periódus közötti különbség egyrészt következhet a téli időszakban uralkodó alacsonyabb hőmérséklettől, az átjáró napfénytől zárt belső szakasza ekkor alacsonyabb hőmérsékletet jelent, mint a külső környezet, amihez a kis keresztmetszet és relatív hosszú terjedelem szeles időjárás esetében még a szél sebességének erősödésével is hozzájárul. Az alacsonyabb téli használatot, még az optimálisabb abiotikus jellemzőkkel bíró, nagyobb aluljárók esetében is ismert jelenség (WAZNA *et al.* 2020). A magasabb intenzitású periódusban nyári és őszi hónapok, valamint a december is helyt kap. A nyári időszakban a vízhez való hozzáférés játszhat fontos szerepet, míg a őszi kora téli szezonban a társasvadászatok zavaró hatása lehet jelentős. A fajok között is eltérések voltak megfigyelhetők, egyrészt egyedül a róka volt az amely esetében kijelenthető, hogy egész évben használta az átjárókat. A róka rendszeres kisméretű vízátesz használatát az M3-as autópálya Gödöllő és Bag közötti 41+461 km-nél esetében is leírták (MARKOLT 2009). A többi faj esetében voltak hónapok, amelyek során távol maradtak. Így tehát bár biztosított az átjárás nem éves rendszerességgel használják azt, valamint a használat intenzitása elmarad a rókától. A sikeres átjárás nagyban függ az átjáró nyitottsági arányától, minél sötétebb egy átjáró annál gyakoribb a visszafordulás arány, közepes testű emlősökre pl. az ajánlott arány egy amerikai vizsgálatban (OI_{f}) 0,4 (ARIZONA GAME AND FISH MANAGEMENT 2006) amitől jelen átjárók elmaradnak. És bár az igazolt, hogy a kis és közepes testű ragadozók a kisebb vízáteszeket kedvelik, a nagy aluljárókhoz képest (SERVHEEN 2003), mégis megállapítható volt eredményeink alapján, hogy a négy vizsgált csoport között van különbség a nyitottsági arányhoz való viszonyulásban. A legkevésbé érzékeny az átjáró fénnel való ellátottságára a róka, a faj esetében a felüljárók vizsgálatánál is a legmagasabb intenzitást írták le más fajokkal összehasonlításban (RENARD *et al.* 2008). A következő a kutya és a kisragadozók. A borz esetében közel a megjelenések 2/3-ában nem volt igazolható az átkelés, valószínűsíthető, hogy ennek a fajnak az esetében az $OI_{\text{f}}=2,75$ nyitottsági arány nem tekinthető optimálisnak. A vizsgált időszakban mindössze egy alkalommal jelent meg a vidra, amely átkelése igazolt volt. Összességében elmondható, tehát, hogy a vizsgált ragadozófajok esetében a közepes méretű beton vízáteszek képesek mérsékelni a gyorsforgalmi utak okozta izolációs hatásokat, ezzel biztosítani a gécserélődés

lehetőségét. Továbbá esetenként hozzájárulhatnak olyan fajok terjedéséhez is, amelyek nem állandó jelleggel vagy csak alacsony számban vannak jelen a területen, ez utóbbi körbe tartozik a vidra. Viszont az is kijelenthető – bár nem volt a vizsgálat céljai között –, hogy a területen állandó jelleggel előforduló mezei nyúl bár 7 alkalommal is megjelent az átjáró bejáratánál, egyetlen esetben sem került rögzítésre átkelés. Így e faj esetében például nem elegendők ezek a műtárgyak a fragmentációs hatás mérséklésére. Ezért is tartjuk rendkívül fontosnak, hogy a gyorsforgalmi utak tervezésénél, nem csak és kizárólag a vadátjárók helyének kialakítását kell ökológiai szemlélettel végezni, hanem egyéb közlekedési műtárgyakét is. Ezek jelenthetik, egy-egy faj számára az egyedüli lehetőséget a gyorsforgalmi utakon történő átjutásra.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatás az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-21-4-II-SOE-70 Kódszámú Új Nemzeti Kiválósági Programjának a Nemzeti, Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült.

IRODALOMJEGYZÉK

- ARIZONA GAME AND FISH DEPARTMENT (2006): Guidelines for culvert construction to accommodate fish and wildlife movement and passage. Arizona Game and Fish Department, USA
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V., MORAL, E.C.D., MANDUJANO, S., CHAPMAN, C.A., REYNA-HURTADO, R. & FAHRIG, L. (2013): Assessing Habitat Fragmentation Effects on Primates: The Importance of Evaluating Questions at the Correct Scale. In: MARSH, L. & CHAPMAN, C. (Eds.): *Primates in Fragments. Developments in Primatology: Progress and Prospects*. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8839-2_2
- BALLÓK, ZS., NÁHLIK, A. & TARI, T. (2010): Effects of building a highway and wildlife crossings in a red deer (*Cervus elaphus*) habitat in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* **6**: 67–74.
- BISSONETTE, J.A. (2002): Scaling roads and wildlife: the Cinderella principle. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* **48** (Suppl 1): 208–214. <https://doi.org/10.1007/BF02192410>
- CHEPTOU P.O., HARGREAVES A.L., BONTE D. & JACQUEMYN H. (2017): Adaptation to fragmentation: evolutionary dynamics driven by human influences. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **372**: 20160037. <http://doi.org/10.1098/rstb.2016.0037>
- CLEVINGER, A.P. (1999): Dry drainage culvert use and design considerations for small- and medium-sized mammal movement across a major transportation corridor. In: EVINK, G., GARRETT, P., ZIEGLER, A.D. (Eds.): *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation*, Missoula, Montana, USA, pp. 448–460.
- CLEVINGER, A.P. & WALTHO, N. (2005): Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals, *Biological Conservation* **121**: 453–464. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.04.025>
- CLEVINGER, A.P., CHRUSZCZ, B. & GUNSON, K.E. (2001): Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* **29**(2): 646–653. <https://www.jstor.org/stable/3784191>
- CROOKS, K.R., BURDETT, C.L., THEOBALD, D.M., KING, S.R.B., DI MARCO, M., RONDININI, C. & BOITANI, L. (2017): Quantification of habitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **114**(29): 7635–7640. <http://doi.org/10.1073/pnas.1705769114>
- BRUDIN, C.D. (2003): Wildlife use of existing culverts and bridges in north central Pennsylvania. In: IRWIN, C.L., GARRET P. & MCDERMOTT, K.P. (Eds.): *Proceedings of the 2003 International*

- Conference on Ecology and Transportation. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University. Raleigh, NC., pp. 344–352.
- FAHRIG, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**: 487–515.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- FEDORCA, A., FEDORCA, M., IONESCU, O., JURJ, R., IONESCU, G. & POPA, M. (2021): Sustainable Landscape Planning to Mitigate Wildlife–Vehicle Collisions. *Land* **10**: 737.
<https://doi.org/10.3390/land10070737>
- GOOSEM, M., WESTON, N. & BUSHNELL, S. (2005): Effectiveness of rope bridge arboreal overpasses and faunal underpasses in providing connectivity for rainforest fauna. In: IRWIN, C.L., GARRET P. & MCDERMOTT, K.P. (Eds.): *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University. Raleigh, NC., pp. 304–316.
- HANSKI, I. & GAGGIOTTI, O. (Eds.) (2004): *Ecology, genetics and evolution of metapopulation*. Burlington, MA: Elsevier Academic Press, Amsterdam.
- HUIJSER, M.P., KOCIOLEK, A., MCGOWEN, P., HARDY, A., CLEVENGER, A.P. & AMENT, R. (2007): *Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation measure: a toolbox for the Montana department of transportation*. Final Report, The U. S. Department of Transportation Federal Highway Administration
- JACKSON, S.D. (2000): Overview of transportation impacts on wildlife movement and populations. In: MESSMER, T.A. & WEST B. (eds.): *Wildlife and highways: Seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma*. The Wildlife Society, p.7–20.
- JADWIGA, B. (2005): Wildlife tunnels and fauna bridges in Poland: past, present and future, 1997–2013. In: IRWIN, C.L., GARRET P. & MCDERMOTT, K.P. (Eds.): *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University. Raleigh, NC., 448–460.
- JAEGER, J.A.G. & FAHRIG, L. (2004): Effect of road fencing on population persistence, *Conservation Biology* **18**(6): 1651–1657. <https://www.jstor.org/stable/3589047>
- JENSEN, P.G., CURTIS, P.D., LEHNERT, M. & HAMELIN, D.L. (2001): Habitat and structural factors influencing beaver interference with highway culverts. *Wildlife Society Bulletin* **29**(2): 654–664.
<https://doi.org/10.2307/3784192>.
- LEHNERT, M.E. & BISSONETTE, J.A. (1997): Effectiveness of highway crosswalk structures at reducing deer-vehicle collisions, *Wildlife Society Bulletin* **25**(4): 809–818.
- MAGYAR KÖZÚT (2022): *Az országos közutak 2021. évre vonatkozó keresztmetszeti forgalma*. Budapest
- MARKOLT, F. (2009): *Az M3-as autópálya Gödöllő és Bag közötti szakaszának vadvédelmi és vadgazdálkodási szempontú vizsgálata*. Diplomadolgozat, Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Gödöllő
- MYSŁAJEK, R., NOWAK, S., KUREK, K., TOLKACZ, K. & GEWARTOWSKA, O. (2016): Utilisation of a wide underpass by mammals on an expressway in the Western Carpathians, S Poland. *Folia Zoologica* **65**(3): 225–232. <https://doi.org/10.25225/fozo.v65.i3.a8.2016>
- RENARD, M., VISSER, A.A., DE BOER, F. & VAN WIEREN S.E. (2008): The use of the 'Woeste Hoeve' wildlife overpass by mammals. *Lutra* **51**(1): 5–16.
- SCHRAG, A.M. (2003): *Highway and wildlife: Review of mitigation projects throughout Europe, Canada and the United State*. Thesis, California State Polytechnic University, Pomona,
- SERVHEEN, C. (2003): A sampling of wildlife use in relation to structure variables for bridges and culverts under I-90 between Alberton and St. Regis, Montana. In: IRWIN, C.L., GARRET P. & MCDERMOTT, K.P. (Eds.): *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University. Raleigh, NC., 331–341.
- TARI, T. (2021): Élőhelyfragmentációs hatások vadgazdálkodási vonatkozásai The game management aspects of habitat fragmentation effects. In: BORS, R., GÖBÖLÖS, P., KOVÁCS, T. & KÖTELES, P. (szerk.): *Egy a természettel. A Nemzetközi Vadászati és Vadgazdálkodási Konferencia Emlékkönyve*, Budapest, Magyarország, pp. 202–206.

- WAŻNA, A., KAŻMIERCZAK, A., CICHOCKI, J., BOJARSKI, J., GABRYŚ, G. (2020): Use of underpasses by animals on a fenced expressway in a suburban area in western Poland. *Nature Conservation* **39**: 1–18. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.39.33967>
- WHITE, P.A, MICHALAK, J. & LERNER, J. (2007): Linking Transportation and Conservation: How the State Wildlife Action Plans can Help Protect Wildlife from Road Development. *UC Davis: Road Ecology Center*. <https://escholarship.org/uc/item/61t1b2xq>
- WÖLFEL, H. & KRÜGER, H.H. (1995): Zur Gestaltung von Wilddurchlässen an Autobahnen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* **41**, 209–216. <https://doi.org/10.1007/BF02239950>

MORPHOMETRIC MEASUREMENTS OF RED FOXES (*Vulpes vulpes*) IN SOMOGY COUNTY, HUNGARY

Erika Csányi^{1*}, Bence Sándor², Gyula Sándor¹

¹Institute of Wildlife Biology and Management, Faculty of Forestry,
University of Sopron, Bajcsy-Zs. str. 4, H-9400 Sopron, Hungary

²University of Veterinary Medicine, István str. 2, H-1078 Budapest, Hungary

* Corresponding author: 123karierika@gmail.com

ABSTRACT

CSÁNYI, E., SÁNDOR, B. & SÁNDOR, GY. (2023): MORPHOMETRIC MEASUREMENTS OF RED FOXES (*Vulpes vulpes*) IN SOMOGY COUNTY, HUNGARY. *Hungarian Small Game Bulletin* 15: 11–21. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.011>

The red fox (*Vulpes vulpes*) has the widest natural distribution of any terrestrial carnivore. Sexual dimorphism in this species is well known and is frequently observed in body and skull measurements. Morphological analysis is essential because the skull and body morphologies reflect many population/individual characteristics, genetic distances, environmental effects, and growth-affecting factors. Our study presents the first comprehensive analysis of red fox body and skull morphometry in Hungary. We performed morphometric measurements on 200 red foxes at two developmental stages, juvenile and adult, of different sexes, male and female, from Somogy County, Hungary, between January 2021 and January 2022.

Statistical tests showed significant differences in all seven body measurements (body weight, total body length, tail length, head length, wither height, hind leg (left) length, and neck circumference of **adult** red foxes between the sexes, being significantly lower in the case of females than males. Significant differences were also found between the sexes in adult red fox skull measurements (total skull length, zygomatic width, and mandible length).

In the case of **juvenile** red foxes, not all body dimensions differed significantly between the sexes (body weight, head length, and neck circumference did not differ significantly). We also found significant differences between the sexes in skull dimensions, except for zygomatic width. Regarding significant differences, the values for females were lower than those for males.

Concerning the red foxes in Hungary, we found evidence of sexual dimorphism in all body and skull measurements in adult red foxes, which were larger in males, but not in all of the dimensions in juveniles.

KEYWORDS: red fox, morphology, sexual dimorphism, skull size, body size

KIVONAT

CSÁNYI, E., SÁNDOR, B. & SÁNDOR, GY. (2023): MORPHOMETRIC MEASUREMENTS OF RED FOXES (*Vulpes vulpes*) IN SOMOGY COUNTY, HUNGARY. *Hungarian Small Game Bulletin* 15: 1–9. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.011>

A vörös róka (*Vulpes vulpes*) a legelterjedtebb szárazföldi húsevő faj. Az ivari dimorfizmus a faj esetében jól ismert, amely a test és koponya mérések eredményeivel bizonyíthatóak. A morfológiai elemzések fontos információk, mert a koponya és a test morfológiája számos populációs/egyedi jellemzőt, genetikai távolságot, környezeti hatást és növekedést befolyásoló tényezőt tükröz. Kutatásunk a vörös róka test és koponya morfometriájának első átfogó elemzését mutatja be Magyarországon. 2021. január – 2022. január között 200 fiatal és felnőtt vörös róka morfometriai mérését végeztük el Somogy megyében.

A statisztikai tesztek az ivarok között szignifikáns különbséget mutattak ki a felnőtt vörös rókák hét mért testméretében (testtömeg, teljes testhossz, farokhossz, fejhossz, marmagasság, bal hátsó láb hossz és nyakkörméret) amelyek szignifikánsan kisebbek voltak szukák esetében. Szintén szignifikáns különbséget igazoltunk az ivarok között a felnőtt vörös róka koponya méreteiben (teljes koponyahossz, járomszélesség és mandibula hossz).

A fiatal rókák esetében az ivarok között a testtömeg, a fejhossz és a nyakkörméret kivételével a többi test méret szintén szignifikánsan különbözött. A koponya méretek esetében a járomszélesség kivételével az ivarok között az szignifikáns különbséget igazoltunk, amelyek a szukák esetében kisebbek voltak.

A felnőtt és fiatal vörös rókák test- és koponya mérete alapján ivari dimorfizmust bizonyítottunk; a kanok esetében nagyobb méreteket rögzítettünk, mint a szukáknál. A felnőtt egyedek minden vizsgált mérete szignifikáns különbséget mutatott, míg a fiatal korosztályú egyedeknél nem minden méretben igazoltunk szignifikáns különbséget. Ennek valószínű oka, hogy a korcsoport kora heterogén abban a korosztályban ahol a test és koponyaméretetek intenzíven nőnek.

KULCSSZAVAK: vörös róka, morfológia, ivari dimorfizmus, testméret, koponya méret

1. INTRODUCTION

Predatory mammalian species play essential roles in the food chain. Therefore, they are important from the perspective of wildlife management and nature conservation (SMEE 2010, STIER *et al.* 2016).

The red fox is the most adaptable and representative of the genus *Vulpes* (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758) (LLOYD 1980, MACDONALD 1987). The fossil record indicates that red foxes evolved somewhere in Eurasia (STATHAM *et al.* 2014). It has spread across the Northern Hemisphere, from the Arctic Circle to North Africa, Central America, and Asia. It was introduced to Australasia in the 19th century and is now found on every continent except Antarctica (MACDONALD & REYNOLDS 2004, CASTELLÓ 2018). Owing to its large population size, the red fox is one of the most significant carnivores worldwide (DOHERTY *et al.* 2016, LLOYD 1980, SOE *et al.* 2017). As an opportunistic predator, the red fox prefers food sources that occur at the highest density and can be utilized with the most minor energy investment (LANSZKI 2002, DÍAZ-RUIZ *et al.* 2013, SCHOLZ *et al.* 2020). The red fox has adapted to life in different habitats and climates and can be seen in urban and suburban areas, which has led to partial changes in behavior, manner, and diet (GLOOR *et al.* 2001, DÍAZ-RUIZ *et al.* 2016).

Fifteen predatory mammalian species have been reported in Hungary (HELTAI 2002). One of them is the red fox, the presence and distribution of which require scientifically based measures in small game management. In addition to deterioration in habitat quality, predatory species' role in controlling small game populations is an important wildlife management issue (HELTAI *et al.* 2004, FARAGÓ 2010). However, managing fox populations is difficult, because little data are available on their population sizes, densities, and reproduction. Knowledge of individual morphological and biometric data is essential for understanding the red fox's population dynamics and behavioral interactions. The dimensions of the body and skull of red foxes vary geographically; therefore, data related to location must be examined. Morphometric data indicate an intricate interplay between various factors, including age and sex, which may be influenced by genetic factors, population density, food abundance, pathogen prevalence, and climatic conditions (LLOYDS 1980, ENGLUND 2006, SOULSBURY *et al.* 2008).

Body size variation is probably one of the most significant traits in any animal (GORTÁZAR *et al.* 2000, CALDER 2001). The skull has also been referred to as a structure that presents variation between sexes and across geographical distribution in carnivores (MEIRI *et al.* 2005b) and is used at several levels as a complete source of information to distinguish carnivores' morphometric measurements of the body and skull, which are crucial for species identification. In canids, body size affects several traits, including basal metabolism, communication, social dominance, reproductive attributes, reproductive success, attendant hunting tactics, and effectiveness (GEFFEN *et al.* 1996, HARRINGTON & ASA 2003, MACNULTY *et al.* 2009, 2020) Examining red fox skull and body measurements is a valuable scientific practice contributing to species identification, taxonomy, morphological studies, population

monitoring, and comparative research. It helps to understand species' biology, adaptability, and ecological roles, which are crucial for effective conservation and management strategies (SIMONSEN *et al.* 2003).

Sexual size dimorphism is common among mammalian carnivores and is manifested in differences in body size and corresponding measurements. Sexual dimorphism in body and skull dimensions, with males being usually larger than females, has been shown in several canid taxa, including red foxes (KOLB & HEWSON 1974, 1983, HELL *et al.* 1989, LABHARDT 1990, WANDELER & LÜPS 1993, SZUMA 2000, 2008, MACDONALD & SILLERO-ZUBIRI 2004, JOJIĆ *et al.* 2017), coyotes (*Canis latrans*) (KENNEDY *et al.* 2003, MORRIS & BRANDT 2014), and grey wolves (*Canis lupus*) (MILENKOVIC *et al.* 2010).

Skull data can be found in previous studies (FARAGÓ 2015), but no large-scale study of the red fox's body size has been carried out in Hungary. The present study aimed to analyze the skull, body weight, and body dimensions to appraise the differences between the sexes and among different ages of red foxes in Hungary.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. STUDY AREA

The unfenced study area is located in the Pannonian biogeographical region of South-West Hungary in Somogy County (Lábod region; center: 46°11' N, 17°30' E, **Fig. S1**) operated by two hunting management units, SEFAG ZRT., and Nagy Tölgyfa Vt. (**Fig. 1**). The study area has a level of high forest cover (53.5 %), consisting primarily of English oak (*Quercus robur*), willow (*Salix* sp.), as well as alder (*Alnus* sp.), linden (*Tilia* sp.), and alien black locusts (*Robinia pseudo-acacia*), interspersed with agricultural fields and small settlements. This flat, lowland area has dunes (125–190 m above sea level). Forestry, wildlife management, and crop cultivation are the predominant land uses in the region. In the arable areas (36.7 %), row crops, oilseed rape, and cereals dominate, but pastures (7.5 %), ponds and wetlands (1.1 %), human settlements, and orchards (1.2 %) also occur. The continental climate has sub-Mediterranean features.

The South Transdanubian region is characteristically a big game area, where red deer (*Cervus elaphus*), fallow deer (*Dama dama*), roe deer (*Capreolus capreolus*), and wild boar (*Sus scrofa*) occur in very high populations. The size of the moufflon (*Ovis ammon*) population is also significant. In Somogy County, 4 328 red foxes were culled in 2020 and 4 201 in 2021.

2.2. DATA COLLECTION

Foxes are not a threatened species in Hungary and were legally hunted during the 2020–2021 hunting seasons (all year) under the rules of the Hungarian Hunting Law (LV. 1996). No animals were killed specifically for this study, and no government approval or licenses were required for sampling legally hunted animals. A total of 200 foxes (96 females and 104 males) were collected (**Fig. 1**).

After biometrical characterization, we recorded their weight and sex and removed their heads for cleaning. To clean the head, we first removed most of the soft tissues, and then boiled the skulls to remove the remaining tissues, taking care not to cause any damage (SULLIVAN & ROMNEY 1999). We divided the individuals into two age categories: juvenile (younger than one year) and adult (older than one year).

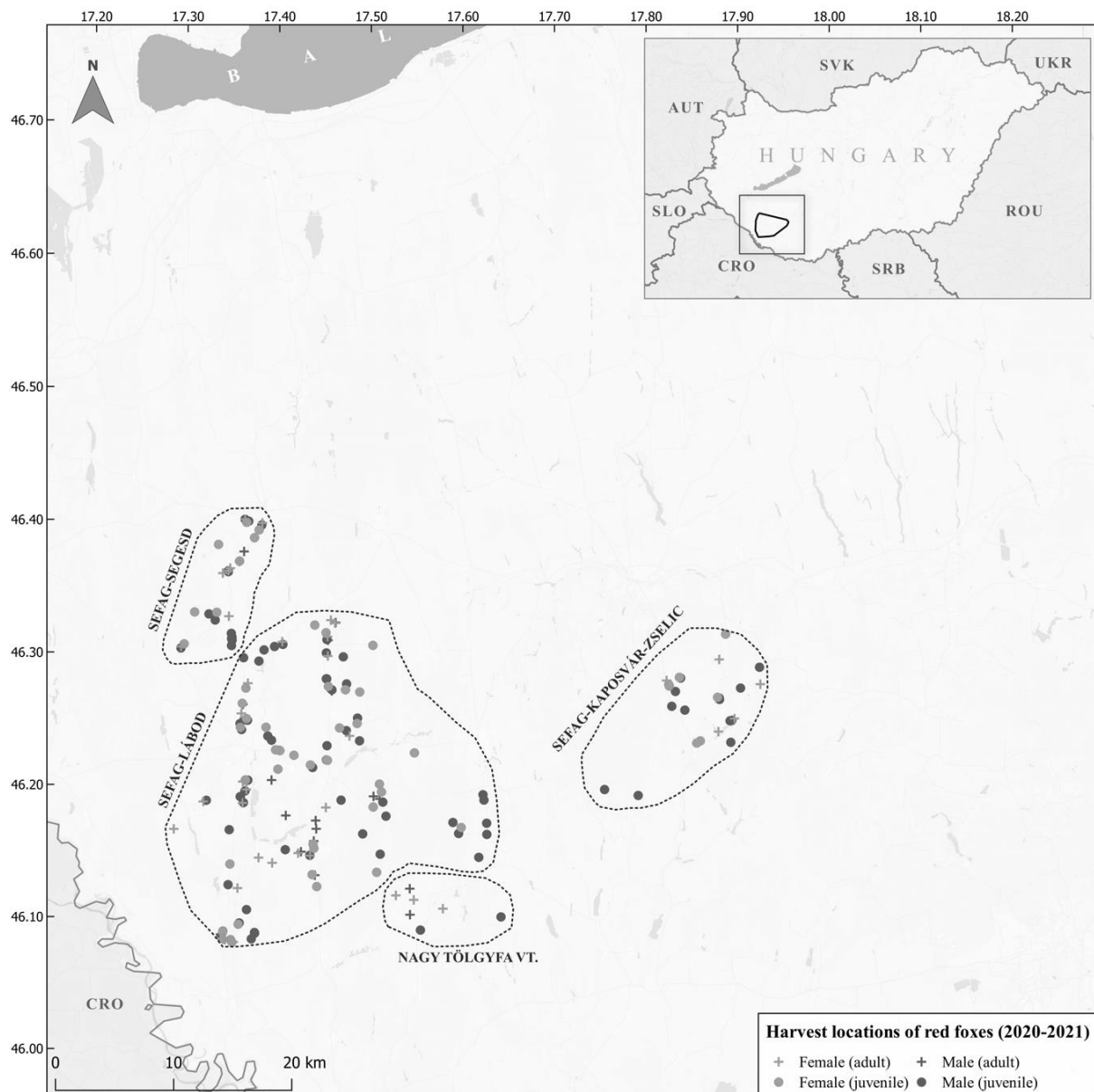


Figure 1. Study area – Hungary, Somogy County – showing the culling locations of red foxes in 2020 and 2021)

We determined the body weight of each fox in kilograms. We measured six additional body dimensions using a measuring tape to the nearest millimeter: body length from the anterior tip of the nose pad to the end of the tail (cm), tail length (cm), head length (cm), wither height (cm), hind foot (left) length (cm), and neck circumference (cm) (**Fig. 2**).

Two cranial and one mandibular dimensions were obtained from each skull using an INSIZE digital calliper at 0.01 mm precision. The total skull length (TSL), zygomatic width (ZM), and total mandible length (TML) were measured (**Fig. 3**).

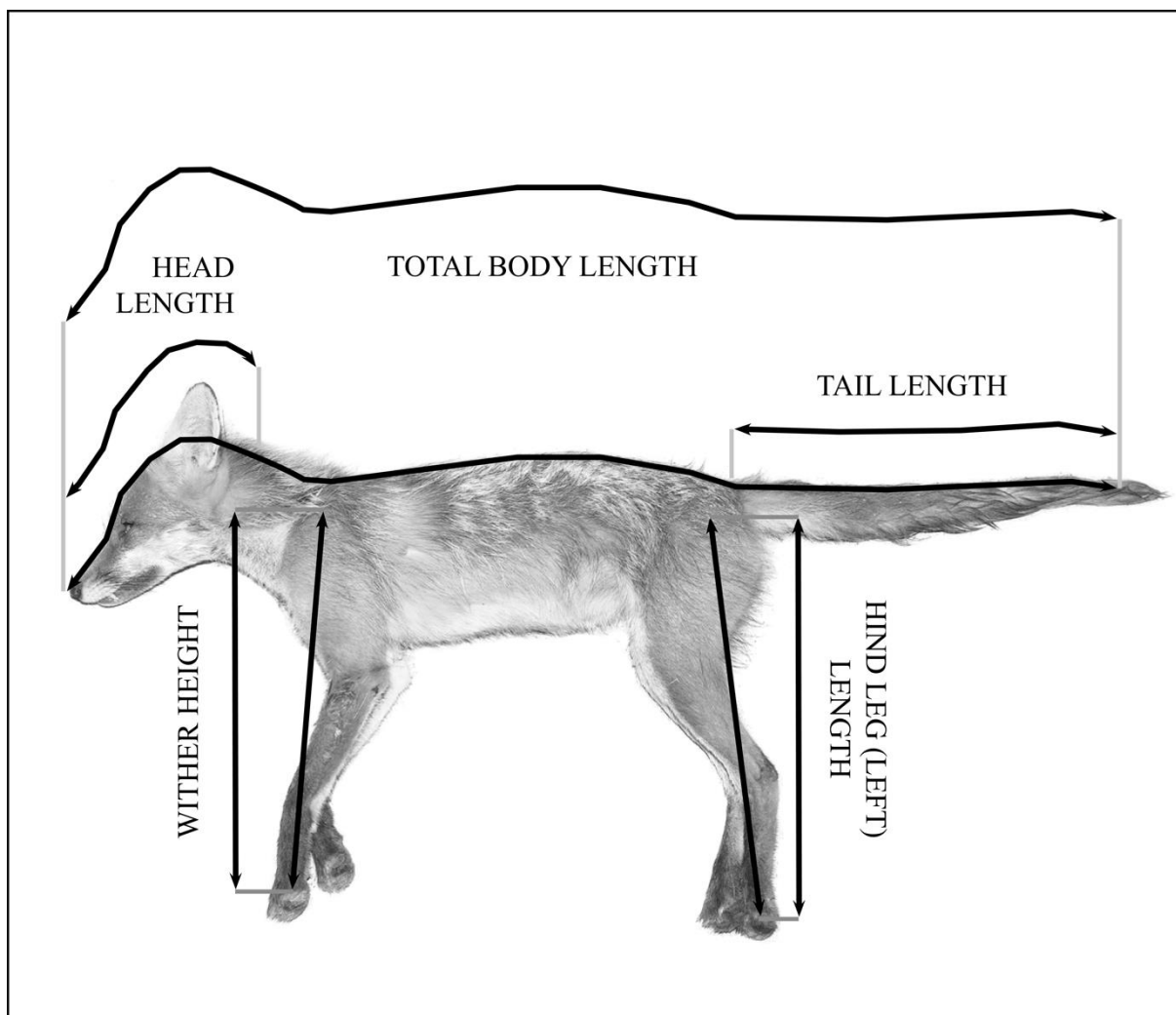


Figure 2. Body measurements of the red fox: total body length, head length, tail length, wither height, hind leg (left) length

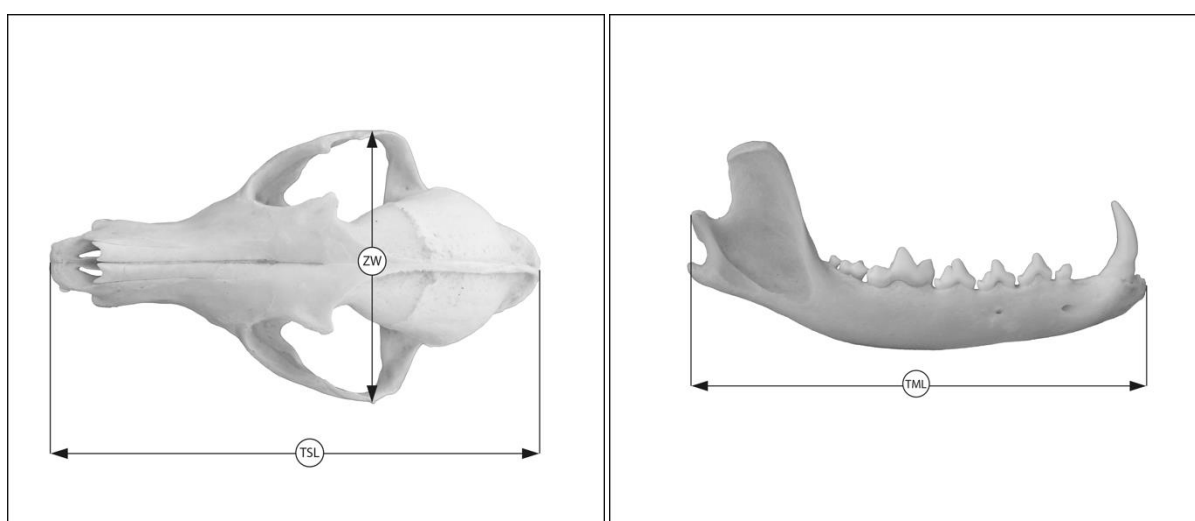


Figure 3. TSL: total skull length, ZW: zygomatic width, TML: total mandible length

2.3. DATA ANALYSIS

For body dimensions and skull measurements of each red fox sample, descriptive statistics (mean, standard deviation [SD], standard error [SE], and minimum and maximum values) were calculated. Red fox biometric and skull measurements were analyzed to assess differences and variations among sexes and ages. The data were first tested to confirm the normality of the distribution. We followed the central limit theorem for samples with more than 50 individuals; for groups with fewer than 50 individuals, we tested normality using the Shapiro-Wilk test (SHAPIRO & WILK 1965). The homogeneity of variances was tested using Levene's test (LEVENE 1961). Most of our craniometric data followed a normal distribution ($p > 0.05$, in the Shapiro-Wilk test for all groups with $n < 50$), but the same was not verified for biometric measures (in the age analysis). Most data presented homogenized variance ($p > 0.05$, Levene's test), with some exceptions. All the analyses were performed based on these results.

The mean values of each dimension were then compared between sexes (females and males) and age categories (adults and juveniles) using the Student's t-test (ZAR 1999). When the assumption of homogeneity of variances was not confirmed, we used Student's t-test, considering no equal variances. When normality was not confirmed, the Mann-Whitney U test was used. JASP (version 0.14.1) (JASP Team 2020) was used for all statistical analyses.

3. RESULTS

The calculated basic statistical parameters (mean, SD, minimum, and maximum) for all studied morphometric characteristics (body and skull) in both sexes and the two age categories in Hungary are presented in **Tab. 1**.

Table 1. The sample size (n), mean, and standard deviation for body measurements and skull parameters, presented separately for both sexes (female and male) and age groups (juvenile and adult) of red foxes.

	Descriptive statistics	Body measurements							Skull measurements		
		Body weight (kg)	Body length from nose to end of tail (cm)	Tail length (cm)	Head length (cm)	Wither height (cm)	Hind leg (left) length (cm)	Neck circumference (cm)	Total skull length (mm) (TSL)	Zygomatic width (mm) (ZW)	Total mandible length (mm) (TML)
Female adult red fox	n	43	43	43	43	43	43	43	40	41	43
	Mean	5.560	101.791	36.628	16.791	40.930	35.767	21.349	144.036	76.738	103.815
	Standard deviation	0.521	4.464	3.599	0.742	1.696	1.556	1.646	4.126	2.328	2.952
	Minimum	4.340	80.000	17.000	15.000	38.000	33.000	19.000	136.800	72.610	98.370
	Maximum	6.800	110.000	41.000	19.000	45.000	39.000	27.000	154.140	82.820	111.360
Male adult red fox	n	77	77	77	77	77	77	77	72	72	75
	Mean	6.478	107.312	38.649	17.766	43.571	37.662	22.571	152.281	81.217	108.711
	Standard deviation	0.799	5.447	3.538	1.075	1.976	2.043	1.650	5.312	4.670	11.997
	Minimum	5.210	90.000	29.000	15.000	39.000	34.000	19.000	140.820	49.980	11.630
	Maximum	9.130	118.000	47.000	20.000	48.000	42.000	29.000	166.210	87.320	119.740
Female juvenile red fox	n	53	53	53	53	53	53	53	50	46	53
	Mean	4.874	99.755	35.170	16.113	39.434	33.868	20.038	141.313	74.829	101.508
	Standard deviation	0.624	6.578	3.361	1.171	1.956	2.489	1.519	4.387	3.140	4.623
	Minimum	3.000	73.000	23.000	13.000	34.000	27.000	15.000	127.770	64.870	80.680
	Maximum	6.700	113.000	42.000	18.000	44.000	39.000	23.000	151.300	82.300	109.620
Male juvenile red fox	n	27	27	27	27	27	27	27	22	21	27
	Mean	5.132	101.407	36.741	16.519	41.037	36.259	20.370	144.413	75.984	102.980
	Standard deviation	1.088	8.706	3.696	1.252	3.264	5.654	3.002	9.211	4.836	8.416
	Minimum	2.200	76.000	28.000	14.000	31.000	26.000	13.000	118.930	63.450	78.940
	Maximum	6.660	113.000	43.000	18.000	46.000	60.000	25.000	159.300	85.160	114.810

The mean values of all the studied body and skull size parameters of both sexes of **adult** red foxes differed significantly ($P < 0.05$); all means were higher in males (**Tab. 2**).

Table 2. Results of the statistical analysis for body and skull measurements of adult red foxes

Red fox (<i>Vulpes vulpes</i>)			Differences between sexes						
			Adult males	Adult females	Student's t-test		Mann-Whitney test		
			mean $\pm$ SE (n)	mean $\pm$ SE (n)	t (df)	p-value	U	z	p-value
body	measurements	Weight (kg)*	6.478 $\pm$ 0.091 (77) ‡	5.560 $\pm$ 0.079 (43)	-6.770 (118) ‡	< .001	508.501	-6,2774284	< .001
		Body length (cm)*	107.312 $\pm$ 0.621 (77) ‡	101.791 $\pm$ 0.681 (43) ‡	-5.666 (118) ‡	< .001	691.501	-5,2758857	< .001
		Tail length (cm)*	38.649 $\pm$ 0.403 (77)	36.628 $\pm$ 0.549 (43) ‡	-2.983 (118)	0.003	1090.501	-3,0921944	< .001
		Head length (cm)*	17.766 $\pm$ 0.122 (77) ‡	16.791 $\pm$ 0.113 (43) ‡	-5.286 (118) ‡	< .001	799.001	-4,6875479	< .001
		Wither height (cm)*	43.571 $\pm$ 0.225 (77) ‡	40.930 $\pm$ 0.259 (43)	-7.374 (118)	< .001	516.001	-6,2363815	< .001
		Left hind leg length (cm)*	37.662 $\pm$ 0.233 (77) ‡	35.767 $\pm$ 0.237 (43) ‡	-5.283 (118)	< .001	798.501	-4,6902843	< .001
		Neck circumference (cm)*	22.571 $\pm$ 0.188 (77) ‡	21.349 $\pm$ 0.251 (43) ‡	-3.896 (118)	< .001	943.501	-3,8967123	< .001
skull		Total skull length (mm)*	152.281 $\pm$ 0.626 (72)	144.036 $\pm$ 0.652 (40)	-8.490 (110)	< .001	314.001	-6,8374403	< .001
		Zygomatic width (mm)*	81.217 $\pm$ 0.550 (72) ‡	76.738 $\pm$ 0.364 (41)	-5.741 (111)	< .001	316.501	-6,9238998	< .001
		Total mandible length (mm)*	108.711 $\pm$ 1.385 (75) ‡	103.815 $\pm$ 0.450 (43)	-2.626 (116)	0.006	352.001	-7,0484745	< .001

‡ Non-normal distribution;

† Non-homogeneous variance;

* Differences statistically significant.

In the case of juvenile foxes, we did not find significant differences in all body size parameters between the sexes; specifically, we did not find any significant differences in body weight, body length, head length, or neck circumference. Furthermore, among the skull measurements, the zygomatic width values also did not differ significantly (**Tab. 3**).

Table 3. Results of the statistical analysis for body and skull measurements of juvenile red foxes considering sexes

Red fox (<i>Vulpes vulpes</i>)			Differences between sexes						
			Juvenile males	Juvenile females	Student's t-test		Mann-Whitney test		
			mean $\pm$ SE (n)	mean $\pm$ SE (n)	t (df)	p-value	U	z	p-value
body	measurements	Weight (kg)	5.132 $\pm$ 0.209 (27)	4.874 $\pm$ 0.086 (53)	-1.346 (78) ‡	0.091	511.000	-2,0807582	0.019
		Body length (cm)	101.407 $\pm$ 1.675 (27) ‡	99.755 $\pm$ 0.904 (53) ‡	-0.950 (78)	0.172	543.500	-1,7500753	0.039
		Tail length (cm)*	36.741 $\pm$ 0.711 (27)	35.170 $\pm$ 0.462 (53) ‡	-1.911 (78)	0.030	497.000	-2,2232062	0.013
		Head length (cm)	16.519 $\pm$ 0.241 (27) ‡	16.113 $\pm$ 0.161 (53) ‡	-1.430 (78)	0.078	576.000	-1,4193925	0.073
		Wither height (cm)*	41.037 $\pm$ 0.628 (27) ‡	39.434 $\pm$ 0.269 (53)	-2.745 (78) ‡	0.004	398.500	-3,2254295	< .001
		Left hind leg length (cm)*	36.259 $\pm$ 1.088 (27) ‡	33.868 $\pm$ 0.342 (53)	-2.630 (78) ‡	0.005	478.500	-2,411441	0.008
		Neck circumference (cm)	20.370 $\pm$ 0.578 (27)	20.038 $\pm$ 0.209 (53) ‡	-0.660 (78) ‡	0.256	602.500	-1,1497588	0.122
skull		Total skull length (mm)*	144.413 $\pm$ 1.964 (22)	141.313 $\pm$ 0.620 (50)	-1.942 (70) ‡	0.028	421.000	-1,5769668	0.058
		Zygomatic width (mm)	75.984 $\pm$ 1.055 (21)	74.829 $\pm$ 0.463 (46)	-1.171 (65)	0.123	373.000	-1,486758	0.069
		Total mandible length (mm)*	102.980 $\pm$ 1.620 (27) ‡	101.508 $\pm$ 0.635 (53) ‡	-1.012 (78) ‡	0.157	547.000	-1,7144633	0.044

‡ Non-normal distribution;

† Non-homogeneous variance;

* Differences statistically significant.

4. DISCUSSION

In Hungary, no study contained data that examined both body and skull size in the case of red foxes. The present study showed sexual dimorphism, which was significant only in adults for all measurements (body, skull, and mandible dimensions). Males were larger than females in body weight (16.51 %), total body length (5.43 %), tail length (5.52 %), head length (5.87 %), wither height (6.46 %), left hind leg (5.30 %), and neck circumference (5.73 %). All the studied skull dimensions also showed significant differences between the sexes. The total

skull length (5.72 %), the zygomatic width 5.83 %, and the total mandible length (4.71 %) were larger in males than females.

Red fox body size in Hungary was reported by HELTAI in 2010. Body weight - ♂ n: 266, mean (min-max) 6.3 (2.4-9.7) kg; ♀ n: 279, 5.4 (3.5-7.5) kg. Body length (without tail) - ♂ n: 478, 70.8 (54.0-89.0) cm, ♀ n: 463, 67 (54.0-79.0) cm. Tail length - ♂ n: 455, 42.8 (30.0-57.0) cm; ♀ n: 442, 40.4 (21.0-52.0) cm. Left hind leg - ♂ n: 480, 40.9 (33.0-48.0) cm; ♀ n: 458, 39.1 (30.0-46.0) cm.

FARAGÓ (2015) published measurements of the skull and mandible of red foxes in Hungary. Skull length - ♂ n: 85, 152.35 (138.1-169.9), ♀ n: 90, 146.13 (124.2-162.4) mm. Zygomatic width - ♂ n: 85, 79.39 (68.9-86.8) mm; ♀ n: 90, 75.70 (66.6-84.4) mm. Mandible length - ♂ n: 85, 112.36 (99.8-125.1) mm; ♀ n: 90, 107.29 (89.9-118.7) mm.

The sexual dimorphism of the body weight and body size, and cranial measurements of the red fox, which is supported by our results, has already been confirmed in previous studies in red fox's geographical distribution area: Norway (LUND 1959) Scotland and England (KOLB & HEWSON 1974), Italy (CAVALLINI 1995), Spain (TRAVAINI & DELIBES 1995; Ireland (LYNCH 1996), GORTÁZAR *et al.* 2000), Czech Republic (HARTOVÁ-NENTVICOVÁ *et al.* 2010b), Egypt (YOUNES 2023).

Our findings will be beneficial for managing sympatric canid populations and understanding demographic responses to density-dependent processes in red foxes. The present study provides morphometric data on Hungarian red fox bodies and skull sizes, which can be a significant resource for the taxonomy of carnivores. The body and cranial parameters measured in adult and juvenile individuals provide valuable information for ecological studies, comparative anatomy, and clinical veterinary sciences.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank the professional hunters of the SEFAG ZRT., especially MIHÁLY HORVÁTH, for the foxes offered and his assistance with the body measurements. We would also like to thank the professional hunters of Bóly Zrt. for their help with the skull cleaning process, and the professional hunters of Dél-Dunántúli Fauna Vt for their assistance. We also thank ROLAND SZABÓ for providing skull photographs.

REFERENCES

- CALDER, W.A. (2001): Ecological consequences of body size. In: eLS, ed. *Encyclopedia of Life Sciences*. Hoboken: John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1038/npg.els.0003208>
- CASTELLÓ, J.R. (2018): *Canids of the World*. Princeton: Princeton University Press.
- CAVALLINI, P. (1995): Variation in the body size of the red fox. *Annales Zoologici Fennici* **32**: 421–427.
- DÍAZ-RUIZ, F., DELIBES-MATEOS, M., GARCÍA-MORENO, J.L., MARÍA LOPEZ-MARTÍN, J., FERREIRA, C. & FERRERAS, P. (2013): Biogeographical patterns in the diet of an opportunistic predator: the red fox *Vulpes vulpes* in the Iberian Peninsula. *Mammal Review* **43**: 59–70. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2011.00206.x>
- DÍAZ-RUIZ, F., CARO, J., DELIBES-MATEOS, M., ARROYO, B. & FERRERAS, P. (2016): Drivers of red fox (*Vulpes vulpes*) daily activity: prey availability, human disturbance or habitat structure? *Journal of Zoology* **298**: 128–138. <https://doi.org/10.1111/jzo.12294>

- DOHERTY, T.S., GLEN, A.S., NIMMO, D.G., RITCHIE, E.G. & DICKMAN, C.R. (2016): Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **113**: 11261–11265. <https://doi.org/10.1073/pnas.1602480113>
- ENGLUND, J. (2006): Cranial and skeletal size in red foxes, *Vulpes vulpes* (Carnivora Canidae) in areas with large variation in food abundance. *Russian Journal of Theriology* **5**: 25–34.
- FARAGÓ S. (2010): *Vadgazdálkodás*. Nyugat-Magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron.
- FARAGÓ S. (2015): *Vadászati állattan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- GEFFEN, E., GOMPPER, M.E., GITTLEMAN, J.L., LUH, H.-K., MACDONALD, D.W. & WAYNE, R.K. (1996): Size, life-history traits, and social organization in the Canidae: A re-evaluation. *American Naturalist* **147**: 140–160.
- GLOOR, S., BONTADINA, F., HEGGLIN, D., DEPLAZES, P., & BREITENMOSER, U. (2001): The rise of urban fox populations in Switzerland. *Mammalian Biology* **66**: 155–164.
- GOMES, A.C. & VALENTE, A. (2016): Cranial and body size variation in the Iberian red fox (*Vulpes vulpes silacea*). *Mammian Biology* **81**: 638–643. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2016.08.005>
- GORTÁZAR, C., TRAVAINI, A. & DELIBES, M. (2000): Habitat-related microgeographic body size variation in two Mediterranean populations of red fox (*Vulpes vulpes*). *Journal of Zoology* **250**: 335–338. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb00778.x>
- HARRINGTON, F.H. & ASA, C.S. (2003): Wolf communication. In: MECH, L.D. & BOITANI, L. (eds.) *Wolves: Behavior, ecology, and management*. Chicago and London: University of Chicago Press. pp. 66–103.
- HARTOVÁ-NENTVICOVÁ, M., ANDĚRA, M. & HART, V. (2010): Sexual dimorphism of cranial measurements in the red fox *Vulpes vulpes* (Canidae, Carnivora) from the Czech Republic. *Folia Zoologica* **59**: 285–294.
- HELTAI M. (2002): *Emlős ragadozók magyarországi helyzete és elterjedése*. Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, doktori disszertáció (kézirat).
- HELTAI M., SZEMETHY L. & BÍRÓ ZS. (2004): A tudatos ragadozó gazdálkodás szerepe és lehetősége a XXI. század vadgazdálkodásában. *Vadbiológia* **11**: 65–74.
- HELTAI M. (2010): *Emlős ragadozók Magyarországon*. Mezőgazda Kiadó Kft.
- HELL P., PAULE, L., NEVČENKO, L., DANKO, Ń., PANIGAJ, R. & VIŘAZ, V. (1989): Craniometrical investigation of the red fox (*Vulpes vulpes*) from the Slovak Carpathians and adjacent lowlands. *Folia Zoologica* **38**: 139–155.
- JASP Team (2023): JASP (Version 0.17.2) [Computer software].
- KOLB, H.H., & HEWSON, R. (1974): The body size of the red fox (*Vulpes vulpes*) in Scotland. *Journal of Zoology* **173**: 253–255. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1974.tb03132.x>
- LABHARDT, F. (1990): Der Rotfuchs. Naturgeschichte, Ökologie und Verhalten dieses erstaunlichen Jagdwildes. Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin. pp. 158.
- LANSZKI J. (2002): Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája. *Natura Somogyiensis* **4**: 177 p.
- LEVENE, H. (1961): Robust tests for equality of variances. In: OLKIN, I., GHURYE, S.G., HOEFFDING, W., MADOW, W.G. & MANN, H.B. (eds.): *Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling*. California: Stanford University Press. pp. 279–292.
- LLOYD, H.G. (1980): *The Red Fox*. Batsford: London, UK.
- LUND, M. K. (1959): The red fox in Norway. I. Survey of 551 red foxes collected, their size and sex ratio. *Meddr. St. Viltunders* **5**: 1–57.
- LYNCH, J. M. (1996): Sexual Dimorphism in Cranial Size and Shape among Red Foxes *Vulpes vulpes* from North-East Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, **96B**(1): 21–26.
- MACDONALD, D.W. (1987): *Running with the Fox*. Unwin Hymen, London, UK.
- MACDONALD, D.W. & REYNOLDS, J. (2004): Red Fox (*Vulpes vulpes*). Canids: Foxes, Wolves, Jackals, and Dogs. In: SILLERO-ZUBIRI C., HOFFMANN M. & MACDONALD D.W. (eds.): *Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN; Gland, Switzerland: Cambridge, UK. pp: 129–135.

- MACDONALD, D.W. & SILLERO-ZUBIRI, C. (2004): Wild canids – an introduction and dramatic personae. In: MACDONALD, D. W., SILLER-ZUBIRI, C. (eds): *Biology and Conservation of Wild Canids*. Oxford [England]; New York: Oxford University Press. pp: 3–36.
- MACNULTY, D.R., SMITH, D.W., MECH, L.D. & EBERLY, L.E. (2009): Body size and predatory performance in wolves: Is bigger better? *Journal of Animal Ecology* **78**: 532–539. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01517.x>
- MACNULTY, D.R., STAHLER, D.R., COULSON, T. & SMITH, D.W. (2020): Essential biology of the wolf: Foundations and advances. In: SMITH, D.W., STAHLER, D.R. & MACNULTY, D.R. (eds.): *Yellowstone wolves. Science and discovery in the world's first national park*. Chicago and London: University of Chicago Press, pp. 31–41.
- MEIRI, S., DAYAN, T. & SIMBERLOFF, D. (2005): Variability and correlations in carnivore crania and dentition. *Functional Ecology* **19**: 337–343. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.00964.x>
- MILENKOVIĆ, M., JOJIĆ, V., BLAGOJEVIĆ, J., TATOVIĆ, S. & VUJOSEVIĆ, M. (2010): Skull variation in Dinaric-Balkan and Carpathian gray wolf populations revealed by geometric morphometric approaches. *Journal of Mammalogy* **91**: 376–386. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-265.1>
- MORRIS, J.S. & BRANDT, E.K. (2014): Specialization for aggression in sexually dimorphic skeletal morphology in grey wolves (*Canis lupus*). *Journal of Anatomy* **225**: 1–11. <https://doi.org/10.1111/joa.12191>
- SCHOLZ, C., FIROZPOOR, J., KRAMER-SCHADT, S., GRAS, P., SCHULZE, C., KIMMIG, S.E., VOIGT, C.C. & ORTMANN, S. (2020): Individual dietary specialization in a generalist predator: A stable isotope analysis of urban and rural red foxes. *Ecology and Evolution* **10**: 8855–8870. <https://doi.org/10.1002/ece3.6584>
- SHAPIRO, S.S. & WILK, M.B. (1965): An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika* **52**(3/4): 591–611. <https://doi.org/10.2307/2333709>
- SIMONSEN, V., PERTOLDI, C., MADSEN, A.B. & LOESCHKE, V. (2003): Genetic differentiation of foxes (*Vulpes vulpes*) analysed by means of craniometry and isozymes. *Journal for Natural Conservation* **11**: 109–116. <https://doi.org/10.1078/1617-1381-00038>
- SMEE, D. (2010): Species with a Large Impact on Community Structure. *Nature Education Knowledge* **3**: 40.
- SOE, E., DAVISON, J., SÜLD, K., VALDMANN, H., LAURIMAA, L. & SAARMA, U. (2017): Europe-wide biogeographical patterns in the diet of an ecologically and epidemiologically important mesopredator, the red fox *Vulpes vulpes*: A quantitative review. *Mammal Review* **47**: 198–211. <https://doi.org/10.1111/mam.12092>
- SOULSBURY, C.D., IOSSA, G., BAKER, P.J. & HARRIS, S. (2008): Environmental Variation at the Onset of Independent Foraging Affects Full-grown Body Mass in the Red Fox. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* **275**: 2411–2418. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0705>.
- STATHAM, M.J., MURDOCH, J., JANECKA, J., AUBRY, K.B., EDWARDS, C.J., SOULSBURY, C.D., BERRY, O., WANG, Z., HARRISON, D., PEARCH, M., TOMSETT, L., CHUPASKO, J. & SACKS, B.N. (2014): Range-wide multilocus phylogeography of the red fox reveals ancient continental divergence, minimal genomic exchange and distinct demographic histories. *Molecular Ecology*. **23**(19): 4813–30. <https://doi.org/10.1111/mec.12898>. PMID: 25212210.
- STIER, A.C., SAMHOURI, J.F., NOVAK, M., MARSHALL, K.N., WARD, E.J., HOLT, R.D. & LEVIN, P.S. (2016): Ecosystem context and historical contingency in apex predator recoveries. *Science Advances* **2**: e1501769. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501769>
- SULLIVAN, L.M. & ROMNEY, C.P. (1999): *Cleaning and Preserving Animal Skulls*. The University of Arizona—College of Agriculture (Tucson, Arizona 85721).
- SZUMA, E. (2000): Variation and correlation patterns in the dentition of the red fox from Poland. *Annales Zoologici Fennici* **37**: 113–127.
- SZUMA, E. (2008): Geography of sexual dimorphism in the tooth size of the red fox *Vulpes vulpes* (Mammalia, Carnivora). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* **46**: 73–81. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0469.2007.00418.x>
- TRAVAINI, A. & DELIBES, M. (1995): Weight and external measurements of red foxes (*Vulpes vulpes*) from SW Spain. *Zeitschrift für Säugetierkunde* **60**: 121–123.

- WANDELER, A.I. & LÜPS, P. (1993): *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758) – Rotfuchs. In: STUBBE M. & KRAPP F. (eds.): *Handbuch der Säugetiere Europas*, Vol. 1. Wiesbaden: Aula-Verlag.
- YOUNES, M. (2023): The Variation of the Skull and Sexual Dimorphism of Red Fox Sample from Egypt. *Egyptian Academic Journal of Biological Sciences, B. Zoology* 15(1): 259–274.
<https://doi.org/10.21608/eajbsz.2023.305316>
- ZAR, J.H. (1999): *Biostatistical Analysis*. Pearson Education India.

A TÚZOK (*Otis tarda* L.) ÍZELTLÁBÚ TÁPLÉLÉKFORRÁS KÍNÁLATÁNAK VIZSGÁLATA ALFÖLDI ELŐFORDULÁSI TERÜLETEIN

Faragó Sándor

Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézet
University of Sopron, Faculty of Forestry, Institute of Wildlife Biology and Management
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary; e-mail: farago.sandor@uni-sopron.hu

ABSTRACT

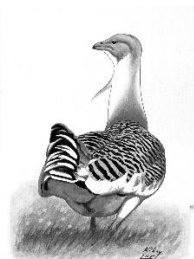
FARAGÓ, S. (2023): INVESTIGATION ON THE ARTHROPOD FOOD AVAILABILITY OF GREAT BUSTARD (*Otis tarda* L.) IN THE GREAT HUNGARIAN PLAIN. *Hungarian Small Game Bulletin* **15**: 23–106. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.023>

We have carried out the tests in the four lowland regions where the Great Bustards are found: (1) Apajpuszta – Csepeli-plain (1985), (2) Mezőnagymihály – Borsodi Mezőség (1991), (3) Nagyiván – Hortobágy (1988) and Dévaványa – Dévaványai-plain (1985, 1987) (Map 1). We have collected the Arthropods in the study areas with BARBER pitfalls. Each of the annually selected habitats had 5 pitfalls in operation, which we have placed along a line at five meters from each other. The traps were in operation from May to July, sometimes until August. We emptied them in two-week (14-14 day) periods. During laboratory processing, we have determined the number of individuals and measured the total mass of individuals of each taxon per period. The individual and mass data were recorded in tables for each measurement (=every two-week period) and the dominance relationships were calculated, then the basic data were used to calculate the various community-ecological indicators (diversity, evenness, etc.). In addition to the calculated individual and mass ratios, we have also calculated the energy value and dominance of the samples. We have applied cluster analysis to group the animal food sources of each habitat. We have used the BRAY-CURTIS index as a similarity index.

Based on the results obtained – regardless of the place and time of the examination – if we want to generalize, then we can say the following facts:

(1) The mass and energy ratios that most characterize the food source prove that agricultural habitats are more favourable. (2) The food supply of the habitats changes during the reproduction period, partly for biological (seasonal dynamics of the taxa), partly for reasons of cultivation (mowing, harvesting) and with the maturation of the plants (disappearance of green phytomass), shows fluctuations, decreases or increases. The decrease is typical for cereals and natural grasslands, and the cyclical change is typical for mowed grasslands and alfalfa. We have experienced an increase in spring-sown (e.g. maize) habitats. (3) We cannot generally talk about the goodness of food sources within the same year, we must determine and prioritize the food supply in each period. (4) The extent and quality of the supply of Arthropod food sources is also different in the topographically different places of the Great Hungarian Plain. (5) It can be concluded that, based on the trappings, the decisive role of those taxa in the food supply of Arthropods can be demonstrated, which also play a decisive role in the animal food spectrum of the Great Bustards, so above all the Coleoptera and the Orthoptera. (6) Taking all of this into consideration, we should establish that regardless of the year, place, or period, the more favourable Arthropod food supply of agricultural habitats was one of the motivating factors for the habitat change of Great Bustard, and even today it is one of the explanations for the settlement and nesting of Great Bustards on arable land. (7) The examination of the Arthropod food sources of the Great Bustard showed that the Arthropod resource sets of the agricultural habitats are still suitable for the maintenance of Great Bustard populations. (8) Environment-friendly farming, the restrained use of chemicals, and the increase in the diversity of food weeds increase the diversity and mass of phytophagous Arthropods and their predators, thus increasing the resources of the habitat.

KEY WORDS: Great Bustard, *Otis tarda*, Arthropod food resources availability, Great Hungarian Plain



1. BEVEZETÉS

Amikor 1983-ban dr. STERBETZ ISTVÁN, a *Madártani Intézet* igazgatója nyugdíjba vonult (FARAGÓ 2012), akkor az intézet az *Erdészeti és Faipari Egyetem Vadgazdálkodási Tanszékére*, s személyesen e dolgozat szerzőjére bízta a magyar tűzokkutatás irányítását. A megbízást követően kimunkálásra került a magyar tűzokkutatás programja (FARAGÓ 1984, 1985a, 1985b). A program alapjait és program-vázát azok az ökológiai kutatások jelentették, amelyek már az 1970-es években megkezdődtek a Mosoni-sík és a Hanság, valamint Dévaványa térségének tűzokállományain (FARAGÓ 1983). A kutatásoknak – s ennek megfelelően a meghirdetett kutatási programnak – kulcseleme volt a tűzok táplálkozás-ökológiájának vizsgálata, beleértve élőhelyeinek állati eredetű táplálékforrás kínálat elemzését is. Korábbi hazai és párhuzamos külföldi kutatások ugyanis azt igazolták, hogy az intenzív növénytermesztés térhódítása – a kemikáliák használatával – kedvezőtlenül befolyásolja a mezői ökoszisztémák ízeltlábú közösségeinek dinamikáját.

A kutatás első eleme tehát a tűzok növényi és állati eredetű tápláléka fajspektrumának meghatározása volt hazai és nemzetközi vizsgálatok alapján (FARAGÓ 1983, 1986, 1989a), amely adatbázist – az új táplálkozási kutatási eredmények ismeretében – azóta is folyamatosan aktualizáljuk (FARAGÓ 2019). Ezzel egyidőben – ún. diszciplináris kutatások keretében – tanszékünkön folytattuk az 1979-ben Dévaványán elkezdett (FARAGÓ 1983, 1988a) állati eredetű táplálékforrás vizsgálatokat, most már a tűzok több magyarországi elterjedési területén. Először a Mosoni-síkon, Mosonszolnok térségében (1984, 1986, 1988), a Hanságban, Lébény térségében (1984), a Tiszántúlon Dévaványán (1985, 1987), a Duna-Tisza közén Apaj-pusztán (1985), majd a Nyugat-magyarországi-peremvidéken, mint a tűzok korábbi előfordulási területén, Újkéren (1986, 1987, 1988) végeztük el a talajcsapdázásos táplálékkínálat vizsgálatokat. Ezen vizsgálatok eredményeit folyamatosan elkezdtük publikálni: Dévaványa (FARAGÓ 1988a), Mosonszolnok (FARAGÓ 1990c), Újkér (FARAGÓ 1992d). Minőségi változást hozott munkánk háttérének biztosításában a *Madártani Intézettel* kötött „*Magyarország tűzokállományának ökológiai vizsgálata*” témájú kutatási szerződés, amely lehetővé tette a régi anyagok feldolgozását és új területek kísérletbe vonását. A szerződés 1988-1991 közötti időszakban élt (FARAGÓ 1988b, 1989, 1990b, 1991a, 1992a).

Ekkor vizsgáltuk tovább a Mosoni-síkon Mosonszolnok (1989, 1990, 1991), a Hortobágyon Nagyiván (1988), a Borsodi Mezőségen Mezőnagymihály (1991) térségében az állati eredetű táplálékkínálatot. Az 1992. évi zárójelentés (FARAGÓ 1992a), nem volt más, mint az évtizedes kutatások alapján készült „*A tűzok (*Otis tarda* L.) – állomány fenntartásának ökológiai alapjai Magyarországon.*” c. kandidátusi értekezés (FARAGÓ 1992b). A lezárult kutatási program helyébe a Mosoni síkon 1989-ben a LAJTA Project (FARAGÓ 1991b), illetve 1992-ben a MOSON Project (FARAGÓ & GICZI 1997, FARAGÓ *et al.* 2014) lépett, amely projectek mind a mai napig működnek, beleértve az állati eredetű táplálékforrás kínálat monitorozását is. Az erre vonatkozó kutatási eredményeket időszakonként összefoglaljuk (pl. FARAGÓ *et al.* 2011, 2012. FARAGÓ 2018), illetve éves kutatási jelentésekben bocsátjuk a megrendelő, a *Lajta-Hanság Zrt.* rendelkezésére.

Örömteli volt, hogy kutatásaink 1985-ös nemzetközi bemutatásának (FARAGÓ 1985b) hatására Kelet-Németországban is végeztek hasonló vizsgálatokat (LITZBARSKI *et al.* 1996, LITZBARSKI & LITZBARSKI 1996).

A kutatástörténet és az eredmények publikálása ugyanakkor azt a hiányosságot is mutatja, hogy némely hazai területről csak az említett disszertációban van – nehezen elérhető – adat- és eredmény közlés. Ebből az okból kifolyólag, illetve, hogy legyenek a jelenkor hasonló vizsgálatainak összehasonlító alapjai, döntöttünk úgy, hogy az Alföld területén végzett ezirányú kutatásaink eredményeit e kötetben közzétesszük. E munka tehát Apaj-pusztá

(1985), Mezőnagymihály (1991), Nagyiván (1991) és Dévaványa (1985, 1987) területén korábban végzett tűzok táplálékforrás kínálat vizsgálatait mutatja be FARAGÓ (1992b) alapján.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. A VIZSGÁLATI TERÜLETEK

A vizsgálatokat a tűzok négy alföldi előfordulási körzetében végeztük (**1. térkép**):

- (1) Apajpuszta – Csepeli-sík (1985)
- (2) Mezőnagymihály – Borsodi Mezőség (1991)
- (3) Nagyiván – Hortobágy (1988)
- (4) Dévaványa – Dévaványai-sík (1985, 1987)



1. térkép: A vizsgálati területek elhelyezkedése

Map 1: Location of research areas

2.1.1. Apaj puszta – Csepeli-sík

A régóta ismert tűzok elterjedési terület egyike Apaj puszta térsége, amely az Alföld nagytáj 1.1. Dunamenti-síkság középtájának 1.1.21. Csepeli-sík kistája területére esik. Vizsgálati területeink az egykori Kiskunsági Állami Gazdaság, Apaj pusztai kerületében kerültek kitűzésre. E vidékre a 96–100 m-es tengerszint feletti magasság jellemző, ami dél felé lejt. Jellemzője a mérsékelt meleg, száraz éghajlat. Az évi napfénytartam elérheti a 2000 órát. Az évi középhőmérséklet 10,3–10,5°C, a nyári félévé 17,5°C. Az abszolút hőmérsékleti maximumok sokévi átlaga 34,0°C, a minimumoké –16,0 és –17,0°C. A fagymentes napok száma évi 204–208 nap. Az éves csapadékösszeg 510–530 mm, a vegetációs időszak csapadékösszege 290–320 mm. Sokéves értékek alapján a téli félévben 30–32 hótakaros nappal lehetett számolni, a hóréteg átlagos maximális vastagsága 20 cm volt. A terület csatornákkal és mesterséges tavakkal (halastavak, tározók, bányagödrök) jól ellátott. A talajvíz átlagos mélysége 2–4 m közötti. Talajadottságaira a mozaikosság jellemzi, ami a szoloncsák-szolonyec és mélyben sós réti csernozjom talajtípusok jelenlétével jellemezhető. A bemutatott klimatikus és hidrológiai értékek szárazságra utalnak, ami a talajviszonyokkal együtt mind a természetes növénytakaságok, mind a termesztett növények jelenlétét meghatározzák. A természetes szikes rétek és ürmös szikes puszták mellett helyenként akár 35–75%-os kiterjedésben szántóföldi művelés folyik a vidéken, a maradék hányadon rét-

legelő gazdálkodás folyik (DÖVÉNYI 2010). A kutatásaink során a területre jellemző, a túzok élőhelyéül is szolgáló *sziki gyepet*, *lucernát* és *őszi árpát* választottuk csapdázásaink helyszínéül.

2.1.2. Mezőnagymihály – Borsodi–Mezőség

A Borsodi-Mezőség térsége a túzok legészakibb elterjedési területe a jelenkorban, amely az Alföld nagytáj 1.9. Észak-alföldi-hordalékkúp-síkság középtáján elhelyezkedő 1.9.31. kódszámú kistáj. Vizsgálati területeink az egykori Délborsodi Állami Gazdaság, Mezőnagymihályi kerületében kerültek kitűzésre. E vidékre alacsony ármentes síkság, tengerszint feletti magassága nem éri el a 100 m-t. Mérsékelt meleg-száraz éghajlat jellemzi. A napsütéses órák évi száma 1850–1900 óra, a nyári évnegyedben 740 nap a napfénytartam. Az évi középhőmérséklet 9,8–9,9°C, a vegetációs időszakban 17,0–17,2°C. A legmelegebb nyári napok hőmérséklet maximumainak sokévi átlaga 34,0°C. Az éves csapadékösszeg 540–560 mm, amiből 320–330 mm a tenyészidőszakban hullik le. A hótakaróval borított napok átlagos száma 36–38, az átlagos maximális hóvastagság 16–18 cm. Csatornahálózata kiterjedt, a talajvíz 2–4 m mélyen helyezkedik el. A mélyebb fekvésű löszös síkot réti és szikes talajok uralják. A réti szolonyec és kis térfoglalású sztyepesedő réti szolonyec talajokon legelők találhatók, a szolonyeces réti talajokon már szántóföldi növénytermesztés is folyik. A löszös foltokon csernozjom, alföldi mészlepedékes csernozjom és réti csernozjom talajok alakultak ki, amelyek jobb adottságaik miatt általában szántóföldi növénytermesztéssel hasznosítottak, kisebb részük maradt meg gyepnek. A löszhátakon lösznövényzet maradványai is kimutathatók (DÖVÉNYI 2010). A kutatásaink során a területre jellemző, a túzok élőhelyéül is szolgáló *sziki gyepet*, *lucernát*, *őszi búzát*, *repcét* és *silókukoricát* választottuk csapdázásaink helyszínéül.

2.1.3. Nagyvén – Hortobágy

A Hortobágy kistáj (1.7.31.) térsége a túzok klasszikusnak mondható előfordulási területe a Tisántúlon, amely az Alföld nagytáj 1.7. Közép-Tisza-vidéke középtájának mintegy negyedét foglalja el. Tengerszint feletti jellemző magassága 88–92 m közötti, egy tökéletes síkság. E térszín fölé csak a Tisza menti buckavonulatok és az ember alkotta kunhalmok emelkednek. Kimondottan száraz vidék, a szűk keresztmetszetet a csapadék mennyisége jelenti. A napsütéses órák száma a vizsgálatoknak helyszínt adó déli részen 1900–1940 óra, nyáron 780–800 óra. Ugyanitt a hőmérséklet sokévi átlaga 10,0–10,2 °C, a tenyészidőszaki 17,0–17,3 °C. Az évi abszolút hőmérsékleti maximumok átlaga 34,0–35,0 °C, az abszolút minimumok átlaga –16,0 és –17,0 °C közötti. A csapadék évi összege 510–550 mm, ebből a nyári félévben 310–340 mm hullik le. A terület vízháztartását a lecsapolások során kiépült csatornarendszerek befolyásolják, amiknek vízszállítását a csapadék és az árvizek alapvetően befolyásolják. Vizsgálati területünkhöz az Árkuséri csatorna esik közel. A talajvíz 2–4 m mélyen található. A terület legnagyobb részén (74%) mélyben sós és szikes talajok borítják. A löszös üledékeken a felszínközeli szikes talajvíz hatására olyan mozaikos megjelenésű szikes tájkomplexek jöttek létre, mint a réti szolonyec és a sztyepesedő réti szolonyec talajok, előnyösebb helyeken szolonyeces réti talajok. Magasabb térszíneken és a kunhalmoknál mészlepedékes csernozjom és réti csernozjom talajok mutathatók ki igen alacsony területarányal (1–2%). A mélyebb fekvésű területek a réti talajok is észlelhetők. A klimatikus és hidrológiai, valamint a talajviszonyok által determináltan a kontinens legnagyobb összefüggő szikes területe jött itt létre nyílt, sztyepi, szolonyec sziki fajok több tízezer éves jelenlétével. A természetes társulások zöme szolonyec szikes gyeptársulás, a legszélesebb palettával. A jobb talajadottságú (pl. csernozjom, vagy réti talajú) területeken szántóföldi

növénytermesztés is folyik (DÖVÉNYI 2010). A kutatásaink során a területre jellemző, a túzok élőhelyéül is szolgáló *sziki gyeget*, *lössgyeget*, *lucernát* és az *őszi búzát* választottuk csapdázásaink helyszínéül.

2.1.4. Dévaványa – Dévaványai-sík

A Dévaványai-sík kistáj (1.12.11.) térsége a túzok központi előfordulási területének tekinthető a Tiszántúlon, amely az Alföld nagytáj 1.12. Berettyó-Körös-vidéke középtájának mintegy tizedét foglalja el. Domborzatát tekintve 84–94 m tengerszint feletti magasságban elterülő tökéletes síkság. Éghajlata mérsékelt meleg, száraz. A napsütéses órák éves száma 1980–2000, a nyári időtartam közel 800 óra. Az évi középhőmérséklet 10,3–10,4 °C, a vegetációs időszakban 17,2–17,4 °C. Az évi abszolút hőmérsékleti maximumok átlaga 34,0 °C feletti, a téli abszolút minimumok átlaga –17,0 °C körüli. Az évi csapadékösszeg 510–540 mm, ebből 310–320 mm esik le a vegetációs időszakban. A téli félévben 33 hótakarós nap valószínűsíthető az átlagos maximális hóvastagság 16 cm. A terület hidrológiai viszonyait alapvetően a Hortobágy-Berettyó, illetve a Berettyó határozza meg azáltal, hogy közöttük lévő térség kiterjedt csatornarendszerén át jutnak el vizeik a területre. A területeket kényszertározóként is alkalmazzák. A talajvízszint Dévaványa térségében akár 6 m mélyen is lehet. A területen réti szolonyec és sztyepesedő réti szolonyec talajok, valamint szolonyeces réti talajok (együtt 63%) és réti talajok (37%) alakultak ki. Ismertetett termőhelyi feltételek mentén a Dévaványai-sík potenciálisan erdősztyeptáj, de az emberi tevékenység a fás jelleget megszüntette e vidéken. Jellemzői az ürmös szikesek (*Artemisia santonici-Festucetum pseudovinae*) de helyenként löszgyepeket is megfigyelhetünk. A jobb termőhelyű, illetve talajjavítással érintett területeken növénytermesztés, a gyepeken legeltető állattartás folyik (DÖVÉNYI 2010). A kutatásaink során a területre jellemző, a túzok élőhelyéül is szolgáló *sziki gyeget*, *lössgyeget*, *lucernát*, *őszi búzát*, *kukoricát* és *fénymagot* (utóbbi két kultúrát csak 1987-ben) választottuk csapdázásaink helyszínéül.

2.2. TEREPI VIZSGÁLATOK

A vizsgálati területeken az ízeltlábúak gyűjtésének módszere a **talajcsapdázás** volt (FARAGÓ 1990a). Az alkalmazott ún. BARBER-féle talajcsapda használatáról általában elmondható, hogy az a talaj felszínén élő rovarok vizsgálatának kedvelt és jól bevált eszköze, bár kétségtelenül vannak hátrányai is (BALOGH 1958, SOUTHWOOD 1984). Ilyen hátrány többek között, hogy az apró termetű fajok bekerülésének kisebb az esélye, illetve, hogy a csapdafolyadék és főként a bekerült és elpusztult tetemek illatának vonzó hatása nem elhanyagolható tényező és nem is igen küszöbölhető ki. Kétségtelen előnye viszont az eljárásnak, hogy a csapdázott ízeltlábú anyag feldolgozásával, nagy biztonsággal vonhatunk le következtetéseket a vizsgálni kívánt terület ízeltlábú faunájáról, hiszen a példányok túlnyomó többsége a ténylegesen ott élő fajokat képviseli. A telepített BARBER-csapdák 3 dl űrtartalmú, 8 cm-es szájátmérőjű és 8,5 cm mélységű műanyagpoharak voltak, amelyeket alumínium-tetővel láttunk el, hogy elkerüljük a kisebb gerinces állatok (gyíkok, pockok, cickányok) bejutását, valamint védjük a csapadék ellen. A poharakba konzerváló folyadék gyanánt etilén-glikol került, amelynek vonzó hatása kismértékű, ezáltal elérhető volt, hogy zömében csak a területen élő példányok jussanak a csapdába (**1. ábra**). Az évente kiválasztott élőhelyek mindegyikében 5-5 talajcsapda üzemelt, amelyeket vonal mentén, egymástól 5 m távolságban helyeztünk el a táblában. A csapdák májustól júliusig, esetenként augusztusig üzemeltek. Ürítésüket kéthetes (14-14 nap) periódusokban végeztük. Egy év alatt, egy élőhelyen ilyen módon többnyire hat időszakból van csapdaanyag, de olykor – egyes növények betakarítási idejének függvényében – ennél kevesebb, öt, négy, vagy csak három periódusból. Az ürítések során minden élőhelyen minden

csapda tartalmát külön-külön vászonzacskóba töltöttük, megcéduláztuk, gumigyűrűvel lezártuk és az 5 csapda tartalmát tartalmazó 5 vászonzacskót ugyancsak megcédulázott üvegedénybe helyeztük, s formalin/etilén-glikol oldattal töltöttük fel. Egy-egy üvegedény tehát, egy-egy élőhelyről 2 hét során, 5 csapdával fogott ízeltlábú állatokat (más megközelítésben a madarak és rovarrevő emlősök számára állati eredetű táplálékforrást) tartalmazott.



1. ábra: BARBER-csapda elhelyezése (Fotó: FARAGÓ S.)

Figure 1. Installation of BARBER pitfall

Apajpuszta – Csepeli-sík

1985. 1. periódus: 04.25. – 05.09.
2. periódus: 05.09. – 05.23.
3. periódus: 05.23. – 06.06.
4. periódus: 06.06. – 06.20.
5. periódus: 06.20. – 07.04.
6. periódus: 07.04. – 07.18.

Élőhelyek: Sziki gyepek (1-6. periódus)
Lucerna (1-6. periódus)
Őszi árpa (1-4. periódus)

Mezőnagymihály – Borsodi-Mezőség

1991. 1. periódus: 05.09. – 05.23.
2. periódus: 05.23. – 06.06.
3. periódus: 06.06. – 06.20.
4. periódus: 06.20. – 07.04.
5. periódus: 07.04. – 07.18.
6. periódus: 07.18. – 08.01.

Élőhelyek: Sziki gyepek (1-6. periódus)
Őszi búza (1-5. periódus)
Lucerna (új vetésű) (1-6. periódus)
Repce (1-5. periódus)
Silókukorica (1-6. periódus)

Nagyiván – Hortobágy

1988. 1. periódus: 05.04. – 05.18.
2. periódus: 05.18. – 06.01.
3. periódus: 06.01. – 06.15.
4. periódus: 06.15. – 06.29.
5. periódus: 06.29. – 07.13.
6. periódus: 07.13. – 07.27.

Élőhelyek: Sziki gyepek (1-6. periódus)
Lőszgyepek (1-6. periódus)
Őszi búza (1-5. periódus)
Lucerna (1-6. periódus)

Dévaványa – Dévaványai-sík

1985. 1. periódus: 04.24. – 05.08.
2. periódus: 05.08. – 05.22.
3. periódus: 05.22. – 06.05.
4. periódus: 06.05. – 06.19.
5. periódus: 06.19. – 07.03.

Élőhelyek: Sziki gyepek (1-5. periódus)
Őszi búza (1-5. periódus)
Lucerna (1-5. periódus)

1987. 1. periódus: 05.25. – 06.08.
2. periódus: 06.08. – 06.22.
3. periódus: 06.22. – 07.06.
4. periódus: 07.06. – 07.20.
5. periódus: 07.20. – 08.03.
6. periódus: 08.03. – 08.17.

Élőhelyek: Sziki gyepek (1-6. periódus)
Őszi búza (1-3. periódus)
Lucerna (1-6. periódus)
Kukorica (1-6. periódus)
Fénymag (1-4. periódus)

A laboratóriumi feldolgozás során a zacskók anyagát cédulájukkal együtt – alapos kimosás után – Petri-csészékbe helyeztük, majd szárítószekrényben 80°C-on 24-36 óráig szárítottuk. Ezután 48 órán keresztül szobahőmérsékleten tartottuk (=légszáraz nedvesség), s taxononként (mint pl. ászkarák, különféle rovarrendek, póksabásúak) szétválogattuk azokat. A válogatás során csapdánként felírtuk az *egyedszámot* és periódusonként mértük az egyes taxonok egyedeinek *összes tömegét*. A méréseket analitikai mérlegen 0,01 g pontossággal végeztük, az ennél kisebb értékeket felfelé kerekítettük. Az *egyedi- és tömeg adatokat* mérésenként (= 2-2 hetes periódusonként) táblázatokban rögzítettük és számoltuk a *dominancia-viszonyokat*, majd az alapadatokat a különféle közösségi-ökológiai mutatók számításához fölhasználtuk (FARAGÓ, 1990a). A számolt egyed és egyedi dominancia, a mért tömeg és tömegdominancia mellett számítottuk a minták energiaértékét és dominanciáját is. Az egyes taxonok energiaértékei esetében TÖRÖK (1981), illetve TÖRÖK & LUDVIG (1986) adatait, néhány taxon esetében saját laboreredményeinket alkalmaztuk.

A feldolgozás során az egyedszámról vonatkoztatva elvégeztük a diverzitás és kiegyenlítettség számításokat a korábban említett taxonokra alapozva.

A **diverzitás** esetében a SHANNON-WEAVER-képletet használtuk:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

ahol $p_i = n_i / n$, ahol n – az összes egyedszám, tömeg és energia
 n_i – az i -edik taxon egyedszáma, tömege és energiája

A **kiegyenlítettséget** az alábbi képlettel számoltuk:

$$J = H' / H_{\max}$$

ahol $H_{\max} = \ln s$ H' – a diverzitás
 s – a taxonok száma

A H' , – SHANNON-WEAVER diverzitás egyenlettel kapott –, értéket sok esetben szükséges összevetni egy, vagy több másutt végzett vizsgálat hasonló számítással nyert értékével. A diverzitások összehasonlítására HUTCHESON (1970) dolgozott ki megfelelő elvi és gyakorlati számítási módszert. Ennek egy gyakorlati életben használható változatát mutatja be POOLE (1974):

A diverzitás

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

A torzítás korrigálása után:

$$E(H') = \left[- \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \right] - \left[\frac{(s-1)}{2N} \right] + \left[\frac{(1 - \sum p_i - 1)}{12N^2} \right] + \left[\frac{(\sum p_i^{-1} - p_i^{-2})}{12N^3} \right] + \dots$$

Az egyenlet utolsó két tagja olyan kicsi, hogy nem számolunk vele.

A H' torzításának varianciája:

$$\text{var}(H') = \left[\frac{(\sum_{i=1}^s p_i \ln^2 p_i)}{N} \right] - \left[\frac{(\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i)^2}{N} \right] + (s-1)/2N^2$$

Két összehasonlítható diverzitás és varianciájuk alapján elvégezhető a t-próba:

$$t = (H_1' - H_2') / [\text{var}(H_1') + \text{var}(H_2')]^{1/2}$$

A nulla hipotézis szerint $H_0: H_1' = H_2'$

A t-próba szabadságfoka:

$$df = [\text{var}(H_1') + \text{var}(H_2')]^2 / [(\text{var}(H_1') / N_1) + (\text{var}(H_2') / N_2)]$$

ahol N_1 és N_2 a két összehasonlított minta elemszáma.

Az egyes habitatok állati eredetű táplálékforrás-kínálatainak összehasonlítására/csoportosítására klaszteranalízist alkalmaztunk az egyedszám alapján. Hasonlósági indexként a BRAY-CURTIS indexet alkalmaztuk.

Utóbbi elemzéseket elvégeztük minden egyes gyűjtési periódusra vonatkoztatva külön-külön, majd az összes minta alapján is.

3. EREDMÉNYEK

3.1. APAJPUSZTA

Apajpusztán 3 habitatot vizsgáltunk 1985-ben, a sziki gyepet, az őszi árpát és a lucernát (**1-4. táblázat; 2-4. ábra**).

A **sziki gyep** ízeltlábú táplálékkínálat dinamikája az *egyedszám* alapján csökkenő tendenciát mutatott a nyár előrehaladtával. A kínálat belső dominanciaviszonyait tekintve kezdetben az Arachnida, a Coleoptera és a Hymenoptera túlsúlyát mutatta, ami júliusra megváltozott. Jelentős mértékben háttérbe szorultak a pókok és a hártváscsárnyúak (utóbbiakat elsősorban a hangyák képviselték), abszolút dominánssá váltak a bogarak. Más volt a helyzet a *tömegviszonyok* tekintetében. A csökkenő dinamika itt is kimutatható volt, de itt már a Coleoptera szerepe hangsúlyosabb volt, amiket a Lepidoptera hernyók követtek, s csak ezeket követték a pókok és a többi taxon. Az *energiaviszonyok* jól követték a tömegviszonyok által meghatározott dinamikát (**1. táblázat; 2. ábra**).

Az **őszi árpa** ízeltlábú táplálékkínálatának dinamikájában *egyedszám* tekintetében csökkenő tendenciát tapasztaltunk, ami aztán június közepén (a betakarítás előtt) megfordult, s némi növekedés volt tapasztalható. A domináns taxonok a Coleoptera és Arachnida voltak, bogár túlsúllyal. Ezzel szemben a *tömegviszonyok* tekintetében növekvő dinamikát mutathattunk ki, ami elsősorban a Coleoptera kínálat növekedésére volt visszavezethető. Ugyanez volt a helyzet az *energiaviszonyokat* illetően, ahol a Coleoptera mellett érzékelhető mértékben nőtt az Arachnida taxon szerepe (**2. táblázat; 3. ábra**).

A **lucerna** ízeltlábú táplálékkínálatának dinamikájában *egyedszám* tekintetében hullámzó egyedszámváltozást tapasztaltunk, ami összefüggésbe hozható a lucerna kaszálásával. A kaszálás utáni erősen lecsökkent fitomassza és a növényzeti takarás hiánya egyedszámcsökkenéshez vezetett, majd az új növedék csaknem teljesen visszaállította a kiindulási állapotot. Egyedszám és egyedidominancia vonatkozásában a Coleoptera, Arachnida, Orthoptera és Isopoda taxonokat kell kiemelni. *Tömegviszonyok* vonatkozásában a Coleoptera dominancia mellett változó részesedéssel, de az Arachnida, Orthoptera és Isopoda követő sorrend adható meg. *Energiaviszonyok* esetében az említett taxonok mellett a földigiliszták (Lumbricidae) eseti magas részarányát (26,73%) kell kiemelni (**3. táblázat; 4. ábra**).

Ha összevetjük a három habitat izeltlábú táplálékforrás kínálat tömegviszonyainak alakulását (**4. táblázat; 5. ábra**), akkor kezdetben a sziki gyepek, később az őszi árpa, végül a lucerna értékeit találtuk kiemelkedőnek. A sziki gyepek táplálékkínálatának csökkenésével egyidőben az agrár habitatok táplálékforrás növekedése játszódott le, a Coleoptera kínálat dominanciájával.

1. táblázat: Az Apajpusztán 1985-ben sziki gyepek csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 1: Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in **alkaline grassland** in Apajpuszta, in 1985, by measurement.

Apajpuszta 1985

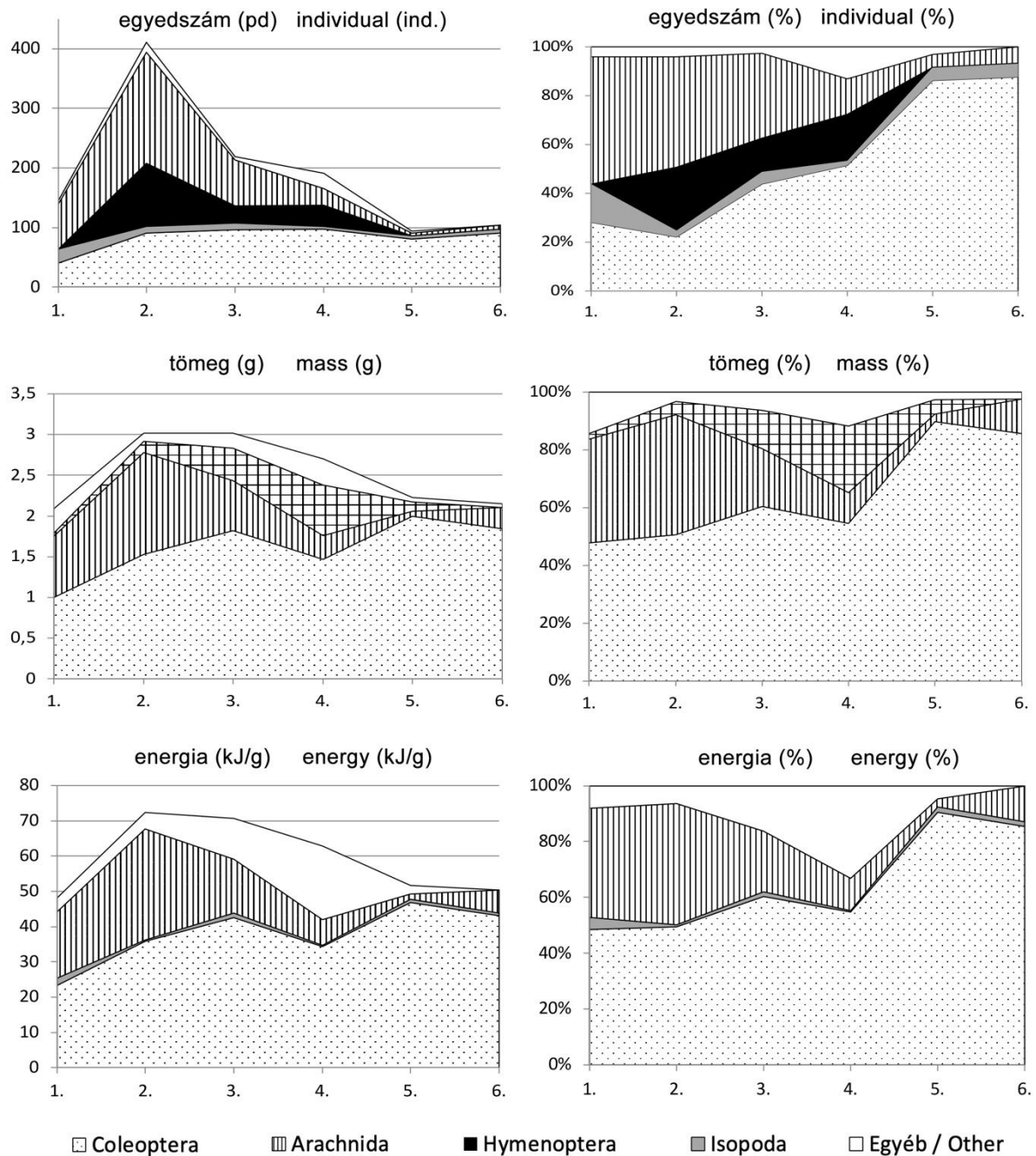
	1		2		3		4		5		6	
Sziki gyepek	4.25.–5.09.		5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.04.		7.04.–7.18.	
<i>Alkaline grassland</i>	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Lumbricidae	1	0.68	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Isopoda	23	15.75	11	2.68	11	5.02	4	2.09	5	5.32	6	5.77
Diplopoda	1	0.68	1	0.24	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Chilopoda	0	0.00	1	0.24	0	0.00	1	0.52	0	0.00	0	0.00
Orthoptera	0	0.00	0	0.00	1	0.46	2	1.05	0	0.00	0	0.00
Coleoptera	41	28.08	91	22.14	96	43.84	98	51.31	81	86.17	91	87.50
Lepidoptera	2	1.37	9	2.19	5	2.28	21	10.99	3	3.19	0	0.00
Diptera	2	1.37	6	1.46	0	0.00	1	0.52	0	0.00	0	0.00
Hymenoptera	0	0.00	106	25.79	30	13.70	36	18.85	0	0.00	0	0.00
Arachnida	76	52.05	186	45.26	76	34.70	28	14.66	5	5.32	7	6.73
ÖSSZES Total:	146	100.00	411	100.00	219	100.00	191	100.00	94	100.00	104	100.00
H:	1.173	—	1.314	—	1.262	—	1.365	—	0.550	—	0.463	—
J:	0.603	—	0.632	—	0.704	—	0.656	—	0.397	—	0.421	—

Apajpuszta 1985

	1		2		3		4		5		6	
Sziki gyepek	4.25.–5.09.		5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.04.		7.04.–7.18.	
<i>Alkaline grassland</i>	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Lumbricidae	0.07	3.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Isopoda	0.13	6.22	0.03	0.99	0.08	2.65	0.02	0.74	0.06	2.69	0.05	2.33
Diplopoda	0.09	4.31	0.01	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Chilopoda	0.00	0.00	0.01	0.33	0.00	0.00	0.02	0.74	0.00	0.00	0.00	0.00
Orthoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	2.98	0.26	9.63	0.00	0.00	0.00	0.00
Coleoptera	1.00	47.85	1.53	50.66	1.82	60.26	1.47	54.44	2.00	89.69	1.84	85.58
Lepidoptera	0.04	1.91	0.14	4.64	0.40	13.25	0.62	22.96	0.11	4.93	0.00	0.00
Diptera	0.01	0.48	0.03	0.99	0.00	0.00	0.01	0.37	0.00	0.00	0.00	0.00
Hymenoptera	0.00	0.00	0.02	0.66	0.02	0.66	0.01	0.37	0.00	0.00	0.00	0.00
Arachnida	0.75	35.89	1.25	41.39	0.61	20.20	0.29	10.74	0.06	2.69	0.26	12.09
ÖSSZES Total:	2.09	100.00	3.02	100.00	3.02	100.00	2.70	100.00	2.23	100.00	2.15	100.00

Apajpuszta 1985

	1		2		3		4		5		6	
Sziki gyepek	4.25.–5.09.		5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.04.		7.04.–7.18.	
<i>Alkaline grassland</i>	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Lumbricidae	1.402	2.91	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Isopoda	2.065	4.29	0.477	0.66	1.271	1.80	0.318	0.51	0.953	1.84	0.794	1.58
Diplopoda	1.291	2.68	0.143	0.20	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Chilopoda	0.000	0.00	0.209	0.29	0.000	0.00	0.417	0.66	0.000	0.00	0.000	0.00
Orthoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	2.109	2.98	6.092	9.69	0.000	0.00	0.000	0.00
Coleoptera	23.389	48.63	35.785	49.51	42.568	60.23	34.382	54.69	46.778	90.47	43.036	85.47
Lepidoptera	0.898	1.87	3.144	4.35	8.982	12.71	13.922	22.14	2.470	4.78	0.000	0.00
Diptera	0.242	0.50	0.725	1.00	0.000	0.00	0.242	0.38	0.000	0.00	0.000	0.00
Hymenoptera	0.000	0.00	0.445	0.62	0.445	0.63	0.222	0.35	0.000	0.00	0.000	0.00
Arachnida	18.812	39.11	31.353	43.38	15.300	21.65	7.274	11.57	1.505	2.91	6.521	12.95
ÖSSZES Total:	48.099	100.00	72.281	100.00	70.675	100.00	62.869	100.00	51.706	100.00	50.351	100.00



2. ábra: Az Apajpusztán 1985-ben sziki gyepen csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energia értékeinek (balra) és azok dominancia viszonyainak (jobbra) dinamikája.

Figure 2. Dynamics of individual, mass, and energy values (left) and their dominance conditions (right) of the animal food source availability trapped in *alkaline grassland* in Apajpuszta, in 1985.

2. táblázat: Az Apajpusztán 1985-ben őszi árpában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 2. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *winter barley* in Apajpuszta, in 1985, by measurement.

