

HAZAI NAGYRAGADOZÓKTÓL VALÓ FÉLELEM LEHETSÉGES HATÁSAI A ZSÁKMÁNYAIK VISELKEDÉSÉRE: SZAKIRODALMI ELEMZÉS

FEHÉR Péter^{1,*}, FRANK Krisztián², KATONA Krisztián³

¹Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Genetika és Biotechnológia Intézet
2100 Gödöllő, Szent-Györgyi Albert utca 4., e-mail: feher.peter.arpad@uni-mate.hu

²Tolna Megyei Kormányhivatal Szekszárdi Járási Hivatala

7100 Szekszárd, Dr. Szentgáli Gyula utca 2., e-mail: krisz.frank.biol@gmail.com

³Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék

2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1., e-mail: Katona.Krisztian@uni-mate.hu

*levelező szerző: feher.peter.arpad@uni-mate.hu

Kulcsszavak: „landscape of fear”, ragadozó-zsákmány kapcsolat, predációs kockázat, félelemérzet, nagytestű ragadozók, szarvasfélék

Összefoglalás: Európában a 20. század végéig, többek között élőhelyük megváltozásának és eltűnésének köszönhetően, a nagytestű emlős ragadozók populációinak csökkenése volt megfigyelhető, de az utóbbi években állományaik újra növekedést mutatnak. A nagyragadozók közvetlen hatással lehetnek zsákmányfajaik populációira, és közvetett módon befolyásolhatják azok viselkedését is. Ezeket a közvetett, a ragadozótól való félelemből adódó, nem letális hatásokat a „landscape of fear” („a félelem tája”) fogalommal jellemzi a szakirodalom. E tanulmányban fő célunk volt, hogy egy szisztematikus forráselemzéssel vizsgáljuk azt, hogy az Európában előforduló három fő nagytestű emlős ragadozó (barna medve *Ursus arctos*, eurázsiai hiúz *Lynx lynx*, szürke farkas *Canis lupus*) esetében kimutatható-e a „landscape of fear” jelensége, illetve amennyiben igen, akkor milyen hatások ismertek pontosan. A szarvasfélék (például gímszarvas, őz) mint zsákmányfajok 67.86%-ban, az egyéb patás fajok (például vaddisznó vagy bölény) pedig 32.14%-ban szerepeltek a kutatásokban. Vizsgálatunk megerősíti, hogy az európai nagyragadozók kimutatható nem letális hatásokat gyakorolnak zsákmányfajajukra. Ezek a hatások az elemzéseink alapján a publikált vizsgálatok 71.43%-ban voltak igazoltak. Az igazolt hatások túlnyomó része az élőhelyhasználat megváltozását jelezte (75%), míg három esetben az éberség megváltozása (15%), két esetben pedig a zsákmányfajok viselkedésének megváltozásával a vegetáció jobb megújulása volt kimutatható (10%). Az észlelt predációs kockázat befolyásolhatja a növényevők élőhelyhasználatát és táplálkozási szokásait is, ezeknek a viselkedésbeli változásoknak pedig kis- és nagyléptékű hatásai is lehetnek a vegetációra és más állatfajokra egyaránt. Tehát, az európai nagyragadozók védelme vagy kezelése akár tájleptékű változásokat is eredményezhet a növény- és állatvilágban.

Bevezetés

A nagytestű emlős ragadozók fontos szerepet játszanak az ökoszisztémák szabályozásában, állományaik megfelelő kezelése és fenntartása azonban jelentős kihívás, számos konfliktus övezi (Chapron et al. 2014). Ezekre a fajokra az elmúlt két évszázadban jellemző volt előfordulási területük és létszámuk beszűkülése, csökkenése (Ceballos és Ehrlich 2002, Laliberte és Ripple 2004). Napjainkban viszont a szürke farkas (*Canis lupus*), vagy a barna medve (*Ursus arctos*) állományai növekvő tendenciát mutatnak Európában és Észak-Amerikában is (Chapron et al. 2014, Ripple et al. 2014).

A ragadozók zsákmányolásukkal közvetlen hatással vannak a növényevőkre. Ezenkívül közvetett, nem letális hatással is lehetnek zsákmányfajajukra, például a növényevők táplálkozási szokásainak, éberségének vagy élőhelyhasználatának megváltoztatásával (Ripple és Beschta 2004, Creel et al. 2007, Manning et al. 2009, Valeix et al. 2009). A predációs veszély mértékének függvényében változnak a magasabb és alacsonyabb kockázattal rendelkező élőhelyfoltok, ez a zsákmányfajok számára a magas ragadozó-kockázatot jelentő foltok ritkább használatához vezet. A ragadozók hatékonysága függ az élőhelyi tulajdonságoktól, illetve a ragadozó vadászati módjától is, mely tényezők jelentősen befolyásolhatják a zsákmányszerzés

térben változó hatását (Sih et al. 1998, Caro 2005, Scharf és Ovadia 2006, Kauffman et al. 2007, Schmitz 2008). Laundré et al. (2001) szerint a zsákmányfajok ezen a „félelmi térképen” kell, hogy mozogjanak, éljék az életüket, ami az ún. „landscape of fear” (magyarul „félelem tája”, ami nálunk még meg nem honosodott kifejezés). Az elmúlt két évtizedben ez a hatás fontos fogalomként vált az ökológiában; leírhatók vele a zsákmányszerzés kockázatának térbeli variációi, amelyet a prédafajok észlelnek, és amihez viselkedésüket igazítják otthonterületükön (Laundré et al. 2010, Gaynor et al. 2019).

A növényevőknek kompromisszumos viselkedési megoldásokat kell találniuk a források megszerzése és a túlélés esélyének egyidejű optimalizálása érdekében (Sih 1980, Lima és Dill 1990). A prédafajok különböző ragadozóelkerülő magatartásokat mutatnak, például táplálkozásuk közben is éberek, figyelik a ragadozókat (Brown et al. 1999, Brown és Kotler 2004, Caro 2005), megváltoztatják táplálkozási aktivitásukat (Eccard et al. 2008), aktivitási mintázatukat annak érdekében, hogy csökkentsék a predációs kockázatot (Brown et al. 1999, Apfelbach et al. 2005, Valeix et al. 2009, Eccard et al. 2017).

A „landscape of fear” fogalma központi elemmé vált a ragadozók zsákmányra gyakorolt közvetett hatásainak vizsgálatában (Laundré et al. 2010, Gaynor et al. 2019). Euráziában az erdei ökoszisztémák a nagytestű növényevők jelenlétében alakultak a legutóbbi eljegesedés óta (Bradshaw et al. 2003). A patás fajok egyedszáma a 20. század eleje óta folyamatosan növekszik (Putman et al. 2011). A nagytestű emlős ragadozófajok visszatelepülése Európában felerősíti a patás zsákmányfajok ragadozóelkerülő viselkedését, ami jelentős következményekkel jár az ökoszisztéma működésére nézve (Estes et al. 2011). A ragadozófajok által jelentett predációs kockázat zsákmányfajokra gyakorolt hatása fontos szerepet játszhat például az erdőfelújulásban, mivel a ragadozók jelenlétében a patás növényevő fajok megváltoztatják élőhelyhasználatukat és táplálkozási szokásaikat (Ripple és Beschta 2003, 2006).

Európában a 20. század végéig, többek között élőhelyük megváltozásának és eltűnésének köszönhetően, a nagytestű emlős ragadozók populációinak csökkenése volt megfigyelhető, de az utóbbi években újra növekedést mutatnak (Chapron et al. 2014). Napjainkban már Magyarországon is igazolható a szürke farkas és a barna medve fokozott jelenléte, mellettük rendszeresen a hiúz (*Lynx lynx*) kameracsapdás megfigyelései is. A nagytestű ragadozók rendszeres előfordulása pedig fontos természetvédelmi, illetve vad- és erdőgazdálkodási kérdéseket vet fel. Mivel ezeknek a fajoknak a visszatelepülése Európa-szerte megfigyelhető, ezért feltételeztük, hogy megfelelő számú publikáció foglalkozik annak vizsgálatával, hogy az említett fajok milyen hatást gyakorolnak az élővilágra, kiemelten a ragadozók zsákmányfajaira. Ezeket a publikációkat feldolgozva szeretnénk rávilágítani arra, hogy a hazánkba is visszatelepülő nagytestű ragadozók milyen feltételeket teremthetnek a zsákmányaikul szolgáló csülkös vadfajok számára.

Fő célunk az volt, hogy a rendelkezésre álló eddigi kutatási eredmények alapján megvizsgáljuk, hogy az Európában – és Magyarországon – is előforduló nagytestű emlős ragadozók (szürke farkas, barna medve, eurázsiai hiúz) esetén a „landscape of fear” hatása kimutatható-e? Szisztematikus irodalmi forráselemzéssel azt vizsgáltuk, hogy:

- 1) a „landscape of fear”-t eddig milyen rendszertani csoportokra vonatkozóan, írták le;
- 2) a három hazai nagyragadozó (szürke farkas, barna medve, eurázsiai hiúz) esetén milyen kapcsolódó hatásokat vizsgáltak a zsákmányfajokon;
- 3) a három nagyragadozó jelenléte esetén milyen közvetett hatások voltak kimutathatók a zsákmányfajokon.

Anyag és módszer

Első lépésben a Scopus szakirodalmi adatbázisában végeztünk keresést, és megvizsgáltuk, hogy a különböző rendszertani csoportokat milyen arányban kutatják a „landscape of fear” tekintetében. Ehhez a „landscape of fear” kifejezéssel csak a publikációk címében végeztünk keresést, csak az *Agricultural and Biological Sciences*, illetve *Environmental Sciences* témakörökben 2020. júniusával bezárólag.

A fő kérdéskörünkkel kapcsolatos forráskeresést szintén a Scopus adatbázisában végeztük, szintén az *Agricultural and Biological Sciences*, illetve *Environmental Sciences* témakörökben, a következő keresőszavak kombinációjával: “landscape of fear” AND “*Canis lupus*” OR “wolf” OR “*Lynx lynx*” OR “lynx” OR “*Ursus arctos*” OR “brown bear”. A keresést itt már a címben, az összefoglalóban, illetve a kulcsszavakban végeztük el 2020. júniusáig megjelent publikációkban. Az így kapott találatokra a következő háromlépcsős szűrési folyamatot alkalmaztuk: 1.) az elemzett publikációkban legalább egy – Európában is előforduló – emlős nagyragadozó fajnak szerepelnie kellett. Azokat a találatokat, melyek nem az európai emlős ragadozó fajokkal foglalkoztak (például fekete medve, vörös hiúz) nem vontuk be a vizsgálatba. 2.) A publikációk közül azokat választottuk ki, melyek a három említett emlős nagyragadozó faj jelenlétét és azok zsákmányfajaira gyakorolt hatásait vizsgálja. Így nem kerültek bele az elemzésbe azok a publikációk, melyek a zsákmányfajokra gyakorolt hatásokat egyáltalán nem, vagy nem ebben az összefüggésben vizsgálták (például két ragadozó faj közötti kapcsolat vizsgálata a „landscape of fear” tekintetében). 3.) Csak a zsákmányfajként a patásokat (Ungulata) vizsgáló publikációk kerültek be az elemzésünkbe. A patások csoportját két részre bontottuk, szarvasfélékre (például gímszarvas, őz, rénszarvas) és egyéb patás fajokra (például bölény, vaddisznó). Az ezeknek a követelményeknek megfelelő publikációk között voltak olyanok, melyek nem csak egy ragadozó fajt, vagy prédafajt, illetve hatást vizsgáltak, így a mintaelemszám egyes elemzéseknél nagyobb lehetett a szűrés után megmaradó publikációk számánál.

Az elemzett publikációkból a következő információkat rögzítettük: vizsgálati régió (Európa, Amerika), élőhely típusa (erdős, nyílt vagy vegyes), zsákmányfajok (szarvasfélék, egyéb patások), ragadozó fajok (szürke farkas, barna medve, eurázsiai hiúz), vizsgált ragadozóhatás (milyen változóval jellemezték a „landscape of fear” jelenlétét), a vizsgált hatás igazolása (igazolt, nem igazolt). Igazoltnak tekintettük azokat a vizsgált hatásokat, amelyek esetében a ragadozók vagy azok nyomainak jelenlétében változás volt kimutatható (például a zsákmányfaj élőhelyhasználatának megváltozása a ragadozó jelenlétében), nem igazoltnak pedig azokat a vizsgált hatásokat, ahol nem okozott kimutatható eltérést a ragadozó jelenléte (például azokon a területeken sem változott meg a zsákmányfajok élőhelyhasználata, ahol a ragadozó vagy annak nyomainak jelen voltak). Ezeket az adatokat összegeztük az egyes változók alapján, a leíró statisztikai eredményeket pedig százalékos formában adtuk meg.

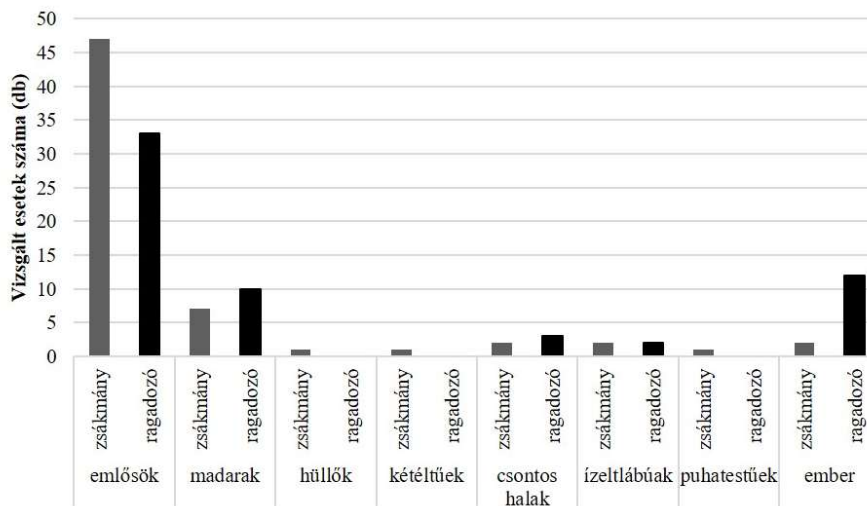
Megjegyezzük, hogy elemzésünk elsődleges célja az volt, hogy kvalitatív információkat gyűjtsünk arról, hogy a hazánkban megjelenő nagyragadozók a félelemérzeten keresztül gyakorolhatnak-e közvetett hatást a csülkösvad fajokra, és ha igen, milyen módokon.

Eredmények

Az *Agricultural and Biological Sciences*, illetve *Environmental Sciences* témakörökben, a Scopus adatbázisában csak a címben keresve a „landscape of fear” kifejezésre 72 publikációt találtunk. Ezek a publikációk 1997 és 2020 között jelentek meg növekvő trendet mutatva, a legtöbb 2017-ben (15 darab).

A 72 publikációból 62 (86,11%) esetében volt megnevezve legalább egy vizsgált préda vagy predátor faj. Ezeknél a publikációknál voltak olyan esetek is, ahol egynél több zsákmány vagy

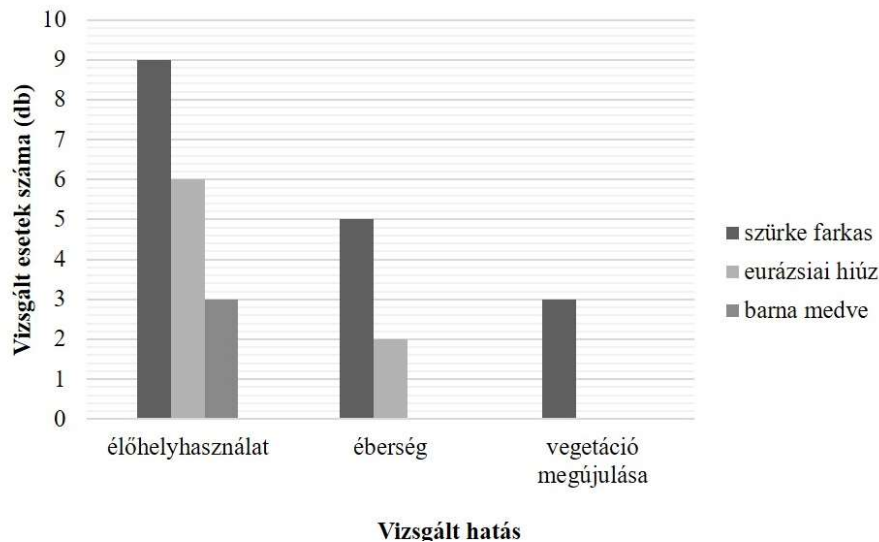
ragadozó fajt neveztek meg. Ezek közül az emlősök osztálya volt a leggyakrabban vizsgált zsákmány taxon (74,61%). Ezt követte a madarak osztálya (11,11%), a csontos halak főosztálya (3,17%) és az ízeltlábúak törzse (3,17%). A hüllők és kétéltűek osztálya, illetve a puhatestűek törzse 1,59-1,59%-ban szerepeltek zsákmányként. Két vizsgálatban (3,17%) az ember is szerepelt, az egyik esetben például különböző mikroba vizsgálatával kapcsolatban. Ragadozóként a legtöbbet szintén az emlősök osztályát kutatták (55%), ezt követte az ember, mint predátor (20%). A madarak osztálya 16,67%-ban, a csontos halak főosztálya 5%-ban, az ízeltlábúak törzse 3,33%-ban képezte ragadozóként a vizsgálatok tárgyát (1. ábra).



1. ábra A „landscape of fear” kifejezést tartalmazó publikációk száma a Scopus adatbázisa alapján, a különböző rendszertani csoportok szerint ábrázolva.

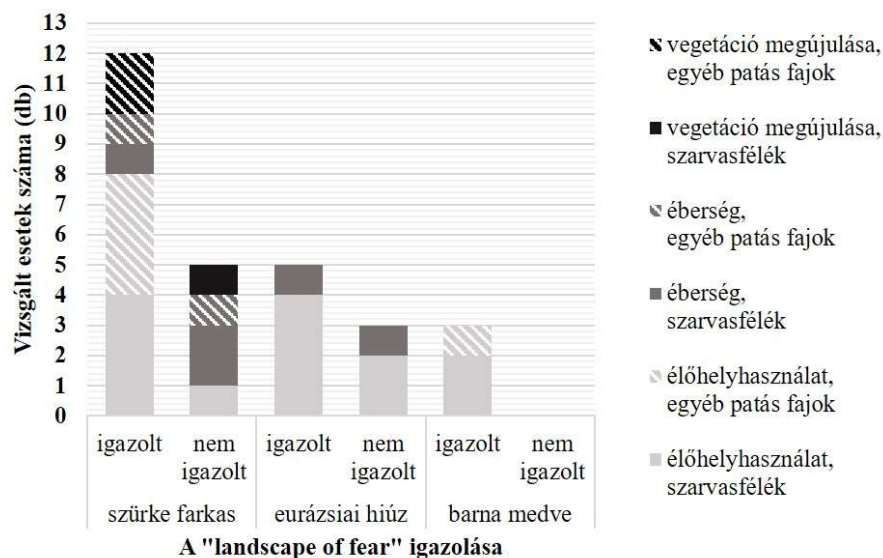
Figure 1. The number of publications containing the expression “landscape of fear” in the title in the Scopus database according to prey and predator taxa.

Célzottan a három nagytestű emlős ragadozóira irányuló kulcsszavas keresés eredménye alapján 45 releváns publikációt találtunk. Ezek közül a bemutatott kritériumaink szerint 21 publikációt szűrtünk le, melyekben 28 esetben írtak le valamilyen ragadozó-zsákmány kapcsolatot (lásd melléklet). Ezek a 2001 és 2020 között megjelent forrásmunkák képezték az elemzéseink alapját. A feldolgozott publikációk közül 13 (61,9%) hozott az európai kontinensről, 8 (38,1%) pedig Amerikából példákat. A vizsgálati területek túlnyomó többsége vegyes élőhely volt (14 vizsgálatban, 66,67%), két vizsgálat erdős területen történt (9,52%), öt publikáció esetében pedig az élőhely nem került megnevezésre (23,81%). A szürke farkast, mint ragadozót 17 esetben (60,71%), az eurázsiai hiúzt 8 esetben (28,57%), a barna medvét pedig 3 esetben (10,71%) vizsgálták. A szarvasféléket, mint zsákmányfajokat 19 esetben (67,86%), az egyéb patás fajokat pedig 9 esetben (32,14%) tanulmányozták. Az elemzett hatások az élőhelyhasználat megváltozása (18 esetben, 64,29%), az éberség megváltozása (7 esetben, 25%) és a növényzet megújulása (3 esetben, 10,71%) voltak (2. ábra).



2. ábra A három emlős nagyragadozó zsákmányfajaira gyakorolt vizsgált hatásai.
 Figure 2. Studied effects of three large carnivores on prey species in the publications reviewed.

Ezek a megvizsgált hatások az elemzések alapján 20 esetben (71,43%) igazoltak voltak, 8 esetben (28,57%) pedig nem voltak igazolhatók. Az igazolt hatások többsége az élőhelyhasználat megváltozását mutatta (15 esetben, 75%), három esetben az éberség megváltozását (15%); két esetben pedig a zsákmányfajok viselkedésének megváltozásával a vegetáció jobb megújulása volt kimutatható (10%). A szürke farkas esetében 12 esetben volt igazolható a zsákmányfajok élőhelyhasználatának és éberségének megváltozása, illetve ezen hatások következményeként a vegetáció jobb megújulása. Öt esetben nem voltak igazoltak ezek a hatások a zsákmányfajokra nézve a farkas jelenlétében. Az eurázsiai hiúznál 5 esetben volt igazolható a zsákmányfajok élőhelyhasználatának és éberségének megváltozása. A hiúz jelenlétében három esetben nem voltak igazoltak ezek a hatások a zsákmányfajokra nézve. A barna medve mindhárom vizsgálat alapján valamilyen igazolt hatást gyakorolt a zsákmányfajokra (3. ábra).



3. ábra. A „landscape of fear” vizsgálatokkal igazolt és nem igazolt hatásainak esetszáma, a ragadozófajok és a zsákmánycsoportok szerint.
 Figure 3. The number of proven and unproven cases of “landscape of fear” effects in different predator and prey groups.

Megvitatás

Bár az elemzett publikációk számát korlátozta a „landscape of fear” jelenségével foglalkozó viszonylag rövid publikációs periódus, tanulmányunk megerősíti, hogy a nagytestű ragadozók kimutatható nem letális hatásokat is gyakorolnak zsákmányaikra. A ragadozók jelenléte nem csak növelheti az éberséget, de megváltoztathatja a zsákmányfajok élőhelyhasználati szokásait is. Általánosságban elmondható, hogy a ragadozók jelenléte növeli a zsákmány éberségi szintjét, azonban ezekben az eredményekben különbségek mutatkoznak a különböző zsákmányfajok, illetve fajon belül az ivarok és korcsoportok között is. A hím egyedek kevésbé voltak érzékenyek a ragadozók jelenlétére, mint például a borjas nőstények, mind a jávorszarvasok, mind a bölények esetében (Laundré et al. 2001). Ugyanez a különbség volt megfigyelhető a gímszarvas bikák esetében is (Proudman et al. 2020, Bubnicki et al. 2019). A borjakkal rendelkező nőstény egyedek a legérzékenyebbek a predációs kockázatra, nem véletlen, hogy ez a csoport reagál rá a leggyorsabban. Laundré et al. (2001) szerint a borjakkal rendelkező nőstény egyedek a borjak sérülékenysége miatt mutatnak erős reakciót a predációs kockázatra és az utódokat védve fokozzák éberségüket.

A zsákmányfajok viselkedése nagymértékben változhat a predációs kockázat hatására. Az élőhelyhasználat tekintetében azonban más tényezők is befolyásolhatják ezt, mint például a táplálék mennyisége (Avgar et al. 2015, Dupke et al. 2017). A “landscape of fear” különféle ragadozó-zsákmány rendszerekben mutatható ki, mint például a szürke farkas és vapiti (*Cervus canadensis*) (Creel és Winnie 2005, Fortin et al. 2005, Hernández és Laundré 2005), vagy puma (*Puma concolor*) és öszvérszarvas (*Odocoileus hemionus*) között Észak-Amerikában (Laundré és Hernández 2003), puma és tevefélék (Camelidae) között Dél-Amerikában (Donadio és Buskirk 2016), valamint különböző afrikai ragadozó-zsákmány rendszerekben is (Riginos és Grace 2008, Valeix et al. 2009, Anderson et al. 2010).

Az egyik legfontosabb eltérés a különböző ragadozó-zsákmány kapcsolatok között a ragadozók vadászati módja (Schmidt és Kuijper 2015, Luttberg et al. 2019). A lesből támadó ragadozók várhatóan nagyobb közvetett (nem letális) hatást váltanak ki a zsákmányfajokból, mint azok, amelyek hosszas üldözés után ejtik el zsákmányukat (Schmidt és Kuijper 2015). Bizonyos macskafélék jelenléte vagy nyomai, mint például az eurázsiai hiúz (Lone et al. 2014, Eccard et al. 2017, Kuijper et al. 2015, Norum et al. 2015) vagy Észak-Amerikában a vörös hiúz (*Lynx rufus*) (Seamans et al. 2016) nagymértékben befolyásolja a zsákmányaik élőhelyhasználatát és éberségi szintjét. Ugyanakkor mind Észak-Amerikában (Laundré et al. 2001, Hernández és Laundré 2005, Avgar et al. 2015), mind Európában (Kuijper et al. 2015) kimutatták, hogy a szürke farkas befolyásolja zsákmányai élőhelyhasználatát, illetve tájszintű területhasználati mintáit is (Bubnicki et al. 2019); ill. a mi elemzéseink is ezt támasztják alá.

A ragadozók jelenléte és az általuk hátrahagyott nyomok általában változó mértékben csökkentik zsákmányfajaiknál a terület látogatásának gyakoriságát (Kuijper et al. 2015, Sahlén et al. 2016, Wikenros et al. 2015). Például a barna medve szőrmintáival ellátott táplálkozóhelyeket a patás fajok ritkábban látogatták, mint a kontrollként használt, szőrmintát nem tartalmazó táplálkozóhelyeket (Sahlén et al. 2016). Hasonlóképp, a ragadozó nyomok jelenléte várhatóan megváltoztatja a zsákmányfajok élőhelyhasználatát, mivel ezek a fajok aktivitásukat közelebb helyezik a biztonságos területekhez és a búvóhelyekhez (Hernández és Laundré 2005, Grignolio et al. 2019), vagy otthonterületüket elmozdítják az alacsonyabb ragadozó sűrűségű területek felé (Bubnicki et al. 2019). Kameracsapdás vizsgálatok kimutatták, hogy a dámszarvasok (*Dama dama*) elkerülték a medve szaganyagokkal jelölt területeket, és inkább a nyílt élőhelyeket részesítették előnyben (Sahlén et al. 2016). Ezenkívül a növényevők megváltoztatják táplálkozási szokásaikat is, mind a táplálkozás helye, mind az éberség időtartama és gyakorisága szempontjából is, ezek a tényezők pedig mind befolyásolják a táplálkozás időtartamát is (Laundré et al. 2001, Hernández és Laundré 2005).

A „landscape of fear” jelenségét sok esetben rádió-telemetriás vizsgálatokkal is bizonyították. A jávorszarvasok (*Alces alces*) magterülete vemhességi idő alatt közelebb került az utakhoz, mivel a medvék nem preferálták az utak közelségét és elkerülték azokat a területeket (Berger et al. 2007). Szintén ezzel a módszerrel vizsgált rénszarvasok (*Rangifer tarandus caribou*) előnyben részesítették a táplálékban gazdag területeket, viszont elkerülték a magas farkas-sűrűségűeket (Avgar et al. 2015). A hosszútávú élőhelyválasztás és élőhelyhasználat tanulmányozására GPS nyomkövetővel jelöltek meg bölényeket (*Bison bison bison*) és szürke farkasokat. A bölények a jó táplálékellátottságú területeket részesítették előnyben, de viselkedésükben számos ragadozóellenes mintázat is megfigyelhető volt (Simon et al. 2019).

Ragadozók jelenlétére a zsákmányfajok élőhelyhasználatuk megváltoztatásán kívül éberségük megváltoztatásával is reagálnak. A táplálkozási helyeken elhelyezett hiúz szaganyagok mind vizuális, mind hőkamerás felvételek alapján fokozták az őzek (*Capreolus capreolus*) éberségét (Eccard et al. 2017). Hasonlóképpen, a vörös hiúz és a feketemedve (*Ursus americanus*) szőre fokozta a táplálkozási helyeken a fehér farkú szarvasok (*Odocoileus virginianus*) éberségét, míg a prérifarkas (*Canis latrans*) szaganyagával ellátott táplálkozóhelyeket teljesen elkerülték a szarvasok (Seamans et al. 2016). Kameracsapdás felméréseken alapuló vizsgálatok azt mutatták, hogy a gímszarvasok (*Cervus elaphus*) éberségi szintje (a fej tartásán és a táplálkozási aktivitáson alapulva) magasabb volt a szürke farkas magterületén belül, mint azon kívül (Kuijper et al. 2015).

A ragadozók a legelés intenzitására is hatással lehetnek, ezáltal befolyásolhatják a növényzet megújulását, megerősödését. Kuijper et al. (2013) például megállapították, hogy a patás fajok rágási intenzitása a facsemetéken alacsonyabb volt a szürke farkas előfordulási területén belül, mint azon kívül. A holtfa jelenléte szintén csökkentette a vadrágás intenzitását, feltételezve azt, hogy a holtfa akadályozhatja a patás fajok menekülését (Kuijper et al. 2013).

A „landscape of fear” vizsgálata különösen fontos ahhoz, hogy megértsük a nagytestű ragadozók visszatelepülésének ökológiai következményeit. A nagyragadozók jelenléte, a zsákmányfajokra, különösen a szarvasfélékre gyakorolt hatásai, vadgazdálkodási és természetvédelmi következményekkel járnak. Ragadozók jelenléte nélkül a növényevők kevésbé kényszerülnek arra, hogy alapvető életfunkcióikat – mint például a táplálkozás – korlátozzák, ezzel ellensúlyozva a ragadozóktól való félelmüket (Hernández és Laundré 2005, Manning et al. 2009). A nagyragadozók zsákmányaikra gyakorolt hatásai viszont kaszkádszerűen továbbterjedhetnek a növényevő zsákmányfajokon át az ökoszisztéma más tagjaira is. Ennek oka, hogy a zsákmányfajok az érzékelt kockázatnak megfelelően környezetük különböző részeit fogják használni (Brown et al. 1999, Laundré et al. 2001, Eccard et al. 2017). Ennek a vegetációra nézve jelentős helyi vagy tájleptékű hatásai lehetnek (Bradshaw et al. 2003, Ripple és Beschta 2004). Általában csökkenni fog a zsákmányfajok táplálkozási gyakorisága például azokon a területeken, ahol természetes akadályokba ütköznek, mely nehezíti a ragadozó előli menekülést; ugyanakkor azokon a területeken, ahol a zsákmányfajok nagyobb biztonságban érzik magukat, ott a táplálkozási gyakoriság növekedhet. Ezek a tényezők kihatnak a vegetáció összetételére, szerkezetére és megújulására is (Bubnicki et al. 2019). Egy másik következménye a nagyragadozók visszatelepülésének, hogy hatásukra a zsákmányfajok közelebb húzódnak az urbanizált területekhez, annak érdekében, hogy csökkentsék a predációs kockázatot (Hebblewhite et al. 2005, Beschta és Ripple 2007, Bubnicki et al. 2019), ami viszont városi vadgazdálkodási problémákat vet fel.

Jelen irodalmi áttekintés és elemzés alapján elmondható, hogy a “landscape of fear” jelensége nem csak elméletben, hanem a természetben is ténylegesen megjelenő, kimutatható hatás. Mind az észak-amerikai, mind az európai nagytestű ragadozó emlősök által létrejöhet azokon a területeken, ahol ezeknek a fajoknak a jelenléte viszonylag gyakorivá válik. A kérdéseinkben megcélzott három fajon kívül, egyéb más közepes testű ragadozók (például

prérifarkas vagy vörös hiúz) (Seamans et al. 2016) és az emberi hatások (pl. vadászat) (például Lone et al. 2014) is formálják a zsákmányfajok viselkedését és élőhelyhasználatát. Az ember által gyakran használt területeken az emberi zavarás a patás fajok (pl. vapíti) viselkedését nagyobb mértékben befolyásolhatja, mint annak természetes ellenségei. Ezen fajok viselkedésének megváltozása nem csak a zavarás mennyiségétől, hanem annak típusától (pl. túrázás, vadászat) is függ (Ciuti et al. 2012a). A zsákmányfajokon belül, az egyedek különböző ragadozó-elkerülési stratégiákat követhetnek, melyek eltérő hatékonysága (pl. a vadászattal szemben) evolúciós változásokat is előidézhethet (Ciuti et al. 2012b). Azokon a területeken, ahol mind a visszatelepülő ragadozó fajok, mind a patás zsákmányfajok jelenléte és a „landscape of fear” létezése is igazolt, a ragadozók állományváltozásának nyomonkövetése is fontos részét kell, hogy képezze az integrált vadgazdálkodási tervek kialakításának. Európában, az ember által uralt tájakon az ember nagymértékben módosíthatja a ragadozók funkcionális szerepét (Kuijper et al. 2016), ezért fontos a ragadozók visszatelepülésével járó hatások vizsgálata Európában és Magyarországon is.

Amennyiben a „landscape of fear” jelenség kialakulásának közelítő gyakorisága vagy a különböző mechanizmusok pontos aránya alapvető szemponttá válik, akkor az ilyen kvantitatív elemzést a későbbiek során célszerű egyéb keresőszavakkal bővíteni, további lehetséges kapcsolódó publikációk bevonására, a fellelhető szakirodalom szélesebb reprezentálására.

Köszönetnyilvánítás

A Scopus adatbázis használatáért köszönettel tartozunk a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetemnek, illetve az egyetem Állatbiotechnológiai és Állattudományi Doktori Iskolájának. Köszönetet szeretnénk mondani a kézirat két bírálójának is, akik észrevételeikkel és javaslataikkal hozzájárultak a kézirat javításához.

