

**SOPRONI EGYETEM  
ERDŐMÉRNÖKI KAR  
VADGAZDÁLKODÁSI ÉS GERINCES ÁLLATTANI INTÉZET**

**ROTH GYULA ERDÉSZETI- ÉS VADGAZDÁLKODÁSI-TUDOMÁNYOK  
DOKTORI ISKOLA  
VADGAZDÁLKODÁSI DOKTORI (Ph.D.) PROGRAM**

**VÖRÖS RÓKA (*VULPES VULPES*) ÉS ARANYSAKÁL (*CANIS AUREUS*)  
TÁPLÁLKOZÁSI KAPCSOLATAI DÉL-ROMÁNIÁBAN**

„DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS”

**Készítette:  
FARKAS ATTILA**

Témavezető:

**Dr. habil. JÁNOSKA FERENC (CSc)**  
egyetemi docens

Sopron  
-2019-



**VÖRÖS RÓKA (*VULPES VULPES*) ÉS ARANYSKÁL (*CANIS AUREUS*)  
TÁPLÁLKOZÁSI KAPCSOLATAI DÉL-ROMÁNIÁBAN**

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:  
Farkas Attila

Készült a Soproni Egyetem Roth Gyula Erdészeti- És Vadgazdálkodási-Tudományok  
Doktori Iskola Vadgazdálkodási Doktori (Ph.D.)

Témavezető(k): Dr. habil. Jánoska Ferenc (CSc)

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton ..... %-ot ért el,  
Sopron .....

a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen /nem)

Első bíráló (Dr. ....) igen /nem .....

(aláírás)

Második bíráló (Dr. ....) igen /nem .....

(aláírás)

Esetleg harmadik bíráló (Dr. ....) igen /nem .....

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján.....%-ot ért el

Sopron, .....

a Bírálóbizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....

Az EDHT elnöke

## Kivonat

### *Vörös róka (*Vulpes vulpes*) és aranysakál (*Canis aureus*) táplálkozási kapcsolatai Dél-Romániában*

Doktori értekezésemben a vörös róka és aranysakál táplálkozási jellemzőit vizsgáltam, romániai, antropogén eredetű, táplálékforrásokban szegény területeken. A mintagyűjtés három évig folytatott intenzív, nem szelektív ragadozógyérítéssel történt. Ez a módszer lehetővé tette az egyes fajok térbeli eloszlásának vizsgálatát is. A ragadozógyérítési terítékek elemzése alapján élesen elkülöníthetővé váltak a sakál által stabilan lakott területek és azok amelyeken nincs állandó sakál jelenlét. A vörös róka terítékeinek megoszlása azt mutatta, hogy a sakálosként meghatározott területeken a róka állománysűrűsége is magasabb. Továbbá, a sakálos területeken a róka populációsűrűsége a sakáléhoz képest is magasabb volt. A két faj térbeli eloszlását az élőhely szerkezete és forrásokban való gazdagsága határozta meg.

A táplálkozási jellemzők vizsgálatára gyomortartalom-elemzéseket végeztem és az egyes táplálékalkotók gyomortartalmakban talált relatív előfordulási gyakorisága alapján jellemeztem az aranysakál, illetve az eltérő területekről származó rókák táplálkozási sajátosságait, éves, évszakos, korosztályi és ivari bontásban.

Az alapvető hipotézis az volt, hogy amennyiben az aranysakál befolyásolja a vele együtt élő róka táplálkozási jellemzőit, úgy a sakálos és sakálmentes területekről származó rókák étrendje között szignifikáns eltéréseknek kell mutatkoznia.

Az eredményeim azt mutatták, hogy az aranysakál és a vele együtt élő róka táplálkozása rövid időintervallumokban hasonló, éves vagy több éves léptékben viszont szignifikánsan különbözik. Az egyes táplálékalkotók eltérő mértékű fogyasztása nem következetes, így egy dinamikus táplálkozási niche-szegregáció tapasztalható, ami a két közepes testméretű ragadozó faj együttélését segíti.

A sakálos és sakálmentes területekről származó rókák táplálkozása között azonban semmilyen összehasonlításban sem találtam szignifikáns eltérést. Eredményeim alapján az aranysakál térhódításának abban a szakaszában míg a populációmérete a vele együtt élő rókáé alatt van, nem mutatható ki a két faj táplálkozásában sem forráskihasználó (exploitatív) sem egymásra ható (interferencia), sem pedig kisajátító (pre-emptive) kompetíció. Amennyiben van a két faj között versengés, annak inkább etológiai magyarázata lehet, mint biológiai.

## Abstract

### *Trophic relationships between red fox (*Vulpes vulpes*) and golden jackal (*Canis aureus*) in Southern Romania*

In my doctoral dissertation I studied the nutritional characteristics of the red fox and golden jackal in areas with poor anthropogenic food sources in Romania. Sample collection occurred over three years through intensive, non-selective hunting, which was part of a predator control project. This method also made it possible to examine the spatial distribution of each species. Based on the analysis of hunting bag data, habitats with constant jackal presence could be clearly distinguished from those with only occasional jackal occurrences. The distribution of the red fox hunting bag data showed fox density was higher in habitats with constant jackal presence. In addition, fox population densities in habitats with jackals were also higher than population densities found in jackal-free habitats. The structure and richness in resource availability of a habitat determined the spatial distribution of the two mesocarnivore species. For the nutritional characteristics' analysis, I performed stomach content analyses and characterized the nutritional peculiarities of golden jackals and foxes from different habitats based on the relative prevalence of certain food items found in the stomachs. I categorized the analyses by year, season, age, and sex.

The basic hypothesis was that if the golden jackal affects the nutritional characteristics of the sympatric fox, there should be significant differences between the diets of foxes from habitats with jackals and those without jackals.

My results reveal the feeding habits of the golden jackal and the sympatric fox are similar during short intervals yet differ significantly when the timeframe is expanded to a yearly or multi-year scale. The varying consumption levels of some food items are inconsistent, resulting in a dynamic nutritional niche segregation that supports the coexistence of these two medium-sized predatory species.

However, I did not find any statistically notable difference between diets of foxes from habitats with jackals and the diets of foxes in areas without jackals. My results found no exploitative, interference, or pre-emptive competition in the nutrition of the two species during the proliferation and expansion stage of the golden jackal, during which golden jackal population density is below that of sympatric foxes. Hence, if any competition between the sympatric golden jackal and red fox exists, the explanation for it may be ethological rather than biological.

## Tartalomjegyzék

1. BEVEZETÉS .....	8
1.1. Célkitűzések.....	9
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS .....	10
2.1. A vörös róka és az aransakál globális elterjedése, ökológiája és státusa.....	10
2.1.1. A vörös róka globális elterjedése, ökológiája és státusa.....	10
2.1.2. Az aransakál globális elterjedése, ökológiája és státusa .....	15
2.2. A vörös róka és aransakál elterjedése, ökológiája és státusa Romániában .....	22
2.2.1. A vörös róka elterjedése, ökológiája és státusa Romániában .....	22
2.2.2. Az aransakál elterjedése, ökológiája és státusa Romániában .....	23
2.3. A vörös róka és aransakál táplálkozási jellemzői .....	25
2.4. A vörös róka és aransakál közötti táplálkozási kompetíció feltételei és lehetséges megnyilvánulásai .....	28
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	32
3.1. A kutatási területek jellemzői .....	32
3.2. A vizsgálati anyag .....	36
3.2.1. Hivatalos vadgazdálkodási adatok.....	36
3.2.2. Kutatási terület ragadozógyérítési adatai .....	36
3.2.4. Gyomorminták .....	37
3.3. A vizsgálatok módszerei.....	38
3.3.1. Elterjedési- és sűrűségadatok vizsgálata .....	38
3.3.2. Az élőhelyi jellemzők vizsgálata .....	39
3.3.3. Ivari és koreloszlás vizsgálata.....	39
3.3.4. Testtömeg adatok vizsgálata .....	40
3.3.5. Táplálkozási jellemzők vizsgálata .....	41
3.3.6. Statisztikai adatfeldolgozás.....	42
4. EREDMÉNYEK ISMERTETÉSE ÉS ÉRTÉKELÉSE .....	46
4.1. Elterjedési- és sűrűségadatok értékelése.....	46
4.2. Élőhelyi jellemzők értékelése .....	47
4.3. Ivari és korosztályi adatok értékelése .....	48
4.4. Testtömeg adatok értékelése.....	49
4.4.1. Aransakál és vele együtt élő vörös róka méretaránya.....	49

4.4.2. Sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák testtömegkülönbségei .....	50
4.5. Táplálkozási jellemzők értékelése .....	51
4.5.1. Üres gyomrok előfordulási gyakorisága .....	51
4.5.2. Aranysakál és vörös róka étrendje .....	55
4.5.2.1. Általános táplálkozási jellemzők.....	55
4.5.2.2. Táplálékválasztás éves jellemzői .....	57
4.5.2.2.1. Aranysakál és vele együtt élő vörös róka táplálékösszetétele .....	58
4.5.2.2.2. Aranysakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák táplálékösszetétele éves szinten.....	60
4.5.2.3. Táplálékösszetétel évszakos jellemzői .....	61
4.5.2.3.1. Aranysakál és vele együtt élő vörös róka évszakos étrendje.....	61
4.5.2.3.2. Aranysakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák évszakos étrendje .....	63
4.5.2.4. Aranysakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös rókák táplálékválasztásának korosztályi jellemzői.....	65
4.5.3. Táplálkozási nicheszélesség.....	66
4.5.4. Táplálkozási nicheátfedés .....	68
4.5.5. Táplálékalkotók diverzitása .....	71
5. MEGVITATÁS .....	73
5.1. Elterjedés és populációsűrűség.....	73
5.2. Élőhelyi jellemzők .....	74
5.3. Ivari és korosztályi adatok .....	75
5.4. Testtömegadatok.....	77
5.5. Táplálkozási jellemzők .....	79
6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....	95
7. ÖSSZEFOGLALÁS .....	99
8. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK, TÉZISEK .....	109
9. IRODALOMJEGYZÉK.....	111
10. MELLÉKLETEK .....	123
10.1. Táblázatok jegyzéke .....	124
10.2. Ábrák jegyzéke .....	125

## 1. BEVEZETÉS

Az aranyakál (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) Kelet- és Közép Európában őshonosnak számít, de a XX. század második felére a Balkán-félszigetre, főként Bulgária területére szorult vissza (HELTAI, 2010). Nagy valószínűséggel az 1980-as évek elején ezekről a magterületekről indult az újkori terjeszkedése (SPASSOV, 1989; DEMETER & SPASSOV, 1993), ami azóta is töretlenül tart és elterjedési területének további növekedése nagy valószínűséggel folytatódni fog (ARNOLD *et al.* 2012; TROUWBORST *et al.* 2015). Az újonnan birtokba vett területeken új kihívásokra számíthatunk, ugyanis az aranyakál mára már szélesan elterjedt és a populációméreték az invazív fajokra jellemző exponenciális növekedést mutatnak (SZABÓ *et al.*, 2007; SZABÓ *et al.*, 2009; TÓTH *et al.*, 2009; HELTAI *et al.*, 2013; FARKAS *et al.*, 2015a). Ez alól Románia sem kivétel. Korábban a Dunát tekintették az elterjedési terület északi határának (COTTA & BODEA, 1969), az ország területén csak véletlenszerű előfordulásokat jegyeztek, de stabil szaporodó állományokról nem voltak adatok. Ezzel szemben a 2006–2018 időszakban a hivatalos állománybecslési adatok 7,6-szoros növekedést mutatnak; azon megyék száma, ahol sakál megjelent, 13-ról 39-re változott; s az országos elterjedési terület elérte a 90.000 km<sup>2</sup>-t (FARKAS *et al.*, 2017a).

A folyamatos térhódítás és a bizonyos területeken viszonylag újkeletű megjelenés okán a faj őshonos biodiverzitásra kifejtett hatásáról kevés információ áll rendelkezésre. Van olyan álláspont, miszerint az aranyakál ragadozás révén jelentős gazdasági kárt okoz a vadon élő és házi állatokban, komolyan veszélyezteti azokat, mások szerint a táplálkozási jellemzői inkább ökoszisztéma szolgáltatásként értelmezhetők. Egy újabb kutatási irányzat a haszonállatok és vadgazdálkodási jelentőségű fajok mellett a többi őshonos, potenciálisan zsákmányfajra kifejtett predációs hatás, illetve a közepes testméretű ragadozó fajokra kifejtett versengési hatás tanulmányozása. A kompetíciós vizsgálatok tárgya elsősorban a vörös róka (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758) lehet. Ennek legfontosabb oka az előzetes vizsgálatok által feltárt, magas táplálkozási niche-átfedés közösen használt élőhelyeken. Ugyanakkor, arra is van bizonyíték, hogy a sakál megölheti, vagy kiszoríthatja a rókát (GIANNATOS *et al.*, 2005; LANSZKI *et al.*, 2006; SCHEININ *et al.*, 2006). Az is letisztulni látszik, hogy az elsősorban antropogén eredetű táplálékforrások magasabb hozzáférhetősége – háziállat, vagy vadászati tevékenység során visszamaradt nagyvadzsigerek formájában – az aranyakál és róka közötti táplálkozási kompetíció ellen hat, talán még az együttélést is segíti (TSUNODA *et al.*, 2017). Azonban az antropogén eredetű táplálékforrások hozzáférhetősége felvet egy sor közegészségügyi problémát, magasabb



mezopredátor állománysűrűséget tart fenn, ezek viselkedésének módosulását okozza stb. (SAUNDERS *et al.*, 1995; BEN-ZVI, 2010; BORKOWSKI *et al.*, 2011; LANSZKI *et al.*, 2015). Ezekért, s mert a mesterségesen fenntartott mezopredátor populációknak már komolyabb hatása lehet az őshonos biodiverzitásra, kevés kivétellel (ĆIROVIĆ *et al.*, 2016) a legtöbb tanulmány az antropogén eredetű táplálékforrások hozzáférhetőségének csökkentését javasolja (BINO *et al.*, 2010; BORKOWSKI *et al.*, 2011; RAICHEV *et al.*, 2013; LANSZKI *et al.*, 2018).