Apajpuszta 1985

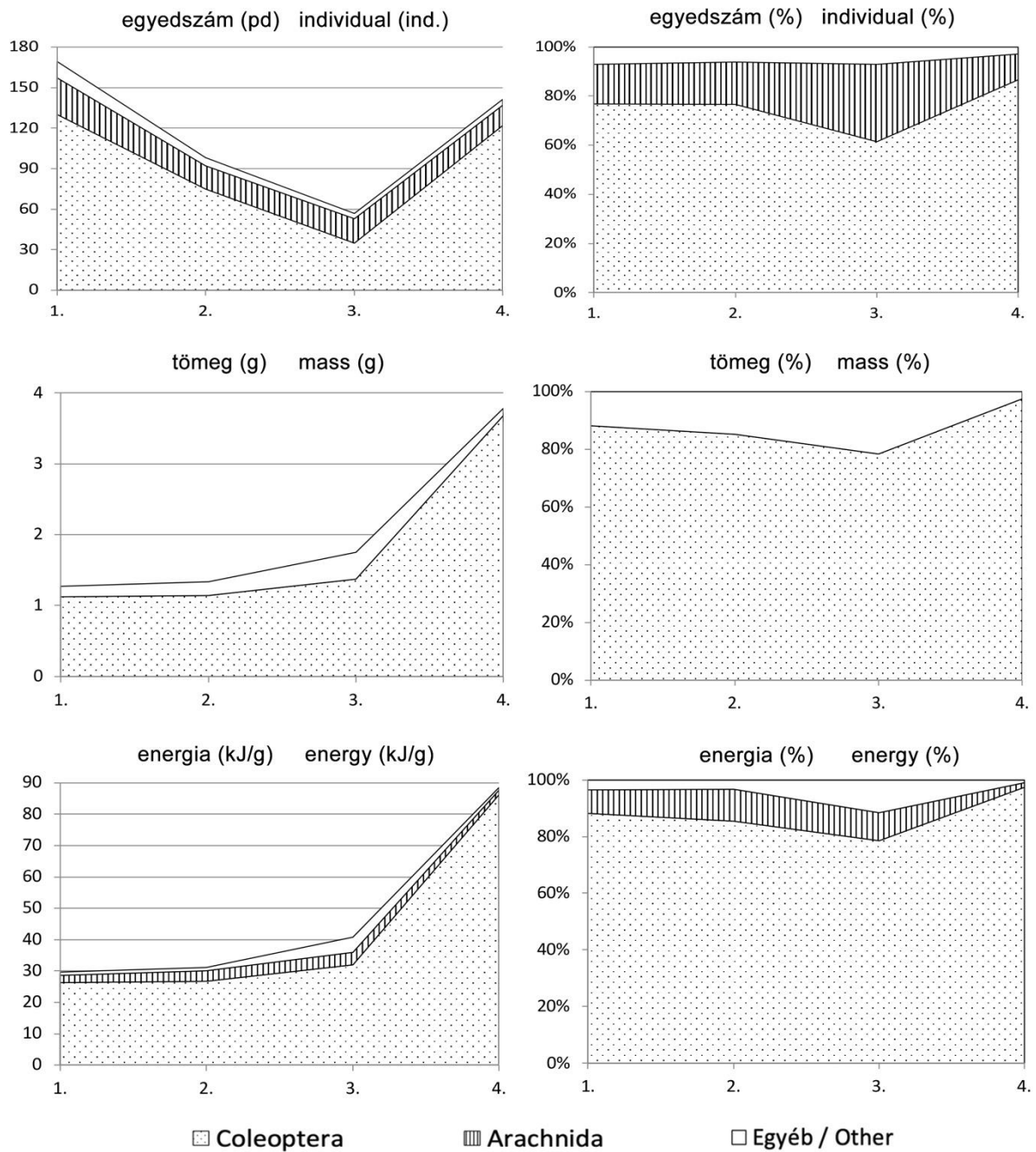
Őszi árpa Winter barley	1		2		3		4	
	4.25.–5.09.		5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Isopoda	2	1.18	3	3.06	2	3.51	1	0.71
Diplopoda	0	0.00	1	1.02	0	0.00	0	0.00
Chilopoda	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.71
Coleoptera	130	76.92	75	76.53	35	61.40	122	86.52
Lepidoptera	0	0.00	0	0.00	1	1.75	0	0.00
Diptera	8	4.73	2	2.04	0	0.00	2	1.42
Hymenoptera	2	1.18	0	0.00	1	1.75	0	0.00
Arachnida	27	15.98	17	17.35	18	31.58	15	10.64
ÖSSZES Total:	169	100.00	98	100.00	57	100.00	141	100.00
H:	0.744	—	0.742	—	0.923	—	0.494	—
J:	0.462	—	0.461	—	0.573	—	0.307	—

Apajpuszta 1985

Őszi árpa Winter barley	1		2		3		4	
	4.25.–5.09.		5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.	
	g	%	g	%	g	%	g	%
Isopoda	0.02	1.57	0.04	2.99	0.02	1.14	0.01	0.26
Diplopoda	0.00	0.00	0.01	0.75	0.00	0.00	0.00	0.00
Chilopoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.26
Coleoptera	1.12	88.19	1.14	85.07	1.37	78.29	3.68	97.35
Lepidoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	1.14	0.00	0.00
Diptera	0.02	1.57	0.01	0.75	0.00	0.00	0.02	0.53
Hymenoptera	0.01	0.79	0.00	0.00	0.18	10.29	0.00	0.00
Arachnida	0.10	7.87	0.14	10.45	0.16	9.14	0.06	1.59
ÖSSZES Total:	1.27	100.00	1.34	100.00	1.75	100.00	3.78	100.00

Apajpuszta 1985

Őszi árpa Winter barley	1		2		3		4	
	4.25.–5.09.		5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Isopoda	0.318	1.07	0.635	2.04	0.318	0.78	0.159	0.18
Diplopoda	0.000	0.00	0.143	0.46	0.000	0.00	0.000	0.00
Chilopoda	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.209	0.24
Coleoptera	26.196	88.12	26.663	85.47	32.043	78.48	86.072	97.34
Lepidoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.449	1.10	0.000	0.00
Diptera	0.483	1.62	0.242	0.78	0.000	0.00	0.483	0.55
Hymenoptera	0.222	0.75	0.000	0.00	4.004	9.81	0.000	0.00
Arachnida	2.508	8.44	3.511	11.26	4.013	9.83	1.505	1.70
ÖSSZES Total:	29.727	100.00	31.194	100.00	40.827	100.00	88.428	100.00



3. ábra: Az Apajpusztán 1985-ben őszi árpában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energia értékeinek (balra) és azok dominancia viszonyainak (jobbra) dinamikája.

Figure 3. Dynamics of individual, mass, and energy values (left) and their dominance conditions (right) of the animal food source availability trapped in *winter barley* in Apajpuszta, in 1985.

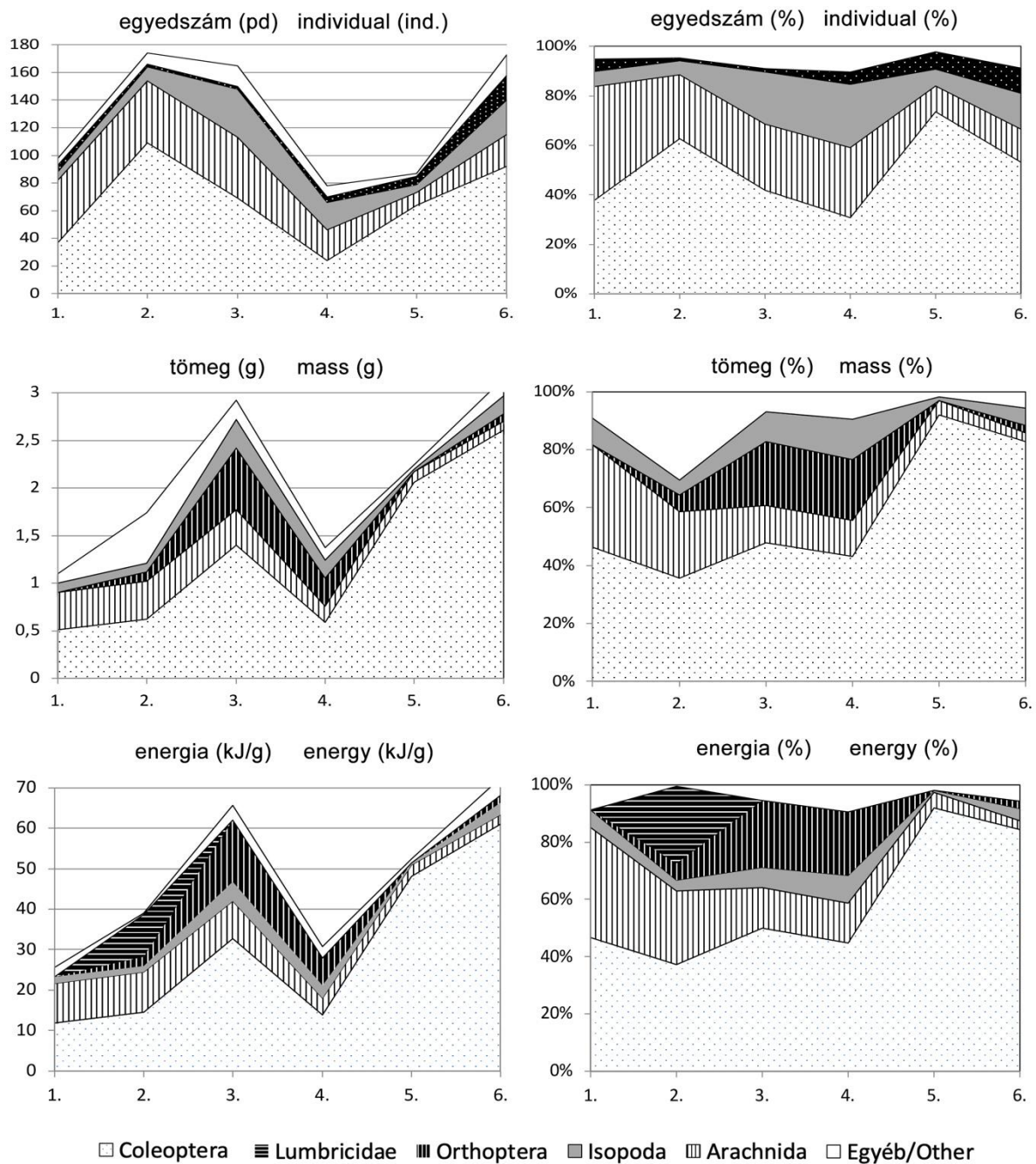
3. táblázat: Az Apajpusztán 1985-ben lucernában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 3. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *alfalfa* in Apajpuszta, in 1985, by measurement.

Apajpuszta 1985													
Lucerna Alfalfa	1		2		3		4		5		6		
	4.25.–5.09.		5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.04.		7.04.–7.18.		
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	
	Lumbricidae	0	0.00	7	4.02	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Isopoda	6	6.12	10	5.75	35	21.21	20	25.64	6	6.90	25	14.45	
Diplopoda	0	0.00	0	0.00	3	1.82	0	0.00	0	0.00	0	0.00	
Chilopoda	2	2.04	0	0.00	6	3.64	5	6.41	0	0.00	5	2.89	
Orthoptera	0	0.00	1	0.57	6	3.64	1	1.28	0	0.00	1	0.58	
Dermaptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	2.30	0	0.00	
Heteroptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.58	
Homoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	5	2.89	
Coleoptera	37	37.76	109	62.64	69	41.82	24	30.77	64	73.56	92	53.18	
Lepidoptera	3	3.06	0	0.00	0	0.00	2	2.56	0	0.00	0	0.00	
Diptera	5	5.10	2	1.15	2	1.21	4	5.13	6	6.90	18	10.40	
Hymenoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3	1.73	
Arachnida	45	45.92	45	25.86	44	26.67	22	28.21	9	10.34	23	13.29	
ÖSSZES Total:	98	100.00	174	100.00	165	100.00	78	100.00	87	100.00	173	100.00	
H:	1.234	—	1.017	—	1.413	—	1.547	—	0.916	—	1.454	—	
J:	0.689	—	0.568	—	0.726	—	0.795	—	0.569	—	0.662	—	

Apajpuszta 1985													
Lucerna Alfalfa	1		2		3		4		5		6		
	4.25.–5.09.		5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.04.		7.04.–7.18.		
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%	
	Lumbricidae	0.00	0.00	0.52	29.89	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Isopoda	0.10	9.09	0.09	5.17	0.30	10.27	0.19	13.87	0.03	1.34	0.19	6.03	
Diplopoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	3.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
Chilopoda	0.02	1.82	0.00	0.00	0.10	3.42	0.02	1.46	0.00	0.00	0.06	1.90	
Orthoptera	0.00	0.00	0.10	5.75	0.65	22.26	0.29	21.17	0.00	0.00	0.08	2.54	
Dermaptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.89	0.00	0.00	
Heteroptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.32	
Homoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.63	
Coleoptera	0.51	46.36	0.62	35.63	1.40	47.95	0.59	43.07	2.06	91.96	2.61	82.86	
Lepidoptera	0.06	5.45	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	6.57	0.00	0.00	0.00	0.00	
Diptera	0.02	1.82	0.01	0.57	0.01	0.34	0.02	1.46	0.02	0.89	0.08	2.54	
Hymenoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.32	
Arachnida	0.39	35.45	0.40	22.99	0.37	12.67	0.17	12.41	0.11	4.91	0.09	2.86	
ÖSSZES Total:	1.10	100.00	1.74	100.00	2.92	100.00	1.37	100.00	2.24	100.00	3.15	100.00	

Apajpuszta 1985													
Lucerna Alfalfa	1		2		3		4		5		6		
	4.25.–5.09.		5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.04.		7.04.–7.18.		
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	
	Lumbricidae	0.000	0.00	10.416	26.73	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Isopoda	1.589	6.22	1.430	3.67	4.766	7.26	3.018	9.80	0.477	0.91	3.018	4.17	
Diplopoda	0.000	0.00	0.000	0.00	1.291	1.97	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	
Chilopoda	0.417	1.63	0.000	0.00	2.087	3.18	0.417	1.35	0.000	0.00	1.252	1.73	
Orthoptera	0.000	0.00	2.343	6.01	15.230	23.20	6.795	22.06	0.000	0.00	1.874	2.59	
Dermaptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.500	0.95	0.000	0.00	
Heteroptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.268	0.37	
Homoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.528	0.73	
Coleoptera	11.928	46.69	14.501	37.22	32.745	49.88	13.800	44.81	48.181	91.95	61.045	84.32	
Lepidoptera	1.347	5.27	0.000	0.00	0.000	0.00	2.021	6.56	0.000	0.00	0.000	0.00	
Diptera	0.483	1.89	0.242	0.62	0.242	0.37	0.483	1.57	0.483	0.92	1.932	2.67	
Hymenoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.222	0.31	
Arachnida	9.782	38.29	10.033	25.75	9.280	14.14	4.264	13.85	2.759	5.27	2.257	3.12	
ÖSSZES Total:	25.546	100.00	38.965	100.00	65.641	100.00	30.798	100.00	52.400	100.00	72.396	100.00	



4. ábra: Az Apajpusztán 1985-ben lucernában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energia értékeinek (balra) és azok dominancia viszonyainak (jobbra) dinamikája.
 Figure 4. Dynamics of individual, mass, and energy values (left) and their dominance conditions (right) of the animal food source availability trapped in *alfalfa* in Apajpuszta, in 1985.

4. táblázat: Az összes állati eredetű és a Coleoptera táplálékforrás alakulása Apajpusztán, 1985-ben

Table 5. Dynamics of total animal and Coleoptera food sources (gram) in Apajpuszta, in 1985.

Apajpuszta 1985

Gramm Gram	Habitat	1 5.09.	2 5.23.	3 6.06.	4 6.20.	5 7.04.	6 7.18.	Összes tömeg Total mass
Összes állati eredetű táplálékbázis Total animal food sources	Szíki gyepek Alkaline grassland	2,09	3,02	3,02	2,70	2,23	2,15	15,21
	Őszi árpa Winter barley	1,27	1,34	1,75	3,78	–	–	8,14
	Lucerna Alfalfa	1,10	1,74	2,92	1,37	2,24	3,15	12,52
Coleoptera	Szíki gyepek Alkaline grassland	1,27	1,53	1,82	1,47	2,00	1,84	9,93
	Őszi árpa Winter barley	1,12	1,14	1,37	3,68	–	–	7,31
	Lucerna Alfalfa	0,51	0,62	1,40	0,59	2,06	2,61	7,79

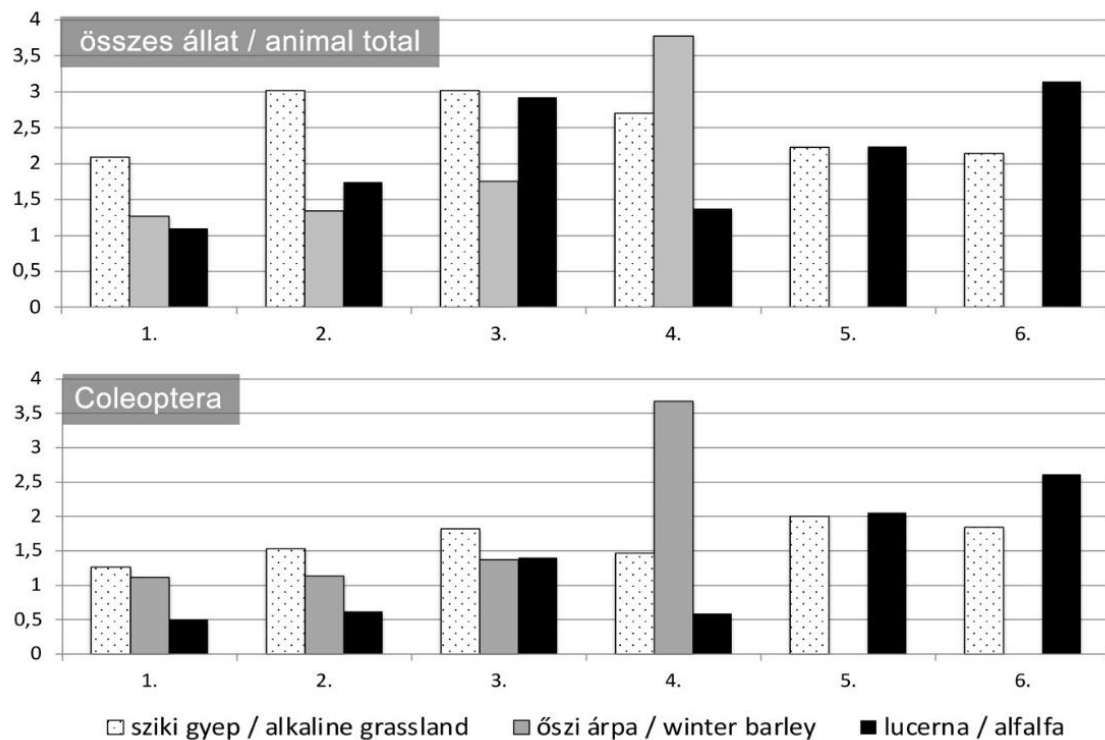
**5. ábra: Az összes állati eredetű és a Coleoptera táplálékforrás alakulása Apajpusztán, 1985-ben**

Figure 5. Dynamics of total animal and Coleoptera food sources (gram) in Apajpuszta, in 1985.

5. táblázat: Az Apajpusztán 1985-ben csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi, tömeg-, energiadominancia és diverzitás viszonyainak átlagértéke.

Table 5. The average value of the individual, mass, energy-dominance, and diversity conditions of the animal food source availability trapped in Apajpuszta, in 1985.

Apajpuszta 1985						
Sziki gye <i>Alkaline grassland</i>	Egyed <i>Individuals</i> pd	(átl. <i>Mean</i>) %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean</i>) %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean</i>) %
Lumbricidae	0.2	0.10	0.012	0.47	0.234	0.39
Isopoda	10.0	5.15	0.062	2.45	0.980	1.65
Diplopoda	0.3	0.15	0.017	0.67	0.239	0.40
Chilopoda	0.3	0.15	0.005	0.20	0.104	0.18
Orthoptera	0.5	0.26	0.058	2.29	1.367	2.30
Coleoptera	83.0	42.74	1.610	63.51	37.656	63.47
Lepidoptera	6.7	3.45	0.218	8.60	4.903	8.26
Diptera	1.5	0.77	0.008	0.32	0.201	0.34
Hymenoptera	28.7	14.78	0.008	0.32	0.185	0.31
Arachnida	63.0	32.44	0.537	21.18	13.461	22.69
ÖSSZES Total:	194.2	100.0	2.535	100.0	59.330	100.0
H:	1.360					
J:	0.591					

Apajpuszta 1985						
Őszi árpa <i>Winter barley</i>	Egyed <i>Individuals</i> pd	(átl. <i>Mean</i>) %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean</i>) %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean</i>) %
Isopoda	2.0	1.72	0.023	1.13	0.357	0.75
Diplopoda	0.3	0.26	0.003	0.15	0.036	0.08
Chilopoda	0.3	0.26	0.003	0.15	0.052	0.11
Coleoptera	90.5	77.68	1.828	89.70	42.743	89.90
Lepidoptera	0.3	0.26	0.005	0.25	0.112	0.24
Diptera	3.0	2.58	0.013	0.64	0.302	0.64
Hymenoptera	0.8	0.69	0.048	2.36	1.057	2.22
Arachnida	19.3	16.57	0.115	5.64	2.884	6.07
ÖSSZES Total:	116.5	100.0	2.038	100.0	47.543	100.0
H:	0.738					
J:	0.355					

Apajpuszta 1985						
Lucerna <i>Alfalfa</i>	Egyed <i>Individuals</i> pd	(átl. <i>Mean</i>) %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean</i>) %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean</i>) %
Lumbricidae	1.2	0.93	0.087	4.17	1.736	3.65
Isopoda	17.0	13.17	0.150	7.19	2.383	5.00
Diplopoda	0.5	0.39	0.015	0.72	0.215	0.45
Chilopoda	3.0	2.32	0.033	1.58	0.696	1.46
Orthoptera	1.5	1.16	0.187	8.96	4.374	9.18
Dermaptera	0.3	0.23	0.003	0.14	0.083	0.17
Heteroptera	0.2	0.15	0.002	0.10	0.045	0.09
Homoptera	0.8	0.62	0.003	0.14	0.088	0.18
Coleoptera	65.8	50.97	1.298	62.19	30.367	63.76
Lepidoptera	0.8	0.62	0.025	1.20	0.561	1.18
Diptera	6.2	4.80	0.027	1.29	0.644	1.35
Hymenoptera	0.5	0.39	0.002	0.10	0.037	0.08
Arachnida	31.3	24.24	0.255	12.22	6.396	13.43
ÖSSZES Total:	129.1	100.0	2.087	100.0	47.625	100.0
H:	1.413					
J:	0.551					

6. táblázat: Az átlagértékek (egyed, tömeg és energia) és az egyedi diverzitás összehasonlítása Apajpuszta, 1985.

Table 5. Comparison of average values (individual, mass, and energy) and individual diversity, Apajpuszta, 1985.

Habitatok Habitats	t-egyed t-Individual		t-tömeg t-Mass		t-energia t-Energy		Diverzitás Diversity	
Sziki gyep – lucerna Alkaline grassland – Alfalfa	6.352	***	2.512	*	2.788	**	0.470	NSZ
Sziki gyep – őszi árpa Alkaline grassland – Winter barley	5.313	***	1.850	*	1.869	*	5.414	***
Lucerna – őszi árpa Alfalfa – Winter barley	1.097	NSZ	0.229	NSZ	0.016	NSZ	4.936	***

t < t-tábl. (p=5 %) → NSZ

t-tábl. (p=5 %) < t < t-tábl. (p=1 %) → *

t-tábl. (p=1 %) < t < t-tábl. (p=0.1 %) → **

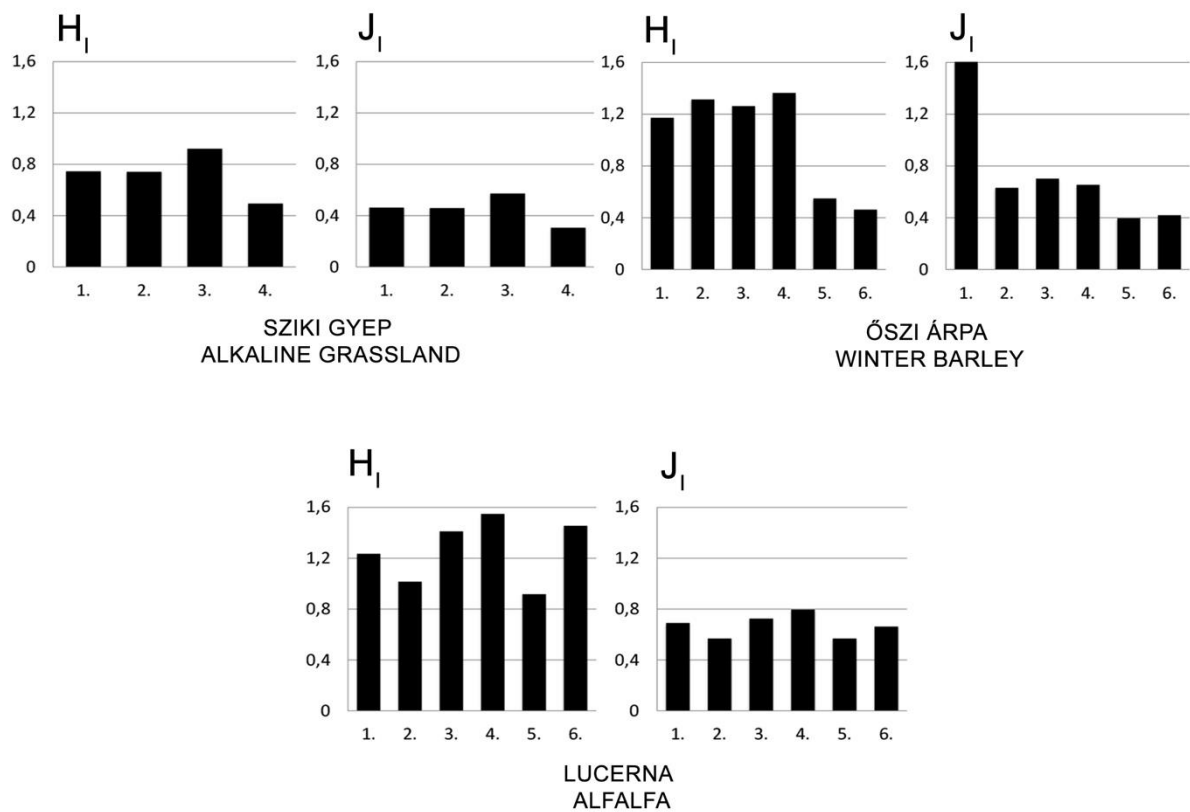
t > t-tábl. (p=0.1 %) → ***

7. táblázat: Az egyedszám (H_1) szerinti diverzitás és kiegyenlítettség (J_1) alakulása az egyes habitatokban, Apajpusztán, 1985-ben.Table 7. Diversity according to the number of individuals (H_1), as well as the dynamics of the evenness calculated based on the number of individuals (J_1) in the investigated habitats in Apajpuszta, in 1985.

No.	Apajpuszta 1985	Sziki gyep Alkaline grassland	Őszi árpa Winter barley	Lucerna Alfalfa
		Diverzitás (H_1): egyed Diversity (H_1): Individual		
1	4.25. – 5.09.	1,173	0,744	1,234
2	5.09. – 5.23.	1,314	0,742	1,017
3	5.23. – 6.06.	1,262	0,923	1,413
4	6.06. – 6.20.	1,365	0,494	1,547
5	6.20. – 7.04.	0,550	—	0,916
6	7.04. – 7.18.	0,463	—	1,454
		Kiegyenlítettség (J_1): egyed Evenness (J_1): Individual		
1	4.25. – 5.09.	1,603	0,462	0,689
2	5.09. – 5.23.	0,632	0,461	0,568
3	5.23. – 6.06.	0,704	0,573	0,726
4	6.06. – 6.20.	0,656	0,307	0,795
5	6.20. – 7.04.	0,397	—	0,569
6	7.04. – 7.18.	0,421	—	0,662

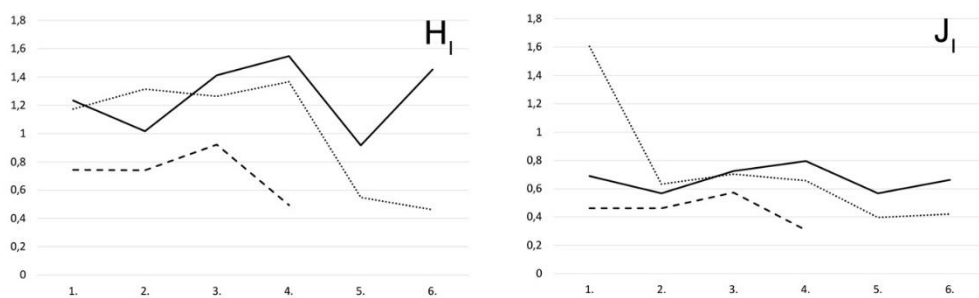


Túzok költőhely Apajpusztán (Fotó: LÓRÁNT M.)
Great Bustard nesting site near Apajpuszta (Photo. M. LÓRÁNT)



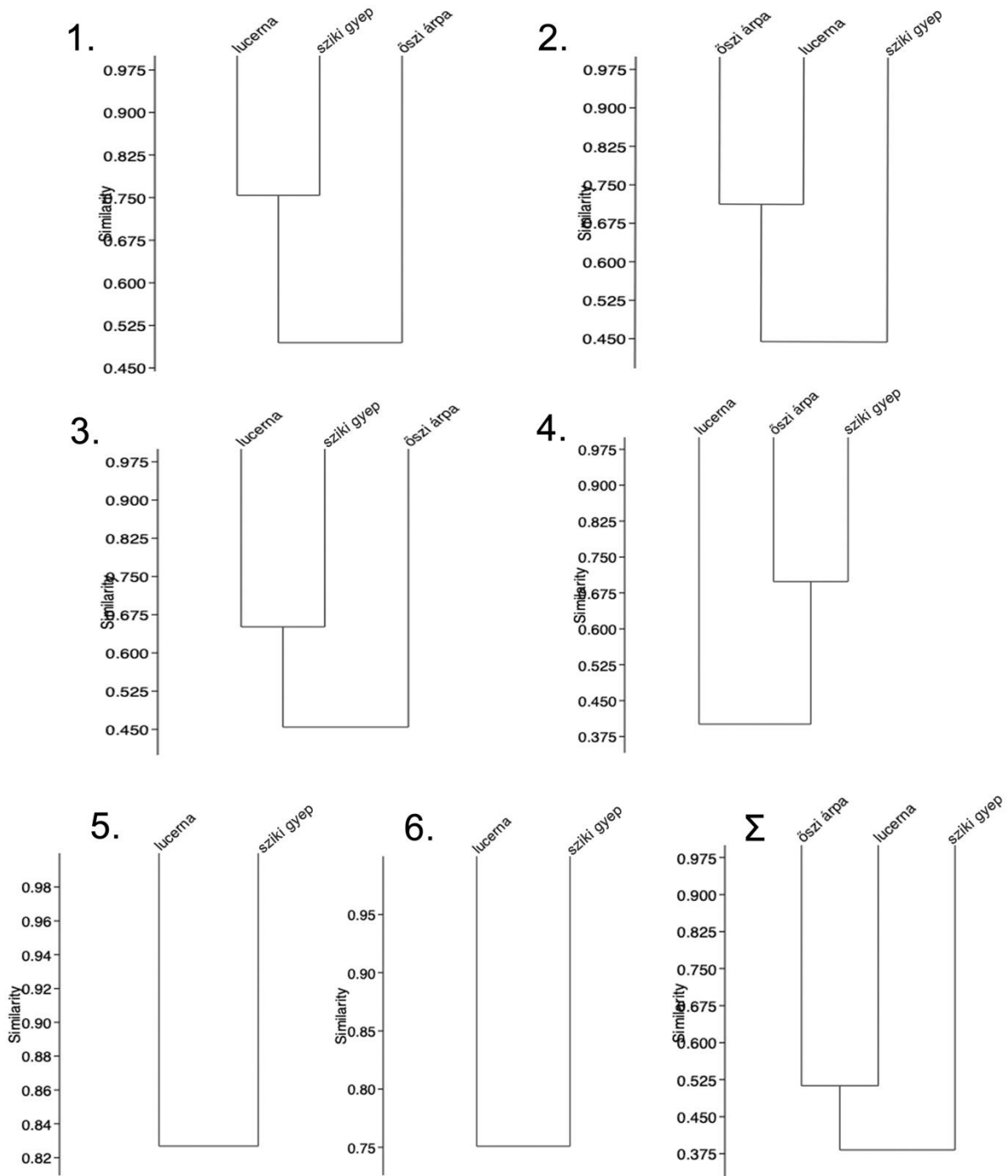
6. ábra: Az egyedszám (H_1) szerinti diverzitás és az egyedszám (J_1) alapján számított kiegyenlítettség alakulása az egyes habitatokban, Apajpusztán, 1985-ben.

Figure 6. Diversity according to the number of individuals (H_1), as well as the dynamics of the evenness calculated based on the number of individuals (J_1) in the investigated habitats in Apajpuszta, in 1985.



7. ábra: Az egyedszám szerinti diverzitás (H_1) és kiegyenlítettség (J_1) értékeinek összehasonlítása az egyes habitatokban Apajpusztán, 1985-ben.

Figure 7. Comparison of dynamics of diversity according to the number of individuals (H_1), as well as the dynamics of the evenness (J_1) in the investigated habitats in Apajpuszta, in 1985.



8. ábra: A táplálékbázis egyedszám alapján készített dendrogramjai Apajpusztán, 1985-ben, a 6 gyűjtési időpontban (BRAY-CURTIS index) és összesítve (Σ).

Figure 8. Dendrograms of the food sources based on the number of individuals in Apajpuszta, 1985, at the 6 collection times (BRAY-CURTIS index) and in total (Σ).

A habitatonként táplálékkínálat egyedszám alapú középértékei (5. táblázat) t-próbáinak 3 variációjából (6. táblázat) a lucerna-őszi árpa összehasonlítás nem mutatott szignifikáns eltérést (NSZ) sem egyszám, sem tömeg, sem energia alapon. A sziki gyepek-lucerna, sziki gyepek-őszi árpa összevetésben azonban mindhárom (egyed, tömeg, energia) esetben lényeges eltérést találtunk. A diverzitás vonatkozásában a sziki gyepek és lucerna

esetében nem találtunk eltérést (NSZ), míg sziki gyep-őszi árpa, illetve lucerna-őszi árpa összehasonlításban jelentős eltérést (***) mutattunk ki.

Az egyedszám alapján számított *diverzitás* és *kiegyenlítettség* habitatonkénti és időbeni változását (**7. táblázat; 6-7. ábra**) értékelve megállapítható, hogy a tavasz múltával és a nyár előrehaladtával a sziki gyepen mindkét paraméter csökken, az őszi árpában szerény emelkedés után az éréssel ugyancsak csökken, míg a lucernában magas értékek mellett a kaszálás és az új növedék megjelenésével hullámzó, de helyre állítódik.

A **klaszteranalízis (8. ábra)** a sziki gyep, az őszi árpa és a lucerna osztályozása annak a függvényében alakult, hogy a lucerna a kaszálás következtében milyen állapotban volt. Jó fitomassza érték mellett a sziki gyephez volt hasonló, ettől eltérő időben a sziki gyep és az ugyancsak egyszikű őszi árpa hasonlósága volt kimutatható. Az átlagértékek szerint számított hasonlósági indexek a lucernát és az őszi árpát találták hasonlóknak, a sziki gyepet pedig tőlük távolinak.

3.2. MEZŐNAGYMIHÁLY

Mezőnagymihályon 5 habitatot vizsgáltunk 1991-ben, az ősgyepet, az őszi búzát, a lucernát, a repcét és a silókukoricát (**8-13. táblázat; 9-14. ábra**).

Az **ősgyep** ízeltlábú táplálékkínálat dinamikája az *egyedszám* alapján enyhén csökkenő tendenciát mutatott a vizsgálati idő előrehaladtával. A kínálat belső dominanciaviszonyait tekintve kezdetben a Hymenoptera (hangyák), a Coleoptera és az Arachnida túlsúlyát mutatta, ami júliusra megváltozott. Jelentős mértékben háttérbe szorultak a hártyásszárnyúak, dominánssá váltak a bogarak, s Diptera-k is megjelentek a mintákban. Más volt a helyzet a *tömegviszonyok* tekintetében. Növekvő dinamika volt kimutatható, ami a Coleoptera szerepének hangsúlyosabbá válásának volt következménye, amiket részesedés tekintetében a pókok követtek, végül a vizsgálat utolsó szakaszában az Orthoptera is megjelent. A többi taxon összességében sem jelentett 1-2%-nál nagyobb mennyiséget. Az *energiaviszonyok* jól követték a tömegviszonyok által meghatározott dinamikát, igaz a hangyák szerepe itt hangsúlyosabbá vált (**8. táblázat; 9. ábra**).

Az **őszi búza** ízeltlábú táplálékkínálatának dinamikájában *egyedszám* tekintetében kezdetben emelkedő, majd (a betakarítás előtt) nagyon erősen csökkenő tendenciát tapasztaltunk. Egyedszám tekintetében a domináns taxonok a Hymenoptera (hangyák), a Coleoptera és az Arachnida voltak, kezdetben bogár, majd hangya túlsúllyal. Ezzel szemben a *tömegviszonyok* tekintetében csökkenő dinamikát mutathattunk ki, ami elsősorban a domináns Coleoptera kínálat csökkenésére volt visszavezethető. Ugyanez volt a helyzet az *energiaviszonyokat* illetően, ahol a Coleoptera mellett érzékelhető mértékben csökkent az Arachnida taxon szerepe (**9. táblázat; 10. ábra**).

Az **új vetésű lucerna** ízeltlábú táplálékkínálatának dinamikájában *egyedszám* tekintetében hullámzó egyedszámváltozást tapasztaltunk, ami itt is összefüggésbe hozható a lucerna kaszálásával. A későbbi első kaszálás (június vége) utáni erősen lecsökkent fitomassza és a növényzeti takarás hiánya egyedszámcsökkenéshez vezetett, majd az új zöld növedék visszaállította a kiindulási állapotot. Egyedszám és egyedidominancia vonatkozásában a Coleoptera, Arachnida, Diptera és a vizsgálat végén az Orthoptera taxonokat kell kiemelni. *Tömegviszonyok* vonatkozásában a Coleoptera dominancia mellett változó részesedéssel, de az Orthoptera és az Arachnida követő sorrend adható meg. *Energiaviszonyok* esetében az említett taxonok mellett a földigiliszták (Lumbricidae) eseti magas részarányát (6,65%) kell kiemelni (**10. táblázat; 11. ábra**).

A **repcé** esetében az ízeltlábú táplálékkínálat *egyszámok* alapján a teljes vizsgálati időszakban növekedést mutatott, csupán az érés utolsó fázisában történt jelentősebb visszaesés. A taxonok közül a Coleoptera túlsúly ez esetben is megnyilvánult (69–71%),

amihez társult a nagyobb arányú (5–23%) Diptera és 0–17%-nyi Arachnida jelenlét. A *tömegviszonyokat* tekintve a Coleoptera dominancia még határozottabb volt (92–97%), amihez az Arachnida 3–7% körüli tömegaránya társult. *Energiaviszonyok* tekintetében ugyanazokat a relációkat tudtuk kimutatni, mint azt a tömegnél leírtuk (**11. táblázat; 12. ábra**).

A **silókukorica** állati eredetű táplálékkínálat *egyedszám* tekintetében kezdetben emelkedést, majd június végéig csökkenést lehetett kimutatni, hogy azt követően júliusban ismételt növekvő fogási számokat mutathassunk ki. A vizsgálat során végig a kétszárnyúak voltak a dominánsak, csak a vizsgálati időszak végén vették át a vezető szerepet a Coleoptera-k. Az Arachnida egyedszám aránya 5-25% között változott. A *tömegviszonyok* tekintetében kezdetben kiegyenlített volt a jelenlévő taxonok egymáshoz viszonyított aránya, az Orthoptera-k növekvő (max. 37,74%-os) részesedése mellett, de a júliusi vizsgálatokban már a Coleoptera abszolút dominanciája (70-93%) volt kimutatható. *Energiaviszonyok* tekintetében hasonló értékeket lehetett tapasztalni, mint a tömegviszonyok esetében láthattuk (**12. táblázat; 13. ábra**).

Ha összevetjük az öt vizsgált élőhely ízeltlábú táplálékforrás kínálata *tömegviszonyainak* alakulását (**13. táblázat; 14. ábra**), akkor kezdetek óta az őszi búza dominanciája volt kimutatható, amit a lucerna és a repce követtek. Az őszyep összes ízeltlábú illetve Coleoptera tömegértékei előzőeknél mindig alacsonyabbak voltak, s csak a silókukoricát és az érfélben lévő őszi búzát, valamint a lucerna tarlót tudta megelőzni. Amikor betakarították az őszi búzát és a repcét, a lábon álló háromféle növényzet rangsorában is az utolsó helyre szorult a lucerna és a silókukorica után. A sziki gyeptáplálékkínálatának enyhe növekedésével egyidőben az agrár habitatok táplálékforrás intenzívebb növekedése játszódott le, a Coleoptera kínálat dominanciájával.

A habitatonként táplálékkínálat *egyedszám* alapú középértékei (**14. táblázat**) t-próbáinak 10 variációjából (**15. táblázat**) a silókukorica–új vetésű lucerna, a silókukorica–őszyep, valamint az új vetésű lucerna–őszyep (azaz 3) viszonylatban nem volt szignifikáns (NSZ) az eltérés. A *tömegviszonyok* középértékei szerint a 10 variációból a silókukorica–őszyep, repce–őszi búza, repce–újvetésű lucerna (azaz 3) viszonylatban nem mutatott szignifikáns eltérést (NSZ) sem egyszám, sem tömeg, sem energia alapon. Az energetikai alapon történt összevetésben ugyanazok a nem lényeges eltérések igazolódtak, mint a *tömegviszonyok* esetében. A diverzitás vonatkozásában a silókukorica és új vetésű lucerna, az őszyep és őszi búza és az őszyep újvetésű lucerna esetében nem találtunk eltérést (NSZ). A legtöbb (n=22) összehasonlításban jelentős eltérést (***) mutattunk ki alacsonyabb fokú szignifikáns különbséget (**: 2 esetben; *: 3 esetben).

Az *egyedszám* alapján számított *diverzitás* és *kiegyenlítettség* habitatonkénti és időbeni változását (**16. táblázat; 15-16. ábra**) értékelve megállapítható, hogy a tavasz múltával és a nyár előrehaladtával az őszyepen mindkét paraméter enyhén csökkent, az őszi búzában szerény emelkedés után az éréssel ugyancsak csökken, míg az új vetésű lucernában magas értékek mellett a kaszálás és az új növedék megjelenésével hullámzó, de helyre állítódik. Repcében enyhén hullámzó diverzitás mellett kissé növekvő kiegyenlítettséget észleltünk, míg a silókukoricában a diverzitás nőtt a vizsgálat félidejéig, majd utána visszaesés volt tapasztalható. A kiegyenlítettség viszont viszonylag állandó maradt. Általában a termesztett növényekkel jellemezhető habitatokban mindkét paraméter magasabb volt, mint az őszyepéi.

8. táblázat: A Mezőnagymihályon 1991-ben ősgyepen csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- energia-, dominancia és egyedi diverzitás viszonyai mérésenként.

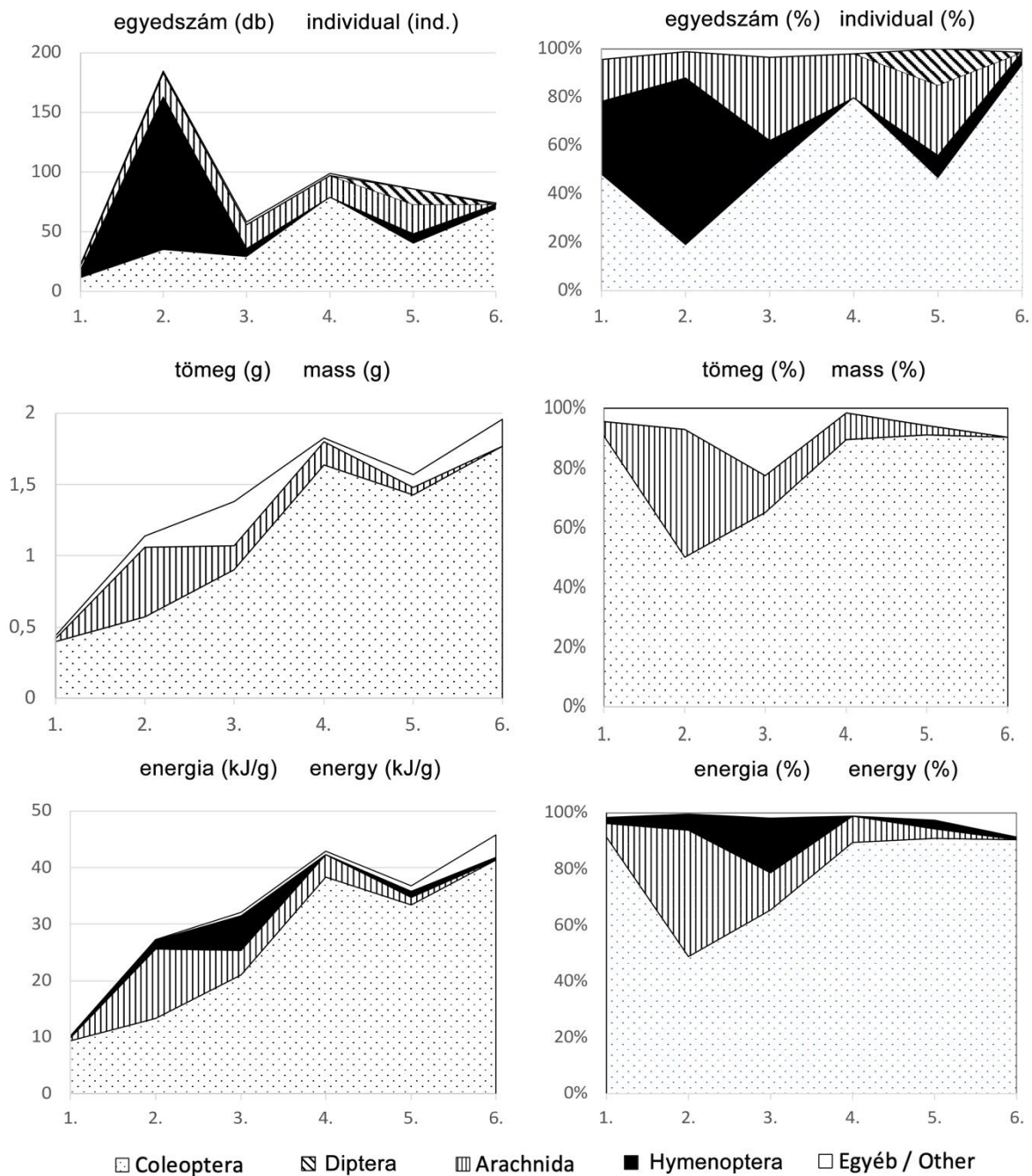
Table 8. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *natural grassland* in Mezőnagymihály in 1991, by measurement.

Mezőnagymihály 1991												
Ősgyep Natural grassland	1		2		3		4		5		6	
	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.		7.18.–8.01.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	db	%	db	%
Lumbricidae	0	0.00	0	0.00	1	1.72	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Isopoda	1	4.35	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Diplopoda	0	0.00	2	1.08	0	0.00	1	1.01	0	0.00	0	0.00
Chilopoda	0	0.00	0	0.00	1	1.72	1	1.01	0	0.00	0	0.00
Orthoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	1.35
Coleoptera	11	47.83	35	18.92	29	50.00	79	79.80	40	46.51	69	93.24
Diptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	13	15.12	0	0.00
Hymenoptera	7	30.43	128	69.19	7	12.07	0	0.00	8	9.30	4	5.41
Arachnida	4	17.39	20	10.81	20	34.48	18	18.18	25	29.07	0	0.00
ÖSSZES Total:	23	100.00	185	100.00	58	100.00	99	100.00	86	100.00	74	100.00
H:	1.155	—	0.859	—	1.109	—	0.583	—	1.222	—	0.281	—
J:	0.833	—	0.620	—	0.689	—	0.420	—	0.881	—	0.256	—

Mezőnagymihály 1991												
Ősgyep Natural grassland	1		2		3 4				5		6	
	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.		7.18.–8.01.	
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Lumbricidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	1.45	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Isopoda	0.01	2.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Diplopoda	0.00	0.00	0.01	0.88	0.00	0.00	0.02	1.09	0.00	0.00	0.00	0.00
Chilopoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.72	0.01	0.55	0.00	0.00	0.00	0.00
Orthoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	8.67
Coleoptera	0.40	90.91	0.57	50.00	0.90	65.22	1.64	89.62	1.43	91.08	1.77	90.31
Diptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	2.55	0.00	0.00
Hymenoptera	0.01	2.27	0.07	6.14	0.28	20.29	0.00	0.00	0.05	3.18	0.02	1.02
Arachnida	0.02	4.55	0.49	42.98	0.17	12.32	0.16	8.74	0.05	3.18	0.00	0.00
ÖSSZES Total:	0.44	100.00	1.14	100.00	1.38	100.00	1.83	100.00	1.57	100.00	1.96	100.00

Mezőnagymihály 1991

Ősgyep Natural grassland	1		2		3		4		5		6	
	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.		7.18.–8.01.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Lumbricidae	0.000	0.00	0.000	0.00	0.401	1.25	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Isopoda	0.159	1.55	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Diplopoda	0.000	0.00	0.143	0.52	0.000	0.00	0.287	0.67	0.000	0.00	0.000	0.00
Chilopoda	0.000	0.00	0.000	0.00	0.209	0.65	0.209	0.49	0.000	0.00	0.000	0.00
Orthoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	3.983	8.69
Coleoptera	9.356	91.38	13.332	48.80	21.050	65.47	38.358	89.48	33.446	90.94	41.399	90.34
Diptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.966	2.63	0.000	0.00
Hymenoptera	0.222	2.17	1.557	5.70	6.229	19.37	0.000	0.00	1.112	3.02	0.445	0.97
Arachnida	0.502	4.90	12.290	44.98	4.264	13.26	4.013	9.36	1.254	3.41	0.000	0.00
ÖSSZES Total:	10.239	100.00	27.322	100.00	32.153	100.00	42.867	100.00	36.778	100.00	45.827	100.00



9. ábra: A Mezőnagymihályon 1991-ben ősgyepen csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energia-dominancia viszonyai mérésenként.

Figure 9. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in natural grassland in Mezőnagymihály in 1991, by measurement.

9. táblázat: A Mezőnagymihályon 1991-ben őszi búzában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- energia-, dominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 9. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in **winter wheat** in Mezőnagymihály in 1991, by measurement.

Mezőnagymihály 1991

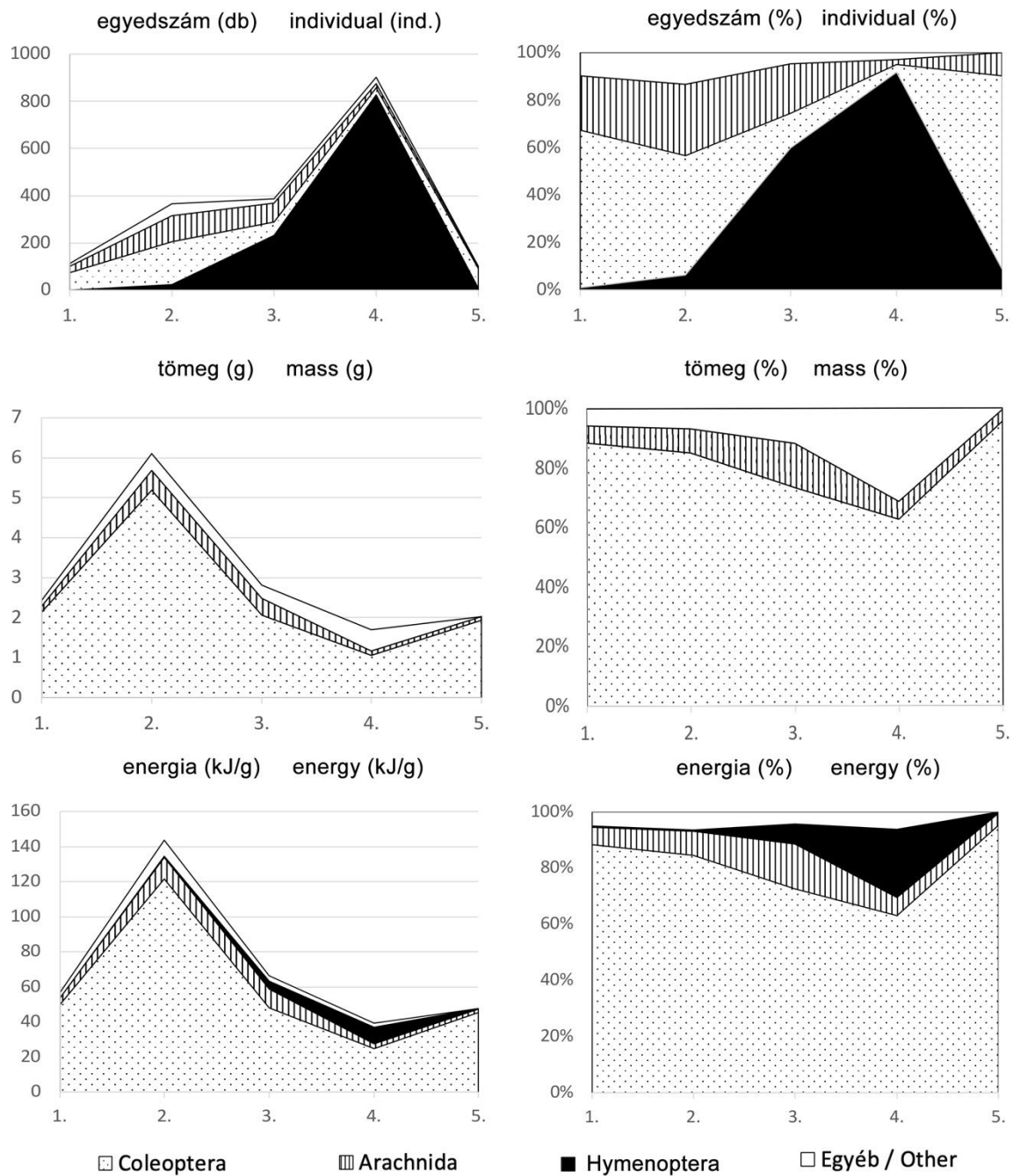
	1		2		3		4		5	
Őszi búza Winter wheat	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Diplopoda	9	7.96	7	1.92	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Orthoptera	1	0.88	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Coleoptera	75	66.37	184	50.41	57	14.69	30	3.33	83	81.37
Diptera	1	0.88	42	11.51	18	4.64	26	2.88	0	0.00
Hymenoptera	1	0.88	23	6.30	232	59.79	827	91.69	9	8.82
Arachnida	26	23.01	109	29.86	81	20.88	19	2.11	10	9.80
ÖSSZES Total:	113	100.00	365	100.00	388	100.00	902	100.00	102	100.00
H:	0.937	—	1.205	—	1.059	—	0.376	—	0.610	—
J:	0.523	—	0.749	—	0.764	—	0.271	—	0.555	—

Mezőnagymihály 1991

	1		2		3		4		5	
Őszi búza Winter wheat	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.	
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Diplopoda	0.02	0.83	0.01	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Orthoptera	0.10	4.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Coleoptera	2.14	88.43	5.19	85.08	2.06	73.31	1.06	62.72	1.94	95.57
Diptera	0.01	0.41	0.38	6.23	0.12	4.27	0.10	5.92	0.00	0.00
Hymenoptera	0.01	0.41	0.02	0.33	0.21	7.47	0.43	25.44	0.01	0.49
Arachnida	0.14	5.79	0.50	8.20	0.42	14.95	0.10	5.92	0.08	3.94
ÖSSZES Total:	2.42	100.00	6.10	100.00	2.81	100.00	1.69	100.00	2.03	100.00

Mezőnagymihály 1991

	1		2		3		4		5	
Őszi búza Winter wheat	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Diplopoda	0.287	0.51	0.143	0.10	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Orthoptera	2.343	4.14	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Coleoptera	50.052	88.34	121.389	84.48	48.181	72.69	24.792	63.11	45.375	95.32
Diptera	0.242	0.43	9.177	6.39	2.898	4.37	2.415	6.15	0.000	0.00
Hymenoptera	0.222	0.39	0.445	0.31	4.672	7.05	9.566	24.35	0.222	0.47
Arachnida	3.511	6.20	12.541	8.73	10.534	15.89	2.508	6.38	2.007	4.22
ÖSSZES Total:	56.657	100.00	143.695	100.00	66.285	100.00	39.281	100.00	47.604	100.00



10. ábra: A Mezőnagymihályon 1991-ben, őszi búzában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energia-dominancia viszonyai mérésenként.

Figure 10. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in winter wheat in Mezőnagymihály in 1991, by measurement.

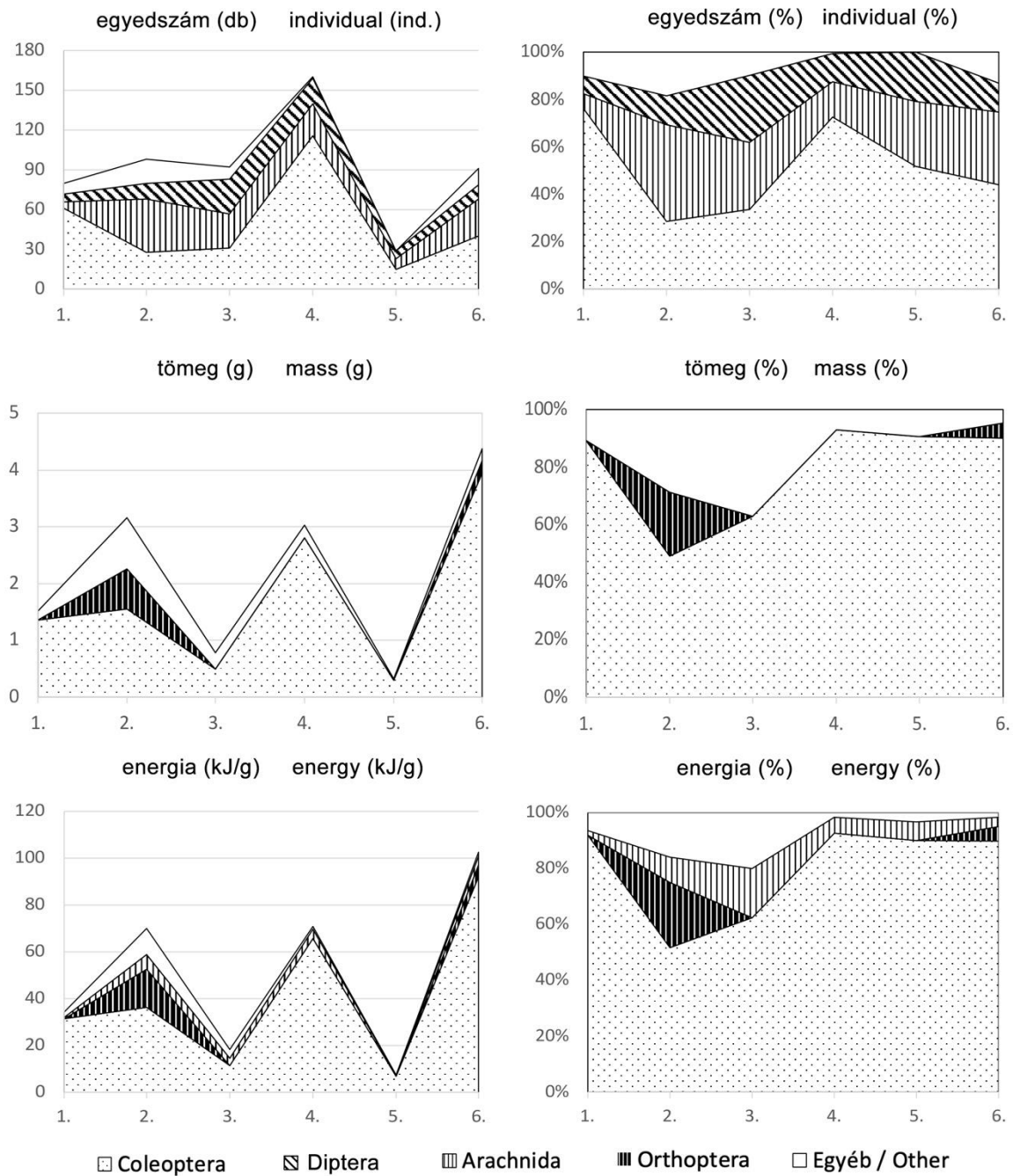
10. táblázat: A Mezőnagymihályon 1991-ben új vetésű lucernában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- energia-, dominancia és egyedi diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 10. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in 1st year alfalfa in Mezőnagymihály in 1991, by measurement.

Mezőnagymihály 1991												
Új vetésű lucerna 1st year alfalfa	1		2		3		4		5		6	
	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.		7.18.–8.01.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Lumbricidae	0	0.00	1	1.02	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Isopoda	2	2.50	10	10.20	5	5.43	1	0.63	0	0.00	0	0.00
Diplopoda	6	7.50	5	5.10	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Orthoptera	0	0.00	2	2.04	0	0.00	0	0.00	0	0.00	12	13.19
Coleoptera	61	76.25	28	28.57	31	33.70	116	72.50	15	51.72	40	43.96
Diptera	6	7.50	12	12.24	26	28.26	19	11.88	6	20.69	11	12.09
Hymenoptera	0	0.00	0	0.00	4	4.35	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Arachnida	5	6.25	40	40.82	26	28.26	24	15.00	8	27.59	28	30.77
ÖSSZES Total:	80	100.00	98	100.00	92	100.00	160	100.00	29	100.00	91	100.00
H:	0.861	—	1.492	—	1.375	—	0.802	—	1.022	—	1.247	—
J:	0.535	—	0.767	—	0.855	—	0.579	—	0.930	—	0.899	—

Mezőnagymihály 1991												
Új vetésű lucerna 1st year alfalfa	1		2		3		4		5		6	
	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.		7.18.–8.01.	
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Lumbricidae	0.00	0.00	0.21	6.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Isopoda	0.02	1.32	0.10	3.16	0.02	2.56	0.01	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00
Diplopoda	0.10	6.62	0.31	9.81	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Orthoptera	0.00	0.00	0.70	22.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	5.03
Coleoptera	1.35	89.40	1.55	49.05	0.49	62.82	2.81	93.05	0.29	90.63	3.94	90.16
Diptera	0.02	1.32	0.04	1.27	0.12	15.38	0.04	1.32	0.01	3.13	0.07	1.60
Hymenoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	2.56	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Arachnida	0.02	1.32	0.25	7.91	0.13	16.67	0.16	5.30	0.02	6.25	0.14	3.20
ÖSSZES Total:	1.51	100.00	3.16	100.00	0.78	100.00	3.02	100.00	0.32	100.00	4.37	100.00

Mezőnagymihály 1991												
Új vetésű lucerna 1st year alfalfa	1		2		3		4		5		6	
	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.		7.18.–8.01.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Lumbricidae	0.000	0.00	4.206	6.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Isopoda	0.318	0.93	1.589	2.27	0.318	1.73	0.159	0.22	0.000	0.00	0.000	0.00
Diplopoda	1.434	4.18	4.445	6.34	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Orthoptera	0.000	0.00	16.401	23.39	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	5.155	5.03
Coleoptera	31.575	92.02	36.253	51.69	11.461	62.35	65.723	92.75	6.783	90.12	92.153	89.90
Diptera	0.483	1.41	0.966	1.38	2.898	15.76	0.966	1.36	0.242	3.22	1.691	1.65
Hymenoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.445	2.42	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Arachnida	0.502	1.46	6.271	8.94	3.261	17.74	4.013	5.66	0.502	6.67	3.511	3.43
ÖSSZES Total:	34.312	100.00	70.131	100.00	18.383	100.00	70.861	100.00	7.527	100.00	102.510	100.00



11. ábra: A Mezőnagymihályon 1991-ben új vetésű lucernában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energia-dominancia viszonyai mérésenként.

Figure 1.: Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in 1st year alfalfa in Mezőnagymihály in 1991, by measurement.

11. táblázat: A Mezőnagymihályon 1991-ben repcében csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- energia-, dominancia és egyedi diverzitás viszonyai mérésenként.
 Table 11. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *oilseed rape* in Mezőnagymihály in 1991, by measurement.

Mezőnagymihály 1991

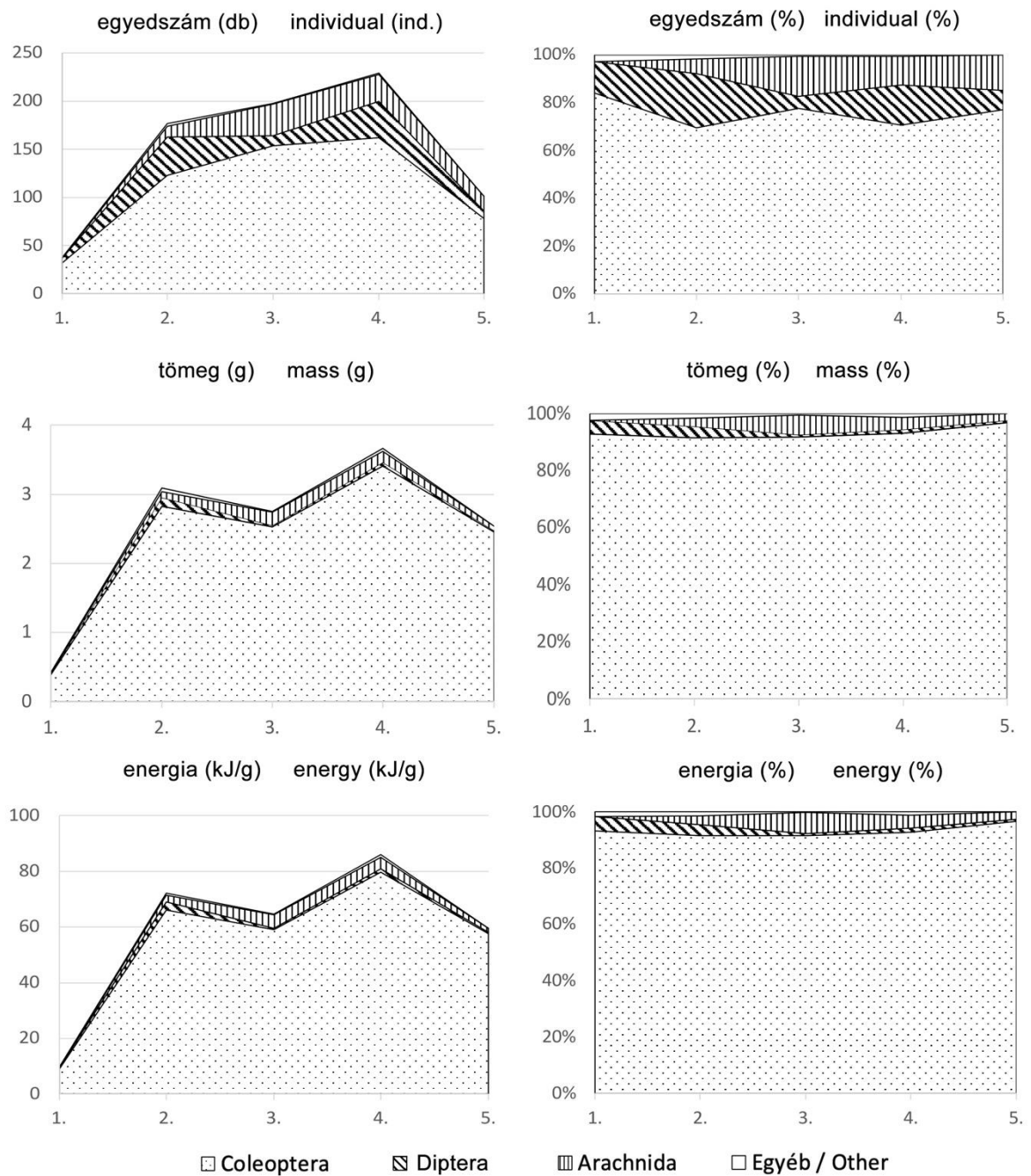
Repce Oilseed rape	1		23				45			
	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Isopoda	1	2.63	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Diplopoda	0	0.00	1	0.56	1	0.51	0	0.00	0	0.00
Chilopoda	0	0.00	1	0.56	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Orthoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.44	0	0.00
Coleoptera	32	84.21	123	69.49	154	77.78	162	70.74	78	77.23
Diptera	5	13.16	40	22.60	10	5.05	38	16.59	8	7.92
Hymenoptera	0	0.00	1	0.56	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Arachnida	0	0.00	11	6.21	33	16.67	28	12.23	15	14.85
ÖSSZES Total:	38	100.00	177	100.00	198	100.00	229	100.00	101	100.00
H:	0.507	—	0.849	—	0.672	—	0.824	—	0.684	—
J:	0.462	—	0.474	—	0.484	—	0.594	—	0.622	—

Mezőnagymihály 1991

Repce Oilseed rape	1		2		3		4 5			
	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.	
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Isopoda	0.01	2.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Diplopoda	0.00	0.00	0.02	0.65	0.01	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00
Chilopoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Orthoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	1.09	0.00	0.00
Coleoptera	0.39	92.86	2.83	91.59	2.53	92.00	3.41	93.17	2.46	96.85
Diptera	0.02	4.76	0.12	3.88	0.02	0.73	0.05	1.37	0.02	0.79
Hymenoptera	0.00	0.00	0.03	0.97	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Arachnida	0.00	0.00	0.09	2.91	0.19	6.91	0.16	4.37	0.06	2.36
ÖSSZES Total:	0.42	100.00	3.09	100.00	2.75	100.00	3.66	100.00	2.54	100.00

Mezőnagymihály 1991

Repce Oilseed rape	1		2		3		4		5	
	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Isopoda	0.159	1.63	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Diplopoda	0.00	0.00	0.287	0.40	0.143	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00
Chilopoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Orthoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.937	1.09	0.000	0.00
Coleoptera	9.122	93.42	66.191	91.55	59.174	91.65	79.756	92.83	57.537	96.66
Diptera	0.483	4.95	2.898	4.01	0.483	0.75	1.208	1.41	0.483	0.81
Hymenoptera	0.00	0.00	0.667	0.92	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Arachnida	0.00	0.00	2.257	3.12	4.766	7.38	4.013	4.67	1.505	2.53
ÖSSZES Total:	9.764	100.00	72.300	100.00	64.566	100.00	85.914	100.00	59.525	100.00



12. ábra: A Mezőnagymihályon 1991-ben repcében csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energia-dominancia viszonyai mérésenként.

Figure 12. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in oilseed rape in Mezőnagymihály in 1991, by measurement.

12. táblázat: A Mezőnagymihályon 1991-ben silókukoricában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- energia-, dominancia és egyedi diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 12. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *silage maize* in Mezőnagymihály in 1991, by measurement.

Mezőnagymihály 1991

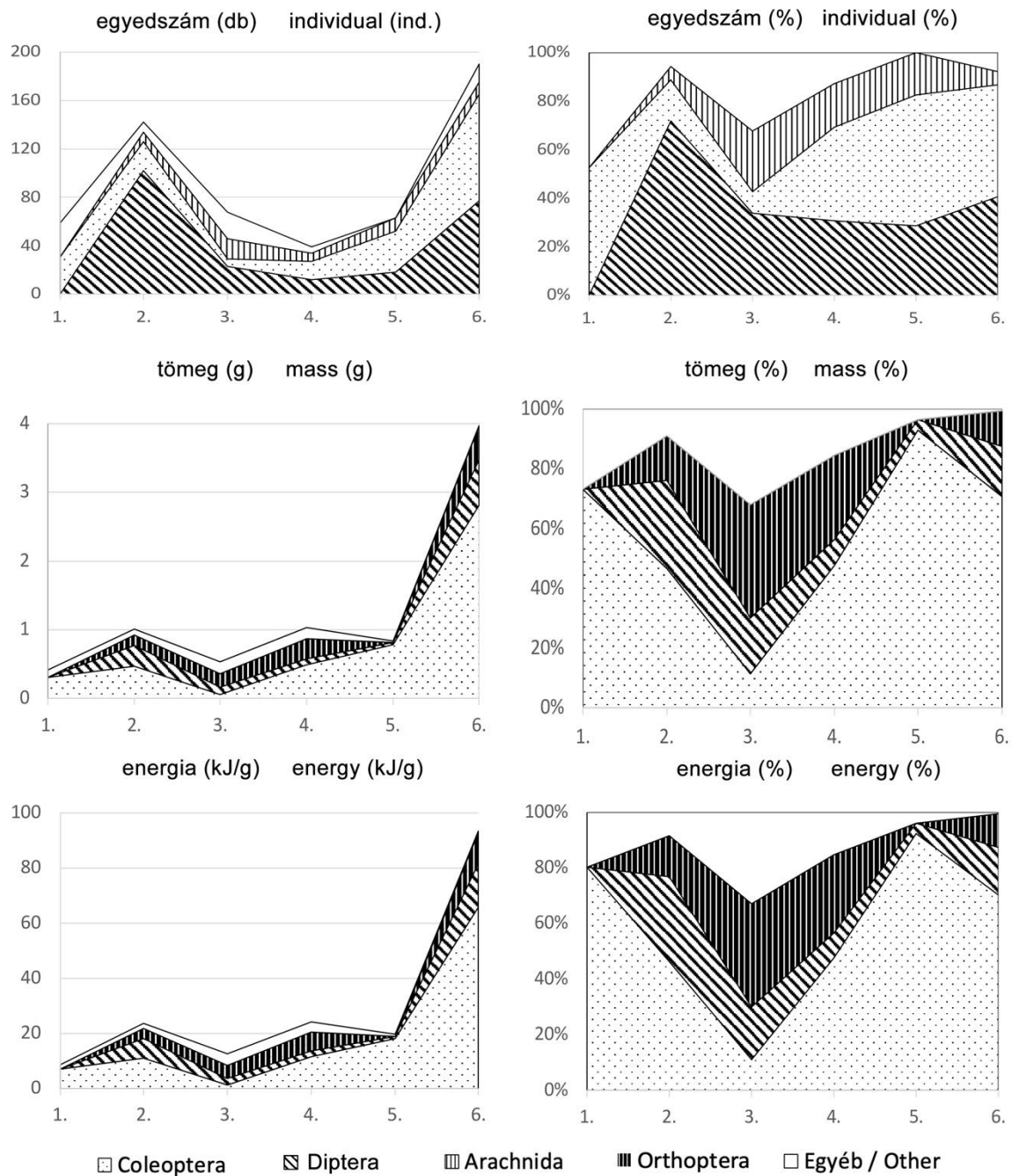
	1		2		3		4		5		6	
Silókukorica	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.		7.18.–8.01.	
<i>Silage maize</i>	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Diplopoda	20	33.90	5	3.52	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Orthoptera	0	0.00	2	1.41	2	2.94	3	7.69	0	0.00	15	7.89
Coleoptera	31	52.54	24	16.90	6	8.82	15	38.46	34	53.97	88	46.32
Lepidoptera	0	0.00	1	0.70	1	1.47	1	2.56	0	0.00	0	0.00
Diptera	0	0.00	102	71.83	23	33.82	12	30.77	18	28.57	77	40.53
Hymenoptera	8	13.56	0	0.00	19	27.94	1	2.56	0	0.00	0	0.00
Arachnida	0	0.00	8	5.63	17	25.00	7	17.95	11	17.46	10	5.26
ÖSSZES Total:	59	100.00	142	100.00	68	100.00	39	100.00	63	100.00	190	100.00
H:	0.976	—	0.913	—	1.449	—	1.424	—	0.996	—	1.078	—
J:	0.888	—	0.510	—	0.809	—	0.795	—	0.906	—	0.778	—

Mezőnagymihály 1991

	1		2		3		4		5		6	
Silókukorica	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.		7.18.–8.01.	
<i>Silage maize</i>	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Diplopoda	0.09	21.95	0.02	1.98	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Orthoptera	0.00	0.00	0.15	14.85	0.20	37.74	0.29	28.16	0.00	0.00	0.48	12.09
Coleoptera	0.30	73.17	0.47	46.53	0.06	11.32	0.49	47.57	0.78	92.86	2.81	70.78
Lepidoptera	0.00	0.00	0.02	1.98	0.02	3.77	0.12	11.65	0.00	0.00	0.00	0.00
Diptera	0.00	0.00	0.30	29.70	0.10	18.87	0.09	8.74	0.03	3.57	0.66	16.62
Hymenoptera	0.02	4.88	0.00	0.00	0.01	1.89	0.01	0.97	0.00	0.00	0.00	0.00
Arachnida	0.00	0.00	0.05	4.95	0.14	26.42	0.03	2.91	0.03	3.57	0.02	0.50
ÖSSZES Total:	0.41	100.00	1.01	100.00	0.53	100.00	1.03	100.00	0.84	100.00	3.97	100.00

Mezőnagymihály 1991

	1		2		3		4		5		6	
Silókukorica	5.09.–5.23.		5.23.–6.06.		6.06.–6.20.		6.20.–7.06.		7.06.–7.18.		7.18.–8.01.	
<i>Silage maize</i>	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Diplopoda	1.291	14.75	0.287	1.21	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Orthoptera	0.000	0.00	3.515	14.80	4.686	36.94	6.795	28.20	0.000	0.00	11.246	12.04
Coleoptera	7.017	80.17	10.993	46.30	1.403	11.06	11.461	47.56	18.243	92.51	65.723	70.36
Lepidoptera	0.000	0.00	0.449	1.89	0.449	3.54	2.695	11.18	0.000	0.00	0.000	0.00
Diptera	0.000	0.00	7.245	30.51	2.415	19.04	2.174	9.02	0.725	3.68	15.940	17.06
Hymenoptera	0.445	5.08	0.000	0.00	0.222	1.75	0.222	0.92	0.000	0.00	0.000	0.00
Arachnida	0.000	0.00	1.254	5.28	3.511	27.68	0.752	3.12	0.752	3.81	0.502	0.54
ÖSSZES Total:	8.753	100.00	23.743	100.00	12.686	100.00	24.099	100.00	19.720	100.00	93.411	100.00



13. ábra: A Mezőnagymihályon 1991-ben silókukoricában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energia-dominancia viszonyai mérésenként.

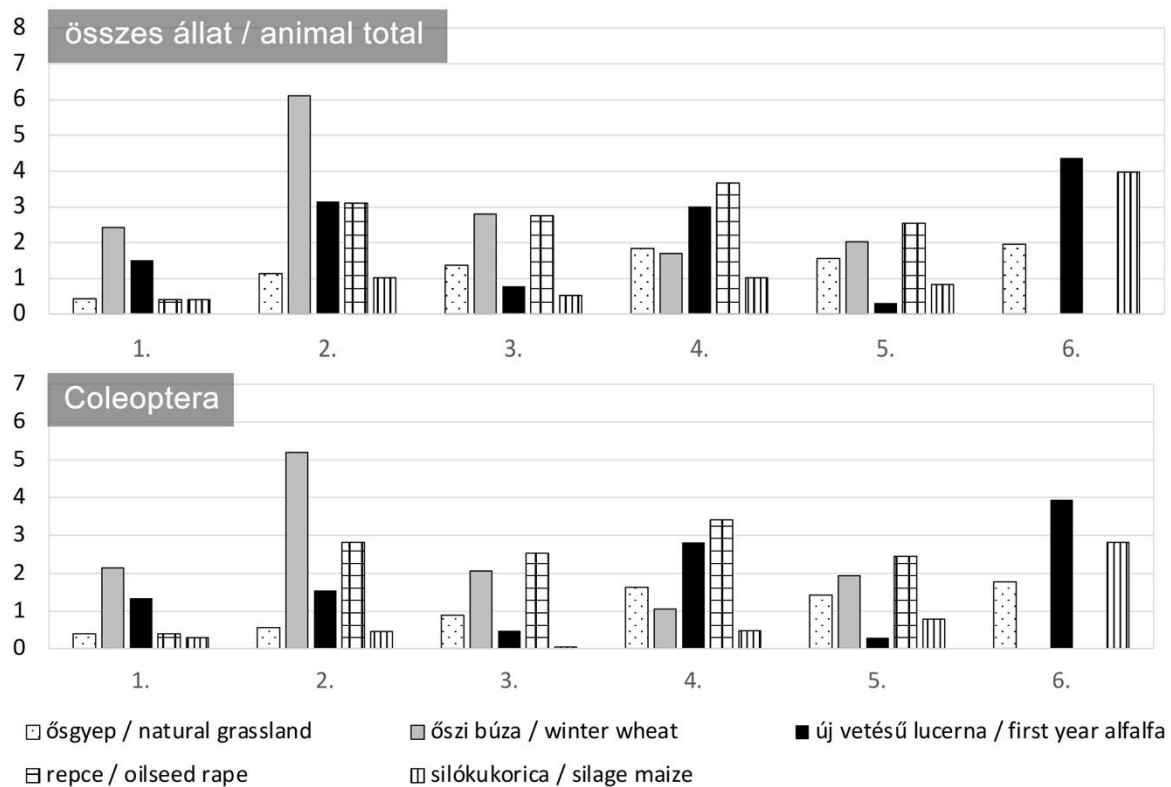
Figure 13. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in silage maize in Mezőnagymihály in 1991, by measurement.

13. táblázat: Az összes állati eredetű és a Coleoptera táplálékforrás (gramm) alakulása Mezőnagymihályon, 1991-ben.

Table 13: Dynamics of total animal and Coleoptera food sources (gram) in Mezőnagymihály, 1991.

Mezőnagymihály 1991

Gramm Gram	Habitat	1	2	3	4	5	6	Összes tömeg Total mass
		5.23.	6.06.	6.20.	7.06.	7.18.	8.01.	
Összes állati eredetű táplálékforrás Total animal food sources	Ősgyep Natural grassland	0,44	1,14	1,38	1,83	1,57	1,96	8,32
	Őszi búza Winter wheat	2,42	6,10	2,81	1,69	2,03	—	15,05
	Új vetésű lucerna 1st year alfalfa	1,51	3,16	0,78	3,02	0,32	4,37	13,16
	Repce Oilseed rape	0,42	3,10	2,75	3,66	2,54	—	12,47
	Silókukorica Silage maize	0,41	1,01	0,53	1,03	0,84	3,97	7,79
Coleoptera	Ősgyep Natural grassland	0,40	0,57	0,90	1,64	1,43	1,77	6,71
	Őszi búza Winter wheat	2,14	5,19	2,06	1,06	1,94	—	12,39
	Új vetésű lucerna 1st year alfalfa	1,35	1,55	0,49	2,81	0,29	3,94	10,43
	Repce Oilseed rape	0,39	2,83	2,53	3,41	2,46	—	11,62
	Silókukorica Silage maize	0,30	0,47	0,06	0,49	0,78	2,81	4,91



14. ábra: Az összes állati eredetű és a Coleoptera táplálékforrás (gramm) alakulása Mezőnagymihályon, 1991-ben.

Figure 14. Dynamics of total animal and Coleoptera food sources (gram) in Mezőnagymihály, 1991.

14. táblázat: A Mezőnagymihályon 1991-ben csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi, tömeg-, energia-dominancia és diverzitás viszonyai átlagértéke.

Table 14. The average value of the individual, mass, energy dominance, and diversity conditions of the animal food source availability trapped in Mezőnagymihály in 1991.

Mezőnagymihály 1991

Ösgyep <i>Natural grassland</i>	Egyed <i>Individual</i> pd	1 (átl. <i>Mean)</i> %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean)</i> %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean)</i> %
Lumbricidae	0.2	0.23	0.003	0.22	0.067	0.21
Isopoda	0.2	0.23	0.002	0.14	0.026	0.08
Diplopoda	0.5	0.57	0.005	0.36	0.072	0.22
Chilopoda	0.3	0.34	0.003	0.22	0.070	0.22
Orthoptera	0.2	0.23	0.028	2.02	0.664	2.04
Coleoptera	43.8	50.00	1.118	80.66	26.157	80.41
Diptera	2.2	2.51	0.007	0.51	0.161	0.49
Hymenoptera	25.7	29.34	0.072	5.19	1.594	4.90
Arachnida	14.5	16.55	0.148	10.68	3.720	11.44
ÖSSZES Total:	87.6	100.0	1.386	100.0	32.531	100.0
H:	1.187					
J:	0.540					

Mezőnagymihály 1991

Őszi búza <i>Winter wheat</i>	Egyed <i>Individual</i> pd	1 (átl. <i>Mean)</i> %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean)</i> %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean)</i> %
Diplopoda	3.2	0.86	0.006	0.20	0.086	0.12
Orthoptera	0.2	0.05	0.020	0.66	0.469	0.66
Coleoptera	85.8	22.94	2.478	82.33	57.958	81.97
Diptera	17.4	4.65	0.122	4.05	2.946	4.17
Hymenoptera	218.4	58.40	0.136	4.52	3.025	4.28
Arachnida	49.0	13.10	0.248	8.24	6.220	8.80
ÖSSZES Total:	374.0	100.0	3.010	100.0	70.704	100.0
H:	1.106					
J:	0.617					

Mezőnagymihály 1991

Új vetésű lucerna <i>1st year alfalfa</i>	Egyed <i>Individual</i> pd	1 (átl. <i>Mean)</i> %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean)</i> %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean)</i> %
Lumbricidae	0.2	0.22	0.035	1.60	0.701	1.38
Isopoda	3.0	3.28	0.025	1.14	0.397	0.78
Diplopoda	1.8	1.97	0.068	3.10	0.980	1.94
Orthoptera	2.3	2.51	0.153	6.98	3.593	7.10
Coleoptera	48.5	52.95	1.738	79.29	40.658	80.32
Diptera	13.3	14.52	0.050	2.28	1.208	2.39
Hymenoptera	0.7	0.76	0.003	0.14	0.074	0.15
Arachnida	21.8	23.80	0.120	5.47	3.010	5.95
ÖSSZES Total:	91.6	100.0	2.192	100.0	50.621	100.0
H:	1.291					
J:	0.621					

Mezőnagymihály 1991

Repce <i>Oilseed rape</i>	Egyed <i>Individual</i> pd	1 (átl. <i>Mean)</i> %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean)</i> %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean)</i> %
Isopoda	0.2	0.13	0.002	0.08	0.032	0.05
Diplopoda	0.4	0.27	0.006	0.24	0.086	0.15
Chilopoda	0.2	0.13	0.000	0.00	0.000	0.00
Orthoptera	0.2	0.13	0.008	0.32	0.187	0.32
Coleoptera	109.8	73.89	2.324	93.26	54.356	93.05
Diptera	20.2	13.59	0.046	1.85	1.111	1.90
Hymenoptera	0.2	0.13	0.006	0.24	0.133	0.23
Arachnida	17.4	11.71	0.100	4.01	2.508	4.29
ÖSSZES Total:	148.6	100.0	2.492	100.0	58.413	100.0
H:	0.798					
J:	0.384					

14. táblázat (folyt.): A Mezőnagymihályon 1991-ben csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi, tömeg-, energia-dominancia és diverzitás viszonyai átlagértéke.

Table 14 (cont.). The average value of the individual, mass, energy-dominance, and diversity conditions of the animal food source availability trapped in Mezőnagymihály, in 1991.

Mezőnagymihály 1991						
Silókukorica Silage maize	Egyed Individual pd	1 (átl. Mean) %	Tömeg Mass g	(átl. Mean) %	Energia Energy kJ/g	(átl. Mean) %
Diplopoda	4.2	4.49	0.018	1.39	0.263	0.87
Orthoptera	3.7	3.95	0.187	14.40	4.374	14.39
Coleoptera	33.0	35.26	0.818	62.97	19.140	62.95
Lepidoptera	0.5	0.53	0.027	2.08	0.599	1.97
Diptera	38.7	41.35	0.197	15.17	4.750	15.62
Hymenoptera	4.7	5.02	0.007	0.54	0.148	0.49
Arachnida	8.8	9.40	0.045	3.46	1.129	3.71
ÖSSZES Total:	93.6	100.0	1.299	100.0	30.403	100.0
H:	1.400					
J:	0.720					

15. táblázat: Az átlagértékek (egyed, tömeg és energia) és az egyedi diverzitás összehasonlítása Mezőnagymihály 1991.

Table 15. Comparison of average values (individual, mass, and energy) and individual diversity, Mezőnagymihály, 1991.

Habitatok Habitats	t-egyed t-Individual		t-tömeg t-Mass		t-energia t-Energy		Diverzitás Diversity	td-egyed td-Individual
Silókukorica – Repce Silage maize – Oilseed rape	3,577	***	3,447	***	3,460	***	5,220	***
Silókukorica – Őszi búza Silage maize – Winter wheat	8,139	***	4,155	***	4,186	***	3,049	**
Silókukorica – Újvetésű lucerna Silage maize – 1st year alfalfa	0,238	NSZ	3,609	***	3,483	***	0,834	NSZ
Silókukorica – Ösgyep Silage maize – Natural grassland	0,763	NSZ	0,516	NSZ	0,538	NSZ	1,728	*
Repce – őszi búza Oilseed rape – Winter wheat	6,844	***	1,015	NSZ	1,030	NSZ	3,580	***
Repce – Újvetésű lucerna Oilseed rape – 1st year alfalfa	3,897	***	0,790	NSZ	0,877	NSZ	3,999	***
Repce – Ösgyep Oilseed rape – Natural grassland	4,448	***	3,473	***	3,475	***	3,373	***
Őszi búza – Újvetésű lucerna Winter wheat – 1st year alfalfa	8,196	***	1,956	*	2,052	*	1,748	*
Őszi búza – Ösgyep Winter wheat – Natural grassland	8,341	***	4,617	***	4,641	***	0,840	NSZ
Újvetésű lucerna – Ösgyep 1st year alfalfa – Natural grassland	0,510	NSZ	3,419	***	3,273	**	0,795	NSZ

t < t-tábl. (p=5 %) → NSZ

t-tábl. (p=5 %) < t < t-tábl. (p=1 %) → *

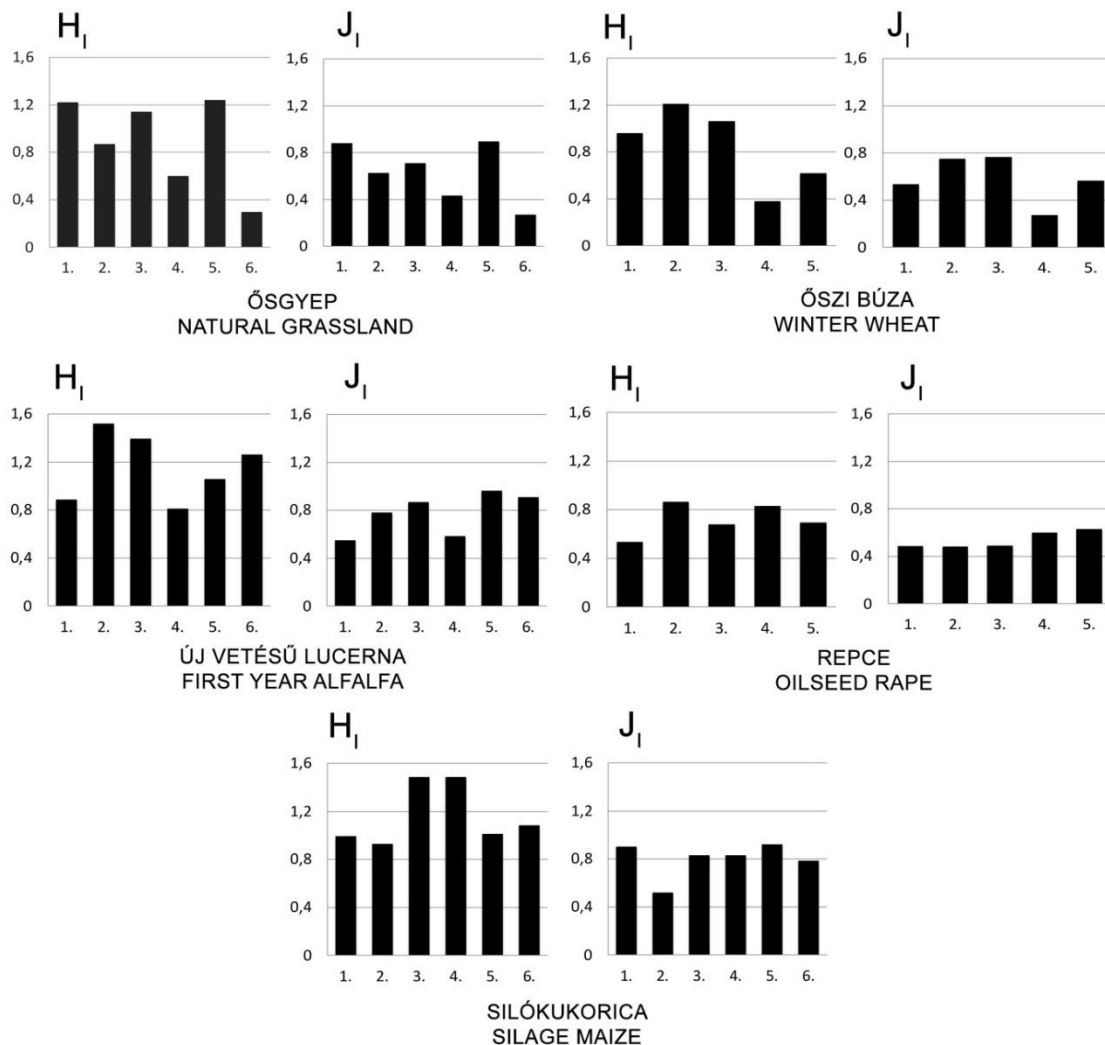
t-tábl. (p=1 %) < t < t-tábl. (p=0.1 %) → **

t > t-tábl. (p=0.1 %) → ***

16. táblázat: Az egyedszám (H_1) szerinti diverzitás kiegyenlítettség (J_1) alakulása az egyes habitatokban Mezőnagymihályon, 1991-ben.

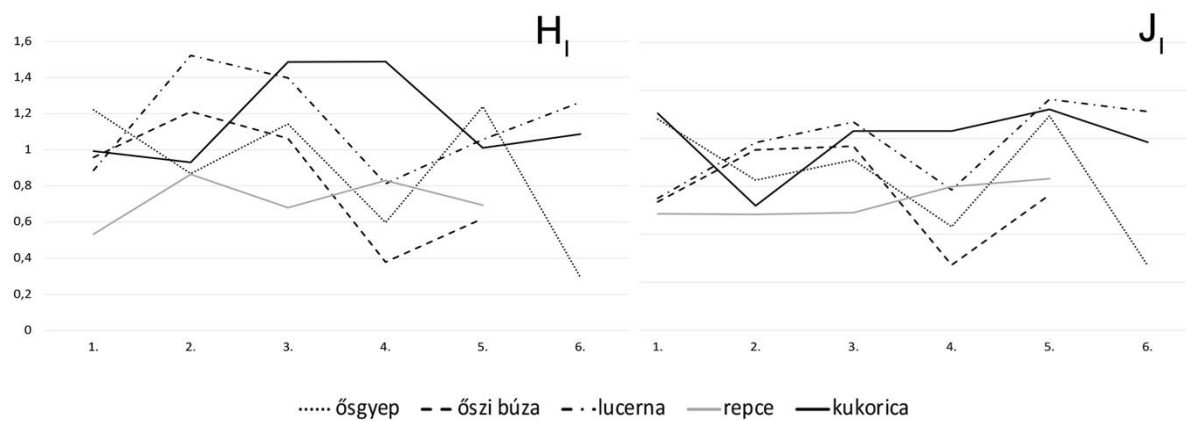
Table 16. Diversity according to the number of individuals (H_1), as well as the dynamics of the evenness (J_1) in the investigated habitats, Mezőnagymihály, in 1991.

No.	Mezőnagymihály 1991	Ősgyep Natural grassland	Őszi búza Winter wheat	Új vetésű lucerna 1st year alfalfa	Repce Oilseed rape	Silókukorica Silage maize
Diverzitás (H_1): egyed <i>Diversity (H_1): Individual</i>						
1	5.09. – 5.23.	1,155	0,861	0,937	0,507	0,976
2	5.23. – 6.06.	0,859	1,492	1,205	0,849	0,913
3	6.06. – 6.20.	1,109	1,375	1,059	0,672	1,449
4	6.20. – 7.06.	0,583	0,802	0,376	0,824	1,424
5	7.06. – 7.18.	1,222	1,022	0,610	0,684	0,996
6	7.18. – 8.01.	0,281	1,247	—	—	1,078
Kiegyenlítettség (J_1): egyed <i>Evenness (J_1): Individual</i>						
1	5.09. – 5.23.	0,833	0,535	0,523	0,462	0,888
2	5.23. – 6.06.	0,620	0,767	0,749	0,774	0,510
3	6.06. – 6.20.	0,689	0,895	0,764	0,484	0,809
4	6.20. – 7.06.	0,420	0,579	0,271	0,594	0,795
5	7.06. – 7.18.	0,881	0,930	0,555	0,622	0,906
6	7.18. – 8.01.	0,256	0,899	—	—	0,778



15. ábra: A diverzitás (H_1) és a kiegyenlítettség (J_1) alakulása Mezőnagymihályon, 1991-ben.

Table 15. Dynamics of diversity (H_1), as well as the evenness (J_1) in Mezőnagymihály, in 1991.

