

BEFOLYÁSOLJA-E A KÍSÉRLETI ELRENDEZÉS A MAGYAR FUTRINKA (*CARABUS HUNGARICUS*) POPULÁCIÓJÁNAK BECSÜLT PARAMÉTEREIT? MÓDSZERTANI ESETTANULMÁNY A TÁBORFALVAI HOSSZÚ TÁVÚ FOGÁS-JELÖLÉS- VISSZAFOGÁS KUTATÁSOKRÓL

BÉRCES Sándor¹, CSÓKA Annamária¹ és ELEK Zoltán²

¹*Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1121 Budapest Költő utca 21.*

E-mail: bercess@gmail.com, csokaa@dinpi.hu

²*MTA–ELTE–MTM Ökológiai Kutatócsoport, Magyar Tudományos Akadémia és Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet és Magyar Természettudományi Múzeum, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C. E-mail: zoltan.elek2@gmail.com*

A magyar futrinka (*Carabus hungaricus*) populációinak ökológiai vizsgálatára, valamint a hatékonyabb természetvédelmi intézkedések elősegítése érdekében a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság kiterjedt monitorozási programot indított Táborfalván.

Az Örkényt Tatárszentgyörggyel összekötő műút mentén, egymástól 100 m távolságra, két négyzet alakú mintaterületen, szabályos rácsban elrendezve 64–64 db élvefogó talajcsapdát helyeztünk ki. A csapdák közötti távolság az egyik mintaterület esetén 8 méter, a másik esetében 4 méter volt.

Cikkünkben bemutatjuk a vizsgálat sorozat négyéves periódusának (2013–2016) eredményeit, melyek kiterjednek a legfontosabb populációs paraméterek változására és a kulcsfaktorokra.

Az eltérő csapdaelrendezés (4 és 8 méteres csapdatávolság) úgy tűnik, érdemben nem befolyásolta a becsült paramétereket, így a becsült populációnagyságot sem.

A magyar futrinka állománynagysága 3000 és 8000 egyed között változott. Annak ellenére, hogy a vizsgálat ideje alatt lényeges változások voltak a magyar futrinka aktivitásában és becsült populációnagyságában, a táborfalvai állomány stabilnak mondható. Az eredményeink alapján azt gondolhatnánk, hogy a nyílt élőhelyek rovarpopulációinak egyedszámváltozása az egyes évek között nagy, azonban a más vizsgálatokkal összevetve kijelenthető, hogy ez a jelenség inkább élőhely-, mint fajfüggő.

Több futrinkafajnál leírt, régóta ismert jelenség, hogy a populáció egy része részt vesz a következő évi reprodukcióban. A táborfalvai vizsgálatban csupán 0,5–14% volt évente a populációban az öreg egyedek aránya, ugyanakkor ez az arány a szentendrei-szigeti Pócsmezgyeren 32–42% volt. Az öreg egyedek aránya a tapasztalataink szerint nem feltétlenül a fajra jellemző általános tulajdonság, hanem feltehetőleg nagyban befolyásolja például az élőhely vagy a predációs nyomás.

Tapasztalataink azt mutatják, hogy a rovarpopulációk dinamikájáról alkotott ismereteinket bővíthetjük hosszú távú és több élőhelyre is kiterjedő monitorozási programokkal, még akkor is, ha a vizsgálat egyetlen fajra vonatkozik.

Kulcsszavak: *Carabus hungaricus*, fogás-jelölés-visszafogás, magyar futrinka, Natura 2000, ökológia, természetvédelmi célú monitorozás

BEVEZETÉS

A biodiverzitás változásának kimutatására gyakran választanak ízeltlábú csoportokat, melyek érzékenyek a környezetben bekövetkező élőhelyi változásokra (SIEREN és FIRSCHER 2002). Az ökológiai folyamatok indikálására a futóbogarakat (*Carabidae*) sikeresen használták több vizsgálatban (LÖVEI és SUNDERLAND 1996, MADER 1980, MCGEOCH 1998, RAINIO és NIEMELÄ 2003, SAMWAYS 2005), annak ellenére, hogy a legtöbb faj populációbiológiájáról, ökológiájáról keveset tudunk, beleértve a *Carabus* genus nagy és feltűnő élőhely-specialista fajait is (például MATERN és mtsai 2007). Több cikk foglalkozik a futrinkák reprodukciójával, életciklusával, mozgási stratégiájával (például SOTA 1987, RIJNSDORP 1980, WEBER és HEIMBACH 2001, KOBUTA 1996, POKLUDA és mtsai 2012), míg mások a futóbogárfajok populációjának nagyságát vizsgálták (például GREENSLADE 1964, GRIFFITHS és mtsai 2005, HOLLAND és SMITH 1999, NELEMANS és mtsai 1989, SAMU és SÁROSPATAKI 1995, THOMAS és mtsai 1998). *Carabus*-fajok populációnagyság-becslésével kevés cikk foglalkozik (GRÜM 1975, HOCKMANN és mtsai 1992, MATERN és mtsai 2007, VAINIKAINEN és mtsai 1998, WEBER és HEIMBACH 2001). A fent idézett cikkek a populációnagyság becslésekor inkább extrapoláltak mintsem becsültek, nem alkalmazták a nyílt populációk becslésére kifejlesztett Jolly-Seber modelleket, illetve a belőlük fejlesztett modellesaladot. A denzitás becslésénél sem használtak térben explicit becslési eljárást, hanem a becsült populációnagyságot osztották vissza a területre, vagy az élőhelytől elkerített területen szerzett tapasztalatokból vontak le – többnyire narratív – következtetést a denzitásra.

A fogás-jelölés-visszafogás gyűjtési módszerén alapuló fent idézett kutatások rengeteg új adatot szolgáltatnak a fajok aktivitásáról, életciklusáról, egyedszámuk ciklikus váltakozásáról, élőhelyhasználatukról, az egyedek denzitásáról. Ezek az információk elengedhetetlenek a védett vagy veszélyeztetett fajok élőhelykezelésének tervezésekor.

A legtöbb európai országban számos futrinkafaj (*Carabus*) veszélyeztetett, és élvez természetvédelmi oltalmat (NIEMELÄ 2001), Magyarországon a 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet alapján minden fajuk védett vagy fokozottan védett. Az Európai Bizottság több fajt is közösségi jelentőségű faj szintjére emelt, mely fajok szerepelnek az Élőhelyvédelmi Irányelv (92/43/EGK irányelv) II. és IV. mellékleteiben, ezek: *Carabus hampei*, *C. hungaricus*, *C. menetriesi pacholei*, *C. olympiae*, *C. variolosus* és *C. zawadszkii*.

A magyar futrinka (*C. hungaricus*) az erdőssztyeppzóna sztyeppjeinek specialistája (POKLUDA és mtsai 2012), leginkább homoktalajon kialakult síkvidéki sztyeppréteken él, de előfordul dolomit alapkőzetén kialakult

sztyeppréteken domb- és hegyvidéken is (SZÉL és mtsai 2006, BÉRCES és mtsai 2008). A magyar futrinka populációi erősen fragmentáltak, Európában még a faj utolsó bástyájának számító Magyarországon is (BÉRCES és mtsai 2008). Elterjedési területén szinte mindenütt veszélyeztetett, több helyütt állománya kritikusán veszélyeztetett vagy a kipusztulás közvetlen veszélyébe került, több populációja pedig kipusztult [Ausztria: MÜLLER-MOTZFELD (2004), Csehország és Szlovákia: POKLUDA és mtsai (2012), Moldova: NECULISEANU és mtsai (1999), TURIN és mtsai (2003)].