Fontos kérdés, hogy szigorú hulladékkezelési szabályok életbeléptetése esetén mi történne a közepes testméretű ragadozók állományaival és az egymáshoz való viszonyával? Jelen kutatási terület olyan szempontból ideális, hogy mindennemű antropogén eredetű táplálékforrásban szegény és Európa egyik legkevésbé szennyezett élőhelye (FARKAS *et al.*, 2017b; JÁNOSKA *et al.*, 2018). Ilyen körülmények között végzett vizsgálatok előre vetíthetik az antropogén eredetű táplálékforrások lecsökkentésének hatását, illetve betekintést adnak a közepes testméretű ragadozó fajok táplálkozási kapcsolataiba, természetes élőhelyeken.

### 1.1. Célkitűzések

Munkám során a következő kérdésekre keresem a választ:

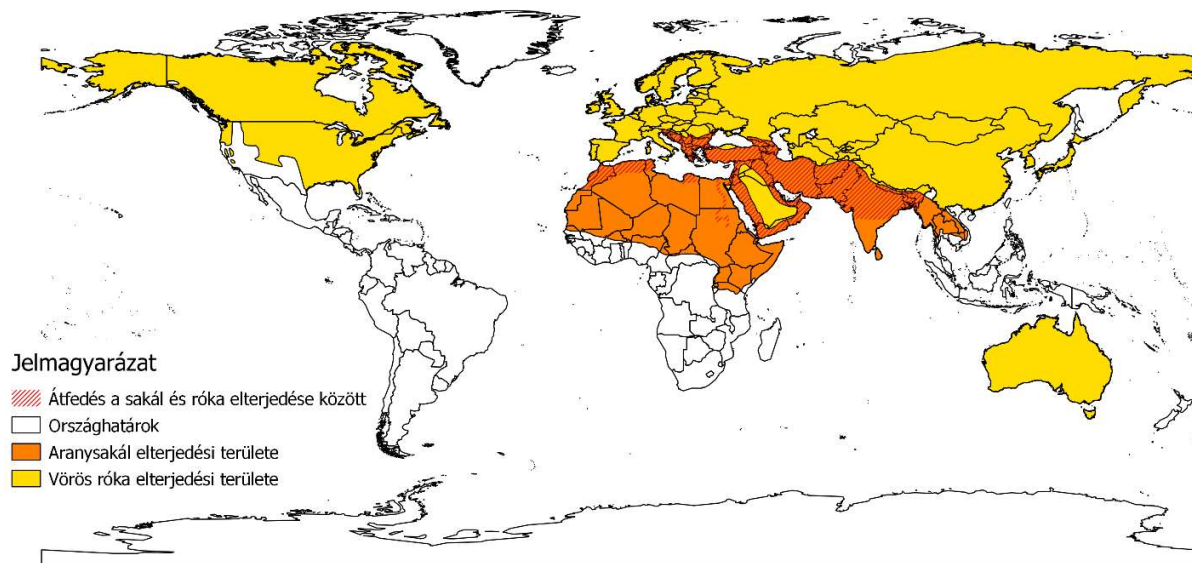
1. Antropogén eredetű táplálékforrásokban szegény területeken, az élőhely jellemzői (szerkezete és gazdagsága) határozza-e meg az aranysakál és a róka területi eloszlását, vagy ez a versengés következménye?
2. Van-e lényeges eltérés a ragadozógyérítési terítékek alapján elkülönített, sakál által állandóan lakott területeken élő rókák-, illetve az olyan területekről származó rókák populációdinamikai jellemzői között ahol nincs állandó sakál jelenlét?
3. Mi jellemző a két faj táplálkozásbiológiájára együttélés esetén és van-e kimutatható eltérés a két terület rók populációinak táplálkozásában?
4. Az aranysakál és róka számára az egyes táplálékalkotók milyen fontossággal bírnak?

## 2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 2.1. A vörös róka és az aranysakál globális elterjedése, ökológiája és státusa

#### 2.1.1. A vörös róka globális elterjedése, ökológiája és státusa

Az Integrált Taxonómiai Információs Rendszer (ITIS – Integrated Taxonomic Information System) online adatbázisa alapján a vörös rókának világszerte 45 alfaja ismert (ITIS). A maga több mint 70 millió km<sup>2</sup> előfordulásával a Carnivora rend legszélesebb földrajzi elterjedésű faja (HOFFMANN & SILLERO-ZUBIRI, 2016). A teljes északi féltekén a sarkkörtől Észak-Amerika déli részéig, Európában, az Ázsiai sztyeppéken, Indiában és Japánban is előfordul (1. ábra). A déli féltekén Ausztráliában és Új-Zélandon fordul elő, de ezeken a területeken nem őshonos, szintúgy, mint Észak-Amerika bizonyos részein. A történelmi elterjedési területén kívülre a 17. századtól több hullámban telepítették (SILLERO-ZUBIRI *et al.*, 2004). Hiányzik Izlandról, a sarkvidéki szigetektől és Szibéria egyes részeiről. A Koreai Köztársaság területéről valószínűleg kipusztult.



1. ábra – Aranysakál és vörös róka globális elterjedése az IUCN adatbázisa alapján

#### Élőhely

Szinte mindenféle tundrai, sivatagi, erdei és mezőgazdasági környezethez jól alkalmazkodik, továbbá az urbanizálódás is jellemző a fajra (HOFFMANN & SILLERO-ZUBIRI, 2016). Ugyanakkor, egy egyszerű mérőszám, a területegységre vonatkoztatott egyedi élőhelyek száma, vagyis az élőhelygazdagság nagy mértékben befolyásolja a róka otthonterületének kiterjedését. A

Farkas Attila: Vörös róka (*Vulpes vulpes*) és aranyakál (*Canis aureus*) táplálkozási kapcsolatai Dél-Romániában 11  
területegységre vonatkoztatott élőhelytípusok száma vagy élőhelygazdagság negatív korrelációban  
van az otthonterület kiterjedésével (LUCHERINI & LOVARI, 1996).

### *Állománydinamika*

A vörös róka állománysűrűsége nagyon változó az elterjedési területén belül. Ennek több oka lehetséges, mint például: kistestű rágcsálók állományának ingadozása (WEBER & AUBRY, 1993; LINDSTRÖM *et al.*, 1994; WEBER, 1996); betegségek (LINDSTRÖM, 1992; BEARD *et al.*, 1999; CHAUTAN *et al.*, 2000; HOLMALA & KAUALA, 2006; TIMM *et al.*, 2009; URAGUCHI *et al.*, 2014); antropogén táplálékforrások hozzáférhetősége (PANEK & BRESIŃSKI, 2002; BINO *et al.*, 2010), valamint hasonló ökológiai igényekkel jellemezhető nagyobb testméretű fajokkal való versengés (VOIGT & EARLE, 1983; GIANNATOS *et al.*, 2005), ami megnyilvánulhat a versenytárs elpusztításában (JOBIN *et al.*, 2000; KAMLER *et al.*, 2003; DONADIO & BUSKIRK, 2006) vagy hiperpredációban (ROEMER *et al.*, 2001; 2002; 2009).

Az állománydinamikát erőteljesen befolyásoló tényezők sokasága ellenére, az egész európai kontinensen állománynövekedés tapasztalható úgy a becslési, mint a teríték adatok alapján (HELTAI, 2010).

### *Szociális szerveződés*

A vörös róka esetében az alapvető szociális egység a pár, de élőhelytől függően akár hat felnőtt (egy ivarérett kan és 2-5 valószínűleg rokon szuka) egyedből álló csoportok is együtt élhetnek egy területen (SILLERO-ZUBIRI *et al.*, 2004). Folyamatosan urbánus környezetben (pl. Bristol, Egyesült Királyság) élő rókák esetében is jellemző a csoportokban való együttélés. Itt az átlagos csoportméret  $2,25 \pm 0,25$  és  $6,57 \pm 0,92$  között változott (BAKER *et al.*, 1998; BAKER *et al.*, 2000). A családi csoportok kialakulására és a csoportméretekre magyarázatot a forráseloszlás elmélet (Resource Dispersion Hypothesis – RDH) adhat (MACDONALD, 1981; MACDONALD, 1983; MACDONALD & CARR, 1989). Az RDH, forrásokban gazdagabb élőhelyeken nagyobb populáció sűrűségeket feltételez. Ez úgy alakulhat ki, hogy a szaporodó pár egy gazdaságosság szempontjából minimális megvédhető territóriumot próbál kialakítani, de amennyiben a források átlagos elérhetősége lehetővé teszi az alárendelt példányok születési területen való maradását a domináns pár számára kevés költséggel, vagy költség-, illetve a csoport tagjai közötti együttműködés kifejezett szükségessége nélkül, úgy csökken a diszperzió (SOULSBURY *et al.*, 2008). A róka

esetében, a születési helyhűséggel, vagy filopátriával járó legnagyobb költség az alárendelt példányok reprodukcióból való teljes kizárása lehet (MACDONALD, 1979a; VON SCHANTZ, 1981; GITTLEMAN, 1989). Ugyanakkor, genetikai fogás-jelölés-visszafogás módszerrel sokkal szélesebb szaporodásban való részvételt bizonyítottak az előzetesen feltételezettnél (BAKER, 2004; SOULSBURY *et al.*, 2008). Elsősorban nagyobb populációsűrűség mellett, az alárendelt kanok vesznek részt gyakrabban a szaporodásban (BAKER, 2004), ami növelheti a kanok helyhűségének reprodukciós előnyeit. SOULSBURY *et al.* (2008) nem közöltek statisztikai összehasonlítást arra vonatkozóan, hogy ivar szerint hogyan alakul a helyben maradó és diszperzáló egyedek aránya, a nyers adatok azonban az idézett munkában megtalálhatók. Az ott közölt adatok alapján elvégzett 2x2-es Khi-négyzet teszt eredményei szerint a kanok nagyobb arányban hagyják el a születési élőhelyüket mint a szukák ( $N = 585$ ;  $\chi^2 = 31,844$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0,0001$ ).

A csoportokba történő szociális szerveződést elősegítheti a fiatalok elvándorlásával vagy diszperziójával járó megnövekedett mortalitás, mint közvetlen költség, valamint a táplálkozási stressz és sérülések, mint közvetett költségek (EMLEN, 1982; WASER, 1996; STAMPS *et al.*, 2005). Egy újabban végzett tanulmány nem találta bizonyítottnak a táplálkozási stresszt, mint diszperzióval járó közvetett költséget és a nagyobb mértékű sérülések nem befolyásolták a túlélést. A diszperzió hatására feltételezett mortalitások sem jelentkeztek megnövekedett közvetlen költségként (SOULSBURY *et al.*, 2008).

### *Szaporodás*

A róka párzási ideje december és február közötti időszakban, a nappalok hosszával összefüggésben történik, déltől észak felé egyre később. A kölykezesek egy 49-55 napig tartó vemhességi idő után márciustól májusig fordulnak elő (SILLERO-ZUBIRI *et al.*, 2004). Korosztályok elkülönítése szempontjából, Európában leggyakrabban áprilisi születésekkel lehet számolni (HEYDON & REYNOLDS, 2000; ROULICHOVA & ANDERA, 2007). Egy viszonylag friss, a róka reprodukciós potenciáljáról készített tanulmány során végzett, összefoglaló szakirodalmi feldolgozás szerint az egy kitorékra számítható átlagos alomszám Európa különböző országaiban 2,7 és 4,76 között változik (RUETTE & ALBARET, 2011). Ragadozógazdálkodási megfontolásból, az állomány szinten tartása érdekében pl. Magyarországon 2,5-ös gyérítési rátát javasolnak – ami a késő tavaszi állománynak kb. 70%-a –, vagy a gyérítési ráta intenzitása akkor számít megfelelőnek, ha nagyobb mint 2 (HELTAL, 2010).

### *Kártétele*

Háziállatok és vadászható fajok egyaránt előfordulnak a róka étrendjében, de az esetek nagyrésztében ez dögevéssel, vagy a kistestű rágcsáló fajok állományának összeomlásával magyarázható (GREENTREE *et al.*, 2000; HOELGAARD, 2008; KIRKOVA *et al.*, 2011; DÍAZ-RUIZ *et al.*, 2016; TSUNODA *et al.*, 2017). Háziállatok ragadozás eredményeként is szerepelnek – legalábbis időszakosan (főként ellések idején) és baromfifarmok környékén – a róka étrendjében, azonban a háziállatokban okozott ragadozási veszteségek pontos meghatározása nehézkes az állattartók reaktív viselkedése miatt (MOBERLY *et al.*, 2003; JANKOWIAK *et al.*, 2008).

Hasonlóképpen, a vörös róka ragadozással a vadon élő és tenyésztett vadászható fajok állományában is okozhat érzékeny veszteségeket (TAPPER *et al.*, 1996; MAYOT *et al.*, 1998; GORTÁZAR *et al.*, 2000b). A vadállományban okozott ragadozási veszteségek azonban nem minden esetben egyértelműen tulajdoníthatók csak a rókának. Például spanyolországi vizsgálatok eredményei arra utalnak, hogy ragadozók hiányában a siketfajd (*Tetrao urogallus*) több csibét nevel fel, de itt a ragadozók csoportjában együtt kezelték a róka mellett a kormos varjút (*Corvus corone*) és ragadozó madakakat (BAINES *et al.*, 2004). A ragadozó madár kategóriába olyan fajokat soroltak, mint: egerészölyv (*Buteo buteo*), karvaly (*Accipiter nisus*), szirti sas (*Aquila chrysaetos*), vörös vércse (*Falco tinnunculus*) és héja (*Accipiter gentilis*). Ugyancsak siketfajd, illetve nyírfajd (*Lyrurus tetricus*) szaporodási teljesítményének vizsgálatai arra utaltak, hogy a varjúfélék és róka állományainak hosszútávú növekedése negatív hatással lehet a vizsgált fajokra, de rövid távon csak a varjúfélék szabályozásának pozitív hatását tudták kimutatni (SUMMERS *et al.*, 2004). Magyarországi műfészkek-predációs vizsgálatok esetében azonban a fészkaljveszteségek legfontosabb okozójának a vörös róka bizonyult (JÁNOSKA *et al.*, 2016).

