

Szent István Egyetem
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Vadvilág Megőrzési Intézet

**AZ ÜREGI NYÚL (*Oryctolagus cuniculus*) ÉLŐHELY-
PREFERENCIÁJÁNAK ÉS KÖRNYEZETÉRE GYAKOROLT HATÁ-
SÁNAK VIZSGÁLATA EGY TELEPÍTETT ERDŐBEN**

*Study on the habitat preference and impact on the environment of European
rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in a forest plantation*

Készítette: Biró Bálint
Vadgazdamérnök Bsc III. évfolyam

Belső konzulens: Szemethy László Phd
Vadvilág Megőrzési Intézet, egyetemi docens

Gödöllő
2013

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és célkitűzések	3
2. Irodalmi áttekintés	4
2.1. A faj elterjedése	4
2.2. Környezetre gyakorolt hatása	4
2.2.1. Az üregi nyúl direkt mintázatalakító hatása	5
2.3. Táplálkozása	7
2.4. Állományviszonyai	7
3. A vizsgálati terület.....	9
3.1. A vizsgálati terület kijelölése	9
3.2. A vizsgálati terület bemutatása	9
4. Módszerek	11
4.1. Kotoréktérkép és élőhelypreferencia	11
4.2. Hántásvizsgálat.....	13
4.3. Kizárási kísérlet.....	15
5. Eredmények	17
5.1. Kotoréktérkép és élőhelypreferencia	17
5.2. Hántásvizsgálat.....	19
5.3. Kizárási kísérlet.....	28
6. Értékelés és következtetések.....	30
6.1. Kotoréktérkép és élőhelypreferencia	30
6.2. Hántásvizsgálat.....	32
6.3. Kizárási kísérlet.....	33
7. Összefoglalás	35
8. Köszönetnyilvánítás	37
9. Irodalomjegyzék	38
10. Nyilatkozat	45

1. Bevezetés és célkitűzések

Hazánk területéről az üregi nyúl (*Oryctolagus cuniculus*) a XX. század folyamán szinte teljesen eltűnt (Csányi, 2013). Európai állományai csökkenőben vannak a betegségeknek, az élőhelyek feldarabolódásának és a nem megfelelő hasznosításnak köszönhetően (Szemethy et al., 2005; Fernández-Olalla et al., 2009; Ákoshegyi, 2004; Villafuerte & Moreno, 1991). Napjainkban a faj újbóli, gyors állománynövekedését tapasztaljuk Magyarországon (Csányi, 2013). Az üregi nyúl állományainak erősödését a természetvédelmi és az erdőgazdálkodási ágazat kételkedve figyeli (APVMA, 2005; Silviu et al., 2010; Szemethy, 2005; David & Chris, 2001). E faj jelentős vadászati potenciállal bír, így ökológiai igényeinek és környezetére gyakorolt hatásainak minél alaposabb vizsgálata, megértése elengedhetetlen a fajjal történő jövőbeni eredményes gazdálkodás; és a fajról kialakult tévhitek eloszlatása érdekében.

Jelen vizsgálat arra keresi a választ, hogy az üregi nyúl miként befolyásolja környezetét, mik az ökológiai igényei, illetve milyen intézkedésekre, beavatkozásokra lehet szükség a jövőbeni gazdálkodás során.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. A faj elterjedése

Az üregi nyúl (*Oryctolagus cuniculus*) az emlősök (*Mammalia*) osztályába, ezen belül a nyúlalakúak (*Lagomorpha*) rendjébe és a nyúlfélék (*Leporidae*) családjába tartozó faj (Faragó, 2007; Ákos, 1964).

Az utolsó jégkorszakot követően, elterjedési területe az Ibériai félszigetre és Afrika ÉNy-i területeire korlátozódott. Napjainkban Európa valamennyi országában elterjedt, ezen kívül Amerikába, Ausztráliába és Új-Zélandra is betelepítették (Szemethy et al., 2005).

A faj a házi nyúl őse, feltehetőleg Kr.e. 1000 környékén házasították, ízletes húsa miatt (Nagy et al., 1996). Hazánkba az üregi nyúl (*Oryctolagus cuniculus cuniculus*; a Földközi-tenger melléki törzsalak) külföldi telepítések révén került, tehát nem tekinthető őshonos fajnak (Szemethy et al., 2005). A faj hazai megtelepedésére utaló első említések 1793-ból származnak (Faragó, 2007).

Európán belüli elterjedési területein a száraz gyepeket, réteket, laza szerkezetű fás vegetációkat, ökotonokat részesíti előnyben. Kerüli a magasabb fekvésű, hideg és nedves, kötött talajú területeket. Főként a laza, homokos talajokhoz kötődik (Pedro et al., 2011; Parker et al., 1976), ennek megfelelően hazai elterjedési területe szoros összefüggést mutat a homoktalajok hazai előfordulásaival (Altbacker, 2003). A homoktalaj elsődleges korlátozó tényezőként a faj kitorékásása miatt jelentkezik, hiszen a föld alatti nyúlvár biztosítja a védelmet a ragadozókkal és az időjárási extrémításokkal szemben (Pedro et al., 2011). Alföldi jellegű élőhelyeken pozitív kapcsolat mutatkozott az erdősültség mértéke és az üregi nyúl állományok előfordulása, elterjedési területének változása között (Faragó, 2007). Ibériai őshazájában a ligetes vegetációjú, félsivatagos homokdűnét preferálja (Altbacker, 2003). A Kiskunsági Nemzeti Park területén, Bugacon végzett hazai vizsgálatok is kimutatták, hogy a nyulak szívesen választják a borókás erdőfoltokat várépítés céljából (Altbacker, 1998).

2.2. Környezetre gyakorolt hatása

Ökoszisztéma-mérnök fajként (minden olyan faj, mely az élőhelyeket képes - akár nagyobb mértékben is - átalakítani (Kalapos, 2011)) számos hatása van az adott élőhelyre nézve. A növényevők környezetüket direkt és indirekt módon egyaránt befolyásolhatják. Direkt módon táplálkozásukkal, indirekt módon pedig a talaj bolygatásával, a tápanyagkörforgás megváltoztatásával alakítják élőhelyüket. A növényi biomassza (fitomassza) eltávolításával kolonizációra alkalmas foltokat teremtenek, így közvetetten hatva az ökoszisztéma valamennyi élőlényére. A folyamat megfordítva is igaz: a növényi szerves anyag (fitomassza) csökkenti a magvak megtelepedési valószínűségét, ezáltal a fajgazdagságot (Ónodi, 2011; Rasik, 1987).

Az alábbiakban fajspecifikusan az üregi nyúl környezetére gyakorolt direkt hatásait ismertetem.

2.2.1. Az üregi nyúl direkt mintázatalakító hatása

Ónodi et al. (2008) és Markó (2012) vizsgálatai szerint a bozóttüzek előfordulási gyakoriságát közvetetten a nyulak is befolyásolhatják mintázatalakító hatásukon keresztül. A szélsőségesse váló időjárás, a nem megfelelő tájhasználat, a legeltetett háziállat-állomány nagymértékű csökkenése (ami kisebb legelési nyomást jelent), a lecsökkent üregi nyúl állomány hatásának (csökkenti a fitomassza mennyiségét) megszűnése mind hozzájárulnak az évről-évre jelentkező nagymértékű éghető anyag felhalmozódásához, ami esetlegesen lángra kapva, óriási katasztrófák kialakulásához vezethet. Ez azt jelenti, hogy azok a borókacsoportok, melyeket a nyulak körberágtak, kisebb valószínűséggel égtek le. Ez közvetetten hozzájárul a diverzitás megőrzéséhez; hiszen a nyulak mintázatalakító hatásának köszönhetően, megmaradnak a - szerkezetüknek köszönhetően, diverzebb mikroélőhelyeket biztosító - fásszárú foltok (Ónodi et al., 2002).

Altbacker (2003) kimutatta, hogy az adott élőhely vegetációjára kifejtett hatása nem csupán a rágáson keresztül nyilvánul meg. Őshazájában Ibériában bizonyos növények magjainak csírázóképesége a nyulak emésztőrendszerén keresztülhaladva aktiválódik. A faj fontos szerepét igazolták hazai vizsgálatok során a Bugaci Ősborókás területén is, hiszen a faj kizárásakor lassú degradációs folyamatok indultak be az ökoszisztémán belül (Altbacker, 1998). Angliai populációinak eltűnésekor igazolódott a faj ökoszisztéma fenntartó szerepe - hasonló szerepét igazolták, mint a bugaci ökoszisztémán belül, hiszen hatásuk megszűnésekor az addigi fásszárú vegetáció nélküli területeken becserjésedési folyamatok indultak meg (Rasik, 1987).

További pozitív szerepét - hazai és angliai ökoszisztéma fenntartó funkciójához hasonlóan - főként őshazájában, az Ibériai félszigeten bizonyították. Ezeken a területeken állománya óriási hanyatláson ment keresztül, a preferált élőhelyei megváltozásának, az RHD-nek (Rabbit Haemorrhagic Disease, a nyulak vérzéses tüdőgyulladása (Altbacker, 2005)), valamint a Myxomatosis betegségek pusztításának köszönhetően (Szemethy et al., 2005; Fernández-Olalla et al., 2009; Ákoshegyi, 2004; Villafuerte & Moreno, 1991). Ezen okokra visszavezethető állományhanyatlása következtében vált nyilvánvalóvá a faj "kulcsfaj" szerepe (Rouco et al., 2010), ugyanis az üregi nyúl számos veszélyeztetett, kihalás szélén álló faj (*Lynx pardinus*, *Aegypius monachus*, *Hieraetus fasciatus*, *Aquila adalberti* stb.) zsákmánya, így az üregi nyúl eltűnésének következtében ragadozói is kihalhatnak (Ruoco et al., 2010; Catalán, et al., 2008). Ebből adódóan, ezeken a területeken az üregi nyúl jelenléte egyértelműen pozitív, ezért feladatul tűzték ki állományai dúsítását.

Egyéb ökoszisztémán belüli hatása a különböző fajokkal történő versengés. Ez a kompetitív kapcsolat a hasonló "niche"-t elfoglaló mezei nyúlal a legjelentősebb (Altbacker, 1998). A két faj (mezei nyúl és üregi nyúl) közötti interspecifikus kompetíció létezéséről megoszlanak a szakirodalmi vélemények. Altbacker (1998) vizsgálatai esetében a mezei nyulak populációja megkétszereződött az üregi nyúl populáció eltűnése után; míg Katona et al. (2003) kutatásai szerint az üregi nyúl állomány összeomlását nem követte a mezei nyúl állomány egyértelmű növekedése.

Dale (1996) tanulmányában kimutatta, hogy a vegetáció szerkezetének függvényében a nyúlállomány egyaránt lehet hasznos és káros is. Pozitív hatást fejthet ki az állomány az adott területre abban az esetben, ha "legelésével" hátráltatja az idegenhonos, invazív fajok terjedését. Ritka esetekben bizonyos növényfajok adott legelési nyomás alatt nagyobb növekedési erélyt mutattak, ez őshonos fajok esetén pozitív hatást jelent (özönnövények esetén az így kialakult pozitív növekedéssel járó visszacsatolás természetesen negatív következmény).

Negatív hatását szelektív legelésén keresztül is éreztetheti, hiszen az ízletesnek bizonyult fajokat "túllegelte", hasonlóan, mint Altbacker (2005) hazai mintaterületen végzett vizsgálatai esetén, amelyekben kimutatta, hogy az üregi nyúl komoly hatással lehet a borókás foltok között megtelepedő nyílt homokgyepekre. A faj negatív hatása bizonyos cserjefajok magoncainak rágásán keresztül is megnyilvánult, ezt a hatást többek között Altbacker (2005) és Mátrai et al. (1998) igazolták, mivel vizsgálataikban rámutattak arra, hogy a nyulak rágásának komoly hatása lehet a borókacsemetek túlélésére. Dale (1996) szerint további negatív hatása megmutatkozik abban is, hogy az üregi nyúl kotorékásával hozzájárul az adott terület talajának degradációjához. David & Chris (2001) a nyúlvárak vegetációra és a talajra gyakorolt hatásait vizsgálták. Eredményeik igazolták Dale (1996) állításait, hiszen a nyúlvárak területén, illetve azok közvetlen közelében sokkal nagyobb eséllyel erodálódtak a talajok. Az erózió kialakulásának veszélyén kívül, hatással vannak az adott talaj tápanyagtartalmára és PH-jára is. Részben ezért, részben pedig legelésük miatt a nyúlvárak közelében a vegetáció szegényebbnek bizonyult (David & Chris, 2001), ami a növekvő talajlehordódás alapvető kiváltó oka. Mint azt az előzőekben láthattuk, a nyúlnak nem csak pozitív hatásai lehetnek. Bizonyos élőhelyeken, pl.: Ausztrália, Új-Zéland (Szemethy et al., 2005), a betelepített és elszaporodott állomány óriási károkat okoz, köszönhetően részben az élőhely minőségének, részben pedig a faj ökológiai tulajdonságainak, vagy éppen a nem megfelelően tervezett/kivitelezett betelepítési programoknak (Catarina & Paulo, 2008; Kerger, 1991). Ezeken az élőhelyeken a legkülönbözőbb módszerekkel próbálják megakadályozni a faj terjeszkedését, további kártételét (Szemethy et al., 2005). Ausztráliában az üregi nyulak egyik fajspecifikus betegségét (RHD)

szuszpenzióként használják állományai visszaszorításához (APVMA, 2005). Egyes területeken (Ausztrália, Anglia) egyéb fajok, a nyúl versenytársa a juh, vagy ragadozója a dingó állományainak "feldúsításával", betelepítésével próbálják az állományait szabályozni. Továbbá Ausztráliában "elterjedt gyakorlat" a nyúlvárak szétrombolása, betemetése is (Silviu et al., 2010; Szemethy, 2005; David & Chris, 2001).

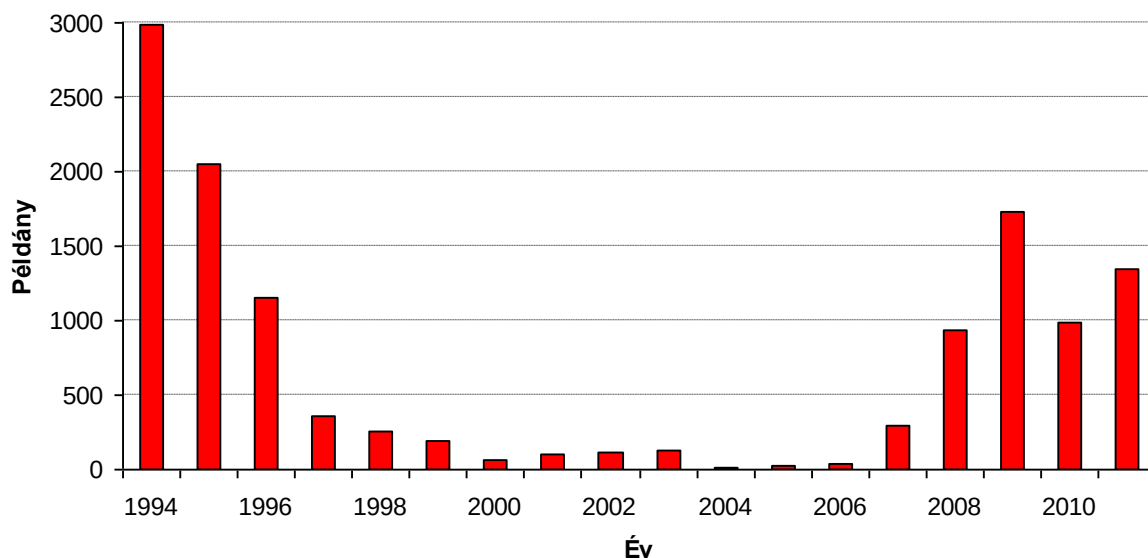
2.3. Táplálkozása

Az üregi nyúl táplálkozását tekintve növényevő, étrendje szezonális megoszlást mutat (Faragó, 2002; Mátrai et al., 1998). Az adott élőhely minőségének függvényében az üregi nyulak preferálják a nagy tápértékű, alacsony rosttartalmú növényeket. A faj az optimális táplálkozási stratégiának megfelelően, jobb minőségű táplálék hiányában silányabb minőségű, de nagyobb mennyiségű táplálék fogyasztására áll át (Mátrai et al., 1998).