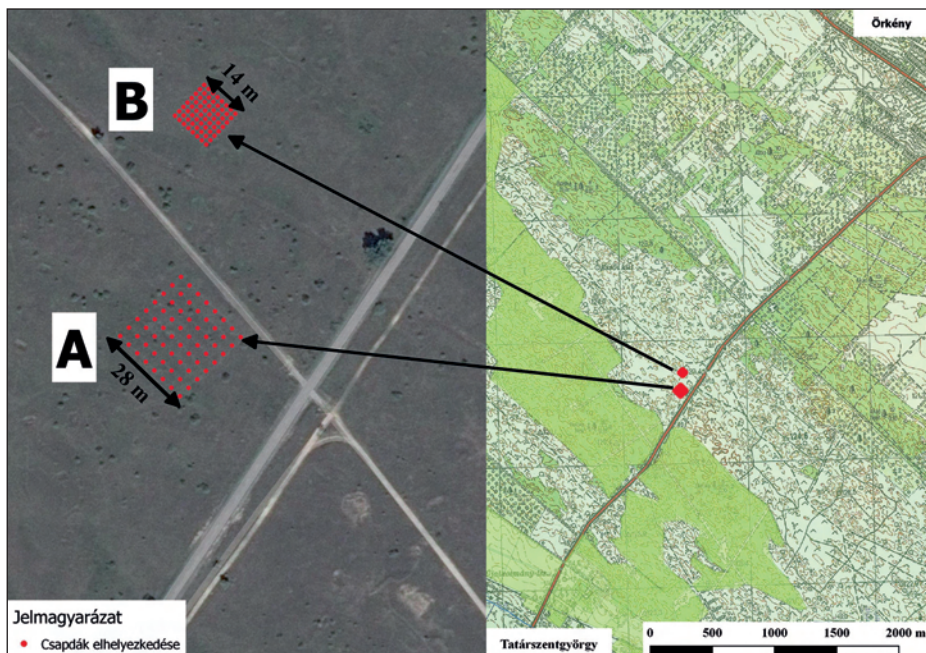
A magyar futrinka populációinak ökológiai vizsgálatára, valamint a hatékonyabb természetvédelmi intézkedések elősegítése érdekében a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság kiterjedt monitorozási programot indított Táborfálván. Cikkünkben bemutatjuk a vizsgálat sorozat négyéves periódusának eredményeit, melyek kiterjednek a legfontosabb populációs paraméterek változására és a kulcsfaktorokra. Választ keresünk arra, hogy (i) befolyásolja-e a csapadékelrendezés a fogásmintázatot és a becslt populációs paramétereket; (ii) mekkora a becslt populáció nagyság ingadozásának mértéke; (iii) fontos szerepet töltenek be a populáció struktúrájában az egy évesnél idősebb egyedek?

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgált terület és a mintavételi elrendezés

Az Örkényt Tatárszentgyörggyel összekötő műút mentén két négyzet alakú mintaterületet jelöltük ki (1. ábra). A Táborfálvai Lő- és Gyakorlótér pannon homoki gyepterülete mintegy 6 km hosszú, 2 km széles, teljes területe összesen 980 hektár. A terület jellemző vegetációtípusa a meszes talajú nyílt homokpusztagyep (*Festucetum vaginatae*), melyben szórványosan galagonyabokrok találhatók. Domborzata enyhén buckás elrendeződésű, a homokbuckák tetején löszös homok található. A növényzet összborítása 30–60%, magassága 5–40 cm, domináns fűfajai a magyar csenkesz (*Festuca vaginata*), a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthénica*), az élesmosófű (*Chrysopogon gryllus*), gyakori a gyeppen a fokozottan védett közönséges csikófark (*Ephedra distachya*). A mintavételi hely katonai terület, mezőgazdasági hasznosítása nincs, és katonai célterület sem található itt. Az átlagos éves csapadékmennyiség általában 520–540 mm, az átlaghőmérséklet 10,3 °C (min.: –17 °C, max.: +34 °C) (DÖVÉNYI és mtsai 2010).

Két, egymástól 100 m távolságra lévő négyzet alakú mintaterületet jelöltünk ki, melyekben szabályos rácsban elrendezve 64–64 db élvefogó talajcsapdát helyeztünk ki (1. ábra). A csapdák közötti távolság az egyik mintaterület esetén 8 méter (továbbiakban „A” grid), a másik mintaterület esetében 4 méter



1. ábra. A két mintaterület az Órkényt Tatárszentgyörggyel összekötő út mentén. Az „A” jelű 8×8 méteres rácspan és a „B” jelű 4×4 méteres rácspan elhelyezett csapdák

volt (továbbiakban „B” grid). Az élvefogó talajcsapdához két egymásba illő, 90 mm-es szájadékú műanyag poharat használtunk, melyeket besüllyesztettünk a földbe úgy, hogy peremük a talaj felszínével egy síkba kerüljön. Mindkettő pohár aljába 2–3 mm átmérőjű lyukakat fúrtunk, hogy a befolyó csapadékvízet levezesse. A csapdák fölé műanyag tetőt helyeztünk a talaj felszínétől 1–2 cm-es magasságba, hogy a poharakat megóvjuk a túlzott felmelegedéstől, a csapadéktól és a gerinces ragadozóktól. A befogott magyar futrinkákat a szárnyfedőjükre (kézi gravírozó készülékkel) gravírozott



2. ábra. Jelölt és jelöletlen egyedek a csapdában (fotó: Bérces Sándor)

egyedi azonosító számokkal jelöltük (2. ábra). A csapdákat 2013 szeptemberétől folyamatosan működtettük, a csapdázási időszak a 2013-as évtől eltekintve lefedte a magyar futrinka teljes aktivitási időszakát (BÉRCES és mtsai 2008).

Egyedi jelölés

A szárnyfedőre hobbi gravírozó készülékkel arab számokat gravíroztunk, így világosabb barna színű réteg került a felszínre. Ez a jelölés sohasem vész el. A jelölt egyedeket közvetlenül a jelölés után elengedtük, a befogás helyétől kb. 1 méterre, mindig északkeleti irányba. Az elengedés módszerének standardizálása vélhetően csökkentette az elengedés következtében átmenetileg megnövekedett aktivitás miatti visszafogások számát, tehát csökkentette annak esélyét, hogy felülbecsüljük a visszafogások számát és az ebből becslt paramétereket. A szabadon bocsátott bogarak az elengedés helyén, vagy ahhoz közel többnyire azonnal befűrték magukat a fűvarba vagy a homokba. A kezelés nem okozott megnövekedett mortalitást vagy sérülést az állatoknak. Feljegyeztük a megfogott állatok ivarát, azonosító jelét és az egyedeken látható sérüléseket, a gyűjtött adatokat adattáblákba rendeztük.