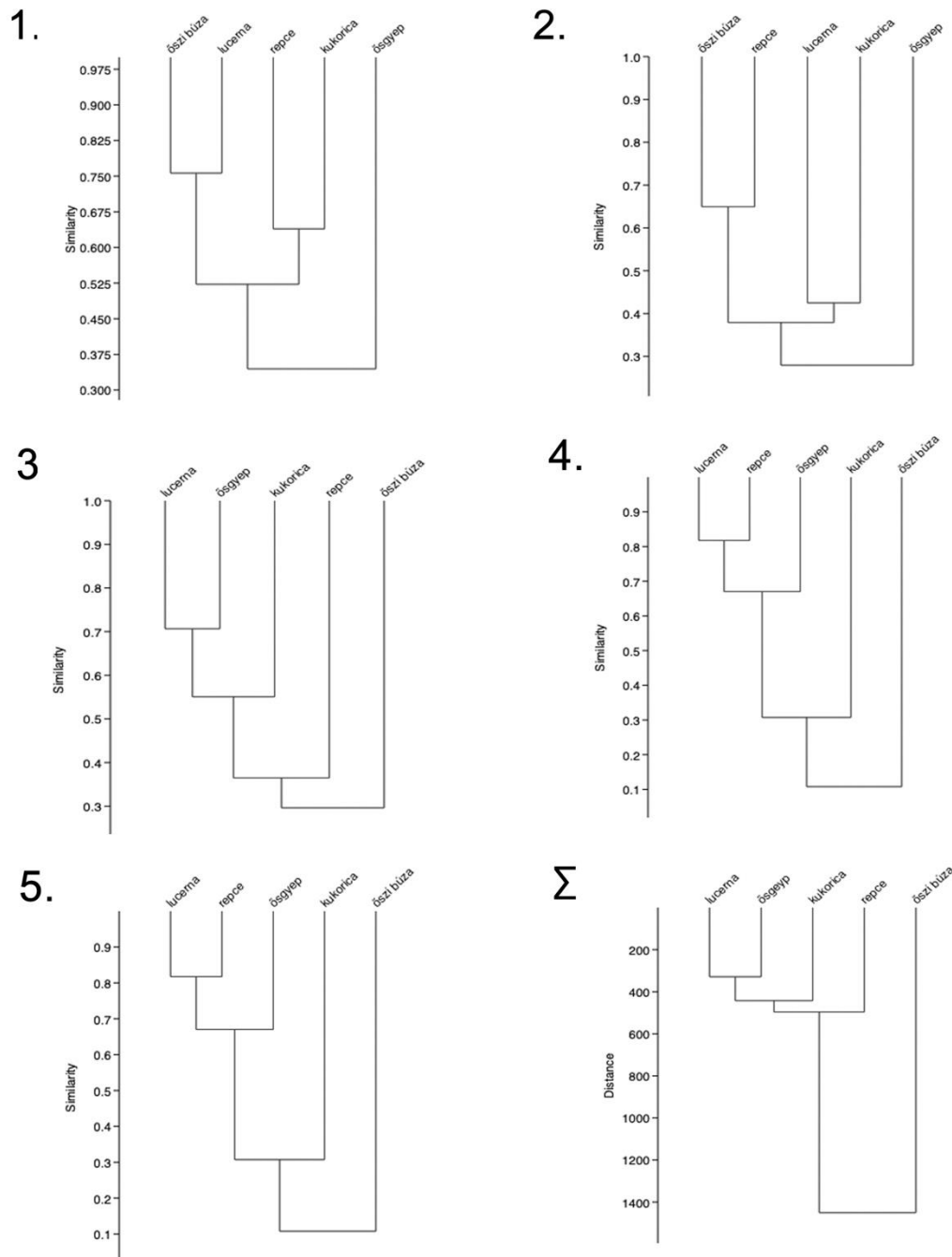


**16. ábra: A diverzitás (H_1) és kiegyenlítettség (J_1) értékeinek összehasonlítása
Mezőnagymihályon, 1991-ben.**

Figure 16. Comparison of dynamics of diversity (H_1), as well as the evenness (J_1) in Mezőnagymihály, in 1991.



Ősgyep tavasszal a Borsodi Mezőséken (Fotó: BODNÁR M.)
Natural grassland in the spring at Borsodi Mezőség (Photo: M. BODNÁR)



17. ábra: A táplálékbázis egyedszám alapján készített dendrogrammjai Mezőnagymihályon, 1991-ben, az 5 gyűjtési időpontban (BRAY-CURTIS index) és összesítve (Σ).

Figure 17. Dendrograms of the food sources based on the number of individuals in Mezőnagymihály, 1991, at the 5 collection times (BRAY-CURTIS index) and in total (Σ).

A **klaszteranalízis** (17. ábra) az őszyep kezdeti különállását, az őszi búza és a lucerna, illetve repce és a silókukorica hasonlóságát mutatta. Később, annak a függvényében, hogy hogyan alakult a lucerna állapota a kaszálás következtében, változott meg a csoportképződés során a pozíciója. Júniusban betagozódott a lucerna-repce-őszyep csoportba, mivel az őszi búza érésével, a kukorica meg éppen ellenkezőleg „gazdagodásával” különült el említett csoporttól.

3.3. NAGYIVÁN

Nagyivánon 4 habitatot vizsgáltunk 1988-ban, a sziki gyepet, a löszgyepet, az őszi búzát és a lucernát (**17-20. táblázat; 18-21. ábra**).

A **sziki gyep** ízeltlábú táplálékkínálat dinamikája az *egyedszám* alapján kezdetben növekvő, majd júniustól enyhéncsökkenő tendenciát mutatott. A kínálat belső dominanciaviszonyait tekintve az egész vizsgálat során a Hymenoptera (hangyák) túlsúlyát mutatta az Arachnida 8-11% és a Coleoptera 1-8%-nyi jelenléte mellett. Más volt a helyzet a *tömegviszonyok* tekintetében. A dinamika június közepéig növekedést mutatott, ezután viszont csökkenés következett be. Az egyedszám csökkenés és a tömeg növekedés ellentmondását azzal oldhatjuk fel, hogy a nagyobb testű Orthoptera kis példányszámmal is jelentősen megemelte (max. 74%) a tömegértékeket. A Coleoptera tömege még így is 4-39%-ot képviselt. Az Arachnida (9-20%) és a Hymenoptera (6-20%) jelentősége itt is kimutatható volt. Az *energiaviszonyok* jól követték a tömegviszonyok által meghatározott dinamikát (**17. táblázat; 18. ábra**).

A **löszgyepen** csapdázott ízeltlábú táplálék kínálat dinamikája – hasonlóan a sziki gyephez – az *egyedszám* alapján kezdetben növekvő, majd júniustól erősen csökkenő tendenciát mutatott. A *tömegviszonyok* alakulása erőteljesen csökkent a vizsgálat során, ami szinte minden taxon érintette. Egyedül a Lepidoptera esetében (hernyók) volt időszakos kiugrás (53%) június elején. Az *energiaviszonyok* jól követték a tömegviszonyok által meghatározott dinamikát

Az **őszi búza** ízeltlábú táplálékkínálatának dinamikájában *egyedszám* tekintetében enyhén hullámzó, de stabil tendenciát tapasztaltunk, ami május második felében érte el tetőfokát, ami után némi csökkenés volt tapasztalható. A domináns taxonok az Arachnida, a Hymenoptera és a Diptera voltak, a pókok túlsúlyával. A *tömegviszonyok* tekintetében stabil dinamikát mutathattunk ki, csak július elején (betakarítás előtt) történt értékcsökkenés. E dinamikában már elsősorban a Coleoptera kínálat növekedésére volt a meghatározó (31-51%). Emellett az Arachnida (15-42%) és június közepéig az Orthoptera (15-27%) taxonok szerepe volt meghatározó. Ugyanez volt a helyzet az *energiaviszonyokat* illetően, ahol a Coleoptera, Arachnida és Orthoptera rangsort találtunk (**19. táblázat; 20. ábra**).

A **lucerna** ízeltlábú táplálékkínálatának dinamikájában *egyedszám* tekintetében hullámzó, tendenciájában csökkenő dinamikát tapasztaltunk, ami ez esetben is összefüggött a lucerna kaszálásával. A kaszálás utáni erősen lecsökkent fitomassza és a növényzeti takarás hiánya egyedszámcsökkenéshez vezetett, majd az új növedék csak kisebb tudta visszaállítani az ízeltlábú közösséget. Egyedszám és egyedidominancia vonatkozásában az Arachnida, a Hymenoptera, az Orthoptera és a Coleoptera taxonokat kell kiemelni. *Tömegviszonyok* vonatkozásában az Orthoptera abszolút dominanciája (43-89%) mellett alacsony részesedéssel az Arachnida, a Coleoptera és Hymenoptera követő sorrend adható meg. *Energiaviszonyok* esetében a tömegviszonyoknál bemutatott arányok képződnek le (**20. táblázat; 21. ábra**).

Ha összevetjük a négy habitat ízeltlábú táplálékforrás kínálat tömegviszonyainak alakulását (**21. táblázat; 22. ábra**), akkor szembevetve a lucerna összes állati eredetű táplálékkínálatának abszolút kiugró mértéke minden időszakban, még a kaszálást követően is. A másik három habitat egymáshoz nagyon hasonló értékeket mutatott, jóval alacsonyabb szinten. Ha csak a Coleoptera kínálatot nézzük, akkor megállapítható, annak alacsony, s a vizsgálat során valamennyi habitatban megmutatkozó csökkenő szintje kezdetben a löszgyep, majd végig a lucerna, vagy az őszi búza dominanciájával. Meglepetés volt a sziki gyep Coleoptera táplálékkínálatának alacsony szintje, s annak csökkenő trendje.

A habitatonként táplálékkínálat egyedszám alapú *középtértékeinek* (**22. táblázat**) összehasonlítása során t-próbák 18 variációjából (**23. táblázat**) a lucerna-sziki gyep egyedszám, a sziki gyep–őszi búza és löszgyep–őszi búza tömeg és energia alapú

összehasonlítás nem mutatott szignifikáns eltérést (NSZ). Minden relációban mindhárom (egyed, tömeg, energia) esetben lényeges eltérést találtunk. A diverzitás vonatkozásában a őszygyep és őszi búza esetében nem találtunk eltérést (NSZ), míg más összehasonlításban általában jelentős eltérést (***) mutattunk ki. Egyedül a sziki gyep–lőszgyep viszonylatban volt kis szorosságú (*) az eltérés.

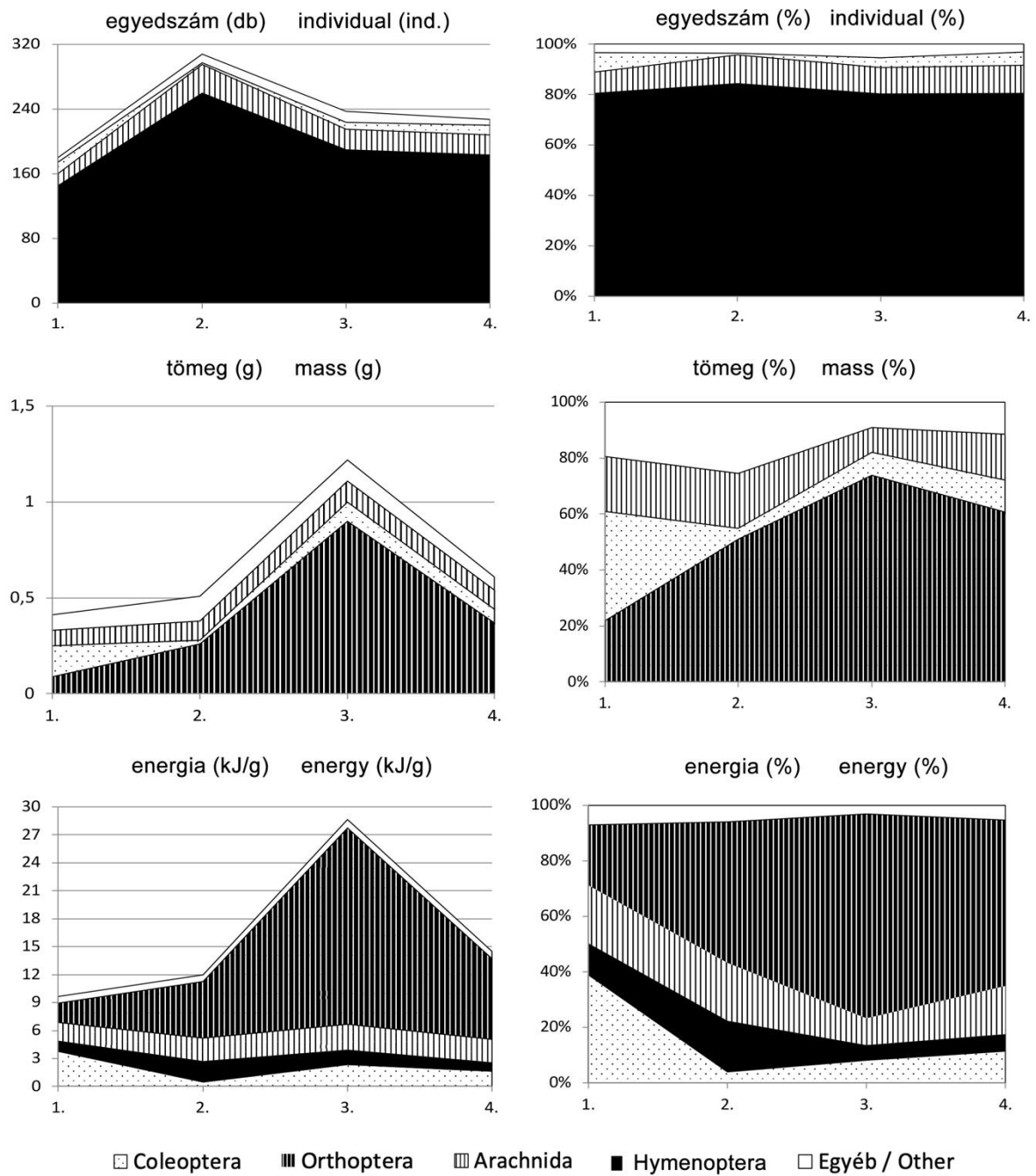
17. táblázat: A Nagyivánon 1988-ban sziki gyepen csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energiadominancia és egyedi diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 17. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *alkaline grassland* in Nagyiván in 1988, by measurement.

Nagyiván 1988								
Sziki gyep Alkaline grassland	1		2		3		4	
	5.04.–5.18.		5.18.–6.01.		6.01.–6.15.		6.15.–6.29.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Chilopoda	0	0.00	5	1.62	1	0.42	0	0.00
Orthoptera	1	0.56	2	0.65	8	3.38	3	1.32
Heteroptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.44
Homoptera	0	0.00	1	0.32	1	0.42	2	0.88
Coleoptera	14	7.78	2	0.65	9	3.80	12	5.29
Lepidoptera	2	1.11	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Diptera	3	1.67	3	0.97	3	1.27	1	0.44
Hymenoptera	145	80.56	260	84.42	190	80.17	183	80.62
Arachnida	15	8.33	35	11.36	25	10.55	25	11.01
ÖSSZES Total:	180	100.00	308	100.00	237	100.00	227	100.00
H:	0.727	—	0.586	—	0.755	—	0.719	—
J:	0.406	—	0.301	—	0.388	—	0.369	—

Nagyiván 1988								
Sziki gyep Alkaline grassland	1		2		3		4	
	5.04.–5.18.		5.18.–6.01.		6.01.–6.15.		6.15.–6.29.	
	g	%	g	%	g	%	g	%
Chilopoda	0.00	0.00	0.01	1.96	0.02	1.64	0.00	0.00
Orthoptera	0.09	21.95	0.26	50.98	0.90	73.77	0.37	60.66
Heteroptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	1.64
Homoptera	0.00	0.00	0.01	1.96	0.01	0.82	0.01	1.64
Coleoptera	0.16	39.02	0.02	3.92	0.10	8.20	0.07	11.48
Lepidoptera	0.02	4.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Diptera	0.01	2.44	0.01	1.96	0.01	0.82	0.01	1.64
Hymenoptera	0.05	12.20	0.10	19.61	0.07	5.74	0.04	6.56
Arachnida	0.08	19.51	0.10	19.61	0.11	9.02	0.10	16.39
ÖSSZES Total:	0.41	100.00	0.51	100.00	1.22	100.00	0.61	100.00

Nagyiván 1988								
Sziki gyep Alkaline grassland	1		2		3		4	
	5.04.–5.18.		5.18.–6.01.		6.01.–6.15.		6.15.–6.29.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Chilopoda	0.000	0.00	0.209	1.74	0.417	1.45	0.000	0.00
Orthoptera	2.109	21.83	6.092	50.73	21.087	73.56	8.669	59.88
Heteroptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.268	1.85
Homoptera	0.000	0.00	0.264	2.20	0.264	0.92	0.264	1.82
Coleoptera	3.742	38.73	0.468	3.90	2.339	8.16	1.637	11.31
Lepidoptera	0.449	4.65	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Diptera	0.242	2.50	0.242	2.02	0.242	0.84	0.242	1.67
Hymenoptera	1.112	11.51	2.225	18.53	1.557	5.43	0.890	6.15
Arachnida	2.007	20.77	2.508	20.89	2.759	9.62	2.508	17.32
ÖSSZES Total:	9.661	100.00	12.008	100.00	28.665	100.00	14.478	100.00



18. ábra: A Nagyivánon 1988-ban, sziki gyepen csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energia-dominancia viszonyai mérésenként.

Figure 18. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in alkaline grassland in Nagyiván, in 1988, by measurement.

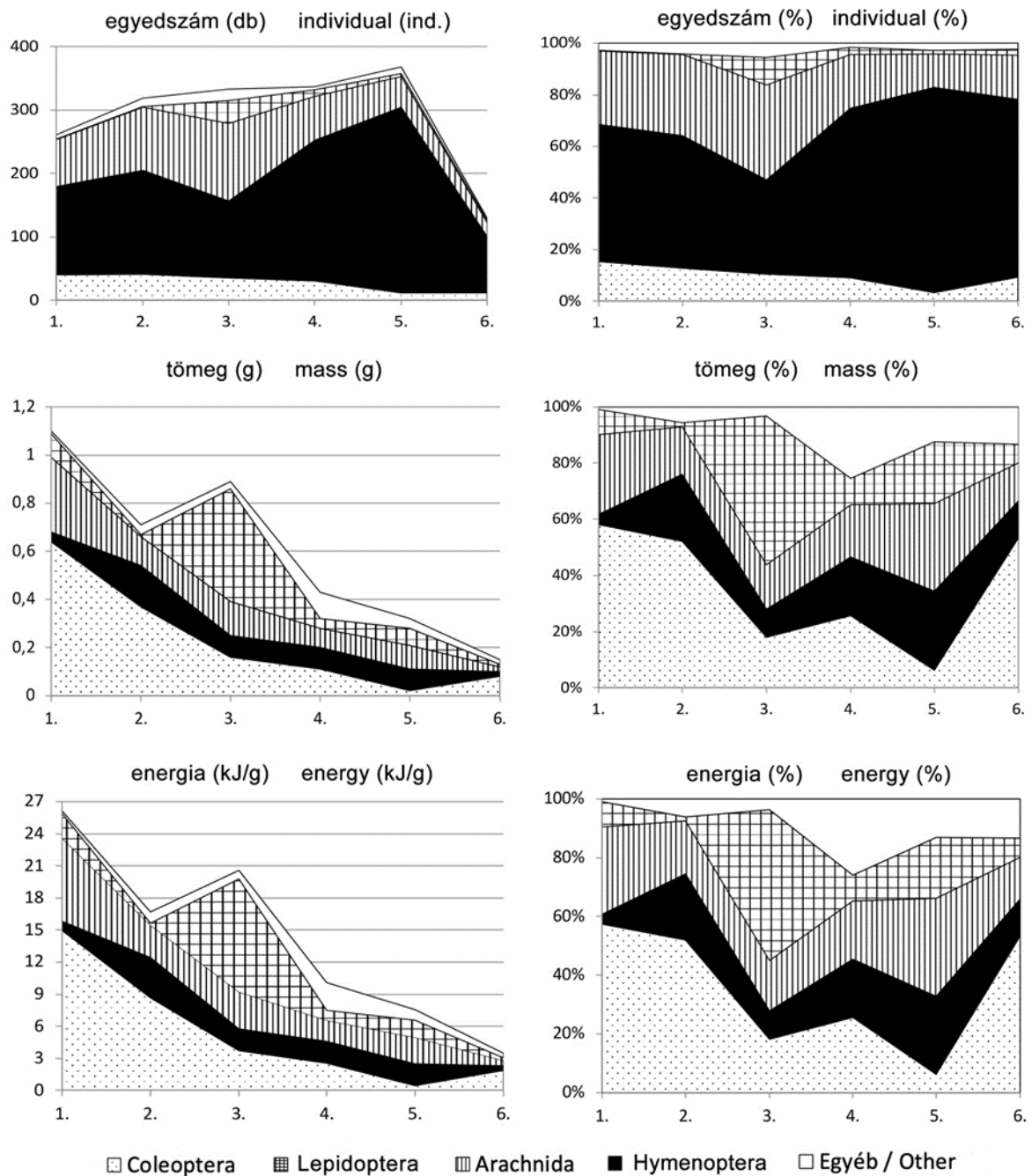
18. táblázat: A Nagyvánon 1988-ban löszgyepen csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energiadominancia és egyedi diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 18. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in **loess grassland** in Nagyván in 1988, by measurement.

Nagyván 1988												
Löszgyep Loess grassland	1		2		3		4		5		6	
	5.04.–5.18.		5.18.–6.01.		6.01.–6.15.		6.15.–6.29.		6.29.–7.13.		7.13.–7.28.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Chilopoda	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.27	2	1.55
Orthoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.30	0	0.00	0	0.00
Heteroptera	0	0.00	2	0.63	3	0.90	0	0.00	1	0.27	0	0.00
Homoptera	0	0.00	1	0.31	3	0.90	1	0.30	4	1.09	1	0.78
Coleoptera	40	15.33	41	12.85	35	10.51	31	9.20	12	3.26	12	9.30
Lepidoptera	1	0.38	1	0.31	36	10.81	10	2.97	5	1.36	3	2.33
Diptera	7	2.68	10	3.13	12	3.60	3	0.89	4	1.09	0	0.00
Hymenoptera	139	53.26	164	51.41	122	36.64	221	65.58	293	79.62	89	68.99
Arachnida	74	28.35	100	31.35	122	36.64	70	20.77	48	13.04	22	17.05
ÖSSZES Total:	261	100.00	319	100.00	333	100.00	337	100.00	368	100.00	129	100.00
H:	1.099	—	1.146	—	1.418	—	1.004	—	0.748	—	0.968	—
J:	0.683	—	0.589	—	0.729	—	0.516	—	0.360	—	0.540	—

Nagyván 1988												
Löszgyep Loess grassland	1		2		3		4		5		6	
	5.04.–5.18.		5.18.–6.01.		6.01.–6.15.		6.15.–6.29.		6.29.–7.13.		7.13.–7.28.	
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Chilopoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	3.13	0.01	6.67
Orthoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	20.93	0.00	0.00	0.00	0.00
Heteroptera	0.00	0.00	0.01	1.41	0.01	1.12	0.00	0.00	0.01	3.13	0.00	0.00
Homoptera	0.00	0.00	0.01	1.41	0.01	1.12	0.01	2.33	0.01	3.13	0.01	6.67
Coleoptera	0.64	58.18	0.37	52.11	0.16	17.98	0.11	25.58	0.02	6.25	0.08	53.33
Lepidoptera	0.10	9.09	0.01	1.41	0.47	52.81	0.04	9.30	0.07	21.88	0.01	6.67
Diptera	0.01	0.91	0.02	2.82	0.01	1.12	0.01	2.33	0.01	3.13	0.00	0.00
Hymenoptera	0.04	3.64	0.17	23.94	0.09	10.11	0.09	20.93	0.09	28.13	0.02	13.33
Arachnida	0.31	28.18	0.12	16.90	0.14	15.73	0.08	18.60	0.10	31.25	0.02	13.33
ÖSSZES Total:	1.10	100.00	0.71	100.00	0.89	100.00	0.43	100.00	0.32	100.00	0.15	100.00

Nagyván 1988												
Löszgyep Loess grassland	1		2		3		4		5		6	
	5.04.–5.18.		5.18.–6.01.		6.01.–6.15.		6.15.–6.29.		6.29.–7.13.		7.13.–7.28.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Chilopoda	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.209	2.77	0.209	5.94
Orthoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	2.109	20.89	0.000	0.00	0.000	0.00
Heteroptera	0.000	0.00	0.268	1.61	0.268	1.30	0.000	0.00	0.268	3.56	0.000	0.00
Homoptera	0.000	0.00	0.264	1.58	0.264	1.28	0.264	2.62	0.264	3.50	0.264	7.51
Coleoptera	14.969	57.30	8.654	51.86	3.742	18.18	2.573	25.49	0.468	6.21	1.871	53.21
Lepidoptera	2.246	8.60	0.225	1.35	10.554	51.28	0.898	8.90	1.572	20.87	0.225	6.40
Diptera	0.242	0.93	0.483	2.89	0.242	1.18	0.242	2.40	0.242	3.21	0.000	0.00
Hymenoptera	0.890	3.41	3.782	22.67	2.002	9.73	2.002	19.83	2.002	26.58	0.445	12.66
Arachnida	7.775	29.76	3.010	18.04	3.511	17.06	2.007	19.88	2.508	33.29	0.502	14.28
ÖSSZES Total:	26.122	100.00	16.686	100.00	20.583	100.00	10.095	100.00	7.533	100.00	3.516	100.00



19. ábra: A Nagyivánon 1988-ban, löszgyepen csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energiadominancia viszonyai mérésenként.

Figure 19. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in loess grassland in Nagyiván in 1988, by measurement.

19. táblázat: A Nagyivánon 1988-ban őszi búzában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energia-dominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 19. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *winter wheat* in Nagyiván in 1988, by measurement.

Nagyiván 1988

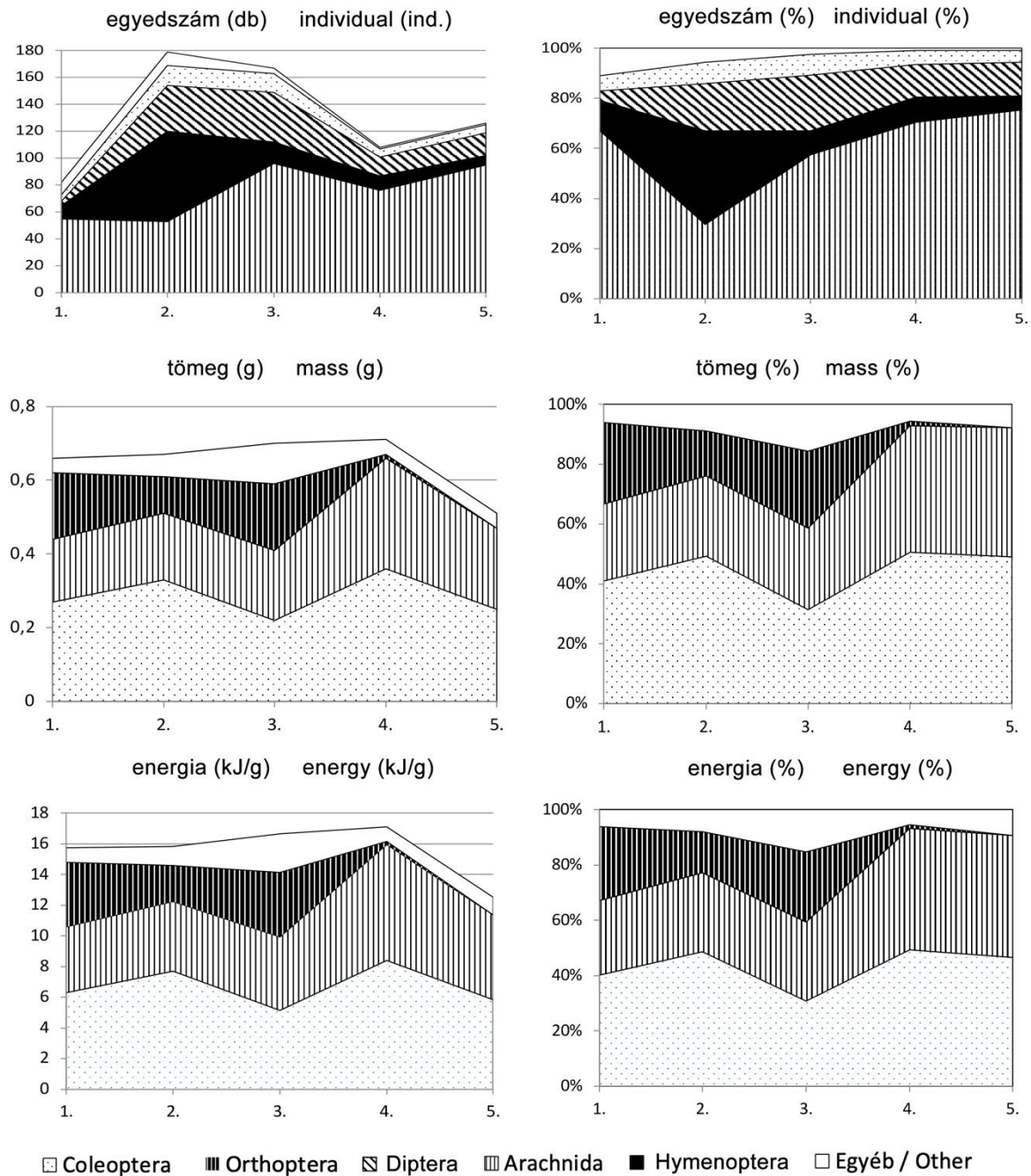
	1		2		3		4		5	
Őszi búza Winter wheat	5.04.–5.18.		5.18.–6.01.		6.01.–6.15.		6.15.–6.29.		6.29.–7.13.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Isopoda	0	0.00	3	1.68	1	0.60	0	0.00	0	0.00
Orthoptera	7	8.54	3	1.68	2	1.20	1	0.93	0	0.00
Heteroptera	1	1.22	3	1.68	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Homoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.79
Coleoptera	5	6.10	15	8.38	14	8.38	6	5.56	6	4.76
Lepidoptera	1	1.22	1	0.56	1	0.60	0	0.00	0	0.00
Diptera	3	3.66	34	18.99	37	22.16	14	12.96	17	13.49
Hymenoptera	10	12.20	67	37.43	16	9.58	11	10.19	7	5.56
Arachnida	55	67.07	53	29.61	96	57.49	76	70.37	95	75.40
ÖSSZES Total:	82	100.00	179	100.00	167	100.00	108	100.00	126	100.00
H:	1.134	—	1.486	—	1.199	—	0.949	—	0.827	—
J:	0.583	—	0.715	—	0.616	—	0.589	—	0.514	—

Nagyiván 1988

	1		2		3		4		5	
Őszi búza Winter wheat	5.04.–5.18.		5.18.–6.01.		6.01.–6.15.		6.15.–6.29.		6.29.–7.13.	
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Isopoda	0.00	0.00	0.02	2.99	0.01	1.43	0.00	0.00	0.00	0.00
Orthoptera	0.18	27.27	0.10	14.93	0.18	25.71	0.01	1.41	0.00	0.00
Heteroptera	0.01	1.52	0.01	1.49	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Homoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	1.92
Coleoptera	0.27	40.91	0.33	49.25	0.22	31.43	0.36	50.70	0.25	48.08
Lepidoptera	0.01	1.52	0.01	1.49	0.01	1.43	0.00	0.00	0.00	0.00
Diptera	0.01	1.52	0.01	1.49	0.08	11.43	0.02	2.82	0.01	1.92
Hymenoptera	0.01	1.52	0.01	1.49	0.01	1.43	0.02	2.82	0.03	5.77
Arachnida	0.17	25.76	0.18	26.87	0.19	27.14	0.30	42.25	0.22	42.31
ÖSSZES Total:	0.66	100.00	0.67	100.00	0.70	100.00	0.71	100.00	0.52	100.00

Nagyiván 1988

	1		2		3		4		5	
Őszi búza Winter wheat	5.04.–5.18.		5.18.–6.01.		6.01.–6.15.		6.15.–6.29.		6.29.–7.13.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Isopoda	0.000	0.00	0.318	2.01	0.159	0.95	0.000	0.00	0.000	0.00
Orthoptera	4.217	26.77	2.343	14.78	4.217	25.30	0.234	1.37	0.000	0.00
Heteroptera	0.268	1.70	0.268	1.69	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Homoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.264	2.11
Coleoptera	6.315	40.09	7.718	48.69	5.146	30.88	8.420	49.22	5.847	46.63
Lepidoptera	0.225	1.43	0.225	1.42	0.225	1.35	0.000	0.00	0.000	0.00
Diptera	0.242	1.54	0.242	1.53	1.932	11.59	0.483	2.82	0.242	1.93
Hymenoptera	0.222	1.41	0.222	1.40	0.222	1.33	0.445	2.60	0.667	5.32
Arachnida	4.264	27.07	4.515	28.48	4.766	28.60	7.525	43.99	5.518	44.01
ÖSSZES Total:	15.753	100.00	15.851	100.00	16.667	100.00	17.107	100.00	12.538	100.00



20. ábra: A Nagyivánon 1988-ban őszi búzában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, és energia-dominancia viszonyai mérésenként

Figure 20. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in winter wheat in Nagyiván in 1988, by measurement.

20. táblázat: A Nagyván 1988-ban, lucernában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 20. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *alfalfa* in Nagyván in 1988, by measurement.

Nagyván 1988

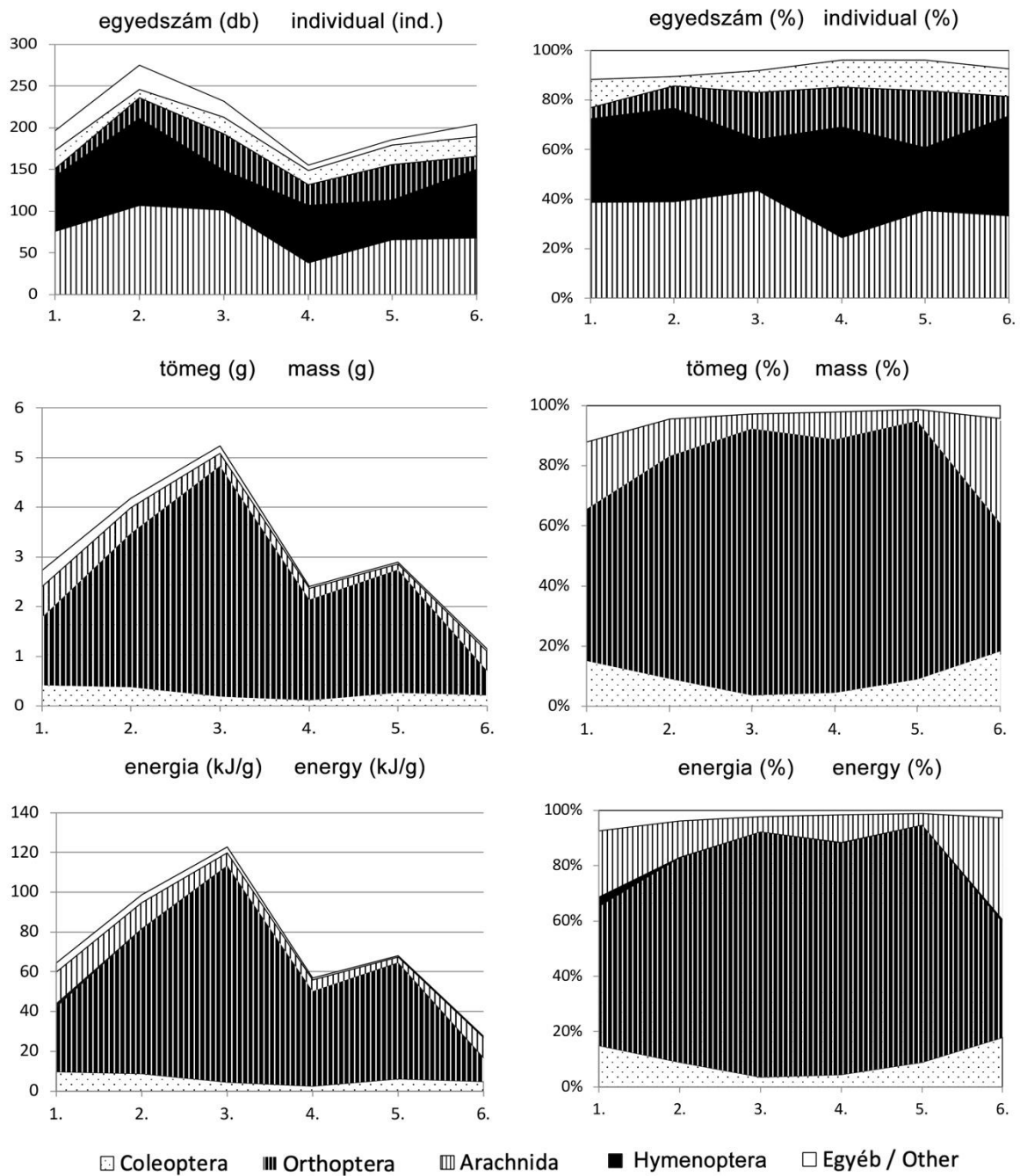
	1		2		3		4		5		6	
Lucerna	5.04.–5.18.		5.18.–6.01.		6.01.–6.15.		6.15.–6.29.		6.29.–7.13.		7.13.–7.28.	
<i>Alfalfa</i>	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Isopoda	3	1.53	3	1.09	2	0.86	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Chilopoda	0	0.00	1	0.36	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Orthoptera	9	4.59	25	9.09	44	18.97	25	16.13	43	23.12	16	7.84
Heteroptera	3	1.53	6	2.18	2	0.86	1	0.65	3	1.61	6	2.94
Homoptera	0	0.00	1	0.36	1	0.43	1	0.65	1	0.54	4	1.96
Coleoptera	22	11.22	10	3.64	20	8.62	17	10.97	23	12.37	23	11.27
Lepidoptera	12	6.12	9	3.27	4	1.72	4	2.58	0	0.00	0	0.00
Diptera	5	2.55	9	3.27	10	4.31	0	0.00	3	1.61	5	2.45
Hymenoptera	66	33.67	104	37.82	48	20.69	69	44.52	47	25.27	82	40.20
Arachnida	76	38.78	107	38.91	101	43.53	38	24.52	66	35.48	68	33.33
ÖSSZES Total:	196	100.00	275	100.00	232	100.00	155	100.00	186	100.00	204	100.00
H:	1.513	—	1.471	—	1.526	—	1.401	—	1.474	—	1.450	—
J:	0.728	—	0.639	—	0.694	—	0.720	—	0.757	—	0.745	—

Nagyván 1988

	1		2		3		4		5		6	
Lucerna	5.04.–5.18.		5.18.–6.01.		6.01.–6.15.		6.15.–6.29.		6.29.–7.13.		7.13.–7.28.	
<i>Alfalfa</i>	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Isopoda	0.02	0.73	0.01	0.24	0.02	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Chilopoda	0.00	0.00	0.01	0.24	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Orthoptera	1.38	50.55	3.10	74.16	4.64	88.72	2.03	84.23	2.49	85.86	0.49	42.61
Heteroptera	0.01	0.37	0.01	0.24	0.01	0.19	0.01	0.41	0.01	0.34	0.01	0.87
Homoptera	0.00	0.00	0.01	0.24	0.01	0.19	0.01	0.41	0.01	0.34	0.01	0.87
Coleoptera	0.41	15.02	0.38	9.09	0.19	3.63	0.11	4.56	0.26	8.97	0.21	18.26
Lepidoptera	0.18	6.59	0.12	2.87	0.08	1.53	0.02	0.83	0.00	0.00	0.00	0.00
Diptera	0.01	0.37	0.01	0.24	0.01	0.19	0.00	0.00	0.01	0.34	0.01	0.87
Hymenoptera	0.11	4.03	0.02	0.48	0.01	0.19	0.01	0.41	0.01	0.34	0.02	1.74
Arachnida	0.61	22.34	0.51	12.20	0.26	4.97	0.22	9.13	0.11	3.79	0.40	34.78
ÖSSZES Total:	2.73	100.00	4.18	100.00	5.23	100.00	2.41	100.00	2.90	100.00	1.15	100.00

Nagyván 1988

	1		2		3		4		5		6	
Lucerna	5.04.–5.18.		5.18.–6.01.		6.01.–6.15.		6.15.–6.29.		6.29.–7.13.		7.13.–7.28.	
<i>Alfalfa</i>	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Isopoda	0.318	0.49	0.159	0.16	0.318	0.26	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Chilopoda	0.000	0.00	0.209	0.21	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Orthoptera	32.333	50.10	72.633	73.67	108.715	88.54	47.563	83.65	58.341	85.57	11.481	41.53
Heteroptera	0.268	0.42	0.268	0.27	0.268	0.22	0.268	0.47	0.268	0.39	0.268	0.97
Homoptera	0.000	0.00	0.264	0.27	0.264	0.22	0.264	0.46	0.264	0.39	0.264	0.95
Coleoptera	9.589	14.86	8.888	9.01	4.444	3.62	2.573	4.53	6.081	8.92	4.912	17.77
Lepidoptera	4.042	6.26	2.695	2.73	1.796	1.46	0.449	0.79	0.000	0.00	0.000	0.00
Diptera	0.242	0.37	0.242	0.25	0.242	0.20	0.000	0.00	0.242	0.35	0.242	0.88
Hymenoptera	2.447	3.79	0.445	0.45	0.222	0.18	0.222	0.39	0.222	0.33	0.445	1.61
Arachnida	15.300	23.71	12.792	12.97	6.521	5.31	5.518	9.71	2.759	4.05	10.033	36.29
ÖSSZES Total:	64.539	100.00	98.595	100.00	122.790	100.00	56.857	100.00	68.177	100.00	27.645	100.00

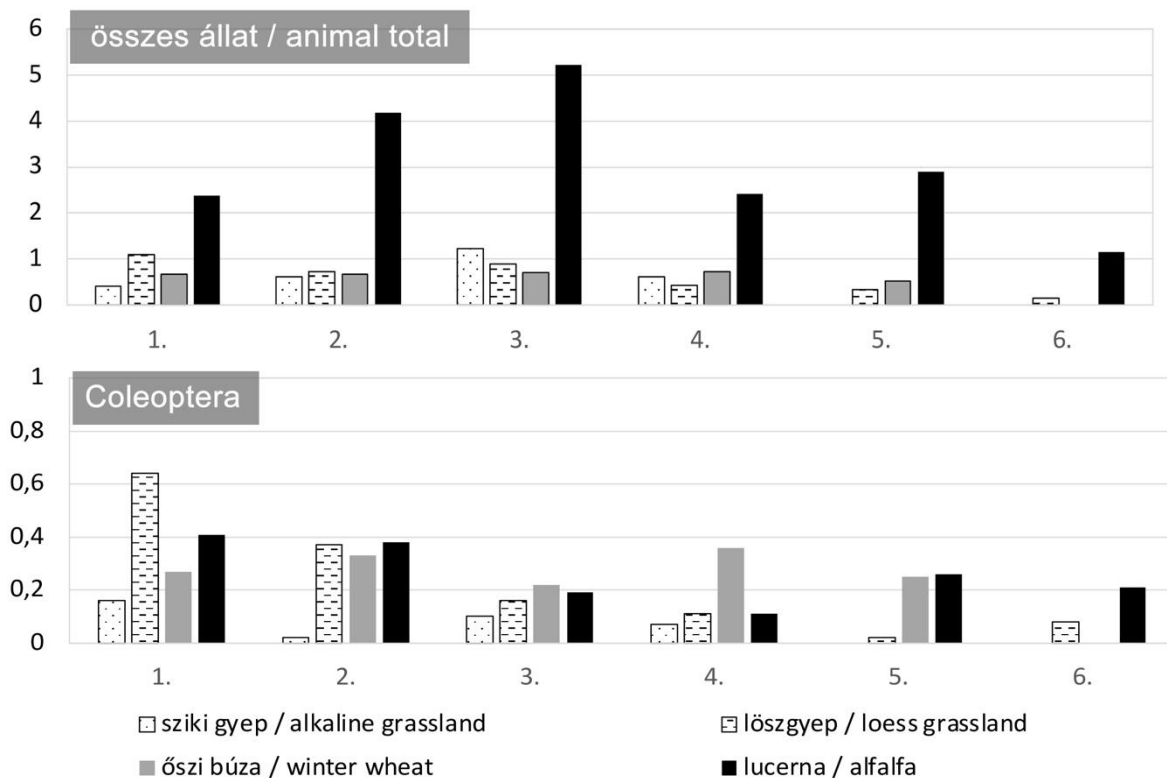


21. ábra: A Nagyivánon 1988-ban, lucernában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, és energia-dominancia viszonyai mérésenként.

Figure 21. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in alfalfa in Nagyiván in 1988, by measurement.

21. táblázat: Az összes állati eredetű és a Coleoptera táplálékforrás alakulása Nagyivánon, 1988-ban.
 Table 21. Dynamics of total animal and Coleoptera food sources (gram) in Nagyiván, 1988.

Nagyiván 1988		1	2	3	4	5	6	Összes tömeg Total mass
Gramm	Habitat	5.18.	6.01.	6.15.	6.29.	7.14.	7.28.	
Összes állati eredetű táplálékbázis Total animal food sources	Sziki gyep Alkaline grassland	0,41	0,60	1,22	0,61	—	—	2,84
	Lösz gyep Loess grassland	1,10	0,71	0,89	0,43	0,32	0,15	3,60
	Őszi búza Winter wheat	0,66	0,67	0,70	0,71	0,52	—	3,26
	Lucerna Alfalfa	2,37	4,18	5,23	2,41	2,90	1,15	18,24
Coleoptera	Sziki gyep Alkaline Grassland	0,16	0,02	0,10	0,07	—	—	0,35
	Löszgyep Loess grassland	0,64	0,37	0,16	0,11	0,02	0,08	1,38
	Őszi búza Winter wheat	0,27	0,33	0,22	0,36	0,25	—	1,43
	Lucerna Alfalfa	0,41	0,38	0,19	0,11	0,26	0,21	1,56



22. ábra: Az összes állati eredetű és a Coleoptera táplálékforrás (gramm) alakulása Nagyivánon, 1988-ban.

Table 21. Dynamics of total animal and Coleoptera food sources (gram) in Nagyiván, 1988.

22. táblázat: A Nagyivánon 1988-ban csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi, tömeg-, energia-, és dominancia viszonyainak átlagértéke.

Table 22. The average value of the individual, mass, energy-dominance conditions of the animal food source availability trapped in Hortobágy in 1988.

Nagyiván 1988						
Sziki gyep <i>Alkaline grassland</i>	Egyed <i>Individuals</i> pd	(átl. <i>Mean</i>) %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean</i>) %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean</i>) %
Chilopoda	1.5	0.63	0.008	1.16	0.157	0.97
Orthoptera	3.5	1.47	0.405	58.70	9.489	58.56
Heteroptera	0.3	0.13	0.003	0.43	0.067	0.41
Homoptera	1.0	0.42	0.008	1.16	0.198	1.22
Coleoptera	9.3	3.91	0.088	12.75	2.047	12.63
Lepidoptera	0.5	0.21	0.005	0.72	0.112	0.69
Diptera	2.5	1.05	0.010	1.45	0.242	1.49
Hymenoptera	194.5	81.69	0.065	9.42	1.446	8.92
Arachnida	25.0	10.50	0.098	14.20	2.445	15.09
ÖSSZES Total:	238.1	100.0	0.690	100.0	16.203	100.0
H:	0.715					
J:	0.325					

Nagyiván 1988						
Löszygyep <i>Loess grassland</i>	Egyed <i>Individuals</i> pd	(átl. <i>Mean</i>) %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean</i>) %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean</i>) %
Chilopoda	0.5	0.17	0.003	0.50	0.070	0.50
Orthoptera	0.2	0.07	0.015	2.50	0.351	2.49
Heteroptera	1.0	0.34	0.005	0.83	0.134	0.95
Homoptera	1.7	0.58	0.008	1.34	0.220	1.56
Coleoptera	28.5	9.79	0.230	38.40	5.379	38.18
Lepidoptera	9.3	3.19	0.117	19.53	2.620	18.60
Diptera	6.0	2.06	0.010	1.67	0.242	1.72
Hymenoptera	171.3	58.83	0.083	13.86	1.854	13.16
Arachnida	72.7	24.97	0.128	21.37	3.219	22.85
ÖSSZES Total:	291.2	100.0	0.599	100.0	14.089	100.0
H:	1.141					
J:	0.519					

Nagyiván 1988						
Őszi búza <i>Winter wheat</i>	Egyed <i>Individuals</i> pd	(átl. <i>Mean</i>) %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean</i>) %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean</i>) %
Isopoda	0.8	0.60	0.006	0.92	0.095	0.61
Orthoptera	2.6	1.96	0.094	14.42	2.202	14.13
Heteroptera	0.8	0.60	0.004	0.61	0.107	0.69
Homoptera	0.2	0.15	0.002	0.31	0.053	0.34
Coleoptera	9.2	6.95	0.286	43.87	6.689	42.93
Lepidoptera	0.6	0.45	0.006	0.92	0.135	0.87
Diptera	21.0	15.86	0.026	3.99	0.628	4.03
Hymenoptera	22.2	16.77	0.016	2.45	0.356	2.28
Arachnida	75.0	56.65	0.212	32.52	5.317	34.12
ÖSSZES Total:	132.4	100.0	0.652	100.0	15.582	100.0
H:	1.272					
J:	0.579					

Nagyiván 1988						
Lucerna <i>Alfalfa</i>	Egyed <i>Individuals</i> pd	(átl. <i>Mean</i>) %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean</i>) %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean</i>) %
Isopoda	1.3	0.63	0.008	0.26	0.132	0.18
Chilopoda	0.2	0.10	0.002	0.06	0.035	0.05
Orthoptera	27.0	12.99	2.355	75.97	55.178	75.48
Heteroptera	3.5	1.68	0.010	0.32	0.268	0.37
Homoptera	1.3	0.63	0.008	0.26	0.220	0.30
Coleoptera	19.2	9.24	0.260	8.39	6.081	8.32
Lepidoptera	4.8	2.31	0.067	2.16	1.497	2.05
Diptera	5.3	2.55	0.008	0.26	0.201	0.27
Hymenoptera	69.3	33.33	0.030	0.97	0.667	0.91
Arachnida	76.0	36.56	0.352	11.35	8.821	12.07
ÖSSZES Total:	207.9	100.0	3.100	100.0	73.100	100.0
H:	1.539					
J:	0.668					

23. táblázat: Az átlagértékek (egyed, tömeg és energia) és az egyedi diverzitás összehasonlítása, Nagyiván 1988.

Table 23. Comparison of average values (individual, mass, and energy) and individual diversity, Nagyiván 1988.

Habitatok – Habitats	t-egyed t-Individual		t-tömeg t-Mass		t-energia t-Energy		Diverzitás Diversity	td-egyed td-Individual
Lucerna – Sziki gyepter Alfalfa – Alkaline grassland	1.351	NSZ	10.278	***	10.351	***	8.410	***
Lucerna – Löszgyepter Alfalfa – Loess grassland	4.065	***	10.779	***	10.849	***	4.757	***
Lucerna – Őszi búza Alfalfa – Winter wheat	6.194	***	10.498	***	10.516	***	2.557	*
Sziki gyepter – Löszgyepter Alkaline grassland – Loess grassland	1.861	*	1.803	*	1.784	*	4.490	***
Sziki gyepter – Őszi búza Alkaline grassland – Winter wheat	4.678	***	0.684	NSZ	0.472	NSZ	4.904	***
Löszgyepter – Őszi búza Loess grassland – Winter wheat	7.681	***	1.203	NSZ	1.423	NSZ	1.291	NSZ

t < t-tábl. (p=5 %) → NSZ

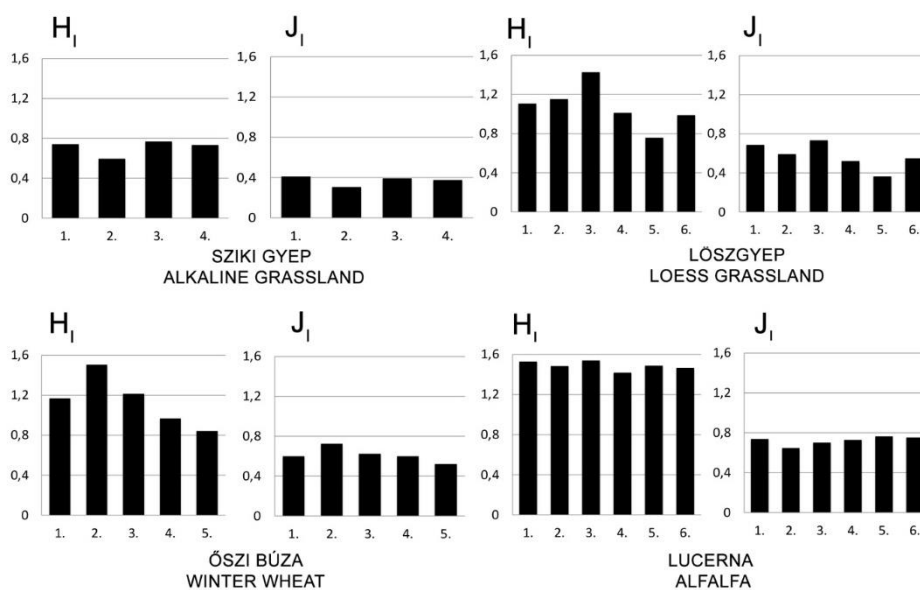
t-tábl. (p=5 %) < t < t-tábl. (p=1 %) → *

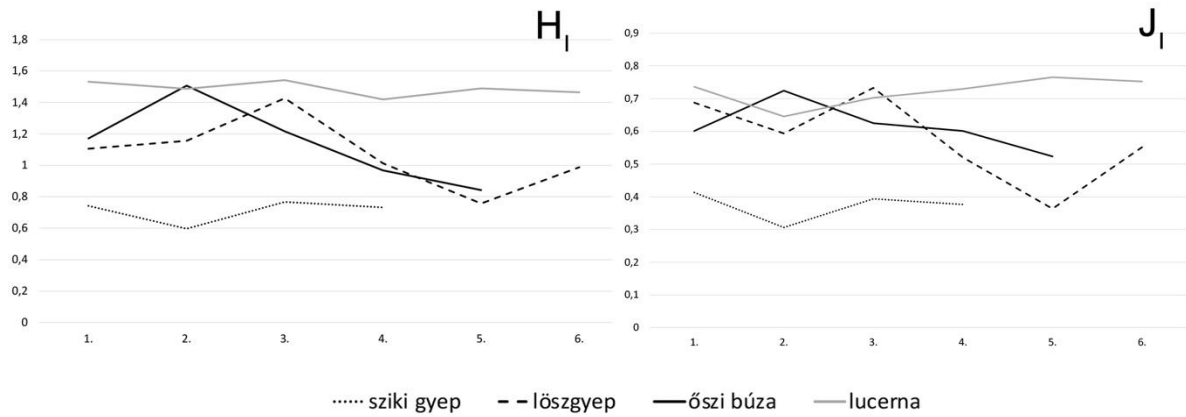
t-tábl. (p=1 %) < t < t-tábl. (p=0.1 %) → **

t > t-tábl. (p=0.1 %) → ***

24. táblázat: A diverzitás (H_I) és kiegyenlítettség (J_I) alakulása Nagyivánon, 1988-ban.Table 24. Diversity (H_I), as well as the dynamics of the evenness (J_I) in Nagyiván, in 1988.

No.	Nagyiván 1988	Sziki gyepter Alkaline grassland	Löszgyepter Loess grassland	Őszi búza Winter wheat	Lucerna Alfalfa
		Diverzitás (H_I): egyed Diversity (H_I): Individual			
1	5.04.–5.18.	0,727	1,099	1,134	1,513
2	5.18.–6.01.	0,586	1,146	1,486	1,523
3	6.01.–6.15.	0,755	1,197	1,199	1,526
4	6.15.–6.29.	0,719	1,003	0,949	1,401
5	6.29.–7.14.	—	0,748	0,827	1,474
6	7.14.–7.28.	—	0,968	—	1,450
		Kiegyenlítettség (J_I): egyed Evenness (J_I): Individual			
1	5.04.–5.18.	0,406	0,683	0,583	0,728
2	5.18.–6.01.	0,301	0,589	0,715	0,661
3	6.01.–6.15.	0,388	0,615	0,616	0,694
4	6.15.–6.29.	0,369	0,516	0,589	0,720
5	6.29.–7.14.	—	0,360	0,514	0,757
6	7.14.–7.28.	—	0,540	—	0,745

**23. ábra: A diverzitás (H_I) és kiegyenlítettség (J_I) alakulása Nagyivánon, 1988-ban.**Figure 23. Diversity (H_I), as well as the dynamics of the evenness (J_I) in Nagyiván, in 1988.

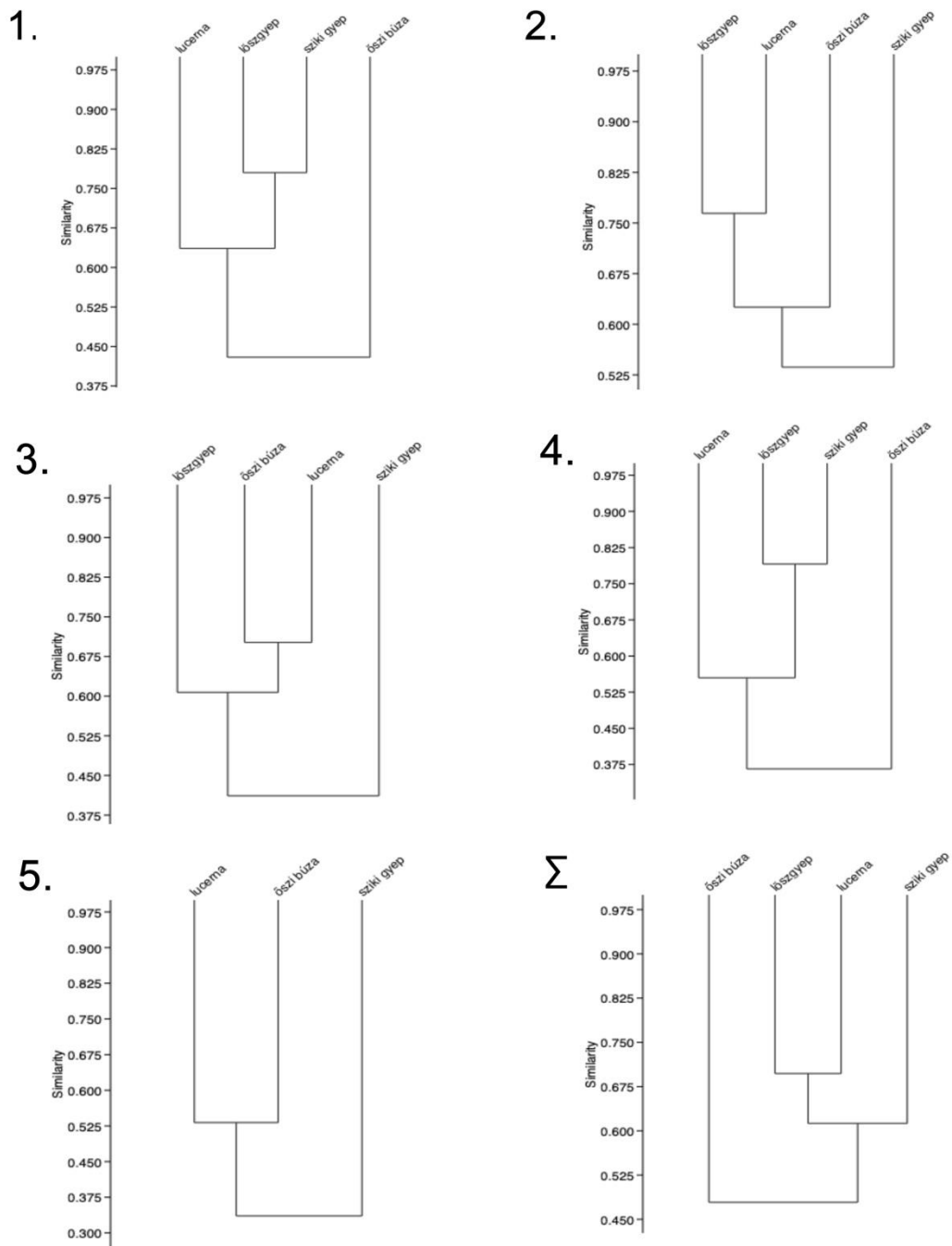


24. ábra: Az egyedszám szerinti diverzitás (H_1) és kiegyenlítettség (J_1) értékeinek összehasonlítása az egyes habitatokban Nagyivánon, 1988-ban.

Figure 24. Comparison of dynamics of diversity according to the number of individuals (H_1), as well as the dynamics of the evenness (J_1) in the investigated habitats in Nagyiván, in 1988.



Hortobágyi táj – Hortobágy landscape (Fotó: SZÉLL A.)



25. ábra: A táplálékbázis egyedszám alapján készített dendrogrammjai Nagyivánon, 1988-ban, az 5 gyűjtési időpontban (BRAY-CURTIS index) és összesítve (Σ).

Figure 25. Dendrograms of the food sources based on the number of individuals in Nagyiván, 1988, at the 5 collection times (BRAY-CURTIS index) and in total (Σ).

Az egyedszám alapján számított *diverzitás* és *kiegyenlítettség* habitatonkénti és időbeni változását (**24. táblázat; 23-24. ábra**) értékelve megállapítható, hogy a tavasz múltával és a nyár előrehaladtával a löszgyepen és az őszi búzában mindkét paraméter csökken, a sziki gyepen és a lucernában egyenletes értékeket találtunk mind a diverzitás, mind a kiegyenlítettség tekintetében. Meglepő módon a kaszálás sem a diverzitáson, sem a kiegyenlítettségen nem változtatott érdemben.

A **klaszteranalízis** (**25. ábra**) a vizsgálat elején a sziki gyeper és löszgyep hasonlóságát és a lucerna velük egy csoportba való rendezését mutatta, míg az őszi búza jelentős távolságban jelent meg. Júniusban a sziki gyeper átmenetileg elvált ettől a csoporttól, de aztán ismét visszarendeződés volt észlelhető. A lucerna és az őszi búza viszonylatban – valószínűsíthetően a kaszálás következményeként – szintén távolodást mutattunk ki, ami aztán ugyancsak visszajára fordult.

3.4. DÉVAVÁNYA, 1985

Dévaványán 3 habitatot vizsgáltunk 1985-ben, a sziki gyepet, az őszi búzát és a lucernát (**25-27. táblázat; 26-28. ábra**).

A **sziki gyeper** ízeltlábú táplálékkínálat dinamikája az *egyedszám* alapján csökkenő tendenciát mutatott a nyár előrehaladtával. A kínálat belső dominanciaviszonyait tekintve kezdetben a Hymenoptera túlsúlyát (56 és 42%) mutatta a Coleoptera (13–25%), az Arachnida (4–8%), és a Lepidoptera (hernyó – 2–9%) lényegesebb kisebb aránya mellett. Ez az állapot júniusra megváltozott. Jelentős mértékben háttérbe szorultak (18%) a hártýásszárnyúak (utóbbiakat elsősorban a hangyák képviselték), némileg nőtt a pókok részesedése (18–19%) és dominánssá váltak a bogarak (52%), amely pozíciót a vizsgálat végéig megtartották. Más volt a helyzet a *tömegviszonyok* tekintetében. A csökkenő dinamika itt is kimutatható volt, de itt már a Coleoptera szerepe hangsúlyosabb (72–82%) volt, amit a Lepidoptera hernyók követtek (11–63%), s csak ezeket követték a pókok (3–19%) és a többi taxon. Az *energiaviszonyok* jól követték a tömegviszonyok által meghatározott dinamikát (**25. táblázat; 26. ábra**).

Az **őszi búza** ízeltlábú táplálékkínálatának dinamikájában *egyedszám* tekintetében kezdetben növekvő, majd csökkenő tendenciát tapasztaltunk, ami aztán június közepén (a betakarítás előtt) ismét megfordult, s némi növekedés volt tapasztalható. A domináns taxonok a Coleoptera (56–77%), az Arachnida (23–33%) és a Hymenoptera (3–10%) voltak, bogár túlsúllyal. A *tömegviszonyok* tekintetében hasonló dinamikát mutathattunk ki, bár a Hymenoptera tömege már elhanyagolható volt. Tovább nőtt a Coleoptera dominanciája (56–77%), s megmaradt az Arachnida másodlagos szerepe (10–26%). Ugyanez volt a helyzet az *energiaviszonyok*at illetően, ahol kezdetben a Coleoptera és az Arachnida mellett érzékelhető mértékben nőtt a Heteroptera taxon szerepe (**26. táblázat; 27. ábra**).

A **lucerna** ízeltlábú táplálékkínálatának dinamikájában *egyedszám* tekintetében hagyományosan hullámvázó egyedszámváltozást tapasztaltunk, ami összefüggésbe hozható a lucerna kaszálásával. A kezdeti növekedést követően, a kaszálás utáni erősen lecsökkent fitomassza és a növényzeti takarás hiánya egyedszámcsökkenéshez vezetett, majd az új növedék csak alacsony szinten biztosította a táplálékkínálatot július elejéig. Egyedszám és egyedidominancia vonatkozásában májusban a Hymenoptera (24–60%) volt kedvező pozícióban, de később részesedése erősen visszaesett (16–33%). Mellette a Coleoptera (17–62%), az Arachnida (8–36%) és a Diptera (6–13%) taxonokat kell kiemelni váltakozó sorrendiséggel. *Tömegviszonyok* vonatkozásában a Coleoptera dominancia (54–80%) mellett az Arachnida (12–36%) és a Diptera (2–10%) követő sorrend mellett a Diplopoda kezdeti (április vége, május) magasabb (8–19%) részesedése érdemel említést. *Energiaviszonyok* esetében az említett taxonok jelentőségét és arányát tükrözték vissza (**27. táblázat; 28. ábra**).

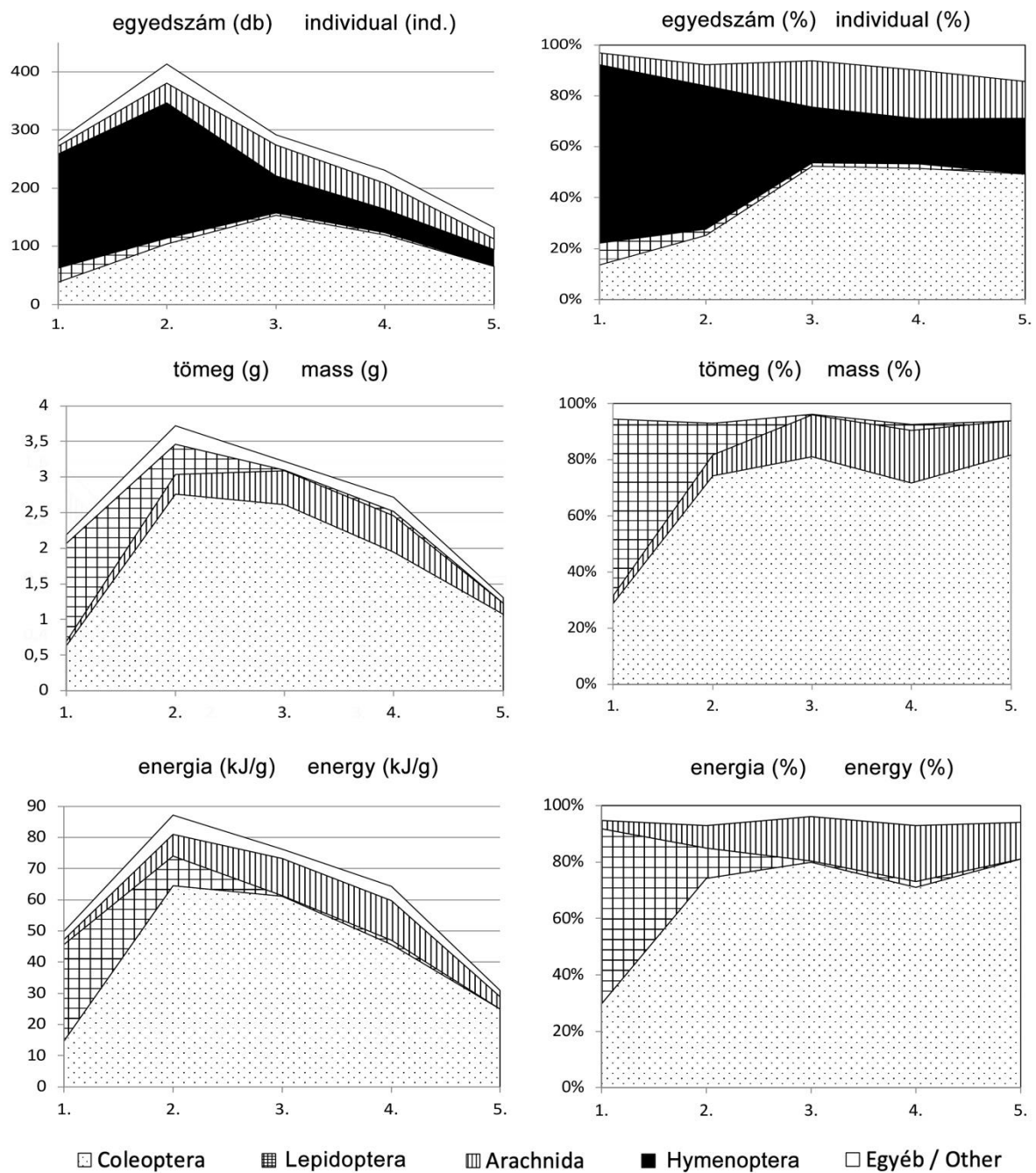
25. táblázat: A Dévaványán 1985-ben, sziki gyepten csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 25. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in **alkaline grassland** in Dévaványa in 1985, by measurement.

Dévaványa 1985										
Sziki gyept Alkaline grassland	1		2		3		4		5	
	4.24.–5.08.		5.08.–5.22.		5.22.–6.05.		6.05.–6.19.		6.19.–7.03.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Isopoda	1	0.36	2	0.48	0	0.00	1	0.43	1	0.76
Diplopoda	1	0.36	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Chilopoda	0	0.00	1	0.24	1	0.34	1	0.43	0	0.00
Orthoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	0.87	2	1.52
Heteroptera	0	0.00	5	1.21	9	3.08	8	3.46	5	3.79
Homoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	9	3.90	7	5.30
Coleoptera	38	13.52	104	25.18	153	52.40	119	51.52	65	49.24
Lepidoptera	24	8.54	10	2.42	4	1.37	4	1.73	0	0.00
Diptera	7	2.49	24	5.81	8	2.74	2	0.87	4	3.03
Hymenoptera	197	70.11	233	56.42	64	21.92	41	17.75	29	21.97
Arachnida	13	4.63	34	8.23	53	18.15	44	19.05	19	14.39
ÖSSZES Total:	281	100.00	413	100.00	292	100.00	231	100.00	132	100.00
H:	1.004	—	1.225	—	1.265	—	1.407	—	1.447	—
J:	0.516	—	0.589	—	0.650	—	0.611	—	0.696	—

Dévaványa 1985										
Sziki gyept Alkaline grassland	1		2		3		4		5	
	4.24.–5.08.		5.08.–5.22.		5.22.–6.05.		6.05.–6.19.		6.19.–7.03.	
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Isopoda	0.01	0.46	0.02	0.54	0.00	0.00	0.02	0.74	0.01	0.76
Diplopoda	0.01	0.46	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Chilopoda	0.00	0.00	0.01	0.27	0.01	0.31	0.01	0.37	0.00	0.00
Orthoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	4.04	0.01	0.76
Heteroptera	0.00	0.00	0.07	1.88	0.06	1.86	0.01	0.37	0.01	0.76
Homoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.37	0.01	0.76
Coleoptera	0.63	28.77	2.76	74.19	2.61	81.06	1.95	71.69	1.07	81.68
Lepidoptera	1.38	63.01	0.42	11.29	0.01	0.31	0.06	2.21	0.00	0.00
Diptera	0.02	0.91	0.07	1.88	0.03	0.93	0.01	0.37	0.01	0.76
Hymenoptera	0.08	3.65	0.09	2.42	0.02	0.62	0.03	1.10	0.03	2.29
Arachnida	0.06	2.74	0.28	7.53	0.48	14.91	0.51	18.75	0.16	12.21
ÖSSZES Total:	2.19	100.00	3.72	100.00	3.22	100.00	2.72	100.00	1.31	100.00

Dévaványa 1985										
Sziki gyept Alkaline grassland	1		2		3		4		5	
	4.24.–5.08.		5.08.–5.22.		5.22.–6.05.		6.05.–6.19.		6.19.–7.03.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Isopoda	0.159	0.32	0.318	0.37	0.000	0.00	0.318	0.49	0.159	0.52
Diplopoda	0.143	0.29	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Chilopoda	0.000	0.00	0.209	0.24	0.209	0.27	0.209	0.33	0.000	0.00
Orthoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	2.577	4.01	0.234	0.76
Heteroptera	0.000	0.00	1.878	2.16	1.610	2.11	0.268	0.42	0.268	0.87
Homoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.264	0.41	0.264	0.86
Coleoptera	14.735	29.59	64.554	74.11	61.045	80.01	45.609	70.94	25.026	81.06
Lepidoptera	30.988	62.23	9.431	10.83	0.225	0.29	1.347	2.10	0.000	0.00
Diptera	0.483	0.97	1.691	1.94	0.725	0.95	0.242	0.38	0.242	0.78
Hymenoptera	1.780	3.57	2.002	2.30	0.445	0.58	0.667	1.04	0.667	2.16
Arachnida	1.505	3.02	7.023	8.06	12.039	15.78	12.792	19.90	4.013	13.00
ÖSSZES Total:	49.793	100.00	87.106	100.00	76.298	100.00	64.293	100.00	30.873	100.00



26. ábra: A Dévaványán 1985-ben, sziki gyepben csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energia-dominancia viszonyai mérésenként.

Figure 26: Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in alkaline grassland in Dévaványa in 1985, by measurement

26. táblázat: A Dévaványán 1985-ben, őszi búzában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 26. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in **winter wheat** in Dévaványa in 1985, by measurement.

Dévaványa 1985

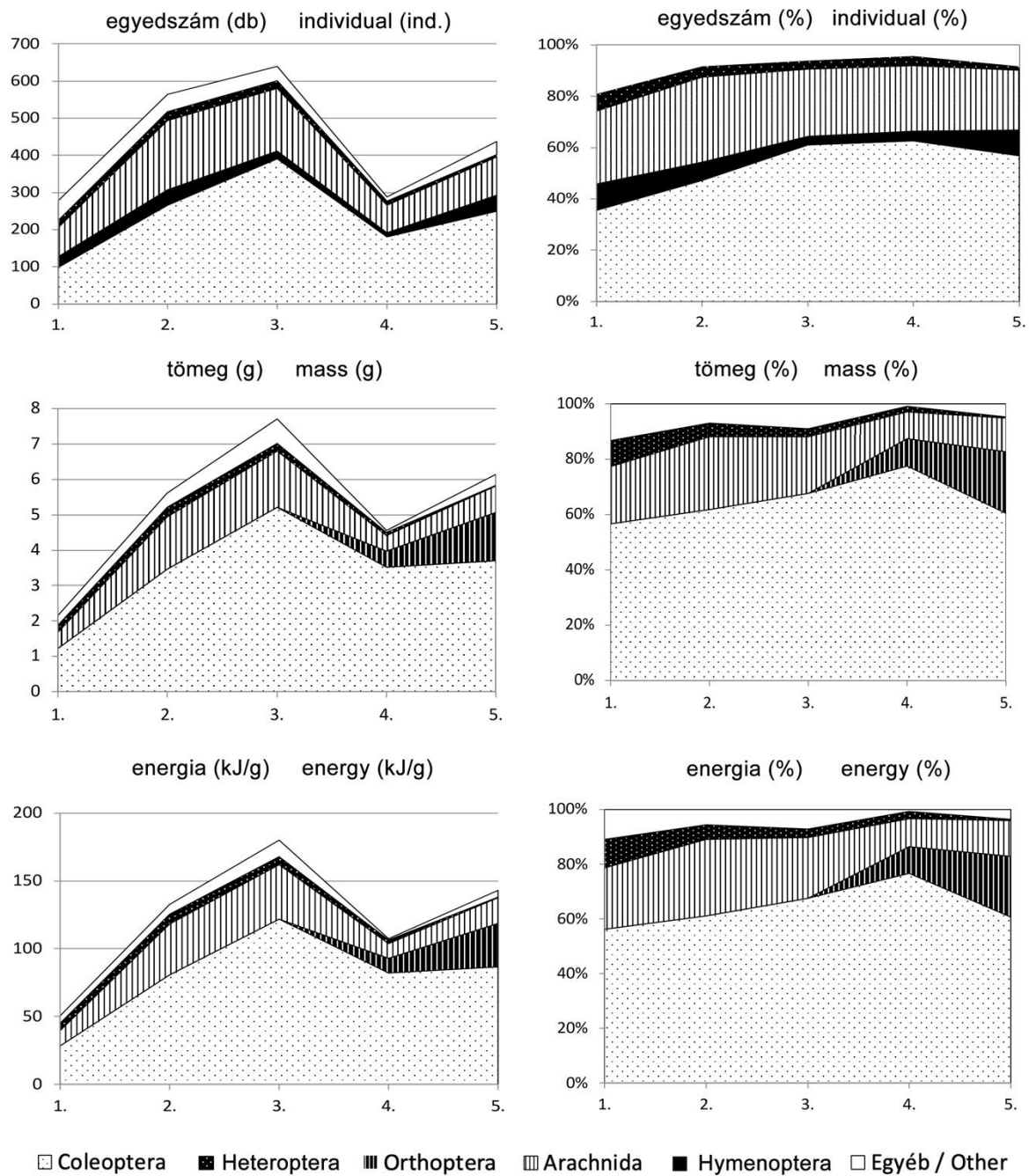
	1		2		3		4		5	
Őszi búza Winter wheat	4.24.–5.08.		5.08.–5.22.		5.22.–6.05.		6.05.–6.19.		6.19.–7.03.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Lumbricidae	1	0.36	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Isopoda	5	1.79	5	0.89	7	1.09	2	0.69	15	3.42
Diplopoda	25	8.96	18	3.19	10	1.56	1	0.35	7	1.60
Chilopoda	1	0.36	2	0.35	0	0.00	0	0.00	1	0.23
Orthoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4	1.38	5	1.14
Heteroptera	19	6.81	24	4.26	22	3.44	11	3.81	7	1.60
Coleoptera	99	35.48	266	47.16	391	61.09	181	62.63	249	56.85
Lepidoptera	2	0.72	0	0.00	2	0.31	0	0.00	0	0.00
Diptera	19	6.81	22	3.90	19	2.97	5	1.73	8	1.83
Hymenoptera	29	10.39	41	7.27	21	3.28	11	3.81	44	10.05
Arachnida	79	28.32	186	32.98	168	26.25	74	25.61	102	23.29
ÖSSZES Total:	279	100.00	564	100.00	640	100.00	289	100.00	438	100.00
H:	1.690	—	1.344	—	1.117	—	1.074	—	1.277	—
J:	0.734	—	0.646	—	0.537	—	0.517	—	0.581	—

Dévaványa 1985

	1		2		3		4		5	
Őszi búza Winter wheat	4.24.–5.08.		5.08.–5.22.		5.22.–6.05.		6.05.–6.19.		6.19.–7.03.	
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Lumbricidae	0.01	0.46	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Isopoda	0.07	3.24	0.03	0.53	0.14	1.81	0.01	0.22	0.20	3.26
Diplopoda	0.08	3.70	0.21	3.74	0.29	3.76	0.01	0.22	0.05	0.81
Chilopoda	0.01	0.46	0.04	0.71	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.16
Orthoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.45	9.89	1.36	22.15
Heteroptera	0.20	9.26	0.27	4.81	0.22	2.85	0.10	2.20	0.02	0.33
Coleoptera	1.22	56.48	3.46	61.68	5.21	67.49	3.52	77.36	3.71	60.42
Lepidoptera	0.04	1.85	0.00	0.00	0.04	0.52	0.00	0.00	0.00	0.00
Diptera	0.06	2.78	0.10	1.78	0.08	1.04	0.01	0.22	0.01	0.16
Hymenoptera	0.02	0.93	0.02	0.36	0.15	1.94	0.01	0.22	0.03	0.49
Arachnida	0.45	20.83	1.48	26.38	1.59	20.60	0.44	9.67	0.75	12.21
ÖSSZES Total:	2.16	100.00	5.61	100.00	7.72	100.00	4.55	100.00	6.14	100.00

Dévaványa 1985

	1		2		3		4		5	
Őszi búza Winter wheat	4.24.–5.08.		5.08.–5.22.		5.22.–6.05.		6.05.–6.19.		6.19.–7.03.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Lumbricidae	0.200	0.39	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Isopoda	1.112	2.20	0.477	0.36	2.224	1.23	0.159	0.15	3.177	2.22
Diplopoda	1.147	2.26	3.011	2.27	4.159	2.31	0.143	0.13	0.717	0.50
Chilopoda	0.209	0.41	0.835	0.63	0.000	0.00	0.000	0.00	0.209	0.15
Orthoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	10.544	9.82	31.865	22.28
Heteroptera	5.366	10.59	7.244	5.47	5.903	3.28	2.683	2.50	0.537	0.38
Coleoptera	28.535	56.34	80.926	61.09	121.857	67.63	82.329	76.69	86.773	60.68
Lepidoptera	0.898	1.77	0.000	0.00	0.898	0.50	0.000	0.00	0.000	0.00
Diptera	1.449	2.86	2.415	1.82	1.932	1.07	0.242	0.23	0.242	0.17
Hymenoptera	0.445	0.88	0.445	0.34	3.337	1.85	0.222	0.21	0.667	0.47
Arachnida	11.287	22.29	37.121	28.02	39.880	22.13	11.036	10.28	18.812	13.16
ÖSSZES Total:	50.648	100.00	132.474	100.00	180.190	100.00	107.358	100.00	142.999	100.00



27. ábra: A Dévaványán 1985-ben, őszi búzában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként

Figure 27. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *winter wheat* in Dévaványa in 1985, by measurement.

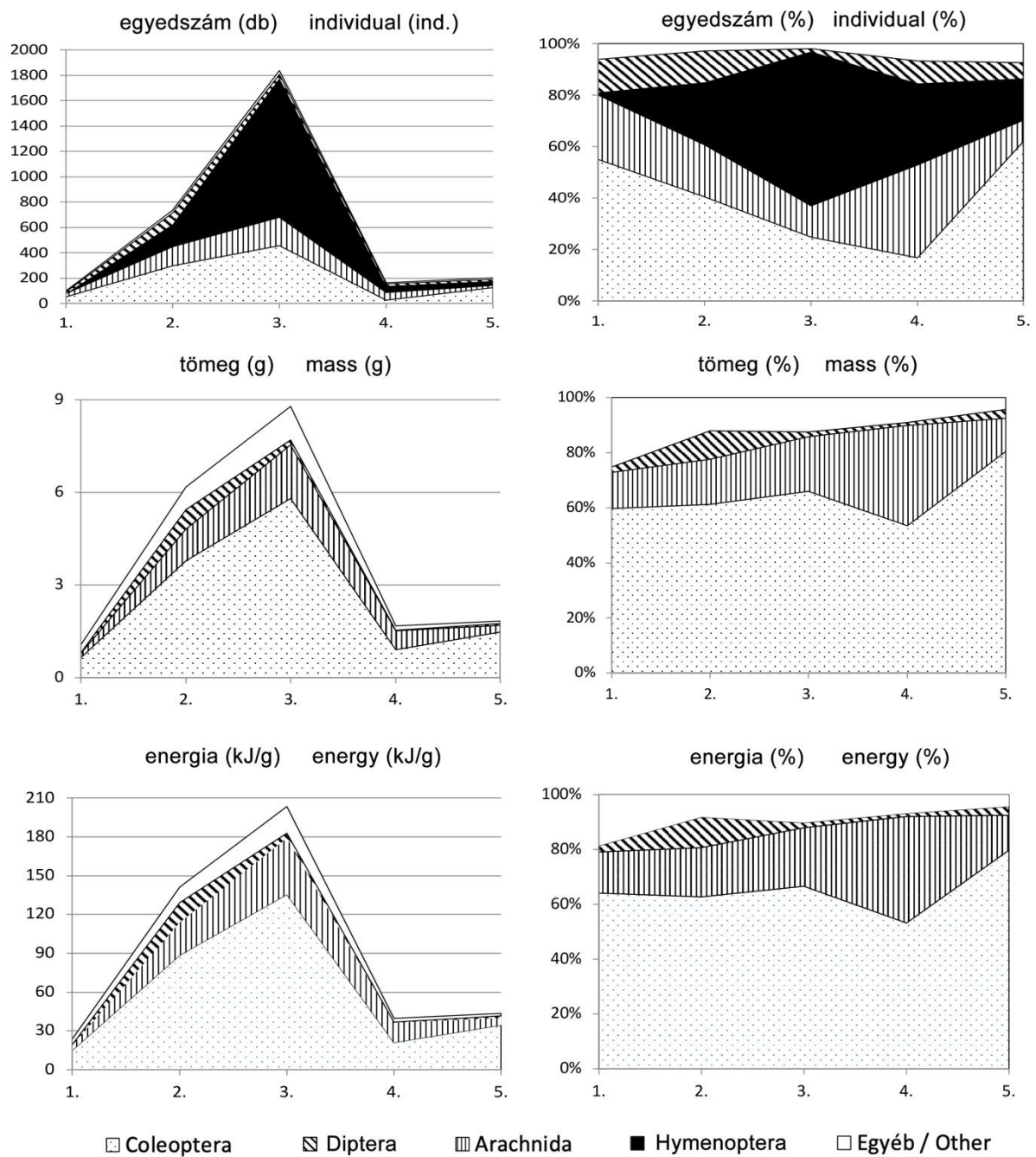
27. táblázat: A Dévaványán 1985-ben, lucernában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 27. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *alfalfa* in Dévaványa in 1985, by measurement.

Dévaványa 1985										
Lucerna Alfalfa	1		2		3		4		5	
	4.24.–5.08.		5.08.–5.22.		5.22.–6.05.		6.05.–6.19.		6.19.–7.03.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Isopoda	1	1.00	8	1.09	22	1.20	10	6.02	1	0.49
Diplopoda	4	4.00	12	1.63	7	0.38	0	0.00	0	0.00
Chilopoda	0	0.00	0	0.00	3	0.16	0	0.00	1	0.49
Heteroptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	7	3.40
Homoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4	1.94
Coleoptera	55	55.00	298	40.43	458	24.90	28	16.87	128	62.14
Lepidoptera	1	1.00	0	0.00	1	0.05	1	0.60	2	0.97
Diptera	13	13.00	92	12.48	27	1.47	15	9.04	13	6.31
Hymenoptera	1	1.00	177	24.02	1098	59.71	52	31.33	33	16.02
Arachnida	25	25.00	150	20.35	223	12.13	60	36.14	17	8.25
ÖSSZES Total:	100	100.00	737	100.00	1839	100.00	166	100.00	206	100.00
H:	1.208	—	1.409	—	1.061	—	1.449	—	1.257	—
J:	0.621	—	0.786	—	0.510	—	0.809	—	0.572	—

Dévaványa 1985										
Lucerna Alfalfa	1		2		3		4		5	
	4.24.–5.08.		5.08.–5.22.		5.22.–6.05.		6.05.–6.19.		6.19.–7.03.	
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Isopoda	0.01	0.93	0.11	1.78	0.28	3.19	0.10	5.95	0.01	0.54
Diplopoda	0.20	18.69	0.52	8.41	0.21	2.39	0.00	0.00	0.00	0.00
Chilopoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.68	0.00	0.00	0.01	0.54
Heteroptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.34	0.00	0.00	0.02	1.09
Homoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.11	0.00	0.00	0.01	0.54
Coleoptera	0.64	59.81	3.79	61.33	5.79	66.02	0.90	53.57	1.48	80.43
Lepidoptera	0.05	4.67	0.00	0.00	0.01	0.11	0.01	0.60	0.01	0.54
Diptera	0.02	1.87	0.64	10.36	0.15	1.71	0.02	1.19	0.06	3.26
Hymenoptera	0.01	0.93	0.11	1.78	0.49	5.59	0.04	2.38	0.02	1.09
Arachnida	0.14	13.08	1.01	16.34	1.74	19.84	0.61	36.31	0.22	11.96
ÖSSZES Total:	1.07	100.00	6.18	100.00	8.77	100.00	1.68	100.00	1.84	100.00

Dévaványa 1985										
Lucerna Alfalfa	1		2		3 4		5			
	4.24.–5.08.		5.08.–5. 22.		5.22.–6.05.		6.05.–6.19.		6.19.–7.03.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Isopoda	0.159	0.68	1.747	1.24	4.448	2.18	1.589	4.02	0.159	0.37
Diplopoda	2.868	12.29	7.457	5.29	3.011	1.48	0.000	0.00	0.000	0.00
Chilopoda	0.000	0.00	0.000	0.00	1.252	0.61	0.000	0.00	0.209	0.48
Heteroptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.805	0.40	0.000	0.00	0.537	1.24
Homoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.264	0.13	0.000	0.00	0.264	0.61
Coleoptera	14.969	64.15	88.644	62.83	135.422	66.52	21.050	53.24	34.616	79.72
Lepidoptera	1.123	4.81	0.000	0.00	0.225	0.11	0.225	0.57	0.225	0.52
Diptera	0.483	2.07	15.457	10.96	3.623	1.78	0.483	1.22	1.449	3.34
Hymenoptera	0.222	0.95	2.447	1.73	10.901	5.35	0.890	2.25	0.445	1.02
Arachnida	3.511	15.05	25.333	17.96	43.643	21.44	15.300	38.70	5.518	12.71
ÖSSZES Total:	23.335	100.00	141.085	100.00	203.594	100.00	39.537	100.00	43.422	100.00



28. ábra: A Dévaványán 1985-ben, lucernában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energia-dominancia viszonyai mérésenként.

Figure 28. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *Alfalfa* in Dévaványa in 1985, by measurement.

28. táblázat: Az összes állati eredetű és a Coleoptera táplálékforrás (gramm) alakulása Dévaványán, 1985-ben.

Table 28: Dynamics of total animal and Coleoptera food sources (gram) in Dévaványa, 1985.

Dévaványa 1985							
Gramm Gram	Habitat	1	2	3	4	5	Összes tömeg Total mass
		5.08.	5.22.	6.05.	6.19.	7.03.	
Összes állati eredetű táplálékbázis Total animal food sources	Sziki gye <i>Alkaline grassland</i>	2,19	3,72	3,22	2,72	1,31	13,16
	Őszi búza <i>Winter wheat</i>	2,16	5,61	7,72	4,55	6,14	26,18
	Lucerna <i>Alfalfa</i>	1,07	6,18	8,77	1,68	1,84	19,54
Coleoptera	Sziki gye <i>Alkaline grassland</i>	0,63	2,76	2,61	1,95	1,07	9,02
	Őszi búza <i>Winter wheat</i>	1,22	3,46	5,21	3,52	3,71	17,12
	Lucerna <i>Alfalfa</i>	0,64	3,79	5,79	0,90	1,48	12,60

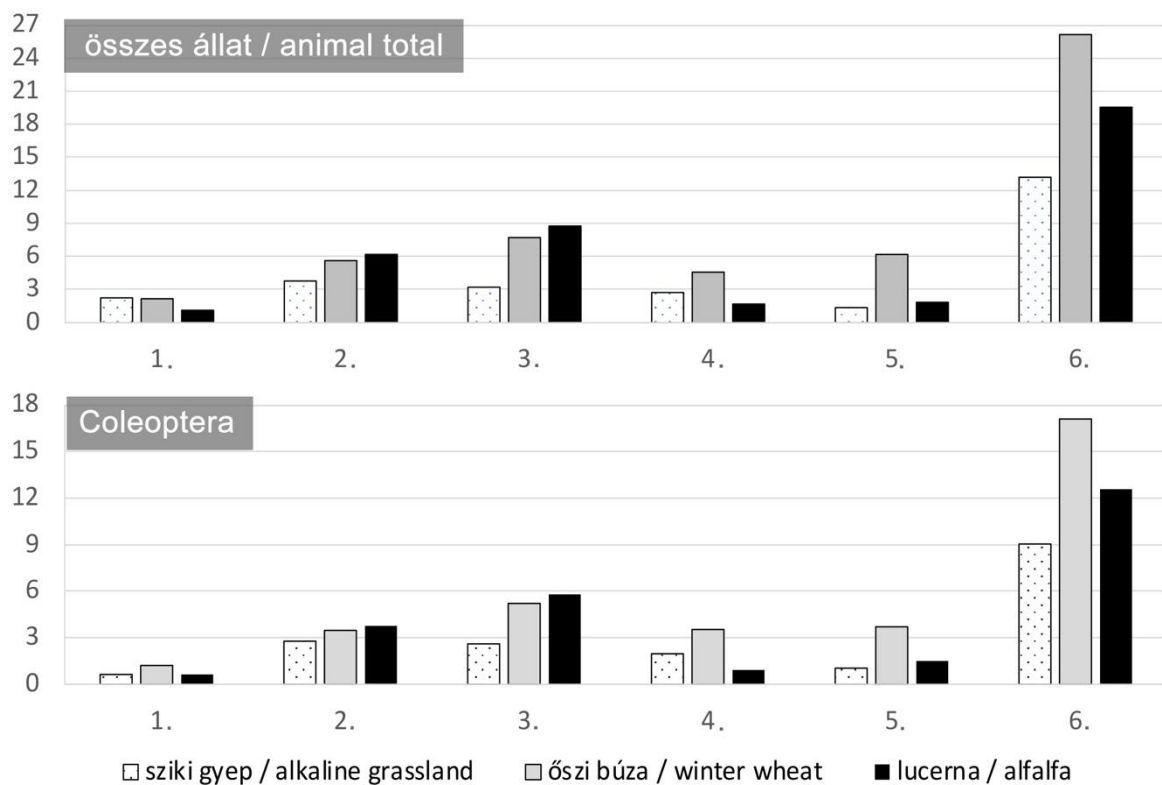
**29. ábra: Az összes állati eredetű és a Coleoptera táplálékforrás (gramm) alakulása Dévaványán, 1985-ben.**

Figure 29. Dynamics of total animal and Coleoptera food sources (gram) in Dévaványa, 1985.

29. táblázat: A Dévaványán 1985-ben csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energia- dominancia és diverzitás viszonyainak átlagértéke

Table 29. The average value of the individual, mass, energy-dominance, and diversity conditions of the animal food source availability trapped in Dévaványa in 1985.

Dévaványa 1985						
Sziki gyepek <i>Alkaline grassland</i>	Egyed <i>Individuals</i> pd	(átl. <i>Mean</i>) %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean</i>) %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean</i>) %
Isopoda	1.0	0.37	0.012	0.46	0.191	0.31
Diplopoda	0.2	0.07	0.002	0.08	0.029	0.05
Chilopoda	0.6	0.22	0.006	0.23	0.125	0.20
Orthoptera	0.8	0.30	0.024	0.91	0.562	0.91
Heteroptera	5.4	2.00	0.030	1.14	0.805	1.31
Homoptera	3.2	1.19	0.004	0.15	0.106	0.17
Coleoptera	95.8	35.51	1.804	68.54	42.194	68.42
Lepidoptera	8.4	3.11	0.374	14.21	8.398	13.62
Diptera	9.0	3.34	0.028	1.06	0.676	1.10
Hymenoptera	112.8	41.81	0.050	1.90	1.112	1.80
Arachnida	32.6	12.08	0.298	11.32	7.474	12.12
ÖSSZES Total:	269.8	100.0	2.632	100.0	61.672	100.0
H:	1.397					
J:	0.583					

Dévaványa 1985						
Őszi búza <i>Winter wheat</i>	Egyed <i>Individuals</i> pd	(átl. <i>Mean</i>) %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean</i>) %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean</i>) %
Lumbricidae	0.2	0.04	0.002	0.03	0.033	0.02
Isopoda	7.0	1.53	0.098	1.40	1.562	0.95
Diplopoda	10.8	2.36	0.108	1.55	1.554	0.95
Chilopoda	1.0	0.22	0.017	0.24	0.348	0.21
Orthoptera	2.3	0.50	0.340	4.87	7.966	4.87
Heteroptera	14.7	3.21	0.140	2.00	3.756	2.30
Coleoptera	258.7	56.47	5.257	75.25	122.948	75.14
Lepidoptera	0.8	0.17	0.017	0.24	0.374	0.23
Diptera	13.5	2.95	0.057	0.82	1.369	0.84
Hymenoptera	27.3	5.96	0.040	0.57	0.890	0.54
Arachnida	121.8	26.59	0.910	13.03	22.825	13.95
ÖSSZES Total:	458.1	100.0	6.986	100.0	163.625	100.0
H:	1.264					
J:	0.527					

Dévaványa 1985						
Lucerna <i>Alfalfa</i>	Egyed <i>Individuals</i> pd	(átl. <i>Mean</i>) %	Tömeg <i>Mass</i> g	(átl. <i>Mean</i>) %	Energia <i>Energy</i> kJ/g	(átl. <i>Mean</i>) %
Isopoda	8.4	1.38	0.102	2.61	1.620	1.80
Diplopoda	4.6	0.75	0.186	4.76	2.667	2.96
Chilopoda	0.8	0.13	0.014	0.36	0.292	0.32
Heteroptera	1.4	0.23	0.010	0.26	0.268	0.30
Homoptera	0.8	0.13	0.004	0.10	0.106	0.12
Coleoptera	193.4	31.73	2.520	64.48	58.940	65.35
Lepidoptera	1.0	0.16	0.016	0.41	0.359	0.40
Diptera	32.0	5.25	0.178	4.55	4.299	4.77
Hymenoptera	272.2	44.65	0.134	3.43	2.981	3.31
Arachnida	95.0	15.58	0.744	19.04	18.661	20.69
ÖSSZES Total:	609.6	100.0	3.908	100.0	90.193	100.0
H:	1.306					
J:	0.567					

30. táblázat: Az átlagértékek (egyed, tömeg és energia) és az egyedi diverzitás összehasonlítása, Dévaványa 1985.

