

**SZENT ISTVÁN EGYETEM**

**Az európai borz és a vörös róka  
kotorékhely-kompetíciójának vizsgálata  
különböző terepbiológiai módszerekkel**

Doktori (PhD) értekezés

Márton Mihály

Gödöllő

2018

**A doktori iskola**

**megnevezése:** Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskola

**tudományága:** Állattenyésztési tudományok

**vezetője:** Dr. Mézes Miklós  
egyetemi tanár, az MTA rendes tagja  
Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar  
Állattudományi Alapok Intézet, Takarmányozástani Tanszék

**Témavezető:** Dr. Heltai Miklós  
egyetemi tanár, az MTA doktora  
Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar  
Vadvilág Megőrzési Intézet

.....  
Az iskolavezető jóváhagyása

.....  
A témavezető jóváhagyása

## Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	5
1.1. A téma aktualitása, jelentősége.....	5
1.2. Célkitűzések.....	7
2. Irodalmi áttekintés.....	9
2.1. Az európai borz ( <i>Meles meles</i> Linnaeus, 1758).....	9
2.1.1. Az európai borz táplálékválasztása.....	9
2.1.2. Az európai borz élőhelyhasználata.....	14
2.2. A vörös róka ( <i>Vulpes vulpes</i> Linnaeus, 1758).....	19
2.2.1. A vörös róka táplálékválasztása.....	19
2.2.2. A vörös róka élőhelyhasználata.....	25
2.3. Az európai borz és a vörös róka közötti versengés irodalmának áttekintése.....	28
2.4. A kisemlős lyuksűrűség és egyedszám kapcsolatának irodalmi áttekintése.....	29
3. Anyag és módszer.....	31
3.1. A két ragadozó magyarországi kotorékhely-választása a vegetáció alapján.....	31
3.1.1. A vizsgálati területek bemutatása.....	31
3.1.2. Az adatfeldolgozás módszerei.....	34
3.2. A szobi vizsgálati területen végzett adatgyűjtés és adatfeldolgozás.....	35
3.2.1. A vizsgálati terület kijelölése és részletes bemutatása.....	35
3.2.2. A kotorékkeresés módszere.....	36
3.2.3. A kotorékhely-preferencia vizsgálata a vegetáció és egyes talajtani jellemzők alapján.....	38
3.2.4. A kotorékhely-preferencia elemzése az ökológiai élőhelykategóriák alapján.....	39
3.2.5. A kotorékok környezetének puffer módszerrel történő elemzése.....	41
3.3. A valkói vizsgálati területen végzett adatgyűjtés és adatfeldolgozás.....	42
3.3.1. A vizsgálati terület kijelölése és részletes bemutatása.....	42
3.3.2. A kotorékkeresés módszere.....	43
3.3.3. A kotorékhely-preferencia vizsgálata a vegetáció és egyes talajtani jellemzők alapján.....	44
3.3.4. A kotorékhely-preferencia elemzése az ökológiai élőhelykategóriák alapján.....	47
3.3.5. A kotorékok környezetének puffer módszerrel történő elemzése.....	48
3.4. A kisemlős lyuksűrűség és egyedszám kapcsolatának tesztelése.....	50
4. Eredmények.....	52
4.1. A két ragadozó magyarországi kotorékhely-választása a vegetáció alapján.....	52
4.2. A két ragadozó kotorékhely-választása a szobi vizsgálati területen.....	54
4.2.1. A főbb vegetációtípusokra, egyes talajtani jellemzőkre és az ökológiai élőhelykategóriákra alapozott eredmények a szobi vizsgálati területen.....	54
4.2.2. A puffer módszerre alapozott eredmények a szobi vizsgálati területen.....	56

4.3. A két ragadozó kitorékhely-választása a valkói vizsgálati területen.....	60
4.3.1. A főbb vegetációtípusokra, egyes talajtani jellemzőkre és az ökológiai élőhelykategóriákra alapozott eredmények a valkói vizsgálati területen .....	60
4.3.2. A puffer módszerre alapozott eredmények a valkói vizsgálati területen.....	62
4.4. A kisemlős lyuksűrűség és egyedszám közötti kapcsolat tesztelésének eredményei.....	66
4.5. Új tudományos eredmények.....	68
5. Következtetések és javaslatok .....	69
5.1. A két ragadozó magyarországi kitorékhely-választása a vegetáció alapján.....	69
5.2. A két ragadozó kitorékhely-választása a szobi és a valkói vizsgálati területen .....	71
5.2.1. Kitorékhely-választás a vadgazdálkodási egység méretű vizsgálati terület szintjén .....	71
5.2.2. Kitorékhely-választás a mozgáskörzet szintjén .....	73
5.3. Javaslatok .....	76
6. Összefoglalás.....	77
7. Summary.....	78
8. Mellékletek .....	79
M1. Irodalomjegyzék .....	79
M2. Ábrák és táblázatok jegyzéke .....	89
M3. Az európai borz kitoréka .....	91
M4. A vörös róka kitoréka .....	92
M5. Kisemlős lyuk.....	93
M6. Kisemlős élvefogó csapdázás .....	94
M7. A földigiliszta-félék számlálása.....	95
M8. Kotorékbecslés jegyzőkönyv .....	96
M9. Kisemlős lyuksűrűség becslés jegyzőkönyvek.....	97
M10. Kisemlős csapdázás jegyzőkönyv.....	98
M11. A földigiliszta sűrűség becsléshez alkalmazott jegyzőkönyv .....	99
M12. Fizikai talajféleség-kategóriák a valkói vizsgálati területen a 400-as pufferen belül .....	99
M13. A kitorékbecslés további adatai vizsgálati területenként .....	100
M14. A két ragadozó terítékének alakulása a vizsgálati területekkel érintett vadgazdálkodási tájegységekben a 2005 és 2016 közötti időszakban .....	100
M15. A szobi vizsgálati területen található kitorékok alapadatai (2012 tavaszi állapot) .....	101
M16. A valkói vizsgálati területen található kitorékok alapadatai (2017 tavaszi állapot).....	102
9. Köszönetnyilvánítás .....	104

# 1. Bevezetés

## 1.1. A téma aktualitása, jelentősége

Az emlős ragadozókkal kapcsolatos, tudományos igényű ismeretanyagunk a XX. század utolsó dekádjáig hazai és nemzetközi viszonylatban is meglehetősen érintőlegesnek tekinthető (HELTAI 2010). A történelem során e fajok megítélése jellemzően negatív volt, és a velük való foglalatosság többnyire az irtás fogalmát merítette ki (VÁSÁRHELYI 1958, GYŐRFFY 1974). Ennek hátterében rejtett, titokzatos életmódjuk, illetve az ember és a ragadozók közötti negatív kapcsolatok, mint a versengés (kompetíció a zsákmányállat, például fácán, mezei nyúl megszerzésében) vagy a préda-predátor szerep (a barlangi medve, vagy a kardfogú tigris az embert is prédának tekintette), illetve az emberi javakban okozott kártétel (legeltetett haszonállatok nagyragadozók által, vagy kisebb háziállatok róka által történő zsákmányolása) állhatott (CSÁNYI 2000). Az 1900-as évek közepére Európában az erőteljes gyérítés, valamint a természetes élőhelyeket érintő egyre intenzívebb antropogén hatások, elsősorban a nagytestű ragadozók, mint például a szürke farkas (*Canis lupus*), jelentős állománycsökkenését eredményezték, de ugyanezen okok miatt a legtöbb ragadozó faj állománya és/vagy elterjedési területe is csökkent (HELTAI 2010). Ezzel összefüggésben a konfliktusos helyzetek száma is visszaesett, és ez a folyamat néhány évtized elteltével társadalmi szinten jelentős szemléletváltást vont maga után. Növekedni kezdett a ragadozók iránti érdeklődés, amely „ugródeszkrét” jelentett a természetvédelmi törekvések és a kutatói munka számára (CSÁNYI 2000). Az egyre bővülő tudásanyag rámutatott az emlős ragadozók jelentős ökológiai szerepére, melynek egyik legalapvetőbb formája a felülről lefelé irányuló (top-down) ökoszisztéma szabályozás (BESCHTA és RIPPLE 2012, RIPPLE és BESCHTA 2012ab). Az elmúlt években nagyszámú vizsgálat fókuszált a klasszikus préda-predátor kapcsolatokon túl a ragadozó fajok közötti kölcsönhatások megismerésére. A témában megjelent közlésekben összességében igen változatos és bonyolult rendszerekről olvashatunk. Bizonyos esetekben a nagyobb testű ragadozó közvetett és közvetlen módon szabályozza a kisebb testű ragadozók létszámát (CROOKS és SOULÉ 1999, MILLER et al. 2001, GLEN et al. 2007). Ez a szabályozás megjelenhet a territoriális jelölés útján a területről való kizárásként (ARJO és PLETSCHER 2004, HELLDIN és DANIELSSON 2007), a táplálékváltásra kényszerítésként, a napi aktivitás megváltoztatásaként, vagy egészen egyszerűen a kistestű ragadozó prédaként való kezelésekként (PALOMARES et al. 1995, PALOMARES és CARO 1999, GLEN et al. 2007, KOWALCZYK et al. 2009, KOWALCZYK

és ZALEWSKI 2011). Ezek a kapcsolatok azonban a különböző trofikus szinten elhelyezkedő ragadozóakra igazak. Az azonos méretű és szerepű, egy ökológiai guildbe tartozó ragadozó fajok között a közvetlen interakciókon alapuló versengés mellett, a közvetett módon történő niche-szegregáció valósul meg. Az együtt élő, hasonló méretű és részben hasonló táplálkozású fajok elválhatnak egymástól élőhelyhasználatukban térben (FEDRIANI et al. 1999, HOLMALA és KAUHALA 2009), időben (FEDRIANI et al. 1999, BIRÓ et al. 2004, GLEN et al. 2007), vagy éppen a közös prédaforrások egyes ragadozó fajok esetében betöltött eltérő szerepével (KAUHALA et al. 1998, LANSZKI et al. 1999, LANSZKI et al. 2006). Az olyan közönséges, széleskörűen elterjedt, és ennek következtében számos gazdasági ágazat - kiemelten a vadgazdálkodás és a természetvédelem - szempontjából nagyhatású fajokat tekintve, mint az európai borz (*Meles meles*, KRANZ et al. 2016) és a vörös róka (*Vulpes vulpes*), nagyon keveset tudunk a közöttük fellépő kölcsönhatásokról. Néhány irodalmi adat arra utal, hogy ebben a kapcsolatban a borz az erősebb (MACDONALD et al. 2004a, KOWALCZYK et al. 2008). Több kutatás bizonyította, hogy például a nyestkutya (*Nyctereutes procyonoides*) számára a rókával szemben szaporodási előnyt jelent a részleges téli nyugalmi állapot és a monogám családban való kölyöknevelés (KAUHALA 1994, KAUHALA et al. 1998). Ezek alapján feltételezhető, hogy a nyestkutyánál nagyobb testtömegű (HELTAI 2010) és hasonló viselkedést mutató borz esetében (KRUUK 1989, NEAL és CHEESEMAN 1996, HELTAI 2010) szintén megjelenik ez a szaporodási előny. Ennek ellenére Európa legtöbb országában, így Magyarországon is nagy sűrűségben és közönséges módon van jelen mind a borz, mind a róka (MITCHELL-JONES et al. 1999, HELTAI et al. 2001, HELTAI 2010). Ez arra enged következtetni, hogy az egy élettérben, ugyanazon élőhelyeken előforduló két faj között valamilyen szintű niche-szegregációnak kell megvalósulnia, ami lehetővé teszi a versengésben feltételezhetően inkább vesztes róka számára a nagy létszámban való jelenlétet. Növekvő állományuk a predációs szerepük és egyéb hatásaik további erősödését vonhatja maga után (HELTAI 2010). Ez kifejeződhet a védett, illetve a vadgazdálkodás szempontjából jelentős fajok állományaira gyakorolt erőteljesebb hatással (JARMENO és LIBERG 2005, HELTAI 2010), a borz esetében a mezőgazdasági vadkár növekedésével (FISCHER et al. 2005, BIRÓ et al. 2010), valamint a mindkét ragadozó által terjesztett betegségek állat- és humán-egészségügyi hatásainak erősödésével (SUGÁR 2007, TAKÁCS et al. 2012). Ezért a velük való, biológiailag megalapozott ragadozógazdálkodás kidolgozása a természetvédelem és a vadgazdálkodás számára releváns feladat, amelyhez ismerni kell olyan, a ragadozók állománysűrűségére erősen ható faktorokat, mint az interspecifikus kompetíció, amelynek mértékét elsősorban a fajok élőhelyválasztási és táplálkozási szokásainak átfedése határozza meg (CSÁNYI 2007, FRYXELL et al. 2014).

Akár egy védett faj állományát kívánjuk megóvni, akár vadgazdálkodást folytatunk egy adott fajjal, a területen előforduló ragadozók ismerete nélkül tevékenységünk az esetek többségében sikertelenségre van ítélve (LEOPOLD 1933). A ragadozó fajokkal kapcsolatos, hazai viszonylatban szinte teljes adathiányt néhány fiatal kutató a nyolcvanas évek végén ismerte fel. Az ekkor megkezdett, szervezett vizsgálatok alapját kérdőíves felmérések képezték, melyek elterjedési, valamint állománysűrűségi alapadatok gyűjtését célozták meg (HELTAI 2010). Később a vizsgálatok terepi munkával is bővültek, melyek a borz és a róka esetében egy-egy terület kotoréksűrűségének felmérésére irányultak. Az itt alkalmazott módszer lehetőséget nyújtott a kotorék hely-preferencia vizsgálatára is (KOZÁK és HELTAI 2006, HELTAI 2010). Szakdolgozóként 2010-ben a kutatásnak ebbe a fázisába kapcsolódtam be. A két közönséges ragadozófajjal kapcsolatos tudáshiányt jól jellemzi, hogy hazai élőhelyválasztásuk első, nemzetközi szinten történő közlése a borz esetében 2013-ban (HELTAI et al. 2013), míg a rókáé 2016-ban (MÁRTON et al. 2016) történt meg. Az élőhelyfelosztásról magyarországi adat két tanulmányban érhető el, ezek közül az egyik a fent említett 2016-os cikk, a másik valamivel korábban, 2014-ben (MÁRTON et al. 2014) került publikálásra.

## 1.2. Célkitűzések

Az európai borzzal és a vörös rókával kapcsolatos hazai tudáshiány ismeretében munkám elsődleges céljaként a két faj élőhelyválasztásához fűződő ismeretanyagunk bővítését tűztem ki. További célom volt a kotorék hely-kompetíció vizsgálata, melyet a klasszikus, ugyanakkor magas költség- és időigényű kizárásos kísérletek helyett (CSÁNYI 2007), a két faj élőhelyhasználatának párhuzamos elemzése, és a közöttük feltételezhetően fellépő niche-szegregáció lehetséges „színtereinek” feltárása felől közelítettem meg (CIAMPALINI és LOVARI 1985, KAUFHALA et al. 1998). Értekezésemben a kotorék hely-választás és a niche-szegregáció három, egymástól jól elkülönülő területi egységben (országos szint, vadgazdálkodási egység, mozgáskörzet) került elemzésre és bemutatásra a nagyságrendileg vadgazdálkodási egység méretű vizsgálati területeken gyűjtött adatok alapján. A kutatómunka egyetlen központi hipotézisre és négy alhipotézisre épült, miszerint:

- A két faj közötti niche-szegregáció a kotorékásásra használt eltérő vegetáció szerkezetű és talajtani adottságú, valamint különböző táplálékkínálattal rendelkező élőhelyek esetében mutatkozik meg.
  - Az európai borz kotorékai nagyobb arányban találhatóak meg a túlevelű erdőben, mint a vörös róka kotorékai.
  - Az európai borz kotorékait elsősorban az idősebb, zárt erdőállományokban ássa, míg a vörös róka a nyíltabb, fiatal erdőterületeket, cserjéseket használja magasabb arányban.
  - Az európai borz kotorékásás szempontjából a kötöttebb talajokat választja, míg a vörös róka a lazább talajokat kedveli.
  - Az európai borz kotorékainak környezetében a vörös rókához képest alacsonyabb a kistrágcsháló, és magasabb a földigiliszta kínálat.

A központi hipotézis és az alhipotézisek vizsgálatához a következő kutatási kérdéseket fogalmaztam és válaszoltam meg:

1. Mi jellemzi az európai borz és a vörös róka kotorékhely-választását a vegetáció alapján országos szinten több vadgazdálkodási egység méretű vizsgálati terület adatait egyben értékelve, valamint erre alapozva kimutatható-e különbség a két faj között?
2. Mi jellemzi az európai borz és a vörös róka kotorékhely-választását a vegetáció és egyes talajtani paraméterek alapján a vadgazdálkodási egység méretű vizsgálati terület esetében, valamint ez alapján kimutatható-e különbség a két faj között?
3. Milyen élőhelyi összetétel (élőhelyszerkezet) jellemzi az európai borz és a vörös róka kotorékainak közvetlen (mozgáskörzet szintű) környezetét a vegetáció, a fizikai talajféleség, valamint az irodalmi adatok alapján elsődleges táplálékforrások (kisemlős és földigiliszta fajok) tekintetében?
4. Kimutatható-e különbség (niche-szegregáció) a mozgáskörzet szintű elemzés során a két ragadozó kotorékhely-választásában a vegetáció szerkezete, a fizikai talajféleség és a táplálékkínálat (kisemlős és földigiliszta fajok) alapján?
5. A táplálékkínálat vizsgálatához szorosan kapcsolódó kiegészítő esettanulmány alapján kimutatható-e kapcsolat a kisemlős lyuksűrűség és a kisemlős egyedszám, valamint a kisemlős biomassza között?



## 2. Irodalmi áttekintés

### 2.1. Az európai borz (*Meles meles* Linnaeus, 1758)

#### 2.1.1. Az európai borz táplálékválasztása

A borz táplálék-összetételét Európában számos területen, a legkülönbözőbb klimatikus adottságú élőhelyeken tanulmányozták. Táplálékában gyűrűsférget, talajszinten élő rovarokat, gabonaféléket, gyümölcsöket, kisemlősöket és kétéltűeket is találtak. Ezek a kutatások a borz opportunistá, generalista életmódját igazolják, vagyis azt, hogy a legnagyobb sűrűségben előforduló, legkisebb energiabefektetéssel hasznosítható táplálékforrást preferálja (FISCHER et al. 2005, HELTAI 2010, SIDOROVICH et al. 2011, LANSZKI 2012). A faj változatos táplálék-összetételét az alábbi külföldi tanulmányok szemléltetik, melyek legjelentősebb eredményeit - GOSZCZYŃSKI et al. (2000) munkája nyomán - három éghajlati kategóriába sorolva ismertetem; ezek a boreális, a kontinentális és óceáni, valamint a mediterrán éghajlati kategória. A hazai vizsgálatok áttekintését a külföldieket követően külön bekezdésben tárgyalom.

A boreális zónában KAUALA et al. (1998) közlése szerint Dél-Finnország területén a táplálékalkotók változatosságát tekintve a borz a nyestkutya és a róka közt helyezkedik el. A vizsgálat során leggyakrabban gerincteleneket, békákat és növényeket fogyasztott. A földigiliszta-félék (*Lumbricidae*) előfordulási gyakorisága területtől függően 16-77% között alakult az ürülékekben. A mért adatokkal egyezést mutat BROSETH et al. (1997) által végzett közép-norvégiai vizsgálat, melynek során tavasszal és ősszel a gerincteleneket, kiemelten a földigiliszta-féléket találták elsődlegesen fontos táplálékalkotónak (biomassza 76% illetve 54%).

A boreális zónától egy kategóriával délebbre, a kontinentális és óceáni régióban nagyobb mennyiségű vizsgálat került publikálásra. Dániában május és szeptember közötti időszakban vizsgálták a borz táplálék-összetételét, melynek eredményeként egyik fő táplálékalkotónak a földigiliszták mutatkoztak. Gyakoriságuk júliusban volt a legalacsonyabb, ám ekkor is 15% körül alakult. A legtöbb gyűrűsférget szeptemberben találták a borzok gyomrában, melyek ekkor az elfogyasztott táplálék 70%-át adták. Augusztusban a zab volt a legjelentősebb táplálék, aránya ekkor meghaladta a 70%-ot. A harmadik fő táplálékcsoporthoz a kétéltűek tartoztak. Ennek értéke júniusban és júliusban 30% volt, más hónapokban 10% körül mozgott, és szeptemberben teljesen el is tűnt a borzok táplálékalkotói közül (ANDERSEN 1955). Skóciában hat különböző mintaterületen végzett kutatás eredménye szintén a földigiliszta-féléket jelöli meg elsődleges

táplálékalkotóként. Megfigyelték, hogy amint a földigiliszták elérhetősége csökken a mintaterületeken, úgy megnövekszik az alternatív táplálékalkotók (nyúlfélék, gabona, rovarok, gumók) aránya az ürülékben (KRUUK és PARISH 1981). Szintén Skóciában tettek arra megfigyelést, hogy amikor a gyűrűsféreg kínálat szűkebbnek mutatkozott, a borz veszített kondíciójából. Ezt a veszteséget az év hátralévő időszakában árpával, zabbal és más táplálékokkal igyekezett pótolni (KRUUK és PARISH 1985). A földigiliszta fajok Délközép-Angliában is a borz elsődleges táplálékalkotójaként kerültek feljegyzésre, valamint bizonyítást nyert, hogy a borz klánok mérete a rendelkezésre álló, foltokban elhelyezkedő földigiliszták mennyiségével pozitív kapcsolatban áll (KRUUK 1978). Ezt az összefüggést később KRUUK és PARISH (1982), valamint NEAL és CHEESEMAN (1996) is megerősítették. Az Egyesült Királyságban végzett vizsgálatok többségétől eredményében eltér egy írországi tanulmány, melynek során a növényi eredetű táplálék mutatkozott elsődlegesnek. Az állati táplálékalkotók közül leggyakrabban a földigiliszta-féléket fogyasztotta a borz (CLEARY et al. 2009). FISCHER et al. (2005) Svájc északnyugati területén három különböző élőhelyen (síkvidéki, középhegységi, magashegységi) vizsgálták a borz táplálékválasztását. Az eredmények alapján a ragadozó opportunistá, generalista táplálkozási stratégiát folytatott. A síkvidéki és a középhegységi területen kukoricát, a magashegységi régióban kisméretűeket és gabonaféléket fogyasztott elsősorban. A földigiliszták a hegyvidéki élőhelyen másodlagos táplálékforrásnak mutatkoztak, a másik kettő területen alacsony szinten voltak jelen a táplálékban. Ezzel ellentétes eredményre jutottak egy Kelet- és Közép-Lengyelországban végzett vizsgálat során, ahol tavasszal (> 80%), illetve nyáron és ősszel (24-56%) a borz elsődleges táplálékát a földigiliszták alkották. A kételtűek (8-23%) és a növényi részek (2-53%) másodlagos táplálékforrásként jelentek meg (GOSZCZYŃSKI et al. 2000). Fehéroroszországban alacsony gyűrűsféreg sűrűségű (2-38 kg/hektár) területen vizsgálták a borz táplálkozását. Márciusban a csülkösvad tetem (60%) jelentette az elsődleges táplálékforrást. Áprilistól augusztusig a gerinces (65 → 20%), kiemelten a kételtű fogyasztás volt meghatározó, ezt a táplálékalkotót augusztustól a növényi részek (30%) váltották fel. Májustól novemberig a táplálékbiomassza felét gerinctelenek, elsősorban földigiliszták tették ki. A földigiliszta-félék egy hektárra vetített elérhető biomasszájának mennyisége (kínálat) és az elfogyasztott földigiliszták táplálékbeli aránya között szoros pozitív kapcsolat volt megfigyelhető (SIDOROVICH et al. 2011).

Európa mediterrán területén számos vizsgálat célozta meg a borz táplálékválasztásának megismerését. LUCHERINI és CREMA (1995) magashegységi, alpesi ökoszisztémában tanulmányozta a borz táplálkozásának és táplálkozási niche-szélességének szezonális változását. A mintavételezés másfél éven keresztül tartott, melynek során összesen 76 darab ürülékmintát

gyűjtöttek össze. Az eredmények azt mutatták, hogy a fő táplálékbázist az egyenesszárnyúak és a bogarak lárvái, a földigiliszták, valamint a kisméltók jelentették. Az adott éven belül, és az évek között is eltérő táplálék-összetételt találtak. Ezek a különbségek feltehetően elsősorban a változó táplálékkínálatnak tudhatók be. CIAMPALINI és LOVARI (1985) részben hasonló eredményeket kapott Nyugatközép-Olaszország partmenti területein végzett egész éves ürülék-analízise során. A borz fő táplálékát tavasszal és nyáron az ízeltlábúak, ősszel és télen pedig a gyümölcsök jelentették. Egy észak-olaszországi vizsgálat a mezőgazdasági területen élő borz étrendjét elemezte. Az ürülékekben nagy arányban földigiliszta fajokat és kukoricát találtak. A kutatás végén megállapítható volt, hogy a területen jelenlévő borz táplálkozása eltér az Olaszország délebbi vidékén élő fajtársaitól, és hasonlóságot mutat az észak-európai populációkéval (CANOVA és ROSA 1994). BALESTRIERI et al. (2004) Északnyugat-Olaszországban a Pó folyó környezetében élő borzok táplálkozását tanulmányozták. Az ürülékekben elsősorban földigilisztát találtak (36%), de jelentős volt a kukorica fogyasztás is (21%). Észak-Olaszország hegyvidéki területén is végeztek táplálkozásvizsgálatot. A két év alatt összegyűjtött 118 ürülék alapján a borz fő táplálékát a növényi részek (39-75%), elsősorban a gyümölcsök jelentették, emellett gyakori volt az ízeltlábú fogyasztás is (BOESI és BIANCARDI 2002). Hasonló élőhelyen végzett kétéves vizsgálatot MARASSI és BIANCARDI (2002). Az ürülékminták (n = 147) elemzése során növényi alkotórészeket találtak a legnagyobb arányban, melyek nagy része gyümölcs volt. Másodlagos táplálékforrásnak a rovarokat, a földigilisztákat és az emlősöket mutatták ki. BALESTRIERI et al. (2009a) Észak-Olaszországban 1500 méteres tengerszint feletti magasságban tanulmányozták a borz étrendjét. Eredményeik alapján a földigiliszták fogyasztása volt elsődleges (50%), emellett a gyümölcsök (25%) is jelentős arányban szerepeltek a faj táplálékában. A rovarok (12%) és a kételtűek (11%) nagyságrendileg egyező mértékben fordultak elő az ürülékekben. Spanyolország középső hegyvidéki területén hat mintaterület alapján elsődleges táplálékalkotóként a gerinctelenek kerültek kimutatásra. Ezen a kategórián belül elsődlegesen a földigiliszta-féléket és a bogarakat fogyasztotta a borz (VIRGÓS et al. 2004). Egy Délnyugat-Spanyolországban végzett vizsgálat szerint januártól decemberig a borz által elfogyasztott biomasszában legnagyobb arányban (55-90%) az üregi nyúl (*Oryctolagus cuniculus*) szerepelt. Az üregi nyúl zsákmányolás mértéke nem mutatott szignifikáns kapcsolatot a nyúlfiak mennyiségének időbeli változásával (MARTÍN et al. 1995). Jelentős üregi nyúl fogyasztást tapasztaltak egy délkelet-spanyolországi kutatás során is, emellett az olajbogyó dominált a táplálékban (BAREA-AZCÓN et al. 2010). Egy portugáliai felmérés keretében a paratölgy erdőkben élő borzok étrendjét vizsgálták 1999 és 2000 között. Összesen kilenc táplálékfeleséget jegyeztek fel, melyből három adta az itt élő borzok táplálékának 89%-át.

A három legfőbb táplálékalkotó a gyümölcsök (olajbogyó, körte, füge), valamint a kifejlett és a lárva stádiumban lévő ízeltlábúak voltak (ROSALINO et al. 2005a).

A hazai tanulmányok legtöbb esetben a külföldiekhez hasonló táplálkozási stratégiát mutattak ki. LANSZKI (2002) erdei és mezőgazdasági élőhelyen végzett felmérései alapján leggyakoribb táplálékalkotóként a gerincteleneket (40-60%), kiemelten a földigilisztákat írta le. Időszakosan jelentős szerepe volt a növényi részeknek (20-50%) és a kisemlősöknek (10-30%). Az elfogyasztott biomassa szerint az erdőszült mintaterületen télen a gerinctelenek (50%), tavasztól ősziig a kétéltűek és a hullók együttes tömege (75 → 60%) volt a meghatározó. Ettől eltérő táplálék-összetételt mutatott ki HELTAI és LANSZKI (2003) harminc borz gyomortartalma alapján. A faj elsődlegesen kisemlősöket fogyasztott (66%, főként mezei pocok). Két esetben találtak házimacska maradványt, azonban nem lehetett megállapítani, hogy dögevés vagy közvetlen ragadozás történt-e. Madarakat 2%-ban, hullókat és kétéltűeket szintén 2%-ban mutattak ki. A gerinctelenek fogyasztását igen alacsonynak találták (7%). A vizsgálat alapján másodlagos fontosságú táplálékforrásnak a növényi részeket (főként napraforgó) tekinthetjük, melyek 20%-át adták a borzok gyomortartalmának. Vadgazdálkodás szempontjából fontos vadfaj egy esetben volt kimutatható, a fogyasztott gímszarvas esetében nagy valószínűséggel dögevés állt fenn. Egy 2006-ban készített felmérés az intenzív mezőgazdasági területen élő borzok táplálkozását tanulmányozta a kukorica érésének időszakában. A megvizsgált 12 ürülmintában 10 táplálékféleséget mutattak ki. A táplálékban a kultúrnövények domináltak, ezek közül is elsősorban a kukorica (59%). A kisemlős- és a tojásfogyasztás 1% alatti volt (BIRÓ et al. 2010). KOZÁK és BARÁTH (2010) a borz fészekpredációját vizsgálta műfészkek segítségével. A felmérést három mintaterületen végezték (Erdőspusztá, Nádudvar, Nyíregyháza). A műfészkek köré szőrscapdát helyeztek ki a fészekrabló azonosítása érdekében. Erdőspusztán a borz általi fészekrablás 6%-os volt, míg az esetek 77%-ában a fészekrablót nem sikerült azonosítani. Nádudvaron 7%-ban borz fosztotta ki a fészkeket, míg itt az azonosítatlan fészekrablók aránya 63% volt. A nyíregyházi területen a fészekrablások 36%-a kötődött egyértelműen a borzhoz, az azonosítatlan predátorok aránya itt is magasnak mutatkozott (41%). Összességében a borz jelentős fészekpredátor szerepét nem lehetett statisztikailag alátámasztani. Látszólag a borzkotorékoktól távolodva egyre csökkent a fészekrablások száma, de végeredményben itt sem lehetett szignifikáns összefüggést kimutatni. Komárom-Esztergom megyében 60 borz gyomortartalma alapján nyár elejétől tél végéig a növényei eredetű táplálékokat (53 → 100%) fogyasztotta elsődlegesen a faj, melyek többnyire gabonafélék (kukorica, búza, árpa, tritikálé) voltak. A téli időszak kivételével további két nagyobb táplálékkategóriát lehetett kimutatni, ezek a gerinctelenek és a kisemlősök. A gerinctelenek

relatív gyakoriságát nyáron magasabbnak (34%) ősszel alacsonyabbnak (6%) találták. Földigilisztákat mindkét évszakban evett a borz. A kisemlős fogyasztás valamivel kiegyenlítettebbnek tekinthető, arányuk nyáron 13%, ősszel 20% volt (VARGA és FARKAS 2016).

A külföldi és hazai irodalmakat összefoglalva megállapítható, hogy elterjedési területén belül az európai borz legjelentősebb táplálékalkotói a gerinctelenek (1. táblázat), e csoporton belül is főként a földigiliszta fajok dominálnak. Az étrendben második helyen a növényi eredetű táplálékok állnak, amelyek jellemzően termések.

**1. táblázat: Az európai borz táplálékválasztását ismertető felhasznált szakirodalom összefoglalása (Magyarázat: vegyes - erdei és mezőgazdasági élőhely jelentős mértékben megtalálható a területen)**

Elsődleges táplálék kategória	Ország	Élőhely típusa	Minta típusa	Forrás
Gerinctelen	Anglia	vegyes	ürülék	KRUUK 1978
	Dánia	nem azonosítható	gyomortartalom	ANDERSEN 1955
	Fehéroroszország	erdei	ürülék	SIDOROVICH et al. 2011
	Finnország	nem azonosítható	ürülék	KAUHALA et al. 1998
	Lengyelország	vegyes	ürülék	GOSZCZYŃSKI et al. 2000
	Magyarország	vegyes	ürülék	LANSZKI 2002
	Norvégia	vegyes	ürülék	BROSETH et al. 1997
	Olaszország	mezőgazdasági	ürülék	BALESTRIERI et al. 2004
	Olaszország	erdei	ürülék	BALESTRIERI et al. 2009a
	Olaszország	mezőgazdasági	ürülék	CANOVA és ROSA 1994
	Olaszország	vegyes	ürülék	CIAMPALINI és LOVARI 1985
	Olaszország	vegyes	ürülék	LUCHERINI és CREMA 1995
	Portugália	vegyes	ürülék	ROSALINO et al. 2005a
	Skócia	vegyes	ürülék	KRUUK és PARISH 1981
	Skócia	vegyes	ürülék	KRUUK és PARISH 1985
	Spanyolország	vegyes	ürülék	VIRGÓS et al. 2004
Növényi rész	Dánia	nem azonosítható	gyomortartalom	ANDERSEN 1955
	Fehéroroszország	erdei	ürülék	SIDOROVICH et al. 2011
	Írország	vegyes	gyomortartalom	CLEARY et al. 2009
	Magyarország	mezőgazdasági	ürülék	BIRÓ et al. 2010
	Magyarország	vegyes	gyomortartalom	VARGA és FARKAS 2016
	Olaszország	vegyes	ürülék	BOESI és BIANCARDI 2002
	Olaszország	mezőgazdasági	ürülék	CANOVA és ROSA 1994
	Olaszország	vegyes	ürülék	CIAMPALINI és LOVARI 1985
	Olaszország	vegyes	ürülék	MARASSI és BIANCARDI 2002
	Portugália	vegyes	ürülék	ROSALINO et al. 2005a
	Spanyolország	vegyes	ürülék	BAREA-AZCÓN et al. 2010
	Svájc	vegyes	ürülék	FISCHER et al. 2005
Kétéltű	Dánia	nem azonosítható	gyomortartalom	ANDERSEN 1955
	Fehéroroszország	erdei	ürülék	SIDOROVICH et al. 2011
	Magyarország	vegyes	ürülék	LANSZKI 2002
Kisemlős	Magyarország	vegyes	gyomortartalom	HELTAI és LANSZKI 2003
	Svájc	vegyes	ürülék	FISCHER et al. 2005

A borzzal kapcsolatos táplálkozásvizsgálatok eredményeit összefoglaló tanulmányok szintén hasonló következtetést vonnak le. ROPER (1994) átfogó munkájában megállapította,

hogy a borz egész éves táplálékának 50%-át vagy a földigiliszták, vagy a gyümölcsök teszik ki. GOSZCZYŃSKI et al. (2000) közlése szerint a borz táplálékában a földigiliszták aránya a 37-40. földrajzi szélességi fokon tapasztalt nulla értékről az 55-63. szélességi fokig 40-70%-ra emelkedik. A növényfogyasztásban fordított trend figyelhető meg. A borz által elfogyasztott állati eredetű táplálékalkotók gyakorisága és a földrajzi szélességi fok közötti pozitív kapcsolatot VULLA et al. (2009) tanulmányukban megerősítik.

### 2.1.2. Az európai borz élőhelyhasználata

Az európai borz elterjedési területén alapvetően a domb- és hegyvidéki lombhullató, illetve lomb-fenyő elegyes erdőkben él, emellett életfeltételeit a síkvidéki erdőfoltokban, bozótosokban, folyó menti élőhelyeken, valamint mezőgazdasági területeken is megtalálja (NEAL és CHEESEMAN 1996, HELTAI 2010). A fajra jellemző, változatos élőhelyhasználatot és élőhelyválasztást az alábbi külföldi és hazai tanulmányok szemléltetik, melyeket a 2.1.1. alfejezetben ismertetett rendszer szerint vezetek fel.

A boreális régióból alacsony számú közlemény áll rendelkezésre. Délkelet-Finnországban HOLMALA és KAUALA (2009) rádiotelemetriás vizsgálata szerint a borz a réteket és a lombhullató erdőket preferálta. Hasonló eredményt mutattak ki egy dél-finnországi tanulmány során, ahol a faj előnyben részesítette a mezei élőhelyet, valamint elkerülte a kaszálórteket, a tűlevelű erdőket és a tarvágott erdőterületeket (KAUALA és AUTTILA 2010). Délközép-Svédországban nyomcsapdázás alapján a borz a mezőgazdasági területeket kedvelte. A preferencia érték annál magasabbnak mutatkozott, minél alacsonyabb volt a művelt területek aránya a mintaterülethez viszonyítva (területi arány: 60 → 10%, Ivlev-index: 0,10 → 0,35). A kínálati oldal 10% alá történő csökkenésével egyidejűleg a preferencia érték 0,05 alá esett vissza, azaz a borz ekkor területi arányának megfelelően használta a mezőgazdasági területeket (SEILER et al. 1995).