Irodalom

- Anderson, T.M., Hopcraft, J.G.C., Eby, S., Ritchie, M., Grace, J.B., Olf, H. 2010: Landscape-scale analyses suggest both nutrient and antipredator advantages to Serengeti herbivore hotspots. *Ecology* 91(5): 1519–1529.
- Apfelbach, R., Blanchard, C.D., Blanchard, R.J., Hayes, R.A., McGregor, I.S. 2005: The effects of predator odors in mammalian prey species: a review of field and laboratory studies. *Neuroscience and Biobehavioral Reviews* 29: 1123–1144.
- Avgar, T., Baker, J.A., Brown, G.S., Hagens, J., Kittle, A.M., Mallon, E.E., McCreer, M., Mosser, A., Newmaster, S.G., Patterson, B.R., Reid, D.E.B., Rodgers, A.R., Shuter, J., Street, G.M., Thompson, I., Turetsky, M., Wiebe, P.A., Fryxell, J.M. 2015: Space-use behaviour of woodland caribou based on a cognitive movement model. *Journal of Animal Ecology* 84: 1059–1070.
- Berger, J. 2007: Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biology Letters* 3(6): 620–623.
- Beschta, R.L., Ripple, W.J. 2007: Wolves, elk, and aspen in the winter range of Jasper National Park, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 37(10): 1873–1885.
- Bonnot, N., Couriot, O., Berger, A., Cagnacci, F., Ciuti, S., De Groot, J.E., Gehr, B., Heurich, M., Kjellander, P., Kröschel, M., Morellet, N., Sönnichsen, L., Hewison, A.J.M. 2020: Fear of the dark? Contrasting impacts of humans vs lynx on diel activity of roe deer across Europe. *Journal of Animal Ecology* 89: 132–145.
- Bradshaw, R.H., Hannon, G.E., Lister, A.M. 2003: A long-term perspective on ungulate–vegetation interactions. *Forest Ecology and Management* 181: 267–280.
- Brown, J.S., Laundré, J.W., Gurung, M. 1999: The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *Journal of Mammalogy* 80: 385–399.
- Brown, J.S., Kotler, B.P. 2004: Hazardous duty pay and the foraging cost of predation. *Ecology Letters* 7: 999–1014.
- Bubnicki, J.W., Churski, M., Schmidt, K., Diserens, T.A., Kuijper, D.P. 2019: Linking spatial patterns of terrestrial herbivore community structure to trophic interactions. *Elife* 8: e44937.
- Caro, T. 2005: *Antipredator defenses in birds and mammals*. Chicago: University of Chicago Press p. 592.

- Ceballos, G., Ehrlich, P.R. 2002: Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296: 904–907.
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J.D.C., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., López-Bao, J.V., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balčiauskas, L., Balys, V., Bedó, P., Bego, F., Blanco, J.C., Breitenmoser, U., Brøseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., Ciucci, P., Dutosov, A., Engleder, T., Fuxjäger, C., Groff, C., Holmala, K., Hoxha, B., Iliopoulos, Y., Ionescu, O., Jeremić, J., Jerina, K., Kluth, G., Knauer, F., Kojola, I., Kos, I., Krofel, M., Kubala, J., Kunovac, S., Kusak, J., Kutal, M., Liberg, O., Majić, A., Männil, P., Manz, R., Marboutin, E., Marucco, F., Melovski, D., Mersini, K., Mertzanis, Y., Mysłajek, R.W., Nowak, S., Odden, J., Ozolins, J., Palomero, G., Paunović, M., Persson, J., Potočnik, H., Quenette, P.Y., Rauer, G., Reinhardt, I., Rigg, R., Ryser, A., Salvatori, V., Skrbinšek, T., Stojanov, A., Swenson, J.E., Szemethy, L., Trajçe, A., Tsingarska-Sedefcheva, E., Váňa, M., Veeroja, R., Wabakken, P., Wölfl, M., Wölfl, S., Zimmermann, F., Zlatanova, D., Boitani, L. 2014: Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346: 1517–1519.
- Ciuti, S., Northrup, J.M., Muhly, T.B., Simi, S., Musiani, M., Pitt, J.A., Boyce, M.S. 2012a: Effects of humans on behaviour of wildlife exceed those of natural predators in a landscape of fear. *PloS one* 7(11): e50611.
- Ciuti, S., Muhly, T.B., Paton, D.G., McDevitt, A.D., Musiani, M., Boyce, M. S. 2012b: Human selection of elk behavioural traits in a landscape of fear. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279(1746): 4407–4416.
- Creel, S., Winnie, Jr.J.A. 2005: Responses of elk herd size to fine-scale spatial and temporal variation in the risk of predation by wolves. *Animal Behaviour* 69(5): 1181–1189.
- Creel, S., Christianson, D., Liley, S., Winnie, J.A. 2007: Predation risk affects reproductive physiology and demography of elk. *Science* 315: 960–960.
- Donadio, E., Buskirk, S.W. 2016: Linking predation risk, ungulate antipredator responses, and patterns of vegetation in the high Andes. *Journal of Mammalogy* 97(3): 966–977.
- Dupke, C., Bonenfant, C., Reineking, B., Hable, R., Zeppenfeld, T., Ewald, M., Heurich, M. 2017: Habitat selection by a large herbivore at multiple spatial and temporal scales is primarily governed by food resources. *Ecography* 40(8): 1014–1027.
- Eccard, J.A., Pusenius, J., Sundell, J., Halle, S., Ylönen, H. 2008: Foraging patterns of voles at heterogeneous avian and uniform mustelid predation risk. *Oecologia* 157: 725–734.
- Eccard, J.A., Meißner, J.K., Heurich, M. 2017: European roe deer increase vigilance when faced with immediate predation risk by Eurasian lynx. *Ethology* 123: 30–40.
- Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, J.S., Power, M.E., Berger, J., Bond, W.J., Carpenter, S.R., Essington, T.E., Holt, R.D., Jackson, J.B.C., Marquis, R.J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R.T., Pickett, E.K., Ripple, W.J., Sandin, S.A., Scheffer, M., Schoener, T.W., Shurin, J.B., Sinclair, A.R.E., Soulé, M.E., Virtanen, R., Wardle, D.A. 2011: Trophic downgrading of planet Earth. *Science* 333: 301–306.
- Fortin, D., Beyer, H.L., Boyce, M.S., Smith, D.W., Duchesne, T., Mao, J.S. 2005: Wolves influence elk movements: behavior shapes a trophic cascade in Yellowstone National Park. *Ecology* 86(5): 1320–1330.
- Gaynor, K.M., Brown, J.S., Middleton, A.D., Power, M.E., Brashares, J.S. 2019: Landscapes of fear: Spatial patterns of risk perception and response. *Trends in Ecology and Evolution* 34: 355–368.
- Grignolio, S., Brivio, F., Sica, N., Apollonio, M. 2019: Sexual differences in the behavioural response to a variation in predation risk. *Ethology* 125(9): 603–612.
- Hebblewhite, M., White, C.A., Nietvelt, C.G., McKenzie, J.A., Hurd, T.E., Fryxell, J.M., Bayley, S.E., Paquet, P.C. 2005: Human activity mediates a trophic cascade caused by wolves. *Ecology* 86(8): 2135–2144.
- Hernández, L., Laundré, J.W. 2005: Foraging in the 'landscape of fear' and its implications for habitat use and diet quality of elk *Cervus elaphus* and bison. *Wildlife Biology* 11: 215–220.
- Heurich, M. 2018: Conservation ecology of the eurasian lynx population in the bohemian forest ecosystem – predator-prey relationship, protection and management. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 50(4): 101–109.
- Kauffman, M.J., Varley, N., Smith, D.W., Stahler, D.R., MacNulty, D.R., Boyce, M.S. 2007: Landscape heterogeneity shapes predation in a newly restored predator–prey system. *Ecology Letters* 10: 690–700.
- Kauffman, M.J., Brodie, J.F., Jules, E.S. 2010: Are wolves saving Yellowstone's aspen? A landscape-level test of a behaviorally mediated trophic cascade. *Ecology* 91(9): 2742–2755.
- Kohl, M.T., Stahler, D.R., Metz, M.C., Forester, J.D., Kauffman, M.J., Varley, N., White, P.J., Smith, D.W., MacNulty, D.R. 2018: Diel predator activity drives a dynamic landscape of fear. *Ecological Monographs* 88(4): 638–652.
- Kuijper, D.P.J., De Kleine, C., Churski, M.V., Van Hooft, P., Bubnicki, J., Jędrzejewska, B. 2013: Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography* 36(12): 1263–1275.
- Kuijper, D.P.J., Bubnicki, J.W., Churski, M., Mols, B., van Hooft, P. 2015: Context dependence of risk effects: wolves and tree logs create patches of fear in an old-growth forest. *Behavioral Ecology* 26: 1558–1568.

- Kuijper D.P.J., Sahlén E., Elmhagen B., Chamaillé-Jammes S., Sand H., Lone K., Cromsigt J.P.G.M. 2016: Paws without claws? Ecological effects of large carnivores in anthropogenic landscapes. *Proceedings of the Royal Society B. Biological Sciences* 283: 20161625.
- Laliberte, A.S., Ripple, W.J. 2004: Range contractions of North American carnivores and ungulates. *BioScience* 54: 123–138.
- Laundré, J.W., Hernández, L., Altendorf, K.B. 2001: Wolves, elk, and bison: re-establishing the “landscape of fear” in Yellowstone National Park, USA. *Canadian Journal of Zoology* 79: 1401–1409.
- Laundré, J.W., Hernández, L. 2003: Winter hunting habitat of pumas *Puma concolor* in northwestern Utah and southern Idaho, USA. *Wildlife Biology* 9(4): 123–129.
- Laundré, J.W., Hernández, L., Ripple, W.J. 2010: The landscape of fear: ecological implications of being afraid. *Open Ecology Journal* 3: 1–7.
- Lima, S.L., Dill, L.M. 1990: Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68: 619–640.
- Lone, K., Loe, L.E., Gobakken, T., Linnell, J.D., Odden, J., Remmen, J., Mysterud, A. 2014: Living and dying in a multi-predator landscape of fear: roe deer are squeezed by contrasting pattern of predation risk imposed by lynx and humans. *Oikos* 123(6): 641–651.
- Luttberg, B., Hammond, J.I., Brodin, T., Sih, A. 2019: Predator hunting modes and predator-prey space games. *Ethology* 126: 476–485.
- Manning, A.D., Gordon, I.J., Ripple, W.J. 2009: Restoring landscapes of fear with wolves in the Scottish Highlands. *Biological Conservation* 142: 2314–2321.
- Norum, J.K., Lone, K., Linnell, J.D., Odden, J., Loe, L.E., Mysterud, A. 2015: Landscape of risk to roe deer imposed by lynx and different human hunting tactics. *European Journal of Wildlife Research* 61(6): 831–840.
- Olson, E.R., Van Deelen, T.R., Ventura, S.J. 2019: Variation in anti-predator behaviors of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in a multi-predator system. *Canadian Journal of Zoology* 97(11): 1030–1041.
- Proudman, N.J., Churski, M., Bubnicki, J.W., Nilsson, J.-Å., Kuijper, D.P.J. 2020: Red deer allocate vigilance differently in response to spatio-temporal patterns of risk from human hunters and wolves. *Wildlife Research* 48(2) 163–174.
- Putman, R., Apollonio, M., Andersen, R. (Eds.). 2011: *Ungulate management in Europe: problems and practices*. Cambridge: Cambridge University Press p. 410.
- Riginos, C., Grace, J.B. 2008: Savanna tree density, herbivores, and the herbaceous community: Bottom-up vs. top-down effects. *Ecology* 89(8): 2228–2238.
- Ripple, W.J., Beschta, R.L. 2003: Wolf reintroduction, predation risk, and cottonwood recovery in Yellowstone National Park. *Forest Ecology and Management* 184: 299–313.
- Ripple, W.J., Beschta, R.L. 2004: Wolves and the ecology of fear: can predation risk structure ecosystems? *BioScience* 54: 755–766.
- Ripple, W.J., Beschta, R.L. 2006: Linking a cougar decline, trophic cascade, and catastrophic regime shift in Zion National Park. *Biological Conservation* 133(4): 397–408.
- Ripple, W.J., Estes, J.A., Beschta, R.L., Wilmers, C.C., Ritchie, E.G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M.P., Schmitz, O.J., Wallach, A.D., Schmitz, O.J. 2014: Status and ecological effects of the world’s largest carnivores. *Science* 343: 1241484.
- Rivrud, I.M., Sivertsen, T.R., Mysterud, A., Åhman, B., Støen, O.G., Skarin, A. 2018: Reindeer green-wave surfing constrained by predators. *Ecosphere* 9(5): e02210.
- Sahlén, E., Noell, S., DePerno, C.S., Kindberg, J., Spong, G., Cromsigt, J.P. 2016: Phantoms of the forest: legacy risk effects of a regionally extinct large carnivore. *Ecology and Evolution* 6(3): 791–799.
- Scharf, I., Ovadia, O. 2006: Factors influencing site abandonment and site selection in a sit-and-wait predator: a review of pit-building antlion larvae. *Journal of Insect Behavior* 19: 197–218.
- Schmidt, K., Kuijper, D.P.J. 2015: A “death trap” in the landscape of fear. *Mammal Research* 60: 275–284.
- Schmitz, O.J. 2008: Herbivory from individuals to ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 133–152.
- Seamans, T.W., Blackwell, B.F., Linnell, K.E. 2016: Use of predator hair to enhance perceived risk to white-tailed deer in a foraging context. *Human-Wildlife Interactions* 10: 300–311.
- Sih, A. 1980: Optimal foraging: partial consumption of prey. *American Naturalist* 116: 281–290.
- Sih, A., Englund, G., Wooster, D. 1998: Emergent impacts of multiple predators on prey. *Trends in Ecology & Evolution* 13(9): 350–355.
- Simon, R.N., Cherry, S.G., Fortin, D. 2019: Complex tactics in a dynamic large herbivore–carnivore spatiotemporal game. *Oikos* 128(9): 1318–1328.
- Valeix, M., Loveridge, A.J., Chamaillé-Jammes, S., Davidson, Z., Murindagomo, F., Fritz, H., Macdonald, D.W. 2009: Behavioral adjustments of African herbivores to predation risk by lions: spatiotemporal variations influence habitat use. *Ecology* 90: 23–30.

Wikenros, C., Kuijper, D.P.J., Behnke, R., Schmidt, K. 2015: Behavioural responses of ungulates to indirect cues of an ambush predator. Behaviour 152: 1019–1040.

Melléklet

Sorszám	Szerzők	Vizsgált prédafaj(ok)	Vizsgált ragadozó(k)	Vizsgált hatás
1	Avgar et al. (2015)	szarvasfélék	szürke farkas	élőhelyhasználat
2	Berger (2007)	szarvasfélék	barna medve	élőhelyhasználat
3	Bonnot et al. (2020)	szarvasfélék	eurázsiai hiúz	élőhelyhasználat
4	Dupke et al. (2017)	szarvasfélék	eurázsiai hiúz	élőhelyhasználat
5	Eccard et al. (2017)	szarvasfélék	eurázsiai hiúz	éberség
6	Grignolio et al. (2019)	egyéb patás fajok	szürke farkas	élőhelyhasználat
7	Hernández (2005)	egyéb patás fajok	szürke farkas	élőhelyhasználat
8	Heurich (2018)	szarvasfélék	eurázsiai hiúz	élőhelyhasználat éberség
9	Kauffman et al. (2010)	szarvasfélék	szürke farkas	vegetáció megújulása
10	Kohl et al. (2018)	szarvasfélék	szürke farkas	élőhelyhasználat
11	Kuijper et al. (2013)	egyéb patás fajok	szürke farkas	vegetáció megújulása
12	Kuijper et al. (2015)	egyéb patás fajok	szürke farkas	élőhelyhasználat éberség vegetáció megújulása
13	Laundré et al. (2001)	szarvasfélék (bika) szarvasfélék (tehén) egyéb patás fajok	szürke farkas	éberség
14	Lone et al. (2014)	szarvasfélék	eurázsiai hiúz	élőhelyhasználat
15	Manning et al. (2009)	szarvasfélék	szürke farkas	élőhelyhasználat
16	Norum et al. (2015)	szarvasfélék	eurázsiai hiúz	élőhelyhasználat
17	Olson (2019)	szarvasfélék	szürke farkas	élőhelyhasználat éberség
18	Rivrud et al. (2018)	szarvasfélék	barna medve	élőhelyhasználat
19	Sahlén et al. (2016)	egyéb patás fajok	barna medve	élőhelyhasználat
20	Schmidt et al. (2015)	szarvasfélék	szürke farkas eurázsiai hiúz	élőhelyhasználat
21	Simon et al. (2019)	egyéb patás fajok	szürke farkas	élőhelyhasználat

POTENTIAL EFFECTS OF LANDSCAPE OF FEAR CREATED BY LARGE CARNIVORES OF HUNGARY ON THEIR PREY: A SYSTEMATIC LITERATURE REVIEW

P. FEHÉR^{1,*}, K. FRANK², K. KATONA³

¹Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Genetics and Biotechnology
2100 Gödöllő, Szent-Györgyi Albert street 4., e-mail: feher.peter.arpad@uni-mate.hu

²Tolna County Government Office Szekszárd District Office

7100 Szekszárd, Dr. Szentgáli Gyula street 2., e-mail: krisz.frank.biol@gmail.com

³Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute for Wildlife Management and Nature
Conservation, Department of Wildlife Biology and Management

2100 Gödöllő, Péter Károly street 1., e-mail: Katona.Krisztian@uni-mate.hu

*corresponding author: feher.peter.arpad@uni-mate.hu

Keywords: landscape of fear, predator-prey interactions, predation risk, fear, large carnivores, deer

Until the end of the 20th century, the populations of European large carnivores were declining due to loss and fragmentation of habitats, but nowadays their numbers are increasing again. Large carnivores can directly affect ungulate populations and indirectly influence their behaviour. Predators may impact their prey through indirect, non-lethal effects, described by the „landscape of fear” concept. The aim of this study was to investigate available information about the landscape of fear caused by the presence of three main large carnivores in Europe (the brown bear *Ursus arctos*, the Eurasian lynx *Lynx lynx* and the grey wolf *Canis lupus*). A systematic literature review was performed to collect data on the species, habitats and techniques involved in published research and the effects of the „landscape of fear”. 67.86% of prey species in these publications were cervids (e.g. red deer, roe deer) and 32.14% were other ungulates (e.g. wild boar, bison). Our study confirms that European large carnivores have detectable non-lethal effects on their prey species. The „landscape of fear” was revealed in 71.43% of the studies reviewed. The majority (75%) of those results showed changes in habitat use, 15% of studies found altered vigilance and 10% of studies detected differences in vegetation renewal. Perceived predation risk may affect habitat use or foraging patterns of herbivores, and this behavioural change may have cascading local or landscape-scale effects on vegetation and faunal assemblages. Thus, complete protection or sustainable management of these European large predators can also affect landscape-scale wildlife and vegetation patterns.

LAKOTT TERÜLETEKEN MEGJELENŐ NYESTEK (*MARTES FOINA*) PROBLÉMÁINAK FELMÉRÉSE ÉS ÖSSZEHASONLÍTÁSA KÉT TELEPÜLÉSEN

PLANK Patrik, BIRÓ Zsolt

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Vadbiológiai és
Vadgazdálkodási Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: plankpatrik94@gmail.com

Kulcsszavak: Tata, Szárliget, kérdőív, szőrscsapda, kártétel

Összefoglalás: A lakott területeken megjelenő nyestek és azok kártétele napjainkban egyre többször kerül elő, más lakott településen megjelenő vadfajainkkal együtt. A városok és falvak terjeszkedéseinek hatására egyre több élőlény talál otthonra a lakott területeken és ennek következtében a lakosság és a ragadozó fajok közti konfliktusok száma megnövekszik. A vizsgálat során két lakott településen (Szárliget, Tata) előforduló nyestek kártételét próbáltuk felmérni kérdőív segítségével. A kérdőíves felmérés eredményeit kiegészítendő szőrscsapdákat és műfészkeket helyeztünk ki a településeken a ragadozók előfordulásának objektív vizsgálatára. A kutatás során a következőkre kerestük a választ: mely időszakokban történtek a károk, mit károsítottak a leggyakrabban a nyestek, és hogy mekkora a különbség a város és falu közt a károsítások terén. A védekezés és riasztás szempontjából mindkét településen, az interneten terjedő praktikákkal (pl. vizes palack elhelyezése a gépjárművek körül) próbálkoznak a legtöbben, amely sikertelen szokott lenni. Mindkét településen a személygépjárműveket károsították a legtöbbit, és azon belül is a kábelek megrágásával okoztak leggyakrabban kárt. A kihelyezett szőrscsapdákat Szárligeten macskák keresték fel, a műfészkeket szintén macskák, vagy madarak illetve kóbor kutyák. A szőrscsapda és műfészkek felmérésből jól látszik a mind két településen nagy számban jelen lévő kóbor kutyák és macskák jelenléte. Összességében elmondható, hogy a kérdőíves felmérés eredményei igazolják a hazai és külföldi szakirodalmakat és publikációkat a nyest városi jelenlétéről és károkozásáról.

Bevezetés

Számos kultúrakövető faj lakott területen való megjelenését, előfordulását, illetve megtelepedését lehet tapasztalni. Ilyen lehet a balkáni gerle, a feketerigó, a vörös róka, a nyest, de akár nagyvad fajok közül az őz vagy a vaddisznó is (Szemethy et al. 2000). A városok terjeszkedése ugyan a környező ökoszisztémák felemésztésével jár, de cserébe új és szabad ökológiai niche-ek jönnek létre. Leggyakrabban generalista fajok költöznek be a városokba, kihasználva a város és a természet adta lehetőségeket (Dudus et al. 2014).

Hazánkban a lakott területeken leggyakrabban előforduló, kistestű emlős ragadozó faj a nyest, amely nagy állománysűrűséget érhet el a lakott településeken. Népies elnevezése a könyest, ami arra utal, hogy szívesen fészkel be magát barlangokba, sziklarepedésekbe. Városi településeken is hasonló búvóhelyeket keres. A nyest, szívesen költözik be romos épületekbe, raktárhelyiségekbe, lakóházak padlásterébe (Csányi és Heltai 2010). A nyest európai elterjedési területének nagy részén városlakóvá vált. A menyétfélék közül csak ő lett sikeres városlakó (Tóth 1999). Nem új keletű a nyestek megjelenése és kártételük a falvakban, városokban. Magyarországon az első feljegyzett városban előforduló nyest párt 1896-ban Budapesten fogták be gróf Karácsony villájában (Heltai és Szócs 2008).

A városban belül nem csak a táplálkozása, de a terület használata is megváltozott, miután lakott területen belül a táplálékforrások és a búvóhelyek is sokkal sűrűbben fordulnak elő (Szócs és Heltai 2009). Gyakrabban választják a sűrűbben lakott területeket, mint más városban előforduló emlős ragadozók, de kerülnek a nyílt területeket és a város iparosodott részét. A nyestek látszólag sokkal jobban alkalmazkodtak a városi élethez, mint a rókák, ennek oka, hogy könnyebben észrevétlenebbek tudnak lenni (Dudus et al. 2014).

A nyest károkozása elsősorban az, hogy mindent megrág, ami érdekli (Szócs és Heltai 2009). A kárt azzal okozzák, hogy tönkreteszik (többnyire fészkelő anyagnak használják) a tetőszigetelést, zajonganak a padláson, amit vagy a felnőtt állatok szaladgálása, a kölykök

játéka, vagy a párzási időszak okoz. A szigetelőanyag károsodása komoly energiatakarékosági gondokhoz vezethet és jelentős javítási költségekhez is. A riasztószerek és riasztó eszközök hosszútávon nem bizonyulnak eredményesnek, a vadászat lakott területeken a jelenlegi szabályozás szerint nincs rendezve, nincs illetékessége a vadgazdálkodási egységeknek, a hivatásos vadászoknak, a lőfegyver használata tilos és veszélyes ilyen területeken (Heltai et al. 2016), emellett a vadászat időigényes és a városlakók rossz véleményekkel vannak róla. Legfőképp azért nem eredményesek ezek a módszerek, mert a nagy egyedsűrűség miatt egy másik állat hamar beköltözik az előző lakó helyére (Dudus et al. 2014, Kistler et al. 2013). A padlástérben felhalmozott ételmaradék, a folyamatosan egy helyen lefolyó vizelet szaga és éjszakai lármájuk elviselhetetlenné teszik őket. Külső- és belső parazitákat terjeszhetnek, amelyek az embereket is megfertőzhetik, emellett a veszettségnek is terjesztői lehetnek (Tóth 1999). A nyestek és autók kapcsolata a vizsgálatok és megfigyelések alapján a territoriális viselkedéshez köthető (Herr et al. 2009).

Vizsgálatunk során két lakott településen előforduló nyestek kártételét próbáltuk felmérni kérdőív segítségével. A kérdőíves felmérés eredményeit kiegészítendő szőrscapdákat és műfészkeket helyeztünk ki a településeken a ragadozók előfordulásának objektív vizsgálatára. Ezzel az emberek téves fajfelismerését, vagy a kár okozójának nem megfelelő beazonosítását elkerülve kaphatunk képet a nyestek előfordulásáról és kártételéről.

Anyag és módszer

A vizsgált területek

Tata földrajzilag a Dunántúl északi részén található, a Kisalföld és a Dunántúli-középhegység találkozásánál, a Gerecse hegység lábánál fekszik. Komárom-Esztergom megye székhelyétől 9 kilométerre, északnyugatra, míg Budapesttől 60 kilométerre, nyugatra helyezkedik el. A város területe 7817 hektár, népessége 2020. január 1-én 23 082 fő volt (http1). Két természetes tó található a város területén belül (Öreg-tó, Cseke-tó), és egy mesterségesen kialakított halastó rendszer (Réti halas tavak). Külterületén jelentős a szőlőtermesztés és az intenzív mezőgazdasági földművelés, valamint egy ipari park is működik itt (Pataki et al. 2014).

Szárliget földrajzilag a Dunántúl északi részén található, a Dunántúli-középhegység északkeleti részén, a Vértes és a Gerecse találkozásánál fekszik. Komárom-Esztergom megye székhelyétől 3 kilométerre, míg Budapesttől 40 kilométerre helyezkedik el. A község népessége 2020. január 1-én 2540 fő volt (http1). A település nagy részén kertes házak találhatóak, de néhol előfordulnak társasházak is. Középen kettéválasztja a Budapest-Hegyeshalom vasútvonal. Ipari létesítményként a központban egy fatelep, és a település északnyugati határában egy baromfitelep üzemel. Az elmúlt öt évben megnövekedett az új házak építésének gyakorisága.

Kérdőíves felmérés

A kártételre, annak előfordulási helyére és gyakoriságára vonatkozó adatokat internetes, illetve papíralapú kérdőív segítségével gyűjtöttük Szárliget község és Tata város lakóinak körében. A kérdőíves felmérés viszonylag egyszerűen, nagy mennyiségű adat gyűjtését teszi lehetővé akár országos szinten is, ezért nehezen lehet mással helyettesíteni. Abban az esetben mindenképp javasolható a kérdőíves felmérés, ha van olyan a kérdőívvel megcélzott réteg, akinek valós információi vannak, és előre láthatólag válaszol is (Sheatsley 1983).

A kérdőív kitöltése anonim volt. Szerkezetét és tartalmát tekintve 18 kérdésből állt. Miután a károk felmérése és annak összehasonlítása volt a cél, ezért a lakhely és a lakóépület típusára feltett kérdés kitöltése volt csak kötelező, a többi kérdésre a válaszadás önkéntes volt. A

kérdések típusának tekintetében félig zárt kérdést alkalmaztunk, mely során előre rögzített válaszok voltak megadva, és félig nyitottakat, mely során a kitöltő a saját szavaival tudta megválaszolni a kérdéseket. A kérdőív legvégén a kitöltőknek külön adtunk egy lehetőséget, hogy a témával kapcsolatban bármilyen tapasztalatukat vagy meglátásukat írják le.

A feldolgozott kérdőívek száma Szárligeten $n_1=109$, míg Tatán $n_2=194$ volt. Az egyes kérdésekre válaszadók száma esetenként eltért a kérdőívek számától, mivel nem volt kötelező a válaszadás, illetve egy ingatlanon több háziállatot vagy gazdasági állatfajtát is tartottak, vagy több helyen keletkezett már kár. Az adatok statisztikai értékelését a GraphPad Instat programmal végeztük. A különböző csoportok által a kérdésekre adott válaszok homogenitás vizsgálatát χ^2 -próbbával végeztük el.

Szőrccsapdás felmérés

A szőrccsapdákat Szárligeten összesen 24 alkalommal helyeztük ki, Tatán 22 alkalommal. Minden alkalommal a földre kerültek, viszonylag takarásban. A csapda egy 75 centiméter hosszú PVC cső, mely mindkét végen nyitott, a csövek átmérője 12,5 és 16 centiméter, nyílásaiknál pedig egy-egy drótkéfe van félrögzítve. A cső közepén gézbe csavarva található a csali, ami az esetek többségében hal volt, ritkán baromfi belsőség (máj, zúza, szív). Az így szerzett szőrmintákat papírzacskóba tettük és a zacskóra ráírtuk a dátumot és a csapda elhelyezésének koordinátáját. A szőrmintákból a későbbiekben csak a fedőszőröket használtuk, mivel szabad szemmel, illetve nagyítóval azonosítottuk be, hogy milyen fajhoz tartozik. A fedőszőrök általában erőteljesebbek, mint a pehelyszőrök, formájuk, tapintásuk és színezetük egyaránt változatosabb, ezért már szabad szemmel vizsgálva is eredményezhetnek család szintű határozást (Patkó 2017). A gyűjtött adatok elemzésénél négy szempontot vettünk figyelembe: volt szőr, nem volt szőr, a csalit belülről megkezdtek, a csalit kívülről próbálták megkezdni.

Műfészkes felmérés

A nyest táplálkozását figyelembe véve, előfordulásának és tojásrabló viselkedésének vizsgálatára műfészkeket helyeztünk ki tavasszal, nyáron és ősszel Szárligeten és Tata belvárosában. A műfészkes módszereknek is vannak korlátai. Nem tudjuk, hogy a műfészkek ugyanolyan részben mennek-e tönkre, mint a rendes fészkek, vagy éppen a vizsgált fajok megtanulhatják a mintavételi területet összekapcsolni a táplálékkal (műfészkekbe helyezett tojásokkal) (Kurucz 2011).

A fészkek elkészítéséhez szalmát és réti szénát használtunk. Mindegyik fészekbe 15-20 milliméter átmérőjűek voltak a behelyezett tojások, melyek gyurmából készültek. A gyurmatojásokat a meggyúrásuk után pár napig szellőztettük a szaganyagok eltávolítása végett. Miután elsősorban szőrmés ragadozó jelenlétét vizsgáltuk, a talajra helyeztük ki mind a két településen a fészkeket, évszakonként 8-8 darabot, melyeket hetente ellenőriztünk. Abban az esetben, ha a fészekből eltűnt egy tojás, azt nem pótoltuk. A ragadozókat a megrágott tojásokon lévő fog, vagy csőr lenyomat segítségével azonosítottuk. Az eltűnt tojásokat és a fészkek megrongálását azért kellett figyelembe venni, mivel mindkét településen nagy számban fordulnak elő kóbor macskák, kutyák és varjufélék.

Az adatokat a következő szempontok alapján értékeltük: tűnt el tojás, meg lett rágva a tojás, nem tűnt el és nem lett megrágva a tojás, meg lett rongálva a fészkek. Az így kapott adatsorokat független kétmintás t-próbbával hasonlítottuk össze a két település között.

Eredmények

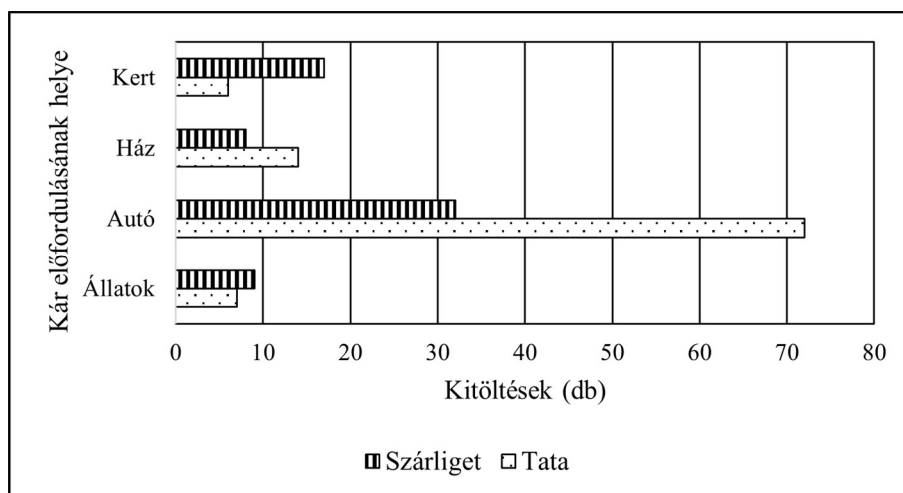
Kérdőíves felmérés

A feldolgozott kérdőívek száma 303 példány, melyből Szárligeten $n_1=109$ (35,97%) kitöltés volt, míg Tatán $n_2=196$ (64,03%) kitöltést sikerült elérni. A két településen a kitöltések formáit tekintve (online vagy papír formában) elsősorban az internetes felületen elérhető kérdőívet töltötték ki ($n_1=96$, $n_2=153$), papír alapon a kérdőívek csupán 18%-át tették ki az összes kitöltésnek ($n_1=13$, $n_2=41$). A kitöltések alapján a két településen élők lakóépület szerinti eloszlása különbözött ($\text{Chi}^2=200,270$, $\text{df}=2$, $p<0,001$). Tatán a kitöltők 83%-a panellakásban él, 15%-a kertés házban és mindössze 2%-uk él társasházban, ugyanakkor Szárligeten a kitöltők 99,08%-a él kertés házban és csupán 0,92%-uk él társasházban.

Tatán az egy gépjárművel rendelkezők 24 esetben a kábelek megrongálásával és 26 esetben a motorháztérbe való befészkeléssel vagy megrongálással szenvedtek kártételt, míg Szárligeten 6 esetben a kábeleket rágták meg és 7 esetben volt a motorháztérben károkozása a nyesteknek ($\text{Chi}^2=0,014$, $\text{df}=1$, $p=0,905$). Kettő vagy több gépjármű esetén ($\text{Chi}^2=0,047$, $\text{df}=1$, $p=0,828$) Tatán 13 esetben a kábelek megrágása és 12 esetben a motorháztérben történő károkozás volt megfigyelhető. Ugyanezen csoportban Szárligeten a kábeleket 8 esetben rágták meg és 5 esetben történt a motorháztérben károkozás. Egyik összehasonlítás sem mutatott szignifikáns eltérést a két település között. Ezek alapján a települések lakosságának száma, illetve a település nagysága nem befolyásolja a kártétel minőségét, helyét, és mennyiségi megoszlását (a több autó nem jelent lakosság arányosan több káreseményt).