Mátrai et al. (1998) vizsgálatai alapján az üregi nyúl tavaszi étrendjében a fűfélék (89%); nyári étrendjében a fűfélék (30%) és egyéb lágyszárúak (42%); őszi étrendjében a fűfélék (60%) és fásszárúak (24%); míg téli étrendjében a fásszárú (60%) növényekből különösen a boróka (19%) dominanciáját lehetett megfigyelni. Rasik (1987) vizsgálatai szerint is a fűfélék képezik a nyulak étrendjének nagy részét. A téli étrendben megfigyelhető nagyarányú fásszárú jelenlét bizonyítja a növénycsoport fontosságát olyankor, mikor nem áll rendelkezésre egyéb, jobb minőségű lágyszárú növényzet (Mátrai et al., 1998). A nyári, illetve a téli étrendben jelenlévő nagymennyiségű monoterpenoidot (illóolajok, méreganyagok) tartalmazó kakukkfű (30%) és boróka (19%) a nyulakra nézve nem káros, sőt Mátrai et al. (1998) szerint segíthetik az emésztést.

2.4. Állományviszonyai

Állományainak dinamikája a kistestű 'r' stratégistáknak megfelelően (Csányi, 2007; Krebs & Myers, 1974) ciklikusságot mutat. Az 1994-es évtől, egészen a 2006-os esztendőig hazai állományát illetően nagymértékű hanyatlást lehet megfigyelni, ami Faragó (2002) szerint összefügg a Myxomatosis és az RHD betegségek megjelenésével. A hanyatlást jól mutatja az Országos Vadgazdálkodási Adattár (O.V.A.) 1994-2011 közötti időszakban regisztrált üregi nyúl elejtéseket bemutató ábrája is (Csányi, 2013, 1. diagram).



1. diagram – Az üregi nyúl országos terítékadatai 1994 és 2010 között.

A 2006-os esztendőől az állomány növekedésnek indult, egészen a 2009-es évig. A 2009-es év adataihoz képest a 2010-es esztendőben csökkenés volt megfigyelhető, majd 2010-től újra növekedésnek indult a faj hazai állománya (1. diagram).

A faj európai állományai, a magyarországi viszonyokhoz hasonlóan, rossz helyzetben vannak, főként a mediterrán ökoszisztémákban, amelyekben az üregi nyulak kiemelkedő fontosságára korábban rávilágítottam (Cabezas et al., 2011). Ez főként az élőhelyek eltűnésének/átalakulásának tudható be, azonban ezek mellett számos egyéb faktor (betegségek, nagymértékű vadászat) is közrejátszik az állományok hanyatlásában (Martins et al., 2002).

3. A vizsgálati terület

3.1. A vizsgálati terület kijelölése

A vizsgálati területet a pontosabb lehatárolhatóság érdekében igyekeztem úgy kialakítani, hogy minden oldalról vonalas létesítmények (út; tuskósor; erdőhatár) határolják. Ennek megfelelően D-i és Ny-i oldalról egy földút; K felől pedig egy nemes nyaras ültetvényben található tuskósor képezi a vizsgálati területem határvonalait. Az É-i oldalon két eltérő használatú erdő szegélye határolja a mintaterületet.

3.2. A vizsgálati terület bemutatása

A vizsgálati terület bemutatása című fejezet elkészítéséhez főként a területtel határos Csévharaszi Borókás fenntartási tervét használtam (Balczó et al., 2011).

A mintaterület az Alföldön, ezen belül pedig a Dunamenti-síkságon található; a Pesti hordalékkúp-síkság kistáj részét képezi. Közigazgatásilag Nyáregyháza községhez tartozik (3. térkép). A terület klimatikus viszonyait tekintve erdőssztyepp klímába tartozik. Kizárólag homoktalajok fordulnak elő a területen, ami az üregi nyúl számára létfontosságú tényező, ebből adódóan a víztartó képesség igen gyenge.

A terület egészen intenzív, ültetvényszerű (nemesnyár-; fenyő- és fehér akác ültetvények) erdőgazdálkodást folytatnak; tehát az erdőrészeket elsődleges rendeltetése a fatermesztés (Illés & Somogyi, 2010).

A nemesnyár ültetvények esetében szinte semmilyen cserjeszintről nem beszélhetünk, ezek aljnövényzete is igen gyér, fajszegény. Gazdagabb növényzetet csak a vonalas élőhelyi foltként megjelenő nyárültetvényekben kialakított tuskósorokon találunk (Payne & Bryant, 1998; Sullivan & Sullivan, 2009). Ezek jellemző fajai a különböző rózsafélék (*Rosaceae*); fészekvirágzatúak (*Asteraceae*); pázsitfűfélék (*Poaceae*); alkörmösfélék (*Phytolaccaceae*); csalánfélék (*Urticaceae*) és disznóparéjfélék (*Amaranthaceae*) családjába tartozó fajok.

A fehér akácosok - sarj eredetükből adódóan - gazdagabb aljnövényzettel és cserjeszinttel rendelkeznek, mint a tuskósori növényzet. A nyárültetvényekben megtalálható tuskósorok növényzetén kívül, elegyfajként találunk néhány jellemző fajt a pézsmaboglárkafélék (*Adoxaceae*); a mákfélék (*Papaveraceae*); a buzérfélék (*Rubiaceae*) és a pillangósvirágúak (*Fabaceae*) családjából.

Az erdei fenyő ültetvényekben az előző két ültetvénykategóriában ismertetett növénycsaládokon kívül megtalálhatók még a fenyőfélék (*Pinaceae*); a bükkfafélék (*Fagaceae*) és a lepényfafélék (*Caesalpinaceae*) családjába tartozó egyéb fajok is.

A mintaterület É-i határát képező két eltérő üzem módú erdő találkozásánál található egy, a helyi viszonyokat figyelembe véve kimondottan fajgazdagnak mondható folt is. E fajgazdag-

ság abból adódik, hogy az erdőrészlet sarjeredetű fehér akác és nyár fajokkal borított; azonban a részlet fiatal, ennek következtében az állomány még nem záródott, így fajgazdag aljnővényzet kialakulására ad lehetőséget. Itt az előbb ismertetett növénycsaládokon kívül a tátogatófélék (*Scrophulariaceae*); a selyemkórófélék (*Aslepidaceae*); a nyírfafélék (*Betulaceae*) és a pázsitfűfélék (*Poaceae*) családjába tartozó fajokat is találunk (kti.szie.hu, 2013; Simon, 2000).

4. Módszerek

4.1. Kotoréktérkép és élőhelypreferencia

A térképezést az ún. "szisztematikus rugalmas sávtranszekt" módszerrel végeztem (Theodore, 1996). A módszer lényege, hogy a kotorékok és a rágott egyedek (biológiai objektumok) felvételezése meghatározott irányban álló, egymással párhuzamos vonalak mentén történik. Ez, esetemben ÉD-i irányú vonalakat jelentett a mintaterület D-i határvonalából indulva (4. térkép). A D-i határvonalat jelentő úton előzetesen 100 méterenként vettem fel a pontokat, és ezeket vizuális jelölőkkel láttam el, majd ezekből a pontokból kiindulva, kézi tájoló segítségével haladtam a vonalakon (4. térkép). A belátható távolságot Kozák (2007) módszertanát alapul véve a vegetáció függvényében becsültem a vizsgálatban szereplő változókra egyenként (kotorék, rágott növényegyedek) (4. térkép).

Az ilyen típusú mintavételezési eljárások lényege, hogy az adott területen a reprezentatív mintából következtetünk egy objektum sűrűségére; ennek megfelelően a "rugalmas sávtranszekt" felmérés után az aránypárok módszerével kiszámítható, hogy a területen milyen számban, sűrűségben találhatók az objektumok, esetünkben a várak, kotorékok és a hántott növényegyedek (Buckland et al., 2004). A kotorékok helyzetét a rugalmas sávtranszekt eljárás mellett a mintaterület teljes feltérképezésével is ellenőriztem. A kotorékok felvételezésénél segítségemre volt az előzetes terepismeret, illetve terepbejárás.

A kotorékok dokumentálása során felvételezésre került az adott vár környezetében élő fásszárú vegetáció (1. térkép), a vár közvetlen környezetében élő lágyszárú vegetáció, a kotorék kijáratainak irányultsága (4. diagram) és a kotorékok kijáratai által meghatározott kör középpontjának koordinátái is. Egy várnak számítottam a hét méter átmérőjű körön belül elhelyezkedő kijáratokat. A kijáratok számának rögzítésére azért volt szükség, mert ebből a változóból megbízhatóan lehet következtetni a várban lakó egyedek számára (Parker et al., 1976). A kijáratok irányultságából az abiotikus tényezők és az irányultság kapcsolatára lehet következtetni (pl.: kitettség stb.). A koordináták rögzítésénél egy Garmin Geko 201 és egy Garmin eTrex Legend Hcx típusú helymeghatározó (GPS) készülék volt segítségemre. A kotorékok körüli vegetáció és a kotorékok koordinátáinak rögzítése a későbbi élőhelypreferencia index számítása miatt volt szükséges (1. térkép; 2. diagram).

Az élőhelypreferencia mérték számításához az Ivlev indexet használtam (Ivlev, 1961). Az Ivlev index egyenlete a kínálat és a használat változóival számol, azaz a felvett várak előfordulási helyeivel és a megtalálható élőhely-típusok területi arányával. Preferenciáról abban az esetben beszélhetünk, ha a kapott eredmény nagyobb, mint nulla, tehát a használat mértéke

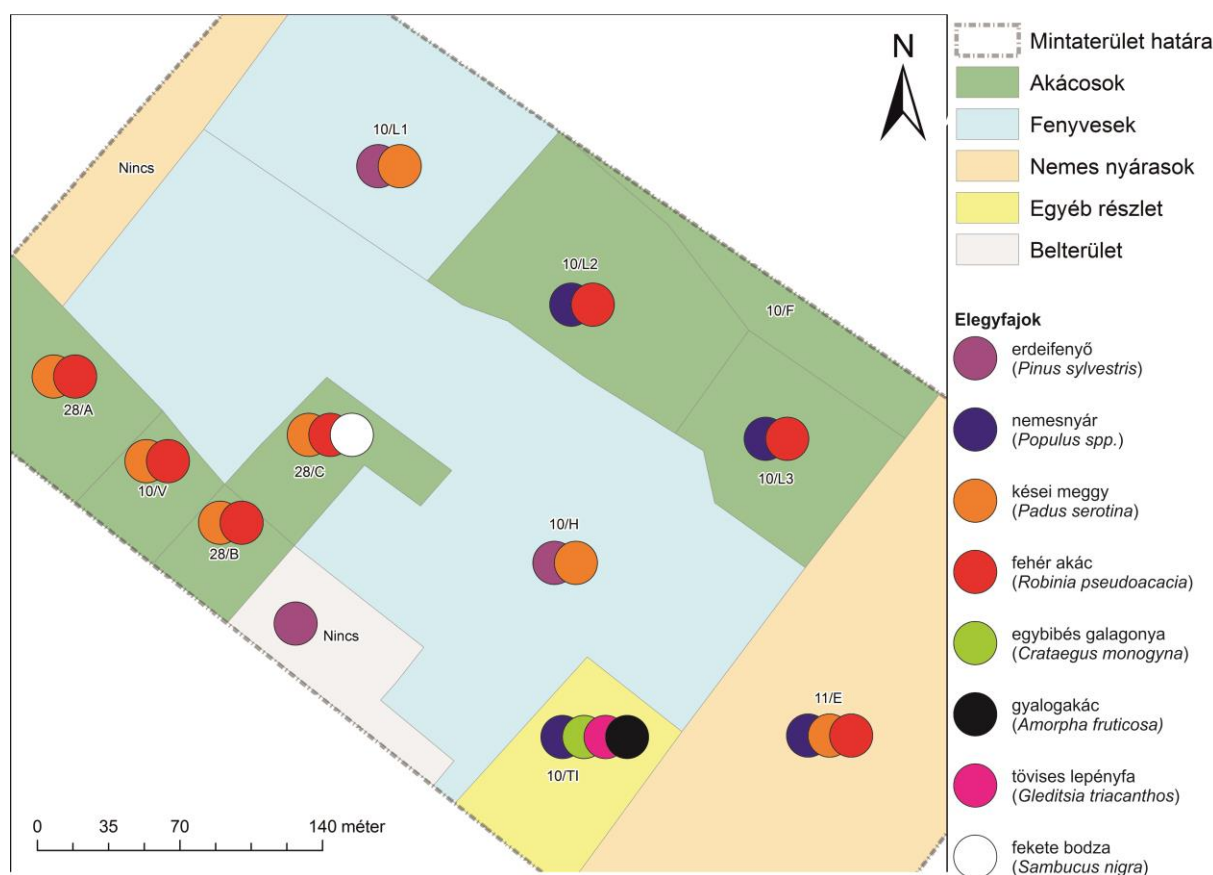
meghaladja a kínálat mértékét; elkerülésről pedig akkor, ha a kapott eredmény kisebb, mint nulla, azaz a használat mértéke kisebb, mint amennyit a kínálat lehetővé tene (Kozák, 2007; Kozák & Heltai, 2006). Az Ivlev indexet az alábbiak szerint számítjuk:

$$P_x = (A - B) / (A + B)$$

ahol: A = a nyúlvarak aránya az adott élőhelytípusban

B = az adott élőhelytípus aránya a mintaterületen

P_x = az egyes élőhelytípusra eső preferencia vagy elkerülés értéke (-1 < I > +1)



1. térkép – Az egyes erdőrészek fászfajainak megoszlása.

Az erdőrészek erdészeti nyilvántartásban szereplő azonosítóit (Mészöly et al., 2009) minden vegetációs foltnál feltüntettem.

Az erdészeti nyilvántartásban megadott erdőrészek állományalkotó fajait a célállománynak megfelelően adják meg. Ez, a kizárólag a célállományt feltüntető nyilvántartás az élőhelypreferencia vizsgálatok során nem hasznosítható, hiszen sok erdőrésztet homogénnek tüntet fel, annak ellenére, hogy komoly különbségek lehetnek azonos célállományú részek között. Ezért, a kótorékok elhelyezkedésének felvételezésekor a varak környezetében élő fászfaj vegetációt is felmértem. A 1. térkép jogosultságát a 28/B jelzésű erdőrésztet példáján

keresztül szeretném bemutatni. A 28/B részlet az erdészeti nyilvántartás alapján fehér akácos, annak ellenére, hogy a kései meggy nagyobb elegyedéssel bír, mint a fehér akác. A felmérés eredményeit a 1. térképen ábrázoltam.