A kontinentális és óceáni klímazónában északról déli irányba haladva az alábbi publikációk ismertetik a borz élőhelyválasztását. Észak-Dániában 10 rádióadás nyakörvvel jelölt borz lokalizációs pontjai alapján nem lehetett megjelölni kulcsfontosságú élőhelyet, azonban a borzok többsége elkerülte a mezőgazdasági területeket és preferálta a lomblevelű erdőt (ELMEROS et al. 2005). Angliában, egy London közelében végzett vizsgálat a borz kotorékhely-preferenciáját tanulmányozta. A terepi adatgyűjtés során 631 darab borzkotorékot jegyeztek fel. Mikrodomborzati szempontból a kotorékokat legnagyobb arányban (32%, n = 202)

30°-nál meredekebb partoldalakon találták. Az elemzés szerint kedveltség mutatkozott az erdőterületek iránt, és elkerülés a mezőgazdasági táblák felé (SKINNER et al. 1991). Ezzel egyezést mutat a HUTCHINGS et al. (2001) által közölt délnyugat-angliai vizsgálat, melynek során latrinák (n = 18) elhelyezkedése alapján mérték az élőhelypreferenciát. Ezen a területen a borz kerülte a mezőgazdasági táblákat és preferálta az erdőségeket. Egy másik, latrinákra (n > 200) alapozott tanulmányban kedveltség volt kimutatható a túlevelű és a lomblevelű erdők felé. A nyílt területeket (legelő, mezőgazdasági terület) kerülte a faj (DELAHAY et al. 2007). KRUUK et al. (1979) skóciai eredményei alapján a borz nem kedvelte a hosszú fűvű, alacsony földigilisztasűrűségű gyepterületeket és preferálta azok rövid fűvű (< 5 cm), földigilisztában gazdag változatát. Az erdővegetációt területi arányánál magasabb százalékban használta a faj. MACDONALD et al. (2004b) közlése szerint a homokos, jó vízelvezető képességű talajtípuson elhelyezkedő, valamint északnyugati kitétségű kotorékokat használó borzok jobb kondícióval rendelkeztek, mint a kötöttebb (agyagosabb) talajon, északkeleti kitétségű kotorékokban élő fajtársaik. NEAL és CHEESEMAN (1996) összefoglaló művében az Egyesült Királyságban vizsgálatba vont 23228 darab kotorék (Anglia: n = 19133, Skócia: n = 1601, Wales: n = 2494) alapján a lombhullató és vegyes erdőket írja le a legmagasabb arányban (51%) kotorékhelynek választott vegetációtípusként. Dél-angliai kotorékok (n = 1719) esetében talajtani adatokat is közöltek. A faj legnagyobb arányban (50%) homoktalajokat választott kotorékásásra. Írországból egy átfogó tanulmány szerint a fizikai talajféleség tekintetében erősen diverz volt a kotorékok (n = 1378) eloszlása. A talajféleségek területi arányáról nem állt rendelkezésre megfelelő részletességű adat, ezért preferencia értékek nem kerültek közlésre (SMAL 1995). DAVISON et al. (2009) Brightonban egy 1 km<sup>2</sup>-es területen vizsgálták a belterületen élő borzok élőhelyhasználatát. A tanulmány azt bizonyította, hogy a borz a kerteket táplálkozásra, a nem bolygatott, becserjésedett foltokat pedig kotorékásásra használta. A takarás tehát a lakott területen élő borzok számára is kiemelt fontosságú a kotorék helyének kiválasztásában. Luxemburgban az állam teljes területére kiterjedő tanulmány során vizsgálták a borz állománysűrűségét és kotorékhely választását. A feltérképezett kotorékok (n = 642) túlnyomó része (89%) erdőterületen helyezkedett el, ezen belül a fenyvesekben (39%) és a lomblevelű erdőkben (38%) található kotorékok aránya egyezőnek tekinthető (SCHLEY et al. 2004). Svájc nyugati részén négy borzklán rádiótelemetriás nyomonkövetése alapján három klán mozgáskörzetében a lomblevelű erdő dominált, a negyedik klán területét elsősorban mezőgazdasági környezet jellemezte (DO LINH SAN et al. 2007). Egy Csehországban végzett kérdőíves felmérés eredménye, hogy a borz főleg az erdei élőhelyeket részesítette előnyben, elkerülve a nyílt területeket. Állománysűrűsége szignifikánsan magasabb volt a lombhullató és

lomb-fenyő elegyes erdőkben, mint a fenyvesekben. Kotorékásásra azokat a talajokat választotta, ahol a talajvízszint alacsony volt (ZEJDA és NESVADBOVÁ 1983). Az erdei élőhely kedveltségét erősíti egy szintén csehországi kotorékokra alapozott vizsgálat is, miszerint a borzkotorékok 75%-a erdőterületen helyezkedett el (33% vegyes erdőben, 26% tűlevelű erdőben, 16% lombhullató erdőben). Fizikai talajféleség alapján elsősorban a vályogtalajokat (34%) használta kotorékásásra a faj (MATYÁŠTÍK és BIČÍK 1999). BARTMAŃSKA és NADOLSKA (2003) a Szudéták lengyelországi térségében tanulmányozta a borz kotoréksűrűségét és azok területi eloszlását. Kiemelt preferencia mutatkozott ez erdőterületek felé (Jacobs-index: 0,98), míg a nyílt élőhelyet kotorékásás szempontjából kerülte a borz. Az erdei kotorékok 57%-a lomblevelű vagy fenyő elegyes vegetációban helyezkedett el, 43% pedig fenyvesekben került feljegyzésre. Kelet-Lengyelországban a Białowieża őserdő területén a borz rádiótelemetriás vizsgálata során azt tapasztalták, hogy az egyedszintű mozgáskörzet mérete csökkent a gyertyános-tölgyesek mozgáskörzeten belüli területi arányának növekedésével. Ennek hátterében az élőhelyhez köthető magas földigiliszta sűrűség állhatott (KOWALCZYK et al. 2003).

A mediterrán régióban számos tanulmány készült a borz élőhelyválasztásával és -használatával kapcsolatban. Az olasz Alpok északkeleti oldalán végzett kutatás azt mutatta, hogy a borz elsődlegesen a sziklák mérete és a szikla talajfelszínnel bezárt szöge alapján választja meg kotorékának helyét. Elsősorban a 2 m<sup>3</sup>-nél nagyobb méretű, valamint 30°-nál laposabb sziklák alá ásott. Válogatás a vegetációs fedettség szerint is kimutatható volt, de ez sokkal kevésbé bizonyult meghatározónak, mint a szikla tulajdonságai (PRIGIONI és DEFLORIAN 2005). REMONTI et al. (2006) északnyugat-olaszországi vizsgálatában egy túlnyomórészt mezőgazdasági művelés alatt álló területen vizsgálta a borz kotorékhelyválasztását (n = 25). Preferencia volt kimutatható a fás vegetáció felé, míg a művelt területek irányába elkerülést tapasztaltak. Eredményeikkel egyezést mutat egy Olaszország azonos vidékéről származó vizsgálat. Ebben az esetben a latrinák területi eloszlása alapján következtettek a borz élőhelyválasztására. Erőteljes preferencia mutatkozott az erdőterületek felé (Jacobs-index: 0,94), míg a mezőgazdasági területek esetében elkerülés (-0,74) volt tapasztalható (BALESTRIERI et al. 2009b). Spanyolország középső hegyvidéki területén, a borz kotorékait elsősorban fás legelőkön és fenyvesekben ásta, a preferencia ezekre az élőhelyekre statisztikailag igazolható volt. A tölgyeseket - mint harmadik fő vegetációtípust - kerülte a faj. A vízfolyások közelsége is fontos élőhelyi tényezőnek bizonyult. A kotorékok többsége (65%) a legközelebbi vízfolyáshoz képest 200 méteren belül helyezkedett el (VIRGÓS és CASANOVAS 1999a). A vizsgálat folytatása során az eredmények azt mutatták, hogy a borz gyakoribb a nyíltabb szerkezetű kőris erdőkben, mint a zárt tölgyesekben. Ennek hátterében feltételezhetően a nyári



csapadék mennyisége áll, mellyel szoros pozitív kapcsolatot mutatott a borz előfordulása (VIRGÓS és CASANOVAS 1999b). Egy szintén közép-spanyolországi tanulmányban a borz kotoréksűrűsége alapján vizsgálták az élőhelyválasztást. Azokon a területeken, ahol az erdősültség 20% alatt volt, az erdőfragmentek nagyobb, egybefüggő erdőtömböktől való távolsága határozta meg a borz denzitását, míg 20% feletti erdőborítottság esetén, az erdőn belüli élőhelyek minősége volt a döntő, legfőképp a cserjeszint fejlettsége és a sziklák előfordulása számított. Dús cserjeszint esetén alacsony borzkotorék-sűrűség került kimutatásra, ezzel ellentétben a magasabb sziklagyakoriság növelte a kotorékok mennyiségét (VIRGÓS 2001). Az erdőfragmentáció hatását tovább vizsgálva VIRGÓS (2002) azt az eredményt kapta, hogy a 100 hektárnál kisebb fragmentekben a borzkotorékok alacsonyabb sűrűségben fordulnak elő, mint a nagyobb kiterjedésű erdőtömbökben. LARA-ROMERO et al. (2012) közép- és dél-spanyolországi mintaterületeken latrinásűrűsége alapozott vizsgálatuk során azt tapasztalták, hogy a borz előfordulására negatívan hatnak a mezőgazdasági művelés alatt álló, főként gabonatermő területek és az emberi települések. Pozitív kapcsolat a gyümölcsösökkel, a cserjésekkel és a sziklás területekkel volt kimutatható, melyek a faj részére táplálkozó- és búvóhelyet jelentenek. Egy délnyugat-spanyolországi rádiótelemetriás vizsgálat szerint a borz számára a magas állománysűrűségben élő üregi nyúllal összefüggésben, a mediterrán cserjés volt a legfontosabb élőhely, melyet a kiemelt preferencia támasztott alá (REVILLA et al. 2000). Ugyanezen a területen egy kotorékokra (n = 118) alapozott elemzés is a mediterrán cserjés preferenciáját mutatta (REVILLA et al. 2001), valamint egy másik rádiótelemetriás vizsgálat is erre az eredményre jutott (FEDRIANI et al. 1999). Más élőhelyhasználati jellemzőket kaptak az Ibériai-félsziget északi részén egy rádiótelemetriás kutatás során. A borz itt a réteket preferálta, valamint kerülte a fenyveseket és a lombhullató erdőket (ZABALA et al. 2002). Délnyugat-Portugáliában rádiótelemetriás vizsgálat során a borzok élőhelyhasználatát tanulmányozták. A lokalizációs pontok területi eloszlása alapján az olajfaligeteket, a gyümölcsösöket és a zöldségeskerteket táplálkozásra, míg a paratölgy és a patakmenti erdőket búvóhelyként használta a faj (ROSALINO et al. 2004). Ugyanezen a vizsgálati területen a borz jelenlétére ható tényezőket más megközelítésből is tanulmányozták. A vizsgálatba vont élőhelyi paraméterek az elérhető táplálék és víz mennyisége, valamint a domborzati, geológiai tulajdonságok voltak. Legerősebb limitáló tényezőnek az utóbbiak mutatkoztak. Kotorékásás szempontjából fontos volt a völgyek, domboldalak, üregek jelenléte (ROSALINO et al. 2005b). Egy Dél-Portugáliában végzett térszkálás vizsgálat négy különböző mérettartományban (1, 4, 25, 100 km<sup>2</sup>) mérte a borzok élőhelyválasztási tulajdonságait. A felmérés eredménye szerint a tölgyeseket 1, 4 és 100 km<sup>2</sup>-es tartományban preferálta a borz. A cserjések és a legelők másodlagos fontosságúak voltak

(ROSALINO et al. 2008). Szintén ezzel a módszerrel egy másik dél-portugáliai vizsgálat során hasonló élőhelypreferenciát írtak le. Itt a borz előnyben részesítette a lomblevelű erdőt és elkerülte a művelt területeket (SANTOS és BEIER 2008).

Hazai viszonylatban sajnos igen kevés a tudományos igényű munka, amely a borz élőhelyválasztását vizsgálja (2. táblázat).

**2. táblázat: Az európai borz élőhelyhasználatát ismertető felhasznált szakirodalom összefoglalása**

Élőhelykategória	Használat	Ország	Felmérés módszere	Forrás
Lomblevelű erdő	preferál	Anglia	latrina elhelyezkedés	DELAHAY et al. 2007
		Csehország	kérdőíves	ZEJDA és NESVADBOVÁ 1983
		Dánia	rádiótelemetria	ELMEROS et al. 2005
		Egyesült Királyság	kotorék elhelyezkedés	NEAL és CHEESEMAN 1996
		Finnország	rádiótelemetria	HOLMALA és KAUALA 2009
		Lengyelország	rádiótelemetria	KOWALCZYK et al. 2003
		Magyarország	kotorék elhelyezkedés	HELTAI et al. 2011
		Olaszország	latrina elhelyezkedés	BALESTRIERI et al. 2009b
		Portugália	rádiótelemetria	ROSALINO et al. 2004
		Portugália	kotorék, latrina, lábnyom	ROSALINO et al. 2008
		Portugália	kotorék, latrina, lábnyom	SANTOS és BEIER 2008
		Skócia	rádiótelemetria	KRUUK et al. 1979
		elkerül	Spanyolország	kotorék elhelyezkedés
	Spanyolország	rádiótelemetria	ZABALA et al. 2002	
Cserjés	preferál	Spanyolország	rádiótelemetria	FEDRIANI et al. 1999
		Spanyolország	latrina elhelyezkedés	LARA-ROMERO et al. 2012
		Spanyolország	rádiótelemetria	REVILLA et al. 2000
		Spanyolország	kotorék elhelyezkedés	REVILLA et al. 2001
Tülevelű erdő	preferál	Anglia	latrina elhelyezkedés	DELAHAY et al. 2007
		Magyarország	kotorék elhelyezkedés	HELTAI et al. 2011
		Spanyolország	kotorék elhelyezkedés	VIRGÓS és CASANOVAS 1999a
	elkerül	Finnország	rádiótelemetria	KAUALA és AUTTILA 2010
		Spanyolország	rádiótelemetria	ZABALA et al. 2002
Gyepterület	preferál	Finnország	rádiótelemetria	HOLMALA és KAUALA 2009
		Skócia	rádiótelemetria	KRUUK et al. 1979
		Spanyolország	rádiótelemetria	ZABALA et al. 2002
	elkerül	Anglia	latrina elhelyezkedés	DELAHAY et al. 2007
		Egyesült Királyság	kotorék elhelyezkedés	NEAL és CHEESEMAN 1996
		Finnország	rádiótelemetria	KAUALA és AUTTILA 2010
		Lengyelország	kérdőív, kotorék	BARTMAŃSKA és NADOLSKA 2003
		Magyarország	kotorék elhelyezkedés	HELTAI et al. 2011
		Skócia	rádiótelemetria	KRUUK et al. 1979
Mezőgazdasági terület	preferál elkerül	Svédország	nyomcsapdázás	SEILER et al. 1995
		Anglia	latrina elhelyezkedés	DELAHAY et al. 2007
		Anglia	latrina elhelyezkedés	HUTCHINGS et al. 2001
		Anglia	kotorék elhelyezkedés	SKINNER et al. 1991
		Dánia	rádiótelemetria	ELMEROS et al. 2005
		Egyesült Királyság	kotorék elhelyezkedés	NEAL és CHEESEMAN 1996
		Magyarország	kotorék elhelyezkedés	HELTAI et al. 2011
		Olaszország	latrina elhelyezkedés	BALESTRIERI et al. 2009b
		Portugália	kotorék, latrina, lábnyom	SANTOS és BEIER 2008
		Spanyolország	latrina elhelyezkedés	LARA-ROMERO et al. 2012

Azonban ez a néhány példa is jól körvonalazza a vegetáció, mint a leggyakrabban vizsgált élőhelyi paraméter szerepét a katorék helyének megválasztásában. KOZÁK és HELTAI (2006) Hajdú-Bihar megyében három jelentősen eltérő (erdősült, átmeneti, nyílt) élőhelyi adottságú mintaterületen végzett felmérést. Az erdős mintaterületen a borz preferálta az erdőterületet (Ivlev-index: 0,30) és elkerülte a nyílt habitatokat (-1,00). A másik két mintaterületen területi arányának megfelelően használta a nyílt élőhelyeket (0,11 és 0,06), az erdő felé elkerülés volt tapasztalható. A nádasokat és a településeket mind a három mintaterületen kerülte a faj. BIRÓ et al. (2010) intenzíven művelt mezőgazdasági térszerkezetben úgy találták, hogy a borz katorékait homoktalajba ássa, valamint az összes katorék közelében (0-5 m) megfigyelhető mezőgazdasági tábla. HELTAI et al. (2011) közleményükben három mintaterületen jellemezték a borz élőhelypreferenciáját. A ragadozó mindhárom esetben elsősorban az erdős vegetációban ásta katorékait. A nyílt élőhelyek felé többnyire elkerülés mutatkozott.

A külföldi és hazai irodalmakat összefoglalva elmondható, hogy az európai borz által elsődlegesen használt élőhelytípusok közül a lomblevelű erdő az esetek többségében preferált vegetációkategória (2. táblázat), ezzel szemben a nyílt élőhelyeket (mezőgazdasági terület, gyepterület) jobbra elkerülés jellemzi.

## **2.2. A vörös róka (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758)**

### **2.2.1. A vörös róka táplálékválasztása**

A vörös róka táplálkozás-ökológiájával kapcsolatban elterjedési területének szinte minden részéről rendelkezünk adatokkal. Opportunista, generalista fajként táplálék-összetétele indikálni képes a prédaforrások elérhetőségének időszakos alakulását. A nagyobb testű csülkös vadfajoktól az izeltlábúakig számos fajt, illetve fajcsoportot fogyaszt (HELTAY 1989, HELTAI 2010, LANSZKI 2012). A róka változatos táplálék-összetételét a következő tanulmányok szemléltetik, melyek legjelentősebb eredményeit az alábbiak szerint rendszerezve mutatom be. Az első bekezdésben az Európán kívüli munkák kerülnek ismertetésre, majd a további bekezdésekben az európai adatokat a borz esetében alkalmazott sorrendben tekintem át.

Az Amerikai Egyesült Államok keleti részén egy vizsgálat során 128 vörös róka gyomortartalmát elemezték. Az eredmények azt mutatták, hogy elsődleges táplálékai a pocok- (*Microtus sp.*) és egérfajok (*Peromyscus sp.*), ugyanakkor jelentős volt a floridai üreginyúl (*Sylvilagus floridanus*) fogyasztása is. A növényi táplálékalkotók aránya az őszi időszakban volt a legmagasabb (HOCKMAN és CHAPMAN 1983). Egy másik, az USA északkeleti területét

érintő kutatás a róka egyik fő táplálékának a hócipős nyulat (*Lepus americanus*) mutatta ki. Egér-, pocok- és cickányfajok egész évben megtalálhatóak voltak a róka táplálékában. Gyümölcsfogyasztása is jelentős volt, amely a nyári időszakban érte el a csúcát (DIBELLO et al. 1990). A Bering-tenger part menti területén végzett megfigyelés szerint a rókák legkedveltebb zsákmányfajai az itt fészkelő tengeri madarak és azok tojásai. Kiemelten gyakori volt a más fajokéhoz képest nagyméretű lumma (*Uria aalge*) tojások zsákmányolása (ZABEL és TAGGART 1989). Japán északi részén a róka téli táplálékának túlnyomó részét a különböző pocokfajok és a hal tette ki. Nem volt elhanyagolható a dög, a madár, a havasi nyúl (*Lepus timidus*) és a baromfi fogyasztása sem. Késő ősszel és tél elején a pocok és a havasi nyúl volt a jellemző táplálék, míg tél végén a hal és a dög dominált az étrendben (ABE 1975). Egy másik vizsgálat szintén Japán ezen területéről szolgáltatott adatot. A róka az év nagy részében elsődlegesen rágcsálókat fogyasztott, azonban a téli időszakban a dögfogyasztás vált dominánssá (YONEDA 1982). Ausztrália délkeleti részén egy vizsgálat szerint a róka táplálékának 51%-át az üregi nyúl jelentette. A téli időszakban a dögfogyasztás vált elsődlegessé. Kiegészítő forrásként kisemlősök, madarak, gerinctelenek, hullók és gyümölcsök szerepeltek a róka étrendjében (CATLING 1988). Egy korábbi táplálkozásvizsgálat is hasonló eredményt mutatott ki erre a területre. Fő táplálékként itt szintén az üregi nyúl szerepelt, de magas volt a juh és a házi egér fogyasztása is (CROFT és HONE 1978).

Európa boreális övezetében, Dél-Svédország középső részén a táplálékfajok és a kondíció összefüggését tanulmányozták különböző életkorú rókáknál. Azt találták, hogy a kölykök növekedése pozitív korrelációban állt a pocok mennyiséggel, míg az adult egyedek zsírtartalék építése a gyümölcsök és bogyók gyakoriságával volt összefüggésben. A közlemény szerint ezek a növényi eredetű táplálékok a szénhidrátot biztosítják, amely elengedhetetlen a jó kondícióhoz. A bőr alatt raktározott zsírszövet mennyisége a hó mélységével mutatott negatív korrelációt (LINDSTRÖM 1983). A kapott eredményekkel átfedést mutatott egy szintén ezen a területen végzett táplálkozásvizsgálat, melynek során a kisemlős téltől nyár végéig, a gyümölcs pedig ősszel volt a róka elsődleges tápláléka (LINDSTRÖM 1989). Ezt megelőzően ENGLUND (1965) Svédország különböző részeiről gyűjtött gyomrok vizsgálata alapján a kisemlősöket emelte ki a vörös róka fő táplálékaként. Kiegészítő prédaként nyúlalakúak, madarak, halak, valamint hullók és kételtűek is kimutathatóak voltak. A növényi eredetű táplálékokat a gyümölcsök és a gabonák képviselték. Utóbbi valószínűleg közvetetten fácán, illetve baromfi fogyasztásával kerülhetett a róka gyomrokba.

A kontinentális és óceáni régióban MEISNER et al. (2014) dániai vizsgálatuk során februártól ápriliséig a kisemlősöket találták elsődleges táplálékalkotónak, majd a május-júliusi és

a november-januári időszakban a madarak - főként lilealakúak (*Charadriiformes*) - domináltak a róka étrendjében. HEWSON (1983) nyugat- és északkelet-skóciai vizsgálatai során úgy találta, hogy január-márciusi időszakban a vörös róka főként kisemlősöket zsákmányolt. Emellett másodlagos volt a juh tetem és az üregi nyúl fogyasztás. Északkelet-Írországban 340 felnőtt és 163 kölyök róka gyomortartalmát analizálták. Leggyakoribb táplálékalkotónak a nyúlalakúak mutatkoztak, de jelentős volt a vándorpatkány (*Rattus norvegicus*) fogyasztás is (FAIRLEY 1970). Szintén egy írországi munkában jutott hasonló eredményre ROBERTSON és WHELAN (1987), ahol az elsődleges gyakoriságú üregi nyúl fogyasztás mellett magas arányban mutattak ki madarakat és bogarakat az ürülekéből. HARRIS (1981) a London külvárosi területén élő rókák gyomortartalmát és a kotorékokban található táplálékmaradványokat vizsgálta. Eredményei szerint a lakosok által kidobott háztartási maradék (hús, csontok, stb.) volt az alapvető táplálékalkotó. Emellett jelentősnek mutatkozott a madár, az emlős és a földigiliszta-félék fogyasztása is. DONCASTER et al. (1990) több mint 1900 darab ürülek minta alapján elemezték az Oxfordban élő rókaállomány étrendjét. Kimutatták, hogy a legpreferáltabb táplálék a háztartási maradék, ez tömegszázalékban kifejezve a teljes táplálék mennyiség 37%-át tette ki. Kiemelt volt még a földigiliszta és az emlős fogyasztás is. A gyümölcsök, a verébalakúak (*Passeriformes*) és a bogarak szezonális aránya az ürülekben erősen korrelált a városi élőhelyeken elérhető mennyiségükkel. Kelet-Litvániában 148 ürülek alapján a tél és a tavasz folyamán a kisemlősök jelentették a róka fő táplálékát. A nyári-őszi időszakban a kistestű rágcsálók mellett a növényi részek fogyasztása is kiemelt volt (BALTRŪNAITĖ 2001). Egy másik mintaterületen Dél-Litvániában az ürülekekből (n = 890) áprilistól októberig elsősorban kisemlősöket mutattak ki. A hideg időszakban (november-március) szintén a kistrágcsálók domináltak a róka étrendjében, emellett a dögfogyasztás (vaddisznó, háziállat) is jelentősen megemelkedett (BALTRŪNAITĖ 2006). BALTRŪNAITĖ (2002) egy korábbi tanulmányában hasonló trendet írt le, annyi különbséggel, hogy ott a téli időszakban fogyasztott tetemek között a szarvasfélék is gyakoriak voltak. A nyugat-svájci Jura-hegységben a közönséges kószapocok (*Arvicola amphibius*) 1987 és 1989 között magas állománysűrűséget (100 → 900 egyed/hektár) ért el. Az állományváltozás a róka táplálék-összetételében is kimutatható volt, melyben a kószapocok relatív gyakorisága 20%-ról 80%-ra emelkedett (WEBER és AUBRY 1993). Ugyanezen a területen 1990 és 1992 között a közönséges kószapocok alacsonyabb sűrűségben fordult elő (< 200 egyed/hektár). 1991 nyár végéig a róka számára az elsődleges táplálékot jelentette (20-30%), majd helyet cserélve a gyümölcsfogyasztással, aránya az ürülekekben 10% alá esett vissza (FERRARI és WEBER 1995). Egy svájci felmérés a Zürichben élő rókák táplálék-összetételét tanulmányozta. A megvizsgált 212 gyomortartalom alapján elmondható,

hogy a városi rókák táplálékának több mint 50%-a lakossági hulladékból származik. A természetes táplálékalkotók közül a kismélt fogyasztás (11%) volt a legmagasabb (CONTESSA et al. 2004). A lengyelországi Bialowieza Nemzeti Parkban ürülékanalízissel vizsgálták a róka téli táplálék-összetételét. Az érendben a kisméltok, kiemelten a pocokfajok domináltak. A vaddisznó és a szarvasfélék tetemeinek fogyasztása másodlagos, de szintén magas arányú volt (JĘDRZEJEWSKI és JĘDRZEJEWSKA 1992). Egy másik lengyelországi vizsgálat is a kisméltok táplálékábázisként betöltött szerepére mutatott rá. A tíz éves tartamvizsgálat eredményei szerint a mezei pocok egyedsűrűség pozitív kapcsolatban állt a rókasűrűséggel, valamint emelkedő pocokállomány esetén csökkent az őzgidákra eső, közvetlenül a rókának tulajdonítható predációs nyomás (PANEK és KAMIENIARZ 2017).

A mediterrán régióban a Pó-síkság mezőgazdasági területein 1988 és 1989 között végzett felmérés a róka éves táplálékát elsősorban állati eredetűnek állapította meg, melyben a kisméltok aránya domináns volt. Emellett a nyúlalakúak is jelentős táplálékalkotóként kerültek feljegyzésre. Az eredmények alapján az itt élő vörös rókák érendje az észak- és közép-európai populációkéhoz hasonlít (CANOVA és ROSA 1994). Egy évtizeddel később ugyanezen a területen szintén a kisméltok és a nyúlalakúak alkották a róka fő táplálékát, azonban arányuk az utóbbi javára felcserélődött (BALESTRIERI et al. 2005). Nyugatközép-Olaszország partmenti területeiről származó róka ürületek tavasszal és nyáron a legnagyobb mennyiségben ízeltlábúakat tartalmaztak. Az őszi és téli fő tápláléknak a gyümölcs mutatkozott (CIAMPALINI és LOVARI 1985). Közép-Olaszország dombvidéki területén a faj leggyakoribb táplálékai nyáron és ősszel a rózsafélék (*Rosaceae*) voltak, ezek közül is elsősorban az alma- (*Malus sp.*) és körtefajokat (*Pyrus sp.*), valamint a kökényt (*Prunus spinosa*) fogyasztotta elsődlegesen. A tél közepétől kora tavaszig a kismélt és a dögfogyasztás vált jellemzővé (SERAFINI és LOVARI 1993). Némileg más eredményt kapott PATALANO és LOVARI (1993) egy szintén közép-olaszországi dombvidéki tanulmány során, ahol két éven keresztül a kisméltok domináltak a róka érendjében. A növény- és rovarfogyasztás másodlagos, illetve harmadlagos volt. Spanyolország déli részén két folyó völgyben vizsgálták a róka táplálék-összetételét. Az ürületelemzés alapján az egyik területen a dögfogyasztás volt jellemző, a másikon pedig a kisméltok domináltak az érendben (PADIAL et al. 2002). PAPAGEORGIOU et al. (1988) Görögország különböző területeiről gyűjtött rókagyomrokban elsősorban emlősöket találtak, ezt követte a madarak és a növények aránya. Az emlős kategóriában főként a kistestű rágcsálók voltak jellemzők.

A magyarországi kutatások eredményei a róka táplálékspektrumát illetően többnyire egyezést mutatnak a külföldi tanulmányokban leírtakkal (3. táblázat). ERDEI (1977) 433 állati

tetemet, 499 zsákmánymaradványt és ürüléket, valamint 133 gyomortartalmat vizsgált meg. Az ezekből származó táplálékalkotók azt igazolták, hogy a róka főként kisemlősöket fogyaszt (44%), melyek zöme mezei pocok. A rovarok aránya (22%) is jelentősnek mutatkozott. Az apróvadfajok közül a mezei nyúl 4-6%-ban szerepelt táplálékalkotóként. FARKAS (1983) részben hasonló eredményre jutott 33 táplálékmaradvány és 143 gyomortartalom elemzését követően. A róka egész éves étrendjében a kisemlősök domináltak (32-50%). Másodlagos táplálékalkotóként a háziállat vágási hulladék került meghatározásra (21-31%). HELTAI et al. (2000) öt vadászterületről begyűjtött rókatetemek gyomor- és végbéltartalmát vizsgálták. Az éves fogyasztás mindegyik területen kisemlősből volt a legmagasabb (26-73%). A növények másodlagos táplálékként fordultak elő (7-18%). A gerinctelenek jelentősége változó volt (1-20%), az ötből két területen mutatkozott nagyobb mértékű fogyasztásuk. A mezei nyúl is változóan szerepelt az étrendben (0-11%). A fácán és a fogoly (*Perdix perdix*) csak minimális szinten volt kimutatható, együttes arányuk 2-7% között alakult. LANSZKI (2002) több éven keresztül folyó táplálkozásvizsgálatainak összefoglaló közlésében mezőgazdasági és erdei élőhelyen egyaránt jellemzi a róka étrendjét. A Fonói tó körzetében a róka táplálékában minden évszakban a kisemlősök domináltak. Arányuk 30% és 48% között változott, amely nyáron volt a legalacsonyabb, a legnagyobb mennyiségben ősszel és télen fordultak elő. A legjelentősebb prédafaj a mezei pocok volt. A mezei nyúl (*Lepus europaeus*) fogyasztása minden évszakban 1% alatt maradt. A fácán (*Phasianus colchicus*) télen és ősszel esett leginkább zsákmányul (3-3%). A dögevés télen volt a jellemzőbb, ekkor elérte a 19%-ot. A háziállatok aránya nyáron 4% volt, az év többi részében 10% fölött alakult. Petesmalom körzetében a téli, kora tavaszi táplálékban a kisemlősök domináltak, fogyasztott biomasszájuk elérte a 68%-ot. A vadászható vadfajok közül a nagyvadfogyasztás 14% volt, míg a fácán 4%-ban szerepelt a róka étrendjében. A Boronkamelléki Tájvédelmi Körzetben a kisemlősök minden évszakban domináltak a róka táplálékában (46-71%). A legfontosabb prédafaj itt a vöröshátú erdei pocok (*Myodes glareolus*) volt. Mezei nyúl kevesebb mint 1%-ban esett zsákmányul. A Lankóci-erdőben élő vörös róka elsődleges táplálékát a kisemlősök (56-69%) alkották az év minden időszakában. Télen és tavasszal fácánt 3-4%-ban, récéket 6%-ban fogyasztott. A gerinctelenek étrendbeli biomasszája az 1%-ot sem érte el. SZŐCS et al. (2006) három apróvadás vadászterületről gyűjtött gyomor- és ürülékminták alapján határozták meg a róka táplálék-összetételét. Mindkét módszer alapján, mindegyik mintaterületen a kisemlősöket találták a legjelentősebb táplálékforrásnak (gyomortartalom-analízis: 72-84%, ürülék-analízis: 72-79%). Az apróvadfajok (mezei nyúl, fácán, fogoly) együttes aránya 10% körüli vagy az alatti volt mindhárom vadászterületen. LANSZKI et al. (2006) 894 darab róka ürülék elemzése során azt tapasztalták, hogy a faj átlagosan 68%-ban

kisemlősöket, 18%-ban növényeket fogyaszt. A kisemlős kínálat jelentős csökkenésével, azok táplálékban való aránya is visszaesett (40%), ezzel egyidejűleg a fogyasztás a növények irányába tolódott el (60%).

**3. táblázat: A vörös róka táplálékválasztását ismertető felhasznált szakirodalom összefoglalása**  
(Magyarázat: vegyes - erdei és mezőgazdasági élőhely jelentős mértékben megtalálható a területen)

Elsődleges táplálék kategória	Ország	Élőhely típusa	Minta típusa	Forrás
Kisemlős	Dánia	gyepterület	ürülék	MEISNER et al. 2014
	Görögország	nem azonosítható	gyomortartalom	PAPAGEORGIU et al. 1988
	Japán	vegyes	gyomortartalom	ABE 1975
	Japán	vegyes	ürülék, megfigyelés	YONEDA 1982
	Lengyelország	erdei	ürülék	JĘDRZEJEWSKI és JĘDRZEJEWSKA 1992
	Litvánia	vegyes	ürülék	BALTRŪNAITĖ 2001
	Litvánia	vegyes	ürülék	BALTRŪNAITĖ 2002
	Litvánia	vegyes	ürülék	BALTRŪNAITĖ 2006
	Magyarország	vegyes	tetem, ürülék, gyomortartalom	ERDEI 1977
	Magyarország	vegyes	tetem, gyomortartalom	FARKAS 1983
	Magyarország	vegyes	bélsár, gyomortartalom	HELTAI et al. 2000
	Magyarország	vegyes	ürülék	LANSZKI 2002
	Magyarország	vegyes	ürülék	LANSZKI et al. 2006
	Magyarország	vegyes	gyomortartalom, ürülék	SZÓCS et al. 2006
	Olaszország	vegyes	ürülék	CANOVA és ROSA 1994
	Olaszország	vegyes	ürülék	PATALANO és LOVARI 1993
	Olaszország	vegyes	ürülék	SERAFINI és LOVARI 1993
	Skócia	vegyes	ürülék	HEWSON 1983
	Spanyolország	vegyes	ürülék	PADIAL et al. 2002
	Nyúlalakúak	Svájc	vegyes	ürülék
Svájc		vegyes	ürülék	WEBER és AUBRY 1993
Svédország		nem azonosítható	gyomortartalom	ENGLUND 1965
Svédország		erdei	ürülék	LINDSTRÖM 1989
USA		vegyes	gyomortartalom	HOCKMAN és CHAPMAN 1983
Ausztrália		vegyes	gyomortartalom	CATLING 1988
Ausztrália		vegyes	gyomortartalom	CROFT és HONE 1978
Írország		vegyes	gyomortartalom	FAIRLEY 1970
Írország		vegyes	ürülék	ROBERTSON és WHELAN 1987
Olaszország		vegyes	ürülék	BALESTRIERI et al. 2005
Növényi rész	USA	vegyes	ürülék	DIBELLO et al. 1990
	Litvánia	vegyes	ürülék	BALTRŪNAITĖ 2001
	Magyarország	vegyes	ürülék	LANSZKI et al. 2006
	Olaszország	vegyes	ürülék	CIAMPALINI és LOVARI 1985
	Olaszország	vegyes	ürülék	SERAFINI és LOVARI 1993
	Svájc	vegyes	ürülék	FERRARI és WEBER 1995
Háztartási hulladék	Svédország	erdei	ürülék	LINDSTRÖM 1989
	Anglia	külvárosi, városi	ürülék	DONCASTER et al. 1990
	Anglia	külvárosi	gyomortartalom, tetem	HARRIS 1981
Madár	Svájc	külvárosi, városi	gyomortartalom	CONTESSE et al. 2004
	Dánia	gyepterület	ürülék	MEISNER et al. 2014
Gerinctelen	USA	nem azonosítható	megfigyelés	ZABEL és TAGGART 1989
	Olaszország	vegyes	ürülék	CIAMPALINI és LOVARI 1985



Összegezve a vörös róka táplálék-összetételét elemző közlések főbb adatait, elmondható, hogy a faj elsődlegesen az állati eredetű táplálékot fogyasztja (3. táblázat). Részletesebb bontásban vizsgálva a publikációk többsége a kisemlősöket jelöli meg, mint alapvető táplálékforrást.

### 2.2.2. A vörös róka élőhelyhasználata

Elterjedési területén a vörös róka a szárazföldi élőhelytípusok szinte mindegyikében előfordul kisebb-nagyobb mértékben. Miként a táplálékra, az élőhelyekre sem specializálódik, az adott habitatban rendelkezésre álló feltételeket próbálja maximálisan kihasználni (HELTAY 1989, HELTAI 2010). Élőhelyválasztását, élőhelyhasználatát számos országban tanulmányozták, mégis az elérhető publikációk mennyisége - a faj általános jelenlétének és gyakoriságának ismeretében - az európai borzhoz képest alacsonynak tekinthető. A rendelkezésre álló irodalmak főbb eredményeit a 2.2.1. fejezetben ismertetett módon foglalom össze.

Kanada nyugati területén nyolc rádióadóval megjelölt egyed mozgását egy éven keresztül figyelték. Preferált élőhelynek a bokorfüzes társulások mutatkoztak, míg a lápos területeket elkerülte a róka. Ennek hátterében feltehetően a kisemlős kínálat állt. A bokorfüzesekben 3,9 kisemlős fogás, a lápon 0,1 fogás jutott 100 csapdaéjszakára (JONES és THEBERGE 1982). Szintén Kanadában, Torontó egyik külvárosi negyedében rádiótelemetriás nyomonkövetéssel vizsgálták a rókák élőhelyválasztását. A legkedveltebb élőhelyek az erdősült területek és a cserjések voltak. A sűrűbben lakott városrészek felé elkerülés volt kimutatható (ADKINS és STOTT 1998). ABLES (1969) az Egyesült Államok északi részén rádió-telemetriás módszerrel vizsgálta a különböző habitatokban élő rókák territórium méretét. Az eredmények azt mutatták, hogy a nagy ökológiai diverzitással rendelkező élőhelyeken a territórium mérete kisebb (142-400 hektár), mint a kevésbé változatos mezőgazdasági területeken (520 hektár). HALPIN és BISSONETTE (1988) az Egyesült Államok északkeleti területén téli időszakban tanulmányozták a róka élőhelyhasználatát. Eredményeik szerint elkerülés volt kimutatható a lomblevelű erdők felé, míg a tűlevelű erdőket és a nyílt területeket (cserjés élőhelyet is ide sorolva) preferencia jellemezte. Magas hótakaró esetén a róka a sűrű, fiatal tűlevelű erdőkben vadászott, ahol a hócipős nyúl koncentráltan fordult elő. GOSSELINK et al. (2003) az Amerikai Egyesült Államok keleti-középső részén vizsgálták a prérifarkasok (*Canis latrans*) és a vörös rókák élőhelyhasználatát. Azt találták, hogy a rókák kerülnek azokat az élőhelyeket (gyep, vízmosás, talajbolygatás nélküli mezőgazdasági táblák) amelyeket a prérifarkasok preferálnak, és

kedveltséget mutatnak az elhagyott tanyák és a vidéki lakóövezetek felé, ahol a nagyobb testű ragadozó még nem jelent meg. Egy másik vizsgálat során arra a következtetésre jutottak, hogy az Amerikai Egyesült Államok északkeleti partvidékén élő rókák a lombos erdőket preferálják és elkerülik a fenyveseket, valamint a mocsarakat. Az élőhelyhasználatot feltételezhetően a hócipős nyúl egyedsűrűsége befolyásolta (MAJOR és SHERBURNE 1987). Délkelet-Ausztráliában egy rádiótelemetrián alapuló vizsgálat eredménye alapján a vörös róka főként a száraz lomblevelű erdőket kedvelte, valamint a nyílt gyepterületeket elkerülte. Ennek hátterében valószínűsíthetően a táplálékforrásként szolgáló kis- és közepes testű emlősök egyedsűrűsége állt, mely magasabb volt az erdősült területen, mint a nyílt élőhelyen (PHILLIPS és CATLING 1991). WHITE et al. (2006) Dél-Ausztráliában egy patak völgy területén élő rókák élőhelyválasztását vizsgálták. Erős preferencia mutatkozott a szedres, sűrű cserjés élőhelyek felé. Az alacsony növényborítottsággal rendelkező területeket elkerülték az egyedek.