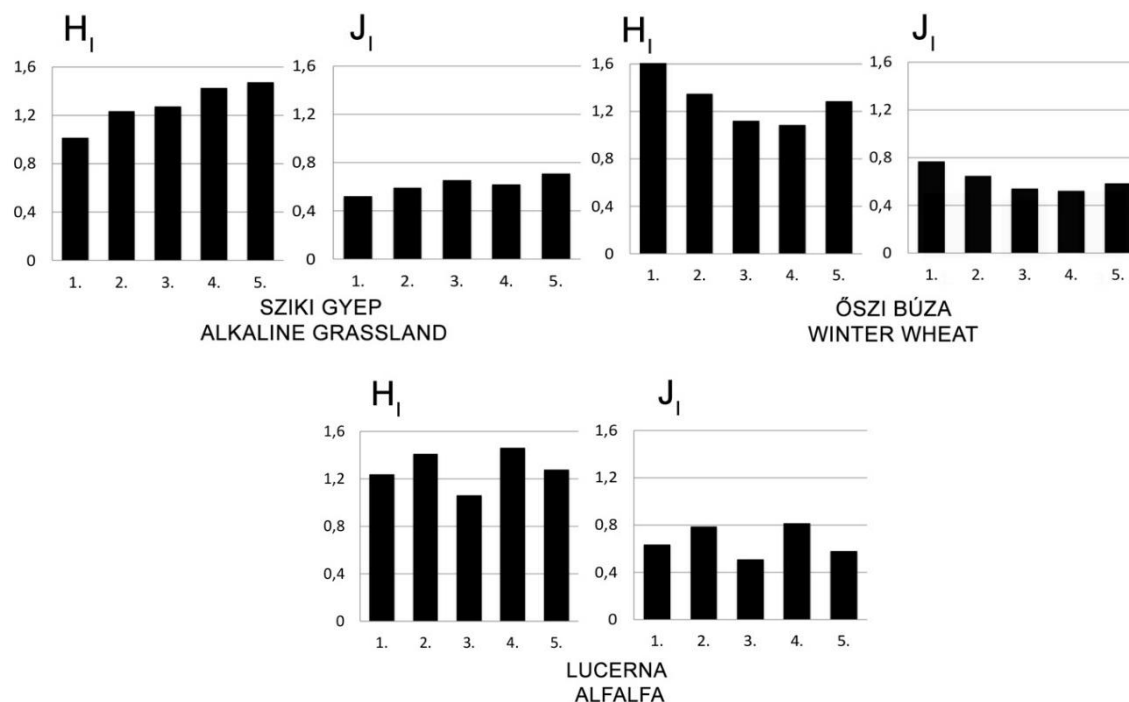
Table 30. Comparison of average values (individual, mass, and energy) and diversity, Dévaványa 1985.

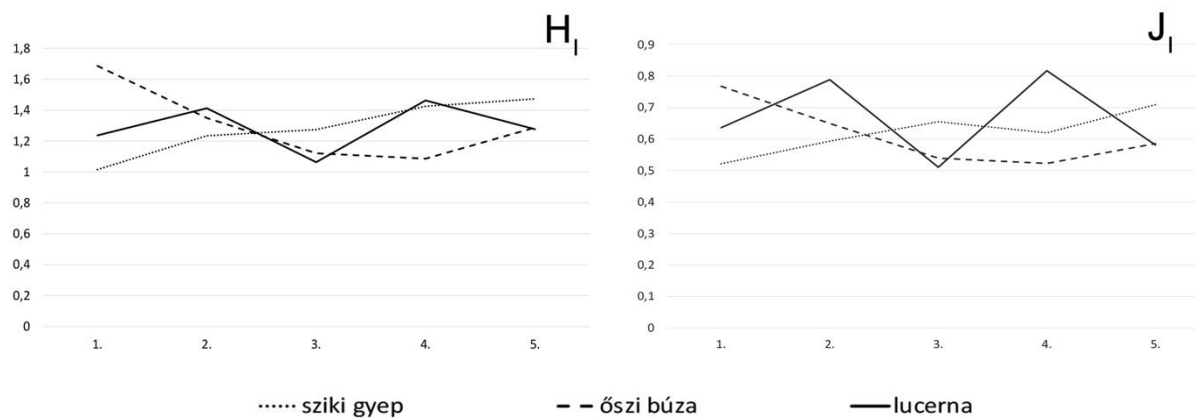
Habitatok Habitats	t-egyed t-Individual		t-tömeg t-Mass		t-energia t-Energy		Diverzitás Diversity	td-egyed td-Individual	
Sziki gyepek – Lucerna Alkaline grassland – Alfalfa	10.672	***	4.410	***	4.191	***		1.357	NSZ
Sziki gyepek – Őszi búza Alkaline grassland – Winter wheat	6.948	***	8.781	***	8.774	***		1.717	*
Lucerna – Őszi búza Alfalfa – Winter wheat	3.935	***	5.638	***	5.732	***		0.690	NSZ

$t < t\text{-tábl. (p=5 \%)} \rightarrow \text{NSZ}$
 $t\text{-tábl. (p=5 \%)} < t < t\text{-tábl. (p=1 \%)} \rightarrow *$
 $t\text{-tábl. (p=1 \%)} < t < t\text{-tábl. (p=0.1 \%)} \rightarrow **$
 $t < t\text{-tábl. (p=0.1 \%)} \rightarrow ***$

31. táblázat: A diverzitás (H_I) és kiegyenlítettség (J_I) alakulása Dévaványán, 1985-ben.Table 31. Dynamics of diversity (H_I), as well as the evenness (J_I) in Dévaványa, in 1985.

No.	Dévaványa 1985	Sziki gyepek Alkaline grassland	Őszi búza Winter wheat	Lucerna Alfalfa
Diverzitás (H_I): egyed <i>Diversity (H_I): Individual</i>				
1	4.24. – 5.08.	1,004	1,690	1,208
2	5.08. – 5.22.	1,225	1,344	1,409
3	5.22. – 6.05.	1,265	1,117	1,061
4	6.05. – 6.19.	1,407	1,074	1,449
5	6.19. – 7.03.	1,447	1,277	1,257
Kiegyenlítettség (J_I): egyed <i>Evenness (J_I): Individual</i>				
1	4.24. – 5.08.	0,516	0,734	0,621
2	5.08. – 5.22.	0,589	0,646	0,786
3	5.22. – 6.05.	0,650	0,537	0,510
4	6.05. – 6.19.	0,611	0,517	0,809
5	6.19. – 7.03.	0,696	0,581	0,572

**30. ábra: A diverzitás (H_I) és kiegyenlítettség (J_I) alakulása Dévaványán, 1985-ben.**Figure 30. Dynamics of diversity (H_I), as well as the evenness (J_I) in Dévaványa, in 1985.

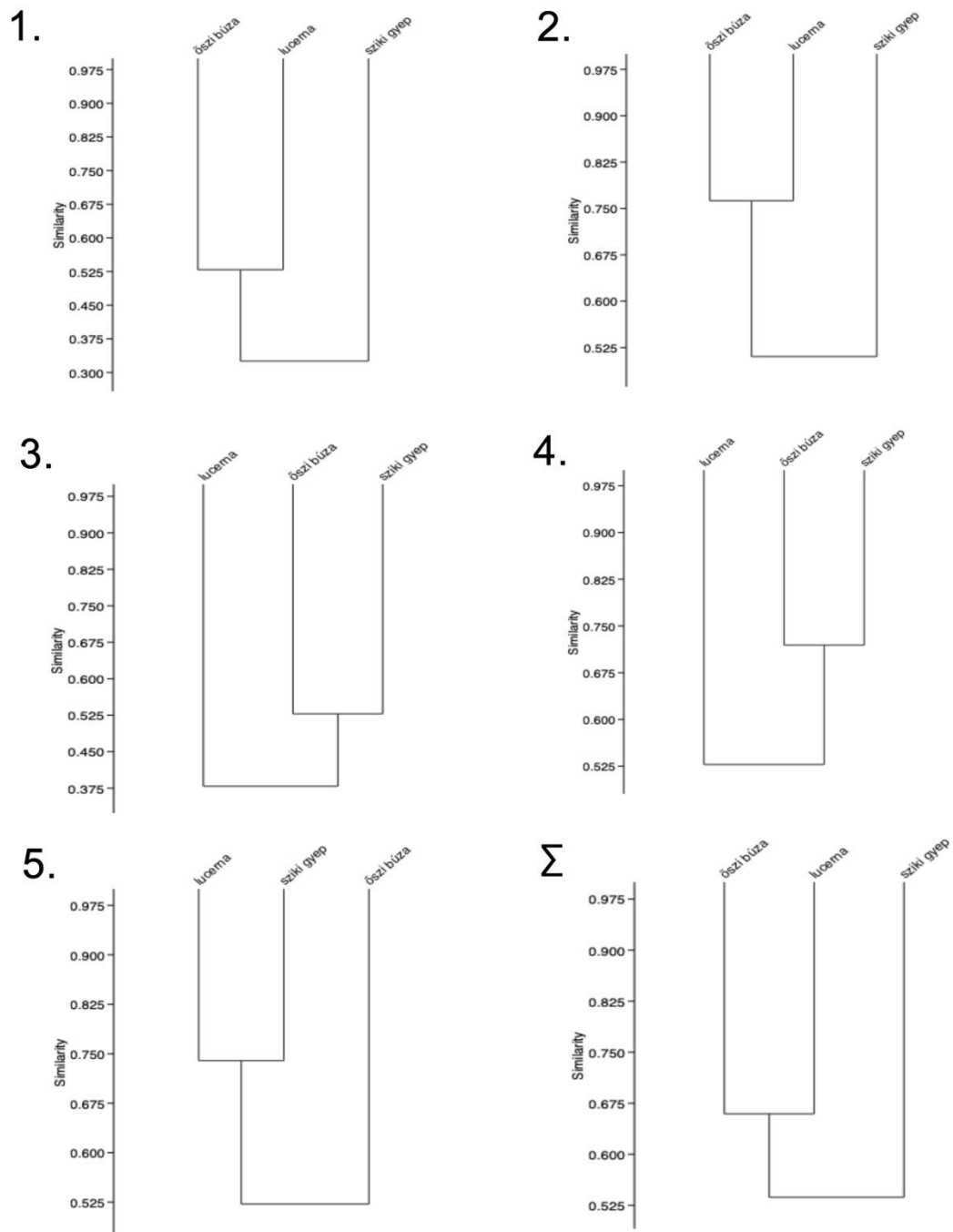


31. ábra: A diverzitás (H_1) és kiegyenlítettség (J_1) értékeinek összehasonlítása Dévaványán, 1985-ben.

Figure 31: Comparison of dynamics of diversity (H_1), as well as the evenness (J_1) in Dévaványa, in 1985.



Sziki gye Dévaványa Atyaszeg térségében (Fotó: SZÉLL A.)
Alkaline grassland in the Atyaszeg area of Dévaványa (Photo: A. SZÉLL)



32. ábra: A táplálékbázis egyedszám alapján készített dendrogrammjai Dégaványán, 1985-ben, az 5 gyűjtési időpontban (BRAY-CURTIS index) és összesítve (Σ).

Figure 32. Dendrograms of the food sources based on the number of individuals in Dégaványa, 1985, at the 5 collection times (BRAY-CURTIS index) and in total (Σ).

Ha összevetjük a három habitat ízeltlábú táplálékforrás kínálat tömegviszonyainak alakulását (**28. táblázat; 29. ábra**), akkor kezdetben a sziki gyeppel, később az őszi búzával, majd a lucernával értékeket találtunk első helyen. A sziki gyeppel táplálékkínálatának csökkenésével egyidőben az agrár habitatok táplálékforrás szerény növekedése játszódott le, a Coleoptera kínálat dominanciájával egészen addig, amíg a lucerna kaszálása be nem következett. Ekkor az őszi búza vette át a vezető szerepet. Június végén – ugyancsak a Coleoptera gyarapodás hatására – mindegyik élőhelyen kiugró értékek mutatkoztak, őszi búza – lucerna – sziki gyeppel sorrendben, azaz megint csak a termesztett növények elsőbbségével.

A habitatonként táplálékkínálat egyedszám alapú középértékei (**29. táblázat**) t-próbáinak 3 variációjából (**30. táblázat**) valamennyi összehasonlítás szignifikáns eltérést mutatott magas fokozaton (***) mind egyedszám, mind tömeg, mind energia alapon. A diverzitás vonatkozásában a sziki gyeppel és lucerna és a lucerna és őszi búza esetében nem találtunk eltérést (NSZ), míg sziki gyeppel-őszi búza összehasonlításban eltérést (*) mutattunk ki.

Az egyedszám alapján számított *diverzitás* és *kiegyenlítettség* habitatonkénti és időbeni változását (**31. táblázat; 30-31. ábra**) értékelve megállapítható, hogy a tavasz múltával és a nyár előrehaladtával a sziki gyeppel mindkét paraméter nőtt, az őszi búzában az éréssel csökkent mind a diverzitás, mind a kiegyenlítettség, míg a lucernában magas értékek mellett a kaszálás és az új növény megjelenésével hullámzó, de stabil. Egymáshoz viszonyítva a két paramétert, a lucerna hullámzó értékei nem adhatnak állandó pozíciókat, de a vizsgálat végére mindkét paraméterben a sziki gyeppel került kedvező helyzetbe, míg a két termesztett növényben hasonló, de kisebb értékeket vett fel mind a diverzitás, mind a kiegyenlítettség tekintetében.

A *klaszteranalízis* (**32. ábra**) során a sziki gyeppel, az őszi búza és a lucerna osztályozása annak a függvényében alakult, hogy a lucerna a kaszálás következtében milyen állapotban volt. Jó fitomassza érték mellett az őszi búzához volt hasonló, ettől eltérő időben a sziki gyeppel és az ugyancsak egyszikű őszi búza hasonlósága volt kimutatható. Az átlagértékek szerint számított hasonlósági indexek a lucernát és az őszi búzát találták hasonlóknak, a sziki gyeppet pedig tőlük távolinak.

3.4. DÉVAVÁNYA, 1987

Dévaványán 5 habitatot vizsgáltunk 1987-ben, a sziki gyeppet, az őszi búzát, a lucernát, a kukoricát és a fénymagot (**32-36. táblázat; 33-37. ábra**).

A **sziki gyeppel** ízeltlábú táplálékkínálat dinamikája az *egyedszám* alapján erősen csökkenő tendenciát mutatott a vizsgálati idő előrehaladtával. A kínálat belső dominanciaviszonyait tekintve kezdetben a Hymenoptera (hangyák) (53%), a Coleoptera (30%) és az Arachnida (11%) túlsúlyát mutatta, amely arány fennmaradt a vizsgálat végéig. Júliustól háttérbe szorultak a bogarak (7–20%), még inkább dominánssá váltak a hártványsszárnyúak (43–55%) és a pókok (17–32%). Más volt a helyzet a *tömegviszonyok* tekintetében. Hasonlóan erősen csökkenő dinamika volt ugyan kimutatható, de azt elsősorban a Coleoptera kínálat uralta (68–88%) július közepéig, amit részesedés tekintetében a pókok követték (11–33%). Végül a vizsgálat utolsó szakasza újfent Coleoptera dominanciát (50%) hozott. A többi taxon összességében sem jelentett 1–2%-nál nagyobb mennyiséget. Az *energiaviszonyok* jól követték a tömegviszonyok által meghatározott dinamikát, de a vizsgálat első három periódusában a Lepidoptera (hernyó) is értékelhető mennyiséggel (3–6%) volt jelen (**32. táblázat; 33. ábra**).

Az **őszi búza** ízeltlábú táplálékkínálatának dinamikájában *egyedszám* tekintetében enyhén csökkenő tendenciát tapasztaltunk. Egyedszám tekintetében a domináns taxonok a Coleoptera (51–56%) és az Arachnida (32–43%) voltak, folyamatosan bogár túlsúllyal. Május végén a Diptera is érdemleges (9%) arányban volt jelen. A *tömegviszonyok* tekintetében is

csökkenő dinamikát mutathattunk ki, ami elsősorban a domináns Coleoptera kínálat csökkenésére volt visszavezethető. Ebben az esetben érdemleges tömegarányú (6–16%) Orthoptera jelenlétéről is beszélhetünk. Ugyanez volt a helyzet az *energiaviszonyok*at illetően, (33. táblázat; 34. ábra).

A lucerna ízeltlábú táplálékkínálatának dinamikájában *egyedszám* tekintetében enyhén hullámzó, tendenciájában csökkenő egyedszámváltozást tapasztaltunk, ami ez esetben is összefüggésbe hozható a lucerna kaszálásával. Egyedszám és egyedi dominancia vonatkozásában a Coleoptera (54–78%), kezdetben az Arachnida (16–39%) és a vizsgálat elején a Hymenoptera taxonokat (22%) kell kiemelni. *Tömegviszonyok* vonatkozásában a Coleoptera dominancia (77–90%) mellett az Arachnida (9–15%, később 1–5%) említendő meg. *Energiaviszonyok* esetében az említett taxonok mellett a Orthoptera július végi eseti magas részarányát (10%) kell kiemelni (34. táblázat; 35. ábra).

A kukoricában állati eredetű táplálékkínálat *egyedszám* tekintetében folyamatos csökkenést lehetett kimutatni. A vizsgálat során – nem számítva június végét – a pókok voltak a dominánsak (45–57%), csak a nevezett periódusban vették át a vezető szerepet a Coleoptera-k (69%). Megemlíthető az Isopoda július elejei (27%) és a Diptera május végi és június elejei (8–14%) magasabb aránya. A *tömegviszonyok* tekintetében már határozott volt a Coleoptera végül abszolút dominanciája (34–71%), csak a vizsgálat elején előzte meg az Arachnida tömegaránya (52%). *Energiaviszonyok* tekintetében hasonló értékeket lehetett tapasztalni, mint a tömegviszonyok esetében láthattuk (35. táblázat; 36. ábra).

A fénymag esetében az ízeltlábú táplálékkínálat *egyszámok* alapján a vizsgálati időszak elején tapasztalt erős visszaesés után folyamatos növekedést mutatott. A taxonok közül a Coleoptera túlsúly ez esetben is megnyilvánult (33–77%), amihez társult a nagyobb arányú (9–24%) Arachnida jelenlét. Június végén és júliusban viszont a Hymenoptera részarány növekedése következett be (25–48%). A *tömegviszonyokat* tekintve a Coleoptera dominancia még határozottabb volt (72–84%), amihez az Arachnida 4–17% közötti tömegaránya társult. *Energiaviszonyok* tekintetében ugyanazokat a relációkat tudtuk kimutatni, mint azt a tömegnél leírtuk azzal a pontosítással, hogy a Heteroptera részesedés markánsabb volt (3–9%) (36. táblázat; 37. ábra).

Ha összevetjük az öt vizsgált élőhely ízeltlábú táplálékforrás kínálata tömegviszonyainak alakulását (37. táblázat; 38. ábra), akkor minden időszakban a lucerna ízeltlábú táplálékforrás kínálatának dominanciája volt kimutatható, amit mindenkor az őszi búza, s kezdetben a sziki gyepek követtek. Az őszyep összes ízeltlábú, illetve Coleoptera tömegértékei a későbbiekben mindig alacsonyabbak voltak, mivel folyamatos csökkent mind összes, mind Coleoptera kínálata. Amikor betakarították az őszi búzát, akkor időszakosan a kukorica vette át szerepét, de augusztus elejére a lucernán kívül minden növény elvesztette táplálékforrását. Különösen a lucerna, de a többi habitat esetében is a Coleoptera kínálat dominanciájával szembesülhettünk.

A habitatonként táplálékkínálat egyedszám alapú középértékei (38. táblázat) t-próbáinak 10 variációjából (15. táblázat) a lucerna-őszi búza (azaz 1) viszonylatban nem volt szignifikáns (NSZ) az eltérés. A tömegviszonyok középértékei szerint a 10 variációból a sziki gyepek-kukorica-, kukorica-fénymag (azaz 2) viszonylatban nem mutatott szignifikáns eltérést (NSZ). Az energetikai alapon történt összevetésben kizárólag a kukorica-fénymag (azaz 1) relációban igazolódott nem lényeges eltérés. A diverzitás vonatkozásában viszont 5 összehasonlításban nem volt lényeges (NSZ) az eltérés: sziki gyepek lucerna, sziki gyepek kukorica, lucerna-kukorica, lucerna fénymag és kukorica-fénymag. A legtöbb (n=23) összehasonlításban jelentős eltérést (***) mutattunk ki, alacsonyabb fokú szignifikáns különbséget (**: 2 esetben; *: 6 esetben).

32. táblázat: A Dévaványán 1987-ben sziki gyepen csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 32. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in **alkaline grassland** in Dévaványa in 1987, by measurement.

Dévaványa 1987

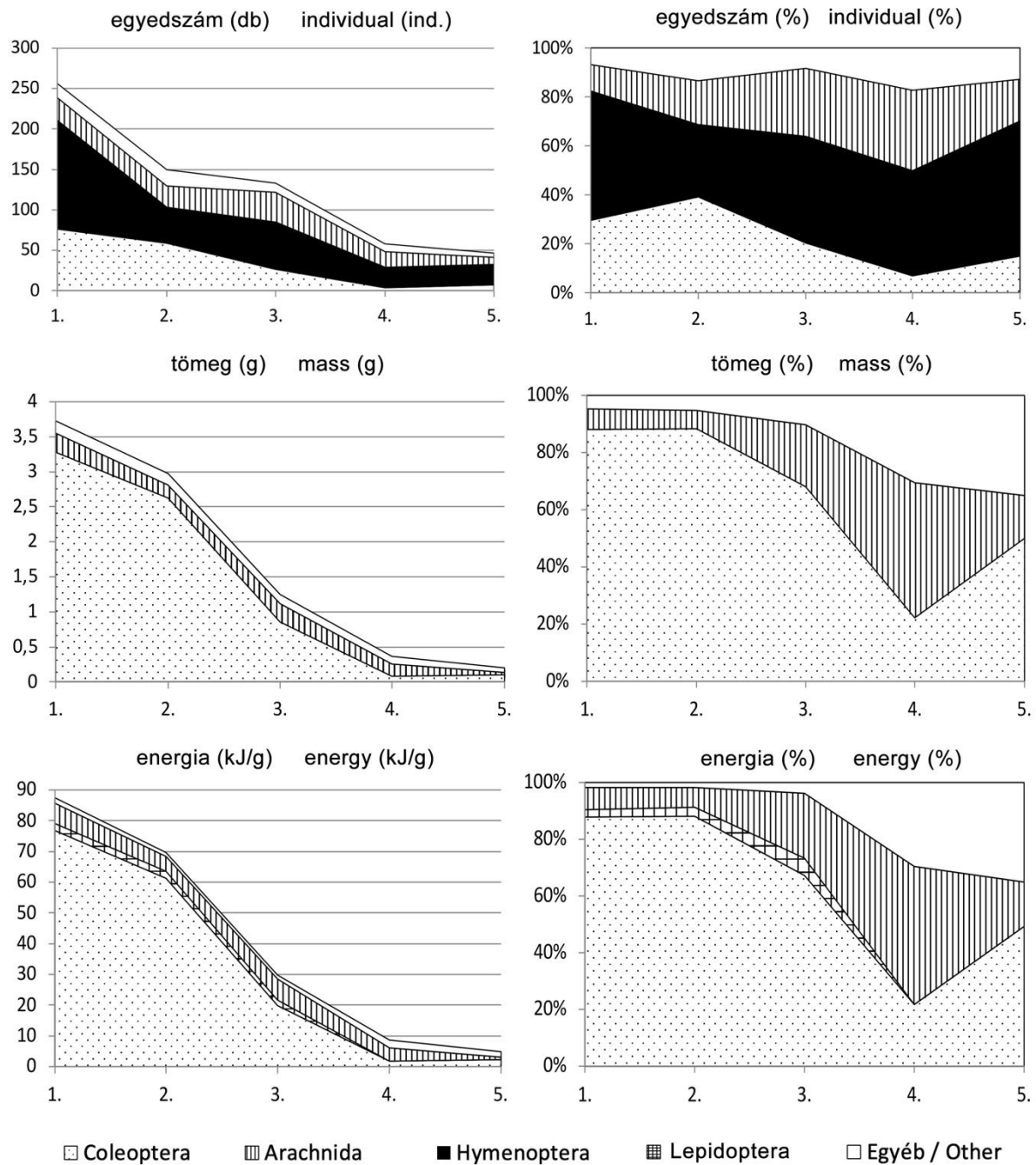
Sziki gyepek Alkaline grassland	1		2		3		4		5	
	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.		7.06.–7.20.		7.20.–8.03.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	db	%
Isopoda	2	0.78	2	1.33	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Chilopoda	1	0.39	1	0.67	0	0.00	1	1.72	0	0.00
Orthoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	1.72	1	2.13
Heteroptera	4	1.56	0	0.00	2	1.50	0	0.00	1	2.13
Homoptera	0	0.00	9	6.00	6	4.51	8	13.79	4	8.51
Coleoptera	76	29.69	59	39.33	27	20.30	4	6.90	7	14.89
Lepidoptera	9	3.52	8	5.33	3	2.26	0	0.00	0	0.00
Diptera	1	0.39	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Hymenoptera	135	52.73	44	29.33	58	43.61	25	43.10	26	55.32
Arachnida	28	10.94	27	18.00	37	27.82	19	32.76	8	17.02
ÖSSZES Total:	256	100.00	150	100.00	133	100.00	58	100.00	47	100.00
H:	1.204	—	1.452	—	1.330	—	1.326	—	1.339	—
J:	0.579	—	0.746	—	0.742	—	0.740	—	0.747	—

Dévaványa 1987

Sziki gyepek Alkaline grassland	1		2		3		4		5	
	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.		7.06.–7.20.		7.20.–8.03.	
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Isopoda	0.01	0.27	0.01	0.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Chilopoda	0.01	0.27	0.01	0.34	0.00	0.00	0.01	2.78	0.00	0.00
Orthoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	13.89	0.03	15.00
Heteroptera	0.01	0.27	0.00	0.00	0.01	0.80	0.00	0.00	0.01	5.00
Homoptera	0.00	0.00	0.02	0.67	0.01	0.80	0.02	5.56	0.01	5.00
Coleoptera	3.28	87.94	2.62	88.22	0.85	68.00	0.08	22.22	0.10	50.00
Lepidoptera	0.10	2.68	0.10	3.37	0.08	6.40	0.00	0.00	0.00	0.00
Diptera	0.01	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hymenoptera	0.04	1.07	0.02	0.67	0.03	2.40	0.03	8.33	0.02	10.00
Arachnida	0.27	7.24	0.19	6.40	0.27	21.60	0.17	47.22	0.03	15.00
ÖSSZES Total:	3.73	100.00	2.97	100.00	1.25	100.00	0.36	100.00	0.20	100.00

Dévaványa 1987

Sziki gyepek Alkaline grassland	1		2		3		4		5	
	5.25.–6.08.		6.08.–6. 22.		6.22.–7.06.		7.06.–7.20.		7.20.–8.03.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Isopoda	0.159	0.18	0.159	0.23	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Chilopoda	0.209	0.24	0.209	0.30	0.000	0.00	0.209	2.40	0.000	0.00
Orthoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	1.172	13.45	0.703	14.73
Heteroptera	0.268	0.31	0.000	0.00	0.268	0.90	0.000	0.00	0.268	5.62
Homoptera	0.000	0.00	0.528	0.76	0.264	0.89	0.528	6.06	0.264	5.53
Coleoptera	76.716	87.67	61.279	88.00	19.881	67.06	1.871	21.48	2.339	49.03
Lepidoptera	2.246	2.57	2.246	3.23	1.796	6.06	0.000	0.00	0.000	0.00
Diptera	0.242	0.28	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Hymenoptera	0.890	1.02	0.445	0.64	0.667	2.25	0.667	7.66	0.445	19.33
Arachnida	6.772	7.74	4.766	6.84	6.772	22.84	4.264	48.95	0.752	15.76
ÖSSZES Total:	87.502	100.00	69.632	100.00	29.648	100.00	8.711	100.00	4.771	100.00



33. ábra: A Dévaványán 1987-ben, sziki gyepen csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energia-dominancia viszonyai mérésenként.

Figure 33. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in alkaline grassland in Dévaványa in 1987, by measurement.

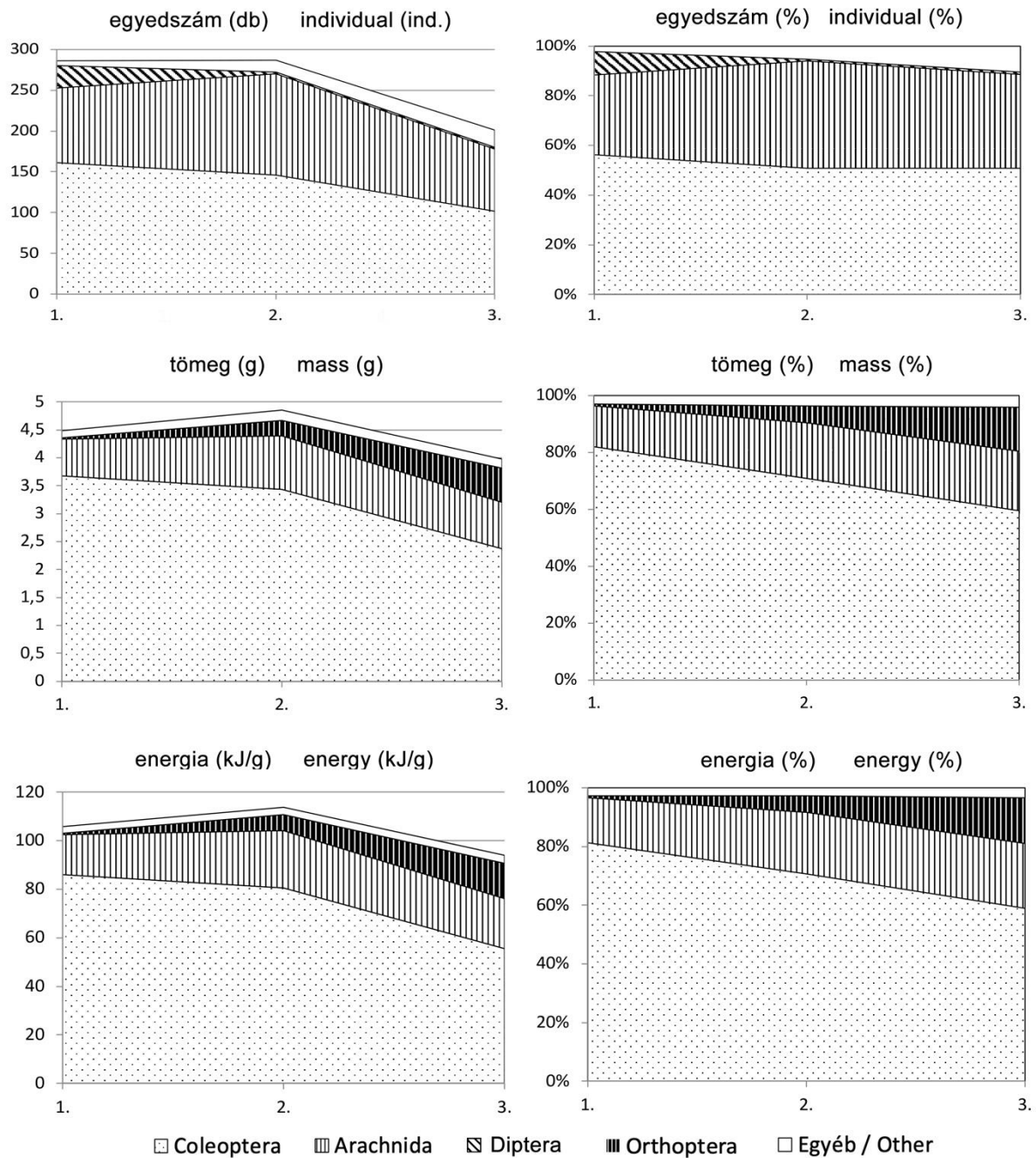
33. táblázat: A Dévaványán 1987-ben, őszi búzában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 33. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *winter wheat* in Dévaványa in 1987, by measurement.

Dévaványa 1987						
Őszi búza Winter wheat	1		2		3	
	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.	
	pd	%	pd	%	pd	%
Isopoda	1	0.35	4	1.39	4	1.99
Diplopoda	1	0.35	2	0.70	3	1.49
Chilopoda	0	0.00	2	0.70	2	1.00
Orthoptera	1	0.35	4	1.39	6	2.99
Heteroptera	0	0.00	3	1.05	3	1.49
Coleoptera	161	56.29	146	50.87	102	50.75
Diptera	27	9.44	2	0.70	2	1.00
Hymenoptera	3	1.05	0	0.00	3	1.49
Arachnida	92	32.17	124	43.21	76	37.81
ÖSSZES Total:	286	100.00	287	100.00	201	100.00
H:	1.018	—	0.977	—	1.175	—
J:	0.523	—	0.470	—	0.535	—

Dévaványa 1987						
Őszi búza Winter wheat	1		2		3	
	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.	
	g	%	g	%	g	%
Isopoda	0.02	0.45	0.07	1.44	0.05	1.26
Diplopoda	0.01	0.22	0.08	1.65	0.01	0.25
Chilopoda	0.00	0.00	0.01	0.21	0.02	0.50
Orthoptera	0.03	0.67	0.28	5.77	0.62	15.58
Heteroptera	0.00	0.00	0.01	0.21	0.01	0.25
Coleoptera	3.68	81.96	3.44	70.93	2.37	59.55
Diptera	0.09	2.00	0.01	0.21	0.05	1.26
Hymenoptera	0.01	0.22	0.00	0.00	0.02	0.50
Arachnida	0.65	14.48	0.95	19.59	0.83	20.85
ÖSSZES Total:	4.49	100.00	4.85	100.00	3.98	100.00

Dévaványa 1987						
Őszi búza Winter wheat	1		2		3	
	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Isopoda	0.318	0.30	1.112	0.98	0.794	0.84
Diplopoda	0.143	0.13	1.147	1.01	0.143	0.15
Chilopoda	0.000	0.00	0.209	0.18	0.417	0.44
Orthoptera	0.703	0.66	6.560	5.76	14.527	15.45
Heteroptera	0.000	0.00	0.268	0.24	0.268	0.28
Coleoptera	86.072	81.25	80.458	70.69	55.432	58.94
Diptera	2.174	2.05	0.242	0.21	1.208	1.28
Hymenoptera	0.222	0.21	0.000	0.00	0.445	0.47
Arachnida	16.303	15.39	23.828	20.93	20.818	22.13
ÖSSZES Total:	105.935	100.00	113.824	100.00	94.052	100.00



34. ábra: A Dévaványán 1987-ben őszi búzában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energia-dominancia viszonyai mérésenként.

Figure 34. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in winter wheat in Dévaványa in 1987, by measurement.

34. táblázat: A Dévaványán 1987-ben, lucernában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 34. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *alfalfa* in Dévaványa in 1987, by measurement.

Dévaványa 1987

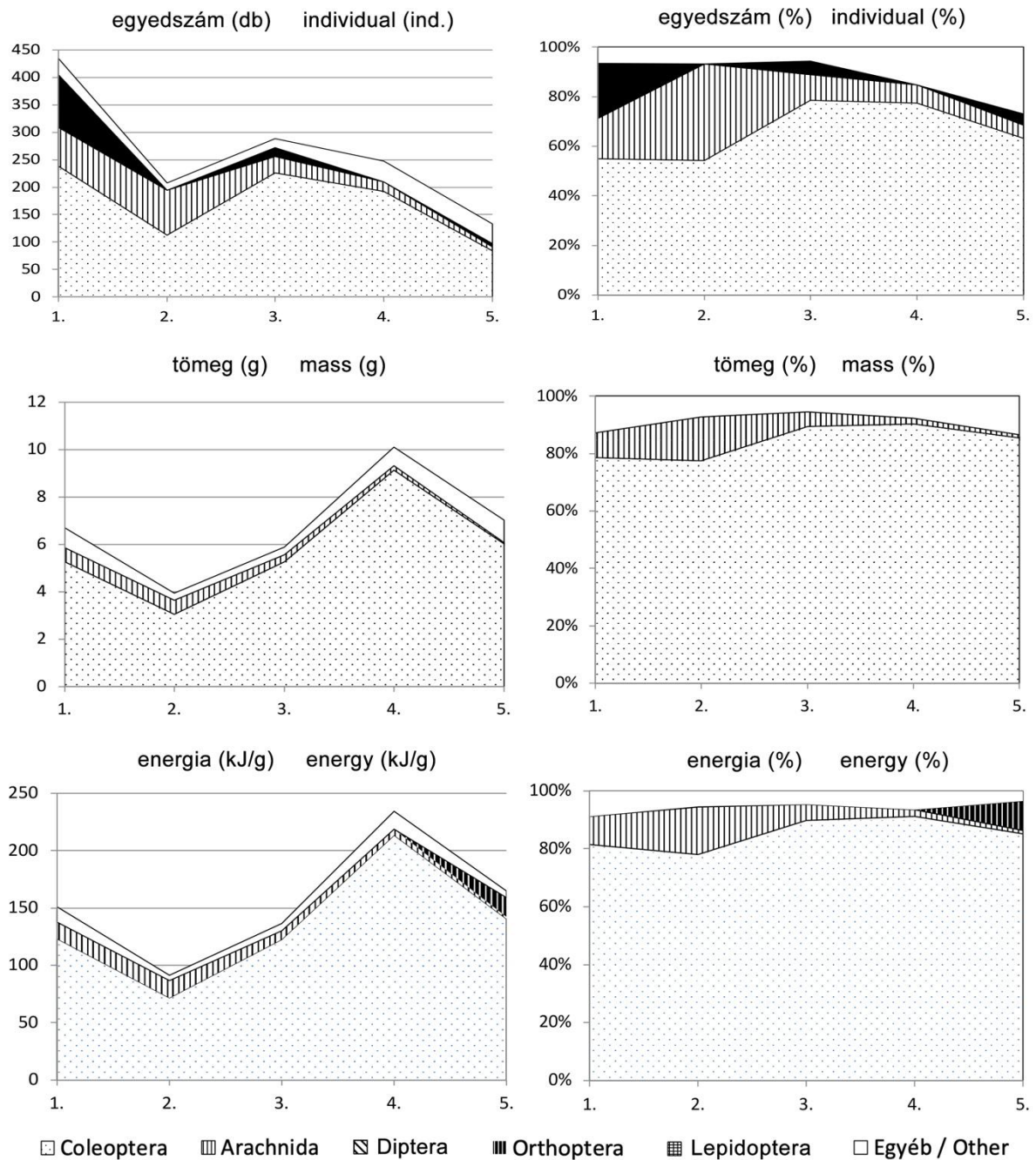
	1		2		3		4		5	
Lucerna	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.		7.06.–7.20.		7.20.–8.03.	
<i>Alfalfa</i>	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Gastropoda	0	0.00	1	0.48	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Isopoda	13	3.00	3	1.44	3	1.04	4	1.61	0	0.00
Diplopoda	11	2.53	2	0.96	2	0.69	9	3.63	0	0.00
Chilopoda	0	0.00	1	0.48	2	0.69	1	0.40	0	0.00
Orthoptera	0	0.00	1	0.48	0	0.00	0	0.00	6	4.51
Dermaptera	0	0.00	1	0.48	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Heteroptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.75
Homoptera	0	0.00	1	0.48	0	0.00	12	4.84	22	16.54
Coleoptera	238	54.84	113	54.33	226	78.47	192	77.42	84	63.16
Lepidoptera	2	0.46	1	0.48	2	0.69	7	2.82	3	2.26
Diptera	3	0.69	3	1.44	7	2.43	5	2.02	4	3.01
Hymenoptera	96	22.12	0	0.00	16	5.56	0	0.00	6	4.51
Arachnida	71	16.36	81	38.94	30	10.42	18	7.26	7	5.26
ÖSSZES Total:	434	100.00	208	100.00	288	100.00	248	100.00	133	100.00
H:	1.217	—	1.020	—	0.840	—	1.937	—	1.276	—
J:	0.625	—	0.425	—	0.404	—	0.451	—	0.613	—

Dévaványa 1987

	1		2		3		4		5	
Lucerna	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.		7.06.–7.20.		7.20.–8.03.	
<i>Alfalfa</i>	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Gastropoda	0.00	0.00	0.01	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Isopoda	0.38	5.67	0.05	1.27	0.11	1.87	0.08	0.79	0.00	0.00
Diplopoda	0.41	6.12	0.10	2.54	0.02	0.34	0.20	1.98	0.00	0.00
Chilopoda	0.00	0.00	0.02	0.51	0.04	0.68	0.01	0.10	0.00	0.00
Orthoptera	0.00	0.00	0.01	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.71	10.10
Dermaptera	0.00	0.00	0.01	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Heteroptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.43
Homoptera	0.00	0.00	0.01	0.25	0.00	0.00	0.08	0.79	0.10	1.42
Coleoptera	5.27	78.66	3.05	77.61	5.25	89.44	9.12	90.30	6.01	85.49
Lepidoptera	0.02	0.30	0.06	1.53	0.03	0.51	0.38	3.76	0.08	0.28
Diptera	0.01	0.15	0.01	0.25	0.08	1.36	0.02	0.20	0.02	0.28
Hymenoptera	0.03	0.45	0.00	0.00	0.04	0.68	0.00	0.00	0.01	0.14
Arachnida	0.58	8.66	0.60	15.27	0.30	5.11	0.21	2.08	0.07	1.00
ÖSSZES Total:	6.70	100.00	3.93	100.00	5.87	100.00	10.10	100.00	7.03	100.00

Dévaványa 1987

	1		2		3		4		5	
Lucerna	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.		7.06.–7.20.		7.20.–8.03.	
<i>Alfalfa</i>	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Gastropoda	0.000	0.00	0.071	0.08	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Isopoda	6.036	4.00	0.794	0.87	1.747	1.28	1.271	0.54	0.000	0.00
Diplopoda	5.879	3.89	1.434	1.57	0.287	0.21	2.868	1.23	0.000	0.00
Chilopoda	0.000	0.00	0.417	0.46	0.835	0.61	0.209	0.09	0.000	0.00
Orthoptera	0.000	0.00	0.234	0.26	0.000	0.00	0.000	0.00	16.635	10.09
Dermaptera	0.000	0.00	0.250	0.27	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Heteroptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.805	0.49
Homoptera	0.000	0.00	0.264	0.29	0.000	0.00	2.110	0.90	2.638	1.60
Coleoptera	123.260	81.59	71.336	78.02	122.792	89.84	213.308	91.14	140.568	85.24
Lepidoptera	0.449	0.30	1.347	1.47	0.674	0.49	8.533	3.65	1.796	1.09
Diptera	0.242	0.16	0.242	0.26	1.932	1.41	0.483	0.21	0.483	0.29
Hymenoptera	0.667	0.44	0.000	0.00	0.890	0.65	0.000	0.00	0.222	0.13
Arachnida	14.548	9.63	15.049	16.46	7.525	5.51	5.267	2.25	1.756	0.94
ÖSSZES Total:	151.081	100.00	91.438	100.00	136.682	100.00	234.049	100.00	164.903	100.00



35. ábra: A Dévaványán 1987-ben lucernában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energia-dominancia viszonyai mérésenként

Figure 35. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in alfalfa in Dévaványa in 1987, by measurement.

35. táblázat: A Dévaványán 1987-ben, kukoricában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 35. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in **maize** in Dévaványa in 1987, by measurement.

Dévaványa 1987

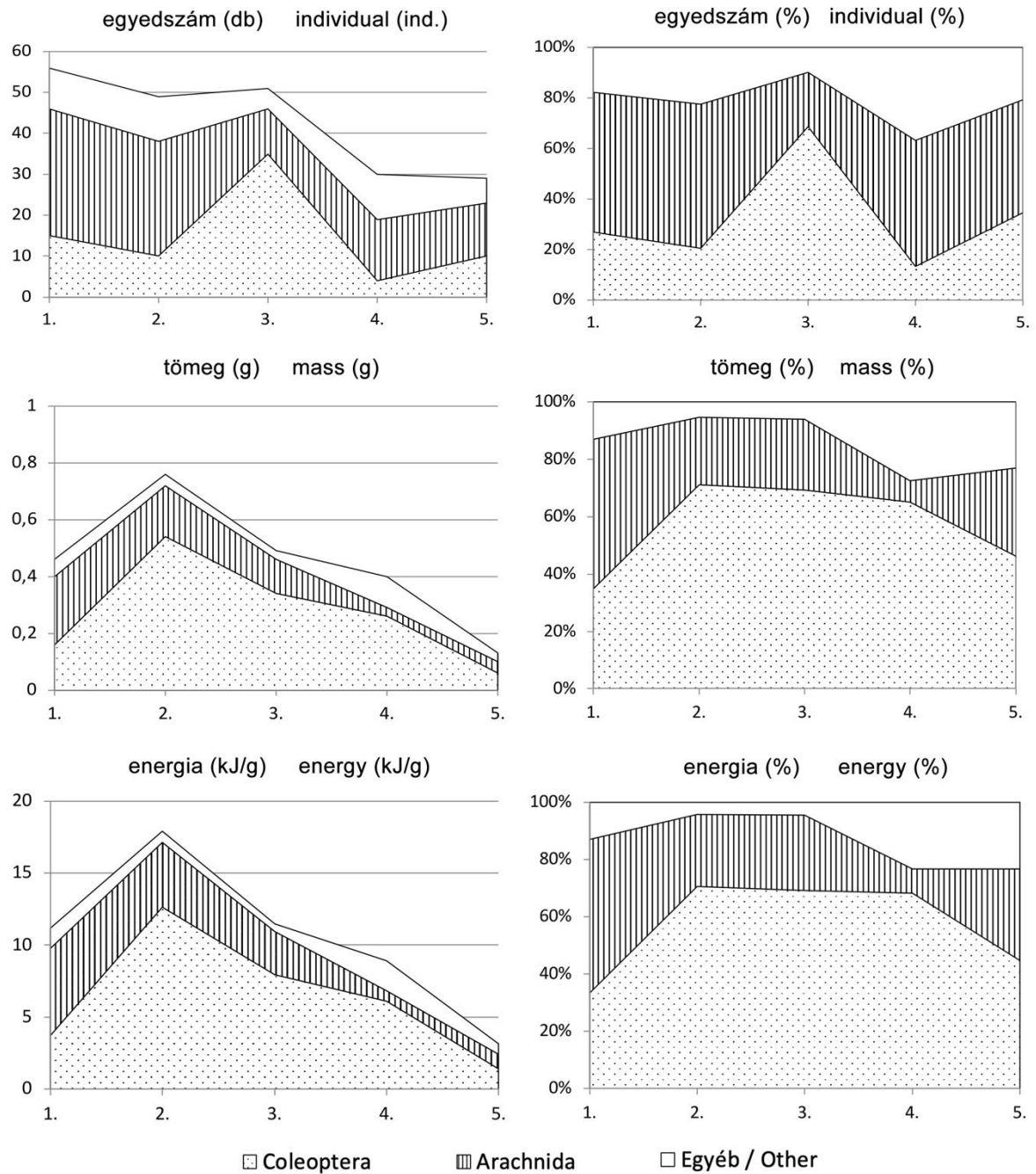
	1		2		3		4		5	
Kukorica <i>Maize</i>	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.		7.06.–7.20.		7.20.–8.03.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Isopoda	0	0.00	1	2.04	1	1.96	8	26.67	0	0.00
Diplopoda	0	0.00	2	4.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Chilopoda	1	1.79	4	0.16	4	7.84	0	0.00	0	0.00
Orthoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Heteroptera	1	1.79	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Homoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3	10.34
Coleoptera	15	26.79	10	20.41	35	68.63	4	13.33	10	34.40
Lepidoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	3.33	0	0.00
Diptera	8	14.29	4	8.16	0	0.00	0	0.00	1	3.45
Hymenoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	6.67	2	6.90
Arachnida	31	55.36	28	57.14	11	21.57	15	50.00	13	44.83
ÖSSZES Total:	56	100.00	49	100.00	51	100.00	30	100.00	29	100.00
H:	1.102	—	1.263	—	0.895	—	1.328	—	1.262	—
J:	0.605	—	0.705	—	0.646	—	0.825	—	0.704	—

Dévaványa 1987

	1		2		3		4		5	
Kukorica <i>Maize</i>	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.		7.06.–7.20.		7.20.–8.03.	
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
Isopoda	0.00	0.00	0.01	1.32	0.02	24.49	0.06	15.00	0.00	0.00
Diplopoda	0.00	0.00	0.01	1.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Chilopoda	0.01	2.17	0.01	1.32	0.01	2.04	0.00	0.00	0.00	0.00
Orthoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Heteroptera	0.01	2.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Homoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	7.69
Coleoptera	0.16	34.78	0.54	71.05	0.34	69.39	0.26	65.00	0.06	46.15
Lepidoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	10.00	0.00	0.00
Diptera	0.04	8.70	0.01	1.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	7.69
Hymenoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	2.50	0.01	7.69
Arachnida	0.24	52.17	0.18	23.68	0.12	24.49	0.03	7.50	0.04	30.77
ÖSSZES Total:	0.46	100.00	0.76	100.00	0.49	100.00	0.40	100.00	0.13	100.00

Dévaványa 1987

	1		2		3		4		5	
Kukorica <i>Maize</i>	5.25.–6.08.		6.08.–6. 22.		6.22.–7.06.		7.06.–7.20.		7.20.–8.03.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Isopoda	0.000	0.00	0.159	0.89	0.318	2.77	0.953	10.70	0.000	0.00
Diplopoda	0.000	0.00	0.143	0.80	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Chilopoda	0.209	1.87	0.209	1.17	0.209	1.82	0.000	0.00	0.000	0.00
Orthoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Heteroptera	0.268	2.39	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00
Homoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.264	8.42
Coleoptera	3.742	33.40	12.630	70.57	7.952	69.21	6.081	68.28	1.403	44.77
Lepidoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.898	10.08	0.000	0.00
Diptera	0.966	8.62	0.242	1.35	0.000	0.00	0.000	0.00	0.242	7.72
Hymenoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.222	2.49	0.222	7.08
Arachnida	6.020	53.73	4.515	25.23	3.010	26.20	0.752	8.44	1.003	32.00
ÖSSZES Total:	11.205	100.00	17.898	100.00	11.489	100.00	8.906	100.00	3.134	100.00



36. ábra: A Dévaványán 1987-ben, kukoricában csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energia-dominancia viszonyai mérésenként.

Figure 36. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in maize in Dévaványa in 1987, by measurement.

36. táblázat: A Dévaványán 1987-ben fénymagban csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energiadominancia és diverzitás viszonyai mérésenként.

Table 36. Individual, mass and energy dominance and diversity conditions of the animal food source availability trapped in *Canary grass* in Dévaványa in 1987, by measurement.

Dévaványa 1987

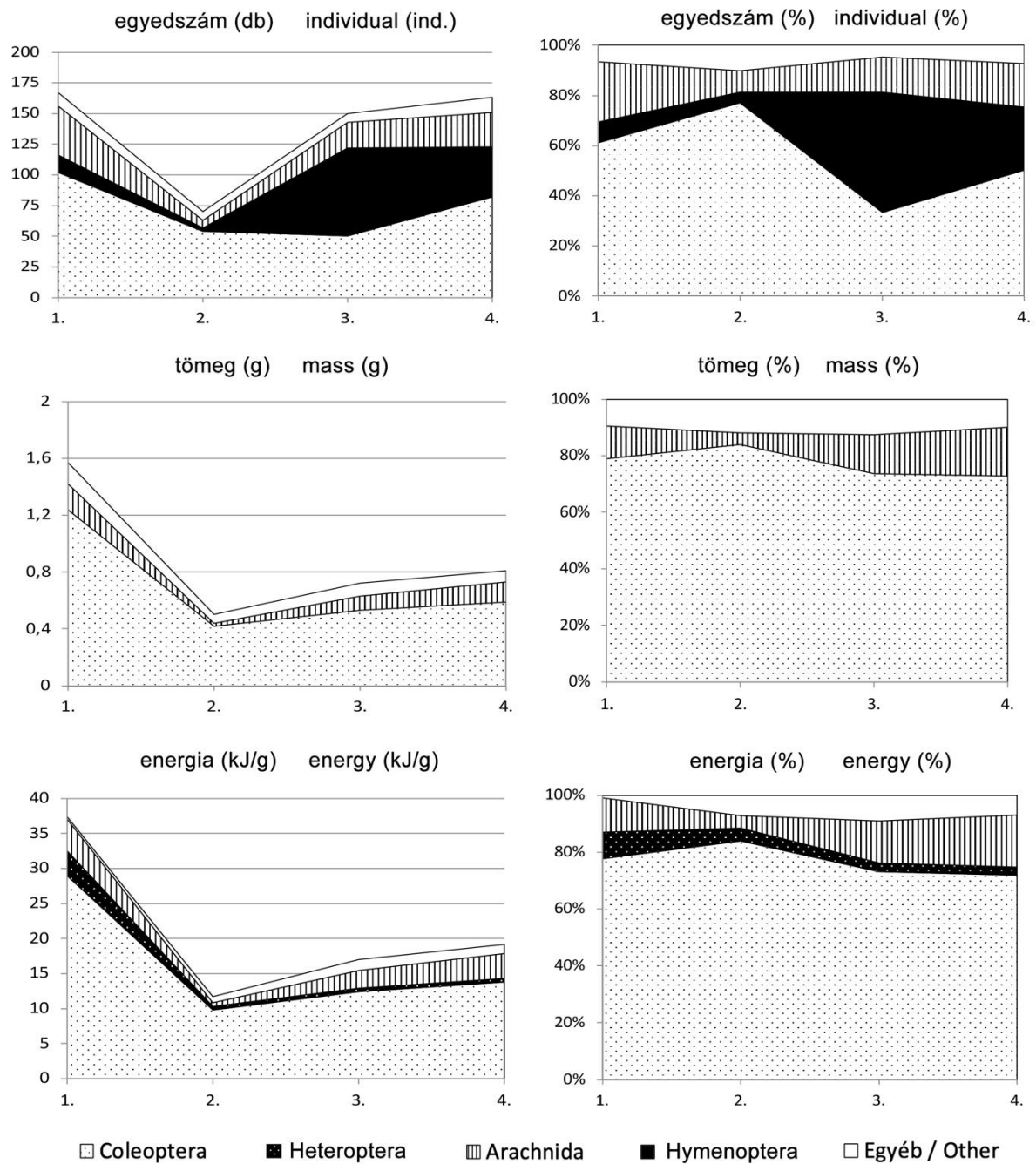
Fénymag <i>Canary grass</i>	1		2		3		4	
	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.		7.06.–7.20.	
	pd	%	pd	%	pd	%	pd	%
Isopoda	0	0.00	0	0.00	1	0.66	0	0.00
Diplopoda	1	0.60	1	1.43	0	0.00	0	0.00
Chilopoda	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4	2.45
Orthoptera	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.61
Heteroptera	10	5.99	2	2.86	5	3.33	4	2.45
Homoptera	0	0.00	0	0.00	1	0.67	0	0.00
Coleoptera	102	61.08	54	77.14	50	33.33	82	50.31
Diptera	0	0.00	4	5.71	0	0.00	3	1.84
Hymenoptera	14	8.38	3	4.29	72	48.00	41	25.15
Arachnida	40	23.95	6	8.57	21	14.00	28	17.18
ÖSSZES Total:	167	100.00	70	100.00	150	100.00	163	100.00
H:	1.050	—	0.872	—	1.191	—	1.301	—
J:	0.653	—	0.486	—	0.664	—	0.668	—

Dévaványa 1987

Fénymag <i>Canary grass</i>	1		2		3		4	
	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.		7.06.–7.20.	
	g	%	g	%	g	%	g	%
Isopoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	1.39	0.00	0.00
Diplopoda	0.01	0.64	0.01	2.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Chilopoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	2.47
Orthoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	1.23
Heteroptera	0.13	8.28	0.02	4.00	0.02	2.78	0.02	2.47
Homoptera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	1.39	0.00	0.00
Coleoptera	1.24	78.98	0.42	84.00	0.53	73.61	0.59	72.84
Diptera	0.00	0.00	0.02	4.00	0.00	0.00	0.01	1.23
Hymenoptera	0.01	0.64	0.01	2.00	0.05	6.94	0.02	2.47
Arachnida	0.18	11.46	0.02	4.00	0.10	13.89	0.14	17.28
ÖSSZES Total:	1.57	100.00	0.50	100.00	0.72	100.00	0.81	100.00

Dévaványa 1987

Fénymag <i>Canary grass</i>	1		2		3		4	
	5.25.–6.08.		6.08.–6.22.		6.22.–7.06.		7.06.–7.20.	
	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%	kJ/g	%
Isopoda	0.000	0.00	0.000	0.00	0.159	0.94	0.000	0.00
Diplopoda	0.143	0.38	0.143	1.22	0.000	0.00	0.000	0.00
Chilopoda	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.417	2.17
Orthoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.000	0.00	0.234	1.22
Heteroptera	3.488	9.33	0.537	4.59	0.537	3.16	0.537	2.80
Homoptera	0.000	0.00	0.000	0.00	0.264	1.56	0.000	0.00
Coleoptera	29.002	77.61	9.823	83.89	12.396	73.02	13.800	71.93
Diptera	0.000	0.00	0.483	4.12	0.000	0.00	0.242	1.26
Hymenoptera	0.222	0.59	0.222	1.90	1.112	26.55	0.445	2.32
Arachnida	4.515	12.08	0.502	4.29	2.508	14.77	3.511	18.30
ÖSSZES Total:	37.370	100.00	11.710	100.00	16.976	100.00	19.186	100.00



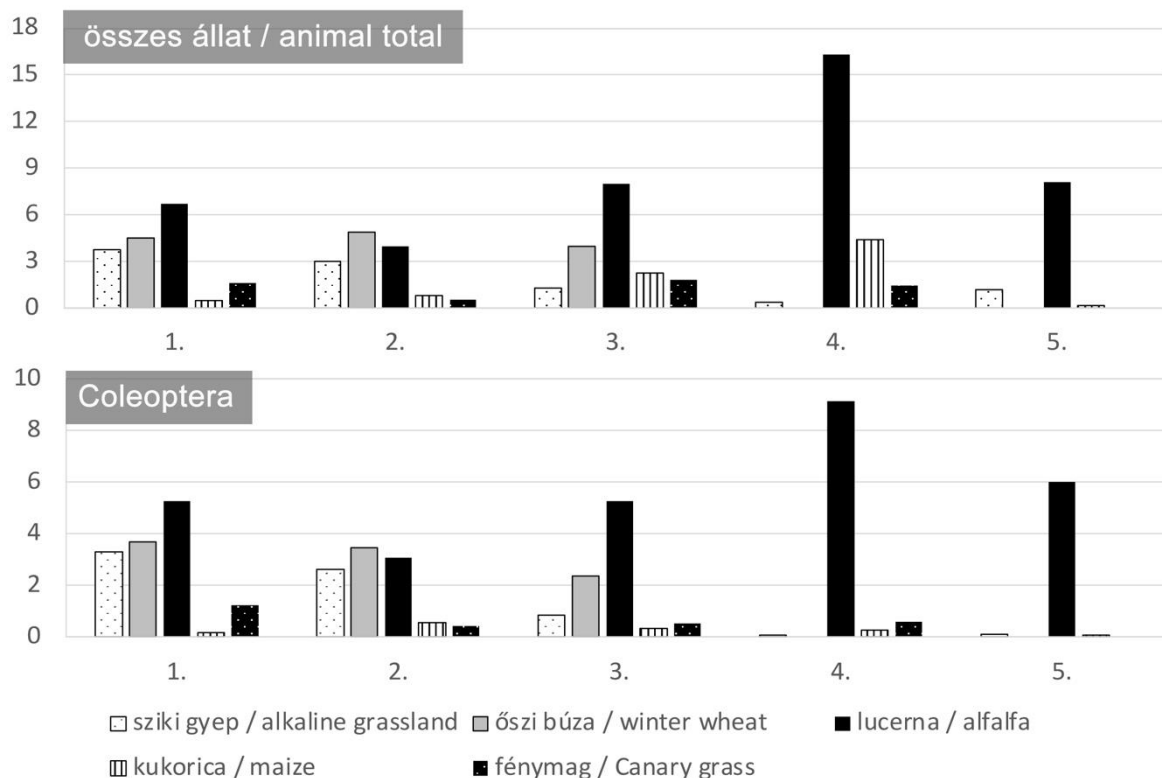
37. ábra: A Dévaványán 1987-ben fénymagban csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg- és energia-dominancia viszonyai mérésenként.

Figure 37. Individual, mass and energy dominance conditions of the animal food source availability trapped in *Canary grass* in Dévaványa in 1987, by measurement.

37. táblázat: Az összes állati eredetű és a Coleoptera táplálékforrás (gramm) alakulása Dévaványán, 1987-ben.

Table 37: Dynamics of total animal and Coleoptera food sources (gram) in Dévaványa, 1987.

Dévaványa 1987							
Gramm Gram	Habitat	1 6.08.	2 6.22.	3 7.06.	4 7.20.	5 8.03.	Összes tömeg Total mass
Összes állati eredetű táplálékbázis Total animal food sources	Sziki gyepek Alkaline grassland	3,73	2,97	1,25	0,36	1,17	9,48
	Őszi búza Winter wheat	4,49	4,85	3,98	—	—	13,32
	Lucerna Alfalfa	6,70	3,93	8,01	16,29	8,08	43,01
	Kukorica Maize	0,46	0,76	2,21	4,36	0,13	7,92
	Fénymag Canary grass	1,57	0,50	1,82	1,44	—	5,33
Coleoptera	Sziki gyepek Alkaline grassland	3,28	2,62	0,85	0,08	0,10	6,93
	Őszi búza Winter wheat	3,68	3,44	2,37	—	—	9,49
	Lucerna Alfalfa	5,27	3,05	5,25	9,12	6,01	28,70
	Kukorica Maize	0,16	0,54	0,34	0,26	0,06	1,36
	Fénymag Canary grass	1,24	0,42	0,53	0,59	—	2,78



38. ábra: Az összes állati eredetű és a Coleoptera táplálékforrás (gramm) alakulása Dévaványán, 1987-ben.

Figure 38: Dynamics of total animal and Coleoptera food sources (gram) in Dévaványa, 1987.

38. táblázat: A Dévaványán 1987-ben csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energia- dominancia és diverzitás viszonyainak átlagértéke

Table 38: The average value of the individual, mass, energy-dominance, and diversity conditions of the animal food source availability trapped in Dévaványa in 1987.

Dévaványa 1987						
Sziki gyepp Alkaline grassland	Egyed Individual pd	1 (átl. Mean) %	Tömeg Mass g	(átl. Mean) %	Energia Energy kJ/g	(átl. Mean) %
Isopoda	0.6	0.56	0.003	0.20	0.045	0.13
Chilopoda	0.6	0.56	0.006	0.41	0.119	0.34
Orthoptera	2.7	2.51	0.134	9.05	3.146	9.00
Heteroptera	1.7	1.58	0.007	0.47	0.192	0.55
Homoptera	4.1	3.81	0.011	0.74	0.301	0.86
Coleoptera	26.6	24.72	1.094	73.92	25.594	73.25
Lepidoptera	2.9	2.70	0.040	2.70	0.898	2.57
Diptera	0.9	0.84	0.007	0.47	0.173	0.50
Hymenoptera	47.4	44.05	0.027	1.82	0.604	1.73
Arachnida	20.1	18.68	0.154	10.41	3.870	11.08
ÖSSZES Total:	107.6	100.0	1.480	100.0	34.94	100.0
H:	1.513					
J:	0.631					

Dévaványa 1987						
Őszi búza Winter wheat	Egyed Individual pd	(átl. Mean) %	Tömeg Mass g	(átl. Mean) %	Energia Energy kJ/g	(átl. Mean) %
Isopoda	3.0	1.16	0.047	1.06	0.741	0.71
Diplopoda	2.0	0.78	0.033	0.74	0.478	0.46
Chilopoda	1.3	0.50	0.010	0.23	0.209	0.20
Orthoptera	3.7	1.43	0.310	6.98	7.263	6.94
Heteroptera	2.0	0.78	0.007	0.16	0.179	0.17
Coleoptera	136.3	52.85	3.163	71.24	73.987	70.73
Diptera	10.3	3.99	0.050	1.13	1.208	1.15
Hymenoptera	2.0	0.78	0.010	0.23	0.222	0.21
Arachnida	97.3	37.73	0.810	18.24	20.316	19.42
ÖSSZES Total:	257.9	100.0	4.440	100.0	104.603	100.0
H:	1.086					
J:	0.494					

Dévaványa 1987						
Lucerna Alfalfa	Egyed Individual pd	(átl. Mean) %	Tömeg Mass g	(átl. Mean) %	Energia Energy kJ/g	(átl. Mean) %
Gastropoda	0.1	0.04	0.001	0.01	0.010	0.01
Isopoda	3.7	1.54	0.103	1.50	1.634	1.02
Diplopoda	3.4	1.42	0.104	1.51	1.495	0.93
Chilopoda	0.6	0.25	0.010	0.15	0.209	0.13
Orthoptera	1.4	0.58	0.113	1.64	2.644	1.65
Dermaptera	0.1	0.04	0.001	0.01	0.036	0.02
Heteroptera	1.3	0.54	0.009	0.13	0.230	0.14
Homoptera	5.7	2.38	0.029	0.42	0.754	0.47
Coleoptera	147.7	61.62	6.023	87.44	140.869	88.06
Lepidoptera	2.1	0.88	0.081	1.18	1.828	1.14
Diptera	14.3	5.97	0.106	1.54	2.553	1.60
Hymenoptera	21.6	9.01	0.014	0.20	0.318	0.20
Arachnida	37.7	15.73	0.294	4.27	7.381	4.61
ÖSSZES Total:	239.7	100.0	6.888	100.0	159.961	100.0
H:	1.345					
J:	0.510					

Dévaványa 1987						
Kukorica Maize	Egyed Individual pd	(átl. Mean) %	Tömeg Mass g	(átl. Mean) %	Energia Energy kJ/g	(átl. Mean) %
Isopoda	1.4	3.33	0.013	1.94	0.204	1.30
Diplopoda	0.3	0.71	0.001	0.15	0.020	0.13
Chilopoda	1.3	3.09	0.004	0.60	0.089	0.57
Orthoptera	0.1	0.24	0.001	0.15	0.033	0.21
Heteroptera	0.1	0.24	0.001	0.15	0.038	0.24
Homoptera	0.6	1.43	0.003	0.45	0.075	0.48
Coleoptera	18.7	44.42	0.520	77.61	12.162	77.22
Lepidoptera	0.3	0.71	0.014	2.09	0.321	2.04
Diptera	2.6	6.18	0.017	2.54	0.414	2.63
Hymenoptera	0.6	1.43	0.003	0.45	0.064	0.41
Arachnida	16.1	38.24	0.093	13.88	2.329	14.79
ÖSSZES Total:	42.1	100.0	0.67	100.0	15.749	100.0
H:	1.414					
J:	0.569					

38. táblázat (folyt.): A Dévaványán 1987-ben csapdázott állati eredetű táplálék forráskészlet egyedi-, tömeg-, energia- dominancia és diverzitás viszonyainak átlagértéke

Table 38 (cont.). The average value of the individual, mass, energy-dominance, and diversity conditions of the animal food source availability trapped in Dévaványa in 1987.

Dévaványa 1987						
Fénymag Canary grass	Egyed Individual pd	(átl. Mean) %	Tömeg Mass g	(átl. Mean) %	Energia Energy kJ/g	(átl. Mean) %
Isopoda	0.3	0.22	0.003	0.33	0.040	0.19
Diplopoda	0.5	0.36	0.005	0.55	0.072	0.34
Chilopoda	1.0	0.73	0.005	0.55	0.104	0.49
Orthoptera	0.3	0.22	0.003	0.33	0.059	0.28
Heteroptera	5.3	3.85	0.048	5.32	1.274	5.98
Homoptera	0.3	0.22	0.003	0.33	0.066	0.31
Coleoptera	72.0	52.25	0.695	76.97	16.255	76.28
Diptera	1.8	1.31	0.008	0.89	0.181	0.85
Hymenoptera	32.5	23.58	0.023	2.55	0.501	2.35
Arachnoidea	23.8	17.27	0.110	12.18	2.759	12.95
ÖSSZES Total:	137.8	100.0	0.903	100.0	21.311	100.0
	H:	1.281				
	J:	0.534				

39. táblázat: Az átlagértékek (egyed, tömeg és energia) és az egyedi diverzitás összehasonlítása, Dévaványa 1987.

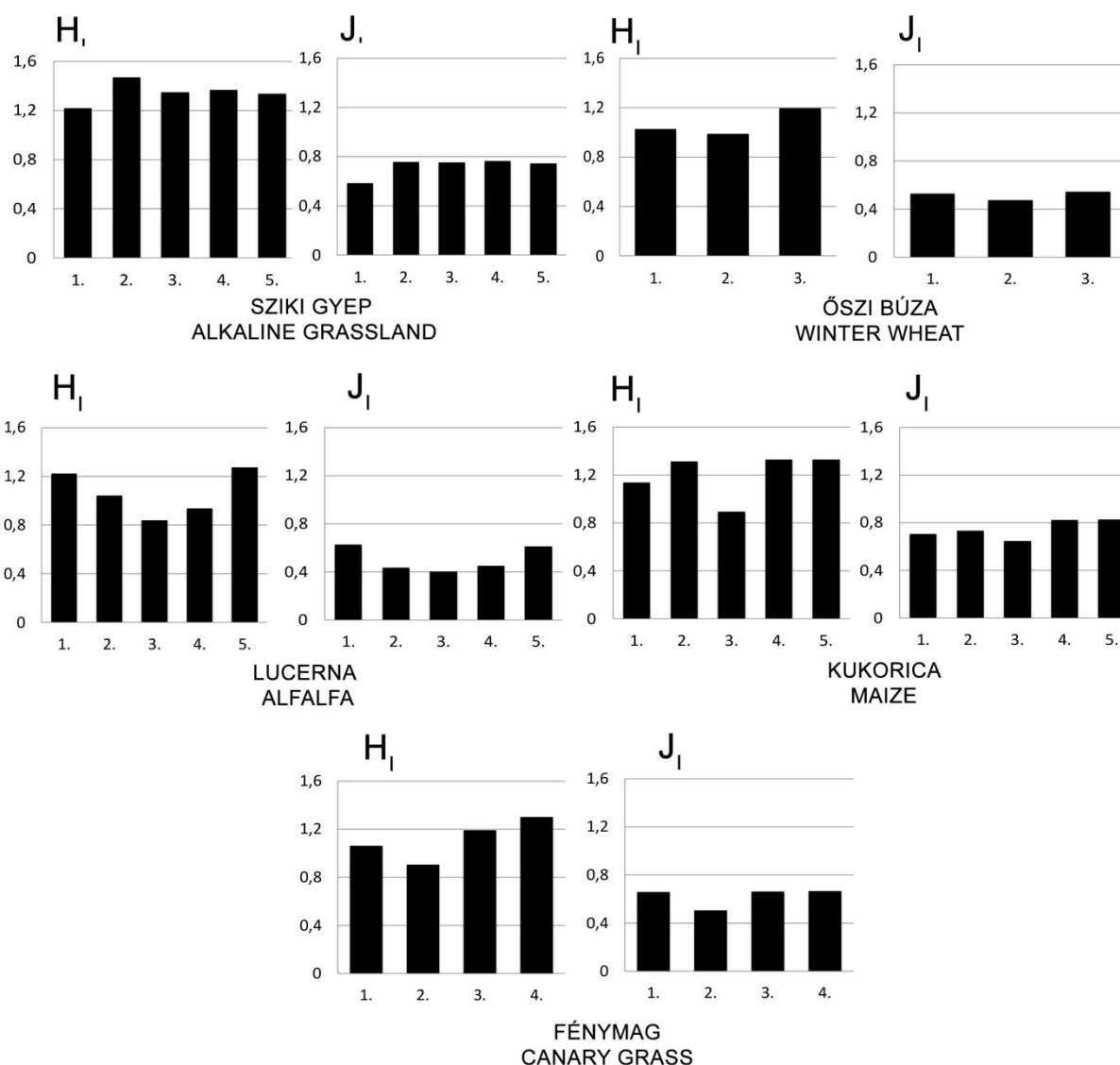
Table 39. Comparison of average values (individual, mass and energy) and individual diversity, Dévaványa 1987.

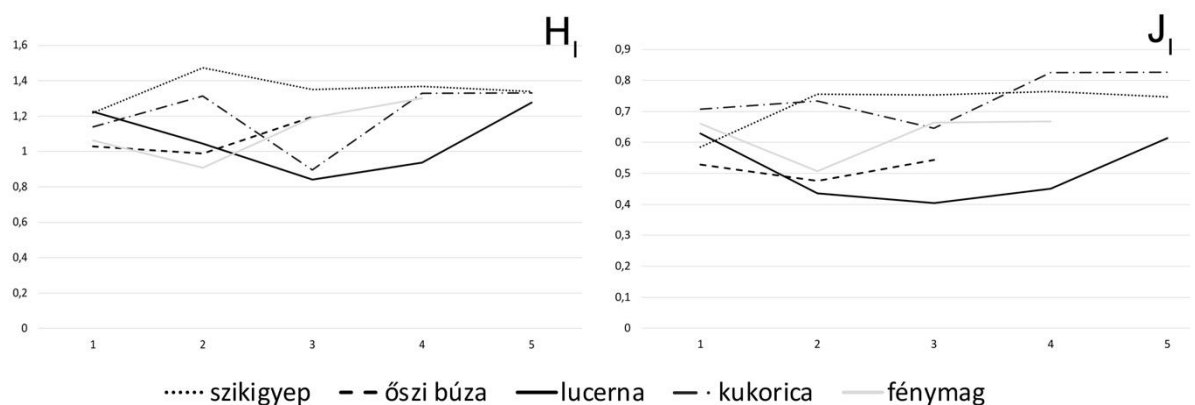
Habitatok Habitats	t-egyed t-Individual		t-tömeg t-Mass		t-energia t-Energy		Diverzitás Diversity	td-egyed td-Individual	
Sziki gyep – Lucerna Alkaline grassland – Alfalfa	10.718	***	16.313	***	15.813	***		1.354	NSZ
Sziki gyep – Őszi búza Alkaline grassland – Winter wheat	8.518	***	7.827	***	7.907	***		3.774	***
Sziki gyep – Kukorica Alkaline grassland – Maize	13.476	***	1.277	NSZ	2.023	*		0.511	NSZ
Sziki gyep – Fénymag Alkaline grassland – Canary grass	3.648	***	2.532	*	2.853	**		1.857	*
Lucerna – Kukorica Alfalfa – Maize	18.772	***	16.808	***	16.534	***		0.369	NSZ
Lucerna – Őszi búza Alfalfa – Winter wheat	0.852	NSZ	7.342	***	6.865	***		2.564	*
Lucerna – Fénymag Alfalfa – Canary grass	7.843	***	17.176	***	16.770	***		0.561	NSZ
Kukorica – Őszi búza Maize – Winter wheat	12.574	***	8.377	***	8.719	***		1.825	*
Kukorica – Fénymag Maize – Canary Grass	13.447	***	1.408	NSZ	1.010	NSZ		0.710	NSZ
Őszi búza–Fénymag Winter wheat – Canary grass	7.039	***	8.821	***	9.007	***		1.912	*
t < t-tábl. (p=5 %) → NSZ									
t-tábl (p=5 %) < t < t-tábl. (p=1 %) → *									
t-tábl (p=1 %) < t < t-tábl. (p=0.1 %) → **									
t < t-tábl. (p=0.1 %) → ***									

Az egyedszám alapján számított *diverzitás* és *kiegyenlítettség* habitatonkénti és időbeni változását (**40. táblázat; 39-40. ábra**) értékelve megállapítható, hogy a tavasz múltával és a nyár előrehaladtával a sziki gyepen mindkét paraméter állandóságot mutatott, az őszi búzában szerény emelkedés történt, a lucernában a kezdeti magas értékek után a kaszálás és az új növedék megjelenésével hullámzó, de regenerálódó. A kukoricában enyhén hullámzó diverzitás mellett kissé növekvő kiegyenlítettséget észleltünk, míg a fénymagban a diverzitás és kiegyenlítettség enyhe visszaesés után a vizsgálat végéig növekedett. Általában a termesztett növényekkel jellemezhető habitatokban mindkét paraméter alacsonyabb volt, mint a sziki gyep hasonló értékei, csak a kukorica kiegyenlítettsége előzőtt a vizsgálat végén (augusztus eleje).

40. táblázat: A diverzitás (H_I) és a kiegyenlítettség (J_I) alakulása Dégaványán, 1987-ben.Table 40. Dynamics of diversity (H_I), as well as the evenness (J_I) in Dégaványa, in 1987.

No.	Dégaványa 1985	Sziki gyepek Alkaline grassland	Őszi búza Winter wheat	Lucerna Alfalfa	Kukorica Maize	Fénymag Canary grass
Diverzitás (H_I): egyed <i>Diversity (H_I): Individual</i>						
1	5.25. – 6.08.	1,204	1,018	1,2017	1,102	1,050
2	6.08. – 6.22.	1,452	0,977	1,020	1,263	0,872
3	6.22. – 7.06.	1,330	1,175	0,863	0,994	1,206
4	7.06. – 7.20.	1,326	—	1,014	1,475	1,311
5	7.20. – 8.03.	1,361	—	1,309	1,262	—
Kiegyenlítettség (J_I): egyed <i>Evenness (J_I): Individual</i>						
1	5.25. – 6.08.	0,579	0,523	0,625	0,605	0,653
2	6.08. – 6.22.	0,746	0,470	0,425	0,705	0,486
3	6.22. – 7.06.	0,742	0,535	0,393	0,610	0,620
4	7.06. – 7.20.	0,740	—	0,461	0,023	0,631
5	7.20. – 8.03.	0,699	—	0,596	0,704	—

39. ábra: A diverzitás (H_I) és kiegyenlítettség (J_I) alakulása Dégaványán, 1987-ben.Figure 39: Diversity (H_I), as well as the dynamics of the evenness (J_I) in Dégaványa, in 1987.

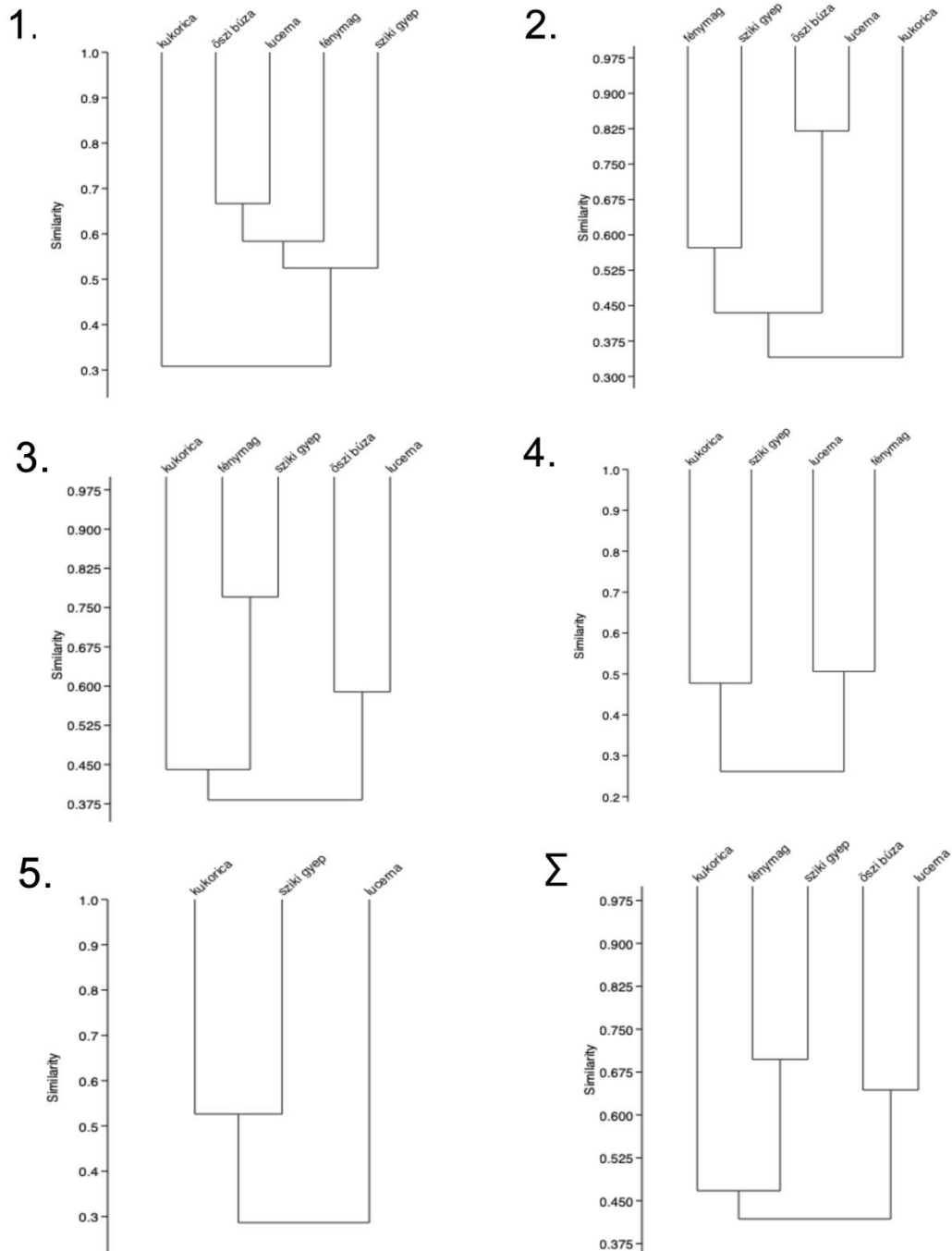


40. ábra: Az egyedszám szerinti diverzitás (H_1) és kiegyenlítettség (J_1) értékeinek összehasonlítása az egyes habitatokban Dévaványán, 1987-ban.

Figure 40. Comparison of dynamics of diversity according to the number of individuals (H_1), as well as the dynamics of the evenness (J_1) in the investigated habitats in Dévaványa, in 1987.



Tűzok élőhelyek Dévaványa térségében (Fotó: SZÉLL A.)
Great Bustard habitats in the Dévaványa region (Photo: A. SZÉLL)



41. ábra: A táplálékbázis egyedszám alapján készített dendrogrammjai Dévaványán, 1987-ben, az 5 gyűjtési időpontban (BRAY-CURTIS index) és összesítve (Σ).

Figure 41. Dendrograms of the food sources based on the number of individuals in Dévaványa, 1987, at the 5 collection times (BRAY-CURTIS index) and in total (Σ).

A klaszteranalízis (41. ábra) a sziki gyepek és a kukorica vagy a sziki gyepek és a fénymag egy csoportba rendezését mutatta. Később, annak a függvényében, hogy hogyan alakult a lucerna állapota a kaszálás következtében, változott meg a csoportképződés során a pozíciója. Júliusban betagozódott a lucerna-őszi búza párosba. Az őszi búza betakarítása után, a sziki gyepek a kukoricával kerültek egy csoportba.

4. KÖVETKEZTETÉSEK

Ha a kapott eredményeket, függetlenül a vizsgálat helyétől és idejétől általánosítani akarjuk akkor, – szem előtt tartva a habitat váltás kérdését –, az alábbiakat mondhatjuk el:

1. A táplálékforrás kínálatot leginkább jellemző tömeg és energiaviszonyok az agrár habitatok kedvezőbb voltát igazolják.
2. A habitatok táplálékkínálata a szaporodási időszakban részint biológiai (a taxonok évszakos dinamikája), részint termesztési (kaszálás, aratás) okokból, illetve a növények érésével (zöld fitomassza eltűnése) változik, hullámváltozást mutat, csökken, vagy növekszik. A csökkenés a gabonafélékre és az őszyepekre, a ciklikus változás a kaszált gyepekre és lucernára jellemző. Növekedést a tavaszi vetésű (pl. kukorica) habitatok esetében tapasztaltunk.
3. Az átlagértékekkel jellemezhetjük ugyan egy terület habitatjainak egyedszám, tömeg és energia viszonyait, de a tényleges állapot ehhez képest hol hiányt, hol többletet mutat. Ha egy esetleges táplálékhiányos periódust kell kimutatnunk, akkor átlagértékek helyett az egyes szakaszokat is elemezni kell.
4. Ugyanazon éven belül nem beszélhetünk általában táplálékforrás-jóságról, a táplálékkínálatot adott időszakban kell meghatározni és rangsorolni.
5. Az ízeltlábú táplálékforrás kínálat mértéke és minősége az Alföld topográfiailag eltérő helyein is különböző.
6. Mindezek figyelembevételével megállapítandó, hogy évszaktól, helytől, időszaktól függetlenül az agrár habitatok kedvezőbb ízeltlábú táplálékkínálata volt az egyik motiváló tényezője a tűzok habitatváltásának, s napjainkban is egyik magyarázata a tűzok szántóterületeken való megtelepedésének, fészkelésének.
7. Megállapítható, hogy a csapadázások alapján azon taxonok meghatározó szerepe mutatható ki az ízeltlábú táplálékkínálatban, amelyek a tűzok táplálékspektrumában is meghatározó szerepet töltenek be, így mindenekelőtt a Coleoptera-k és az Orthoptera-k.
8. Mindezek figyelembevételével ismételt megállapítandó, évszaktól, helytől, időszaktól függetlenül az agrár habitatok kedvezőbb volta, ami a habitat váltást motiválta, s napjainkban is egyik magyarázata a tűzok szántóterületeken való megtelepedésének.
9. A tűzok ízeltlábú táplálékforrásainak vizsgálata megmutatta, hogy az agrár habitatok ízeltlábú forráskészletei még mindig alkalmasak a tűzokpopulációk fenntartására.
10. A környezetkímélő gazdálkodás, a kemikáliák visszafogott használata, a táplálék gyomnövények diverzitásának növekedése révén a fitofág rovarok és azok predátorainak diverzitását és tömegét is növeli, így a habitat forráskészleteit gyarapítja.

A táplálékkínálat tömeg és minőségi mutatói ugyancsak a tűzok által használt habitatok mozaik-szerű megjelenését teszik kívánatosá, mindenekelőtt a források térben és időben való változó és előre kiszámíthatatlan mértékű megjelenése miatt. A legfontosabb fészkelőhabitatok közül a gyepek a fiókanevelés idején nem mindig előnyösek, de a veszélyeztetettséget okozó lucerna, illetve a „tűzokkímélő” őszi búza táplálékkínálata kiváló. Vannak olyan habitatok, amelyek csak sarjűfészkeléskor jöhetnek számításba (pl. borsó), de az első fészkelőhabitatból kelt csibék számára kiváló táplálkozóterületet jelentenek.

A környezet folytonos állapotváltozása szükségessé teszi a tűzok elterjedési területein a jelentősebb habitatok ízeltlábú táplálékforrás kínálatának folyamatos monitorozását, hogy minden időben tisztában legyünk a tűzok fennmaradásának legfontosabb alapfeltételével, s az elmélyülő ismeretekkel az élőhelyvédelmet, illetve a szükséges élőhelyfejlesztéseket is megerősíthessük. E munka is az összehasonlításához szándékozik alapállapotot megadni.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Kutatásainkat az egykori Környezetvédelmi, majd Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Minisztérium, mindenekelőtt HARASZTHY LÁSZLÓ osztályvezető, majd főosztályvezető támogatta.

Ezúton is szeretném megköszönni a kutatások során nyújtott segítségét minden kollégámnak, amellyel elősegítették a terepi munkák megvalósítását, az anyaggyűjtést és azok tárolását, szállítását, nemkülönben a vizsgálati területekről szerzett számtalan információt.

Kiskunság: TÓTH ISTVÁN kerületi igazgatóhelyettes (Kiskunsági Állami Gazdaság, Apaj), a Bugyi Vadásztársaság vadász mestere, MACSEK LAJOS elnök-helyettes (Tessedik Tsz., Bugyi), a Bugyi Magyar-Szovjet (ma Apaj-Ürbőpuszta Vt.) Vadásztársaság elnöke, Dr. STERBETZ ISTVÁN igazgató (Madártani Intézet) a vadásztársaság tagja, TAKÁCS DÁNIEL hivatásos vadász.

Délborsodi Mezőség: Dr. BARTUCZ FERENC igazgató (Bükki Nemzeti Park igazgatósága), FARNYIK JÁNOS kerületi igazgató (Délborsodi Állami Gazdaság, Mezőnagymihály) és GULYÁS ISTVÁN (Mezőnagymihály)

Hortobágy: Dr. KOVÁCS GÁBOR természetvédelmi terület kezelő (Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága (Nagyiván)).

Dévaványa: PÁLNIK FERENC tájvédelmi körzet vezető, SZÉLL ANTAL természetvédelmi őr (Dévaványai Tájvédelmi Körzet)

Köszönöm Dr. KALMÁR SÁNDOR és VISI KATALIN segítségét az ábrák megszerkesztésével.

IRODALOMJEGYZÉK

- BALOGH, J. (1958): *Lebensgemeinschaften der Landtiere. Ihre Erforschung unter besonderer Berücksichtigung der zoologischen Arbeitsmethoden*. Verlag der Ungarischen Akademie der Wissenschaften, Budapest, 560 p.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- FARAGÓ S. (1983): *A tűzok (*Otis t. tarda* L., 1758) autökológiája a szaporodás időszakában Magyarországon*. Egyetemi doktori értekezés, Erdészeti és Faipari Egyetem, Vadgazdálkodási Tanszék, Sopron 344+12 p.
- FARAGÓ S. (1984): A tűzok vizsgálata Magyarországon (Investigation of the Great Bustard in Hungary). *Erdészeti és Faipari Egyetem Kutatási Témái* **3**. Közlemény: 84–87.
- FARAGÓ S. (1985a): A tűzokkutatás programja Magyarországon (Research program of the Great Bustard in Hungary). *Nimród Fórum* **1985**. április: 19–25.
- FARAGÓ, S. (1985b): Grosstrappenuntersuchungen in Ungarn. In: 4. Symposium über die Großtrappe (*Otis tarda*) Eberswalde, DDR 5-9. September 1983: 17–19.
- FARAGÓ S. (1986): Az európai tűzok (*Otis tarda* LINNÉ, 1758) növényi és állati eredetű táplálékának fajspektruma az area területén. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények* **1985**(1–2): 121–130.
- FARAGÓ, S. (1988a): Investigations on breeding ecology of Great Bustard (*Otis tarda*) in the Dévaványa Nature Conservation District. II. Comparative study of food availability. *Aquila* **95**: 123–141.
- FARAGÓ S. (1988b): *Magyarország tűzokállományának ökológiai vizsgálata* **1988**. (Részjelentés). EFE Vadgazdálkodási Tanszék, Sopron. 206 + 61 p.
- FARAGÓ S. (1989): *Magyarország tűzokállományának ökológiai vizsgálata* **1989**. (Részjelentés). EFE Vadgazdálkodási Tanszék, Sopron. 242 + 60 p.

- FARAGÓ S. (1990a): Vizsgálatok a szárnyasvad állati eredetű táplálékbázisáról mezőgazdasági környezetben Magyarországon I. A szárnyasvad tápláléka, a táplálékbázis vizsgálatok anyaga és módszere. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények*. **1989** (2): 153–192.
- FARAGÓ S. (1990b): *Magyarország tűzokállományának ökológiai vizsgálata 1990*. (Részjelentés). EFE Vadgazdálkodási Tanszék, Sopron. 265 + 60 p.
- FARAGÓ S. (1990c): Vizsgálatok a szárnyasvad állati eredetű táplálékbázisáról mezőgazdasági környezetben Magyarországon II. Mosonszolnok (Kisalföld). *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények*. **1989** (2): 193–308.
- FARAGÓ S. (1991a): *Magyarország tűzokállományának ökológiai vizsgálata 1991*. (Részjelentés). EFE Vadgazdálkodási Tanszék, Sopron. 254 + 58 p.
- FARAGÓ S. (1991b): Über eine Untersuchung im Nachbargebiet – Das LAJTA Project. *BFB-Bericht* **77**: 77–84.
- FARAGÓ S. (1992a): *Magyarország tűzokállományának ökológiai vizsgálata 1991*. A tűzok (*Otis tarda* LINNÉ) -állomány fenntartásának ökológiai alapjai (Zárójelentés). EFE Vadgazdálkodási Tanszék, Sopron. pp. 131+ 245.
- FARAGÓ S. (1992b): A tűzok (*Otis tarda* L.) -állomány fenntartásának ökológiai alapjai Magyarországon. Kandidátusi értekezés, MTA, Budapest, 130 + 215 p.
- FARAGÓ S. (1992c): Vizsgálatok a szárnyasvad állati eredetű táplálékbázisáról mezőgazdasági környezetben Magyarországon III. Újkér (Nyugat-Magyarországi Peremvidék). *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények* **1990**(1): 5–161.
- FARAGÓ S. (2012): In memoriam Sterbetz István (1924–2012). *Állattani Közlemények* **97**(2): 121–128.
- FARAGÓ S. (szerk.) (2018): *A tűzok a Kisalföldön*. Soproni Egyetem Kiadó, Sopron. 565 p.
- FARAGÓ S. (2019): Spectrum of plant and animal diet of European Great Bustard (*Otis tarda tarda*) – an overview. *Ornis Hungarica* **27**(1): 62–84. <https://doi.org/10.2478/orhu-2019-0004>
- FARAGÓ S., DITTRICH G. & HORVÁTHNÉ HANGYA K. (2011): Tartamos táplálékforrás vizsgálatok BARBER csapdázással a LAJTA Projectben. In: LAKATOS F. & SZABÓ Z. (szerk.): *Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Kari Tudományos Konferencia Kiadvány*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó: 303–307.
- FARAGÓ S., DITTRICH G. & HORVÁTH-HANGYA K. (2012): A LAJTA Projectben végzett talajcsapdázások eredményei. In: FARAGÓ, S. (szerk.): *A LAJTA Project. Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 189–243.
- FARAGÓ, S., SPAKOVSKY, P. & RAAB, R. (2014): Conservation of Great Bustard (*Otis tarda*) population of the Mosoni-Plain – A success story. *Ornis Hungarica* **22**(2): 14–31. <https://doi.org/10.2478/orhu-2014-0015>
- HUTCHESON, K. (1970): A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* **29**: 151–154. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(70\)90124-4](https://doi.org/10.1016/0022-5193(70)90124-4)
- LITZBARSKI, H., BLOCK, B., BLOCK, P., HOLLÄNDER, K., JASCHKE, W., LITZBARSKI, B. & PETRICK, S. (1996): Untersuchungen zur Habitatstruktur und zum Nahrungsangebot an Brutplätzen der Großtrappen (*Otis t. tarda* L. 1758) in Spanien, Ungarn und Deutschland. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* **5** (1–2): 41–50.
- LITZBARSKI, B. & LITZBARSKI, H. (1996): Einfluss von Habitatstruktur und Entomofauna auf die Kükenaufzucht bei der Großtrappe (*Otis t. tarda* L., 1758). *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* **5** (1–2): 59–64.
- POOLE, R. W. (1974): *An introduction to quantitative ecology*. McGraw–Hill, New York 532 p.
- SOUTHWOOD, T.R.E. (1984): *Ökológiai módszerek–Különös tekintettel a rovarpopulációk tanulmányozására*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 315 p.
- TÖRÖK, J. (1981): Food composition of nestling Blackbirds in an Oak forest bordering on an orchard. *Opuscula Zoologica* **17–18**: 145–156.
- TÖRÖK J. & LUDVIG É. (1986): A fekete rigó (*Turdus merula*) táplálékkereső stratégiája. In: MOLNÁR, GY. (szerk.): *A Magyar Madártani Egyesület II. Tudományos Ülése*, Szeged. pp. 95–103.