### *Ökoszisztéma szolgáltatások*

A vörös róka kártételénél említett háziállat fogyasztás, amennyiben dögevésből származik értelmezhető ökoszisztéma-szolgáltatásként. Ráadásul olyan esetekről is létezik beszámoló, mikor az ellések időszakában elpusztult juhok, vagy halva született bárányok hozzáférhetőségével összefüggésben csökkent a fészkalj-predáció (HOELGAARD, 2008). Ibériai száraz élőhelyeken, a rókának a *Ziziphus* növénynemzetségbe tartozó fajok magjainak terjesztésében, s ezáltal az említett faj élőhelyeinek funkcionális összeköttetésében betöltött szerepét értékelték ökoszisztéma szolgáltatásként (CANCIO *et al.*, 2017). Ugyancsak ezen vizsgálat során az üregi nyúlra

(*Oryctolagus cuniculus*) kifejtett predációs nyomást is ökoszisztéma-szolgáltatásként említették, ugyanis a nyúl komoly rágási károkat okoz a 92/43/EEC számú Élőhelyvédelmi Irányelv (Habitat Direktíva) értelmében védett *Ziziphus* élőhelyeken.

Mérsékelt égövi európai országokban a domináns kistrágyaszólyos fogyasztást (LINDSTRÖM, 1992; WEBER & AUBRY, 1993; LANSZKI & HORVÁTH, 2005; DELL'ARTE *et al.*, 2007) lehet ökoszisztéma-szolgáltatások közé sorolni.

### *Állománykezelés*

A vörös róka, a globális elterjedési területén mindenütt dúvadnak számít és ennek következtében fegyverrel és mérgezéssel szabályozott faj (SILLERO-ZUBIRI *et al.*, 2004). Ugyanakkor a ragadozógyérítés szükségessége és hatékonysága ellentmondásos. TAPPER *et al.*, (1996) bizonyos nagy-britanniai élőhelyeken három év alatt 2,6-szoros növekedést tapasztaltak a szürke fogoly (*Perdix perdix*) fészkelő állományának sűrűségében a fészkelési időszakra koncentrált ragadozógyérítés eredményeként. Svédországban a róka és a nyuszt (*Martes martes*) 4-5 évig folytatott folyamatos gyérítése hatására a havasi nyúl (*Lepus timidus*) állománysűrűsége 1,5-2-szeres növekedést produkált (MARCSTRÖM *et al.*, 1989). Ugyanakkor Finnországban, intenzív predátor kontroll és teljesen betiltott vadászat mellett a havasi nyúl állományalakulási tendenciái hasonlóak voltak (KAUHALA *et al.*, 1999). Nagy általánosságban, a róka állománysűrűsége gyorsan visszatér a gyérítés előtti szintre (TAPPER *et al.*, 1996), vagy a gyérítés eredményessége ki sem mutatható (SUMMERS *et al.*, 2004; BAKER & HARRIS, 2006). Az állományok gyérítés utáni gyors felépülésének legfőbb oka a szomszédos – nem kezelt – területekről történő bevándorlás (HARDING *et al.*, 2001; RUSHTON *et al.*, 2006; GENTLE *et al.*, 2007).

A ragadozógyérítés terítékei összefüggésben vannak a populációsűrűséggel, de nincsenek lényeges hatással rá (KURKI *et al.*, 1998; BAKER & HARRIS, 2006). Továbbá az újabb kutatási eredmények arra utalnak, hogy a zsákmányfajok állományainak helyreállítása érdekében az élőhelyfejlesztési munkálatok hatékonyabbak lehetnek, mint a ragadozógyérítés (GORTÁZAR *et al.*, 2000b; KNAUER *et al.*, 2010).

Különböző ragadozógyérítési módszerek hatékonyságának összehasonlítása azt mutatta, hogy a tavaszi kotorekozás a leghatékonyabb, míg a fogamzásgátlás a legkevésbé hatékony, de a hatás mindig a terület eltartóképességétől függ. Nagy kiterjedésű területen (pl. 1600 km<sup>2</sup>) végzett eredményes ragadozógyérítés nem megvalósítható vagy praktikus még abban az esetben sem, ha a

Farkas Attila: Vörös róka (*Vulpes vulpes*) és aranysakál (*Canis aureus*) táplálkozási kapcsolatai Dél-Romániában 15  
külső területekről történő bevándorlás mértéke alacsony, vagy szabályozható (RUSHTON *et al.*, 2006). Lokális szinten, különböző módszerek kombinációjának (pl. vadászat és mérgezés) van a legnagyobb szabályozó hatása és ez a leginkább költséghatékony is (NEWSOME *et al.*, 2014).

#### *Természetvédelmi státus*

Az Invazív Fajok Globális Adatbázisa (Global Invasive Species Database (GISD)) alapján idegenhonosnak tekinthető Ausztráliában, Man szigetén (Nagy-Britannia), Kanadában, az Amerikai Egyesült Államok bizonyos részein, illetve Mexikóban (GISD 2015). Összefüggésbe hozható 125 olyan fajjal, amelyek a Természetvédelmi Világszövetség (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN)) által nyilvántartott kihalással fenyegetett fajok vörös listáján szerepelnek. Ezekből 6 kihalt (EX), 22 súlyosan veszélyeztetett (CR), 30 veszélyeztetett (EN), 20 sebezhető (VU), 24 mérsékelten veszélyeztetett (NT), 3 adathiányos (DD) és 20 nem fenyegetett (LC) vörös listás kategóriába sorolható.

#### **2.1.2. Az aranysakál globális elterjedése, ökológiája és státusa**

Az Integrált Taxonómiai Információs Rendszer (ITIS – Integrated Taxonomic Information System) online adatbázisa alapján az aranysakálnak világszerte 12 alfaja ismert (ITIS).

Az aranysakál Észak és Északkelet Afrikában, az Arab félszigeten, Európában a Balkán félszigeten, Kelet- és Közép Ázsiában, az indiai szubkontinensen, Sri Lankán, Mianmarban, Thaiföldön és Indokína bizonyos részein széles elterjedt (JHALA & MOEHLMAN, 2008). Ugyanakkor, újabb genetikai vizsgálatok erős bizonyítékot szolgáltatottak az eurázsiai aranysakál, valamint az Észak- és Északkelet-Afrikában élő sakál közötti mély elkülönülésre (KOEPLI *et al.*, 2015). Az utóbbiakat különálló fajként, *Canis anthus* (aranyfarkas v. afrikai farkas) néven írták le. Az európai elterjedési terület nem folytonos, de az utóbbi években folyamatosan növekszik. Napjainkban 11 európai országban állandó a jelenléte, 3 országból kóborló példányok észlelését jelentették, míg 18 országban a faj státusa nem meghatározott (1. melléklet).

#### *Élőhely*

Mindenevő táplálkozási jellemzői és a száraz élőhelyekkel szembeni nagyfokú tűrőképessége okán, nagyon széles és változatos az aranysakál számára megfelelő élőhelyek köre. Opportunista, így gyakran behatol az éjszaka leple alatt településekre is, ahol a szemétből táplálkozik (JHALA & MOEHLMAN, 2008). Az IUCN vörös lista szerint az aranysakál számára egyaránt megfelelő

élőhelyet biztosítanak a trópusi vagy szubtrópusi száraz és nedves szavannák, cserjések és füves élőhelyek, erdők, legelők, mezőgazdasági területek vagy emberi települések. Az élőhely tengerszint feletti magassága sem korlátozza a faj elterjedését, ugyanis 3800 méter magasságban is megfigyelték Etiópiában (SILLERO-ZUBIRI, 1996), bár itt valószínűleg az újonnan elkülönített *C. anthus* fajt láthatták. Az ökológiai igényeket kielégítő élőhelyek közül egyik sem kiemelkedő, vagy kizárólagos fontosságú, ami a faj rendkívüli plaszticitására utal (JHALA & MOEHLMAN, 2008).

### *Állománydinamika*

Napjainkban az aransakál teljes európai elterjedési területén állománynövekedés tapasztalható (ARNOLD *et al.*, 2012), illetve az elterjedési terület kiterjesztése a történelmi elterjedési területeken kívülre is (GIANNATOS *et al.*, 2018). Az elterjedési terület növekedése helyenként megdöbbentő mértékű. Például Bulgáriában, 1985-ben 80.000 km<sup>2</sup>-re változott az 1962-ben tapasztalt 2.400 km<sup>2</sup>-hez képest, ami 33-szoros növekedést jelent 23 év alatt (KRYŠTUFEK *et al.*, 1997). Közép- és Kelet-Európa legtöbb országában (pl. Szerbia, Magyarország, Románia) az állomány alakulásának tendenciája exponenciális, míg Bulgáriában, ahol az elterjedési terület már több mint 30 éve változatlan (DEMETER & SPASSOV, 1993; KRYŠTUFEK *et al.*, 1997), inkább lineáris (BANEÁ *et al.*, 2018). Más európai országokban a sakál megjelenése viszonylag új keletű. Szlovéniában 2005-ben, rókának nézve ejtették el az első példányt (KROFEL & POTOČNIK, 2008), illetve 2007-ből van először bizonyíték a szaporodásra is (LAPINI *et al.*, 2009). Ausztriában is először 2007-ben sikerült rendszeresen megfigyelni 3 aransakál kölyköt a Fertő-Hanság Nemzeti Park burgenlandi részén (HERZIG-STRASCHIL, 2008). Lengyelországban először 2015-ben találtak egy elgázolt példányt, illetve kameracsapda rögzített még két másik egyedet (KOWALCZYK *et al.*, 2015). 2017-ben, Csehországban sikerült kameracsapdával és közvetlen megfigyeléssel bizonyítani a szaporodást is (JIRKŮ *et al.*, 2018).

Az aransakál térhódításának okai sokfélék lehetnek. Bulgáriában például az elterjedési terület növekedése az 1962. évi védetté nyilvánítás óta kezdődött el, fokozatosan (STOYANOV, 2012b). Eleinte a védett státus mellett még a populációméret- és elterjedési terület növekedést az alkalmas élőhelyek jelenlétével, az apróvadtenyésztésből származó táplálékbázis növekedéssel, a nagyobb testmértű farkas (*Canis lupus*) alacsony sűrűségével, illetve lokális kiirtásával, valamint a mérgezés leállításával magyarázták (SPASSOV, 1989). A törvényes védelem és az intenzív vadgazdálkodás hatására megnövekedett táplálékbázis-növekedés hatása szélesebb körben is



elfogadott (MARKOV, 2012; STOYANOV, 2012b). MARKOV (2012) az apróvadtenyésztés mellett még kiemelte a muflon (*Ovis aries*, dámszarvas (*Dama dama*), őz (*Capreolus capreolus*) utódainak hozzáférhetőségét, valamint a fácán (*Phasianus colchicus*), illetve a szirti fogoly (*Alectoris graeca*) betelepítések fontosságát. STOYANOV (2012b) kiegészítette a terjedésnek kedvező tényezők listáját még a sakál fokozottan alkalmazkodó viselkedésével, azzal a képességével, hogy nagy távolságokra is elvándorol élelemkeresés céljából, valamint magas a reprodukciós kapacitása. A rugalmas és alkalmazkodó viselkedést, mint a sikeres terjedést elősegítő tényezőket, előzetesen már mások is leírták (MACDONALD, 1979b; JHALA & MOEHLMAN, 2008). A nagyon nagy távolságokra történő elvándorlást volt aki genetikai vizsgálatokkal (RUTKOWSKI *et al.*, 2015), mások GPS nyakörves nyomon követéssel (LANSZKI *et al.*, 2018) erősítették meg. Az említett vizsgálatok eredményeként nem rendkívüli a több száz kilométeres elvándorlás sem, akár ember által sűrűn lakott területeken sem.

Más tényezők, mint például az intenzív mezőgazdaság (ŠÁLEK *et al.*, 2014) és a klímaváltozások (GIANNATOS, 2004; ARNOLD *et al.*, 2012) is irányíthatják, vagy kedvezhetnek a sakál terjedésének. Napjainkban a vidéki települések háztartásaiból és a farmokról származó állati eredetű hulladékok, valamint a vadászból származó zsigerek nem megfelelő kezelése is szerepet játszhat a helyileg magas populációsűrűségekben (BORKOWSKI *et al.*, 2011; BOŠKOVIĆ *et al.*, 2013; RAICHEV *et al.*, 2013; LANSZKI *et al.*, 2015).

A kontinentális vagy globális elterjedés sikerességének kulcsát újabban inkább a nagyobb testméretű versenytárs, a farkas visszaszorulásában látják (KROFEL *et al.*, 2017; NEWSOME *et al.*, 2017). Az elterjedési terület további terjedésének modellezése során olyan, az aransakál ökológiája szempontjából releváns környezeti változókat vesznek számításba mint: a tengerszint feletti magasság, hóviszonyok, felszínborítás és a farkas jelenléte (RANC *et al.*, 2015).

### *Szociális szerveződése*

Az aransakál társas szerveződésének alapegysége a reprodukcióban részt vevő (alfa) pár és néhány, az előző évek almából a szülőkkel maradt fiatal példány (MOEHLMAN & HAYSSEN, 2018). A szülőpár mellett maradó fiatalok nem vesznek részt a szaporodásban, szerepük az adott évi kölyöknevelésben van. A szakirodalom e példányokat segítőként említi. Az alfa pár tagjai magányosan vagy együtt vadásznak, megosztják egymással a zsákmányt és közösen nevelik az utódokat (JHALA & MOEHLMAN, 2008).