Gazdasági állatok tartása mindkét településen csekély volt a kitöltők körében, Tatán 13 ingatlan területén tartanak főként baromfit, nyulat és kecskéket, Szárligeten 14 ingatlan területén tartanak, főként baromfikat, nyulakat és egy esetben sertést. A két településen az állattartás alapján nem volt szignifikáns különbség a lakók között ($\text{Chi}^2=2,449$, $\text{df}=1$, $p=0,117$).

Arra a kérdésre, hogy hol keletkezett a kár (1. ábra), összesen 165 kitöltés érkezett ($n_1=66$, $n_2=99$). A károkozások 63,03%-a ($n_1=32$, $n_2=72$) a személygépjárművekben történt, 13,94%-a ($n_1=17$, $n_2=6$) a kertben, a kitöltések 13,33%-nál ($n_1=8$, $n_2=14$) történt károkozás a lakóépületben és mindössze 9,7%-nál ($n_1=9$, $n_2=7$) keletkezett kár a házi kedvencekben vagy a gazdasági állatokban vagy azok takarmányában. A két településen a személygépjárművekben okozott károk közt volt a legnagyobb eltérés ($\text{Chi}^2=9,951$, $\text{df}=3$, $p=0,019$).



1. ábra A nyestek károkozási típusainak megoszlása a kérdőíves válaszok alapján ($n_1=66$, $n_2=99$) Szárligeten és Tatán

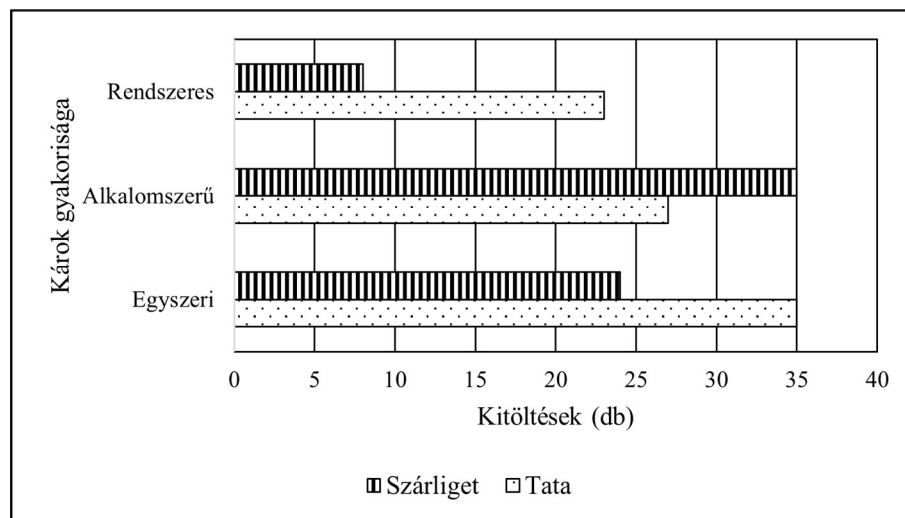
Figure 1. Distribution of damage types caused by the stone marten based on the questionnaire survey ($n_1=66$, $n_2=99$) in Szárliget and Tata

A lakóépületekben okozott károk esetében nem volt szignifikáns különbség a két település között ($\chi^2=0,974$, $df=2$, $p=0,614$). Szárligeten a legtöbb esetben az állat ürülékével vagy vizeletével okozott károkat ($n=16$), ezt követte a tető megrongálása ($n=6$) és a szigetelés megrongálása ($n=4$). Tatán a lakóépületekben elsősorban a szigetelés megrongálása fordult elő, mint károkozás ($n=10$), ezt követte az ürülékkel és vizelettel történő károk ($n=6$) és a tető megrongálása ($n=5$).

A személygépjárművek megrongálásának formái szintén nem tértek el ($\chi^2=3,302$, $df=2$, $p=0,191$). Szárligeten elsősorban a kábelek megrágását adták meg válaszul ($n=13$), ezt követően a motorháztérbe való befészkelést ($n=12$) és végül az egyéb károkozást ($n=7$). Tatán Szárligethez hasonlóan alakult a károkozás formáinak sorrendje, legtöbb esetben a kábelek megrongálása ($n=39$), a motorháztérbe való befészkelés ($n=29$), végül az egyéb károkozás ($n=7$) történt. Az egyéb károkozás mindkét településen elsősorban a lemosott autók összejárákálása és a motorháztetőn talált ürülék volt.

A károkozás gyakoriságára (2. ábra) való kérdésre 152 kitöltés érkezett ($n_1=67$, $n_2=85$). A kitöltők 40,79%-a ($n_1=35$, $n_2=27$) válaszolta, hogy alkalmoszerű, 38,82% egyszerit adott meg ($n_1=24$, $n_2=35$) és 20,39%-nak ($n_1=8$, $n_2=23$) keletkezett rendszeresen valamiféle kára. A két település közt szignifikáns különbség volt, a legnagyobb eltérést a rendszeres károkozás mutatta ($\chi^2=8,326$, $df=2$, $p=0,015$). Az alkalmoszerű károkozások leggyakrabban ($n=26$) tavasszal történtek, míg az egyszeri ($n=18$) és a rendszeres ($n=15$) nyáron fordultak elő.

A nyest elleni védekezésre 185 kitöltés érkezett ($n_1=98$, $n_2=87$). A kitöltőknek 23,24%-a riasztott ($n_1=17$, $n_2=26$) kutyával, ultrahangos riasztó rendszerrel vagy vizes palackkal, 5,95% ($n_1=7$, $n_2=4$) valamiféle csapdával védekezik, 2,16% védekezik egyéb módon és 68,65% adott ($n_1=70$, $n_2=57$) nemleges választ a kérdésre. Ezek alapján nem volt szignifikáns eltérés a két település között ($\chi^2=7,405$, $df=3$, $p=0,601$).

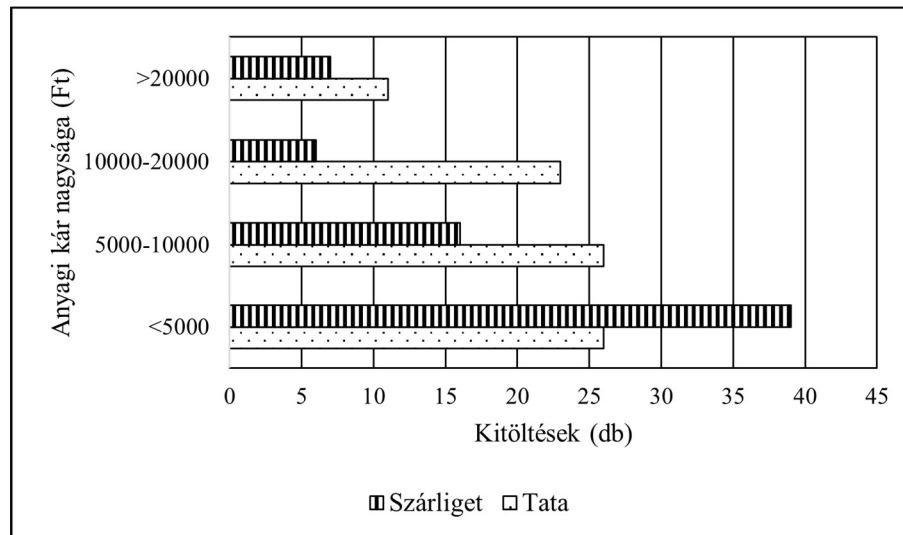


2. ábra A nyestek károkozásának gyakorisága a kérdőíves felmérés alapján ($n_1=67$, $n_2=85$) Szárligeten és Tatán
Figure 2. Frequency of damages caused by the stone marten based on the questionnaire survey ($n_1=67$, $n_2=85$) in Szárliget and Tata

Arra a kérdésre, hogy melyik évszakban történt a kár, 157 kitöltés érkezett ($n_1=73$, $n_2=84$). A lakosok 33,76%-nál a kár tavasszal keletkezett ($n_1=26$, $n_2=27$), 32,48%-nak nyáron ($n_1=24$, $n_2=27$), 22,29%-nak ősszel volt kára ($n_1=17$, $n_2=18$) és 11,46%-uk télen tapasztalt kárt ($n_1=6$, $n_2=12$). A két település között ebben a tekintetben nem volt eltérés ($\chi^2=1,460$, $df=3$, $p=0,691$). Mind a négy évszakban a kár anyagi értéke ötezer forint alatt volt.

A károk anyagi (3. ábra) nagyságára vonatkozó kérdésre 154 kitöltés érkezett ($n_1=68$, $n_2=86$). A kitöltők 42,21%-ának ötezer forint alatti ($n_1=39$, $n_2=26$), 27,27%-ának öt- és tízezer

forint közötti ($n_1=16$, $n_2=26$), 18,83%-nak tíz- és húszezer forint közötti ($n_1=6$, $n_2=23$) és 11,69%-ának húszezer forint feletti ($n_1=7$, $n_2=11$) volt az anyagi kára. A két település közt az ötezer forint alatti anyagi kár nagyobb mennyiségben fordult elő Szárligeten, míg a másik három kategóriában Tatán volt több kitöltés ($\chi^2=13,992$, $df=3$, $p=0,003$). Mind a négy megadott anyagi kár kategóriában az autókban okozott károk voltak a legtöbb esetben bejelölve és utána a házban okozott károk. A személygépjárművek esetében a szigetelés és a kábelek megrágásával, a lakóépületekben az ürülékükkel és a vizeletükkel okoztak kárt elsősorban.



3. ábra A nyest által okozott károk értékének eloszlása a kérdőíves felmérés alapján ($n_1=68$, $n_2=86$) Szárligeten és Tatán

Figure 3. Distribution of the financial value of the damages caused by the stone marten based on the questionnaire survey ($n_1=68$, $n_2=86$) in Szárliget and Tata

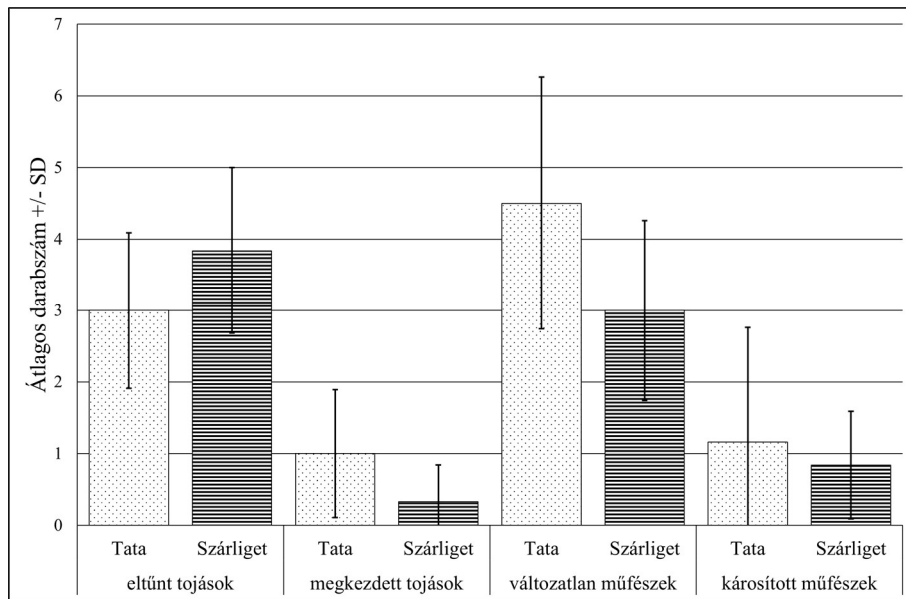
A károk bejelentésére feltett kérdésre 153 válasz érkezett ($n_1=77$, $n_2=76$). A kitöltők 3,26%-a a biztosítóhoz jelentette be a károkat ($n_1=2$, $n_2=3$), 0,65% ($n_1=1$) az önkormányzatnál jelentette be a károkat és 96,08%-uk nem jelentette be sehol. A két településen élő lakosok ebben a tekintetben nem tértek el egymástól ($\chi^2=1,200$, $df=2$, $p=0,548$). Mind a hat esetben, amikor bejelentették a kárt, nem történt semmiféle intézkedés.

Szőrccsapás felmérés

Tatán mind a huszonkettő kihelyezett szőrccsapda eltűnt, vélhetően a lakosok vitték el ezeket. Szárligeten a csapdák 25%-ában ($n=6$) volt szőr a drótkéfe felületén, 75%-ában ($n=18$) eredménytelen volt a szőrccsapda. Az esetek 25%-ában ($n=6$) az elhelyezett csali a csapda külső felülete felől volt megkezdve, míg 8,34%-ában ($n=2$) a csali belülről lett megrágva. A hat szőrmintából mind a hat macskáktól származott.

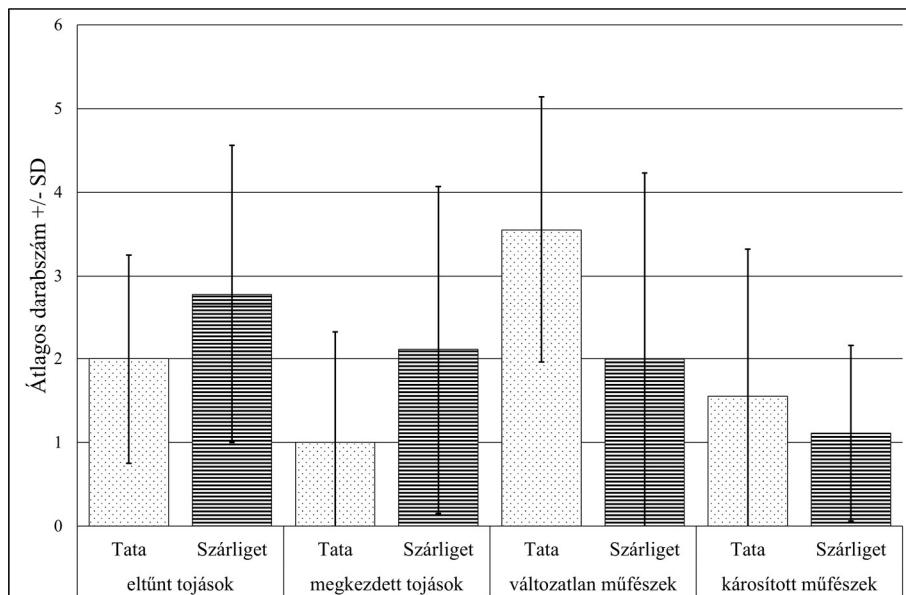
Műfészkes felmérés

A tavasszal kihelyezett műfészkek (4. ábra) esetében a két település értékeiben sem az eltűnt tojások (független kétmintás t-teszt: $t=1,274$, $df=10$, $p=0,231$) sem a megrágott vagy madár által megkezdett tojások (független kétmintás t-teszt: $t=1,581$, $df=10$, $p=0,144$) sem az azt megelőző ellenőrzésekhez képest változatlan állapot esetében és a fészkek megrongálásában (független kétmintás t-teszt: $t=0,461$, $df=10$, $p=0,654$) sem volt statisztikailag eltérés.



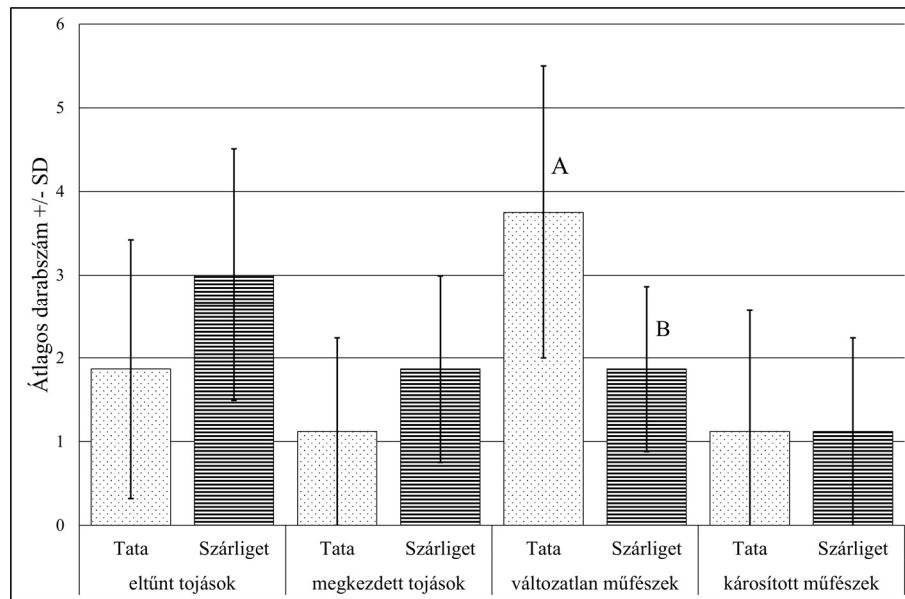
4. ábra A tavaszi műfészkes felmérés eredményei (átlagos darabszám ± szórás) Szárligeten és Tatán
 Figure 4. Results of the artificial nest monitoring (mean number ± SD) during Spring in Szárliget and Tata

A nyár folyamán kihelyezett műfészkek (5. ábra) esetében a két település értékeiben sem az eltűnt tojások (független kétmintás t-teszt: $t=1,077$, $df=8$, $p=0,297$), sem a megrágott, vagy madár által megkezdett tojások (független kétmintás t-teszt: $t=1,407$, $df=8$, $p=0,178$), sem az azt megelőző ellenőrzésekhez képest változatlan állapot esetében (független kétmintás t-teszt: $t=1,701$, $df=8$, $p=0,108$) sem a fészkek megrongálásában (független kétmintás t-teszt: $t=0,655$, $df=8$, $p=0,521$) nem kaptunk statisztikailag eltérő eredményeket.



5. ábra A nyári műfészkes felmérés eredményei (átlagos darabszám ± szórás) Szárligeten és Tatán
 Figure 5. Results of the artificial nest monitoring (mean number ± SD) during Summer in Szárliget and Tata

Az ősz folyamán kihelyezett műfészkek esetében a két település értékeiben sem az eltűnt tojások (független kétmintás t-teszt: $t=1,468$, $df=7$, $p=0,164$), sem a megrágott, vagy madár által megkezdett tojások (független kétmintás t-teszt: $t=1,332$, $df=7$, $p=0,204$), sem a fészkek károsításában (független kétmintás t-teszt: $t=0,00$, $df=7$, $p=0,999$) nem kaptunk statisztikailag eltérő eredményeket (6. ábra).



6. ábra Az őszi műfészkes felmérés eredményei (átlagos darabszám \pm szórás) Szárligeten és Tatán. Az eltérő nagybetűk szignifikáns különbséget jeleznek $p < 0,05$ szinten a két település adott eredményei között.
 Figure 6. Results of the artificial nest monitoring (mean number \pm SD) during autumn in Szárliget and Tata. The different capitals show significant difference in the given parameter between the two settlements, $p < 0,05$.

Ugyanakkor ebben az időszakban Tatán szignifikánsan több esetben nem volt változás az azt megelőző ellenőrzéshez képest, mint Szárligeten (független kétmintás t-teszt: $t=2,634$, $df=7$, $p=0,019$).

Megvitatás

Az eredmények jól igazodnak a szakirodalmakban leírtakhoz, mely szerint a nyestek rongálása tavasszal gyakoribb, ilyenkor az anyjukkal kóborló kölykök kíváncsiságból szinte mindent összeharapdálnak. A telefonkábeleket és más elektromos vezetékeket sem kímélik, s ezzel rövidzárlatot okoznak (Tóth 1999). A védekezés és riasztás szempontjából mindkét településen, az interneten terjedő praktikákkal (pl. vizes palack elhelyezése a gépjárművek körül) próbálkoznak a legtöbben (a valamilyen módon védekezők 77,7%-a védekezik vizes palackkal), amely sikertelen szokott lenni. Abban az esetben is, ha ultrahangos riasztó berendezésekkel védekeznek a károkozás ellen, nem mindig szokott hosszútávon is beválni. Legfőképp azért nem eredményesek ezek a módszerek, mert a nagy egyedsűrűség miatt egy másik állat hamar beköltözik az előző lakó helyére. Abban az esetben, ha elektromos kerítéssel védekeznek, az sem teljesen megbízható, mivel egy idő után hozzászoknak az egyedek. A leghatásosabb védekezési módszer, ha lezárjuk azokat a nyílásokat, amiket használnak (Kistler et al. 2013).

Mindkét településen a személygépjárműveket károsították a legtöbbit, és azon belül is a kábelek megrágásával okoztak leggyakrabban kárt. Az autókban elsősorban a gyújtás kábeleket, hűtővízvezetékeket és az egyéb gumi részeket esnek áldozatul (Heltai 2010). A kábelek megrágása területi viselkedésre vezethető vissza. Mivel az autók az egyik állat területéről a másikba közlekednek, így mindkét helyen megjelölik azt az állatot és ezek újbóli jelölésekhez/rágásokhoz vezetnek (Herr et al. 2009). Bár anyagilag ötezer forint alatti és húszezer forint feletti kárt is okoztak, ritkán jelentették be, és nem volt semmiféle intézkedés. Ebből arra lehet következtetni, hogy a lakosság az alacsony anyagi károk miatt inkább saját költségéből állja a javításokat, vagy nem megfelelő helyre jelenti be a károk keletkezését, illetve, hogy nincs rendezve az illetékesség köre (Heltai et al. 2016). Mivel a vadgazdálkodók felelősek jelenleg a kár megtérítésért a Polgári Törvénykönyv paragrafusai szerint (Heltai et al. 2016),

ezért nekik kellene szólni, azonban ők nem végezhetnek semmilyen tevékenységet a lakott területen belül, mivel az nem is része a vadgazdálkodási egységnek. Így inkább az önkormányzatnak lehetne bejelenteni, vagy a rendőrségnek, mivel a helyi rendőrkapitányság engedélye szükséges a lakott területen kárt okozó vad elejtéséhez (Heltai et al. 2016).

A Szárligeten kihelyezett szőrscsapdák nagy részét macskák keresték fel (kóbor/házi kedvenc), amiből következtethetünk a faj nagy populációjára a településen, de egyben az is állhat az eredmények mögött, hogy nem megfelelően lettek kihelyezve a csapdák, vagy rosszul volt megválasztva a helyszín, esetleg a csali nem igazodott eléggé a nyest táplálékválasztásához. A tatai szőrscsapdák eltűnése is jó példa rá, hogy a vadgazdálkodást, és az azokra irányuló kutatásokat mennyire megnehezítik a lakossági/emberi behatások.

A kihelyezett műfészkekben megkezdett tojásokat elsősorban macskák és madarak kezdték meg a fog és csőrnyomatok alapján, mely következhet úgyszintén a mindkét településen jelenlévő nagy macska és varjú populációból. A macskák és varjak aktív jelenlétére személyes megfigyeléseinkből következtettünk. Az eltűnt tojások esetében a kóbor kutyák jelenlétére és károkozásra lehet elsősorban következtetni. A kóbor kutyák a vadon élő kutyafélékhez hasonló ragadozó viselkedést folytatnak a vadon élő és a házi állatokkal szemben. Ahol a szabadon kóborló kutyák megjelennek ott a megfigyelések alapján, mind a vadállományban, mind a háztáji állatállományokban nagy károkat tudnak okozni (Wierzbowska et al. 2016). Másfelől a nyestek szempontjából feltételezni lehet, hogy a macskák és kutyák számára az utcákra kihelyezett eledel könnyebben megszerezhető élelemforrást jelent (mivel általában ugyanarra a helyre teszik ki), ezért nem keresték fel a kihelyezett fészkeket.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet minden szárligeti és tatai lakosnak, akik a kérdőívek kitöltésével hozzájárultak a kutatás létrejöttéhez.

Irodalom

- Csányi S., Heltai M. (szerk.) 2010: Vadbiológiai olvasókönyv. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 205p.
- Dudus, L., Zalewski, A., Koziol, O., Jakubiec, Z., Król, N. 2014: Habitat selection by two predators in an urban area: The stone marten and red fox in Wrocław (SW Poland). *Mammalian Biology* 79(1): 71–76.
- Heltai M. (szerk.) 2010: Emlős ragadozók Magyarországon, Mezőgazda Kiadó, Budapest. 240
- Heltai M., Antal Cs., Kovács F., Rác K., Csépanyi P., Nagy A., Csókás A., Schally G., Csányi S. 2016. A vaddisznó budapesti előfordulásának jogi és biológiai háttere I. *Erdészeti Lapok* 5: 154–156.
- Heltai M., Szócs E. 2008: Városi vadgazdálkodás. Jegyzet vadgazda mérnök szakos hallgatók részére. Szent István Egyetem, Vadgazda Mérnöki Szak, Gödöllő. 94 p.
- Herr, J., Schley, L., Roper, T. J. 2009: Stone martens (*Martes foina*) and cars: investigation of a common human-wildlife conflict. *European Journal of Wildlife Research* 55: 471–477.
- Kistler, C., Hegglin, D., von Wattenwyl, K. Bontadina, F. 2013: Is electric fencing an efficient and animal-friendly tool to prevent stone martens from entering buildings? *European Journal of Wildlife Research* 59: 905–909.
- Kurucz K. 2011: A különböző tojástípusok, mesterséges fészkek és a zavarás szerepe fészkeljpredációs vizsgálatok során. Doktori (PhD) értekezés, PTE, Pécs 103 p.
- Pataki G., Hubik M., Mitnyik J., Ányos L. 2014: Tata város szociális térképe. 97 p.
- Patkó L. 2017: Nem invazív monitoring módszerek fejlesztése emlős ragadozó fajok esetében. Doktori (PhD) értekezés, SZIE, Gödöllő, 115 p.
- Sheatsley, P.B. 1983: Questionnaire construction and item writing. In: Rossi, P.H., Wright, T.D. and Anderson, A.B. (Eds.): *Handbook of Survey Research*. Academic Press New York. 195–230. p.
- Szemethy L., Heltai M., Csányi S. 2000: A hazai szőrmés és szárnyas ragadozók helyzete az elmúlt évtizedekben a vadászati statisztikák és a monitoring programok alapján. *A Vadgazdálkodás Időszerű Tudományos Kérdései* 1: 51–61.
- Szócs E., Heltai M. 2009: Nyestek a városban. *Nimród* 97(4): 11–13.
- Tóth M. A. 1999: Az én odúm a te házad - A hódító nyest. *Élet és Tudomány* 19: 597–599.

Wierzbowska I., Hedrzak M., Popczyk B., Okarma H., Crooks K. 2016: Predation of wildlife by free-ranging domestic dogs in Polish hunting grounds and potential competition with the grey wolf. *Biological Conservation* 201: 1–9.

http 1: Magyarország állandó lakosságának száma az év első napján (2020. január 1.) XLS táblázat. Nyilvántarto.hu (Hozzáférés: 2021.03.10.)

SURVEY AND COMPARISON OF CONFLICTS ABOUT PRESENCE OF STONE MARTEN (*MARTES FOINA*) IN TWO TOWNS

Patrik PLANK, Zsolt BIRÓ

Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute for Wildlife Management and Nature
Conservation, Department of Wildlife Biology and Management
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: plankpatrik94@gmail.com

Keywords: Tata, Szárliget, questionnaire, hair trap, damages

The appearance of stone martens and the damage they cause in urban areas is becoming an increasingly investigated and talked about topic just as the appearance of other wild animals. Because of expanding cities and villages more and more species are finding shelter in human settlements which is causing an increasing number of conflicts between humans and predators. During our research we tried to measure the damage of stone martens in two inhabited settlements (Szárliget, Tata) using a survey. To complete the results of the questionnaire and to collect additional information about the urban occurrence of the predator species artificial nests and hair traps were used. We wanted to find answers to the following questions: A) when does the highest number of damaging occur, B) what is most frequently destroyed by the stone martens, and C) what is the difference in damage magnitude between a town and a village? As for prevention and capturing methods at both villages and cities, people tend to mostly use tips from the internet (e.g., placing water bottles around the vehicles) but these attempts proved unsuccessful. In both types of settlements, the martens caused the most damages in cars by biting the wires. The hair traps as well as the artificial nests were visited by cats, dogs and birds at Szárliget. The presence of stray cats and dogs is significantly based on the visits of the hair traps and artificial nests. The results of the survey confirmed the conclusions of Hungarian and foreign scientific publications about the urbanized distribution and damages of the stone marten.

A HEGYI GORILLÁK TERÜLETHASZNÁLATÁNAK SZEREPE AZ EBOLA TERJEDÉSÉBEN A VIRUNGA NEMZETI PARKBAN

JANTEK Renáta¹, KIEFER Adam², KATONA Krisztián¹

¹Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék

2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: renijantek@gmail.com; katona.krisztian@uni-mate.hu

²Virunga Nemzeti Park, Kongó

Kulcsszavak: *Gorilla beringei beringei*, főemlős, mozgáskörzet, térinformatika, Kongó

Összefoglalás: A gorillák az emberek legközelebbi élő rokonai a csimpánzok után, így az ebola és a többi járvány is ugyanolyan veszélyt jelent a gorillák számára. A Gorilla Doctors, a világon az egyetlen gorillák gyógyításával foglalkozó szervezet, ebola elleni vakcinákat rendelt a Virunga Nemzeti Parkban élő hegyi gorillák (*Gorilla beringei beringei*) számára, amit szükség esetén a leginkább veszélyeztetett családoknak szeretnének majd beadni. Azért, hogy az oltások beadását optimalizálni lehessen, vizsgáltuk, hogy 1) mekkora a gorillacsoportok éves mozgáskörzete, 2) melyik más csoportokkal van átfedésben az egyes családok mozgáskörzete és milyen mértékben, 3) milyen gyakran látogatnak a gorillák a park területén kívülre, ahol az emberektől való fertőződés kockázata nagyobb. A vizsgálatunkat a Virunga Nemzeti Parkban élő, jelenleg is mindennapos megfigyelés alatt álló, hat gorilla család adatai alapján végeztük. A helyi vadőrök által 2014 és 2018 között minden nap felvett GPS koordinátáik alapján térinformatikai elemzést végeztünk, melynek során Minimum Konvex Poligon becslési módszerrel jellemeztük az éves mozgáskörzetek méreteit és elhelyezkedését. A csoportok által használt otthonterületek átlagos nagysága 1368 ha és 4150 ha között volt. Bár a csoportokat vezető hímek védik a saját családjukat, az elemzésből kiderült, hogy a gorillák nem foglalnak territóriumot. A családok mozgáskörzete szinte az összes esetben átfedett egy másiknak a területével. Az átfedés mértéke 5% és 95% között mozgott, tehát igen eltérő lehet. A park területén kívül ritkán, évente 1-3 alkalommal jelentek meg a gorillák. Eredményeink figyelembevételével sikerebb oltási stratégia dolgozható ki, a megbetegedések a leírt családoknál könnyebben észlelhetőek, az oltások a veszélyeztetett családoknál célirányosan beadhatóak lehetnek.

Bevezetés

A hegyi gorilla (*Gorilla beringei beringei*) az IUCN besorolása szerint 2018-tól hivatalosan is átkerült a kritikusan veszélyeztetett besorolásból a veszélyeztetettek közé (Hickey et al. 2018, Centeri és Pottyondy 2009). Ez azt jelzi, hogy a hegyi gorillák állománya ma már növekvő tendenciát mutat, hála a vadőrök áldozatkész munkájának (Schiffmann 2016), ám létszámuk növekedése erősen korlátozott (Caillaud et al. 2020). Ezt az alacsony egyedszámot részben a gorillák szociális viselkedése, lassú szaporodóképessége, az élőhelyük nagymértékű csökkenése, az orvvadászok tevékenysége, valamint a fertőző betegségek okozzák.

A Kongói Demokratikus Köztársaságban jelenlévő ebola vírus a hegyi gorillákat ugyan még nem érte el, viszont őket is ugyanúgy fenyegeti a veszélye, mint az embereket (Rizkalla et al. 2007). Korábbi kitörések csimpánzok és gorillák populációit pusztították el. A Zaire ebolavírus kitörése során 2002 és 2003-ban Kongó és Gabon határa mentén, a 143 gorillából 130, amelyet a kutatók akkor megfigyeltek, eltűnt. Egy másik járvány kitörésekor kissé távolabb délre, ugyanebben az időszakban a 95 gorillából 91 tűnt el. Sok tetemet később fedeztek fel, és a tesztek alapján pozitívak voltak a vírusra. A keleti (*Gorilla beringei*) és nyugati síkvidéki gorilláknak (*Gorilla gorilla gorilla*) több mint a felét pusztította el a járvány akkoriban (Bermejo et al. 2006). Hasonló események elkerülése érdekében a ruandai központú Gorilla Doctors, eredeti nevén Mountain Gorilla Veterinary Project, nonprofit szervezet ebola elleni oltásokat rendelt a gorillák számára. Ahhoz, hogy ezeket a vakcinákat a megfelelő csoportoknak, a megfelelő időben tudják majd beadni, ismerniük kell a mozgáskörzeteik nagyságát, elhelyezkedését, átfedéseit egymással.

A hegyi gorillák viselkedését először Schaller (1963) és Fossey (1977) tanulmányozta és írta le részletesebben. Akkoriban viszont még igen kevés információ állt rendelkezésre arról,

hogy a szomszédos csoportok mozgáskörzetei átfednek-e egymással, valamint hogyan mozognak a hegyi gorillák saját élőhelyükön. Azóta többen foglalkoztak már a faj területhasználatának a kutatásával (pl. Seiler et. al, 2017, Van Gils és Kayijamahe 2010) a Bwindi valamint a Volcanoes Nemzeti Parkban is. Jelen kutatásunkban a Virunga Nemzeti Parkban élő 8 jelenleg is megfigyelés alatt álló gorillacsalád területhasználatát elemeztük azért, hogy átfogó képet kapjunk arról, hogy hogyan mozognak a hegyi gorillák az élőhelyükön. Vizsgálati eredményeink segítségével információkat kapunk arról, hogy milyen eséllyel terjedhet a családok között vagy emberről gorillára az ebola és más vírusok, illetve a terület mely pontjain a legesélyesebb a fertőző betegségek átadása. Ezt felhasználva hozzájárulhatunk a Gorilla Doctors munkájához, egy hatékonyan működő ellenoltási stratégia kialakításához a Virunga Nemzeti Parkban élő hegyi gorillák számára. Vizsgálati kérdéseink a következők voltak:

- Mekkora a gorillacsaládok éves mozgáskörzete?
- Melyik családoknak fed át a mozgáskörzete és milyen mértékben?
- Milyen gyakran jelennek meg a gorillák a park területén kívül, a helyi lakosok által használt települések környékén, mezőgazdasági területeken?