Adatelemzés – A populáció demográfiai paramétereinek becslése

A magyar futrinka vizsgált populációját nyíltnek tekintettük, hiszen a fogási alkalmak között immigráció (beleértve új egyedek világra jöttét is) és emigráció (beleértve a pusztulásokat is) történhet. A fogás-jelölés-visszafogás adatokra először Cormack-Jolly-Seber és Jolly-Seber modelleket illesztettünk (CORMACK 1985, 1989), ezt követően loglineáris megközelítést használva megbecsültük a látszólagos túlélési rátát (ϕ), a látszólagos visszafogási valószínűséget (p), és a populációnagyságot (N) minden két fogási időpont között, valamint a populációba belépő egyedek számát (B) és a vizsgált terület teljes becslt populációnagyságát minden évben (N_{total}) (SCHWARZ és ARNASON 1996).

Az egyes fogási időpontok primer adatait évente két periódusban összesítettük, a paraméterek becslését erre az összesített adatsorra végeztük el, így hét időpontunk keletkezett. Az adatösszesítést a fogási dátumok alapján végeztük, igazodva a magyar futrinka aktivitási periódusaihoz. Az összesítést az augusztus 15. előtti és utáni adatokra végeztük el.

Az alapmodell illeszkedését a fogási adatokhoz GOF („goodness of fit”) tesztekkel vizsgáltuk, az általunk használt eljárás a standard modellhez való illeszkedését Release GOF teszt segítségével határoztuk meg. A paraméterek időtől és ivartól való függésének kombinálásával különböző modelleket alkottunk, s ezek között Akaike-féle információs kritérium (AIC) értéken alapuló modellszelekciót

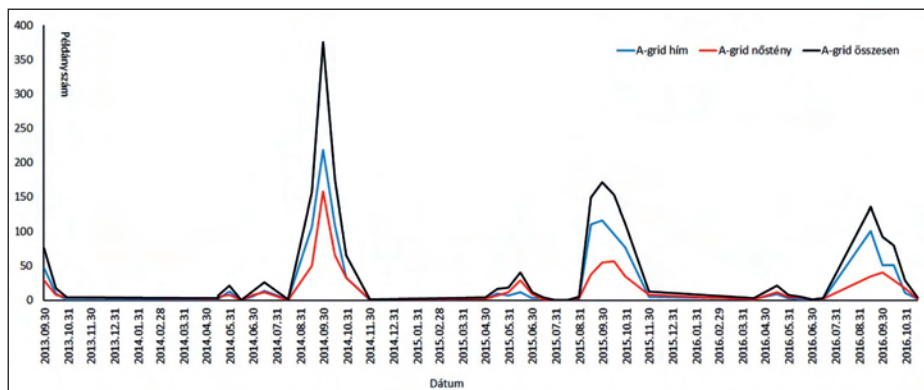
hajtottunk végre, majd a legjobb modell becsléseit fogadtuk el. Az elemzésekhez a MARK (v7.1) programot használtuk (WHITE és BURNHAM 1999).

EREDMÉNYEK

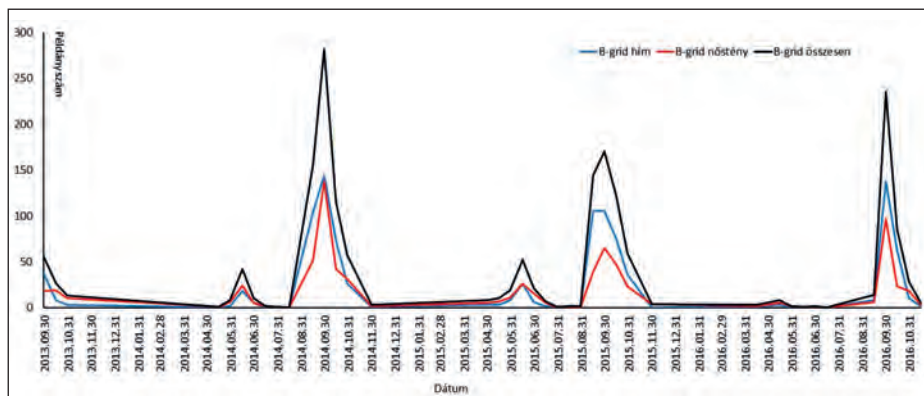
Főbb aktivitási mintázatok

A vizsgált négyéves időszak alatt összesen 3333 magyar futrinka egyedet láttunk el egyedi jelöléssel. Az összes fogott egyedek száma, beleértve a többszörös visszafogásokat, is 3802 volt (részletezve lásd az 1. táblázatban).

A magyar futrinka egyedeinek aktivitása határozott periodicitást mutat (3–4. ábra) évenkénti két aktivitási periódussal. Az első aktivitási periódusban május közepétől július közepéig a nőstények voltak aktívabbak a hímeknél.



3. ábra. A magyar futrinka egyedszámértékei az „A” gridben 2013 és 2016 között



4. ábra. A magyar futrinka egyedszámértékei a „B” gridben 2013 és 2016 között

A második aktivitási periódus a hímek jóval nagyobb aktivitásával jellemezhető, mely augusztus elejétől október végéig tart, ebben az időszakban történik meg a pázás. Lárvékat októbertől a következő év májusáig fogtunk.

1. táblázat. Az egyes években jelölt és (a többszörös visszafogásokkal együtt) összesen fogott egyedek száma

	A grid hím	A grid nőstény	A grid összesen	B grid hím	B grid nőstény	B grid összesen	A és B grid összesen
jelölt egyedek	1038	698	1736	910	687	1597	3333
összesen fogott egyedek	1237	790	2027	1021	754	1775	3802

Mindkét mintavételi helyen több hím egyedet jelöltünk, mint nőstényt, az egy éven belüli visszafogások 5,7% („A” grid 2016) és 23,4% („A” grid 2014) között változtak (2. táblázat).

2. táblázat. Az egyes években visszafogott egyedek százaléka

Éves vissza- fogások (%)	2013 A grid	2013 B grid	2013 ősz- szes	2014 A grid	2014 B grid	2014 ősz- szes	2015 A grid	2015 B grid	2015 ősz- szes	2016 A grid	2016 B grid	2016 ősz- szes
hím	5,26	10,42	7,62	14,09	10,7	12,19	8,33	4,83	7,22	1,72	4,87	5,68
nőstény	9,76	6,38	7,95	9,33	9,27	9,77	4,3	4,03	4,37	4	5,1	4,89
összesen	15,02	16,8	15,57	23,42	19,97	21,95	12,63	8,86	11,59	5,72	9,96	10,56

Az évenként újonnan jelölt egyedek száma 2013-tól eltekintve 2016-ban volt mindkét gridben a legalacsonyabb: 335 egyed az „A” és 343 egyed a „B” gridben. A legtöbb új egyedet 2014-ben jelöltük mindkét gridben: 700 egyedet az „A” és 590 egyedet a „B” gridben (3. táblázat). A jelölt egyedek száma 2014-től csökkenő tendenciát mutat, az „A” grid esetén 52,1%, a „B” grid esetén 41,9% a csökkenés mértéke.