### *Szaporodása*

Az aransakál párzási időszaka is tél végére – tavasz elejére tehető. Általánosan elfogadott a február – márciusi párzás és az április – májusi ellés (FARAGÓ, 1997; VASSILEV & GENOV, 2002; KROFEL, 2007; HELTAI, 2010; ŠÁLEK *et al.*, 2014). A vemhességi idő egyes források szerint 53 nap (FARAGÓ, 1997), mások szerint 63 nap (SHELDON, 1992). A reprodukciós teljesítményről Bulgáriából vannak elérhető adatok és azok szerint egy szuka 3-12 (átlagosan 6) kölyköt ellik déli élőhelyeken és 3-8 (átlag 5) a kölykök száma északon (VASSILEV & GENOV, 2002). Ugyancsak Bulgáriában végzett kutatások alapján a fiatalkori elhullások is jelentősök lehetnek, ugyanis STOYANOV (2012b) azt találta, hogy egy szaporodásban részt vevő szukára átlagosan csak 2,6 azon kölykök száma, amelyek megérik az őszet. Ez azt is jelenti, hogy az újszülötteknek 40-50%-a csak 3-4 hónapos kort ér el.

### *Kártétele*

Az aransakál gazdasági kártétele a vadon élő és házi állatokban okozott ragadozás révén valósulhat meg. Bizonyos régiók vadgazdálkodási szakemberei szerint az aransakál komolyan veszélyezteti a vadállományt (STENIN *et al.*, 1983; GENOV & VASSILEV, 1991). Mások tovább mennek és megállapítják, hogy a megnövekedett populációsűrűség következtében és amiatt, hogy falkában is képes vadászni, a vadállomány egyedszámának egyik szabályozó tényezője lehet (MARKOV, 2012). Bulgáriai vadászati szakemberek szerint közvetlen összefüggés van bizonyos régiók vadsűrűségének csökkenése és a sakál állományának növekedése között (STENIN, 2007). Az aransakál nagymértékű, és valószínűleg alábecsült predációs hatását mutatták ki Izraelben is sérülékeny hegyi gazella (*Gazella gazella gazella*) állományokra (BORKOWSKI *et al.*, 2011). Ugyanakkor a sakál valós predációs hatását táplálkozási vizsgálatokkal nehézkes becsülni. Több tanulmány során találtak vadfajok maradványait a táplálékban, de gyakran előfordul, hogy nem lehetséges annak megállapítása, hogy ez ragadozás vagy dögevés eredménye (RAICHEV *et al.*, 2013). A legfontosabb kritérium a ragadozás vagy dögevés eldöntésére az elfogyasztott zsákmánymaradvány kora és az évszak. Általánosan elfogadott, hogy a nagyvad utódai, születések időszakában nagyobb mértékben kitéttek a ragadozási kockázatnak, illetve a vadászidényben talált kifejlett példányok maradványai származhatnak vadászat során megsebzett példányoktól. Frissebb táplálkozási szokásokat elemző tanulmányok, az évszakai eltérések tárgyalása nélkül, nem szolgáltatnak bizonyítékot a vadállományban, sakál által okozott számottevő veszteségekre

Farkas Attila: Vörös róka (*Vulpes vulpes*) és aransakál (*Canis aureus*) táplálkozási kapcsolatai Dél-Romániában 19 (LANSZKI *et al.*, 2015; ČIROVIĆ *et al.*, 2016). Sőt, például Szerbiában, a nagymértékű sakál sűrűség növekedés ellenére, a mezei nyúl terítékadatok stabilak, míg az őz és a vaddisznó terítékek növekvő tendenciát mutatnak (ČIROVIĆ *et al.*, 2016).

A háziállatok tartását komolyan veszélyeztették a sakálok Bulgária délkeleti részein, ahol 1982–1987 időszakban 1053, főként juhokra és kecskékre irányuló támadást jelentettek (GENOV & VASSILEV, 1991). A helyzet kezelésére 1977-től a védett státus ellenére lődíjakat vezettek be minden elejtett sakálra (STOYANOV, 2012b). Bulgárián kívül, bizonyíthatóan ragadozástól származó háziállat (pl. kecske, juh, baromfi és szarvasmarha) fogyasztás Izraelben, Indiában és Pakisztánban fordult elő (YOM-TOV *et al.*, 1995; MONDAL *et al.*, 2012; MAHMOOD *et al.*, 2013; SHABBIR *et al.*, 2013). A ragadozási veszteségek előfordulásának fontosabb tényezői a magas sakálsűrűség és a szabadterületi, felügyelet nélküli legeltetési állattartási gyakorlat lehet. Európában a háziállatok előfordulása a sakál étrendjében többnyire döggök fogyasztásával van összefüggésben (GIANNATOS *et al.*, 2010; LANSZKI *et al.*, 2010; BOŠKOVIĆ *et al.*, 2013; HELTAI *et al.*, 2013; ČIROVIĆ *et al.*, 2014; ČIROVIĆ *et al.*, 2016). Olyan területeken, ahol a legeltetés nem jellemző, vagy felügyelet mellett zajlik, sakálnak tulajdonítható háziállat veszteségeket nem jeleztek vagy nem tudtak bizonyítani (LANSZKI *et al.*, 2010; BOŠKOVIĆ *et al.*, 2013; PENEZIĆ & ČIROVIĆ, 2015a). Habár a legújabb bulgáriai kutatási eredmények többsége is a háziállat fogyasztás legfőbb forrásának inkább a dögevést tartja (KIRKOVA *et al.*, 2011; MARKOV & LANSZKI, 2012; STOYANOV, 2012b; RAICHEV *et al.*, 2013), az aransakálra továbbra is háziállatokat és vadállományt veszélyeztető dúvadként tekintenek (MARKOV, 2012; RAICHEV *et al.*, 2013).

### *Ökoszisztéma-szolgáltatások*

A közepes testmértetű ragadozók ökoszisztéma-szolgáltatásai a rágcsálók szabályozásában és állati eredetű hulladékeltakarító szerepben nyilvánulnak meg. Egy szerbiai kutatás megállapította, hogy a 15000 példányra becsült aransakál-állomány évente 3700 tonna állati hulladékot és 13,2 millió mezőgazdasági kultúrákban károsító rágcsálót takarít, illetve fogyaszt el (ČIROVIĆ *et al.*, 2016). Más kutatási területen a kalászos mezőgazdasági terményekhez kötődő rágcsálók a sakálok legfontosabb táplálékát képezték, ezért ez a tanulmány is megállapította a rágcsáló állományok szabályozásában betöltött jótékony szerepet (JAEGER *et al.*, 2007). A hatékonyság kérdése azonban még mindig fennáll, ugyanis a táplálkozási vizsgálatok csak a rágcsálók nagyarányú előfordulását

bizonyították a sakál éntrendjében, viszont arra nincs bizonyíték, hogy ennek hatására csökkennének a károk a mezőgazdasági kultúrákban (ĆIROVIĆ *et al.*, 2016).

A vadászatokból származó zsigerek és vad-gépjármű ütközésekből, illetve egyéb okokból elhullott vagy sebzett állatok mint elsődleges fontosságú táplálékalkotók szerepe azonban bizonyítást nyert (LANSZKI *et al.*, 2015). A sérült és elpusztult állatok eltakarítását a vadgazdálkodás is ökoszisztéma szolgáltatásként értelmezi.

### *Állománykezelés*

A Balkán-félszigeten illetve az újonnan birtokba vett területeken az arany sakál széles elterjedt és a populációméret az invazív fajokra jellemző exponenciális növekedést mutatnak (SZABÓ *et al.*, 2007; SZABÓ *et al.*, 2009; TÓTH *et al.*, 2009; HELTAI *et al.*, 2013; FARKAS *et al.*, 2015a). Ezért Bulgáriában (RAICHEV, 2011; STOYANOV, 2012b), Szerbiában (PENEZIĆ & ĆIROVIĆ, 2015b), Magyarországon (LANSZKI *et al.*, 2015) és Romániában (FARKAS *et al.*, 2015a) vadászható és a vadászati hasznosítás képezi a legjelentősebb mortalitási tényezőt. Ennek ellenére csak az bizonyítható, hogy magas állománysűrűségek esetén a vadászat nagymértékben befolyásolja a sakál populációk demográfiai szerkezetét, de a fegyveres gyérítés nem elegendő a populációk egyedszámának csökkentéséhez (RAICHEV, 2011; STOYANOV, 2012b). Csökkenő állományok esetében (pl. Görögország a 2000-es évek előtt) azonban a vadászati hasznosítás egy additív jellegű mortalitási tényező, amit el kellene kerülni (GIANNATOS *et al.*, 2005). Az elterjedési terület szélén, ahol a sakál megjelenése csak az utóbbi időben került megerősítésre, a faj státusa nem meghatározott és többnyire ellentmondásos. Itt a legtöbb szerző az országos és országhatárokon túlnyúló védelem mellett érvel (LAPINI *et al.*, 2009; MIHELIĆ & KROFEL, 2012; KOWALCZYK *et al.*, 2015); mások, az összes EU tagországban teljes jogi védelmet kérnek (RUTKOWSKI *et al.*, 2015); vannak olyan vélemények is, hogy mindenhol a vadászati törvénykezés hatálya alá kellene vonni, ezáltal nagyobb ellenőrzési lehetőséget biztosítva az illegális elejtésekkel szemben (KROFEL & POTOČNIK, 2008); ugyanakkor, néhány országban invazív betolakodó fajnak van nyilvánítva (JAROLÍMEK & STOČES, 2013; STRATFORD, 2015).

Azon országokban, ahol a faj védett státust élvez, mint pl. Olaszország és Szlovénia, a legfontosabb mortalitási tényezők a gépjárművel történő gázolások és a róka gyérítés során előforduló téves elejtések (LAPINI *et al.*, 2011).