MORPHOMETRIC CHARACTERISTICS OF THE WEASEL (*Mustela nivalis* L.) IN THE LIGHT OF LITERATURE DATA

Gábor Vass & Attila Bende

University of Sopron, Institute of Wildlife Biology and Management
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4, Hungary
e-mail: vass.gabor@uni-sopron.hu; bende.attila@uni-sopron.hu

ABSTRACT

VASS, G. & BENDE, A. (2023): MORPHOMETRIC CHARACTERISTICS OF THE WEASEL (*Mustela nivalis* L.) IN THE LIGHT OF THE LITERATURE. *Hungarian Small Game Bulletin* **15**: 107–126. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.107>

There is relatively little data available on the morphometrics of the weasel, so in the present study, we attempt to summarise the main characteristics that have been reported from European studies concerning the foretype of *Mustela nivalis*. Accordingly, we have summarised the body size and cranial morphology data reported in 22 studies from 18 countries. We included the mean and extreme values of these parameters, as known from the literature. The fact that in many cases, even the easy-to-record body parameters are not given (EL is missing in most cases, followed by HFL, BW, and BL) makes it very difficult to compare and evaluate them together. The same can be said for some parameters of the skull (BcB, EctB, BcH, among others). When comparing the literature data, we found that there was a significant deviation for some morphological parameters, despite the fact that the measurement followed the conventional methodology both in terms of recording sites and the instruments used for the measurement. This great deviation may be partly explained by the lack of knowledge of age and sex and the small number of elements. Morphometric variation between subspecies can be very significant, so subspecies affiliation is not an irrelevant factor in the comparative analysis of results from different countries. Based on the findings of the relevant literature summarised as the basis for the morphometric study we have compiled and presented here, the analysis of morphometric data is missing at the European scale as well, as there are only a few studies in the international literature that evaluate the sample by age and sex, based on representative element numbers, and in Hungary, no such work has been done.

KEYWORDS: weasel, *Mustela nivalis*, skull morphometric parameters, body morphometric parameters

1. INTRODUCTION

The Eurasian weasel is one of the most understudied species of the Mustelidae family. This is also the case in studies mapping its morphology. The morphometric data of the species can be found mainly in the international literature. In many cases, the data reports of these studies do not provide a representative number of elements, and the morphometric parameters of unknown sex or age of the sample are reported, which makes it very difficult, and in many cases impossible, to analyse the data by sex and age and to prepare comparative summary studies. In Hungary, for a sample with a small number of elements, VÁSÁRHELYI (1942) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000), SZÉKY (1972) c.i. FARAGÓ (2012), and LANSZKI & VALKÁR (2009) provide data.

The domestic data are of limited use in international comparisons of skull morphology, while the body parameters offer a wider range of comparisons. The small number of elements and the often unconventionally measured parameters clearly highlight the under-researched nature of the topic and the need for further studies to gain a more comprehensive understanding of the biology of the species.

In accordance with the above, our study aims to provide, using an extensive review of the literature, a comprehensive overview of the results of currently available and relevant studies and to point out new opportunities for domestic research on the species.

2. METHOD AND MATERIAL

We collected the body parameters of this small carnivorous mammal species from 20 studies in 16 countries – Sweden, Denmark, Russia, Lithuania, Belarus, England, Germany, Ukraine, France, Hungary, Switzerland, Romania, Bulgaria, Greece, Spain, Turkey – by MILLER (1912) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000), CABRERA (1914) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000), CAVAZZA (1914) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000), OGNEV (1935) c.i. PAROVSHCHIKOV (1963), VÁSÁRHELYI (1942) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000), ZIMMERMANN (1953) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000), PAROVSHCHIKOV (1963), BARBU (1968) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000), JOENSEN (1969), SZÉKY (1972) c.i. FARAGÓ (2012), KING (1977) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000), STOLT (1979) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000), DOUMA-PETRIDOU & ONDRIAS (1986) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000), MITSKUS & BARANAUSKAS (1990) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000), REICHSTEIN (1993) c.i. FARAGÓ (2012), ÇOLAK *et al.* (1999), ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000), LANSZKI & VALKÁR (2009), DEMIRBAŞ & BAYDEMİR (2013), ČANÁDY (2016) (**Table 1**). In accordance with the conventional measurement methodology, the following measurements are reported: **body weight (BW)** – weight expressed with the accuracy of the whole, tenth, hundredth of a gram; **body length (BL)** – distance in millimetres from the tip of the nose to the anus; **tail length (TL)** – distance in millimetres from the anus to the tip of the tail, excluding the tail-end hair patch; **hindfoot length (HFL)** – distance in millimetres from the hind end of the heel bone to the end of the longest toe, excluding the claw; **ear length (EL)** – distance in millimetres from the lower part of the ear to the tip of the auricle, excluding the hair patch. (LANSZKI & VALKÁR 2009, HOFFMANN *et al.* 2010) (**Figure 1; Table 1**).

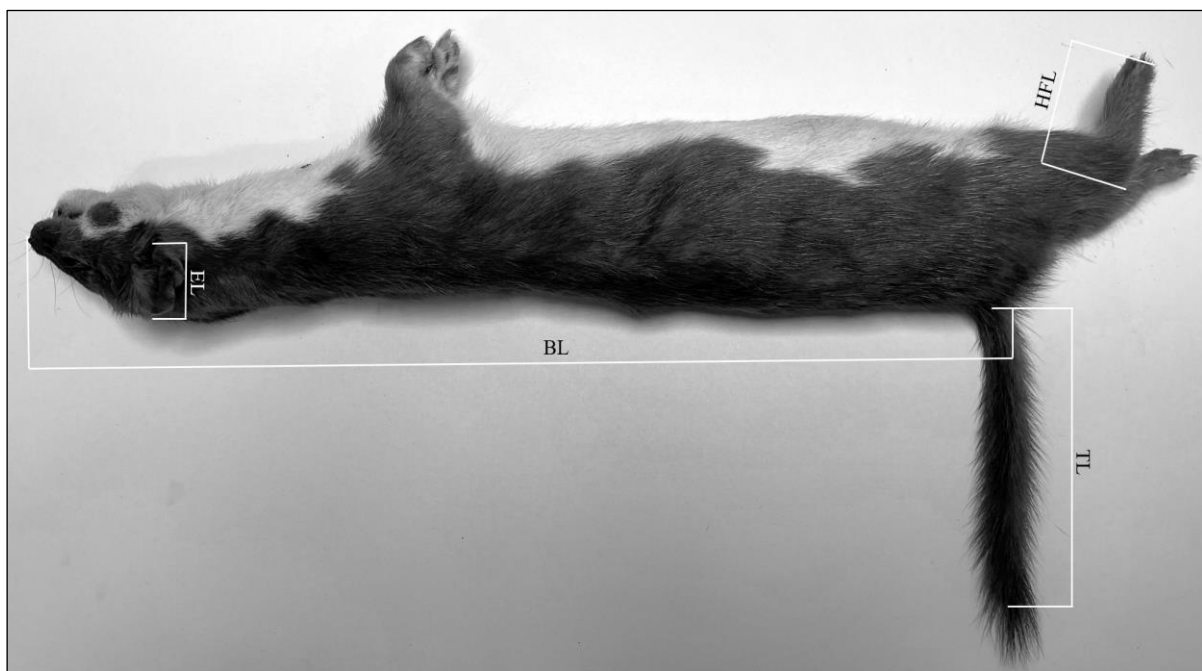


Figure 1. Morphometric measurements of the body (Photo: BENDE A. & VASS G.)

For the skull, data of 24 morphometric parameters are summarised in millimetres based on the measurement proposals of ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000) and SCHMIDT (1992) (**Figure 2; Tables 2 and 3**).

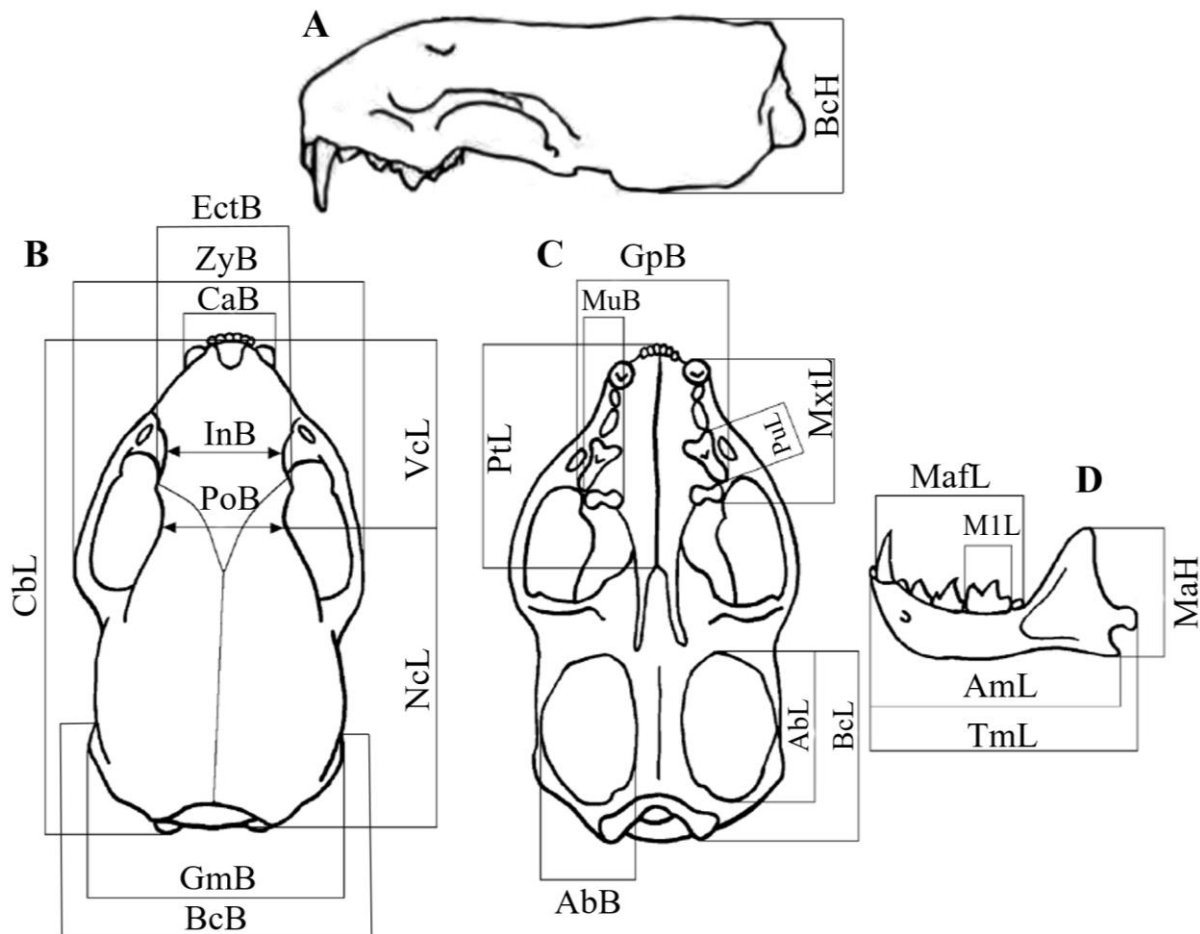


Figure 2. Fixation scheme of skull parameters (own editing following ABRAMOV & BARYSHNIKOV [2000] and SCHMIDT [1992]), lateral [A], dorsal [B], ventral [C] and lateral view of the jaw [D]

CbL - condylobasal length; **NcL** - upper neurocranium length; **VcL** - viscerocranium length; **PtL** - median palatal length; **MxtL** - maxillary tooth-row length; **PuL** - upper carnassial teeth P4 length; **BcL** – greatest length between oral border of the auditory bulla and aboral border of the occipital condyles; **AbL** - greatest diameter of the auditory bulla; **ZyB** - zygomatic breadth; **GmB** - greatest mastoid breadth; **PoB** - postorbital breadth; **InB** - interorbital constriction; **AbB** - least diameter of the auditory bulla; **MuB** - upper molar M¹ breadth; **GpB** - greatest palatal breadth; **CaB** - rostrum breadth; **TmL** - mandible length; **BcB** - braincase breadth; **EctB** - ectoorbital breadth; **BcH** - braincase height; **AmL** - length between the angular process and infradentale; **MatL** - mandibular toothrow length; **M1L** - length of lower carnassial teeth M₁; **MaH** - height of ramus mandibulae.

During data processing, we summarized the results of nine studies of 15 regions – Sweden, Russia, North-Eastern Europe, England, Central Russia, Poland, Germany, France, Hungary, Central Europe, South Europe, Italy, Greece, Spain, Turkey – by OGNEV, 1935 c.i. PAROVSHCHIKOV 1963, PAROVSHCHIKOV 1963, SCHMIDT 1992, REICHSTEIN 1993 c.i. FARAGÓ 2012, ÇOLAK *et al.* 1999, ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, FARAGÓ 2012, DEMIRBAŞ & BAYDEMİR 2013, ČANÁDY 2016 (**Tables 2 and 3**).

We excluded from the set of morphometric studies those data that were not for Europe (North-West Africa, Egypt, Caucasus, Iran, Turkmenistan, Uzbekistan, Kyrgyzstan, Kazakhstan, China, Vietnam, Ural and Altai Mountains, Western Siberia, Siberia, Alaska, North America) and those that were recorded and reported on the basis of samples collected on European islands (Crete, Corsica, Sardinia, Sicily, Majorca, Azores, Crimea, Yamal, Kunashir) (see: ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000). A significant number of studies report data from zoological museum collections (SCHMIDT 1992, ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, ČANÁDY 2016) (**Tables 2 and 3**).

Tested skulls are cleaned after 15-30 minutes of boiling, then bleached with H₂O₂ for 24 hours, and finally dried (KEMPA *et al.* 2016, MAHAPATRA *et al.* 2018, FARUK & DAS 2023). There are also suggestions for pre-rotting the skulls, which results in easier and faster skinning by boiling. Overcooking of the skull can lead to loosening of the teeth and possibly their falling out, and thus disintegration of the skull bones, especially in the case of such small, thin-walled mammary skulls (HOOPER 1950, 1956). In addition, other methods of maceration are known for the preparation of these small skulls, e.g., dissection with museum beetles (*Dermestes carnivorus*) (BORELL 1938, HOOPER 1956, MAHAPATRA *et al.* 2018, MUÑOZ-SABA *et al.* 2020).

After preparation for the test, each parameter is measured with a calliper, with an accuracy of one-tenth to one-hundredth of a millimetre (ÇOLAK *et al.* 1999, ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, DEMIRBAŞ & BAYDEMİR 2013, ČANÁDY 2016, LAPOINT *et al.* 2017).

A non-parametric test, the Kruskal-Wallis test, was used for the statistical analysis of skull measurements reported in the literature, as the normal distribution was not met for the data set (n=63: North-Eastern Europe, Central Europe, Southern Europe) based on the Shapiro-Wilk test (W=0.906; p=0.000).

The map of the subspecies described in the distribution area was visualised using ArcGIS 10.3 software, following the work of ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000).

3. RESULTS AND DISCUSSION

The data collected in the studies summarizing the morphometric parameters of the weasel are summarized in **Tables 1, 2, and 3**. Although the authors followed the conventional measurement methodology, as specified in the methodology, it is impossible to compare the data from all the sites, as some parameters were not recorded in all cases.

Based on body size studies in 16 countries of the distribution area, the extreme values of body weight of males range from 49.89 g (45.0–63.0 g) (ČANÁDY 2016) to 263.42 g (260–290 g) (DEMIRBAŞ & BAYDEMİR 2013) varied in a relatively wide range, similar to the other parameters, as there were also significant variations in body length from 130.6–208 mm (OGNEV 1935 c.i. PAROVSHCHIKOV 1963) to 335.5 (263–382 mm) (DOUMA-PETRIDOU & ONDRIAS 1986 c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000). Compared to the parameters above, there is a smaller but still significant difference in the length of the tail from 23–26 mm (19.0–22.4 mm) (PAROVSHCHIKOV 1963) to 106.44 mm (105–110 mm) (DEMIRBAŞ & BAYDEMİR 2013) and the hind leg from 20.44 (19.0–22.4) mm (ČANÁDY 2016) to 43.28 mm (43–45 mm) (DEMIRBAŞ & BAYDEMİR 2013). The smallest difference was in ear length from 9.69 (8.00–12.00) mm (ČANÁDY 2016) to 14.9 mm (11–18 mm) (REICHSTEIN 1993 c.i. FARAGÓ 2012).

In adult specimens, there is a difference in morphometric parameters between males and females, as is common in *Mustela* species (ERLINGE 1979, MOORS 1980, LANSZKI & VALKÁR 2009, KORABLEV *et al.* 2013 etc.).

One of the most significant parameters showing differences between the two sexes is body weight, with extreme values ranging from 39.6 g (26–56 g) for females (REICHSTEIN 1993 c.i. FARAGÓ 2012) to 263.42 g (260–290 g) for males (DEMIRBAŞ & BAYDEMİR 2013). In addition, there is a significant difference in body length between adults of different sexes. For females, the minimum extreme value of this parameter is 114–162 mm (OGNEV 1935 c.i. PAROVSHCHIKOV 1963), while for males, the body length can be as long as 335.5 mm (263–382) (DOUMA-PETRIDOU & ONDRIAS 1986 c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000). The smallest variation was in ear length, with maximum values of 12.8 mm (9–15 mm) for females and 14.9 mm (11–18 mm) for males (REICHSTEIN 1993 c.i. FARAGÓ 2012).

In this context, it is important to emphasise that the data set published in the international and Hungarian literature does not allow for comparative statistical analysis in several aspects. Part of the reason for this is the small number of elements: in many cases, the authors provide data based on less than ten samples (MILLER 1912 c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, CABRERA 1914 c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, CAVAZZA 1914 c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV, 2000, VÁSÁRHELYI, 1942 c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV, 2000, ÇOLAK *et al.* 1999, ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, LANSZKI & VALKÁR 2009, DEMIRBAŞ & BAYDEMİR 2013, ČANÁDY 2016). Also, many authors did not record the age of the specimens examined (OGNEV 1935 c.i. PAROVSHCHIKOV 1963, PAROVSHCHIKOV 1963, SZÉKY 1972 c.i. FARAGÓ 2012, REICHSTEIN 1993 c.i. FARAGÓ 2012, ÇOLAK *et al.* 1999, LANSZKI & VALKÁR 2009, DEMIRBAŞ & BAYDEMİR 2013). They only mention the existence of sexual dimorphism in body sizes but do not support it by statistical methods (JOENSEN 1969). Based on the above, further studies are needed, and the above data should be provided and analysed in a sampling protocol - at fixed measurement sites and with fixed data precision, with the need for representativeness, recording the sex and age group of each individual. Among the morphometric parameters, it is important to mention the results of international studies on skull morphology. For these studies, as for each body size, a conventional measurement methodology provides the basis for comparability, but not all parameters were recorded in each study (BcB, EctB, BcH, among others) (OGNEV 1935 c.i. PAROVSHCHIKOV 1963, PAROVSHCHIKOV 1963, REICHSTEIN 1993 c.i. FARAGÓ 2012, ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, FARAGÓ 2012, ČANÁDY 2016). As with body size, the data recorded for each parameter by country show a diverse picture within the same age and sex categories. The parameters that offered the widest range of comparison were CbL, ZyB, TmL, PtL, GmB, MaH, MatL, MxtL, InB. The largest size differences in the adult male were as follows: CbL: from 31.91 mm (31.06–32.90 mm) (ČANÁDY 2016) to 45.40 mm (ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000); ZyB: from 16.28 mm (15.43–17.29 mm) (ČANÁDY 2016) to 26.40 mm (ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000); TmL: 16.09 mm (15.40–18.52 mm) (ČANÁDY 2016) to 24.10 mm (ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000); PtL: 12.92 mm (12.13–15.72 mm) (ČANÁDY 2016) to 19.10 mm (ABRAMOV & BARYSHNIKOV, 2000); GmB: 14.78 mm (14.05–15.10 mm) (ČANÁDY 2016) to 22.40 mm (ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000); MaH: from 7.62 mm (ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000) to 12.50 mm (ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000); MatL: from 9.88 mm (9.08–11.09 mm) (ČANÁDY 2016) 14.00 mm (ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000); MxtL: from 8.44 mm (8.02–9.57) (ČANÁDY 2016) to 12.20 mm (ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000); InB: from 6.91 mm (6.78–7.24) (ČANÁDY 2016) to 10.30 mm (ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000). It is important to emphasise that there is a significant variation in some skull morphological parameters, despite the measurement site being the same. This may be partly explained by the lack of age and sex determination and the small number of elements (e.g., GpB in ČANÁDY [2016] vs. ABRAMOV & BARYSHNIKOV [2000]), but the issue of subspecies affiliation may also cloud the issue of differences in some parameters.

Due to the wide distribution of the weasel, there is considerable variation in morphometric parameters between geographical regions (**Map 1, Figure 1, Tables 2–3**).



Map 1. Map of the distribution of subspecies of weasel (*Mustela nivalis* L.) based on ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000) and collection sites of samples providing morphometric parameters

The skull parameter data were compared based on data from three regions, namely the respective parameters of the North Eastern, Central and South European samples (**Figure 3**).

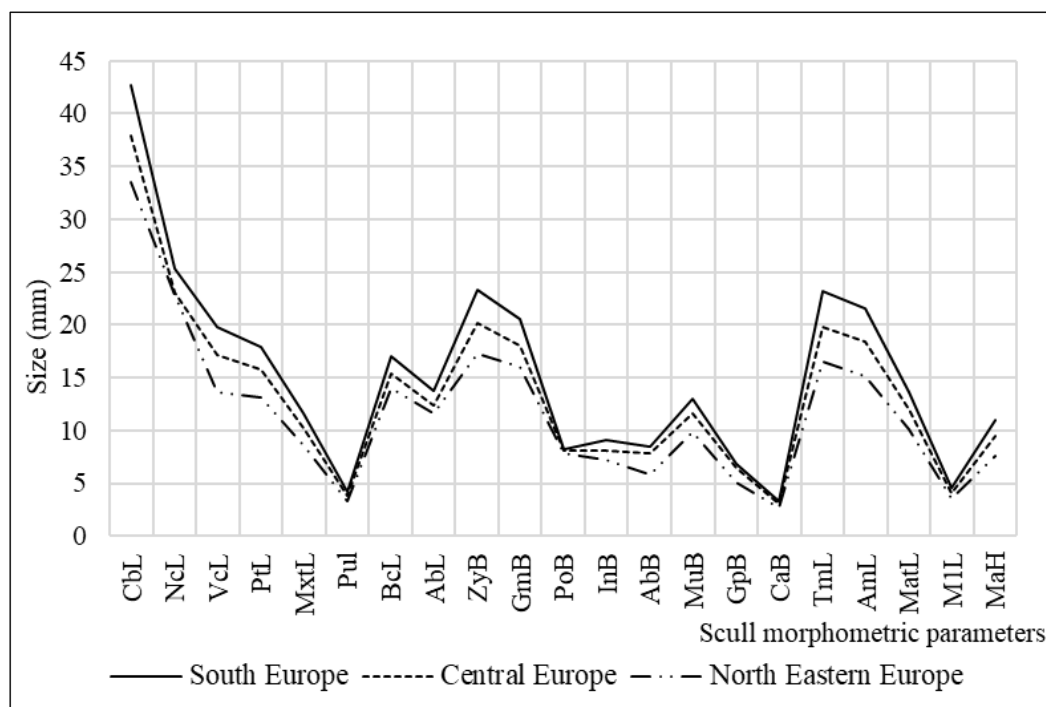


Figure 3. Changes in skull parameters of weasel (*Mustela nivalis* L.) in South, Central and North Eastern Europe based on data from ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)

In the case of the measured values, the parameters of the South European samples always exceed those of the Central and North Eastern European samples. Those of the Central European samples exceed those of the North Eastern European samples, whereas the results of our statistical analysis showed that these differences were not significant for the skull morphological data of the three regions ($n=63$) ($\chi^2=2.28$; $p=0.320$, $df=2$) (**Figure 3**).

In adult specimens, significant ($p<0.001$) differences between the skull parameters of the two sexes (such as TmL, CbL, VcL, NcL) are reported by several authors (SCHMIDT 1992, LAPOINT *et al.* 2017), while other authors only mention the larger skull sizes of males compared to females and the different skull shape (PAROVSHCHIKOV 1963). Further studies are needed for the analysis of skull morphological parameters because the data recorded in Hungary during weasel studies with a small number of elements (SZÉKY 1972 [$n=87\text{♂}$; 4♀]; FARAGÓ 2012 [$n=52\text{♂}$; 13♀]) are not representative and do not allow comparison with foreign samples, since only the parameters "skull length", "skull width" and "mandibular length" were given. Of these, only the last parameter (TmL) offers the possibility of comparison with data published in the international literature; the two other parameters mentioned above do not correspond to the conventional measurement methodology given in the international literature and cannot be used in comparative analyses.

4. CONCLUSIONS

Summarizing the morphometric literature on the weasel, it can be concluded that there is a need for studies that evaluate the study material by age and sex, based on representative element numbers, but the number of such studies is extremely low, despite the fact that the species is a widespread and large areal one in the Holarctic faunal realm. In order to gain a better understanding of the basic biology of the weasel, it would be important to record morphometric data for samples collected during studies, including those for other purposes such as nutrition, reproduction, etc., and to evaluate these data by age and sex. The morphometric differences between subspecies can be very significant, so the question of subspecies affiliation is not negligible in the comparative analysis of samples collected from each area. The evaluation of these data is greatly complicated by the fact that some authors only use *Mustela nivalis* in their studies (JOENSEN 1969 – Denmark, SCHMIDT 1992 – Poland, REICHSTEIN 1993 c.i. FARAGÓ 2012 – Germany, ÇOLAK *et al.* 1999 – Turkey, LANSZKI & VALKÁR 2009 – Hungary, DEMIRBAŞ & BAYDEMİR 2013 – Turkey, LAPOINT *et al.* 2017 – samples from museums in several countries), but the subspecies is not reported. In comparative studies, it is of particular importance that only the same subspecies, the same sex and age, and the same parameters can be compared. When specifying morphometric characteristics, it is also important to follow conventional measurement methodology, thus allowing for a wide range of comparability between studies carried out in different regions of the distribution area.

The comparison of body size data is greatly complicated by the fact that some parameters (in most cases EL, followed by HFL and BW and BL) are not given for both sexes, and some authors do not give the sex (SZÉKY 1972 c.i. FARAGÓ 2012, ÇOLAK *et al.* 1999), while others do not even give the age (PAROVSHCHIKOV 1963, OGNEV 1935 c.i. PAROVSHCHIKOV 1963, SZÉKY 1972 c.i. FARAGÓ 2012, ÇOLAK *et al.* 1999). In the case of body weight (BW), the degree of nutritional status is an important issue, because it can lead to significant variation in such a small species.

The issue is further complicated by the considerable scatter in the data, which raises the question of different morphometric parameters for each subspecies, as for skull parameters and body parameters, even if the authors always use *M. nivalis* in the studies we compared.

Table 1. Morphometric data of weasel (*Mustela nivalis* L.) based on published literature

Region	Literatures	n	sex/age n	BW (g)	BL (mm)	TL (mm)	HFL (mm)	X̄ (min.-max.) ±SD	
									EL (mm)
Sweden	ČANÁDY (2016)	9	Ad. ♂	49.89 (45.00–63.00) ±5.37	191.10 (178.00–211.00) ±9.53	29.49 (27.00–34.50) ±2.98	20.44 (19.00–22.40) ±1.03	9.69 (8.00–12.00) ±1.38	
Sweden (northern part)	STOLT (1979) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	87	Ad. ♂	–	202.3 (172–227)	36.1 (23–45)	–	–	–
Denmark	JOENSEN (1969)	63	Juv. n♀=13	47.3 (39–58.5)	–	–	–	–	–
			Ad. n♀=7	51.2 (42.7–73.3)	–	–	–	–	–
			Juv. n♂=18	70.6 (53.8–86.7)	–	–	–	–	–
			Ad. n♂=25	96.3 (72.2–131.5)	–	–	–	–	–
Russia	PAROVSHCHIKOV (1963)	63	♀	(40–75)	121–188	19–36.8	16–26.3	–	–
			♂		138–204	23–26	21.2–27	–	–
Russia (central part)	OGNEV (1935) c.i. PAROVSHCHIKOV (1963)	–	♀	–	114–162	18–35.2	17.1–23.5	–	–
			♂	–	130.6–208	21–40	20–26.7	–	–
Russia (central part)	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	25	Ad. ♂	–	187.5 (130.6–232)	42.8 (26.2–61)	–	–	–
Lithuania	MITSKUS & BARANAUSKAS (1990) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	28	Ad. ♂	–	184.0 (182–186)	38 (37–39)	–	–	–
Belarus	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	4	Ad. ♂	–	189.8 (179–203)	48.0 (46–52)	–	–	–
England	KING (1977) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	46	Ad. ♂	–	202.0 (175–220)	60.0 (40–75)	–	–	–
Germany	REICHSTEIN (1993) c.i. FARAGÓ (2012)	241	n♀=103; 102	39.6 (26–56) (n=102)	155.5 (140–167)	34.1 (24–45)	14.9 (11–18)	12.8 (9–15)	
			n♂=138	67.7 (37–107)	180.6 (157–204)	41.3 (30–52)	25.5 (21–37)	14.9 (11–18)	

Table 1 (cont.): Morphometric data of weasel (*Mustela nivalis* L.) based on published literature

Region	Literatures	n	sex/age n	BW (g)	BL (mm)	$\bar{X}$ (min.-max.) $\pm$ SD			EL (mm)
						TL (mm)	HFL (mm)		
Ukraine	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	14	Ad. ♂	–	199.8 (155–238)	57.2 (43–76.4)	–	–	
France (central part)	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	46	Ad. ♂	–	217.7 (195–253)	59.8 (39–95)	–	–	
Hungary	VÁSÁRHELYI (1942); ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	5	Ad. ♂	–	222.0 (205–250)	61.2 (55–66)	–	–	
	SZÉKY (1972) c.i. FARAGÓ (2012)	–	♀	–	176 (153–214)	–	–	–	
			♂	–	214 (173–237)	–	–	–	
Switzerland (Alps)	LANSZKI & VALKÁR (2009)	8	n♂=8	145.7 (112–220) ±13.16	212.9 (194–239) ±5.87	68.9 (61–83) ±2.34	32.8 (28–39) ±1.29	–	
Romania	CAVAZZA (1914) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	9	Ad. ♂	–	221.2 (208–243)	39.4 (29.2–52)	–	–	
	BARBU (1968) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	43	Ad. ♂	–	218.0 (181–250)	64.3 (52–76)	–	–	
Bulgaria	ZIMMERMANN (1953) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000); ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	11	Ad. ♂	–	224.5 (189–260)	71.0 (49–85)	–	–	
Greece	DOUMA-PETRIDOU & ONDRIAS (1986) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	28	Ad. ♂	–	335.5 (263–382)	101.7 (65–125)	–	–	
Spain	MILLER (1912); CABRERA (1914) c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	6	Ad. ♂	–	243.5 (220–278)	60.8 (50–67)	–	–	
Turkey	ÇOLAK <i>et al.</i> (1999)	5	–	123.6 (47–225) ±73.65	213.2 (170–255) ±33.45	76.2 (65–100) ±12.51	35.0 (29–42) ±4.42	14.6 (10–20) ±3.66	
	DEMİRBAŞ & BAYDEMİR (2013)	5	♂	263.42 (260–290) ±14.16	–	106.44 (105–110) ±2.70	43.28 (43–45) ±1.05	13.22 (9–18) ±4.36	

n - number of individuals; Juv - juvenile; Ad - adult; $\bar{X}$ - mean; min.-max. - minimum and maximum; $\pm$ SD - standard deviation; BW - body weight; BL - body length; TL - tail length; HFL - hind foot length; EL - ear length.

Table 2. Morphometric data of the skull of weasel (*Mustela nivalis* L.)

Region	Literatures	n	sex/age	CBL (n)	NCL (n)	VL (n)	PFL (n)	MxL (n)	PuL (n)	BcL (n)	ABL (n)	ZyB (n)	GmB (n)	PoB (n)	ImB (n)
$\bar{X}$ (min.-max.) $\pm$ SD															
Sweden	ČANÁDY (2016)	7; 8; 9	Ad. ♂	31.91 (31.06– 32.90) ± 0.73 (n=7)	15.99 (15.15– 16.45) ± 0.44 (n=7)	17.60 (16.70– 18.61) ± 0.57 (n=7)	12.92 (12.13– 15.72) ± 1.13 (n=9)	8.44 (8.02– 9.57) ± 0.48 (n=9)	3.05 (2.65– 3.25) ± 0.19 (n=9)	–	–	16.28 (15.43– 17.29) ± 0.53 (n=8)	14.78 (14.05– 15.10) ± 0.34 (n=7)	–	6.91 (6.78– 7.24) ± 0.15 (n=8)
				31.91 (31.06– 32.90) ± 0.73 (n=7)	15.99 (15.15– 16.45) ± 0.44 (n=7)	17.60 (16.70– 18.61) ± 0.57 (n=7)	12.92 (12.13– 15.72) ± 1.13 (n=9)	8.44 (8.02– 9.57) ± 0.48 (n=9)	3.05 (2.65– 3.25) ± 0.19 (n=9)	–	–	16.28 (15.43– 17.29) ± 0.53 (n=8)	14.78 (14.05– 15.10) ± 0.34 (n=7)	–	6.91 (6.78– 7.24) ± 0.15 (n=8)
Russia	PAROVSHCHIKOV (1963)	63	♂	31.2– 38)	–	–	–	9.3	–	–	–	17.5	14.5– 17.8	–	–
				31.2– 38)	–	–	–	9.3	–	–	–	17.5	14.5– 17.8	–	–
North-Europe	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	27	Ad. ♂	33.50	22.78	13.57	13.17	8.62	3.34	14.01	11.58	17.24	15.98	7.85	7.23
				33.50	22.78	13.57	13.17	8.62	3.34	14.01	11.58	17.24	15.98	7.85	7.23
England	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	30	Ad. ♂	38.25	22.87	17.12	15.83	10.45	3.87	15.52	12.39	20.63	18.07	8.64	8.44
C Russia	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	13	Ad. ♂	37.34	23.89	16.28	15.21	10.02	3.75	15.34	12.55	19.42	17.72	7.77	7.84
Poland	SCHMIDT (1992)	11; 17	Juv. ♂	31.7 (30.1– 33.3) ± 0.9 (n=17)	22.9 (21.5– 24.0) ± 0.8 (n=17)	11.7 (10.9– 12.4) ± 0.5 (n=17)	–	8.0 (7.3– 8.8) ± 0.4 (n=17)	–	–	–	16.2 (14.9– 17.1) ± 0.7 (n=11)	–	8.1 (7.3– 8.8) ± 0.4 (n=17)	6.5 (5.9– 7.2) ± 0.3 (n=17)

Table 2 (cont.). Morphometric data of the skull of weasel (*Mustela nivalis* L.)

Region	Literatures	n	sex/age	CBL (n)	NCL (n)	VCL (n)	PCL (n)	MxTL (n)	PUL (n)	BCL (n)	ABL (n)	ZyB (n)	GmB (n)	PoB (n)	InB (n)
Poland	SCHMIDT (1992)	26; 29; 32; 33	Sub-ad. ♀	31.6 (29.1– 36.8) ±1.6 (n=33)	22.8 (20.3– 25.8) ±1.1 (n=32)	11.6 (10.5– 14.1) ±0.7 (n=32)	–	8.1 (7.2– 10.3) ±0.6 (n=33)	–	–	–	15.8 (14.3– 18.8) ±1.1 (n=26)	–	7.6 (6.5– 8.7) ±0.5 (n=29)	6.4 (5.5– 8.3) ±0.5 (n=32)
				Ad. ♀	31.9 (29.5– 35.6) ±1.6 (n=65)	22.9 (21.0– 26.0) ±1.0 (n=65)	11.5 (10.0– 13.0) ±0.7 (n=66)	–	8.1 (7.0– 9.4) ±0.5 (n=66)	–	–	–	15.8 (14.2– 18.6) ±1.1 (n=61)	–	6.8 (6.0– 7.5) ±0.4 (n=19)
		21; 25; 26	Juv. ♂	36.6 (32.3– 39.0) ±1.8 (n=25)	26.1 (23.3– 27.9) ±1.1 (n=26)	13.9 (11.7– 15.4) ±0.9 (n=25)	–	9.5 (8.0– 10.5) ±0.6 (n=25)	–	–	–	19.6 (17.1– 21.1) ±1.2 (n=21)	–	8.9 (7.7– 9.8) ±0.5 (n=25)	7.6 (6.5– 8.4) ±0.5 (n=25)
				Sub-ad. ♂	36.9 (32.4– 40.2) ±2.1 (n=46)	26.2 (23.1– 28.8) ±1.6 (n=45)	13.9 (12.0– 16.3) ±1.0 (n=49)	–	9.5 (8.3– 10.7) ±0.6 (n=49)	–	–	–	19.6 (16.7– 22.4) ±1.4 (n=44)	–	8.4 (7.4– 9.8) ±0.5 (n=41)
		48; 72; 78; 79	Ad. ♂	38.7 (33.7– 44.5) ±2.2 (n=78)	27.3 (23.9– 30.8) ±1.4 (n=78)	14.7 (12.4– 16.7) ±1.0 (n=79)	–	10.2 (8.0– 11.5) ±0.7 (n=79)	–	–	–	–	–	20.6 (17.4– 24.6) ±1.6 (n=72)	–

Table 2 (cont.). Morphometric data of the skull of weasel (*Mustela nivalis* L.)

Region	Literatures	n	sex/age	CBL (n)	NCL (n)	VCL (n)	PCL (n)	MxCL (n)	PuL (n)	BCL (n)	ABL (n)	ZyB (n)	GmB (n)	PolB (n)	ImB (n)
Germany	REICHSTEIN (1993) c.i. FARAGÓ (2012)	94	n _♀ =25	31.09 (29.7– 33.0)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
				35.78 (32.0– 38.2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
France	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	22	Ad. ♂ _♀	38.10	22.65	17.19	16.08	10.54	3.95	15.36	12.39	20.20	18.00	8.43	8.26
Hungary	FARAGÓ (2012)	65	n _♀ =13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			n _♀ =52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C Europe	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	45	Ad. ♂ _♀	37.97	23.02	17.19	15.78	10.25	3.86	15.41	12.42	20.14	17.99	8.13	8.13
S Europe	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	17	Ad. ♂ _♀	42.66	25.29	19.81	17.96	11.62	4.23	17.05	13.73	23.28	20.61	8.24	9.13
Italy	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	4	Ad. ♂ _♀	41.43	23.83	19.42	17.78	11.58	4.25	16.40	13.20	22.03	20.03	8.08	8.93
Greece	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	1	Ad. ♂ _♀	45.40	25.10	21.90	19.10	12.20	4.50	18.10	14.30	26.40	22.40	9.30	10.30

Table 2 (cont.). Morphometric data of the skull of weasel (*Mustela nivalis* L.)

Region	Literatures	n	Ivar/kor	Cbl (n)	Ncl (n)	Vcl (n)	Ptl (n)	MxL (n)	$\bar{X}$ (min.-max.) $\pm$ SD					Pul (n)	Bcl (n)	AbL (n)	ZyB (n)	GmB (n)	PoB (n)	InB (n)
Turkey	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	15	Ad. ♂	39.93	22.64	18.26	16.47	10.87	3.97	16.06	12.71	22.01	19.29	8.20	8.53					
	ÇOLAK <i>et al.</i> , (1999)	5	–	39.56 (35.8– 45.7) ± 3.95	–	–	15.18 (13.3– 17.2) ± 1.43	11.64 (10.0– 12.8) ± 1.07	–	–	13.10 (11.7– 14.6) ± 1.08	22.54 (18.7– 26.8) ± 3.50	–	–	8.36 (7.8–9.2) ± 8.36					
	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	5	Ad. ♂	40.60	22.68	19.36	17.02	11.32	4.18	16.38	13.08	21.00	19.38	8.78	8.82					
	DEMİRBAŞ & BAYDEMİR (2013)	4, 5	♂	47.06 (45.95– 48.40) ± 1.02 (n=4)	–	–	20.15 (19.90– 20.50) ± 0.26 (n=5)	12.73 (12.00– 13.15) ± 0.53 (n=5)	–	–	–	27.05 (26.50– 27.70) ± 0.5 (n=4)	23.07 (22.60– 23.70) ± 0.46 (n=4)	7.43 (7.00– 7.75) ± 0.33 (n=4)	11.15 (11.00– 11.50) ± 0.24 (n=4)					

CbL - condylobasal length; **NcL** - upper neurocranium length; **VcL** - viscerocranium length; **PtL** - median palatal length; **MxL** - maxillary tooth-row length; **PuL** - upper carnassial teeth P4 length; **BcL** - greatest length between oral border of the auditory bulla and aboral border of the occipital condyles; **AbL** - greatest diameter of the auditory bulla; **ZyB** - zygomatic breadth; **GmB** - greatest mastoid breadth; **PoB** - postorbital breadth; **InB** - interorbital constriction;

Juv. - juvenile; **Ad.** - adult; **Sub-ad.** - subadult;

n - number of individuals; $\bar{X}$ - mean; *min.-max.* - minimum and maximum; $\pm$ SD - standard deviation.

Table 3. Morphometric data of the skull of weasel (*Mustela nivalis* L.)

Region	Literatures	n	sex/age	AbB (n)	MuB (n)	GpB (n)	CaB (n)	TmL (n)	BcB (n)	EctB (n)	BcH (n)	AmL (n)	MatL (n)	ML (n)	MAH (n)
$\bar{X}$ (min.-max.) $\pm$ SD															
Sweden	ČANÁDY (2016)	7; 8; 9	Ad. ♂	-	-	9.68 (9.18– 10.25) ± 0.29 (n=9)	-	16.09 (15.40– 18.52) ± 1.02 (n=8)	-	-	-	14.46 (13.73– 15.21) ± 0.43 (n=8)	9.88 (9.08– 11.09) ± 0.58 (n=8)	3.39 (2.99– 3.78) ± 0.27 (n=8)	7.47 (6.80– 8.11) ± 0.43 (n=8)
Russia	PAROVSHCHIKOV (1963)	63	♀	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			♂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	OGNEV (1935)c.i. PAROVSHCHIKOV (1963)	-	♀	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			♂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
North- Eastern Europe	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	27	Ad. ♂	5.83	9.83	5.10	2.62	16.50	-	-	-	15.16	10.10	3.58	7.62
England	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	30	Ad. ♂	8.29	11.92	6.80	3.06	19.70	-	-	-	18.51	11.70	4.12	9.24
C. Russia	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	13	Ad. ♂	6.75	11.25	5.53	3.00	19.65	-	-	-	18.03	11.85	4.08	8.83
Poland	SCHMIDT (1992)	14; 15; 17	Juv ♀	-	-	-	-	15.3 (14.0– 16.6) ± 0.7 (n=14)	16.4 (15.5– 17.4) ± 0.6 (n=17)	8.7 (8.0– 9.4) ± 0.4 (n=17)	13.1 (12.4– 14.0) ± 0.5 (n=17)	-	-	-	7.1 (6.5– 8.2) ± 0.4 (n=15)

Table 3 (cont.). Morphometric data of the skull of weasel (*Mustela nivalis* L.)

Region	Literatures	n	sex/age	AB (n)	MuB (n)	GpB (n)	CaB (n)	TmL (n)	BcB (n)	EcB (n)	BcH (n)	AmL (n)	MaL (n)	MtL (n)	MaH (n)
Poland	SCHMIDT (1992)	64; 77; 78; 79	Ad. ♂	-	-	-	-	20.0 (16.5– 23.4) ±1.5 (n=78)	17.1 (14.0– 19.6) ±0.9 (n=77)	10.5 (8.8– 12.2) ±0.7 (n=79)	13.8 (12.5– 15.5) ±0.7 (n=64)	-	-	-	9.5 (7.8– 11.5) ±0.8 (n=78)
		42; 46; 47; 48	Sub-ad. ♂	-	-	-	-	18.7 (15.6– 21.3) ±1.3 (n=46)	17.4 (15.6– 19.6) ±1.0 (n=46)	9.8 (8.5– 11.3) ±0.7 (n=47)	14.3 (11.8– 16.4) ±1.0 (n=42)	-	-	-	9.0 (7.2– 11.0) ±0.8 (n=46)
		25; 26	Juv. ♂	-	-	-	-	18.7 (15.5– 20.4) ±1.2 (n=25)	18.2 (17.1– 19.4) ±0.7 (n=26)	9.8 (8.7– 10.7) ±0.6 (n=25)	14.9 (13.4– 15.9) ±0.6 (n=25)	-	-	-	8.9 (7.7– 10.1) ±0.6 (n=25)
		62; 63; 65; 66	Ad. ♀	-	-	-	-	15.4 (13.5– 17.3) ±1.0 (n=66)	14.6 (13.2– 16.5) ±0.7 (n=65)	8.5 (7.6– 10.5) ±0.6 (n=62)	11.2 (10.0– 13.0) ±0.7 (n=63)	-	-	-	7.2 (6.2– 8.5) ±0.5 (n=66)
		28; 30; 32; 33	Sub-ad. ♀	-	-	-	-	15.3 (14.1– 18.4) ±1.0 (n=30)	15.6 (14.4– 17.0) ±0.7 (n=32)	8.5 (7.8– 10.7) ±0.7 (n=30)	12.3 (11.1– 13.6) ±0.6 (n=32)	-	-	-	7.2 (6.3– 8.7) ±0.6 (n=28)

Table 3 (cont.). Morphometric data of the skull of weasel (*Mustela nivalis* L.)

Region	Literatures	n	sex/age	AbB (n)	MuB (n)	GpB (n)	CaB (n)	TmL (n)	BcB (n)	EctB (n)	BcH (n)	AmL (n)	MatL (n)	MtL (n)	MaH (n)
Germany	REICHSTEIN (1993) c.i. FARAGÓ (2012)	94	n♀=25	-	-	-	-	15.70 (14.8– 17.0)	-	-	-	-	-	-	-
			n♀=69	-	-	-	-	18.77 (15.5– 20.0)	-	-	-	-	-	-	-
France	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	22	Ad. ♂	8.20	11.76	6.57	3.24	19.72	-	-	-	18.62	11.98	4.21	9.38
Hungary	FARAGÓ (2012)	65	n♀=13	-	-	-	-	17.33 (13.0– 21.8)	-	-	-	-	-	-	-
			n♀=52	-	-	-	-	21.94 (15.9– 25.2)	-	-	-	-	-	-	-
C. Europe	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	45	Ad. ♂	7.88	11.67	6.48	3.05	19.80	-	-	-	18.44	11.94	4.12	9.46
S. Europe	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	17	Ad. ♂	8.41	13.00	6.77	3.28	23.21	-	-	-	21.58	13.62	4.60	10.96
Italy	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	4	Ad. ♂	9.03	12.88	7.07	3.23	22.30	-	-	-	20.95	13.40	4.55	10.58
Greece	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	1	Ad. ♂	10.70	14.30	7.70	3.40	24.10	-	-	-	23.70	14.00	4.60	12.50

Table 3 (cont.). Morphometric data of the skull of weasel (*Mustela nivalis* L.)

Region	Literatures	n	sex/age	AbB (n)	MuB (n)	GpB (n)	CaB (n)	TmL (n)	BcB (n)	EctB (n)	BcH (n)	AmL (n)	MatL (n)	M ₁ L (n)	MaH (n)
				$\bar{X}$ (min.-max.) $\pm$ SD											
Spain	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	15	Ad. ♂	8.78	12.50	7.10	3.15	20.88	-	-	-	19.69	12.55	4.21	10.17
	ÇOLAK <i>et al.</i> , (1999)	5	-	-	-	-	-	21.28 (17.8– 24.3) $\pm$ 2.46	18.95 (16.8– 20.1) $\pm$ 1.66	-	-	-	12.06 (10.2– 13.5) $\pm$ 1.04	-	-
	ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000)	5	Ad. ♂	8.04	12.66	6.86	3.30	21.84	-	-	-	20.10	13.08	4.36	10.02
Turkey	DEMİRBAŞ & BAYDEMİR (2013)	4; 5	♂	-	-	-	-	25.41 (24.30– 26.25) $\pm$ 0.86 (n=5)	-	-	17.41 (17.20– 17.90) $\pm$ 0.32 (n=4)	-	14.53 (14.00– 15.20) $\pm$ 0.49 (n=5)	-	11.83 (11.20– 12.20) $\pm$ 0.43 (n=5)

AbB – least diameter of the auditory bulla; **MuB** – upper molar M¹ breadth; **GpB** – greatest palatal breadth; **CaB** – rostrum breadth; **TmL** – mandible length; **BcB** – braincase breadth; **EctB** – ecto-orbital breadth; **BcH** – braincase height; **AmL** – length between the angular process and infradentale; **MatL** – mandibular toothrow length; **M₁L** – length of lower carnassial teeth M₁; **MaH** – height of ramus mandibulae. A **BcB**, **EctB**, **BcH** parametereket SCHMIDT (1992) rögzítette.

Juv. – juvenile; *Ad.* – adult; *Sub-ad.* – subadult;

n – number of individuals; $\bar{X}$ – mean; min.-max. – minimum and maximum; $\pm$ SD – standard deviation.

According to the map published by ABRAMOV & BARYSHNIKOV (2000) showing the distribution of each subspecies, *M. nivalis* is present in several subspecies in the reference countries of our samples (*M. n. vulgaris*, *M. n. rossica*, *M. n. boccaela* see **Map 1**), but there are no statistically verified differences in the morphometric characteristics of these subspecies, so it is not known to what extent the differences in the data series (small number of elements), which are restricted to adult individuals, are influenced by the question of subspecies affiliation.

An important methodological issue in examining the difference in adult body weight between the sexes would be whether to weigh the animals with full or empty stomachs, but no methodological approach is given by the authors. Unfortunately, data reporting varies with regard to the accuracy of the recording of the data, with some authors reporting the results of their measurements as integer values and others with an accuracy of up to a hundredth (**Tables 2 and 3**). In addition, the question of element numbers should be mentioned, as some studies base their findings on data from samples of less than ten specimens (in MILLER 1912 c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, CAVAZZA 1914 c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, CABRERA 1914 c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, VÁSÁRHELYI 1942, ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, ZIMMERMANN 1953 c.i. ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, ÇOLAK *et al.* 1999, LANSZKI & VALKÁR 2009, DEMIRBAŞ & BAYDEMİR 2013, ABRAMOV & BARYSHNIKOV 2000, ČANÁDY 2016), which, although a valuable addition to the scarce knowledge of the species, does not meet the need for representativeness and thus does not provide a reliable basis for comparison, especially by age and sex.

REFERENCES

- ABRAMOV, A.V. & BARYSHNIKOV, G.F. (2000): Geographic variation and intraspecific taxonomy of weasel *Mustela nivalis* (Carnivora, Mustelidae). *Zoosystematica Rossica* **8**(2): 365–402.
- BARBU, P. (1968): Systématique et écologie de la belette *Mustela nivalis* L. provenant de quelques forêts des districts d'Ilfov et de Prahova–Roumanie. *Travaux du Museum National d'Histoire Naturelle Grigore Antipa* **8**: 991–1002. id. ABRAMOV, A.V. & BARYSHNIKOV, G.F. (2000): Geographic variation and intraspecific taxonomy of weasel *Mustela nivalis* (Carnivora, Mustelidae). *Zoosystematica Rossica* **8**(2): 365–402.
- BORELL, A.E. (1938): Cleaning small collections of skulls and skeletons with dermestid beetles. *Journal of Mammalogy* **19**(1):102–103. <https://doi.org/10.1093/jmammal/19.1.102-a>
- CABRERA, A. (1914): *Fauna Ibérica. Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, 441 p. id. ABRAMOV, A.V. & BARYSHNIKOV, G.F. (2000): Geographic variation and intraspecific taxonomy of weasel *Mustela nivalis* (Carnivora, Mustelidae). *Zoosystematica Rossica* **8**(2): 365–402.
- CAVAZZA, F. (1914): Ricerche intorno al *Putorius nivalis monticola* e alla sua distribuzione geografica. *Torino Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia* **29**(690): 1–19. id. ABRAMOV, A.V. & BARYSHNIKOV, G.F. (2000): Geographic variation and intraspecific taxonomy of weasel *Mustela nivalis* (Carnivora, Mustelidae). *Zoosystematica Rossica* **8**(2): 365–402.
- ČANÁDY, A. (2016): Morphometry of weasels from Sweden, deposited as *Mustela minuta* (Pomel, 1853) in Saris Museum Bardejov, Slovakia. *Zoology and Ecology* **26**(4): 253–255. <http://dx.doi.org/10.1080/21658005.2016.1204722>
- ÇOLAK, E., YİĞİT, N., SÖZEN, M. & ÖZKURT, S. (1999): A Study on *Mustela nivalis* Linnaeus, 1766 (Mammalia: Carnivora) in Turkey. *Turkish Journal of Zoology* **23**(2): 119–122.
- DEMIRBAŞ, Y. & BAYDEMİR, N.A. (2013): The least weasel (*Mustela nivalis*) (Mammalia, Carnivora) from Central Anatolia: an overview on some biological characteristics. *Hacettepe Journal of Biology & Chemistry* **41**(4): 365–370.
- DOUMA-PETRIDOU, E. & ONDRIAS, J.C. (1986): Contribution to the taxonomy and geographical distribution of the weasel *Mustela nivalis* on the southern Balkan Peninsula. *Säugetierkundliche Mitteilungen* **33**: 235–243. id. ABRAMOV, A.V. & BARYSHNIKOV, G.F. (2000): Geographic

- variation and intraspecific taxonomy of weasel *Mustela nivalis* (Carnivora, Mustelidae). *Zoosystematica Rossica* **8**(2): 365–402.
- ERLINGE, S. (1979): Adaptive Significance of Sexual Dimorphism in Weasels. *Oikos* **33**: 233–245. <https://doi.org/10.2307/3544000>
- FARAGÓ S. (2012): *Vadászati állattan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 600 p.
- FARUK, A.Z. & DAS, S.K. (2023): Detergent Maceration: A Convenient Skeleton Preparation Technique for Teaching and Demonstration of Veterinary Anatomy. *Journal of Applied Veterinary Sciences* **8**(1): 11–17. <https://doi.org/10.21608/JAVS.2022.158955.1175>
- HOFFMANN, A., DECHER, J., ROVERO, F., SCHAEER, J., VOIGT, C. & WIBBELT, G. (2010): Field Methods and Techniques for Monitoring Mammals. In: EYMANN, J., DEGREEF, J., HÄUSER, CH., MONJE, JC., SAMYN, Y. & VANDENSPIEGEL, D. (eds.): *Manual on field recording techniques and protocols for all Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring*. Vol. 8. pp. 482–529.
- HOOPER, E.T. (1950): Use dermestid beetles instead of cooking pots. *Journal of Mammalogy* **31**(1): 100–102. <https://doi.org/10.1093/jmammal/31.1.100-a>
- HOOPER, E.T. (1956): Selection of fats by dermestid beetles, Dermestidae. *Journal of Mammalogy* **37**(1): 125–126. <https://doi.org/10.2307/1375557>
- JOENSEN, A.H. (1969): Studies on the Weasel (*Mustela nivalis*) and the Stoat (*Mustela erminea*) in Denmark. *Danish Review of Game Biology* **6**(2): 1–15.
- KEMPA, K., KULAWIK, M., BARTYZEL, B.J., JAKUBOWSKI, M., SKUBIS, J. & KOCZOŃ, P. (2016): Characterization of selected techniques of maceration bones of *Gallus gallus domesticus*. *Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis* **328**(39)3: 109–116.
- KING (1977): Weasel *Mustela nivalis*. In: G.B. CORBET & H.N. SOUTHERN (eds.) *Handbook of British mammals*, 2nd ed. Oxford, Blackwell Scientific Publications. pp. 338–345. id. ABRAMOV, A.V. & BARYSHNIKOV, G.F. (2000): Geographic variation and intraspecific taxonomy of weasel *Mustela nivalis* (Carnivora, Mustelidae). *Zoosystematica Rossica* **8**(2): 365–402.
- KORABLEV, M.P., KORABLEV, N.P. & KORABLEV, P.N. (2013): Population Aspects of Sexual Dimorphism in Mustelidae from the Example of Four Species (*Mustela lutreola*, *Neovison vison*, *Mustela putorius*, and *Martes martes*). *Biology Bulletin* **40**(1): 61–69. <https://doi.org/10.1134/S1062359013010081>
- LANSZKI, J. & VALKÁR, B. (2009): Data for external morphometry of stone marten, polecat and weasel in Hungary. *Natura Somogyiensis* **15**: 227–230. <https://doi.org/10.24394/NatSom.2009.15.227>
- LAPPOINT, S., KEICHER, L., WIKELSKI, M., ZUB, K. & DECHMANN, D.K.N. (2017): Growth overshoot and seasonal size changes in the skulls of two weasel species. *Royal Society Open Science* **4**: 1–12. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.160947>
- MAHAPATRA, A., PATHAK, S.K., AMARPAL, A. & PAWDE, A.M. (2018): Characterization of skeleton preparation in avian, mammalian, and reptile species with empirical methodology. *Animal Science Reporter* **11**(1): 1–9.
- MILLER, G.S. (1912): *Catalogue of the land-mammals of Western Europe (Europe exclusive of Russia) in the collection of the British Museum*. British Museum, London id. ABRAMOV, A.V. & BARYSHNIKOV, G.F. (2000): Geographic variation and intraspecific taxonomy of weasel *Mustela nivalis* (Carnivora, Mustelidae). *Zoosystematica Rossica* **8**(2): 365–402.
- MITSKUS, A.V. & BARANAUSKAS, K.S. (1990): The morphological characteristic and intraspecific taxonomy of least weasel (*Mustela nivalis* L.) in Lithuania. *5 Congress Soviet Theriological Society*, Moscow **1**: 88–89. id. ABRAMOV, A.V. & BARYSHNIKOV, G.F. (2000): Geographic variation and intraspecific taxonomy of weasel *Mustela nivalis* (Carnivora, Mustelidae). *Zoosystematica Rossica* **8**(2): 365–402.
- MOORS, P.J. (1980): Sexual dimorphism in the body size of mustelids (Carnivora): the roles of food habits and breeding system. *Oikos* **34**: 147–158. <https://doi.org/10.2307/3544175>
- MUÑOZ-SABA, Y., SÁNCHEZ-NIVICELA, J.C., SIERRA-DURÁN, C.M., VIEDA-ORTEGA, J.C., AMAT-GARCÍA, G., MUNOZ, R., CASALLAS-PABÓN, D. & CALVO-ROA, N. (2020): Cleaning Osteological Specimens with Beetles of the genus *Dermestes* Linnaeus, 1758 (Coleoptera: Dermestidae). *Journal of Natural Science Collections* **7**: 72–82.
- OGNEV, S.I. (1935): *The Mammals of USSR and Adjacent Countries (The mammals of Eastern Europe and Northern Asia)*. Moscow-Leningrad. Vol. 3. (Carnivora) id. PAROVSHCHIKOV, V.Y.

- (1963): A contribution to the ecology of *Mustela nivalis* Linnaeus, 1766 of the Arkhangel'sk north. *Vestnik Československe společnosti zoologické* **27**(4): 335–344.
- PAROVSHCHIKOV, V.Y. (1963): A contribution to the ecology of *Mustela nivalis* Linnaeus, 1766 of the Arkhangel'sk north. *Vestnik Československe společnosti zoologické* **27**(4): 335–344.
- REICHSTEIN, H. (1993): *Mustela nivalis* Linné, 1766 – Mauswiesel. In: STUBBE, M. & KRAPP, F. (eds.): *Handbuch der Säugetiere Europas. Band. 5: Raubsäuger – Carnivora (Fissipedia). Teil II: Mustelidae 2, Viverridae, Herpestidae, Felidae*, 571–626. id. FARAGÓ S. (2012): Vadászati állattan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- SCHMIDT, K. (1992): Skull variability of *Mustela nivalis* Linnaeus, 1766 in Poland. *Acta Theriologica* **37**(1–2): 141–162.
- STOLT, B.O. (1979): Colour pattern and size variation of the weasel *Mustela nivalis* L. *Sweden Zoon* **7**: 55–61. id. ABRAMOV, A.V. & BARYSHNIKOV, G.F. (2000): Geographic variation and intraspecific taxonomy of weasel *Mustela nivalis* (Carnivora, Mustelidae). *Zoosystematica Rossica* **8**(2): 365–402.
- SZÉKY P. (1972): Adatok a Mustelinae-alfajok kérdéséhez. *Agrártudományi Egyetem Közleményei* 41–55. id. FARAGÓ S. (2012): *Vadászati állattan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- VÁSÁRHELYI, S. (1942): *Mustela hungarica* nov. spec., eine neue Wieselart der ungarischen Säugetierfauna. *Zoologischer Anzeiger* **137**: 221–226. id. ABRAMOV, A.V. & BARYSHNIKOV, G.F. (2000): Geographic variation and intraspecific taxonomy of weasel *Mustela nivalis* (Carnivora, Mustelidae). *Zoosystematica Rossica* **8**(2): 365–402.
- ZIMMERMANN, K. (1953): Die Carnivora von Kreta. *Zeitschrift für Säugetierkunde* **17**: 58–65. id. ABRAMOV, A.V. & BARYSHNIKOV, G.F. (2000): Geographic variation and intraspecific taxonomy of weasel *Mustela nivalis* (Carnivora, Mustelidae). *Zoosystematica Rossica* **8**(2): 365–402.

ANALYSIS OF HUNTING BAG DATA OF WOODPIGEON (*Columba palumbus* L.) IN HUNGARY

Áron Sárközy, Ferenc Jánoska, Gyula Sándor & Attila Bende

University of Sopron, Institute of Wildlife Biology and Management
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4, Hungary; e-mail: sarkozy.aron@phd.uni-sopron.hu

ABSTRACT

SÁRKÖZY, Á., JÁNOSKA, F., SÁNDOR, GY. & BENDE, A. (2023): ANALYSIS OF HUNTING BAG DATA OF WOODPIGEON (*Columba palumbus* L.) IN HUNGARY. *Hungarian Small Game Bulletin* 15: 127–135. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.127>

The European population of the Woodpigeon has increased significantly over the last two decades. In line with this trend, a significant increase has been observed in the Hungarian population since 2006, and in parallel, the hunting bag data of the species has also started to increase. With the increasing hunting bag data, the national centre point of bagging has not changed, so 67.9% of the Hungarian bagging recorded between 1995 and 2022 takes place in Pest, Jász-Nagykun-Szolnok, Bács-Kiskun, and Csongrád-Csanád counties. In order to reduce the increasing damage to agriculture caused by the growing populations of the species, out-of-season bagging of the Woodpigeon was first authorised in Hungary in 2014, and was requested by the game management units from the regional hunting authorities. Out-of-season Woodpigeon baggings accounted for 10% of annual hunting bags by 2022. It is clear that the Woodpigeon population continues to grow even with the current hunting utilisation, and it is also clear that the growing domestic population will become more economically important each year due to the damage caused to agriculture. All this, together with the increasing urbanisation tendency of the species and the change in migration patterns, is creating new challenges for game managers, for which domestic game management must be prepared, despite the fact that the damage caused by the Woodpigeon is not considered as game damage.

KEYWORDS: Columbidae, thinning, population dynamics, agricultural damage, out-of-season baggings

1. INTRODUCTION

The Woodpigeon is a semi-migratory species, with populations in western and northern Europe wintering west and south of the 0°C isothermal line (GLUTZ & BAUER 1980, SAARI 1997). The Hungarian breeding population migrates to the Mediterranean wintering grounds in late October and early November. Based on the results obtained during ringing surveys of Woodpigeons in Hungary, their route (n=29) and destination is Italy, including Sardinia (n=16) and southern France, and Corsica (n=13) (BANKOVICS 2001, FARAGÓ, 2001, 2009, 2015).

Increasingly mild winters and the plastic, adaptive character of the species result in an increasing number of overwintering populations in our region, especially in populated areas (FARAGÓ, 2009).

The European population was estimated to be between 7.7 and 15 million pairs between 1990 and 2000 (TUCKER & HEAT 1994, SAARI 1997, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2000), while the estimated EU-25 population of the species was 10.25 million pairs (HIRSCHFELD & HEYD 2005). The species' populations are increasing permanently, and the range of the area is also expanding in suitable areas throughout Europe. This was particularly evident in northern Europe and was mainly associated with warmer periods (SATTLER 2020).

Following this increase, the European population was estimated at 9–17 million pairs at the beginning of the new millennium, with steady or increasing population dynamics in each country (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Today, the nesting population size is

estimated to be between 25.5 and 36.5 million pairs, according to the most recent data, with still increasing dynamics (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023). The results show a significant increase in the population, even with lower estimates, of almost four times since the mid-1990s. In addition, the species is not only conquering new natural habitats, but is also becoming more frequent and abundant in urban environments. This process started in Western Europe (FARAGÓ, 2015) but has been known in Hungary for three decades (JUHÁSZ 1985), and the urbanisation process is nowadays becoming more and more significant in Hungary (AMBRUS 1996, JUHÁSZ & VARGA 2019, BANKOVICS 2019). The nesting population in Hungary was estimated to be 77–110 thousand pairs between 1999–2002 (HADARICS & ZALAI 2008), which increased 3–4 folds by 2021–2022, reaching 200–300 thousand breeding pairs in Hungary, according to the lowest estimates of the BirdLife Hungary's Monitoring of Common Birds (MME) programme. The maximum of these estimates for 2021–2022 will reach 440,000 pairs of domestic breeders, noting that, similar to the world population, the Hungarian population has been growing strongly since the turn of the millennium (MME 2023). In addition to the above-mentioned population growth, migration and wintering patterns have also changed significantly due to the increasing number of wintering Woodpigeons in Hungary, especially within settlements (FARAGÓ *et al.* 2019). Unfortunately, no estimation of the development of wintering populations in Hungary is available so far.

As mentioned above, the Woodpigeon is classified as a NON-SPEC (SPEC 4) species (TUCKER & HEATH 1994), i.e., a species with favourable, stable protection status. Its native populations are not threatened and are increasing, so no protective action is required. It can, therefore, be hunted throughout Europe, as in Hungary (15 August–31 January) (OMVK 2023). It prefers to feed in agricultural areas, and during migration, it particularly favours these areas, which is when it is hunted. However, the above-mentioned population increase and the change in migration and wintering patterns pose new challenges for game managers in Hungary and abroad. Research in wildlife biology can provide answers to these challenges, which can also be of practical use to managers if we can understand the processes that shed light on the most important questions through the feeding character of the species, namely where the areas are most vulnerable to damage, which period the most critical for the species in each crop is, and of course the extent to which these birds are damaged.

2. MATERIAL AND METHOD

The hunting bag data was based on the data summarised in the National Game Management Database (hereafter NGMD), based on the game management reports of the hunting license holders for the given hunting year. From the publications of the NGMD, we evaluated the hunting bag data of the Woodpigeon from 1995 to 2022 by year and by county. These data included the total number of Woodpigeons killed in each hunting year. In addition, based on derogation reports prepared and published annually in accordance with European Union requirements, we also summarised the domestic bagging data outside the hunting season, which, following Hungary's accession to the European Union, are available from 2004 to 2022, also for each county. An important additional information to this data is the method of bagging and the reason for bagging. The above data allow us to assess the spatial and temporal patterns of bagging and unseasonal bagging at a national scale.

A detailed, farm-level study was carried out in Jász-Nagykun-Szolnok County, for which the Department of Agriculture of the Government Office of Jász-Nagykun-Szolnok County provided us with data on out-of-season bagging by game management unit for research purposes. The data were mapped using ArcGIS 10.3 software.

The maps showing the annual hunting bags and the out-of-season baggings were prepared on a county level, while the out-of-season baggings data for Jász-Nagykun-Szolnok county were also shown on a finer scale by game management unit (nine game managers in total).

3. RESULTS AND DISCUSSION

Based on the results of our study, it can be concluded that the main focus of Woodpigeon bagging in Hungary during the period under study was clearly on the counties of the Great Hungarian Plain. The number of bagged Woodpigeons, however, showed a significant increase during this period. In 1995, 2747 Woodpigeons were bagged in Hungary, of which the most important counties were: Pest (25%), Bács-Kiskun (17,2%) and Békés counties (13,2%). In 2022, 14274 Woodpigeons were in hunting bags in the country, of which Pest (40.3%), Csongrád-Csanád (17.2%), Bács-Kiskun (15.8%) and Jász-Nagykun-Szolnok counties (6.8%) had the largest shares. It is worth noting that from 1995 to 2022, the Hungarian hunting bag data for the Woodpigeon show an increase of 519.6%, i.e., a more than fivefold increase in the domestic hunting bag of this species. This growth rate is almost the same as the growth rate estimated by BirdLife Hungary for domestic breeding pairs. However, the 14274 specimens bagged in 2022 show a utilisation rate of only 1.6% compared to the 440000 breeding pairs estimated for that year, i.e., 880000 adult specimens.

Looking at the variation of the domestic hunting bag data of the Woodpigeon, it can be observed that in the years between 1995 and 2005, with a lower fluctuation, an average of 2361 pigeons were bagged annually. The significant change in the hunting bag data started in 2006, when, with the exception of 2010, there was a considerable increase. Compared to the previous period, between 2006 and 2017, the average increase in Woodpigeon bags in Hungary was 125.3%. However, the most significant change from 2017 was in 2018, when there was a 70.7% increase in one year, and although the hunting bag data for 2020 fell by 12.9% compared to the previous year, there is still a significant increase until 2022. In 2022, 23% more Woodpigeons were bagged compared to 2018 (**Figure 1**).

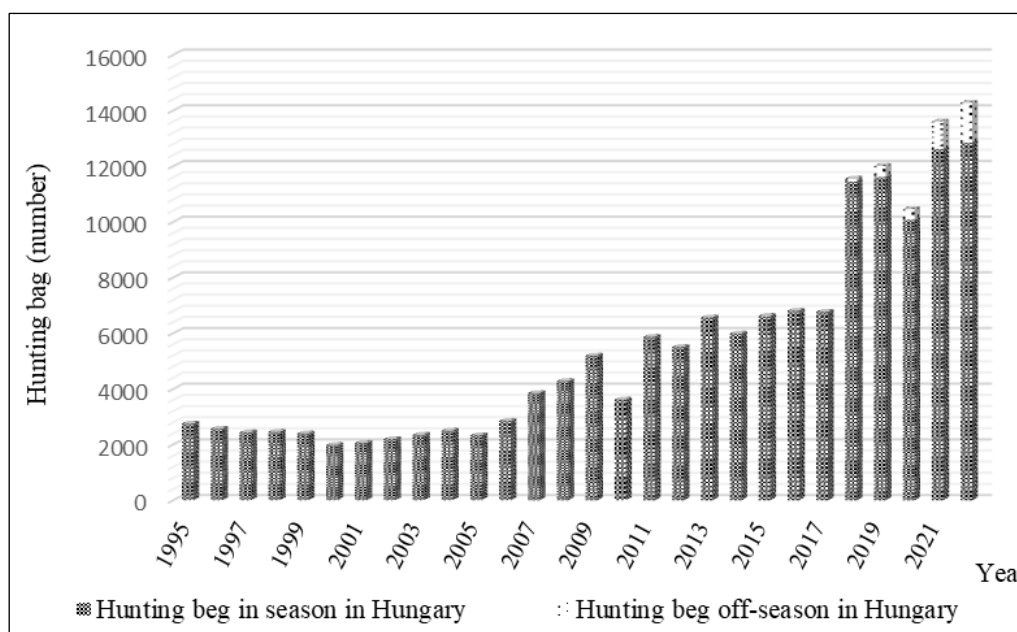
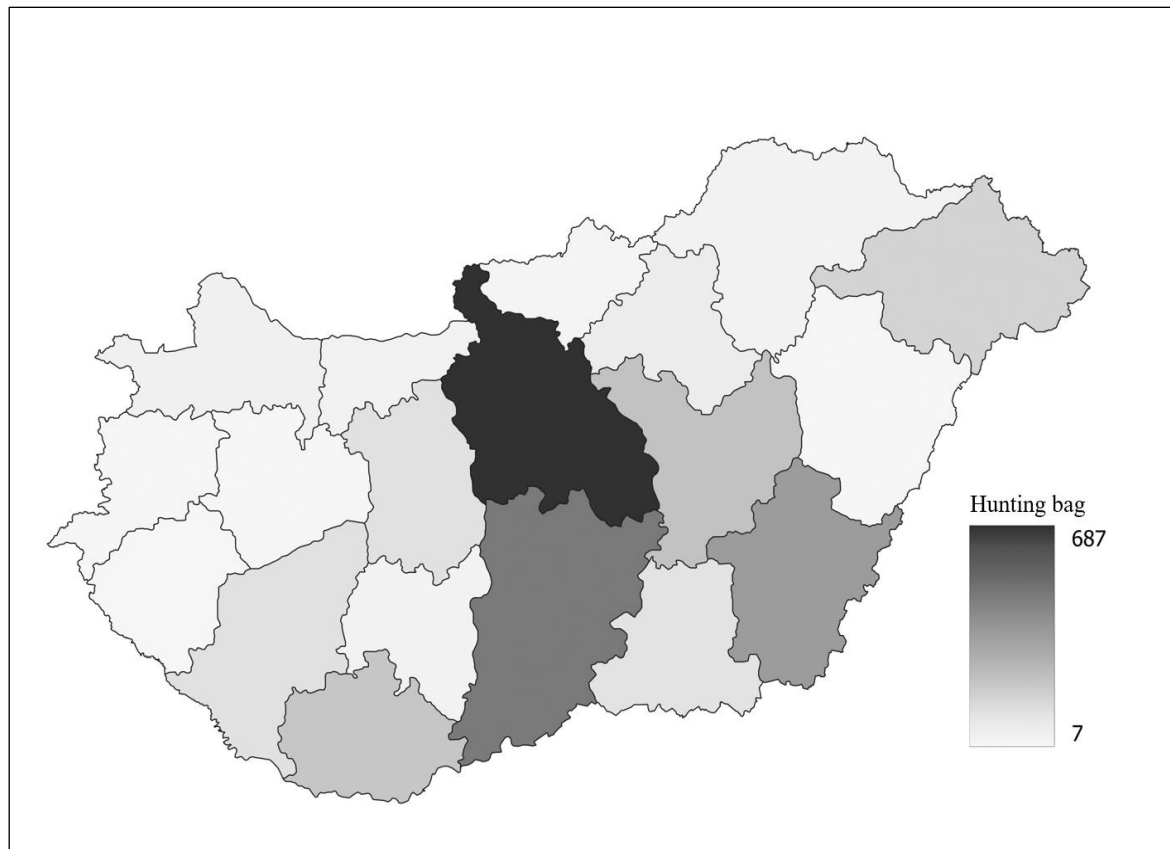


Figure 1. Changes in the distribution of Woodpigeon hunting bags in Hungary in the hunting season and outside the hunting season in the years 1995–2022

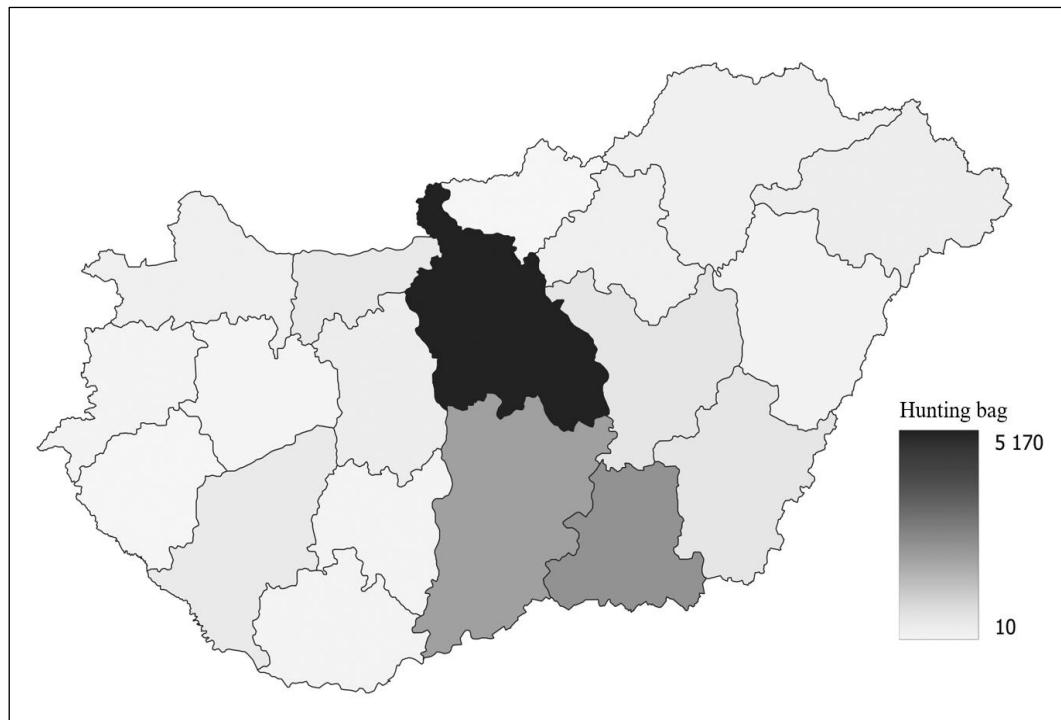
It should be mentioned that although there were already examples of out-of-season baggings in 2014, only four specimens were bagged then, and then 17 specimens the following year. In the year 2016–2017, no specimens were bagged. In 2018, the share of out-of-season hunting bags represented 0.9% of the annual baggings; in 2022 it was 39.6%. Compared to 2018, the share of out-of-season Woodpigeon baggings increased by 31.6% in 2022.

Besides the temporal dynamics of the national data, their spatial change is also important, as the central region of Hungary is the most frequented in terms of baggings, which in 1995 was shared by four counties (Pest 25%; Bács-Kiskun 17.2%, Békés and 13.2% and Jász-Nagykun-Szolnok 8%) (**Map 1**).



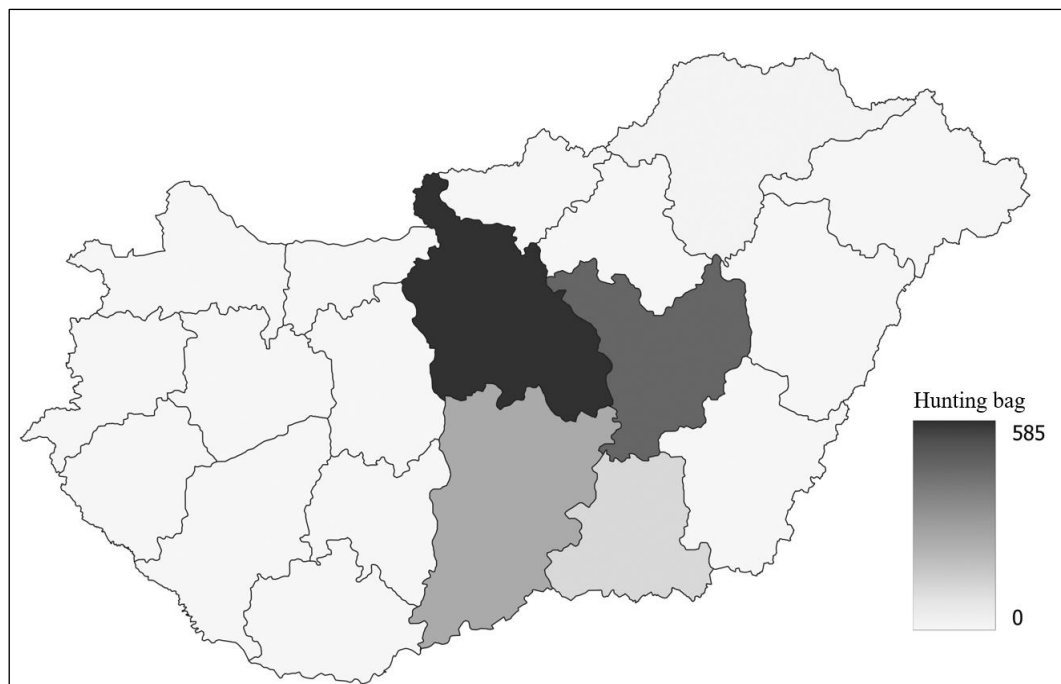
Map 1. Spatial changes of Woodpigeon hunting bags in Hungary by county, in the 1995 hunting season based on NGMD data

In 2022, a similar focus can be identified when examining the spatial evolution of hunting bags since the four above-mentioned counties are the dominant ones. Hunters still take 66.5% of the national bag in these counties. This is further confirmed by Csongrád-Csanád county, which also belongs to the same region, and comparing its hunting bag data with the former data, we can see that 83.7% of Woodpigeons bagged in 2022 in Hungary was bagged in these five counties. There is no shift in the focus as the quantities increase (**Map 2**).



Map 2. Spatial changes of Woodpigeon hunting bags in Hungary by county in the 2022 hunting season [Based on NGMD data (CSÁNYI *et al.* 2023)]

A similar picture can be seen in the data for out-of-season baggings in 2022, as these were also taken by game managers in Pest (40.9%), Jász-Nagykun-Szolnok (32.1%), Bács-Kiskun (17.6%) and Csongrád-Csanád counties (8.2%), i.e., the out-of-season baggings authorised in the spring period to prevent damage to agriculture are in line with the focus on in-season baggings, which are already concentrated in the centre of the country.



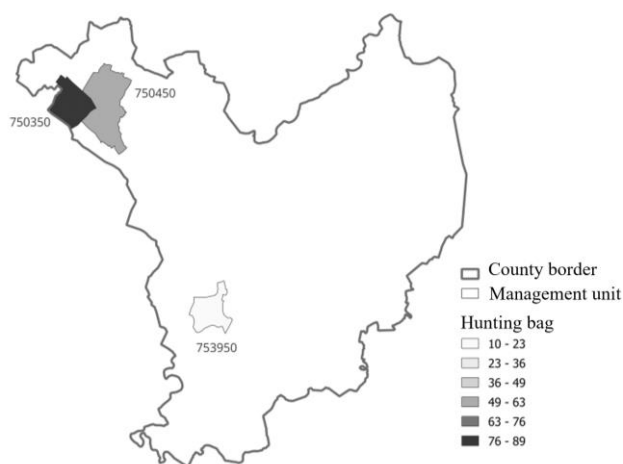
Map 3. Spatial changes of Woodpigeon out-of-season hunting bags in Hungary by county, based on NGMD in the 2022 hunting season

Jász-Nagykun-Szolnok county was selected for further detailed analysis of all the counties affected by out-of-season baggings, as this county has the highest increase in out-of-season baggings and in 2022 it accounted for the largest share (47.9%) of out-of-season baggings of the total annual number of Woodpigeon baggings in the county.

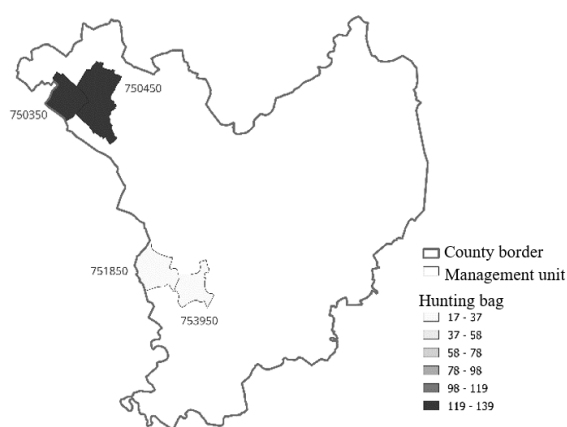
In Jász-Nagykun-Szolnok county, the first out-of-season Woodpigeon bagging was authorised in 2019, where 37 specimens were bagged by the applicant. This accounted for 11.5% of the county's hunting bag for that year. For the year 2020, three hunting associations applied for and received out-of-season hunting permits, with a total of 156 specimens bagged in their territories, which was 24% of the county's hunting bag that year (**Map 4a**). In 2021, four hunting associations received out-of-season permits for bagging Woodpigeons, with a total of 308 Woodpigeons bagged on their territories. This accounted for 31.9% of the county's hunting bag for that year (**Map 4b**). In 2022, six hunting associations applied for and received out-of-season permits for Woodpigeon bagging, with a total of 460 Woodpigeons bagged on their territory (**Map 5a**), which accounted for almost half, 47.7%, of the county's bag for that year. In 2023, nine hunting associations received out-of-season licences for bagging Woodpigeon, with a total of 1621 Woodpigeons bagged on their territory (**Map 5b**). For the year 2023, we do not yet have annual totals for the Woodpigeon hunting bag data, but compared to the previous year, the out-of-season hunting bags in Jász-Nagykun-Szolnok county alone represent 11.4% of the national hunting bag from 2022.

From the above, it can be concluded that in Jász-Nagykun-Szolnok county in 2023, more than one and a half times as many Woodpigeons were bagged during out-of-season bagging alone than in the whole year before in the county. In Jász-Nagykun-Szolnok county, the number of Woodpigeon specimens bagged out-of-season between 2019–2023 increased from 37 to 1 621, indicating the growing importance of the problem of agricultural damage and the need to increase the pressure for hunting during the critical period of damage. The managers who applied for out-of-season baggings each year are shown in **Figure 2**, with the out-of-season Woodpigeon hunting bags per year.

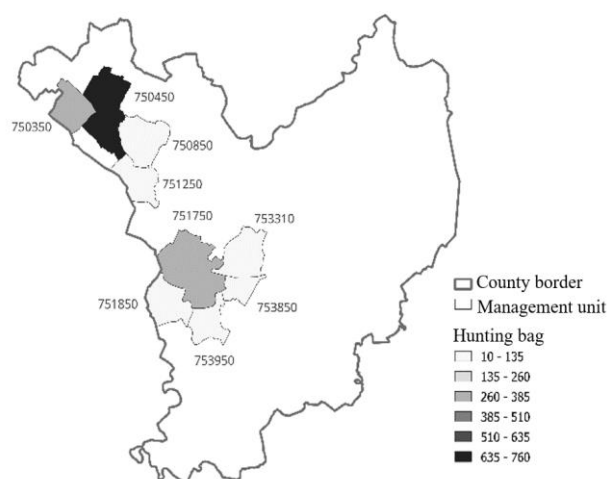
Among the managers, the hunting data of the association with the code number 309 represent a high proportion of the other hunting associations applying for an out-of-season licence. This is not due to a higher proportion of damage-sensitive agricultural crops.



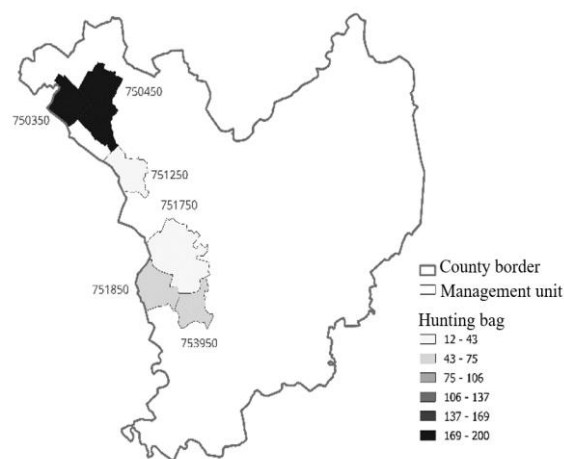
Map 4a. Spatial changes of Woodpigeon out-of-season hunting bags in Jász-Nagykun-Szolnok county in 2020



Map 4b. Spatial changes of Woodpigeon out-of-season hunting bags in Jász-Nagykun-Szolnok county in 2021



Map 5a. Spatial changes of Woodpigeon out-of-season hunting bags in Jász-Nagykun-Szolnok county in 2022



Map 5b. Spatial changes of Woodpigeon out-of-season hunting bags in Jász-Nagykun-Szolnok county in 2023

Based on our experience, the increased damage is due to the fact that the hunting areas are located on the border of Jászberény, so urbanised flocks of Woodpigeons, in addition to the Woodpigeons in the surrounding areas, contribute significantly to the increase in agricultural damage. The spatial distribution of hunting associations affected by out-of-season baggings in Jász-Nagykun-Szolnok county shows two main points of focus.

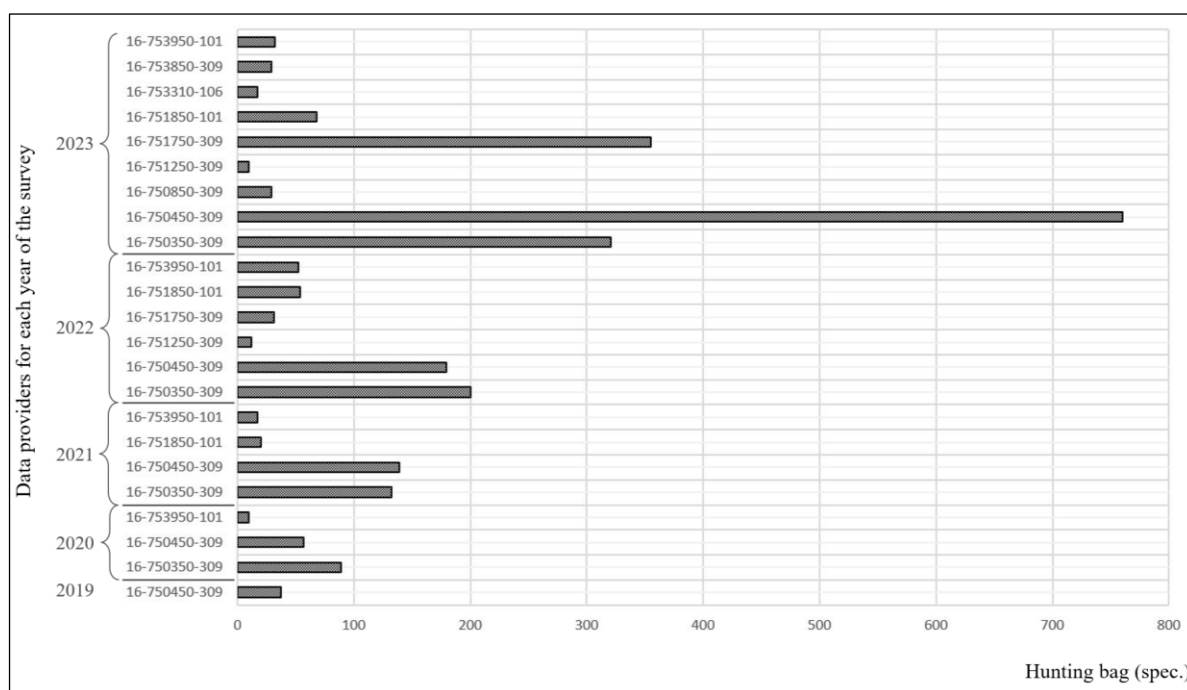


Figure 2. Changes in the out-of-season baggings of the Woodpigeon in Jász-Nagykun-Szolnok County per game manager between 2019 to 2023

The county's first focus, which is still characterised by larger hunting bag data, was in the Jászság region, namely the immediate vicinity of the settlement of Jászberény, while the other focus was in the area around Szolnok.

The possibility of out-of-season baggings due to damage is not unprecedented in other countries (e.g., Germany) (WILDTIER MANAGEMENT NIEDERSACHSEN 2023).

In these cases, however, the domestic practice differs slightly from that in Germany, as the problem is older. In Germany, there is no need for a special permit procedure, and in sensitive areas, it is automatically possible to thin out damaging birds.

In fact, there is no season for the species in England, and it can be thinned out year-round (BASC 2019). In addition to the population-reducing effect of thinning, hunting pressure is one of the most effective and practical ways of keeping flocks of pigeons away from damage-prone areas through disturbance by activity. However, there are attempts to introduce newer techniques, such as the use of drones for this purpose (e.g., Pest County, Tököl municipality).

4. CONCLUSIONS

In Hungary, there has been a significant increase in Woodpigeon hunting bags since 2016, similar to the flock estimate data for domestic breeding pairs. Although there has been an increase in baggings due to population growth, the rate - especially in damage-prone areas - is certainly below optimal, as it was only 1.6% in 2022. The increasing agricultural damage and the growing number of out-of-season bagging requests, and the number of Woodpigeons bagged each year highlight the growing economic importance of this species, given the trends of population change in Europe and the trend towards urbanisation. This is supported by our own field experience, where pigeons observed in both Jászberény and Szolnok often spend the night in the city, and from there, they move out to feed in agricultural areas and return to spend the night back in the city after feeding. The results obtained from wildlife biology research are of particular importance for the formulation and planning of the most important tasks for efficient and rational utilisation in the reduction of damage. Based on the above, a further increase in the spread of Woodpigeons in our country is predicted, and with it, an increase in the extent of agricultural damage.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the Government Office of Jász-Nagykun-Szolnok County and in particular, the staff of the Department of Agriculture, who provided us with the data of out-of-season hunting bag data for research purposes.

REFERENCES

- AMBRUS B. (1996): Woodpigeon (*Columba palumbus*) breeding in the area of Kömlő. *Calandrella* **10**(1–2): 239–240.
- BANKOVICS A. (2001): Status of wild Pigeons and Doves in Hungary. *Naturzale* **16**: 61–70.
- BANKOVICS A. (2019): Data on the urbanisation of the Woodpigeon (*Columba palumbus* LINNAEUS, 1758): the first nestings on buildings. *Aquila* **126**: 25–32.
- BASC (2019): Woodpigeon shooting in the UK Downloaded from: <https://basc.org.uk/wp-content/uploads/downloads/2019/05/Woodpigeon-shooting-in-the-UK.pdf> Downloaded: 07.11.2023.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): *Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12.). 374 p.

- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2023): *Columba palumbus*, IUCN Red List for birds. Downloaded from: <http://datazone.birdlife.org> on 07/10/2023.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): *European bird population: estimates and trends*. Cambridge, UK: BirdLife International, *BirdLife Conservation Series* 10. 160 p.
- CSÁNYI, S., MÁRTON, M., KÖTELES, P., BÓTI, SZ. & SCHALLY, G. (szerk.) (2023): Wildlife Data Repository - hunting year 2022/2023. National Wildlife Data Base, Gödöllő.
- FARAGÓ S. (2001): Migration of game birds in Hungary, based on the tagged birds found. *Hungarian Small Game Bulletin* **6**: 133–161.
- FARAGÓ S. (2009): Woodpigeon. In: CSÖRGŐ T., KARCZA ZS., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁCSI J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E. (edit.): *Hungarian bird migration atlas*. Kossuth Kiadó, Budapest. pp. 349–350.
- FARAGÓ S. (2015): *Hunting zoology*. Fourth, revised edition. Mezőgazda Kiadó Budapest. 542 p.
- FARAGÓ S., JÁNOSKA F. & JUHÁSZ L. (2019): Management plan for common Woodpigeon (*Columba palumbus*) in Hungary. *Hungarian Small Game Bulletin* **14**: 47–68.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. (1980): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 9. *Columbiformes – Piciformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden
- HADARICS T. & ZALAI T. (szerk.) (2008): *Nomenclature of birds of Hungary*. *Nomenclator avium Hungariae*. BirdLife Hungary, Budapest.
- HIRSCHFELD A. & HEYD A. (2005): Mortality of migratory birds caused by hunting in Europe: bag statistics and proposals for the conservation of birds and animal welfare. *Berichte zum Vogelschutz* **42**: 47–74.
- JUHÁSZ L. & VARGA S.ZS. (2019): Characteristics of the nesting habitat use of Woodpigeon (*Columba palumbus*) in urban environments. *Hungarian Small Game Bulletin* **14**: 131–139.
- JUHÁSZ L. (1985): Synecological analysis of the ornithofauna of the city of Debrecen. *Pusztai* **3**(12): 37–52.
- MME (2023): Woodpigeon population nesting in Hungary – Woodpigeon (*Columba palumbus*) / nesting season / Hungary / 1999–2022. Downloaded from: <https://mmm.mme.hu/charts/trends/15/10/2023>.
- OMVK (2023): Hunting events. Downloaded from: <https://www.omvk.hu/oldal/vadaszati-idenyek/07/10/2023>.
- SAARI, L. (1997): Woodpigeon *Columba palumbus*. In: HAGEMEIJER, W. J. M. & BLAIR, M. J. (szerk.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance*. T and D Poyser, London. pp. 384–385
- SATTLER, T. (2020): Common Woodpigeon. In: KELLER, V., HERRANDO, S., VOŘÍŠEK, P., FRANCH, M., KIPSON, M., MILANESI, P., MARTÍ, D., ANTON, M., KLVAŇOVÁ, A., KALYAKIN, M.V., BAUER, H.-G. & FOPPEN, R.P.B. (szerk.) (2020): *European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change*. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona. pp.184–185.
- TUCKER, G.M. & HEATH, M.F. (1994): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International Conservation Series No. 3. Cambridge, UK. 600 p.
- WILDTIER MANAGEMENT NIEDERSACHSEN (2023): Ringeltaube-Jagdliches Downloaded from: <https://www.wildtiermanagement.com/wildtiere/federwild/-wildtauben/ringeltaube/jagdliches> 06/11/2023. Downloaded: 07.11.2023.

ŐZ TRÓFEAGAZDÁLKODÁS EREDMÉNYEI A ZALAERDŐ ZRT. TERÜLETÉN**Preisinger Márk¹, Hopp Tamás², Pálincás Ákos², Náhlik András¹ és Tari Tamás^{1*}**¹Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézet, University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Wildlife Biology, H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary²Zalaerdő Zrt. Bánokszentgyörgyi Erdészet, H-8891 Bánokszentgyörgy, Kossuth u. 12.