4.2. Hántásvizsgálat

A sávtranszekt eljárás kivitelezésekor a kotorékok mellett, a hántott növények is felvételezésre kerültek (5. térkép). A hántottsági vizsgálat elvégzésekor Katona (2007, 2008) és Fehér & Katona (2011) által alkalmazott módszer jelen tanulmányba átültethető részeit használtam. A hántott növények felvételezésekor feljegyeztem a hántott növény faját, a hántottság mértékét, illetve a törzskerületet. A hántás mértékét az adott egyed törzspalástjának %-ában becsültem (1. kép). A becslés elvégzéséhez egy hántott bodza egyedet vettem viszonyítási alapnak (ez volt a 100%-os hántottság), így a hántás mértékét 65 cm-ig becsültem a törzspaláston (1. kép). Azért ezt az egyedet választottam referenciának, mert egy üregi nyúl maximálisan eddig a magasságig képes hántani (1. kép).



1. kép – Nyúl kéreghántása bodzán (a későbbi viszonyítási alap).

Az üregi nyúl hántását a mezei nyúl (*Lepus europaeus*) hántásától nem; de egyéb növényevő fajaink hántásától el lehet különíteni. A mezei nyúl (*Lepus europaeus*) hatása azonban a vizsgálatok során mégsem okozott torzulást a felvett adatokban, ugyanis a helyi vadásztársasági adatok alapján a mezei nyúl jelenléte kizárható ezen a területrészen (Homokpusztai fvk, 2010). A nyúlhántás elkülöníthetősége egyéb, nagytestű növényevők hántásától főként anatómiai sajátágaikból adódik (termet, fogképlet okozta különbség a rágásképpen). A nyúl és a területen jellemző egyéb növényevő fajok (dámszarvas, őz) eltérő termete következtében a megfigyelhető hántás magassága egyértelműen jó indikátora a hántó fajnak (1. kép). Ezen kívül, a szarvasfélék fogképletéből (Faragó, 2007) adódóan rágásképpük a nyúlragástól jól elkülöníthető, mivel a szarvasféléknek a felső állcsontjukból hiányzik a metszőfog (2.; 3. kép).

A hántáspreferencia kínálati részét a használat felvételezésénél kialakított vonalak mentén végeztem (4. térkép). A vonalakon 10 méterenként egy 2 négyzetméteres kvadráton belül becsültem a vegetáció kínálatot a Braun (2005) által ismertett módszernek megfelelően. Ennek során azokat a változókat vettem fel, melyeket a hántottság használati részében is, azaz a fajt és a törzskerületet. A 6. és a 7. diagramon észlelhető anomáliák (egy adott faj megtalálható a használatban, azonban a kínálatban nem szerepel) a használat és a kínálat felvételezésének eltérő módszereiből adódnak. A vizsgálat során az egy töről fakadó, de a felszín felett szétágazó egyedeket egy növényként kezeltem.



2. kép – Nyúl jellegzetes kéreghántása kései meggyen (*Prunus serotina*).



3. kép – Szarvasféle jellegzetes hántásképe (kép forrása: google).

4.3. Kizárási kísérlet

A többek között Mátrai et al. (1998) által alkalmazott klasszikus kizárási kísérletet használtam a nyulak növényzetre gyakorolt hatásának kimutatásához. A kísérlet abból állt, hogy 1 x 1 m-es kvadrátokat helyeztem ki a különféle élőhelytípusokba (4. térkép). Négy alapvetően eltérő kialakítású kvadrátot használtam. Ez egy minden oldalról elkerített (felülről + négy oldalról), egy kizárólag felülről fedett, egy oldalról kerített és egy fedetlen mintavételezési altípust jelent. A mintaterületek (kvadrátok) kialakításánál azért ügyeltem a 40 cm-es lábak meglétére, mert ettől az értéktől eltérő lábhossz a kisebb és nagyobb testű fajok esetében a mintaterület növényzetéhez való hozzáférést markánsan korlátozná. A kisebb behatásokkal szembeni ellenállóképesség kialakítása érdekében a lábakat 20 cm mélyen leástam, így azok nem mozgathattak el eredeti helyzetükből. A minden oldalról elkerített kvadrát esetében a "vadgazdálkodási szempontból" jelentős fajok egyike sem fér hozzá a terület növényzetéhez, így ebben az esetben a "növényevők nélküli" állapotra következtethetünk, bár a növényevők kizárása nem tökéletes, hiszen a kistestű rágcsálók, például egerek, pockok hatását nem tudjuk kimutatni, annak ellenére, hogy ez a hatás is jelentős lehet. A pontatlanság korrigálása érdekében a nem állati eredetű hatást is feljegyeztem, pl.: avarborítottság miatti elmaradt fejlődés, bármilyen egyéb, látható, mechanikai behatás, pl.: kaparás, stb.

A kizárólag felülről fedett mintaterületeknél a kistestű fajok hatását vizsgálhatjuk (a vizsgálati területemen, kizárólag üregi nyúl), míg a kialakításból adódóan a nagyobb testű fajok nem férnek hozzá az elkerített terület növényzetéhez. A kvadrátok kialakításánál ügyelni kell a minimum 40 cm-es lábak meglétére, hiszen ha ennél kisebb lábakat hagyunk a "célállomány" (nyulak) nem tud hozzáférni a növényzethez.

Az oldalról kerített kvadrát a nagyttestű fajok hatásának vizsgálatára nyújt lehetőséget, míg a kisebb testű fajok számára a terület hozzáférhetetlen. Ennél a típusnál is fontos a 40 cm-es láb hossz betartása, a fentebb említett okokból kifolyólag.

A fedetlen mintaterület segítségével képet kaphatunk a természetes folyamatok alakította állapotokról úgy, hogy egy fajt sem zárunk ki.

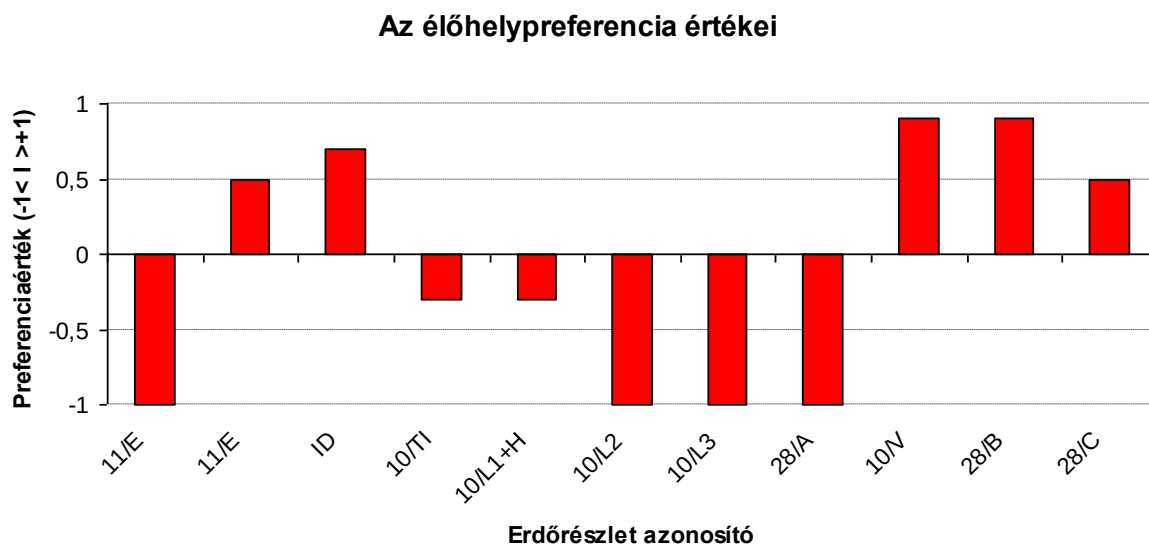
Kizárási kísérletek alapján, a növényevő közösségek vegetációra gyakorolt hatásáról meszesemenő következtetéseket nem lehet levonni. Ez főként annak tudható be, hogy a növényevők táplálkozásán kívül számos, egyéb faktor is hatással lehet a vegetáció szerkezetére, megjelenésére, faji összetételére stb. (Rasik, 1987). Ilyenek például: fény, tápanyagok jelenléte, mikroklimatikus tényezők, egyéb szervezetek jelenléte, stb.

Öt "kvadrátegyüttest" helyeztem ki a mintaterületre. Egyet egy vágásérett erdei fenyő ültetvény és egy fiatal erdei fenyő ültetvény találkozásánál található szegélyre; egyet egy nyár-ültetvényben húzódó tuskósorra; egyet egy sarjeredetű, záródott, fiatal fehér akácosba; egyet egy záródott, sarjeredetű kései meggyesbe és egyet egy fiatal, sarjeredetű nyarasba helyeztem ki (4. térkép). A kvadrátokban lévő növényzet vizsgálatakor feljegyeztem a tőszámot (fajspecifikusan) és a százalékos borítottságot (nem fajspecifikusan). Bizonyos kvadrátok esetében, a nagyobb megbízhatóság érdekében, egyéb változók felvételezése is megtörtént, pl.: levélszám (11. és 12. diagram). Az öt kvadrátegyüttesből kizárólag a tuskósoron lévő kvadrátegyüttes eredményeit lehetett statisztikailag értékelni. A nyulak számára nem hozzáférhető kvadrátokban értékelhető populáció jelent meg, azonban a nyulak számára hozzáférhető kvadrát esetében, nem értékelhető, alacsony minta-elemszámú populáció jelent meg. A statisztikai értékelhetőség érdekében a tuskósort 40 méterenként egy 5 x 10 méteres kvadráttal mintáztam parlagfüre. Ezeket a mintákat a nyulak számára hozzáférhető kvadrátokban élő parlagfüvekkel egyenértékűnek kezeltem.

A kvadrátokban lévő sokaságot a Graphpad Instat szoftver segítségével vizsgáltam (Graphpad, 2013). A programban párosítatlan, kétvégű 't' próbát (Welch próba) alkalmaztam, nem egyenlő szórások esetén. Ezen kívül, normál eloszlású és nem normál eloszlású korrelációt is számítottam a programmal.

5. Eredmények

5.1. Kotoréktérkép és élőhelypreferencia



2. diagram – A mintaterületen található erdőrészek preferenciaértékei.

Az egyes kódszámokkal ellátott erdőrészek elegyfajfajait az 1. térképen tintettem fel, amelyen a célállomány mellett (erdőrészek színezése) az egyéb, nagy elegyarányú fajokat is ábrázoltam.

A kotorékok feltérképezése során 73 db kotorék pontos helyét sikerült meghatározni. Az élőhelypreferencia vizsgálatok során 57 darab kotorékkal számoltam, mert a többi vár a vizsgálati területen kívül esett. A térképeken a mintaterület peremén (2.; 3.; 4 és 5. térkép) észlelhető anomáliák abból adódnak, hogy a vizsgálati területen kívül is élnek egyedek, melyek hántása felvételezésre került.

A várak térbeli eloszlása azt mutatja, hogy az üregi nyulak elkerülik a nyílt, fásszárú vegetáció nélküli területeket, pl.: a területen található tisztást (10/TI, $I = -0,3$), a nyárültetvényt (11/E, $I = -1$), és a ligetes vegetációval rendelkező foltokat (átlagos preferenciaértéke: $I = -0,3$) (2. diagram 1.; 3. térkép).

A nyíltabb vegetációval rendelkező területek elkerülése mellett elmondható, hogy a nyulak előnyben részesítették a kései meggy elegyes, sűrű vegetációjú, kis méretű foltokat (kései meggy elegyedésű területekre mutatott átlagos preferencia $I = +0,3$; sőt, a két legmagasabb preferenciaértékkel rendelkező terület [$I = +0,9$] is rendelkezett számottevő kései meggy állománnyal) (2. diagram; 1; 3. térkép).

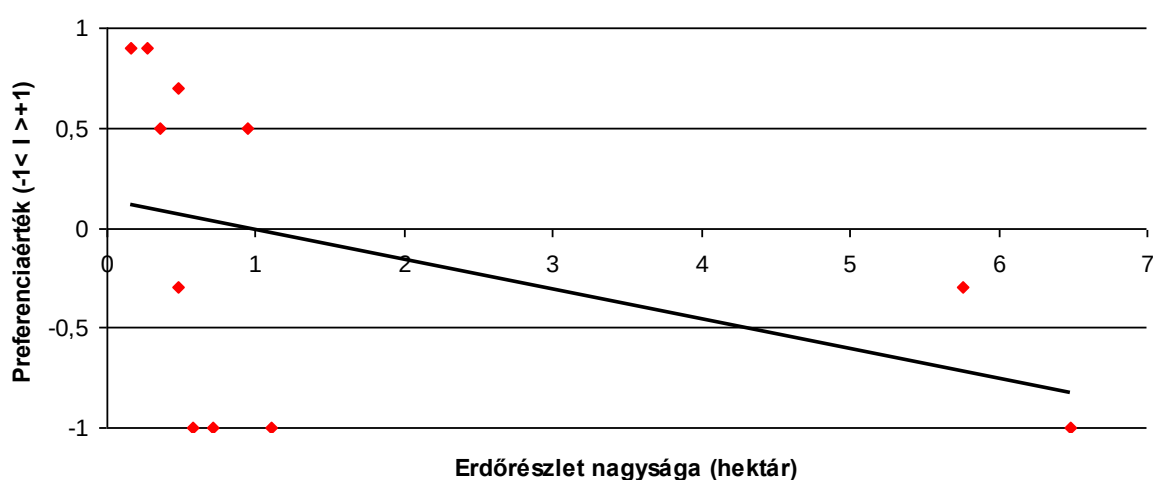
A kijáratok száma alapján a legnagyobb várak is a sűrű, kései meggy elegyes, kis kiterjedésű részletekben kerültek feltérképezésre (1., 3. térkép). Bár ezt a megállapítást – a faj preferenciát mutat a sűrűbb vegetációjú területekre – némiképp gyengíti az a tény, hogy az idős,

sűrű cserjeszinttel rendelkező erdei fenyő ültetvényt elkerülték ($I = -0,3$) (2. diagram, 1.; 3. térkép).

A vágásérett erdei fenyő ültetvény szomszédságában elhelyezkedő fiatal erdei fenyő ültetvényt preferálták a nyulak ($I = +0,7$) (2. diagram; 1.; 3. térkép).

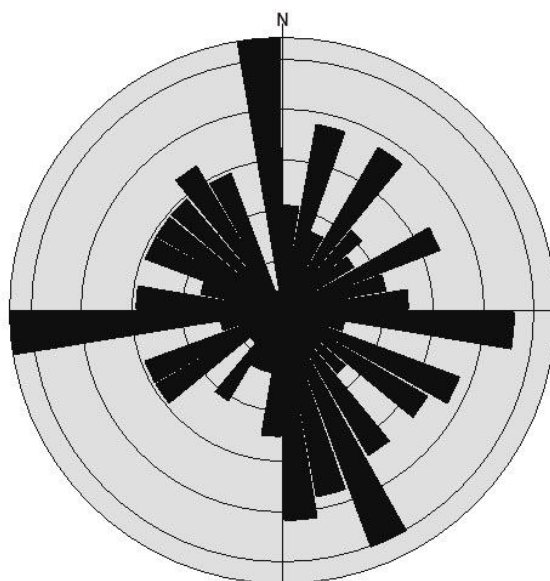
Közepesen erős ($I = +0,5$) preferencia mutatkozott a nyárültetvényben található tuskósorra, azonban a nyárültetvényeket elkerülték a nyulak ($I = -1$) (2. diagram; 1.; 3. térkép).