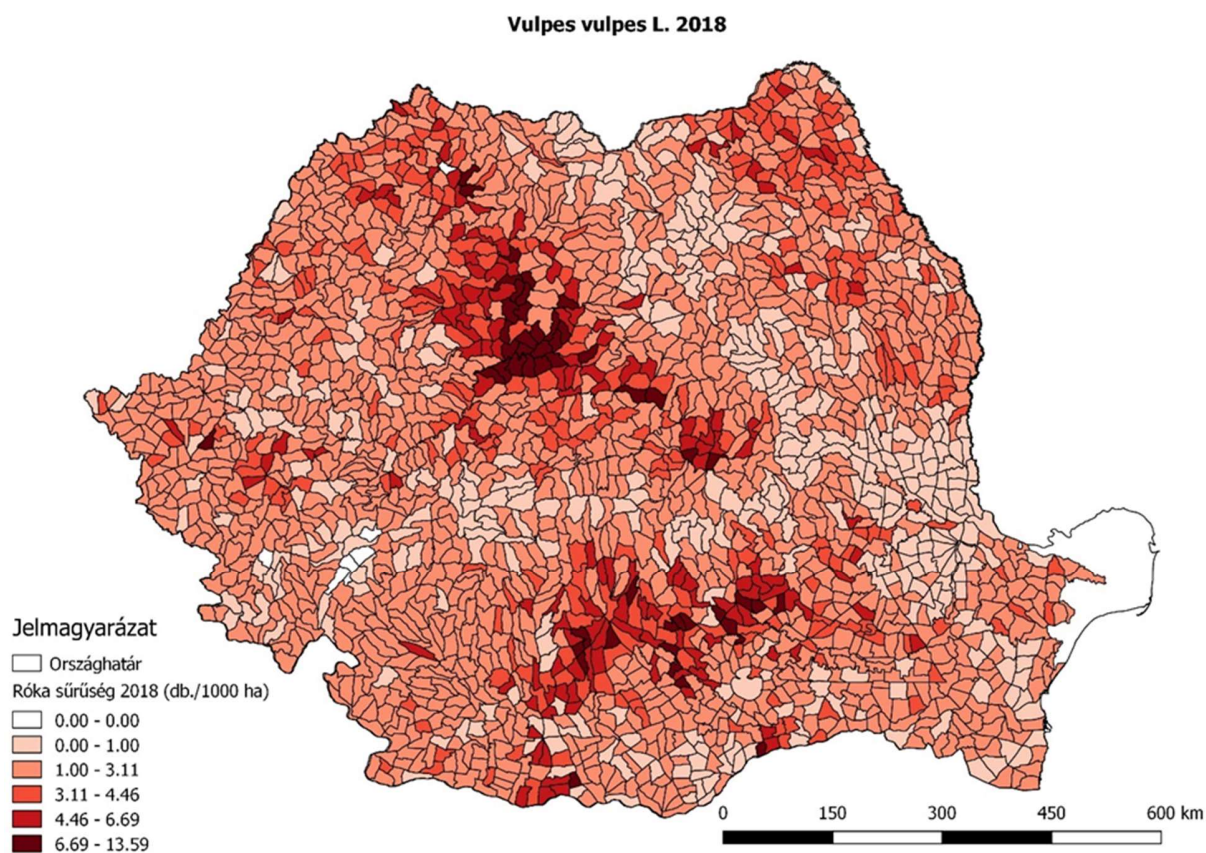
*Természetvédelmi státus*

Az aransakál nem szerepel az Invazív Fajok Globális Adatbázisában. Ugyanakkor kontinentális léptékben a faj elterjedési területének további növekedése nagy valószínűséggel folytatódni fog (ARNOLD *et al.*, 2012; TROUWBORST *et al.*, 2015). Az újonnan birtokba vett területeken új kihívásokra számíthatunk az esetleges konfliktusok nyomán kialakuló lakossági magatartás és a nemzetközi vadvilág megőrzési törvénykezés eredményeként (STRATFORD, 2015; TROUWBORST *et al.*, 2015). TROUWBORST *et al.* (2015) tárgyalták az aransakál európai térhódításának törvénykezési vetületeit és kiemelték, hogy a státus a védettől a vadászhatón át a szabályozatlanig terjed. Sőt, a faj státusa egy ország határain belül is változhat, mint például Törökországban és Ausztriában. Ugyancsak, TROUWBORST *et al.* (2015) elkészítették az aransakált közvetve, vagy közvetlenül érintő törvényes rendelkezések összefoglaló áttekintését, és megállapították, hogy a faj idegenhonos besorolása Európában téves. A legfontosabb érvek a következők voltak: (1) a napjainkban is tapasztalt európai térhódítás látszólag nem aktív emberi behurcolás eredménye; (2) a természetes terjeszkedés kézenfekvőbb magyarázat, főként a terjeszkedés mintázata és a diszperziós képesség tükrében; és (3) egyelőre nem áll rendelkezésre olyan alapos kutatási eredmény, amely szerint a sakál veszélyezteti az őshonos biodiverzitást. Következésképp, és mert az átfedés az aransakál elterjedési területe és az EU területe között fokozatosan növekszik, az Unió Élőhelyvédelmi Irányelv (Habitat Direktíva név alatt közismert Európai Unió (EU) 92/43/EGK irányelve, a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről) értelmében a kedvező védelmi státust fenn kell tartani az újonnan birtokba vett élőhelyeken is. Egyetlen EU-s tagállam sem lehet ez alól kivétel (TROUWBORST *et al.*, 2015). Ezt a szemléletet képviseli STRATFORD (2015) is. A Habitat Direktíva V. mellékletében szereplő fajként begyűjtése, valamint hasznosítása igazgatási rendszabályok hatálya alá vonható. Annak ellenére, hogy az úttörő, vagy kóbor példányok a természetes elterjedési területen kívül fordulnak elő (s ezért nem esnek a Habitat Direktíva hatálya alá), TROUWBORST *et al.*, (2015) úgy érvelnek, hogy ezen példányok elpusztítása, habár nem egyértelműen tiltott, ellenkezik az Irányelv szellemével. Ugyanakkor az is közismert, hogy az első kolonizáló példányok alkalmi megjelenése után nagyon rövid időn belül kialakulhatnak territoriális csoportok (KROFEL, 2009). Az Élőhelyvédelmi Irányelv elővigyázatossági elve ugyancsak a gyérítés megelőzését szolgálja amíg a sakálok megjelenéséről többet meg nem tudunk. De az a hozzáállás is megalapozottnak tűnik, hogy a kezdeti populációkat kell megfékezni mielőtt ez lehetetlenné válna.

## 2.2. A vörös róka és aranyakál elterjedése, ökológiája és státusa Romániában

### 2.2.1. A vörös róka elterjedése, ökológiája és státusa Romániában

A vörös róka Románia teljes területén előfordul a Fekete-tenger partjától, Dobrudzsán és a Román alföldön át egészen a magashegységek erdőhatáráig. Naprakész országos elterjedési térkép nem létezik ezért, ezt a hiányosságot pótlandó, elkészítettem. A térképezés alapja az 1000 hektár területre számított 2018 / 2019-es vadászati időnyre jóváhagyott vadászati kvóta (pld./1000 hektár) Románia összes (2148) vadászterületén (2. ábra).



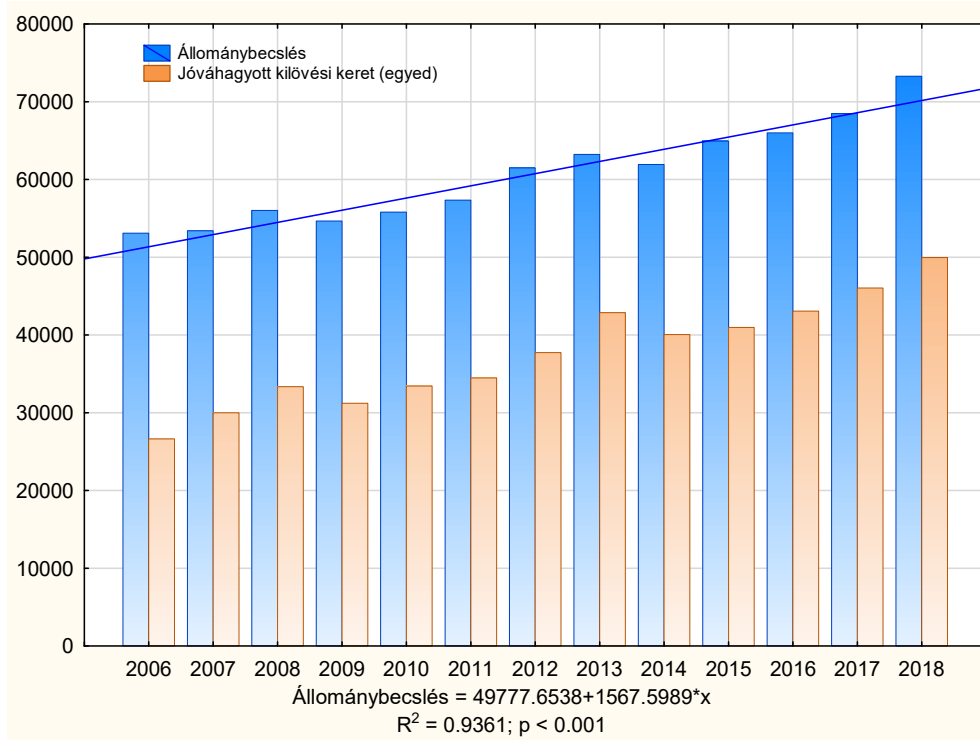
### 2. ábra – Vörös róka (*Vulpes vulpes*) 2018 évi sűrűsége Romániában a jóváhagyott vadászati kvóták alapján

Megjegyzés: fehér részek a Duna Delta Bioszféra Rezervátum területei, ahol nincs érvényben vadászati kvóta, illetve 7 adathiányos vadászterület

Az elkészült elterjedési térkép alapján feltételezem, hogy az adathiányos területeken, illetve a Duna-deltában is nagy valószínűséggel előfordul.

Habár Romániában a vörös róka apróvadállományban és védett fajokban okozott valós kártétele nem teljesen tisztázott (COTTA *et al.*, 2008), dúvadnak számít és gyérítendő. Ugyanakkor a vadgazdálkodási gyakorlat elővigyázatos jellegű, ugyanis a róka elejtések kvótához kötöttek. Az

országos állománybecslési adatok tendenciája az utóbbi 13 évben lineáris módon növekszik. A számított trendvonal az állománybecslési adatok alakulásának több mint 93%-át magyarázza, a két adatsor közötti korreláció pedig nagyon szoros ( $r = 0,967$ ) és szignifikáns is ( $p < 0,001$ ),  $\alpha = 0,01$  szinten (3. ábra). A 2006 – 2018 közötti időszak állománybecslési adatai alapján számítható belső növekedési ráta  $\lambda = 1,028$ .



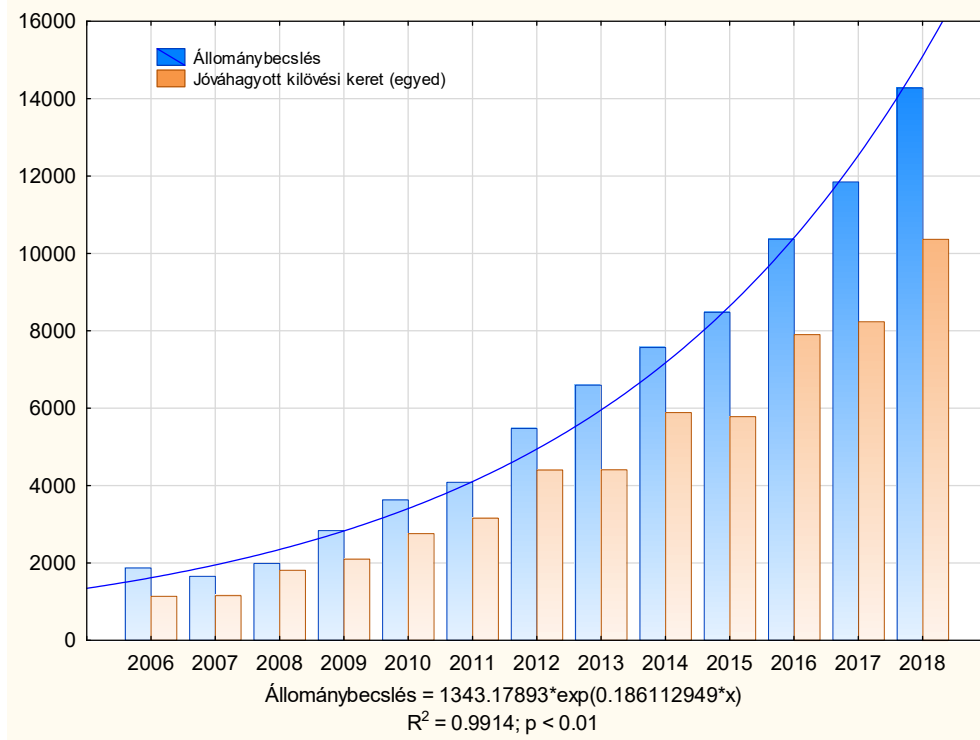
### 3. ábra – Vörös róka állományának és kilövési keretének alakulása Romániában 2006 – 2018 időszakban

A ragadozógazdálkodás hatékonyságát jelző gyérítési ráta az elmúlt 13 évben átlagosan 0,62 lehetett volna a kilövési keretek maradéktalan teljesítése esetében. A megvalósított gyérítési ráta viszont csak 0,44, ami a terítéknek a tavaszi becsült törzsállományhoz viszonyított aránya. Annak ismeretében, hogy a vörös róka állományának szinten tartásához legkevesebb 1,5-ös gyérítési ráta lenne szükséges (HELTAI, 2010), megállapítható, hogy a ragadozógyérítés hatékonysága rossz és az állományok megfelelő forrás hozzáférhetőség esetén tovább növekedhetnek.

#### 2.2.2. Az aranyakál elterjedése, ökológiája és státusa Romániában

Romániában korábban a Dunát tekintették az elterjedési terület északi határának (COTTA & BODEA, 1969), az ország területén csak véletlenszerű előfordulásokat jegyeztek, de stabil szaporodó

állományokról nem voltak adatok. Ezzel szemben a 2006 – 2018 időszakban a becsült állomány 1871 példányról 14273-ra változott, ami 7,6-szoros növekedést jelent (4. ábra).

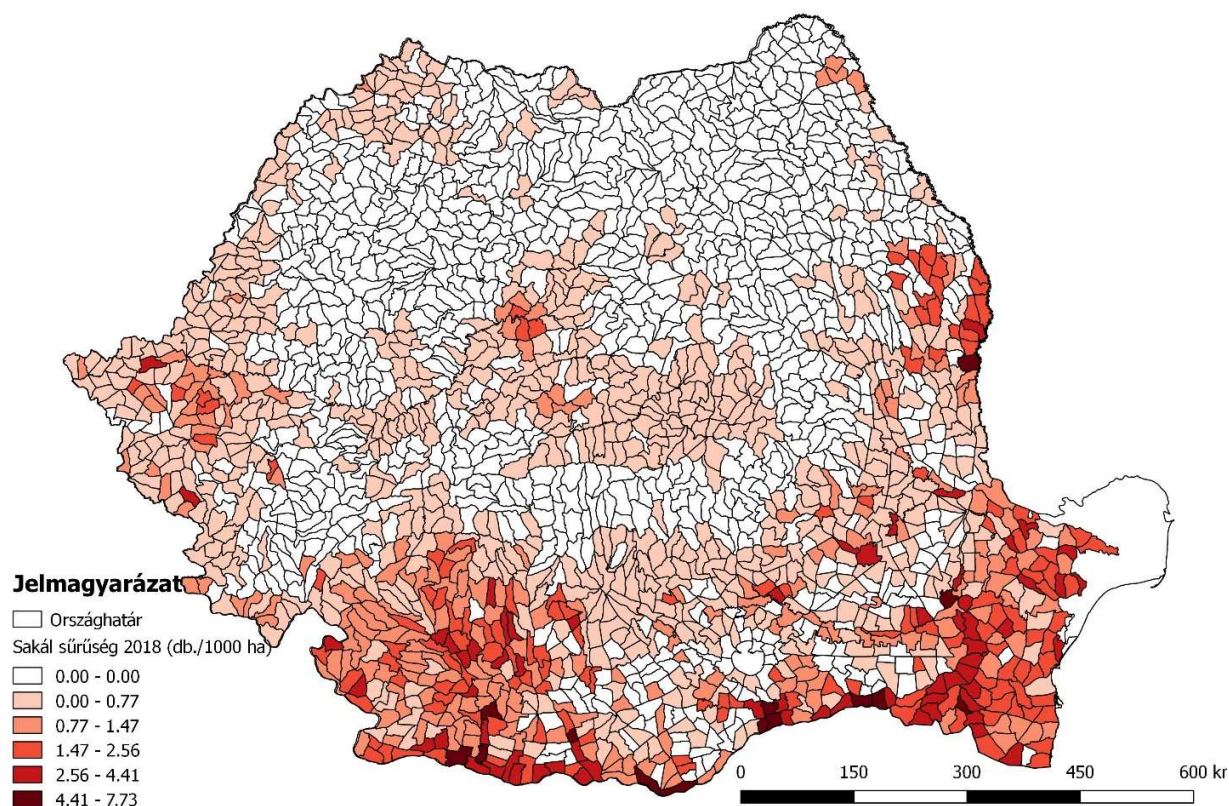


#### 4. ábra – Aransakál állományának és kilövési keretének alakulása Romániában 2006 – 2018 időszakban

Ugyanakkor az elterjedési terület is háromszorosára növekedett, hiszen míg 2006-ban 13 megyében becsültek aransakált, úgy 2018-ban már a sakálos megyék száma 39 volt. 2017-ben, az aransakál aktuális romániai elterjedési területét a jóváhagyott vadászati kvóták vadászterület-alapú eloszlása alapján kb. 90.000 km<sup>2</sup>-re becsültük (FARKAS *et al.*, 2017A). Ugyanazon tanulmány keretében (a 2006 – 2016 időszak hivatalos állománybecslési adatai alapján) az aransakál belső szaporodási rátáját  $\lambda=1.194$ -nek találtuk. A számított belső szaporodási ráta értékének ellenőrzésére javasoltuk a számított szaporodási rátával növelt 2017. évi, illetve a hivatalos 2018 tavaszi állománybecslési adatok összehasonlítását. Az általunk prognosztizált állomány méret 14570 példány volt, a hivatalos állománybecslési egyedszám pedig 14273. Ez kb. 2% eltérést jelent, így az általunk számított  $\lambda=1.194$  belső szaporodási ráta helyesnek tekinthető. Mivel az aransakál térhódítása Romániában is egy folyamatban lévő jelenség, a 2017. évi vadászati kvóták alapján elkészített sűrűségi térkép már nem időszerű. Ezért a 2018 tavaszi adatok felhasználásával egy új naprakész elterjedési térképet készítettem (5. ábra).