Anyag és módszer

Vizsgálati terület

A Virunga Nemzeti Parkot, ahol vizsgálatainkat végeztük, 1925-ben alapították Albert Nemzeti Park néven. Ez volt a legelső nemzeti park, amit az afrikai kontinensen létrehozta. A Kongói Demokratikus Köztársaság keleti részén található park elsődleges célja a Virunga hegységben élő hegyi gorillák védelme.

A Virunga Nemzeti Park területe összesen 7800 km², ami három részből áll: északi-, közép- és déli szektorból. Északon teljesen a Rwenzori-hegységig húzódik, középtájon található az Edward-tó, az Ishasha-folyóvölgy, valamint a Rwindi-síkság. A déli szektora a legismertebb a tipikus esőerdei dzsungeléről, a jelenleg is aktív vulkánjairól és persze az ott élő hegyi gorillákról. A dzsungelés terület, ahol a gorillák élnek, körülbelül 255 km².

A gorillák élőhelyéül szolgáló Virunga-hegységet négy holocén vulkán alkotja: a Mikeno, ami a kongói területen helyezkedik el, a Karisimbi és a Visoke, amelyek Kongó és Ruanda között terülnek el, valamint a Sabinyo, ami Ruandával és Ugandával is közös. Hűvös, párás éghajlat jellemzi a térséget. A teljes ökoszisztémát a kelet-afrikai montán növényföldrajzi régió tipikus vegetációzónái jellemzik. Átmeneti erdős övezet található 1300–1700 m magasság között. Ezt követi a hegyi erdős övezet 1700–2300 m magassági szinteken. Az ez után következő két zóna igen fontos a gorillák számára. A Hagenia-Hypericum öv, ami vegyes erdős övezet, 2600–3200 m magasság között található (Rheinwald 2000). A *Hagenia abyssinica* a Mikeno, Karisimbi és Visoke hegységek nyugati oldalán jelenik meg, míg a *Hypericum lanceolatum* a keleti oldalon dominál. Egyik sem alkot teljesen zárt lombkorona szintet, lehetővé téve ezzel, hogy gazdag lágyszárú foltok keletkezzenek. A másik övezet pedig a bambusz zóna, ami 2300–3000 m magasságban jelenik meg. Itt az *Arundinaria alpina* dominál. Kissé alacsonyabban fejlődve, de zárt lombkorona szint mellett is megjelenik. Ez az övezet csak időszakosan tudja táplálékkal ellátni a gorillákat, ugyanis az általuk kedvelt bambuszrügyek csak évi öt hónapon keresztül elérhetőek (Weber és Vedder 1983). A park határát a gorilla szektorban végig kerítés védi. Ez egyrészt azért van, hogy megvédjék a területet az illegális erdőirtástól, másrészt a gorillákat is jó eséllyel bent tudja tartani a park területén.

Terepi adatgyűjtés

A parkban a gorillacsaládok mindennapos megfigyelés alatt állnak. Mindegyik gorilla a születésekor saját nevet kap, általában az egyik elhunyt vadőr után nevezik el őket, hogy így emlékezzenek meg kemény munkájukról (Kambale 2019, szóbeli közlés). A gorillák orrlenyomata, azaz az orrlyukak formája, valamint az orrukon található mélyedések mintázata segítenek abban, hogy megkülönböztessük egymástól az egyedeket (Fossey 1983).

A vadőrök minden egyes nap kimennek az erdőbe és GPS segítségével felméri, hol találhatóak éppen a gorillák, és később ezeket ArcGIS rendszerben rögzítik. A családoknak nagyjából napi 8 km²-es mozgáskörzetük van, ezért is fontos, hogy mindennap kimenjenek felmérni őket, különben könnyen szem elől téveszthetők a sűrű dzsungelben. Emellett nagyon fontos, hogy ezen a területen a vadőrök felkutassák az orrvadászok által kitett csapdákat és megsemmisítsék azokat. További célja a folyamatos megfigyeléseknek a gorillák egészségügyi állapotának felmérése. A vadőröknek minden egyes nap jelenteniük kell a központban, hogy van-e beteg egyed a csoportban. A cikk első szerzője (Jantek R.) 2017-től személyesen is részt vett a gorillák nyomonkövetésében, továbbá Magyarországról is segítette a nemzeti parkot a térinformatikai adatok rögzítésében és elemzésében.

Az elemzésünkbe bevont, nyolc, jelenleg is monitoring alatt álló család a Bageni, Mapuwa, Kabirizi, Humba, Lulengo, Munyaga, Rugendo és a Nyakamwe (1. táblázat).

1. táblázat Gorillacsaládok ivari és korosztályi összetétele
Table 1. Sex and age structure of gorilla groups investigated

Család	Ezüsthátú 12+ év	Feketehátú 8-12 év	Felnőtt nőstény 8+ év	Fiatal felnőtt 6-8 év	Fiatal 3,5-6 év	Csecsemő 0-3,5 év	Összesen
Bageni	3	-	10	2	7	7	29
Mapuwa	3	1	6	1	5	4	20
Kabirizi	3	-	4	7	1	3	18
Nyakamwe	2	1	4	2	1	2	12
Humba	2	-	3	1	1	3	10
Rugendo	4	-	2	1	1	2	10
Lulengo	1	-	3	1	4	1	10
Munyaga	3	-	2	-	2	2	9

A Rugendo és a Nyakamwe csoport adatai hiányosak voltak, nem állt rendelkezésre eleendő lokalizációs pont a tartózkodási helyeikről, ezért ennek a két családnak csak térképen jelenítettük meg a területhasználatát, de a legtöbb elemzésbe nem tudtuk őket bevonni.

Adatelemzés

A területhasználat és mozgáskörzet elemzésére az ArcGIS 10.3 térinformatikai programot használtuk. A rendelkezésünkre álló ötéves (2014–2018) lokalizációs adatot közvetlenül a Virunga Nemzeti Parktól kaptuk meg. A térképeinkhez felhasznált légi felvételeket a Jane Goodall Institute szolgáltatja a park számára.

A csoportok mozgásának és általuk évenként használt terület nagyságának kiszámításához a Minimum Konvex Poligon becslést (Burt 1943) alkalmaztuk. Bár vannak újabb módszerek is, azért választottuk ezt, mert hasonló kutatásokban is ezt az eljárást használják főemlősök mozgáskörzet méret vizsgálatához (pl. Ganas és Robbins 2005). Emellett ez a módszer minden lokalizációs pontot, még a magterülettől erősen kiesőket is figyelembe veszi, ami a kérdéseink szempontjából fontos volt, hiszen a betegségek terjedésében egyetlen kiugró lokalizáció is nagy szerepű lehet, mint gorilla-gorilla vagy gorilla-ember találkozási hely. A térképen jelölt

lokalizációs pontok közül a legkülső észlelési pontok összekötésével egy olyan területet határoltunk körül, amely befoglalja az összes észlelési pontot. Ezzel a módszerrel a lehető legnagyobb területet fedtük le, ahol valamikor előfordult az adott gorillacsalád.

A kapott poligonok felhasználásával kiszámoltuk, hogy mekkora területet fednek le családonként és évenként, majd mindegyik családra az öt éves mozgáskörzet értéket átlagoltuk.

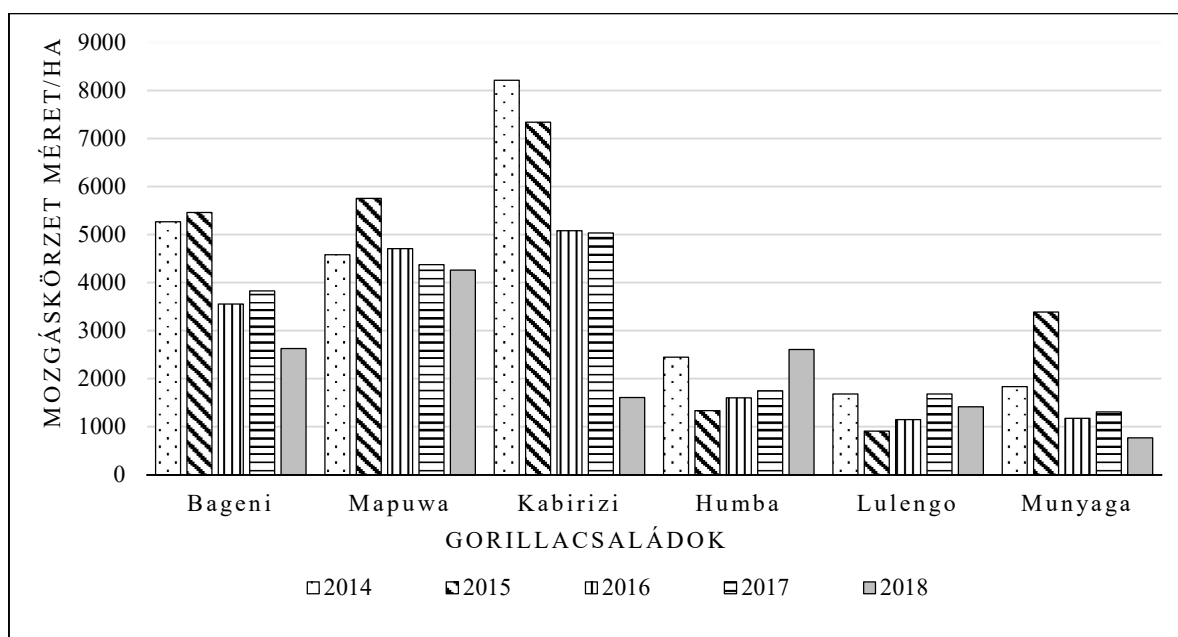
A mozgáskörzetekből minden évre és családra kiszámoltuk az egyes családok otthonterületének a százalékos átfedéseit is.

A lokalizációs pontok elhelyezkedése alapján megnéztük azt is, hogy évente hány alkalommal el a park területét a gorillák, olyan területeken (falvak környéke, mezőgazdasági területek) megjelenve, ahol emberekkel találkozhatnak, és tőlük fertőződhetnek.

Az adatsorok normál eloszlását Kolmogorov-Smirnov teszttel vizsgáltuk. A családméret és a mozgáskörzet méret kapcsolatát Pearson-korrelációval elemeztük. A családok éves mozgáskörzeteinek átlagát és a családok éves mozgáskörzeteinek átfedését ismételt méréses ANOVA-teszttel, majd Tukey-Kramer post-hoc tesztekkel hasonlítottuk össze (Hazra és Gogtay 2016).

Eredmények

A Virunga Nemzeti Park területén élő hat, részletesen kielemezett hegyi gorilla család 2014 és 2018 közötti időszakban mért mozgáskörzet méreteit az 1. ábra mutatja.



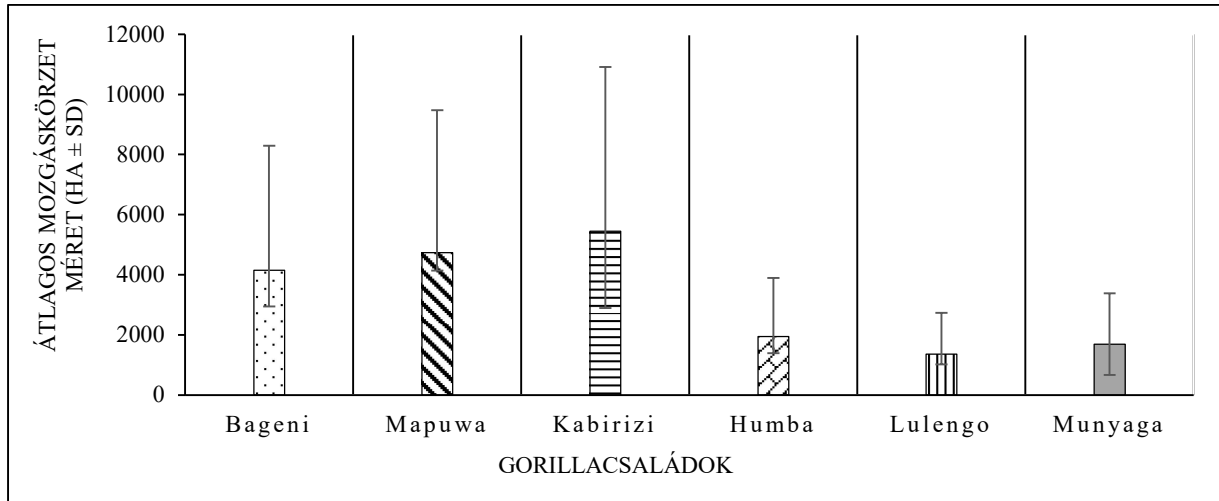
1. ábra Gorillacsaládok éves mozgáskörzetének mérete
Figure 1. Yearly home range sizes of mountain gorillas

Minimum Konvex Poligon módszerrel becsülve a Kabirizi család használta az összes közül a legnagyobb méretű mozgáskörzetet. Ez 2014-ben 8220 ha volt, ám 2018-ban jelentősen csökkent a mérete, 1610 ha-ra.

A Bageni család 2014-es mozgáskörzete 5270 ha volt. Ez is később szinte minden évben visszaesést mutatott, és 2018-ban már csak 2630 ha volt a használt területük. A Mapuwa család relatív nagyobb méretű mozgáskörzete viszont szinte mindegyik évben hasonló volt, 4270–5760 ha között alakult.

A Humba, Lulengo és Munyaga család mozgáskörzetei viszonylag kisebbek voltak a másik három családéhoz képest, éves kiterjedésük 770–3390 ha között mozgott.

A gorillacsaládok öt éves mozgáskörzetének átlagait a 2. ábra mutatja.

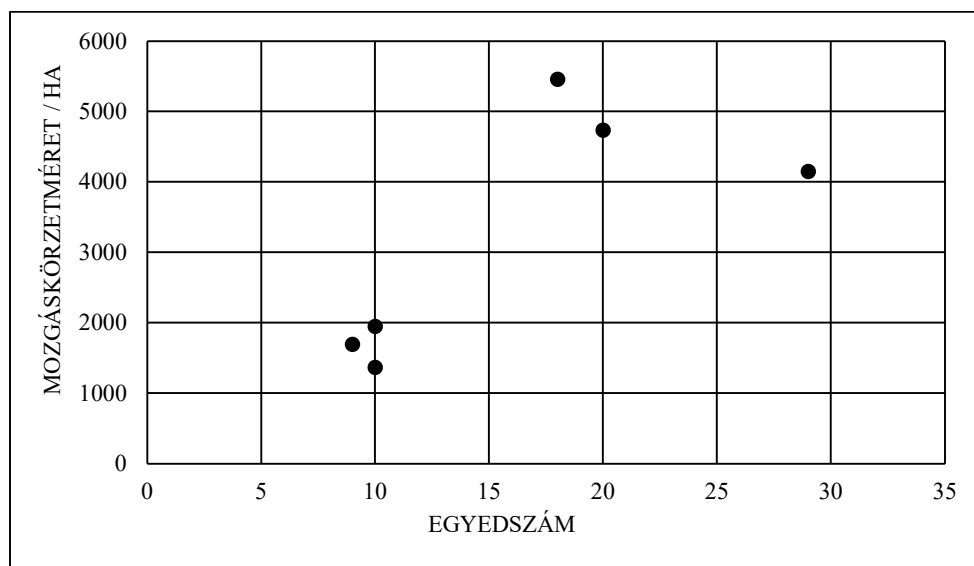


2. ábra Gorillacsaládok éves mozgáskörzetének átlaga és szórása
 Figure 2. Average yearly home range sizes of mountain gorillas (\pm SD)

A családok átlagos éves mozgáskörzet méretei egymástól szignifikánsan eltértek (ismételt mérés ANOVA: $F(5,4)=12,35$, $p<0,0001$). A Kabirizi, Mapuwa és a Bageni család éves mozgáskörzete jelentősen nagyobb, mint a Humba, Munyaga és Lulengo családé (Tukey-Kramer post-hoc teszt: $p<0,05$, kivéve Bageni és Humba között: ns.).

A legnagyobb átlagos mozgáskörzettel (5460 ha) a Kabirizi család rendelkezett. A legkisebb otthonterületet (1370 ha) a Lulengo család használta.

Az 1. táblázatban bemutatott családokon belüli egyedszámokat figyelembe véve jól látható, hogy bár a Bageni család az egyik legnagyobb, összesen 29 egyeddel, ám ez még nem jelenti azt, hogy nekik a legnagyobb a mozgáskörzetük. Hasonlóan, bár a Kabirizi családnak van a legnagyobb átlagos mozgáskörzete, az egyedszámok alapján csak a harmadik legnagyobb család (18 gorilla). Összességében tehát nincs jelentős összefüggés a családok mérete és az általuk használt éves mozgáskörzet átlagos nagysága között (Pearson-korreláció: $n=6$, $r=0,25$, $p=0,16$) (3. ábra).



3. ábra Gorillák család- és mozgáskörzet méretei közötti kapcsolat
 Figure 3. Relationship between family and yearly home range sizes of gorillas

A mozgáskörzetek átfedései alapján elmondható, hogy mindegyik család találkozhatott valamelyik másik családdal, a fertőzések terjedése szempontjából egyik család sincsen teljesen elszigetelve. Vannak olyan családok, amelyek mozgáskörzete egyáltalán nem fed át egymással, a park különböző területein élnek. Emellett vannak olyan csoportok is, amelyek mozgáskörzete átfed, de találkozásról nincsen adat, ugyanis nem ugyanabban az időpontban tartózkodtak azonos területeken, ami a találkozások lehetőségét viszont nem zárja ki.

A 2. táblázat foglalja össze, hogy az egyes családok mozgáskörzetének mekkora része fed át egy másik családdal.

2. táblázat Gorillacsádok mozgáskörzet átfedéseinek éves átlaga és szórása. (Az oszlopokban jelzett családok mozgáskörzete hány %-ban fed át a sorokban jelzett családokéval.)

Table 2. Yearly overlap (%) of home ranges of different gorilla families. (What is the percentage proportion of the home ranges of the families in columns with the families in rows.)

Mozgáskörzetek átfedése (%)						
	Humba	Kabirizi	Lulengo	Mapuwa	Munyaga	Bageni
Humba	-	17,7 ± 11,1	-	-	33,7 ± 17,6	16,9 ± 13
Kabirizi	45,1 ± 28,8	-	-	-	33 ± 26,7	74,2 ± 30,8
Lulengo	-	-	-	28,4 ± 9,5	-	-
Mapuwa	-	-	95,5 ± 6,1	-	-	-
Munyaga	21,1 ± 20,9	10 ± 6,5	-	-	-	5 ± 5,3
Bageni	37,2 ± 29,6	57 ± 15,3	-	-	10 ± 12,9	-

A családok mozgáskörzeteinek átfedése szignifikánsan eltért egymástól (ismételt méréses ANOVA: $F(13,4) = 1198$, $P < 0.0001$). A legnagyobb átfedést a Lulengo család mutatta, mivel a mozgáskörzetének 95,5%-a a Mapuwa családn belül volt, viszont megfordítva már csak 28,4%-os volt az átfedés. A Bageni és Kabirizi család esetén már mindkét irányban viszonylag magas átfedést találtunk (74,2% ill. 57%). Látható az is, hogy a Humba, a Kabirizi, a Munyaga, és a Bageni csoport mozgáskörzete szinte minden évben valamilyen mértékű átfedésben volt egymással a vizsgált öt évben, azaz egy családnak akár több másik családdal is átfedhet a használt otthonterülete. A Lulengo és a Mapuwa család mozgáskörzete ezektől távolabb esett, a két családnak a mozgáskörzete kizárólag egymással, és igen nagymértékben, volt átfedésben.

A lokalizációs pontok térképi megjelenítése alapján mindegyik csoport járt a vizsgált években legalább egyszer a nemzeti park területén kívül, azonban ennek gyakorisága igen alacsony, jellemzően családonként évente maximum egy-két alkalom (3. táblázat).

3. táblázat Gorillacsádok megjelenése a Virunga Nemzeti Park területén kívül
Table 3. Appearance of gorillas beyond the borders of the Virunga National Park

A nemzeti park területén kívüli lokalizációk száma						
	Humba	Kabirizi	Lulengo	Mapuwa	Munyaga	Bageni
2018	-	-	-	-	-	-
2017	-	-	-	-	2	2
2016	-	-	2	-	-	2
2015	1	-	-	-	1	3
2014	-	1	-	1	-	1

A legnagyobb távolság, amit megtettek a nemzeti park területén kívül, a park szélén húzó kerítéstől kb. 650 méter volt.

Megvitatás

Elemzésünkkel arra kerestük a választ, hogy mekkorák és egymáshoz képest hogyan helyezkednek el a gorillacsádok által használt területek a Virunga Nemzeti Parkban. A mozgáskörzetek méretei megfelelnek a várt nagyságrendeknek. Míg Fossey és Harcourt (1977) szerint a hegyi gorillák mozgáskörzete 400 és 1200 ha közé tehető csak, addig az ugandai Bwindi Impenetrable Nemzeti Parkban végzett kutatás (Robbins és McNeilage 2003) azt mutatja, hogy ha nem a cellarácsos elemzést („Grid square method”) használjuk, hanem a Minimum Konvex Poligon módszert, akkor látványosan nagyobb eredményeket kapunk. Ez azért is van, mert ezt a technikát alkalmazva, olyan terület is beleesik a becsült mozgáskörzet tartományba, ahol nem jelentek meg a gorillák a felmérés során. A cellarácsos módszer alkalmazása leginkább akkor hasznos, ha az otthonterületen belüli élőhelyhasználatot szeretnénk vizsgálni, míg az MKP alkalmasabb a mozgásterületek kiszámításához. Ez megmagyarázza, hogy az általunk vizsgált családoknak miért magasabb az éves mozgáskörzet mérete Fossey és Harcourt (1977) felméréséhez képest.

Ahogy ez várható volt, az egyes gorillacsoportok otthonterülete nagy átfedést mutathat egymással és több másik családdal is használhatnak közös élőhelyi foltokat. Ezt alátámasztják a helyi vadőrök, ill. az elsőszerző (Jantek R.) helyi tapasztalatai, és korábbi vizsgálatok is. Dian Fossey 1974-es kutatásában is leírta, hogy az általa elemzett csoportok között voltak olyanok, amik a kedvező táplálékkínálat miatt gyakran használták ugyanazon területeket. Vizsgálatunkban a legkisebb átfedés 5%, míg a legnagyobb 95,5% volt. Annak ellenére, hogy nagyfokú lehet az otthonterületek átfedése a szomszédos csoportok között, a csoportok közötti találkozások ritkán fordulnak csak elő. Ezt bizonyítja egy 2017-es kutatás is, amit szintén a Bwindi Impenetrable Nemzeti Parkban végeztek, miszerint a családok nagyrészt kölcsönösen kizárják egymást a magterületükről (Seiler et al. 2017).

Két család volt, amelyik csak egymással érintkezhetett a vizsgált öt évben, a Lulengo és a Mapuwa. Ha a két család valamelyike kap el egy fertőző betegséget, akkor könnyebb dolga van a gorilla doktoroknak az ellenoltások beadásával kapcsolatban. A Rugendo család, amelyik mozgáskörzetét adathiány miatt nem vizsgáltuk, szintén azon a területen mozoghat, amerre az előzőleg említett két család, így őket is figyelembe kell venni majd az esetleges beavatkozásoknál. A Rugendo család lehet az esetleges kapcsolódási pont a Lulengo és Mapuwa valamint a többi gorillacsád között is. A Humba család a Munyaga, a Bageni és a Kabirizi családdal mozog főként egy helyen. Ez a négy család mozgáskörzete szinte minden évben átfedett egymással. A Nyakamwe család, akinél szintén nem tudtunk mozgáskörzet méretet számolni, ugyancsak ez a négy család területénél mozoghat a meglévő adatok alapján.

A területen más gorillacsádok is élnek, amik egyáltalán nincsenek megfigyelés alatt, tehát nincsenek az emberekhez sem hozzászokva, valamint előfordulhat, hogy az ugandai és ruandai részről érkeznek családok a kongói területre. Ezeknek a családoknak a megjelenése hatással lehet az ellenőrzés alatt lévő családokra.

Az általunk készített térképekről azt is jól láttuk, hogy a családok bár nem gyakran, de elhagyhatták a park területét és a környező apró falvakba vagy a mezőgazdasági területekre jutottak el. Az, hogy egy család egyedei mezőgazdasági területen jelentek meg a felmérés során és nem falvakban, még nem jelenti azt, hogy ez veszélytelen számukra. A mezőgazdasági területeken rengeteg ember dolgozik nap mint nap, ami szintén egy potenciális veszélyforrás lehet. A gorillák kedvelik a kukoricát, így, ha kukoricatábla van a közelben, előszeretettel keresik azt fel (Anthony Caere, szóbeli közlés). A helyi lakosok nem félnek a gorilláktól, sőt tisztelik őket. Olyan esetekben, amikor a településeken észlelik a gorillák jelenlétét, az emberek tájékoztatják a vadőröket, akik végül segítik a gorillák visszajutását az erdőbe.

A mozgáskörzetekkel kapcsolatos eredményeink és a vadőrök által folyamatosan gyűjtött pontos lokalizációk alapján sikeresebb oltási stratégia dolgozható ki, a megbetegedések a leírt

családoknál könnyebben észlelhetőek, az oltások a veszélyeztetett családoknál célirányosan beadhatóak lehetnek.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk a Virunga Nemzeti Park munkatársainak, akik önfeláldozó munkával védik a hegyi gorillákat és gyűjtik róluk az adatokat.

Irodalom

- Bermejo, M., Rodríguez-Teijeiro, J. D., Illera, G., Barroso A., Vilá, C., Walsh, P. D. 2006: Ebola outbreak killed 5000 gorillas. *Science* 08 dec 2006: 1564
- Burt, W.H. 1943: Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24(3): 346–352.
- Caillaud, D., Eckardt, W., Vecellio, V., Ndagijimana, F., Mucyo, J-P., Hirwa, J-P., Stoinski, T. 2020: Violent encounters between social units hinder the growth of a high-density mountain gorilla population. *Science Advances* 6(45): eaba0724.
- Centeri Cs., Pottyondy Á. 2009: A világ természetvédelmének története 1951 és 1955 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 7(1): 175–189.
- Fossey, D. 1974: Observations on the home range of one group of mountain gorillas (*Gorilla gorilla beringei*), *Animal Behaviour* 22(3): 568–581.
- Fossey, D., Harcourt, A.H. 1977: Feeding ecology of free-ranging mountain gorilla (*Gorilla gorilla beringei*). In: *Primate ecology: studies of feeding and ranging behaviour in lemurs, monkeys and Apes* 415–447 (ed.: Clutton-Brock, T.H.) Academic Press
- Fossey, D. 1983: *Gorillas in the Mist*. Houghton Mifflin Company
- Ganas, J., Robbins, M. 2005: Ranging behavior of the mountain gorillas (*Gorilla beringei beringei*) in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda: A test of the ecological constraints model. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 58: 277–288.
- Hazra, A., Gogtay, N. 2016: Biostatistics Series Module 2: Overview of Hypothesis Testing. *Indian Journal of Dermatology* 61(2): 137–145.
- Hickey, J.R., Basabose, A., Gilardi, K.V., Greer, D., Nampindo, S., Robbins, M.M., Stoinski, T.S. 2018: *Gorilla beringei ssp. beringei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T39999A17989719.
- Rheinwald, G. 2000: Isolated vertebrate communities in the tropics. *Proc. 4th Int. Symp., Flora and vegetation of Afromontane region in Central and East Africa, Bonner Zoologische Monographien* 121–129.
- Rizkalla, C., Blanco-Silva, F., Gruver, S. 2007: Modeling the impact of ebola and bushmeat hunting on western lowland gorillas. *EcoHealth* 4: 151–155.
- Robbins, M.M., McNeilage, A. 2003: Home range and frugivory patterns of mountain gorillas in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *International Journal of Primatology* 24: 467–491.
- Seiler, N., Boesch, C., Mundry, R., Stephens, C, Robbins, MM. 2017: Space partitioning in wild, non-territorial mountain gorillas: the impact of food and neighbours. *Royal Society Open Science* 4(11): 170720.
- Schaller, G. B. 1963: *The Mountain Gorilla - Ecology and Behavior*. University of Chicago Press. p. 431 pages.
- Schiffman, R. 2016: We risk our lives daily for Virunga National Park. *New Scientist* 231(3086): 38–39.
- Van Gils, H., Kayijamahe, E. 2010: Sharing natural resources: mountain gorillas and people in the Parc National des Volcans, Rwanda. *African Journal of Ecology* 48(3), 621–627.
- Weber, A.W., Vedder, A. 1983: Population dynamics of the Virunga gorillas: 1959–1978. *Biological Conservation* 26(4): 341–366.

THE ROLE OF HOME RANGE USE OF MOUNTAIN GORILLAS IN THE SPREAD OF EBOLA IN THE VIRUNGA NATIONAL PARK

R. JANTEK¹, A. KIEFER², K. KATONA¹

¹Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute for Wildlife Management and Nature Conservation, Department of Wildlife Biology and Management

2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: renijantek@gmail.com; katona.krisztian@uni-mate.hu

²Virunga National Park

Keywords: *Gorilla beringei beringei*, Primates, home range, GIS, Congo

Gorillas are the closest living relatives of humans after chimpanzees, so ebola and other epidemics can pose the same threat to gorillas. Gorilla Doctors, the only gorilla healing organization in the world, has ordered ebola vaccines for mountain gorillas (*Gorilla beringei beringei*) in Virunga National Park, which they will want to give to the most vulnerable families, if needed. In order to optimize the vaccination process, we examined 1) the annual home range size of gorilla groups, 2) which groups obtain overlapping home ranges and to what extent, 3) how often gorillas visit outside the park area, where the risk of infection from human is higher. Our study was performed on the basis of data from six gorilla families living in the Virunga National Park, which are still under daily monitoring. Based on their GPS coordinates recorded daily by local rangers between 2014 and 2018, we performed a GIS analysis, during which we characterized the size and location of the annual home ranges using the Minimum Convex Polygon estimation method. The average size of home ranges used by the groups was between 1368 ha and 4150 ha. Although the males leading the groups protect their own families, the analysis revealed that the gorillas do not occupy territory. In many cases, the home ranges of the families overlapped with each other. Average overlaps ranged from 5% to 95%. Gorillas rarely appeared outside the park area, only 1-3 times a year per family. Taking into account our results, a more effective vaccination strategy can be developed, the diseases can be detected more easily in the described families, and the vaccines can be given purposefully in the vulnerable families.

ŐZEK ÁLLOMÁNYSŰRŰSÉG-BECSLÉSI MÓDSZEREINEK ÖSSZEHASONLÍTÁSA

TÓTH Gergely, KATONA Krisztián

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Vadbiológiai és
Vadgazdálkodási Tanszék
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1., e-mail: tothgergely0148@gmail.com; katona.krisztian@uni-mate.hu

Kulcsszavak: európai őz, *Capreolus capreolus*, állománybecslés, nappali sávtranszekt, reflektor, hőkamera

Összefoglalás: Az európai őz (*Capreolus capreolus*) állománya Európában és hazánkban is folyamatosan növekszik. A fajjal történő eredményes vadgazdálkodás és az őzhöz kapcsolódó konfliktusok (vadkár, vadelütés) mérséklése érdekében fontos, hogy minél pontosabban ismerjük az állománysűrűség változásainak mértékét. A bioindikátorokra alapozott, alkalmazkodó őzgazdálkodás elvei nagyban segíthetnék az alföldi vadászatra jogosultak munkáját, ehhez azonban megfelelő módszerekkel gyűjtött adatok szükségesek. A vadgazdálkodásban megjelenő új eszközök, mint pl. a hőkamera, új lehetőségeket jelenthetnek az őzállományok tudományos alapon végzett pontosabb felmérésében. A bemutatott vizsgálatban a nappali sávtranszektben (0–500 m) és éjszakai reflektoros sávtranszektben (0–250 m) történő teljes számlálás, valamint a hőkamerával, megfigyelési pontokról két eltérő távolságra végzett mintaterületes teljes számlálás eredményeit hasonlítottuk össze őz esetében három - a 101. Tiszazugi Vadgazdálkodási Tájégségben található - apróvadás, alacsony erdőszűlségű, sík vadászterületen. A hőkamera reflektornál nagyobb megfigyelési távolságon történő használhatóságát a 0–250 m és a 250–500 m távolsági osztályok összevetésével vizsgáltuk. A becslési eljárásokat öt napon keresztül végeztük el. A négy becslési eljárás közül az éjszakai reflektoros sávtranszekt módszer (18,7 egyed/100 ha; $s=5,2$; $n=5$) adta a legmagasabb, míg a nappali sávtranszekt módszer (11,5 egyed/100 ha; $s=3,6$; $n=5$) a legalacsonyabb egyedsűrűség értéket. A hőkamerás becslési értékek a kettő között helyezkedtek el (0–250 m-en: 17,7 egyed/100 ha; $s=6,3$; $n=5$; 0–500 m-en: 11,6 egyed/100 ha; $s=6,4$; $n=5$). Az utólagos páronkénti összehasonlító tesztek alapján a becslési módszerek között statisztikailag nem volt szignifikáns különbség. A hőkamerás eljárás esetében a 250–500 m távolsági osztályban kevesebb, mint a fele (8,7 egyed/100 ha; $s=13,9$) volt az észlelt egyedsűrűség a 0–250 m távolsági osztályhoz képest; azaz a hőkamerával látott egyedek száma jelentősen csökkent a reflektor hatótávolságán túl. A legkisebb szórást a nappali sávtranszekt eljárás adatai mutatták, de ez a módszer az őz nappali inaktivitása és táplálkozási szokásai miatt alulbecslést eredményezhet. A vadászatra jogosultak számára a minimum állománysűrűség meghatározására az éjszakai reflektoros eljárás és a hőkamerás eljárás 0–250 m között egyaránt javasolható. Humán erőforrás- és időigényük hasonló, elsősorban a hőkamera magas bekerülési költsége mérlegelendő szempont.