Az adott erdőrészlet nagysága és preferenciaértéke között gyenge (Nova, 2012), nem szignifikáns negatív korrelációt sikerült kimutatnom (3. diagram). Korrelációs együttható: $r = -0,4$. Szignifikancia szint: $p = 0,2076$. Konfidencia intervallum: 95%.



3. diagram – Az erdőrészletek nagysága és preferenciaértékei közötti összefüggés.

A kijáratok azimutértékei (Északtól, az óramutató járásának megegyezően számított szögértékei) nem csoportosulnak kitüntetett irányba (4. diagram). A 4. diagramon megfigyelhető cirkuláris eloszlás gyakorlatilag izotróp (minden égtáj irányába azonos gyakoriságú).

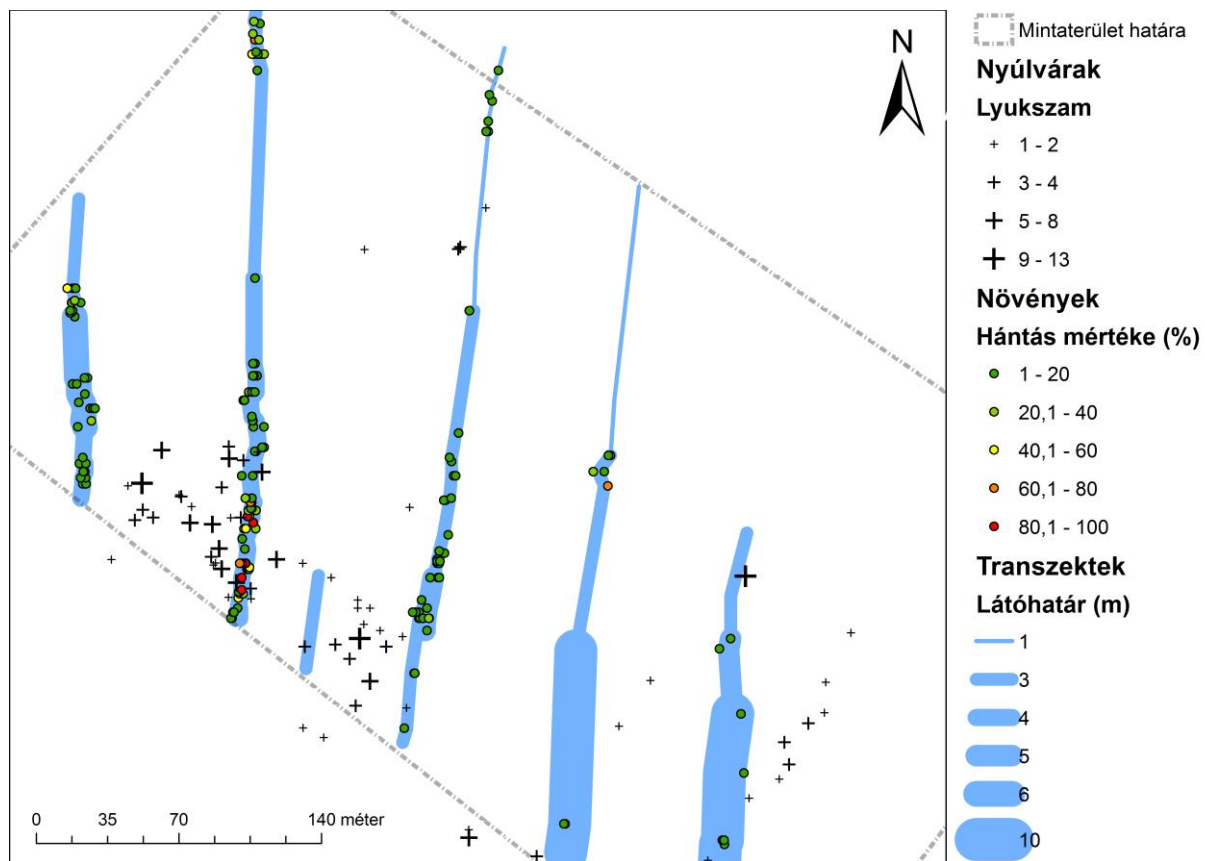


4. diagram – A várak kijáratainak irányultságából készített rózsadiagram.

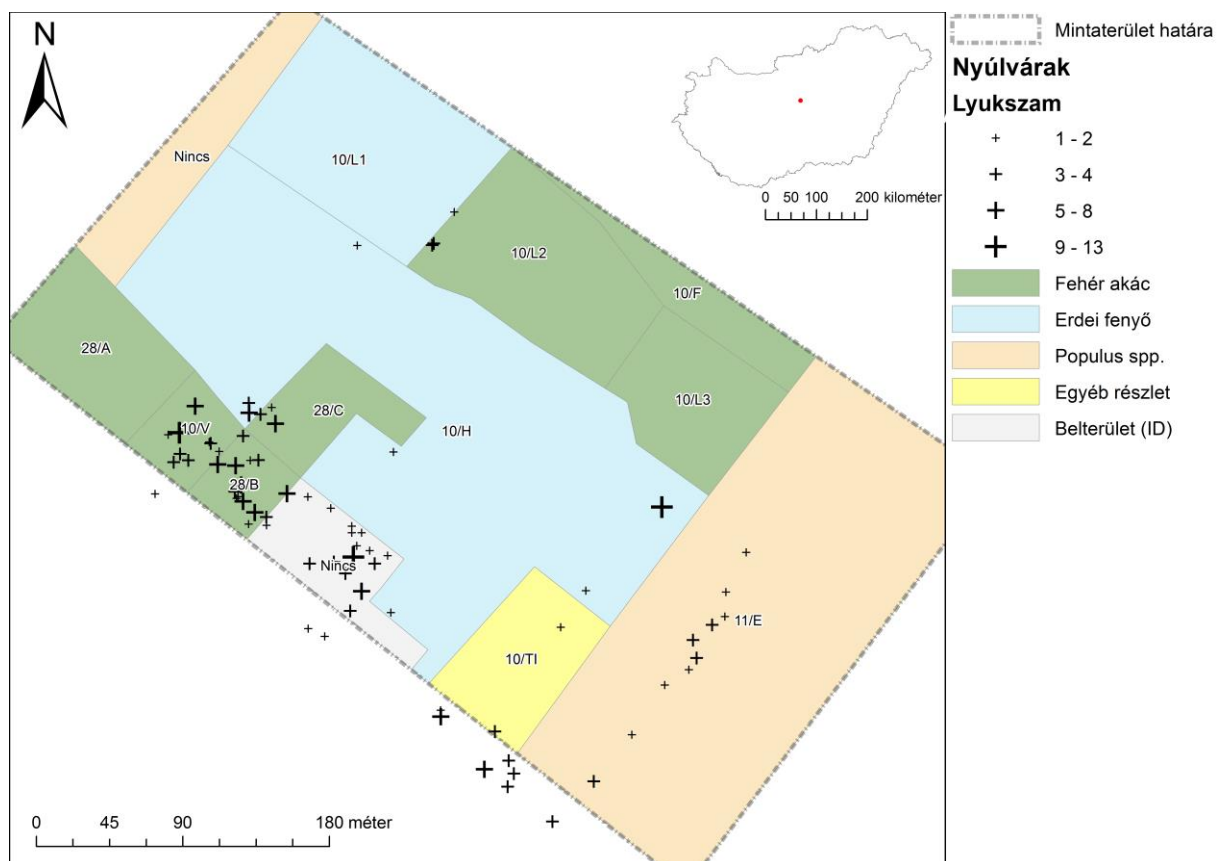
A rózsadiagram oszlopainak magassága egyenesen arányos a várak kijárat-irányultságának relatív gyakoriságával.

5.2. Hántásvizsgálat

Az egyes erdőrészek hántottságának mértéke szoros összefüggést mutat a nyúlvárak térbeli elhelyezkedésével, az adott terület kései meggy elegyedési értékével és a várak méretével. Jól mutatja ezt a 28/B erdőrészlet, mely magas preferenciával (térbeli elhelyezkedésből számolt preferencia), nagy kiterjedésű várakkal és egyben magas hántottsággal (nagy kései meggy elegyedési aránnyal) rendelkezik (1.; 2.; 5. térkép és 2. diagram).

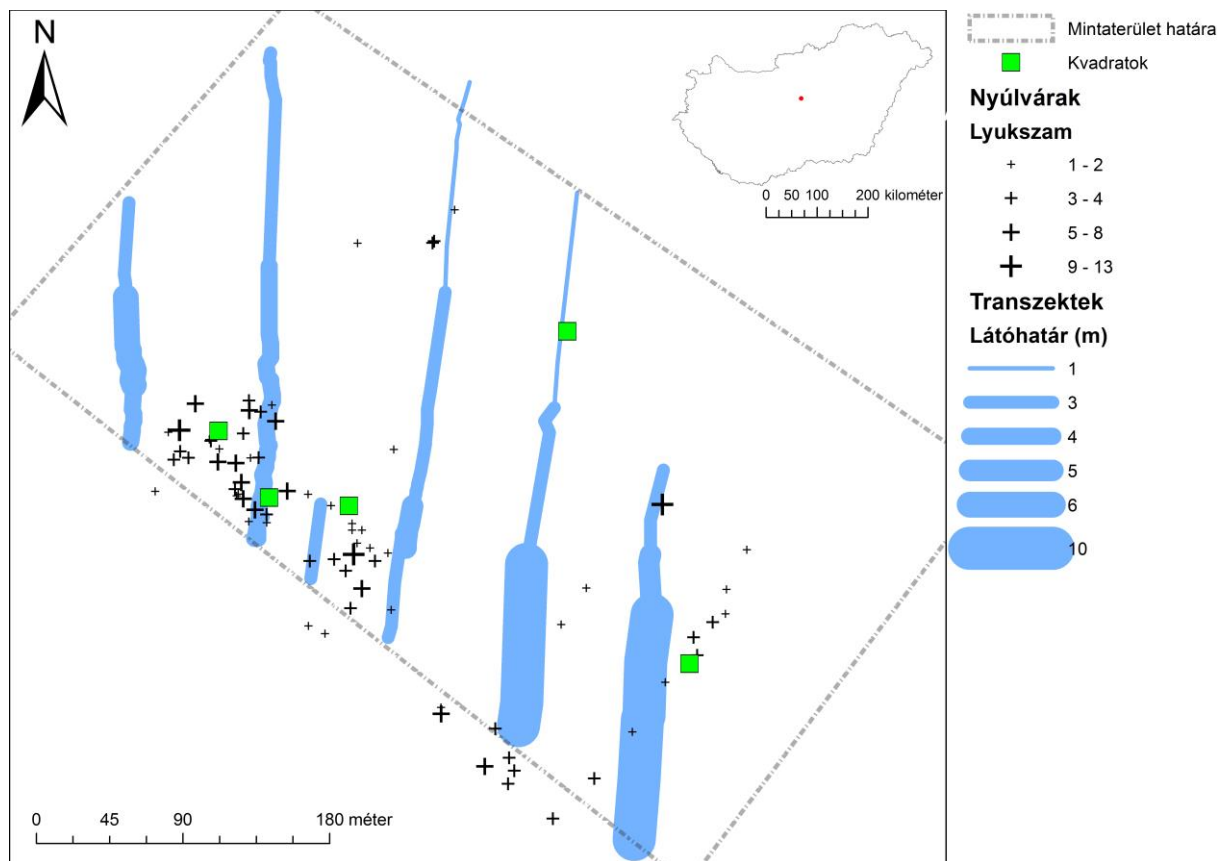


2. térkép – A nyúlvárak mérete és a hántottság mértéke.
Az egyes pontokhoz tartozó rágott fajokat az 5. térkép szemlélteti.



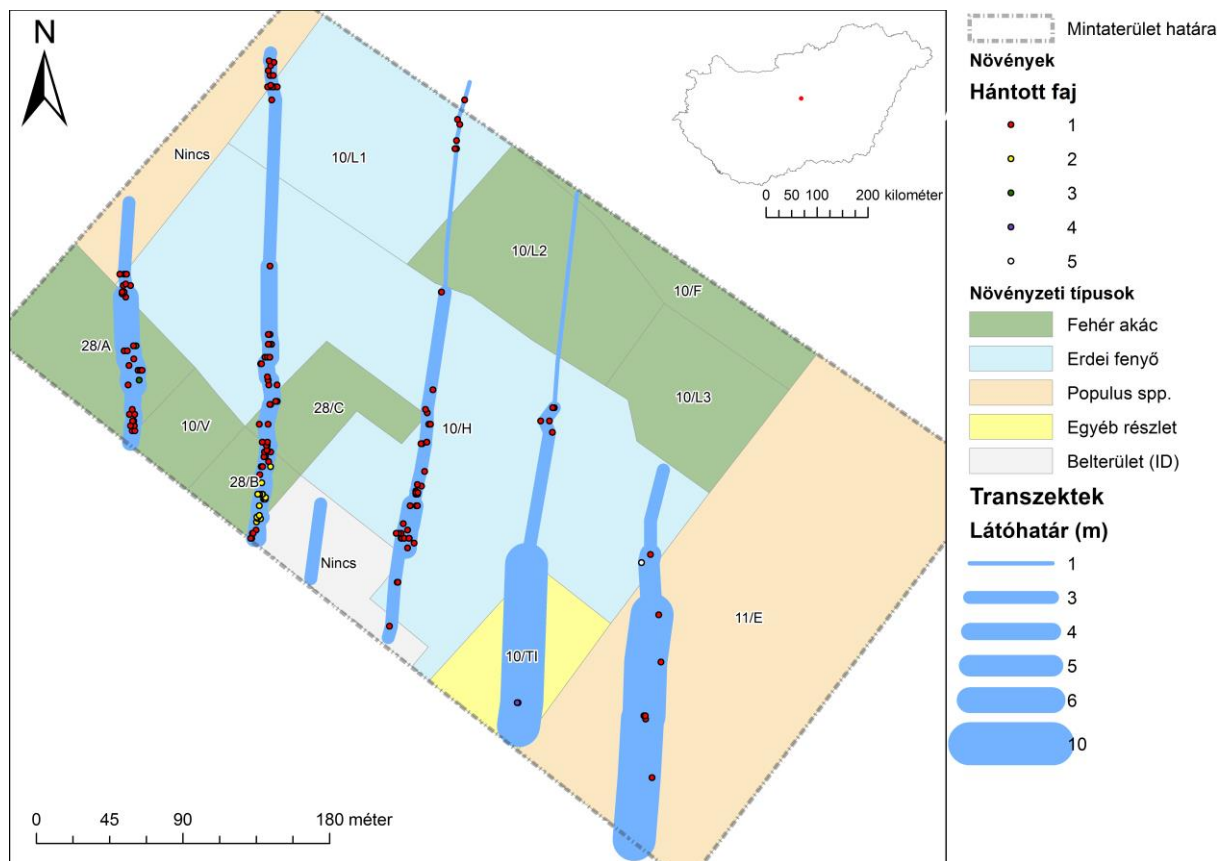
3. térkép – A nyúlvárak mérete a különböző vegetációjú erdőrészekben.