Európa északi részén a boreális zónában egy finnországi vizsgálat során jelentős egyedi varianciát tapasztaltak a róka élőhelyhasználatában. Populációs szinten az idősebb lucfenyő állományok elkerülése volt statisztikailag igazolható (HOLMALA és KAUALA 2009).

Az óceáni és kontinentális régióban a boreálishoz képest szélesebb körben tanulmányozták a róka élőhelyhasználatát. Lengyelország nyugati részén, erdő nélküli mezőgazdasági térszerkezetben a legtöbb rókakotorékot a vízelvezető árkok oldalában ( $n = 39$ ) és a mocsarak meredekebb partoldalaiban ( $n = 14$ ) találták. Szignifikáns kedveltség volt kimutatható a déli kitérés felé, míg a nyugati oldalakat területi arányuktól alacsonyabb szinten használta a róka (GOLDYN et al. 2003). Fehéroroszországban fenyő és lombelegetes vegetációjú erdőben végzett élőhelypreferencia vizsgálat eredménye azt mutatta, hogy a homoktalajon a rókásűrűség akár hatszor alacsonyabb is lehet, mint az agyagtalajon tapasztalt denzitás (SIDOROVICH et al. 2006). Svájcban a Jura-hegység területén preferált élőhelynek a tűlevelű erdő mutatkozott. A fás legelőket területi arányának megfelelően használta, míg a nyílt gyepterületeket elkerülte a róka. Hótakaró esetén az élőhelyhasználat még inkább az erdő felé tolódott (WEBER és MEIA 1996). Ugyanezen a területen egy korábbi vizsgálat során a kotorékok elhelyezkedése alapján is hasonló eredményre jutottak. A róka előnyben részesítette az erdősült területeket a nyílt élőhelyekkel szemben (MEIA és WEBER 1992). Franciaország keleti részén a katonai erődítmények szerepét vizsgálták a róka élőhelyhasználatában. Arra az eredményre jutottak, hogy a fajra utaló jelek gyakoribbak a félig talajba ásott bunkerekben, mint azok teljes mértékben földalatti vagy földfelszíni kialakítású változataiban. Annál intenzívebb használat jellemezte az adott erődítményt, minél nagyobb arányban volt jelen a környezetében növénytermesztésbe vont terület, illetve település (JUMEAU et al. 2017).

Mediterrán vidéken, egy közép-olaszországi tengerparti mintaterületen a rádióadóval jelölt rókák lokalizációs pontjai legnagyobb arányban a sűrű, cserjés vegetációban (45%) helyezkedtek el. A réteket (22%) és a fenyveseket (21%) is gyakran használta a faj. A cserjéseket téli súlypontú, de egész évben jelentős használat jellemezte, míg a réteken elsősorban a nyári időszakban volt magasabb arányú aktivitás. A fenyvesek esetében télen kevesebb lokalizációs pont volt tapasztalható (CAVALLINI és LOVARI 1991). Szintén ennek a vizsgálatnak egy más típusú feldolgozása során arra az eredményre jutottak, hogy a róka napközben búvóhelyként a cserjés élőhelyet preferálja, éjszakai aktivitási időszakában azonban egyértelműen kedvelt élőhely nem nevezhető meg (CAVALLINI és LOVARI 1994). Ugyanezen a mintaterületen LUCHERINI et al. (1995) kimutatták, hogy a róka előnyben részesíti az elhagyott olajfa ültetvényeket és a cserjés-fás foltokat, melyek takarásában napközben búvóhelyet talál. Dél-Spanyolországban rádiótelemetriás vizsgálat során az ismertetett olaszországi eredményekhez hasonló megállapítást tettek. A róka napközben itt is a cserjés területeket használta búvóhelyként. Éjszakai aktivitása során jellemzően preferált élőhelytípus nem volt kimutatható (FEDRIANI et al. 1999).

Hazánkban a róka az egész ország területén elterjedt, gyakori fajnak tekinthető (HELTAI 2010). Ennek ismeretében és táplálékválasztása (LANSZKI 2012) alapján feltehető, hogy élőhelyhasználata során is generalista stratégiát folytat. Ezt a feltételezést erősíti HELTAI et al. (2016a) közlése, miszerint a róka állománysűrűsége a tipikusan nagyvadas (jelentős mértékben erdősült) és apróvadas (jellemzően mezőgazdasági térszerkezetű) területeket összehasonlítva többségében, nagyságrendileg megegyezik. Konkrét, tudományos igényű vizsgálatok hiányában, a faj hazai élőhelyhasználatának részletesebb áttekintése korlátokba ütközik.

Egyben áttekintve a vörös róka élőhelyhasználatával kapcsolatos szakirodalmi adatokat, jellemzően preferált élőhelyként a cserjés vegetáció emelhető ki (4. táblázat). Ezt követi a lomblevelű és a tűlevelű erdő, mint jobbra preferált, illetve az elkerülés felé átmenetet képező élőhely. A gyepterületeken a róka általában kevesebb időt tölt, valamint kevesebb kotorékot ás, mint amennyi a vegetációtípus területi arányából várható lenne az adott vizsgálati területen.

**4. táblázat: A vörös róka élőhelyhasználatát ismertető felhasznált szakirodalom összefoglalása**

Élőhely kategória	Használat	Ország	Felmérés módszere	Forrás
Cserjés	preferál	Ausztrália	rádiótelemetria	WHITE et al. 2006
		Kanada	rádiótelemetria	ADKINS és STOTT 1998
		Kanada	rádiótelemetria	JONES és THEBERGE 1982
		Olaszország	rádiótelemetria	CAVALLINI és LOVARI 1991
		Olaszország	rádiótelemetria	LUCHERINI et al. 1995
		Spanyolország	rádiótelemetria	FEDRIANI et al. 1999
Lomblevelű erdő	preferál	Ausztrália	rádiótelemetria	PHILLIPS és CATLING 1991
		Kanada	rádiótelemetria	ADKINS és STOTT 1998
		USA	rádiótelemetria	MAJOR és SHERBURNE 1987
	elkerül	USA	vadváltó	HALPIN és BISSONETTE 1988
Tülevelű erdő	preferál	Svájc	kotorék elhelyezkedés	MEIA és WEBER 1992
		Svájc	rádiótelemetria	WEBER és MEIA 1996
		USA	vadváltó	HALPIN és BISSONETTE 1988
	elkerül	Finnország	rádiótelemetria	HOLMALA és KAUKALA 2009
		USA	rádiótelemetria	MAJOR és SHERBURNE 1987
Gyepterület	preferál	Olaszország	rádiótelemetria	CAVALLINI és LOVARI 1991
		Ausztrália	rádiótelemetria	PHILLIPS és CATLING 1991
	elkerül	Ausztrália	rádiótelemetria	WHITE et al. 2006
		Svájc	kotorék elhelyezkedés	MEIA és WEBER 1992
		Svájc	rádiótelemetria	WEBER és MEIA 1996
		USA	rádiótelemetria	GOSELINK et al. 2003

### 2.3. Az európai borz és a vörös róka közötti versengés irodalmának áttekintése

Az európai borz és a vörös róka versengéséről szóló irodalom meglehetősen szűkösnek tekinthető. A kompetíció vizsgálatában klasszikusnak mondható módszerek közül sem a kizárásos, sem a természetes kísérletekről (CSÁNYI 2007) nem leltem fel tudományos közlést. A két ragadozó közötti közvetlen interakciókról gyűjthető össze némi információ. Ezek az ismeretek azonban jobbra nem a versengést mérő kísérletek eredményei, inkább egyéb célzatú vizsgálatok során tett egyszeri megfigyeléseken alapulnak.

MACDONALD et al. (2004a) Angliában Wytham közelében mesterségesen létesített táplálkozóhelyen figyelték meg a róka viselkedését. Azt tapasztalták, hogy minél több borz egyed van jelen a táplálkozóhelyen, úgy növekszik a róka figyellel töltött ideje és annál kevesebb időt fordít táplálkozásra. GOSZCZYŃSKI és WÓJTOWICZ (2001) a borz és a róka éves kotorékhasználatát tanulmányozta Lengyelország középső területén. Közlésük szerint az egy időben közösen használt kotorékok aránya alacsony volt, a havonta történő ellenőrzések alapján 0-7%. Olyan esetet, amikor az egyik faj kizárta volna a másikat a kotorékból összesen kétszer figyeltek meg. Mindkét alkalommal a róka foglalta el a borz kotorékát, majd miután a

rókakölykök felnevelése befejeződött, a borz visszatért a kotorékba. Szintén Lengyelországban a Bialowieza Nemzeti Parkban egy rádiótelemetriás vizsgálat során sikerült megfigyelést tenni a két ragadozó közötti interakcióra. Május eleji időszakban egy borzkotorék közelében borz pusztított el egy rókakölyköt, majd a kotorék kijáratának közelében elásta. Ebben a tanulmányban került közlésre az az eset is, amikor a borzok kotorékuk tisztítása során hat nyestkutya és két róka koponyát hoztak a felszínre (KOWALCZYK et al. 2008).

Egyes kutatások a versengés lehetséges mértékének, „színtereinek” megismerésére a niche-átfedés vizsgálatát célozzák meg. KAUHALA et al. (1998) Finnország déli részén nyári időszakban vizsgálták meg a borz és a róka táplálékösszetételét. Eredményeik alacsony (Pianka-index: 0,37) szintű nicheátfedést mutattak. CIAMPALINI és LOVARI (1985) Közép-Olaszországban éves szinten jelentős átfedést (Pianka-index: 0,83) tapasztalt a két ragadozó táplálékösszetételében. Az átfedés mértéke tavasszal volt a legalacsonyabb (0,77) és összességében a legmagasabb (0,91).

#### **2.4. A kisemlős lyuksűrűség és egyedszám kapcsolatának irodalmi áttekintése**

A kisemlősök, kiemelten az egér- és pocokfajok állományváltozásának ismerete, nyomon követése több ágazat szempontjából is fontos feladat. A növénytermesztő és az erdészeti szakemberek számára általában, mint növényvédelmi kockázati tényező jelennek meg a kistrágcsőfajok, elsősorban a mezei pocok (HOPF et al. 1976, HIRKA és CSÓKA 2007). Természetvédelmi szempontból egyfelől bizonyos védett ragadozó madár- és emlősfajok alapvető táplálékbázisát jelentik (HARASZTHY 1998, LANSZKI 2012), másrészt járatrendszereik búvó- és telelő helyet biztosítanak például egyes hüllőfajok számára (KATONA et al. 2007). A vadgazdálkodásban alapvetően kétféle módon jelentkezhet a kisemlősök hatása. Közvetlenül, mint a vadászható szőrmés ragadozók, kiemelten a vörös róka fontos prédafajai (LANSZKI 2012) és közvetetten például a kistrágcsőfajok állományszabályozására irányuló, helytelenül végrehajtott növényvédelmi beavatkozások során bekövetkező vadmérgezéseken (mezei nyúl, őz) keresztül (HELTAI et al. 2016b).

Egy adott terület kisemlős egyedszámának meghatározására vannak idő- és költségigényes, azonban biztos adatokat szolgáltató módszerek, például a csapdázás (BOONSTRA és KREBS 1978, HORVÁTH 2004), és kevésbé bonyolult megoldások, ilyen a lyukszámlálás (KATONA et al. 2007). Utóbbi pontosságát, megbízhatóságát nehéz megítélni, mely több tényezőnek tudható

be. Egyfelől a témában készült tanulmányok száma szükségesnek tekinthető, másrészt az elérhető közlemények szinte mindegyike más és más módszert alkalmaz.

HANSSON (1979) Észak- és Dél-Svédországban vizsgálta a kisemlős egyedszám és a közvetett jelsűrűség közötti kapcsolatot. A 15 x 15 méteres kvadrátokban végzett csapdázás alapján leggyakoribb kisemlős faj a nyílt élőhelyeken a csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*), míg az idős, zárt erdőállományokban a vöröshátú erdeipocok volt. Csapdakvadrátonként kilenc darab, kör alakú, egyenként 0,2 m<sup>2</sup> kiterjedésű mintaterületen számolta meg többek között az aktívan használt kisemlős lyukakat. Négy kapcsolatvizsgálat közül egy esetben lehetett kimutatni statisztikailag igazolható összefüggést az egyedszám és az aktív lyuksűrűség között. Az igazolt kapcsolatot pozitív trend jellemezte. MACKIN-ROGALSKA et al. (1986) Észak- és Dél-Lengyelországban három vizsgálati területen végeztek méréseket. Módszerük szerint egy hektáros mintaterületen minden pocokvárat megjelöltek és feljegyeztek, majd vízzel árasztották el a járatokat és megszámlálták a menekülő egyedeket. A terület pocokállományának változását az egy hektárra jutó pocokvár (lakott és lakatlan együttvéve) darabszámával jellemezték, míg az egy pocokvárhoz tartozó egyedszámot a kijáratok számával vetették össze. Mindkét esetben statisztikailag igazolható pozitív kapcsolatot írtak le. HUBBS et al. (2000) Északnyugat-Kanadában vizsgálták a sarki ürge (*Spermophilus parryii*) állományváltozását. A téli nyugalmi időszak kezdete előtt és közvetlenül a vége után élvező csapdázással, míg annak ideje alatt távoli infravörös tartományú hőérzékelővel állapították meg az ürgevárak lakottságát. Az egy hektárra eső egyedszám és az aktív ürgevárak mennyisége között szignifikáns pozitív kapcsolatot állapítottak meg. LISICKÁ et al. (2007) Délkelet-Csehországban vizsgálták a mezei pocokállomány és az aktív lyuksűrűség változásának kapcsolatát. A kisemlős csapdázást intenzív fogás-jelölés-visszafogás módszerrel végezték. A lyukszámláláshoz két mintaterületet alakítottak ki. Az első 40 x 70 méter kiterjedésű, melyet 4 x 4 méteres hálózatra osztottak fel (150 darab négyzet). A második 35 x 75 méter, melyben 5 x 5 méteres hálózatot alakítottak ki (105 darab négyzet). Mindkét mintaterületen legalább 90 négyzetben végeztek lyukszámlálást, valamint a számlálásokból számítógépes szimulációval újabb mintavételeket futtattak le. Aktív kijáratnak azokat a lyukakat tekintették, melyeket a lezárást követően másnapra a kisemlősök újrainítottak. Összességében arra az eredményre jutottak, hogy alacsony állománysűrűség esetén az aktív lyuksűrűség index kevésbé torzított, de pontatlan értéket ad, míg nagy állománysűrűség mellett pontosnak, ellenben torzítottnak tekinthető.

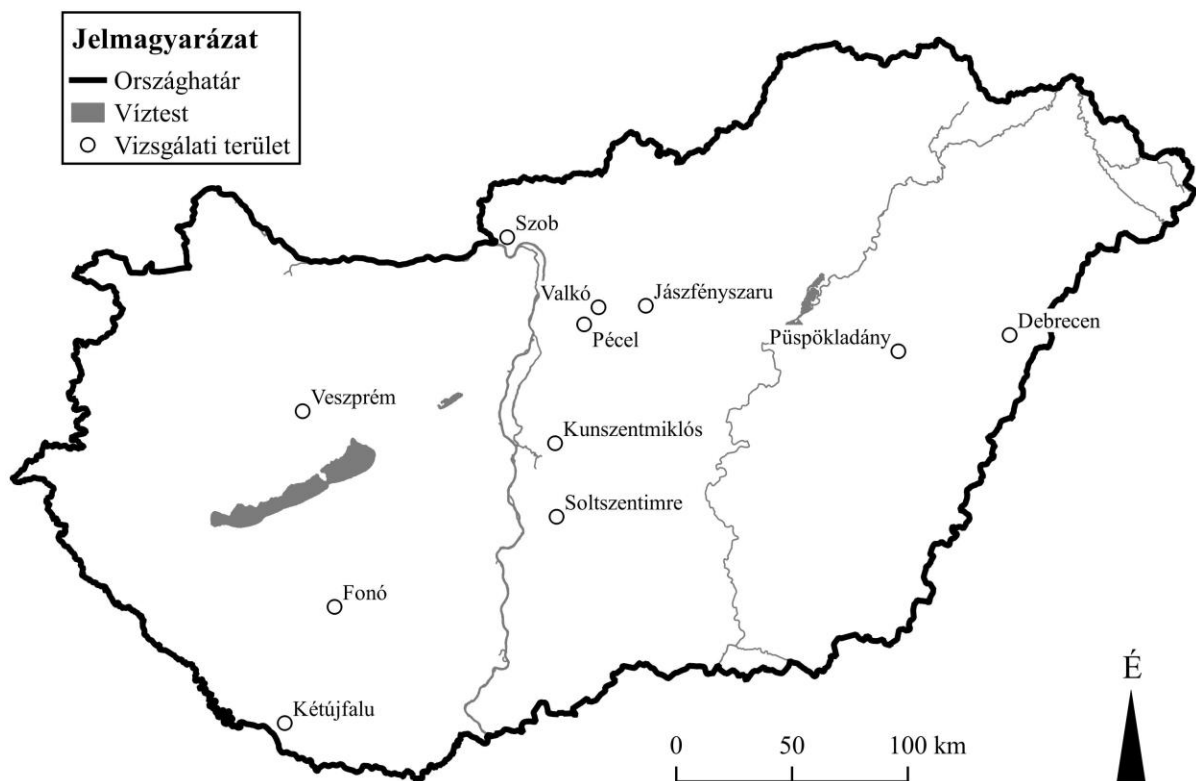
### 3. Anyag és módszer

Az európai borz és a vörös róka élőhelyválasztását, élőhelyelosztását a mindkét faj számára fontos kotorékok elhelyezkedése alapján három területi egység szintjén vizsgáltam, melyek az országos, a vadgazdálkodási egység méret és a mozgáskörzet. Értekezésem logikai szerkezetét is ennek a sorrendnek megfelelően alakítottam.

#### 3.1. A két ragadozó magyarországi kotorék hely-választása a vegetáció alapján

##### 3.1.1. A vizsgálati területek bemutatása

Az európai borz és a vörös róka magyarországi kotorék hely-választásának összehasonlításához, több (borz:  $n = 11$ , róka:  $n = 9$ ), az ezredforduló után végzett és a kotorékok vegetáció-típusonkénti elhelyezkedésén alapuló vizsgálat alapadatait gyűjtöttem össze. Az elemzésbe vont területek az ország különböző pontjain helyezkedtek el, a főbb vegetációtípusok területi arányában változatosnak tekinthetők (1. ábra, 5. táblázat, M13. és M14. melléklet).



1. ábra: A vizsgálati területek elhelyezkedése

Az alábbiakban északról dél felé haladva először a dombvidéki, majd a síkvidéki vizsgálati területeket mutatom be.

A szobi vizsgálati terület a Börzsöny-hegység déli részén, Kóspallag, Márianosztra, Szob és Nagymaros települések között helyezkedik el. Domborzata tagolt, árkok, dombok, patak völgyek váltják egymást. A terület legalacsonyabb pontja 140 méteres tengerszint feletti magasságon található, a legmagasabb pedig eléri a 335 métert. Az erdőterület uralkodó fafajai a csertölgy (*Quercus cerris*) és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), ezen kívül jelentős mennyiségben fordul elő benne gyertyán (*Carpinus betulus*) és erdei fenyő (*Pinus sylvestris*) is. A nyílt terület egy része mezőgazdasági művelés alatt áll (74%), mely főként kaszáló és gabonatermő terület. A másik részét cserjésedő gyepek alkotják (26%). A genetikai talajtípusok közül elsősorban a barnaföld, a ranker és az agyagbemosódásos barna erdőtalaj található meg.

A valkói vizsgálati terület a Gödöllői-dombság területén, Gödöllő, Valkó, Bag és Isaszeg települések között helyezkedik el. Erdősültsége a vizsgálati területek közül a legmagasabb (5. táblázat). Jelentősebb állományalkotó fajok a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a csertölgy, a kocsányos tölgy és az erdei fenyő. A genetikai talajtípusok közül legnagyobb kiterjedésű a barnaföld, de számottevő a humuszos homoktalaj mennyisége is. A termőréteg többnyire közepes mélységű (60-90 cm), valamint a vizsgálati terület hidrológiai viszonyára teljes mértékben a többletvízhatástól független kategória jellemző.

A Pécel és Isaszeg települések között kijelölt vizsgálati terület a dombvidéki élőhelyeket képviseli. Erdősültsége 30% körüli, az erdőterületek jellemző faja a fehér akác. A mezőgazdasági művelés alatt álló területek aránya meghatározó (70%), a vetésforgót az általánosan termesztett növényfajok alkotják. Jellemző genetikai talajtípus a barnaföld, a rozsdabarna erdőtalaj és a humuszos homoktalaj.

A veszprémi vizsgálati terület egy bekerített vadaskert, amely a Bakony-hegységben helyezkedik el. A területen belül a domborzat jórészt tagolatlan. Az erdőszültsége mértéke jelentős (5. táblázat). Fő állományalkotó fajokként a csertölgy nevezhető meg. A területen található megközelítőleg 400 hektár nyílt területet vadföldként hasznosítják, melyen főként lucernát (*Medicago sativa*) termesztnek. A terület talaját alacsony termékenységű váztalajok alkotják.

A Fonó község melletti vizsgálati terület a Dunántúli-dombság dél-külső-somogyi részén található. Erdősültsége alacsony, jellemző erdőállomány a cseres-kocsánytalan tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*). A nagy kiterjedésű nyílt területekre elsősorban az intenzív szántóföldi növénytermesztés jellemző. A tengerszint feletti magasság 125 és 160 m közötti. A terület uralkodó genetikai talajtípusa a vályogos, mészlepedékes csernozjom.



A Jászfényszaru külterületén elhelyezkedő vizsgálati terület mintegy negyede erdősült. Az erdőterületek nagyobb arányban a déli részen vannak jelen, itt mintegy 1000 hektár kiterjedésű egybefüggő tömböt alkotnak. Jellemző állományalkotó fafajok a fehér akác, a szürke nyár (*Populus x canescens*), a különböző nemes nyár fajták (*Populus x euramericana cultivar*) és a kocsányos tölgy. A nyílt területek jellemzően szántóföldi művelés alatt állnak. Főként kukorica (*Zea mays*), őszi káposztarepce (*Brassica napus*), napraforgó (*Helianthus annuus*) és kalászosok kerülnek termesztésre. A genetikai talajtípus igen változatos. A kötött réti talajoktól kezdve a csernozjom jellegű homoktalajokon át a futóhomokig számos típus előfordul.

A Debrecen mellett található vizsgálati terület természetvédelmi kezelés alatt áll, a Pannon életpöldrajzi régió egyik tipikus élőhelyét, az erdőpusztát reprezentálja. Az erdőket mozaikszerűen kisebb-nagyobb tisztások, gyepek, mezőgazdasági területek, tavak és vízfolyások tarkítják. A jellemző fafajok közé az erdei fenyő, a fehér akác és a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) tartozik. A szántóterületeken zömmel kukoricát termesztenek. Az alapvetően síkvidéki területet homokhátak, lankák színesítik. A talaj fizikai félesége leginkább homok, bár foltszerűen kötöttebb talajtípusok is megtalálhatók.

A püspökladányi vizsgálati terület két részből tevődik össze. Az első a Püspökladány melletti mintaterület, amely a Hortobágy-Berettyó csatorna, a Kösely, a 4-es számú főútvonal, valamint a Püspökladány-Nádudvar közötti útvonal által határolt részen helyezkedik el. Itt zömmel fátlan vegetációjú szikespuszta, valamint a szikfásítási program keretében létrehozott erdők találhatók meg. A genetikai talajtípus leginkább réti szolonyec és réti csernozjom. A vizsgálati terület másik fele a Hortobágy, a régi és az új Kösely, valamint a Hajdúszoboszló-Nádudvar és a Nádudvar-Kaba közötti útvonal által meghatározott nádudvari határban helyezkedik el. A terület zömmel fátlan vegetációjú, laposokkal és kisebb háttakkal tagolt gyepterületeket, valamikori rizsföldeket, felhagyott halastavakat, csatornák által szabdaltszántókat és árokpartokat foglal magába. A terület leginkább kötöttebb talajtípusokkal jellemezhető.

A kunszentmiklósi vizsgálati terület Kunpeszér és Kunszentmiklós között helyezkedik el, a terület két részre osztható. Az egyik része védett terület, amelyet jellemzően szoloncsák kopárok, szikes rétek és legelők borítanak. A talajvíz szintje kora tavasszal magas, de a nyár elejéig a párolgás és a csatornahálózat miatt nagyrészt kiszárad. A terület rossz vízháztartású, a kötött talaj dominál, de homokhátak is előfordulnak rajta. A terület másik része agronómiai kezelés alatt áll, amelyet kis erdőfoltok és tanyák tesznek mozaikossá. Itt szinte kizárólag homoktalajok találhatók.

A soltszentimrei vizsgálati terület Fülöpszállás és Akasztó települések, valamint a Kiskunsági-főcsatorna, illetve a Duna-völgyi-főcsatorna között helyezkedik el. Növényzete alapvetően szikes pusztai gyeptársulásokból áll. Erdőterületek csak foltszerűen fordulnak elő, melyekben elsősorban a puhafás ligeterdő jellegzetes fafajai, valamint a fehér akác és a keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) található meg. A szántóföldi művelés területi aránya alacsony. Domináns talajtípus a szoloncsák-szolonyec, emellett réti talajok is megtalálhatóak a területen.

A kétújfalu vizsgálati terület a Dráva-síkon helyezkedik el. Az erdőterületek jellemzően vegyes állományú, kis kiterjedésű cseres-kocsánytalan tölgyesek, tölgy-köris-szil ligeterdők (*Quercus, Ulmus, Fraxinus spp.*), valamint zárt, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (*Quercus petraeae-Carpinetum*). A nyílt területek főként mezőgazdasági művelés alatt állnak. Termesztett növények elsősorban a kalászosok és a kukorica, mellettük alacsony arányban a szója (*Glycine max*) is megtalálható. Az enyhén lankás, 103-123 méter tengerszint feletti magasságú területen főként a réti és az öntéstalajok fordulnak elő.

#### 5. táblázat: A vizsgálati területek legfontosabb adatainak összefoglalása

(Rövidítések: T.sz.f.m. - tengerszint feletti magasság, L - lomblevelű erdő, T - tűlevelű erdő, Ny - nyílt terület)

Vizsgálati terület elnevezése	Táj szerinti elhelyezkedés	Terület (ha)	Mintaterület aránya (%)	Domborzat	Átlagos T.sz.f.m. (m)	L-T-Ny (%)
Szob	Börzsöny	1257	40	dombvidéki	238	51 - 3 - 46
Valkó	Gödöllői-dombság	3728	21	dombvidéki	233	86 - 10 - 4
Pécel	Gödöllői-dombság	1430	29	dombvidéki	237	19 - 11 - 70
Veszprém	Bakony	3769	47	dombvidéki	320	70 - 12 - 18
Fonó	Dunántúli-dombság	2350	32	dombvidéki	143	5 - 0 - 95
Jászfényszaru	Jászság	5894	17	síkvidéki	108	25 - <1 - 75
Debrecen	Erdőspusztá	2922	23	síkvidéki	121	23 - 34 - 43
Püspökladány	Hortobágy	9961	25	síkvidéki	85	6 - 0 - 94
Kunszentmiklós	Kiskunság	3777	42	síkvidéki	99	8 - 1 - 91
Soltszentimre	Kiskunság	3000	24	síkvidéki	93	3 - 0 - 97
Kétújfalu	Dráva-sík	2050	25	síkvidéki	113	29 - 0 - 71

#### 3.1.2. Az adatfeldolgozás módszerei

A katorékhely-preferencia elemzéséhez első lépésként a vizsgálati területek vegetációját egységes kategóriákba soroltam, melyek a lomblevelű erdő (ide értve a cserjéseket is), a tűlevelű

erdő és a nyílt terület (szántóföldek, gyepterületek, egyéb nem fásszárú vegetáció). A tizenegy vizsgálati terület közül négy esetében (Fonó, Kétújfalú, Püspökladány, Soltszentimre) a túlevelű vegetáció nem fordult elő, ennek következtében itt csak a lomblevelű erdő és a nyílt terület kategóriákra végeztem el a számításokat. Az adatfeldolgozás során kizárólag a lakott kotorékok elhelyezkedését vettem figyelembe. Az alapadatok kategorizálását követően Fisher-féle egzakt próbával ellenőriztem, hogy a borz és a róka kotorékok eloszlása eltér-e az élőhelyek területi arányából következően várttól, vagyis az egyes vizsgálati területeken a két faj válogatott-e az élőhelyek között (FISHER 1922). Ahol a válogatás kimutatható volt élőhelytípus szinten Bonferroni Z-tesztel vizsgáltam meg a preferencia, illetve elkerülés szignifikanciáját (BYERS et al. 1984). A preferencia értékek Jacobs-index segítségével kerültek meghatározásra (JACOBS 1974), melyet abban az esetben is megadtam, ha a Fisher-féle egzakt teszt alapján a válogatás nem volt kimutatható. Azokon a területeken, ahol mindkét ragadozó kotorékairól rendelkezésre álltak adatok, ott a két faj kotorékainak vegetációtípusonkénti eloszlását Fisher-féle egzakt tesztel és Bonferroni Z-tesztel hasonlítottam össze. Utóbbi tesztet akkor alkalmaztam, ha a Fisher-féle egzakt teszt szignifikáns különbséget mutatott.

A két faj országos élőhelyválasztásának kiszámításához összevontam a vizsgálati területek (borz:  $n = 11$ , róka:  $n = 9$ ) kínálati és használati oldalait. Fajonként a válogatást  $\chi^2$ -próbával ellenőriztem (REICZIGEL et al. 2010). Ezt követően a preferencia, illetve elkerülés szignifikanciáját élőhelytípus kategóriánként Bonferroni Z-tesztel vizsgáltam. Az összevont, országos szintű preferencia értékeket Jacobs-indexszel határoztam meg. A ragadozók kotorékainak vegetációtípusonkénti eloszlását  $\chi^2$ -próbával és Bonferroni Z-tesztel hasonlítottam össze (REICZIGEL et al. 2010). A számításokat a GraphPad InStat 3 (verziószám: 3.06) és az R (verziószám: 2.15.1) számítógépes statisztikai szoftverekkel, valamint a Microsoft Excel 2016 táblázatkezelő programmal végeztem.

## **3.2. A szobi vizsgálati területen végzett adatgyűjtés és adatfeldolgozás**

### **3.2.1. A vizsgálati terület kijelölése és részletes bemutatása**

A vizsgálati terület kijelölését a Google Earth számítógépes program segítségével végeztem. Fontos szempont volt, hogy a felmérés helyszínét szabad szemmel jól felismerhető tereptárgyak határolják (pl.: út, kerítés, patak, árok, távvezeték, stb.), jelentősen megkönnyítve a tájékozódást. A szobi vizsgálati terület a Börzsöny-hegység déli részén öt település (Kóspallag, Márianosztra, Szob, Zebegény és Nagymaros) között helyezkedik el. Kiterjedése 1257 hektár.

A domborzat tagolt, árkok, dombok, patak völgyek váltják egymást (összesen hat vízfolyás található a térségben). A legmélyebb pont 140 méteres tengerszint feletti magasságon található, a legmagasabb pedig eléri a 335 métert (Piroska-hegy). A területet északról, nyugatról és keletről közút, míg délről a Malomvölgyi-patak határolja. A terület 55%-a ( $\approx$  690 hektár) erdővel borított, amelynek uralkodó fafajai a csertölgy és a kocsánytalan tölgy, ezenkívül jelentős mennyiségben fordul elő benne gyertyán és erdei fenyő is. A nyílt terület jelentős része (74%) mezőgazdasági használat alatt áll, kisebbik hányada (26%) fokozatosan cserjésedő parlag. A hasznosított területek fele gabonatermesztésre szolgál, fele kaszáló. Vadföld a vizsgálati terület 1%-át teszi ki. A talajtani tulajdonságokat tekintve a genetikai talajtípusok közül elsősorban a barnaföld, a ranker és az agyagbemosódásos barna erdőtalaj található meg. Hidrológiai szempontból a többletvízhatástól független kategória a jellemző. A terület vadgazdálkodása alapvetően nagyvadfajokra épül, ezek a gímszarvas (*Cervus elaphus*), a vaddisznó (*Sus scrofa*), az őz (*Capreolus capreolus*) és a muflon (*Ovis ammon musimon*). Az apróvad mennyisége nem számottevő. Az alkalmanként kotorékot használó aranysakál (*Canis aureus*) jelenlétét az elmúlt tíz évre nézve az Országos Vadgazdálkodási Adattárban nyilvántartott vadállomány becslési és teríték adatok nem erősítik meg.

### 3.2.2. A kotorékkeresés módszere

A terepi felmérés módszereként a rugalmas sávós becslést alkalmaztam (HELTAI és SZEMETHY 2010). 1:40000-es méretarányú turistatérképen kilenc észak-dél tájolású, egymással párhuzamos vonalat jelöltem ki, melyek között a távolság 500 méter volt. A vonalakat római számmal jelöltem. Ezután egy 1:25000-es méretarányú térképen megismételtem a vonalak felrajzolását, ez a térkép a kotorékok, valamint a vegetáció feljegyzésére szolgált. Az adatok még pontosabb rögzítéséhez a Vadvilág Megőrzési Intézet Geko 201 típusú GPS-ét használtam. A felmérés megkezdése előtt egy héttel többször kimentem a területre, hogy meggyőződjek a borzok aktivitásáról.

A terület bejárását 2011. február 18-án kezdtük. Ekkor a növényzet takarása még nem nehezítette a kotorékok észlelését. A felmérés négy napot vett igénybe. Tájéoló és térkép segítségével sorszámozás szerint haladtunk végig a vonalakon, mindeközben a GPS-en, az 1:25000-es méretarányú térképen és a naplóban feljegyeztük a vonal jobb és bal oldalán a vegetáció változását, valamint azt a távolságot, amelyből egy kotorék még biztonsággal észlelhető. Kotoréknak azokat az üregeket tekintettük (borzkotorék: M3. melléklet, rókakotorék:

M4. melléklet), melyek járata a két ragadozó testalkatához igazodva boltívszerű alakzatot mutatott, mélysége elérte az egy métert, valamint a kijárat (szájadék) szélessége és magassága a 15-60 cm közötti tartományba esett (NEAL és CHEESEMAN 1996). Ez a mérettartomány mind a borz, mind a róka számára testméretüknél fogva búvóhelyként megfelelő lehet (HELTAI 2010). Különböző kotoréknak azokat tekintettük, amelyek legközelebbi kijáratai között a távolság meghaladta az 50 métert. Az 50 méteres izolációs küszöbértéket a NEAL és CHEESEMAN (1996) által publikált legnagyobb területű (45 x 35 méter) borzkotorék méretére, valamint a MEIA és WEBER (1992) közlése szerinti rókakotorék távolságokra (30 és 80 méter) alapoztuk. Ettől a módszertől csak abban az esetben tértünk el, ha azt a terepviszonyok indokoltá tették, például 50 méteren belül mély árok vagy kiterjedt vízmosás választotta el a kijáratokat, melyeket ekkor külön kotorékként jegyeztünk fel. A megtalált kotorékok elhelyezkedését GPS-en rögzítettük. Feljegyeztük a kotorék sorszámát, a kotorék észlelhetőségi távolságot, a lakottságot, azt, hogy melyik fajhoz tartozik, a kijáratok számát, a lakottságra és a fajra utaló jeleket (nyom, ürülék, latrina, szag, zsákmánymaradvány | BANG és DAHLSTRÖM 2006), valamint a vegetációt (kotorékbecslés jegyzőkönyv: M8. melléklet). Azokat a kotorékokat határoztuk meg valamelyik ragadozó által lakottnak, melyek kijárata tiszta volt és a következő közvetett jelek valamelyike jelen volt a kotoréknál. Borz esetében: borznyom, latrina, latrina ürülékkel, „teknő” alakúra kijárt talaj, lágyszárúakból álló alomanyag, a borz táplálékszerzésére utaló „gödröcskék”, borzszőr (NEAL és CHEESEMAN 1996, HELTAI és SZEMETHY 2010). Róka esetében: rókanyom, rókaürülék, legyezőszerűen kikapart talaj, kotorékból áradó szúrós szag, rókaszőr (HELTAI és SZEMETHY 2010). A felmérés során 16 kotorékot tártunk fel. A vizsgálat megbízhatóságának növelése érdekében 2012. január 17-én, 23-án, 27-én, 30-án és február 2-án újabb kotorékokat kerestünk a területen. Ennek során a fő élőhelytípusok mindegyikét megmintáztuk és a megtalált kotorékok paramétereit a 2011-es vizsgálatnál ismertetett módon rögzítettük. A korábbi felmérés során talált kotorékok lakottságát újra ellenőriztük. A kotorékok pontos helyét Garmin Etrex 20-as GPS-en rögzítettük. A 2012-es adatgyűjtés során 39 új kotorékot tártunk fel. Ez alapján összesen 55 kotorék pontos elhelyezkedése volt ismert a területen (M15. melléklet), melyből a borz esetében 13-at, a róka esetében 18-at tekintettünk biztosan lakottnak. Mindkét fajra utaló jelet összesen 2 kotoréknál találtunk, melyeket a két ragadozó hosszú távon bizonytalan közös kotorékhasználata következtében kizártam az elemzésekből (GOSZCZYŃSKI és WÓJTOWICZ 2001, KOWALCZYK et al. 2008). A két kotorékbecslési időszak alatt összesen a vizsgálati terület 40%-át mintáztuk meg (6. táblázat). A terepi adatgyűjtés során koordinátarendszerként az Egységes Országos Vetületi rendszert (HD72/EOV, EPSG kód: 23700) alkalmaztuk.