*e-mail: tari.tamas@uni-sopron.hu

ABSTRACT

PREISINGER, M., HOPP, T., PÁLINCÁS, Á., NÁHLIK, A. & TARI, T. (2023): THE RESULTS OF ROE DEER TROPHY MANAGEMENT IN THE AREA OF ZALAERDŐ ZRT. *Hungarian Small Game Bulletin* 15: 137–144. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.137>

Our study analysed the roe deer management practices in the Bánokszentgyörgyi Forestry of Zalaerdő Zrt. For the analysis we collected and processed harvest and estimation data, trophy evaluation results and used databases of biotic and abiotic factors. Time series analyses were conducted to explore the factors affecting the quality characteristics of roe deer trophies. By understanding these processes, we sought to highlight management options for improving deer trophy quality in hilly forested habitats. Our results showed that the best trophy quality in the area was observed at ages 5, 6, and 7 years. No differences were found between these ages. Over the 20 years of the study, there was a verifiable increase in the trophy weight of young and middle-aged individuals. The effect of average temperature and precipitation during the antler building period on trophy weight was verified for the young age class.

KULCSZAVAK: kiegészítő takarmányozás, trófea minőség, környezeti tényezők, válogató vadászat**KEYWORDS:** supplementary feeding, trophy quality, environmental factors, selective hunting**1. BEVEZETÉS**

A hazai vadgazdálkodásban napjainkban különösen érdekes az európai őz (*Capreolus capreolus*) helyzete. Egyrészt az afrikai sertéspestis (ASP) elleni küzdelemben a vaddisznó állományokra vonatkozóan, meghatározásra került a maximum. 0,5 példány/km² sűrűség érték, amelyet a vadászatra jogosultaknak legkésőbb 2025. február 28-ig el kell érni működési területükön (ASP SZAKÉRTŐI AKCIÓCSOPORT 2021). A vaddisznó ilyen mértékű állománycsökkentése, valamint a fertőzött területeken az elhullásokból adódó létszámcsökkenés jelentős pénzügyi terhet jelent, ill. jelenthet a vadgazdálkodókra a vaddisznó vadászatából adódó bevételek csökkenése okán. Ez különösen felértékelheti az őz jelentőségét egyes vegyesvadás, alacsonyabb erdősültségű területeken, ahol a vaddisznó hasznosíthatóságának csökkenésével előtérbe kerülhet a jövőben a őzzel történő minőségi gazdálkodás. Szintén az őz szerepének növekedését vetíti előre a tájegységi tervrendeletekben megfogalmazott jövőkép, amely a gímszarvas, dámszarvas és muflon esetében is jelentős állománycsökkentést ír elő, amely az őz esetében nem vagy kisebb mértékben jelenik meg. Az őz Európa szerte elterjed faj (APPOLONIO *et al.* 2010). Kedveli a lomberleves erdőket, erdőségeket és a velük határos szántókat, kaszálókat. Az intenzív mezőgazdaság térhódításának és az Alföld fásítása, erdőfoltok, erdősávok létesítésének kedvező hatása vezetett az őz területfoglalásához országszerte (FARAGÓ 2002). Kiemelkedő állományai a Tisántúlon, Duna-Tisza közén és a Kisalföldön vannak jelen. Ezeken élőhelyeken is egyre nagyobb hangsúlyt kap az őz, mivel az apróvadállományok sűrűségének csökkenése figyelhető meg (FARAGÓ 2010). Egyes helyeken (pl. a Kisalföldön) sikeresen használták a

kiegészítő takarmányozást az őzállomány javítására (CSAPÓ 2021). Több kutatás és kísérlet bebizonyította, hogy élőhelyfejlesztéssel és szakszerű selejtezéssel lehet az őzzel eredményesen gazdálkodni akár gyengébb élőhelyeken is. Ezek egyike a Zala megyei Bánokszentgyörgyi erdészet területén folyó közel három évtizedes eredményes kísérlet (HOPP 1997, NÁHLIK *et al.* 2002). Az erdei élőhelyen őzzel való gazdálkodás eredményességét megannyi tényező befolyásolja. Ezek közül az egyik legmeghatározóbb az élőhely minősége, amelyet németországi vizsgálatok is kimutattak, melyek szerint az őzállomány átlag testtömege követi az erdei élőhely minőségét (UECKERMAN 1951, PELÁZ *et al.* 2022). Szintén lényeges tényező, az éghajlat és az időjárás, ezek alapvetően befolyásolhatják az őzek kondícióját, így agancstömegét és túlélését is (GAILLARD *et al.* 1993, NÁHLIK *et al.* 2013). Szintén szerepet játszhat a gazdálkodásban a ragadozók jelenléte (pl. aranysakál (*Canis aureus*), vörös róka (*Vulpes vulpes*)) (AANES & ANDERSEN 1996). A gazdálkodás eredményességét nagyban befolyásolja a vadgazdálkodási gyakorlat amely magában foglalja az élőhelyfejlesztést és a kiegészítő takarmányozást (BAYERN & BAYERN 1976) és ennek kivitelezését speciális özetetőkkel (HOPP 1997). Kutatásunk célkitűzése dombvidéki-, erdei élőhelyen élő őzállomány vizsgálata, amely állomány minőségének fejlesztésében sikereket tudtak elérni a kiegészítő takarmányozás révén (NÁHLIK *et al.* 2002). Elemeztük az elmúlt évtizedek gazdálkodási gyakorlatát, különös hangsúlyt fektetve a trófeaminőségre, korcsoportmegoszlásokra és időjárás hatásaira.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. VIZSGÁLATI TERÜLET

A vizsgált terület két erdészeti kistáj határánál helyezkedik el a Zalai-dombság vadgazdálkodási tájegység (505) szívében a Zalaerdő Zrt. Bánokszentgyörgyi erdészetének területe, a jelenlegi 200510 kódszámú vadgazdálkodási egység része. A két kistáj, a Közép Zalai-dombság (Göcsej) és az Egerszeg-Letenyei-dombság. A Közép Zalai-dombság (Göcsej) mérsékelt hűvös-mérsékelt nedves éghajlatú kistáj, amelynek D-i része megközelíti a nedves éghajlati típust. Az évi középhőmérséklet 9,5 °C körül van, a vegetációs időszaki sokévi átlag 16,0–16,2 °C. Az évi csapadékmennyiség 740–770 mm. A vegetációs időszaki átlag 460–470 mm. Az Egerszeg-Letenyei-dombság mérsékelt hűvös-mérsékelt nedves, de DNy-on már a nedves éghajlat felé hajlik. A hőmérséklet évi átlaga 9,4-9,8 °C körüli. A csapadék évi összege DNy-on kevéssel meghaladja a 770 mm-t, az É-i részekén 700 mm körüli. A téli félévben átlagosan 35–40 hótakarós nap a valószínű, a magasabb részekén 40 fölött. (MAROSI & SOMOGYI 2010). Az erdészet erdőterületei viszonylag tömbös elhelyezkedésűek, amely a gazdálkodás szempontjából kedvező. Az erdészeti klímaosztályozás szerint általában bükkös klímáról beszélhetünk. Az erdészet mintegy 21.500 hektáron vadgazdálkodik. Jelentős mennyiségű vadföldet (60 hektár szántó, 387 ha rét) művel. A kilövési terv átlagosan 670 szarvas, 1400 vaddisznó (ebből 200 befogás) és 350 őz. Gyenge adottságú az őzállomány, minőségjavító etetési kísérleteket folynak 1993 óta. A Zalai-dombság vadgazdálkodási tájegységben gyenge minőségű őz állomány él, amely országosan az alsó negyedbe tartozik.

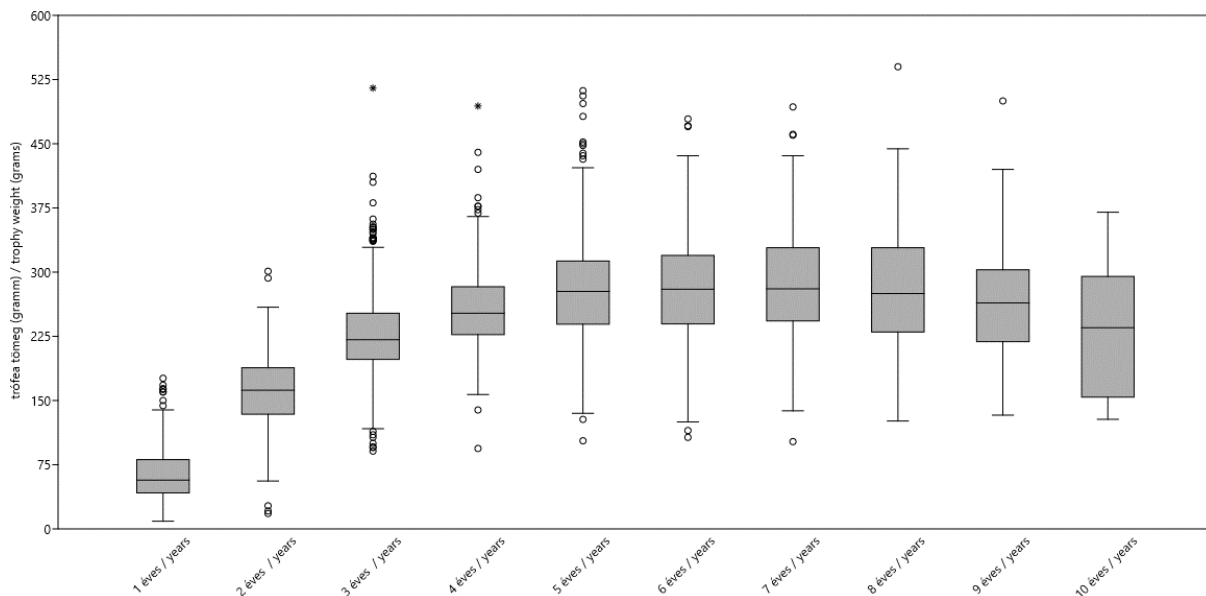
2.2. A KIÉRTÉKELÉS MÓDSZEREI

A vizsgálathoz szükséges trófeabírálati és elejtési adatokat az Országos Vadgazdálkodási Adattárból (Csányi *et al.* 2020), a vadászatra jogosult hozzájárulásával igényeltük meg. Az

adatok a trófeabírálati paraméterek (trófeatömeg, becsült kor), elejtési adatok (suta, gida, bak) 2000-től 2019-ig terjedő időszakra vonatkozóan. Az időjárási paramétereket a National Centers for Environmental Information oldalról (<https://www.ncdc.noaa.gov/>) szereztük be. Az adatfeldolgozást Microsoft Excel programban végeztük el. A statisztikai próbák elvégzésére Statisztika 10 és Past4 (Hammer et al. 2001) programokat használtunk. A statisztikai feldolgozás során használt adatsorokat minden esetben normalitás vizsgálat alá vetettük, normál eloszlású adatsorok esetében parametrikus próbákat alkalmaztunk (t-próba, F-próba, lineáris regresszió, többváltozós regressziós modell), nem normál eloszlás esetén pedig nem parametrikus próbákat (Kruskal-Wallis teszt Mann-Whitney pairwise módszer, Spearman rangkorreláció).

3. EREDMÉNYEK

Vizsgálatainkban 3248 db őz trófeaadatait dolgoztuk fel. A korosztály szerinti átlagértékek a következőképpen alakultak: 1. éves (n=335) 64 ± 30 g; 2. éves (n=358) 160 ± 43 g; 3. éves (n=759) 226 ± 48 g; 4. éves (n=393) 257 ± 48 g; 5. éves (n=524) 279 ± 61 g; 6. éves (n=317) 282 ± 61 g; 7. éves (n=318) 285 ± 63 g; 8. éves (n=161) 278 ± 69 g; 9. éves (n=70) 266 ± 71 g; 10. éves (n=13) 235 ± 78 g. Látható, hogy 5 éves korig intenzív növekedés figyelhető meg, majd 8 éves korig stagnál a súlygyarapodás, ezt követően csökkenés figyelhető meg (**1. ábra**).



1. ábra: Trófeatömegek korosztályonkénti alakulása a vizsgált periódusban

Figure 1. Trends in trophy weights by age class over the study period

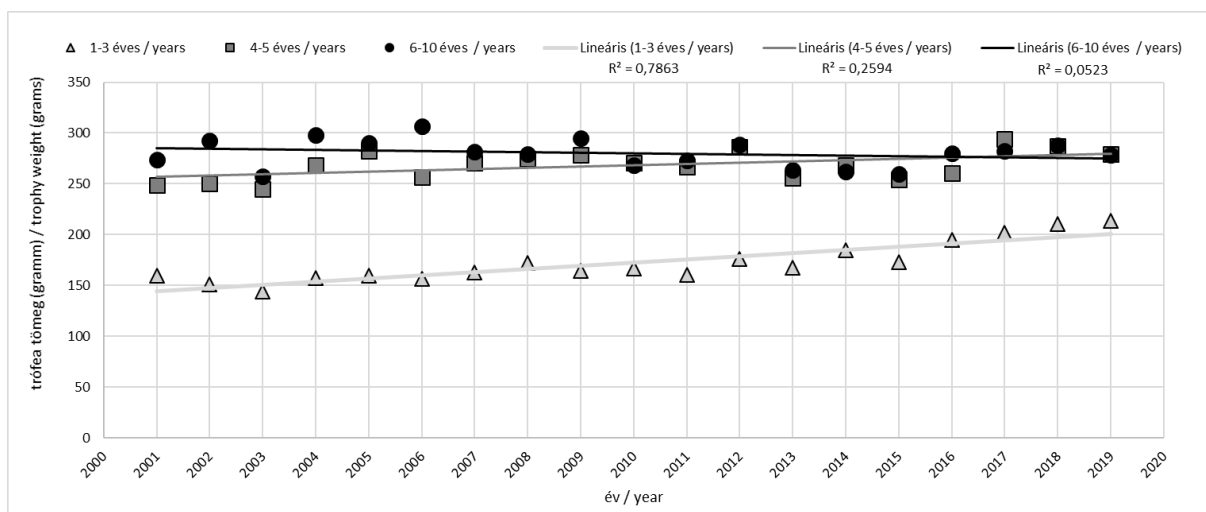
Következő lépésként összehasonlítottuk az egyes korosztályokat Kruskal-Wallis teszt alkalmazásával. A teszt eredményei alapján ($H=1727$; $p=0,000$) az egyes korosztályok között igazolható eltérések voltak megfigyelhetők, amelyeket páronként Mann-Whitney tesztel vizsgáltunk tovább. Megállapítható, hogy a következő korosztályok között nem volt igazolható a különbség ($p>0,05$): $5 \leftrightarrow 6$; $5 \leftrightarrow 7$; $5 \leftrightarrow 8$; $5 \leftrightarrow 9$; $3 \leftrightarrow 10$; $4 \leftrightarrow 9$; $4 \leftrightarrow 10$; $6 \leftrightarrow 7$; $6 \leftrightarrow 8$; $7 \leftrightarrow 8$; $8 \leftrightarrow 9$; $8 \leftrightarrow 10$ és ; $9 \leftrightarrow 10$,. Minden más esetben igazolható különbséget találtunk ($p<0,05$). A „p” és az „U” értékeket az **1. táblázat** mutatja.

1. táblázat: Trófeasúlyok kor szerinti összehasonlítása párosított Mann-Whitney teszttel

Table 1. Comparison of trophy weights by age using Mann-Whitney pairwise comparison

	1 éves / years	2 éves / years	3 éves / years	4 éves / years	5 éves / years	6 éves / years	7 éves / years	8 éves / years	9 éves / years	10 éves / years
1 éves / years		** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000
2 éves / years	U=5289		** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0007
3 éves / years	U=727,5	U=0,0003		** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	N.S. p=0,6593
4 éves / years	U=97,5	U=7497	U=0,0009		** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0000	** p=0,0004	N.S. p=0,340	N.S. p=0,336
5 éves / years	U=108	U=8785	U=0,0009	U=0,0007		N.S. p=0,412	N.S. p=0,122	N.S. p=0,872	N.S. p=0,091	* p=0,0465
6 éves / years	U=95	U=4994	U=0,0005	U=0,0004	U=0,0008		N.S. p=0,529	N.S. p=0,476	* p=0,0416	* p=0,0334
7 éves / years	U=82	U=4835	U=0,0005	U=0,0004	U=0,0007	U=0,0004		N.S. p=0,223	* p=0,0175	* p=0,0241
8 éves / years	U=61,5	U=3791	U=0,0003	U=0,0002	U=0,0004	U=0,0002	U=0,0002		N.S. p=0,189	N.S. p=0,65
9 éves / years	U=38	U=2298	U=0,0001	U=0,0001	U=0,0001	U=9369	U=9113	U=5022		N.S. p=0,241
10 éves / years	U=32	U=1049	U=4582	U=2154	U=2306	U=1343	U=1304	U=724,5	U=361	

Ezt követően a jogszabályoknak megfelelő korcsoportokat állítottuk fel, ami a fiatal (1-3 éves), középkorú (4-5 éves) és az idős (6-10 éves) volt. Lineáris regresszió és Spearman rangkorreláció segítségével vizsgáltuk az átlagos trófeatömegek alakulását az időszakban (2001-2019). Az 1-3 éves korcsoportban a trófeatömegek statisztikailag igazolható növekedést mutattak ($p < 0,05$), közepes erősségű összefüggést feltételezve ($r = 0,8867$). A vizsgált időszakban 4-5 éves korcsoportban a trófeatömegek szintén statisztikailag igazolható növekedést mutattak ($p < 0,05$), gyengébb összefüggést feltételezve ($r = 0,593$). A vizsgált időszakban 6-10 éves korcsoportban a trófeatömegek statisztikailag nem mutattak igazolható változást ($p = 0,34$), az adatsorok között összefüggés nem feltételezhető ($r = -0,228$) (2. ábra).



2. ábra: Átlagos Trófeatömegek évenkénti alakulása korcsoportonkénti bontásban

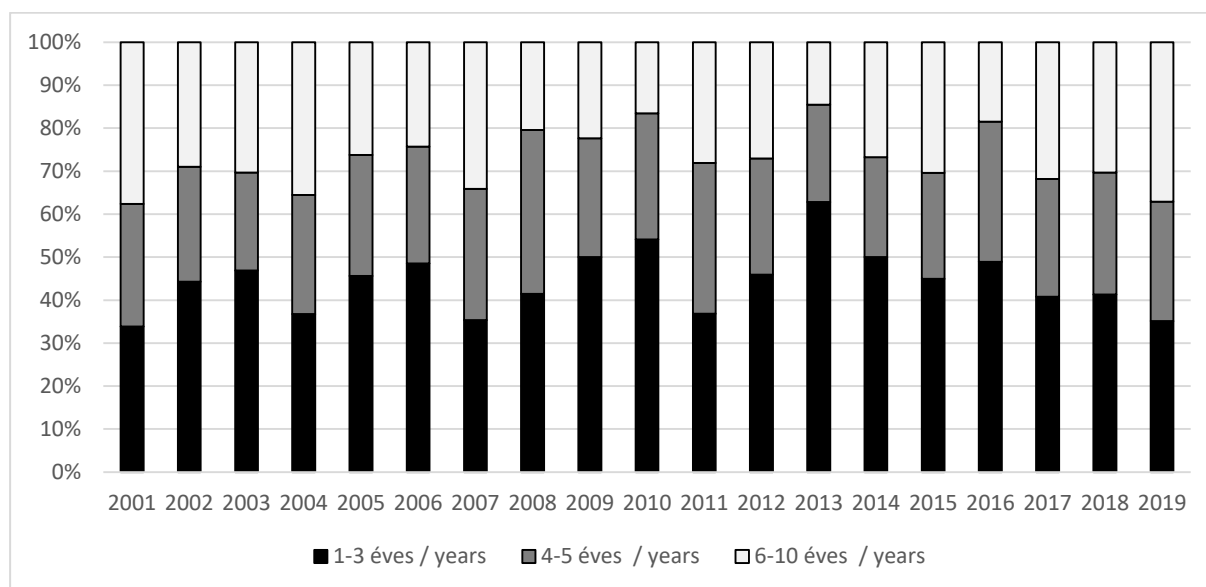
Figure 2. Trends in trophy weights by age class over the study period

A Spearmann korrelációs vizsgálatok során megfigyelhető volt, hogy a három korcsoport agancstömeg értékei eltérő mértékben változtak a vizsgált 19 év során.

A változások hátterének feltárására, minden korcsoport esetében többváltozós regressziós modellt alkalmaztunk. A modellben a függő változó szerepét az egyes évek átlagos agancstömeg értékei jelentették, míg a független változók között 5 tényezőt vizsgáltunk. Ezek az adott évek állományhasznosítási arányai (elejtett egyedszám/becsült egyedszám), bakok aránya a terítékben (%), a kiegészítő takarmányozás (t/100ha), valamint az agancsfelrakás időszakának (december-március) átlagos havi középhőmérséklete és csapadék összege. A vizsgálat eredményeként megállapítható volt, hogy a fiatal korcsoport esetében erős összefüggés mutatható ki a vizsgált változók és az agancstömeg növekedése között ($F = 6,2719$; $p = 0,0036$; multiple $R^2 = 0,707$; multiple $r = 0,8408$), a középkor esetében szignifikáns összefüggés nem mutatkozott ($F = 1,792$; $p = 0,0183$; multiple $R^2 = 0,408$; multiple

$r=0,639$). Az idős korcsoport esetében szintén nem volt igazolható összefüggés az agancstömeg változása és a független tényezők hatása között ($F=0,893$; $p=0,512$; multiple $R^2=0,2218$; multiple $r=0,505$). Mivel a fiatal korosztályban volt igazolható a független tényezők hatása, ezért ennek a korosztálynak az eredményei tényezőnként is bemutatásra kerülnek. Igazolható hatást az állományhasznosítási arány ($p=0,0155$; $R^2=0,2697$), a felrakási időszak átlaghőmérséklete ($p=0,002$; $R^2=0,154$) és a felrakási időszak csapadékmennyisége ($p=0,044$; $R^2=0,005$) gyakorolt hatást a fiatal korosztály esetében agancstömeg növekedésére.

A korcsoportok vizsgálatát követően megvizsgáltuk az elejtett bakok korcsoportos arányát évenkénti megoszlásban és ebből következtettünk az elejtések korcsoportviszonyaira (3. ábra).



3. ábra: Elejtett bakok eloszlása korcsoport szerint

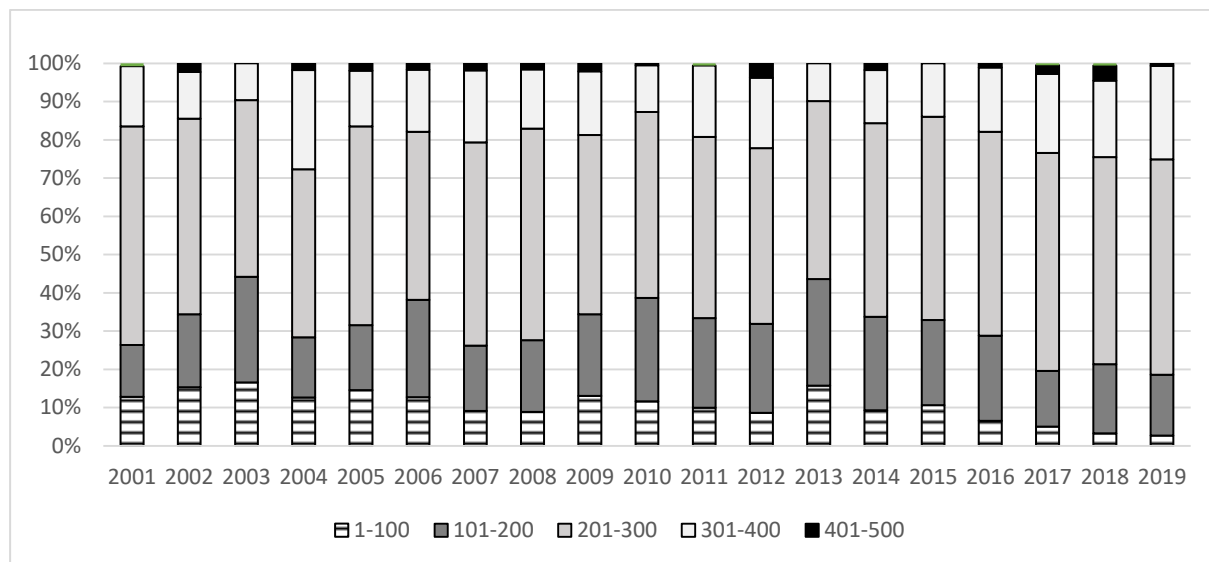
Figure 3. Distribution of trophies by age group during the study period

A fiatal (1-3 éves) korcsoport legkisebb részaránya az elejtések között 2001-ben (34%) volt. A legnagyobb részaránya pedig 2013-ban (63%) volt. A középkorú (4-5 éves) bakoknál a részarány 23% (2003, 2013, 2014) és 35% (2015) között változik. Az idős (6-10 éves) korcsoportnál a minimum 2013-ban (15%) volt, és maximum 2001-ben (38%) volt.

A bakok trófeatömeg eloszlását is megvizsgáltuk évenkénti megoszlásban, a trófeatömeg kategóriákat a következőképpen állítottuk fel: 1-100 g; 101-200 g; 201-300 g; 301-400 g; 401-500 g és 500 g felett (4. ábra).

1-100 g-os kategória ($n=339$) átlagosan 10%-os részarányt képvisel a vizsgált időszakban. 2001-2015 időszakban $13\% \pm 4\%$ között mozgott a részarányuk és 2015-től egyértelmű csökkenés figyelhető meg. 101-200 g-os kategória ($n=678$) átlagosan 21%-os részarányt képvisel a vizsgált időszakban. Legnagyobb részarányuk 2003-ban és 2013-ban volt (28%), míg a legalacsonyabb az időszak elején 2011-ben volt (14%). 201-300 g-os kategória ($n=1643$) átlagosan 51%-os részarányt képvisel a vizsgált időszakban. Legnagyobb részarányuk 2001-ben és 2017-ben volt (57%), míg a legalacsonyabb az időszak elején 2006-ban volt (44%). 301-400 g-os kategória ($n=537$) átlagosan 17%-os részarányt képvisel a vizsgált időszakban. Legnagyobb részarányuk az időszak végén (2019) és elején (2004) is megfigyelhető (25%), míg a legalacsonyabb az időszak elején 2003-ban és 2013-ban volt (10%). 401-500 g-os kategória ($n=47$) átlagosan 1%-os részarányt képvisel a vizsgált időszakban. Legnagyobb részarányuk 2012-ben és 2018-ban volt (4%). A kiemelkedő 2 éven

kívül részarányuk 0-2% között mozog. Az 500 g-nál nagyobb kategória kicsi elemszámmal képviseltetheti magát ($n=4$) ezért részarányának átlaga nem éri el az 1%-ot. A dombvidéki élőhelyen kapitálisnak számító 500 g feletti őzek többségben az időszak végén kerültek elejtésre (2011, 2017, 2018).



4. ábra: Elejtett bakok trófeatömeg szerinti eloszlása a vizsgált időszakban

Figure 4. Distribution of trophies by weight group during the study period

4. EREDMÉNYEK MEGVITATÁSA ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

Először a trófeatömegekkel végzett idősoros vizsgálatokat értékeltük. A legmagasabb átlagos agancstömeggel rendelkező bakok az 5 éves ($n=524$) 279 ± 61 gramm, a 6 éves ($n=317$) 282 ± 61 gramm és a 7 éves ($n=318$) 285 ± 63 gramm korosztályból kerültek ki. Hasonló megállapításra jutottak HERZOG & VOLMER (1995) gyenge minőségű, hegyvidéki élőhelyen végzett vizsgálatukban, amely szerint az agancstömeg 4 és 7 éves kor között van a csúcán és alig változik, 7 éves kor után csak visszarakás figyelhető meg. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a vizsgált területen a 5, 6 és 7 éves korban hasznosított bakoknak átlagos trófeatömege 281 ± 62 g, ami a 3-4 és 8-10 éves bakok átlagát (243 ± 56 g) meghaladta. Megállapítható, hogy a vizsgált területen, a törvényi szabályozás szerint középkorba tartozó (5 éves) bakok, trófeajellemzők alapján a 6-7 éves idős korosztályokhoz álltak közelebb. A kor és a genetika mellett a környezet játszik kiemelkedő szerepet az agancsjellemzők alakulásában KÖVÁRI (2003) megfigyelései szerint. A Szolnok megyében végzett elemzés szerint mezőgazdasági területen élő őzállomány esetében az élőhelyet (talaj, táplálék) és az időjárást jelöli meg az őzagancs fejlődésének befolyásoló tényezőjeként. Ugyanezt a megállapítást igazolták az általunk vizsgált terület szűkebb környezetében, dombvidéki élőhelyen (HOPP 1997, NÁHLIK *et al.* 2002).

Ezt követően a 1996. évi LV. törvény a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadásatról végrehajtási rendeletben található. 76. § (2) 16. számú mellékletében szereplő korcsoportbesorolással megegyezően vizsgáltuk meg a trófeatömegek alakulását a 2001-2019-es időszakban. A fiatal (1-3 éves) és középkorú (4-5 éves) bakok esetében statisztikailag igazolható volt az agancstömegek növekedése az idő előrehaladtával, míg az időseknél (6-10 éves) nem. Vizsgáltuk a korcsoportok és trófeatömeg kategóriák részarányát is az időszak egyes éveiben. A fiatal bakok aránya az évek között eltéréseket mutat, míg a

középkorúaké érdemben nem változott, tehát logikus, hogy az idős korosztály arányának csökkenése- növekedése a fiatal korcsoport évenkénti elejtésének változása szerint alakult.

A regressziós modell eredményeiből megállapítható, hogy a fiatal korosztály agancstömegének változására voltak igazolhatóan hatással a különböző gazdálkodási és abiotikus tényezők. A vizsgált tényezők közül három tényezőt sikerült hatótényezőként kimutatni, amelyek közül kettő klimatikus viszonyokhoz kötődött. Az agancsfelrakás időszakának átlaghőmérséklete és összes csapadék mennyisége voltak ezek. A fiatal egyedek kondíciójára nagyobb hatást gyakorol a téli hónapok átlaghőmérséklete, ami az agancsfelrakásban is megnyilvánul. Ez a jelenség a havas napok száma és a hótakaró nagysága esetében az őz egészségügyi állapotára vonatkozóan ismert jelenség (FARKAS, 2003). Ezt alátámasztja GAILLARD *et al.* (1993) vizsgálata, amely kimutatta, hogy a hótakaró vastagsága és a hőmérséklet negatív kapcsolatban van az őzek túlélésével és kondíciójával minden korosztályban. A vizsgált időszak alatt megfelelő vallogató vadászattal megtámogatva a bakok korosbításával a kiemelkedőnek számító bakok aránya emelkedhet. Ezt mutatja, hogy a területen a 400 g trófeatömeg feletti bakok elejtése a kezdeti időszakban alig haladta meg az összes lelövés 1%-át, az idő előrehaladtával a 400 g feletti elejtések aránya növekedésnek indult és még 3 db 500 g feletti elejtés is bekövetkezett. A szakszerű válogató vadászat, az egész éves többlettakarmány kijuttatás és a speciális őzetetők alkalmazása hatással van az erdősült, dombvidéki élőhelyen „kapitálisnak” mondható agancstömegek megjelenésének gyakoriságára (HOPP 2001, NÁHLIK *et al.* 2002).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Jelen publikáció az „EFOP-3.4.3-16-2016-00022 „QUALITAS” Minőségi felsőoktatás fejlesztés Sopronban, Szombathelyen és Tatán” című projekt támogatásával valósult meg.

IRODALOMJEGYZÉK

- AANES, R. & ANDERSEN, R. (1996): The effects of sex, time of birth, and habitat on the vulnerability of roe deer fawns to red fox predation. *Canadian Journal of Zoology* **74**(10): 1857–1865. <https://doi.org/10.1139/z96-209>
- APOLLONIO, M., ANDERSEN, R. & PUTMAN, R. (2010): European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge University Press, New York
- ASP SZAKÉRTŐI AKCIÓCSOPORT (2021): Nemzeti akcióterv a vaddisznó állomány szabályozásáról, összefüggésben az afrikai sertéspestis megelőzésével, ellenőrzésével és leküzdésével. 10. függelék az ASP Mentésítési Tervhez, Budapest, 3–4.
- CSÁNYI S., MÁRTON M., KISS K. KÖTELES P. & SCHALLY G. 2020. Vadgazdálkodási Adattár. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- CSAPÓ T. (2021): Egy megvalósult gyakorlati példa az őz kiegészítő takarmányozására. *Győr-Moson-Soproni OMVK hírlevél* **20**(1): 16–18.
- FARAGÓ S. (2002): *Vadászati állattan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- FARAGÓ S. (szerk.) (2010): *Vadgazdálkodástan*. Nyugat Magyarországi Egyetemi Kiadó, Sopron
- FARKAS D. (2003): Hazai őzga dálkodásunk értékelése. In: NAGY E. (szerk.): *A vadgazdálkodás időszerű kérdései 2. Őz*. Dénes Natur Műhely, Budapest, 13–21..
- GAILLARD, J.M., DELORME, D., BOUTIN, J.M., LAERE, G.V., BOISAUBERT, V. & PRADEL, R. (1993): Roe deer survival patterns: a comparative analysis of contrasting populations. *Journal of Animal Ecology* **62**: 778–791.
- HAMMER, O.; HARPER, D.T.; RYAN, P.D. (2001): Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeo-nto-logia Electronica* **4**(1): 9.

- HERZOG, A. & VOLMER, K. (1995): *Rehwild näher betrachtet-Untersuchungen an Rehwild*. Heft 22, Schriftenreihe des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Leibig-Universität Gießen e.V.
- HOPP T. (1997): Az őzállomány minőségének javítása etetéssel a Bánokszentgyörgyi erdőszet területén. Szakdolgozat, Gödöllő
- HOPP T. (2001): Az etetés hatása az őzre, élőhelyjavítás etetéssel. *Magyar Ápróvad Közlemények* **6**: 31–58.
- KÖVÁRI F. (2003): Szolnok megyei őzgazdálkodás eredményei és tapasztalatai. In: NAGY E. (szerk.): A vadgazdálkodás időszerű kérdései 2. Őz, *Dénes Natur Műhely, Budapest*, 22-27.
- MAROSI S. & SOMOGYI S. (szerk.) (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. MTA Földtudományi Intézet, Budapest
- NÁHLIK A., NAGY-BALÁZS A., HOPP T. NACSA J. & SÁNDOR GY. (2002): A célzott takarmányozás hatása az őzállomány testi fejlődésére és szaporodási teljesítményére. *Vadbiológia* **9**: 46–53.
- NÁHLIK A., SÁNDOR GY., TARI T. & DREMMEL L. (2013): Adatok az őz (*Capreolus capreolus*) reprodukciós teljesítményéhez. *Magyar Ápróvad Közlemények* **11**: 203–213.
- PELÁEZ, M., SANUY, I., PERAL, J.C., ESTEBAN, J.L.Á.; LAVIN, S., SERRANO, E. & PEREA, R. (2022): Early life investment in antlers and body growth reflects adult performance in roe deer population under supplementary feeding conditions. *Integrative Zoology* **17**: 396–407. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12535>
- UECKERMAN, E. (1951): *Die Einwirkung des Standortes auf Körpergewicht und Gehörnbildung des Waldrehes*. Dissertation, Forstliche Fakultät, Universität Göttingen

POPULATION SURVEY AND HABITAT SELECTION OF THE EUROPEAN NIGHTJAR (*Caprimulgus europaeus* L.) IN THE GYŐR-GÖNYŰ SAND STEPPES

Bodor Ádám¹ & Winkler Dániel²

¹Fertő-Hanság National Park Directorate, H-9435 Sarród, Rév-Kócsagvár Pf.: 4., e-mail: bodor.adam@fhnp.hu

²University of Sopron, Institute of Wildlife Biology and Management, University of Sopron, H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary; e-mail: winkler.daniel@uni-sopron.hu

ABSTRACT

BODOR Á. & WINKLER D. (2023): POPULATION SURVEY AND HABITAT SELECTION OF THE EUROPEAN NIGHTJAR (*Caprimulgus europaeus* L.) IN THE GYŐR-GÖNYŰ SAND STEPPES. *Hungarian Small Game Bulletin* 15: 145–155. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.145>

This study investigated the habitat selection of the European Nightjar (*Caprimulgus europaeus*) during the breeding seasons of 2017 and 2018 in the Győr-Gönyű calcareous sand steppe area. In order to assess the habitat preferences of the European Nightjar, habitat characteristics around occupied territories were compared with unoccupied control plots. To characterize the surveyed territories, a total of nine variables related to landscape characteristics, vegetation structure, and composition were quantified. Multivariate methods (PCA and GLMs) were used to distinguish the main factors influencing habitat selection and to model the presence of the European Nightjar. A total of 25 occupied territories were surveyed in the study area in 2017, while 21 in 2018, all of which were characterized by mosaic-structured habitats. Based on our results, in the Gönyű sand steppes, a high probability of European Nightjar presence can be predicted in plots with a sufficient proportion of bare ground patches, higher lengths of forest edges, and the presence of grasslands near the territories.

KEY WORDS: forest steppes, bare ground patches, forest edges, mosaic structure

KIVONAT

Kutatásunkban a lappantyú (*Caprimulgus europaeus*) élőhelyválasztását vizsgáltuk a Gönyűi-homokvidék erdőssztyepp élőhelyein, fészkelési időszakban, 2017-ben és 2018-ban. A felmért territóriumok jellemzéséhez a növényzet struktúrájára, faji összetételére és a tájszerkezetre vonatkozó változókat számszerűsítettünk. A lappantyú élőhely-preferenciáinak értékelésére a tényleges territóriumok mellett random kontroll pontok felmérését is elvégeztük, az esetleges elkülönülést és az elkülönülést okozó változókat többváltozós statisztikai módszerekkel (PCA, GLMs) elemeztük. A vizsgálati területen összesen 25 foglalt territóriumot sikerült felmérni 2017-ben, míg 2018-ban 21 revírt, amelyek mindegyikére a mozaikosság volt jellemző. Vizsgálataink alapján a nudum foltok jelenléte, a szegélyhossz és a revír távolsága a gyepektől, mint a mozaikosság mérőszámai, fontos szerepet játszanak a lappantyú habitatválasztásában.

KULCSZAVAK: erdőssztyepp, nudum foltok, erdőszegélyek, mozaikosság

1. INTRODUCTION

The European Nightjar (*Caprimulgus europaeus* L.) is one of the most interesting protected migratory birds in Hungary. However, relatively little is known about this species because of its hidden nocturnal activity. The European Nightjar has a Palearctic distribution, occurring in North Africa and Europe, and as far east as Lake Baikal, Outer and Inner Mongolia, and Northwest India (CLEERE 2001). The species is relatively thermophilic, so its main nesting sites are in lowlands and plains. Occasionally found in the mid-mountains and the high mountains in the south. However, broad areas are excluded for geographic, soil, vegetation structure, or local climatic reasons. Its distribution in Central Europe is

concentrated in eastern Hungary. The largest gaps in its breeding range are in Austria and Switzerland. The upper limit of its range in the Carpathians and Alps is 7–800 m; in some places, it is 1000 m (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, SIERRO *et al.* 2001). It occurs in forests and open habitats. In Hungary, typical habitats are Poplar-juniper sand dune forests and thickets, karst scrub forests, sandy habitats with patches of shrubs and trees, abandoned vineyards, orchards, but it also occurs in planted pine or black locust stands (GYÖRY 1984, MÁRKUS 1998, WINKLER 2008, HARASZTHY 2019, GALLAI 2012, 2022). It avoids large, continuous closed forest stands but prefers more open forests and forest edges. It breeds in clear-cut areas and young afforestations but leaves the area after vegetation closure (WINKLER 2008).

Although the IUCN Red List classifies the European Nightjar in the Least Concern category, the global population trend is declining (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023). The European Nightjar's Hungarian population was estimated at 5–10,000 pairs in the 1990s (MAGYAR *et al.* 1998), and 3.5–6,000 singing males were recorded between 1998–2001 (HADARICS & ZALAI 2008). The current estimated size of the domestic population is 3,700–9,500 pairs based on surveys in 2017–2018 (GALLAI 2022).

Data on the European Nightjar available in the national literature refer rather only to faunistic observations and population surveys (*e.g.*, RUZSIK 1957, MOSKÁT 1976, FENYŐSI 1993), while habitat selection of the species has been less studied (WINKLER 2008, GALLAI 2012). The international literature on European Nightjar, although not extensive, provides some interesting research on habitat selection (BERRY 1979, SIERRO *et al.* 2001, WICHMANN 2004, SHARPS *et al.* 2015, PEŁOWSKA-MARCZAK *et al.* 2017, MITCHELL *et al.* 2020, POLAKOWSKI *et al.* 2020).

One of the main objectives of our research was to survey the population of European Nightjar in the Gönyű sand steppe area. In addition, another important objective was to study and evaluate the habitat selection of the species and to find out which parameters influence the habitat selection the most in this mosaic-structured sand steppe environment.

2. MATERIAL AND METHODS

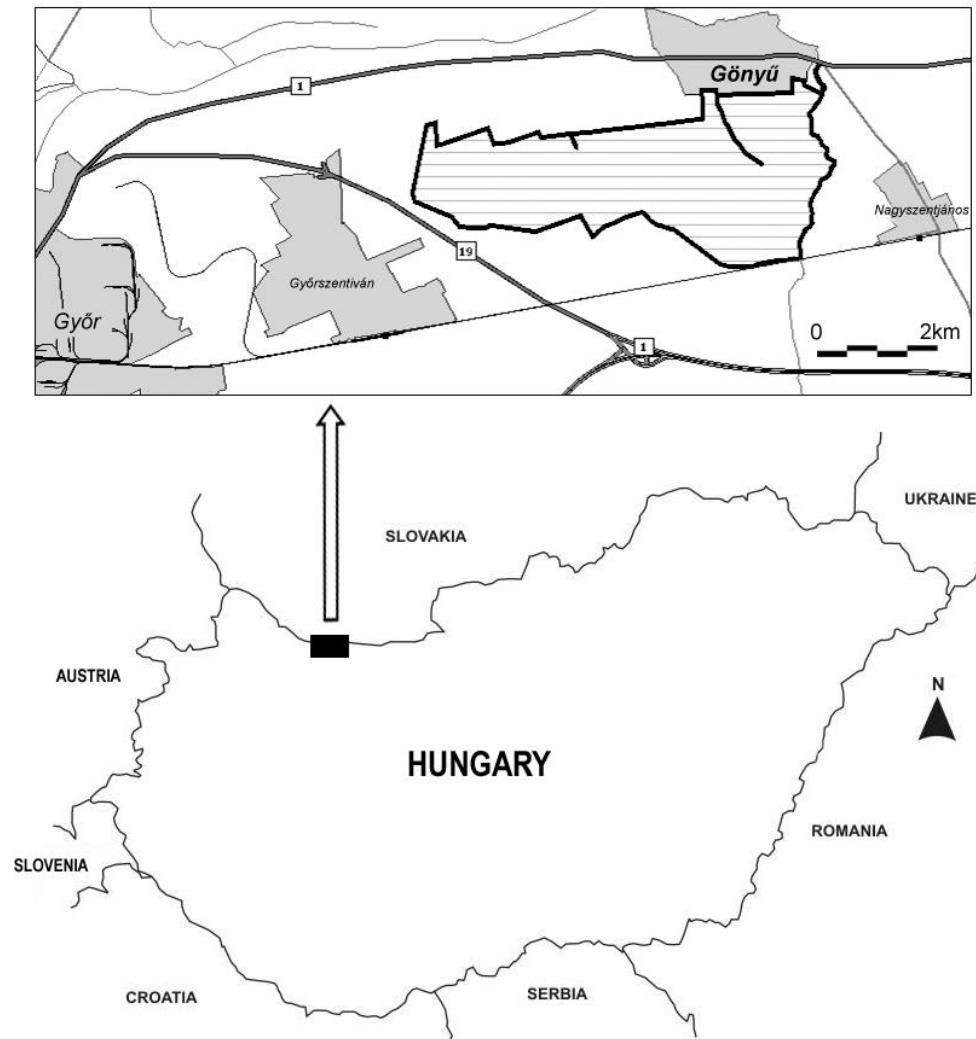
2.1. STUDY AREA

The study area is located in the eastern part of Győr-Moson-Sopron county, covering an area of 1307 ha. The Gönyűi-homokvidék, which is part of the Pannonhalmi Landscape Protection Area, is an area that preserves the remains of the Little Plain calcareous sandy steppes. Since 2004, it has been part of the Natura 2000 network (HUFH2009 – Gönyűi-homokvidék) (TAKÁCS & KIRÁLY 2015). The exact location of the research is the Gönyűi-forest and the area of the military shooting ground in Györszentiván (**Map 1**).

Its climate is moderately warm to moderately dry (PÉCZELY 1979). The mean annual temperature is around 10°C, with a multi-year average of 16°C during the vegetation period. It is one of the most rainy regions in the country, with an annual rainfall of 580–620 mm.

The study area and its surroundings are covered with sandy soils, chernozemic sandy soils, and meadow soils (DÖVÉNYI 2010). The study area is characterised by flat, broad-backed, sandy hummocky ridges and wet flats at an altitude of 112–122 m above sea level.

The natural forest communities in the area are open steppe oak forests, poplar steppe woods, and lowland closed pedunculate oak forests. In addition, planted black locust, Scots pine, black pine, and turkey oak can be found in the area.



Map 1. Study area (Győr-Gönyű sand steppes)

2.2. FIELD SURVEYS

2.2.1. Survey of European Nightjar territories

The European Nightjar nesting population survey was carried out in 2017 and 2018 during the breeding season, between the end of May and the end of June. Nightjars started to churr at around 9 pm and sounded loudly for 1–2 hours. Based on the distinctive churring sound of the males, European Nightjar territories in the area were identified and recorded with GPS coordinates in the phone apps Epicollect+ and Epicollect 5.

2.2.2. Survey of habitat characteristics

In order to assess the habitat preferences of the European Nightjar, habitat composition for a total of 26 occupied territories was compared with 26 unoccupied control plots randomly selected in the study area using Hawth's Analysis Tools for ArcGIS (BEYER 2004). To characterize the habitat around territories, a total of nine variables related to landscape characteristics, vegetation structure, and composition were quantified (**Table 1**). Heights and distances were given in m, the other characteristics in % of the area. Following PEPLAWSKA-MARCZAK *et al.* (2017), a 50 m radius plot established around the central point of the territories

was chosen for the determination of the habitat variables. For territories occupied in both study years (a total of 10 territories), habitat surveys were carried out in only one year.

Table 1. Data system of habitat structure characteristics

Habitat characteristic	Abbreviation during analysis
average tree height	ATH
tree layer cover	TLC
proportion of conifers in the tree layer	CONTL
proportion of birch in the tree layer	BIRTL
shrub layer cover	SLC
average shrub height	ASH
bare ground patches proportion	BGP
forest edge length	FEDG
distance of territory from the nearest grassland	DISTGR

2.3. DATA ANALYSIS

Principal Component Analysis (PCA) was used to describe the habitat structure based on data from European Nightjar occupied and non-occupied control plots and to distinguish the main factors influencing habitat selection. Only PCA factors with eigenvalues over 1.0 were selected (Kaiser Criterion). Factor loadings were rotated with a varimax raw transformation. Mean factor scores between the occupied and control plots were compared by using a *t*-test. Normality and homogeneity of variances were tested for all parameters and, in case of necessity, transformed to fit the assumptions of parametric tests.

Generalized linear models (GLMs) were used to evaluate the presence of European Nightjar based on the principal components (PCs) obtained. Since territory occupation by the nightjars was considered a binary response variable (presence – 1, absence – 0), the logistic link functions were applied with a binomial error structure. The forward stepwise (likelihood ratio) method was applied to select the final variable in the model. Each variable was tested for significance, and only those contributing significantly ($p < 0.05$) to the model were retained. The performance of the GLMs was assessed using Cohen's Kappa statistics, describing the proportion of the correctly classified predictions after the probability of chance agreement has been removed (Cohen 1960). According to LANDIS & KOCH (1977), the strength of agreement can be considered slight to fair for κ values 0–0.4, moderate for 0.4–0.6, substantial for 0.6–0.8, and almost perfect for 0.8–1.0, respectively. Statistical analyses were computed using SPSS vs20 (IBM Corp. Released, 2011) and SAS statistical package ver. 9.1 (SAS INSTITUTE INC. 2012).

3. RESULTS

The European Nightjar territories found and surveyed during the study period are illustrated in **Map 2**. In 2017, a total of 25 territories were found. Of these, 10 territories were located in the area of the military shooting ground due to its mosaic habitat structure. A further 15 territories were mapped in the Gönyüi Forest, primarily located in the vicinity of the grasslands between the forests (**Figure 1**). The exception is a territory located in a collapsed forest pine forest, which, unlike the others, is much further away from open habitats

(Figure 2). In 2018, a total of 21 territories were found, 10 of which were the same as in the previous year, and, in addition, 11 new territories were also detected (**Map 2**).



Map 2. European Nightjar territories in 2017 and 2018



Figure 1. Typical habitat of European Nightjar from the sandy wasteland (forest-steppe mosaic with grassland and forest patches) (Photo: Á. BODOR)



Figure 1. Female European Nightjar with the two fledglings (Photo: D. WINKLER)

The principal component analysis (PCA) performed on the surveyed habitat variables yielded three variables with eigenvalues greater than 1.00. The three components explain 70.6% of the total variance, which is appropriate for the study (**Table 2**).

Table 2. Eigenvalues for components and shares of total variance explained by components

Comp	Initial Eigenvalues			Extraction Sums of Squared Loadings			Rotation Sums of Squared Loadings		
	Total	% of variance	Cumulative %	Total	% of variance	Cumulative %	Total	% of variance	Cumulative %
1	3.959	43.990	43.990	3.959	43.990	43.990	3.208	35.644	35.644
2	1.256	13.951	57.941	1.256	13.951	57.941	1.832	20.354	55.998
3	1.138	12.642	70.584	1.138	12.642	70.584	1.313	14.586	70.584
4	0.883	9.812	80.396						
5	0.672	7.461	87.857						
6	0.534	5.929	93.787						
7	0.274	3.048	96.835						
8	0.195	2.167	99.002						
9	0.036	1.000	100.000						

The coefficients of the selected three components obtained by varimax orthogonal rotation are given in **Table 3**. The principal component coefficients can also be interpreted as correlation coefficients between the measured variables and the principal components.

Table 3. Factor loadings after varimax rotation for the principal components in PCA on the habitat variables used

	Principal component		
	PC1	PC2	PC3
ATH	-0.152	0.219	0.837
TLC	0.273	0.811	0.322
CONTL	0.186	0.671	0.269
BIRTL	-0.012	-0.640	-0.114
SLC	0.389	-0.042	0.794
ASH	0.171	0.339	0.581
BGP	0.803	0.104	-0.089
FEDG	-0.779	-0.096	0.304
DISTGR	-0.872	0.082	0.141

The first component (PC1) accounted for 43.99% of the total variance, and it is principally governed by the proportion of bare ground patches (BGP), length of forest edges (FEDG), and distance of territory from the nearest grassland (DISTGR). Mean factor scores on this axis differ significantly between the Nightjar territories and the non-occupied control plots (t -test, $t = 2.742$, $p < 0.05$).

The second component (PC2) accounted for 13.95% of the total variance, with loadings large for tree layer cover (TLC) and the proportion of conifers (CONTL) and birch (BIRTL) in the tree layer. No significant difference has been observed on this axis between the mean factor scores of occupied and control plots (t -test, $t = 1.823$, NS).

The third component (PC3), accounting for an additional 12.64% of the total variance, is determined by the average tree height (ATH), the average height (ASH), and the cover of the shrub layer (SLC). No significant difference was observed among the Nightjar territories and control plots on this axis (t -test, $t = 1.179$, NS).

A summary of the final GLMs model is presented in **Table 4**. PC1 showed a positive influence ($\beta = 0.104$) on European Nightjar presence probability, and it was the most influential new variable ($\chi^2 = 41.254$) derived from the PCA. PC2 also showed a positive relationship with the presence probability of nightjars ($\beta = 0.589$) but was less influential ($\chi^2 = 4.312$) than PC1. The model performed better in correctly predicting European Nightjar habitat where presence occurred (67.4%) than in correctly classifying unoccupied habitat (59.9%). According to the κ statistic (0.404), the model had only moderate agreement with the testing dataset.

Table 4. Summary of GLMs for the probability of the presence of European Nightjar

Factors	β	SE	χ^2	p
(intercept)	3.477	0.986	10.326	0.006
PC1	0.104	0.014	41.254	0.000
PC2	0.589	0.178	4.312	0.041
Residual deviance	21.115			

4. DISCUSSION

There are only a few data on the domestic population density of the European Nightjar. It is probably best described by GYÖRY (1984) as a "widespread but a not very common bird in its suitable habitats". In our study area, 25 territories were found in 2017, corresponding to a

density value of 0.19 pairs/10 ha, while in 2018, with 21 territories, this value decreased to 0.16 pairs/10 ha. On the other hand, if only the area of optimal habitat for the species (~600 ha) is taken into account, excluding completely closed forests, the density results in 0.42 pairs/10 ha (2017) and 0.35 pairs/10 ha (2018), respectively. FENYÖSI (1993) estimated the breeding population in the former Barcsi Landscape Protection Area, also in a sandy habitat with a mosaic structure, at 15–20 pairs. In its optimum habitat, 3 territories were found on about 100 ha, corresponding to a density of 0.3 pairs/10 ha. GALLAI (2012) recorded 31 singing nightjars on a 230 ha sample area in the Kolon Lake core area of the Kiskunság National Park Directorate, which is a markedly high density (1.35 pairs/10 ha) compared with the other occurrences and densities of the species in the country. Data for mid-mountain environment were provided by WINKLER (2008). In the southeastern part of the Sopron Mountains, he mapped a total of 7 European Nightjar territories on about 125 ha in the period 1990–1997, corresponding to a density of 0.6 pairs/10 ha. These data also confirm that based on the occurrence model map (SZÉP *et al.* 2022), the species is most likely to be present in the Sandridge of the Danube-Tisza Interfluve (GALLAI 2022).

The European Nightjar is a highly territorial bird, and if the habitat does not change significantly, the same territories are used in consecutive years (LÖCHER 1992, CLEERE 2001, BULT 2002, PALMER 2003, WICHMANN 2004, REBBECK *et al.* 2001, WINKLER 2008). It is interesting to note that this phenomenon was already reported by CHERNEL (1899) more than a hundred years ago. During the two-year study period, we were able to prove this same phenomenon. More than half of the territories surveyed in the second year were found in precisely the same place. In many cases, even the tree used for churring was the same for the two consecutive years.

Based on our studies, the habitat selection of the European Nightjar in the Győr–Gönyű sand steppe area is mainly determined by the proportion of bare ground patches, the length of forest edges, and the distance of the territory from grassland. The greater length of forest edges and other edge ecotones and the proximity to grassland are good indicators of mosaic habitat structures. The presence of woody vegetation not only provides trees suitable for churring but their foliage shading and leaf litter falling also create nude ground patches that offer suitable nesting habitats for the species (VERSTRAETEN *et al.* 2011). In poplar-juniper sand dune forests of the Kolon Lake area in the Kiskunság, in a similar habitat to the one in our study area, GALLAI (2012) found that the proportion of patches of primarily common juniper (*Juniperus communis*) and the length of the edges were the determining factors in habitat selection of the European Nightjars. Nevertheless, while for the latter variable, nightjars showed avoidance at both the smallest and largest edge sizes, we found an apparent positive effect of larger edge sizes. It should be noted, however, that while juniper is markedly present in the Little Hungarian habitat, it is virtually absent from the sandy habitats of the Little Plain (KIRÁLY *et al.* 2015). KESZKENYŐS *et al.* (2013) found in the former Barcs Landscape Conservation Area that several vegetation structure elements play an important role in the habitat selection of the European Nightjar. Among others, the structure and cover of the canopy and shrub layer were detected as important parameters. There was also a significant difference in the proportion of birch, pine, and broadleaved species between occupied and unoccupied control plots. In a mid-mountain environment, WINKLER (2000) observed that, in addition to smaller (<2ha) clear-cutting areas and young afforestations, not only forest edges but also remnant trees play an important role in the habitat selection of the species. In black pine forests in Austria, WICHMANN (2004) found that territories are primarily located in the centre of more extended clearing areas, which may be related to better hunting opportunities. He also highlights the presence of suitable taller trees used for churring. However, no decisive effect was found between the proportion of bare ground patches and territory selection.

In relation to the European Nightjar, several authors mention forest management interventions, which are usually reported in a negative context for biodiversity. However, especially in large, continuous stands, small gap clearings and not extensive clearings have clearly had a positive effect on the European Nightjar (BERRY 1979, SCOTT *et al.* 1998, POLAKOWSKI *et al.* 2020), especially in forests where natural processes (*e.g.*, windthrow-induced gaps) are less prevalent.

The role of individual tree species is also worth mentioning. Several studies, both from Hungary and other European countries, highlight the role of coniferous woody vegetation in European Nightjar's habitat selection (*e.g.*, WICHMANN 2004, WINKLER 2008, PEŁOWSKA-MARCZAK *et al.* 2017), even in areas where the individual coniferous species are not native. Besides being suitable trees used for churring, they can provide bare patches on the ground through their needle litter, which are essential for nightjars. In some studies, birch appears as another seemingly favoured tree species (KESZKENYŐS *et al.* 2013, PEŁOWSKA-MARCZAK *et al.* 2017). However, this may be more related to the fact that birch is often found as a pioneer tree species in some of the nightjars' typical habitats. In contrast to the preferences mentioned above, studies by VERSTRAETEN *et al.* (2011) showed that forest type and tree species appeared to be non-significant.

ACKNOWLEDGEMENT

We want to thank the staff of the Fertő-Hanság National Park Directorate, the Kisalföld Forestry Company, and the 12th AIR DEFENSE MISSILE REGIMENT "Arrabona" for their contribution to the successful field surveys in the areas under their use and management.

REFERENCES

- BERRY, R. (1979): Nightjar habitats and breeding in East Anglia. *British Birds* **72**: 207–218.
- BEYER, H.L. (2004): Hawth's analysis tools for ArcGIS version 9.1. <http://www.spatialecology.com/htools>
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2023) Species factsheet: *Caprimulgus europaeus*. Downloaded from <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/european-nightjar-caprimulgus-europaeus> on 27 November 2023.
- BULT, H. (2002): Nachtzwaluwen *Caprimulgus europaeus* onder de rook van Antwerpen. *Limosa* **75**: 91–102.
- CHERNEL I. (1899): Magyarország madarai, különös tekintettel gazdasági jelentőségökre. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- CLEERE, N. (2001): Roost-site fidelity of European Nightjar. *British Birds* **94**: 145–146.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere. 2. átdolgozott és bővített kiadás. MTA FKI, Budapest.
- FARAGÓ S. (szerk.) (2012): *Nyugat-Magyarország fészkelő madarainak elterjedési atlasza*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó.
- FENYŐSI L. (1993): A Barcsi Tájvédelmi Körzet madarai (1983–1993). *Állattani Közlemények* **79**: 53–56.
- GALLAI ZS. (2012): A lappantyú (*Caprimulgus europaeus*) területhasználatának vizsgálata térinformatikai eszközökkel. Szakdolgozat, Szent István Egyetem, Gödöllő.
- GALLAI ZS. (2022): Lappantyú – *Caprimulgus europaeus*. In: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza*. Agrárminisztérium, Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 134–135.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. BAUER, K. M. & BEZZEL, E. (1980): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden, Band 9.

- GYÖRÝ J. (1984): Lappantyú. In: HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország fészkelő madarai*. Natura, Budapest, 117–118.
- HADARICS T. & ZALAI T. (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke – Nomenclator Avium Hungariae*. MME, BirdLife International, Budapest.
- HAMMER, R., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* **4**(1): 1–9.
- HARASZTHY L. (2019): *Magyarország fészkelő madarainak költésbiológiája I–II*. Pro Vértes Nonprofit Zrt., Csákvár
- IBM CORP. RELEASED (2011): IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. IBM Corp., Armonk, NY.
- KESZKENYŐS A., NÉMETH T. M. & WINKLER D. (2013): A lappantyú (*Caprimulgus europaeus* L.) habitatválasztásának vizsgálata a Barcsi Borókás Tájvédelmi Körzet területén. III. Kari Tudományos Konferencia, Konferencia kiadvány, NyME-EMK, Sopron, 99.
- KIRÁLY G., TAKÁCS G. & SCHMIDT D. (2015): A Győr környéki homokpuszták növényföldrajzi és társulástani viszonyai. In: TAKÁCS G. & SZINETÁR CS. (szerk.): *A kisalföldi meszes homokpuszta katonai használatú területeinek élővilága*. Rence **1**: 61–75
- LANDIS, R.J. & KOCH, G.G. (1977): The measurement of observed agreement for categorical data. *Biometrics* **33**: 159–174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- LÖCHER, H. (1992) Ein Beitrag zur Verbreitung des Ziegenmelkers im ehemaligen Bezirk Leipzig. *Actitis* **28**: 43–48.
- MAGYAR G., HADARICS T., WALICZKY Z., SCHMIDT A. & BANKOVICS A. (1998): *Nomenclator Avium Hungariae. Magyarország madarainak névjegyzéke*. Madártani Intézet – MME – Winter Fair. Budapest-Szeged
- MÁRKUS F. (1998): Lappantyú. In: HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 225–226.
- MITCHELL, L.J., KOHLER, T., WHITE, P.C.L. & ARNOLD, K.E. (2020): High interindividual variability in habitat selection and functional habitat relationships in European nightjars over a period of habitat change. *Ecology and Evolution* **10**(12): 5932–5945. <https://doi.org/10.1002/ece3.6331>
- MOSKÁT CS. (1976): A Karancs-Medves hegység madárvilága. *Aquila* **82**: 105–113.
- PALMER, P. (2003): Roosting behaviour of European Nightjar. *British Birds* **96**: 139–142.
- PÉCZELY GY. (1979): *Éghajlattan*. Tankönyvkiadó, Budapest
- PEŁOWSKA-MARCZAK, D., IVKOVICH, D., ZANIEWSKI, P.T. (2017): Habitat selectivity and distribution of European Nightjar (*Caprimulgus europaeus*) on two heathlands in Poland and Belarus. *Особо Охраняемые Природные Территории Беларуси* **12**: 72–85.
- POLAKOWSKI, M., BRONISZEWSKA, M., KIRCZUK, L., KASPRZYKOWSKI, Z. (2020): Habitat Selection by the European Nightjar *Caprimulgus europaeus* in North-Eastern Poland: Implications for Forest Management. *Forests* **11**: 291. <https://doi.org/10.3390/f11030291>
- REBBECK, M., CORRICK, R., EAGLESTONE, B. & STAINTON, C. (2001): Recognition of individual European Nightjars *Caprimulgus europaeus* from their song. *Ibis* **143**: 468–475. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2001.tb04948.x>
- RUZSIK M. (1957): A lappantyú kései előfordulása a Mátrában. *Aquila* **63–64**: 289.
- SAS INSTITUTE INC. (2012): JMP Version 10.0. SAS Institute Inc, Cary, NC.
- SCOTT, G.W., JARDINE, D.C., HILLS, G., SWEENEY, B. (1998): Changes in Nightjar *Caprimulgus europaeus* populations in upland forests in Yorkshire. *Bird Study* **45**: 219–225. <https://doi.org/10.1080/00063659809461093>
- SHARPS, K., HENDERSON, I., CONWAY, G., ARMOUR-CHELU, N. & DOLMAN, P.M. (2015): Home-range size and habitat use of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* nesting in a complex plantation-forest landscape. *Ibis* **157**: 260–272. <https://doi.org/10.1111/ibi.12251>
- SIERRO, A., ARLETTAZ, R., NAEF-DAENZER, B., STREBEL, S. & ZBINDEN, N. (2001): Habitat use and foraging ecology of the nightjar (*Caprimulgus europaeus*) in the Swiss Alps: towards a conservation scheme. *Biological Conservation* **98**(3): 325–331. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00175-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00175-0)
- SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.) (2022): *Magyarország madáratlasza*. Agrárminisztérium, Madártani és Természetvédelmi Egyesület.

- TAKÁCS K. & KIRÁLY M. (2015): A Kisalföldi homokpuszta Life+ projekt bemutatása. In: TAKÁCS G. & SZINETÁR CS. (szerk.): *A kisalföldi meszes homokpuszta katonai használatú területeinek élővilága*. Rence **1**: 9–10.
- VERSTRAETEN, G., BAETEN, L., VERHEYEN, K. (2011): Habitat preferences of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* in forests on sandy soils. *Bird Study* **58**: 120–129. <http://dx.doi.org/10.1080/00063657.2010.547562>
- WICHMANN, G. (2004): Habitat use of nightjar (*Caprimulgus europaeus*) in an Austrian pine forest. *Journal of Ornithology* **145**: 69–73. <https://doi.org/10.1007/s10336-003-0013-6>
- WINKLER D. (2000): Adatok a lappantyú (*Caprimulgus europeus* L.) habitat-választásához és költésbiológiájához. Az Erdőmérnöki Kar Tudományos Konferenciájának előadásai. Sopron, 53–58.
- WINKLER D. (2008): A lappantyú (*Caprimulgus europaeus* L.) habitatválasztása és territóriumválasztása a Soproni-hegységben. *Szélkiáltó* **13**: 3–14.

VÉRCSE KÖLTŐLÁDA KIHELYEZÉSEK TAPASZTALATAI A MOSONI-SÍKON

Győrig Előd¹, Bodics Dániel², Spakovszky Péter¹, Váczi Miklós² & Winkler Dániel³¹ Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Kisalföldi Helyi Csoport, email: gyorig.elod@mme.hu² Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság / Fertő-Hanság National Park Directorate, H-9435 Sarród, Rév-Kőcsagvár³ Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézet

University of Sopron, Institute of Wildlife Biology and Management

H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary; e-mail: winkler.daniel@uni-sopron.hu

ABSTRACT

GYÖRIG E., BODICS D., SPAKOVSZKY P., VÁCZI M. & WINKLER D. (2023): EXPERIENCE AND FIRST RESULTS OF ARTIFICIAL NEST-BOX INSTALLATION FOR THE RED-FOOTED FALCON AND THE COMMON KESTREL IN THE MOSON PLAIN. *Hungarian Small Game Bulletin* **15**: 157–170. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.157>

The Mosoni Plain Natura 2000 site is one of the most western nesting sites of the strictly protected Red-footed Falcon (*Falco vespertinus*) in Hungary, and the Common Kestrel (*Falco tinnunculus*) is the most common nesting bird of prey in the area. The breeding success of these two species, which do not build nests, can be greatly enhanced by the installation of good quality and properly placed artificial nests boxes. Monitoring of the artificial nest-boxes was previously not regularly and entirely conducted. However, from 2019 onwards, the now nearly 100 active nest-boxes are being regularly monitored, recording nest occupancy, clutch size and fledging data for Red-footed Falcon, Common Kestrel, as well as for the Long-eared Owl. The present paper summarises the nesting records of these three species on artificial breeding sites on the Moson Plain. During the period 2019–2023, we observed a total of 12 Red-footed Falcon breedings, 7 of which were in artificial nest-boxes. On average, 3.0 chicks were successfully fledged from the boxes. Regarding Common Kestrel, a total of 121 breedings were recorded in nesting boxes, of which more than 80% were successful. On average 3.84 chicks fledged per nest box. During the 5 years of the study, a total of 14 pairs of Long-eared Owl breeding were associated with artificial nest-boxes, of which 10 proved successful. A total of 35 chicks fledged successfully.

KULCSZAVAK: Sólomalakúak, kék vércse, vörös vércse, erdei fülesbagoly, Natura 2000

KEY WORDS: Falconiformes, Red-footed Falcon, Common Kestrel, Long-eared Owl, Natura 2000

1. BEVEZETÉS

A sólyomfélék (Falconidae) nem építenek fészket, költhetnek sziklaüregekben, épületzugokban, vagy más madarak gallyfészket foglalják el (HARASZTHY 2019). Közülük több faj mesterséges költőhelyeket is elfogad, mint például a vércsék.

Vizsgálatunk helyszíne a Mosoni-sík Natura 2000 terület, amely hazánkban az egyik legnyugatibb fészkelőhelye a fokozottan védett kék vércsének (*Falco vespertinus*), a terület egyik kiemelkedő természeti értékének. Másik vércsefajunk, a vörös vércse (*Falco tinnunculus*) pedig a térség leggyakoribb fészkelő ragadozó madara (JÁNOSKA 2011, BÁTKY 2012).

A 20. század első feléből KEVE & SZIJJ (1957) még nem említik a kék vércse fészkelését a Mosoni-síkról. BALSAY (2014) 1975 és 1993 között végzett ornitológiai megfigyeléseket a térségben. Többször is megfigyelt kék vércsét költési időben, főként a Mosonszolnok és Hegyeshalom közti területen. Biztos költési adata 1984-ből, egy feltételezhető költésről pedig 1987-ből származik, mindkettő Irénmajornál. 1988-ig Márialiget mellett létezett egy kisebb vetésivarjú-telep, ahol több pár kék vércse is fészkel, azonban ennek felmorzsolódása után a vércsék is szétszóródtak és csak szoliter költések voltak megfigyelhetők (VÁCZI 2006, 2013). A LAJTA Project erdősávjaiban 1989–2005 között kis

számban, de minden évben fészkel, 2006–2008 között nem volt költés, majd 2009-ben újra költött egy pár (FARAGÓ *et al.* 2012a, JÁNOSKA 2012). A teljes Mosoni-síkon 2000–2010 között 2–7 pár fészkel, csökkenő trendet mutatva (VÁCZI 2012). A vörös vércse a Mosoni-sík északi részén a leggyakoribb fészkelő ragadozó madár (BÁTKY 2012). A JÁNOSKA (2012) felmérései alapján a LAJTA Project erdősávjaiban 5–16 pár fészkel az 1989–2011 közötti időszakban.

A fészket nem építő sólyomfélék költés sikerét nagymértékben megnövelhetik a jó minőségű és megfelelő helyen kihelyezett műfészkek, költőtálcák és költőládák (HARASZTHY 1996). A műfészkek szerepét a kék vércsék költési sikerében már a korai hazai szakirodalom is említi (CSÖRGEY 1908), az elmúlt évtizedekben pedig bevált gyakorlattá vált a mesterséges fészkelő alkalmatosságok kihelyezése (pl. MOLNÁR 2000, SOLT *et al.* 2005, PALATITZ *et al.* 2010, KOTYMÁN *et al.* 2015).

A Mosoni-síkon – elsősorban a felmorzsolódó kék vércse állományának védelme érdekében – kezdetben fonott fészkek, később tálcák és költőládák kihelyezése kezdődött meg az ezredforuló környékén. A ládapark folyamatosan bővült, hiszen a különösen a vörös vércse, de kis számban a kék vércse és az erdei fülesbagoly is előszeretettel foglalta el a felkínált fészkelőhelyeket. Szükség van a mesterséges költőhelyek telepítésére amiatt is, mivel a LAJTA Project területén a varjúfélék (dolmányos varjú, szarka) intenzív gyérítése folyik az apróvad védelme érdekében, s emiatt egyre kevesebb varjúféle épít a vércséknek, valamint az erdei fülesbagolynak természetes költőhelyet nyújtó gallyfészket (FARAGÓ *et al.* 2012b).

A kihelyezett mesterséges költőhelyek monitorozása korábban nem volt rendszeres és teljeskörű. 2019-től azonban a most már közel 100 aktív költőládát rendszeresen ellenőrizzük, feljegyezve a kék és vörös vércse, valamint az erdei fülesbagoly foglálási-, fészkalj- és kirepülési adatait. Jelen közlemény az említett három faj mesterséges költőhelyeken való fészkelését foglalja össze a Mosoni-síkra vonatkozóan. A 2019 előtti időszakot a rendelkezésre álló irodalmi és részben saját adatok alapján, a 2019–2023 közötti időszakot pedig a szisztematikus ellenőrzéseink adatai alapján mutatjuk be.

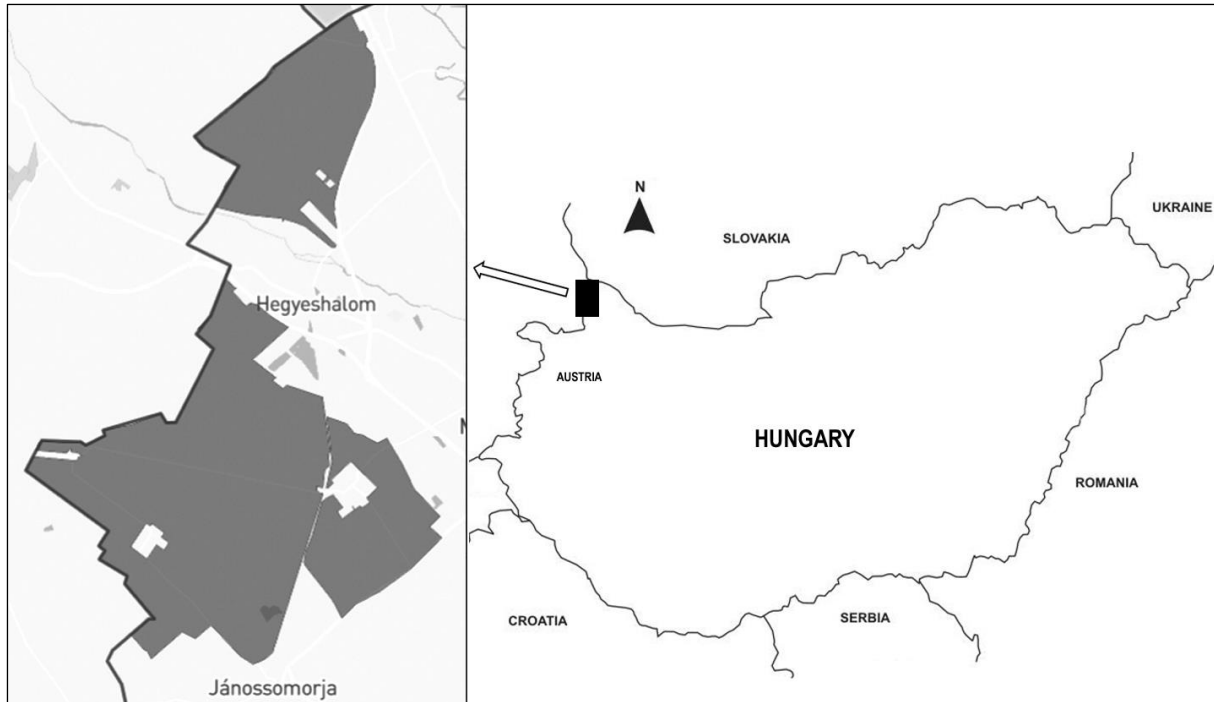
2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. VIZSGÁLATI TERÜLETEK A MOSONI-SÍKON

A Kisalföld földrajzi nagytájban található Mosoni-sík határát keleten a Mosoni-Duna, északon és nyugaton az országhatár, míg délen az Újrónafő-Lébény-Abda vonal képezi (DÖVÉNYI 2010). A kistáj egész területe magas ártéri fekvésű, hordalékkúpon kialakult síkság. Alapvetően mérsékeltén hűvös, de keleten mérsékeltén meleg, száraz éghajlat jellemzi.

Egykori természetes növényzete jelentősen átalakult, elszegényedett, a természetszerű vegetáció térfoglalása elenyésző. A táj mai képét a szántóföldi művelés határozza meg, az erős fragmentációhoz a közlekedési létesítmények is hozzájárulnak. A tájat főként a nagytáblás, intenzív mezőgazdálkodás jellemzi (főleg kalászosokat, kukoricát, pillangósokat és repcét termesztenek), a mezővédő erdősávok aránya viszont kedvező (FARAGÓ 2012b). A Mosoni-sík egykor kiterjedt száraz gyepekkel és nedves rétekkel volt jellemezhető, ezek ma már kis kiterjedésűek, és az állandósuló szegélyhatás, fizikai degradáció, vegyszerbemosódás és az adventív fajok terjedése miatt erősen leromlottak vagy el is tűntek.

Vizsgálati területünk a Mosoni-sík Natura 2000 terület (HUFH10004) (**1. térkép**), ami egyben magában foglalja két hosszútávú kutatási program, a LAJTA- és MOSON Project területét.



1. térkép: A vizsgálati terület (Mosoni-sík Natura 2000 terület - HUFH10004)

Map 1. Map of the study area (Mosoni Plain Natura 2000 site - HUFH10004)

2.1.1. LAJTA Project

A LAJTA Project létrejöttének alapvető célja a mezei élőhelyeken élő vadászható és védett fajok és környezetüknek hosszú távú vizsgálata, valamint az ökológiai szemléletű apróvadgazdálkodás hazai elindítása volt, amely az élőhelyek állapotának javításával próbálja a fenntarthatóság feltételeit megteremteni és azt hosszú távon működtetni (FARAGÓ 2012b). A projektterület közigazgatásilag Mosonszolnok község (40,6%) és Jánossomorja város (59,4%) határában helyezkedik el. Az erdőssztyepp vegetáció az évezredek folyamán elszegényedett, zömében elvesztette az erdőfoltokat a Mosoni-síkon, különösen a LAJTA Project térségében, sőt a természetes gyepek is kis kiterjedésben, erősen degradálva, reliktum jelleggel vannak jelen. A földhasználatra az intenzív, nagyüzemi növénytermesztés (átlag 45–50 ha-os táblanagyság) és a szántók túlsúlya jellemző. A terület főbb élőhelytípusai közül a vizsgálat szempontjából a gyepek, ugarok és szántók érdekesek. A szántóterületek nagysága 2810 ha, a termesztett növények területi aránya a vizsgálati időszakokban változó volt. A vizsgált területen található gypsávok nem hasznosított területek, amelyek mesterségesen létrehozott, vetett területek (FARAGÓ 2012c). A vegyszermentes táblaszegélyek hossza kb. 15 km, a vadföldsávoké kb. 25 km. Az erdősztyepp üzemtervezett erdősztyepp és erdők képezik kiterjedésben (110 ha) és arányban (3,5%) is a legfontosabb fás jellegű élőhelytípust (FARAGÓ 2012a). A LAJTA Project területén meghatározó jelentőségű a meszes, száraz talajokra jellemző, uralkodó sztyepi gyomtársulás, a gomborka-pipitér társulás (*Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae*) (KIRÁLY & KIRÁLY 2014).

2.1.2. A MOSON Project

Az 1992-ben indított MOSON Project különösen a tűzok- és fogolypopulációk védelmét és erősítését tűzte ki fő célként. A LAJTA Project-hez hasonlóan itt is alapvető célként szerepelt az élőhelyek állapotának javítása és a fenntarthatóság feltételeinek megteremtése hosszú távon. A mintegy 880 ha kiterjedésű Project területe Hegyeshalom és Rajka települések között

helyezkedik el. Az intenzív mezőgazdasági tevékenység, valamint a külszíni kavicsbányák terjedése miatt az erdőssztyepp vegetáció itt is elszegényedett, a természetes gyepek is kis kiterjedésben, erősen degradálva vannak csak jelen. A szántókon a legnagyobb arányban termesztett növény az őszi búza és viszonylag nagy területen folyik a repce termesztése is. A tűzok védelme szempontjából bevezetésre került az ún. vándorsávós művelés (az ugar és az extenzíven művelt területek váltása 1–5 éves különbséggel történik meg), ezenkívül nagyszámban megtalálhatóak az ún. tűzokföldek is, amelyek a Mosoni-síkra jellemző, parlag jellegű területek (FARAGÓ & KALMÁR 2006). Ahogy a LAJTA Project területén, itt is az erdősávok képezik kiterjedésben (kb. 30 ha) és arányban (3,4%) is a legfontosabb fás jellegű élőhelytípust.

2.2. MESTERSÉGES KÖLTŐLÁDÁK KIHELYEZÉSE

Az első költőtálcákat és költőládákat 2000-ben a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai helyezték ki Csáktanya, Várbalog és Márialiget környékére 2019-ig összesen közel 80, fészkelési lehetőséget nyújtó mesterséges fészkelő alkalmatosság került ki a Nemzeti Park által. A ládák azonban folyamatosan, nagyjából 5–8 évente leromlottak. A karbantartás vagy csere akkor valósult meg, ha a felkínált fészket korábban kék vércse foglalta el. Kihelyezésük is elsősorban azokon a helyszíneken történt, ahol volt kék vércse megfigyelés vagy költési próbálkozás. 2020 tavaszán Kovács Attila támogatásával további 5 láda került kihelyezésre Hegyeshalom közelében a Nemzeti Park munkatársai által. 2022-től a Steppe on Border Life projekt keretében a leromlott állapotú ládák cseréje és új ládák kihelyezése vált lehetővé, a projekt vállalása alapján ez újabb 50 ládát jelentett.

A Soproni Egyetem Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézete 2014-ben a LAJTA-, 2015-ben pedig a MOSON Projekt területén szintén jelentős számú, több, mint 50 láda kihelyezésével segítette költéshez a ragadozó madarakat. 2019 tavaszán a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kisalföldi Helyi Csoporttal együttműködve további 20 láda került ki, főleg a MOSON Project azon területein, ahol korábban történt költőláda kihelyezés. 2022-ben újabb 5 láda került ki a Soproni Egyetem által, elsősorban a leromlott állapotú ládákat kiváltva.

2020-ban a Raptor Protection Slovakia Rajka közelében helyezett ki 15 költőládát egy telepprészt kialakítva. Az MME Kisalföldi Helyi Csoportja 2019-ben csatlakozott be aktívan a tevékenységbe, azóta támogatásokból és önerőből közel 30 láda került kihelyezésre az Egyesület által.

A ládák kihelyezése korábban is elsősorban csoportosan történt, és 2019 után is törekedtünk a 10–15 láda/telep kialakítást tartani, ami logisztikailag és a madarak költésbiztonsága szempontjából is előnyösebb. Ezeket a telepeket jobb táplálkozó területek (tartós ugar vagy gyepek) közelében vagy korábbi fészkelőhelyeken alakítottuk ki. A MOSON Project területén, az országhatár mentén kisebb csoportokban és szoliter módon is helyeztünk el ládákat. Jelenleg a Mosoni-sík területén közel 100 aktív vércseláda van kihelyezve (1. táblázat).

1. táblázat: Működő és ellenőrzött költőládák száma a Mosoni-síkon a 2019–2023 közötti időszakban
Table 1. Number of active and monitored nest-boxes in the Moson Plain during the period 2019–2023

2019	2020	2021	2022	2023
50 db	89 db	83 db	80 db	97 db

A ládák döntő része a kék vércsének legalkalmasabb típus alapján készültek (KOTYMÁN *et al.* 2015), de a kétezres évek elején nyitott fészektálcák is kerültek ki nagyobb mennyiségben. Az utóbbi évtizedben már csak zárt típusú költőládákat alkalmaztunk (1. ábra).



1. ábra: Vércse költőládák kihelyezése: a. LAJTA Project; b. MOSON Project (Fotó: WINKLER D.)

Figure 1. Artificial nest-box installation: LAJTA Project; b. MOSON Project (Fotó: WINKLER D.)

2.3. A KÖLTÉSEK ELLENŐRZÉSE

2019 előtt a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai által minimum évi egy ellenőrzés történt május-június időszakban, a kék vércsék fészekfoglalását követően. A kék vércse költések többségét nyomon követtük a fiókanevelésig vagy akár a kirepülésig.

2019-től a MME Kisalföldi Helyi Csoportja a társszervezetekkel egyeztetve rendszeres láda ellenőrzésbe és karbantartásba kezdett. 2022-től a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság a Steppe on Border Life keretében szintén szerepet vállalt a ládák ellenőrzésében.

Költési időben a ládákat 2–3 hetente ellenőrizzük a tető belső oldalára helyezett tükör és egy távcső segítségével, így minimális zavarással is megállapíthatóak a költési stádiumok, eredmények. Éves szinten egy alkalommal takarítjuk, pótoljuk a fészek anyagot, valamint szükség esetén javítjuk, cseréljük a ládákat.

2019-től a folyamatos, szisztematikus ellenőrzésnek köszönhetően, már öt éves adatsor áll rendelkezésre.

3. EREDMÉNYEK

3.1. KÉK VÉRCSE

3.1.1. Korábbi kék vércse költségek mesterséges fészkelőhelyeken

2000 és 2015 között műfészkekben összesen 13 kék vércse költött (ezen kívül természetes fészkekben további 31 kék vércse költés volt a területen). Egyetlen helyszín kivételével (ahol 2–3 pár költött egymás mellett éveken át) a költségek szoliter jellegűek voltak. Kimagasló év volt a 2005-ös, amikor 7 pár kék vércse költött a Mosoni-síkon, ebből viszont kettő kötődött csak mesterséges fészkelőhelyekhez. A faj költési próbálkozásai azonban az esetek többségében sikertelenül zárultak, a sikeresen kirepült fiókák száma 0–3 között változott az egyes években.

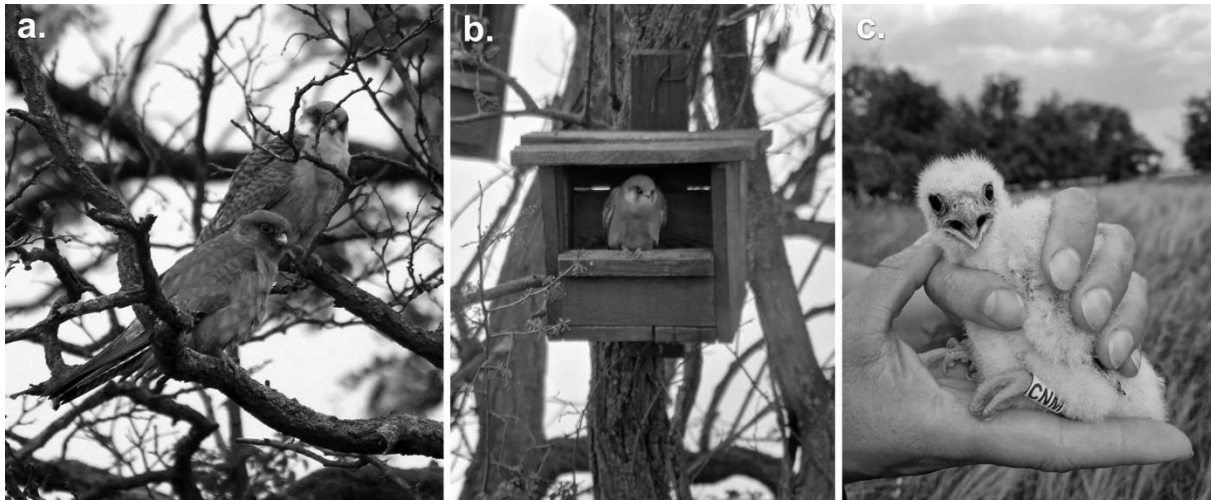
3.1.2. Kék vércse költségek a 2019–2023 időszakban

A szisztematikusan ellenőrzött 5 éves időszakban összesen 12 kék vércse költést figyeltünk meg, ebből 7 mesterséges költőhelyen (6 költőlárában, illetve egy zárt D-típusú odúban), 5 pedig természetes fészkekben (szarka és dolmányos varjú) történt (**2. táblázat**). A sikeres költségek száma 6 volt, amelyből 5 mesterséges fészkelőhelyhez kötődik. Összesen 18 kék vércse fióka repült ki sikeresen az öt éves vizsgálati időszakban. A természetes fészket fogláló párok 4 esetben szarkafészkekben, egy esetben pedig dolmányos varjú fészkekben telepedtek meg. A költési eredmények szempontjából kedvező évek 2019 és 2023 voltak, két-két sikeres költéssel és 6 illetve 8 sikeresen kirepült fiókéval. 2020-ban nem volt sikeres kék vércse költés, míg 2021–2022-ben egy-egy sikeres költést figyeltünk meg, a kirepült fiókák száma viszont meglehetősen alacsony volt. 2020-ban és 2021-ben egyáltalán nem használták a madarak a mesterséges költőlárákat. A kihelyezett vércselárákban 6 költés kezdődött el, a fészkek alj valamennyiben 4 tojásból állt. Ebből három esetben mind a 4 fióka kirepült, egy esetben pedig 3 fióka kelt ki és nevelkedett fel (itt egy bezápujt tojást megtaláltunk a költés ellenőrzése során), további két esetben pedig a teljes fészkalj tönkrement. A D-típusú odúban 3 tojásból 3 fióka kelt ki, de ebből az egyik fióka az odúban elpusztult, nem repült ki. Természetes fészkeknél egy esetben figyeltük meg legalább egy fióka kirepülését (2021-ben, Rajka térségében), valamint 2023-ban, egy szarka fészkekben költő párnál egy darab bezápujt tojást találtunk. 2023-ban Rajka közelében, az osztrák határ mentén egy ládatelepen 2 pár kék vércse telepedett le, a többi költési adat szoliter jelleggel vagy vörös vércsékhez csatlakozva történt.

2. táblázat: Kék vércse (*Falco verpertinus*) költségek és sikeresen kirepült fiókák száma a Mosoni-sík Natura 2000 területen a 2019–2023 közötti időszakban

Table 2. Number of breedings and fledglings of the Red-footed Falcon (*Falco vespertinus*) in the Moson Plain Natura 2000 site during the 2019–2023 period

	2019	2020	2021	2022	2023
költő párok száma <i>number of breeding pairs</i>	4	2	1	1	4
sikeres költségek száma <i>number of successful breeding</i>	2	0	0	1	2
természetes fészkekben költő párok száma <i>number of pairs breeding in artificial nest-boxes</i>	1	2	1	0	1
sikeres költségek száma természetes fészkekben <i>number of successful breeding in Corvidae nests</i>	0	0	1	0	0
mesterséges költőlárában költő párok száma <i>number of pairs breeding in artificial nest-boxes</i>	3	0	0	1	3
sikeres költségek száma mesterséges költőlárában <i>number of successful breeding in artificial nest-boxes</i>	2	0	0	1	2
kirepült fiókák száma összesen <i>number of fledglings</i>	6	0	1	3	8



1. ábra: Kék vércse (*Falco vespertinus*). a. pár a MOSON Project területén (Fotó: WINKLER D.); b. tojó költőlárában (Fotó: BODICS D.); c. fiókagyűrűzés (Hegyeshalom) (Fotó: BODICS D.)

Figure 1. Red-footed Falcon (*Falco vespertinus*). a. pair in the MOSON Project (Photo: D. WINKLER); b. female in nest-box (Photo: D. BODICS); c. nestling ringing in Hegyeshalom (Photo: D. BODICS)

3.1. VÖRÖS VÉRCSE

3.2.1. Korábbi vörös vércse költések mesterséges fészkelőhelyeken

A Mosoni-síkon kihelyezett mesterséges fészkelőhelyek foglaltságáról a legpontosabb adataink a 2000–2010 közötti időszakból vannak. A 76 kihelyezett műfészkekben 33 vörös vércse költést regisztráltunk. 2011–2015 között a Csáktanya és Várbalog környékén kihelyezett ládáknál további 10 költése volt a fajnak. 2014-ben egy Irénmajor közelében kihelyezett műfészkekben 8 tojásos vörös vércse fészkealjat figyeltünk meg. A fészkelőhely hiányát jelzi az az érdekes adat, miszerint 2014. áprilisában, a LAJTA Project északi határánál egy alig több, mint 2 ha akácós foltban a Soproni Egyetem munkatársai által telepszerűen kihelyezett 7 költőládából 6 esetben egy hét elteltével már foglalatást tapasztaltunk. Sikeres költés végül négy költőládában volt (**2. ábra**). 2016-ban az Egyetem által a LAJTA Projectben kihelyezett 40 költőláda közül egy május eleji ellenőrzés során 8 láda volt foglalt. Később sajnos rendszertelen és nem teljeskörű ellenőrzések folytak, így a 2017–2018-as évből nincs adatunk.

3.2.2. Vörös vércse költések a 2019–2023 időszakban

A vizsgálati időszakban összesen 121 vörös vércse költést figyeltünk meg költőlárában, amelynek több, mint 80%-a sikeresnek bizonyult (**3. táblázat**). A területen nem ritkák a hét tojásos fészkealjak, de extrém esetekben ennél nagyobbakat is megfigyeltünk. A sikeresen kirepült fiókák száma összesen 376 volt, ami fészkenként átlagosan 3,84 kirepült fiókát jelent.

Terepi megfigyeléseink alapján 2021-ben a kistrágya-populáció összeomlott, ami a ragadozómadarak jelenlétén és a költéseken is látszott. Az egerészölyv és vörös vércse fészkelőállomány is lecsökkent a korábbi évekhez képest. Ezt a műfészkek foglaltságán is tapasztaltuk, csupán 7 pár kezdett költésbe, de csak egyetlen pár tudott fiókákat repíteni.

2022-ben az egyik ládában 9 tojásos fészkealjat találtunk, amelyből azonban csak 1 fióka kelt ki és nevelkedett fel. Továbbá ugyanebben az évben egy kék galambok számára kihelyezett nagyméretű, zárt, D típusú odúban is költött vörös vércse, amelynek 5 tojása ismeretlen okból kifolyólag bezápuult.

2023-ban, az Irénmajor közelében található ládatelepnél több költés is tönkrement, tojások tűntek el, feltételezésünk szerint nyest (*Martes foina*) vagy nyuszt (*M. martes*) predációja következtében.

Szintén 2023-ban, Rajka közelében, a költőládatelep alatt a földön 3–4 széttépett, frissen kirepült, még tokos tollvégű vörös vércse fiókamaradványokat, valamint egy erdei fülesbagoly fióka maradványt. Hasonló predációs esettel nem találkoztunk eddig.

3. táblázat: Vörös vércse (*Falco tinnunculus*) fészkelések költőládában és a sikeresen kirepült fiókák száma a Mosoni-sík Natura 2000 területen a 2019–2023 közötti időszakban

Table 3. Number of Common Kestrel (*Falco tinnunculus*) breedings in artificial nest boxes and number of fledglings in the Moson Plain Natura 2000 site during the 2019–2023 period

	2019	2020	2021	2022	2023
ládában költő párok száma <i>number of pairs breeding in nest boxes</i>	20	29	7	19	46
sikeres költések száma <i>number of successful breeding</i>	16	25	1	15	41
kirepült fiókák száma <i>number of fledglings</i>	min. 45	117	3	58	153



2. ábra: Vörös vércse (*Falco tinnunculus*) fiókák költőládában (LAJTA Project) (Fotó: WINKLER D.)

Figure 2. Common Kestrel (*Falco tinnunculus*) young in artificial nest-box (LAJTA Project) (Photo: D. WINKLER)

3.3. ERDEI FÜLESBAGOLY

3.3.1. Korábbi felmérések erdei fülesbagoly költési eredményei

A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság által kezelt költőládák egyikében 2011-ben költött erdei fülesbagoly a Csáktanya közelében. 2016-ban, a Soproni Egyetem által létrehozott kisebb költőládatelepen költött egy pár egy nagyobb méretű, szélesebb ládában, három fiókát nevelve (3. ábra).

3.3.2. Erdei fülesbagoly költések mesterséges ládában a 2019–2023 időszakban

Ritka, de rendszeres költőfaj műfészkekben. Rendszerint a nagyobb költőláda-telepeken tapasztaljuk költéseit a zártabb facsoportokban van erdősávokban, ahol egy-egy pár telepszik meg telepenként. Egy esetben fordult elő Irénmajor közelében, hogy egy költőláda-telepen 2 pár erdei fülesbagoly is foglalt műfészket.

A vizsgálati időszak öt éve alatt összesen 14 pár költését figyeltük meg, ebből 10 bizonyult sikeresnek (**4. táblázat**). Összesen 35 fióka repült ki sikeresen. A pocokhiányos év (2021) az erdei fülesbagolyra is hatással volt, mindössze egy pár kezdett költésbe ládában, de az sem bizonyult sikeresnek. 2023-ban, valószínűleg a tavaszi szélsőséges időjárás miatt több költés is sikertelenül végződött. Kevés esetben találkoztunk pótköltéssel, ebben az évben viszont volt egy ilyen eset, ami egyben sikeresnek is bizonyult.