Az erdőrészek erdészeti nyilvántartásban szereplő azonosítóit (Mészöly et al., 2009) minden vegetációs foltnál feltüntettem.



4. térkép – A kvadrátok és a transzektek elhelyezkedése.

A transzektek vastagsága (pufferzónája) az adott vegetációra jellemző belátható távolság függvényében változik (mértékegység: m).



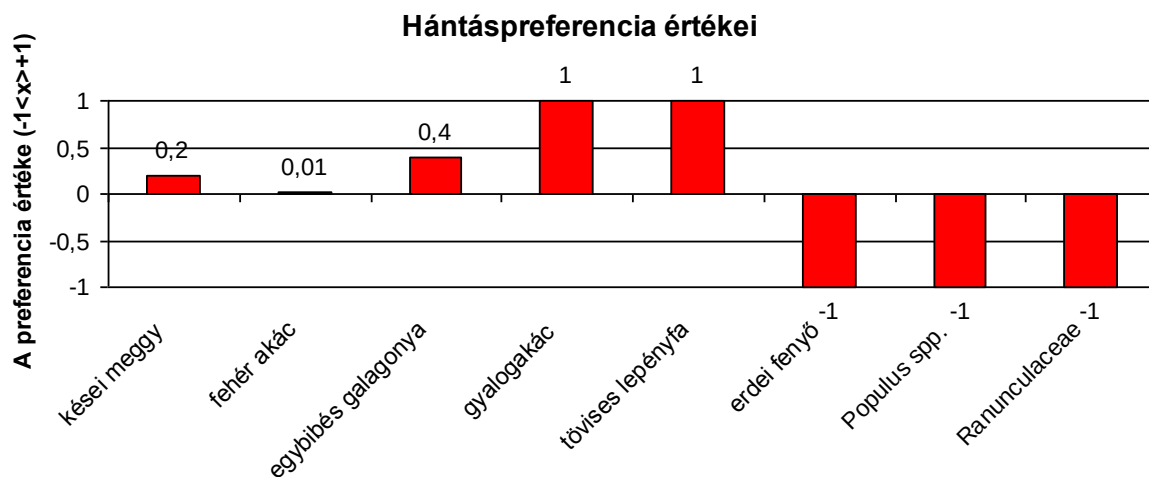
5. térkép – A hántott fajok megoszlása a különböző vegetációjú erdőrészekben.
(1= kései meggy.; 2= fehér akác; 3= egyibés galagonya; 4= gyalogakác; 5= tövises lepényfa)

Az 5. diagram adatai alapján elmondható, hogy a hántott növényegyedek 85 %-a kései meggy volt (5. térkép; 6. diagram), annak ellenére, hogy preferenciaértéke igen alacsony ($I=+0,2$). A kínálatban szereplő egyedek 59%-a volt kései meggy (7. diagram). A leginkább preferált fajok a gyalogakác és a tövises lepényfa voltak (5. diagram), azonban átlagosan a fehér akác egyedeket károsították a legnagyobb mértékben (8. diagram és 1.; 5. térkép). Annak ellenére, hogy a fehér akác bizonyult a legnagyobb mértékben hántott fajnak (8. diagram), a faj az Ivlev index eredményei alapján semlegesnek mondható ($I=+0,01$; 5. diagram). A két, kellően nagy mintaelemszámmal rendelkező, és a használatban legnagyobb arányban jelenlévő faj, a kései meggy és a fehér akác (6. diagram) egyedeinek hántottsági mérték adatai (8. diagram) között szignifikáns különbség mutatható ki. A kései meggy hántott egyedeinek átlagos hántottsági értéke $x=15,42$; szórása $s=19,16$; és mintaelemszáma $n=143$. A fehér akác hántott egyedeinek átlagos hántottsági értéke $x=59,21$; szórása $s=28,69$; és mintaelemszáma $n=19$. A hántott kései meggy és a fehér akác egyedek hántottsági értékeit összehasonlító Welch próba eredményei: $t=6,464$; szabadságfok $df=20$; szignifikancia szint $p<0,0001$; konfidencia intervallum=95%. A két faj hántott egyedeinek törzsátmérő adatai (11. diagram) között nem talál-

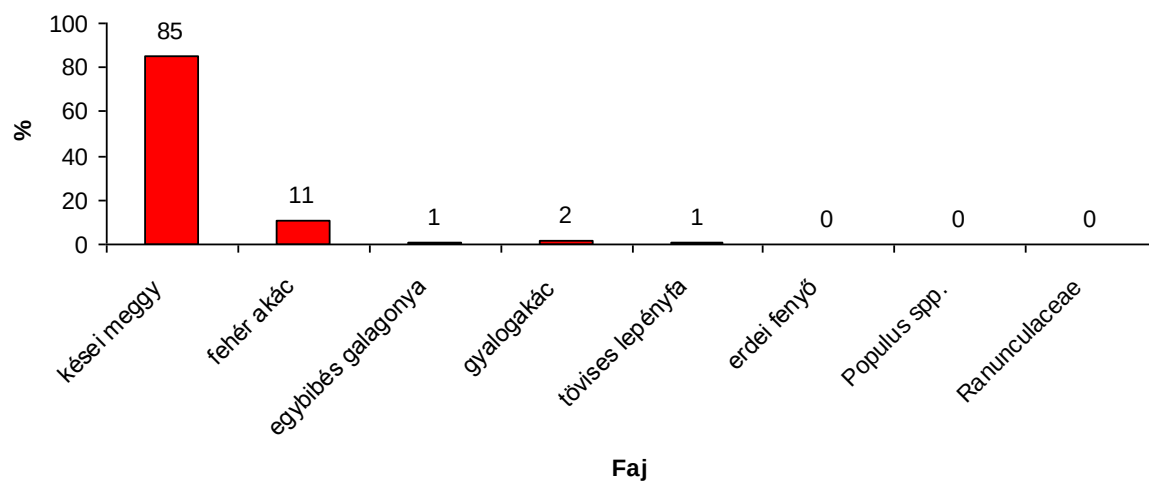
tam jelentős különbséget. A kései meggy hántott egyedeinek átlagos törzsátmérője $x=8,65$; szórása $s=5,41$ és mintaelemszáma $n=145$. A fehér akác hántott egyedeinek átlagos törzsátmérője $x=8,1$; szórása $s=3,07$ és mintaelemszáma $n=19$. A hántott kései meggy és a fehér akác egyedek törzsátmérőit összehasonlító Welch próba eredményei: $t=0,6582$; szabadságfok $df=34$; szignifikancia szint $p=0,5148$; konfidencia intervallum=95%. Ezek után a két faj egyedeinek törzsátmérő adatai és hántottsági adatai közötti kapcsolatot vizsgáltam (9. 10. diagram). A fehér akác esetében minél nagyobb volt a törzsátmérő, annál kisebb mértékben hántották az adott egyedet (10. diagram), azonban ez az eredmény nem tekinthető szignifikánsnak. A fehér akác nem normál eloszlású adatainak korrelációvizsgálat eredményei: korrelációs koefficiens $r=-0,3174$; szignifikancia szint $p=0,05$; konfidencia intervallum=95%. A kései meggy esetében a kapcsolat fordítva érvényesült (9. diagram), tehát minél nagyobb volt a törzsátmérő, annál nagyobb mértékben károsították az adott egyedet, azonban ezek az adatok sem tekinthetők szignifikánsnak. A kései meggy normál eloszlású adatainak korrelációvizsgálat eredményei: Spearman korrelációs koefficiens $r=0,1379$; szignifikancia szint $p=0,05$. A többi, használatban megjelenő faj alacsony mintaelemszámmal rendelkezett, így ezen fajok esetében a kései meggyhez és a fehér akáchoz hasonló következtetések levonására nincs lehetőség (6.; 7. diagram).

Az abszolút preferált növények (5. diagram), pl. gyalogakác, tövises lepényfa, nagymértékben hántottak (8. diagram). A 8. diagram alapján látható, annak ellenére, hogy az összes hántott egyed 85%-a kései meggy volt (6. diagram), a kései meggy egyedeket átlagosan nem károsították nagymértékben, sőt a kései meggy a második legkisebb mértékben károsított fajnak bizonyult. Erdei fenyőből, *Populus spp.*-ből és *Ranunculaceae* családba tartozó egyetlen egyedet sem károsítottak (5. diagram).

A hántott fajok közül átlagosan az egybibés galagonya egyedek rendelkeztek a legnagyobb, míg a gyalogakác egyedek a legkisebb törzskerülettel (11. diagram).

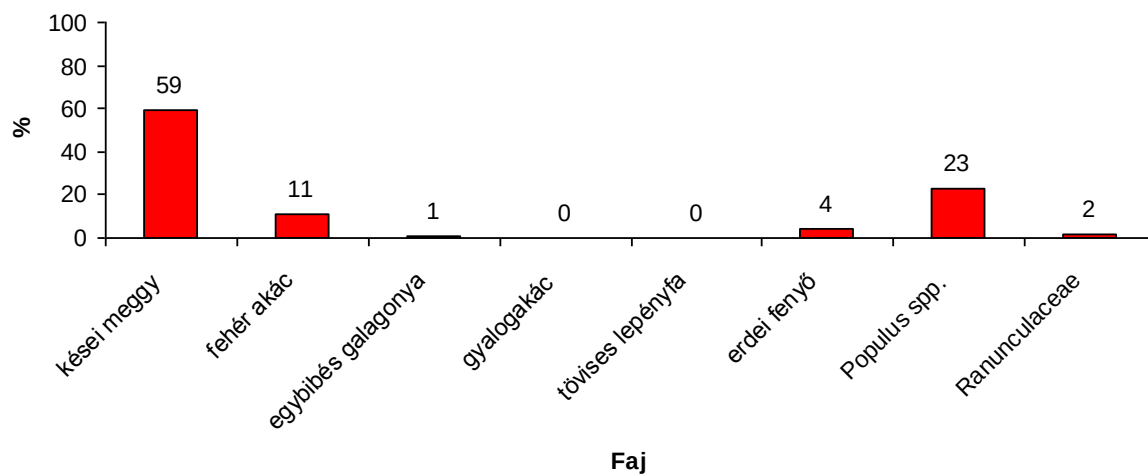


5. diagram – Az előforduló fafajok, nemzetségek, családok preferenciaértékei

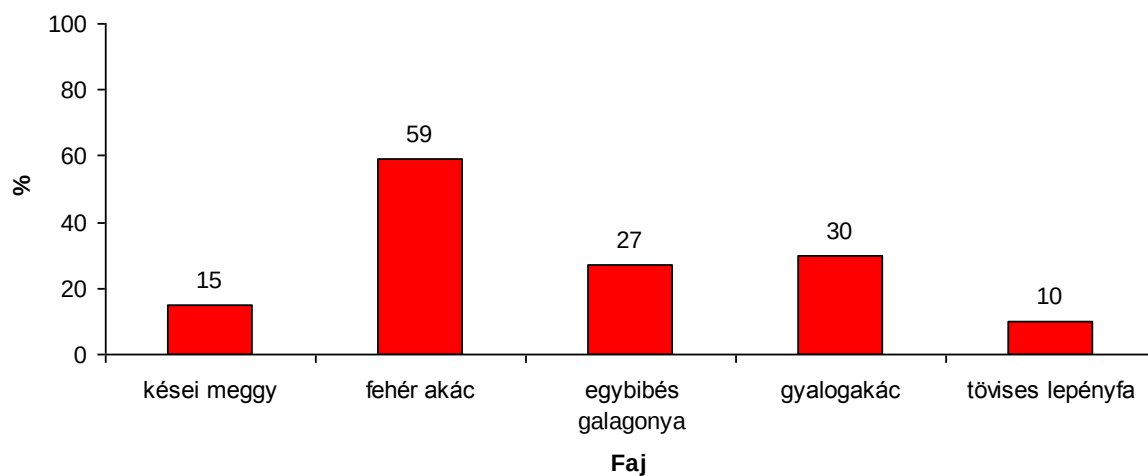


6. diagram – Az egyes növényfajok , nemzetségek, családok %-os előfordulása a hántottság használatában.

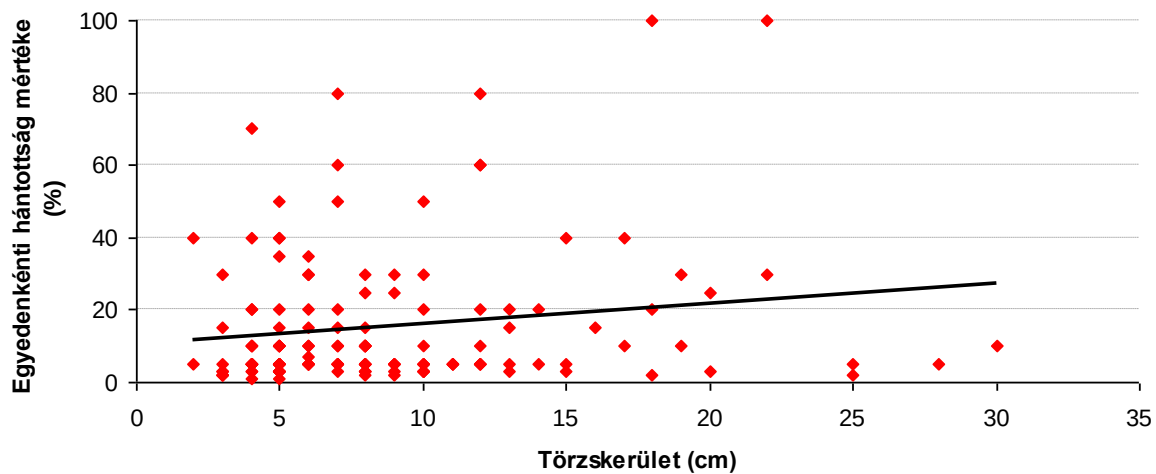
(mintaelemszámok: kései meggy $n=145$; fehér akác $n=19$; egybibés galagonya $n=2$; gyalogakác $n=3$; tövises lepényfa $n=1$)



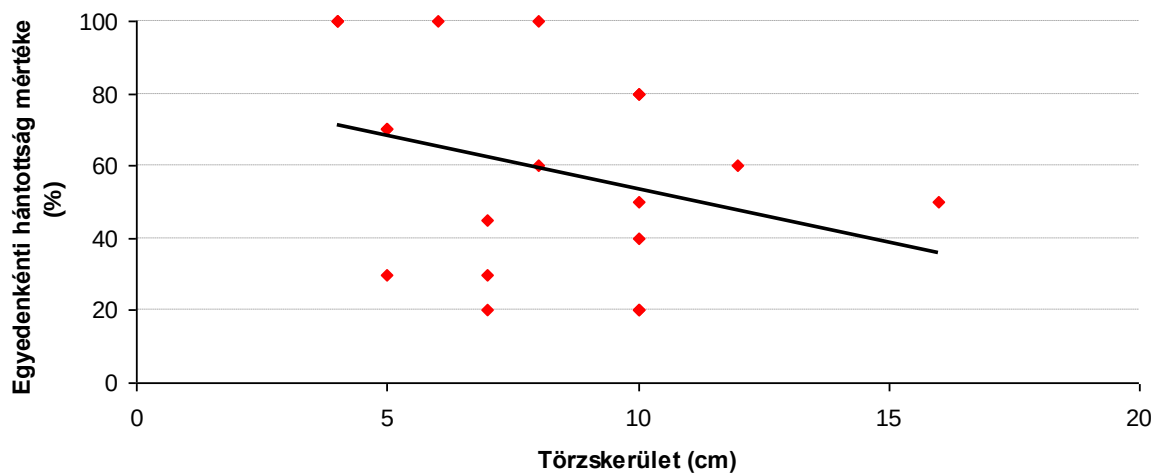
7. diagram – Az egyes növényfajok, nemzetségek, családok %-os előfordulása a hántottság kínálatában.
 (mintaelemszámok: kései meggy $n=108$; fehér akác $n=21$; egybibés galagonya $n=1$; erdei fenyő $n=8$; Populus spp. $n=43$; Ranunculaceae. $n=3$)