Bevezetés

Az európai őz (*Capreolus capreolus*) a leggyakrabban előforduló és legelterjedtebb szarvasféle Európában (Burbaite és Csányi 2010). Az őz Magyarországon is a legnépesebb állományú nagyvad faj, aminek vizsgálatát indokolja az utóbbi évtizedekben jelentősen megnőtt elterjedési területe és populációsűrűsége (Ernhaf 1996). A magyarországi őzállomány nagysága gazdasági és vadászati szempontból is figyelemre méltó, mivel az egyetlen olyan tróféás nagyvad fajunk, amely a legtöbb magyar vadász számára elérhető (Csányi és Szidnai 1994). A magyar őzállomány hivatalos létszámát a vadászatra jogosultak által becsült létszám adja, ami az elfogadott létszámbecslési eljárások alkalmazásának hiánya miatt erősen megkérdőjelezhető (Majzinger 2009). Marcon et al. (2019) szerint az állomány nagyságának pontos becslése kiemelten fontos a hatékony őzgazdálkodás érdekében. Az állomány nagyságát csak független becslések elvégzésével lehetne megfelelően meghatározni (Csányi és Szidnai 1994). A jelöletlen egyedekből álló vadállományok csupán megfigyelésen alapuló becslése mindig alulbecslést fog eredményezni (Andersen 1953, Strandgaard 1967).

A hazai vadászatra jogosultak nagy része nem végez tudományosan megalapozott becslést az őzállományra vonatkozóan. Az éves vadgazdálkodási becslés és terv elkészítése során

jelentett létszámok gyakran vélekedésen alapulnak vagy a pénzügyi terv alapján határozzák meg. Az állomány nagyságok pontosabb ismerete viszont szükséges lenne a különböző vadgazdálkodási tervezési szinteken a fajjal történő eredményes gazdálkodás és az özhöz kapcsolódó konfliktusok (vadkár, vadelütés) mérséklése érdekében. A bioindikátorokra alapozott, alkalmazkodó özgazdálkodás elvei (Csányi és Majzinger 2018, Morellet et al. 2007) nagyban segíthetnék az alföldi vadászatra jogosultak munkáját, ehhez azonban megfelelő módszerekkel gyűjtött adatok szükségesek.

Nincs olyan univerzális állománybecslési módszer, amely olcsón elvégezhető, minden élőhelyi körülmény esetén használható, valamint megfelelő pontosságot és megbízhatóságot is ad. A választható állománybecslési módszert a körülmények, a környezet jellege, a lehetséges költségek és az állománybecsléstől elvárt pontosság mértéke határozza meg (Čečko 2016). A populáció rekonstrukció (Ratcliffe és Mayle 1992, Csányi és Tóth 2000, Csányi 2002, Majzinger 2009) és a jelölés-visszafogás (Petersen 1986, Lincoln 1930, Andersen 1961, Strandgaard 1967, Spitz 1977) elfogadott és célravezető módszerek lehetnek, de a jelölés-visszafogás alkalmazásakor az állomány 2/3-át meg kellene jelölni ahhoz, hogy az őzállomány becslése pontos legyen (Strandgaard 1967, 1974). Természetesen a vadászatra jogosultak rendelkezésére álló erősen korlátozott erőforrások nem teszik lehetővé ennek a módszernek az alkalmazását. A hajtással történő számlálás (Andersen 1953, Meriggi et al. 2008, Borkowski et al. 2011, Marcon et al. 2019) népszerű becslési módszer kérődző vadfajok sűrűségének meghatározására, de a módszer megbízhatóságának és pontosságának megítélése megosztja a szakembereket. A kameracsapdával történő becslés relatív költsége magas (Marcon et al. 2019) és nyílt területeken nem alkalmas az őzállomány becslésére a kamera kihelyezésre alkalmas kevés tereptárgy, elsősorban a fák hiánya miatt (ENETWILD Consortium, Grignolio et al. 2020). A hullatékszámolás túl nagy szórást mutatott Marcon et al. (2019) vizsgálata alapján. A reflektort (Focardi et al. 2001, Frylestam 1981, Kovács és Heltay 1985), az infravörös kamerát (Focardi et al. 2001) és a hőkamerát (Morelle et al. 2012) is alkalmazták vadfajok állományainak becslésére, de a vadfaj mérete, szőrzete, a terep felszínborítása eltérő módon befolyásolhatja az eredményt. Waltert et al. (2020) szerint a vonal transzekt nem megfelelő módszer őzállományok becslésére. Munkájukban a véletlenszerű találkozás modelljét (REM) hasonlították össze a vonal transzekt módszerével őz esetében, és a vonal transzekt 81–86%-os alulbecslést eredményezett a REM-hez képest az őzek meneküléséből, helyváltoztatásából eredő torzítások miatt. A sávtranszektben történő számlálás megfelelő módszer lehet, és mezei nyúlra - ami az alföldi területeken az őzzel közös élőhelyeket foglal el - sikeresen alkalmazták (Pielowski 1969, Kovács és Heltay 1985, Demeter és Kovács 1991).

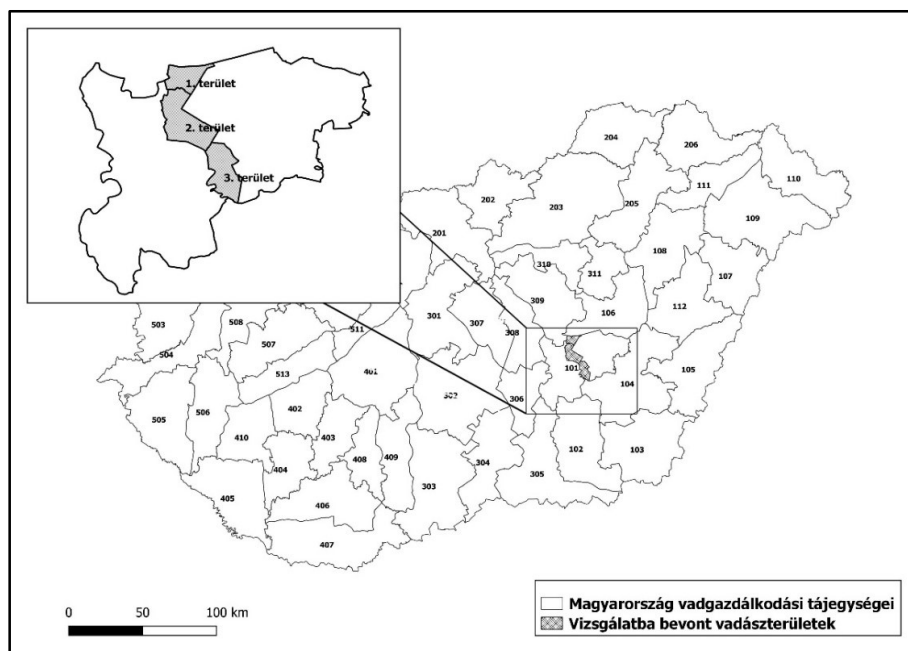
Meriggi et al. (2008) módszertani áttekintése szerint Európában igen változatos megoldásokat használnak az őzek populációméretének becslésére. Egyértelmű, hogy inkább az olcsóbb, könnyen végrehajtható megoldások kerülnek be és maradnak meg a mindennapi gyakorlatban. Terepjáró autó, nappali megfigyelésre alkalmas távcső, ill. éjszakai felmérésekhez megfelelő nagy teljesítményű reflektor minden hazai vadászatra jogosultnál rendelkezésre áll. A hőkamera is egyre elterjedtebb eszköz a vadászatban, de a vadásztól eltérő célra kevesen használják. Így vizsgálatunkban négy valószínűleg könnyebben elvégezhető becslési eljárást hasonlítottunk össze: 1) a nappali, sávtranszektben történő teljes számlálást 0–500 m között, 2) az éjszakai, reflektorral, sávtranszektben történő teljes számlálást 0–250 m között, ill. 3.a) és b) az éjszakai, hőkamerával, megfigyelési pontokról végzett mintaterületen számlálást két eltérő távolsági intervallumban, 0–250 m és 0–500 m között.

Kutatási kérdésünk az volt, hogy alföldi, alacsony erdősültségű, jól belátható sík területeken melyik módszer lehet a legmegfelelőbb széles körben történő alkalmazásra őzek állományosság-becslésére. Előzetesen a hőkamerás módszerektől vártuk a legmagasabb és a nappali módszertől a legalacsonyabb egyedsűrűség értékeket.

Anyag és módszer

Vizsgálati területek

A becslési eljárások összehasonlítását három vadászterületen végeztük el. Mindhárom terület Jász-Nagykun-Szolnok megyében, azon belül a 101. Tiszazugi Vadgazdálkodási Tájégségben (1. ábra) helyezkedik el.



1. ábra: A vizsgálati területek elhelyezkedése Magyarországon

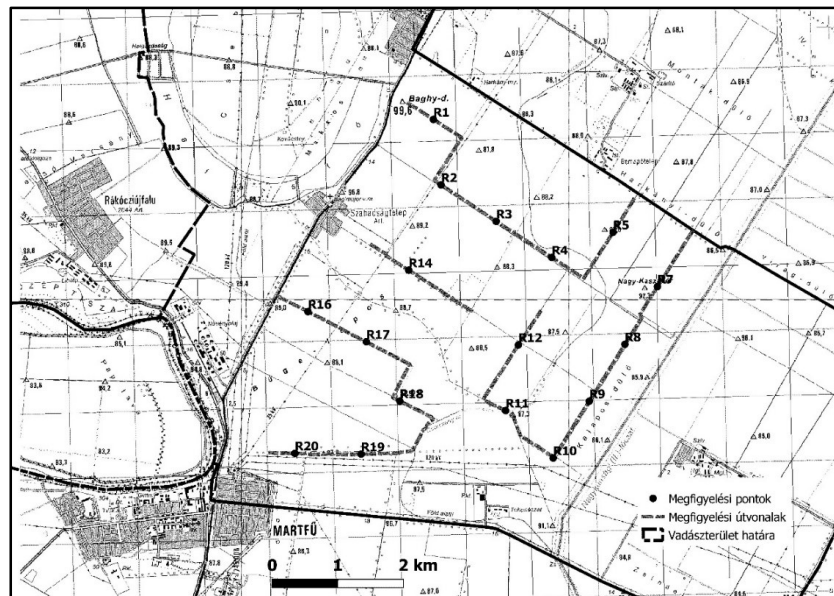
Figure 1: Locations of the study areas in Hungary

A három terület alföldi, apróvadas jellegű, őzes-mezei nyulas vadászterület, nagyon alacsony, 4% alatti erdősültséggel.

- Az 1. terület vadgazdálkodásra alkalmas területe 3800 ha. Ezen a vadászterületen három napon keresztül végeztük el mindhárom becslési eljárást. A területre jellemző az intenzíven művelt mezőgazdasági terület, melyet mezővédő erdősávok és néhány hektárnyi erdőfolt szakít meg. Természetes és mesterséges vízfolyás nem található, így vízellátottsága gyenge.
- A 2. terület mérete 3400 ha. Ez a helyszín szintén intenzív mezőgazdasági művelésű, néhány mezővédő erdősávval és erdőfolttal. Nagymértékben meliorált, így nagyszámú öntözőcsatorna tagolja, vízellátottsága tájegységi viszonyok között kiváló. Itt egy napon végeztük el a becsléseket.
- A 3. terület 5900 ha kiterjedésű. Ennek is egy részét öntözőcsatornákkal tagolt, intenzíven kezelt mezőgazdasági kultúra jellemzi. Azonban a gyengébb talajadottságú részeken kevésbé intenzív a művelés, kisebbek a parcellaméretetek, illetve a Hármas-Körös folyó, mint területhatár több kilométeren keresztül szegélyezi, ezzel hullámtéri területeket is biztosítva. Ezen a területen szintén csak egy napon végeztük el a becslési eljárásokat.

A felmérési útvonalakat térképen előre megterveztük a területen illetékes hivatásos vadászokkal. Vadászterületenként eltérő számú, 4–6 útvonalat rögzítettünk. Az útvonalak kijelölése a közlekedési viszonyok és lehetőségek alapján történt, az őzállományok vélt sűrűsége és a területen való eloszlása nem befolyásolta a kijelölést. Figyelembe vettük azt is, hogy a legszélesebb, nappali sávtranszekt esetében se fedjenek át egymással az útvonalak. Az

útvonalakat minden alkalommal az adott területen történt első nappali becslés során rögzítettük Garmin 64 S típusú kézi GPS készülékkel, EOVS koordinátában. A nappali és éjszakai reflektoros eljárás útvonalai megegyeztek. Az útvonalak együttes hossza az 1. számú területen 17 517 m, a 2. számú területen 21 227 m, a 3. számú területen pedig 30 444 m volt. A hőkamerás megfigyelési pontokat az első nappali becslés alkalmával az útvonal felvétele során rögzítettük EOVS koordinátában. Figyelembe vettük, hogy légvonalban legalább 1 km legyen a pontok között az 500 m sugarú megfigyelési körök átfedésének elkerülése érdekében. A 1. területen négy útvonal és 15 megfigyelési pont, a 2. területen négy útvonal és 16 megfigyelési pont (2. ábra), a 3. területen hat útvonal és 26 megfigyelési pont került rögzítésre.



2. ábra: A 2. számú terület megfigyelési pontjai és útvonalai
Figure 2: Observation points and routes in study area No. 2

A négy becslési eljárásban területenként a kijelölt útvonalak hosszát, a megfigyelési pontok számát, az egyes eljárások mintaterületeinek nagyságát és vadászterülethez viszonyított arányát az 1. táblázat mutatja. Jól látható, hogy az összes vizsgálati területen a vizsgálatba bevont területek aránya meghaladta a Pielowski (1969) által javasolt minimum 5%-os értéket mindkét sávtranszektben történő becslési eljárás és a hőkamerás eljárások esetében is.

1. táblázat: A kijelölt útvonalak hossza, megfigyelési pontok száma, az egyes eljárások mintaterületeinek nagysága és vadászterülethez viszonyított aránya

Table 1: Length of designated routes, number of observation points, size of sample areas for each procedure and ratio to hunting area

Megnevezés		1. terület	2. terület	3. terület
Vadászterület mérete (ha)		3800	3400	5900
Nappali eljárás	Útvonalak együttes hossza (m)	17 517	21 227	30 444
	Mintaterület mérete (ha)	1 683	2 070	2 583
	Mintaterület a vadászterület %-ában	44,3	60,9	43,8
Éjszakai reflektoros eljárás	Útvonalak együttes hossza (m)	17 517	21 227	30 444
	Mintaterület mérete (ha)	785	1 035	1 317
	Mintaterület a vadászterület %-ában	20,7	30,4	22,3
Éjszakai hőkamerás eljárás 0–250 m	Megfigyelési pontok száma (db)	15	16	26
	Mintaterület mérete (ha)	265	309	417
	Mintaterület a vadászterület %-ában	7,0	9,1	7,1
Éjszakai hőkamerás eljárás 0–500 m	Megfigyelési pontok száma (db)	15	16	26
	Mintaterület mérete (ha)	981	1308	1617
	Mintaterület a vadászterület %-ában	25,8	38,5	27,4

A becslésekre egy nap kivételével február hónap végén és március első felében került sor, kivéve a 3. számú vadászterületet, ahol az útviszonyok ebben az időszakban nem tették lehetővé a kijelölt útvonalakon terepjárával történő mozgást. Az 1. számú területen 2020. február 27-én, március 10-én és március 13-án (3 nap), a 2. számú területen 2020. március 12-én (1 nap), a 3. számú területen március 19-én (1 nap) végeztük el a felmérést. A területenként elvégezhető becslési napok számát a terepi közlekedés nehézségei és a hivatásos vadász és terepjárójának rendelkezésre állása határozta meg, a különbségek ebből adódtak. Az összes vizsgálati napon mind a négy eljárást alkalmaztuk, tehát napközben elvégeztük a nappali és még aznap este a reflektoros és hőkamerás becsléseket. Az összes kutatási napon szélmentes vagy enyhén szeles, csapadék- és ködmentes idő volt nappal és éjszaka egyaránt, naplemente után enyhe fagygal.

Terepi adatgyűjtések módszerei

Mindegyik eljárást a területeken Tóth G. végezte az illetékes hivatásos vadász segítségével. A terepjárást a hivatásos vadász vezette. A nappali eljárás során teljes számlálást végeztünk sávtranszektekben (Demeter és Kovács 1991). Az eljárás során az előzetesen térképen rögzített útvonalakat terepjárával jártuk be 5–10 km/h sebességgel. Az útvonalak bejárása a területenkénti összes útvonal hosszától függően 3–5 órát vett igénybe. Az útvonal mentén jobbra és balra 500 m-es távolságon belül és az úton látható egyedeket számoltuk, így 1 km széles sávot kaptunk a becsléshez. A megfigyelési távolság meghatározásánál döntő szerepe volt a dűlők hosszának, mely Magyarországon az ekés művelésből természetesen kialakuló mérték, és a XVIII. században már 600-700 m körül volt (Hudi 2002). Az Alföldön ez az érték 550–600 m lett (a gőzeke drótkötélpálya hossza miatt). A dűlők találkozásánál jellegzetes mezővédő erdősávokat telepítettek, amelyek a mi esetünkben akadályozták volna a dűlőhossznál nagyobb távolságra történő megfigyelést. Az 500 m-es távolság így biztosította, hogy az esetleges elszántások, egyéb emberi tevékenység miatt lerövidült dűlőhossz esetén se akadályozza vonalas létesítmény, erdősáv, nádas csatorna az őzek észlelését nappali körülmények között. Mindenki a saját, a haladási iránynak megfelelő oldalán számolta az őzeket, rövid megállásokkal a távolság méréséhez és az ivar megállapításához, mert mozgó járműből nem lehetett a távolságmérő eszközt és a spektívet használni. Az őzek egyértelmű azonosítására Leica Geovid 8x56 R és Leica Trinovid 8x42 HD keresőtávcsövet használtunk. A Leica Geovid 8x56 R lézeres távolságmérő keresőtávcső lézeres távmérő funkciójának (350 m távolságig +/- 1 m, 350 m-től 700 m-ig +/- 2 m mérési pontosság) segítségével kontrolláltuk, mely őzek tartózkodnak az útvonaltól 500 m-en belül, és csak ezeket az egyedeket számoltuk. Ahol a számlálást valamilyen tereptárgy akadályozta vagy a helyszín nem volt alkalmas számlálásra (nem átlátható, sűrű erdősáv, erdő, tanyahely, halastó stb.), azt a szakaszt - a takarás szempontjából releváns oldal szerint - a transzekt területének számításakor nem vettük figyelembe. A nem belátható szakaszok területét QGIS 3.4.12 térinformatikai szoftver segítségével georeferált Google Satellite ortofotós raszter alapon számítottuk ki.

Az éjszakai reflektoros eljárás során teljes számlálást végeztünk sávtranszektekben (Demeter és Kovács 1991). Az éjszakai sávtranszekt becslést a nappal felvett útvonalak mentén kézi, autó szivargyújtóról üzemelő AVIDE Entac típusú 1200 lm fényerejű led-reflektorral, illetve egy házi készítésű, autó fényszóró foncsorból készített autó akkumulátorral üzemelő „Andó-féle” (Andó László hivatásos vadász tervei alapján készült) kézi reflektorral végeztük, 5–10 km/h haladási sebességgel, rövid megállásokkal a távolság megállapításához. A max. 250 m-es megfigyelési távolságot az első felmérés során a reflektor használatakor tapasztalt - a hivatásos vadással egyetemlegesen megállapított - őz észlelési távolság adta. A két reflektor hatótávolsága megegyezett, mindkét eszközzel jól felismerhetőek voltak az őzek 250 m-ig. Az útvonalak bejárása a területenkénti összes útvonal hosszától függően 3–5 órát vett igénybe. Ebben az esetben is a területen illetékes hivatásos vadász és Tóth G. voltak jelen. Az útvonalon

látható és az útvonaltól jobbra és balra 250 m távolságon belüli őzeket számoltuk, ezen távolságok összege adta az éjszakai sávtranszekt szélességét, amely így 500 m volt. Mindenki a saját, haladási iránynak megfelelő oldalán szabad szemmel számolta az észlelt őzeket, melyet papíron rögzítettünk. A járművezető az alacsony sebesség miatt ugyanolyan jól tudta számolni az őzeket, mint a másik oldalon ülő személy. Ahol indokolt volt a pontos számolás érdekében, ott rövid időre megállította a járművet. A reflektor hatótávolságát (250 m) - amely távolságig szabad szemmel egyértelműen azonosítani tudtuk a látott állatról, hogy őz - Pulsar XQ38 Accolade LRF hőkamera lézeres távolságmérő funkciójával (1000 m távolságig +/- 1 m mérési pontosság) állapítottuk meg. A látott őzek útvonaltól való távolságát folyamatosan ellenőriztük. A nappali eljárástól eltérően itt több volt a be nem látható szakasz, mert az útvonal mentén található mezővédő erdősávok eltérő sűrűsége miatt a reflektor nem világított át minden olyan erdősávot (illetve a növényzetről visszaverődött a fény), amelyen keresztül az őzek nappal könnyedén észlelhetőek voltak szabad szemmel is. A be nem látható szakaszok területét itt is a fent említett térinformatikai szoftver segítségével számoltuk ki, amelyeket ebben az esetben is kivontunk a transzekt teljes területéből.

A hőkamerás eljárást kvadrátokban történő teljes számlálás elve szerint végeztük (Demeter és Kovács 1991), azzal a különbséggel, hogy nem kvadrátok, hanem körök adták a mintaterületet. A hőkamerás eljárás az éjszakai reflektoros eljárással egy időben, szintén ketten vettünk részt a területen illetékes hivatásos vadással. A megfigyelési ponttól való vizsgálati távolság megállapítására hőkamerás láthatósági vizsgálatot végeztünk. Egy ember 0 m-től a láthatóság felső határáig gyalogolt tőlünk elfelé egyenes vonalban. 50 m-enként megállt (0–2 m magasság) majd leguggolt (0–1 m magasság), mi pedig a hőkamera képrögzítő funkciójával felvételt készítettünk róla mindkét testhelyzetben. Öt különböző felszínborításon végeztük el a vizsgálatot: őszi káposztarepcén, őszi gabonavetésen, elmunkált talajon, őszi mélyszántáson és gyepen. A vizsgálat alapján 500 m távolságig csak az őszi káposztarepcében guggoló emberalak nem volt egyértelműen felismerhető (450 m-ig lehetett azonosítani). 550 m-től már több felszínborításon felismerhetetlen volt az álló és a guggoló emberalak is, ezért 500 m-ben határoztuk meg a hőkamera vizsgálati távolságát.

Ennél az eljárásnál a nappali útvonalrögzítés során az útvonallal egyidejűleg előzetesen rögzített megfigyelési pontokon kiszállva, a terepjárótól néhány méterre ellépve az éjszakai reflektoros eljárásnál távolságmérésre is használt hőkamerával 360 fokban körbenézve, a távolságmérő funkció „SCAN” módjában folyamatosan mérve a távolságot mondtuk be a látott őzek (3. ábra) számát a hivatásos vadásznak, aki az adatokat feljegyezte papírra.



3. ábra: Hőkamerával észlelt és SCAN üzemmódban megmért távolságban lévő őzek
 Figure 3: Roe deer with distance indication, detected by a thermal camera and measured in SCAN mode

A megfigyelési ponttól 250 m távolságon belül és 250–500 m távolság között észlelt összes őz számát külön rögzítettük. Így két becslési távolságot (0–250 és 0–500 m) kaptunk, melyeket külön módszerként értékeltünk, illetve vizsgáltuk a két távolsági intervallum különbségéből adódó külső körgyűrűben észlelt egyedsűrűséget (250–500 m közötti távolság) is. Az őzek megfigyelési ponttól való távolságát szintén a hőkamera „SCAN” módjában a távolságot folyamatosan mérve állapítottuk meg.

A megfigyelési körök be nem látható részeit szintén QGIS 3.4.12 térinformatika szoftver segítségével georeferált Google Satellite ortofotós raszter alapon számítottuk ki.

Adatok elemzése

A papíron feljegyzett egyedszámokat és a térinformatikai program segítségével számolt területadatokat Microsoft Excel táblázatkezelő programban rögzítettük. A nappali és éjszakai reflektoros módszer esetében a sávtranszsektek korigált, belátható területét, a hőkamerás módszerek esetében a körök korigált, belátható területét vadászterületenként összeadtuk, így megkaptuk az adott vadászterületen belüli adott eljárással vizsgált mintaterület nagyságát. Az így kapott területmért és a benne megszámlált egyedek adatai alapján külön-külön minden vadászterületre, minden napra és becslési eljárásra egyed/100 ha-ban kifejezett sűrűséget számoltunk. A hőkamerás megfigyelési pontok esetében az egy vadászterületen rögzített 250 m sugarú körök egyenkénti és összterületére és az 500 m sugarú körök egyenkénti és összterületére vonatkozó egyedsűrűségét is kiszámoltuk. A 250 m és 500 m sugarú körök közötti körgyűrű egyedsűrűségét az ugyanazon a megfigyelési ponton 500 m sugarú körön belül és a 250 m sugarú körön belül észlelt egyedek értékeinek különbségei alapján számoltuk ki. A távolsági osztályok összehasonlításánál az adott intervallum összes megfigyelési ponthoz tartozó értékeit vettük figyelembe.

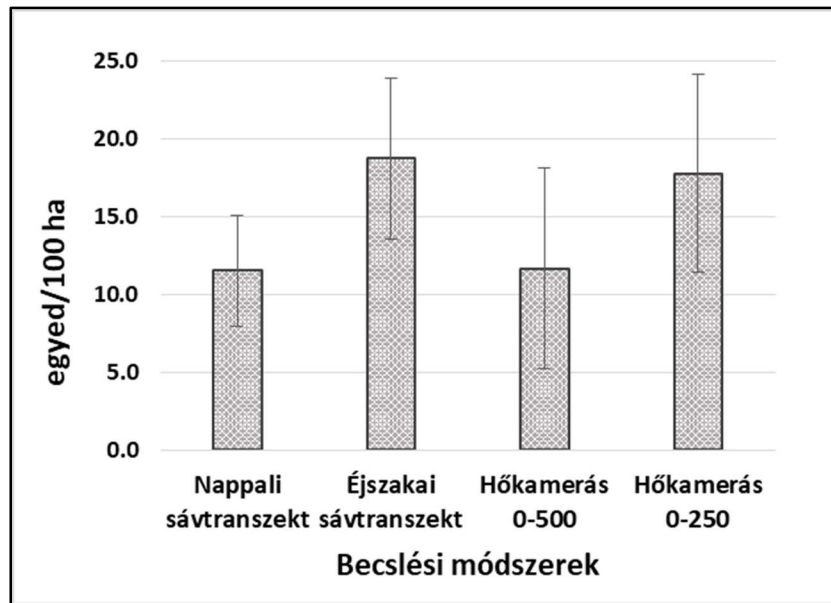
A transzekt módszereknél az útvonalak adták az adatpontokat, a hőkamerás módszereknél pedig a megfigyelési pontok. A naponkénti nappali és éjszakai sávtranszsekt, ill. a hőkamerás eljárásokkal kapott egyedsűrűség értékek normál eloszlását Kolmogorov-Szmirnov teszttel vizsgáltuk, majd ismételt méréses ANOVA-teszttel hasonlítottuk össze a négy becslési módszer adatsorait.

Az éjszakai hőkamerás módszer esetén a 250 m sugarú körön belüli egyedsűrűségek és a 250 m és 500 m közötti körgyűrűn belüli egyedsűrűségek egy megfigyelési ponthoz tartozó értékeinek összehasonlítása páros Wilcoxon-teszttel történt.

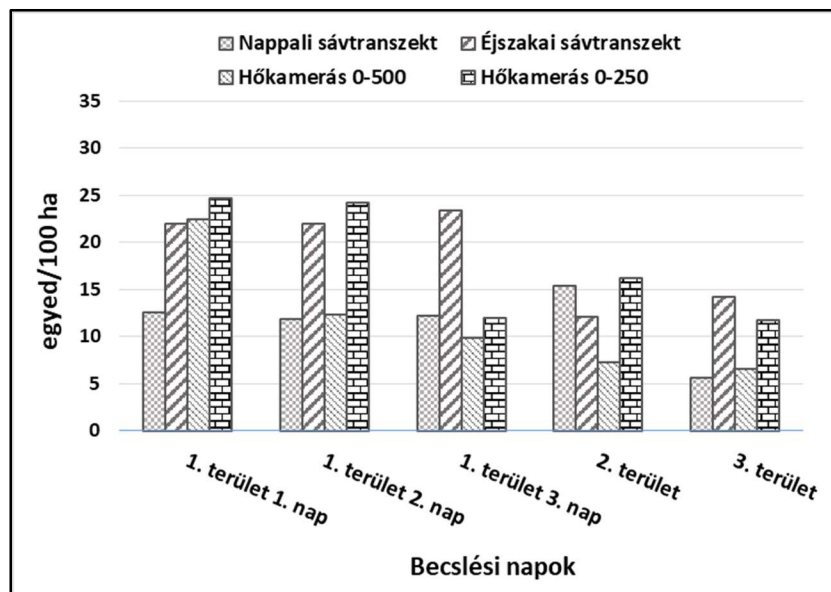
A statisztikai számításokat GraphPad InStat 3.05 statisztikai szoftverrel végeztük.

Eredmények és megvitatásuk

A négy különböző módszerrel kapott egyedsűrűségek szignifikánsan különböztek egymástól (ismételt méréses ANOVA: $F(3,16)=3,24$; $P=0,025$). Az éjjel végzett sávtranszekt módszer napok közötti átlaga adta a legmagasabb értéket (18,7 egyed/100 ha; $s=5,2$; $n=5$), míg a nappal végzett sávtranszekt módszer napok közötti átlaga a legalacsonyabbat (11,5 egyed/100 ha; $s=3,6$; $n=5$). A hőkamerás 0–250 m-es eljárás napok közötti átlaga 17,7 egyed/100 ha ($s=6,3$; $n=5$), a hőkamerás 0–500 m-es eljárás napok közötti átlaga pedig 11,6 egyed/100 ha ($s=6,4$; $n=5$) volt (4. ábra).



4. ábra: A négy beclési módszer alapján számolt özsűrűség napok közötti átlaga és szórása
Figure 4: Daily mean and standard deviation of roe deer densities by four estimation methods

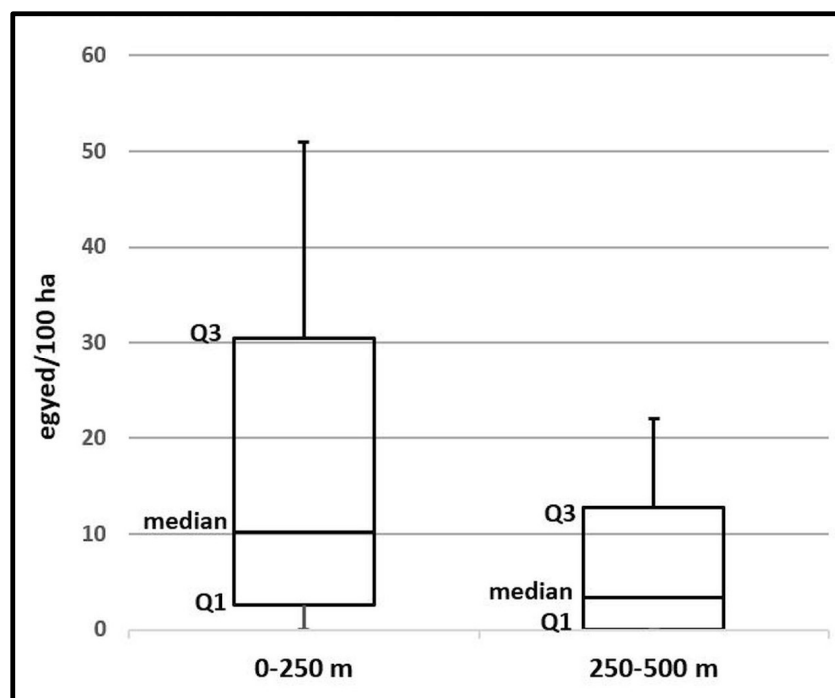


5. ábra: A négy beclési módszerrel kapott naponkénti özsűrűség értékek
Figure 5: Daily roe deer population densities by four estimation methods

Az öt naphból három napon a 0–250 m-es hőkamerás módszer (1. nap 24,6 egyed/100 ha; 2. nap 24,2 egyed/100 ha; 4. nap 16,2 egyed/100 ha), kettő napon (3. nap 23,4 egyed/100 ha; 5.

nap 14,2 egyed/100 ha) pedig az éjszakai sávtranszekt módszer adta a legmagasabb értéket (5. ábra). Az utólagos többszörös összehasonlító Tukey-Kramer teszt eredménye alapján a becslési módszerek páronkénti összehasonlításakor a módszerek között nem volt statisztikailag szignifikáns különbség ($p > 0,05$).

A hőkamerás eljárás során a 0–250 m és a 250–500 m közötti távolsági osztályokban mért egyedsűrűség értékek egymástól erősen szignifikánsan különböztek (páros Wilcoxon-teszt: $W=1513$, $p < 0.0001$). A 250–500 m közötti körgyűrűben kapott egyedsűrűségek átlaga (8,7 egyed/100 ha; $s=13,9$; $n=87$) a fele volt a 0–250 m-es körben számolt (17,2 egyed/100 ha; $s=19,8$; $n=87$) egyedsűrűségek átlagának (6. ábra).



6. ábra: A hőkamerás becsléssel két távolsági kategóriában kapott őz egyedsűrűség értékek mediánjai és kvartilisei

Figure 6: Medians and quartiles of the roe deer population densities in two different distance categories obtained using thermal camera

A hőkamerás 0–250 m-es sávban kapott egyedsűrűség értékek és az éjszakai sávtranszekttekkel kapott értékek között nem volt statisztikai eltérés - a reflektor észlelési távolságán belül a hőkamera hasonló értékeket adott, mint a reflektor. A hőkamerával a 250 m feletti távolságon kapott jóval alacsonyabb egyedsűrűség értékek, ill. magas bekerülési költsége miatt 250 m-nél nagyobb távolságra nem indokolt a hőkamera elsődleges használata az őzállományok becslésére. Az előzetes várakozásunk, hogy a hőkamera használatával kapjuk majd a legmagasabb egyedsűrűség értékeket, nem igazolódott. Focardi et al. (2001) az infravörös kamera és a reflektor használata során észlelt vadfajok létszámának összehasonlításakor nem találtak szignifikáns eltérést a két eszköz használatával kapott eredmények között vörös róka és dámszarvas esetében. A fényszórával történő becslést ugyanúgy februárban végezték, mint mi a jelen vizsgálatunkban. A vaddisznó az infravörös kamera által jobban detektálható volt, mint reflektorral. A gímszarvas esetében is - a téli időszak kivételével - mindig nagyobb értéket adott az infravörös kamera.