**6. táblázat: A szobi vizsgálati területen végzett kitorékbecslés mintavételi arányai**

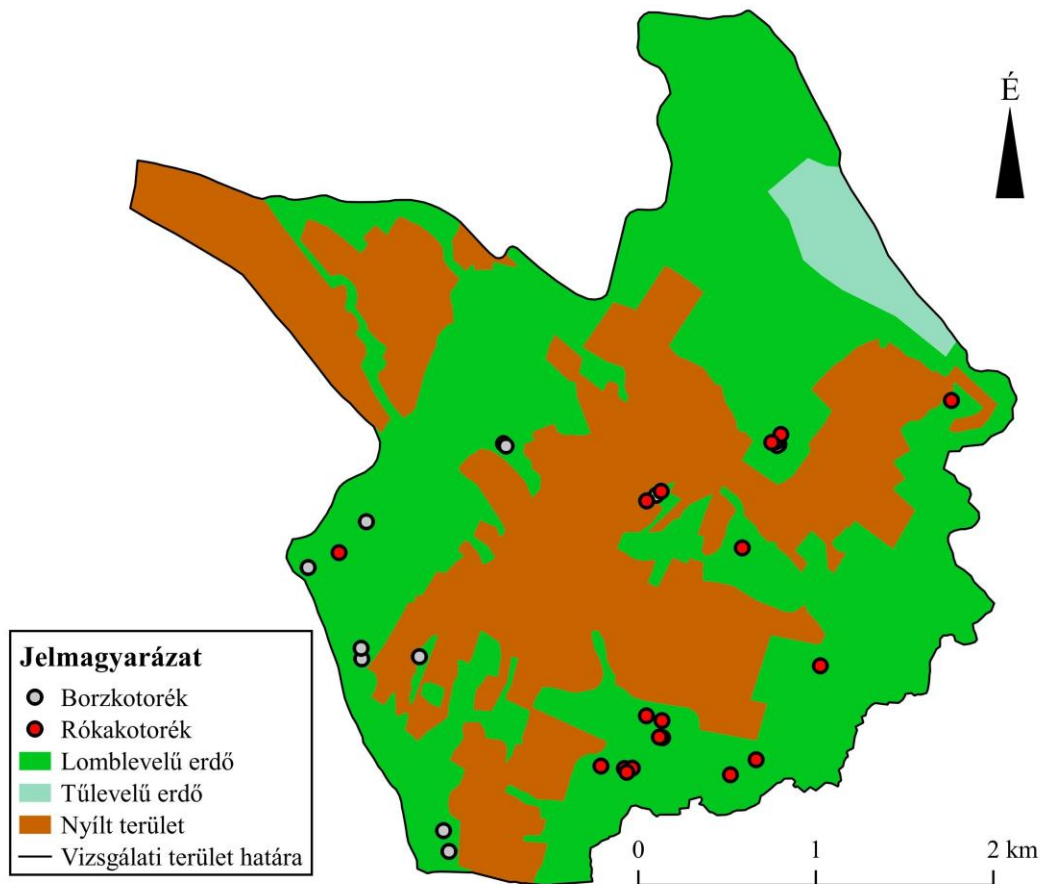
Vegetáció	Terület (hektár)	Terület (%)	Mintaterület					
			2011		2012		Összesen	
			hektár	%	hektár	%	hektár	%
Lomblevelű erdő	646	51,4	78	12,0	219	33,9	297	45,9
Tülevelű erdő	42	3,4	3	7,8	4	9,5	7	17,3
Nyílt terület	569	45,2	184	32,3	15	2,6	199	35,0
Összesen	1257	100,0	265	21,1	238	18,9	503	40,0

### 3.2.3. A kitorékhely-preferencia vizsgálata a vegetáció és egyes talajtani jellemzők alapján

A kitorékhely-preferencia kiszámításához a vizsgálati területet (a preferencia értékek nagyobb megbízhatósága érdekében) három különböző vegetáció kategóriára (lomblevelű erdő, tülevelű erdő, nyílt terület) osztottam fel (2. ábra). A kategóriák területét a Corine Land Cover 50 (továbbiakban: CLC50) felszínborítási adatbázis fedvénye adta (BOSSARD et al. 2000, MARI és MATTÁNYI 2002). A fedvény tipizálása Google Earth-ben történt. Az élőhelytípusok területét ArcGIS 9.3. verziójú térinformatikai rendszerrel adtam meg. A preferencia számításához kizárólag - a lakatlan kitorékokhoz képest fajszerint biztosabb alapadatokat szolgáltató - lakott kitorékokat használtam fel. Mindkét faj esetében a vegetációtípusok közötti válogatást Fisher-féle egzakt próbával ellenőriztem (FISHER 1922). Ezt követően a preferencia, illetve elkerülés szignifikanciáját élőhely-kategóriánként Bonferroni Z-teszttel vizsgáltam (BYERS et al. 1984). Bonferroni Z-tesztet a jelen elemzésben és a továbbiak során is abban az esetben alkalmaztam, ha a Fisher-féle egzakt teszt szignifikáns különbséget mutatott. A preferencia számszerűsítését Jacobs-indexszel végeztem (JACOBS 1974). A két ragadozó kitorékainak élőhelytípusonkénti eloszlását Fisher-féle egzakt próbával hasonlítottam össze. A statisztikai számításokat a Microsoft Excel 2016 táblázatkezelő programmal és az R számítógépes statisztikai programmal végeztem.

A genetikai talajtípusok és a talaj hidrológiai kategóriáinak erdőterületen található alapadatait a területileg illetékes erdészet bocsátotta rendelkezésemre. A nyílt területek talajtípusáról és hidrológiai viszonyairól nem rendelkezem elég információval, ezért a vizsgálat során az erdőterületek adták a kínálati oldalt, ennek megfelelően a használati oldal kizárólag az erdőterületen található lakott kitorékokból állt (borz: 13 kitorék, róka: 17 kitorék). Az erdészeti adatok alapján genetikai talajtípusból összesen kilenc fordult elő az erdőterületen, melyeket a statisztikai értékelés megbízhatóságának növelése érdekében három nagyobb kategóriába

vontam össze (barna erdőtalajok, közethatású erdőtalajok, réti talajok). Hidrológiai kategóriából az erdészeti üzemtervek szerint három található meg a vizsgált erdőterületen, ezek a többletvízhatástól független, a változó vízellátású és az állandó vízhatású kategóriák. A két ragadozó genetikai talajtípus és talajhidrológia szerinti válogatását Fisher-féle egzakt próbával vizsgáltam (FISHER 1922). A preferencia számszerűsítésére Jacobs-indexet alkalmaztam (JACOBS 1974). A két ragadozó koterékainak élőhelyi eloszlását Fisher-féle egzakt próbával hasonlítottam össze.

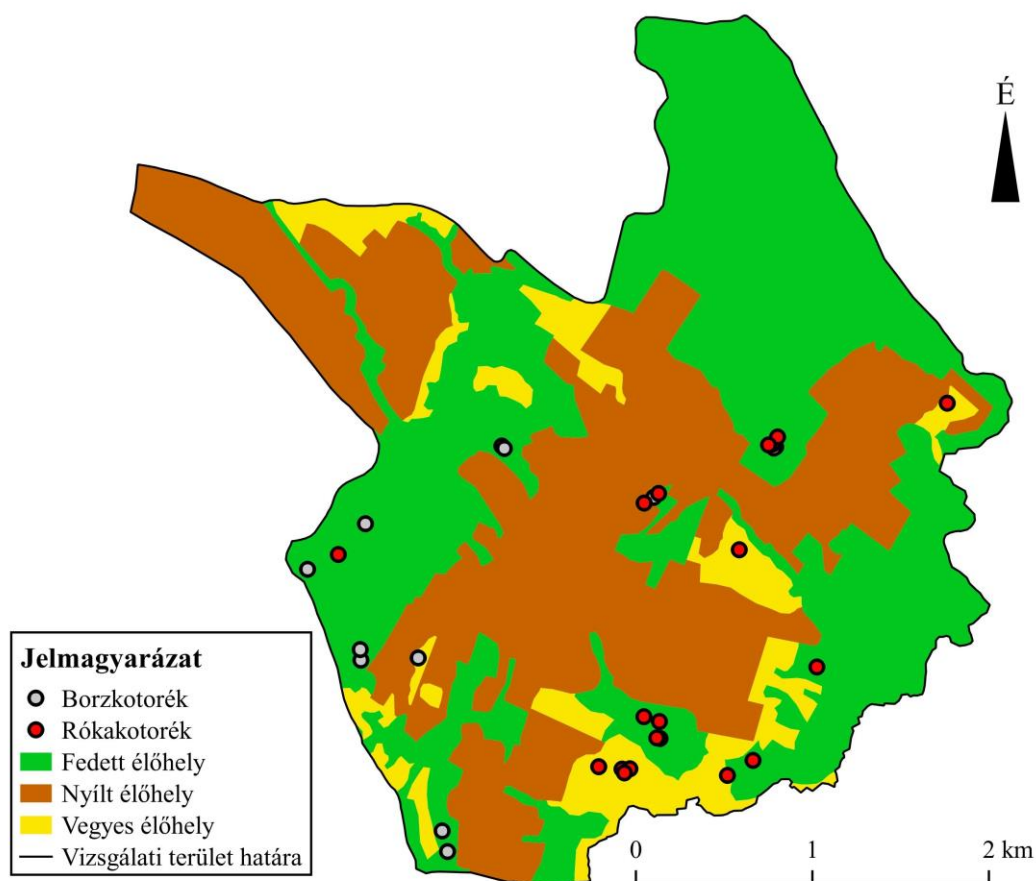


2. ábra: A lakott koterékok és a vegetációtípusok elhelyezkedése a szobi vizsgálati területen

### 3.2.4. A koterékhely-preferencia elemzése az ökológiai élőhelykategóriák alapján

Az élőhelykategóriák területét ennél a feldolgozásnál is a CLC50 felszínborítási adatbázis fedvénye adta. A kínálati oldal pontos meghatározása érdekében a CLC50 fedvénye több esetben módosításra került, mert kategóriái nem egyeztek meg a feldolgozás során alkalmazott vegetáció kategóriákkal. Például, ha egy látszólag egybefüggő, azonban erdőrendezési szempontból több erdőrészletet magába foglaló lomblevelű erdő fele tarvágással kitermelésre került, akkor ezt a

felújuló erdőterületet a vizsgálat az ökológiai funkció eltérése miatt más élőhelykategóriába sorolta, mint a meghagyott idősebb faállományt. A CLC50 azonban nem részletezi az ilyen típusú különbséget. A fedvény módosítása az ArcGIS 9.3. verziójú térinformatikai rendszerrel történt, ezáltal a módosított fedvény részei topológiailag pontosan illeszkednek egymáshoz. Ezt a lépést a vizsgálati terület három élőhelykategóriába (fedett, nyílt, vegyes) való tipizálása követte. A fedett kategóriába kizárólag azok az erdőterületek kerültek, amelyek zárt lombkoronaszinttel rendelkeztek. A nyílt kategóriába a mezőgazdasági művelés alatt álló területrészek, valamint a rét és parlag területek kerültek. A vegyes kategóriába a cserjések és a fiatal faállományok (újulat/csemetés és fiatalos fejlődési szakaszok) lettek besorolva (3. ábra). A tipizálást követően az élőhelypreferencia kiszámítása Fisher-féle egzakt próbával (FISHER 1922), Bonferroni Z-teszttel (BYERS et al. 1984) és Jacobs-indexszel történt (JACOBS 1974). A két ragadozó kitorékainak élőhelytípusonkénti eloszlását Fisher-féle egzakt próbával hasonlítottam össze. A vizsgálatban kizárólag a lakott kitorékok szerepeltek. A statisztikai számításokat a Microsoft Excel 2016 táblázatkezelő programmal és az R számítógépes statisztikai programmal végeztem.

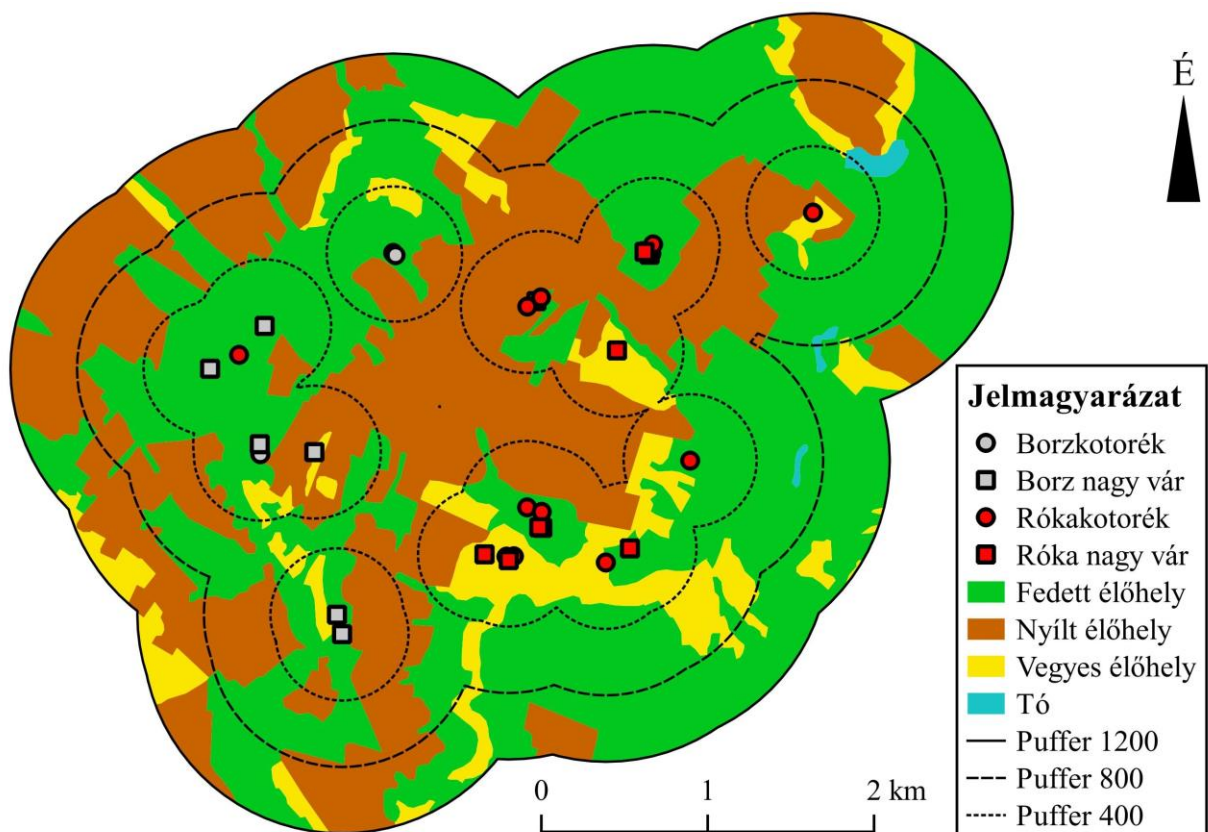


**3. ábra: A lakott kitorékok és az ökológiai élőhelykategóriák a szobi vizsgálati területen**



### 3.2.5. A kotorékok környezetének puffer módszerrel történő elemzése

A fent ismertetett vizsgálatok az élőhely kínálati oldalának a teljes vizsgálati terület élőhelyi forrásait tekintették. Ettől eltérően a puffer módszer a kotorékok környezetében vizsgálja az élőhelyi arányok alakulását. Az ArcGIS 9.3. verziójú térinformatikai programmal fajonként a lakott kotorékok (borz:  $n = 13$ , róka:  $n = 18$ ), majd a mintaszám szűkítésével a legalább három kijáráttal rendelkező lakott nagy várak köré (borz:  $n = 9$ , róka:  $n = 7$  | NEAL és CHEESEMAN 1996, HELTAI 2010) egy 1200 ( $\approx 450$  ha), egy 800 ( $\approx 200$  ha) és egy 400 méter sugarú ( $\approx 50$  ha) kör alakú puffert vettem fel (4. ábra). Az egyes pufferkörök területe megegyezett a két faj kontinentális égöv alatt mért mozgáskörzetével (WEBER és MEIA 1996, TUYTTENS et al. 2000, KOWALCZYK et al. 2003, KOWALCZYK et al. 2006). A pufferkörökön belül az ökológiai élőhelykategóriák (fedett, nyílt, vegyes) területe a módosított CLC50 fedvény alapján került meghatározásra.



4. ábra: Az ökológiai élőhelykategóriák pufferkörökön belüli elhelyezkedése a szobi vizsgálati területen

Az élőhelykategóriák átlagos területi arányát fajonként a puffereken belül egymáshoz (pl. borzkotorékok 1200 méter sugarú környezetében a fedett, a nyílt és a vegyes élőhely területi

aránya), és a pufferek között önmagukhoz képest is összehasonlítottam (pl. borzkotorékok 1200, 800 és 400 méter sugarú környezetében a fedett élőhely aránya). Statisztikai próbaként ismételt méréses varianciaanalízist Tukey-Kramer post hoc próbával és Friedman-tesztet Dunn-féle post hoc próbával alkalmaztam (REICZIGEL et al. 2010). Az adatsorok normál eloszlását Kolmogorov-Smirnov teszttel, szórásaik azonosságát pedig Bartlett-teszttel ellenőriztem (REICZIGEL et al. 2010). A két ragadozó kotorékai körül található élőhelykategóriák területi arányát kétmintás t-próbával, Welch-próbával, illetve Mann-Whitney U-teszttel hasonlítottam össze (RUXTON 2006, HOLMALA és KAUHALA 2009). A számításokat a GraphPad InStat 3 számítógépes statisztikai programban végeztem el.

A 400 méter sugarú pufferkörön belül kiegészítő vizsgálat keretében kisemlős lyuksűrűség becslést végeztünk, melynek terepi kivitelezése 2012. február 25-én, 26-án, valamint március 2-án, 3-án és 4-én történt meg. Ennek során a kisemlős lyukak a legalább három kijáráttal rendelkező lakott nagy váraktól kiindulva észak, dél, kelet és nyugat irányban két-két 400 méter hosszúságú vonalon, vonalanként 2 méter szélességben kerültek felvételezésre. A két vonal egymástól megközelítőleg 5 méter távolságban párhuzamosan futott, hogy a két becslő ugyanazt a lyukat kétszer ne jegyezhesse fel. A vonalon való pontos haladás érdekében Garmin Etrex 20 típusú GPS-t használtunk. Kizárólag azok a lyukak kerültek jegyzőkönyvbe (M9. melléklet), amelyek átmérője 2 és 4 centiméter közötti tartományba esett, valamint a talajfelszínnel 90°-nál kisebb szöget bezáró és legalább 5 centiméter mély járáttal indultak (VÁCZI és ALTBÄCKER 2005, REICHHOLF 2006, M5. melléklet). Az adatok feldolgozása Microsoft Excel 2016 táblázatkezelő programban történt. A két ragadozó lakott nagy várainak környezetében kimutatott kisemlős lyuksűrűséget Mann-Whitney U-teszttel hasonlítottam össze. A 400 méter sugarú pufferen belül a lakott nagy várak esetében teszteltem az ökológiai élőhelykategóriák aránya és a kisemlős lyuksűrűség közötti kapcsolatot, melyhez Pearson-féle korrelációt és Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztam (REICZIGEL et al. 2010). A számításokat a GraphPad InStat 3 statisztikai programban futtattam le.

### **3.3. A valkói vizsgálati területen végzett adatgyűjtés és adatfeldolgozás**

#### **3.3.1. A vizsgálati terület kijelölése és részletes bemutatása**

A valkói vizsgálat során alapvetően a szobi vizsgálati területen kapott eredmények általánosíthatóságát tanulmányoztam, valamint további, főként talajtani tényezők vizsgálatával bővítettem a kutatást. A megfelelő mennyiségű alapadat biztosítása érdekében olyan területre

volt szükség, amely jól dokumentált vegetációs és talajtani adatsorokkal bír. Így esett a választás a Pilisi Parkerdő Zrt. Valkói Erdészete által kezelt, 3728 hektár kiterjedésű, egybefüggő erdőterületre, amely megközelítőleg Gödöllő, Valkó, Isaszeg települések és az M3 autópálya között helyezkedik el. A terület pontos kijelölése során alapvető fontosságú volt, hogy annak határait jól látható és felismerhető tereptárgyak, vagy vegetációs „törésvonalak” alkossák. Ez alapján az északi határvonalat egy nagyfeszültségű távvezeték, a délit az Isaszeg és Valkó között húzódó nagyobb forgalmú földút, a keletit és nyugatit pedig maga az egybefüggő erdőterület széle jelentette. A vizsgálati terület kijelölését a Google Earth Pro (verzió: 7.3.0.3832) szoftverrel végeztem. A magas erdősültséggel (96%) jellemezhető terület erdőállományát túlnyomó részt (89%) lombos fafajok alkotják, melyek közül a fehér akác (24%) rendelkezik a legnagyobb területi aránnyal. Jelentős állományalkotó fafajok továbbá a csertölgy (19%) és a kocsányos tölgy (19%), valamint a tűlevelűek közül az erdei fenyő (10%). A vizsgálati terület mindössze 4%-át kitevő nyílt élőhelytípust elsősorban vadlegelőként és vadföldként hasznosítják. Talaj szempontjából a terület egy kelet-nyugat irányú, mondhatni „felezővonallal” két, szinte egyenlő részre osztott. Északon a homoknál kötöttebb fizikai féleségű talajok (túlnyomórészt vályog) az uralkodók, míg a déli részen a homoktalajok dominálnak (6. ábra). Ezzel összefüggésben a terület 75%-át jelentő barnaföld genetikai talajtípus kötöttebb változatai főként az északi részen található meg. A rozsdabarna erdőtalaj - mint homokon képződő barnaföld változat (STEFANOVITS et al. 2010) - és a vázталajok közé tartozó humuszos homoktalaj (23%) pedig inkább a déli területrészeire koncentrálódik. Domborzat szempontjából északon tagoltabb, lankásabb a terep, míg délen síkabb viszonyokat találunk. A terület vadgazdálkodási szempontból nagyvadas jellegű. Leggyakoribb csülkös vadfajok a gímszarvas, a vaddisznó és az őz, mellettük a muflon és a dámszarvas (*Dama dama*) állomány is jelentős. Az apróvad mennyisége alacsony. Az aranyakác az Országos Vadgazdálkodási Adattár vadállomány becslési és teríték adatai alapján az elmúlt tíz évben nem tekinthető gyakori ragadozófajnak a területen, jelenléte eseti.

### 3.3.2. A katorékkeresés módszere

A terepi adatgyűjtés 2016. március közepétől április elejéig 10 nap, illetve 2017. márciusában 5 nap alatt történt. A vizsgálat módszereként rugalmas sávós becslést alkalmaztunk (HELTAI és SZEMETHY 2010). Az észak-dél tájolású becselővonalak darabszáma 2016-ban 20, míg 2017-ben 18 volt, melyekkel összességében a vizsgálati terület 21%-át mintáztuk meg

(7. táblázat). A becslővonalak távolsága mindkét évben 500 méter volt. A második évi vonalak az első évben bejárt vonalak között, pontosan féltávnál (250 méter) kerültek kijelölésre. A becslővonalak kijelölését a Garmin BaseCamp 4.6.2 terepi útvonaltervező és kezelő programmal végeztem, koordinátarendszerként az Egységes Országos Vetületi rendszert alkalmaztam. A 2017-es felmérés során az egy évvel korábban feltárt kotorékok lakottságát is ellenőriztük. A kotorékok pontos elhelyezkedését Garmin Etrex 20, illetve Garmin GPSmap 62 típusú terepi GPS-el rögzítettük. Jegyzőkönyvbe került a kotorék lakottsága, valamint az, hogy melyik ragadozó fajhoz tartozik. A határozást közvetett jelek (lábnyom, ürülék, latrina, szag, stb.) alapján végeztük (BANG és DAHLSTRÖM 2006, HELTAI és SZEMETHY 2010). A kotorékok elkülönítése ezen a vizsgálati területen is a 3.2.2. alfejezetben ismertetett módon történt. A két kotorékbecslési időszak alatt összesen 81 kotorékokot találtunk (M16. melléklet), melyek közül 2017 tavaszán 14 borz- és 14 rókakotorék volt lakott. Mindkét fajra utaló jelet összesen 2 kotoréknál jegyeztünk fel, az elemzésekből ezeket a kotorékokat kizártam.

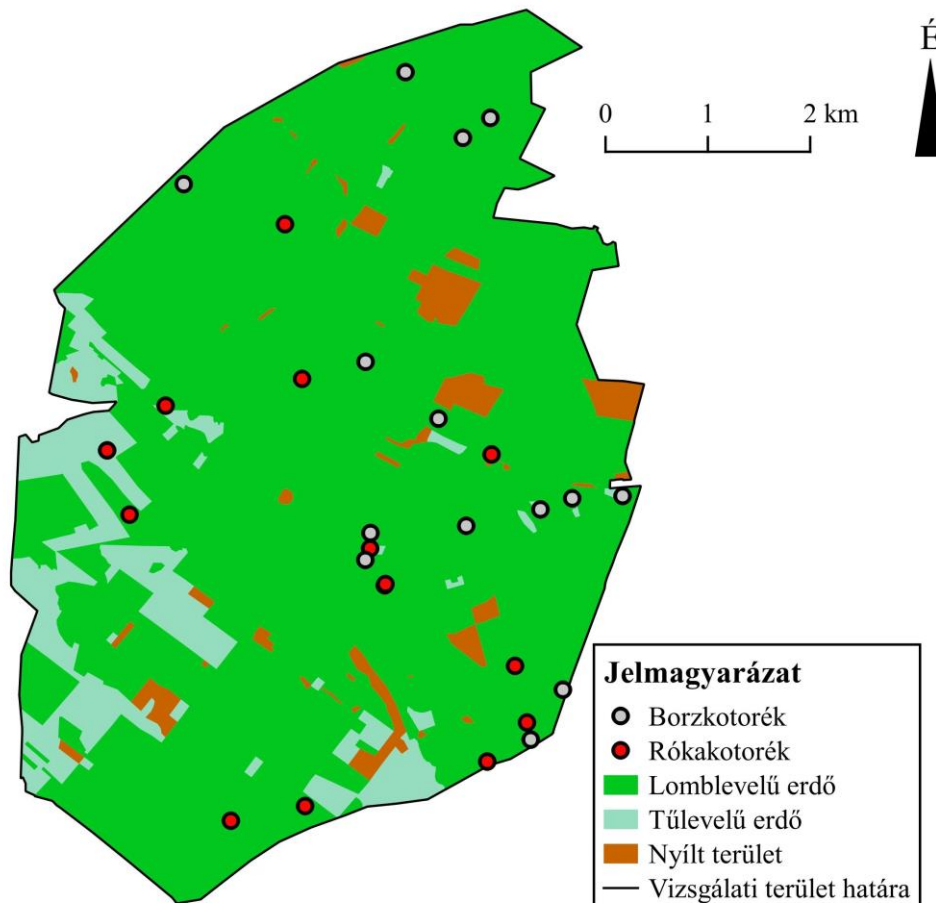
**7. táblázat: A valkói vizsgálati területen végzett kotorékbecslés mintavételi arányai**

Vegetáció	Terület (hektár)	Terület (%)	Mintaterület					
			2016		2017		Összesen	
			hektár	%	hektár	%	hektár	%
Lomblevelű erdő	3203	85,9	388	12,1	265	8,3	653	20,4
Tülevelű erdő	379	10,2	34	8,9	25	6,6	59	15,5
Nyílt terület	146	3,9	58	39,6	24	16,8	82	56,4
Összesen	3728	100,0	479	12,8	314	8,4	793	21,3

### 3.3.3. A kotorékhely-preferencia vizsgálata a vegetáció és egyes talajtani jellemzők alapján

A kotorékhely-preferencia meghatározásának első lépéseként a Quantum GIS 2.18.2 verziójú szoftverrel (továbbiakban: QGIS) erdőrézszletszintű térinformatikai alapadatbázist készítettem. Ennek alapját a Magyarországi Erdészeti Webtérkép, a Corine Land Cover 12 (továbbiakban: CLC12) felszínborítási adatbázis fedvénye, valamint az erdészeti üzemtervekből nyert adatok jelentették. Az alapadatbázis kialakítása során először a vizsgálati terület pontos kijelölését ellenőriztem, melyhez a CLC12 fedvényét metszettem a Google Earth Pro szoftverrel kijelölt vizsgálati területtel. Ennek eredményeként megkaptam a vizsgálati terület CLC12 kategóriákon alapuló fedvényét. Következő lépésben a CLC12 kategóriák összevonásával kialakítottam a vizsgálati terület alapfedvényét („vakfedvény”). Ezután georeferáltam a

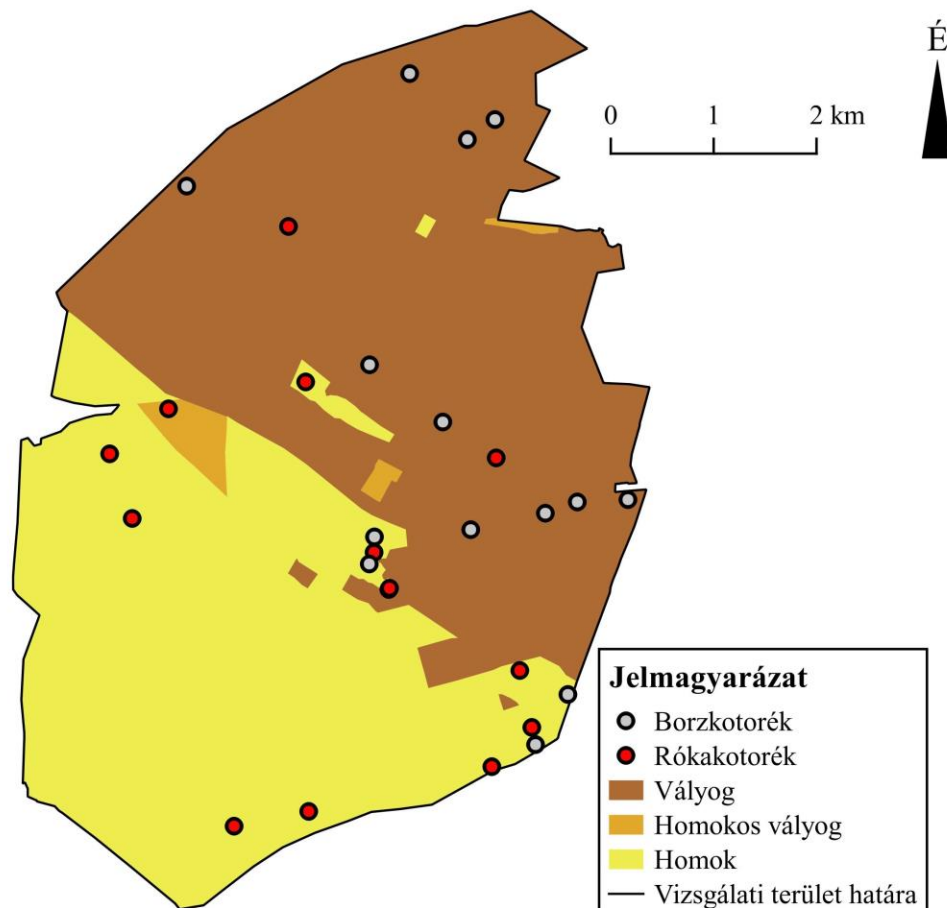
Magyarországi Erdészeti Webtérképből nyert műholdfelvétel alapú, erdőrészlatszintű képet, majd digitalizáltam azt. A műveletet követően az erdőrészlatszintű alapadatbázis kialakításának utolsó lépéseként feltöltöttem az attribútum táblát az erdészeti üzemtervből nyert és a terepi tapasztalatok alapján szükség esetén aktualizált adatokkal (vegetáció, különböző talajparaméterek). A kotorékhely-preferencia elemzésének második lépéseként a vizsgálati területet három különböző vegetáció kategóriára (lomblevelű erdő, tűlevelű erdő, nyílt terület) osztottam (5. ábra). A preferencia számításához kizárólag a lakott kotorékokat használtam fel. Mindkét faj esetében a vegetációtípusok közötti válogatást az R statisztikai programban Fisher-féle egzakt próbával ellenőriztem (FISHER 1922). A preferencia számszerűsítésére Jacobs-indexet alkalmaztam (JACOBS 1974). A két ragadozó kotorékainak eloszlását Fisher-féle egzakt próbával hasonlítottam össze.



**5. ábra: A lakott kotorékok és a vegetációtípusok elhelyezkedése a valkói vizsgálati területen**

A vizsgált talajparaméterek mennyisége a szobi kutatáshoz képest bővítésre került. Így a genetikai talajtípus és a talajhidrológia mellett a termőréteg mélységének, valamint a vizsgálati területet szinte kettéosztó fizikai talajféleségnek (6. ábra) is elemzésre került a kotorékhely-

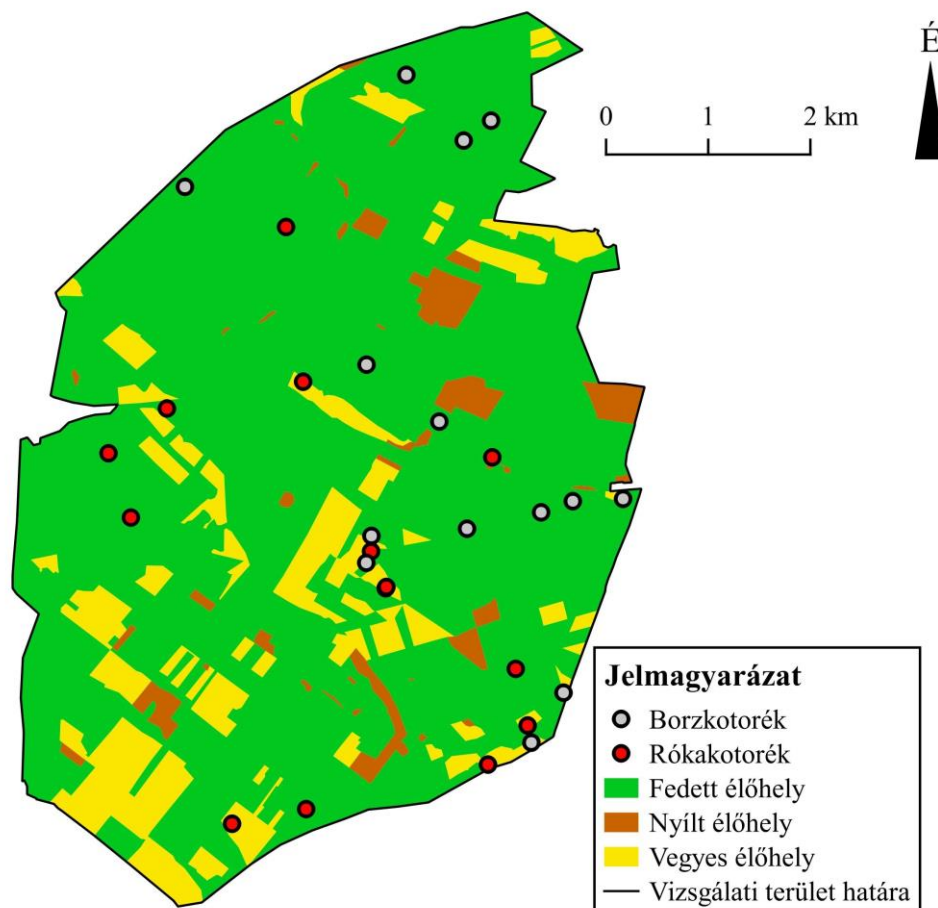
választásban betöltött szerepe. Az erdészeti adatok alapján genetikai talajtípusból hat fordult elő a területen, melyeket három kategóriába vontam össze (barna erdőtalajok, vázталajok, egyéb talajok). A fizikai talajféleséget tekintve a vályog, a homokos vályog és a homok alkotta a kínálati oldalt. A homokos vályog alacsony területi aránnyal rendelkezett ( $\approx 2\%$ ), ezért az elemzésekhez két kategóriát alakítottam ki (homoknál kötöttebb, homok). A termőréteg vastagság szempontjából három kategória jellemezte a vizsgálati területet, melyek a sekély (40-60 cm), a közepes mélységű (60-90 cm) és a mély (90-140 cm). A talaj hidrológiai viszonyait tekintve a kínálati oldalt kizárólag a többletvízhatástól független kategória képezte, ebből adódóan a válogatás vizsgálata nem volt elvégezhető. A genetikai talajtípus, a fizikai talajféleség és a termőréteg vastagság szempontjából a válogatást mindkét faj esetében Fisher-féle egzakt próbával ellenőriztem, melyhez kizárólag a lakott kotorékokat vettem figyelembe. A preferencia értékeket Jacobs-indexszel fejeztem ki (JACOBS 1974). A borz és a róka kotorékainak eloszlását Fisher-féle egzakt próbával vettem össze (FISHER 1922).



**6. ábra: A lakott kotorékok és a fizikai talajféleség-kategóriák elhelyezkedése a valkói vizsgálati területen**

### 3.3.4. A kotorék hely-preferencia elemzése az ökológiai élőhelykategóriák alapján

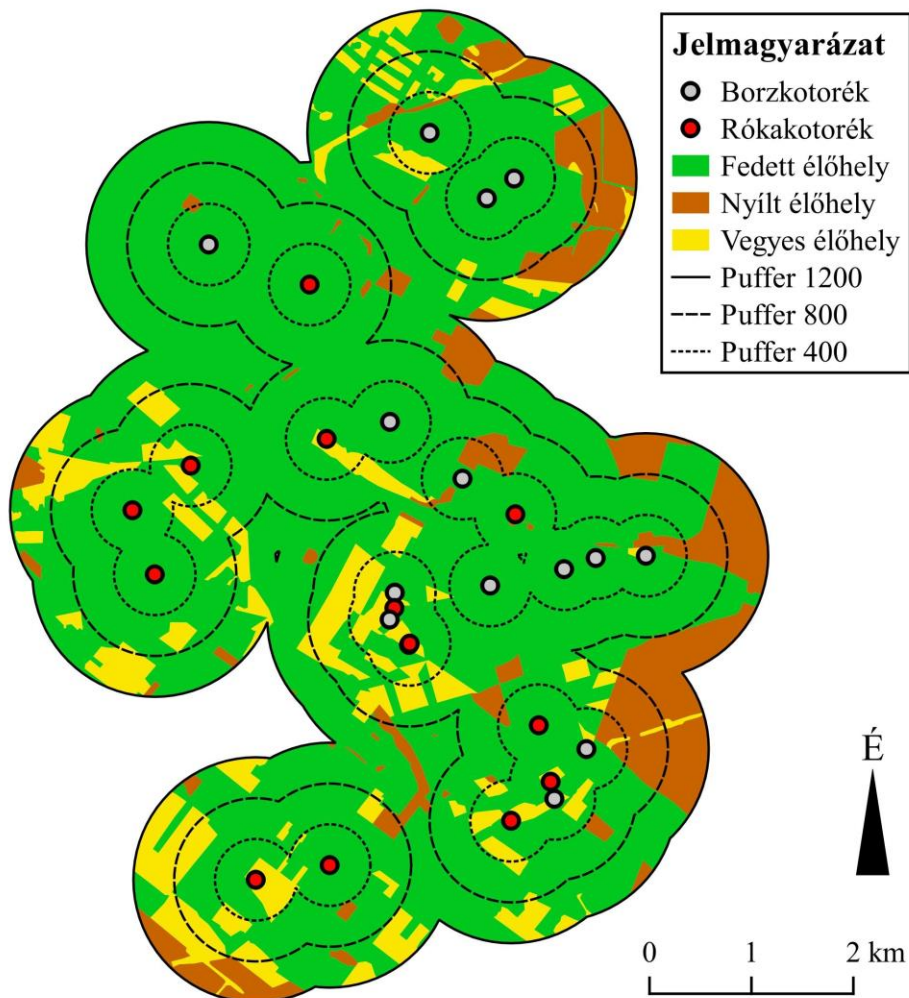
A szobi vizsgálat esetében ismertett ökológiai élőhelykategóriák (fedett, nyílt, vegyes) meghatározása, vagyis az egyes erdőrészek, illetve esetenként az azokon belüli kisebb terület egységek tipizálása az erdőrészlet szintű alapadatbázis készítésekor megtörtént (lásd: 3.3.3. alfejezet), így a további munkához fedvénymódosítás nem volt szükséges. Az ökológiai élőhelykategóriák térinformatikai ábrázolása (7. ábra) és területi arányainak meghatározása után a két ragadozó válogatásának statisztikai teszteléséhez Fisher-féle egzakt próbát alkalmaztam (FISHER 1922). A preferencia értékeket Jacobs-indexszel adtam meg (JACOBS 1974). A két faj kotorékainak eloszlását Fisher-féle egzakt próbával hasonlítottam össze.