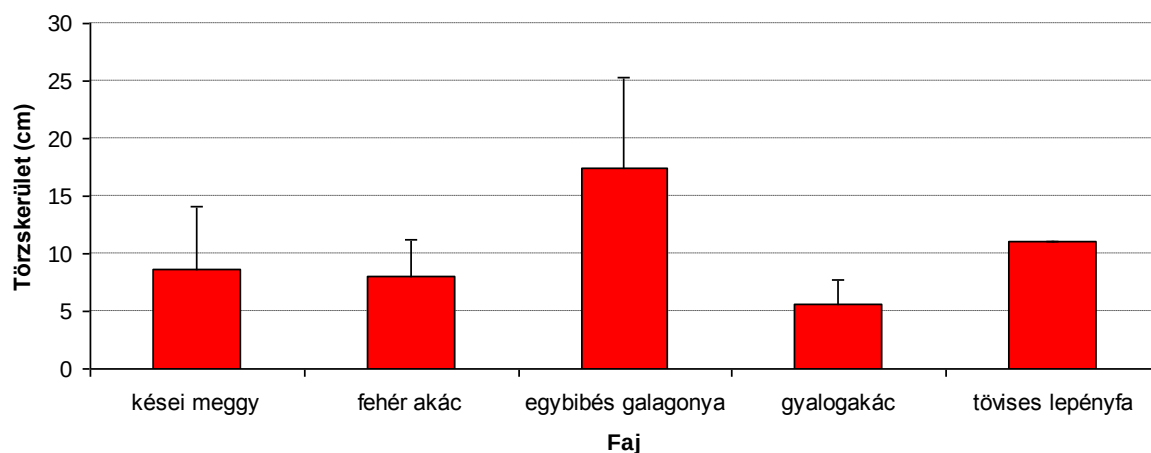
8. diagram – Az egyes növényfajok egyedeinek átlagos hántottsága a törzspalást %-ában kifejezve.
 (mintaelemszámok: kései meggy $n=145$; fehér akác $n=19$; egybibés galagonya $n=2$; gyalogakác $n=3$; tövises lepényfa $n=1$)



9. diagram – A kései meggy egyedek hántottságának mértéke és a törzskerület mérete közötti összefüggés.



10. diagram – A fehér akác egyedek hántottságának mértéke és a törzskerület mérete közötti összefüggés.



11. diagram – A hántott fajok egyedeinek átlagos törzskerület-nagysága.

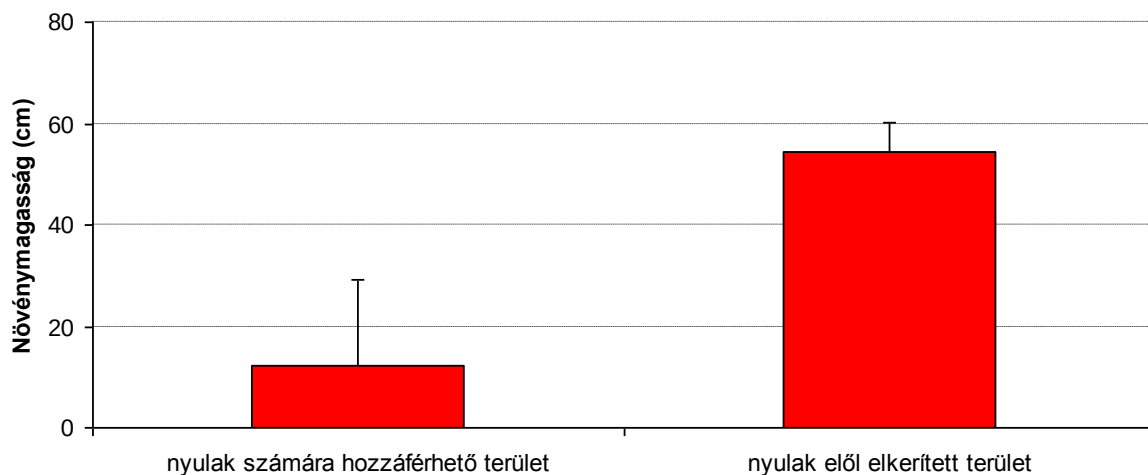
(mintaelemszámok: kései meggy $n=145$; fehér akác $n=19$; egybibés galagonya $n=2$; gyalogakác $n=3$; tövises lepényfa $n=1$)

5.3. Kizárási kísérlet

Az öt kvadrátegyüttesből (5 x 4 kvadrát) egy esetben, a tuskósorra kihelyezett kvadrátegyüttes esetében (4. térkép) kaptam statisztikailag értékelhető eredményt. A többi kvadrátegyüttes esetében is megjelentek új növénycsaládokba tartozó fajok (*Poaceae*, *Boraginaceae*, *Caryophyllaceae*, *Asteraceae*, *Amaranthaceae*, *Scrophulariaceae*), azonban ezeknél az eseteknél a nyulak számára hozzáférhető, és a nyulak elől elkerített területek paraméterei nem mutattak statisztikailag kimutatható különbséget.

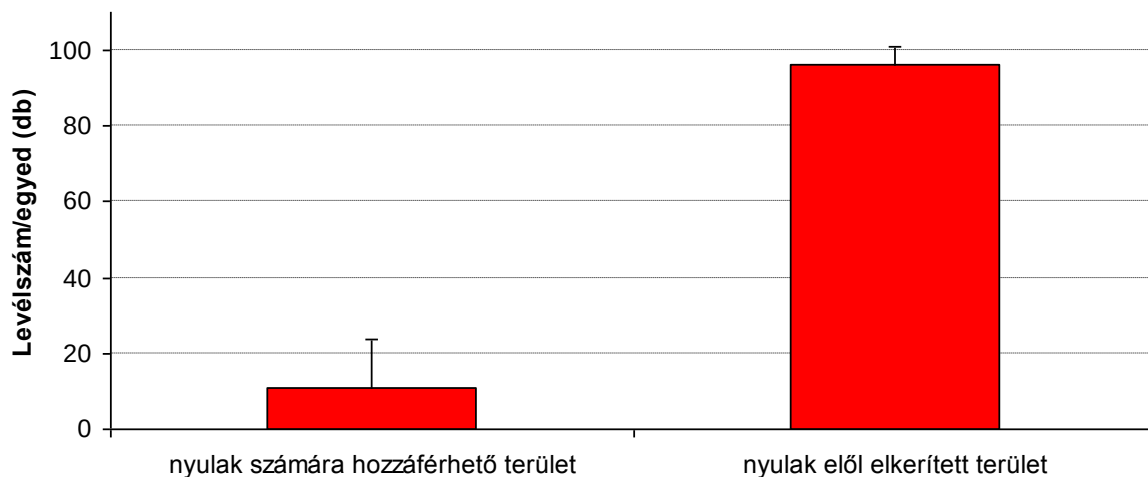
A tuskósoron lévő mintaterület (4. térkép) nyulak számára hozzáférhető, és a nyulak elől elkerített parlagfű populációi szignifikánsan különböztek növénymagasságot (12. diagram) és levélszámot (13. diagram) illetően is. A nyulak elől elkerített területen élő parlagfűvek növénymagasságának átlaga $x=54,33$; szórása $s=24,61$ és mintaelemszáma $n=5$. A nyulak számára hozzáférhető területen élő parlagfűvek növénymagasságának átlaga $x=12,36$; szórása $s=7,74$ és mintaelemszáma $n=35$. A nyulak számára hozzáférhető és a nyulak elől elkerített területeken élő parlagfű populációk egyedeinek növénymagasságát összehasonlító Welch próba eredményei: t érték=4,143; szabadságfok $df=5$; szignifikancia szint $p=0,009$; konfidencia intervallum=95%. A nyulak elől elkerített területen élő parlagfűvek levélszámának átlaga $x=96,17$; szórása $s=56,894$ és mintaelemszáma $n=5$. A nyulak számára hozzáférhető területen élő parlagfűvek levélszámának átlaga $x=10,83$; szórása $s=4,494$; mintaelemszáma $n=35$. A nyulak számára hozzáférhető és a nyulak elől elkerített területeken élő parlagfű populációk egyedeinek levélszámát összehasonlító Welch próba eredményei: t érték=3,672; szabadságfok $df=5$; szignifikancia szint $p=0,0144$; konfidencia intervallum=95%.

A nyulak elől elkerített kvadrátokban élő parlagfüvek szignifikánsan magasabbra nőttek és több levelet fejlesztettek, mint a nyulak számára hozzáférhető területen élő parlagfüvek (12. és 13. diagram).



12. diagram – A nyulak számára hozzáférhető és a nyulak számára nem hozzáférhető területeken lévő parlagfű populációk átlagos növénymagassága.

(nyulak számára hozzáférhető mintaterület populációjának mintaelemszáma $n=35$; nyulak elől elkerített mintaterület populációjának mintaelemszáma $n=5$)



13. diagram – A nyulak számára hozzáférhető és a nyulak számára nem hozzáférhető területeken lévő parlagfű populációk átlagos levélszáma.

(nyulak számára hozzáférhető mintaterület populációjának mintaelemszáma $n=35$; nyulak elől elkerített mintaterület populációjának mintaelemszáma $n=5$)

6. Értékelés és következtetések

6.1. Kotoréktérkép és élőhelypreferencia

Az eredmények alapján nem jelenthető ki biztosan, hogy a faj a sűrűbb vegetációjú foltokra mutat preferenciát, hiszen a sarj eredetű, tehát sűrű nyaras ($I = -1$) illetve fehér akác ($I = -1$) is alacsony preferenciaértékekkel jellemezhető (2. diagram; 1.; 3. térkép). Ennek ellenkezőjét mutatták ki Ludgarda et al. (2006). Eredményeik alapján az elsődleges korlátozó tényező a faj élőhelyválasztása során a búvóhelyek megléte, illetve a búvóhelyek kialakításának lehetősége, amely a sűrű tőállású foltokhoz kapcsolódik. A kései meggy jelenléte sem tekinthető korlátozó tényezőnek, hiszen az idősebb, de ligetes szerkezetű fehér akácot kései meggy elegyedéssel is elkerülte ($I = -1$) a vizsgált faj (2. diagram; 1.; 3. térkép). A két eredmény összevetéséből kiderül, hogy a limitáló tényező a kis "táblaméret" mellett, a sűrű szerkezet, kései meggy elegyedéssel, azaz a vizsgált faj az ilyen jellegű környezetet kedveli leginkább (2. diagram; 1.; 3. térkép). Természetesen a faj élőhelyválasztását a vizsgálatban szereplő változókon kívül, sok egyéb tényező (pl.: ragadozók jelenléte stb.) befolyásolhatja, amelyeket a kiértékeléskor nehéz figyelembe venni (Krebs, 1994).

A legsűrűbb, kései meggy elegyes foltokban található a legnagyobb kotorékok (1.; 3. térkép) a területi kiterjedés és kijáratok száma alapján. Ez az eredmény látszólag ellentétes Ludgarda et al. (2003) kutatásaival. Eredményeik azt mutatják, hogy az optimális táplálkozási stratégia és az optimális csoportnagyság elméletei alapján a legnagyobb várak a nyílt, fásszárú vegetáció nélküli területeken helyezkednek el. Ezt azzal magyarázzák, hogy a nyílt területeken megnő a predáció kockázata, ezt kiküszöbölendő, nagyobb csoportok alakulnak. Azonban Ludgarda et al. (2003) vizsgálataiban a nyílt területek elnevezés alatt, arányaikban nagy kiterjedésű mezőgazdasági táblákat értenek. Ez azt jelenti, hogy egyszerre kínálnak nagymennyiségű és "jó minőségű", nagy energiatartalmú táplálékot is, így a predáció kockázatát felvállalva, úgymond "megéri" táplálkozóhelyként használni a táblákat. Így a saját mintaterületemen belül Ludgarda et al. (2003) eredményei nem alkalmazhatók, hiszen ez a terület teljes mértékben erdei élőhely, ahol a mintaterület 3%-át kitevő fásszárú vegetáció nélküli terület silány minőségű táplálkozóhelyként jelenik meg.

Ahogy azt az Eredmények fejezetben is ismertettem, a nyulak elkerülik a jelentősebb vegetáció nélküli, ritkás szerkezetű foltokat (2. diagram; 1.; 3. térkép). Ezt az eredményt erősítik Altbacker (2003), Faragó (2007) és Katona (1997) kutatásai is, mely eredmények szerint a nyulak preferálják a fásszárú vegetációval rendelkező területeket. A jelenségre Katona (1997) és Dellafiore et al. (2008) vizsgálatai szolgálnak egy lehetséges válasszal, hiszen eredményeik szerint, a dús vegetációjú területek növényzetének gyökerei a nyúlvarak vázaként funkcionál-

nak, hozzájárulva így egy időállóbb, stabilabb katorék kialakulásához. Ezt az állítást saját vizsgálataim is erősítették, hiszen az egyik legdúsabb vegetációval rendelkező területre mutatkozott az egyik legnagyobb, katorékok elhelyezkedéséből számolt preferenciaérték ($I = +0,9$) (2. diagram; 1.; 3. térkép). Másik magyarázatként Martins et al. (2002) és Altbacker et al. (1991) vizsgálatának eredményei említhetők, amelyek szerint a nyulak preferenciája a dúsabb vegetációjú területekre azért jelentkezik, mert az könnyebben elérhető táplálékot jelent és védelmet nyújt a ragadozók ellen. Ebben a tekintetben (miért mutatkozik preferencia a dúsabb vegetációval rendelkező területekre?) a szakirodalom megosztottnak tekinthető; hiszen míg Martins et al. (2002) és Altbacker et al. (1991) a fentebb részletezett véleményen vannak, addig Ludgarda et al. (2006) vizsgálatai szerint, elsődleges korlátozó tényezőként a predáció esélye és a búvóhelyek megléte jelentkezik, bár a szerzők hozzáteszik, hogy vizsgálataikat olyan területen végezték, ahol magas sűrűségben élnek az üregi nyúl ragadozói. Dellafiore et al. (2008) eredményei alapján a dús vegetációjú területeket azért preferálják a nyulak vándorlás céljából, mert a gyökérszövet vázként funkcionál és a dús növényzet védelmet jelent a ragadozókkal szemben. Saját mintaterületem belül a nyílt, vegetáció nélküli területek elkerülését legjobban a 11/E jelzésű, nyárültetvény példáján keresztül lehet bemutatni (2. diagram; 3. térkép). A nyúlvárak térbeli elhelyezkedését bemutató térképen kirajzolódik a dús vegetációjú tuskósor (3. térkép). A tuskósorhoz hasonló élőhelyek, abban az esetben, ha ezek a "vonalas létesítmények", élőhelyek intenzíven művelt területeken helyezkednek el, fontos élőhelyi "foltoknak" bizonyulnak, hozzájárulva minél több faj megtelepedéséhez (Payne & Bryant, 1998; Sullivan & Sullivan, 2009). Az intenzív művelés főként mezőgazdasági művelésre vonatkozik, azonban a mintaterületemen található nyárültetvény is kellően intenzíven művelt ahhoz, hogy a nyulak elkerüljék, így ez a megállapítás saját vizsgálataim során is alkalmazható.