3. táblázat. Az évenként jelölt egyedek száma

	2013	2014	2015	2016	összesen
A grid hím	54	405	377	202	1038
A grid nőstény	37	295	233	133	698
A grid összesen	91	700	610	335	1736
B grid hím	43	322	344	201	910
B grid nőstény	44	268	233	142	687
B grid összesen	87	590	577	343	1597
A és B grid összesen	178	1290	1187	678	3333

Megvizsgáltuk, hogy az egyedek hány százaléka él egy évnél tovább. Azt tapasztaltuk, hogy az egyedek 0,5–14%-a legalább két évig élt, a kettő évesnél idősebb egyedek aránya a populációban 1–4% körüli (4. táblázat).

4. táblázat. A jelölt egyedek visszafogása százalékban

	2013		2014		2015		2016	
	A grid	B grid	A grid	B grid	A grid	B grid	A grid	B grid
2013	100	100	14,29	11,63	4,4	4,65	2,2	0
2014			100	100	6,5	2,68	1,4	0,5
2015					100	100	4,6	3,05
2016							100	100

A populáció becsült paraméterei

A populációnagyság becslésére mindkét grid esetén a megszorítások nélküli alapmodell adta a legjobb eredményt (legalacsonyabb AICc érték), azonban a becsült populációnagyságok és azok szórása tekintetében a modell eredményei nem voltak elfogadhatók (a becsült értékek és azok szórása majdnem egyenlő volt). A becslésekhez használt modell a migrációt megengedő, idő- és ivar-specifikus modell. A MARK programban használt formális jelekkel az „A” grid modellje $\{\Phi(\cdot)p(t)\text{pent}(g \times t)N(g)\}$, míg a „B” grid modellje $\{\Phi(g)p(t)\text{pent}(t)N(g)\}$ volt. A modellben a Φ a látszólagos túlélési valószínűséget, a p a látszólagos túlélési rátát jelenti, a pent a populációba be- és kilépő egyedekre vonatkozó paraméter, míg az N a populáció becsült nagysága. A paraméterek után zárójelben található, hogy az adott paraméter a modellünkben mitől függ: „g” az ivarra, „t” pedig az időre vonatkozik, míg a „.” azt jelzi, hogy az adott változó konstans.

A 2013-as év csonka szezóját nem vesszük figyelembe a további elemzésnél, de az ábrákon feltüntetjük.

A hímek becsült populációnagysága az „A” grid esetén 2015 év első félévében volt a legalacsonyabb (1828,8 SE 321,8) és 2015 év második felében volt a legmagasabb (3819 SE 530). A nőstény egyedekre becsült populációnagyság az „A” grid esetén 2014 második félévében a legalacsonyabb (1374 SE 201) és 2015 első, illetve 2016 első félévében a legmagasabb (2947 SE 536; 2953 SE 683) (5. ábra).

A hím és nőstény egyedekre becsült populációnagyság a „B” grid esetén egyaránt 2014 második félévében a legalacsonyabb (1927 SE 534; 1365 SE 393) és 2015 első felében a legmagasabb (4699 SE 847; 3588 SE 660) (6. ábra).

Mindkét gridben a becslő populációnagyság a hím egyedek tekintetében magasabb, a legkisebb és a legnagyobb becslő populációnagyság mindkét ivar esetén egymásnak kétszerese volt. Az egyes időszakokra kapott becslő populációnagyságok trendje hasonló volt.

A két gridben becslő populációnagyságok között a legnagyobb különbség a hím és nőstény egyedek tekintetében egyaránt 2015 első félévében volt tapasztalható.

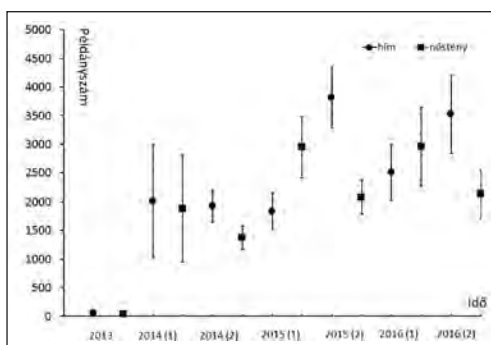
A becslő túlélési valószínűségek

A becslő túlélési valószínűség mindkét gridben szinte ugyanúgy változott. Kiválasztott modellünkben a hím- és a nőivarú egyedek becslő túlélési valószínűségét egyenlőnek feltételeztük, értéke 0,7% és 19% között változott, melyet az 7. ábra mutat be.

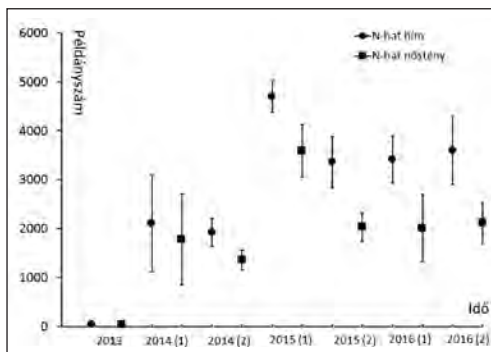
Minden évben a nyár végi-ősz szaporodási időszakra eső populációnagyság becslés jóval magasabb, mint a nyár eleji aktivitási időszakra kapott érték, mely legmagasabb 2014-ben volt.

MEGVITATÁS

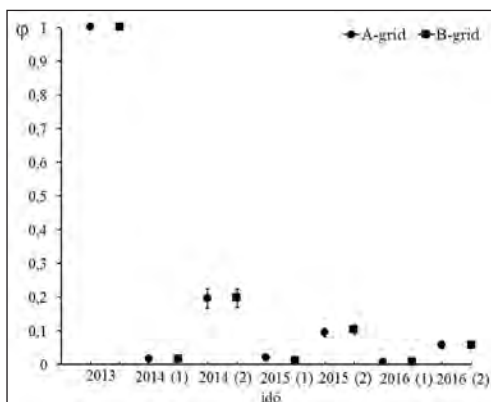
A magyar futrinka elterjedéséről, jellegzetes élőhelyeiről és szaporodásáról is sok adatot és megfigyelést publikáltak (BÉRCES és mtsai 2014, BÉRCES és ELEK 2013,



5. ábra. A becslő populációnagyság változása az „A” gridben



6. ábra. A becslő populációnagyság változása a „B” gridben



7. ábra. A becslő látszólagos túlélési valószínűségek (ϕ) változása az „A” és „B” gridben

BÉRCES és mtsai 2007, SZÉL és mtsai 2006, POKLUDA és mtsai 2012), de több cikk foglalkozott a populációbiológiájával és a mozgásmintázatával is (BÉRCES és ELEK 2013, ELEK és mtsai 2014).

A magyar futrinka populációit fogás-jelölés-visszafogás módszerével vizsgálták Pócsmegyeren 4×4 méter távolságra szabályosan elhelyezett 270 csapdával (BÉRCES és ELEK 2013), valamint Dél-Morvaországban (Csehország), két helyen: a Pouzdrany sztyeppen 204 darab rendezetlen és Tabulován 100 darab, több transzektbe rendezett talajcsapdával (ELEK és mtsai 2014), eredményeinket ezekkel az adatokkal fogjuk összevetni.