7. ábra: A lakott kotorékok és az ökológiai élőhelykategóriák elhelyezkedése a valkói vizsgálati területen

### 3.3.5. A kotorékok környezetének puffer módszerrel történő elemzése

A puffer módszer során a szobi vizsgálattól eltérően a lakott kotorékok környezetének elemzését külön a lakott nagy várakra bontva, azok alacsony mintaszáma miatt (borz:  $n = 3$ , róka:  $n = 1$ ) nem tartottam megalapozottnak. Az elemzés során a pufferköröket a lakott kotorékok (borz:  $n = 14$ , róka:  $n = 14$ ) körül a 3.2.5. alfejezetben ismertetett módon, QGIS térinformatikai programmal jelöltem ki. A pufferkörökön belül az ökológiai élőhelykategóriák (fedett, nyílt, vegyes) területe elsősorban az erdőrészszelet szintű térinformatikai alapadatbázis szerint került kijelölésre. A pufferkörök azon részeit, melyek az alapadatbázis fedvénnyel nem voltak átfedésben a Magyarországi Erdészeti Webtérkép alapján tipizáltam (8. ábra).



**8. ábra:** Az ökológiai élőhelykategóriák pufferkörökön belüli elhelyezkedése a valkói vizsgálati területen

Az élőhelykategóriák átlagos területi arányát (HOLMALA és KAUALA 2009) fajonként a puffereken belül egymáshoz, és a pufferek között önmagukhoz képest is összehasonlítottam.



Statisztikai próbaként ismételt méréses varianciaanalízist Tukey-Kramer post hoc próbával és Friedman-tesztet Dunn-féle post hoc próbával alkalmaztam (REICZIGEL et al. 2010). Az adatsorok normál eloszlását Kolmogorov-Smirnov tesztel, szórásaik azonosságát pedig Bartlett-teszttel ellenőriztem (REICZIGEL et al. 2010). A két ragadozó kotorékai körüli élőhelyszerkezetet a GraphPad InStat 3 számítógépes statisztikai programban kétmintás t-próbával, illetve Mann-Whitney U-teszttel hasonlítottam össze (REICZIGEL et al. 2010). Ezt követően a szobi vizsgálat során a lakott kotorékok környezetében mért arányokkal is összevettem a valkói adatokat. A statisztikai értékelés során kétmintás t-próbát és Mann-Whitney U-tesztet alkalmaztam (RUXTON 2006, REICZIGEL et al. 2010).

A 400 méter sugarú pufferen belül további elemzéseket végeztem. A lakott kotorékok környezetében meghatároztam a fizikai talajféleség arányát (homoknál kötöttebb, homok | M12. melléklet), melynek alapját az erdőrészlatszintű adatbázis és a Magyar Tudományos Akadémia, Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézetének 1:100000 méretarányú agrotopográfiai adatbázisa (továbbiakban: agrotopográfiai adatbázis) képezte. A borz- és a rókakotorékok 400 méter sugarú környezetében a fizikai talajféleség-kategóriák arányát fajon belül Wilcoxon-próbával, fajok között Mann-Whitney U-teszttel hasonlítottam össze (REICZIGEL et al. 2010).

A kisemlős lyuksűrűség becslést a lakott nagy várák alacsony elemszáma miatt az összes lakott kotorék esetében elvégeztük. Az alkalmazott módszer teljes mértékben megegyezett a 3.2.5. alfejezetben ismertetettel. A terepi adatgyűjtés 2017. április végétől június elejéig tartott, összességében 12 napot vett igénybe. A kisemlős lyuksűrűség mérésével egyidőben a becslést végző párok kiegészítő vizsgálat keretében a lakott kotorékok környezetének földigiliszta egyedsűrűségét és biomasszáját is megmérték. A vizsgálat során kizárólag a földigiliszta-félék (*Lumbricidae*) kerültek feljegyzésre (KARACA 2011), részletes, fajsztintű határozás nem történt. A mintavételt száraz technikával végeztük (BIRKÁS 2006), melynek során egy 50 x 50 cm-es négyzetben, 15 cm mélységig (egy ásonyom) emeltük ki a talajt, melyet fóliára helyeztünk és porhanyítottunk, eközben megszámoltuk a földigiliszta egyedeket (M7. melléklet), melyek mintánkénti össztömegét gramm pontosságú rugós erőmérővel mértük meg. A 15 cm-es mintavételi mélység nagyságrendileg megegyezik a borz táplálékszerzésére utaló „gödöröcskék” mélységével, vagyis azzal a mélységtartománnyal, melyben táplálkozása során jobbra a gerinctelen prédafajokat keresi (NEAL és CHEESEMAN 1996). Térben a mintavétel úgy került megtervezésre, hogy az a kisemlős lyuksűrűség becslés módszerével összevonható legyen. Ez alapján a kotorékoktól észak, dél, kelet és nyugat irányban kiindulva 100 és 300 méter távolságban vettünk mintát (gerinctelen sűrűség becslés jegyzőkönyv: M11. melléklet), ami

kotorékonként 8, a 28 lakott kotorék esetében pedig összesen 224 mintát jelent. Az adatfeldolgozás során a borz- és a rókakotorékok környezetének átlagos földigiliszta egyedsűrűségét ezer db/hektár, a biomasszát kg/hektár mértékegységben adtam meg. A két ragadozó kotorékaihoz tartozó értékeket Mann-Whitney U-teszttel hasonlítottam össze (REICZIGEL et al. 2010).

A szobi vizsgálathoz hasonlóan a 400 méter sugarú pufferen belül teszteltem az ökológiai élőhelykategóriák és a fizikai talajféleség-kategóriák területi arányának kapcsolatát a kisemlős lyuksűrűséggel, valamint a földigiliszta-félék egyedsűrűségével és biomasszájával. Statisztikai próbaként Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztam (REICZIGEL et al. 2010). A számításokat a GraphPad InStat 3 statisztikai programban futtattam le.

### **3.4. A kisemlős lyuksűrűség és egyedszám kapcsolatának tesztelése**

A szobi és a valkói vizsgálati területen a kotorékok környezetének kisemlős kínálatát egy közvetett módszerrel, a lyuksűrűség becsléssel határoztuk meg (lásd: 3.2.5. alfejezet). A lyukszámláláson alapuló vizsgálatok, bár általánosan alkalmazottak, módszertanilag szerteágazók, pontosságuk kevésbé ismert (MACKIN-ROGALSKA et al. 1986, LISICKÁ et al. 2007). Az általunk alkalmazott módszer - szemben az irodalmi áttekintés során ismertetett vizsgálatokkal - alacsony számú munkaszakaszból áll és kevés eszközt igényel, ezáltal nagy területek megmintázására alkalmas. Kapcsolatát a kisemlősök, pontosabban az egér- és pocokfajok egyedszámával azonban nem ismertük, ezért erre külön esettanulmányt végeztünk. A kotorékok egymástól való nagy távolsága miatt, azok környezetében a kisemlős csapdázás mindenképpen több embert, valamint jóval nagyobb munka és anyagi ráfordítást igényelt volna. Ennek következtében méréseinket kisebb területeken, a kisemlős faunisztikai vizsgálatokhoz hasonlóan végeztük (LANSZKI 2004, HORVÁTH et al. 2005). Összességében öt mintaterületen folyt kisemlős csapdázás és lyukszámlálás (Szob: két mintaterület, Jászfényszaru: három mintaterület). Egyes mintaterületeken többször is végeztünk mérést, aminek következtében a teljes mintaszám tizenkettő. A kisemlős csapdázás során 17,5 x 8 x 8 cm-es talajra helyezett, üvegajtós élvefogó facsapdákat alkalmaztunk, melyeket egymástól 10 méter távolságban helyeztünk el (LANSZKI 2004, HORVÁTH et al. 2005 | M6. melléklet). Csalétekként szalonnabőrt, almaszeletet és gabona magvakat (őszi búza, tritikálé) használtunk. A kvadrátok kialakítása a mintázandó területhez illeszkedve 4 x 12-es (48 csapda/terület) vagy 7 x 7-es (49 csapda/terület) volt (WILSON és SPIELMAN 1985, YALDEN 1988, LANSZKI 2004,

NÉMETH 2014). A 4 x 12-es kvadrátot olyan mintaterületek esetén alkalmaztuk, ahol a vegetáció jelentős eltérést mutatott a mintaterületen belül (pl. erdővel határos mezőgazdasági terület), így egyaránt 24-24 csapda kerülhetett a két élőhelyre. A klasszikus 7 x 7-es csapdakvadrátot a homogén vegetációval (pl. kizárólag erdő vagy gyep) rendelkező mintaterületeken alkalmaztuk (WILSON és SPIELMAN 1985, YALDEN 1988). A csapdázás időtartama nyolc esetben négy nap, négy esetben pedig öt nap volt (LANSZKI 2004, HORVÁTH et al. 2006). A megfogott egyedek jelölésére uniform módon a bal hátsó végtag combtájékán lévő szőrzet eltávolítását alkalmaztuk. A kisemlős biomassa kiszámításához minden egyed tömegét gramm pontosságú rugós erőmérővel adtuk meg (M10. melléklet). A csapdák ellenőrzése naponta kétszer, 6 és 18 órai kezdéssel történt. A kisemlős lyuksűrűség felmérése sávos becsléssel és a 3.2.5. alfejezetben ismertetett lyukparaméterek figyelembevételével történt. A 4 x 12-es csapdakvadrátok esetében öt becslősávon (egy sáv hossza = 110 méter), 7 x 7-es kvadrát alkalmazásakor hat darab becslősávon (egy sáv hossza = 60 méter) vételeztük fel a kisemlős lyukakat. A kisemlős lyuksűrűség és az egyedszám, valamint a biomassa kapcsolatának tesztelése során az alap adatokat azonos mértékegységgel adtam meg, így a lyuksűrűséget db/hektárral, az egyedsűrűséget jelöletlen egyed/100 csapdaéjszakával, a biomasszát gramm/100 csapdaéjszakával jellemeztem. A biomassa számítása során kizárólag a jelöletlen egyedek tömegét vettem figyelembe. A statisztikai elemzés során első lépésként az öt és a hat becslővonal átlagos lyuksűrűség értékeit, majd a négy és az öt napos csapdázások alapján kapott egyedsűrűség és biomassa értékeket Mann-Whitney U-teszttel hasonlítottam össze. Az elemzés második lépése során a mérésenkénti adatképek alapján Spearman-féle rangkorrelációval kapcsolatvizsgálatot végeztem (REICZIGEL et al. 2010). Ezt követően a lyuksűrűség és az egyedsűrűség kapcsolatát lyuksűrűség kategóriák szerint vizsgáltam tovább. Meghatároztam a tizenkét mérés átlagos lyuksűrűségét (227 db/hektár), majd erre alapozva átlag feletti és átlag alatti kategóriát alakítottam ki. A két csoport átlagos egyedsűrűség és biomassa értékeit Mann-Whitney U-teszttel hasonlítottam össze. Ugyanezt az értékelést a gyakorlatias kategorizálás érdekében kerek számmal, 200 db/hektár lyuksűrűség alatti és feletti csoportok alapján is elvégeztem, melynek során Welch-próbát alkalmaztam. A statisztikai próbákat a GraphPad InStat 3 számítógépes programmal végeztem. A kategóriák számának növekedésével a kategóriánkénti mintaszám csökken, így tizenkét minta esetén a két csoportnál részletesebb bontást - a statisztikai megbízhatóságot figyelembe véve - nem tartottam célszerűnek (REICZIGEL et al. 2010).

## 4. Eredmények

### 4.1. A két ragadozó magyarországi kitorékhely-választása a vegetáció alapján

Az európai borz kitorékainak eloszlása a vegetációtípusok területi arányából várható értékektől a vizsgálatba vont tizenegy terület közül hét esetében ( $\approx 64\%$ ) a Fisher-féle egzakt teszt alapján kimutathatóan eltért (8. táblázat), amely ezeken a vizsgálati területeken a faj főbb vegetációtípusok szerinti válogatására utal. A hét vizsgálati területen tovább elemezve a borz kitorékhely-preferenciáját, azt a nyílt élőhelyek kifejezett (Jacobs-index:  $\leq -0,93$ ) és statisztikailag igazolható elkerülése jellemzi (8. táblázat). A lomblevelű erdő a hétből hat esetben kimutathatóan preferált élőhely, Jacobs-index értéke magas ( $\geq 0,69$ ). Tülevelű erdő öt vizsgálati területen szerepelt a kínálati oldalon, esetében két preferencia és szintén kettő elkerülés érték tapasztalható, melyeket a Bonferroni Z-teszt statisztikailag igazol.

A vörös róka kitorékainak eloszlása a vegetációtípusok területi arányából várható értékektől a vizsgálatba vont kilenc terület közül négy esetében ( $\approx 44\%$ ) a Fisher-féle egzakt teszt alapján kimutathatóan eltért, amely ezeken a vizsgálati területeken a ragadozó főbb vegetációtípusok szerinti válogatására utal. A róka mind a négy területen kimutathatóan elkerülte a nyílt élőhelyeket (Jacobs-index:  $\leq -0,87$ ). A lomblevelű erdő a négyből négy esetben igazoltan preferált élőhely, Jacobs-index értéke magas ( $\geq 0,87$ ). Tülevelű erdő a négyből három vizsgálati területen szerepelt a kínálati oldalon, kitorékásás szempontjából a róka mindegyik esetben teljes elkerülést mutatott felé (8. táblázat).

A két ragadozó kitorékainak vegetációtípusonkénti eloszlását vizsgálati területenként összehasonlítva a Fisher-féle egzakt teszt a péceli és a debreceni terület esetén mutatott szignifikáns különbséget. Az eloszlásbeli eltérést Bonferroni Z-teszttel részletesebben elemezve, Pécelen a lomblevelű erdő és a tülevelű erdő vegetációtípusokban tapasztalható különbség. A nyílt területen mindkét faj kitorékainak darabszáma nulla volt, így itt a Bonferroni Z-teszt elvégzésére nem volt lehetőség. A debreceni területen mindhárom vegetációtípus esetében szignifikáns különbség volt kimutatható (9. táblázat).

Az országos kitorékhelyválasztás (a tizenegy vizsgálati terület összevont adatai) elemzésének eredményei azt mutatták, hogy mind a borz, mind a róka válogat a főbb vegetációtípusok alapján. Mindkét faj kerüli a nyílt élőhelyeket és preferálja a lomblevelű erdőt. A tülevelű vegetációt a borz kimutathatóan preferálta, míg a róka a területi aránynak megfelelően használta (8. táblázat). A két ragadozó kitorékainak vegetációtípusonkénti

eloszlását összehasonlítva a Chi<sup>2</sup>-próba szignifikáns különbséget mutatott. A Bonferroni Z-teszt mindhárom vegetáció esetében igazolta az eltérést (9. táblázat).

**8. táblázat: A két ragadozó kitorékhely-választása a vegetáció alapján az egyes vizsgálati területeken és országosan**

(Rövidítések: L - lomblevelű erdő, T - tűlevelű erdő, Ny - nyílt terület, n - lakott kitorékok darabszáma, ++ - p < 0,01, +++ - p < 0,001, Z - Bonferroni Z-teszt, J - Jacobs-index, ns - nem szignifikáns, x - nem értelmezhető/adathiány)

Vizsgálati terület	Vegetáció	Borz				Róka			
		n	Fisher / Chi <sup>2</sup>	Z	J	n	Fisher / Chi <sup>2</sup>	Z	J
Szob	L	13		+++	1,00	17		+++	0,88
	T	0	p = 0,015	+++	-1,00	0	p = 0,007	+++	-1,00
	Ny	0		+++	-1,00	1		+++	-0,87
Valkó	L	14		x	1,00	13		x	0,36
	T	0	p = 0,482	x	-1,00	1	p > 0,999	x	-0,19
	Ny	0		x	-1,00	0		x	-1,00
Pécel	L	15		+++	0,69	7		+++	1,00
	T	12	p < 0,001	++	0,72	0	p = 0,005	+++	-1,00
	Ny	0		+++	-1,00	0		+++	-1,00
Veszprém	L	12		x	-0,21	41		x	0,03
	T	6	p = 0,307	x	0,52	9	p = 0,711	x	0,15
	Ny	2		x	-0,34	8		x	-0,17
Fonó	L	9		+++	0,98	11		+++	0,99
	Ny	2	p = 0,002	+++	-0,98	1	p < 0,001	+++	-0,99
Jászfényszaru	L	9		+++	0,93	10		+++	0,87
	T	0	p = 0,020	+++	-1,00	0	p = 0,012	+++	-1,00
	Ny	1		+++	-0,93	2		+++	-0,87
Debrecen	L	5		ns	0,06	8		x	0,74
	T	15	p = 0,002	+++	0,71	3	p = 0,110	x	-0,21
	Ny	0		+++	-1,00	1		x	-0,79
Püspökladány	L	0		x	-1,00	x		x	x
	Ny	27	p = 0,491	x	1,00	x	x	x	x
Kunszentmiklós	L	13		+++	0,90	x		x	x
	T	3	p < 0,001	ns	0,92	x	x	x	x
	Ny	4		+++	-0,95	x		x	x
Soltszentimre	L	5		++	0,94	4		x	0,83
	Ny	4	p = 0,029	++	-0,94	9	p = 0,096	x	-0,83
Kétújfalú	L	4		x	1,00	5		x	0,91
	Ny	0	p = 0,143	x	-1,00	1	p = 0,080	x	-0,91
Magyarország	L	99	$\chi^2 = 75,572$	+++	0,57	116	$\chi^2 = 58,210$	+++	0,70
	T	36	p < 0,001	+++	0,65	13	p < 0,001	ns	0,06
	Ny	40	df = 2	+++	-0,76	23	df = 2	+++	-0,76

**9. táblázat: A két ragadozó kotorékainak eloszlása a vegetációtípusokban az egyes vizsgálati területek esetében és országosan**  
(Rövidítések: L - lomblevelű erdő, T - tűlevelű erdő, Ny - nyílt terület, + -  $p < 0,05$ , +++ -  $p < 0,001$ , x - nem értelmezhető)

Vizsgálati terület	Vegetáció	Lakott kotorék				Fisher / Chi <sup>2</sup>	Bonferroni Z-teszt
		darab		%			
		Borz	Róka	Borz	Róka		
Szob	L	13	17	100	94	p > 0,999	x
	T	0	0	0	0		x
	Ny	0	1	0	6		x
Valkó	L	14	13	100	93	p > 0,999	x
	T	0	1	0	7		x
	Ny	0	0	0	0		x
Pécel	L	15	7	56	100	p = 0,036	+++
	T	12	0	44	0		+++
	Ny	0	0	0	0		x
Veszprém	L	12	41	60	71	p = 0,351	x
	T	6	9	30	15		x
	Ny	2	8	10	14		x
Fonó	L	9	11	82	92	p = 0,590	x
	Ny	2	1	18	8		x
Jászfényszaru	L	9	10	90	83	p > 0,999	x
	T	0	0	0	0		x
	Ny	1	2	10	17		x
Debrecen	L	5	8	25	67	p = 0,013	+++
	T	15	3	75	25		+++
	Ny	0	1	0	8		+++
Püspökladány	L	0	x	0	x	x	x
	Ny	27	x	100	x		x
Kunszentmiklós	L	13	x	65	x	x	x
	T	3	x	15	x		x
	Ny	4	x	20	x		x
Soltszentimre	L	5	4	56	31	p = 0,384	x
	Ny	4	9	44	69		x
Kétújfalu	L	4	5	100	83	p > 0,999	x
	Ny	0	1	0	17		x
Magyarország	L	99	116	56	76	$\chi^2 = 15,185$ p = 0,001 df = 2	+++
	T	36	13	21	9		+++
	Ny	40	23	23	15		+

## 4.2. A két ragadozó kotorék hely-választása a szobi vizsgálati területen

### 4.2.1. A főbb vegetációtípusokra, egyes talajtani jellemzőkre és az ökológiai élőhelykategóriákra alapozott eredmények a szobi vizsgálati területen

A szobi vizsgálati területen az európai borz által lakott kotorékokat kivétel nélkül lomblevelű erdőben jegyeztük fel. A Fisher-féle egzakt teszt alapján válogatása a vegetációt

tekintve kimutatható. Preferálja a lomblevelű erdőt, valamint elkerüli a tűlevelű erdőt és a nyílt területeket (10. táblázat). A vörös róka lakott katorékainak döntő része szintén a lomblevelű erdőben helyezkedett el. Válogatása a borzhoz hasonlóan kimutatható. Katorékásás szempontjából preferálta a lomblevelű erdőt, a másik két vegetációtípust pedig elkerülte. A két faj katorékainak vegetációtípusonkénti eloszlását Fisher-féle egzakt teszttel összehasonlítva szignifikáns különbség nem mutatható ki ( $p > 0,999$ ;  $n = 31$ ).

A genetikai talajtípust tekintve az erdei borzkatorékok háromnegyed része barna erdőtalajokon, negyede pedig közethatású erdőtalajokon helyezkedett el. Ez az arány nagyságrendileg megegyezik a főbb talajtípus kategóriák erdőterületi részesedésével. A Fisher-féle egzakt teszt alapján válogatás nem mutatható ki. A róka erdei katorékait egy kivétellel barna erdőtalajokon jegyeztük fel. A genetikai talajtípus alapján történő válogatását az eloszlásvizsgálat nem erősíti meg (10. táblázat). A két ragadozó katorékainak eloszlását összehasonlítva szignifikáns különbség nem mutatható ki (Fisher-féle egzakt teszt:  $p = 0,290$ ;  $n = 30$ ).

A talaj hidrológiai viszonyait tekintve mindkét ragadozó erdőterületi katorékait az erdei élőhelyen uralkodó, többletvízhatástól független kategóriában találtuk. A Fisher-féle egzakt teszt egyik faj esetében sem mutat statisztikailag igazolható válogatást a talajhidrológia alapján (10. táblázat), valamint katorékaik eloszlását összevetve sem tapasztalható eltérés (Fisher-féle egzakt teszt:  $p > 0,999$ ;  $n = 30$ ).

#### 10. táblázat: A két ragadozó katorékhely-választása a vegetáció és egyes talajtani jellemzők alapján a szobi vizsgálati területen

(Rövidítések: L - lomblevelű erdő, T - tűlevelű erdő, Ny - nyílt terület, BE - barna erdőtalajok, KHT - közethatású erdőtalajok, R - réti talajok, TVFLN - többletvízhatástól független, VÁLT - változó vízellátású, ÁLLV - állandó vízhatású, n - lakott katorékok darabszáma, n% - lakott katorékok aránya, Z - Bonferroni Z-teszt, J - Jacobs-index, +++ -  $p < 0,001$ , x - nem értelmezhető)

Élőhelyi paraméter	Típus	Terület		Borz					Róka					
		Elnevezés	ha	%	n	n%	Fisher	Z	J	n	n%	Fisher	Z	J
Vegetáció	L	646	51,4	13	100				17	94				
	T	42	3,4	0	0	p = 0,015	+++	1,00	0	0	p = 0,007	+++	-1,00	
	Ny	569	45,2	0	0		+++	-1,00	1	6		+++	-0,87	
Genetikai talajtípus	BE	479	69,5	10	77		x	0,19	16	94		x	0,75	
	KHT	177	25,7	3	23	p > 0,999	x	-0,07	1	6	p = 0,175	x	-0,69	
	R	33	4,8	0	0		x	-1,00	0	0		x	-1,00	
Hidrológia	TVFLN	624	90,6	13	100		x	1,00	17	100		x	1,00	
	VÁLT	31	4,5	0	0	p > 0,999	x	-1,00	0	0	p = 0,485	x	-1,00	
	ÁLLV	34	4,9	0	0		x	-1,00	0	0		x	-1,00	

Az európai borz kotorékhely-választását az ökológiai élőhelykategóriák alapján elemezve a Fisher-féle egzakt teszt szignifikáns válogatást mutatott. A lakott kotorékok döntő részét a fedett élőhelyen jegyeztük fel, mely kategória felé a Bonferroni Z-teszt preferenciát mutatott. A borz elkerülte a nyílt élőhelyet és területi arányának megfelelően használta a vegyes kategóriát (11. táblázat).

**11. táblázat: A két ragadozó kotorékhely-választása az ökológiai élőhelykategóriák alapján a szobi vizsgálati területen**

(Rövidítések: n - lakott kotorékok darabszáma, n% - lakott kotorékok aránya, Z - Bonferroni Z-teszt, J - Jacobs-index, +++ -  $p < 0,001$ , ns - nem szignifikáns)

Élőhelykategória	Borz						Róka					
	Terület		n	n%	Fisher	Z	J	n	n%	Fisher	Z	J
Elnevezés	ha	%										
Fedett	611	48,6	12	92		+++	0,85	12	67		ns	0,36
Nyílt	522	41,5	0	0	p = 0,015	+++	-1,00	0	0	p = 0,008	+++	-1,00
Vegyes	124	9,9	1	8		ns	-0,14	6	33		ns	0,64

A vörös róka kotorékait kétharmad arányban a fedett élőhelyen ásta, a maradék egyharmad pedig a vegyes kategóriában helyezkedett el. A Fisher-féle egzakt teszt alapján a faj válogatása kimutatható. A Bonferroni Z-teszt a nyílt területek elkerülését alátámasztja, azonban a másik kettő kategória esetében nem erősíti meg a preferenciát (11. táblázat). A két ragadozó kotorékainak ökológiai élőhelykategóriánkénti eloszlásában a Fisher-féle egzakt teszt nem mutatott statisztikailag igazolható különbséget ( $p = 0,191$ ;  $n = 31$ ).

**4.2.2. A puffer módszerre alapozott eredmények a szobi vizsgálati területen**

A puffer módszer alapján a borzkotorékok környezetében az ökológiai élőhelykategóriák közül a fedett és a nyílt élőhely tekinthető meghatározónak. Mindkét kategória területi aránya a három puffert (1200, 800, 400) vizsgálva a lakott kotorékok és a lakott nagy várak esetében is 40% fölötti értéket mutatott, különbség közöttük nem volt kimutatható. A vegyes élőhely 10% alatti arányt képviselt, értéke mindhárom pufferen belül a másik két élőhelytípusnál a lakott kotorékokat és a lakott nagy várakat tekintve is szignifikánsan alacsonyabb volt. A három élőhelykategória arányváltozását külön-külön vizsgálva elmondható, hogy arányuk minden pufferben állandónak tekinthető, szignifikáns eltérés nem mutatható ki (12. táblázat).



**12. táblázat: Az ökológiai élőhelykategóriák területi aránya pufferenként a borzkotorékok környezetében a szobi vizsgálati területen**

(Rövidítések: LK - lakott kotorék, LNV - lakott nagy vár,  $\bar{x}$  - átlag, SD - szórás, F - fedett, Ny - nyílt, V - vegyes, Fr - Friedman-teszt, Öh - összehasonlítás, S - szignifikancia, + -  $p < 0,05$ , ++ -  $p < 0,01$ , +++ -  $p < 0,001$ , ns - nem szignifikáns, x - nem értelmezhető)

Borz	Puffer	Élőhely	Élőhely aránya (%) $\bar{x} \pm SD$	Élőhelyi arányok összehasonlítása						
				Pufferen belül			Pufferek között			
				Fr	Öh	Dunn S	Élőhely	Fr	Öh	Dunn S
LK	1200	Fedett	43,6 ± 5,2	p < 0,001	F-Ny	ns	Fedett	p = 0,133	1200-800	x
		Nyílt	49,6 ± 5,6						1200-400	x
		Vegyes	6,8 ± 3,5						800-400	x
	800	Fedett	47,5 ± 12,9	p < 0,001	F-Ny	ns	Nyílt	p = 0,500	1200-800	x
		Nyílt	47,1 ± 11,6						1200-400	x
		Vegyes	5,4 ± 2,3						800-400	x
	400	Fedett	53,8 ± 19,7	p < 0,001	F-Ny	ns	Vegyes	p = 0,232	1200-800	x
		Nyílt	41,5 ± 19,0						1200-400	x
		Vegyes	4,7 ± 4,7						800-400	x
LNV	1200	Fedett	43,7 ± 5,8	p < 0,001	F-Ny	ns	Fedett	p = 0,569	1200-800	x
		Nyílt	49,0 ± 5,9						1200-400	x
		Vegyes	7,3 ± 4,2						800-400	x
	800	Fedett	47,4 ± 15,1	p < 0,001	F-Ny	ns	Nyílt	p = 0,685	1200-800	x
		Nyílt	47,9 ± 13,3						1200-400	x
		Vegyes	4,7 ± 2,4						800-400	x
	400	Fedett	53,3 ± 23,9	p < 0,001	F-Ny	ns	Vegyes	p = 0,057	1200-800	x
		Nyílt	42,6 ± 22,5						1200-400	x
		Vegyes	4,1 ± 4,7						800-400	x

A rókakotorékok környezetében az 1200 méter sugarú pufferen belül a fedett és a nyílt élőhelyek magas aránnyal (35-45%) voltak jelen. Többé-kevésbé ez az arány jellemzi a 800 méter sugarú puffert is, azonban a 400-as puffert tekintve már sem a lakott kotorékok, sem a lakott nagy várak esetében nem mutatható ki különbség a három élőhelykategória egymáshoz viszonyított arányában. Az egyes élőhelyek arányának pufferenkénti (pufferek között) összevetése során a fedett kategória egy esetben változott kimutathatóan. A nyílt élőhely aránya a 400 méter sugarú pufferen belül a másik két puffer értékeihez képest jelentősen csökkent. Ez igaz a lakott kotorékok és a lakott nagy várak esetében is. Ezzel szemben a vegyes élőhely elemzésekor fordított trend figyelhető meg. Aránya a kotorék felé haladva emelkedik, melyet a lakott nagy várak esetében az ismételt méréses varianciaanalízis és a Tukey-Kramer post hoc teszt is igazol (13. táblázat).

**13. táblázat: Az ökológiai élőhelykategóriák területi aránya pufferenként a rókakotorékok környezetében a szobi vizsgálati területen**

(Rövidítések: LK - lakott kotorék, LNV - lakott nagy vár,  $\bar{x}$  - átlag, SD - szórás, F - fedett, Ny - nyílt, V - vegyes, ANOVAr - ismételt méréses varianciaanalízis, Fr - Friedman-teszt, Öh - összehasonlítás, S - szignifikancia, + -  $p < 0,05$ , ++ -  $p < 0,01$ , +++ -  $p < 0,001$ , ns - nem szignifikáns, x - nem értelmezhető)

Róka	Puffer	Élőhely	Élőhely aránya (%) $\bar{x} \pm SD$	Élőhelyi arányok összehasonlítása						
				Pufferen belül			Pufferek között			
				ANOVAr / Fr	Tukey / Dunn Öh S	Élőhely	ANOVAr / Fr	Tukey / Dunn Öh S		
LK	1200	Fedett	44,0 ± 9,7	$p < 0,001$	F-Ny	ns	Fedett	$p = 0,012$	1200-800	+
		Nyílt	41,8 ± 12,1		F-V	+++			1200-400	ns
		Vegyes	14,2 ± 6,8		Ny-V	+++			800-400	ns
	800	Fedett	39,4 ± 14,5	$p < 0,001$	F-Ny	ns	Nyílt	$p < 0,001$	1200-800	ns
		Nyílt	42,8 ± 17,1		F-V	+++			1200-400	++
		Vegyes	17,8 ± 10,6		Ny-V	+++			800-400	+++
	400	Fedett	41,9 ± 16,9	$p = 0,176$	F-Ny	x	Vegyes	$p = 0,135$	1200-800	x
		Nyílt	31,3 ± 21,7		F-V	x			1200-400	x
		Vegyes	26,8 ± 20,7		Ny-V	x			800-400	x
LNV	1200	Fedett	43,3 ± 7,0	$p = 0,021$	F-Ny	ns	Fedett	$p = 0,085$	1200-800	x
		Nyílt	40,9 ± 10,9		F-V	+			1200-400	x
		Vegyes	15,8 ± 6,7		Ny-V	+			800-400	x
	800	Fedett	37,2 ± 7,6	$p = 0,029$	F-Ny	ns	Nyílt	$p = 0,002$	1200-800	ns
		Nyílt	41,9 ± 14,2		F-V	ns			1200-400	++
		Vegyes	20,9 ± 9,5		Ny-V	+			800-400	++
	400	Fedett	35,1 ± 9,7	$p = 0,718$	F-Ny	x	Vegyes	$p = 0,001$	1200-800	ns
		Nyílt	28,7 ± 16,4		F-V	x			1200-400	+++
		Vegyes	36,2 ± 17,7		Ny-V	x			800-400	++

Összehasonlítva az ökológiai élőhelykategóriák borz- és rókakotorékok körüli átlagos arányát, a statisztikai próbák alapján a következő eredményeket kaptam. Az 1200 méter sugarú pufferen belül a lakott kotorékok esetében a vegyes élőhely a róka kotorék környezetében, a nyílt élőhely a borz kotorék környezetében volt nagyobb arányú. A fedett élőhelyet tekintve különbség nem volt kimutatható. A lakott nagy várak esetében a vegyes élőhelytípus a róka kotorékok körül szignifikánsan magasabb arányú volt, a másik két élőhelytípus arányában statisztikailag igazolható különbség nem mutatkozott (14. táblázat).

A 800 méter sugarú pufferen belül a lakott kotorékok vizsgálata során a vegyes élőhely kimutathatóan magasabb arányú volt a róka kotorékok körül. A fedett és a nyílt vegetációt tekintve az élőhelyi szerkezet nem különbözött. A két ragadozó lakott nagy várai körül az élőhelyi arányok a vegyes kategóriában a róka esetében magasabbnak mutatkoztak. A másik két élőhelytípust tekintve szignifikáns különbség nem volt kimutatható.

A 400 méter sugarú pufferen belül a lakott kotorékokat vizsgálva a vegyes élőhely aránya a róka esetében szignifikánsan magasabb volt, a fedett és a nyílt élőhelyek arányában nem volt eltérés. A lakott nagy várak elemzése során a vegyes élőhely aránya a róka kotorékok körül

szignifikánsan magasabb volt. A fedett és a nyílt kategóriát tekintve az élőhelyi szerkezetben nem mutatkozott eltérés (14. táblázat).

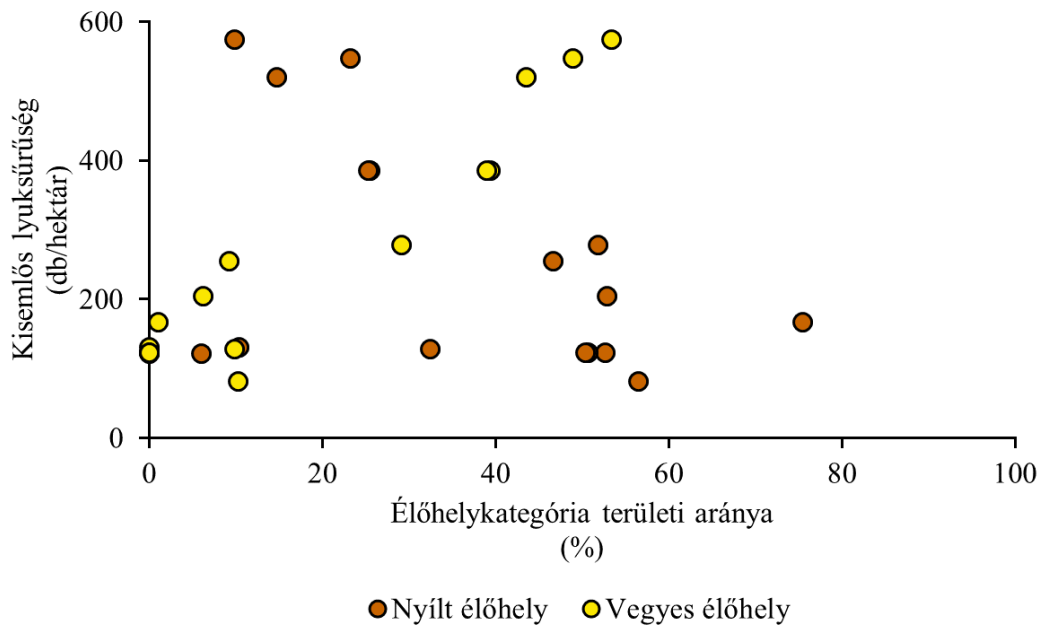
**14. táblázat: A borz- és a rókakotorékok körüli ökológiai élőhelykategóriák területi arányának összehasonlítása a szobi vizsgálati terület esetében**

(Rövidítések: n - lakott kotorékok darabszáma,  $\bar{x}$  - átlag, SD - szórás, t - kétmintás t-próba,  $t_w$  - Welch-próba, U - Mann-Whitney U-teszt, ns - nem szignifikáns)

Puffer	Élőhely	Lakott kotorék			Lakott nagy vár		
		Borz (n = 13)	Róka (n = 18)	t/ $t_w$ /U	Borz (n = 9)	Róka (n = 7)	t/ $t_w$ /U
		$\bar{x} \pm SD$	$\bar{x} \pm SD$		$\bar{x} \pm SD$	$\bar{x} \pm SD$	
1200	Fedett	43,6 ± 5,2	44,0 ± 9,7	ns	43,7 ± 5,8	43,3 ± 7,0	ns
	Nyílt	49,6 ± 5,6	41,8 ± 12,1	p = 0,023	49,0 ± 5,9	40,9 ± 10,9	ns
	Vegyes	6,8 ± 3,5	14,2 ± 6,8	p = 0,001	7,3 ± 4,2	15,8 ± 6,7	p = 0,005
800	Fedett	47,5 ± 12,9	39,4 ± 14,5	ns	47,4 ± 15,1	37,2 ± 7,6	ns
	Nyílt	47,1 ± 11,6	42,8 ± 17,1	ns	47,9 ± 13,3	41,9 ± 14,2	ns
	Vegyes	5,4 ± 2,3	17,8 ± 10,6	p = 0,003	4,7 ± 2,4	20,9 ± 9,5	p = 0,007
400	Fedett	53,8 ± 19,7	41,9 ± 16,9	ns	53,3 ± 23,9	35,1 ± 9,7	ns
	Nyílt	41,5 ± 19,0	31,3 ± 21,7	ns	42,6 ± 22,5	28,7 ± 16,4	ns
	Vegyes	4,7 ± 4,7	26,8 ± 20,7	p = 0,006	4,1 ± 4,7	36,2 ± 17,7	p = 0,011

A lakott nagy várak 400 méter sugarú környezetében végzett kisemlős lyuksűrűség becslés eredménye a borzkotorékok esetében (átlag ± szórás)  $148 \pm 52$  db/hektár, a rókakotorékokat tekintve  $402 \pm 162$  db/hektár értéket mutatott. A Mann-Whitney U-teszt alapján a két sűrűségi érték között igazolható a különbség ( $U = 6,000$ ;  $U' = 57,000$ ;  $p = 0,008$ ;  $n = 16$ ).