Altbacker (2005) és Katona (1997) kutatásaikban azt találták, hogy az üregi nyulak katorékozás céljából preferálják a magasabb térszíneket. Ez főként az elöntés elleni védelemnek tudható be. Ezt saját eredményeim részben alátámasztották, hiszen a mintaterületen lévő nyárültetvénybeli tuskósorra preferencia mutatkozott ($I = +0,5$) (2. diagram; 1.; 3. térkép), azonban a terület talajvíz szintjét figyelembe véve – egyetlen hektáron sem jegyezték fel magas talajvízállást, sőt az elmúlt 15 évben a talajvízszint erőteljes csökkenése volt megfigyelhető, a részleteket lásd: Mészöly et al. (2009) – nem mondható el, hogy a talajvíz szint lenne az elsődleges limitáló tényező.

Dellafiore et al. (2008) eredményei alapján a nyulak a nagy kiterjedésű, homogén szerkezetű foltokat preferálják vándorlás céljából. Saját kutatásom ennek az eredménynek ellentmond, hiszen vizsgálataim azt mutatják, hogy a nyulak a kis kiterjedésű, sűrű vegetációjú

feltokra mutatnak preferenciát (2. diagram; 3. térkép). A vegetációs feltok területi kiterjedése és az adott vegetációtípus preferenciaértéke között egy gyenge, nem szignifikáns, negatív korrelációt találtam: korrelációs együttható: $r=-0,4$; szignifikancia szint: $p=0,2076$; konfidencia intervallum: 95%. (3. diagram). Példaként a két szélsőértéket emelném ki. A legnagyobb kiterjedésű nyárültetvényt erősen elkerülték; míg a második legkisebb kiterjedésű erdőrészletet nagymértékben preferálták (2. diagram; 1.; 3. térkép). Eredményeim megegyeznek Monzón et al. (2004) vizsgálataival.

6.2. Hántásvizsgálat

A hántáspreferencia vizsgálatok eredményei jól mutatják, hogy a nyulak számára közel semlegesnek bizonyult a kései meggy (5. diagram) annak ellenére, hogy a terepi megfigyelések alkalmával ez a növény bizonyult a leggyakrabban hántottnak (6. diagram; 5. térkép). Ennek magyarázata, hogy a kései meggy több erdőrészlet esetében is a cserjeszintben fő állományalkotóként van jelen (1. térkép), így elmondható, hogy azt a növényt károsítják legtöbbször, amelyikből a legtöbb van (7. diagram). Erre az eredményre jutott Mátrai et al. (1998) is. Kísérleteikben a nyulak étrendjét vizsgálták a Bugaci Ősborókás területén. Az optimális táplálkozási stratégia alapján, általánosságban elmondható, hogy a nyulak preferálják a lágy, alacsony rosttartalmú, magas tápanyagtartalmú növényeket (Macarthur & Pianka, 1966). Azonban, ha ilyen jellegű táplálék nem áll rendelkezésükre, átállnak a silányabb minőségű, de az adott területen nagyobb arányban jelenlévő tápnövényekre (Macarthur & Pianka, 1966). Úgy gondolom, hogy ez az eset következett be saját vizsgálati területemen is. Ez azonban azt jelenti, hogy az adott körülmények között a nyúl számára a kései meggy az egyik legfontosabb táplálékfajnak bizonyult.

A gazdasági szempontból értéktelen kései meggyet közel sem károsították olyan minőségben, mint az adott terület sok erdőrészlete esetében célállományként megjelölt fehér akácot (8. diagram; 1. térkép), hiszen szignifikánsan nagyobb mértékben károsítják a fehér akác egyedeket, mint a kései meggy egyedeket. A fehér akác egyedek közel 60%-os átlagos törzskerület hántottsága azt jelenti (8. diagram), hogy a legtöbb e fajba tartozó növényegyedet életképtelenre hántották a nyulak. Azonban, a fehér akác egyedek ilyen komoly hántottsága számottevő gazdasági kárt nem okoz, hiszen a fehér akác mennyiségi károsítása elhanyagolható ($n=19$) (8. diagram). Az egyéb, gazdasági szempontból jelentős fajokat (erdei fenyő; *Populus spp.*) egyáltalán nem hántották a nyulak (5.; 6. diagram), így elmondható, hogy a faj károkozása a gazdasági fafajok esetében jelentéktelen. Azt gondolom, hogy az erdei fenyő elkerülése (5. diagram), a területen található erdei fenyő ültetvények korával, azaz törzskerületükkel nem magyarázható, hiszen a területen található fiatal, tehát kisebb törzskerületű erdei fenyő ültet-

vényben sem volt kimutatható hántáskár. Azaz, ezt a fajt egyáltalán nem károsítják (6. diagram).

A kínálatban, és ennek megfelelően a használatban is, a két nagy arányban jelenlévő faj (kései meggy és fehér akác) hántott egyedeinek átlagos törzskerület átmérője (11. diagram) közel azonosnak bizonyult, így ezen eredmények alapján kijelenthető, hogy a két faj hasonló méretű egyedeit hántották a nyulak. Az egyéb fajok hántott egyedeinek átlagos törzskerület átmérője (11. diagram) eltért a kései meggytől és a fehér akáctól, azonban ezekből az adatokból messzemenő következtetéseket nem vonhatunk le, alacsony mintaelemszámuk miatt.

A nyáregyedek elkerülését (5. diagram) alátámasztják Altbacker (2005) adatai is. Vizsgálataiban igazolta, hogy a nyár hiányzik az üregi nyúl étrendjéből. A nyár üregi nyúl étrendjében történő megjelenése csak kivételes esetekben lehetséges, pl. olyan természeti katasztrófa, mely nagymértékben csökkenti az egyéb tápnövények elérhetőségét.

A hántottságot ábrázoló térképeken (2. térkép) látható, hogy a nyulak a hatásukat legerőteljesebben a várak körül fejtik ki. Ez a várak jelentette biztonságnak köszönhető, hiszen a táplálkozóhelyet igyekeznek úgy megválasztani, hogy az a lehető legközelebb legyen a várhoz, az esetleges ragadozás elkerülése érdekében (Altbacker, 2003).

Az egyes fajok hántáspreferenciájának, semlegességének vagy esetlegesen elkerülésének az adott faj biokémiai összetétele, ezen keresztül pedig az élettani hatása lehet az oka (Krebs, 1994).

6.3. Kizárási kísérlet

A nyulak elől elkerített és a nyulak számára hozzáférhető területeken lévő parlagfűegyedek mért változóinak szignifikáns különbségéből (12., 13. diagram) egyértelműen látszik, hogy a nyúl visszaszorítja ezt a gyomnövényt. Ez természetvédelmi és humánegészségügyi szempontból egyaránt hasznos (Mihály & Botta-Dukát, 2004). Számos irodalmi adat alátámasztja, hogy bizonyos ökoszisztémákon belül élő állatfajok direkt vagy indirekt hatásukon keresztül képesek visszaszorítani az agresszívan terjedő özönnövényeket. Például Amerikában egy kutyatej faj (*Euphorbia esula*) elleni biológiai védekezésben használnak haszonállatokat (Walker et al., 1994; Rodney, 1998), sőt hazai kutatások is bizonyították, hogy a növényevő fajok képesek a vegetáció szerkezetét megváltoztatni (Ónodi, 2011). Dale (1996) az üregi nyúl hatását Új-Zélandi területeken vizsgálva kimutatta, hogy a fajnak szerepe van az invazív növények visszaszorításában. A tuskósori kizárási kísérlet (4. térkép) eredményessége főként abból adódik, hogy ezen a mintaterületen a tuskósor, mint értékes élőhelyi folt jelenik meg (2.; 3. térkép). Ezt az összefüggést, korábban Payne & Bryant, 1998; Sullivan & Sullivan, 2009 már kimutatták. Ez azt jelenti, hogy a nyulak preferálni fogják ezt az élőhelyet (2. diagram; 1.;

3. térkép), ennek megfelelően a nyulak környezetükre kifejtett hatása itt erősebb lesz, így kizárva őket az adott rendszerből, élesebb lesz a különbség a kezelt és kezeletlen területek között (12.; 13. diagram).

A többi kvadrátegység esetében (4. térkép) nem találtam statisztikailag igazolható különbséget semelyik paramétert illetően. Ennek magyarázata többféle lehet, azonban ezeket a hipotéziseket kísérleti úton nem teszteltem. Lehetséges, hogy a záródott erdőállomány nem enged a talajra elegendő fényt, ennek következtében nem tud megindulni a talajban lévő magvak fejlődése. Néhány kvadrát esetében a felgyülemlett száraz levéltömeg hátráltathatja a növények fejlődését, hiszen volt olyan kvadrát, ahol az avarborítottság meghaladta a 90%-ot. Végző soron az is lehetséges, hogy a terület magbankja kimerült a több éven keresztül ható nyúlragás következtében (Altbacker, 2003).

7. Összefoglalás

Hazánk területéről az üregi nyúl (*Oryctolagus cuniculus*) a XX. század folyamán szinte teljesen eltűnt. Napjainkban a faj újbóli, gyors állománynövekedését tapasztaljuk.

Dolgozatom e komoly vadászati potenciállal bíró faj ökológiai igényeit (élőhelypreferencia, hántáspreferencia) vizsgálja. Célom volt, hogy segítsen a fajjal történő eredményes gazdálkodást és eloszlassam a fajról kialakult tévhiteket.

A vizsgálataimat két Pest megyei település, Csévharaszt és Nyáregyháza határában lévő, elsődlegesen gazdasági célú, telepített erdőkben végeztem. Fő erdőalkotó fafajok a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), az erdei fenyő (*Pinus sylvestris*) és nemesnyarak (*Populus spp.*). A cserjeszintben főként a kései meggy (*Prunus serotina*) dominál.

Az üregi nyúl várait feltérképeztem, majd a kotorékok koordinátáit vegetációtérképen ábrázoltam. Ez képezte a későbbi élőhelypreferencia vizsgálatok alapját. A preferencia vizsgálatokat az Ivlev indexel végeztem.

A faj által a fásszárú és lágyszárú vegetációra kifejtett direkt hatások vizsgálatát végeztem. A lágyszárú vegetációra gyakorolt hatásokat kizárásos kísérlettel (kvadrátokkal) teszteltem. A fásszárú vegetációra gyakorolt hatásokat a hántott növényegyedek rugalmas sávtranszekt módszerrel történő felvételezésén keresztül értékeltem. A hántáspreferencia vizsgálatok elvégzéséhez a kínálat adatait, a használat megállapításához kialakított transzektken végighaladva, 10 méterenként egy 2 négyzetméteres kvadrát lefektetésével végeztem. Az így kapott adathalmazt szintén az Ivlev index segítségével értékeltem.

Eredményeim alapján, a nyulak a számottevő kései meggy elegyedéssel rendelkező, kisméretű, sűrű vegetációjú erdőrészekre mutattak preferenciát. A nyíltabb vegetációjú foltokat és a homogén, nagyméretű erdőrészeket elkerülték. A nyulak élőhelypreferenciájának bemutatására a legjobb példa a területen található nyárültetvény. A homogén növényzetű, silány cserjeszinttel rendelkező, gyenge kései meggy elegyedésű, nagy területű nyárültetvényben nem találtam kotorékot, azonban a nyárültetvényt kettészelő, változatosabb vegetációjú, számottevő kései meggy elegyedésű tuskósorban sok várat térképeztem fel.

A kései meggy az egyik legfontosabb, legnagyobb mértékben használt hántott növénynek bizonyult, annak ellenére, hogy preferenciaértéke alacsony. A fehér akácot nem károsították olyan nagy mértékben, mint a kései meggyet, azonban a fehér akác minőségi károsítása mindegyik fajét felülmúlta. A használatban megjelenő egyéb fafajok hántottsági adataiból messzemenő következtetéseket nem vonhatunk le, alacsony mintaelemszámuk miatt.

Az öt kihelyezett kvadrátegyüttesből csak a tuskósorra kihelyezett esetében kaptam statisztikailag értékelhető eredményt. Ebben az esetben a kezelt, illetve a kezeletlen területeken

lévő parlagfűegyedek szignifikánsan eltértek a növénymagasságot és a levélszámot illetően egyaránt. A nyulak számára hozzáférhető parlagfűvek szignifikánsan kisebbek voltak és kevesebb levelet fejlesztettek, mint a nyulak elől elkerített társaik.

A vizsgálatom területként szolgáló élőhely megfelel az üregi nyúlnak, azon életképes populációt képes kialakítani, fenntartani. Kiemelkedő a tuskósortok és a sűrű, kései meggy elegyedésű cserjeszinttel rendelkező, kis méretű erdőrészek szerepe. A faj megtelepedését ezen tényezők kialakításával, illetve megszüntetésével lehet segíteni, vagy hátráltatni, a gazdasági céltól függően. Vadgazdálkodási szempontból a faj állományainak növekedése egyértelműen pozitív, sőt a várakozásokkal ellentétben természetvédelmi és erdőgazdasági károkozása is elhanyagolható.

8. Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni konzulensemnek, Szemethy Lászlónak, a Gödöllői Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézet munkatársának a szakmai segítségét.

Köszönöm André Zoltánnak a NEFAG Zrt. Monori Erdészet erdészetigazgatójának a szakmai segítségét, és az adatokat.

Köszönöm Biró Zsoltnak, a Gödöllői Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézet munkatársának az adatok kiértékelésében nyújtott segítségét, és azt, hogy véleményezte a dolgozatomat.

Köszönöm Szabó Lászlónak, a Gödöllői Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézet munkatársának, hogy rendelkezésemre bocsátotta a méréshez szükséges eszközöket.

Köszönöm Czóbel Szilárdnak, Gödöllői Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet munkatársának a növényhatározást.

Köszönöm Borsai József magánerdő-gazdálkodónak, hogy vizsgálataimhoz biztosította a területet.

Köszönöm Roik Róbertnek, a Homokpusztai Földtulajdonosi Közösség hivatásos vadászának, hogy az Egyéni vadászati napló és terítéknyilvántartás adatait a rendelkezésemre bocsátotta.