**Canis aureus L. 2018**



**5. ábra – Aransakál (*Canis aureus*) 2018 évi sűrűsége Romániában a jóváhagyott vadászati kvóták alapján**

Napjaink romániai vadgazdálkodási gyakorlata az aransakál folyamatos térnyerését és állománynövekedését némiképp passzívan követi. Az elmúlt 13 évben a jóváhagyott kilövési keretek átlagosan a rókáénál nagyobb, 0,74-es gyérítési rátát tettek volna lehetővé. Ezzel szemben a terítékek alapján számolt megvalósított átlagos gyérítési ráta a róka esetében tapasztalhatóhoz hasonló 0,43.

**2.3. A vörös róka és aransakál táplálkozási jellemzői**

*A vörös róka táplálkozási jellemzői*

Magyarországi ragadozó emlősök táplálkozási kapcsolataira irányuló vizsgálat során a vörös róka fő táplálékát kismemlősök, főként erdei pocok (*Clethrionomys glareolus*) és *Microtus* fajok alkották. Ezek mellett különböző táplálékforrások voltak másodlagosan fontosak, így a téli-tavaszi időszakban elhullott nagyvad, a nyári-őszi időszakban növények. A rókára széles táplálkozási niche volt jellemző (LANSZKI & HORVÁTH, 2005).

A vörös róka állománysűrűsége és éttrendje főként a pocokfajok (*Microtus* spp.) sűrűségével van pozitív összefüggésben Svédország boreális éghajlatú részein (LINDSTRÖM, 1992), Finnország nyugati részein (DELL'ARTE *et al.*, 2007) vagy Svájcban (WEBER & AUBRY, 1993). Olyan élőhelyeken is dominánsnak mutatkozott a kistestű rágcsálófajok részaránya a vörös róka éttrendjében, ahol nem vizsgálták párhuzamosan a kistestű rágcsálók és a vörös róka állománydinamikáját (LANSZKI & HORVÁTH, 2005; LANSZKI *et al.*, 2006; KIDAWA & KOWALCZYK, 2011; KIRKOVA *et al.*, 2011; FARKAS *et al.*, 2015a; TSUNODA *et al.*, 2017).

Habár elsősorban húsevő, a vörös róka egy opportunista ragadozó és hulladékeltakarító is, speciális táplálékforrás igény nélkül (SAUNDERS *et al.*, 1995). Generalista, mindenevő jelleget mutat, fogyaszt: gyümölcsöt, zöldségfélét, tojást és rovarokat, főként azokban az időszakokban mikor ezek a források szezonálisan hozzáférhetők (DELL'ARTE *et al.*, 2007; KIDAWA & KOWALCZYK, 2011; FARKAS *et al.*, 2014; 2015a; 2015b). A kistestű rágcsálók nagyobb mértékű hozzáférhetősége esetén, illetve interspecifikus kompetíció hiányában azonban inkább pocok-specialista vonásokat mutat (KIDAWA & KOWALCZYK, 2011; FARKAS *et al.*, 2015a).

#### *Az aranysakál táplálkozási jellemzői*

Bulgáriai gyomortartalom-vizsgálatok alapján hol a háziállatok (30,2% RFO<sup>1</sup>), hol pedig a vadonélő párosujjú patások (47,9% RFO) képezték a fő tápláléktípust a sakál éttrendjében (RAICHEV *et al.*, 2013). Szerbiában 248 gyomorminta feldolgozása eredményeként téli, december-január időszakban, ugyancsak a háziállatok bizonyultak elsődlegesen fontos tápláléktípusnak (56,1% RFO), míg második helyen a kisemlősök szerepeltek (20,7% RFO). A vadgazdálkodási szempontból jelentős fajok előfordulása elhanyagolható mértékű (öz 4,4%, vaddisznó 3,3%, mezei nyúl 2,3%) volt (ĆIROVIĆ *et al.*, 2014).

Nyár végi - kora őszi sakál ürülékekben kistestű rágcsálók domináltak (59,3% becsült biomassza), mezei nyúl (20,1%) és növényi eredetű táplálékmaradványok (19,7%) mellett. Ebben az időszakban egyáltalán nem találtak a sakál táplálékában párosujjú patásokat, sem pedig háziállatot (MARKOV & LANSZKI, 2012). Görögországban ellenben a háziállatok túlsúlyát állapították meg (GIANNATOS *et al.*, 2010).

Pakisztáni kutatások jelentős arányú növényi eredetű táplálékot mutattak ki (54,0% RFO), míg az állati eredetű tápláléktípusok kisebb mértékben (46,2% RFO) fordultak elő ürülékekben (NADEEM *et al.*, 2012).

---

<sup>1</sup> RFO = relatív előfordulási gyakoriság

Izraelben 2002-2003 évek június-november hónapjaiban végeztek ürülék-analízist (BORKOWSKI *et al.*, 2011). Itt a fő tápláléktípust a párosujjú patások képezték (39,4% RFO, amiből 80% háziállat dög). Kevésbé fontos tápláléktípusok a gyümölcsök (31,3%), madarak (30,0%), kismélsők (23,5%), gerinctelenek (21,2%) és szemét (9,1%). Az idézett munka megállapítja a szeméttelpek és a hozzáférhető háziállat dögök kiemelt hatását a jelenlegi izraeli sakálpopuláció sűrűségére.

Az aranysakál időszakos specializációját látszik alátámasztani az a törökországi kutatás, miszerint a 2005. június 1 és szeptember 1 közötti időszakban sakálok 8 felnőtt nőstény tengeri teknőst zsákmányoltak, kifosztották az összes teknősfészek 42,0%-át és elpusztították az adott évi fiókák 24,0%-át (AKCINAR *et al.*, 2006).

Görögországi mediterrán homokos tengerpartokon és mocsaras élőhelyeken az aranysakál változatos étrenddel eteti a kölykeit, ami ugyancsak a faj opportunistá táplálkozási szokásait támasztja alá. Kölyöknevelés időszakában a patás háziállatok (dög), valamint a vízimadarak fogyasztása volt jelentős, a kistestű (100 gramm alatti testméretű) zsákmányfajok és növények gyakran, de kisebb jelentőséggel fordultak elő a táplálékban (LANSZKI *et al.*, 2009).

A sakálkölykök hosszútávú túlélése szempontjából az önállósulásig kiemelten fontos, késő őszi időszakban egyidejűleg három hasonló élőhelyen: Magyarországon, Görögországban és Izraelben vizsgálták a sakál táplálkozási jellemzőit ürülékelemzés módszerével (LANSZKI *et al.*, 2010). Vadonéló zsákmányfajok, elsődlegesen kistestű emlősök fogyasztása Magyarországon bizonyult magasabbnak (51,5% biomassza becslés, főként rágcsálók), ellentétben Izraellel és Görögországgal, ahol háziállat hullák uralták a sakál étrendjét (74%, főként baromfi, illetve 62,6% főként kecske). Vadon élő patások (főként vaddisznó) fogyasztása Görögországban volt a legszámottevőbb (15,7%), Magyarországon növényi eredetű táplálékkomponensek fordultak elő nagyobb mennyiségben (39%) a sakál őszi étrendjében.

A sakál táplálkozásának szezonális elemzésére végzett pakisztáni kutatások az állati eredetű táplálékok dominanciáját mutatták ki minden évszakban (40,05 – 53,48%, maximális részarány téli időszakban). A zsákmányállatok között egyaránt szerepeltek vadon élő (rágcsálók: 1,27-2,93% és indiai menyét: 2,21-4,04%) és háziállatok (szarvasmarha: 2,15%, kecske: 2,61-4,00%, juh: 3,13-3,36%, házi szárnyasok: 1,28-15,40%), valamint vaddisznó dög (1,33-8,81%). Ugyanakkor antropogén eredetű táplálékalkotók minden kutatási területen és minden évszakban előfordultak a sakál étrendjében (3,96-8,73%). Az étrendben előforduló komponensek változatossága arányos volt a fogyasztott préda fajok gazdagságával (MAHMOOD *et al.*, 2013).

Romániában 51 sakál gyomortartalmának vizsgálata alapján tavaszi időszakban a vaddisznó (25,00% RFO) és növényi eredetű táplálékforrások (28,57%) elsődleges jelentőségűek, nyáron és ősszel viszont a magvak – gyümölcsök (44,44%, ill. 33,33%), míg télen ugyancsak az egyéb növények kategória (35,29%). Másodlagos jelentőséggel tavaszi időszakban gerinctelenek (14,29%) és madarak (10,71%) bírnak; nyáron pocokfélék, vaddisznó, gerinctelenek, egyéb növények (mind a négy táplálékalkotó 11,11% relatív előfordulási gyakorisággal); ősszel egérfélék (18,52%), pocokfélék (11,11%), gerinctelenek (11,11%); télen magvak – gyümölcsök (17,65%), illetve vaddisznó (11,76%). A vadászható fajok közül a sakál mezei nyulat tavasszal és ősszel fogyasztott, őzet és fácánt tavasszal, vaddisznót viszont egész évben (FARKAS *et al.*, 2015b).

A sakál szélsőségesen opportunista táplálkozási viselkedésére érdekes példa egy ősi indiai templom környéke, ahol a sakálok naponta kétszer összegyűlnek és a pap által kiszórt nádcukorral ízesített főtt rizst fogyasztják. Egy terepi megfigyelés alkalmával a szerzők 26 sakált láttak a bejárattal szembe fordított tetőhelyen rizzsel táplálkozni (AGORAMOORTHY *et al.*, 2011).

Bangladesi kutatások alapján, mezőgazdasági környezetben a sakál étrendjének alapvető elemei a rágcsálók 56 – 62% előfordulási gyakorisággal, különböző madarak (31%) és növények (12 – 17%). A rágcsálók közül a patkány fajok (*Rattus rattus* és *Bandicota bengalensis*) bizonyultak a legfontosabbnak olyannyira, hogy sikerült összefüggést találni bizonyos szántóföldi kultúrákhoz (cukornád, búza) kötődő patkány populációsűrűsége és a sakál otthonterülete között. Sikerült bizonyítani a sakál szerepét a kártevők szabályozásában (JAEGER *et al.*, 2007).

A sakál esetében a fentiek alapján úgy tűnik, igazából nincs a populációdinamikát befolyásoló szűk keresztmetszet a táplálékforrásokban. Annyira rugalmas és opportunista faj, hogy a természetes táplálékforrásokat könnyen megtalálja és nehézség nélkül vált át rájuk. Ugyanakkor az antropogén táplálékforrások lokálisan befolyásolhatják pozitív vagy negatív módon az egyedszámot (BEN-ZVI, 2010).

#### **2.4. A vörös róka és aranysakál közötti táplálkozási kompetíció feltételei és lehetséges megnyilvánulásai**

Az utóbbi időben több kutatás rámutatott a csúcsragadozók azon hatására, miszerint elnyomják a kisebb testméretű ragadozófajok állományait (CROOKS & SOULÉ, 1999; HENKE & BRYANT, 1999; KAMLER *et al.*, 2003; ELMHAGEN & RUSHTON, 2007; NEWSOME *et al.*, 2017). A csúcsragadozó és mezopredátor meghatározás azonban sok esetben relatív és a kontextustól függ (RITCHIE & JOHNSON, 2009). Az aranysakál (*Canis aureus*), vagy a hasonló testméretű périkutya (*Canis*

*latrans*) bizonyos rendszerekben csúcsragadozó (KRYŠTUFEK *et al.*, 1997; RAICHEV *et al.*, 2013; ČIROVIĆ *et al.*, 2014), más esetekben mezopredátor (SWITALSKI, 2003; BERGER & CONNER, 2008), főként, ha a nagyobb farkassal (*Canis lupus*) együtt fordul elő. Az általam vizsgált területeken az aranysakál egyértelműen csúcsragadozó (FARKAS *et al.*, 2014; FARKAS *et al.*, 2015a,b; FARKAS *et al.*, 2017c).

A niche fogalom ismeretében megállapítható, hogy két ökológiailag azonos karakterű faj nem élhet tartósan egymás mellett. Sőt, a Gauss-féle kizárólagossági elv értelmében, ha két faj igényeit tekintve rendkívül hasonló egymáshoz, akkor a versengés következtében az egyik faj kipusztul (FARAGÓ & NÁHLIK, 1997). A kompetíció előfeltétele azonban, hogy a több élőlény által hasznosított azonos életfontosságú forrás korlátozottan álljon rendelkezésre (FULLER & KEITH, 1981; HERSTEINSSON & MACDONALD, 1992; TANNERFELDT *et al.*, 2002; ELMHAGEN & RUSHTON, 2007). Az életfontosságú források a táplálék és az élettér, versengés elsősorban ezekért folyhat (CSÁNYI, 2007). Két együtt élő faj élőhelyhasználatát és érendjét számszerűsíteni lehet a két niche-dimenzió szélességének kiszámításával, a potenciális egymásra hatást pedig a niche-dimenziók közötti átfedéssel. Jelentős mértékű niche-átfedés esetén feltételezhető, hogy a hasznosítható forráshoz mindkét faj hozzájuthat és az egyik faj fogyasztásával csökkenti a másik számára elérhető készletet (FARAGÓ & NÁHLIK, 1997). Így a korlátozott forrásokért folyó versengés alapvetően forráskihasználó (*exploitativ*), egymásra ható (*interferencia*) vagy megelőző, illetve kisajátító (*pre-emptive*) lehet (CSÁNYI, 2007).