A kapcsolatvizsgálat eredménye alapján a kisemlős lyuksűrűség és a fedett élőhely arányának alakulása között nincs kimutatható korreláció (Spearman-féle rangkorreláció:  $p = 0,052$ ;  $n = 16$ ). A nyílt vegetációval szignifikáns, mérsékelt erősségű, negatív kapcsolat (Pearson-féle korreláció:  $p = 0,048$ ;  $r = -0,502$ ;  $n = 16$ ) figyelhető meg, míg a vegyes élőhellyel szoros, pozitív kapcsolatban áll a kisemlős lyuksűrűség (Spearman-féle rangkorreláció:  $p < 0,001$ ;  $n = 16$ ;  $r = 0,817$  | 9. ábra).



**9. ábra: A kisemlős lyuksűrűség kapcsolata a nyílt és a vegyes élőhelykategória területi arányával a szobi vizsgálati területen**

### 4.3. A két ragadozó kotorékhely-választása a valkói vizsgálati területen

#### 4.3.1. A főbb vegetációtípusokra, egyes talajtani jellemzőkre és az ökológiai élőhelykategóriákra alapozott eredmények a valkói vizsgálati területen

A valkói vizsgálati területen a vegetációt tekintve az európai borz lakott kotorékait minden esetben a nagy területi aránnyal rendelkező lomblevelű erdőben találtuk. A Fisher-féle egzakt teszt alapján a válogatás nem szignifikáns. A vörös róka lakott kotorékai jellemzően (> 90%) szintén a lomblevelű vegetációban kerültek feljegyzésre, emellett egyet a tűlevelű erdőben is rögzítettünk. Kotorékainak vegetációtípusonkénti eloszlása közel azonos a kínálati oldal arányai alapján várhatóval, attól statisztikailag igazolhatóan nem tér el (15. táblázat). A két ragadozó kotorékainak eloszlásában statisztikailag igazolható különbség nem volt kimutatható (Fisher-féle egzakt teszt:  $p > 0,999$ ;  $n = 28$ ).

A genetikai talajtípus szerint a borz kotorékait barna erdőtalajokon ásta. A róka kotorékok eloszlása nagyságrendileg kétharmad-egyharmad arányú volt a barna erdőtalajok és a vázталajok között. A Fisher-féle egzakt teszt egyik ragadozó tekintetében sem mutat igazolható válogatást a genetikai talajtípus alapján, valamint kotorékaik eloszlása statisztikailag nem tér el (Fisher-féle egzakt teszt:  $p = 0,098$ ;  $n = 28$ ).

A fizikai talajféleség alapján a borz kotorékait magas gyakorisággal a homoknál kötöttebb talajokon jegyeztük fel, míg harmadrészüket a homoktalajokon helyezkedett el. A rókánál fordított trend figyelhető meg. A kotorékok mintegy ötöde volt homoknál kötöttebb talajon, az eloszlás súlypontja (80%) pedig a homoktalajokra esett. Az eloszlásvizsgálat a fizikai talajféleség alapján egyik faj válogatását sem igazolta. A két ragadozó kotorékainak egymáshoz viszonyított eloszlásában a Fisher-féle egzakt teszt szignifikáns különbséget mutatott ( $p = 0,021$ ;  $n = 28$ ).

A termőrétteg vastagság mindhárom kategóriáját mindkét ragadozó használta kotorékására. Mind a borz, mind a róka esetében legnagyobb arányban a vizsgálati terület háromnegyedét kitevő közepes mélységű termőréttegen fordultak elő a kotorékok. A Fisher-féle egzakt teszt alapján nem mutatható ki szignifikáns válogatás (15. táblázat), valamint a két faj kotorékainak eloszlásában sem tapasztalható eltérés ( $p = 0,516$ ;  $n = 28$ ).

### 15. táblázat: A két ragadozó kotorékainak eloszlása a vegetáció és egyes talajtani jellemzők alapján a valkői vizsgálati területen

(Rövidítések: L - lomblevelű erdő, T - tűlevelű erdő, Ny - nyílt terület, BE - barna erdőtalajok, VAZ - vázталajok, HK - homoknál kötöttebb, H - homok, SE - sekély, KMÉ - közepes mélységű, MÉ - mély, n - lakott kotorékok darabszáma, n% - lakott kotorékok aránya, Z - Bonferroni Z-teszt, J - Jacobs-index)

Élőhelyi paraméter	Típus		Borz						Róka					
	Elnevezés	Terület		n			Fisher			n		Fisher		
		hektár	%	n	n%	Fisher	Z	J	n	n%	Fisher	Z	J	
Vegetáció	L	3203	85,9	14	100		x	1,00	13	93		x	0,36	
	T	379	10,2	0	0	$p = 0,482$	x	-1,00	1	7	$p > 0,999$	x	-0,19	
	Ny	146	3,9	0	0		x	-1,00	0	0		x	-1,00	
Genetikai talajtípus	BE	2867	76,9	14	100		x	1,00	10	71		x	-0,14	
	VAZ	853	22,9	0	0	$p = 0,222$	x	-1,00	4	29	$p > 0,999$	x	0,15	
	Egyéb	8	0,2	0	0		x	-1,00	0	0		x	-1,00	
Fizikai talajféleség	HK	2069	55,5	10	71	$p = 0,695$	x	0,33	3	21	$p = 0,120$	x	-0,64	
	H	1659	44,5	4	29		x	-0,33	11	79		x	0,64	
Termőrétteg vastagság	SE	158	4,2	1	7		x	0,27	1	7		x	0,27	
	KMÉ	2730	73,2	8	57	$p = 0,830$	x	-0,34	11	79	$p > 0,999$	x	0,15	
	MÉ	840	22,5	5	36		x	0,31	2	14		x	-0,27	

Az európai borz lakott kotorékait az ökológiai élőhelykategóriák szerint elsősorban (93%) a fedett élőhelyen találtuk. A vegyes kategóriában egy kotorékot jegyeztünk fel, míg a nyílt területeken nem észleltünk egyet sem. A vörös róka kotorékainak valamivel több mint a felét fedett élőhelyen ásta, emellett arányuk a vegyes kategóriában is magas volt (43%). A Fisher-féle egzakt teszt egyik ragadozó esetében sem igazolta a válogatást az ökológiai élőhelykategóriák alapján (16. táblázat), valamint kotorékaik egymáshoz viszonyított eloszlása sem különbözött ( $p = 0,077$ ;  $n = 28$ ).

**16. táblázat: A két ragadozó kitorékainak eloszlása az ökológiai élőhelykategóriák alapján a valkói vizsgálati területen**

(Rövidítések: n - lakott kitorékok darabszáma, n% - lakott kitorékok aránya, Z - Bonferroni Z-teszt, J - Jacobs-index)

Elnevezés	Élőhelykategória		Borz					Róka				
	Terület hektár	%	n	n%	Fisher	Z	J	n	n%	Fisher	Z	J
Fedett	3086	82,8	13	93		x	0,46	8	57		x	-0,57
Nyílt	146	3,9	0	0	p > 0,999	x	-1,00	0	0	p = 0,154	x	-1,00
Vegyes	495	13,3	1	7		x	-0,33	6	43		x	0,66

**4.3.2. A puffer módszerre alapozott eredmények a valkói vizsgálati területen**

A puffer módszer alapján a lakott borzkotorékok környezetében mindhárom pufferen belül kimutathatóan a fedett élőhely átlagos aránya volt a legmagasabb (80-85%). A nyílt és a vegyes kategóriák együttesen 15-20%-os arányt képviseltek (17. táblázat). Az egyes élőhelyek arányának pufferenkénti összevetése (pufferek között) során a fedett élőhely stabilnak mutatkozott, valamint a vegyes kategória sem változott jelentősen. A nyílt területek arányát a borzkotorékok felé haladva csökkenő trend jellemezte, az 1200 és a 400 méter sugarú pufferek összevetése esetében arányai szignifikánsan különböztek.

A róka kitorékainak környezetében mindhárom pufferen belül statisztikailag igazolhatóan a fedett kategória volt a meghatározó. Az átlagok alapján - magas szórásérték mellett - a vegyes élőhely másodlagosnak tekinthető, míg a legkisebb területet a nyílt élőhely foglalta el. Utóbbi két kategória átlagos arányában egyik pufferen belül sem mutatható ki szignifikáns különbség. Az egyes élőhelykategóriákat külön-külön vizsgálva a fedett és a vegyes élőhelyek aránya pufferenként állandónak tekinthető. A nyílt területek arányában a kitorékok felé haladva csökkenő trend volt megfigyelhető, az 1200 és a 400 méter sugarú pufferen belüli arányai között az eltérés szignifikáns (17. táblázat).

Az egyes pufferen belül összehasonlítva az ökológiai élőhelykategóriák lakott borz- és rókakotorékok körüli átlagos arányát, statisztikailag igazolható különbség egyik kategória esetében sem volt kimutatható (18. táblázat).

**17. táblázat: Az ökológiai élőhelykategóriák területi aránya pufferenként a két ragadozó kitorékainak környezetében a valkói vizsgálati területen**

(Rövidítések:  $\bar{x}$  - átlag, SD - szórás, F - fedett, Ny - nyílt, V - vegyes, ANOVA<sub>r</sub> - ismételt méréses varianciaanalízis, Fr - Friedman-teszt, Öh - összehasonlítás, S - szignifikancia, ++ -  $p < 0,01$ , +++ -  $p < 0,001$ , ns - nem szignifikáns, x - nem értelmezhető)

Faj	Puffer	Élőhely	Élőhely aránya (%) $\bar{x} \pm SD$	Élőhelyi arányok összehasonlítása										
				Pufferen belül			Pufferek között							
				ANOVA <sub>r</sub> / Fr	Tukey / Öh	Dunn / S	Élőhely	Fr	Dunn / Öh	S				
Borz	1200	Fedett	80,6 ± 9,8	$p < 0,001$	F-Ny	+++	Fedett	$p = 0,504$	1200-800	x				
		Nyílt	11,2 ± 9,6								F-V	+++	1200-400	x
		Vegyes	8,2 ± 7,2								Ny-V	ns	800-400	x
	800	Fedett	85,2 ± 12,5	$p < 0,001$	F-Ny	+++	Nyílt	$p = 0,002$	1200-800	ns				
		Nyílt	5,4 ± 6,8								F-V	+++	1200-400	++
		Vegyes	9,3 ± 12,0								Ny-V	ns	800-400	ns
	400	Fedett	85,9 ± 15,2	$p < 0,001$	F-Ny	+++	Vegyes	$p = 0,926$	1200-800	x				
		Nyílt	4,3 ± 7,3								F-V	+++	1200-400	x
		Vegyes	9,7 ± 15,1								Ny-V	ns	800-400	x
Róka	1200	Fedett	81,1 ± 9,2	$p < 0,001$	F-Ny	+++	Fedett	$p = 0,931$	1200-800	x				
		Nyílt	5,1 ± 4,6								F-V	++	1200-400	x
		Vegyes	13,9 ± 7,9								Ny-V	ns	800-400	x
	800	Fedett	80,9 ± 10,2	$p < 0,001$	F-Ny	+++	Nyílt	$p < 0,001$	1200-800	ns				
		Nyílt	2,5 ± 3,6								F-V	++	1200-400	+++
		Vegyes	16,6 ± 11,5								Ny-V	ns	800-400	ns
	400	Fedett	82,2 ± 15,4	$p < 0,001$	F-Ny	+++	Vegyes	$p = 0,801$	1200-800	x				
		Nyílt	0,4 ± 1,0								F-V	++	1200-400	x
		Vegyes	17,4 ± 15,9								Ny-V	ns	800-400	x

**18. táblázat: A borz- és a rókakotorékok körüli ökológiai élőhelykategóriák területi arányának összehasonlítása a valkói vizsgálati terület esetében**

(Rövidítések: n - lakott kitorékok darabszáma,  $\bar{x}$  - átlag, SD - szórás)

Puffer	Élőhely	Lakott kitorék		
		Borz (n = 14)	Róka (n = 14)	Kétmintás t-próba / Mann-Whitney U-teszt
		$\bar{x} \pm SD$	$\bar{x} \pm SD$	
1200	Fedett	80,6 ± 9,8	81,1 ± 9,2	$t = 0,147$ ; $df = 26$ ; $p = 0,884$
	Nyílt	11,2 ± 9,6	5,1 ± 4,6	$U = 57,500$ ; $U' = 138,500$ ; $p = 0,066$
	Vegyes	8,2 ± 7,2	13,9 ± 7,9	$t = 1,232$ ; $df = 26$ ; $p = 0,061$
800	Fedett	85,2 ± 12,5	80,9 ± 10,2	$t = 1,006$ ; $df = 26$ ; $p = 0,324$
	Nyílt	5,4 ± 6,8	2,5 ± 3,6	$U = 59,000$ ; $U' = 137,000$ ; $p = 0,077$
	Vegyes	9,3 ± 12,0	16,6 ± 11,5	$U = 62,000$ ; $U' = 134,000$ ; $p = 0,103$
400	Fedett	85,9 ± 15,2	82,2 ± 15,4	$U = 76,000$ ; $U' = 120,000$ ; $p = 0,323$
	Nyílt	4,3 ± 7,3	0,4 ± 1,0	$U = 59,500$ ; $U' = 136,500$ ; $p = 0,075$
	Vegyes	9,7 ± 15,1	17,4 ± 15,9	$U = 74,000$ ; $U' = 122,000$ ; $p = 0,279$

A szobi és a valkói vizsgálati területeknek a lakott kitorékok körüli élőhelyi arányok alapján, fajonként történő összehasonlítása során mind a borz, mind a róka esetében tapasztaltam szignifikáns eltéréseket (19. táblázat). A fedett élőhely mindhárom pufferen belül, mindkét faj kitorékainak környezetében magasabb arányú volt a valkói területen, míg a nyílt kategória a

szobi katorékok pufferezónáiban foglalt el jelentősebb területet. A vegyes élőhelyet tekintve a két vizsgálati terület között egyik ragadozó esetében sem volt kimutatható eltérés.

**19. táblázat: A borz- és a rókakatorékok körüli ökológiai élőhelykategóriák területi arányának összehasonlítása a szobi és a valkói vizsgálati terület között**

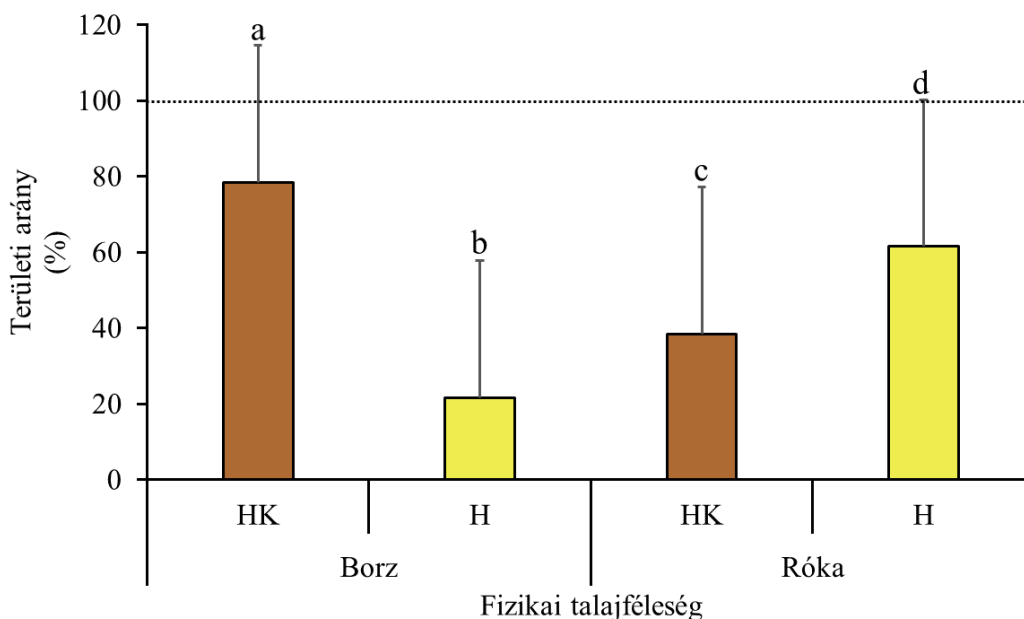
(Rövidítések: n - lakott katorékok darabszáma,  $\bar{x}$  - átlag, SD - szórás, t - kétmintás t-próba, U - Mann-Whitney U-teszt, ns - nem szignifikáns)

Puffer	Élőhely	Borz			Róka		
		Szob (n = 13)	Valkó (n = 14)	t/U	Szob (n = 18)	Valkó (n = 14)	t/U
		$\bar{x} \pm SD$	$\bar{x} \pm SD$		$\bar{x} \pm SD$	$\bar{x} \pm SD$	
1200	Fedett	43,6 ± 5,2	80,6 ± 9,8	p < 0,001	44,0 ± 9,7	81,1 ± 9,2	p < 0,001
	Nyílt	49,6 ± 5,6	11,2 ± 9,6	p < 0,001	41,8 ± 12,1	5,1 ± 4,6	p < 0,001
	Vegyes	6,8 ± 3,5	8,2 ± 7,2	ns	14,2 ± 6,8	13,9 ± 7,9	ns
800	Fedett	47,5 ± 12,9	85,2 ± 12,5	p < 0,001	39,4 ± 14,5	80,9 ± 10,2	p < 0,001
	Nyílt	47,1 ± 11,6	5,4 ± 6,8	p < 0,001	42,8 ± 17,1	2,5 ± 3,6	p < 0,001
	Vegyes	5,4 ± 2,3	9,3 ± 12,0	ns	17,8 ± 10,6	16,6 ± 11,5	ns
400	Fedett	53,8 ± 19,7	85,9 ± 15,2	p < 0,001	41,9 ± 16,9	82,2 ± 15,4	p < 0,001
	Nyílt	41,5 ± 19,0	4,3 ± 7,3	p < 0,001	31,3 ± 21,7	0,4 ± 1,0	p < 0,001
	Vegyes	4,7 ± 4,7	9,7 ± 15,1	ns	26,8 ± 20,7	17,4 ± 15,9	ns

A valkói vizsgálati területen a fizikai talajféleség-kategóriák közül a lakott borzkatorékok 400 méter sugarú környezetében a homoknál kötöttebb talajok aránya statisztikailag igazolhatóan magasabb volt a homoktalajokénál (Wilcoxon-próba:  $W = 75,000$ ;  $p = 0,017$ ;  $n = 14$ ). A rókakatorékok esetében szignifikáns különbség nem volt kimutatható a két fizikai talajféleség-kategória aránya között ( $W = -31,000$ ;  $p = 0,358$ ;  $n = 14$  | 10. ábra). A kategóriák arányát a két faj katorékai között összehasonlítva mind a homoknál kötöttebb (Mann-Whitney U-teszt:  $U = 43,500$ ;  $U' = 152,500$ ;  $p = 0,013$ ;  $n = 28$ ), mind a homoktalajokat ( $U = 43,500$ ;  $U' = 152,500$ ;  $p = 0,013$ ;  $n = 28$ ) tekintve szignifikáns a különbség (10. ábra).

A potenciális főbb táplálékforrások kínálatának feltérképezése során a 400 méter sugarú pufferen belül a kisemlős lyuksűrűség a borzkatorékok esetében (átlag ± szórás)  $11 \pm 16$  db/hektár, a rókakatorékokat tekintve  $11 \pm 14$  db/hektár értéket mutatott. A Mann-Whitney U-teszt alapján a két sűrűségi érték között nem igazolható a különbség ( $U = 86,000$ ;  $U' = 110,000$ ;  $p = 0,596$ ;  $n = 28$ ). A földigiliszta egyedsűrűség a borzkatorékok környezetében  $340 \pm 248$  ezer db/hektár, míg a rókakatorékok esetében  $160 \pm 153$  ezer db/hektár mennyiségben alakult. A statisztikai értékelés alapján a két adat között szignifikáns az eltérés ( $U = 53,500$ ;  $U' = 142,500$ ;  $p = 0,043$ ;  $n = 28$ ). A földigiliszta biomassza a borzkatorékoknál  $176 \pm 140$  kg/hektár, a rókakatorékoknál  $80 \pm 84$  kg/hektár átlagos tömeget ért el. A Mann-Whitney U-teszt alapján a két érték között igazolható a különbség ( $U = 49,500$ ;  $U' = 146,500$ ;  $p = 0,028$ ,  $n = 28$ ).





**10. ábra: A fizikai talajféleség-kategóriák területi aránya (átlag + szórás) a valkói vizsgálati területen a két ragadozó lakott kotorékainak 400 méter sugarú környezetében**

(Rövidítések: HK - homoknál kötöttebb, H - homok; Jelölés: pontozott vonal - a biológiailag értelmezhető tartomány felső határa; Wilcoxon-próba: a-b:  $p = 0,017$ , c-d:  $p = 0,358$ ; Mann-Whitney U-teszt: a-c:  $p = 0,013$ , b-d:  $p = 0,013$ )

A kapcsolatvizsgálat eredménye alapján a kisemlős lyuksűrűség sem az ökológiai élőhelykategóriák, sem a fizikai talajféleség-kategóriák területi arányával nem korrelált. A földigiliszta egyedsűrűség a nyílt területek arányával és a homoknál kötöttebb talajokkal pozitív, mérsékelt erősségű kapcsolatban állt, valamint negatívan korrelált a homoktalajok arányával. A földigiliszta biomasza esetében kizárólag a nyílt élőhellyel lehetett szignifikáns kapcsolatot kimutatni (20. táblázat).

**20. táblázat: A potenciális főbb táplálékforrások indexeinek kapcsolata az ökológiai élőhelykategóriák és a fizikai talajféleség-kategóriák területi arányával Spearman-féle rangkorreláció alapján a valkói vizsgálati területen**

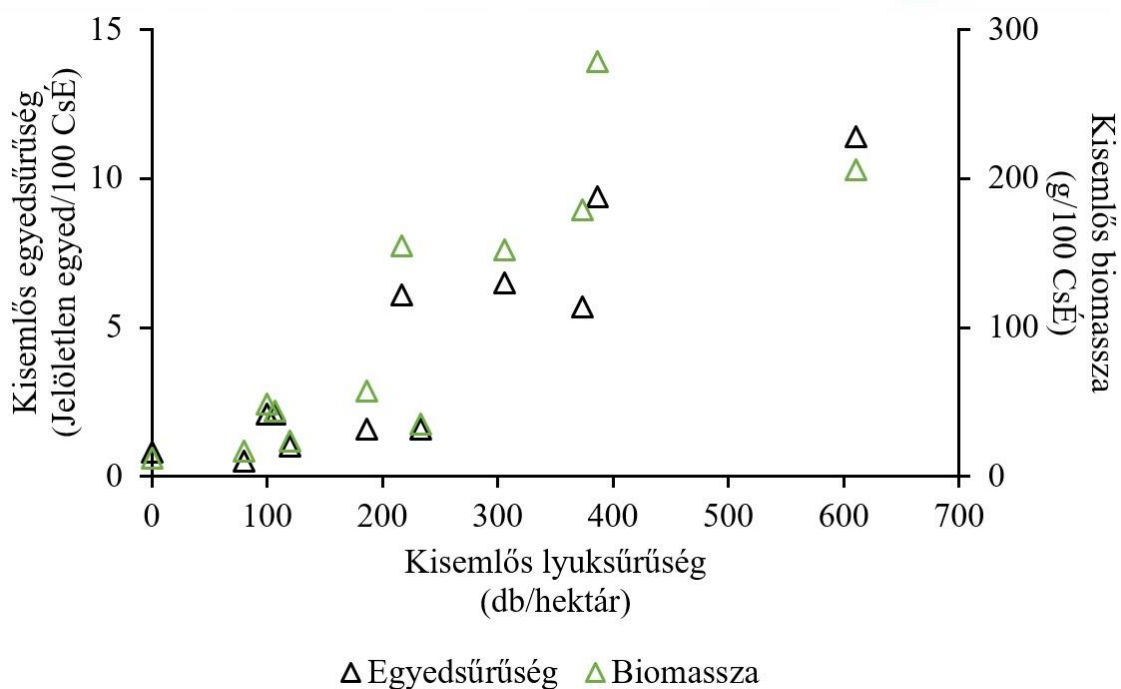
(Rövidítés: p - szignifikancia szint, r - korrelációs együttható, x - nem értelmezhető)

Élőhelykategória	Kisemlős lyuksűrűség		Földigiliszta			
			Egyedsűrűség		Biomassza	
	p	r	p	r	p	r
Fedett	0,302	x	0,800	x	0,959	x
Nyílt	0,261	x	0,027	0,417	0,040	0,390
Vegyes	0,258	x	0,540	x	0,710	x
Homoknál kötöttebb	0,059	x	0,032	0,406	0,054	x
Homok	0,059	x	0,032	-0,406	0,054	x

#### 4.4. A kisemlős lyuksűrűség és egyedszám közötti kapcsolat tesztelésének eredményei

Az öt ( $198 \pm 123$  db/hektár) és a hat ( $283 \pm 253$  db/hektár) becslővonallal végzett mérések alapján kapott kisemlős lyuksűrűségben szignifikáns különbség nem volt kimutatható ( $U = 13,000$ ;  $U' = 19,000$ ;  $p = 0,683$ ;  $n = 12$ ). Ehhez hasonlóan a négy és az öt napos csapdázásokon alapuló egyedsűrűség (jelöletlen egyed/100 csapdaéjszaka: négy napos:  $3 \pm 3$ , öt napos:  $6 \pm 4$ ;  $U = 9,000$ ;  $U' = 23,000$ ;  $p = 0,283$ ;  $n = 12$ ) és biomassa (g/100 csapdaéjszaka: négy napos:  $85 \pm 93$ , öt napos:  $131 \pm 83$ ;  $U = 13,000$ ;  $U' = 19,000$ ;  $p = 0,683$ ;  $n = 12$ ) értékekben sem kaptam statisztikailag igazolható eltérést.

A Spearman-féle rangkorreláció alapján pozitív, szoros kapcsolat volt kimutatható a lyuksűrűség és az egyedsűrűség között ( $p = 0,001$ ;  $r = 0,832$ ;  $n = 12$ ), valamint a lyuksűrűség és a biomassa esetében is ( $p < 0,001$ ;  $r = 0,867$ ;  $n = 12$  | 11. ábra).



11. ábra: A kisemlős egyedsűrűség és -biomassa kapcsolata a kisemlős lyuksűrűséggel  
(Rövidítés: CsÉ - csapdaéjszaka)

A tizenkét mérés alapján kiszámított átlagos lyuksűrűség alatti és feletti csoportok átlagos egyedsűrűség (jelöletlen egyed/100 csapdaéjszaka: alatti:  $2 \pm 2$ , feletti:  $7 \pm 4$ ) és biomassa (g/100 csapdaéjszaka: alatti:  $51 \pm 49$ , feletti:  $170 \pm 89$ ) értékeit összehasonlítva mindkét esetben

szignifikáns a különbség (egyedsűrűség:  $U = 4,500$ ;  $U' = 30,500$ ;  $p = 0,042$ ;  $n = 12$ ; biomassa:  $U = 5,000$ ;  $U' = 30,000$ ;  $p = 0,048$ ;  $n = 12$ ).

Szintén szignifikáns a különbség mindkét változó átlagos értékeiben, abban az esetben is, amikor a csoportbontást 200 db/hektár lyuksűrűség alapján végzem el (jelöletlen egyed/100 csapdaéjszaka: alatti:  $1 \pm 1$ , feletti:  $7 \pm 3$ ;  $t_w = 3,872$ ;  $p = 0,012$ ;  $df = 5$ ;  $n = 12$  | g/100 csapdaéjszaka: alatti:  $34 \pm 19$ , feletti:  $168 \pm 80$ ;  $t_w = 4,009$ ;  $p = 0,010$ ;  $df = 5$ ;  $n = 12$ ).

A csapdázások során élőhelytől függően a legtöbb fogás a sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*), a közönséges erdeiegér (*Apodemus sylvaticus*) és a mezei pocok (*Microtus arvalis*) fajokhoz kötődött.

#### 4.5. Új tudományos eredmények

1. Új, egyszerű, alacsony technikai- és pénzigényű metodikai rendszert dolgoztam ki, amely jó minőségű és publikálható adatokat szolgáltat az európai borz és a vörös róka kotorékhely-választásáról. A metodikai rendszer fő elemei: (1) pufferkörökön alapuló élőhely-analízis, (2) a lakott kotorékok környezetében rendelkezésre álló kisméretű és földigiliszta kínálat becslés.
2. Bizonyítottam, hogy az európai borz és a vörös róka kotorékhely-választásában rejlő különbségek feltárásában a mozgáskörzet szintű elemzés eredményesebb, mint a vadgazdálkodási egység méretű területre alapozó metodika.
3. Több vadgazdálkodási egység méretű vizsgálati terület adatainak összevont elemzésével igazoltam, hogy országos szinten az európai borz és a vörös róka kotorékhely-választása a vegetáció alapján eltér, amely elsősorban a túlevelű erdő preferenciájában mutatkozik meg.
4. Kimutattam, hogy a szobi vizsgálati területen az európai borzéhoz képest a vörös róka kotorékainak környezetében a cserjések és a fiatalos korú erdők (vegyes élőhely) aránya magasabb.
5. Igazoltam, hogy a valkói vizsgálati területen a homoknál kötöttebb talajok az európai borz, míg a homoktalajok a vörös róka kotorékainak környezetében vannak magasabb arányban.
6. Kimutattam, hogy a szobi vizsgálati területen az európai borzéhoz képest a vörös róka kotorékainak környezetében a kisméretű lyuksűrűség magasabb értéket ér el.
7. Igazoltam, hogy a valkói vizsgálati területen a vörös rókaéhoz képest az európai borz kotorékainak környezetében a földigiliszta kínálat az egyedsűrűséget és a biomasszát tekintve is magasabb.
8. Számszerűsített és statisztikailag igazolt adatokkal rámutattam a mikroélőhelyi különbségek lehetséges szerepére az európai borz és a vörös róka kotorékhely-kompetíciójának csökkentésében.
9. A kutatómunka során elvégzett esettanulmány alapján bizonyítottam, hogy az általam alkalmazott kisméretű lyuksűrűség becslés módszer indikálja a kistrágyázók egyedsűrűségét és biomasszáját.

## 5. Következtetések és javaslatok

### 5.1. A két ragadozó magyarországi kotorékhely-választása a vegetáció alapján

Az európai borz a tizenegy vizsgálati terület közül hét esetben kotorékásás szempontjából kimutathatóan válogatott a főbb vegetációtípusok alapján. Ez az eredmény egyfelől a vegetáció jelentős szerepét mutatja (NEAL és CHEESEMAN 1996), másrészt egyéb élőhelyi tényezők (talajtani adottságok, tengerszint feletti magasság, csapadék mennyisége, zavarás) fontosságát is sejteti (VIRGÓS és CASANOVAS 1999b, ROSALINO et al. 2005b). Azokon a vizsgálati területeken, ahol a faj válogatása kimutatható volt, ott az erdősült élőhelyeket részesítette előnyben a nyílt területekkel szemben. A lomblevelű és tűlevelű erdő preferenciája esetében egy vizsgálati terület kivételével megfigyelhető, hogy a nagyobb területi aránnyal jelenlévő élőhelyhez magasabb Jacobs-index érték tartozik. A kivételt jelentő péceli területen a két vegetációtípus Jacobs-index értéke közel azonos (8. táblázat). Ebből a jelenségből arra lehet következtetni, hogy a borz kotorékhely-választásában az opportunista életmód feltételezhetően a takarást nyújtó, erdős élőhelyek tekintetében mutatkozik meg (VIRGÓS 2002). A tizenegy vizsgálati terület közül a püspökladányi volt az egyetlen, ahol a Jacobs-index értéke teljes preferenciát mutatott a nyílt területek felé. Itt a válogatást a Fisher-féle egzakt teszt nem támasztotta alá. Az eredmény jelentéstartalma a vadgazdálkodás és a természetvédelem szempontjából az, hogy alacsony erdősültségű területeken a borz kotorékainak jelentős részét képes a nyílt élőhelyekre ásni, esetlegesen növelve ezzel például a földön található madárfészkek kifosztásának esélyét (HELTAI 2010, KOZÁK és BARÁTH 2010). A kotorékhely-preferenciát külföldi vizsgálatokkal összevetve változatos kép látható. A lomblevelű erdő többnyire kedvelt élőhelyként került leírásra (NEAL és CHEESEMAN 1996, ROSALINO et al. 2008, SANTOS és BEIER 2008), azonban ismert olyan vizsgálat is, amely e vegetációtípus felé elkerülést mutatott ki (VIRGÓS és CASANOVAS 1999a). A tűlevelű erdő esetében a kotorékokra alapozott vizsgálatok száma meglehetősen szűkös. Egyetlen adatot leltem fel, miszerint a borz kotorékásás szempontjából preferálja ezt az élőhelytípust (VIRGÓS és CASANOVAS 1999a). A nyílt területeket tekintve a tudományos közlések kizárólag elkerülésről számolnak be (SKINNER et al. 1991, NEAL és CHEESEMAN 1996, SANTOS és BEIER 2008).

A vörös róka a kilenc vizsgált terület közül négy esetben válogatott kimutathatóan a főbb vegetációtípusok között. Ez az arány - ahogyan a borz esetében is - a vegetáción kívül további élőhelyi tényezők kotorékásást meghatározó szerepére hívja fel a figyelmet (GOLDYN et al.

2003, SIDOROVICH et al. 2006). Mind a négy vizsgálati területen, ahol a róka válogatása igazolt volt, a ragadozó kizárólag a lomblevelű vegetációt preferálta, valamint elkerülte a tűlevelű erdőt és a nyílt élőhelyeket. Ez arra enged következtetni, hogy a faj számára a kotorékhely-választás során nem kizárólag a takarást nyújtó, vagy a talaj állékonyságát javító fásszárú növényzet jelenléte a fontos, amellett más - a lomblevelű vegetációban feltételezhetően rendelkezésre álló - forrás is befolyásolja azt. Ennek látszólag ellentmond egy, a kotorékok elhelyezkedésére alapozott svájci tanulmány, miszerint a róka a tűlevelű erdőket preferálta és elkerülte a teljesen nyílt élőhelyeket (MEIA és WEBER 1992). A tűlevelű vegetáció esetében kapott eltérő eredmény magyarázata lehet, hogy a vizsgálatba vont hegyvidéki területen lomblevelű erdő nem fordult elő (WEBER et al. 1991, MEIA és WEBER 1992). A kotorékok elhelyezkedésén alapuló közlések szükségessége következtében a rádiótelemetriával végzett tanulmányok eredményeit is figyelembe vettem. Ezek alapján a lomblevelű erdő többnyire kedvelt élőhely (MAJOR és SHERBURNE 1987, PHILLIPS és CATLING 1991, ADKINS és STOTT 1998). A tűlevelű vegetáció felé a preferencia értékek változatos képet mutatnak (preferencia: WEBER és MEIA 1996, elkerülés: MAJOR és SHERBURNE 1987, HOLMALA és KAUALA 2009). A nyílt vegetációt alapvetően nem preferálja a róka (PHILLIPS és CATLING 1991, WEBER és MEIA 1996, GOSELINK et al. 2003, WHITE et al. 2006).

A két ragadozó kotorékainak vegetációtípusonkénti eloszlásában a kilenc mintaterület közül kettő esetben lehetett kimutatni statisztikailag igazolható eltérést. A péceli vizsgálati területen a borz közel egyenlő arányban használta, valamint preferálta a lomblevelű és a tűlevelű vegetációt. A róka kotorékásás szempontjából kizárólag a lomblevelű erdőt használta és preferálta. A debreceni vizsgálati területen is elsősorban az erdei élőhely jelentette a különbség színterét. A két ragadozó fordított arányban használta a lomblevelű erdőt és a fenyveseket.

A vizsgálati területek alapadatait összevontan elemezve elmondható, hogy a borz a lomblevelű erdőt, valamint a tűlevelű vegetációt preferálja, ezzel ellentétben elkerüli a nyílt területeket. A róka esetében a lomblevelű erdő preferenciája és a nyílt területek elkerülése mutatható ki, a tűlevelű erdőt területi arányának megfelelően használja kotorékásásra. A két ragadozó kotorékainak eloszlása a három fő vegetációtípusban szignifikánsan különbözik. Ez az eredmény statisztikailag alátámasztott adatokkal mutatja, hogy a borz és a róka kotorékhely-választási stratégiája a vegetáció alapján nagy területi egységben, országosan vizsgálva elsősorban az erdős élőhelyek preferenciájában tér el. A különbség hátterében a domborzat, a talaj típusa, a hidrológiai viszonyok, valamint a táplálékfajok összetétele és területi eloszlása

egyaránt állhat (NEAL és CHEESEMAN 1996, FULLER et al. 2004, ROSALINO et al. 2005b, LANSZKI et al. 2006).

Összességében látható, hogy a vadgazdálkodási egység méretű vizsgálati területek esetében (lokális szinten) kimutatott preferencia jellemzők az országos szintű összevont elemzés során kapott eredményekkel nem mutatnak teljes átfedést. Tehát az adott területi léptékben elvégzett elemzésből származó ismereteket inkább csak hasonló méretű területen érdemes felhasználni. Ezért például egy vadásztársaság számára a helyi szintű adatok felhasználását tartom célravezetőnek, míg az országos elemzés eredményeit vadgazdálkodási táj vagy ettől nagyobb terület esetében lehet alkalmazni, például egy táji szintű ragadozógazdálkodás megtervezésekor.

## **5.2. A két ragadozó kotorékhely-választása a szobi és a valkói vizsgálati területen**

### **5.2.1. Kotorékhely-választás a vadgazdálkodási egység méretű vizsgálati terület szintjén**

A szobi vizsgálati területen az elemzésbe vont három élőhelyi paraméter közül válogatást mindkét ragadozófaj esetében kizárólag a vegetáció alapján lehetett kimutatni. Mind a borz, mind a róka a lomblevelű erdőt preferálta, valamint elkerülte a tűlevelű erdőt és a nyílt élőhelyeket. A genetikai talajtípus és a talajhidrológiai kategóriákban azok területi arányának megfelelő eloszlásban találtuk a kotorékokat. Ez azonban vélhetően nem azt jelenti, hogy a két ragadozó nem válogat ezekre az élőhelyi tényezőkre alapozva, inkább az feltételezhető, hogy a vizsgálati területen, és azon belül is az erdőterületeken sem a genetikai talajtípus, sem a talajhidrológia nem minősül limitáló tényezőnek, vagy legalábbis hatásuk nem kifejezett. Ezt a feltételezést erősíti MATYÁŠTÍK és BIČÍK (1999) borzzal kapcsolatos csehországi vizsgálata, mely során a kotorékok többsége (79%) homoknál kötöttebb (vályog, agyag), illetve sziklás, köves talajokon fordult elő. A róka esetében egy fehéroroszországi tanulmány szerint, a homoktalajokon alacsonyabb a rókasűrűség, mint a kötöttebb agyagtalajokon (SIDOROVICH et al. 2006). A szobi vizsgálati területen az erdős vegetáció alatt a barnaföld és az agyagbemosódásos barna erdőtalaj a jellemző, melyek a fizikai talajféleséget tekintve az agrotopográfiai adatbázis alapján kötöttebb (vályog, agyag) jellegűek, emellett termőrétegük általában 80-100 cm vastag, tehát a kotorékásáshoz megfelelő (NEAL és CHEESEMAN 1996, STEFANOVITS et al. 2010). A vegetációt tekintve mindkét ragadozó válogatása kimutatható az

ökológiai élőhelykategóriák szerinti elemzés során is (11. táblázat). A két faj kotorékainak egymáshoz viszonyított eloszlásában a különbség statisztikailag nem igazolható, azonban jelzés értékkel említésre méltó, hogy az arányok alapján a borz a fedett élőhely, azaz a zárt erdőállományok felé mozdul el (SKINNER et al. 1991, BARTMAŃSKA és NADOLSKA 2003), míg a róka a fedett kategória mellett a vegyes élőhelyet is jelentős arányban képes használni (JONES és THEBERGE 1982, WEBER és MEIA 1996, WHITE et al. 2006).