Vizsgálatunkban az öt éjszaka során felmért összesen 87 hőkamerás megfigyelési pont értékei alapján, a 250 m-en belüli egyedsűrűség átlagosan több mint kétszerese volt a 250–500 m közötti körgyűrűben kapott egyedsűrűségnek. Ez arra enged következtetni, hogy a hőkamera esetében 250 m fölötti távolságon jelentősen csökkent az őzek láthatósága és/vagy tényleges

egyedsűrűsége. Véleményünk szerint a reflektoros eljárás nem befolyásolta negatívan a hőkamerás megfigyelési pontokon észlelt őzek számát, mert a 250–500 m közötti távolsági osztályban számolt egyedsűrűség nem volt több mint a 250 m-en belül észlelt egyedsűrűség. Ha a módszereink erősen riasztó hatást gyakoroltak volna az őzekre, akkor távolabbra növekedni kellett volna az egyedsűrűségnek. Egy módosított vizsgálat tárgyát képezheti, hogy ennek az esetleges zavaró hatásnak a kizárására nem azonos napon kellene elvégezni a reflektoros és a hőkamerás eljárást.

Az elvégzett vizsgálat alapján az éjszakai sávtranszekt becslési eljárás adta abszolút értékben a legnagyobb egyedsűrűség értékeket. Feltételezve, hogy a feljegyzett egyedek mind őzek voltak (a fajtévesztésből adódó hiba elenyésző volt), és azt, hogy nem veszünk észre mindig minden állatot a célfajból a vizsgált észlelési távolságtartományon belül, megállapíthatjuk, hogy a reflektoros becslés volt a legpontosabb, azaz a legkisebb alulbecslés itt fordulhat elő. Ezen elsődleges szempontunk, illetve az alacsonyabb költsége alapján ez a leginkább javasolt módszer az őz állománysűrűség becslésére, de a hőkamera alkalmazása is várhatóan hasonló egyedsűrűség értékeket fog eredményezni.

Ennek a két eljárásnak (éjszakai sávtranszekt és hőkamerás 0–250 m-es) az ember- és időigénye hasonlóan kedvező lehet és bármely vadászatra jogosult képes megfelelően elvégezni mindkét becslési eljárást. Ha szükséges, a hőkamerás eljárást egy személy is el tudja végezni a megfigyelési pontokon az autóból kiszállva, így a munkaerő igénye akár kisebb is lehet a reflektorozásnál. A járműigényük megegyezik, de rendkívül magas a megfelelő minőségű hőkamera bekerülési költsége (1,000,000 Ft felett). A nagyobb távolsági intervallumban kapott alacsonyabb egyedsűrűség értékek miatt max. 500 m-re történő megfigyelési távolság alkalmazása esetén az őzállomány becslésére elsődleges módszerként nem javasoljuk, de megfelelő alternatívája lehet a reflektoros eljárásnak az intenzíven reflektorozott területeken - ahol a reflektortól menekülnek az őzek -, ha a megfigyelési távolság nem több 250 m-nél. Más típusú, nagyobb felbontású és nagyobb észlelési távolságú hőkamera alkalmazása eredményesebb lehet, de szükséges a különböző minőségű és árú eszközök megfelelő összehasonlítása. Különböző hőkamerák minősége, ill. az, hogy hogyan befolyásolja a légyszárú vegetáció (őszi vetések) magasságának növekedése a vizsgált vadfajok láthatóságát, egy későbbi vizsgálat tárgyát képezheti. Focardi et al. (2001) által végzett összehasonlító vizsgálat során az infravörös kamerával és reflektorral észlelt egyedsűrűségek között nem volt szignifikáns különbség az általuk meghatározott ugyanazon fűmagassági osztályokban, a két eszköz használatakor a távolsági osztályok alapján 51–100 m közötti sávban mutatkozott a legnagyobb különbség.

Az őzek nappal kevesebbet mozognak, ha van rá lehetőségük, akkor rejtőzködnek, szélvédett helyre húzódnak, ezért a nappali sávtranszektben történő számlálás az őz napi aktivitásából adódóan jelentősebb alulbecslést eredményezhet még a rendkívül alacsonyan erdősült sík területeken is.

A vizsgálatunk során kapott egyedsűrűség értékek a vadászatra jogosultak kötelező adatszolgáltatása során, az éves vadgazdálkodási becslésben jelentett őzállomány nagyságok alapján számolt egyedsűrűség értékekhez képest lényegesen nagyobb őzsűrűségről tanúskodnak (2. táblázat). Az adott területen legmagasabb egyedsűrűség értéket adó módszerrel kapott értékek jól szemléltetik a hivatalosan jelentett állomány nagyságok pontatlanságát és a tudományos alapú, megfelelő módszertannal elvégzett állománybecslések elvégzésének fontosságát. Az 1. terület esetében a három nap átlaga adta a 2. táblázatban szereplő értéket.

2. táblázat: A jelentett őzállományok sűrűsége és a vizsgálat eredményeként kapott egyedsűrűségek
 Table 2: The reported roe deer population sizes and the individual densities as a result of the study

	Nettó vadászterület (ha)	Jelentett őzállomány sűrűsége (egyed/100 ha)	Vizsgálat során becsült állománysűrűség (egyed/100 ha)
1. terület	3800	6,6	22,4 +/- 0,9
2. terület	3400	8,5	16,2
3. terület	5900	6,7	14,2

Az őzállományok becslését precízen és lelkiismeretesen el kell végezni, de nem szabad elfelejteni, hogy bármelyik eljárással kapott értékek is minimumbecslések (nem vehetünk észre mindig minden egyedet), így alulbecslést eredményezhetnek. Egy megfelelő módszerrel elvégzett állománysűrűség becslés eredménye - egyéb adatok mellett - megfelelő kiindulópontja lehet a bioindikátorokra alapozott gazdálkodásnak, mely során már akár létszám- és sűrűségbecslési eljárások nélkül is nyomon tudjuk követni az őzállomány minőségét, állapotát, környezetre gyakorolt hatásait, az ezekben bekövetkező kedvező vagy kedvezőtlen változásokat. A változások iránya visszajelzés a vadgazda számára állománykezelésének helyességéről. A visszajelzés megfelelő értelmezése esetén módosítható az állománykezelés, amely eredményeként a mezőgazdasági és erdei vadkár konfliktusok, vadgépjármű ütközések csökkenthetőek, és akár alacsonyabb állománysűrűség mellett is jövedelmezőbb őzgazdálkodás folytatható.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk megköszönni a vizsgálatban résztvevő három vadászatra jogosult hivatásos vadászainak és mindhárom vadászatra jogosult vezetőségének, hogy a vadászterületen való mozgást lehetővé tették számunkra és terepjáróval, személyes segítségükkel, helyismeretükkel hozzájárultak a vizsgálat elvégzéséhez. Köszönjük Prof. Dr. Csányi Sándornak az irodalmazásban, Dr. Schally Gergelynek a térinformatikai program használatában, Csókás Adriennek a kézirat formai megjelenítésében nyújtott segítségét. Köszönjük az Állatbiotechnológiai és Állattudományi Doktori Iskola támogatását.

Irodalomjegyzék

- Andersen, J. 1953: Analysis of the Danish roe deer population based on the extermination of the total stock. Danish Review. Game Biology 2: 127–155.
- Andersen, J. 1961: Biology and management of roe-deer in Denmark. Game biology station Kaló. La Terre et La Vie 1: 41–53.
- Borkowski, J., Palmer, S.C.F., Borowski, Z. 2011: Drive counts as a method of estimating ungulate density in forests: mission impossible? Acta Theriologica 56: 239–253.
- Burbaite L., Csányi S. 2010: Az őzállomány nagyságának és hasznosításának változása Európában. Vadbiológia 13: 1–11.
- Chečko, E. 2016: Estimating forest ungulate populations: a review of methods. Forest Research Papers 72(3): 253–265.
- Csányi S., Szidnai L. 1994: Őzgazdálkodásunk helyzetének értékelése. Vadbiológia 4: 73–107.
- Csányi S., Tóth P. (2000): Populáció-rekonstrukció alkalmazása a hazai gímszarvas állomány létszámának meghatározására. Vadbiológia 7: 27–37.
- Csányi S. (2002): Populáció-rekonstrukció alkalmazása a muflonállomány létszámának meghatározására. Vadbiológia 9: 54–65.
- Csányi S., Majzinger I. 2018: Az őz: ökológiai és alkalmazkodó gazdálkodás. Szent István Egyetemi Kiadó, Gödöllő, p. 39.
- Demeter A., Kovács Gy. 1991: Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének becslése. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 272.
- ENETWILD consortium, Grignolio, S., Apollonio, M., Brivio, F., Vicente, J., Acevedo, P., Palencia, P., Petrovic, K., Keuling, O. 2020: Guidance on estimation of abundance and density data of wild ruminant population: methods, challenges, possibilities. EFSA supporting publication 2020: EN–1876. p. 54. doi:10.2903/sp.efsa.2020.EN–1876
- Ernhart J. 1996: Összehasonlító populációgenetikai vizsgálatok magyarországi őzpopulációkban. Vadbiológia 5: 92–97.

- Focardi, S., De Marinis, A.M., Rizzotto, M., Pucci A. 2001: Comparative evaluation of thermal infrared imaging and spotlighting to survey wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 29 133–139.
- Frylestam, B. 1981: Estimating by spotlight the population density of the European hare. *Acta Theriologica* 28: 419–427.
- Hudi J. 2020. (szerk.) Dunántúli egyházleírások a XVIII. századból - A Pápai Református Gyűjtemények Kiadványai, Forrásközlések 5. Pápa
- Kovács Gy., Heltay I. 1985: A mezeinyúl. Ökológia, gazdálkodás, vadászat. Mezőgazdasági Kiadó. p. 176.
- Lincoln, F.C. 1930: Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns. U.S. Department of Agriculture, Circular 118, p. 6.
- Majzinger I. 2009: A magyarországi őzállomány létszámának meghatározása populáció-rekonstrukcióval. *Vadbiológia* 13: 11–23.
- Marcon, A., Battocchio, D., Apollonio, M., Grignolio, S. 2019: Assessing precision and requirements of three methods to estimate roe deer density. *PLoS One* 14(10): e0222349.
- Meriggi, A., Sotti, F., Lamberti, P., Gilio, N. 2008: A review of the methods for monitoring roe deer European populations with particular reference to Italy. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 19(2): 103–120.
- Morellet, N., Gaillard, J-M., Hewison, A.J.M., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., Klein, F., Maillard, D. 2007: Indicators of ecological change: New tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology* 44(3): 634–643.
- Morelle, K., Bouché, P., Lehaire, F., Leeman, V., Lejeune, P. 2012: Game species monitoring using road-based distance sampling in association with thermal imagers: a covariate analysis. *Animal Biodiversity and Conservation* 35.2: 253–265.
- Petersen, C.G.J. 1986: The yearly immigration of young plaice into the Limfjord from the German sea. Report of the Danish Biological Station 6: 1–48.
- Pielowski, Z. 1969: Studies on the European hare. XXIII. Belt assessment as a reliable method of determining the numbers of hares. *Acta Theriologica* 14: 133–140.
- Ratcliffe, P.R., Mayle, B.A. 1992: Roe deer biology and management. Forestry Commission Bulletin 105. p. 28
- Spitz, F. 1977: Problems of roe deer (*Capreolus capreolus*) counts. XIII. Congress of Game Biologists. Atlanta
- Strandgaard, H. (1967): Reliability of the Petersen method tested on a roe-deer population. *Journal of Wildlife Management* 31(4): 643–651.
- Strandgaard, H. 1974: The roe deer (*Capreolus capreolus*) population at Kalo and the factors regulating its size. *Danish Review of Game Biology* 7(1). p. 205.
- Waltert, M., Grammes, J., Schwenninger, J., Roig – Boixeda, P., Port, M. 2020: A case of underestimation of density by direct line transect sampling in a hunted roe deer (*Capreolus capreolus*) population. *Mammal Research* 65, 151–160.

COMPARISON OF POPULATION DENSITY ESTIMATION METHODS FOR ROE DEER

G. TÓTH, K. KATONA

Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute for Wildlife Management and Nature Conservation, Department of Wildlife Biology and Management
2100 Gödöllő, Páter Károly street 1., e-mail: tothgergely0148@gmail.com; katona.krisztian@uni-mate.hu

Key words: *Capreolus capreolus*, population density estimation, daylight counting, spotlight, thermal camera, strip transect

Abstract: Populations of European roe deer (*Capreolus capreolus*) are steadily growing in Europe and in Hungary. In order to manage this game species efficiently and to reduce the conflicts related to deer (crop damage, car collisions), it is important to follow their density changes as accurately as possible. The principles of adaptive deer management based on bioindicators could greatly help the work of hunters in the Hungarian Great Plain, but this would require data collected using appropriate methods. New methods and equipment in wildlife management, such as the thermal camera, may offer a new opportunity to survey roe deer populations. In this study, we compared the results of counting roe deer from a car along transects by daylight (0–500 m) and by night with spotlight (0–250 m), as well as from observation points with a thermal camera (in both distance intervals). The investigations were conducted in three lowland small game hunting areas of low forest cover in the No. 101. Tiszazugi Wildlife Management Landscape Unit. We also examined the effectiveness of using a thermal camera at an observation distance greater than the reflector could be used, comparing the distance classes between 0 and 250 m and 250 and 500 m. We performed all three estimation methods for the same five days. There was a significant difference among the population densities determined by the four estimation procedures. The spotlight estimation method

gave the highest average value (18,7 individuals/100 ha; SD = 5,2), meanwhile the daylight transect estimation provided the lowest one (11,5 individuals / 100 ha; SD = 3,6). Method using thermal camera resulted in intermediate values between the two other methods (0–250 m: 17,7 individuals/100 ha; SD=6,3; n=5; 0–500 m: 11,6 individuals/100 ha; SD=6,4; n=5). However, post-hoc tests could not reveal any significant differences among the data from different methods. In the case of the thermal camera method, in the distance class between 250 and 500 m, the observed individual density was less than half (8,7 individuals/100 ha; SD=13,9) than in the distance class between 0 and 250 m. Therefore, the detected number of the deer individuals by thermal camera decreased significantly with increasing observation distance beyond the effective range of spotlight. The smallest variance was shown by the data from the daytime transect study, but this method results in an underestimation due to the decreased daytime activity of the roe deer. For the hunting units, the night spotlighting along transects is primarily recommended to determine the minimum population roe deer density, as we were able to detect the most roe deer using this method. Human resource, time and cost requirements of this method are also relatively low and results in the slightest underestimation. The efficiency, human and time costs of the thermal imager might reach a similar level to that when using for a range between 0–250 m. But its high price could be a limit for wide application.

A KASZPI HARAGOSSIKLÓ (*DOLICHOPIS CASPIUS*) ÉLŐHELYÉNEK TÉRKÉPEZÉSE VÖRÖS-KŐVÁR TERÜLETÉN

FŰRÉSZ Attila¹, PÁPAY Gergely¹, PENKSZA Károly¹, MOLNÁR Zsolt², BAKÓ Gábor²

¹Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Növénytermesztési-tudományok Intézet
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: furatis1@gmail.com

²Interspect Kft., 2314 Halásztelek, II. Rákóczi Ferenc út 42.

Kulcsszavak: nagyfelbontású légi távérzékelés, hullővédelem, élőhely-térképezés, botanika, természetvédelem

Összefoglalás: A fokozottan védett kaszpi haragossikló (*Dolichopsis caspius*) pontos előfordulási helye kevésbé ismert. Előfordulási adatai sokáig csak a Szársomlyó (Villányi-hegység) és a Budai-hegység területeiről álltak fenn, majd a 2000-es években új lelőhelyeket találtak a Duna menti területeken. A Pesthidegkút közelében fekvő Vörös-kővár területén Ina Gros, német herpetológus 2012-ben egy tíz egyedből álló populációt fedezett fel. A természetvédelem kiemelt feladatai közé tartozik a természeti értékek, különösen a védett és fokozottan védett fajok megőrzése, ezért is különösen fontos, hogy a fajnak megfelelő védelmet biztosíthassunk, de ehhez meg kell ismernünk mind az élőhelyét, mind az élőhelyén található vegetációtípusokat. A kutatás célja az volt, hogy távérzékelési és térinformatikai eszközökkel feltérképezzük Vörös-kővár területének vegetációját az Interspect Kft. Nagyfelbontású Repülőgépes Monitoring Hálózat (NRMH) felvételére és módszerére alapozva. A munkánk során a terepen gyűjtött adatokkal töltöttük fel az NRMH mintaterületnek számító Vörös-kővár extrém nagy terepi felbontású háromdimenziós légi felmérésen alapuló foltterképét. Meghatároztuk az egyes vegetáció foltokat a gyepek esetében, és a fászszerű vegetációt egyed, illetve homogén csoport szinten felvételeztük. A körülhatárolt poligonok változatos vegetáció egységeket takarnak, ezen túl a méretük, magasságuk, a szintezetségük rendkívül heterogén és a természetes vagy természetközi élőhely foltok mellett még az antropogén tevékenység, felhagyott gyümölcsös és legeltetés nyomai is megtalálhatók. Az aljnövényzet látszólagosan ritkás, de ennek ellenére mégis fajgazdag és változatos, valamint a homokkő alapkőzetnek köszönhetően savanyúság jelző fajokat tartalmaz. Ezen túl a csupasz homokkő sziklával is tarkított erdős-cserjés központi magterületet lejtősztyepp és cserjés mozaikos élőhely sáv övezi, ami a vegetációban rendkívüli változatosságot biztosít.

Bevezetés

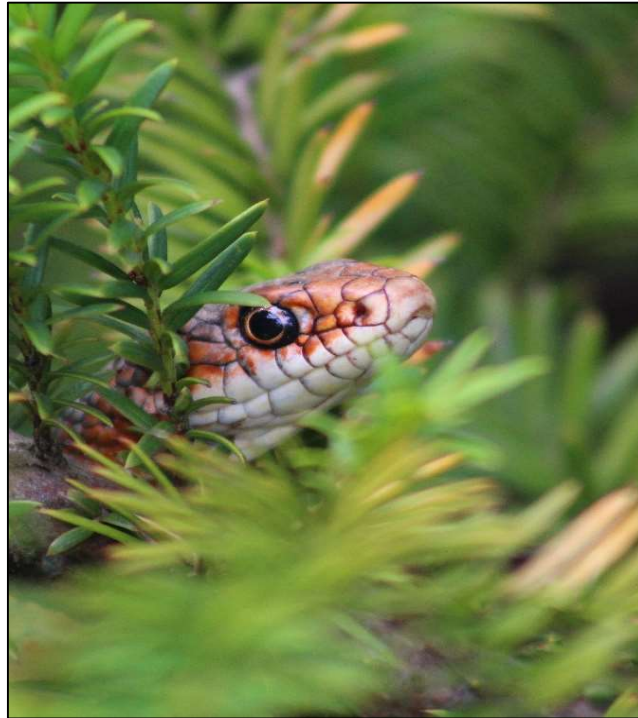
Korábban a haragos siklót *Coluber jugularis caspius* néven tartották számon, de a morfológiai és genetikai sajátosságoknak köszönhetően faji szintre emelték (Schätti 1988). Számos taxonómiai helyzettel kapcsolatos vita után jelenleg kaszpi haragossiklónak (*Dolichopsis caspius*) hívjuk a Magyarországon előforduló fokozottan védett fajt (1. ábra). Sokáig csak a Szársomlyó Természetvédelmi Területről (Villányi-hegység) és a Budai-hegység területeiről voltak előfordulási adatok (Babocsay és Vági 2012, Dely 1978, Frivaldszky 1825, Frivaldszky 1865, Herczeg et al. 2002), majd a 2000-es években új lelőhelyeket találtak a Duna menti területeken (Bellaagh et al. 2006, Bellaagh 2007, Bellaagh 2008, Bellaagh 2012, Korsós et al. 2002, Mahtani-Williams et al. 2017). 2012-ben Pesthidegkút közelében, a védett és részben a Natura 2000 hálózat részét képező (Babocsay et al. 2016a) Vörös-kővár területén újabb haragossikló populációt észleltek (Tóth-Ronkay et al. 2015). A felmérések alapján úgy tűnik Szársomlyón és Vörös-kőváron található a faj legstabilabb állománya (Babocsay et al. 2016b).

A természetvédelem kiemelt feladatai közé tartozik a természeti értékek, különösen a védett és fokozottan védett fajok és élőhelyük védelme és megőrzése. Ahhoz, hogy a fajnak megfelelő védelmet biztosíthassunk, és a fajvédelmi tervben kitűzött céloknak eleget tehesünk, meg kell ismerni az élőhelyét, tehát az élőhelyén található vegetációt is (Bellaagh és Bakó 2004). Korábban részletes élőhelyfelmérést kizárólag a Szársomlyó Természetvédelmi Területen folytattak (Dudás 2001).

Annak érdekében, hogy a természetközeli élőhelyek, tájrészletek állapotát és a biológiai sokféleséget megőrizzük olyan dokumentációs módszert kell alkalmaznunk, amely lehetővé teszi az élőhelyek állapotát, illetve az azokat veszélyeztető tényezők észlelését, megalapozva a tájrészletek fenntartható kezelését, emellett a gazdasági érdekeket is figyelembe veszi (Simons

et al. 2017). A reprezentatív mintaterületek állapotkövetéséhez és széleskörű megismeréséhez sűrű mintavétel, gyors helyzetértékelés szükséges, és ehhez az információk szabad áramlása és az adatok térbelisége a leghatékonyabb eszköz. Erre a célra a távérzékelés a legalkalmasabb, vagyis a nagy részletességű légi adatgyűjtés, ami az élővilágra való tekintettel zavarásmentesen zajlik, továbbá idő- és költséghatékony (Bakó 2019a).

Erre az elméletre dolgozott ki az Interspect Kft. kutatócsoportja egy olyan légifelmérési módszert, melynek segítségével következtetéseket lehet levonni a reprezentáns elemek és a tájjellemzők helyzetéről (Bakó 2019b). Ahhoz, hogy a felvétel kellően pontos és részletes legyen, jó minőségű terepi felbontásra van szükség, amelyet centiméterben adunk meg. A terepi felbontás egy pixel által leképzett terepi folt szélességét fejezi ki (Bakó 2013). Az először Magyarországon alkalmazott módszer elvét (Molnár és Góber 2020) 2018-ra dolgozták ki (Bakó et al. 2019).



1. ábra Kaszpi haragossikló (*Coluber caspius*) Vörös-kőváron (Fotó: Fűrész Attila)
Figure 1. Caspian whip snake at Vörös-kővár (Photo: Attila Fűrész)

A jelen kutatás célja, hogy a jelzett távérzékelési és térinformatikai eszközökkel feltérképezzük Vörös-kővár területének vegetációját az Interspect Kft. NRMH módszerére alapozva. Ez alapján cél volt a vegetációtérkép elkészítése, az élőhely megőrzésének és javításának elősegítése, illetve a haragos sikló védelmének hatékonyabbá tétele a környezetrekonstrukciós beavatkozások megtervezésének elősegítésén keresztül. A térinformatikai módszerek alkalmazásával szeretnénk hozzájárulni az NRMH hálózat fejlesztéséhez is. A módszer továbbfejlesztésével a természetvédelem innovatív szakmai fejlődését is támogatjuk.

A terület vegetációját savanyú kémhatást jelző, a Hárshelyi homokkővön kialakuló gyepek és erdőtársulások jellemzik (Kun 1996, Pluhár et al. 2010, Druzsín 2020). A területen évente végeznek önkéntesek bevonásával élőhelykezelést, melynek keretében a rezgő nyárat (*Populus tremula*) távolítják el, szorítják vissza (Babocsay és Vági 2013, Babocsay et al. 2016a).

Anyag és módszer

A kutatást az Interspect Kft. Nagyfelbontású Repülőgépes Monitoring Hálózat (NRMH) módszere alapján végeztük el (Bakó 2019a, Bakó et al. 2019).

Első lépésként a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kétéltű- és Hüllővédelmi Szakosztálya és az Interspect Kft. kutatócsoportja közösen kijelölte a felvételezésre szánt területet. A felmérés tervezésekor fontos szempont volt a költséghatékonyság. Elkészítettük a repülési tervet, majd merevszárnyú repülőgéppel háromdimenziós pontfelhőt és 5 cm terepi felbontású ortofotó-mozaik előállítását megalapozó légi felmérést végeztünk. Ezt követte a terepi geodéziai illesztőpont gyűjtése, majd egy blokkban kezelt sugárnyaláb kiegyenlítéses térfotogrammetriai eljárással előállítottuk az ortofotókat, az ortofotó-mozaikot és a térmodelleket. A mozaikolás-mentes ortofotókon az egyes vegetációfoltok akár 14 szögből is megsejmelhetők az interpretáció során. A felületmodell segítségével a cserjék és a facsoportok könnyebben lokalizálhatók.

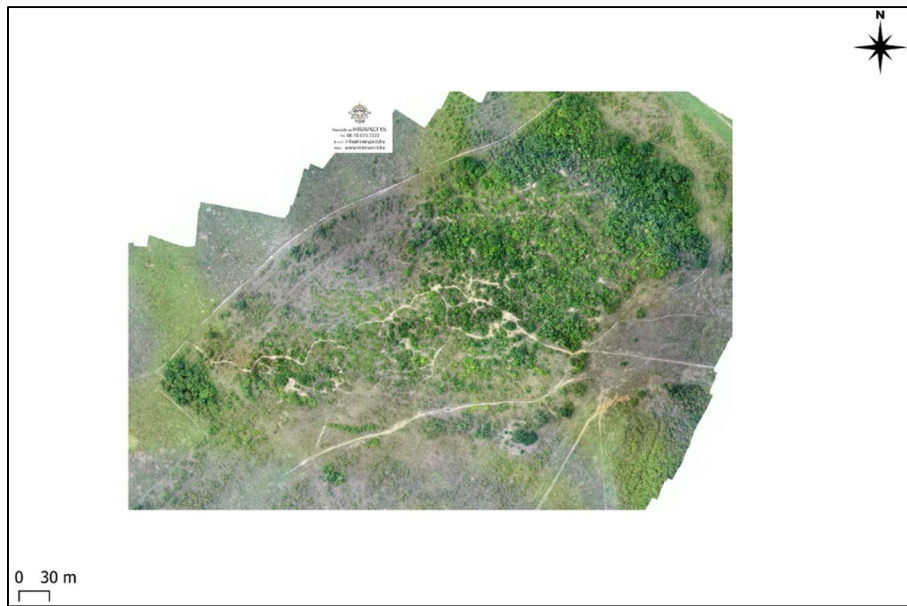
A QGIS szoftverben poligonokkal szegmentáltuk a felső lombkoronaszintű ortogonális lombkorona kontúrokat, illetve a gyepek esetében bejelöltük a foltdinamikai határvonalakat, ezzel teljes területfedésű, átfedés- és hézagmentes foltterképet alkotva. A foltterkép egysége a tovább nem osztható fajkészletű folt, de meghatároztuk minden egyes folt környezeti adottságait, így egyetlen fedvény egyszerre több tematikus térképet rögzít.

A távérzékelés adatokon alapuló RMSE: 20 cm geometriai minőségű vektorgrafikus foltterképet mobil eszközön telepített QField szoftver segítségével összehangoltuk a saját lokációnk GPS koordinátaival. A légi távérzékelési állományfoltokból nyert geometriákat (poligonokat) a terepen feltöltöttük a gyepek vegetációs foltjainak és a fás szárú vegetációk esetében egyed, illetve homogén csoport szintű adataival, ezen belül meghatároztuk a domináns - és a kísérőfajokat. Továbbá rögzítettük a területen található mesterséges objektumokat, a kopár talajfoltokat, valamint a kopár sziklákat is. A reprezentáns elemek adatait foltonként vettük fel az attribútum táblázat oszlopaiba. A térkép attribútum táblázatát egészítettük ki a távérzékeléssel nem beszerezhető információkkal a terepen, annak érdekében, hogy az adatokat az Interspect Kft. és az MME munkatársai a későbbiekben geoproceszek és mesterséges intelligencia segítségével egybevehessék a haragos sikló észlelési helyeivel és gyakoriságával. Ez a cél azért valósulhat meg, mert az MME munkatársai 2016. óta rádiónyomkövető segítségével monitorozzák a fajt (Babocsay et al. 2016b, Halpern et al. 2017).

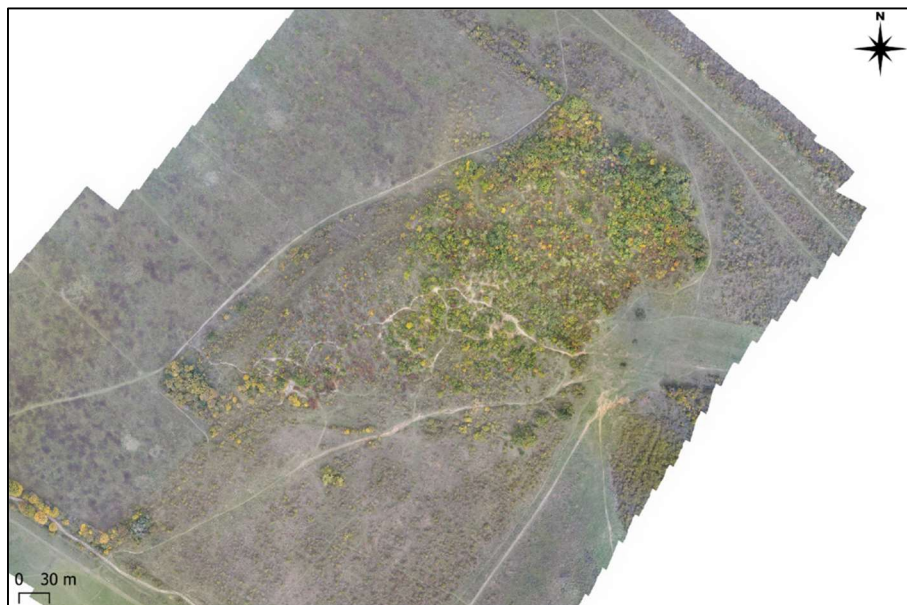
A laboratóriumi és terepi vizsgálatokat 2020-ban végeztük el. A fajok nevei Király (2009) nomenklatúráját követik. Az élőhely szerinti besorolást Fekete et al. (1997) és Bölöni et al. (2011) munkái alapján alkalmaztuk.

Mintaterület bemutatása

A 2. és 3. ábrán a vizsgált területről készült ortofotó-mozaikok kis méretű áttekintő képe tekinthető meg.



2. ábra A terület tavaszi aspektusban készült ortofotója (Forrás: Interspect Kft.)
 Figure 2. An orthophoto of the area in a spring aspect (Source: Interspect Ltd.)



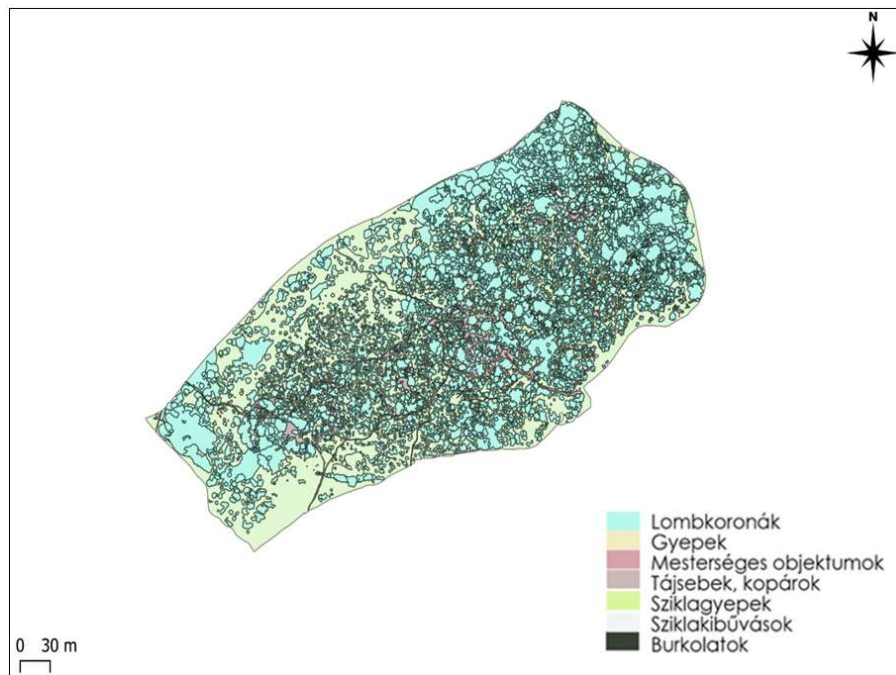
3. ábra A terület őszi aspektusban készült ortofotójának áttekintő képe (Forrás: Interspect Kft.)
 Figure 3. An orthophoto of the area in an autumn aspect (Source: Interspect Ltd.)

Jól látható a tavaszi és őszi aspektusban készített ortofotókon keresztül, hogy mozaikos tájról van szó.

Eredmények és megvitatásuk

Vegetáció egységek kiértékelése

A nagyléptékű felszínborítási térképen látható, hogy a fásszárú és gyepterület egységeket a kopár utak sok esetben befolyásolják. A letaposott, tömörödött talajú és feltalajt vesztett ösvények hatással vannak az alsó légréteg hőmérsékleti viszonyaira, valamint felszabdadják a bűvőhelyet (4. ábra).



4. ábra Nagyléptékű felszínborítási térkép, amelynek pontosságát a 3-5 cm terepi felbontású ortofotó és térmodellek biztosítják (Forrás: Interspect Kft.)