Populációméret és a kapcsolódó paraméterek összehasonlítása a két csapdagridben

A populáció becslt nagysága Táborfalván korántsem volt olyan kiegyensúlyozott, mint Pócsmegyeren. Pócsmegyeren az egyes évek közötti populációnagyság becslt változása nem volt nagyobb, mint 852 egyed, a táborfalvai adatsorban előfordult majdnem 5000 egyedet kitevő különbség is (vö. BÉRCES és ELEK 2013) (2–3. ábra).

A becslt túlélési valószínűség modelljeinkben nem függött az ivartól, értéke feltűnően alacsony volt, és mindkét csapdagridben ugyanúgy változott, tehát a csapdák térbeli elrendezése nem torzította a becslt populációs paramétereket.

Rovarpopulációk létszámában általában nagy a fluktuáció (SAMWAYS 2005), futrinkapopulációk nagyságában akár ötszörös is lehet a változás (GRÜM 1986). A sokszínű futrinka (*Carabus arvensis*) esetében ez a változás akár tízszeres is lehet, melyet egy kilenc éves vizsgálat során mutattak ki (TURIN és mtsai 2003). Kisebb fluktuáció a populáció egyedszámában inkább az erdei élőhelyeken élő futrinkafajokra jellemző (WEBER és HEIMBACH 2001, GÜNTHER és ASSMAN 2004, MATERN és mtsai 2007). Csévharasztton egy akácosban a keleti kékfutrinka (*Carabus violaceus*) egyedszáma egyik évről a másikra a kétszeresére változott (SZÉL és KUTASI 2011), a Kis-Balatonon egy tíz éves vizsgálatosorozatban a mezei futrinka (*Carabus granulatus*) maximális egyedszámnövekedése két egymást követő évben négyeszeres volt (SÁGHY és mtsai 2005).

Táborfalván a populációnagyságban tapasztalt fluktuáció összefüggésben lehet az egyedek mozgási aktivitásával, az elvándorlással is. Korábbi vizsgálataink kimutatták, hogy a magyar futrinka egyedei által megtett becslt távolságok nagyban függtek az élőhelytől és a csapdaelrendezéstől is (ELEK és mtsai 2014). A magyar futrinka egyedei által megtett becslt napi átlagos távolság Pouzdranyban 20,3 m, Tabulován 17,5 m, Pócsmegyeren 8,4 m volt. Az egy

egyed által megtett maximális távolság a Pouzdrany sztyepp esetében elérte az egy kilométert, a másik két élőhelyen 200–300 m volt. Az olyan óriási kiterjedésű élőhelyen, mint a táborfalvai, könnyen előfordulhat, hogy az egyes egyedek nagy távolságokra vándorolnak, így a környező élőhelymátrix „felszívja” őket, ezáltal elérhetetlenné válnak a vizsgálatunk szempontjából. Ezt a véleményünket támasztja alá, hogy a párhuzamosan végzett mintavételezés során többször előfordult, hogy csupán az egyik csapdagrid fogott állatokat.

Aktivitási mintázat

A magyar futrinka éves aktivitási mintázatát több publikációban leírták és elemezték (BÉRCES és mtsai 2007, 2008, 2014, BÉRCES és ELEK 2013, KUTASI és SZÉL 2006, SZÉL és mtsai 2006). Az éves aktivitás a magyar futrinka összes vizsgált populációjában két periódusra oszlik, ezért feltételezhető, hogy részben genetikailag, részben pedig a környezet (a nappalok hosszváltozása) által vezérelt viselkedésről van szó. A két táborfalvai grid között sem tapasztaltunk különbséget a fenológiai mintázatban. Más futrinkafajok esetében az életciklus környezeti és genetikai meghatározottságát laboratóriumi körülmények között részletesen vizsgálták (THIELE 1977).

Hasonló bimodális aktivitási mintázatot találtak a vízfutrinka (*Carabus nodulosus*) (MATERN és mtsai 2007), a bőrfutrinka (*Carabus coriaceus*), a selymes futrinka (*Carabus convexus*) és az aranypettyes futrinka (*Carabus hortensis*) populációiban is (KÁDÁR és mtsai 2015).

A magyar futrinka aktivitási periódusa a frissen kelt új egyedek júniusi megjelenésével kezdődik, ez okozza az első aktivitási csúcsot. Egy rövid esztivációs periódus után a szaporodási időszakban különösen a hímek aktivitása nő meg, mely viselkedés ismert tény, számtalan szerző felfigyelt erre a jelenségre más futóbogárfajoknál (vö. DREES és HUK 2000, BRUNSTING 1981, KÁDÁR 2015, KEGEL 1990, KENNEDY 1994, WEBER és HEIMBACH 2001). A reprodukciós időszak végén az aktivitás is majdnem teljesen megszűnik. A lárvák október második felében jelennek meg. A második és a harmadik lárvállapot tavasszal fejlődik márciustól május közepéig, mely időszakban az imágók alacsony aktivitását tapasztaljuk (BÉRCES és mtsai 2007, BÉRCES és ELEK 2013, SZÉL és mtsai 2006).

A populáció paramétereinek összehasonlítása

A könnyebb összehasonlíthatóság kedvéért táblázatban foglaltuk össze a két magyarországi és a két csehországi helyszín fogási alapadatait (5. táblázat).

5. táblázat. A két magyarországi és a két csehországi helyszínen alapadatai BÉRCES és ELEK (2013), valamint ELEK és mtsai (2014) alapján

Helyszín	Táborfalva	Pócsmegyer	Pouzdrany	Tabulova
Csapdaszám	128 (2×64)	270	204	100
Időtartam	3,5 év	5 év	1 év	2 hónap
Jelölt egyedek száma	3333	3950	3860	1089
Egy csapdára eső jelölt egyedek száma	26	14,6	18,9	10,9
Jelölt hím egyedszám	1948	1874	1803	555
Jelölt nőstény egyedszám	1385	2076	2057	534
Összes fogásszám	4170	7104	4571	1238
Egy csapdára eső fogások száma	32,6	26,3	22,4	12,4
Összes fogásszám hímek	2478	3939	2153	623
Összes fogásszám nőstények	1692	3165	2418	615
Éves visszafogási ráta	6–23%	16–22%	15%	12,5%

Összefoglalásképpen elmondható a fogási és visszafogási alapadatokról, hogy az egy csapdára jutó fogások és visszafogások száma Táborfalván lényegesen magasabb volt, mint Pócsmegyeren, azonban jelentősen elmaradt a két dél-morvaországi mintavételi helyhez képest. Visszafogások tekintetében jelentős szezonalitást tapasztaltunk Táborfalván Pócsmegyerhez képest (a másik két helyszínen egy-egy éves adatához nehéz hasonlítani). A visszafogások a két táborfalvai gridben nem tértek el egymástól jelentősen (vö. 2. táblázat). A két grid közötti különbség nem bizonyultak tendenciózusnak.