4. táblázat: Erdei fülesbagoly (*Asio otus*) költések költőládában és a sikeresen kirepült fiókák száma a Mosoni-síkon a 2019–2023 közötti időszakban

Table 4. Number of Long-eared Owl (*Asio otus*) breedings in artificial nest boxes and number of fledglings in the Moson Plain during the 2019–2023 period

	2019	2020	2021	2022	2023
ládában költő párok száma <i>number of pairs breeding in nest boxes</i>	1	5	1	3	4
sikeres költések száma <i>number of successful breeding</i>	1	5	0	3	1
kirepült fiókák száma <i>number of fledglings</i>	4	19	0	9	3



3. ábra: Erdei fülesbagoly (*Asio otus*) és fiókái költőládában (LAJTA Project) (Fotó: WINKLER D.)
Figure 3. Long-eared Owl (*Asio otus*) with nestlings in artificial nest box (LAJTA Project) (Photo: D. WINKLER)

4. MEGVITATÁS

Vércséknek szánt mesterséges fészkelőhelyekkel az elmúlt, közel negyed század során minimum 172 vörös vércse, 20 kék vércse és 17 erdei fülesbagoly költését segítettük elő. Célfajunk, a kék vércse az elterjedésének a Mosoni-sík az egyik legnyugatibb területe (leszámítva a szigetszerű olaszországi populációt), továbbá a vörös vércsének is jelentős számú állománya költ a térségben. 2000 és 2023 között e fajok védelme érdekében már 233 költőláda került kihelyezésre. A folyamatos amortizáció következtében jelenleg 97 aktív ládát kezelünk. A ládákat elsősorban a jó ragadozómadár-élőhelyek közelében (gyep, ugar) helyeztük ki. A nagyobb erdős területeken (Pumpa- és Szedres-erdő) kihelyezett ládába eddig ritkán települtek be műfészket foglaló ragadozó madarak, még az erdő szegélyében kirakott ládáknak is csak pár alkalommal tapasztaltunk vörös vércse, illetve egy ízben erdei fülesbagoly költéseket. A sűrűbb erdősávok ezzel szemben már jobb foglalási arányt mutattak. A várbalogi legelőre, mint a terület egyik utolsó állandó gyepeire kihelyezett 3 láda mindegyike foglalt volt 2019–2023 között. Még 2021-ben is, amikor a térségben lecsökkent a táplálék mennyiség és a költségek túlnyomó része sikertelenül zárult. Ez is jól mutatja a gyepek fontosságát e ragadozómadár-fajoknál. Az el nem foglalt ládák esetében mindig felmerül a kérdés, hogy vajon kevesebb a madár, vagy nincs megfelelő mennyiségű táplálék, hogy költésbe kezdjenek, vagy a ládát helyeztük ki kevésbé optimális helyre.

Sikeres kék vércse költéseket többnyire akác csoportokban található ládatelepeknél tapasztaltunk. A Csáktanya közelében található akácosban időszakosan néhány vetési varjú pár megtelepszik, ami szintén oda vonzhatja a fészket nem építő fajokat. A térségben a Nickelsdorf-Hegyeshalom határátkelő osztrák oldalán 30–35 pár vetési varjú fészkel, telepük azonban a nagyfokú zavarás miatt a kék vércséknek alkalmatlan költésre. Emellett a szlovák oldalon is van egy külterületi vetési varjú telep, ami viszonylag közel van a magyar határhoz.

A Mosoni-síkon kék vércse esetében minimum 2 páros “telep” csak néhány évben volt megfigyelhető az elmúlt 24 évben. A csatlakozó szlovák területeken viszont sikerült az utóbbi néhány évben egy stabilabb kolóniát létrehozni mesterséges költőládákkal. Nálunk egyértelműen a szoliter költés az elterjedt. Adott területen a telepesen fészkelő és a szoliter módon költő kék vércse párok költési sikere között jelentős különbség is lehet (HARASZTHY 1998, PALATITZ *et al.* 2018). A sikeresen kirepült fiókák átlagos száma a telepesen fészkelők esetében akár 1,5–1,6 értékkel is nagyobb lehet (HARASZTHY & BAGYURA 1993, TÓTH 1995). Ennek ellenére az utóbbi 5 évben sikerrel költő kék vércsék viszonylag magas fiókaszámot tudtak produkálni, átlagosan 3,0 fióka repült ki sikeresen a költőládákból.

A Mosoni-sík magyar és szlovák területein többnyire a nagytáblás, egyre intenzívebb mezőgazdasági művelés a jellemző. Ezzel szemben az ausztriai oldalon a nadrágszík-parcellás táblaméret, változatos vetésszerkezet, nagyobb arányú ugaroltatás és ebből kifolyólag változatosabb táj a jellemző, amely a táplálékkínálatra is hatással van. A kék vércsének nagyon fontos a rovtáplálék (KEVE & SZIJ 1957, PURGER 1998, KRIŠTÍN *et al.* 2014, SZÖVÉNYI 2015, PALATITZ *et al.* 2018). A kifejezetten pocokjárásos években azonban a zsákmányolás eltolódhat az emlős táplálék (**4. ábra**), mint könnyen elérhető táplálék felé is (PALATITZ *et al.* 2022). A vörös vércsének és az erdei fülesbagolynak is fő táplálékát a kisemlősök jelentik (KOTYMÁN & SOLT 2022, KOVÁCS & MONOKI 2022). Mezei pocokban gyengébb években azonban utóbbi két ragadozó faj költőállománya, lekövetve a préda populációt, lecsökkenhet. Erre egy extrém példa volt a 2021-es év, amikor csupán 1 pár vörös vércse költött sikeresen a költőládákban, ahol más években akár 20–40 pár költését is észleltük. Táplálékban gazdagabb években azonban sokszor találkozunk extrém helyeken, például vadetetőben, vagy szalmabálában (FARAGÓ 2020) költő vörös vércsékkel, ami utalhat fészkelőhely-hiányra. A kék vércse esetében valószínűleg árnyaltabb a kép.



4. ábra: Kék vércse (*Falco vespertinus*) pocokzsákmánnyal (MOSON Project) (Fotó: WINKLER D.)
Figure 4. Male Red-footed Falcon with vole (MOSON Project) (Photo: D. WINKLER)

Pocokgradációs években (2015, 2017, 2019, 2023) nagyobb sikerrel tudtak fiókát repíteni a kék vércse párok is, de volt erre példa az alacsonyabb pocokjárású években is. Fontos limitáló tényező lehet, hogy a kék vércse teljes táplálékspektrumát (rovar, kétéltű, hüllő, kisemlős) tekintve megfelelő legyen a kínálat. Mivel a kék vércsék vadászatuk során nem távolodnak el túl messzire a fészektől, fontos az élőhelyi változatosság (PALATITZ 2012, PALATITZ *et al.* 2018). Szlovákiában, az osztrák határhoz közeli költőláda-telep létrehozása is valószínűleg ezért is járhatott sikerrel (SLOBODNÍK *et al.* 2017). Ezek a madarak feltételezésünk szerint sokszor járnak át Magyarországra is táplálkozni, Rajkán több esetben is figyeltünk meg vadászó és táplálékot hordó öreg madarakat, amelyek nem a magyar oldalon költöttek.

Szlovákiában az intenzív költőláda-kihelyezési program eredményeképpen a térségben egy stabilabb kolónia tudott megtelepedni (SLOBODNÍK *et al.* 2017, 2021). Számos térségben végzett hasonló akciók során a kék vércse populáció rövid időn belül nagyobb százalékban foglalta el a mesterséges költőhelyeket, mint a természetes költőhelyeket (PALATITZ *et al.* 2009, SLOBODNÍK *et al.* 2017, CALABRESE *et al.* 2020). A Mosoni-sík kék vércse állományán három ország (Ausztria, Magyarország, Szlovákia) osztozik, amelyre konkrét megfigyelések is utalnak. Magyarországon jelölt madarat figyeltek már meg szlovák költőtelepen, valamint rendszerint a magyar oldalon költő madarak szlovák gyűrűt viselnek. Reméljük, hogy a szlovák részpopuláció, amely már átlépte a 20 páros létszámot (R. SLOBODNÍK szóbeli közlése) tovább erősíti majd a hazai kék vércse állományát is. Azonban táplálék hiányában valószínűleg továbbra sem lesz stabil populáció a hazai oldalon, ahogy azt az elmúlt 24 évben is tapasztaltuk. Ha a kék vércse nyugat-pannon populációjának komoly szintű védelmében szeretne Magyarország is szerepet vállalni, akkor az élőhely fejlesztésre kell törekedni. Legörvendetesebb az állandó gyepek és a legeltetés kiterjesztése lenne, ami a Steppe on Border Life program egyik célkitűzése is. Azonban a biodiverzitás-növelést célzó agrártámogatási programok nélkül átütő siker nem várható hosszú távon a faj megőrzésében. Ezek az intézkedések pedig nem csak a kék vércsének, hanem a szintén veszélyeztetett parlagi

sasnak (*Aquila heliaca*) és tűzoknak (*Otis tarda*), továbbá vadászható apróvadainknak, kiemelten a fogolynak (*Perdix perdix*) és a mezei nyúlnek (*Lepus europaeus*) is kedveznének. Sajnos az öntözés egyre nagyobb mértékű támogatásával a mezőgazdasági művelés egyre intenzívebbé válik, ami a táj élővilágának elszegényedését okozza (SZÉP et al. 2012, GAÜZCREA et al. 2019, HANZELKA et al. 2019). Az aktív fajmegőrzési tevékenység révén számos költőhely várja a kék vércsét a Mosoni-síkon. Az elmúlt közel negyed évszázad tapasztalatai alapján azonban az érzékelhető, hogy ez a tevékenység szükséges, de önmagában egyelőre csak az 1–4 pár szinten tartásához elegendő.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretnénk köszönetet mondani mindazoknak, akik munkájukkal hozzájárultak a vércse ládák ellenőrzéséhez, kihelyezéséhez, karbantartásához: BODOR ÁDÁM, DR. BÓNA KRISZTINA, JOZEF CHAVKO, DULAI DÁVID, DR. FARAGÓ SÁNDOR, DR. KALMÁR SÁNDOR, KELEMEN PETRA, KESZTHELYI GÁSPÁR, KIS MÁRTON, KISS REBEKA, DR. KOVÁCS GYULA, KOZMA LÁSZLÓ, KÖRNYEI ARTÚR, NÉMETH TAMÁS MÁRTON, SÁRI MÁTYÁS, SIPOS TIBOR, STINNER BÁLINT, SZENTMIHÁLYI GÁBOR, SZOMMER TAMÁS, SZÖLLŐS ATTILA, TIMON DÁVID, VARGA SZABOLCS, VIG BÁLINT, VIG TIBOR, VIGNÉ PRIZNICZ TÜNDE. Továbbá szeretnénk megköszönni azon személyeknek és szervezeteknek, akik és amelyek ládával vagy anyagilag támogatták a projektet: KOVÁCS ATTILA, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Raptor Protection Slovakia és a Soproni Egyetem Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézete.

IRODALOMJEGYZÉK

- BAGYURA J. & HARASZTHY L. (2022): Gyakorlati ragadozómadár- és bagolyvédelem. In: HARASZTHY L. & BAGYURA J. (szerk.): *Magyarország ragadozó madarai és baglyai*. 2. kötet. *Sólyomalakúak és bagolyalakúak*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest: 634–643.
- BALSAY S. (2014): Ritka madárfajok megfigyelései az Észak-Hanság vidékén. *Magyar Apróvad Közlemények* **12**: 151–154. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2014.151>
- BÁTKY G. (2012): Vörös vércse – *Falco tinnunculus*. In: FARAGÓ S. (szerk.): *Nyugat-Magyarország fészkelő madarainak elterjedési atlasza*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 85.
- CALABRESE, L., MUCCIOLO, A., ZANICHELLI, A. & GUSTIN, M. (2020): Effects of nest boxes on the most important population of red-footed falcon *Falco vespertinus* in Italy. *Conservation Evidence* **20**: 35–39.
- CSÖRGEY T. (1908): A M.O.K. ezévi működése a gyakorlati madárvédelem terén. *Aquila* **15**: 302–305.
- DÖVÉNYI Z. (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- FARAGÓ S. (2012a): A határstruktúra alakulása. In: FARAGÓ S. (szerk.): *A LAJTA Project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 93–117.
- FARAGÓ S. (2012b): Bevezetés - A LAJTA Project. In: FARAGÓ S. (szerk.): *A LAJTA Project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 7–20.
- FARAGÓ S. (2012c): Vetésszerkezet és az élőhely-diverzitás változása. In: FARAGÓ S. (szerk.): *A LAJTA Project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 34–65.

- FARAGÓ S. (2020): A vörös vércse új típusú fészekhelyfoglalása a Mosoni-síkon. *Madártávlat* **27**(4): 40.
- FARAGÓ S. & KALMÁR S. (2006): A tűzok védelme Magyarországon. Life Nature Project 2005. évi monitoring jelentése. *Magyar Ápróvad Közlemények* 2006. évi különszám: 12–15.
- FARAGÓ S., JÁNOSKA F. & DITTRICH G. (2012a): A LAJTA Project ragadozó madarai. In: FARAGÓ S. (szerk.): *A LAJTA Project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 337–356.
- FARAGÓ S., JÁNOSKA F., DITTRICH G. & GICZI F. (2012b): Varjúfélék (Corvidae) állomány- és teríték monitoringja a Lajta Projektben. In: FARAGÓ S. (szerk.): *A LAJTA Project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 337–356.
- GAÜZÈRE, P., BARBARO, L., CALATAYUD, F., PRINCÉ, K., DEVICTOR, V., RAISON, L., SIRAMI, C. & BALENT, G. (2019): Long-term effects of combined land-use and climate changes on local bird communities in mosaic agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **289**: 106722. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106722>
- GYÖRIG E. (2020): Költözött vércseláda. *Madártávlat* **27**(2): 40–41.
- HANZELKA, J., HORKÁ, P. & REIF, J. (2019): Spatial gradients in country-level population trends of European birds. *Diversity and Distributions* **25**(10): 1527–1536. <https://doi.org/10.1111/ddi.12945>
- HARASZTHY L. (1996): *Gyakorlati ragadozómadár-védelem*. Magánkiadás, Budapest.
- HARASZTHY L. (1998): Kék vércse. In: HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 99–100.
- HARASZTHY L. (2019): *Magyarország fészkelő madarainak költésbiológiája*. I-II. kötet. Pro Vértess Nonprofit Zrt., Csákvár
- HARASZTHY, L. & BAGYURA, J. (1993): A comparison of the nesting habits of the Red-footed Falcon (*Falco vespertinus*) in colonies and solitary pairs. In: NICHOLLS, M.K. & CLARKE, R. (Eds.) *Biology and Conservation of Small Falcons*. The Hawk and Owl Trust, London, pp. 80–85.
- JÁNOSKA F. (2011): Fészkelő madárállományok monitoringja erdősávokban. *Ornis Hungarica* **19**: 125–132.
- JÁNOSKA F. (2012): Az erdősávok fészkelő madárközösségei. In: FARAGÓ S. (szerk.): *A LAJTA Project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 293–325.
- KEVE, A. & SZIJJ, J. (1957): Distribution, biologie et alimentation du Faucon kobezi *Falco vespertinus* L. en Hongrie. *Alauda* **25**(1): 1–23.
- KIRÁLY A. & KIRÁLY G. (2014): Gyomnövényfelvételezés a LAJTA és MOSON Project területén. Kutatási jelentés, Sopron. 3–10.
- KOTYMÁN L. & SOLT SZ. (2022): Vörös vércse *Falco tinnunculus* Linnaeus, 1758. In: HARASZTHY L. & BAGYURA J. (szerk.): *Magyarország ragadozó madarai és baglyai*. 2. kötet. *Sólyomalakúak és bagolyalakúak*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest: 305–349.
- KOTYMÁN, L., SOLT, SZ., HORVÁTH, É., PALATITZ, P. & FEHÉRVÁRI, P. (2015): Demography, breeding success and effects of nest type in artificial colonies of Red-footed Falcons and allies. *Ornis Hungarica* **23**(1): 1–21. <https://doi.org/10.1515/orhu-2015-0001>
- KOVÁCS Á. & MONOKI Á. (2022): Erdei fülesbagoly *Asio otus* (Linnaeus, 1758). In: HARASZTHY L. & BAGYURA J. (szerk.): *Magyarország ragadozó madarai és baglyai*. 2. kötet. *Sólyomalakúak és bagolyalakúak*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest: 231–261.
- KRIŠTÍN, A., TULIS, F., KLIMANT, P., BACSA, K. & AMBROS, M. (2017): Food supply (Orthoptera, Mantodea, Rodentia and Eulipotyphla) and food preferences of the red-footed falcon (*Falco vespertinus*) in Slovakia. *Raptor Journal* **11**(1): 1–14. <https://doi.org/10.1515/srj-2017-0005>
- MOLNÁR GY. (2000): A kék vércse, a vörös vércse és az erdei fülesbagoly mesterséges telepítésének eredményei a Dél-Alföldön. *Ornis Hungarica* **10**: 93–98.
- PALATITZ P. (2012): A kék vércse (*Falco vespertinus*) védelmének tudományos megalapozása. Doktori (PhD) értekezés. Szent István Egyetem, Mezőgazdasági és Környezettudományi Kar, Gödöllő
- PALATITZ P., SOLT SZ. & FEHÉRVÁRI P. (szerk.) (2018): *Kék könyv: A kék vércse ökológiája és megőrzése*. MME, Budapest.

- PALATITZ P., SOLT SZ. & FEHÉRVÁRI P. (2022): Kék vércse *Falco vespertinus* Linnaeus, 1766. In: HARASZTHY L. & BAGYURA J. (szerk.): *Magyarország ragadozó madarai és baglyai*. 2. kötet. *Sólyomalakúak és bagolyalakúak*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest: 305–349.
- PALATITZ P., SOLT SZ., FEHÉRVÁRI P., ERDÉLYI K., BÁNFI P. & EZER Á. (2009): Kékvércse-védelmi Munkacsoport 2007. évi beszámolója. *Heliaca* 5: 14–23.
- PURGER, J.J. (1998): Diet of Red-footed Falcon *Falco vespertinus* nestlings from hatching to fledging. *Ornis Fennica* 75(4): 185–191.
- SLOBODNÍK, R., CHAVKO, J., LENGYEL, J., NOGA, M., MADERIČ, B. & BALÁŽ, M. (2017): Trend in an isolated population of the red-footed falcon (*Falco vespertinus*) at the edge of its breeding range (south-western Slovakia). *Raptor Journal* 11: 83–89. <https://doi.org/10.1515/srj-2017-0007>
- SLOBODNÍK, R., CHAVKO, J., LENGYEL, J., NOGA, M., MADERIČ, B. & BALÁŽ, M. (2021): Corrigendum: Trend in an isolated population of the red-footed falcon (*Falco vespertinus*) at the edge of its breeding range (south-western Slovakia). *Raptor Journal* 15: 89–90.
- SOLT SZ., PIGNICZKI CS., UTASSY T., FEHÉRVÁRI P. & PALATITZ P. (2005): Kiskunsági kék vércse kitekintő – avagy egy ígéretes műfészkek telep kialakításának tapasztalatai. *Heliaca* 2: 67–71.
- SZÉP, T., NAGY, K., NAGY, ZS. & HALMOS, G. (2012): Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999–2012. *Ornis Hungarica* 20(2): 13–63. <https://doi.org/10.2478/orhu-2013-0007>
- SZÖVÉNYI, G. (2015): Orthopteran insects as potential and preferred preys of the Red-footed Falcon in Hungary. *Ornis Hungarica* 23(1): 48–57. <https://doi.org/10.1515/orhu-2015-0004>
- TÓTH I. (1995): A Békés megyei ragadozómadár-állomány helyzete és változása 1990–1995. MME, Budapest
- VÁCZI M. (2006): Adatok egyes ritka madárfajok helyzetéhez a Kisalföldön. *Szélkiáltó* 12: 16–19.
- VÁCZI M. (2013): Adatok Győr-Moson-Sopron megye ragadozó faunájához az ezredforduló környékén. *Magyar Apróvad Közlemények* 11: 1–28.

DISTRIBUTION OF WOODPECKER SPECIES (AVES: PICIDAE) IN THE MAGAS-BAKONY LANDSCAPE PROTECTION AREA

Bruckner Attila¹, Ónodi Gábor² & Winkler Dániel¹

¹Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézet,

University of Sopron, Institute of Wildlife Biology and Management

H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4, Hungary; e-mail: brucknera@t-online.hu, winkler.daniel@uni-sopron.hu

²HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, Víz tudományi és Víz biztonsági Nemzeti Laboratórium

HUN-REN Balaton Limnological Research Institute, National Laboratory for Water Science and Water Security,

H-8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3, Hungary. e-mail: onodi.gabor@blki.hu

ABSTRACT

BRUCKNER, A., ÓNODI, G. & WINKLER, D. (2023): DISTRIBUTION OF WOODPECKER SPECIES (AVES: PICIDAE) IN THE MAGAS-BAKONY LANDSCAPE PROTECTION AREA. *Hungarian Small Game Bulletin* 15: 171–180. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.171>

The several thousand hectares of nearly contiguous forests of the Bakony Hills, located in the middle of Transdanubia, are suitable habitats for all nine species of woodpeckers found in Hungary. In addition to literature work, field surveys were carried out to investigate the distribution of the species and the habitat types of the occurrences. During the research, it has been proven that the Great Spotted Woodpecker (*Dendrocopos major*) is the most common woodpecker species in Bakony Hills, followed by the Black Woodpecker (*Dryocopus martius*), the Grey-faced Woodpecker (*Picus canus*) and the Middle Spotted Woodpecker (*Leiopicus medius*). The density of White-backed Woodpeckers (*Dendrocopos leucotos*) in the study area was surprisingly high.

KEYWORDS: Bakony Hills, mid-mountain forests, Piciformes, *Dendrocopos leucotos*, deadwood

1. INTRODUCTION

Research on birds, the most abundant terrestrial group among vertebrates (CHEN *et al.* 2019), started relatively late in the Bakony Mountains. The existing gaps, especially in the field of ornithology, were pointed out by the Benedictine teacher-monk RÓMER (1860) already in the middle of the 19th century. In his work, he also expressed the opinion that these gaps will soon be filled by Hungarian naturalists "and the exceptional fauna of the Bakony will also be enriching natural science". For a long time his hopes for vertebrate research were not realised. JAKAB SCHENK, one of the most renowned ornithologists of his time, still stated in the 1920s that Zala and Veszprém counties, in which most of the Bakony lies, were still "terra incognita" in terms of birdlife (BARTA 2003). A major turn in the exploration of bird fauna occurred in 1930, when Géza Entz organized the research of the fauna of Lake Balaton and its surroundings, and obviously birds were not neglected. The studies were carried out by renowned researchers such as NÁNDOR HOMONNAY, ANDRÁS KEVE, IMRE PÁTKAI, and ALBERT VERTSE, among others.

Knowledge of the bird fauna of the Bakony region was scarce until the 1960s. Research specifically targeting the Bakony area began in 1962, when the Bakony Museum in Veszprém, following the path of the Balaton research at the beginning of the century, organised the "Natural Landscape of the Bakony" research programme, aimed at the natural scientific exploration of the Bakony Mountain's area (BARTA 2003).

1971 was a significant year in the history of ornithological research in the Bakony, as BANKOVICS (1973a) was the first to find the White-backed Woodpecker near the highest point

of the Bakony, the summit of the 709 m high Kőris Hill. This was followed by evidence of the breeding of the species in the spring of the following year.

Further ornithological research in the Bakony was organised by the Bakony Museum and several papers were published (BANKOVICS 1973a, 1973b, BARTA 1992, 1997, 2003, KEVE 1981, SZOLNOKY 1973). From the period 2003–2016, observation data of more than 140 bird species were presented by TRIEBL (2010a, 2010b, 2017) from Bakonyszentlászló and its surroundings. Our research, which started in autumn 2020, aims to assess the occurrence of woodpecker species in the Magas-Bakony Landscape Protection Area and to investigate their habitat selection.

2. MATERIALS AND METHODS

The study area was the 8732 ha Magas-Bakony Landscape Protection Area. 84% (almost 7,300 hectares) of the Landscape Protection Area under study is covered by forests, mostly semi-natural or good natural condition (HARMAT 2000). The majority (70%) of the forests in the protected area are mid-mountain hornbeam-beech forests (*Melitti-fagetum*), the preservation of which is one of the conservation objectives in the Landscape Protection Area.

The individual woodpecker species of the study area were surveyed along existing trails in an approximately 100 m buffer, modified after KUMAR *et al.* (2014).

The woodpeckers were surveyed on 74 field days between August 2020 and October 2022. For data recording we used a Garmin eTrex 22 GPS device. The data were processed in GoogleEarth for handling digital satellite images.

3. RESULTS AND DISCUSSION

All of the nine woodpecker species of the six genera found in Hungary (HADARICS & ZALAI 2008) occur in the Bakony area, which are the following: the White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*), the Great Spotted Woodpecker (*D. major*), the Syrian Woodpecker (*D. syriacus*), the Lesser Spotted Woodpecker (*Dryobates minor*), the Black Woodpecker (*Dryocopus martius*), the Eurasian Wryneck (*Jynx torquilla*), the Middle Spotted Woodpecker (*Leiopicus medius*), the Grey-faced Woodpecker (*Picus canus*), and the Green Woodpecker (*P. viridis*), respectively.

The population data are presented according to the most recent survey data results (SZÉP *et al.* 2021), supplemented by our own estimates for the study area (**Table 1**).

The White-backed Woodpecker is a strictly protected species and the rarest woodpecker in Hungary (**Figure 1**). It has a Palaearctic distribution, with 12 subspecies ranging from the Pyrenees to the Japanese islands. The European population is estimated at 232,000–586,000 pairs (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023), of which 260–760 pairs nest in Hungary in several isolated, isolated populations (GORMAN *et al.* 2021b). Its population and distribution in the Mátra Mts. and Börzsöny Mt. are well documented (SCHMIDT 2004, SELMECZI KOVÁCS 2017), but apart from sporadic observations from Bakonyszentlászló and its surroundings (TRIEBL 2017), almost no information on its population size and habitat preference in Bakony has been provided since the publication of BANKOVICS (1973b). It is a specialist species of woodpecker in terms of both habitat and foraging. It prefers old-growth stands of beech, beech-hornbeam, oak-hornbeam and alder forests, with large amount of standing or lying deadwood (GORMAN 2004, CZESZCZEVIK & WALANKIEWICZ 2006, HARASZTHY 2019). It maintains large territory of up to several hundred hectares (CAMPION *et al.* 2020).



Figure 1. Male White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) feeding on dead wood near tinder mushrooms in the Gella stream valley in Szentgál (Photo: BRUCKNER A.)

In the last two years, 75 White-backed Woodpecker sightings have been recorded (**Map 1**), more than that of the Lesser Spotted Woodpecker and Green Woodpecker. Above its typical habitat types, it also occurred in beech forests mixed with Turkey oak or European larch. On one occasion we detected an individual feeding in a patch of unmixed European larch. A male individual searching for food on a mossy rock in the Bécsi ditch in Bakonyszűcs was also observed. In the Magas-Bakony, apart from its typical habitats (forests with a high proportion of deadwood), the White-backed Woodpecker is often observed also in stands with a medium or with a very low amount of deadwood.

Table 1: Summary table of woodpecker species recorded in the Magas-Bakony Landscape Protection Area with estimated population data

Species	Scientific name	Number of observations	Proportion of the observations
White-backed Woodpecker	<i>Dendrocopos leucotos</i>	75	6,27%
Great Spotted Woodpecker	<i>Dendrocopos major</i>	577	48,20%
Syrian Woodpecker	<i>Dendrocopos syriacus</i>	1	0,08%
Lesser Spotted Woodpecker	<i>Dryobates minor</i>	43	3,59%
Black Woodpecker	<i>Dryocopus martius</i>	191	15,96%
Eurasian Wryneck	<i>Jynx torquilla</i>	3	0,25%
Middle Spotted Woodpecker	<i>Leiopicus medius</i>	130	10,86%
Grey-faced Woodpecker	<i>Picus canus</i>	129	10,78%
Green Woodpecker	<i>Picus viridis</i>	48	4,01%
Total:		1197	100,00%

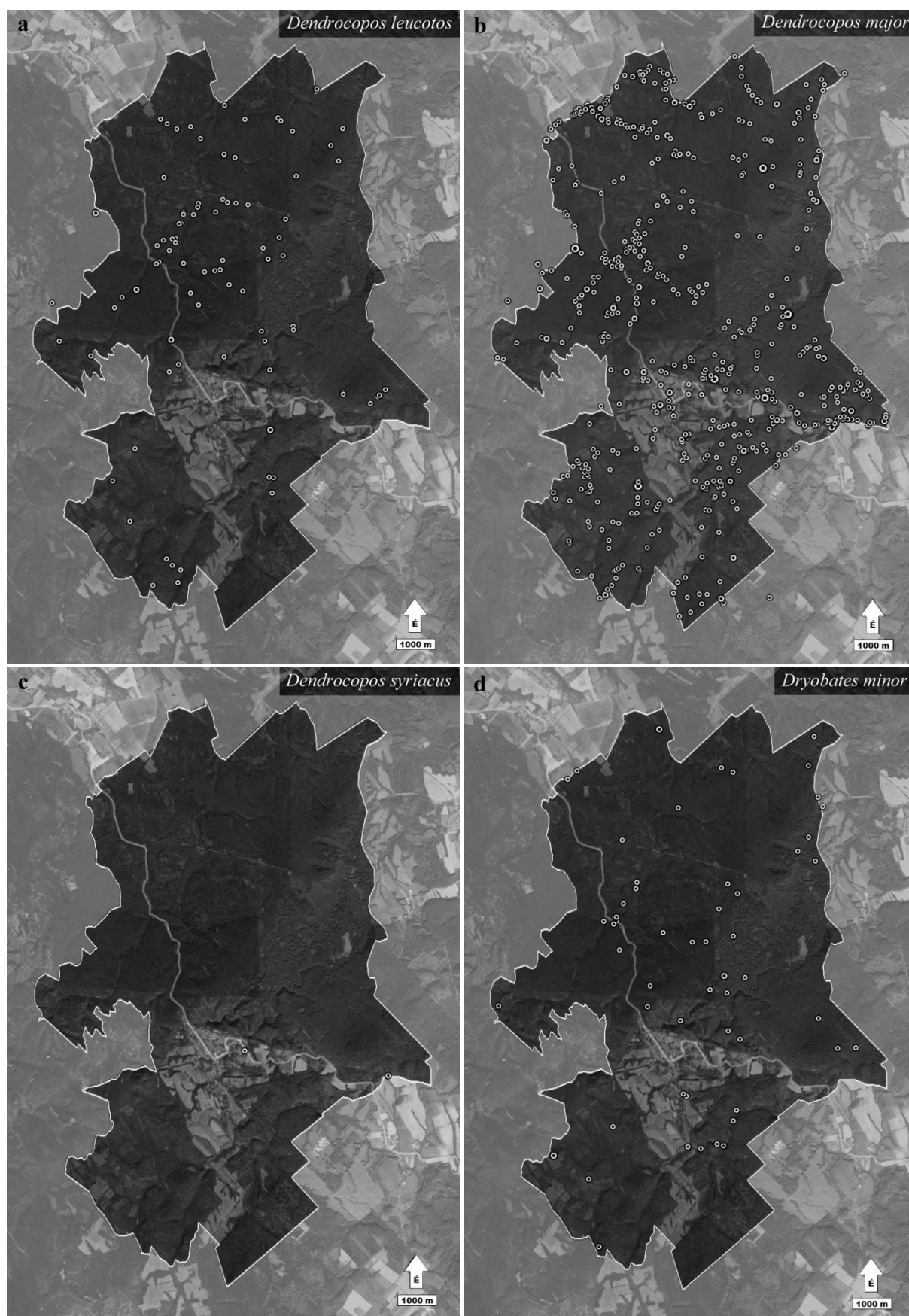
The Great Spotted Woodpecker is the most common woodpecker species in Europe and thus in our country. Its global population is estimated at between 37 and 56 million pairs,

of which between 13 and 19 million pairs are likely to occur in Europe (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023). The estimated domestic population is almost 304,000–324,000 pairs (GORMAN *et al.* 2021g). It has a Palearctic distribution with 24 subspecies. It is evenly distributed in large numbers across much of Europe, but its largest populations are in central Europe. As a generalist species, it is found in all wooded forest habitats where it can find trees of suitable size for nesting (ÓNODI & WINKLER 2016). It occurs in almost all types of wooded habitats, from mid-mountain beech forests to urban gardens and parks, and is well adapted to urban landscapes (ÓNODI & CSÖRGŐ 2013, GORMAN 2014, ÓNODI & WINKLER 2014, GORMAN *et al.* 2021g). Due to its large population size and frequent hole-excavating, it provides breeding habitat for secondary hole-nesting birds (ÓNODI & WINKLER 2014). It is clearly the most common species of woodpecker in the Bakony, with nearly half of the observed individuals being Great Spotted Woodpeckers (**Map 1b**).

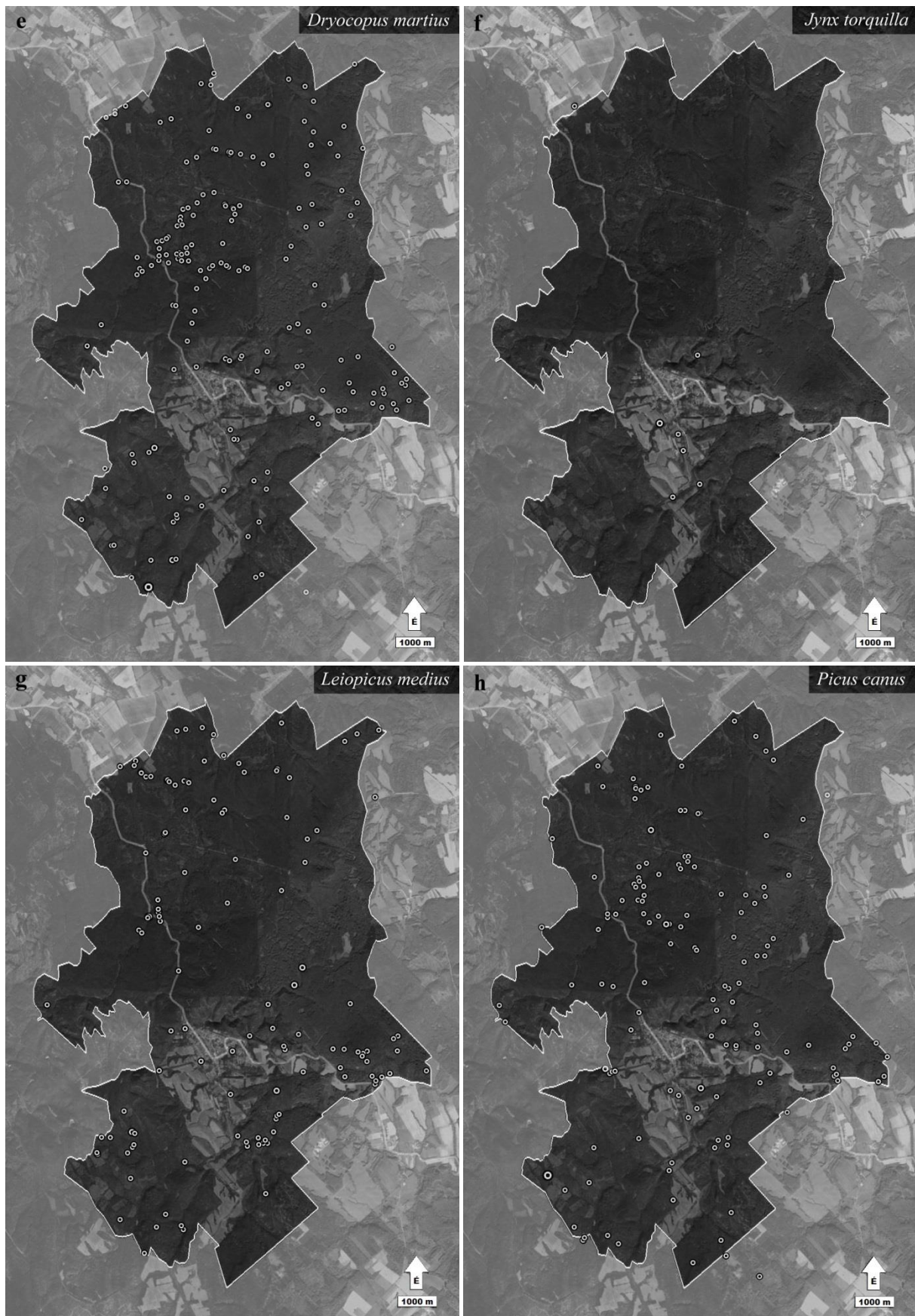
The Syrian Woodpecker appeared in our country in the 1930s (BERETZK 1942), and in nearly 30 years it has spread all over the country ever since (GORMAN *et al.* 2021a). Its expansion is well documented in the national literature (*e.g.*, KEVE 1955, AGÁRDI 1959). It is mainly a breeding bird of south-eastern and central Europe, with an estimated European population of about 281,000–653,000 pairs (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023). In Hungary, based on recent surveys, its breeding population is estimated between 44,000 and 65,000 pairs (GORMAN *et al.* 2021a), mainly in urban and agricultural habitats (WINKLER 2012, GORMAN 2014, HARASZTHY 2019, GORMAN *et al.* 2021a). They avoid dense, closed forests. It has been observed nesting in the eastern Bakony since the early 1950s (BARTA 2003). The species occurs in open, mosaic areas of the mountains, affected by urban land use, but is not common (GORMAN *et al.* 2021a). Its distribution map shows a low density in the Bakony (GORMAN *et al.* 2021a). In the study area, only one male individual was recorded so far, in the southeastern foothills of Som Hill, in a beech-sessile-oak-Turkey oak stand towards Pénteszgyőr (**Map 1c**). Its occurrence and population in the inhabited areas of the Landscape Protection Area (Bakonybél and the associated Som Hill) need further investigation.

The Lesser Spotted Woodpecker is our smallest woodpecker species. It has a Palaearctic distribution with 13 subspecies (GORMAN 2014). Of the 491,000–1,050,000 pairs in Europe (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023), about 12,500–16,500 pairs nest in our country (GORMAN *et al.* 2021e). According to the Hungarian distribution map, it occurs at relatively low densities in the Bakony, and our observations confirm this (**Map 1d**). It is most abundant in our mid-mountain and hilly forests and in floodplain forests of rivers and streams, with ample amount of standing, decayed dead trees are appropriate (ÓNODI & CSÖRGŐ 2014), thus this species can find enough food (bark arthropods) and excavate cavities. It is a common member of mixed species foraging flocks in winter alongside tits (WIKTANDER *et al.* 2001). Its small size is also reflected in its habitat, because it occurs and often forages in dense beech thickets or reeds, and can cling to twigs and also to reeds.

The Black Woodpecker is the largest of our woodpecker species. In the middle of the 20th century, its population began to expand throughout Europe. Out of a world population of nearly five million, between 1,110,000 and 1,820,000 pairs nest in Europe (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023). According to recent surveys, the domestic population is estimated at 13,500–15,500 pairs (GORMAN *et al.* 2021c). Previously known only from beech forests in higher mid-mountain ranges, this rare nesting species is now found in almost all wooded habitats and breeds regularly in floodplain forests, urban parks and also in poplar plantations (HARASZTHY 2019). According to GORMAN (2014), the species has its highest population density in mid-mountain beech forests. In the Bakony, it is the second most common woodpecker species after the Great Spotted Woodpecker.



Map 1. Distribution of the surveyed woodpecker species in the Magas-Bakony Landscape Protection Area. a. White-backed Woodpecker; b. Great Spotted Woodpecker; c. Syrian Woodpecker; d. Lesser Spotted Woodpecker (Source map: GoogleEarth)



Map 1 (cont.). Distribution of the surveyed woodpecker species in the Magas-Bakony Landscape Protection Area. a. Black Woodpecker; b. Eurasian Wryneck; c. Middle Spotted Woodpecker; d. Grey-faced Woodpecker (Source map: GoogleEarth)



Map 1 (cont.). Distribution of the surveyed woodpecker species in the Magas-Bakony Landscape Protection Area. i. Green Woodpecker (Source map: GoogleEarth)

A Eurasian Wryneck is a Palaearctic polytypic species with six subspecies (GORMAN 2014), of which the nominotypical form occurs in our country. Of the European population, estimated at 674,000–1,600,000 pairs (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023), almost 15,700–16,400 pairs nest in Hungary (GORMAN *et al.* 2021h). The Eurasian Wryneck is the only migratory woodpecker species among the nine species nesting in Hungary. It is different from other woodpeckers in that it only rarely excavates (VARGA 1978) its own nesting cavity, usually uses the cavities of other woodpecker species, artificial nest-boxes or natural holes and cracks for breeding. Unlike most European woodpecker species, it is less attached to closed forests and is found in more open areas, forest edges, orchards, wooded pastures, urban gardens and parks (GORMAN 2014, HARASZTHY 2019, GORMAN *et al.* 2021h). It breeds regularly in the Bakony, but due to its large, often closed forests, it is not the most important nesting area for this species in Hungary. In the area of the surveyed Landscape Protection Area, it is mainly observed in forest edges, forest regenerations after cuttings and in large clearings (**Map 1f**).

The Middle Spotted Woodpecker is, unlike the previous species, a European faunal species, with a European population of 301,000–678,000 pairs (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023). About 23,500–25,500 pairs nest in our country, where its typical habitat is oak or mixed oak forests, but it also occurs in old floodplain forests (GORMAN *et al.* 2021f). Nevertheless, we have observed it several times in the Bakony in unmixed beech forests, where there was no oak or mixed oak stands within several hundred metres (**Map1g**). In winter it also regularly visits urban bird feeders. The population of the Magas-Bakony is as numerous as that of the Grey-faced Woodpecker.

The Grey-faced Woodpecker also has a Palearctic distribution, occurring from Western Europe to the Far East, with 11 subspecies (GORMAN 2014). The European population is estimated at 187,000–360,000 pairs (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023), while its domestic population at 1800–2300 pairs (GORMAN *et al.* 2021d). It is found in almost all hilly and mountain forests, but can also be found in floodplain forests on the Danube and the Drava, rarely the Tisza (VARGA 1998, GORMAN *et al.* 2021d). In the mid-mountain areas it has a relatively high population density, but in winter it can show vertical migration and so can be found in urban gardens and parks (HARASZTHY 2019). In the Bakony, the population size is close to that of the Black Woodpecker, which is the third most common species of woodpecker, although its winter population density is lower (**Map 1h**).

The Green Woodpecker is our largest woodpecker after the Black Woodpecker. Three subspecies occur from Western Europe to Iran (GORMAN 2014). The European population is estimated at 587,000–1,050,000 pairs (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023), of which approximately 15,000–17,000 pairs nest in our country (GORMAN *et al.* 2021i). It is mainly a lowland species, but also occurs at higher altitudes, *e.g.*, in the Bakony (GORMAN 2004). It prefers open, deciduous forest stands and forest edges, and also inhabits habitats under anthropogenic influence and is often found in urban parks, cemeteries and roadside tree rows (VARGA 1998, HARASZTHY 2019). It is feeding on ants, which is why it often forages on the ground (GORMAN *et al.* 2021i). In the Landscape Protection Area, it prefers stream valleys and forest margins rich in softwoods (**Map 1i**), but in winter it is also often found in beech regenerations with remnant trees after cutting, which it prefers to forage on.

CONCLUSIONS

Our research has shown that, similarly to its condition in Hungary, the Great Spotted Woodpecker is the most common woodpecker species in the Magas-Bakony, with a population several times larger than the other eight woodpecker species. The Black Woodpecker, the Middle Spotted Woodpecker and the Grey-faced Woodpecker occur in similar proportions. Although the present study did not aim to provide an accurate population estimate for each woodpecker species, we conservatively estimate that the White-backed Woodpecker population in the Magas-Bakony may consist of at least 25 pairs. The other four species (the Syrian Woodpecker, the Lesser Spotted Woodpecker, the Eurasian Wryneck, and the Green Woodpecker) were more scarce comparing to White-headed Woodpeckers.

ACKNOWLEDGEMENT

We would like to thank the colleagues of the Bakonyerdő Zrt. and the Balaton-felvidéki National Park for their help and support in our research.

REFERENCES

- AGÁRDI E. (1959): Megfigyeléseim a balkáni gerle és balkáni fakopáncs délkelet-dunántúli és északkelet-magyarországi előfordulásáról. *Aquila* **65**: 286–287.
- BANKOVICS A. (1973a): Adatok a Kőris-hegy madárvilágához. *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **12**: 517–524.
- BANKOVICS A. (1973b): Fehérhátú fakopács (*Dendrocopos leucotos*) a Bakonyban. *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **12**: 533–538.

- BARTA Z. (1992): Újabb adatok a zirci arborétum madárvilágának ismeretéhez. *Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis* **11**: 255–266.
- BARTA Z. (1997): A Bakony-hegység új madárfaja: a holló (*Corvus corax* L.). *Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis* **12**: 199–212.
- BARTA Z. (2003): *Madarak a Bakonyban I.* Bakonyi Természettudományi Múzeum, Zirc.
- BERETZK P. (1942): A balkáni fakopáncs Szegeden is fészkel. *Aquila* **46–49**: 455.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2023): IUCN Red List for Birds. <http://www.birdlife.org>
- CAMPION D., PARDO I., ELÓSEGUI M. & VILLANUA D. (2020): GPS telemetry and home range of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos*: results of the first experience. *Acta Ornithologica* **55**: 77–87. <https://doi.org/10.3161/00016454AO2020.55.1.008>
- CHEN, C.K., CHUANG, H.F., WU, S.M. & LI, W.H. (2019): Feather Evolution from Precocial to Altricial Birds. *Zoological Studies* **58**: 24. <https://doi.org/10.6620/ZS.2019>
- GORMAN, G. (2004): *Woodpeckers of Europe. A study of the European Picidae.* Bruce Coleman. Chalfont St. Peter
- GORMAN, G. (2014): *Woodpeckers of the World: The Complete Guide.* Christopher Helm, London
- GORMAN G., KOMLÓS M., ÓNODI G. & SCHMIDT A. (2021a): Balkáni fakopáncs. In: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza.* Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 423–425.
- GORMAN G., KOMLÓS M., ÓNODI G. & SCHMIDT A. (2021b): Fehérhátú fakopáncs. In: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza.* Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 428–429.
- GORMAN G., KOMLÓS M., ÓNODI G. & SCHMIDT A. (2021c): Fekete harkály. In: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza.* Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 430–432.
- GORMAN G., KOMLÓS M., ÓNODI G. & SCHMIDT A. (2021d): Hamvas küllő. In: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza.* Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 436–437.
- GORMAN G., KOMLÓS M., ÓNODI G. & SCHMIDT A. (2021e): Kis fakopáncs. In: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza.* Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 420–422.
- GORMAN G., KOMLÓS M., ÓNODI G. & SCHMIDT A. (2021f): Közép fakopáncs. In: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza.* Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 418–420.
- GORMAN G., KOMLÓS M., ÓNODI G. & SCHMIDT A. (2021g): Nagy fakopáncs. In: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza.* Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 425–428.
- GORMAN G., KOMLÓS M., ÓNODI G. & SCHMIDT A. (2021h): Nyaktekercs. In: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza.* Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 416–418.
- GORMAN G., KOMLÓS M., ÓNODI G. & SCHMIDT A. (2021i): Zöld küllő. In: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza.* Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 433–435.
- HARASZTHY L. (2019): *Magyarország fészkelő madarainak költésbiológiája.* I-II. kötet. Pro Vértess Nonprofit Zrt., Csákvár
- HARMAT B. (szerk.) (2000): *A Bakony – A természet kincsestára.* A Bakonyi Természettudományi Múzeum Baráti Köre, Zirc.
- KEVE A. (1981): Madártani adatok a Déli-Bakonyból, valamint a Bakonyaljáról. *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **16**: 233–243.
- KUMAR, R., SHAHABUDDIN, G. & KUMAR, A. (2014): Habitat determinants of woodpecker abundance and species richness in sub-Himalayan dipterocarp forests of north-west India. *Acta ornithologica* **49**(2): 243–256. <https://doi.org/10.3161/173484714X687136>
- HADARICS T. & ZALAI T. (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke – Nomenclator Avium Hungariae. MME, BirdLife International, Budapest.

- ÓNODI G. & CSÖRGŐ T. (2013): Relationship between vegetation structure and abundance of Great-spotted Woodpeckers (*Dendrocopos major*) in a mosaic habitat. *Ornis Hungarica* **21**(1): 1–11. <https://doi.org/10.2478/orhu-2013-0011>
- ÓNODI G. & CSÖRGŐ T. (2014): Habitat preference of Great-spotted Woodpecker (*Dendrocopos major* Linnaeus, 1758) and Lesser-spotted Woodpecker (*Dendrocopos minor* Linnaeus, 1758) in the presence of invasive plant species – preliminary study. *Ornis Hungarica* **22**(2): 50–64. <https://doi.org/10.2478/orhu-2014-0018>
- ÓNODI G. & WINKLER D. (2014): A holtfa szerepe az odúlakó madárközösségek kialakulásában. In: CSÓKA GY. & LAKATOS F. (szerk.): A holtfa. *Silva Naturalis* **5**: 125–144.
- ÓNODI G. & WINKLER D. (2016): Nest site characteristics of the Great-spotted Woodpecker in a bottomland riparian forest in the presence of invasive tree species. *Ornis Hungarica* **24**(1): 81–95. <http://dx.doi.org/10.1515/orhu-2016-0005>
- RÓMER F. (1860): *A Bakony, természetrajzi és régészeti vázlata*. II. kiadás, Győr.
- SCHMIDT A. (2004): Fehérhátú fakopáncs (*Dendrocopos leucotos*) állományfelmérése a Börzsönyben. *Tűzok* **5**(3–4): 93–96.
- SELMECZI KOVÁCS Á. (2017): A legritkább hazai harkály. *Állatvilág* **4**(5): 26–27.
- SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.) (2021): *Magyarország madáratlasza*. Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- SZOLNOKY K. (1973): Adatok az Északi-Bakony és a Bakonyalja madárvilágának ismertetéséhez. *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **12**: 579–588.
- TRIEBL, R. (2010a): Vogelbeobachtung im Forstamt Bakonyszenlászló/Nordungarn 2003–2009 – Teil 1. *Ornithologischen Mitteilungen* **62**(11): 372–381.
- TRIEBL, R. (2010b): Vogelbeobachtung im Forstamt Bakonyszentlázló/Nordungarn 2003–2009 – Teil 2. *Ornithologischen Mitteilungen* **62**(12): 413–421.
- TRIEBL, R. (2017): Vögelbeobachtung im Forstbezirk Bakonyszentlázló 2003–2016. *Magyar Ápróvad Közlemények* **13**: 225–253. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.225>
- VARGA F. (1978): Odúkészítő nyaktekercsek. Madártani Tájékoztató nov-dec.: 50–52.
- VARGA F. (1998): Hamvas küllő. In: HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 238.
- WINKLER D. (2012): Balkáni fakopáncs – *Dendrocopos syriacus*. In: FARAGÓ S. (szerk.): Nyugat-Magyarország fészkelő madarainak elterjedési atlasza. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 139.
- WIKTANDER, U., OLSSON, O. & NILSSON, S.G. (2001): Seasonal variation in home-range size, and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. *Biological Conservation* **100**(3): 387–395. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00045-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00045-3)

ÖKOLÓGIAI VIZSGÁLATOK SOPRON VÁROS MADÁRFAUNÁJÁRÓL

Szolnyik Csaba¹ & Winkler Dániel²¹Nemzeti Földügyi Központ – National Land Centre, H-1149 Budapest, Bosnyák tér 5²Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézet

University of Sopron, Institute of Wildlife Biology and Management

H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary; e-mail: winkler.daniel@uni-sopron.hu

ABSTRACT

SZOLNYIK, CS. & WINKLER, D. (2023): ECOLOGICAL STUDIES ON THE AVIFAUNA OF SOPRON. *Hungarian Small Game Bulletin* 15: 181–195. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.181>

This paper presents the results of an ecological study on the urban avifauna of Sopron. Bird surveys were carried out in six different urban green areas during the period 2006–2007. A total of 81 bird species were recorded, 56 of them are breeding species. Based on the zoogeographical analysis, the species that occurred belong to 13 faunal units. Palearctic, European, and Euroturkestan species are dominating, but at the same time, the percentage of Holarctic species is also notable. Bird species richness was the highest in the University Botanical Garden, while the lowest species richness was found in the Széchenyi Square area. The relative species richness calculated for the avifauna of Sopron was relatively high (RSR=26,54). Similarity measures and hierarchical cluster analysis based on the Simpson index clearly showed the high similarity between the two most disturbed areas (Széchenyi Square and Jereván Housing Estate) as well as between the two most natural-like areas (Sörházdomb and Botanical Garden).

KULCSZAVAK: urbán ökológia, városi madárközösségek, fajgazdagság

KEY WORDS: urban ecology, urban bird communities, bird species richness

1. BEVEZETÉS

A madárurbanizáció folyamata alatt a madarak városba való betelepülését és az új antropogén feltételekhez való adaptációjukat értjük. A szükséges fészkelőhelyen és táplálékforráson kívül előfeltétele még két fontos biológiai tulajdonság: az egyed félénkségének csökkenése, valamint a tágabb ökológiai valencia (BOZSKO 1974). A madarak természetes félénksége, amelyet az üldözés, a láрма tovább erősít, megakadályozza sok madár városiasodását. Tűrőképességük fokozódása, vagyis bizonyos pszichológiai barrier leküzdése elősegítheti a városba való letelepülésüket (KEVE 1969). Az urbán ornitofauna összetétele mindenekelőtt az adott terület fekvésétől függ, elsősorban az adott területen élő és előforduló avifauna származéka, és csak azután „terméke” a civilizációnak (BOZSKO 1968).

Az urbán környezet madártani vizsgálata világszerte hosszú ideig elhanyagolt, kerülendő témaként lappangott az ornitológusok körében. Még a szűk értelemben vett fajlisták elkészítése sem született meg a városokra nézve. A XX. század első évtizedeiben jelentek meg a madártan területén úttörőnek számító művek, amelyek már kimondottan a kultúrtájak, elsősorban a városok, kertek, parkok ornitofaunáját tanulmányozzák (SCHNURRE 1921). Az 1960-as évektől kezdődően növekszik meg az urbán avifauna vizsgálatával foglalkozó publikációk száma, Nyugat-Európából ERZ (1963) és ECK (1975), Közép-Európából és a volt Szovjetunió területéről STRAWINSKY (1963), LUNIAK *et al.* (1964), BOZSKO (1975) és HUDEC (1976) munkáit fontos itt megemlítenünk.

A 80-as évek elején már megalakultak azok az új szemléletű ornitológus szakemberekből álló csoportok, amelyek tagjai szívesebben nyúltak egy-egy urbanizációs téma után. Sorra jelentek meg a nagyvárosok madárfaunáját leíró és vizsgáló tanulmányok (FERIANCOVÁ-MASÁROVÁ & FERIANC 1987, NIX 1989). A XX. század utolsó évtizedében a

fajlisták közlésén túlmenően egyre több madárökológiai kutatással is találkozunk (KLAUSNITZER 1993, REIJNEN *et al.* 1995, MELLES *et al.* 2003, KÜBLER 2005).

Hazánkban az 1940-es évekig a városi madárfauna kutatása el-elmaradozott. Ezt követően született meg többek között Budapest madártani leírása (DORNING 1942), illetve publikálásra került néhány hazai városunk avifauna térképezése (Gyula – KOROMPAY 1965, Keszthely – KEVE & SÁGI 1970). Az 1980-as évektől kezdve Magyarországon is egyre több publikáció születik az urbanizációs hatásokról (Szeged – JAKAB *et al.* 1980, Pécs – GÓRSKI 1981, Dombóvár – NAGY 1982, Debrecen, Nyíregyháza – BOZSKO 1985, Szombathely – GYURÁCZ *et al.* 1993). A hazai urbán területeken történő madárökológiai kutatások alapját a 60-as évek végétől megszülető tanulmányok (BOZSKO 1968, 1974, 1985, 1986, 1988), valamint SASVÁRI (1986) összefoglaló munkája jelentik.

Átfogó tanulmány Sopron város madárvilágáról ez idáig nem készült. A neves XIX. századi nyugat-magyarországi ornitológus, FÁSZL ISTVÁN "Sopron madarai" c. munkája (1883) sem kimondottan a város, hanem inkább Sopron környékének (Soproni-hegység, Fertő-tó) madárvilágát taglalja részletesen. A mára már túlnyomórészt városi környezetben fészkelő sarlósfecske (*Apus apus*) költési viszonyait az 1930-as években KEVE (1982) vizsgálta Sopronban. A későbbiek során újból előtérbe kerülő faj költésbiológiáját PELLINGER (2006) vizsgálja, urbán-ornitofaunisztikai kutatások felmérésünk idejéig azonban továbbra sem történtek Sopronban.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. VIZSGÁLATI TERÜLET

Minden urbánfauna-kutatás a város biotópikus felosztásával kezdődik (GYURÁCZ *et al.* 1993). Sopron belterületét térszerkezeti egységekre bontottuk, s a fő kategóriák által lefedett térrészeket hat mintaterületet jelöltünk ki:

- 1) Széchenyi tér – SZÉCH;
- 2) Jereván lakótelep - Ibolya-tó környéke – JER;
- 3) Citadella (Kresz park) – CIT;
- 4) Erzsébet Kert – ERZS;
- 5) Sörházdomb – SÖR;
- 6) Egyetemi Botanikus Kert – BOT.

A hat parki biotóp jól képviseli a város eltérő ökológiai adottságú területtípusait (Széchenyi-tér – belváros; Jereván – lakótelep; Citadella-park – kertváros; Erzsébet-kert – lakóterület; Sörházdomb – belterületi erdőterület; Egyetemi Botanikus Kert – arborétum). Parki biotóp alatt olyan fásított városi, illetve elő- és peremvárosi terület érthető, amelyet viszonylag kis területen az erdei, cserjés, mezei ökotópok mozaikossága, és az antropogén tényezők állandó jelenléte jellemez (BOZSKO 1986).

Széchenyi tér – SZÉCH

A Széchenyi-tér Sopron belvárosában található. Az elnyújtott 1,0 ha terület határait a teret körülvevő négy-öt emelet magas, több száz éves múlta visszatekintő sorházépületek együttese alkotják. A tér szilárd burkolatát a magterületet körülvevő erős forgalmú utak jelentik. A belső rész gyepfelülete jelentős, a be nem ültetett szabad földfelületek kavicszúzalékkal borítottak. A növényzet eltérő korú, a telepítés laza szerkezetű, térborítottsága 50%-ra tehető. Lombhullató és örökzöld fajok egyaránt megtalálhatóak.

Famagasság tekintetében is meglehetősen változatos képet mutat. A téren magasodó néhány tűlevelű faj domináns szerepet tölt be, míg a terület másik meghatározó bélyegét a teret övező, alakítható lombkoronájú *Acer* spp. fajok jelentik. A cserjeszintet néhány négyzetméter sövénytelepítés, illetve bokorszerű fajok csoportos ültetése alkotja. A Széchenyi-tér zavartsága jelentős, a vizsgálati területek közül a legmagasabb. Az ember jelenlétéből, valamint a közlekedésből eredő zavarások állandó jellegűek.

Jereván lakótelep – Ibolya-tó környéke – JER

A vizsgálati területet az Ibolya-tó (1,2 ha), illetve a tavat körülvevő 2,5 ha kiterjedésű lakótelepi közpark együttese alkotja, amely Sopron ÉNy-i szélén, az Ikva-patak menti mély fekvésű, magas vízállású területen fekszik. Három nagy forgalmú út határolja. A tó a Jereván-lakótelep építésével egyidejűleg, a 70-es években létesült. A cél elsősorban esővíztározó létrehozása volt a magas talajvízállású területen, másodsorban rekreációs funkciókat is betöltött. A partja rendezett, füves, nagy lombtömegű vízparti fasor és facsoport telepítésekkel. Bár a lombkorona-szint nagy területen záródott (63%), és a gyepszint is jelentős felületet tesz ki, a növényzet mégis hiányosnak mondható, mivel cserjeszintet nem találunk. A tó vízminőségét javítja a betelepült nádas, amelyet kora tavasszal tőig vágnak vissza. Partján kavicsos sétányok épültek, amelyek a fenntartás hiányában elgyomosodtak, kigödrösödtek, szegélyük hiányos. A tó ma elsősorban horgásztóként funkcionál, rendszeres haltelepítés történik.

Citadella (Kresz) park – CIT

A Citadella Park, vagy más néven Kresz park, Sopron kertvárosi, lazán beépített területén fekszik. Határait a Lövér körút hurokszerű kanyarulata, valamint családi házak sövénytelepítései jelentik. Területe: 1,6 ha. Növényzete változatos, sűrűn és ritkán ültetett telepítések egyaránt megtalálhatók rajta. A lombkoronaszint mellett jelen van a cserje-, illetve gyepszint is. Az örökzöldek és lombhullató fajok arányát tekintve az utóbbi csoport magasabb számban van jelen. Mind a fajsza, mind a famagasság tekintetében nagy változatosságot mutat a terület. Zavaró tényezőként a közlekedésből eredő zaj, valamint a rendszeres jelenlét (játszópark) emelhető ki.

Erzsébet Kert – ERZS

Sopron legnagyobb területű (6,1 ha) és legkedveltebb közparkja, amely nem csak méretében, hanem változatosságában is egyedülálló. Sokszínű növényzete mellett növeli különlegességét, hogy területén folyik át, mintegy 270 m hosszan, Sopron második legbövizűbb állandó vízfolyása, a Rák-patak. A közpark élőhely-komplexitása a városi környezetben törzsfaunát adó madárfajok mellett olyan ritka fajok megjelenését is lehetővé teszi, mint a hegyi billegető (*Motacilla cinerea*). A parkban „A” és „B” típusú mesterséges fészekodúk segítik a költést. A mintaterületen jelentős az antropogén eredetű zajterhelés, amelyben nem ritkák az impulzusszerű, erős zajok sem.

Sörházdomb – SÖR

Sopron zöldfelületi belterülete városi viszonylatban jelentős. Nagy részét azonban nem a közparkok növényzete teszi ki, hanem a beépítésre nem szánt belterületek erdőfoltjai, amelyek a városi lakosság rekreációs lehetőségeit hivatottak növelni. Így van ez a sörházdombi erdőfolt esetén is. A kiválasztott, mintegy 4 ha nagyságú felmérési terület forgalmas műúttal határolt. Az állomány mind fajösszetételben (fenyőelegyes lombállományok), mind színtezettségben a jellegzetes soproni hegyvidéki erdő képét mutatja.

Egyetemi Botanikus Kert – BOT

Azon a területen, ahol ma a régi (alsó) botanikus kert található, 1897/98-ban épültek fel a Honvéd Főreáliskola épületei ALPÁR IGNÁC tervei alapján. A katonai iskola területét a kor szokásainak megfelelően a kastélyparkokhoz hasonlóan, arborétumszerűen fásították be. Az idős fák (platánok, vadgesztenyék, hársak, juharok stb.) ebből a telepítésből származnak. A park átalakítása erdészeti botanikus kertté 1926-ban kezdődött meg FEHÉR DÁNIEL tervei alapján. A kert azóta többször bővült (1959-ben és 1964-ben), így a botanikus kert jelenlegi területe 17,2 ha (KOCsó 1996).

2.2. A MADÁRMEGFIGYELÉS MÓDSZERE, ADATGYŰJTÉS

2006-ban (márc.: 13, 22, 23, 30, 31; ápr.: 12, 13, 29; máj.: 01, 02, 07; jún.: 04, 05, 13) illetve 2007-ben (febr.: 13, 17; márc.: 09, 25, 26, 28; ápr.: 01, 16), meghatározott útvonalon történt rendszeres terepbejárás során a megfigyelt madárfajok feljegyzésre kerültek. A terepi megfigyeléseket a reggeli, aktív periódusban végezte el a közlemény első szerzője (reggel 06:00-tól délelőtt 10:00-ig tartó időintervallumban). Bár a városi biotópokat elsődlegesen a fészkelő fajok jellemzik (LEGÁNY & VÉRTESNÉ 1977), a költő fajok mellett az alkalmi előfordulású fajok is feljegyzésre kerültek.

2.3. A VIZSGÁLATI TERÜLETEKRE JELLEMZŐ ZAVARTSÁGI MUTATÓK MEGÁLLAPÍTÁSA

A rövid jellemzésből kitűnik, hogy az egyes területek eltérő ökológiai adottságúak, tehát különféle városi biotópokat jelentenek. Emellett más-más zavartsági mutatókkal is rendelkeznek, amelyek közül az egyik legfontosabb a városi közlekedésből eredő zaj.

A zaj zavartsági mértékének számszerűsítésére a zajszint meghatározásánál alkalmazandó alapvető fizikai jellemző, a hangnyomásszint ($L_{A,eq}$ [dB]) határozható meg (SMETANA 1975):

$$L_{A,eq} = 20 \log \frac{p}{p_0} [dB] \quad p_0 = 2 \cdot 10^{-5} Pa$$

A zaj mérése CEL-269 Digital Impulse Integrating Sound Level Meter típusú integráló műszerrel történt a felmérési területek középpontjában, az ornitofauna aktivitási idejében (reggel 6:00 és délelőtt 10:00 óra között) „A” szűrőt alkalmazva. A műszert „slow” üzemmódba állítva az adott mérési pontokon 10 percen keresztül történt. A mérési magasság minden esetben 1,5 m volt. A műszer a mérés végén kész eredményt közöl, így további számításokra nem volt szükség. A mérési idő alatt forgalomszámlálás is történt.

2.4. AZ ADATFELDOLGOZÁS ÉS KIÉRTÉKELÉS MÓDSZEREI

A felmért városi ornitofauna állatföldrajzi besorolását LEGÁNY (2001) alapján végeztük el. Az értékelésnél az alábbi rövidítéseket alkalmaztuk:

A - Arktikus
HA - Holarktikus
Scan - Szibériai-Kanadai
S - Szibériai

PA - Palearktikus
E - Európai
ET - Európai-Turkesztáni
M - Mediterrán
Pxm - Paleo-xeromontán
Pm - Paleomontán
Iaf - Indiai-Afrikai
OW - Óvilági
I - Ismeretlen

Az egyes vizsgálati területek fajgazdagságának értékelését a relatív fajgazdagsági index (*RSR*) segítségével végeztük a következő formula szerint:

$$RSR = \frac{a * 100}{A}$$

ahol: *a* - a vizsgált antropogén terület fajszáma;
A - az adott földrajzi terület avifaunájának fajszáma

Ez a formula eredményesen használható parki-, városi- valamint agrárbiotópok faunisztikai kutatásában, és jó összehasonlító értékeket ad a különböző területekről származó anyagok értékeléséhez (BOZSKO 1985).

Megállapítottuk a városban előforduló fajok konstanciáját a következő formula szerint:

$$C = \frac{a}{Q} * 100$$

ahol: *a* - azon területek száma, amelyben előfordul a faj;
Q - a vizsgált biotópok száma.

A konstancia fogalma úgy értelmezhető, mint a faj jelenléte a biotópok madárközösségében, százalékban kifejezve. A konstancián belül öt kategóriát alkalmaztunk GYURÁ CZ *et al.* (1993) nyomán:

100-80 %-os jelenlét	konstans faj	C
80-60 %-os jelenlét	szubkonstans faj	SC
60-40 %-os jelenlét	akcesszórius faj	AC
40-20 %-os jelenlét	ritka faj	R
20-0 %-os jelenlét	nagyon ritka faj	RR

A fajazonosságot a SIMPSON-formula segítségével határoztuk meg (SIMPSON 1943):

$$R_b = \frac{100 * c}{b}$$

ahol: *c* - a közös fajok száma;
b - a szegényebb fauna fajszáma

Megállapítottuk a város területén előforduló madárfajok tartózkodási jellegét. Az értékelésnél az alábbi jelöléseket alkalmaztuk:

F – rendszeresen fészkelő

f – alkalmi fészkelő

V – vonulása vagy kóborlása során rendszeresen vagy hosszan a városban tartózkodó faj

v – vonulás vagy kóborlás során csak a városlégtérben megfigyelhető faj

T – rendszeresen áttelelő

t – ritka telelő

K – gyakori kóborló

k – ritka kóborló

Az egyes városi biotópok fészkelő madárközösségei alapján vett hasonlóságának további vizsgálatára klasszifikációs eljárásként cluster-analízist végeztünk a SIMPSON-féle hasonlósági index alapján. A statisztikai elemzéseket a Past 2.17c programmal végeztük (HAMMER *et al.* 2001).

3. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁS

3.1. FAUNISZTIKAI EREDMÉNYEK

A vizsgálat két éve alatt 81 madárfaj jelenlétét sikerült kimutatni Sopron belterületén. A fajok jelentős része a vizsgálati területekről került elő, míg voltak olyan fajok is, amelyek a város más, a mintaterületek által nem fedett részeken bukkantak fel. Jó példa erre a vízirigó (*Cinclus cinclus*), amely a Sopronbánfalván átfolyó Rák-patak medrében volt észlelhető, vagy a Barátság-parkban megfigyelt kerti rozsdafarkú (*Phoenicurus phoenicurus*). Ezeket a fajokat a városi fauna színező elemeiként tekinthetjük.

BOZSKO (1985) nyolc hazai város (Debrecen, Szeged, Dombóvár, Keszthely, Gyula, Nyíregyháza, Budapest, valamint Pécs) ornitofaunájának vizsgálatát és összehasonlítását végezte el. GYURÁCS *et al.* (1992) Szombathely város madárfaunáját mérték fel, követve a BOZSKO-féle elemzési iránymutatásokat. Munkánk szintén az említett metodikát követi, így a soproni madárfauna adataival már 10 hazai város ornitofaunájának összevetését teheti meg az olvasó.

BOZSKO (1988) kategorizálása szerint a város teljes ornitofaunája két csoportba osztható. Az első csoportba azok a fajok sorolhatók, amelyek közvetlen kapcsolatban vannak a várossal, vagyis legalább egyszer leszállnak, és valamilyen élettevékenységet folytatnak. A második csoportba a város légtérében megfigyelt fajok tartoznak (ez jelenthet vonulási időszakban történő átrepülést, vagy táplálkozó hely felé irányuló mozgást). Ezek a fajok semmilyen élettevékenységet nem folytatnak a város területén. Mindezek alapján a Sopronban előforduló 81 madárfaj közül 73 az első, míg 8 faj a második csoportba sorolható be. A 73 madárfaj közül 56 költ is a város területén.

Az **1. táblázat** a Sopron teljes területén megfigyelt madárfajokat tartalmazza, külön jelölve a vizsgálati területeken való előfordulásukat.

1. táblázat: A vizsgálati időszakban (2006–2007) Sopron városában megfigyelt madárfajok
 Table 1. Species observed in Sopron during the 2006–2007 study period

	Fajnév	Fauna- elem	Tartózkodás jellege	Konstan- cia	SZÉCH	JER	CIT	ERZS	SÓR	BOT
1	Kárókatona (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	OW	v	RR						
2	Szürke gém (<i>Ardea cinerea</i>)	PA	v	RR						
3	Fehér gólya (<i>Ciconia ciconia</i>)	PA	K	R						
4	Nagy lilik (<i>Anser albifrons</i>)	A	K	R						*
5	Nyári lúd (<i>Anser anser</i>)	PA	v	R		*				*
6	Tőkés réce (<i>Anas platyrhynchos</i>)	HA	V	R		*				
7	Héja (<i>Accipiter gentilis</i>)	HA	k	R		*				
8	Karvaly (<i>Accipiter nisus</i>)	PA	K	R			*			●
9	Egerészölyv (<i>Buteo buteo</i>)	HA	K	R		*	*		*	*
10	Vörös vércse (<i>Falco tinnunculus</i>)	OW	FK	AC	●	*				
11	Fácán (<i>Phasianus colchicus</i>)	I	f	R						●
12	Dankasirály (<i>Larus ridibundus</i>)	PA	K	SC	*	*	*	*	*	*
13	Sárgalábú sirály (<i>Larus michahellis</i>)	E	k	R		*				*
14	Örvös galamb (<i>Columba palumbus</i>)	ET	F	AC			●	●	●	●
15	Balkáni gerle (<i>Streptopelia decaocto</i>)	Iaf	F	C	●	●	●	●	●	●
16	Kakukk (<i>Cuculus canorus</i>)	PA	F	R		*	*			
17	Macskabagoly (<i>Strix aluco</i>)	PA	F	AC			*	●		●
18	Sarlósfecské (<i>Apus apus</i>)	PA	F	SC	*	*	*	*		●
19	Nyaktekercs (<i>Jynx torquilla</i>)	PA	f	R			●			●
20	Zöld küllő (<i>Picus viridis</i>)	E	F	AC			●	●		●
21	Fekete harkály (<i>Dryocopus martius</i>)	PA	K	R			*		*	*
22	Nagy fakopáncs (<i>Dendrocopos major</i>)	PA	F	SC		●	●	●	●	●
23	Balkáni fakopáncs (<i>Dendrocopos syriacus</i>)	M	F	AC			*	*		
24	Közép fakopáncs (<i>Dendrocopos medius</i>)	E	f	R			*			●
25	Kis fakopáncs (<i>Dendrocopos minor</i>)	PA	f	RR						●
26	Bübspacsirta (<i>Galerida cristata</i>)	PA	F	R						
27	Füsti fecské (<i>Hirundo rustica</i>)	HA	F	AC						*
28	Erdei pityer (<i>Anthus trivialis</i>)	ET	F	R						●
29	Hegyi billegető (<i>Motacilla cinerea</i>)	PA	f	RR				*		
30	Csonttollú (<i>Bombicilla garrulus</i>)	Scan	T	RR		*	*	*	*	*
31	Barázdabillegető (<i>Motacilla alba</i>)	PA	F	AC		●	●	●		●
32	Ökörszem (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	HA	F	AC		*		*	*	*
33	Vízirigó (<i>Cinclus cinclus</i>)	Pm	f?	RR						
34	Erdei szürkebegy (<i>Prunella modularis</i>)	E	V	R			*			
35	Vörösbegy (<i>Erithacus rubecula</i>)	E	F	C	●	●	●	●	●	●
36	Fülemüle (<i>Luscinia megarhynchos</i>)	E	F	AC		●		●		●
37	Házi rozsdafarkú (<i>Phoenicurus ochruros</i>)	Pxm	F	SC	●	●	●	●		●
38	Kerti rozsdafarkú (<i>Phoenicurus phoenicurus</i>)	E	f	RR						
39	Fekete rigó (<i>Turdus merula</i>)	E	F	C	●	●	●	●	●	●
40	Fenyőrigó (<i>Turdus pilaris</i>)	Scan	T	R		*	*	*	*	*
41	Énekes rigó (<i>Turdus philomelos</i>)	E	F	AC		●	●	●	●	●
42	Szólórigó (<i>Turdus iliacus</i>)	S	V	R		*				*
43	Léprigó (<i>Turdus viscivorus</i>)	ET	fT	AC					●	●
44	Kerti geze (<i>Hippolais icterina</i>)	E	f	R		●				
45	Kis poszáta (<i>Sylvia curruca</i>)	ET	F	AC		●	●	●		
46	Barátposzáta (<i>Sylvia atricapilla</i>)	E	F	SC		●	●	●	●	●
47	Csilpcsalpfüzike (<i>Phylloscopus collybita</i>)	PA	F	SC		●	●	●	●	●

Az 1. táblázat folytatása – Table 1 continuation

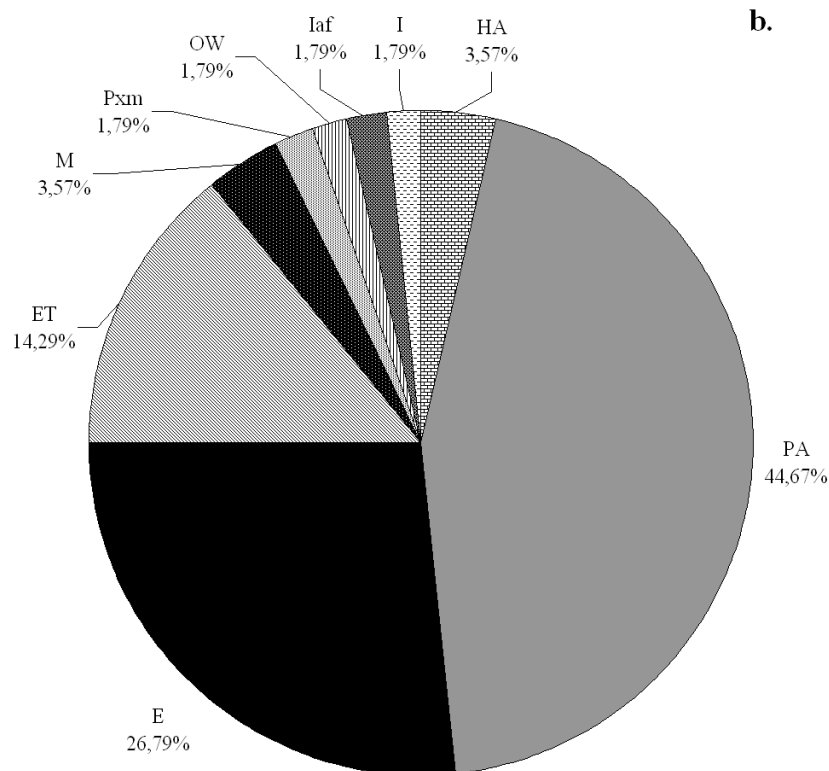
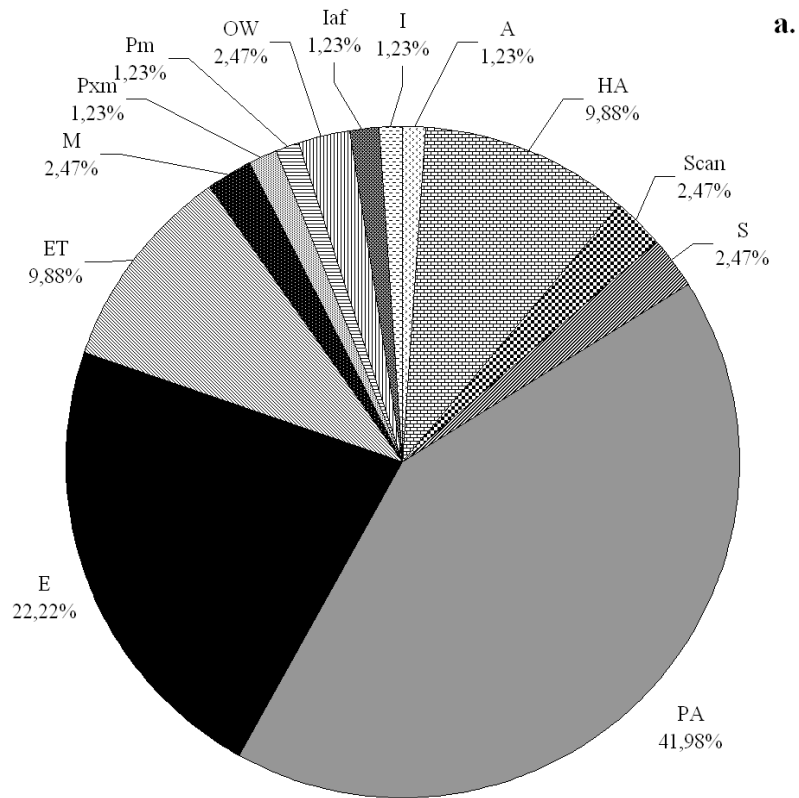
48	Sisegő füzike (<i>Phylloscopus sibilatrix</i>)	E	f	R				•		
49	Sárgafejű királyka (<i>Regulus regulus</i>)	PA	f	AC				•	*	•
50	Tüzesfejű királyka (<i>Regulus ignicapillus</i>)	HA	v	RR				*		*
51	Szürke légykapó (<i>Muscicapa striata</i>)	ET	F	AC		•	•	•		
52	Kis légykapó (<i>Ficedula parva</i>)	PA	f	R						•
53	Örvös légykapó (<i>Ficedula albicollis</i>)	E	F	AC			•	•		•
54	Őszapó (<i>Aegithalos caudatus</i>)	PA	F	AC		*	*	•		•
55	Barátcinege (<i>Parus palustris</i>)	PA	F	AC			•	•	•	•
56	Bübos cinege (<i>Parus cristatus</i>)	E	T	R						•
57	Fenyvescinege (<i>Parus ater</i>)	PA	fT	R				•		•
58	Kék cinege (<i>Parus caeruleus</i>)	E	F	SC		•	•	•	•	•
59	Szécinege (<i>Parus major</i>)	PA	F	C	•	•	•	•	•	•
60	Csuszka (<i>Sitta europaea</i>)	PA	F	SC		•	•	•	•	•
61	Hegyi fakusz (<i>Certhia familiaris</i>)	HA	T	R				*	*	*
62	Rövidkarmú fakusz (<i>Certhia brachydactyla</i>)	E	f	R				•		•
63	Sárgarigó (<i>Oriolus oriolus</i>)	E	f	R			*			
64	Szajkó (<i>Garrulus glandarius</i>)	PA	F	AC		*	*	•	•	•
65	Szarka (<i>Pica pica</i>)	PA	f	R						*
66	Csóka (<i>Corvus monedula</i>)	PA	F	SC	*	*	*	*	*	•
67	Vetési varjú (<i>Corvus frugilegus</i>)	PA	F	SC	*	*	*	*	*	•
68	Dolmányos varjú (<i>Corvus cornix</i>)	PA	K	AC		*	*	*	*	*
69	Seregély (<i>Sturnus vulgaris</i>)	ET	F	AC		•	•	•		•
70	Házi veréb (<i>Passer domesticus</i>)	PA	F	C	•	•	•	•		*
71	Mezei veréb (<i>Passer montanus</i>)	PA	f	AC		•	*			
72	Erdei pinty (<i>Fringilla coelebs</i>)	E	FT	SC	*	•	•	•	•	•
73	Csicsörke (<i>Serinus serinus</i>)	M	F	AC		•	•	•		•
74	Fenyőpinty (<i>Fringilla montifringilla</i>)	S	T	R						*
75	Zöldike (<i>Carduelis chloris</i>)	ET	F	C	•	•	•	•	•	•
76	Csíz (<i>Carduelis spinus</i>)	PA	T	AC				*		*
77	Tengelic (<i>Carduelis carduelis</i>)	ET	F	AC		•	•	•		•
78	Zsezse (<i>Carduelis flammea</i>)	HA	K	RR						
79	Süvöltő (<i>Pyrrhula pyrrhula</i>)	PA	T	R		*	*	*	*	*
80	Meggyvágó (<i>Coccothraustes coccothraustes</i>)	PA	F	AC		•	•	•	•	•
81	Citromsármány (<i>Emberiza citrinella</i>)	PA	f	AC		•				
Biotóp fajszáma a teljes időszakban:					13	44	46	47	29	60
Biotóp fajszáma a költési időszakban:					8	26	26	33	17	43

* a területen megjelenő, de nem fészkelő faj, • fészkelő faj

* species only occurring as non-breeding visitors, • breeding species

3.2. A SOPRONI MADÁRFAUNA TÁRSULÁSTANI JELLEMZÉSE

Sopron város teljes madárfaunájának (költési időben és nyugalmi időben megfigyelt madárfajok összesen) faunaköri besorolása meglehetősen változatos képet mutat. BOZSKO (1968) megállapítása, miszerint a város madárvilága a helyi fauna származéka és főként az adott terület fekvésétől függ, Sopron esetében is igaznak bizonyult. Számos olyan madárfaj jelent meg a város egyes pontjain, akár költő fajként is, amelyek urbanizálódási törekvései erősen vitathatóak, viszont a várost övező természetes környezet szerves részét képezve megkezdték a városi életterek meghódítását.



A
 HA
 Scan
 S
 PA
 E
 ET
 M
 Pxm
 Pm
 OW
 Iaf
 I

1. ábra: Sopron madarainak faunaelemenkénti megoszlása az összes (a) valamint a fészkelő fajok (b) alapján

Figure 1. Proportion of species from faunal types based on (a) all species; (b) breeding species only

Az **1a. ábrát** vizsgálva megállapíthatjuk, hogy a legnagyobb fajszámmal a palearktikus illetve az európai csoport képviselteti magát a soproni ornitofaunában. A két kategória a Sopronban előforduló fajok 64,20 %-át foglalja magába. Ez az adat párhuzamot képez a már publikált városok faunaköri kategorizálása során feltüntetett értékekkel. Jelentős fajszámot fogad be az európai-turkesztáni csoport, amely a város faunájának majd 10%-át teszi ki. Sopron fekvéséből adódik a holarktikus elemek nagy aránya, amely részben olyan, a területen telelő, hegyvidékről lehúzódnó fajoknak köszönhető, mint a *Regulus ignicapillus* vagy a *Carduelis flammea*. A leírt városok esetében a mediterrán fajok száma megegyezik, vagy sok esetben meg is előzi az európai-turkesztáni fajok számát. Sopronban mindössze két faj képviseli az előbbi csoportot (*Dendrocopos syriacus*, *Serinus serinus*).

A faunaköri besorolást a költő madarakra elvégezve (**1b. ábra**), láthatjuk, hogy a városban előforduló palearktikus, európai és európai-turkesztáni faunaelemek jelentős hányada a városi biotópokban költő fajként van jelen. E három csoport a költő ornisz 85,72 %-át teszi ki, amely 48 madárfajt jelent. A fennmaradó nyolc költő faj a holarktikus (*Hirundo rustica*, *Troglodytes troglodytes*), a mediterrán (*Dendrocopos syriacus*, *Serinus serinus*), a paleo-xeromontán (*Phoenicurus ochrurus*), az óvilági (*Falco tinnunculus*), az indiai-afrikai (*Streptopelia decaocto*), valamint ismeretlen (*Phasianus colchicus*) faunatípusokból kerül ki.

A **2. táblázat** az egyes városi biotópokra elvégzett fajgazdagsági értékelés során kapott relatív fajgazdagsági index (RSR) értékeit adja meg a teljes fajszámra, valamint a költő fajokra egyaránt. A Széchenyi-tér és az Egyetemi Botanikus Kert, mint két szélsőség jelenik meg, mivel az első esetben a legkisebb fajszámú biotópról, míg a második esetben a legfajgazdagabb élőhelyről van szó. Mégis meglehetősen távol állnak a botanikus kert értékei a 100 %-tól, azaz a városi fajok egy csoportja nem preferálta ezt a diverz élőhelyet a megfigyelési idő alatt.

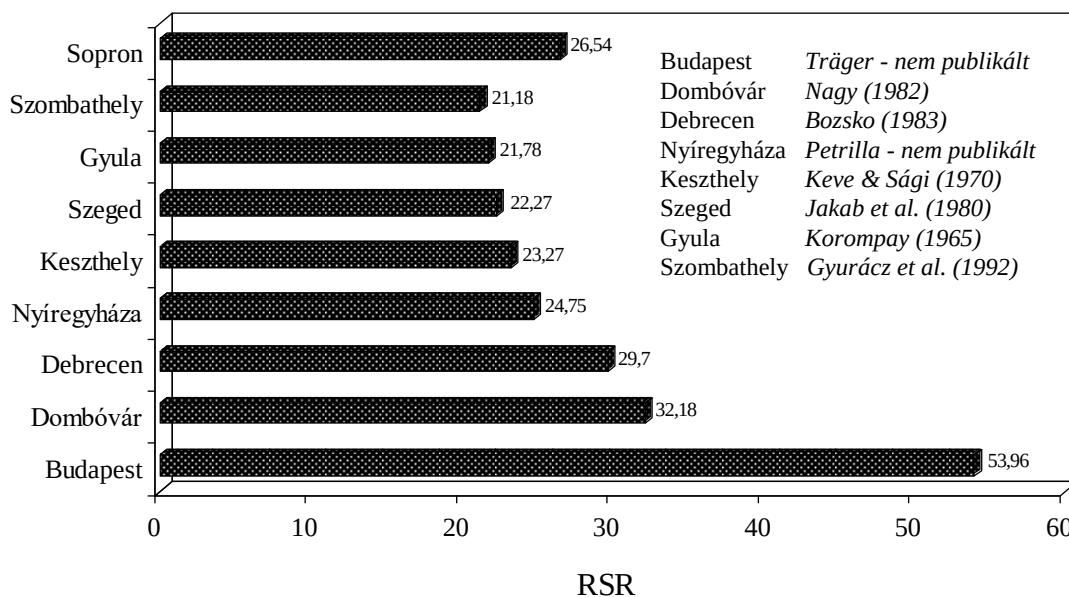
2. táblázat: A relatív fajgazdagsági index (RSR) értékei a teljes, valamint a költő faunára

Table 2. Relative species richness (RSR) calculated for the total and breeding fauna

		SZÉCH	JER	CIT	ERZS	SÖR	BOT
RSR	Teljes Total	16,05	54,32	56,79	58,02	35,80	74,07
	Költő Breeding	14,29	46,43	46,43	58,93	30,36	76,79

Ha a költő fajok és a teljes időszak fajainak RSR értékeit összevetjük a fenti táblázatban, megfigyelhető, hogy egyes területeken a két érték között alig van különbség, azaz a területen előforduló fajok költenek is (Erzsébet-kert, Egyetemi Botanikus Kert). A többi biotópot tekintve már nagyobb eltérést tapasztalhatunk a két érték között, amelyre kétféle jelenség is szolgálhat magyarázatul. A Jereván lakótelep esetében a telelőfajok aránya magas, amelyek közül sok nem költ a területen. A Citadella Park, valamint a Sörházdomb esetében a földrajzi elhelyezkedésből eredendő hasonlóságra gyanakodhatunk, miszerint mindkét terület határos a Soproni-hegyvidék összefüggő erdőségeivel. Így ezeken az élőhelyeken magas a kóborló fajok száma, amelyek nem fészkelnek az adott biotópban, csupán táplálékszerzés céljából érkeznek a területre, vagy egyszerűen ökológiai folyosóként használva, annak növényzetének takarásában, vagy felette átrepülnek.

Ha a Soproni faunára számított RSR értékeket összevetjük más városok madárfaunáját jellemző RSR értékekkel, a hasonló kiterjedésű települések sorában Sopron kitűnik a relatív fajgazdagsági index magas értékével (**2. ábra**).



2. ábra. A hazai városok költő faunájára vonatkozó relatív fajgazdagsági (RSR) értékek

Figure 2. Relative species richness (RSR) values calculated for the breeding fauna in Hungarian cities

A soproni vizsgálati területek ornitofaunájának hasonlósági értékelését a Simpson-formulával végeztük el. A fajazonossági értékeket mind a költési (A), mind a teljes (B) időszakra vonatkozóan megadjuk (**3. táblázat**).

3. táblázat: A Simpson-féle hasonlóság értékei a költési (A) és a teljes (B) időszakra vonatkozóan

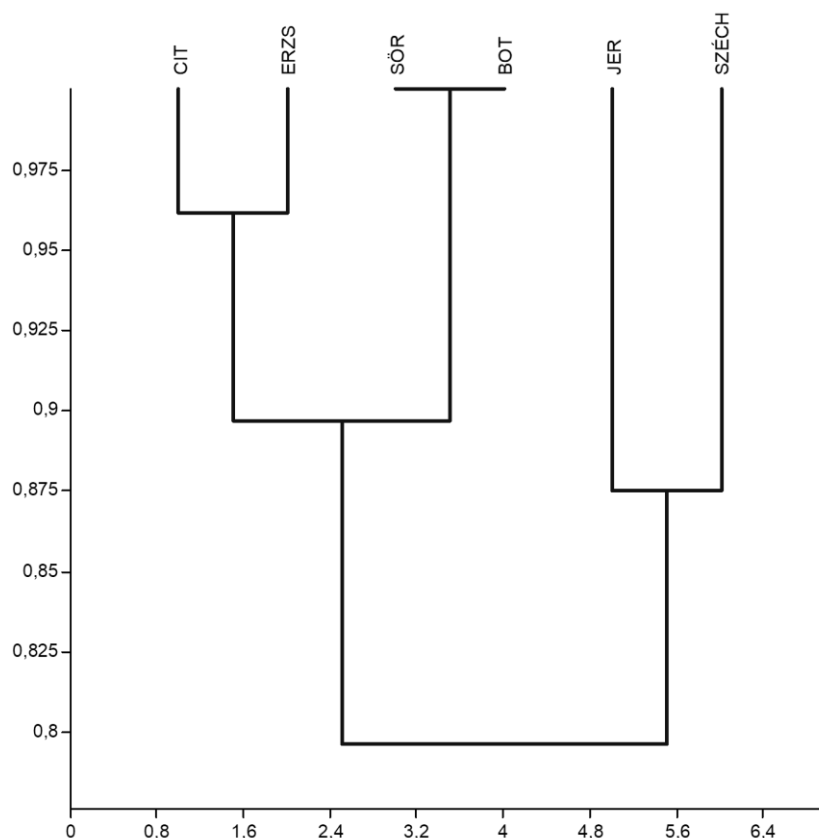
Table 3. Simpson's similarity for the breeding period (A) and for the whole period (B)

A	SZÉCH	JER	CIT	ERZS	SÖR
JER	87,50				
CIT	87,50	84,00			
ERZS	87,50	88,00	96,15		
SÖR	62,50	76,47	88,24	94,12	
BOT	75,00	76,00	88,46	87,88	100,00

B	SZÉCH	JER	CIT	ERZS	SÖR
JER	100,00				
CIT	92,31	77,27			
ERZS	92,31	75,00	80,44		
SÖR	69,23	79,31	86,21	89,66	
BOT	92,31	79,55	84,78	89,36	100,00

Valamennyi biotóp-pár magas fajazonossági mutatókkal rendelkezik. Bár az élőhelyek eltérő tulajdonságokkal rendelkeznek, az egyes területeken élő vagy csak előforduló fajok többnyire azonos madárközösségeket alkotnak. Az egyes területeken található eltérések a városi környezetben különlegesnek számító ún. színező faunaelemek meglétének köszönhetők.

A Simpson-formulán alapuló hierarchikus cluster-analízis során kapott dendrogramot a **3. ábra** szemlélteti.



3. ábra: Fészkelő madárközösségek hasonlósága (Simpson-indexen alapuló cluster-analízis)

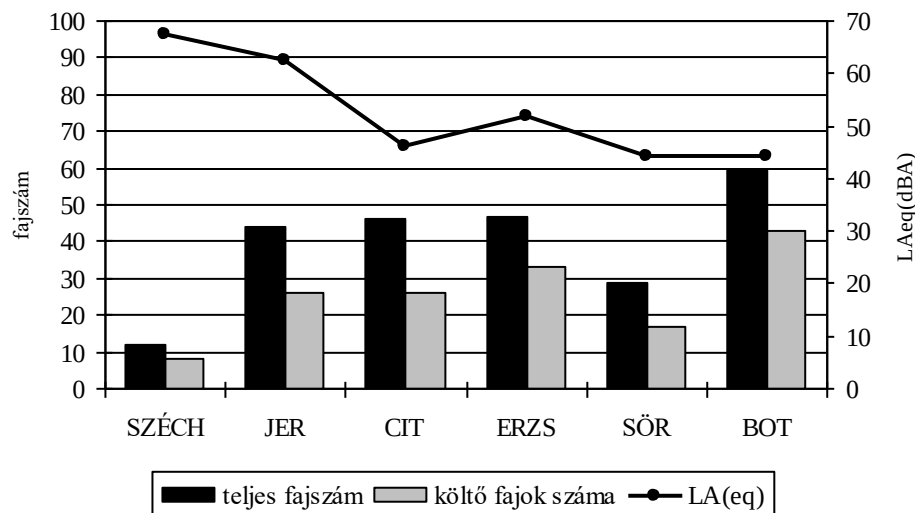
Figure 3. Dendrogram based on the cluster analysis using Simpson's coefficient of similarity on the breeding bird communities

A költő fajok szerinti elemzés során két fő csoport különült el. Az első nagy csoportban a legerősebb zavarásnak kitett területek (Jereván, Széchenyi-tér) madárközösségeit találjuk. A második nagy csoportba az enyhébb zavartsági mutatókkal rendelkező habitatok madárközösségei sorolódtak. Itt további két alcsoport figyelhető meg. Az egyik alcsoportot a legszorosabb hasonlóságot mutató két „legtermészetesebb” terület (Sörházdomb, Egyetemi Botanikus Kert) madárközösségei alkotják, míg az inkább park jellegű habitatok (Citadella Park, Erzsébet Kert) közösségei kissé elkülönülnek.

A **4. ábrán** az egyes biotópok fajszám adatainak összevetését végezhetjük el az adott területen mért hangnyomásszint értékekkel. Természetesen a fajszám alakulása nem csupán a zavartság függvénye, nagy befolyással bír a megfelelő nagyságú terület, a fészkelő- és búvóhelyet biztosító növényzet, valamint táplálékbázis megléte is.

Így tehát egyértelműen nem jelenthető ki, hogy a Széchenyi-tér alacsony fajszáma az erős zavarásnak vagy inkább a területi és növényzeti „fogyatékoságoknak” tudható be elsődlegesen. Tény azonban, hogy több olyan, a városi habitatokra általában jellemző költőfajt nem sikerült itt kimutatnunk, melyek hiánya egyértelműen a területre jellemző, nem megfelelő zavartsági paraméterek hatásának következménye.