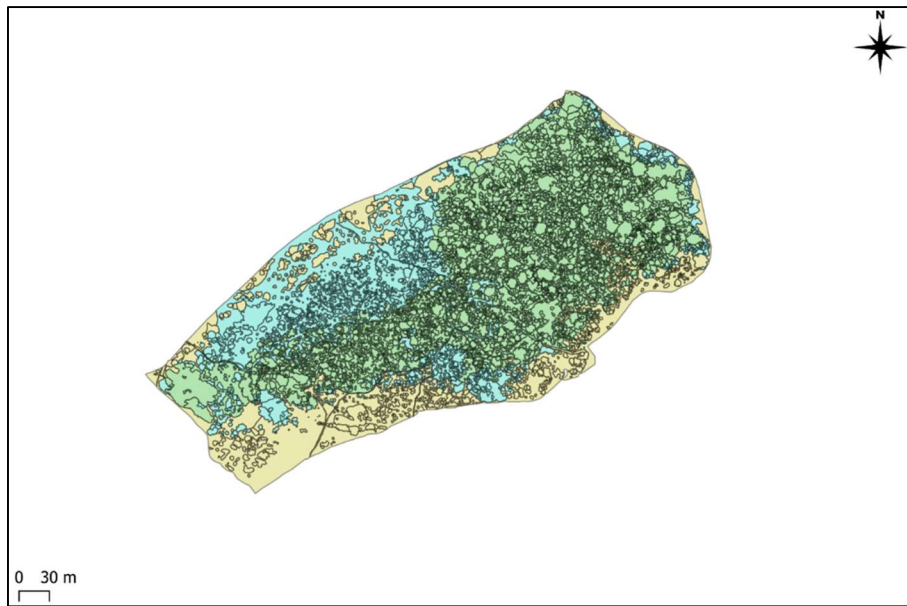
Figure 4. High spatial resolution land cover map from the 3-5 cm spatial resolution orthophotos and DSM (Source: Interspect Ltd.)

A terület vegetációjának elemzése alapján megerősíthető, hogy a terület alapkőzetén, a Hárshgyei homokkővön savanyú kémhatást jelző vegetációfoltok jelentek meg. Ezt igazolta a gyepszintben dominánsként előforduló sokvirágú perjeszittyó (*Luzula multiflora*), a hegyi kékcserjés (*Jasione montana*), illetve a szurokszegfű (*Viscaria vulgaris*) magas aránya. A középső erdős területen, ahol a nyílt foltokban a nyílt szilikátsziklagyepek (G3) homokkővön jellemző állományai is megjelennek az említett gyepszinti fajok mellett. A központi erdős terület uralkodó élőhelye a homokkővön megjelenő nyílt mészkőrűlő tölgyes (L4b). Gyakoriak voltak a kialakított kopár utak, a kivadult gyümölcs fajok, mint például a madárcseresznye (*Cerasus avium*) vagy a sárgabarack (*Persica vulgaris*), a kivadult kerti fajok, mint a tiszafa (*Taxus baccata*), illetve a védett budai berkenye is (*Sorbus semiincisa*). Az előzőek, valamint a bombatölcsérek jelenléte mind arra utalnak, hogy egykor nem csak bányászat folyt a területen, hanem sokkal nagyobb antropogén hatás érte Vörös-kővárat, melyeknek nyomait máig őrzi.

A központi területtel érintkező cserjésre a galagonyás-kökényes-borókás száraz cserjés (P2b) társulás volt a jellemző.

A peremterületen a galagonyás-kökényes-borókás száraz cserjés (P2b) kisebb-nagyobb állományai is megtalálhatók, de a lejtősztyeppréteken löszgyepeket, kötött talajú sztyeppréteket (H5a) figyelhettünk meg. Itt a löszgyephez kötődő növényfajok mellett védett növények is nagyobb számban jelentek meg. A korábbi irodalmi közlések mellett megtaláltuk még a dunai szegfűvet (*Dianthus collinus*) és az árlevelű lent (*Linum tenuifolium*) is.

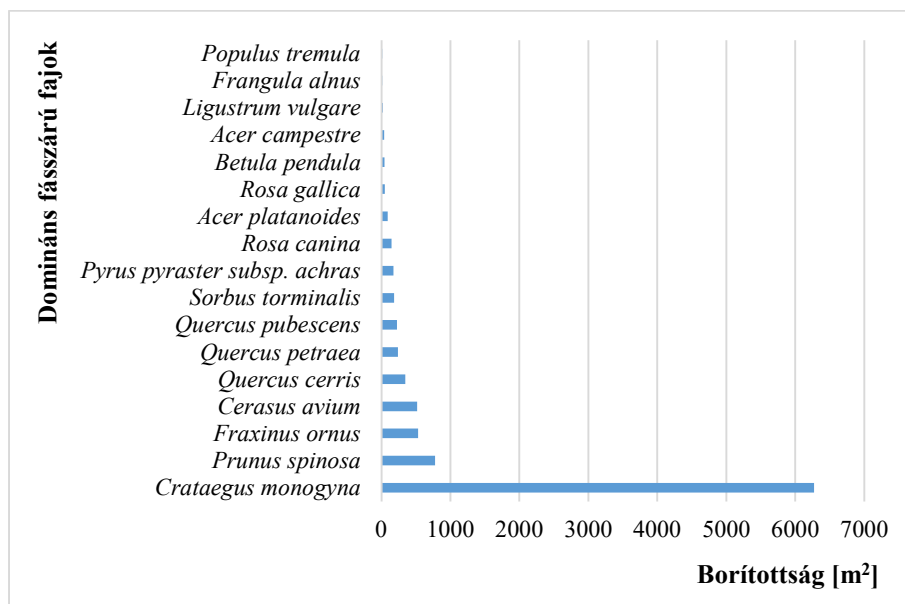
Három élőhely csoportra különítettük el a terület egységeit. Az első csoportba a terület szegélyén, peremterületén található élőhely-foltokat és fajokat soroltuk. A második csoportba a cserjéseket, míg a harmadik csoportba a terület központi területén lévő erdő, erdős állományok kerültek (5. ábra).



5. ábra A három fő élőhely csoport Vörös-kővár területén (Jelmagyarázat: sárga – peremterület; kék – cserjés terület; zöld – erdő terület) (Forrás: Interspect Kft.)

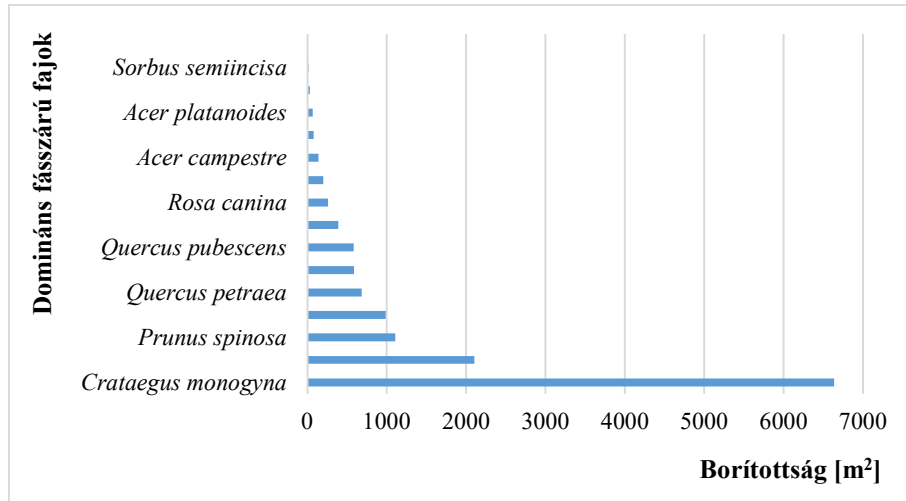
Figure 5. The isolated habitats in Vörös-kővár (Legend: yellow – verge area; blue – scrub area; green – wood) (Source: Interspect Ltd.)

Az alábbi ábrákon csoportonként összehasonlítottuk a domináns fásszárú fajok borítottságát. A felméréseink alapján a peremterületen az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) egyértelműen kimagasló arányban volt jelen a területen, több mint 6000 m² területet foglalt el. Magas felszínborítási aránnyal rendelkezett még a kökény (*Prunus spinosa*) és a virágos kőris (*Fraxinus ornus*) is. Egymáshoz képest hasonló arányban jelentek meg tölgyfajok, a csertölgy (*Quercus cerris*), a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) és a molyhos tölgy (*Quercus pubescens*). Mellettük kivadult kerti cserjefajokkal és gyümölcsfákkal is találkoztunk. Ezen túl a gyepszintben a parlagi rózsa (*Rosa gallica*) is nagy foltokat alkotott (51 m²). A madárcseresznye (*Cerasus avium*) állománya is jelentős volt, amely 518 m²-en jelent meg uralkodó fajként (6. ábra).



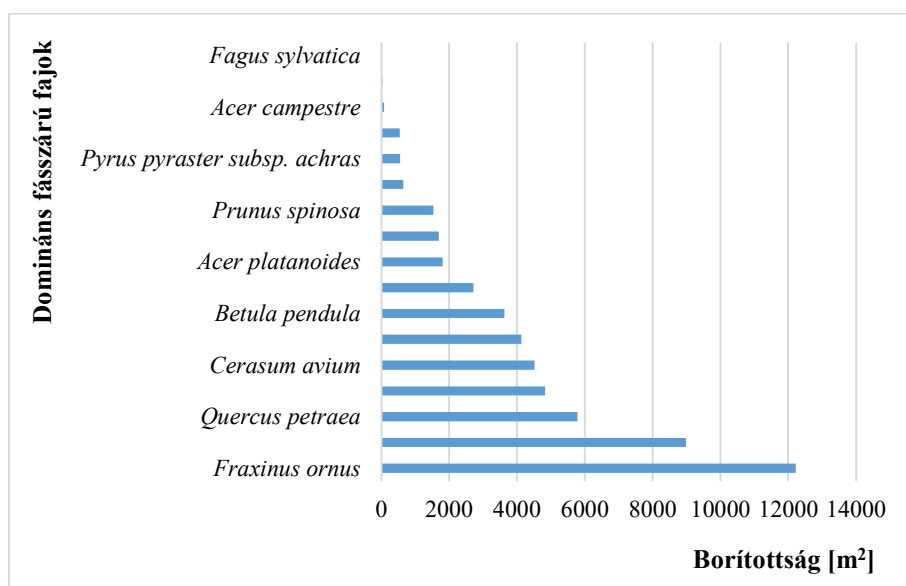
6. ábra Vörös-kővár területén domináns fásszárú fajok borítási aránya a peremterületen
Figure 6. The coverage ratio of the dominant woody species in the verge area in Vörös-kővár

A cserjés területen a peremterület eredményeihez hasonlóan az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) a legjellemzőbb faj. Azonban a virágos kőris (*Fraxinus ornus*) már sokkal nagyobb területet foglalt el – 2105 m² –, míg a kökény (*Prunus spinosa*) 1108 m²-t. Egyre magasabb arányban jelentek meg itt az erdőre utaló fásszárú fajok, köztük a tölgyfajok (*Quercus sp.*), a berkenyefajok (*Sorbus sp.*), valamint a Vörös-kővárra jellemző pionír cserjefaj, a közönséges kutyabenge (*Frangula alnus*) (Kun 1996) (7. ábra).



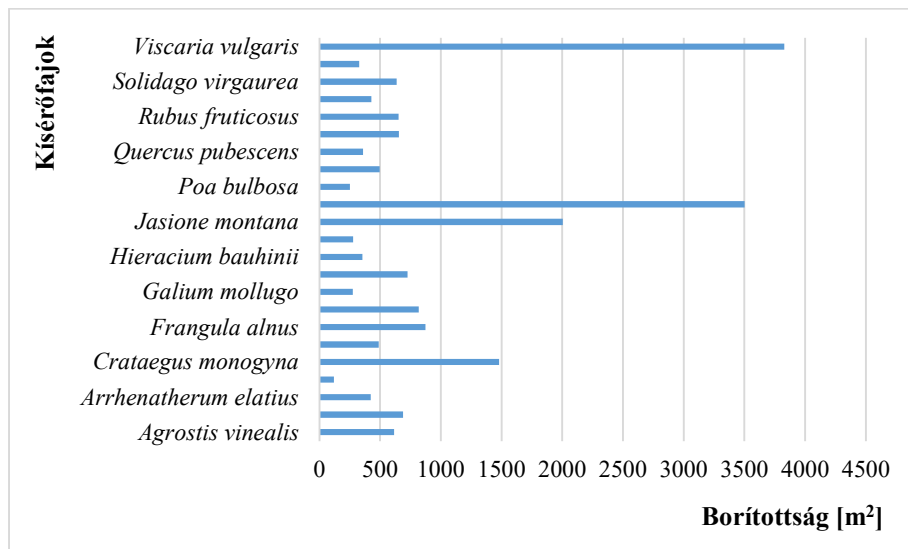
7. ábra Vörös-kővár területén domináns fásszárú fajok borítási aránya a cserjés területen
Figure 7. The coverage ratio of the dominant woody species in the scrub area in Vörös-kővár

Az erdőterületen legmagasabb arányban előforduló faj a virágos kőris (*Fraxinus ornus*) volt, amely 12220 m² területet borított. Mellette nagy számban jelen volt a csertölgy (*Quercus cerris*) 8982 m² és a kocsánytalan tölgy 5783 m² nagyságú borítottsággal. A cserjeszintben az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) uralkodott 4834 m², illetve a molyhos tölgy (*Quercus pubescens*) 4134 m² területen. Az erdős részen szintén kimagasló arányban jelent meg a madárcseresznye (*Cerasus avium*), 4521 m² területen. Több foltnál is uralkodó volt a közönséges nyír (*Betula pendula*), összesen 3629 m² területet borított, illetve a rezgő nyár (*Populus tremula*), ami viszont 2720 m² borítottsági aránnyal rendelkezett (8. ábra).



8. ábra: Vörös-kővár erdőterületén megjelenő domináns fásszárú fajok borítási eredménye
Figure 8. The coverage ratio of the dominant woody species in the wood in Vörös-kővár

A 9. ábrán megtekinthető a gyakran előforduló kísérőfajok által elfoglalt foltok nagysága. Látható, hogy három olyan faj volt, ami a legtöbb foltban jelen lehetett, a sokvirágú perjeszittyó (*Luzula multiflora*) 3512 m², a hegyi kékcseresznye (*Jasione montana*) 2004 m² és a kakukkszegfű (*Viscaria vulgaris*) 3829 m² nagysággal. Mellettük igen nagy számban képviseltette magát a fásszárúak közül az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) is, melynek elfoglalt területe kísérőfajként 1479 m² volt. Jelentős számban volt jelen mellettük a farkaskutyatej (*Euphorbia cyparissias*) is 228 m², illetve a tejoltó galaj (*Galium verum*) 94 m² kiterjedésben.



9. ábra Vörös-kővár központi erdőterületének gyakori kísérőfajai
Figure 9. The most common supporting species in the area of Vörös-kővár

Összességében tehát megállapíthatjuk, hogy a biodiverzitás nagy változatosságot mutat a foltátmenetekben, amelyek az élőhelymozaikok miatt alakultak ki (Bakó et al. 2019), így az a térképezési pontosság, amit a korábban használt ortofotók (20 cm terepi felbontás, 10 cm terepi felbontás) lehetővé tettek, ehhez az ökológiai szempontrendszerű vizsgálatához már nem alkalmasak. A terület környezetrekonstrukciós célú vizsgálatához 2-5 cm-es terepi felbontásra, és fél évenkénti ismétlésekre van szükség, amit Bakó (2019a, 2019b) és Bakó et al. (2019) munkái is alátámasztanak.

Érdekes lehet megvizsgálni, miként hatnak a kopár utak a kaszpi haragossikló szokásaira, hogyan befolyásolják az élőhely minőségét, előnyt jelentenek-e a vadászatban vagy hátrányt a predátorokkal szemben, jelenlétük aránya mikor optimális, mikortól káros a fajra nézve.

A szakirodalmak (Babocsay és Vági 2013, Babocsay et al. 2016a) és a terepi megfigyelések alapján az élőhelykezelés továbbra is szükséges olyan fajok megjelenésével kapcsolatban, amelyek negatívan hathatnak a haragossiklóra, mint például a rezgő nyár (*Populus tremula*). A nyárfa benövi a bányagödör szerű mélyedéseket, amelyek értékes búvóhelyként szolgálhatnak a siklónak. Javasoljuk, hogy továbbra is vonjanak be önkénteseket az élőhelykezelési tevékenységekbe, mert ezzel nemcsak az őshonos természeti értékek szempontjából érhető el pozitív hatás, hiszen a természetvédelmi kezelésben résztvevő önkénteseknek ez a tevékenység szemléletformáló és életminőség-javító hatással bír (Miles et al. 1998). Mivel a személyiség és a jóllét pszichológiai kutatások alapján kölcsönhatásban állhatnak egymással, így, ha az egyén minél több kellemesebb élményben vesz részt, jelen példa szerint önzetlenül nemes célért cselekszik, akkor hozzájárul a személyiségének a pozitív irányú változásához, és ezáltal a jóllétszint emelkedéséhez is (Oláh 2006). Az élőhelykezeléssel nemcsak a sikló fennmaradási lehetőségét segítik, hanem a természetvédelmileg ugyanúgy jelentős, de kevesebb figyelemben részesített fajokat is (Dobolyi 2002).

Mellette nagy arányban terjeszkedik az egybibés galagonya. Az eredményekből látszik, hogy két élőhelycsoportban szerepelt domináns fajként, míg az erdős részben szintén kimagasló borítási aránnyal jelent meg a területen. Ennek visszaszorítási kérdéséről a kutatás további szakaszában érdemes döntést hozni.

Javasoljuk a foltok és a célfaj észlelési adatainak összevetésével a preferenciavizsgálatok elvégzését. Az így megszerzett ismeretek alapján az élőhely-rekonstrukció a védett állatfajok és mikroklíma-őr növényfoltok érdekében úgy lesz megtervezhető, hogy az adott környezeti viszonyok és tájjelleg mellett előnyös felszínborítás és társulás helyreállítására összpontosíthatassanak. A javasolt lépések elvégzésével a kaszpi haragos sikló számára előnyös tájrekonstrukció mehet végbe a jövőben, kiterjesztve a faj élőhelyét, ezzel megerősítve a populációt.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük az Interspect Kft. munkatársainak, kiemelten Burai Csabának és Glöckner Ilonának a távérzékelési állományok előállításában történő részvételét. Köszönjük Halpern Bálintnak a területkijelölést és a javaslatokat. Az első szerző munkája az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-20-2-I-SZIE-7 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült.

Irodalom

- Babocsay G., Vági B. 2012: Fogatkozó haragossiklók – növekvő civil aktivitás a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kétéltű- és Hüllővédelmi Szakosztályában. Természetvédelmi Közlemények 18: 34–44.
- Babocsay G., Vági B. 2013: Civil efforts to conserve the Caspian whip snake (*Dolichophis caspius*) in the shadow of Budapest. 17th European Congress of Herpetology, Veszprém, Hungary, 22–27 August 2013, Programme & Abstracts, p. 41. (http://seh2013.org/wp-content/uploads/2012/05/veszprem_abstracts.pdf, utolsó elérés: 2021.09.24.)
- Babocsay G., Halpern B., Péntek A. L., Vági B. 2016a: A haragossikló-állományok felmérése, autökológiai vizsgálatok a pesthidegkúti Vörös-kőváron. In: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület – Kétéltű- és hüllővédelmi szakosztály éves jelentés. p. 20.
- Babocsay G., Halpern B., Korsós Z. 2016b: Haragos, de nem mérges. Madártávlat 23(4): 38–41.
- Bakó G. 2013: Nagysebességű repülőgépes távérzékelés és hozzá kapcsolódó adatfeldolgozási módszerek. In: Lóki J. (szerk.) Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában IV. – Térinformatikai konferencia és szakkiállítás kiadványa, Debrecen. pp. 59–66.
- Bakó G. 2019a: Távérzékelés a természetvédelemben. Természetbúvár 74(3): 38–41.
- Bakó G. 2019b: Nagy terepi felbontású és frekvenciájú légi felmérésen alapuló monitoring-hálózat kiépítési módszertana. Tájékológiai Lapok 17(1): 61–74.
- Bakó G., Molnár Zs., Stefán F., Fehér L., Takács N., Kiss N., Demény K., Káplár L., Halászi R. 2019: Nagyléptékű ökoszisztéma szolgáltatás térképezés a Hármashatár-hegyen az NRMH alkalmazásával. IV. Fenntartható fejlődés a Kárpát medencében: "Gyepek biodiverzitása a Kárpát medencében" absztraktkötet, Hódmezővásárhely, 7–15. pp. (<https://www.interspect.hu/IVKM2019.pdf> utolsó elérés: 2021.09.24.)
- Bellaagh M., Bakó B. 2004: A haragos sikló (*Coluber caspius*) védelmi terve Magyarországon. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest, p. 29.
- Bellaagh M., Korsós Z., Szelényi G. 2006: A fokozottan védett haragos sikló (*Hierophis caspius*) új, Duna menti lelőhelyei Magyarországon. Állattani Közlemények 91: 139–144.
- Bellaagh M., Korsós Z., Szelényi G. 2008: New occurrences of the Caspian Whipsnake, *Dolichophis caspius* (Reptilia: Serpentes: Colubridae) along the River Danube in Hungary. Acta Zoologica Bulgarica 60(2): 213–217.
- Bellaagh M. 2012: Konzervációbiológiai kutatások a magyarországi haragossikló-populációkon (Squamata: Colubridae, *Dolichophis caspius*) Doktori (PhD) értekezés tézise, SZIE, Gödöllő, p. 21.
- Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR, MTA-ÖBKI, p. 441.
- Dely O. Gy. 1978: Hüllők–Reptilia. Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae), Akadémiai Kiadó, Budapest, 20 (4): 1–120.
- Dobolyi K. 2002: Studies of vegetation dynamics on the rock grasslands in the Csíki-hegyek (Budaörs, Hungary). Studia Botanica Hungarica 33: 83–96.
- Druzsín J. 2020: Budai-hegység útikalauz. Magánkiadás, Budapest, p. 110.

- Dudás Gy. 2001: A fokozottan védett Szársomlyó TT herpetofaunája. Diplomadolgozat, PATE Keszthely, 86 p.
- Fekete, G., Molnár, Zs., Horváth, F. (szerk) 1997: A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Frivaldszky I. 1825: Monographia Serpantum Hungariae. Pestini 1–62.
- Frivaldszky I. 1865: Jellemző adatok Magyarország faunájához. Magyar Tudományos Akadémia. Évkönyve Pest, 11(4): 1–276.
- Halpern B., Babocsay G., Vági B. 2017: A kaszpi haragossikló, a budapesti olimpia első győztese. XI. Magyar Természetvédelmi Biológia Konferencia Absztraktkötete, 15. p. (http://www.mtbk.hu/mtbk11/doc/XI_MTBK_Absztraktkotet.pdf, utolsó elérés: 2021.09.24.)
- Herczeg G., Krecsák L., Marsi Z. 2002: Új bizonyító adat a haragos sikló előfordulásáról Budapest belterületén a Sas-hegyről. – Folia historico-naturalia Musei Matraensis 26: 341–344
- Király G. 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 616 p.
- Korsós Z., Mara Gy., Traser Gy. 2002: A haragos sikló (*Coluber caspius* Gmelin, 1789) újabb előfordulása Magyarországon. Folia historico-naturalia Musei Matraensis 26: 335–339.
- Kun A. 1996: Kiegészítések és újabb adatok a magyar flóra és vegetáció ismeretéhez. Kitaibelia 1: 26–33.
- Mahtani-Williams S., Halpern B., Vörös J., Lauš B., Babocsay G., Vági B., Péntek A. L., Nagy Z. T., Burger P. A. 2017: Phylogeography and adaptive evolution of the Caspian whipsnake (*Dolichophis caspius*). 19. Európai Herpetológiai Konferencia (2017. szeptember 20.), Salzburg, 102 p.
- Miles, I., Sullivan, W. C., Kuo, F. E. 1998: Ecological restoration volunteers: the benefits of participation. Urban Ecosystems 2: 27–41.
- Molnár Zs., Góber E. 2020: Repülőgépes adatgyűjtés a fenntartható jövőért. Természettudományi Közlöny: 66–69.
- Oláh A. 2006: Pszichológiai alapismeretek. Bölcsész Konzorcium. Budapest, 766 p.
- Pluhár Z., Sárosi S., Pintér A., Simkó H. 2010: Essential oil polymorphism of wild growing Hungarian thyme (*Thymus pannonicus*) populations in the Carpathian Basin. Natural Product Communications 5(10): 1681–1686.
- Schätti B. 1988: Systematik und Evolution der Schlangengattung Hierophis Fitzinger, 1883. Diss. Univ. Zürich, 50 p.
- Simons G., Poortinga A., Bastiaanssen W., Saah D., Troy D., Hu-nink J., de Klerk M., Rutten. M., Cutter, P., Rebelo L-M., Ha Lan Thanh, Hessels T., Vu P.N., Fenn M., Bean B., Ganz D., Droogers P., Erickson T., Clinton N. 2017: On spatially distributed hydrological ecosystem services: Bridging the quantitative information gap using remote sensing and hydrological models. Wageningen, The Netherlands: Future Water 45 p.
- Tóth-Ronkay M., Bajor Z., Bárány A., Földvári G., Görföl T., Halpern B., Leél-Össy Sz., Mészáros R., Péntek A. L., Tóth B., Tóth Z., Vörös J. 2015: Budapest. In: Kelcey J. G. (ed.) Vertebrates and Invertebrates of European Cities: Selected Non-Avian Fauna. Springer-Verlag New York, 700 p., 27–73. p.

MAPPING OF THE HABITAT OF CASPIAN WHIP SNAKE ON VÖRÖS-KŐVÁR

A. FÜRÉSZ¹, K. PENKSZA¹, G. PÁPAY¹, ZS. MOLNÁR², G. BAKÓ²

¹Hungarian University of Agricultural and Life Sciences, Institute of Crop Production
2100 Gödöllő, Páter Károly str. 1. e-mail: furatis1@gmail.com

²Interspect Ltd. 2314 Halásztelek, II. Rákóczi Ferenc str. 42.

Keywords: high spatial resolution aerial remote sensing, reptile protection, mapping, botany, nature conservation

Little is known about the habitat and exact location of the highly protected Caspian whip snake (*Coluber caspius*). For a long time, occurrence data were available only from the areas of Szársomlyó (Villányi Mountains) and the Buda Hills, and then in the 2000's new sites were found in the areas along the Danube. In 2012, Ina Gros, a German herpetologist, discovered a population of ten individuals in Vörös-kővár near Pesthidegkút. The priority tasks of nature conservation include the conservation of natural values, especially protected and highly protected species. In order to provide adequate protection for a species, we also need to know its habitat, and therefore the vegetation of its habitat. The aim of the research is to map the vegetation of the Vörös-kővár area with remote sensing and GIS tools based on The High Resolution Aerial Monitoring Network (HRAMN) methodology of Interspect Ltd. In the work, we uploaded a patch map of the Vörös-kővár sample area, which is considered to be the HRAMN sample area, based on an extremely high field resolution three-dimensional aerial survey, with data collected in the field. We determined the individual vegetation patches in the case of the grasslands, and the woody vegetation was recorded at the level of individuals and homogeneous groups, respectively. Based on the composition of the vegetation, the units can be divided into three groups. The demarcated polygons cover a variety of vegetation units, in addition to their size, height, leveling are extremely heterogeneous, and in addition to natural habitat patches, there are also traces of anthropogenic activity, abandoned orchards and grazing. The undergrowth seems poor and, due to the sandstone bedrock, contains species indicating acidity, but despite the apparent species poverty, it is

species-rich and diverse. In addition, the wooded-shrubby central core area, which is also dotted with bare sandstone cliffs, is surrounded by a slope steppe and shrub mosaic habitat strip, which provides extraordinary diversity in the vegetation. For the benefit of Caspian whip snake landscape reconstruction will be possible in the future, expanding its habitat and thus reinforcing the population.

A GÍMSZARVAS TERJESZKEDÉSÉNEK ELEMZÉSE BÁCS-KISKUN MEGYE KÖZÉPSŐ TERÜLETEIN

ILYÉS Kinga, CSÁNYI Sándor, MÁRTON Mihály

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet
Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: ilyes.kinga@gmail.com

Kulcsszavak: gímszarvas, terjeszkedés, erdő

Összefoglalás: A gímszarvas intenzív alföldi terjeszkedésének kezdete feltehetően az 1970-es évek környékére helyezhető. Az Alföld erdősítéséhez köthető folyamat napjainkban is töretlen. A faj új területeken való megjelenése gazdasági haszna mellett gyakorta - az apróvad számára hátrányos - vadgazdálkodási szemléletváltáshoz vezet, valamint sok esetben konfliktust teremt a vadászatra jogosult és a földhasználók között. Ezért az állomány terjeszkedésének nyomon követése és az állományszabályozási lehetőségek megállapítása releváns feladat. Jelen vizsgálat fő célkitűzése az volt, hogy a Bács-Kiskun megyei gímállomány terjeszkedését jellemezzük a populációdinamikai paraméterek és az erdőterület-arány változásának függvényében. Az adatok az Országos Vadgazdálkodási Adattár (OVA) állományából az 1998-2018-as időszakra vetítve kerültek elemzésre. A gridcellákra alapozott vizsgálat szignifikáns eltéréseket igazolt az egyes erdősültség kategóriák között mind a populációdinamikai, mind a terítéksűrűségi adatok esetében. A 25% alatti erdősültségű területeken élő gímszarvasállomány dinamikája többnyire hektikus, mely a „felvillanó”, ideiglenes előfordulásra utal. A 25-50%-ban erdősült területeken mutatkozott legtöbb alkalommal populációnövekedés, emellett az állománysűrűséget alacsony értékek jellemezték. Ezeket az alacsony létszámú, ám növekedő állományokat a hasonló adottságú területeken gazdálkodók még vadászattal is képesek lehetnek korlátozni, így szerepet vállalva a faj további terjeszkedésének kontrollálásában.

Bevezetés

Hazánk öt nagyvadja közül egyértelműen a gímszarvas (*Cervus elaphus*) történelmi és gazdasági jelentősége a legnagyobb. Szunyoghy 1963-as értekezésében úgy találta, hogy a faj a Kárpát-medence faunájában már több, mint 100 ezer éve folyamatosan jelen van. Országunkban a gím közép-európai alfaja (*Cervus elaphus hippelaphus*) található meg (Hartl et al. 1990). Elterjedési területe és létszáma az elmúlt időszakban jelentősen növekedett (Csányi et al. 2019). Napjainkban a vadgazdálkodók által becsült állomány eléri a 114 ezer egyedet (Csányi et al. 2019), azonban minden valószínűség szerint – csakúgy, mint az összes korábbi évben – alulbecsült az érték (Csányi 1989, 1991, Csányi és Tóth 2000, Bleier et al. 2020). A változások fő színterét az újonnan telepített alföldi erdőségek biztosítják, a gímszarvas ugyanis főként ezek mentén terjed (Tóth és Szemethy 2000). Ez jelenség újra és újra konfliktusokat generál a vadgazdálkodók és a földhasználók között, valamint a korábban az alföldi területeken jellemző apróvadgazdálkodás visszaszorulását eredményezi.

A terjeszkedést már több ízben vizsgálták mind országos, mind megyei területekre vonatkoztatva, így például Bács-Kiskun és Szabolcs-Szatmár-Bereg megye esetében (Csányi 1999), azonban az elmúlt húsz év adatait még nem elemezték ilyen szempontból. A gím térhódításával foglalkozó tanulmányok az 1990-es évek végéig követték a szarvas terjedését, amit kiegészítendő készítettük el az 1998-2018 közötti időszakra az elemzéseket. A vizsgálati területet a gímszarvas terjedésének egyik „forrópontjára”, Bács-Kiskun megye középső hányadára helyeztük. A Duna-Tisza-közének benépesítése a faj által napjainkban is meglehetősen dinamikus zajlik (OVA 2018a).

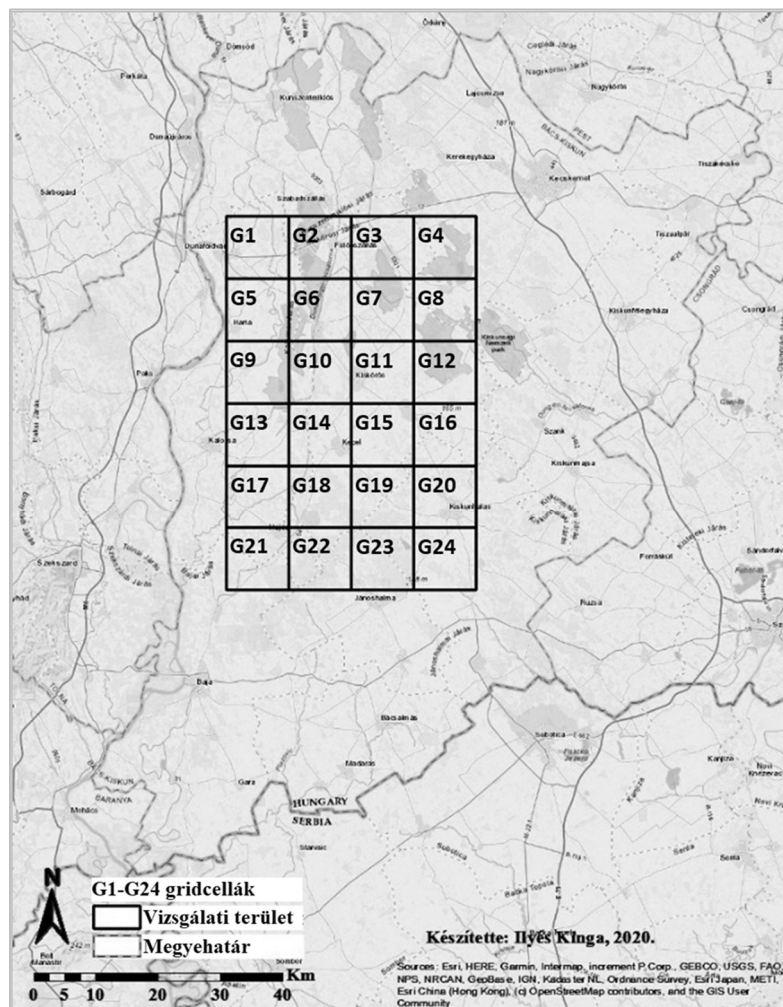
Ahhoz, hogy ezt a folyamatot előre jelezhessük, és a vadgazdálkodók számára útmutatást adjunk, ismerni kell a terjedés mechanizmusát (Tóth és Szemethy 2000). Jelen vizsgálat keretében a fő célkitűzés az volt, hogy a Bács-Kiskun megyei gímállomány terjeszkedését jellemezzük a populációdinamika, a terítéksűrűség és az erdősültség függvényében. A célkitűzéshez kapcsolódóan az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

- Befolyásolják-e az egyes erdősültségi szintek (erdősültség kategóriák) a gímszarvas állománydinamikájának alakulását?
- Befolyásolják-e az egyes erdősültségi szintek a gímszarvas terítéksűrűségének alakulását?
- Milyen mértékű a kapcsolat az erdősültségi szintek és a gímszarvas állománydinamikája között?
- Milyen mértékű az asszociáció az erdősültségi szintek és a gímszarvas terítéksűrűsége között?