9. Irodalomjegyzék

ALTBACKER, V. (1998): Növényevő emlősök és a vegetáció kapcsolatának vizsgálata homoki társulásokban. 125-143. oldal in: Fekete, G. (szerk.): A közösségi ökológia frontvonalai. Scientia, Budapest

ALTBACKER, V. (2003): Borókás üreginyúl: egy állati tradíció kialakulása és következményei. in Magyar Tudomány A Magyar Tudományos Akadémia lapja (Elektronikus Periodika Archívum és Adatbázis [epa.oszk.hu]) (7 pp)

ALTBACKER, V. (2005): Növényzet és növényevők közötti interakciók mechanizmusainak vizsgálata – Akadémiai Doktori Értekezés (158 pp)

ALTBACKER, V., KERTÉSZ, M., SZABÓ, J., FÖRGETEG, Zs. (1991): The distribution of rabbit warrens in Bugac Juniper Forest (Hungary) in relation to vegetation type 535/854. in: XXth Congress of the International Union of Game Biologists Transactions Part 2., Gödöllő, Hungary, August 21-26, 1991

ÁKOS, L. (1964): (szerk.) Üregi nyúl in: Erdészeti Vadászati Faipari Lexikon, Mezőgazdasági kiadó, Budapest (680 pp)

ÁKOSHEGYI, I. (2004): Vadegészségtan. Egyetemi jegyzet. Szent István Egyetem, Vadgazda Mérnöki Szak, Gödöllő, (89 pp.)

BALCZÓ, A., BARANYAI, Zs., NAGY, I., SIPOS, K., SCHRETT, A. (2011): A Csévharaszi Homokvidék kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület aktív kezelési zónájának fenntartási terve. Készült "A PANNON BENNSZÜLÖTT TARTÓS SZEGFŰ VÉDELME" című LIFE-NATURE pályázat keretében. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság Természetmegőrzési Osztály. Budapest; (78 pp)

BRAUN, E., C. (szerk) (2005): Vegetation Sampling and Measurement in: Techniques for Wildlife Investigations and Management. 524-553/974 The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA

BUCKLAND, S.T., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., LAAKE, J.L., BORCHERS, D.L., THOMAS, L. (2004): Spatial distance sampling models in Advanced Distance Sampling. Oxford University Press; (48-66 pp)

- CABEZAS, S., CALVETE, C., MORENO, S. (2011): Survival of translocated wild rabbits: importance of habitat, physiological and immune condition. *Animal Conservation*. The Zoological Society of London. *Animal Conservation* (2011) 1–11
- CATALÁN, I., RODRÍGUEZ-HIDALGO, P., TORTOSA, F.S. (2008): Is habitat management an effective tool for wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement? *European Journal of Wildlife Research*
- CATARINA, F., PAULO, C. A. (2008): Influence of habitat management on the abundance and diet of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) populations in Mediterranean ecosystems. *European Journal of Wildlife Research* (2008) 54:449–453
- CSÁNYI, S. (2007): *Vadbiológia*. Mezőgazda kiadó, Budapest (136 pp)
- CSÁNYI, S. (2013): *Vadgazdálkodási adattár 1960-2013*. Gödöllői Agrártudományi Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő
- DALE, N., (1996): The effect of rabbits on conservation values, *Science for Conservation*, Department of Conservation, New Zealand: 34 (31 pp)
- DAVID, J. E., CHRIS, A. M. (2001): The impact of warrens of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) on soil and ecological processes in a semi-arid Australian woodland. *Journal of Arid Environments* (2001) 47: 325-337
- DELLAFIORE, C. M., FERNÁNDEZ, G.B.J., VALLÉS, M. S. (2008): Habitat use for warren building by European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in relation to landscape structure in a sand dune system. *Acta Oecologia* 33 (2008) 372-379 (8 pp)
- Erdészeti lapok (1908): *Erdészeti Lapok* 47. évf. 23. füzet (1908. december 1.)
- FARAGÓ, S. (2007): *Vadászati állattan*. Mezőgazda kiadó, Budapest (496 pp)
- FARAGÓ, S. (2002): *Vadászati állattan*. Mezőgazda kiadó, Budapest (496 pp)
- FEHÉR, Á., KATONA, K. (2011): Vadkárérzékenység, vadkár, és az akác. *Erdészeti lapok*. CXLVIII (9): 278-281. (4 pp)

- FERNÁNDEZ-OLALLA, M., MARTÍNEZ-JAUREGUI, M., GUIL, F., MIGUEL-AYANZ, S., A. (2009): Provision of artificial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: what type of warren and where should they be sited? *European Journal of Wildlife Research* 56:829-837 (9 pp)
- ILLÉS, G., SOMOGYI, Z. (2010): Erdőgazdálkodás. Jegyzet vadgazda mérnök szakos hallgatók részére. Szent István Egyetem, Vadgazda Mérnöki Szak, Gödöllő. (174 pp)
- IVLEV, V.S. (1961): Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale Univ. Press, New Haven Conn. (302pp)
- KALAPOS, T. (2011): Kiegészítések a populációk közötti kölcsönhatások témakörhöz (ppt) (ramet.elte.hu)
- KATONA, K., SZEMETHY, L., NYESTE, M., FODOR, Á., SZÉKELY, J., BLEIER, N., KOVÁCS, V., OLJAOS, T., TERHES, A., DEMES, T. (2007): A hazai erdők cserjeszintjének szerepe a nagyvad-erdő kapcsolatok alakulásában. *Természetvédelmi közlemények* 119-126 (13 pp)
- KATONA, K., SZEMETHY, L., BLEIER, N., SZÉKELY, J. (2008): A gímszarvas és a gyapjaslepke. *Erdészeti lapok* CXLIII. évf. 5 szám (3 pp)
- KATONA, K., BIRÓ, Zs., HAHN, I., KERTÉSZ, M., ALTBACKER, V. (2003): A Mezei nyúl tér-időbeli előfordulása Bugacon: Egy hosszútávú ökológiai vizsgálat az Üreginyúl kipusztulásának időszakában. *Vadbiológia* 74-82 (10)
- KATONA, K. (1997): Az ürge (*Citellus citellus*) mikrohabitat használata Bugacpusztán. Eötvös Lóránd Tudományegyetem Természettudományi Kar Etológia Tanszék. Hallgatói szakdolgozat (48 pp)
- KERGER, G. (1991): Reintroduction of animals in Europe 449/854 in: XXth Congress of the International Union of Game Biologists Transactions Part 2., Gödöllő, Hungary, August 21-26, 1991
- KOZÁK, L. (2007): A borz (*Meles meles*) állományviszonyai, élőhelypreferenciája és táplálkozás-ökológiai vizsgálata Hajdú-Bihar Megyei élőhelyein – Doktori Disszertáció, Debreceni Egyetem (105 pp)

KOZÁK, L. & HELTAI, M. (2006): A borz (*Meles meles* Linnaeus, 1758) élőhelypreferenciája Hajdú-Bihar megyében. ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2006) 91 (1): 43 - 55 (13 pp)

KREBS, J., C. (1994): Factors That Limit Distributions: Habitat Selection (In: Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance 61-74/801; Species Interactions: Herbivory and Mutualism 295-321/801) Harper Collins College Publishers. The University of British Columbia

KREBS, C.J., MYERS, J.H., (1974). Population cycles in small mammals. Advances in Ecological Research 8, 267–399.

LUDGARDA, L., NÉSTOR, F., SACRAMENTO, M. (2006): Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments. Basic and Applied Ecology 8 (2007) 453-463 (11 pp)

LUDGARDA, L. NÉSTOR, F., SACRAMENTO, M., RAFAEL, V. (2003): Habitat-related differences in Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution, and activity. Journal of Mammalogy, 84(1): 26-36 (11 pp), 2003

MACARTHUR, H., R., PIANKA, E., R. (1966): On Optimal Use of a Patchy Environment. The American Naturalist Vol. 100, No. 916 November-December, 1966 (7 pp)

MARKÓ, G. (2012): Növény-növényevő kapcsolatok vizsgálata a magyarországi borókásokban – Doktori értekezés, Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Etológia tanszék Budapest (144 pp)

MARTINS, H., MILLER, D.R., ELSTON, D.A., REGO, F., MILNE, J.A. (2002): Factors influencing the location and number of entrances of European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) warrens in a Southern Portuguese montado. Journal of Mediterranean Ecology vol.3, No. 4 2002: 31-40 (10 pp)

MÁTRAI, K., ALTBACKER, V., HAHN, I. (1998): Seasonal diet of rabbits and their browsing effect on juniper in Bugac Juniper Forest (Hungary). Acta Theriologica 43 (1): 107-112 (6 pp)

MÉSZÖLY, K. (TERV.), DYGA, T., FEKETE, Z., FÜSZ, I., GERGELY, Z., HOKSA, A., JUHÁSZ, GY., LUKÁCS, GY., NÉMETH, J., REMÉNYI, T., SZENTPÉTERI, S., TIBOR, Z., TÓTH, P., TURAI, Zs., VELEGI, D., ZÁTONYI, I., CZIROK, I. (Ell.) (2009): 811 sz. Monori Erdészeti Tervezési Körzet Második Erdőterve. 2009. január. 1.-2018. december 31.; Budapest (356 pp)

MIHÁLY, B., BOTTA-DUKÁT, Z. (SZERK.) (2004): KÉSEI MEGGY IN: ÖZÖNNÖVÉNYEK. BIOLÓGIAI INVÁZIÓK MAGYARORSZÁGON. TERMÉSZETBÚVÁR ALAPÍTVÁNY KIADÓ, BUDAPEST (273-292 pp)

MONZÓN, A., FERNANDES, P., RODRIGUES, N. (2004): Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda_Gerês, Portugal. European Journal of Wildlife Research (16 pp)

NAGY, N. (szerk.), DOHY, J., HOLLÓ, I., HORVAINÉ, SZ.M., IVÁNCICS, J., LÁTITS, GY., MIHÓK, S., SZABÓ, F., SZABÓNÉ, W.E., TÓZSÉR, J. (1996): Az állattenyésztés alapjai, Mezőgazda kiadó, Budapest (283 pp)

Nova, J., S. (szerk.) (2012): Design and Analytical Techniques 1-64. oldal in: The Wildlife Techniques Manual. The Johns Hopkins University Press. Baltimore. United States of America (414 pp)

ÓNODI, G. (2011): Legelés és tűz, mint gyepdinamikai tényezők: kísérletes vizsgálatok nyílt évelő homokpusztagyepekben. Ph.D.-értekezés. Magyar Tudományos Akadémia, Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót (131 pp)

ÓNODI, G., CSATÁDI, K., NÉMETH, I., VÁCZI, O., BOTTA-DUKÁT, Z., KERTÉSZ, M., ALTBACKER, V. (2008): Birka (*Ovis aries*, L.)- és nyúllegelés (*Oryctolagus cuniculus*, L.) hatásainak vizsgálata az égésre homokpusztagyepen, Természetvédelmi Közlemények, Budapest 117-129 (14pp)

ÓNODI, G., KERTÉSZ, M., BOTTA-DUKÁT, Z., ALTBACKER, V. (2002): Legelés hatása a tűz terjedésére nyílt homokpusztagyepben. [obki.hu] (6 pp)

PARKER, B.S., HALL, L.S., MYERS, K., FULLAGAR, P.J., (1976): The Distribution of Rabbit Warrens at Michell, Queensland, in relation to Soil and Vegetation Characteristic, Australian Wildlife Research 3(2) 129 - 148 (20 pp)

PAYNE, F., N., BRYANT, C., F. (1998): Linear Habitats 441-465/840 in: Wildlife Habitat Management of Forestlands, Rangelands and Farmlands Krieger Publishing Company Malabar, Florida

PEDRO, S., JOANA, C., ANABELA, P., CATARINA, E., MARISA, C., ISABEL, A., CATARINA, F., CARLOS, F. (2011): Occupancy, colonization and extinction patterns of rabbit populations: implications for Iberian lynx conservation, European Journal of Wildlife Research (2012) 58:523-533 (11 pp)

RASIK, B. (1987): Rabbit Grazing. Studies in a Grassland Community Using Faecal Analysis and Exclosures. Field Studies 6 (1987), 657-684 (8 pp)

RODNEY, G.L. (1998): The biology and integrated management of leafy spurge (*Euphorbia esula*) on North Dakota rangeland. Weed Technology. 1998. 12(2):367-373. (7pp)

ROUCO, C., VILLAFUERTE, R., CASTRO, F., FERRERAS, P. (2010): Effect of artificial warren size on a restocked European wild rabbit population. Animal Conservation Volume The Zoological Society of London 14 Issue 2 Pages 117-123 (7 pp)

SILVIU, O. P., ISABEL, C. B., ALASTAIR, I. W., PHILIP, M. W. (2010): Farming for pests? Local and landscape-scale effects of grassland management on rabbit densities. European Journal of Wildlife Research (2011) 57:27-34 (8 pp)

SIMON, T. (2000): A Magyarországi Edényes Flóra Határozója. Harasztok - Virágos Növények. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest (845 pp)

SULLIVAN, P., T., SULLIVAN, S., D. (2009): Are linear habitats in agrarian landscapes source areas of beneficial or pest rodents? Agriculture, Ecosystems and Environment 129 (2009) 52-56 (5 pp)

SZEMETHY, L., BIRÓ, ZS., HELTAI, M. (2005): Vadászati állattan és etológia. Emlősök. Egyetemi jegyzet. Szent István Egyetem, Vadgazda Mérnöki Szak - Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő, (103. pp.)

THEODORE, A. B. (1996): Experimental Design and Treatment of Data 1-95/740 oldal in: Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA

VILLAFUERTE, R., MORENO, S. (1991): Rabbit Haemorrhagic Disease (RHD) in Donana National Park (DNP) 783-792 in: XXth Congress of the International Union of Game Biologists Transactions Part 2., Gödöllő, Hungary, August 21-26, 1991 (10 pp)

WALKER, W. J., KRONBERG, S. L., SAUD, L. A., NEIL, E.W. (1994): Comparison of sheep and goat preferences for leafy spurge. Journal of Range Management. November 1994. 47:429-434 (6pp)

APVMA Australian Government (Australiasn Pesticides and Veterinary Medicines Authority) (2005): Rabbit Haemorrhagic Disease Virus Suspension for Control of Pest Rabbits in Australia; (4 pp)

Graphpad Software, Inc (2013)

Homokpusztai Földtulajdonosok Vadászati Közössége Egyéni vadászati napló és terítéknyilvántartás. (2010)

https://www.google.hu/search?q=k%C3%A9gh%C3%A1nt%C3%A1s&espv=210&es_s m=122&source=lnms&tbn=isch&sa=X&ei=0J92UqWUDITWtAbaoIGQBg&ved=0CAk Q_AUoAQ&biw=1422&bih=938#facrc=_&imgdii=_&imgrc=OXXEmQxxRjm2pM%3A%3BdBcAsaVLuO5oAM%3Bhttp%253A%252F%252Fimg1.indafoto.hu%252F10%252 F7%252F98027_9fded3b27e1ec2a48d42e084506daced%252F18355809_b111209535298 5224f41f0024fd024c8_s.jpg%3Bhttp%253A%252F%252Findafoto.hu%252Fzsolt68%25 2Fkeregantas%3B200%3B150

kti.szie.hu (2013): Fajismeret, Természet- és Környezetvédelem. Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék. (<http://www.kti.szie.hu/termeszetvedelem/tgabor/fajismeret/>)

10. Nyilatkozat

Alulírott Biró Bálint, a Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar III. éves vadgazda mérnök szakos, nappali tagozatos hallgatója nyilatkozom, hogy a Tudományos Diákköri Dolgozat saját munkám, melynek elkészítése során a felhasznált irodalmat a jogi és etikai szabályok betartásával kezeltem. A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot nem tartalmaz.

Gödöllő, 2013. november 3.

.....
Biró Bálint