A valkói területen a vizsgált élőhelyi tulajdonságok köre két további tényezővel (fizikai talajféleség, termőréteg vastagság) bővült. Válogatás egyetlen élőhelyi paraméter szerint sem mutatható ki egyik ragadozó esetében sem. A vegetáció főbb kategóriái (lomblevelű erdő, tűlevelű erdő, nyílt terület), a genetikai talajtípus, a talajhidrológia, valamint a termőréteg vastagság esetében ennek feltételezhető oka a kínálati oldal kotorékásás szempontjából optimális összetétele, ami azt jelentheti, hogy ezek az élőhelyi tényezők a valkói vizsgálati területen nem jelennek meg limitáló tényezőként (PHILLIPS és CATLING 1991, SMAL 1995, NEAL és CHEESEMAN 1996, ADKINS és STOTT 1998, ROSALINO et al. 2008). Véleményem szerint az, hogy a két faj válogatása a fizikai talajféleség, vagy a róka válogatása a vegetáció ökológiai kategorizálása esetében nem igazolható, inkább az ilyen típusú vizsgálatok során általános, alacsony mintaszámnak tudható be (REMONTI et al. 2006, HELTAI et al. 2011, REICZIGEL et al. 2010). Ezt a feltételezést erősíti, hogy a fizikai talajféleség-kategóriák esetében a két ragadozó kotorékainak eloszlása szinte teljes mértékben ellentétes és ez a különbség statisztikailag is alátámasztható (15. táblázat). A vegetáció ökológiai kategorizálása esetében pedig közelítőleg ugyanolyan kotorékeloszlás figyelhető meg, mint amilyen a szobi vizsgálat során volt tapasztalható (11. és 16. táblázat).

Az alfejezetet összefoglalva az a következtetés vonható le, hogy a néhány ezer hektáros, vadgazdálkodási egység méretű vizsgálati területeken több élőhelyi paraméterre elvégzett vizsgálat esetén is inkább csak jelzés értékű eltéréseket lehet találni a két ragadozó kotorékhely-választásában. A statisztikailag alátámasztott, biológiailag is értelmezhető különbségek előfordulása csekély. A módszer előnyeként elmondható, hogy hazánkban régóta ismertnek és alkalmazottnak tekinthető, ezért lehetővé teszi a korábbi vizsgálatok eredményeivel való összehasonlítást, együttes elemzést (HELTAI et al. 2011).



### 5.2.2. Kotorékhely-választás a mozgáskörzet szintjén

A szobi vizsgálati területen a lakott kotorékok köré térinformatikai módszerrel elhelyezett három különböző méretű pufferkörökön belül a borz esetében az ökológiai élőhelykategóriák aránya állandónak tekinthető. Minden pufferen belül a fedett és a nyílt élőhely a meghatározó, a vegyes területek aránya a lakott kotorékok és a lakott nagy várak esetében is 10% alatti (12. táblázat). A rókakotorékok környezetében lévő ökológiai élőhelykategóriák arányát tekintve a különböző méretű pufferekben a borzhoz képest változatosabb képet kapunk. A kotorékokhoz közeledve a fedett élőhely aránya közel állandónak tekinthető, a nyílt területek csökkenő trendet mutatnak, míg a vegyes kategória arányát növekvő tendencia jellemzi (13. táblázat). Ez a mintázat mind a lakott kotorékok, mind a lakott nagy várak esetében megfigyelhető, és az utóbbiakat tekintve kifejezettebb. A két ragadozó lakott kotorékainak és lakott nagy várainak környezetében vizsgált ökológiai élőhelykategória arányok összevetése alapján az élőhelyszerkezetben statisztikailag igazolható különbség mutatható ki, amely mindhárom pufferen belül a vegyes kategória arányában jelentkezik elsődlegesen. A kotorék elhelyezkedésre és a rádiótelemetriára alapozott külföldi vizsgálatok a vegyes élőhelyet (cserjések, fiatalos erdőállományok) a borz számára, mint preferált területet kizárólag a mediterrán régióban írják le (FEDRIANI et al. 1999, REVILLA et al. 2000, 2001). A róka esetében azonban széles elterjedési területének több pontjáról is rendelkezünk olyan tanulmányokkal, melyek kedveltnak jellemzik ezt az élőhelytípust (JONES és THEBERGE 1982, CAVALLINI és LOVARI 1991, LUCHERINI et al. 1995, ADKINS és STOTT 1998, FEDRIANI et al. 1999, WHITE et al. 2006). A két faj lakott nagy várainak környezetében a 400 méter sugarú pufferen belül további statisztikailag igazolható élőhelyi különbséget jelent az eltérő kisemlős lyuksűrűség, mely a rókavárak környezetében nagyságrendileg kétszerese a borzváraknál mért denzitásnak. Ezt az eredményt kiegészítve a kisemlős lyuksűrűség és a kisemlős egyedszám, valamint a kisemlős biomassza kapcsolatának feltárására irányuló esettanulmány adataival feltételezhető, hogy a kisemlős egyedsűrűség és a biomassza is magasabb a rókavárak környezetében. Ennek magyarázatául szolgálhat a kisemlősöknek, kiemelten az egér- és pocokfajoknak a két ragadozó táplálék-összetételében betöltött szerepe. A róka számára ez a fajcsoport jelenti a táplálékbázis alapját (SERAFINI és LOVARI 1993, BALTRŪNAITĖ 2006, LANSZKI et al. 2006), míg a borz többnyire a gerincteleneket és a különböző növényi részeket fogyasztja magas arányban (GOSZCZYŃSKI et al. 2000, LANSZKI 2002, BALESTRIERI et al. 2009a, BAREA-AZCÓN et al. 2010). A lakott nagy várak környezetében mért kisemlős lyuksűrűség és a 400 méter sugarú pufferen belüli élőhelyi arányok kapcsolatát vizsgálva a vegyes élőhellyel mutatható ki pozitív,

szoros korreláció. Ez alapján feltételezhető, hogy a róka számára a vegyes élőhely a takarás mellett (CAVALLINI és LOVARI 1994, FEDRIANI et al. 1999) a magasabb kisemlős egyedsűrűség és biomassa következtében is fontos lehet (JONES és THEBERGE 1982, PHILLIPS és CATLING 1991, PANEK és KAMIENIARZ 2017).

A valkói vizsgálat során mind a borz, mind a róka lakott kotorékainak környezetében az ökológiai élőhelykategóriák közül a fedett bizonyult meghatározónak (17. táblázat). A vegyes élőhely másodlagosnak, a nyílt területek pedig harmadrendűnek tekinthetők. Arányváltozás kizárólag a nyílt kategóriában mutatható ki, az élőhelyet a kotorékok felé haladva csökkenő tendencia jellemzi. A két ragadozó kotorékainak környezetét összehasonlítva az élőhelyszerkezet azonosnak tekinthető, statisztikailag igazolható különbség egyik kategória esetében sem mutatható ki. A lakott kotorékok környezetében mért ökológiai élőhelykategória arányok alapján a szobi és a valkói vizsgálati területet összehasonlítva kizárólag a vegyes élőhely tekinthető azonos arányúnak mindkét ragadozó esetében. Ez az eredmény azonban inkább a két vizsgálati terület eltérő élőhelyi arányaira mutat rá (11. és 16. táblázat), mintsem a vegyes élőhelynek a kotorék-hely-választásban betöltött stabil szerepére. A valkói területen a talaj fizikai féleségét vizsgálva a borzkotorékok 400 méter sugarú környezetében a homoknál kötöttebb talajok a jellemzőek, míg a rókakotorékokat tekintve nincs kimutatható különbség a homok és az annál kötöttebb talajok területi arányában. A két ragadozó kotorékai esetében tapasztalt arányokat összevetve kimutatható, hogy a borz kotorék-hely-választása a rókához képest a homoknál kötöttebb talajok irányába tolódik el. A borz esetében ezzel egyező képet mutat az a Csehországban végzett tanulmány (MATYÁŠTÍK és BIČÍK 1999), melynek eredményei szerint a borzkotorékok többsége (79%) a homoknál kötöttebb talajokon fordult elő. A táplálékforrások kínálatát a lakott kotorékok környezetében vizsgálva elmondható, hogy a kisemlős lyuksűrűség mindkét ragadozó esetében alacsonynak tekinthető, erre alapozva szignifikáns különbség nem mutatható ki. A földigiliszta-félék egyedsűrűsége és biomasszája statisztikailag igazolhatóan magasabb volt a borzkotorékok környezetében. Erre az eredményre magyarázatot adhat a borz táplálék-összetételének irodalmi feldolgozása, mely alapján feltételezhető, hogy a valkói területen ezek a fajok jelentik a ragadozó egyik alapvető táplálékforrását (GOSZCZYŃSKI et al. 2000, LANSZKI 2002, BALESTRIERI et al. 2009a). A földigiliszta egyedsűrűség pozitív, mérsékelt erősségű kapcsolatot mutatott a homoknál kötöttebb talajok területi arányával és negatívan korrelált a homoktalajok előfordulásával. Az eredmény összhangban van azokkal a külföldi kutatásokkal, melyek a borz élőhelyhasználatát a földigiliszta sűrűséggel hozzák összefüggésbe (KRUUK et al. 1979, KOWALCZYK et al. 2003). A földigiliszta sűrűség és biomassa a nyílt élőhely arányával is pozitívan korrelált, azonban ezt az eredményt az

élőhelykategória teljes vizsgálati területi (3,9%) és a katorékok környezetében (0,4-4,3%) mért alacsony aránya alapján nem tartom biológiailag meghatározónak.

Az alfejezet átfogó következtetéseként elmondható, hogy amikor az európai borz és a vörös róka katorékhely-kompetíciójának elemzését a vadgazdálkodási egység méretű vizsgálati terület helyett a két ragadozó mozgáskörzetének megfelelő kiterjedésű mérettartományban (WEBER és MEIA 1996, TUYTTENS et al. 2000, KOWALCZYK et al. 2003, KOWALCZYK et al. 2006) végezzük el, a különbségek láthatóvá válnak. Mikrohabitat szinten eltérő mintázatú élőhelyeket választanak katorékok helyéül, amely akár a vegetáció szerkezetében, akár a talaj fizikai féleségét tekintve is megmutatkozhat. Azonban ez az élőhelyválasztás feltételezhetően inkább másodlagos, vagyis ezek az élőhelyi paraméterek csak közvetetten meghatározóak. Az elsődleges tényezőt a két ragadozó táplálékbázisának alapját képző eltérő prédafajok területi eloszlásának különbsége jelentheti (PHILLIPS és CATLING 1991, KOWALCZYK et al. 2003, LANSZKI et al. 2006, BALESTRIERI et al. 2009a). Ez az összetett rendszer állhat Magyarországon az európai borz és a vörös róka dombvidéki niche-szegregációjának hátterében. A két ragadozó ökológiájában rejlő apró különbségek, eltérések csökkenteni képesek a kompetíció mértékét és hozzájárulnak ahhoz, hogy állományaik ugyanazon a területen, egyidőben jelen lehessenek.

### 5.3. Javaslatok

Vizsgálatom eredményei alapján az európai borz és a vörös róka kotorékhely-kompetíciójának megismerésére irányuló további kutatások során javaslom:

- a niche-átfedés/szegregáció részletesebb feltárása érdekében a korábbi vadgazdálkodási egység szintű elemzések mellett, a puffer módszer általános alkalmazását,
- a puffer módszerrel vizsgált élőhelyi változók körének további bővítését (pl. domborzat egyenetlensége, vízfolyások, ideiglenes vízfolyások mennyisége, mesterséges vadetető, szórók jelenléte).

A kutatók, valamint a vadgazdálkodás és a természetvédelem gyakorlati szakemberei számára az európai borz és a vörös róka kotorékaira alapozott vizsgálatok során egyaránt javaslom:

- a különböző területeken és időszakokban mért adatok megbízhatóbb összehasonlítása érdekében az értekezésben ismertetett kotorék elkülönítési módszer alkalmazását, feltéve, ha nincs lehetőség a kotorékok járatrendszerének pontos feltérképezésére (pl. megásás).

A vadgazdálkodás és a természetvédelem gyakorlati szakemberei számára a vörös rókával kapcsolatos kotorékbecslések, kotorékkeresések kivitelezése során javaslom:

- a kotorékok hatékonyabb felkutatása érdekében a laza szerkezetű talajok, a vegyes élőhelyek (cserjések, fiatalos erdőállományok), és a gazdagabb kisemlőskínálattal rendelkező területek részletes feltárását.

## 6. Összefoglalás

Az európai borz és a vörös róka általános magyarországi elterjedésének következtében a legtöbb hazai életközösségben meghatározó szerepű, valamint a vadgazdálkodás és a természetvédelem területén is nagy jelentőséggel bíró fajok. Ezért a velük való, biológiailag megalapozott gazdálkodás kidolgozása releváns feladat, amelyhez meg kell ismernünk szokásaikat, életmódjukat. Különösen érdekes annak a feltárása, hogy e két élőhelyi igényében egymásra sokban hasonlító faj hogyan osztja fel az olyan szükséges és közösen használt forrásokat, mint a kotorékásásra alkalmas élőhelyek.

Az európai borzzal és a vörös rókával kapcsolatos hazai tudáshiány ismeretében munkám elsődleges céljaként a két faj élőhelyválasztásához fűződő ismeretanyag bővítését és a kotorék hely-kompetíció vizsgálatát tűztem ki, melyet a niche-szegregáció oldaláról közelíték meg.

A vizsgálat során három különböző léptékű elemzést végeztem el. Az első esetben tizenegy, Magyarországon az ezredforduló után végzett kotorékbecslés és kotorék hely-választás vizsgálat alapadatait felhasználva, országos szinten elemeztem a két ragadozó kotorék hely-választását. A második esetben a vegetáció és egyes talajtani paraméterek szerepe két, vadgazdálkodási egység méretű vizsgálati területen került elemzésre. A harmadik módszer során a vizsgálati területeken talált kotorékok közvetlen környezetét puffer módszerrel vizsgáltam.

Az első elemzési módszer alapján országos szinten a borz a lomblevelű erdőt, valamint a tűlevelű vegetációt preferálta, ezzel ellentétben elkerülte a nyílt területeket. A róka esetében a lomblevelű erdő preferenciája és a nyílt területek elkerülése volt kimutatható, a tűlevelű erdő területi arányának megfelelően használta kotorékásásra. Statisztikailag igazolható, hogy a két ragadozó kotorék hely-választása a tűlevelű erdő esetében markánsan eltér. A második elemzés eredményei alapján elmondható, hogy a néhány ezer hektáros, vadgazdálkodási egység méretű vizsgálati területeken több élőhelyi paraméterre elvégzett vizsgálat esetén is inkább csak jelzés értékű eltéréseket lehet találni a két ragadozó kotorék hely-választásában. A statisztikailag alátámasztott, biológiailag is értelmezhető különbségek hiányoznak. A harmadik elemzés, azaz a puffer módszer alapján láthatóvá válik, hogy a két faj mikrohabitat szinten eltérő mintázatú élőhelyeket választ kotorékának helyéül, amelynek háttérben elsősorban az állhat, hogy mindkét ragadozó táplálékbázisának alapját eltérő prédafajok alkotják, melyek állománysűrűségének területi mintázata különböző. Ez a különbség jelentheti Magyarországon az európai borz és a vörös róka dombvidéki niche-szegregációjának alapját.

## 7. Summary

Due to the general occurrence the European badger and the red fox have an important role in most of the ecosystems of the Carpathian basin. Thus they have also great importance in wildlife management and nature conservation. Therefore the development of a management based on their biological knowledge is a relevant task. It is particularly interesting to answer how can these species divide such necessary and commonly used resources (e.g the potential burrow sites) with similar habitat use.

Motivated by the insufficient knowledge of the European badger and the red fox in Hungary, the primary aim was to collect data about the habitat selection and the burrow site competition of these species.

In my study three methods with different scales were carried out: (1) I used basic data of 11 studies from Hungary since 2000. I analyzed the nationwide burrow site selection of the predators. (2) The role of vegetation and some soil parameters were studied in two game management unit sized (few thousand hectares) study areas. (3) I analyzed the surroundings of the burrows by buffer method in the study areas.

According to the first method the badger favoured (preferred) the deciduous forest and the coniferous vegetation, in contrast, avoided open areas at national level. Firstly, the preference of the deciduous forest and the avoidance of open areas were also shown, the coniferous forest was used with equal ratio like its proportion in the study area by the red fox. The burrow site selection of the predators differed markedly in case of coniferous forest. Secondly, no significant differences were found in the burrow site selection by several habitat parameters. The third analyses (buffer method) showed that predators used different microhabitats. This result could be explained by the different main food resources of the badger and the fox. Predators habitat selection is influenced by the prey species' spatial pattern. According to my results this could be the principle of the niche segregation between the European badger and the red fox in hilly areas of Hungary.

## 8. Mellékletek

### M1. Irodalomjegyzék

- ABE H. (1975): Winter food of the red fox, *Vulpes vulpes schrencki* Kishida (Carnivora: Canidae), in Hokkaido, with special reference to vole populations. In: *Applied Entomology and Zoology*, 10 (1) 40-51. p.
- ABLES E. D. (1969): Home-range studies of red foxes (*Vulpes vulpes*). In: *Journal of Mammalogy*, 50 (1) 108-120. p.
- ADKINS C. A., STOTT P. (1998): Home ranges, movements and habitat associations of red foxes *Vulpes vulpes* in suburban Toronto, Ontario, Canada. In: *Journal of Zoology*, 244 (3) 335-346. p.
- ANDERSEN J. (1955): The food of the Danish badger (*Meles meles danica*) with special reference to the summer months. In: *Danish Review of Game Biology*, 3 1-75. p.
- ARJO W. M., PLETSCHER D. H. (2004): Coyote and wolf habitat use in Northwestern Montana. In: *Northwest Science*, 78 (1) 24-32. p.
- BALESTRIERI A., REMONTI L., PRIGIONI C. (2004): Diet of the Eurasian badger (*Meles meles*) in an agricultural riverine habitat (NW Italy). In: *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 15 (2) 3-12. p.
- BALESTRIERI A., REMONTI L., PRIGIONI C. (2005): Local feeding specialization of the red fox (*Vulpes vulpes*) in response to eastern cottontail (*Sylvilagus floridanus*) introduction (NW Italy). In: *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 16 (2) 113-126. p.
- BALESTRIERI A., REMONTI L., PRIGIONI C. (2009a): Exploitation of food resources by the Eurasian badger (*Meles meles*) at the altitudinal limit of its Alpine range (NW Italy). In: *Zoological Science*, 26 (12) 821-827. p.
- BALESTRIERI A., REMONTI L., PRIGIONI C. (2009b). Habitat selection in a low-density badger *Meles meles* population: a comparison of radio-tracking and latrine surveys. In: *Wildlife Biology*, 15 (4) 442-448. p.
- BALTRŪNAITĖ L. (2001): Feeding habits, food niche overlap of red fox (*Vulpes vulpes* L.) and pine marten (*Martes martes* L.) in hilly moraine highland, Lithuania. In: *Ekologija*, 2 27-32. p.
- BALTRŪNAITĖ L. (2002): Diet composition of the red fox (*Vulpes vulpes* L.), pine marten (*Martes martes* L.) and raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides* Gray) in clay plain landscape, Lithuania. In: *Acta Zoologica Lituanica*, 12 (4) 362-368. p.
- BALTRŪNAITĖ L. (2006): Diet and winter habitat use of the red fox, pine marten and raccoon dog in Dzūkija National Park, Lithuania. In: *Acta Zoologica Lituanica*, 16 (1) 46-53. p.
- BANG P., DAHLSTRÖM P. (2006): Állatnyomok és -jelek. Budapest: M-érték Kiadó Kft., 264 p.
- BAREA-AZCÓN J. M., BALLESTEROS-DUPERÓN E., GIL-SÁNCHEZ J. M., VIRGÓS E. (2010): Badger *Meles meles* feeding ecology in dry Mediterranean environments of the southwest edge of its distribution range. In: *Acta Theriologica*, 55 (1) 45-52. p.
- BARTMAŃSKA J., NADOLSKA M. (2003): The density and distribution of badger setts in the Sudety Mountains, Poland. In: *Acta Theriologica*, 48 (4) 515-525. p.
- BESCHTA R. L., RIPPLE W. J. (2012): The role of large predators in maintaining riparian plant communities and river morphology. In: *Geomorphology*, 157-158 88-98. p.
- BIRKÁS M. (2006): Környezetkímélő alkalmazkodó talajművelés. Gödöllő: Szent István Egyetem, 367 p.

- BIRÓ ZS., SZEMETHY L., HELTAI M. (2004): Home range sizes of wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats (*Felis silvestris f. catus*) in a hilly region of Hungary. In: *Mammalian Biology*, 69 (5) 302-310. p.
- BIRÓ ZS., BLEIER N., HELTAI M., LANSZKI J. (2010): A borz táplálékválasztása mezőgazdasági élőhelyen. In: *Nimród*, 98 (4) 10-13. p.
- BOESI R., BIANCARDI C. (2002): Diet of the Eurasian badger *Meles meles* (Linnaeus, 1758) in the Natural Reserve of Lago di Piano, northern Italy. In: *Mammalian Biology*, 67 (2) 120-125. p.
- BOONSTRA R., KREBS C. J. (1978): Pitfall trapping of *Microtus townsendii*. In: *Journal of Mammalogy*, 59 (1) 136-148. p.
- BOSSARD M., FERANEC J., OTAHEL J. (2000): CORINE land cover technical guide. Copenhagen: European Environment Agency, 105 p.
- BROSETH H., KNUTSEN B., BEVANGER K. (1997): Spatial organization and habitat utilization of badgers *Meles meles*: effects of food patch dispersion in the boreal forest of central Norway. In: *Mammalian Biology*, 62 12-22. p.
- 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. p.
- CANOVA L., ROSA P. (1994): Badger *Meles meles* and fox *Vulpes vulpes* food in agricultural land in the western Po plain (Italy). In: *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 5 (1-2) 73-78. p.
- CATLING P. C. (1988): Similarities and contrasts in the diets of foxes, *Vulpes vulpes*, and cats, *Felis catus*, relative to fluctuating prey populations and drought. In: *Wildlife Research*, 15 (3) 307-317. p.
- CAVALLINI P., LOVARI S. (1991): Environmental factors influencing the use of habitat in the red fox, *Vulpes vulpes*. In: *Journal of Zoology*, 223 (2) 323-339. p.
- CAVALLINI P., LOVARI S. (1994): Home range, habitat selection and activity of the red fox in a Mediterranean coastal ecotone. In: *Acta Theriologica*, 39 (3) 279-287. p.
- CIAMPALINI B., LOVARI S. (1985): Food habits and trophic niche overlap of the badger (*Meles meles* L.) and the red fox (*Vulpes vulpes* L.) in a Mediterranean coastal area. In: *Mammalian Biology*, 50 226-234. p.
- CLEARY G. P., CORNER L. A., O'KEEFFE J., MARPLES N. M. (2009): The diet of the badger *Meles meles* in the Republic of Ireland. In: *Mammalian Biology*, 74 (6) 438-447. p.
- CONTESSE P., HEGGLIN D., GLOOR S., BONTADINA F., DEPLAZES P. (2004): The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. In: *Mammalian Biology*, 69 (2) 81-95. p.
- CROFT J. D., HONE L. J. (1978): The stomach contents of foxes, *Vulpes Vulpes*, collected in New South Wales. In: *Wildlife Research*, 5 (1) 85-92. p.
- CROOKS K. R., SOULÉ M. E. (1999): Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. In: *Nature*, 400 563-566. p.
- CSÁNYI S. (2000): A ragadozók és az ember viszonyának változásai. In: *A vadgazdálkodás időszerű tudományos kérdései*, 1 7-16. p.
- CSÁNYI S. (2007): Vadbiológia. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 135 p.
- DAVISON J., HUCK M., DELAHAY R. J., ROPER T. J. (2009): Restricted ranging behaviour in a high-density population of urban badgers. In: *Journal of Zoology*, 277 (1) 45-53. p.
- DELAHAY R. J., WARD A. I., WALKER N., LONG B., CHEESEMAN C. L. (2007): Distribution of badger latrines in a high-density population: habitat selection and implications for the transmission of bovine tuberculosis to cattle. In: *Journal of Zoology*, 272 (3) 311-320. p.



- DIBELLO F. J., ARTHUR S. M., KROHN W. (1990): Food habits of sympatric coyotes, *Canis latrans*, red foxes, *Vulpes vulpes*, and bobcats, *Lynx rufus*, in Maine. In: *Canadian Field-Naturalist*, 104 (3) 403-408. p.
- DO LINH SAN E., FERRARI N., WEBER J. M. (2007): Socio-spatial organization of Eurasian badgers (*Meles meles*) in a low-density population of central Europe. In: *Canadian Journal of Zoology*, 85 (9) 973-984. p.
- DONCASTER C. P., DICKMAN C. R., MACDONALD D. W. (1990): Feeding ecology of red foxes (*Vulpes vulpes*) in the city of Oxford, England. In: *Journal of Mammalogy*, 71 (2) 188-194. p.
- ELMEROS M., MADSEN A. B., PRANG A. (2005): Home range of the badger (*Meles meles*) in a heterogeneous landscape in Denmark. In: *Lutra*, 48 (1) 35-44. p.
- ENGLUND J. (1965): Studies on food ecology of the red fox (*Vulpes v.*) in Sweden. In: *Viltrevy*, 3 377-485. p.
- ERDEI M. (1977): Food-biological investigations on the red fox populations in Southern Hungary. In: *Acta Biologica Szeged*, 23 (1-4) 97-107. p.
- FAIRLEY J. S. (1970): The food, reproduction, form, growth and development of the fox *Vulpes vulpes* (L.) in north-east Ireland. In: *Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B: Biological, Geological, and Chemical Science*, 69 103-137. p.
- FARKAS D. (1983): Újabb adatok a róka táplálkozásáról. - Beszámoló jelentés a Természet- és Vadvédelmi Állomás 1983. évi munkájáról. In: *Fácánkert*, 41-44. p.
- FEDRIANI J. M., PALOMARES F., DELIBES M. (1999): Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. In: *Oecologia*, 121 (1) 138-148. p.
- FERRARI N., WEBER J. M. (1995): Influence of the abundance of food resources on the feeding habits of the red fox, *Vulpes vulpes*, in western Switzerland. In: *Journal of Zoology*, 236 (1) 117-129. p.
- FISHER R. A. (1922): On the interpretation of  $\chi^2$  from contingency tables, and the calculation of P. In: *Journal of the Royal Statistical Society*, 85 (1) 87-94. p.
- FISCHER C., FERRARI N., WEBER J. M. (2005): Exploitation of food resources by badgers (*Meles meles*) in the Swiss Jura Mountains. In: *Journal of Zoology*, 266 (2) 121-131. p.
- FRYXELL J. M., SINCLAIR A. R. E., CAUGHLEY G. (Szerk.) (2014): Wildlife ecology, conservation, and management. Third edition. Chichester: Wiley-Blackwell, 528 p.
- FULLER A. K., HARRISON D. J., LACHOWSKI H. J. (2004): Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure. In: *Forest Ecology and Management*, 191 (1) 373-386. p.
- GLEN A. S., DICKMAN C. R., SOULÉ M. E., MACKEY B. G. (2007): Evaluating the role of the dingo as a trophic regulator in Australian ecosystems. In: *Austral Ecology*, 32 (5) 492-501. p.
- GOLDYN B., HROMADA M., SURMACKI A., TRYJANOWSKI P. (2003): Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. In: *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 49 (3) 191-200. p.
- GOSSELINK T. E., VAN DEELEN T. R., WARNER R. E., JOSELYN M. G. (2003): Temporal habitat partitioning and spatial use of coyotes and red foxes in east-central Illinois. In: *The Journal of Wildlife Management*, 67 (1) 90-103. p.
- GOSZCZYŃSKI J., JEDRZEJEWSKA B., JEDRZEJEWSKI W. (2000): Diet composition of badgers (*Meles meles*) in a pristine forest and rural habitats of Poland compared to other European populations. In: *Journal of Zoology*, 250 (4) 495-505. p.
- GOSZCZYŃSKI J., WÓJTOWICZ I. (2001): Annual dynamics of den use by red foxes *Vulpes vulpes* and badgers *Meles meles* in central Poland. In: *Acta theriologica*, 46 (4) 407-417. p.
- GYÖRFFY L. [1974]: Szörmés és szárnyas kártevők létszámapasztásáról. [Budapest: MAVOSz.] (MAVOSz füzetek, 2) 53 p.

- HANSSON L. (1979): Field signs as indicators of vole abundance. In: *Journal of Applied Ecology*, 16 (2) 339-347. p.
- HARASZTHY L. (Szerk.) (1998): Magyarország madarai. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 441 p.
- HARRIS S. (1981): The food of suburban foxes (*Vulpes vulpes*), with special reference to London. In: *Mammal Review*, 11 (4) 151-168. p.
- HALPIN M. A., BISSONETTE J. A. (1988): Influence of snow depth on prey availability and habitat use by red fox. In: *Canadian Journal of Zoology*, 66 (3) 587-592. p.
- HELLDIN J-O., DANIELSSON A. V. (2007): Changes in red fox *Vulpes vulpes* diet due to colonisation by lynx *Lynx lynx*. In: *Wildlife Biology*, 13 (4) 475-480. p.
- HELTAI M. (Szerk.) (2010): Emlős ragadozók Magyarországon. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 240 p.
- HELTAI M., BIRÓ ZS., SZEMETHY L. (2001): A borz terjeszkedése Magyarországon 1988 és 2000 között. In: *Vadbiológia*, 8 63-68. p.
- HELTAI M., HORVÁTH ZS., KISS Á., NAGY A., MARKOLT F., SZENTKIRÁLYI P., LANSZKI J. (2011): Habitat selection of the Eurasian badger in various areas of Hungary. In: *Review on Agricultural and Rural Development*, 6 (1) 81-85. p.
- HELTAI M., HORVÁTH Zs., KISS Á., NAGY A., MARKOLT F., SZENTKIRÁLYI P., LANSZKI J., KOZÁK L., MÁRTON M. (2013): Habitat-dependent burrow preference of the Eurasian badger in its original and new occurrence areas of Hungary. In: *Acta Zoologica Bulgarica*, 65 (4) 487-492. p.
- HELTAI M., LANSZKI J. (2003): Adatok a borz táplálkozásához. In: *Vadbiológia*, 10 87-91. p.
- HELTAI M., LANSZKI J., SZEMETHY L. (2000): Adalékok a vörös róka táplálkozásához. In: *Vadbiológia*, 7 72-82. p.
- HELTAI M., MÁRTON M., SZEMETHY L., CSÁNYI S. (2016a): A ragadozógazdálkodás értékelése az elmúlt évtized adatai alapján. In: *Vadbiológia*, 18 51-62. p.
- HELTAI M., PALÁNKI G., ZUBORECZ T., MÁRTON M. (2016b): A kisemlősök táplálékhálózatokban betöltött szerepe és irtásuk lehetséges következményei. 145-149. p. In: PECHTOL J. (Szerk.): *Vadászévkönyv*. Pusztazámor: Dénes Natur Műhely Kiadó, 175 p.
- HELTAI M., PATKÓ L., SZABÓ L., MÁRTON M., SZEMETHY L. (2016c): Miért kell ismerni a közönséges ragadozó fajok helyzetét védett területeken? 16. p. In: ZIMMERMANN Z., SZABÓ G. (Szerk.): *NATURA 2000 területek természetvédelmi vizsgálatai, élőhelykezelési, fenntartási tapasztalatai a "Fenntartható fejlődés a Kárpát-medencében III."* című konferenciasorozat keretében: *Nature conservation investigations in NATURA 2000 sites, in „Sustainable development in the Carpathian basin III”* conference. Gödöllő: Szent István Egyetem Egyetemi Kiadó, 77 p.
- HELTAI M., SZEMETHY L. (2010): A róka és a borz kotoréksűrűségének felmérése egy kijelölt területen. 199-200. p. In: SZALKAY CS., PENKSZA K. (Szerk.): *Természetvédelmi, környezetvédelmi és tájökölógiai praktikum*. Piliscsév: Műszaki Könyvkiadó Kft., 218 p.
- HELTAY I. (1989): A róka ökológiája és vadászata. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó, 176 p.
- HEWSON R. (1983): The food of wild cats (*Felis silvestris*) and red foxes (*Vulpes vulpes*) in west and north-east Scotland. In: *Journal of Zoology*, 200 (2) 283-289. p.
- HIRKA A., CSÓKA GY. (2007): A 2006. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2007-ben várható károsítások. In: *Növényvédelem*, 43 (4) 113-118. p.
- HOCKMAN J. G., CHAPMAN J. A. (1983): Comparative feeding habits of red foxes (*Vulpes vulpes*) and gray foxes (*Urocyon cinereoargenteus*) in Maryland. In: *American Midland Naturalist*, 110 (2) 276-285.
- HOLMALA K., KAUALA K. (2009): Habitat use of medium-sized carnivores in southeast Finland - key habitats for rabies spread? In: *Annales Zoologici Fennici*, 46 (4) 233-246. p.

- HOPF H. S., MORLEY G. E. J., HUMPHRIES J. R. O. (Szerk.) (1976): Rodent damage to growing crops and to farm and village storage in tropical and subtropical regions. Natural Resources Institute, 115 p.
- HORVÁTH GY. (2004): Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populáció monitorozása a Kis-Balaton területén. In: *Állattani Közlemények*, 89 (2) 5-16. p.
- HORVÁTH GY., MOLNÁR D., CSONKA G. (2005): Population dynamics and spatial pattern of small mammals in protected forest and reforested area. In: *Natura Somogyiensis*, 7 191-207. p.
- HORVÁTH GY., SCHÄFFER D., MOLNÁR D., POGÁNY Á. (2006): Kisemlősök populációs és közösségi vizsgálata két ártéri erdőtípusban. In: *Natura Somogyiensis*, 9 325-332. p.
- HUBBS A. H., KARELS T., BOONSTRA R. (2000): Indices of population size for burrowing mammals. In: *The Journal of Wildlife Management*, 64 (1) 296-301. p.
- HUTCHINGS M. R., SERVICE K. M., HARRIS S. (2001): Defecation and urination patterns of badgers *Meles meles* at low density in south west England. In: *Acta Theriologica*, 46 (1) 87-96. p.
- JACOBS J. (1974): Quantitative measurement of food selection. In: *Oecologia*, 14 (4) 413-417. p.
- JARMENO A., LIBERG O. (2005): Red fox removal and roe deer fawn survival: A 14-year study. In: *Journal of Wildlife Management*, 69 (3) 1090-1098. p.
- JĘDRZEJEWSKI W., JĘDRZEJEWSKA B. (1992): Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Białowieża National Park, Poland. In: *Ecography*, 15 (2) 212-220. p.
- JONES D. M., THEBERGE J. B. (1982): Summer home range and habitat utilisation of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a tundra habitat, northwest British Columbia. In: *Canadian Journal of Zoology*, 60 (5) 807-812. p.
- JUMEAU J., WOLF D., GUTHMANN L., GORLERO N., BUREL F., HANDRICH Y. (2017): The use of military bunkers by the European badger and red fox in Western Europe. In: *Urban Ecosystems*, 1-9. p. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0721-y>
- KATONA K., HALPERN B., DEMES T., NYESTE M., BRANKOVITS D., SÁNDOR I. (2007): Zsákmányállatok és búvóhelyek elérhetősége a rákosi vipera kiskunsági élőhelyein. In: *Rosalia*, 3 185-194. p.
- KARACA A. (Szerk.) (2011): Biology of earthworms. Berlin: Springer-Verlag, 316 p.
- KAUHALA K. (1994): The raccoon dog: a successful canid. In: *Canid News* 2 (hozzáférés: <http://www.canids.org/PUBLICAT/CNDNEWS2/racoondg.htm>)
- KAUHALA K., AUTTILA M. (2010): Estimating habitat selection of badgers - a test between different methods. In: *Folia Zoologica*, 59 (1) 16-25. p.
- KAUHALA K., LAUKKANEN P., VON RÉGE I. (1998): Summer food composition and food niche overlap of the raccoon dog, red fox and badger in Finland. In: *Ecography*, 21 (5) 457-463. p.
- KOWALCZYK R., JĘDRZEJEWSKA B., ZALEWSKI A. (2003): Annual and circadian activity patterns of badgers (*Meles meles*) in Białowieża Primeval Forest (eastern Poland) compared with other Palaearctic populations. In: *Journal of Biogeography*, 30 (3) 463-472. p.
- KOWALCZYK R., JĘDRZEJEWSKA B., ZALEWSKI A., JĘDRZEJEWSKI W. (2008): Facilitative interactions between the Eurasian badger (*Meles meles*), the red fox (*Vulpes vulpes*), and the invasive raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Białowieża Primeval Forest, Poland. In: *Canadian Journal of Zoology*, 86 (12) 1389-1396. p.
- KOWALCZYK R., ZALEWSKI A. (2011): Adaptation to cold and predation - shelter use by invasive raccoon dogs *Nyctereutes procyonoides* in Białowieża Primeval Forest (Poland). In: *European Journal of Wildlife Research*, 57 (1) 133-142. p.