Anyag és módszer

A vizsgálati terület

A vizsgálati terület Bács-Kiskun megye középső tájait foglalja magában (1. ábra). A kijelölés folyamán törekedtünk arra, hogy a legnagyobb részt a gímszarvas által újonnan elfoglalt területek (vadgazdálkodási egységek) tegyék ki, valamint olyanok ne kerüljenek nagy számban a vizsgálatba, amelyeken az adatok alapján még nem került terítékre gímszarvas (főként az északi határ meghatározásánál volt ez a tényező fontos) (Tóth és Szemethy 2000). Az így lefedett terület magában foglalja a Solti-síkság középső és déli részét, a Kiskunsági-homokhat nagy hányadát, a Kalocsai-Sárkózt, valamint Illancs középső és északi területeit.



1. ábra A vizsgálati terület elhelyezkedése Bács-Kiskun megyében.
Figure 1. Location of the study area in Bács-Kiskun county.

A teljes terület tengerszint feletti magasságának jellemzéséhez a NASA SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) radar raszter állományát alkalmaztuk (Kiss 2020). Ez alapján a terület magassága 80 és 160 méter között változik, átlagosan 105 méter. Az éves középhőmérséklet 10,5–11 °C körül alakul, az éves csapadékösszeg az északi területen 500–550 mm, míg a déli részen 550–600 mm között van. Éghajlati körzet szerint a teljes terület a meleg-száraz kategóriába sorolható (Bihari et al. 2018).

Az átlagos erdősültség a kutatási terület által érintett vadgazdálkodási tájegységekben (kódszám: 302, 303, 304) 17,6–32,7% közötti, míg a szántóterületek aránya 46,5–63,4%. A három tájegység mindegyikében a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) van jelen a legnagyobb mértékben (14,5 és 20,7 ezer hektár között, fajok közötti aránya 28,30%–42,37% körül mozog), ezt követi a szürke nyár (*Populus x Canescens*), a feketefenyő (*Pinus nigra*), és az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) (OVA 2018 a, b, c). Korábbi hajósszentgyörgyi vizsgálatok (Mátrai et al. 2003) is kimutatták, hogy a változatosság meglehetősen csekély az Alföld újonnan erdősített területein. Főként akác- és fenyőerdők váltják egymást, melyekben a cserjeszint csak elegyetlen foltokban van jelen.

Alapadatok

A Bács-Kiskun megye középső területeihez tartozó, összesen 24 db 10x10 kilométeres gridcellára osztott térinformatikai fedvény, illetve a hozzá tartozó erdősültségi és gímszarvasra vonatkozó terítéksűrűségi adatok az Országos Vadgazdálkodási Adattár (OVA) adatbázisából származnak (1998–2018). Az OVA által számított erdősültségi arány (a gridcellákra vetített százalékos értékben) a Corine Land Cover felszínborítási adatbázisából a 2000, 2006, 2012 és 2018-as évekre állt rendelkezésre. A vizsgált időszakban két olyan év (2002 és 2003) fordult elő, melyek esetében egy adott jogosultat tekintve hiányosak voltak a hasznosítási adatok. Az ebből fakadó torzítás kiküszöbölésére a két említett év adatait kizártuk az elemzésből.

Adatelemzéshez használt programok, elvégzett vizsgálatok

Az adatok rendezésére, táblázatok készítésére, diagramok létrehozására és statisztikai próbák elvégzésére az Excel táblázatkezelő programot (Microsoft Office 365), valamint annak bővítményét (Real Statistics Resource Pack) használtuk.

A gridcellák erdősültségi adatai ugyan egyenletesen lefedték a vizsgált időszakot, mégis mindösszesen négy év vonatkozásában voltak elérhetőek, ezért az egyes cellák erdősültségét a teljes vizsgált időszakra vetítve a négy ismert adat számtani átlagával határoztuk meg. Az átlagok azon tulajdonságát, hogy megbízhatóan jellemzik-e a vizsgált paramétert a variációs koefficienssel

($CV\% = \frac{s}{x} \times 100$) adtuk meg, mely két gridcella kivételével (azonosító szám: G11 és G17) nem haladta meg a 30%-ot, tehát az átlag megbízhatónak bizonyult (Huzsvai 2011). A 30%-ot túllépő variációs koefficienssel rendelkező gridcellákra (CV% = 33,2 és 69,3) igen alacsony erdősültség volt jellemző. Maximális erdősültségük a négy ismert adat egyike alapján sem haladta meg a 10, illetve a 3,8%-ot. Az alább ismertetett kategorizálást tekintve látható, hogy a két gridcella a maximum értékei alapján a legalacsonyabb osztályközbe tartozott, így azok átlagos erdősültség adatait nem zártuk ki a további számításokból.

Az erdősültségre vonatkozó átlagos értékeket a következő kategóriákba rendeztük:

- A – 25% alatt
- B – 25,00%–50,00% között
- C – 50,01%–75,00% között
- D – 75% felett.

Az egyes kategóriákba tartozó gridcellák számát és arányát az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat Az átlagos erdősültség kategóriákba sorolt gridcellák száma és aránya. Jelmagyarázat: A (<25%); B (25,00%–50,00%); C (50,01%–75,00%); D (75%<).

Table 1. Number and proportion of cells in mean forest cover classes.

Legend: A (<25%); B (25.00%–50.00%); C (50.01%–75.00%); D (75%<).

Átlagos erdősültség kategóriák							
A		B		C		D	
db	arány	db	arány	db	arány	db	arány
15	62,5	6	25,0	2	8,33	1	4,17

Az állománydinamika számszerűsítésére a növekedési szorzó (λ) értéket alkalmaztuk. Számítási módja: $\lambda = \frac{N_{t+1}}{N_t}$, azaz egymást követő két időpont létszámának hányadosa (Csányi 2010). Ez a mutató csak akkor megbízható, ha kiszámításához az állomány nagyságát jól szemléltető értéket, indexet használunk (Csányi 2010). A jelen esetben felhasznált terítéksűrűségi adatok kevésbé torzítottak, mint a rendelkezésre álló állománybecslési statisztikák, és a változások tendenciáit jól mutatják (Tóth és Szemethy 2000). A λ értékeket az elemzések elvégzését megelőzően az alábbi kategóriákba soroltuk:

- I. nulla vagy zéróosztó – λ számítási módjából adódó értékek, ez esetben állománydinamika nem számítható az adott gridcellában (nincs szarvas, vagy csak időszakosan, váltóvaddként, néhány egyed van jelen)
- II. csökkenő – 0,95 (95%) alatt
- III. stabil – 0,95–1,05 (95%–105%) között
- IV. növekvő – 1,05 (105%) felett.

A terítéksűrűséget tekintve a vizsgálati területtel legnagyobb mértékben átfedő 302-es vadgazdálkodási tájegység tervében alkalmazott skálázást vettük alapul (OVA 2018a). Az így kialakított kategóriák az alábbiak:

- 1. – 0 pld/km² (nincs elejtett egyed)
- 2. – 0,01–0,50 pld/km² között
- 3. – 0,51–1,00 pld/km² között
- 4. – 1,00 pld/km² felett.

Fontos megjegyezni, hogy ellentétben az erdősültséggel, az állománydinamika és a terítéksűrűség esetében, az idősoros elemzés következtében az egyes gridcellák többszörösen kerültek besorolásra. Ez a módszertani jellemző okozza a gridcellák számának vizsgált változónkénti eltéréseit (1. és 2. táblázat).

A gímszarvas-állomány dinamikájának, valamint terítéksűrűségének alakulását az erdősültségi kategóriák szerint (2. táblázat), eloszlásvizsgálattal teszteltük. Ez az elemzés két fő részre osztható. Először az állománydinamikai mutatók eloszlása alapján hasonlítottuk össze az egyes erdősültségi kategóriákat, majd hasonló összevetést végeztünk a terítéksűrűségi adatok szerint is. Mind a dinamika, mind a terítéksűrűség esetében az elemzéseket a következő sorrendben végeztük el. Első lépésként minden erdősültség kategóriát vizsgálatba vontunk. Az így kapott 4 soros, 4 oszlopos táblázatokban Chi²-teszttel vizsgáltuk az erdősültség kategóriákban megjelenő eloszlások eltéréseit. Bár a cellák értéke nem minden esetben haladta meg a Chi²-próba feltételeként megadott 5-tel egyenlő, vagy nagyobb várható gyakoriság értéket, más eloszlásvizsgálatok (pl. Chi²-próba Yates-féle korrekcióval, Fisher-féle egzakt teszt) nem voltak alkalmasak az adatok elemzésére, azok nagy terjedelme miatt (Reiczigel et al. 2010).

2. táblázat Az átlagos erdősültség, illetve az állománydinamika és a terítéksűrűség alapján kategorizált gridcellák száma és aránya. Jelmagyarázat: Átlagos erdősültség kategóriák: A (<25%); B (25,00%–50,00%); C (50,01%–75,00%); D (75%<). Állománydinamikai kategóriák: I. (nulla vagy zéróosztó); II. (csökkenő <95%); III. (stabil 95%–105%); IV. (növekvő 105%<). Terítéksűrűség kategóriák: 1. (0 pld/km²); 2. (0,01–0,50 pld/km²); 3. (0,51–1,00 pld/km²); 4. (1,00 pld/km²<)

Table 2. Number and proportion of cells categorised by mean forest cover, population dynamics and hunting bag density. Legend: Mean forest cover classes: A (<25%); B (25.00%–50.00%); C (50.01%–75.00%); D (75%<). Population dynamics categories: I. (null or zero divisors); II. (decreasing <95%); III. (stable 95%–105%); IV. (increasing 105%<). Hunting bag density categories: 1. (0 ind/km²); 2. (0.01–0.50 ind/km²); 3. (0.51–1.00 ind/km²); 4. (1.00 ind/km²<)

Kategóriák		Átlagos erdősültség							
		A		B		C		D	
		db	arány	db	arány	db	arány	db	arány
Állománydinamika	I.	94	37%	3	3%	0	0%	0	0%
	II.	36	14%	23	23%	3	9%	3	18%
	III.	50	20%	21	21%	15	44%	7	41%
	IV.	75	29%	55	54%	16	47%	7	41%
	összesen	255	100%	102	100%	34	100%	17	100%
Terítéksűrűség	1.	88	31%	3	3%	0	0%	0	0%
	2.	166	58%	95	83%	5	13%	1	5%
	3.	15	5%	12	11%	17	45%	15	79%
	4.	16	6%	4	4%	16	42%	3	16%
	összesen	285	100%	114	100%	38	100%	19	100%

A további összevetésekhez az átlagos erdősültségi kategóriákat párba állítottuk (4 soros, 2 oszlopos táblázatok), így minden kategóriát össze tudtunk hasonlítani egymással, ezzel részletesebb képet kapva az eloszlásbeli különbségekről. Ehhez minden párosításnál Fisher-féle egzakt tesztet alkalmaztunk (Fisher 1922). Szignifikáns eredmény esetén további elemzést végeztünk. Ennek során Bonferroni Z-teszttel határoztuk meg (Byers et al. 1984), hogy két erdősültség kategória között pontosan mely dinamika, illetve terítéksűrűség kategória(ák) esetében igazolható az eltérés.

Az eloszlásvizsgálatok kiegészítésére a Cramer-féle V együtthatót is meghatároztuk, mely a változók közötti asszociációt hivatott jellemezni, értéke 0 és 1 közé esik (Reiczigel et al. 2010). Minél közelebb található a kapott érték 1-hez, annál erősebb a kapcsolat a két vizsgált tényező között. Az elemzés szimmetrikus, megadja, hogy az adott tényező értékéből milyen eséllyel következtethetünk a másik vizsgált paraméter értékére, és viszont (Reiczigel et al. 2010). A módszer, tulajdonságaiból adódóan nem képes a nulla értékkel rendelkező adatokat kezelni, ezért a két legmagasabb erdősültségi kategória (C és D) összehasonlításánál mind a populációdinamika, mind a terítéksűrűség vizsgálata esetében ki kellett zárni a legkisebb kategóriát (I. és 1.).

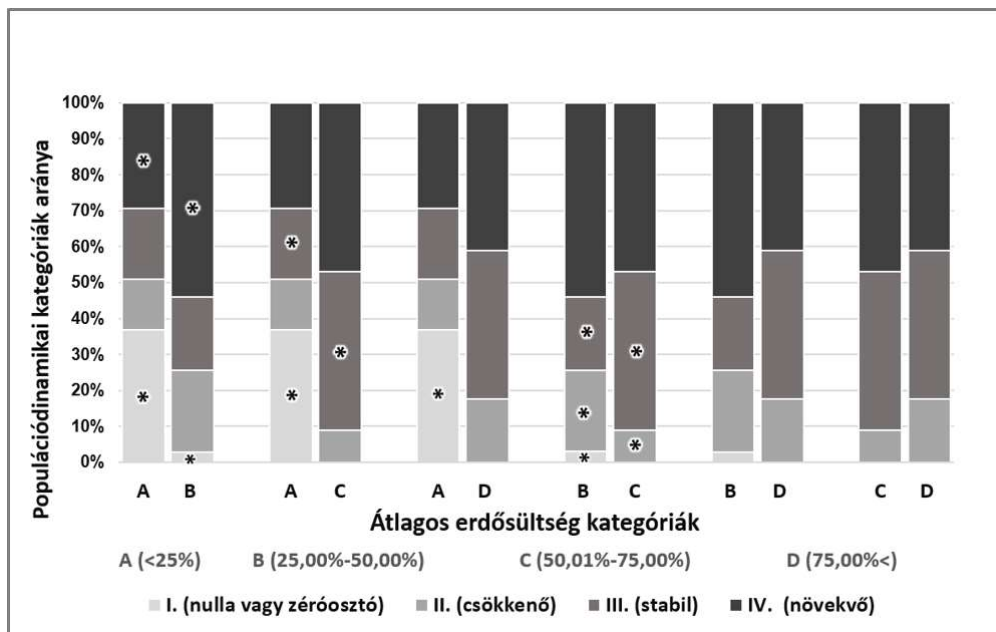
Eredmények

Az átlagos erdősültség és a gímszarvas populációt jellemző állománydinamikai és terítéksűrűség adatok vizsgálata folyamán a következő eredményeket kaptuk.

Az erdősültség kategóriák együttes elemzése során a Chi²-próba nem mutatott ki függetlenséget az állománydinamika és az erdősültség között. Az erdősültség kategóriák páronkénti összehasonlítása folyamán az állománydinamikai adatok alapján szignifikáns különbséget találtunk a következő esetekben: A–B; A–C; A–D; B–C (2. ábra). Ez azt jelenti, hogy a legalacsonyabb erdősültség kategóriában (A) megjelenő eloszlás szignifikánsan különbözik az összes többitől, illetve a két közbeeső kategória (B és C) között is statisztikailag alátámasztható különbség rajzolódik ki. A legmagasabb erdősültség kategória (D) csak a legalacsonyabbtól (A) tért el szignifikánsan.

Az igazolhatóan eltérést mutató párosítások esetében a Bonferroni Z-teszt a következő eredményeket adta:

- A (<25,00%) – B (25,00–50,00%) erdősültség kategóriák: a B kategóriában szignifikánsan alacsonyabb az I. (nulla vagy zéróosztó) és magasabb a IV. (növekvő) populációdinamikai kategória aránya,
- A (<25,00%) – C (50,01–75,00%): a C kategóriában szignifikánsan alacsonyabb az I. (nulla vagy zéróosztó) és magasabb a III. (stabil) populációdinamikai kategória aránya,
- A (<25,00%) – D (75,00%<): a D kategóriában szignifikánsan alacsonyabb az I. (nulla vagy zéróosztó) populációdinamikai kategória aránya
- B (25,00–50,00%) – C (50,01–75,00%): a C kategóriában szignifikánsan alacsonyabb az I. (nulla vagy zéróosztó) és II. (csökkenő), valamint magasabb a III. (stabil) populációdinamikai kategória aránya (2. ábra).



2. ábra A populációdinamikai kategóriák aránya az egyes erdősültség kategóriákban.

Jelmagyarázat: *: adott párosítás esetén, azonos dinamikai kategóriák közötti szignifikáns eltérés.

Figure 2. The proportion of population dynamical categories in mean forest cover classes.

Legend: *: significant difference between same dynamical categories in one comparison.

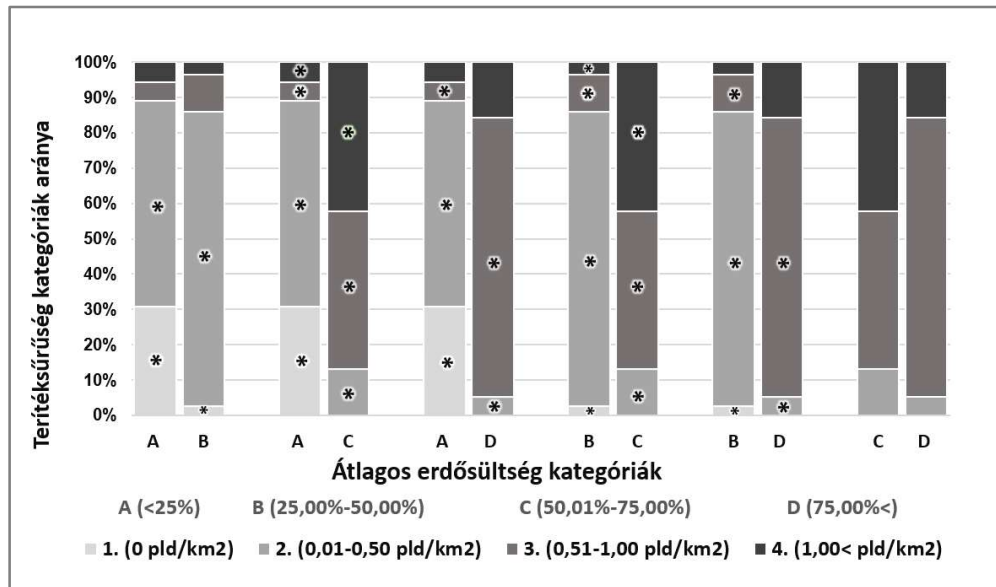
A fenti vizsgálatot a terítéksűrűségi kategóriákra alkalmazva az alábbi eredményeket kaptuk. Az erdősültség kategóriákat együtt elemezve, a χ^2 -próba eredménye alapján a terítéksűrűség és az erdősültség nem függetlenek egymástól.

Az erdősültség kategóriákat páronként vizsgálva a Fisher-teszt szignifikáns különbséget jelzett a következő esetekben: A–B; A–C; A–D; B–C; B–D (3. ábra).

Az eloszlásvizsgálattal kimutatott különbségek Bonferroni Z-teszttel való további vizsgálata a következő eredményeket hozta:

- A (<25,00%) – B (25,00–50,00%): a B kategóriában szignifikánsan alacsonyabb az 1. (0), és magasabb a 2. (0,01–0,50) terítéksűrűségi (pld/km²) kategória aránya,
- A (<25,00%) – C (50,01–75,00%): a C kategóriában szignifikánsan alacsonyabb az 1. (0) és 2. (0,01–0,50), magasabb a 3. (0,51–1,00) és 4. (1,00<) terítéksűrűségi kategória aránya,
- A (<25,00%) – D (75,00%<): a D kategóriában szignifikánsan alacsonyabb az 1. (0) és 2. (0,01–0,50), magasabb a 3. (0,51–1,00) terítéksűrűségi kategória aránya,
- B (25,00–50,00%) – C (50,01–75,00%): a C kategóriában szignifikánsan alacsonyabb az 1. (0) és 2. (0,01–0,50), magasabb a 3. (0,51–1,00) és 4. terítéksűrűségi kategória aránya,

- B (25,00–50,00%) – D (75,00%<): a D kategóriában szignifikánsan alacsonyabb az 1. (0) és 2. (0,01–0,50), magasabb a 3. (0,51–1,00) terítéksűrűségi kategória aránya (3. ábra).
-



3. ábra A terítéksűrűség kategóriák aránya az egyes erdősültség kategóriákban.

Jelmagyarázat: *: adott párosítás esetén, azonos sűrűség kategóriák közötti szignifikáns eltérés

Figure 3. The proportion of hunting bag density categories in mean forest cover classes.

Legend: *: significant difference between same density categories in one comparison.

A Cramer-féle V értékek a következőképpen alakultak az állománydinamikai adatok esetében: a négy erdősültség kategóriát együtt elemezve a V érték közel esik a nullához, amely gyenge asszociációt jelez az állománydinamikai kategóriák és az erdősültség mértéke között. Az erdősültségi kategóriákat a korábbi vizsgálatokhoz hasonlóan párba állítva sem tapasztaltunk 0,5-et meghaladó V értéket (3. táblázat), amely arra utal, hogy a dinamika és az átlagos erdősültség között nincsen szoros asszociáció.

3. táblázat Az átlagos erdősültség kategóriák és az állománydinamika, valamint a terítéksűrűség adatok közötti asszociáció vizsgálata páronkénti elemzéssel. Jelmagyarázat: Átlagos erdősültség kategóriák: A (<25%); B (25,00%–50,00%); C (50,01%–75,00%); D (75%<).

Table 3. Analysis of the association by comparison between mean forest cover, population dynamics and hunting bag density categories. Legend: Mean forest cover classes: A (<25%); B (25.00%–50.00%); C (50.01%–75.00%); D (75.00%<).

Állománydinamikai adatok			Terítéksűrűség adatok		
Átlagos erdősültség kategóriák	Cramer-féle V		Átlagos erdősültség kategóriák	Cramer-féle V	
A	B	0,36	A	B	0,32
A	C	0,29	A	C	0,62
A	D	0,20	A	D	0,62
B	C	0,26	B	C	0,69
B	D	0,18	B	D	0,65
C	D	0,13	C	D	0,33

A terítéksűrűség kategóriák vizsgálata során, a négy erdősültség kategóriát együtt értékelve valamivel magasabb V értéket kaptunk, azonban ez az adat sem haladja meg a 0,5-et, tehát a kapcsolat a vizsgált változók között közepesnél gyengébb. Az átlagos erdősültség kategóriák párba állítása a 3. táblázatban közölt eredményeket hozta. A V érték a hat párosítás közül négy esetben haladta meg a 0,5-es értéket.

Következtetések

Az eloszlásvizsgálatok eredményei alapján elmondható, hogy a legalacsonyabb erdősültség kategóriában (A: <25%) meglehetősen hektikus az állománydinamika: a legmagasabb arányban a nem számolható (nulla v. zéróosztó) kategória van jelen, mintegy 37%-ot tesz ki. A többi erdősültség kategóriában ez vagy nagyon alacsony (3%) számban fordul elő, vagy egyáltalán nem. A további állománydinamikai kategóriák megközelítőleg egyenlően oszlanak el (14-20-29%), azonban az állománysűrűséget vizsgálva kitűnik, hogy a gridcellák majdnem harmadában (31%) egyáltalán nincs gímelejtés, 58% pedig az alacsony sűrűségi kategóriába tartozik (1. táblázat, 3. ábra). Összesen 89%-ot tesz ki ez a két csoport. Ezek a „felvillanó” majd eltűnő démek csak abban az esetben létezhetnek, ha az állomány metapopulációként működik, és működése alapján a forrás-lefolyó modellel írható le (Csányi 2010).

Ehhez képest az eggyel magasabb erdősültség (B: 25-50%) esetén a gridcellák 75%-a stabil vagy növekvő dinamikai kategóriába tartozik, emellett 83% az alacsony terítéksűrűségűek aránya. Ez az eredmény illeszkedni látszik Csányi (1999) megállapításához, mely szerint a gím az újonnan meghódított Bács-megyei területeken populáció-növekedési képességét teljesen ki tudja használni.

Az 50,01-75%-os erdősültségi aránnyal rendelkező C kategóriában a stabil és növekvő dinamikájú gridcellák 91%-ot tesznek ki, a közepes és magas terítéksűrűségűek pedig 87%-ban vannak jelen. A D (75%<) kategóriában ez az érték a stabil és növekvő csoportok esetén 82%, a közepes és magas terítéksűrűséggel rendelkező egységeknél 95%. Ezek az értékek is alátámasztják a már sok oldalról bizonyított ténytet, miszerint a magas erdősültségű területeken nagy egyedszámú állományok jönnek létre és stabilizálódnak, illetve tovább növekednek (Csányi 2002, Tóth és Szemethy 2000). A két legmagasabb erdősültség kategória között szignifikáns különbség egyik vizsgálat során sem mutatkozott. Ennek oka lehet a viszonylag alacsony elemszám ($n_c=34$; $n_b=17$ db), valamint az a lehetőség, hogy az erdősültség egy bizonyos szint felett nem befolyásolja érdemben a gímszarvas terjedését, illetve állománysűrűségét (Tóth és Szemethy 2000). Vizsgálatunk eredményei alapján feltételezhető, hogy ez a szint megközelítőleg az 50%-os erdőborítási arány, mely felett a gímszarvas állományalakulására és -méretére az erdőterületek minősége, mikroélőhelyi tényezői lehetnek kifejezettebb hatással és nem önmagában az erdők aránya (Csányi 1999, Mátrai et al. 2003, Tóth és Szemethy 2000). A következtetések levonásakor figyelembe kell venni, hogy elemzésünk alapegységei az egyenként 10 ezer hektár kiterjedésű gridcellák voltak. Ezért az eredmények (50% = 5000 hektár) a gyakorlati vadgazdálkodást tekintve nagyságrendileg legalább 2-3 vadgazdálkodási egység méretű területen értelmezhetőek.

A Cramer-féle V érték vizsgálata során a terület erdősültsége és a gím állománydinamikai jellemzői között alacsony (0,13-0,36) asszociációs értékeket kaptunk. A terítéksűrűség esetében négy párosításnál mutatkozott közepesnél szorosabb kapcsolat. A legmagasabb V érték (0,69) a két közbeeső erdősültség kategória összehasonlításából adódott. A kapott Cramer V értékek alapján fontos kiemelni, hogy egy adott terület erdősültségéből nem következtethetünk minden kétséget kizáróan az ott élő gímállomány sűrűségére, dinamikájának megállapítására pedig egyáltalán nem alkalmasak az ebből eredő kalkulációk.

Vizsgálatunk és a korábbi kutatások eredményeit összefoglalva elmondható, hogy a gímszarvas egyre szélesebb körben való megjelenésére jelenlegi ismereteink alapján már fel lehet, és fel is kell készülni. Ugyan jelentős bevételt biztosíthat a faj, de ha nem mérlegelik a vele járó kiadásokat, akkor a vadgazdák és a társágzatok közötti sokéves viták a vad káráról és hasznáról tovább dagadnak majd (Csányi 2002, Bleier et al. 2017). Egy korábban publikált kutatás alapján (Csányi 1999) ismert, hogy amikor a faj az élőhely benépesítésének folyamatában a harmadik, rohamos állománynövekedési szakaszba lép, a terjedését és a létszámának növekedését még magas hasznosítási aránnyal sem lehet megállítani.

Elemzésünk során a 25–50%-os erdősültség esetében tapasztaltunk leggyakrabban állomány növekedést és alacsony sűrűséggel rendelkező – a Csányi (1999) által felállított modell szerint a második fázisban lévő – állományokat. Ez azt jelentheti, hogy az ilyen erdősültségű területeken jelenlévő, alacsony létszámú, ám növekedő állományokat a gazdálkodók – amennyiben az szándékukban áll – még vadászattal is képesek lehetnek korlátozni. A szándék meglehetősen fontos elem, hiszen ismert, hogy egy alföldi területen a vadászok általában kuriózumként tekintenek a gímszarvasra még akkor is, ha a tájegységi terv ennek ellentmondó célokat tartalmaz (OVA 2018b).

Végkövetkeztetésként levonható, hogy vizsgálatunk egyes erdősültség kategóriákra adott jellemzései információt szolgáltatnak a vadgazdálkodási tájegység szintű gímszarvas állománykezelési stratégia jövőben várhatóan szükségszerű aktualizálásához, részletezéséhez. A terjeszkedés további előrejelzésében szerepet kaphat a nemzeti erdőstratégiával összhangban tervezett erdőtelepítések tér és időbeli mintázata, mely alapjaiban hatással lehet a felvillanó démként viselkedő vagy stabilabb jelenlétet mutató gímszarvas-állományok új területeken való kialakulására. Az állománykezelési tervek elkészítése során fontos szem előtt tartani, hogy a kezelés alapegységeit jelentő vadgazdálkodási egységek, vagy vadgazdálkodási egység csoportok területén élő gímállománnyal való gazdálkodás irányvonala célzottan az állományt felmérő vizsgálattal állapítható meg.

Irodalom

- Bihari Z., Babolcsai Gy., Bartholy J., Ferenczi Z., Gerhátné Kerényi J., Haszpra L., Homokiné Ujváry K., Kovács T., Lakatos M., Németh Á., Pongrácz R., Putsay M., Szabó P., Szépszó G. 2018: Éghajlat. In: Kocsis K. (főszerk.) Magyarország nemzeti atlasza: természeti környezet. MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest p. 187, 58–71.
- Bleier N., Csányi S., Fehér P., Kozma J., Náhlik A., Nyúl A., Varga G. 2020: A nagyvadgazdálkodás aktuális problémái és megoldásuk lehetőségei. Varga, G., Rung, Á. (szerk.). A vadgazdálkodás időszerű kérdései 18. Országos Magyar Vadászkamara, Budapest. p. 14–75
- Bleier N., Kovács I., Csányi S. 2017: Gazdálkodók a vadkárrol (I.). Magyar Mezőgazdaság 72: 24–25.
- Byers, C. R., Steinhorst, R. K., Krausman, P. R. 1984: Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. In: The Journal of Wildlife Management 48 (3) 1050–1053.
- Csányi S. 1989: Egyszerű módszer a gímszarvas állomány minimális létszámának becslésére. Vadbiológia 3: 49–55.
- Csányi S. 1991: Red deer population dynamics in Hungary: Management statistics versus modeling. in Brown, R. D. (ed.) The Biology of Deer. Springer Verlag, New York. p. 596 37–42.
- Csányi S. 1999: A gímszarvasállomány terjeszkedése az Alföldön. Vadbiológia 6: 43–48.
- Csányi S. 2002: Szarvasállomány és szarvasgazdálkodás a statisztikák alapján. A vadgazdálkodás időszerű kérdései 1. Gímszarvas. Kaposvári Egyetem, 2002. november 22. p. 10–22.
- Csányi S. 2010: Vadbiológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest, p. 116
- Csányi S., Márton M., Köteles P., Lakatos E.A., Schally G. 2019) Vadgazdálkodási Adattár–2018/2019. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő, p. 66
- Csányi S., Tóth P. 2000: Populáció-rekonstrukció alkalmazása a hazai gímszarvas állomány létszámának meghatározására. Vadbiológia 7: 27–37.
- Fisher R. A. 1922: On the interpretation of χ^2 from contingency tables, and the calculation of P. Journal of the Royal Statistical Society 85 (1) 87–94.
- Hartl, G., Willing, R., Lang, G., Klein, F., Köller, J. 1990: Genetic variability and differentiation in red deer (*Cervus elaphus* L) of Central Europe. Genetics Selection Evolution 22, 289–306
- Huzsvai L. 2011: STATISZTIKA Mezőgazdászok részére. SENECA BOOKS Kiadó, Debrecen, p. 96
- Kiss Cs. 2020: Egyszerű szintvonalas térkép készítése QGIS program és SRTM* segítségével. Erdészeti Lapok CLV. 2. 48–50.
- Mátrai K., Szemethy L., Tóth P., Katona K., Székely J. 2003: A vegetáció jellemzői és a szarvas területhasználata közötti összefüggések egy alföldi erdőségben. Vadbiológia 10: 26–35.
- Országos Vadgazdálkodási Adattár 2018a: Észak-bács-kiskuni vadgazdálkodási tájegység (302). Agrárminisztérium, Vadgazdálkodási Tájegységi Főosztály. p. 177
- Országos Vadgazdálkodási Adattár 2018b: Illancs-bugaci vadgazdálkodási tájegység (303). Agrárminisztérium, Vadgazdálkodási Tájegységi Főosztály. p. 177

- Országos Vadgazdálkodási Adattár 2018c: Közép-bács-kiskuni vadgazdálkodási tájegység (304). Agrárminisztérium, Vadgazdálkodási Tájegységi Főosztály. p. 178
- Reiczigel J., Harnos A., Solymosi N. (Szerk.) 2010: Biostatisztika nem statisztikusoknak. Nagykovácsi: Pars Kft., p. 462
- Szunyoghy J. 1963: A magyarországi szarvas. Kandidátusi értekezés. Budapest: Természettudományi Múzeum, p. 193
- Tóth P., Szemethy L. 2000: A gímszarvas elterjedési területének változása Magyarországon. Vadbiológia 7: 19–26.

ANALYSIS OF RED DEER EXPANSION IN THE CENTRAL AREA OF BÁCS-KISKUN COUNTY, HUNGARY

Kinga ILYÉS*, Sándor CSÁNYI, Mihály MÁRTON

The Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute for Wildlife Management and Nature Conservation, Department of Wildlife Biology and Management
2100-Gödöllő, Páter K. u. 1., *e-mail: ilyes.kinga@gmail.com

Keywords: Red deer, expansion, forest

The rapid expansion of the red deer (*Cervus elaphus*) in the lowland counties in Hungary, started around 1970. The dispersal of the species seems to be connected with the afforestation of the Great Hungarian Plain, therefore, we selected Bács-Kiskun county as our study area. Based on its population parameters and the proportion of forested areas, we examined red deer's expansion between 1998 and 2018. A geospatial grid covering the county's central area was divided into 24 cells. Every cell contained the annual Red deer hunting bag density and the proportion of forest cover for four years. We determined the population multiplier (λ) values based on the bag densities. After that, our data were classified into four groups. We compared the forest cover categories based on the distribution of population dynamics and hunting bag density data. Our findings revealed significant differences between forest cover-classes by population dynamics and bag density. At the lowest forest coverage (<25%), the population dynamics of red deer were rather hectic, and these habitats are functioning as "blinking" sink-patches in a source-sink type metapopulation. At a slightly higher forest coverage, (25-50%) population growth was common. The density of these new populations or subpopulations is low in most cases. Therefore, if necessary, the game managers need to effectively reduce the red deer density by increasing the actual hunting pressure on these areas.