Ugyanakkor, amennyiben a fő források (táplálék, búvóhely stb.) bőségesek a közeli rokon ragadozók együttesen tartósan is előfordulhatnak, akár magas táplálkozási niche-átfedés mellett is (COLWELL & FUTUYAMA, 1971; SCHOENER, 1974; KREBS, 1989). Forrásokban való bőség tehát a versengés ellen hathat. Aranysakál és vörös róka együttélésének vizsgálata során a táplálékforrások hozzáférhetőségének hatására bizonyítékot először Görögországban találtak. Ott természetes-táplálékban szegényebb területeken azt találták, hogy a sakál megölheti, vagy kiszoríthatja a rókát (GIANNATOS *et al.*, 2005).

A táplálékforrások mennyisége és hozzáférhetősége tehát kulcskérdés a közepes testmretű ragadozók közötti esetleges versengési hatások vizsgálatánál. A vörös róka állománysűrűsége és szaporodási teljesítménye szoros összefüggésben van az élőhelyek táplálékabőségével és a táplálékforrások hozzáférhetőségével (GORTÁZAR, 1997; GORTÁZAR, 2002). Sőt, az élőhely produktivitásával összefüggő táplálkozás erősen befolyásolja az állatok testméreteit (GEIST, 1987;

GORTÁZAR *et al.*, 2000a), valamint egy sor ezzel kapcsolatos tulajdonságot, mint: anyagcsere, túlélés, és szaporodási teljesítmény (HENRY & ULJASZEK, 1996; LINDSTRÖM, 1999).

Valószínűsíthető, hogy az élőhelyek LUCHERINI & LOVARI-FÉLE (1996) gazdagsági együtthatójával számszerűsített szerkezeti diverzitása az élettér és táplálékforrások iránti igényt (legalábbis részben) egyaránt lefedi. Magasabb élőhelygazdagság érték az élőhely nagyobb produktivására utal, amire a közepes testméretű ragadozók a populációsűrűség növekedésével reagálhatnak.

A nagyobb produktivitású élőhelyek esetlegesen magasabb populációsűrűségeire az aransakál és vörös róka szociális szerveződésének ismeretében elfogadható magyarázatot ad a 2.1. fejezetben bemutatott forráseloszlás-elmélet (RDH). Az azonban tényként kezelhető, hogy a két faj elterjedési területe teljes átfedésben van, ugyanis a terjeszkedő aransakál olyan élőhelyeket vesz birtokba, ahol a vörös róka mindig is jelen volt. Táplálkozásbiológiai kutatások arra is rávilágítottak, hogy az együtt élő aransakál és vörös róka étrendje általában nagy mértékben hasonló (LANSZKI & HELTAI, 2002; LANSZKI *et al.*, 2006; FARKAS *et al.*, 2014; FARKAS *et al.*, 2015b). Viszont ez alól van kivétel, igaz nagymértékű antropogén eredetű táplálék-hozzáférhetőség esetén. Ilyen élőhelyeken a sakál inkább dögevő, a róka fő táplálékát kistrágcásalók képezik. Az éles táplálkozási niche-elkülönülést itt az együttélést elősegítő tényezőként értékelték (TSUNODA *et al.*, 2017).

Mivel, kétszeres testsúlyából és fejlett társas magatartásából adódóan a közösen használt élőhelyek esetében az aransakál mindenképpen a vörös róka versenytársának tekinthető (HELTAI, 2010), akkor kapunk reális képet a róka táplálkozására kifejtett hatásról, ha ez utóbbi étrendjét össze tudjuk hasonlítani sakálos és sakálmentes területeken. Annak ellenére, hogy az élőhelyek magasabb produktivitása a versengés ellen hat, forrásokban gazdag körülmények között is előfordulhat. Erre utal az a magyarországi kutatási eredmény, miszerint a két faj között kialakult verseny során a sakál jutott jobb minőségű táplálékhoz, és a róka kényszerült gyengébb minőségű források kihasználására (LANSZKI *et al.*, 2006; HELTAI, 2010). Ez az interferencia kompetíció tipikus esete.

A két faj testtömegkülönbségének kérdése DONADIO & BUSKIRK (2006) Carnivora rend fajai közötti interakciók vizsgálata során született eredményeinek tükrében lehet hangsúlyos. Megállapításaik szerint a ragadozók között igen gyakoriak a letális interakciók. Ezeket a magas táplálkozási niche-átfedés, a taxonómiai rokonság és a relatív testméretek befolyásolják. A letális interakciók előfeltétele a magas táplálkozási niche-átfedés, viszont amennyiben a két versengő faj testtömege között nagyon kicsi, vagy túl nagy az eltérés, a konfrontációk gyakorisága csökken.

Közel azonos testméret esetén nő a nagyobb testméretű agresszor számára a támadással járó sérülési kockázat, míg túlságosan nagy testméretkülönbség esetén a különböző niche-dimenziók közötti átfedések kisebbek, ezért a nagyobb testméretű támadó számára nem jár számottevő haszonnal a kisebb versenytárs kiiktatása. A testtömegarányok küszöbértékei 2–5,4 között vannak. Amennyiben a testtömegarány kisebb, mint 2-szeres, vagy nagyobb, mint 5,4-szeres, a letális interakciók valószínűsége kicsi. A két érték között viszont gyakran előfordulnak, főként rendszertani szempontból azonos családokhoz tartozó fajok között. Ugyanakkor az esetlegesen előforduló letális interakciók kimutatása táplálkozásbiológiai vizsgálatokkal nagyon nehézkes. Legfőképpen azért, mert többnyire nem intraguild predációról beszélünk, ugyanis a nagyobb testméretű faj nem fogyasztja el, „csak” megöli a versenytársát (PALOMARES & CARO, 1999; HELLDIN *et al.*, 2006). Habár meglehetősen ritka lehet, aranyakál – vörös róka együttélés során van bizonyíték intraguild predációra, s mivel a sakál táplálékában találtak rókamaradványokat, ez a sakál dominanciájára utal (LANSZKI *et al.*, 2006).

Az interakciók jelentős része nagy valószínűséggel nem letális. Egy izraeli viselkedéstani vizsgálat rámutatott, hogy az esetek nagy részében a vörös róka nem változtatja meg a viselkedését aranyakáltól származó szaganyag vagy egy másakál jelenlétében. Azonban amennyiben élő sakál is jelen volt, a rókák elkerülték a vizsgálati területet. Ezen eredmények erős bizonyítékként szolgálnak arra, hogy a vörös rókák együtt tudnak élni a sakálokkal, de félnek tőlük, így, ha tehetik, elkerülik (SCHEININ *et al.* 2006). Ilyen esetben a domináns sakál az életteret, mint életfontosságú forrást kisajátítja, s az ott lévő táplálékforrások elfogyasztásában is megelőzheti az időszakosan, vagy huzamosan kirekesztett rókát. Így megelőző vagy kisajátító (pre-emptive) versengés történik, ugyanis a forráskihasználó és az egymásra ható kompetíció elemei is kimutathatók.

A környezeti források elérhetőségében bekövetkező bárminemű csökkenésre (legyen az akár versengési hatás következménye is) az alárendelt faj fiatal korosztálya reagál elsőként a sérülékenységük következtében (MEIA, 1994; WEBER, 1996). Ezért a közvetett kompetíciós hatások vizsgálata esetében célszerű az egyes korosztályokat külön vizsgálni.

### 3. ANYAG ÉS MÓDSZER

#### 3.1. A kutatási területek jellemzői

I. Vadászatra jogosult adatai: A Teleorman megyei „Turris” vadásztársulat mindösszesen 88185 ha területet kezel. Adminisztratív szempontból ez 10 vadászterületre oszlik. Többnyire tipikus síkvidéki mezőgazdasági területek, nagytáblás intenzív művelés alatt, erdő vagy bármilyen más fásszárú növényzet nélkül. A vadászterületek élőhelyi szerkezete eltérő. Egymással határos komplexum, melynek déli határát a Duna, illetve az országhatár képezi, nyugati határa az Olt folyó. A területek szerkezetét földhasználati módok és művelési ágak szerint a 1. táblázatban mutatom be.

**1. táblázat – A Turris Sport- Vadász és Horgász Egyesület által kezelt vadászterületek földhasználati mód szerinti megoszlása (ha és %)**

V.t. Sz.	Megnevezés	M.E.	Vadgazdálkodási termelő terület:						Nem termelő terület	ÖSSZES 1+6+7 Oszlop
			Vízi vadnak Vízútikör (folyóvíz, csatorna, tó stb.)	Többi vadfajnak						
				Erdő	Szántó, kaszáló, szőlő, gyümölcsös stb.	Legelő, közszégi legelő	Kopár hegyoldal	2+3+4 +5 Összes		
0	1	2	3	4	5	6	7	8		
4	Turmu Măgurele	Ha	105	1718	8115	1850	0	11788	69	11857
		%	0,9	14,5	68,4	15,6	0	98,5	0,6	100
5	Dracea	Ha	15	50	8942	598	0	9590	23	9628
		%	0,1	0,6	92,9	6,2	0	99,7	0,2	100
7	Salcia	Ha	3	0	10361	1487	0	11848	32	11883
		%	0	0	87,2	12,5	0	99,7	0,3	100
8	Mandra	Ha	2	0	9939	400	0	10339	33	10374
		%	0	0	99	1	0	100	0	100
9	Între Olturi	Ha	132	1267	2947	3258	0	7472	25	7629
		%	1,7	16,6	38,6	42,8	0	98	0,3	100
10	Dorobanțu	Ha	1	719	6533	70	0	7322	12	7335
		%	0	9,8	89,1	0,9	0	99,8	0,2	100
11	Beciu	Ha	100	2155	1254	1484	0	4893	21	5014
		%	3,6	43	51	2	0	96	0,4	100
32	Drăgănești	Ha	68	143	6573	759	0	7475	189	7732
		%	0,9	1,80	85,10	9,80	0	96,70	2,40	100,00
43	Drăgănești	Ha	184	751	7414	295	0	8460	31	8675
		%	2,10	8,60	85,50	3,40	0	97,50	0,40	100,00
45	Ulmeni	Ha	153	170	7241	468	0	7879	26	8058
		%	1,9	2,1	89,9	5,8	0	97,8	0,3	100
<b>ÖSSZ TURRIS V.T.</b>		Ha	763	6973	69319	10669	0	87066	461	88185
		%	0,87	7,91	78,61	12,10	0,00	98,73	0,52	100,00

#### II. Ökológiai adottságok:

a. Domborzat és talaj: Földrajzilag a kutatási terület a Román alföldön található. A teljes terület 1 - 200 m tengerszint feletti magassági zónában helyezkedik el. A domborzat alföldi sík területek, 100%-ban napos kitétséggel. Növényföldrajzi szempontból erdőssztyepp övezet, ahol az alföldi ligeterdők és nyáras, füzes berek jellemző.



b. Éghajlat: jellegzetesen mérsékelt kontinentális, nagyon meleg nyarakkal, kevés záporok formájában hulló csapadékkal, hideg telekkel és hóiharokkal. A 2. táblázatban szereplő adatok összefoglalják a terület hőmérsékleti viszonyait.

**2. táblázat – A kutatási terület átlagos hőmérséklet adatai (°C)**

Meteo állomás	Tgszfm (m)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Éves átlag	Amplitúdó
Tumu Măgurele	29	-2,3	-0,1	5,8	12,4	17,6	21,2	23,4	22,5	16,3	12,3	6,0	0,5	11,5	25,7

Az éves átlaghőmérséklet 11,5 °C, a legmelegebb hónap július (23,4 °C), a leghidegebb január (-2,3 °C), az éves átlaghőmérséklet amplitúdója 25,7 °C. Évszakonként az átlaghőmérséklet a következő módon alakul: tavasszal 11,9 °C; nyáron 22,3 °C; ősszel 12,2 °C míg télen -1,0 °C.

Vegetációs időszak átlagos hőmérséklete 18,6 °C. Az első fagy átlagosan november 5 körül, az utolsó fagy átlagosan március 26 körül esedékes. A vegetációs időszak hossza 244 nap.

A terület csapadékviszonyait a 3. táblázat foglalja össze.

**3. táblázat – A vizsgálati terület átlagos csapadék adatai (mm)**

Meteo állomás	Tgszfm (m)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Éves
Tumu Măgurele	29	35,7	30,8	35,6	41,5	55,0	73,5	47,9	34,3	35,3	46,7	43,0	38,3	517,6

A csapadék éves átlaga 518 mm, júniusi maximummal (73,5 mm) és februári minimummal (30,8 mm). A csapadék évszakok szerinti megoszlása a következő: tavasszal 131,1 mm; nyáron 155,7 mm; ősszel 125,0 mm és télen 104,8 mm.

A levegő relatív páratartalma télen a legmagasabb (50% feletti), és nyáron a legalacsonyabb (5-10%). Általában a tél a szárazabb és a nyár a legcsapadékosabb, de az utóbbi időben gyakran előfordulnak különösen száraz nyarak.