Koreloszlás

Több futóbogárfajnál leírt, régóta ismert jelenség, hogy a populáció egy része részt vesz a következő évi reprodukcióban (SHAROVA és mtsai 2005, THIELE 1977, DEN BOER 1971). Erdei futrinkafajok esetén az öreg (egyik évről a következőre túlélő) egyedek arányát hagyományos talajcsapdás vizsgálatban a rágókopottság és a nőstények ováriumának állapota alapján határozták meg, és azt tapasztalták, hogy ez az arány fajonként eltérő érték (KÁDÁR és mtsai 2015).

Az öreg egyedek aránya Táborfalván lényegesen eltért a Pócsmegyeren tapasztaltakhoz képest. A táborfalvai vizsgálatban évente a populációban csupán 0,5–14% volt az öreg egyedek aránya, ugyanakkor ez az arány Pócsmegyeren 32–42% volt.

Erdei *Carabus*-fajok pilisi populációjában az egy évesnél idősebb egyedek aránya selymes futrinka (*Carabus convexus*) esetén 12,8%, bőrfutrinka (*Carabus coriaceus*) esetén 5,8%, dunántúli kékfutrinka (*Carabus germarii*) esetén

4,4% és az aranypettyes futrinka (*Carabus hortensis*) esetén 7,4% volt (KÁDÁR és mtsai 2015).

Feltűnő, hogy Pócsmegyeren még az erdei fajoknál tapasztalt öreg-fiatal aránynál is jóval magasabb volt az öreg egyedek aránya.

A pócsmegyeri eredmények alapján a kutatók azt a következtetést vonták le, hogy a magyar futrinka populációi stabilitásának, hosszú távú fennmaradásának kulcsa a populációban maradó és szaporodó öreg egyedek magas aránya (BÉRCES és ELEK 2013).

A több évet megélt egyedek jóval alacsonyabb aránya Táborfalván adódhat az élőhelyi különbségekből. A pócsmegyeri élőhely sztyeppesebb, a növényzet borítása nagyobb, míg a táborfalvai élőhely jóval nyitabb. Az élőhelyi különbségek okozhatnak mobilitásbeli, predációs nyomásbeli különbségeket, ezt azonban nem vizsgáltuk.

Konklúziók

Az eltérő csapdaelrendezés (4 és 8 méteres csapdatávolság) úgy tűnik, érdemben nem befolyásolta a becslt paramétereket, így a becslt populációnagyságot sem.

Annak ellenére, hogy a vizsgálat ideje alatt lényeges változások voltak a magyar futrinka aktivitásában és becslt populációnagyságában, a táborfalvai állomány stabilnak mondható. Az eredményeink alapján azt gondolhatnánk, hogy a nyílt élőhelyek rovarpopulációinak egyedszámváltozása az egyes évek között nagy, azonban a pócsmegyeri vizsgálattal összevetve kijelenthető, hogy ez a jelenség inkább élőhely-, mint fajfüggő.

A hosszú távú trendeket a pócsmegyeri eredményekkel vetettük össze. Ismerve a pócsmegyeri terepi viszonyokat, az ottani mintaterület izolált, vagyis a magyar futrinka ott élő populációja zártnak tekinthető. Érthető tehát, hogy a többéves egyedek visszafogása nagyobb valószínűségű, kisebb az elvándorlás esélye. Ez a tény magyarázhatja, hogy miért olyan kiegyensúlyozott a becslt populáció nagysága Pócsmegyeren. Feltehető, hogy a táborfalvai viszonyok sokkal inkább egy valódi nyílt populáció mintavételezésének felelnek meg, nagyobb a véletlen elvándorlás esélye, mivel jóval nagyobb az alkalmas élőhely (Táborfalván kb. 980 hektár, Pócsmegyeren kb. 3 hektár).

Az öreg egyedek aránya a tapasztalataink szerint nem feltétlenül a fajra jellemző általános tulajdonság, hanem feltehetőleg nagyban befolyásolja például az élőhely vagy a predációs nyomás. Azt feltételezzük, hogy míg Pócsmegyeren képesek a populáció több évet is túlélő egyedei csökkenteni a populációlétszám fluktuációját, és így a kihalás esélyét, segítenek átvészelni a populáció számára

kedvezőtlen, esetleg szélsőséges éveket, addig Táborfalván ez a képesség kevésbé jelentős, ennek következtében a populáció fluktuációja nagyobb mértékű.

A pócsmegyeri élőhely magasabb növényzeti borításértékei indikálhatják a bűvőhelyek nagyobb számát. Javasoljuk, hogy a magyar futrinka populációinak megőrzése érdekében a területkezelési koncepciót úgy alakítsák, hogy az lehetővé tegye az őszi időszakban a nagyobb lágyszárúborítást és az avarosságot, legeltetés esetén a 0,2 állategység/hektár maximális legelési nyomást (BÉRCES és mtsai 2014).

Tapasztalataink azt mutatják, hogy a rovarpopulációk dinamikájáról alkotott ismereteinket bővíthetjük hosszú távú és több élőhelyre is kiterjedő monitorozási programokkal, még akkor is, ha a vizsgálat egyetlen fajra vonatkozik. Az így kapott eredmények hozzájárulhatnak ahhoz, hogy Magyarország eleget tegyen nemzetközi természetvédelmi kötelezettségeinek is, és képes legyen megőrizni, vagy javítani a területén egyébként igen magas arányban előforduló unikális élőhelytípusok és fajok természetvédelmi helyzetén, különösen a gerinctelenek terén (SCHMELLER és mtsai 2008).

*

Köszönetnyilvánítás – A szerzők ezúton mondanak köszönetet partnereiknek és kollégáiknak, akik kapcsolatba kerültek a projekttel (a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai, különösen Verő György természetvédelmi őrnök tartozunk köszönettel). Ezt a kutatást a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság és az Európai Unió „Kiemelt jelentőségű természeti értékek megőrzése a Turjánvidék Natura 2000 terület déli részén” című LIFE+ Természet programja (LIFE10NAT/HU/000020) támogatta.

IRODALOMJEGYZÉK

- BÉRCES, S. és ELEK, Z. (2013): Overlapping generations can balance the fluctuations in the activity patterns of an endangered ground beetle species: long-term monitoring of *Carabus hungaricus* in Hungary. – *Insect Conservation and Diversity* **6**: 290–299. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00218.x>
- BÉRCES, S., SZÉL, GY., KÖDÖBÖCZ, V. KUTASI, CS., SZABÓ, K., FÜLÖP, D., PÉNZES, ZS. és PEREGOVITS, L. (2007): A magyar futrinka (*Carabus hungaricus*). – In: FORRÓ, L. (szerk.): *A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 107–124.
- BÉRCES, S., SZÉL, GY., KÖDÖBÖCZ, V. és KUTASI, CS. (2008): The distribution, habitat types and conservation value of a Natura 2000 beetle, *Carabus hungaricus* Fabricius, 1792 in Hungary. – In: PENEV, L. ERWIN, T. és ASSMANN, T. (szerk.): *Back to the roots or back to the future? Towards a new synthesis between taxonomic, ecological and biogeographical approaches in carabidology. Proceedings of the XIII European Carabidologists Meeting, Blagoevgrad*. Pensoft, Sofia, pp. 363–372.