Érdekes a három, közel hasonló fajszám-értékeket mutató vizsgálati terület (Jereván, Citadella Park, Erzsébet-kert) összevetését megtennünk. Zajsztintjeik meglehetősen változó képet mutatnak, ennek ellenére a teljes fajszám vonatkozásában alig van eltérés. A fészkelő fajok szempontjából nézve a különbségek az Erzsébet-kert növénydiverzitásából és élőhely-komplexitásából adódhatnak.



4. ábra: Fajszám és hangnyomásszint kapcsolata a vizsgálati területeken

Figure 4. Relationship between species richness and noise level in the study areas

A már feltérképezett városok fajlistájából (BOZSKO 1985, GYURÁČZ *et al.* 1993), valamint a Sopron városra összeállított fajlistából meghatározható hazánk urbanizált környezetének jellegzetes törzsfajának. Ide a következő fajokat sorolhatjuk: *Streptopelia decaocto*, *Dendrocopos major*, *Luscinia megarhynchos*, *Phoenicurus ochruros*, *Turdus merula*, *Sylvia atricapilla*, *Muscicapa striata*, *Parus major*, *Corvus monedula*, *Sturnus vulgaris*, *Passer domesticus*, *Passer montanus*, *Serinus serinus*, *Fringilla coelebs*, *Carduelis chloris*, *Carduelis carduelis*.

4. ÖSSZEFOGLALÁS

Urbán madárökológiai vizsgálatokhoz hat vizsgálati területet jelöltünk ki Sopronban. Ezek a városi biotópok a település más-más térszerkezeti egységeiből kerültek ki, ezért eltérő ökológiai- és zavarassági mutatókkal jellemezhetők.

Sopron város teljes madárfaunájának értékeléséhez az említett mintaterületeken kívüli megfigyeléseinket is felhasználtuk. Összesen 81 madárfaj jelenlétét sikerült kimutatni, amelyből 56 faj egyben fészkel is a város területén. Az állatföldrajzi kategorizálás alapján az előfordult madárfajok 13 faunatípusba sorolhatók. A legnagyobb fajszámot a palearktikus és európai, valamint európai-turkesztáni faunaelem csoportok adták. Figyelemre méltó a holarktikus faunatípus, amelyből a teljes időszakban a fajok 10 %-a került ki. A város orniszának relatív fajgazdagsági indexe magas értékűnek adódott ($RSR=26,54$) a már vizsgált vidéki városok hasonló értékeivel összevetve. Madárfajokban legszegényebb területnek a Széchenyi-tér bizonyult, míg a legtöbb faj az Egyetemi Botanikus Kertből került ki. A hasonlósági vizsgálatok (Simpson-indexen alapuló hierarchikus cluster analízis) szerint a legszorosabb hasonlóságot a két "legtermészetszerűbb" terület (Sörházdomb, Botanikus-kert), illetve a legzavartabb terület-pár (Jereván, Széchenyi-tér) mutatta.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozunk Dr. TRASER GYÖRGYnek a hasznos tanácsokért, ötletekért és szakmai segítségért.

IRODALOMJEGYZÉK

- BOZSKO SZ. (1968): A városi parkok mint ökológiai egységek és ornithofaunisztikai jellemzésük. *Aquila* **75**: 131–149.
- BOZSKO SZ. (1974): A madárurbanizáció néhány alapvető kérdése. *Aquila* **80–81**: 175–183.
- BOZSKO SZ. (1975): A madarak fészkelésének eredményessége Leningrád parkjaiban. *Acta Biologica Debrecina* **12**: 57–60.
- BOZSKO SZ. (1985): A városi ornitofauna összehasonlító vizsgálata Magyarországon. *Aquila* **92**: 19–47.
- BOZSKO SZ. (1986): A magyarországi urbán ornitofauna vizsgálata és ennek természetvédelmi vonatkozásai. *Állattani Közlemények* **73**(1–4): 3–10.
- BOZSKO SZ. (1988): A városi ornitofauna kutatási módszereiről. *Pusztai* **3**(12): 145–152.
- DORNING, H. (1942): Budapest madarai. *Természet* **11**: 125–127.
- ECK, S. (1975): Die Brutvögel Dresdens. *Zoologische Abhandlungen* **33**: 163–186.
- ERZ, W. (1963): Populationsökologische Untersuchungen an der Avifauna zweier nordwest-deutscher Grosstädte. *Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie* **170**: 1–111.
- FÁSZL I. (1883): Sopron madarai. A Pannonhalmi Szent-Benedek-Rend Soproni Kath. Főgymnasiumának Értesítője az 1882/83 iskolaévről. 31 p.
- FERIANCOVÁ-MASÁROVÁ, Z. & FERIANC, O. (1987): Birds of Bratislava. *Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae* **32**: 31–37.
- GÓRSKI, W. (1981): Lengowa awifauna srod miescia Peksu (Poludinowe Wegry) w roku 1978. *Notatki Ornithologiczne* **1–2**: 19–35.
- GYURÁCS J., PIRI ZS. & SZÉLES I. (1993): Szombathely madárfaunájának rendszertani, állatföldrajzi és társulástani elemzése. *Vasi Szemle* **47**(2): 171–193.
- HAMMER, Ř., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* **4**(1): 1–9.
- HUDEČ, K. (1976): Der Vögelbestand in der stadlichen Umwelt von Brno (CSSR) und seine Veränderungen. *Acta scientiarum naturalium Academiae Scientiarum Bohemicae, Brno* **10–11**: 1–54.
- JAKAB B., MOLNÁR GY., ALBERT A., BOGDÁN I., KASZA F., MAGYAR L. & MIHÁLY L-NÉ L. (1980): Szeged város madárvilága. In: MARIÁN M. (szerk.): *A Dél-Alföld madárvilága*. Somogyi Könyvtár, pp. 162–175.
- KEVE A. (1969): A madarak habitat áttörése. *Állattani Közlemények* **56**(1–4): 17–20.
- KEVE A. (1982): A madártani kutatások története Sopron környékén. In: KÁRPÁTI L. (szerk.): *A Magyar Madártani Egyesület Tudományos Ülése I.*, Sopron, p. 13–15.
- KEVE A. & SÁGI K.J. (1970): Keszthely és környékének madárvilága. *A Bakony természettudományi kutatásának eredményei* **7**: 5–60.
- KLAUSNITZER, B. (1993): *Ökologie der Großstadtf fauna*. Gustav Fisher Verlag, Jena. 225 p.
- KOCSÓ M. (1996): Egyetemi Botanikus Kert. Tájak – Korok – Múzeumok Kiskönyvtára 537. 24 p.
- KOROMPAY V. (1965): Költő madárpárok száma Gyula belterületén 1962 tavaszán. *Aquila* **71–72**: 191–193.
- KÜBLER, S. (2005): *Nahrungsökologie stadtlebender Vogelarten entlang eines Urbangradienten*. Dissertation, Humboldt Universität, Berlin.
- LEGÁNY A. (2001): Revízió és kiegészítés Magyarország madarainak faunaelemenkénti megoszlásához. *Természettudományi Közlemények* **1**: 125–138.
- LEGÁNY A. & VÉRTES I-NÉ (1977): Egy modellként választott erdő madáregyüttesének kutatási eredményei. *Állattani Közlemények* **64**(1–4): 115–127.
- LUNIAK, M., KALABARCZYK, W. & PAWLOWSKI, W. (1964): Ptaki Warszawy. *Acta Ornithologica* **18**: 177–184.
- MELLES, S., GLENN, S. & MARTIN, K. (2003): Urban bird diversity and landscape complexity: Species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* **7**(1): 5. <https://doi.org/10.5751/ES-00478-070105>
- NAGY, S. (1982): Adatok Dombóvár madárvilágához. *Madártani Tájékoztató* április-szeptember: 145–149.

- NIX, H. (1989): Determinants of bird populations in an urban area Australian. *Journal of Ecology* **14**: 549–557.
- PELLINGER A. (2006): A sarlósfecske (*Apus apus*) költésbiológiai vizsgálata Sopronban. *Szélkiáltó* **12**: 3–15.
- REIJNEN, R., FOPPEN, R., TERBRAAK, C. & THISSEN, J. (1995): The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. 3. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* **32**: 187–202. <https://doi.org/10.2307/2404428>
- SASVÁRI L. (1986): Madárökológia I-II. Akadémiai Kiadó, Budapest, 166 + 161 p.
- SCHNURRE, O. (1921): Die Vögel der deutschen Kulturlandschaft. Elwert Marburg.
- SIMPSON, G.G. (1943): Mammals and the nature of continents. *American Journal of Science* **241**: 1–31. <https://doi.org/10.2475/ajs.241.1.1>
- SMETANA, C. (1975): *Zaj- és rezgésmérés*. Műszaki Könyvkiadó, Budapest.
- STRAWINSKY, S. (1963): Ptaki miasta Torunia. *Acta Ornithologica* **7**: 116–156.

DENEVÉREK TÉLI AKTIVITÁSÁNAK VIZSGÁLATA VÁROSI KÖRNYEZETBEN (SOPRON)

Winkler Dániel¹ & Rákos Lilla²

¹Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézet

University of Sopron, Institute of Wildlife Biology and Management

H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary; e-mail: winkler.daniel@uni-sopron.hu

²Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság / Őrség National Park Directorate, H-9941 Őriszentpéter, Városszer 57.

ABSTRACT

WINKLER D. & RÁKOS L. (2023): WINTER ACTIVITY OF BAT SPECIES IN URBAN ENVIRONMENT, SOPRON. *Hungarian Small Game Bulletin* 15: 197–206. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.197>

We analyzed the winter activity of bat species in urban environment, in the Botanical Garden of the University of Sopron. The investigation period lasted from 18 November 2015 until 29 February 2016. The investigation was carried out with an acoustic detector. During the hibernation period, a total of four bat species have been identified: the common noctule (*Nyctalus noctula*), the grey long-eared bat (*Plecotus austriacus*), the savi's pipistrelle (*Hypsugo savii*) and the kuhl's pipistrelle (*Pipistrellus kuhlii*). For all four species detected, activity and leaving of wintering sites during the hibernation period were significantly related to certain weather parameters. In almost all cases, daily mean, maximum and minimum temperature positively affected the winter activity of the detected species, while daily amount of precipitation negatively correlated with the activity of the common noctule and the grey long-eared bat.

KULCSZAVAK: épületlakó denevérek, hibernációs időszak, klímaváltozás, téli táplálkozás

KEY WORDS: house-dwelling bat species, hibernation period, climate change, winter foraging

1. BEVEZETÉS

A Magyarországon élő denevérek a hideg, téli időszakban visszavonulnak, hiszen a fő táplálékukat képező rovarok ebben az időszakban nem, vagy csak kis számban fordulnak elő. Téli álmukat barlangokban, bányavágatokban, épületek pincéjében, épületzugokban, faodvakban töltik. A hazai denevérfajok telelési időszaka november végétől márciusig tart (DIETZ & KIEFER 2016), azonban előfordul, hogy ezidőszak alatt is találkozhatunk denevérekkel. Egyes fajok ilyenkor is aktívak. Ennek az éberségnek oka lehet a mozgásigény, szálláshelyváltás, vízfelvétel és táplálkozás (LAUSEN & BARCLAY 2006, PAULOVICS & SOMOGYVÁRI 2007). Ugyan táplálkozást több esetben is megfigyeltek a téli aktivitás során (AVERY 1985), illetve célzottan is kutatták ezt a témakört (MIKOVA et al. 2013), a csökkenő energiatartalékok pótlását – mint a téli aktivitás egyik lehetséges magyarázatát – egyes szerzők kevésbé tartják fontosnak, mint a vízutánpótlást (LAUSEN & BARCLAY 2006). Ezzel a megállapítással ellentétben AVERY (1985) szerint a téli aktivitás azért a meleg és szélsőséges éjszakákon a legnagyobb, mert ezek az időszakok egyúttal kedvezőek egyes rovarfajok téli aktivitásához is. ZAHN & KRINER (2014) Bajorországban természetes környezetben vizsgálta négy denevérfaj téli aktivitását október és március között, és úgy találták, hogy 6°C fölött az aktivitás rendszeres, azonban 3°C alatt nem észlelték a denevérfajok egyikét sem. Ezzel szemben CELUCH & KANUCH (2005) Közép-Szlovákiában végzett városi megfigyelései során 0°C és –5°C között gyakran figyeltek meg téli repüléseket és a téli aktivitás csak –10°C alatt szűnt meg teljesen. Hazánkban PAULOVICS & SOMOGYVÁRI (2007) vizsgálták a Bakonyban (Hajszabarnai Pén-lik barlang) a kis patkósdenevérek (*Rhinolophus hipposideros*) téli aktivitását, megállapítva, hogy a faj télen rendszeresen elhagyja szálláshelyét. Ugyanitt – kisebb

egyedszámmal ugyan – a következő fajok téli aktivitását is sikerült igazolni: közönséges denevér (*Myotis myotis*), hegyesorrú denevér (*M. blythii*), vízi denevér (*M. daubentoni*), barna hosszúfülű-denevér (*Plecotus auritus*) és nyugati pisedenevér (*Barbastella barbastellus*).

A denevérek téli aktivitásáról adatokat kaphatunk a télen gyűjtött friss bagolyköpetek elemzésével is. Bár az erdei fülesbaglyok táplálékába ritkán kerülnek denevérek, északról a Mediterráneum felé haladva a jelentőségük egyre nagyobb a téli zsákmányban (GARCÍA *et al.* 2005). KOVÁCS (2014) Debrecenben telelő erdei fülesbaglyok köpeteit elemezve magas arányban (26%) talált denevérmaradványokat, amelyek a határozás alapján kivétel nélkül rőt koraidenevér (*Nyctalus noctula*) koponyák voltak. SZÉP *et al.* (2018) szintén városi környezetben (Pécs) telelő erdei fülesbaglyok köpeteit elemezték, amelyekben négy denevérfaj, a rőt koraidenevér, a közönséges késeidenevér (*Eptesicus serotinus*), a fehérszélű törpedenevér (*Pipistrellus kuhlii*), és az alpesi denevér (*Hypsugo savii*) maradványait találták.

Munkánk célkitűzése a denevérek téli aktivitásának vizsgálata volt ultrahang-detektoros felméréssel, a Soproni Egyetem kampuszán. Emellett további célul tűztük ki, hogy összefüggéseket keressünk az egyes időjárási tényezők és a téli aktivitást mutató denevérfajok között.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. VIZSGÁLATI TERÜLET

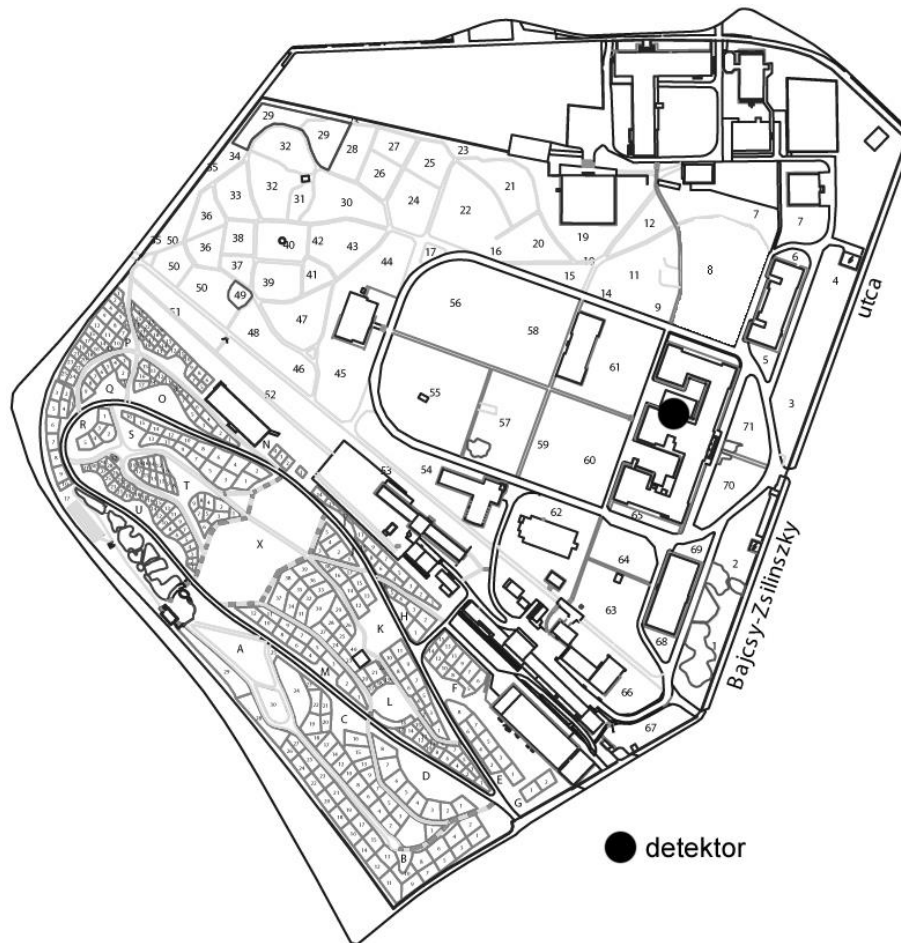
A vizsgálat helyüül szolgáló soproni egyetemi kampusz az ország nyugati peremén található, az Alpokalján, a Soproni-medencében. A várost a Soproni-hegység, a Balfi-dombság és az Ikva patak völgye veszi körül. A klíma mérsékeltén hűvös, az évi középhőmérséklet 9,5–9,8 °C közé tehető. Az évi napsütötte órák száma nem haladja meg az 1800-at. Az éves csapadék mennyiség átlagosan 640–660 mm (DÖVÉNYI 2010).

A detektoros felméréseket a soproni Botanikus Kertben végeztük. Előzetes felmérésünk alapján a B-épületre (**1. térkép**) esett a választásunk, mivel már korábban is észleltük a denevérek mozgását az épület körül. Az épület padlásán egy korábbi ellenőrzés során a szürke hosszúfülű denevért (*Plecotus austriacus*), valamint egy nagy *Myotis* faj egyedeit is észleltük, illetve mind a padlásán, mind az épület körül több helyen találtunk denevérrüledéket is. Emellett, a téli időszakban a közönséges törpedenevér (*Pipistrellus pipistrellus*) és a fehérszélű törpedenevér is előkerült már az egyetem B épületének hagyományos gerébtokos ablakai közül.

2.2. A DENEVÉRFELMÉRÉS MÓDSZERE

A denevérek téli aktivitásának megfigyelésére Pettersson D500x ultrahang-detektort alkalmaztunk, amelyet az épület egyik hátsó udvarára néző iroda ablakában rögzítettünk (**1. térkép**). A detektor előnye, hogy teljes spektrumban képes az ultrahang észlelésére, így a hazai denevérfajok által használt frekvenciasáv (14–160 kHz) érzékelésére. A detektor az adatokat csatlakoztatható CF memóriakártyákon, *.wav formátumú hangfájlokként rögzíti és archiválja a felvételek sorrendjében. A detektor beállításai a BOLDOGH & ESTÓK (2016) protokolljában leírtakat követte (Trigger level: 40; Rec length: 10 sec; Interval: 0; Input gain: 100; Trigger sensitivity: very high).

A felméréseket 2015. november 18-tól 2016. február 29-ig végeztük. A vizsgálati időszak így tehát összesen 104 detektoréjszakát jelentett. A detektorok 18:00-tól reggel 8:00-ig működtek.



**1. térkép: Vizsgálati terület: Soproni Egyetemi Botanikus kert, főépület (B)
a denevérdetektor pontos helyével**

Map 1. Study site: University of Sopron, Botanical Garden, building B indicating the location of the bat detector

2.3. A KIÉRTÉKEELÉS MÓDSZEREI

A denevérhangok határozásához általában a következő paraméterek mérése szükséges:

- Legmagasabb frekvencia (kHz) – „Maximum Frequency”
- Legalacsonyabb frekvencia (kHz) – „Minimum Frequency”
- Legnagyobb energiájú pont frekvenciája (kHz) – „Peak Frequency”
- Hangkibocsátás hossza (ms) – „Call Duration”
- Hangkibocsátások közötti időtartam (ms) – „Interpluse Interval”

A spektrogramokon az említett változókat az Adobe Audition 3.0 hangelemző és szerkesztő szoftver segítségével mértük, és azok értékeit a releváns szakirodalomban az egyes fajokra jellemző értékekkel vetettük össze (RUSSO & JONES 2002, RUSS 2012, VAN DE SIJPE 2011, WALTERS *et al.* 2012, BARATAUD 2020), majd határoztuk meg a fajokat. Problémát jelenthet azonban egyes *Myotis* fajok, valamint a közönséges késeidenévér / északi késeidenévér (*Eptesicus nilssonii*) / fehértorkú denevér (*Vespertilio murinus*) / szőröskarú koraidenevér (*Nyctalus leisleri*) fajcsoport fajainak az echolokációs hangjuk alapján való elkülönítése, azonban e vizsgálat során ezeket a fajcsoportokat nem észleltük. További két faj, a fehérszélű törpedenevér és a durvavitorlájú törpedenevér (*Pipistrellus nathusii*) ultrahang alapján történő beazonosítása csak statisztikai módszerekkel (diszkriminancia-analízis) lehetséges, hozzávetőleg 80%-os pontossággal (ZSEBŐK *et al.* 2012). Az élőhely alapján

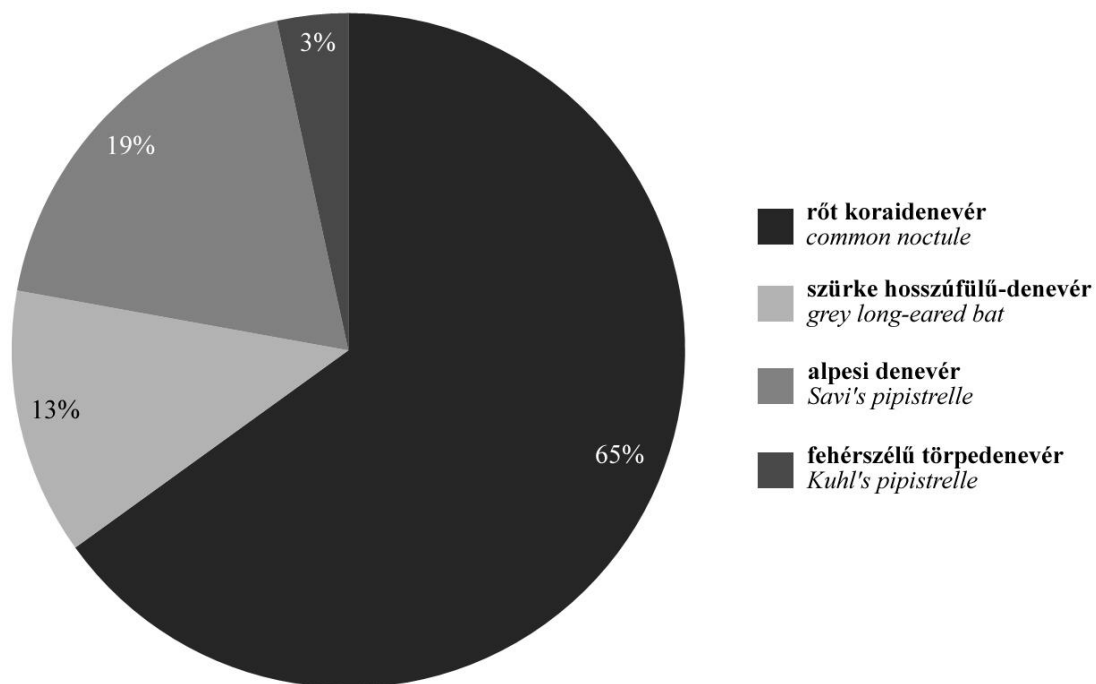
azonban a fehérszélű törpedenevér előfordulását valószínűsítettük, mivel ez a faj már előkerült téli időszakban az egyetem régi épületeinek ablakréseiből, a durvavitorlájú törpedenevér pedig leginkább faodvakat választ téli szálláshelyül.

A denevérek téli aktivitása és az időjárási tényezők összefüggésének vizsgálatát Spearman-féle rangkorrelációs együtthatóval értékeltük. A Sopron városára és a vizsgálati időszakra vonatkozó időjárási paramétereket (napi átlaghőmérséklet, napi minimum- és maximum-hőmérséklet, csapadékmennyiség) a National Climatic Data Center NOAA (US DEPARTMENT OF COMMERCE NS AND IS 2016) honlapjáról töltöttük le. A statisztikai elemzéseket a Past programcsomag 4.09 verziójával (HAMMER *et al.* 2001) végeztük.

3. EREDMÉNYEK

3.1. FAUNISZTIKAI ÉS FENOLÓGIAI EREDMÉNYEK

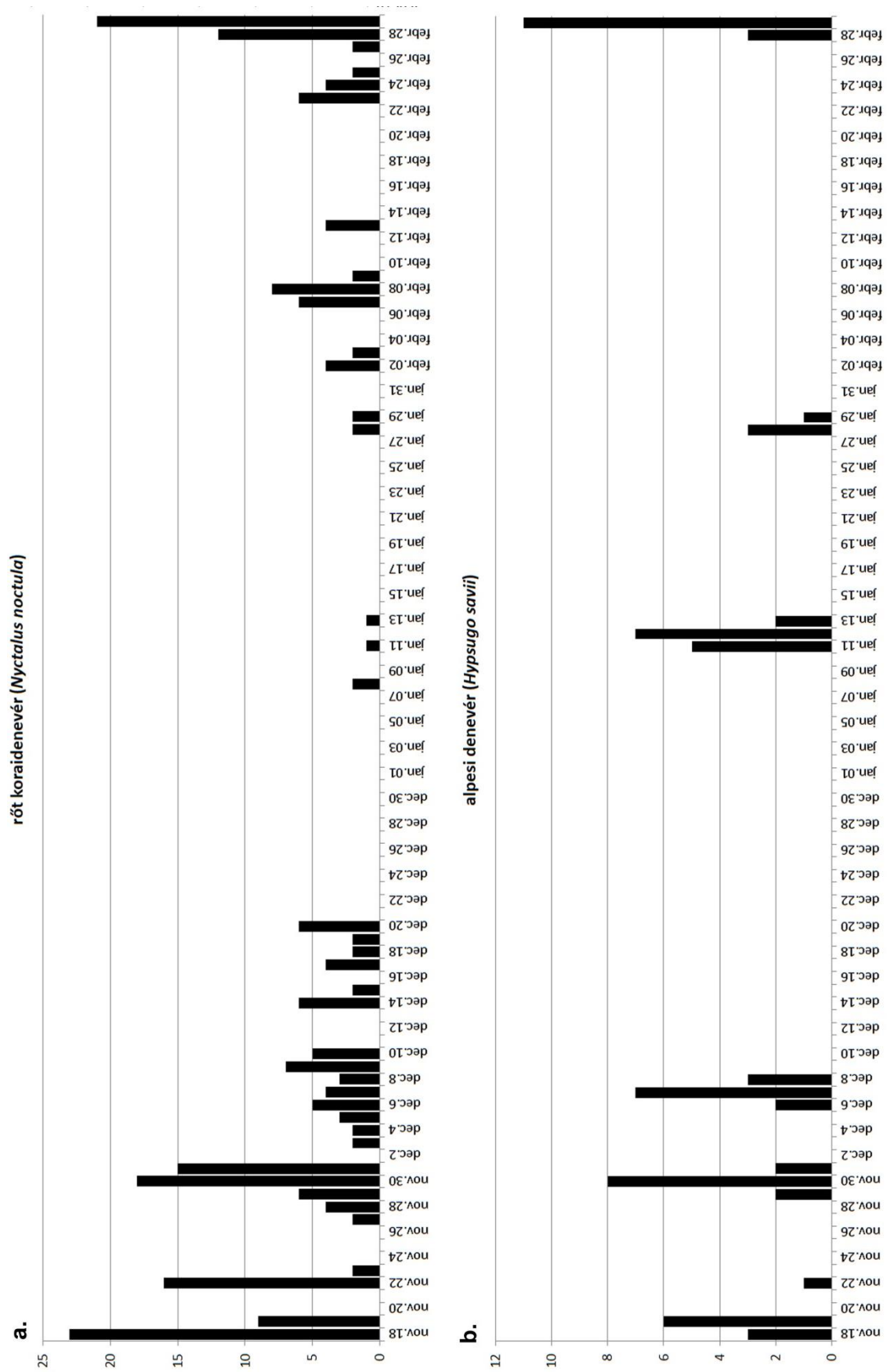
A vizsgálati időszak alatt a detektor közel 70000 hangfájlt rögzített, melyből 352-ben találtunk denevérhangokat. Több esetben más állatok hangjára és egyéb külső zajok általi impulzusokra aktiválódott a detektor. A felmérések során négy, a simaorrúdenevér-félék (*Vespertilionidae*) családjába tartozó fajt sikerült azonosítanunk, ezek rendre a rőt koraidenevér, az alpesi denevér, a fehérszélű törpedenevér és a szürke hosszúfülű-denevér. A Hanggyakoriság alapján történő megoszlásukat az **1. ábra** szemlélteti.



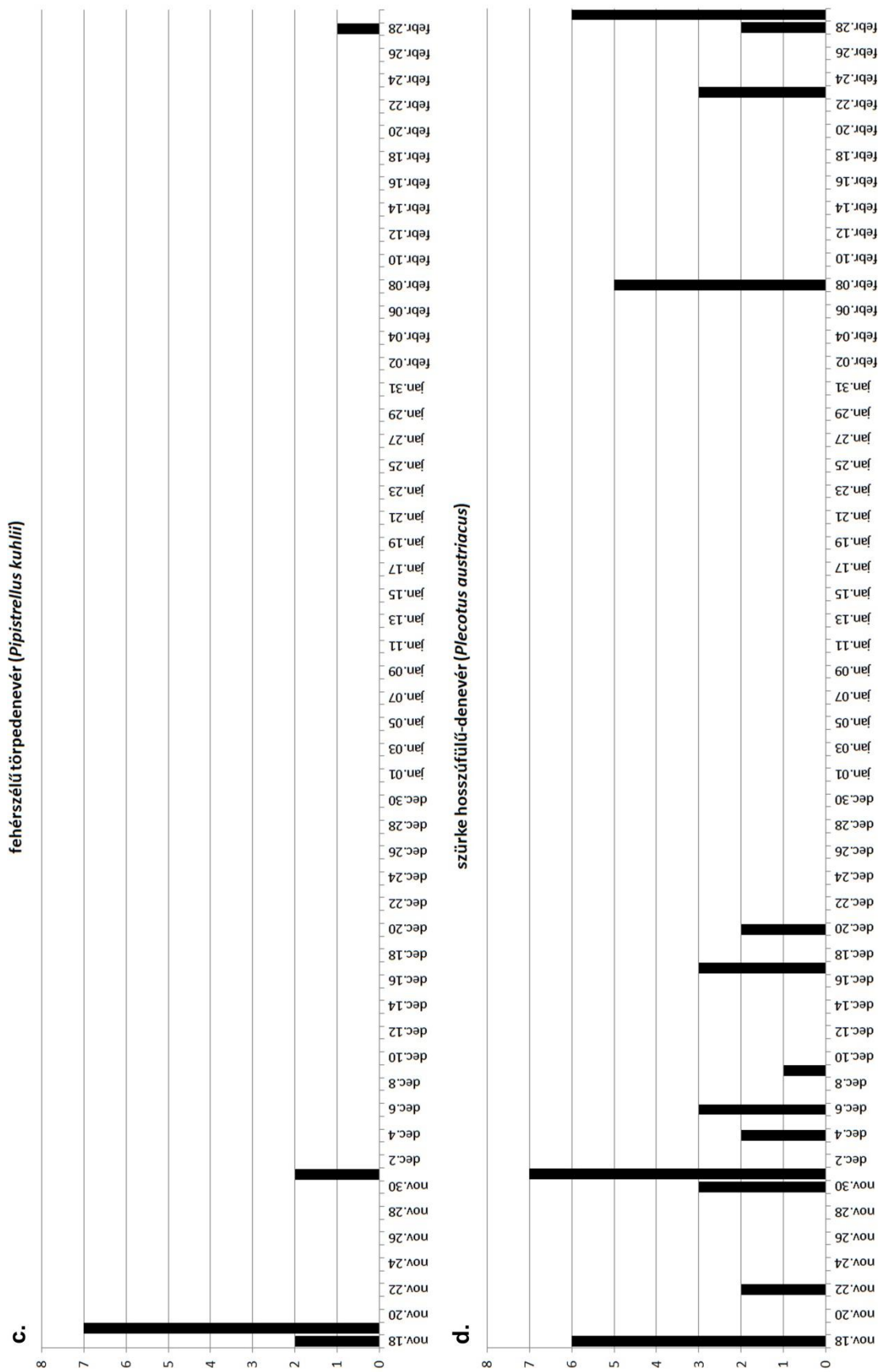
1. ábra: A vizsgálati időszakban detektált denevérfajok megoszlása hanggyakoriság szerint

Figure 1. Distribution of bat species detected during the study period based on bat call abundance

A rőt koraidenevér bizonyult a legaktívabbnak, jelenlétét mintegy 40 alkalommal észleltük a vizsgálati időszakban, s összesen 229 fájl tartalmazta a faj hangját. A legnagyobb hanggyakoriságot 2015. november 18-án mértük, ekkor 23 hangot rögzítettünk. November vége szintén aktív időszaknak bizonyult, valamint kisebb hanggyakorisággal ugyan, de december első három hetében is szinte minden nap észleltük a faj jelenlétét (**2a. ábra**).



2. ábra: Az előfordult denevérfajok aktivitása (fenológia, hanggyakoriság) a telelési időszakban (2015.11.18–2016.02.29) a. rőt koraidenevér; b. alpesi denevér
 Figure 2. Activity (phenology and call abundance) of the observed bat species during the wintering period (18.11.2015–29.02.2016). a. common noctule; b. Savi's pipistrelle



2. ábra (folyt.): Az előfordult denevérfajok aktivitása (fenológia, hanggyakorlás) a telelési időszakban (2015.11.18–2016.02.29)

a. fehértűlű törpedenevér; b. szürke hosszúfülű-denevér

Figure 2 (cont.). Activity (phenology and call abundance) of the observed bat species during the wintering period (18.11.2015–29.02.2016). a. Kuhl's pipistrelle; b. grey long-eared bat

Az alpesi denevér esetében 16 alkalommal sikerült összesen 66 hangot rögzíteni. Egy kisebb csúcs itt is mutatkozott 2015. november végén, emellett decemberben és januárban is tapasztaltunk 3, illetve 3+2 napos aktivitást. A legnagyobb hanggyakoriságot (11 rögzített hang) 2016. február 29-én észleltük (**2b. ábra**).

A fehérszélű törpedenevér jelenlétét mindössze 4 éjszakán észleltük, összesen 12 hangfajlt rögzített a detektor. Így ez a faj bizonyult a legkevésbé aktív a telelési időszakban (**2c. ábra**). A legnagyobb hanggyakoriságot 2015. november 19-én rögzítettük, emellett december elején is elhagyta a szálláshelyét a faj. A többi három fajhoz hasonlóan, február végén a fehérszélű törpedenevért is észleltük.

A szürke hosszúfülűdenevért a vizsgálati időszak alatt összesen 13 alkalommal észleltük, összesen 66 fájlban találtuk meg a faj hangját (**2d. ábra**). December során több észlelése is volt a fajnak (s egyben a legnagyobb hanggyakoriságot 2015. december 1-én mértük), januárban viszont nem sikerült rögzíteni a hangját. Februárban azonban több alkalommal is elhagyta már a szálláshelyét.

3.2. AZ IDŐJÁRÁSI TÉNYEZŐK HATÁSA A DENEVÉRFAJOK AKTIVITÁSÁRA

Az egyes időjárási tényezők hatását vizsgálva a denevérek aktívására több szignifikáns kapcsolatot is találtunk (**1. táblázat**). A nagyobb gyakorisággal detektált fajok (rőt koraidenevér, szürke hosszúfülű-denevére) mindhárom hőmérsékleti változóval szignifikáns pozitív korrelációt, a napi csapadékmennyiséggel pedig szignifikáns negatív korrelációt mutattak. Az alpesi denevér mindhárom hőmérsékleti változóval pozitív, a fehérszélű törpedenevér pedig a napi átlag- és maximum hőmérséklettel mutatott pozitív összefüggést.

1. táblázat: Időjárási tényezők hatása a denevérfajok téli aktívására (Spearman-féle rangkorreláció). A szignifikáns kapcsolatok vastag betűvel szedettek.

Table 1. Correlation between meteorological factors and bat species' activity during the wintering period (Spearman's rank correlation). Significant relationships are highlighted in bold.

	rőt koraidenevér <i>common noctule</i>		alpesi denevér <i>Savi's pipistrelle</i>		fehérszélű törpedenevér <i>Kuhl's pipistrelle</i>		szürke hosszúfülű- denevér <i>grey long-eared bat</i>	
	<i>r_s</i>	<i>p</i>	<i>r_s</i>	<i>p</i>	<i>r_s</i>	<i>p</i>	<i>r_s</i>	<i>p</i>
napi átlaghőmérséklet <i>daily mean temperature</i>	0,494	0,000	0,312	0,001	0,293	0,003	0,380	0,000
napi maximum hőmérséklet <i>daily maximum temperature</i>	0,414	0,000	0,258	0,008	0,281	0,004	0,279	0,011
napi minimum hőmérséklet <i>daily minimum temperature</i>	0,436	0,000	0,323	0,001	0,191	0,052	0,426	0,000
csapadékösszeg <i>precipitation sum</i>	-0,349	0,000	0,014	0,883	-0,060	0,539	-0,196	0,046

4. MEGVITATÁS

A soproni egyetemi campuson végzett felméréseink igazolták, hogy egyes denevérfajok a téli időszakban – az időjárási körülmények függvényében – rendszeresen felébrednek és elhagyják szálláshelyüket.

A legaktívabbnak a rőt koraidenevér bizonyult, néhány alkalommal még fagypont alatti hőmérséklettel jellemezhető éjszakákon is mutattak aktivitást. Hasonló jelenséget figyelt meg CELUCH & KANUCH (2005) a szlovákiai Zólyom városában, ahol a koraidenevérek gyakran repültek 0°C és -5°C közötti hidegben. A rőt koraidenevérek téli aktivitására magyarázat lehet a víz- és táplálékfelvétel egyaránt. KAŇUCH *et al.* (2005) csehországi és

szlovákiai vizsgálatai során friss koraidenevér-ürüléket elemeztek a téli táplálékösszetétel meghatározására, amely során 18 különböző ízeltlábú-csoportot (pl. Araneida, Heteroptera, Coleoptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera) sikerült kimutatniuk. A legnagyobb arányban a télen is repülő éjszakai lepkék szerepeltek. Vizsgálati területünk, az egyetemi botanikus kert jó táplálkozóterület is egyben, a november végétől február végéig terjedő időszakból van adatunk számos lepkefaj jelenlétéről, ilyenek pl. a kis téliaraszoló (*Operophtera brumata*), nagy téliaraszoló (*Erannis defoliaria*), aransárga téliaraszoló (*Agriopsis aurantiaria*), vadgesztenye araszó (*Alsophila aescularia*), tollascápú púposszövő (*Ptilophora plumigera*) változékony őszibagoly (*Conistra vaccinii*) és további *Conistra* fajok. A rőt koraidenevér téli aktivitását városi környezetben más hazai vizsgálatok is megerősítették. Telelő erdei fülesbaglyok köpeteit elemezve KOVÁCS (2015) nagy arányban talált rőt koraidenevér maradványokat, Szép *et al.* (2018) pedig pécsi köpetmintákban mutatta ki a fajt.

A korábban csak a Mediterráneumban elterjedt alpesi denevért elsőként DOBROSI (1993) mutatta ki hazánkban (Bükk-hegység), azóta főként a településeinken országosan elterjedt fajjá vált (UHRIN *et al.* 2015), ahol egész évben épületek repedéseiben, hézagaiban találjuk (ESTÓK *et al.* 2019). A vizsgálati időszakban többször is észleltük, de ezeken a napokon nem ment fagypontra alá a hőmérséklet. Hazai városi bagolyköpetekből származó adatok utalnak a faj telelési időszak alatti aktivitására (SZÉP *et al.* 2018), igaz ezek az adatok november és március hónapokra vonatkoznak.

A fehérszélű törpedenevér tipikus épületlakó faj, a telelő egyedeket is épületek zugaiban, repedéseiben találjuk (HUKOV *et al.* 2020), barlangban telelő példányát hazánkban még nem figyelték meg (FEHÉR 2007). A felmérések során fehérszélű törpedenevért csak november végén és február végén észleltünk, mind a négy alkalommal kedvező időjárási körülmények között (a napi minimumhőmérséklet 2 és 6°C között alakult). Ugyanakkor SZÉP *et al.* (2018) vizsgált bagolyköpetmintáiban a faj november és március között mindegyik hónapban előfordult.

A szürke hosszúfülűdenevért ugyan többször észleltük, az előző két fajhoz hasonlóan csak azokon a napokon, amikor nem ment fagypontra alá a hőmérséklet. A faj téli aktivitására csak kevés külföldi megfigyelés (ZAHN & KRINER 2016) utal.

Mind a négy detektált faj esetében elmondható, hogy a telelési időszakban való aktivitás, szálláshelyelhagyás összefüggésben van az időjárási paraméterekkel. A jelenkorunkban tapasztalt klímaváltozás hatására télen egyre gyakrabban fordulnak elő időszakos felmelegedések, melegfronti hatások előidézhetik a denevérek rendszeres felébredését idézik elő és fokozott fokozott téli aktivitásra ösztönöznek, ami felemésztheti a létfontosságú energiatartalékokat, kivéve ha az ételmet nyújtó rovar táplálék elérhetősége is növekszik (ŁUPICKI *et al.* 2007, SHERWIN *et al.* 2012). Amennyiben a téli felébredés és szálláshelyelhagyás a táplálékkínálat növekedésével és elérhetőséggel nincs szinkronban, az éhezés veszélye megnő és ez jelentős mortalitást okozhat (JONES *et al.* 2009, FESTA *et al.* 2023).

IRODALOMJEGYZÉK

- AVERY, M.I. (1985): Winter Activity of Pipistrelle Bats. *Journal of Animal Ecology* **54**: 721–738.
<https://doi.org/10.2307/4374>
- BARATAUD M. (2020): Acoustic Ecology of European Bats. Species Identification, Study of their Habitats and Foraging Behaviour. Biotope - Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- BOLDOGH S. & ESTÓK P. (2016): Protokollok a denevérekkel kapcsolatos feladatok (adatgyűjtés, kutatás, adatértékelés) végrehajtásához. II. Akusztikus módszerek. Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban, Jászvölgy-Eger.

- CELUCH, M. & KANUCH, P. (2005): Winter Activity and Roosts of the Noctule (*Nyctalus noctula*) in an Urban Area (Central-Slovakia). *Lynx (Praha)* **36**: 39–45.
- DAAN, S. (1973): Activity during natural hibernation in three species of Vespertilionid bats. *Netherlands Journal of Zoology* **23**(1): 1–71.
- DIETZ C. & KIEFER A. (2016): Bats of Britain and Europe. Bloomsbury Wildlife, London
- DOBROSI D. (1993): Adatok a Bükk denevérfaunájához. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **18**: 191–197.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere. 2. átdolgozott és bővített kiadás. MTA FKI, Budapest.
- ESTÓK P., KUGLER P. & WINKLER D. (2019): A hegység denevérei. In: KÁRPÁTI L. (szerk.): Soproni Tájjvédelmi Körzet: Monografikus tanulmányok a Soproni-hegység természeti és kulturális értékeiről. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 225–234.
- FEHÉR CS.E. (2007): Fehérszélű törpedenevér *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1819). In: BIHARI Z., CSORBA G. & HELTAI M. (szerk.): Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest, 83–84.
- FESTA, F., ANCILLOTTO, L., SANTINI, L., PACIFICI, M., ROCHA, R., TOSHKOVA, N., AMORIM, F., BENÍTEZ-LÓPEZ, A., DOMER, A., HAMIDOVIC, D., KRAMER-SCHADT, S., MATHEWS, F., RADCHUK, V., REBELO, H., RUCZYNSKI, I., SOLEM, E., TSOAR, A., RUSSO, D. & RAZGOUR, O. (2023): Bat responses to climate change: a systematic review. *Biological Reviews* **98**: 19–33. <https://doi.org/10.1111/brv.12893>
- GARCÍA, M., CERVENA, F. & RODRÍGUEZ, A. (2005): Bat predation by Long-eared owl in Mediterranean and temperate regions of southern Europe. *Journal of Raptor Research* **34**: 445–453.
- GOMBKÖTŐ P. (1995): Épületfoglaló közösséges törpedenevérek (*Pipistrellus pipistrellus*). *Denevérkutatás* **1**: 25–26.
- HAMMER, R., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* **4**(1): 9.
- HUKOV, V., TIMOFIEIEVA, O., PRYLUTSKA, A., RODENKO, O., MOISEIENKO, M., BOHODIST, V., DOMANSKA, A. & VLASCHENKO, A. (2020): Wintering of an urban bat (*Pipistrellus kuhlii lepidus*) in recently occupied areas. *European Journal of Ecology* **6**: 102–112: <https://doi.org/10.17161/euroj ecol.v6i1.13629>
- JONES, G., JACOBS, D.S., KUNZ, T.H., WILLIG, M.R. & RACEY, P.A. (2009). Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research* **8**(1-2): 93–115. <https://doi.org/10.3354/esr00182>
- KAŇUCH, P., JANEČKOVÁ, K. & KRIŠTÍN, A. (2005). Winter diet of the noctule bat *Nyctalus noctula*. *Folia Zoologica* **54**(1–2): 53–60.
- KOVÁCS F. (2014): Erdei fülesbagoly (*Asio otus* Linnaeus, 1758) téli táplálkozásának vizsgálata urbán környezetben. Szakdolgozat, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.
- LAUSEN, C.L. & BARCLAY, R.M.R. (2006): Winter Bat Activity in the Canadian Prairies. *Canadian Journal of Zoology* **84**: 1079–1086. <https://doi.org/10.1139/z06-093>
- ŁUPICKI, D., SZKUDLAREK, R., CICHOCKI, J. & CIECHANOWSKI M. (2007): The wintering of noctule bat *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774) in Poland. *Nietoperze* **8**(1–2): 13–24.
- MIKOVA, E., VARCHOLOVÁ, K., BOLDOGH, S. & UHRIN, M. (2013): Winter Diet Analysis in *Rhinolophus euryale* (Chiroptera). *Central European Journal of Biology* **8**(9): 848–853. <https://doi.org/10.2478/s11535-013-0199-9>
- PAULOVICS P. & SOMOGYVÁRI O. (2007): A kis patkósdenevér (*Rhinolophus hipposideros*) téli aktivitása: egy hipotézis vitaindítónak. In: MOLNÁR V. (szerk.): Az V. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Pécs, 2005. december 3–4.) és a VI. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Mártély, 2007. október 12–14.) kiadványa. Csemete Egyesület, Szeged, pp. 18–23.
- RUSS, J. (2012): British Bat Calls – A guide to species identification. Pelagic Publishing, United Kingdom
- RUSSO, D. & JONES, G. (2002): Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. *Journal of Zoology* **258**: 91–103.
- SHERWIN, H.A., MONTGOMERY, W.I. & LUNDY, M.G. (2012): The impact and implications of climate change for bats. *Mammal Review* **43**(3): 171–182. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2012.0021>

- SZÉP, D., BOCZ, R. & PURGER, J.J. (2018): Weather-dependent variation in the winter diet of urban roosting Long-eared Owls (*Asio otus*) in Pécs (Hungary). *Avian Biology Research* **11**(1): 1–6. <https://doi.org/10.3184/175815617X15103217178364>
- UHRIN, M., HÜTTMEIR, U., KIPSON, M., ESTÓK, P., SACHANOWICZ, K., BÜCS, S., KARAPANDŽA, B., PAUNOVIĆ, M., PRESETNIK, P., BASHTA, A.T., MAXINOVÁ, E., LEHOTSKÁ, B., LEHOTSKÝ, R., BARTI, L., CSŐSZ, I., SZODORAY-PARADI, F., DOMBI, I., GÖRFÖL, T., BOLDOGH, S., JÉRE, C., POCORA, I. & BENDA, P. (2015): Status of Savi's pipistrelle *Hypsugo savii* (Chiroptera) and range expansion in Central and south-eastern Europe: a review. *Mammal Review* **46**(1): 1–16. <https://doi.org/10.1111/mam.12050>
- US DEPARTMENT OF COMMERCE NS AND IS (2016): NOAA's Satellite and Information Service (NESDIS). <http://www.nesdis.noaa.gov> (hozzáférés: 2016.03.10.)
- VAN DE SIJPE, M. (2011): Time expansion & sound analysis identification of bats in flight. Workshop. Romania
- WALTERS, C.L., FREEMAN, R., COLLEN, A., DIETZ, C., BROCK FENTON, M., JONES, G., OBRIST, M.K., PUECHMAILLE, S.J., SATTLER, T., SIEMERS, B.M., PARSONS, S., JONES, K.E. (2012): A continental-scale tool for acoustic identification of European bats. *Journal of Applied Ecology* **49**: 1064–1074. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02182.x>
- ZAHN, A. & KRINER, E. (2014): Winter Foraging Activity of Central European Vespertilionid Bats. *Mammalian Biology* **81**(1): 40–45. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.005>
- ZSEBŐK S., ESTÓK P. & GÖRFÖL T. (2012): Acoustic discrimination of *Pipistrellus kuhlii* and *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera: Vespertilionidae) and its application to assess changes in species distribution. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **58**(2): 199–209.

VADGAZDÁLKODÁS ÉS VADÁSZAT HERCEG FESTETICS TASZILÓ BIRTOKAIN*

Faragó Sándor

Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézet
University of Sopron, Faculty of Forestry, Institute of Wildlife Management and Wildlife Biology
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary; e-mail: farago.sandor@uni-sopron.hu

ABSTRACT

FARAGÓ, S. (2023): GAME MANAGEMENT AND HUNTING ON THE ESTATES OF PRINCE TASZILÓ FESTETICS. *Hungarian Small Game Bulletin* 15: 207–219. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2023.207>

In the last third of the 19th century, in addition to extensive hunting, conscious management and stock control became characteristic, either in free-range farming or in captive breeding. In this new approach to management, Hungarian gamekeepers took part in different ways and with different emphasis due to the ecological features, such as Count LAJOS KÁROLYI in Tótmegyer (FARAGÓ 2017, 2023), Markgraf (Marquess) ALFONZ PALLAVICINI in Pusztaszer (PINJUNG, 2021) and Prince TASZILÓ FESTETICS in Berzence.

In this work, we review the hunting and game management activities of Prince TASZILÓ FESTETICS (1850–1933). We discuss his Red Deer hunts and their results, the results of the small game hunts, in which he played a prominent role hand reared Pheasant. We present the list of important aristocrats who participated in the hunts from the point of view of Hungarian history, and separately the so-called *royal hunts*. The following rulers or archdukes took part in the latter: Prince LOUIS II of Monaco, King ALBERT of Saxony, King EDWARD VII of England (when he was heir to the throne), Archduke RUDOLF, crown prince of Austria, Archduke FRANZ FERDINAND of Austria, and Archduke FRIEDRICH, Duke of Teschen.

We consider Prince TASZILÓ FESTETICS to be one of the most prominent figures in Hungarian hunting history.

KEY WORDS: Prince TASZILÓ FESTETICS (1850–1933), Red Deer hunts, small game hunt, royal hunt.

1. BEVEZETÉS

A dualizmus kora a magyar történelem egyik legprogresszívebb, legtermékenyebb időszaka volt, amelynek a záloga kiváló férfiak nemzetgyarapító tevékenysége volt. A közért való ténykedés azonban nem állt szemben az egyéni gyarapodással, éppenséggel azok összessége tette lehetővé az ország felemelkedését. Ebből a gazdasági építkezésből – amely a kiegyezés utáni prosperálást eredményezte – már kivette részét a nagybirtokos réteg gazdasági élénkítésével, termelékenységének fokozásával. Ugyanakkor nem mondott le olyan tevékenységekről sem, amelyek korábbi előjogaik alapján szinte „vérükben volt” – ez pedig a vadászat. Még ebben a korban a nemes ifjak nevelésének egyik területe – tegyük hozzá a *fegyelemre* való szoktatás egyik legfontosabb eszköze – a vadásszá nevelés volt. A kor azonban – a hogy a gazdaság egészében – a vadászat művelésében is jelentős változásokat idézett elő. Az óriási földterületeket érintő lecsapolási és folyamszabályozási munkák a mezei élettér növekedését és az apróvadállomány gyors gyarapodását eredményezte (FARAGÓ 1997). Mindennek folyamányaként jelentős mértékben megnőtt a vadászat eredményessége, a teríték nagysága (FARAGÓ 2009a). Az extenzív vadászat mellett a tudatos gazdálkodás, állományszabályozás vált jellemzővé akár a szabadterületi gazdálkodásban, akár a zárttéri tenyésztésben (FARAGÓ 2009b, 2020). Ebben az új szemléletű gazdálkodásban más-más módon és az ökológiai adottságokból kifolyólag más-más hangsúllyal kivették részüket a magyar

*: A munka első változata bemutatásra került „Egy vadászó magyar herceg – Festetics Tasziló” címmel Simaságon, 2019. december 7.-én, a VI. Gróf Festetics Imre Emléknapon. Azóta újabb levéltári ismeretekkel kiegészítve.

nagybirtokos vadgazdák, mint gróf KÁROLYI LAJOS Tótmegyeren (FARAGÓ 2017, 2023), őrgrof PALLAVICINI ALFONZ Pusztaszeren (PINJUNG 2021) és herceg FESTETICS TASZILÓ Berzencén.

Jelen munkában herceg FESTETICS TASZILÓ vadászati vadgazdálkodási tevékenységének értékelését adjuk meg.

2. FESTETICS TASZILÓ – A CSALÁD LEGMAGASABBRA JUTÓ SARJA

A horvátországi, turopoljei származású FESTETICS család első ismert őse FESTETICS JÁNOS a 16. század végén említetik. A köznemesi származású család II. MÁTYÁS királytól kapott nemesi címerlevelet. Magyarországon először FESTETICS I. PÁL tűnik fel, aki 1634–1640 között gróf BATTHYÁNY ADÁM németújvári tiszttartója volt. A család tolnai előneve onnan származik, hogy feleségül vette tolnai BORNEMISSZA ERZSÉBETet, s vele kapta a tolnai birtokot is. Ha a jelen tanulmányban tárgyalt TASZILÓ herceg leszármazási vonalát akarjuk csak a FESTETICS családfából bemutatni, akkor I. PÁLT (?–1640) követően rendre II. PÁL (1640–1720), KRISTÓF (1696–1768), III. PÁL (1722–1782) egyenes ági ősöket kell megadnunk. MÁRIA TERÉZIA királynő 1772-ben adományozott grófi címet FESTETICS III. PÁLnak és gyermekeinek. FESTETICS PÁL feleségül vette nagybossányi BOSSÁNYI JULIANNÁT (1734–1805), gróf BOSSÁNYI IMRE (1706–1781) és KORLÁTHKÖY ÉVA (1711–1798) lányát. Gyermekeik: JULIANNA (1753–1824) (gróf SZÉCHÉNYI FERENCNÉ, gróf SZÉCHÉNYI ISTVÁN édesanyja), I. GYÖRGY (1755–1819) a keszthelyi Georgikon alapítója, ERZSÉBET (1760–1832)(gróf ESTERHÁZY KÁROLYNÉ), IMRE (1764–1847) a genetika atyja, MÁRIA (1775–1800)(gróf BATTHYÁNY ANTALNÉ), a család nagy generációja. I. GYÖRGY gróf volt FESTETICS TASZILÓ dédapja, fia LÁSZLÓ (1785–1846) TASZILÓ gróf nagyapja, annak fia II. GYÖRGY (1815–1883) pedig az édesapja (GUDENUS 1990).

FESTETICS TASZILÓ 1850. május 5-én született Bécsben. Ifjú éveit külföldön, elsősorban Angliában töltötte, tanulmányai is Angliához köthetők. 1880. június 2-án Budapesten, a Józsefvárosi plébánián vette feleségül Lady MARY-VICTORIA DOUGLAS-HAMILTONT (London, 1850. december 11. – Budapest, 1922. május 14.), WILLIAM ALEXANDER ANTHONY ARCHIBALD DOUGLAS-HAMILTON herceg és BADENI MÁRIA AMÁLIA hercegnő leányát (**1. ábra**). Lady HAMILTONnak ez már a második házassága volt, ugyanis 1869. szeptember 21-én Monacóban férjhez ment ALBERT monacói herceghez, a későbbi (1889-től) I. ALBERT uralkodó herceghez. A házasság nem volt boldog, Lady MARY VICTORIA már az esküvő után néhány hónappal elhagyta Monacót, és a családjával, főleg Baden-Badenben élt. Ott hozta világra 1870. július 12-én LAJOS nevű fiát, aki később II. LAJOS néven Monaco uralkodó hercege lett. 1880-ban, kilenc évvel azelőtt, hogy ALBERT uralkodó lett, házasságukat érvénytelenné nyilvánították, ami megteremtette egyházjogi feltételét Lady HAMILTON FESTETICS TASZILÓVAL való házasságának. FESTETICS TASZILÓ tehát mostohaapja lett II. LAJOS monacói hercegnek.

FESTETICS TASZILÓ 1883-ban, apja II. GYÖRGY halála után vette át a családi hitbizomány kezelését, vált a család fejévé. Uradalmaiban főleg az állattenyésztést karolta fel, a kor színvonalát meghaladó módon fejlesztette. Berzencén tehenészetet, magyar gulyát és sertésenyészetet, Perdóc-majorban (Csurgó) félvér ménest, Fenékpusztán (Keszthely) angol telivér ménest létesített és működtetett. A fenéki versenystálló lovai nagy hírnevet szereztek tenyésztőjének olyannyira, hogy elnöke lett az Országos Lótenyésztési Bizottságnak (CZVALINGA 2001).

FESTETICS TASZILÓ rangban mindent elért, ami a korban elérhető volt: császári és királyi udvari kamarás (1881), valóságos belső titkos tanácsos (1890), főrendi házi tag, királyi főpohárnokmester, majd főudvarmester (1904), az ország egyik legfőbb zászlósura (1895) lett. Magáénak mondhatta az angol Viktória Rend (1904), az Aranygyapjas Rend (1896), a Császári Lipót Rend kitüntetések. 1911-ben FERENC JÓZSEF császár és király magyar hercegi rangra emelte, amelyet az elsőszülött férfiutód (*primogenitur*) örökölhetett tovább.



1. ábra: Gróf FESTETICS TASZILÓ és felesége Lady MARY-VICTORIA DOUGLAS-HAMILTON

Figure 1. Count TASZILÓ FESTETICS and his wife Lady MARY-VICTORIA DOUGLAS-HAMILTON

3. FESTETICS TASZILÓ BIRTOKAI ÉS VADÁSZTERÜLETEI

A FESTETICS-birtok területe 1885-ben 131 436 hold (53 190 ha) volt. Ebből legnagyobb kiterjedésű terület az erdő volt, összesen 53 000 hold (21 448 ha). Ennek a jelentős része Keszthelyen és Csurgón feküdt. A 29 780 hold (12 051 ha) szántó $\frac{1}{4}$ -e Csurgón, $\frac{1}{4}$ -e Taranyban volt megtalálható. A keszthelyi uradalom szántóterülete nagyságrendileg a harmadik volt a birtokon. A legelőterületek – 14 000 hold (5 665 ha) – leginkább (70%) Balatonszentgyörgyön és Keszthelyen voltak. Nádas művelési ág ugyancsak a Balaton melletti birtokokon volt. A szőlőterületek – 80 hold (32 ha) – zömében Keszthely környékén voltak fellelhetők (2. ábra).



3. ábra: FESTETICS TASZILÓ gróf berzencei vadászkastélya (bal), ebédlő vadász faliképekkel a berzencei vadászkastélyban (jobb) (Fotók: KLÖSZ GYÖRGY, 1896.)

Figure 3. Count TASZILÓ FESTETICS' hunting lodge in Berzence (left), hunter's dining room with murals in the hunting lodge (right) (Photos: GYÖRGY KLÖSZ, 1896.)

A birtok évi jövedelme a bérbe adott területrészekkel együtt: 1913-ban 1 309 548 Korona, 1915-ben 1 856 997 Korona volt (LUKÁCS 2015). Valódi „vadásztanya” volt a herceg berzencei vadászkastélya (**3. ábra**).

4. A FESTETICS BIRTOKOKOK VADÁSZATAINAK STATISZTIKAI FORRÁSAI

A FESZTETICS birtokokon folytatott vadászatok eredményeiről több forrásból kaphatunk információkat:

- (1) Keszthelyi Helikon Kastélymúzeum Könyvtárában található Lőjegyzékekből (Schusslist)
 - 1.a. Szalonka vadászatok időnyenkénti terítékei (dátum és elejtők szerint)
 - 1.b. A keszthelyi és berzencei, később csak berzencei vadászterületen szarvas-rigyetésben elejtett agancsárok lőjegyzéke, elejtő, terület, ágszám és testsúly megadásával.
 - 1.c. „*Lőjegyzék a berzencei vadászterülethez tartozó fáczándákban elejtett vadakról*”
Dátum, elejtők és vadfajok szerint.
 - 1.d. A Berzencei Uradalom éves lőjegyzéke
 - 1.e. Jegyzék gr. Festetics Taszilo vadásztulajdonos vadászterületén a ... évben elejtett vadakról.
- (2) HÁM FERENC főerdész/fővadászmester publikált statisztikái a Vadász-Lap szakfolyóiratban.
 - 2.a. *Lőjegyzék a berzencei és keszthelyi uradalomban ...[év] cserkésze lőtt őzbakok*
 - 2.b. *Lőjegyzék gr. Festetics Taszilo uradalmaiban az ... évben elejtett hasznos és kártékony vadakról.* – erdőgondnokságoként és fajonként, valamint összesen.(4. ábra)
 - 2.c. *Festetics Taszilo berzencei fáczándáiban elejtett vadak jegyzéke* – alkalmanként fáczándájként és fajonként.
- (3) *A ... évi budapesti agancs kiállítás díjazott szarvasagancsok – nyílt területen –*
Közlések a Vadász-Lap-ban.

[illegible]

4. ábra: HÁM FERENC fővadászmester egy közlése a *Vadász-Lapban*

Figure 4. A data communication by head gamekeeper FERENC HÁM in *Vadász-Lap* journal

5. A GÍMSZARVAS VADÁSZATOK ÉS AZOK EREDMÉNYEI FESTETICS TASZILÓ VADÁSZTERÜLETEIN

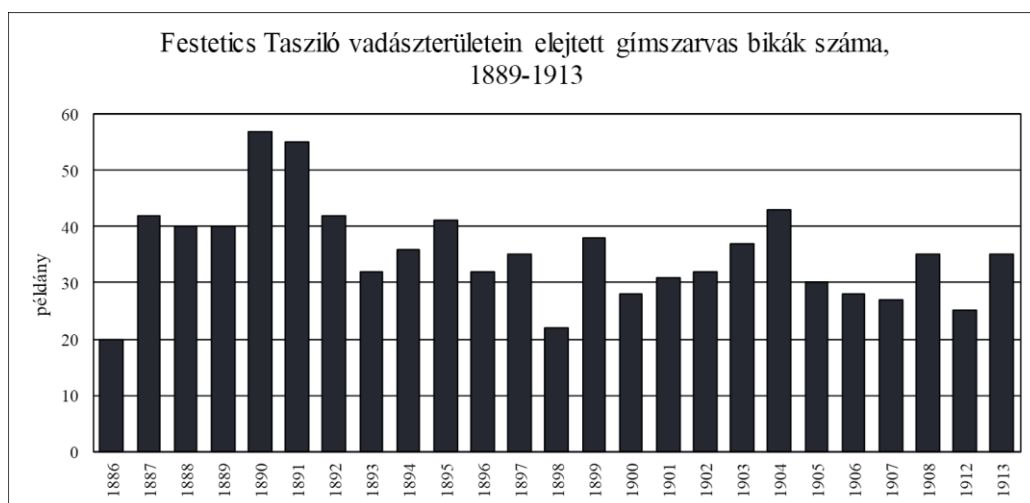
A gímber vadászatok eredményei eddig ismert forrásaink szerint 1886–1913 között állnak rendelkezésre. 1888-1890 közötti 3 évben „ágak megnevezése nélküli” kategóriát is nyilván tartottak, azon években 40-40 trófeát. A későbbiekben ilyen bejegyzés ritka volt.

Elmondható, hogy általában évente 30 pd körüli szarvasbika került terítékre (min. 20. – max 47 bika) (5. ábra). Jellemzően 8-16-os ágszámúak voltak a terítékre hozott bikák, 13 pd 18-as, 5 pd 20-as és 2 pd 22-es is elejtésre került (1. táblázat). A minőségről annyit mondhatunk el, hogy a budapesti agancskiállításokon 1892 és 1901 között FESTETICS TASZILÓ kiállítóként 2 első és 2 harmadik díjat nyert a nyílt területről származó gímagancsok bemutatásakor.

1. táblázat: A gímszarvas bika teríték alakulása FESTETICS TASZILÓ vadászterületein, 1886–1913.

Table 1: The evolution of red deer stag bags in the hunting areas of TASZILÓ FESTETICS.

	22-es	20-as	18-as	16-os	14-es	12-es	10-es	8-as	6-os	Villás	Nyársas	Ágak megnevezése nélkül	Összesen
1886				1								19	20
1887			1	1	6	12	14	6	2				42
1888												40	40
1889												40	40
1890		1	1	1	5							49	57
1891				1	6	15	21	7	5				55
1892				4	6	10	13	7	2				42
1893		2		3	3	12	11	1					32
1894			1	3	7	10	9	6					36
1895	1				7	10	14	8	1				41
1896			1	1	4	6	12	5	3				32
1897	1				6	7	12	7	1		1		35
1898			1	1	3	6	9	2					22
1899				2	6	10	14	4	1			1	38
1900					6	7	13	2					28
1901			1	4	2	13	6	5					31
1902			1	2	5	12	10		2				32
1903			2	2	5	10	14	4					37
1904				3	4	9	9	12	6				43
1905			2	3	6	7	8	3	1				30
1906		1	1	2	7	7	5	5					28
1907			1	4	5	6	9	2					27
1908				1	6	10	9	6	3				35
1912				2	7	6	7	2	1				25
1913		1		2	7	13	9	2	1				35



5. ábra: FESTETICS TASZILÓ vadászterületein elejtett gímszarvas bikák száma 1889–1913

Figure 5. The number of red deer stags killed in the hunting grounds of Prince TASZILÓ FESTETICS

5.1. A GÍMSZARVAS VADÁSZAT VENDÉGEI HERCEG FESTETICS TASZILÓ VADÁSZTERÜLETEIN

A gímszarvas vadászatok **törzsvendégei**, 1886–1913:

hg. FESTETICS TASZILÓ	25 szezon
gr. FESTETICS VILMOS ¹	24 szezon
gr. FESTETICS GYÖRGY	12 szezon
hg. FÜRSTENBERG KÁROLY ²	10 szezon
ALAJOS monacói herceg ³	7 szezon
hg. HOHENLOHE GOTTFRIED ⁴	7 szezon
gr. KINSKY KÁROLY	7 szezon
hg. REUSS HENRIK	7 szezon

A gímszarvas vadászatok **alkalmi meghívottjai**, 1886–1913

ALBERT szász király	LICHTEINSTEIN FERENC herceg
BATTHYÁNY ELEMÉR gróf	PAÁR KÁROLY gróf
CZERNIN JENŐ gróf	PAGET AUGUST Sir
CHAPLIN FLORANCE Miss.	PALLAVICINI EDE örgróf
CHAPLIN RIGHTON Mr.	POTOCZKY ROMÁN gróf
DAWSON W. tábornok	SCHÖNBORN gróf
DEYM gróf	SMART FRED Esque
DRASKOVITCH DÉNES gróf	SNEYD RALF Mr.
ELLIS ARTHUR tábornok	STOCKAU gróf
ESTERHÁZY LAJOS herceg	STONOR E. Mr.
FÜRSTENBERG MIKSA herceg	SZÉCHENYI GÉZA gróf
HOHENLOHE herceg	SZÉCHENYI PÁL gróf
HOHENLOHE FRIGYES herceg	TRAUTTMANNSDORF KÁROLY herceg
HOHENLOHE UJEST herceg	WILSDORF szász ezredes
ILCHESTER EARL-je	WINDISCH-GRÄTZ KÁROLY herceg
INKEY ISTVÁN báró	WOLKENSTEIN O. gróf
KHEWENHÜLLER RUDOLF gróf	ZOGRAPHO úr
LAMOTTE gróf	

A gím vadászok törzsvendégei (8 fő) a közvetlen családtagok, az alkalmi meghívott vendégek (37 fő) pedig a család kapcsolatrendszerére ad értékes információkat.

6. AZ ŐSZI APRÓVAD VADÁSZATOK EREDMÉNYEI FESTETICS TASZILÓ VADÁSZ-TERÜLETEIN

Az őszi apróvad vadászatok során a legfontosabb vad a *fácán*, kisebb arányban a mezei nyúl volt. Emellett természetesen a foglyot, az üregi nyulat és hajtásokban az erdei szalonkát és az őzet is (**2. táblázat**). Az 1910 évek elejére az éves fácánteríték megközelítette a 10 ezer pd-t.

¹: gr. FESTETICS VILMOS (1848-1931) FESTETICS DÉNES és ZICHY KAROLINA gyermeke, Gázló és Toponár birtokosa

²: hg. FÜRSTENBERG KÁROLY (1867-1945) FESTETICS TASZILÓ veje, FESTETICS MÁRIA MATILD férje, Ausztria-Magyarország nagykövete Spanyolországban, Madridban

³: ALAJOS monacói herceg (1870-1949) II. LAJOS néven Monaco uralkodó hercege 1922 és 1949 között, MARY HAMILTON első házasságából származott gyermek – lásd később!

⁴: hg. HOHENLOHE GOTTFRIED (1867-1932) Ausztria-Magyarország nagykövete a Német Császárságban

2. táblázat: Apróvad teríték alakulása FESTETICS TASZILÓ vadászterületein, 1886–1913.

Table 2: Development of the small game bag in the hunting grounds of TASZILÓ FESTETICS, 1886–1913.

	Őz	Mezei nyúl	Üregi nyúl	Fácán	Fogoly	Erdei szalonka	Különféle	Összesen
1886	15	307	306	1161	162	72	3	2026
1887	3	327	279	1571	154	248	2	2584
1889	7	480	359	1882	534	6	1	3269
1890	7	592	605	1954	404	3	4	3569
1891	1	398	282	1399	156	133	4	2373
1892	9	2720	718	1787	356	6	7	5603
1893	12	805	821	1785	162	2	0	3587
1896	61	787	0	1952	0	0	0	2800
1897	38	394	138	1512	194	2	3	2281
1899	10	483	53	2039	411	3	3	3002
1900	9	1028	12	1809	373	5	3	3239
1901								2306
1902	6	1005	23	2633	464	12	1	4144
1903	10	1101	11	3131	371	17	2	4643
1904	6	688	4	3402	346	8	8	4462
1905				2800				3314
1906	2	1007	4	3127	324	2	4	4470
1907	2	646	2	2387	295	0	3	3335
1908	1	1216	1	6459	114	0	8	7799
1909	1	965	33	5976	111	2	4	7092
1910	1	1122	71	9240	165	11	8	10618
1911	3	536	48	6786	161	2	12	7548
1912	1	376	51	4950	37	3	4	5422
1913				9940				10816

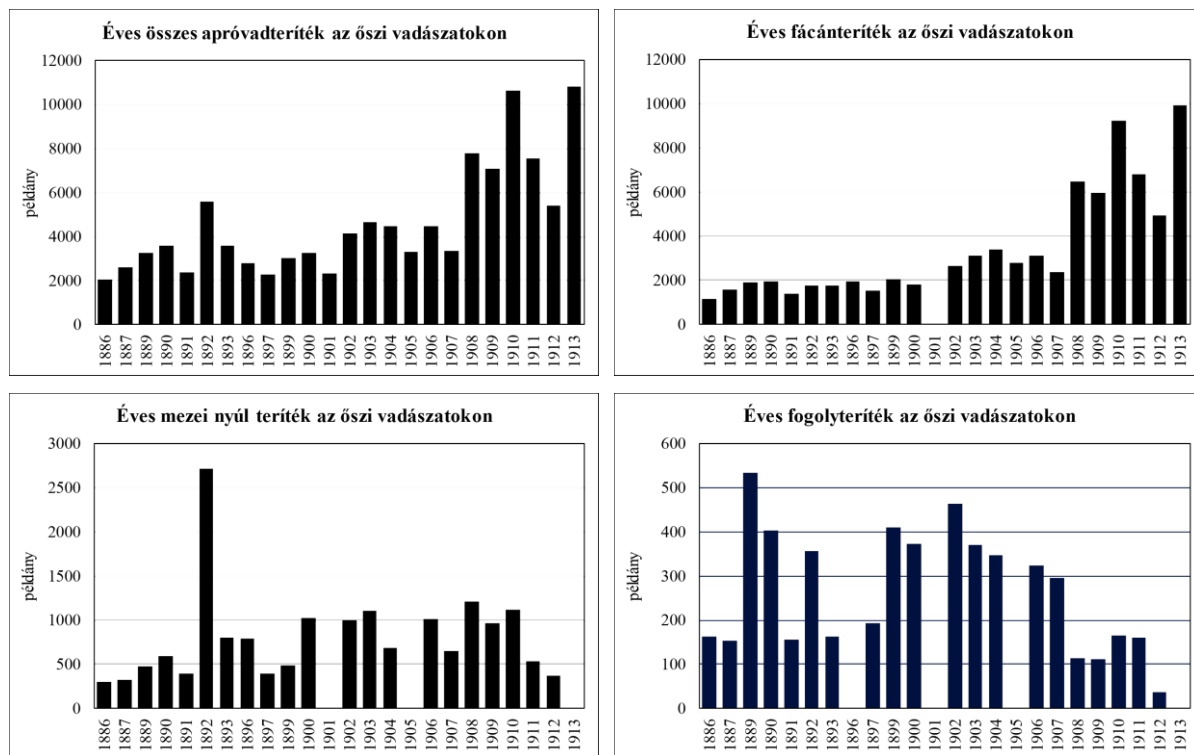
**6. ábra: Az összes és a 3 legfontosabb apróvad faj (fácán, mezei nyúl és fogoly) terítékének alakulása**

Figure 6. Dynamics of total small game and the 3 most important small game species (Pheasant, Brown Hare, and Grey Partridge)

A mezei nyúl teríték többé-kevésbé szinten maradt, a fogoly teríték már akkor is csökkent, a fácán viszont – hála a tenyésztésnek és kibocsátásnak, valamint a dúvadszabályozásnak – jelentősen megnőtt, az egyik legnagyobb volt az országban (6. ábra).

6.1. AZ ŐSZI APRÓVAD VADÁSZATOK VENDÉGEI FESTETICS TASZILÓ VADÁSZTERÜLETEIN

Az apróvad vadászatok **törzsvendégei**, 1880-1913 (9 fő):

hg. FESTETICS TASZILÓ	25 szezon
gr. FESTETICS VILMOS	22 szezon
br. INKEY ISTVÁN	13 szezon
gr. FESTETICS GYÖRGY	11 szezon
br. INKEY JÓZSEF	6 szezon
gr. SZÉCHENYI BÉLA	6 szezon
hg. WINDISCH-GRÄTZ KÁROLY	5 szezon
gr. WENCKHEIM LÁSZLÓ	5 szezon
gr. ESTERHÁZY MÓRIC	5 szezon

Az apróvad vadászatok **alkalmi meghívottjai**, 1880-1913 (84 fő):

ANDRÁSSY GÉZA gróf	HOYOS JÓZSEF gróf
ANDRÁSSY GYULA gróf	HUNYADY JÓZSEF gróf
APONYI HENRIK gróf	IZABELLA főhercegné
BECHTOLSBEIM báró	JAY Mr.
BEKENDORF gróf	KÁROLYI ALAJOS gróf
de BERKHEIM CHRISTIAN báró	KÁROLYI LAJOS gróf
BOMBELLES MÁRKUS gróf	KHEWENHÜLLER RUDOLF gróf
de CASTELLANO JEAN gróf	KINSKY FERENC gróf
CHIMAY CARAMAN herceg	KINSKY JENŐ gróf
CZIRÁKY JÓZSEF gróf	KINSKY KÁROLY herceg
DAWSON őrnagy	LAGUICHE márki
DRASKOVICH DÉNES gróf	LOBKOWITZ herceg
DRASKOVICH IVÁN gróf	LOIS őrgróf
ELTZ JAKAB gróf	MAJLÁTH LÁSZLÓ gróf
ERDŐDY RUDOLF gróf	MECKLENBURG KÁROLY báró
ESTERHÁZY LAJOS gróf	METTERNICH herceg
ESTERHÁZY MIHÁLY gróf	MIGUEL braganzai herceg
ESTERHÁZY MIKLÓS herceg	MILBANKE Mr.
ESTERHÁZY PÁL herceg	MONTENUOVO ALFRÉD herceg
ESTERHÁZY PÁL gróf	MONTENUOVO FERDINÁND herceg
ESTERHÁZY SÁNDOR gróf	NÁDASDY FERENC gróf
FERENC FERDINÁND trónörökös	ODESCHALCHY GÉZA herceg
FESTETICS PÁL gróf	PÁLFFY MIKLÓS herceg
FRIGYES főherceg	PALLAVICINI EDE őrgróf
FÜRSTENBERG EMIL herceg	PALLAVICINI GYÖRGY őrgróf
FÜRSTENBERG KÁROLY herceg	PLESS hercegné
de GANAY comte	POTOCZKI ALFRÉD gróf
GOLUCHOWSKY AGENOR gróf	PRÓNAY GYULA szárnysegéd
GOURGAND NAPOLEON báró	RAMBERG báró
GRANVILLE lord	RENNIE G. Esq.
HOHENLOHE GOTTFRID herceg	RUMBOLD H. Mr

HOHENLOHE KONRÁD herceg	RUMMERSKIRCH KÁROLY báró
HOHENLOHE OEHRINGEN herceg	SCHÖNBORN gróf
HOYOS ERNŐ gróf	SIGRAY ANTAL gróf
	STOCKAU GYÖRGY gróf
	SZAPÁRY PÁL gróf
	SZÉCHENYI ANDOR PÁL gróf
	SZÉCHENYI DÉNES gróf
	SZÉCHENYI EMIL gróf
	SZÉCHENYI GÉZA gróf
	SZÉCHENYI GYULA gróf
	SZÉCHENYI LÁSZLÓ gróf
	SZÉCHENYI PÁL gróf
	SZÉCHENYI PÉTER gróf
	TECK herceg
	TRAUTMANNSDORF herceg
	VÉCSEY MIKLÓS báró
	WILCZEK gróf
	ZICHY ANTAL gróf
	ZICHY BÉLA gróf

7. URALKODÓI VADÁSZATOK A FESTETICS-BIRTOKOKON

Uralkodók részben a rokoni kapcsolatok révén jelentek meg vadászaton, ugyanakkor a két szerencsétlen sorsú trónörökös és FRIGYES főherceg jelenléte egyértelműen a HABSBURG párti FESTETICS TASZILÓ lojalitásának elismerését jelentette, amely legnyilvánvalóbban a magyar hercegi cím adományozásában öltött testet, s valószínűsíthető abban a trónörökös FERENC FERDINÁND közbenjárása. Alább a napilapok és a *Vadász-Lap* tudósításait is idézzük.

II. LAJOS monacói herceg (1870–1949)

I. ALBERT monacói herceg és MARY-VICTORIA HAMILTON fia, aki 1922. június 26. és 1949. május 9. között uralkodott. 1890 és 1899 között vett részt a keszthelyi és berzencei vadászatokon.

ALBERT szász király (1828–1902)

Apja I. JÁNOS szász király, anyja AMÁLIA AUGUSZTA bajor királyi hercegnő, uralkodott 1873–1902 között. 1893-ban vendégeskedett FESTETICS TASZILÓNál.

ALBERT EDWARD walesi herceg, később VII. EDWARD angol király (1841–1910)

VII. EDWARD walesi herceg korában 1888 szeptemberében néhány napot Keszthelyen és környékén töltött FESTETICS TASZILÓ vendégeként, amelyről a *Budapesti Hírlap* és a *Vadász-Lap* is beszámolt.

„A herceg minden korareggel szarvas-cserkészetre rándult ki és sokszor csak déltálban kerül vissza a kastélyba a 12 órai dejeunerhez. Délután folyamán társaságával vagy sétálni megy, vagy ismét kedvenc sportjának a vadászatnak áldoz. Tegnapelőtt délután vadászat volt Kis-Balaton nevű lápon. A társaság minden tagja egy primitív ladikban foglalt helyet, ugyyszintén a hajtócsapat is; aztán az egész kis-ladikos csapat körbe fogta a lápot, melyen, mint körvadászatokon szokás, egymásután rebhentették fölül a különféle vizisárnyasokat. A hat tagból álló társaság rövid négy óra alatt mintegy négyszáz vizimadarat lőtt le; e szép számból magára velszi hercegre nem kevesebb, mint százharminc esett. Vadászat után este nyolc

órákor diner volt, mely után még hosszasan együtt mulatott a társaság. Nagy gyönyörűsége telt az angol trónörökösnek a Balatonban.”⁵

„Gr. Festetics Tassilonál Keszthelyen, az angol trónörökös ő fenségének ott időzése alatt rendezett vadászatok – mint már lapunk előző számában említettük – igen fényesen sikerültek. Érdekesnek tartjuk, alapos értesülés nyomán most az egész eredményt közölni. Agancsár lövetett azon alkalommal összesen 17 darab, melyekből ő fensége 2 erős 12-est lőtt. Továbbá rendeztetett szeptember 18-án délután a Kis-Balatonon egy vadászat, mely alkalommal lövetett összesen 417 darab különféle vizi vad s pedig 359 szárcsa, 50 bukdár és 8 darab vihardár (kis halászmadar), ebből lőtt ő fensége 130 darab vadat. Szeptember 20-án délelőtt vadászat volt foglyokra a keszthelyi mezőn, a hol harmadfél óra alatt lövetett 402 fogoly, 103 fáczán, 4 fürj és 19 nyúl, összesen 528 darab: - ebből lőtt ő fensége 138 db vadat.”⁶

RUDOLF trónörökös (1858–1889)

„Rudolf trónörökös, gr. Festetics Tassilo meghívására, [1887] ápril hó 27-dikén érkezett Berzenczére. Fogadtatására ünnepi diszt öltött az egész vidék s lovas-banderium vonult ki az indóházhoz, várva a magas vendégre. A kert bejáratánál, fenyő-gallyakból, nemzeti színű zászlókkal s magyar czimerekkel diszitett diadal-kapu volt felállítva, közepén nagy vörös betükből eme sokat mondó két szóval, Isten hozott’.”

„Négy órákor nagy diner volt, melynek végeztével a trónörökös Festetics Tassilo és Vilmos grófok, valamint Hoyos József gróf társaságában azonnal kocsira ült s egy órára a vadász-területre hajtatott. Itt behatóan megszemlélte a pagony nagy részét, azután a társaság többi tagjai visszamaradtak s a trónörökös egyedül cserkészett őz-bakokra. A cserkészlet befejeztével 5 derék bak diszitette a terítéket.”

„Másnap kora hajnalán folytatott a cserkészlet... Rezső trónörökös Festetics Tassilo gróffal, Hoyos József gróf pedig Festetics Vilmos gróffal az erdőség külön-külön részében kezdték meg a cserkészletet. A gazdag vadállomány fölött a trónörökös nem győzte eléggé csodálkozását és örömét kifejezni s rendkívül dus zsákmányt ejtett el a délelőtti folyamán.”

„A délutáni cserkészlet még érdekesebb volt. Több kocsin kellett beszállítani az elejtett vadat. Rezső trónörökös ez alkalommal bejárta kocsin az uradalmi erdőségnek udvarhelyi, vizvári, háromfai és taranyi vadászterületeit.

Április 29-én és 30-dikán délelőtt, hasonló sikerrel folytatta ő fensége a cserkészletet s a három nap fényes sikerei a trónörökös várakozását a legnagyobb mértékben nemcsak kielégítették, de szinte felülmúlták. Lövetett pedig a trónörökös őfensége által

ápril 27-dikén (esti rövid kocsizás közben)	5 őzbak
„ 28-dikán	21 őzbak
„ 29-dikén	13 őzbak
„ 30-dikán	14 őzbak
Együtt	53 drb”

„A vadászattal eltöltött három kellemes nap után, ápril 30-dikán ½10 órákor hagyta el a trónörökös Festetics gróf vendégszerető házát s mindenesetre a legszebb emlékekkel távozott Berzenczéről.”⁷

FERENC FERDINÁND trónörökös (1863–1914)

FERENC FERDINÁND trónörökös 1906-ban, 1910-ben és 1911-ben vadászott apróvadra FESTETICS TASZILÓ berzencei vadászterületein.

⁵: Budapesti Hírlap 8. évf. 261. szám, 1888. szeptember 21. 5. o.

⁶: Vadász-Lap, 1888. 9. évf. 364. o.

⁷: Vadász-Lap, 1889. 8. évf. 13. sz.: 161-162. o.

„Ferenc Ferdinánd trónörökös Windischgrätz herceg és egyéb illusztris vendégek berzencei vadászatán 1910. november 11-én, szakadó esőben 2000 darab fácán esett.”⁸

„Ugyancsak Berzencén [1911], jó időben, hasonló létszámú nagyvadászaton a lankóczi területen 5316 db apróvad, ebből 5206 db fácán került terítékre november 14-én, majd másnap a bartókerti területen 2232 db apróvad – ebből 1580 db fácán. Ferencz Ferdinánd berzencei egyéni eredménye 1088 darab fácán volt (egy nap).”⁹

FRIGYES főherceg (1856–1936) és IZABELLA főhercegné (1856–1931)

FRIGYES főherceg a Monarchia haderejének főparancsnoka az I. Világháború idején. Trianon után Magyaróvárra vonult vissza. A bellyei és karapancsai híres szarvasos vadászterületek birtokosa. Felesége CROY ISABELLA főhercegné ugyancsak vadászott, és korának egyik első fotográfusa volt, aki mind a család, mind a vadászat, mind a természet, mind a néprajz körében dokumentatív fotókollekciót hagyott az utókorra.

„Gróf Festetics Tassilo keszthelyi uradalmához tartozó vörsi és meleggáti remiszekben sikerült vadászatok voltak e hó 10 és 11-dikén, mely alkalomból a vadászur a következő főúri társaságot látta vendégül keszthelyi fényes palotájában és pedig: Frigyes főherceg ő fensége és neje Izabella főhercegné, valamint leánya Henriette főhercegnő, Eltz Jakab gróf és neje, Esterházy Sándor gróf és neje, Esterházy Mórítz gróf, Hunyady József gróf és neje, Prónay Gyula cs. és kir. kamarás, szárnysegéd és Széchényi László gróf. Első napon f. hó 10-én a vörsi remisben, 11-én pedig a keszthelyi-ujmajori meleggáti remisben volt a vadászat, melynek mindkét napon gyönyörű szép idő kedvezett, ami nagyban hozzájárult a vadászat szép sikeréhez. Mindkét napi vadászaton a házigazdával és fiával, György gróffal együtt tíz puskás vett részt s az első napon Vörsön 1077 darab, a második napon a meleggáti remisben pedig 2237 darab vad került terítékre, a melyekből a fácán 2800 darab volt. Mint tudósítónk jelenti, a főhercegi párnak Keszthely vidéke nagyon megtetszett és Izabella főhercegné a kastélyról és a vidékről több fényképfelvételt készített.”¹⁰

8. VADÁSZKUTYA-TENYÉSZTÉS A FESTETICS BIRTOKOKON

A FESTETICS család tagjai kisebb-nagyobb megszakításokkal másfél évszázadon keresztül tenyésztettek vadászkutyákat. A tenyésztő munka már 1806-ban a család által Keszthelyen alapított *Erdész- és Vadásziskolában* indult meg. Az intézményhez tartozó vadász-eb-idojitótelepen a hallgatók két évig főtantárgyként tanulták a *vizslák* és a *kopók* idomítását, kezelését. A kiképzett kutyák rendszeres résztvevői voltak a család nevezetes vadászatainak.

A 19. században nagy divatját élte Magyarországon a *falkavadászat*, hazai meghonosítója gróf SZÉCHENYI ISTVÁN volt. A Pest környékén is meghonosodott falkavadászatok gyakori vendége volt gróf FESTETICS TASZILÓ is, ami ötletet adott neki a keszthelyi falkavadászatokhoz is. Az első vadászatot 1870-ben rendezték gróf ESTERHÁZY MIKLÓS (NIKI) *harrier-kopóival*. Ezt követően FESTETICS TASZILÓ *saját falkát vásárolt, amelyet Berzencén helyezett el*. A kennel néhány évig működött csak, mert a berzencei sűrű erdőségek rossz terepet nyújtottak a falkavadászatok számára.

Az igazi tenyésztés csak az 1880-as években indult meg Keszthelyen. Az állomány alapját gróf HUNYADY IMRE kopófalkája és az Angliából hozott kutyák képezték (KÖLÜS & JOÓ 2001).

⁸: Vadászat és Állatvilág 1910. [10. évf.] 23. szám

⁹: Vadász-Lap, 1911. 32. évf. 33. szám.

¹⁰: Vadász-Lap, 1905. 26. évf. 31. szám. 439.o.

A 20. század elején az *Országos Zoológiai Társaság*, illetve az *Országos Magyar Ebtenyésztő Egyesület* szervezte a magyar vérebversenyeket. Ennek megfelelően 1908. október 20-án gróf ESTERHÁZY FERENC tatai birtokán szervezett vérebversenyen gróf FESTETICS TASZILÓ – aki két évvel később, 1910-ben a királytól hercegi címet kapott – is részt vett LUNA BERZENCE nevű vérebével, amelynek vezetője FISCHLI JÁNOS erdész volt. Az 1000 koronás vérebverseny díját gróf ESTERHÁZY MIKLÓS MÓRIC nevű vérebe nyerte, s mellette FESTETICS TASZILÓ vérebe is tisztes eredményt ért el.

A teljesség kedvéért említjük, hogy FESTETICS TASZILÓ fia, GYÖRGY tovább ápolta a vadászkutya-tenyésztés hagyományait. Alapító tagja volt az *Országos Vizsla Chubnak*. Anyagi támogatásával ösztönözte a magyar vadászkutyafajták tenyésztését. „Hévízi” magyar vizsla kennelje a legnagyobb volt az országban (KÖLÜS & JOÓ 2001).

9. FESTETICS TASZILÓ ÉS A SZERVEZETT MAGYAR VADÁSZAT

A vadászat a magyar történelem során mindig is a *társadalmi és gazdasági kapcsolatépítés különleges* – az ember atavisztikus vadászat iránti vonzódására alapozó – *tevékenysége volt*. Nem volt ez másként herceg FESTETICS TASZILÓ életében sem.

Szarvas- és apróvad-vadászatain több mint 100 magas rangú vendég vett részt – köztük uralkodók, trónörökösök – ami megfelelő beágyazottságot biztosított a gróf, majd herceg számára a legfelsőbb körökben is.

Mindennek megvalósításához a kor színvonalát meghaladó vadgazdaságokat üzemeltetett birtokain, beleértve a zárttéri fácska-tenyésztést is, aminek eredményeként éves terítkeik egy szinten lehetett említeni Tótmegyer (gróf KÁROLYI LAJOS) és Pusztaszer (örgróf PALLAVICINI ALFONZ) világhírű vadászterületeivel.

Aktív részese volt a vadászati szakmai-társadalmi életnek is:

- Az 1881. december 18-án alakult „*Budapesti Galamb-lövész Egylet*” választmányi taggá választotta
- Tagja volt az *Országos Magyar Vadászati Védegylet*nek.
- Alapító tagja volt az 1920-ban létrejött „*Hubertus*” *Országos Magyar Vadászati Védegylet*nek.
- (Elnöke lett az Országos Lótenyésztési Bizottságnak)

Maga is passzionátus vadász volt, 1898. december 31-ig 2235 nagyvadat, köztük 507 szarvasbikát és 38 915 más vadat ejtett el (CZVALINGA 2001). Ez a szám haláláig jelentősen gyarapodott.

Herceg FESTETICS TASZILÓT – a fentiekben ismertett élete és ténykedése okán – a magyar vadászattörténet legkiemelkedőbb alakjai között tartjuk számon.

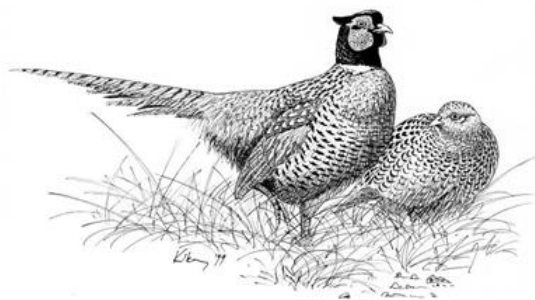
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A szerző köszönetet mond kutatásainak segítségével az alábbi támogatóknak:

HARGITAINÉ VÁRI ÉVA könyvtárvezető, Helikon Kastélymúzeum Helikon Könyvtár, Keszthely
DR. TÓTH CSABA múzeumvezető, Helikon Kastélymúzeum Vadászati Múzeum, Keszthely
PÁLINKÁS RÓBERT igazgató, Helikon Kastélymúzeum, Keszthely
TOMPA MÓNICA könyvtári főigazgató, Soproni Egyetem Központi Könyvtár és Levéltár

IRODALOMJEGYZÉK

- BAJI E. & CSORBA L. (2006): *Kastélyok és mágnások. Az arisztokrácia világa a Monarchia Magyarországn.* Panoráma, Budapest. 239 p.
- CZVALINGA I. (2001): Herceg Festetics Tasziló (1850–1933). In: BÉKÉS S. (szerk.): *Száz év, száz vadász. Arcok a magyar vadászat XX. századi történetéből. Keszthelyi Jenő intarzia-portréi.* Millenniumi Vadászati Bizottság Budapest. pp. 28–29.
- FARAGÓ S. (1997): Az élőhelyszerkezet változása a mezőgazdasági termelés függvényében Magyarországon és hatása az elmúlt 100 évben az apróvad állományra. *Magyar Apróvad Közlemények* 1: 45–88.
- FARAGÓ S. (2009a): *A történelmi Magyarország vadászati statisztikái 1879–1913.* Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. 455 p.
- FARAGÓ S. (2009b): Vad és vadászat a dualizmus kori Magyarországon. *Rubicon* 20(7-8): 40–51.
- FARAGÓ S. (2017): *Legendás Tótmegyer. Egy vadgazda és egy vadászterület dicsérete.* Nimród Vadászújság, Budapest. 268 p.
- FARAGÓ, S. (2023): *Legendary Tótmegyer. In praise of a wildlife manager and a hunting estate.* University Press Sopron, 255 p.
- FARAGÓ, S. (2020): Der Wildbestand und die Jagd zur Zeit des Dualismus (1867–1914) in Ungarn. In: MALLI, R., MOLL, M. & RUHRI A. (Hrsg.): 47. *Internationales Kulturhistorisches Symposium Mogersdorf in Bad Radkersburg*, 3.-6. Juli 2018. „Der Wald als Lebens- und Wirtschaftsraum im pannonischen Raum“. Graz, pp. 139–156.
- GUDENUS J.J. (1990): *A magyarországi főnemesség XX. századi genealógiája I. kötet. A – J.* Natura, Budapest, 623 p.
- KARDOS L. & ISKI SZ. (szerk.) (2016): *Fénybe zárt idő. A keszthelyi Festetics család élete képekben.* Helikon Kastélymúzeum Közhasznú Nonprofit Kft. Keszthely, 219 p.
- KÖLÜS G. & JOÓ H. (2001): A Festetics család és a vadászképzés. In: FEISZT O. (szerk.): *Millenniumi Vadászati Almanach. Zala megye.* Krónika Kiadó, Pécs. pp. 226–229.
- LUKÁCS G. (2015): Élet és gazdálkodás a Keszthelyi Uradalomban. In: VIRÁG ZS. : *Keszthelyi Festetics-kastély. Helikon Kastélymúzeum. Kastélytörténet – Kiállításvezető – Érdekességek.* pp. 225–241.
- PINJUNG E. (2021): *Pusztaszer – Egy elfeledett vadászterület.* Dénes Natur Műhely Kft., 200 p.



A kötet megjelenését támogatta:
The volume was sponsored by:



Agrárminisztérium
Ministry of Agriculture