- KOWALCZYK R., ZALEWSKI A., JĘDRZEJEWSKA B. (2006): Daily movement and territory use by badgers *Meles meles* in Białowieża Primeval Forest, Poland. In: *Wildlife Biology*, 12 (4) 385-391. p.
- KOWALCZYK R., ZALEWSKI A., JĘDRZEJEWSKA B., ANSORGE H., BUNEVICH A. N. (2009): Reproduction and mortality of invasive raccoon dogs (*Nyctereutes procyonoides*) in the Białowieża Primeval Forest (Eastern Poland). In: *Annales Zoologici Fennici*, 46 (4) 291-301. p.
- KOZÁK L., BARÁTH Z. (2010): A borz fészekpredációjának tanulmányozása műfészkek segítségével. In: *Vadbiológia*, 14 79-86. p.
- KOZÁK L., HELTAI M. (2006): A borz (*Meles meles* Linnaeus, 1758) élőhely-preferenciája Hajdú-Bihar megyében. In: *Állattani közlemények*, 91 (1) 43-55. p.
- KRANZ A., ABRAMOV A.V., HERRERO J., MARAN T. (2016): *Meles meles*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T29673A45203002.
- KRUUK H. (1978): Foraging and spatial organisation of the European badger, *Meles meles* L. In: *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 4 (1) 75-89. p.
- KRUUK H. (Szerk.) (1989): The social badger. Oxford: Oxford University Press, 155 p.
- KRUUK H., PARISH T. (1981): Feeding specialization of the European badger *Meles meles* in Scotland. In: *The Journal of Animal Ecology*, 50 (3) 773-788. p.
- KRUUK H., PARISH T. (1982): Factors affecting population density, group size and territory size of the European badger, *Meles meles*. In: *Journal of Zoology*, 196 (1) 31-39. p.
- KRUUK H., PARISH T. (1985): Food, food availability and weight of badgers (*Meles meles*) in relation to agricultural changes. In: *Journal of Applied Ecology*, 22 (3) 705-715. p.
- KRUUK H., PARISH T., BROWN C. A. J., CARRERA J. (1979): The use of pasture by the European badger (*Meles meles*). In: *Journal of Applied Ecology*, 16 (2) 453-459. p.
- LANSZKI J. (2002): Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája. In: *Natura Somogyiensis*, 4., 177 p.
- LANSZKI J. (2004): Somogyi lápok talajszinten élő emlős faunáinak vizsgálata. In: *Állattani Közlemények*, 89 (2) 23-30. p.
- LANSZKI J. (2012): Ragadozó emlősök táplálkozási kapcsolatai. In: *Natura Somogyiensis*, 21., 304 p.
- LANSZKI J., KÖRMENDI S., HANCZ CS., ZALEWSKI A. (1999): Feeding habits and trophic niche overlap in a Carnivora community of Hungary. In: *Acta Theriologica*, 44 (4) 429-442. p.
- LANSZKI J., HELTAI M., SZABÓ L. (2006): Feeding habits and trophic niche overlap between sympatric golden jackal (*Canis aureus*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in the Pannonian ecoregion (Hungary). In: *Canadian Journal of Zoology*, 84 (11) 1647-1656. p.
- LARA-ROMERO C., VIRGÓS E., ESCRIBANO-ÁVILA G., MANGAS J. G., BARJA I., PARDAVILA X. (2012): Habitat selection by European badgers in Mediterranean semi-arid ecosystems. In: *Journal of Arid Environments*, 76 43-48. p.
- LEOPOLD A. (Szerk.) (1933): Game management. New York: C. Scribner's Sons, 481 p.
- LINDSTRÖM E. (1983): Condition and growth of red foxes (*Vulpes vulpes*) in relation to food supply. In: *Journal of Zoology*, 199 (1) 117-122. p.
- LINDSTRÖM E. (1989): Food limitation and social regulation in a red fox population. In: *Ecography*, 12 (1) 70-79. p.
- LISICKÁ L., LOSÍK J., ZEJDA J., HEROLDOVÁ M. (2007): Measurement error in a burrow index to monitor relative population size in the common vole. In: *Folia Zoologica*, 56 (2) 169-176. p.
- LUCHERINI M., CREMA G. (1995): Seasonal variation in the food habits of badgers in an alpine valley. In: *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 7 (1-2) 165-171. p.

- LUCHERINI M., LOVARI S., CREMA G. (1995): Habitat use and ranging behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a Mediterranean rural area: is shelter availability a key factor? In: *Journal of Zoology*, 237 (4) 577-591. p.
- MACDONALD D. W., BUESCHING C. D., STOPKA P., HENDERSON J., ELLWOOD S. A., BAKER S. E. (2004a): Encounters between two sympatric carnivores: red foxes (*Vulpes vulpes*) and European badgers (*Meles meles*). In: *Journal of Zoology*, 263 (4) 385-392. p.
- MACDONALD D. W., NEWMAN C., DEAN J., BUESCHING C. D., JOHNSON P. J. (2004b): The distribution of Eurasian badger, *Meles meles*, setts in a high-density area: field observations contradict the sett dispersion hypothesis. In: *Oikos*, 106 (2) 295-307. p.
- MACKIN-ROGALSKA R., ADAMCZEWSKA-ANDRZEJEWSKA K. A., NABAGŁO L. (1986): Common vole numbers in relation to the utilization of burrow systems. In: *Acta Theriologica*, 31 (2) 17-44. p.
- MAJOR J. T., SHERBURNE J. A. (1987): Interspecific relationships of coyotes, bobcats, and red foxes in western Maine. In: *The Journal of Wildlife Management*, 51 (3) 606-616. p.
- MARASSI M., BIANCARDI C. (2002): Diet of the Eurasian badger (*Meles meles*) in an area of the Italian Prealps. In: *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 13 (1-2) 19-28. p.
- MARI L., MATTÁNYI ZS. (2002): Egységes Európai Felszínborítási Adatbázis. A CORINE land cover program. In: *Földrajzi Közlemények*, 126 (1-4) 31-38. p.
- MARTÍN R., RODRÍGUEZ A., DELIBES M. (1995): Local feeding specialization by badgers (*Meles meles*) in a Mediterranean environment. In: *Oecologia*, 101 (1) 45-50. p.
- MATYÁŠTÍK T., BIČÍK V. (1999): Distribution and habitat selection of badger (*Meles meles*) in northern Moravia. In: *Acta Universitatis Palackianae Olomucensis Facultas Rerum Naturalium Biologica*, 37 77-88. p.
- MÁRTON M., HELTAI M. (2017): A talaj lehetséges szerepe a közönséges, középestestű ragadozók élőhelyfelosztásában. 409-416. p. In: BLANKA V., LADÁNYI ZS. (Szerk.): *Interdiszciplináris táj kutatás a XXI. században: a VII. Magyar Tájökológiai Konferencia tanulmányai*. Szeged: Szegedi Tudományegyetem Földrajzi és Földtudományi Intézet, 656 p.
- MÁRTON M., MARKOLT F., SZABÓ L., HELTAI M. (2014): Niche segregation between two medium-sized carnivores in a hilly area of Hungary. In: *Annales Zoologici Fennici*, 51 (5) 423-432. p.
- MÁRTON M., MARKOLT F., SZABÓ L., KOZÁK L., LANSZKI J., PATKÓ L., HELTAI M. (2016): Den site selection of the European badger, *Meles meles* and the red fox, *Vulpes vulpes* in Hungary. In: *Folia Zoologica*, 65 (1) 72-79. p.
- MEIA J. S., WEBER J. M. (1992): Characteristics and distribution of breeding dens of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a mountainous habitat. In: *Mammalian Biology*, 57 137-143. p.
- MEISNER K., SUNDE P., CLAUSEN K. K., CLAUSEN P., FÆLLED C. C., HOELGAARD M. (2014): Foraging ecology and spatial behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a wet grassland ecosystem. In: *Acta Theriologica*, 59 (3) 377-389. p.
- MILLER B., DUGELBY B., FOREMAN D., RÍO C. M., NOSS R., PHILLIPS M., READING R., SOULÉ M. E., TERBORGH J., WILLCOX L. (2001): The importance of large carnivores to healthy ecosystems. In: *Endangered Species*, 18 (5) 202-210. p.
- MITCHELL-JONES A. J. et al. (1999): *The Atlas of European Mammals*. London: Academic Press, 250 p.
- NEAL E., CHEESEMAN C. (Szerk.) (1996): *Badgers*. London: T and AD Poyser Ltd., 271 p.
- NÉMETH CS. (2014): Kisemlős közösségek vizsgálata a LAJTA project erdősávrendszerében. In: *Magyar Ápróvad Közlemények*, 12 275-356. p.
- PADIAL J. M., AVILA E., SANCHEZ J. M. (2002): Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. In: *Mammalian Biology*, 67 (3) 137-146. p.

- PALOMARES F., CARO T. M. (1999): Interspecific killing among mammalian carnivores. In: *The American Naturalist*, 153 (5) 492-508. p.
- PALOMARES F., GAONA P., FERRERAS P., DELIBES M. (1995): Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. In: *Conservation Biology*, 9 (2) 295-305. p.
- PANEK M., KAMIENIARZ R. (2017): Vole fluctuations, red fox responses, predation on fawns, and roe deer dynamics in a temperate latitude. In: *Mammal Research*, 62 (4) 341-349. p.
- PAPAGEORGIU N. K., SEPOUGARIS A., CHRISTOPOULOU O. G., VLACHOS C. G., PETAMIDIS J. S. (1988): Food habits of the red fox in Greece. In: *Acta Theriologica*, 33 (23) 313-324. p.
- PATALANO M., LOVARI S. (1993): Food habits and trophic niche overlap of the wolf *Canis lupus*, L. 1758 and the red fox *Vulpes vulpes* (L. 1758) in a mediterranean mountain area. In: *Revue d'Écologie*, 48 (3) 279-294. p.
- PHILLIPS M., CATLING P. C. (1991): Home range and activity patterns of red foxes in Nadgee Nature Reserve. In: *Wildlife Research*, 18 (6) 677-686. p.
- PRIGIONI C., DEFLORIAN M. C. (2005): Sett site selection by the Eurasian badger (*Meles meles*) in an Italian Alpine area. In: *Italian Journal of Zoology*, 72 (1) 43-48. p.
- REICHHOLF J. (2006): Emlősök - Természetkalauz. Budapest: M-Érték Kiadó Kft., 288 p.
- REICZIGEL J., HARNOS A., SOLYMOSI N. (Szerk.) (2010): Biostatisztika nem statisztikusoknak. Nagykovácsi: Pars Kft., 462 p.
- REMONTI L., BALESTRIERI A., PRIGIONI C. (2006): Factors determining badger *Meles meles* sett location in agricultural ecosystems of NW Italy. In: *Folia Zoologica*, 55 (1) 19-27. p.
- REVILLA E., PALOMARES F., DELIBES M. (2000): Defining key habitats for low density populations of Eurasian badgers in Mediterranean environments. In: *Biological Conservation*, 95 (3) 269-277. p.
- REVILLA E., PALOMARES F., FERNÁNDEZ N. (2001): Characteristics, location and selection of diurnal resting dens by Eurasian badgers (*Meles meles*) in a low density area. In: *Journal of Zoology*, 255 (3) 291-299. p.
- RIPPLE W. J., BESCHTA R. L. (2012a): Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. In: *Biological Conservation*, 145 (1) 205-213. p.
- RIPPLE W. J., BESCHTA R. L. (2012b): Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. In: *European Journal of Wildlife Research*, 58 (4) 733-742. p.
- ROBERTSON P. A., WHELAN J. (1987): The food of the red fox (*Vulpes vulpes*) in Co. Kildare, Ireland. In: *Journal of Zoology*, 213 (4) 740-743. p.
- ROPER T. J. (1994): The European badger *Meles meles*: food specialist or generalist? In: *Journal of Zoology*, 234 (3) 437-452. p.
- ROSALINO L. M., LOUREIRO F., MACDONALD D. W., SANTON-REIS M. (2005a): Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. In: *Mammalian Biology*, 70 (1) 12-23. p.
- ROSALINO L. M., MACDONALD D. W., SANTOS-REIS M. (2004): Spatial structure and land-cover use in a low-density Mediterranean population of Eurasian badgers. In: *Canadian Journal of Zoology*, 82 (9) 1493-1502. p.
- ROSALINO L. M., MACDONALD D. W., SANTOS-REIS M. (2005b): Resource dispersion and badger population density in Mediterranean woodlands: is food, water or geology the limiting factor? In: *Oikos*, 110 (3) 441-452. p.
- ROSALINO L. M., SANTOS M. J., BEIER P., SANTOS-REIS M. (2008): Eurasian badger habitat selection in Mediterranean environments: Does scale really matter? In: *Mammalian Biology*, 73 (3) 189-198. p.

- RUXTON G. D. (2006): The unequal variance t-test is an underused alternative to Student's t-test and the Mann-Whitney U test. In: *Behavioral Ecology*, 17 (4) 688-690. p.
- SANTOS M. J., BEIER P. (2008): Habitat selection by European badgers at multiple spatial scales in Portuguese Mediterranean ecosystems. In: *Wildlife Research*, 35 (8) 835-843. p.
- SCHLEY L., SCHAUL M., ROPER T. J. (2004): Distribution and population density of badgers *Meles meles* in Luxembourg. In: *Mammal Review*, 34 (3) 233-240. p.
- SEILER A., LINDSTRÖM E., STENSTRÖM D. (1995): Badger abundance and activity in relation to fragmentation of foraging biotopes. In: *Annales Zoologici Fennici*, 32 (1) 37-45. p.
- SERAFINI P., LOVARI, S. (1993): Food habits and trophic niche overlap of the red fox and the stone marten in a Mediterranean rural area. In: *Acta Theriologica*, 38 (3) 233-244. p.
- SIDOROVICH V. E., ROTENKO I. I., KRASKO D. A. (2011): Badger *Meles meles* spatial structure and diet in an area of low earthworm biomass and high predation risk. In: *Annales Zoologici Fennici*, 48 (1) 1-16. p.
- SIDOROVICH V. E., SIDOROVICH A. A., IZOTOVA I. V. (2006): Variations in the diet and population density of the red fox *Vulpes vulpes* in the mixed woodlands of northern Belarus. In: *Mammalian Biology*, 71 (2) 74-89. p.
- SKINNER C., SKINNER P., HARRIS S. (1991): An analysis of some of the factors affecting the current distribution of badger *Meles meles* setts in Essex. In: *Mammal Review*, 21 (2) 51-65. p.
- SMAL C. (1995): The badger and habitat survey of Ireland. Dublin: Stationery office, 323 p.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. (2010): Talajtan. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 470 p.
- SUGÁR L. (Szerk.) (2007): Vadbetegségek. Budapest: Mezőgazda Kiadó és Planétás Kiadó, 159 p.
- SZŐCS E., LANSZKI J., HELTAI M., SZABÓ L. (2006): A hulladék-analízis és a gyomortartalom elemzés összehasonlítása vörös róka táplálkozás vizsgálata során. In: *Vadbiológia*, 12 55-61. p.
- TAKÁCS A., SZEMETHY L., TAKÁCS A. A., TAKÁCS P. T., HELTAI M. (2012): Adatok az eurázsiai borz (*Meles meles*) parazitákkal való fertőzöttségéről Magyarországon. In: *Magyar Állatorvosok Lapja*, 134 (2) 106-110. p.
- TUYTTENS F. A. M., DELAHAY R. J., MACDONALD D. W., CHEESEMAN C. L., LONG B., DONNELLY C. A. (2000): Spatial perturbation caused by a badger (*Meles meles*) culling operation: implications for the function of territoriality and the control of bovine tuberculosis (*Mycobacterium bovis*). In: *Journal of Animal Ecology*, 69 (5) 815-828. p.
- VARGA Z., FARKAS A. (2016): A borz (*Meles meles* L.) táplálkozásának vizsgálata Komárom-Esztergom megye területén. In: *Erdészettudományi Közlemények*, 6 (2) 189-197. p.
- VÁCZI O., ALTBÄCKER V. (2005): Ürgemonitorozás. In: *Természetvédelmi Információs Rendszer Központi Protokoll*, 9 p.
- VÁSÁRHELYI I. [1958]: Hasznos és káros vademlősök. [Budapest: Gondolat Kiadó.] (Élet és Tudomány Kiskönyvtár, 7) 182 p.
- VIRGÓS E. (2001). Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: a test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradient of forest fragmentation. In: *Journal of Biogeography*, 28 (3) 381-389. p.
- VIRGÓS E. (2002): Are habitat generalists affected by forest fragmentation? A test with Eurasian badgers (*Meles meles*) in coarse-grained fragmented landscapes of central Spain. In: *Journal of Zoology*, 258 (3) 313-318. p.
- VIRGÓS E., CASANOVAS J. G. (1999a): Badger *Meles meles* sett site selection in low density Mediterranean areas of central Spain. In: *Acta Theriologica*, 44 (2) 173-182. p.

- VIRGÓS E., CASANOVAS J. G. (1999b). Environmental constraints at the edge of a species distribution, the Eurasian badger (*Meles meles* L.): a biogeographic approach. In: *Journal of Biogeography*, 26 (3) 559-564. p.
- VIRGÓS E., MANGAS J. G., BLANCO-AGUIAR J. A., GARROTE G., ALMAGRO N., VISO R. P. (2004): Food habits of European badgers (*Meles meles*) along an altitudinal gradient of Mediterranean environments: a field test of the earthworm specialization hypothesis. In: *Canadian Journal of Zoology*, 82 (1) 41-51. p.
- VULLA E., HOBSON K. A., KORSTEN M., LEHT M., MARTIN A. J., LIND A., MÄNNIL P., VALDMANN H., SAARMA, U. (2009): Carnivory is positively correlated with latitude among omnivorous mammals: evidence from brown bears, badgers and pine martens. In: *Annales Zoologici Fennici*, 46 (6) 395-415. p.
- WEBER J. M., AUBRY S. (1993): Predation by foxes, *Vulpes vulpes*, on the fossorial form of the water vole, *Arvicola terrestris scherman*, in western Switzerland. In: *Journal of Zoology*, 229 (4) 553-559. p.
- WEBER J. M., AUBRY S., LACHAT N., MEIA J. S., MERMOD C., PARATTE A. (1991): Fluctuations and behaviour of foxes determined by nightlighting. Preliminary results. In: *Acta Theriologica*, 36 (3-4) 285-291. p.
- WEBER J. M., MEIA J. S. (1996): Habitat use by the red fox *Vulpes vulpes* in a mountainous area. In: *Ethology Ecology & Evolution*, 8 (3) 223-232. p.
- WILSON M. L., SPIELMAN A. (1985): Seasonal activity of immature *Ixodes dammini* (Acari: Ixodidae). In: *Journal of Medical Entomology*, 22 (4) 408-414. p.
- WHITE J. G., GUBIANI R., SMALLMAN N., SNELL K., MORTON, A. (2006): Home range, habitat selection and diet of foxes (*Vulpes vulpes*) in a semi-urban riparian environment. In: *Wildlife Research*, 33 (3) 175-180. p.
- YALDEN D. W. (1988): Small mammals of the Bale Mountains, Ethiopia. In: *African Journal of Ecology*, 26 (4) 281-294.
- YONEDA M. (1982): Influence of red fox predation on a local population of small rodents: II. Food habits of the red fox. In: *Applied Entomology and Zoology*, 17 (3) 308-318. p.
- ZABALA J., GARIN I., ZUBEROGOITIA I., AIHARTZA J. (2002): Habitat selection and diet of badgers (*Meles meles*) in Biscay (northern Iberian Peninsula). In: *Italian Journal of Zoology*, 69 (3) 233-238. p.
- ZABEL C. J., TAGGART S. J. (1989): Shift in red fox, *Vulpes vulpes*, mating system associated with El Niño in the Bering Sea. In: *Animal Behaviour*, 38 (5) 830-838. p.
- ZEJDA J., NESVADBOVÁ J. (1983): Habitat selection and population density of the badger (*Meles meles*) in Bohemia and Moravia. In: *Folia Zoologica*, 32 319-333. p.



## M2. Ábrák és táblázatok jegyzéke

1. ábra: A vizsgálati területek elhelyezkedése .....	31
2. ábra: A lakott katorékok és a vegetációtípusok elhelyezkedése a szobi vizsgálati területen .....	39
3. ábra: A lakott katorékok és az ökológiai élőhelykategóriák a szobi vizsgálati területen .....	40
4. ábra: Az ökológiai élőhelykategóriák pufferkörökön belüli elhelyezkedése a szobi vizsgálati területen.....	41
5. ábra: A lakott katorékok és a vegetációtípusok elhelyezkedése a valkói vizsgálati területen .....	45
6. ábra: A lakott katorékok és a fizikai talajféleség-kategóriák elhelyezkedése a valkói vizsgálati területen.....	46
7. ábra: A lakott katorékok és az ökológiai élőhelykategóriák elhelyezkedése a valkói vizsgálati területen.....	47
8. ábra: Az ökológiai élőhelykategóriák pufferkörökön belüli elhelyezkedése a valkói vizsgálati területen.....	48
9. ábra: A kisemlős lyuksűrűség kapcsolata a nyílt és a vegyes élőhelykategória területi arányával a szobi vizsgálati területen .....	60
10. ábra: A fizikai talajféleség-kategóriák területi aránya (átlag + szórás) a valkói vizsgálati területen a két ragadozó lakott katorékainak 400 méter sugarú környezetében.....	65
11. ábra: A kisemlős egyedsűrűség és -biomassza kapcsolata a kisemlős lyuksűrűséggel.....	66
1. táblázat: Az európai borz táplálékválasztását ismertető felhasznált szakirodalom összefoglalása .....	13
2. táblázat: Az európai borz élőhelyhasználatát ismertető felhasznált szakirodalom összefoglalása .....	18
3. táblázat: A vörös róka táplálékválasztását ismertető felhasznált szakirodalom összefoglalása .....	24
4. táblázat: A vörös róka élőhelyhasználatát ismertető felhasznált szakirodalom összefoglalása .....	28
5. táblázat: A vizsgálati területek legfontosabb adatainak összefoglalása .....	34
6. táblázat: A szobi vizsgálati területen végezett katorékbecslés mintavételi arányai .....	38
7. táblázat: A valkói vizsgálati területen végezett katorékbecslés mintavételi arányai .....	44
8. táblázat: A két ragadozó katorékhely-választása a vegetáció alapján az egyes vizsgálati területeken és országosan .....	53
9. táblázat: A két ragadozó katorékainak eloszlása a vegetációtípusokban egyes vizsgálati területek esetében és országosan .....	54
10. táblázat: A két ragadozó katorékhely-választása a vegetáció és egyes talajtani jellemzők alapján a szobi vizsgálati területen .....	55

11. táblázat: A két ragadozó kotorékhely-választása az ökológiai élőhelykategóriák alapján a szobi vizsgálati területen .....	56
12. táblázat: Az ökológiai élőhelykategóriák területi aránya pufferenként a borzkotorékok környezetében a szobi vizsgálati területen .....	57
13. táblázat: Az ökológiai élőhelykategóriák területi aránya pufferenként a rókakotorékok környezetében a szobi vizsgálati területen .....	58
14. táblázat: A borz- és a rókakotorékok körüli ökológiai élőhelykategóriák területi arányának összehasonlítása a szobi vizsgálati terület esetében.....	59
15. táblázat: A két ragadozó kotorékainak eloszlása a vegetáció és egyes talajtani jellemzők alapján a valkói vizsgálati területen .....	61
16. táblázat: A két ragadozó kotorékainak eloszlása az ökológiai élőhelykategóriák alapján a valkói vizsgálati területen.....	62
17. táblázat: Az ökológiai élőhelykategóriák területi aránya pufferenként a két ragadozó kotorékainak környezetében a valkói vizsgálati területen.....	63
18. táblázat: A borz- és a rókakotorékok körüli ökológiai élőhelykategóriák területi arányának összehasonlítása a valkói vizsgálati terület esetében .....	63
19. táblázat: A borz- és a rókakotorékok körüli ökológiai élőhelykategóriák területi arányának összehasonlítása a szobi és a valkói vizsgálati terület között .....	64
20. táblázat: A potenciális főbb táplálékforrások indexeinek kapcsolata az ökológiai élőhelykategóriák és a fizikai talajféleség-kategóriák területi arányával Spearman-féle rangkorreláció alapján a valkói vizsgálati területen .....	65

### M3. Az európai borz kotoréka



Fotó: Márton Mihály

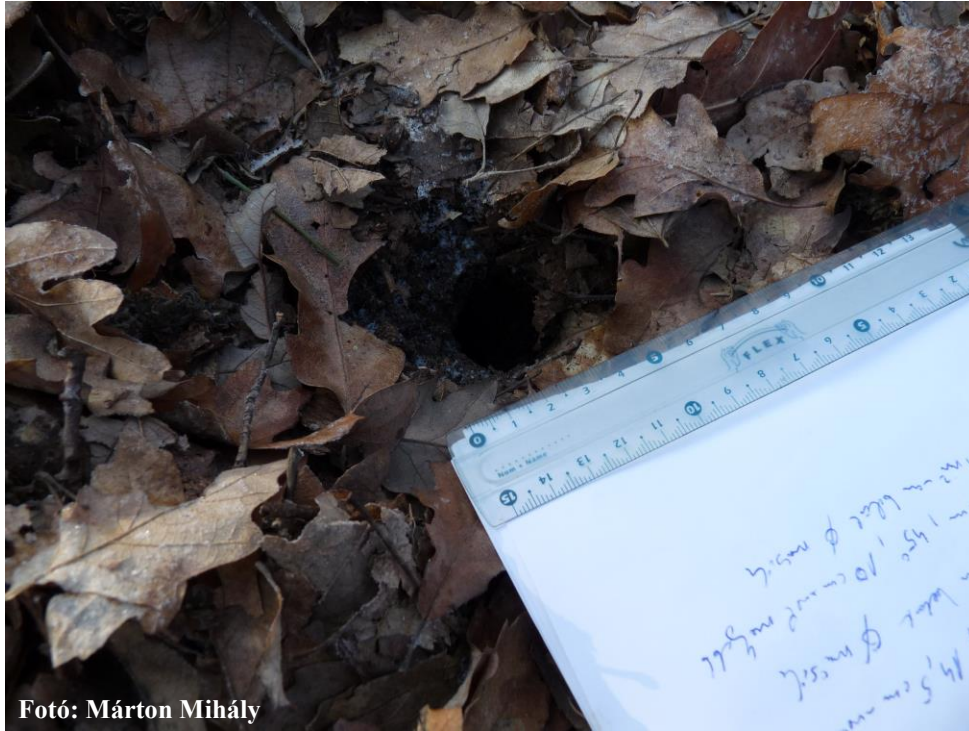


Fotó: Márton Mihály

## M4. A vörös róka kotoréka



## M5. Kisemlős lyuk



Fotó: Márton Mihály



Fotó: Márton Mihály

## M6. Kisemlős élvefogó csapdázás



## M7. A földigiliszta-félék számlálása







### M9. Kisemlős lyuksűrűség becslés jegyzőkönyvek

Kotorékok körüli kisemlős lyuksűrűség felmérés			
Kitöltő neve:		Kitöltés ideje:	
Kotorék sorszáma:		Kitöltés helye:	
		Koordináták:	
Vonalak	<b>É</b>	0-100 m:	
		101-200 m:	
		201-300 m:	
		301-400 m:	
	<b>D</b>	0-100 m:	
		101-200 m:	
		201-300 m:	
		301-400 m:	
	<b>K</b>	0-100 m:	
		101-200 m:	
		201-300 m:	
		301-400 m:	
	<b>Ny</b>	0-100 m:	
		101-200 m:	
		201-300 m:	
		301-400 m:	

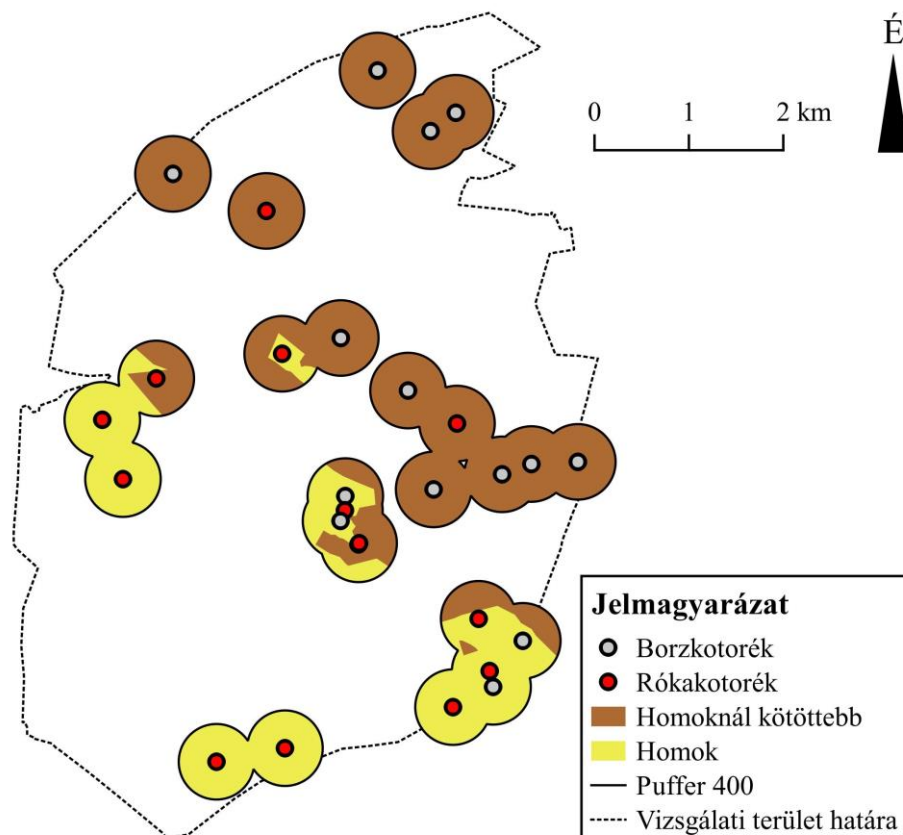
Kisemlős lyuksűrűség felmérés		
Kitöltő neve:		Kitöltés helye/ideje:
		Vegetáció:
Vonal sorszáma	Kisemlős lyukak száma (1 vonás = 1 db)	
Megjegyzés		



### M11. A földigiliszta sűrűség becsléshez alkalmazott jegyzőkönyv

Gerinctelen sűrűség becslés				Kitöltés ideje:		
Kitöltő neve:				Kitöltés helye:		
Kotorék sorszama és koordinátája:						
Vonal	Távolság (m)	Földigiliszta		Pajor		Megjegyzés
		darab	tömeg (g)	darab	tömeg (g)	
É	100					
	300					
D	100					
	300					
K	100					
	300					
Ny	100					
	300					

### M12. Fizikai talajféleség-kategóriák a valkói vizsgálati területen a 400-as pufferen belül



**M13. A kotorékbecslés további adatai vizsgálati területenként**

Vizsgálati terület elnevezése	Táj szerinti elhelyezkedés	Terület (hektár)	Mintavételi útvonal teljes hossza (km)	Mintavétel éve	Forrás
Szob	Börzsöny	1257	63,8	2012	MÁRTON et al. 2016
Valkó	Gödöllői-dombság	3728	213,5	2017	MÁRTON és HELTAI 2017
Pécel	Gödöllői-dombság	1430	120,9	2005	HELTAI et al. 2011
Veszprém	Bakony	3769	71,4	2007	HELTAI et al. 2011
Fonó	Dunántúli-dombság	2350	46,9	2008	MÁRTON et al. 2016
Jászfényszaru	Jászság	5894	110,8	2016	MÁRTON n.p.a.
Debrecen	Erdőspuszta	2922	45,5	2006	KOZÁK és HELTAI 2006
Püspökladány	Hortobágy	9961	121,0	2006	KOZÁK és HELTAI 2006
Kunszentmiklós	Kiskunság	3777	91,7	2005	HELTAI et al. 2011
Soltszentimre	Kiskunság	3000	175,4	2014	HELTAI et al. 2016c
Kétújfalu	Dráva-sík	2050	41,1	2008	MÁRTON et al. 2016

Rövidítés: n.p.a. - nem publikált adat

**M14. A két ragadozó terítékének alakulása a vizsgálati területekkel érintett vadgazdálkodási tájegységekben a 2005 és 2016 közötti időszakban**

Vizsgálati terület	Vadgazdálkodási tájegység kódszáma	Faj	Teríték		
			Átlag (egyed)	Szórás (egyed)	Trend
Szob	201	Borz	109	29	Növekvő
		Róka	926	256	Növekvő
Pécel, Valkó	301	Borz	76	40	Növekvő
		Róka	1255	225	Növekvő
Veszprém	507	Borz	80	26	Növekvő
		Róka	733	165	Növekvő
Fonó	404	Borz	99	28	Növekvő
		Róka	644	96	Stabil
Jászfényszaru	309	Borz	38	21	Növekvő
		Róka	2084	471	Stabil
Debrecen	107	Borz	160	74	Növekvő
		Róka	759	107	Csökkenő
Püspökladány	112	Borz	194	107	Növekvő
		Róka	1387	142	Stabil
Kunszentmiklós, Soltszentimre	302	Borz	312	164	Növekvő
		Róka	2058	246	Növekvő
Kétújfalu	407	Borz	164	53	Növekvő
		Róka	1293	125	Stabil

**M15. A szobi vizsgálati területen található kotorékok alapadatai****(2012 tavaszi állapot)**

Sorszám	Lakottság	Faj	Kijáratok száma (db)	EOV koordináták
1.	+	Borz	1	638811 276913
2.	+	Borz	2	641162 278120
3.	+	Borz	2	639610 278125
4.	+	Borz	2	639624 278111
5.	+	Borz	4	640471 277838
6.	+	Borz	4	641152 278113
7.	+	Borz	4	638808 276973
8.	+	Borz	4	639272 275946
9.	+	Borz	6	638837 277685
10.	+	Borz	6	639303 275829
11.	+	Borz	7	641144 278135
12.	+	Borz	10	638509 277427
13.	+	Borz	14	639136 276925
14.	+	Róka	1	640291 276296
15.	+	Róka	1	640415 276593
16.	+	Róka	1	642134 278368
17.	+	Róka	1	640417 277802
18.	+	Róka	1	638684 277511
19.	+	Róka	1	641395 276874
20.	+	Róka	1	640503 276566
21.	+	Róka	2	640498 277856
22.	+	Róka	2	641173 278176
23.	+	Róka	2	640336 276298
24.	+	Róka	2	640889 276261
25.	+	Róka	3	640159 276310
26.	+	Róka	3	641034 276346
27.	+	Róka	3	640956 277535
28.	+	Róka	3	641121 278131
29.	+	Róka	5	640507 276469
30.	+	Róka	5	640305 276275
31.	+	Róka	8	640488 276473
32.	+	Borz-Róka	11	639503 278186
33.	+	Borz-Róka	14	639563 278167
34.	-	-	1	640506 277872
35.	-	-	1	639168 278217
36.	-	-	1	640809 276266
37.	-	-	1	641247 276659
38.	-	-	1	639403 276741
39.	-	-	1	640937 278132
40.	-	-	1	638828 277015
41.	-	-	1	641112 276708
42.	-	-	1	641099 276726
43.	-	-	1	640657 276606
44.	-	-	1	639176 276502
45.	-	-	1	639105 276806
46.	-	-	1	639251 276239
47.	-	-	1	638937 279398
48.	-	-	2	640521 276614
49.	-	-	2	639549 276898
50.	-	-	2	640991 278403
51.	-	-	2	641007 278757
52.	-	-	3	638756 276805
53.	-	-	3	641256 276918
54.	-	-	3	641232 276913
55.	-	-	5	641156 278130

**M16. A valkói vizsgálati területen található kotorékok alapadatai****(2017 tavaszi állapot)**

Sorszám	Lakottság	Faj	Kijáratok száma (db)	EOV koordináták
1.	+	Borz	1	680151 246908
2.	+	Borz	1	680815 248025
3.	+	Borz	1	678325 250319
4.	+	Borz	1	681054 250772
5.	+	Borz	1	681086 246978
6.	+	Borz	1	682122 247247
7.	+	Borz	2	680100 246645
8.	+	Borz	2	681322 250966
9.	+	Borz	2	681812 247138
10.	+	Borz	2	681716 244888
11.	+	Borz	2	682031 245375
12.	+	Borz	3	680493 251414
13.	+	Borz	3	680103 248581
14.	+	Borz	10	682614 247270
15.	+	Róka	1	679482 248415
16.	+	Róka	1	680147 246757
17.	+	Róka	1	681291 244673
18.	+	Róka	1	678786 244094
19.	+	Róka	1	677795 247087
20.	+	Róka	1	679315 249927
21.	+	Róka	2	680290 246396
22.	+	Róka	2	679511 244238
23.	+	Róka	2	681334 247676
24.	+	Róka	2	677576 247715
25.	+	Róka	2	678148 248153
26.	+	Róka	2	681563 245608
27.	+	Róka	2	681680 245055
28.	+	Róka	4	680297 246409
29.	+	Borz-Róka	7	679803 251232
30.	+	Borz-Róka	9	681562 247583
31.	-	-	1	679043 248710
32.	-	-	1	681318 247203
33.	-	-	1	677807 248383
34.	-	-	1	680290 248404
35.	-	-	1	680806 248345
36.	-	-	1	681874 249546
37.	-	-	1	677797 249243
38.	-	-	1	678288 245603
39.	-	-	1	678305 245072
40.	-	-	1	678292 244988
41.	-	-	1	678773 244772
42.	-	-	1	677254 245105
43.	-	-	1	677267 245231
44.	-	-	1	677291 246762
45.	-	-	1	680820 245237
46.	-	-	1	678837 248123
47.	-	-	1	678794 250084
48.	-	-	1	677631 249212
49.	-	-	1	677673 245091
50.	-	-	1	681588 245496
51.	-	-	1	681541 245037
52.	-	-	1	680556 249035
53.	-	-	1	677566 249382
54.	-	-	2	681311 247316
55.	-	-	2	677298 246447
56.	-	-	2	677314 249299

Sorszám	Lakottság	Faj	Kijáratok száma (db)	EOV koordináták
57.	-	-	2	681392 247648
58.	-	-	2	679358 250220
59.	-	-	2	681100 248548
60.	-	-	2	677399 249248
61.	-	-	2	677542 247888
62.	-	-	2	681566 244928
63.	-	-	2	682670 247066
64.	-	-	2	680415 251477
65.	-	-	3	679559 251061
66.	-	-	3	679813 250523
67.	-	-	3	681849 245042
68.	-	-	3	682636 247120
69.	-	-	3	681016 251625
70.	-	-	3	681124 248548
71.	-	-	3	680522 248445
72.	-	-	3	680027 247510
73.	-	-	3	677488 249422
74.	-	-	4	679796 248276
75.	-	-	4	681315 247682
76.	-	-	4	677298 249401
77.	-	-	4	678847 245316
78.	-	-	5	678291 245638
79.	-	-	6	679553 248052
80.	-	-	6	677370 249480
81.	-	-	25	678745 243901

## 9. Köszönetnyilvánítás

Elsősorban szeretném megköszönni témavezetőmnek, Dr. Heltai Miklósnak az adatgyűjtésben és feldolgozásban, valamint az értekezés megírásában nyújtott segítségét, javaslatait, tanácsait.

Köszönöm Dr. Mézes Miklósnak és az Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskolának vizsgálataim anyagi támogatását.

Köszönöm Dr. Csányi Sándornak, hogy helyet biztosított doktori munkámnak a Vadvilág Megőrzési Intézetnél.

Köszönet illeti Dr. Szabó Lászlót, Dr. Markolt Ferencet és Schally Gergelyt a terepi eszközök alkalmazása és a térinformatikai elemzés során nyújtott elengedhetetlen segítségükért.

Köszönettel tartozom Gáncs Viktornak az Ipoly Erdő Zrt. Nagymarosi Erdészet erdészetvezetőjének, valamint Magyar Ferencnek a Pilisi Parkerdő Zrt. Valkói Erdészet erdészetvezetőjének az erdészeti adatok szolgáltatásáért.

Külön köszönet illeti Tóth Márk, Diósi Marcell, Fazekas Máté és Jakab Ádám vadgazda mérnök hallgatókat, valamint Sárog Attilát a terepi adatgyűjtés során nyújtott segítségükért.

Szeretném megköszönni családomnak azt az óriási háttérmunkát, amellyel doktori munkám során mindvégig segítettek.