- BÉRCES, S., SZÉL, GY., KUTASI, CS. és KÖDÖBÖCZ, V. (2014): Magyar futrinka (*Carabus hungaricus* Fabricius, 1792). – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 növény- és állatfajok Magyarországon*. Pro Vértességi Közalapítvány, Csákvár, pp. 209–215.
- BOER, P.J. DEN (1971): Stabilisation of animal numbers and the heterogeneity of the environment: the problem of the persistence of sparse populations. – In: BOER, P.J. DEN és GRADWELL, G.R. (szerk.): *Dynamics of populations: proceedings of the advanced study institute on dynamics of numbers in populations*. Center for Agricultural Publishing and Documentation, Oosterbeek, pp. 77–79.
- BRUNSTING, A.M.H. (1981): Distribution patterns, life cycle and phenology of *Pterostichus oblongopunctatus* F. (Col., Carabidae) and *Philonthus decorus* Grav. (Col., Staphylinidae). – *Netherlands Journal of Zoology* **31**: 418–452.
- CORMACK, R.M. (1985): Example of the use of GLIM to analyze capture-recapture studies. – In: MORGAN, B.J.T. és NORTH, P.M. (szerk.): *Lecture notes in statistics 29: statistics in ornithology*. Springer-Verlag, New York, pp. 242–274.
- CORMACK, R.M. (1989): Loglinear models for capture-recapture. – *Biometrics* **45**: 395–413.
- DREES, C. és HUK, T. (2000) Sexual differences in locomotory activity of the ground beetle *Carabus granulatus* L. – In: BRANDMAYR, P. (szerk.): *Natural history and applied ecology of Carabid beetles*. Pensoft, Sofia, pp. 131–136.
- DÖVÉNYI, Z., AMBRÓZY, P., JUHÁSZ, Á., MAROSI, S., MEZŐSI, G., MICHALKÓ, G., SOMOGYI, S., SZALAI, Z. és TINER, T. (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. – MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 25–29.
- ELEK, Z., DRAG, L., POKLUDA, P., ČÍZEK, L. és BÉRCES, S. (2014): Dispersal of individuals of the flightless grassland ground beetle, *Carabus hungaricus* (Coleoptera: Carabidae), in three populations and what they tell us about mobility estimates based on mark-recapture. – *European Journal of Entomology* **111**(5): 663–668. <https://doi.org/10.14411/eje.2014.080>
- GREENSLADE, P.J.M. (1964): The distribution, dispersal and size of a population of *Nebria brevicollis* (F.), with comparative studies on three other Carabidae. – *The Journal of Animal Ecology* **33**: 311–333.
- GRIFFITHS, G.J.K., ALEXANDER, C.J., BIRT, A., HOLLAND, J.M., KENNEDY, P.J., PERRY, J.N., PRESTON, R. és WINDER, L. (2005): A method for rapidly mass laser-marking individually coded ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the field. – *Ecological Entomology* **30**: 391–396. <https://doi.org/10.1111/j.0307-6946.2005.00708.x>
- GRÜM, L. (1975): An attempt to estimate production of a few *Carabus* L. species (Col., Carabidae). – *Ekologia Polska* **23**: 673–680.
- GRÜM, L. (1986): Density fluctuations in a carabid guild. – In: BOER, P.J. DEN, LUFF, M.L., MOSAKOWSKI, D. és WEBER, F. (szerk.): *Carabid beetles. Their adaptations and dynamics*. Fischer, Stuttgart, pp. 344–359.
- GÜNTHER, J. és ASSMAN, T. (2004): Fluctuations of carabid populations inhabiting an ancient woodland (Coleoptera, Carabidae). – *Pedobiologia* **48**: 159–164. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2003.11.002>
- HOCKMANN, P., MENKE, K., SCHLOMBERG, P. és WEBER, F. (1992): Untersuchungen zum individuellen Verhalten (Orientierung und Aktivität) des Laufkäfers *Carabus nemoralis* im natürlichen Habitat. – *Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen* **54**: 65–98.
- HOLLAND, J.M. és SMITH, S. (1999): Sampling epigeal arthropods: an evaluation of fenced pitfall traps using mark-release-recapture and comparisons to unfenced pitfall traps in arable

- crops. – *Entomologia Experimentalis et Applicata* **91**: 347–357. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.1999.00501.x>
- KADÁR, F., FAZEKAS, P. J., SÁROSZPATI, M. és LÖVEL, G. (2015): Seasonal dynamics, age structure and reproduction of four *Carabus* species (Coleoptera: Carabidae) living in forested landscapes in Hungary. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **61**(1): 57–72. <https://doi.org/10.17109/AZH.61.1.57.2015>
- KEGEL, B. (1990): Diurnal activity of Carabid beetles living on arable land. – In: STORK, N.E. (szerk.): *The role of ground beetles in ecological and environmental studies*. Intercept, Newcastle, pp. 65–76.
- KENNEDY, P.J. (1994): The distribution and movement of ground beetles in relation to set-aside arable land. – In: DESENDER, K., DUFRÊNE, M., LOREAU, M., LUFF, M. L. és MAELFAIT, J.P. (szerk.): *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic, Dordrecht, pp. 439–444.
- KOBUTA, K. (1996): Movements of three *Carabus* (*Ohomopterus*) species and a hybrid population (Coleoptera, Carabidae). – *Japanese Journal of Entomology* **64**: 861–869.
- KUTASI, Cs. és SZÉL, Gy. (2006): Ground beetle assemblages of dolomitic grasslands in Hungary. – *Entomologica Fennica* **17**: 253–257.
- LÖVEL, G.L. és SUNDERLAND, K.D. (1996): Ecology and behaviour of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Annual Review of Entomology* **41**: 231–256.
- MADER, H.J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. – *Natur und Landschaft* **55**: 91–96.
- MATERN, A., DREES, C., MEYER, H. és ASSMANN, T. (2007): Population ecology of the rare carabid beetle *Carabus variolosus* (Coleoptera: Carabidae) in north-west Germany. – *Journal of Insect Conservation* **12**: 591–601. <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9096-3>
- MCGEOCH, M.A. (1998): The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. – *Biological Reviews* **73**: 181–201.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2004): Band 2: Adephaga 1: Carabidae (Laufkäfer). – In: FREUDE, H., HARDE, K.W., LOHSE, G.A. és KLAUSNITZER, B. (szerk.): *Die Käfer Mitteleuropas*. Spektrum-Verlag, Heidelberg–Berlin, 521 pp.
- NECULISEANU, Z., DANILA, A. és CILIPIC, G. (1999): Lista insectelor rare si amenintate cu disparitie din Republica Moldova. – http://www.salvaeco.org/insecte/page/carabus_pachistus_hungaricus.php [Hozzáférés: 2005. november 27.]
- NELEMANS, M.N.E., BOER, P.J. DEN és SPEE, A. (1989): Recruitment and summer diapause in the dynamics of a population of *Nebria brevicollis* (Coleoptera: Carabidae). – *Oikos* **56**: 157–169.
- NIEMELÄ, J. (2001): Carabid beetles (Carabidae) and habitat fragmentation: a review. – *European Journal of Entomology* **98**: 127–132.
- POKLUDA, P., HAUCK, D. és CIZEK, L. (2012): Importance of marginal habitats for grassland diversity: fallows and overgrown tall-grass steppe as key habitats of endangered ground-beetle *Carabus hungaricus*. – *Insect Conservation and Diversity* **5**: 27–36. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00146.x>
- RAINIO, J. és NIEMELÄ, J. (2003): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. – *Biodiversity & Conservation* **12**: 487–506.
- RIJNSDORP, A.D. (1980): Patterns of movement in and dispersal from a Dutch forest of *Carabus problematicus* (Coleoptera, Carabidae). – *Oecologia* **45**: 274–281.
- SAMWAYS, M.J. (2005): *Insect Diversity Conservation*. – Cambridge University Press, Cambridge, 342 pp.

- SÁGHY, Z., BÉRCES, S. és TAKÁCS, A. (2005): Long-term monitoring of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a Hungarian wetland area. – In: LÖVEL, G.L. és TOFT, S. (szerk.): *European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologist Meeting*. Danish Institute of Agricultural Sciences, Århus, pp. 255–263.
- SAMU, F. és SÁROSPATAKI, M. (1995): Estimation of population sizes and home ranges of polyphagous predators in alfalfa using mark-recapture: an exploratory study (*Cicindela campestris*, *Pardosa agrestis*). – In: TOFT, S. és RIEDEL, W. (szerk.): *Arthropod natural enemies in arable land I. Density, spatial heterogeneity and dispersal*. – *Acta Jutlandica* **70**: 47–55.
- SHAROVA, I.K. és KHOBRAKOVA, L.T. (2005): Features of the life cycles of *Pterostichus montanus* (Motschulsky, 1844) and *Carabus loschnikovi* (Fischer-Waldheim, 1822) (Coleoptera, Carabidae) in conditions of the mountain taiga belt in the Eastern Sayan. – *Seriya Biologicheskaya* **32**: 27–37. <https://doi.org/10.1007/s10525-005-0006-5>
- SCHMELLER, S.D., GRUBER, B., BAUCH, B., LANNO, K., BUDRYS, E., BADIJ, V., JUSKAITIS, R., SAMMUL, M., VARGA, Z. és HENLE, K. (2008): Determination of national conservation responsibilities for species conservation in regions with multiple political jurisdictions – *Biodiversity & Conservation* **17**: 3607–3622. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9439-8>
- SIEREN, E. és FIRSCHER, F.P. (2002): Evaluation of measures for enlargement, renaturation and development of a dry grassland biotope by analysing differences in the carabid fauna (Coleoptera). – *Acta Oecologica* **23**: 1–12.
- SOTA, T. (1987): Mortality pattern and age structure in two carabid populations with different seasonal life cycles. – *Researches on Population Ecology* **29**: 237–254.
- SCHWARZ, C.J. és ARNASON, A.N. (1996): A General Methodology for the Analysis of Capture-Recapture Experiments in Open Populations. – *Biometrics* **52**: 860–873.
- SZÉL, GY., BÉRCES, S., KUTASI, Cs. és KÖDÖBÖCZ, V. (2006): A magyar futrinka (*Carabus hungaricus* Fabricius, 1792) hazai elterjedése és élőhelyei. – *Praenoria Folia historico-naturalia* **9**: 45–80.
- SZÉL, GY. és KUTASI, Cs. (2011): Bogarászati kutatások Csévharaszt és Vasad térségében (Coleoptera). – In: VERŐ, GY. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a Duna–Tisza közti homokhátságon. Rosalia 6*. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest: pp. 303–351.
- THIELE, H-U. (1977): *Carabid beetles in their environments: A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour*. – Springer-Verlag, Berlin, 372 pp.
- THOMAS, C.F.G., PARKINSON, L. és MARSHALL, E.J.P. (1998): Isolating the components of activity-density for the carabid beetle *Pterostichus melanarius* in farmland. – *Oecologia* **116**: 103–112.
- TURIN, H., PENEV, L. és CASALE, A. (2003): *The Genus Carabus L. in Europe. A synthesis. Fauna Europaea Invertebrata No 2*. Pensoft, Sofia, 511 pp.
- VAINIKAINEN, V., ITAEMIES, J., PULLIAINEN, E. és TUNKKARI, P. (1998): Mobility, population size and life time pattern of *Carabus glabratus* (Coleoptera, Carabidae) under extreme northern forest conditions. – *Entomologica Fennica* **9**: 217–224.
- WEBER, F. és HEIMBACH, U. (2001): Behavioural, reproductive and developmental seasonality in *Carabus auronitens* and *Carabus nemoralis* (Col., Carabidae). A demographic comparison between two co-existing spring breeding populations and tests for intra- and interspecific competition and for synchronizing weather events. – *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem* **382**: 1–192.
- WHITE, G. C. és BURNHAM, K. P. (1999): Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. – *Bird Study* **46**(1): 120–139.

DOES EXPERIMENTAL DESIGN AFFECT POPULATION PARAMETER ESTIMATES OF *CARABUS HUNGARICUS*? A CASE STUDY OF A LONG-TERM MARK-RECAPTURE METHODOLOGY IN TÁBORFALVA

Sándor BÉRCES¹, Annamária CSÓKA¹ and Zoltán ELEK²

¹Duna–Ipoly National Park Directorate, H-1121 Budapest, Költő utca 21, Hungary.

E-mail: bercess@gmail.com, csokaa@dinpi.hu

² Ecological Research Team of MTA–ELTE–MTM (Hungarian Academy of Sciences, Eötvös Loránd University, Hungarian Natural History Museum),

H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary. E-mail: zoltan.elek2@gmail.com

An extensive monitoring programme has been launched by the Duna–Ipoly National Park Directorate in order to study the ecology of *Carabus hungaricus* populations and to provide a solid foundation for effective conservation measures in Táborfalva.

Along the Örkény–Tatárszentgyörgy road, two live trapping quadrats were sampled 100 metres apart of each other. The quadrats had 64 pitfall traps each, one of them designed in a 4-by-4, the other in an 8-by-8-metre grid.

This paper presents the results of a 4-year-study (2013–2016) including the most important population parameters and the key factors.

The difference in the experimental design (4-by-4 versus 8-by-8) did not affect the estimated parameters and thus population size estimates were also equal.

The estimated population size of *Carabus hungaricus* ranged between 3000 and 8000 individuals. Even though there were significant fluctuations both in the activity and the population size during the study period, the population can be regarded as stable. Based on our results, one could conclude that the number of individuals changes a lot between years in insect communities living in open grasslands but collating the results with those of other similar studies suggests that this phenomenon is mostly characteristic of certain habitat types, not of species.

The estimated proportion of the population that survives to reproduce in the following year has been published in case of several carabid species. Based on our results, a mere 0.5–14% of the Táborfalva population consisted of old individuals, while in another study area (in Pócsmegyer, Szentendre Island) this proportion was as high as 32–42%. In our experience, the proportion of old individuals is not a species-specific characteristic but is greatly influenced by habitat type or predation pressure.

In summary, our knowledge on population dynamics can be significantly enhanced by repeating the same monitoring protocols across different time scales and habitat types even if they focus on one species only.

Key words: *Carabus hungaricus*, ecology, mark-recapture, Natura 2000, nature conservation monitoring