Az uralkodó szélirányt a Duna vonala, illetve az Olt völgye befolyásolja. Éves viszonylatban a leggyakoribbak a nyugati (26,8%) és a keleti (18,9%) szelek.

c. Hidrológia: a terület vízellátása kiemelkedő. Délen a Duna és ártere, nyugaton az Olt, valamint a terület keleti oldalán észak-dél irányban nagyjából 20 km hosszúságban végig folyó Sâi nevű folyó állandó vízellátottságot biztosítanak. Az Olt folyó mentén egy árvízvédelmi gátrendszer található.

d. Mezőgazdaság: Teleorman alapvetően mezőgazdasági termelésre alapozó megye. A teljes kiterjedés 86%-a művelt. A mezőgazdaságilag művelt területek 55%-án folyik gazdasági egységek

formájában szervezett tevékenység. A mezőgazdasági egységek átlagos területe 481 hektár, a gazdálkodás intenzív és nagy mértékben gépesített. Legfontosabb termesztett kultúrák a vetésterület csökkenő sorrendjében: a búza, rozs, tritikálé, kukorica, napraforgó, repce, zab és a dohány. A kutatási területnek is több mint 77%-a mezőgazdaságilag művelt. A megyei arányok itt is érvényesek annyi különbséggel, hogy a kukorica vetésterülete kisebb arányú, míg az ipari növényeké nagyobb.

e. Erdőgazdálkodás: a környezeti feltételek a kocsányos tölgy (*Qercus robur*), magas kőris (*Fraxinus excelsior*), fehér nyár (*Populus alba*) főfafajok termelését teszik lehetővé. A lombfakadás a tölgnél április 15-, a fehér nyárnál április 5 körül esedékes. A tölgy 4 – 6 éves periodicitással hoz bőséges makktermést.

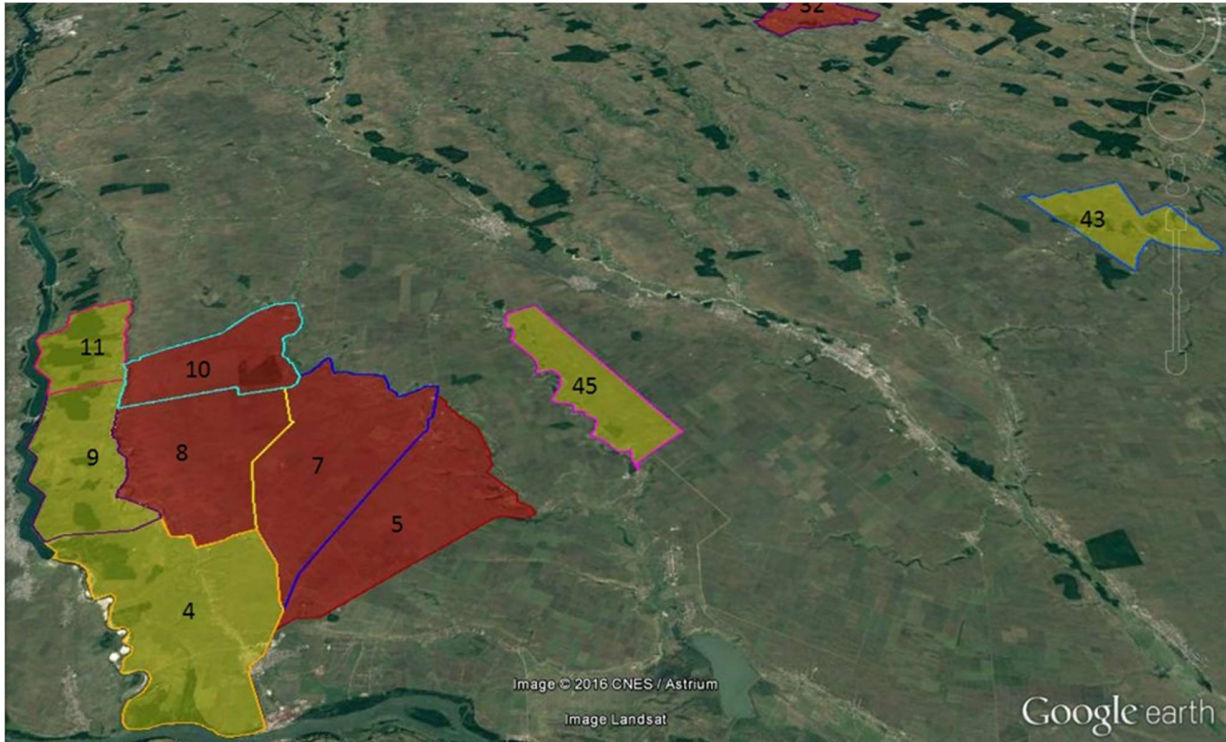
f. Vadgazdálkodás: a Turris vadásztársulat által kezelt területek kiváló feltételeket biztosítanak az apróvaddal való gazdálkodáshoz. Ugyanakkor a vadászatra jogosult az apróvadállományt rendszerint alulhasznosítja, míg gazdálkodási tevékenységét elsősorban a vaddisznóra alapozza. Az utóbbi 6 év (2013 – 2018 időszak) állománybecslési és terítékadatait a legfontosabb fajok esetében a 4. táblázatban foglaltam össze.

**4. táblázat – A vizsgálati terület vadállománya és terítéke (példány) 2013 – 2018 időszakban**

Turris	Őz	Vaddisznó	Mezei nyúl	Fácán	Fogoly	Vörös róka	Aranysakál
Becslés 2013	390	140	5430	1670	1130	185	108
Teríték 2013	11	84	6	9	0	140	90
Becslés 2014	373	215	5100	1700	1090	141	64
Teríték 2014	25	168	94	241	0	80	42
Becslés 2015	378	270	5130	1880	1140	110	65
Teríték 2015	6	177	111	230	0	70	38
Becslés 2016	398	270	5180	2010	1280	144	100
Teríték 2016	20	155	115	283	0	95	68
Becslés 2017	371	323	4780	1900	1230	102	135
Teríték 2017	33	196	127	374	51	115	104
Becslés 2018	319	340	4080	2991	1745	123	138

A kezelt 10 vadászterület közül 5 olyan, amelyen igen nagy sűrűségben fordul elő az aranysakál (6. ábra). Ezek a területek a faj romániai elterjedési területének központi részén fekszenek. A sakál vadállományra kifejtett hatása egyelőre nem tisztázott, de a vadászatra jogosult tevékenysége túlnyomó részt csak a sakálos részekre korlátozódik. Az aranysakál és a vaddisznó elterjedési

Farkas Attila: Vörös róka (*Vulpes vulpes*) és aransakál (*Canis aureus*) táplálkozási kapcsolatai Dél-Romániában 35  
területe átfedésben van. Ezeken a részeken azonban a folyamatos ragadozógyérítés ellenére sem  
növekedik az őz, mezei nyúl és fácán állománysűrűsége illetve terítéke.



**6. ábra - A vadászterületek földrajzi elhelyezkedése és kategorizálása (sárga szín: állandó aransakál jelenlét; piros: aransakál csak véletlenszerűen fordul elő)**

A kutatási területen végzett táplálkozásbiológiai vizsgálatok eredményeinek értékelésénél fontos tényező a vaddisznóval való gazdálkodás gyakorlatának ismertetése. Pontosabban a hasznosítások időszaka fontos a vadászati tevékenység során területen maradó zsigerek hozzáférhetősége tükrében. Ilyen összefüggésben fontos megjegyezni, hogy 2013 és 2014 években csak november – január időszakban történt vaddisznó elejtés, évi 4 – 5 jól előkészített nagy terítékű protokollvadászat keretében. Tavaszi, nyári és őszi időszakban semmiféle vaddisznóvadászat nem történt, és a folyamatos járőrözés következtében a nagyvadra irányuló orvvadászat is minimálisra lett visszazorítva. Nyári időszakban (május – július), csak 2015-ben mindösszesen 30 vaddisznót ejtettek el vadkárelhárító vadászatok során (JÁNOSKA *et al.*, 2018), majd a téli hajtásokig újból háborítatlanul voltak hagyva a vaddisznóállományok, csak az intenzív ragadozógyérítés folytatódott.

### 3.2. A vizsgálati anyag

#### 3.2.1. Hivatalos vadgazdálkodási adatok

Országos állománybecslési és terítékadatok az illetékes Minisztérium honlapján 2006–2018 időszakban közzé lettek téve. Az állománybecslési, illetve jóváhagyott vadászati hasznosítási számok teljesek, a teljesített terítékadatok 2006, illetve 2010 évekből nem elérhetőek.

#### 3.2.2. Kutatási terület ragadozógyérítési adatai

A vizsgálati területen 3 teljes naptári év során – 2013–2015 időszakban – folyt intenzív fegyveres, Larsen-csapdás és kábeles visszatartócsapdás (Collarum) ragadozógyérítés. A tevékenység több fajra kiterjedt, a rókán és sakálon, mint a terület csúcsragadozóin kívül célfajok voltak: a kóbor ebek (*Canis familiaris*), a szarka (*Pica pica*), eurázsiai borz (*Meles meles*), valamint a dolmányos vagy szürke varjú (*Corvus cornix*). Romániában az agarászat törvénytelen és az agarak vadászatra való alkalmazása orvvadászatnak számít. Ezért a terepi személyzet által tetten ért agarakat is terítékre hozták, s a ragadozógyérítési statisztikákban ezeket is nyilvántartásba vették. Az eredményeket az 5. táblázat tartalmazza.

**5. táblázat – A ragadozógyérítés terítékadatai 2013 – 2015 időszakban**

Ragadozó	Vadászterület száma										Összes
	4	5	7	8	9	10	11	32	43	45	
Róka	133	31	60	77	129	48	78	19	11	19	605
Sakál	84	1	2	2	35	3	21	0	3	5	156
Kóbor eb	1022	91	332	207	342	177	139	90	6	107	2513
Szarka	506	199	589	148	65	187	209	6	0	43	1952
Borz	26	2	1	1	10	8	7	0	0	1	56
Szürke varjú	74	11	10	26	34	25	55	24	0	9	268
Agár	9	1	4	1	18	4	6	23	1	9	76

Az alkalmazott vadászati módok a nagy növényborítottsággal jellemezhető időszakokban a cserkelés és a lesvadászat voltak. Ezeken kívül, a mezőgazdasági kultúrák betakarítása után, minden egyes vadászterületen terepjáró gépjárműveket is használtak bőséges és egyenlő mértékű (500 liter / gépjármű / hónap) üzemanyag kvótával. A terepi személyzet anyagilag is motiválva volt a teljes ragadozógyérítési periódusban, rendszeresen fizetett prémiumok által. Minden egyes elejtett ragadozóért előre meghatározott összeget fizettek ki. Téli időszakban, a vaddisznóhajtások alkalmával, a közepes testméretű ragadozók elejtése engedélyezett és alkalmazott tevékenység volt. A ragadozógyérítés nem szelektív módját azzal is biztosította a vadászatra jogosult, hogy

minden egyes vadászterületre alkalmaztak hivatásos vadászt, akinek feladatkörébe tartozott a ragadozógyérítés is.

A vadásztársulat szintjén vezetett ragadozógyérítési összesítő dokumentumok képezik az adatbázisom alapját. Ezek a dokumentumok havi bontásban, minden egyes vadászterületre külön tartalmazzák a teríték adatokat.

### **3.2.3. Populációdinamikai és biometriai adatok**

#### **3.2.3.1. Ragadozógyérítési terítékek ivari és koreloszlása**

A ragadozógyérítési tevékenység során elejtett rókák és sakálok azon része esetében, ami teljes testtel be lett szállítva a vadásztársulat székhelyére, lehetőség volt az ivar és a kor meghatározására is. A rendelkezésre álló mintaszám sakál esetében 118, míg róka esetében 251 volt.

#### **3.2.3.2. Testtömegadatok**

A teljes testtel leadott sakálok és rókák esetében – a gyomor eltávolítása előtt – lehetőség volt minden egyes példány testtömegadatainak felvételére is. Így a 2013.02.15. – 2016.01.09 időszakban leadott 118 sakált, illetve a 2013.02.15 – 2015.09.10 időszakból származó 251 rókát mértem meg.

#### **3.2.4. Gyomorminták**

A vizsgálati időszak alatt folytatott ragadozógyérítés során elejtett rókák és sakálok hulláit a terepi szakszemélyzetnek be kellett szállítania a vadásztársulat székhelyére. Minden egyes elejtés esetében azonban ez nem volt lehetséges a viszonylag nagy távolságok és az időjárás körülmények miatt. Alapesetben az elejtési díjak kifizetése a teljes test beszolgáltatása alapján történt, viszont a fent említett kivételes helyzetekben elfogadott volt az orr, fülek és fark beszolgáltatása is az esetleges visszaélések, vagy más fajba történő besorolások megelőzése érdekében. A teljes testek beszolgáltatása esetében minden egyes példányt, illetve egy időben egy vadászterületen elejtett több példányt egy-egy nylon zsákba tettek, a zsákra felírták az elejtés dátumát és a vadászterület számát, majd a zsákokat mélyfagyasztóban tárolták az általam végrehajtott boncolásokig. Mindösszesen öt mintagyűjtési ciklus során 117 sakál és 235 róka gyomrát sikerült kioperálnom, illetve feldolgoznom. Az aranysakál gyomorminták 2013.02.15 – 2016.01.09 időszakból, a vörös róka minták 2013.02.15 – 2015.06.20 időszakból származnak. Ez a ragadozógyérítési terítékek 75,0%-a sakál-, míg 38,7% a róka esetében.

A testtömeg adatok és gyomorminták száma közötti eltérés magyarázata, hogy 1 sakál (2013. augusztus 07.-i elejtés) gyomron volt löve. Ennek csak a testtömegét állt módomban megmérni. 13 fiatal róka esetében ugyancsak a testtömeget mérhettem, ugyanis a vadásztársulatnak egészben be kellett szállítani a tetemeket az Állategészségügyi Hatósághoz a veszettség elleni immunizáció monitoringja kapcsán. A fennmaradó rókákból még 3 példánynak gyomorlövése volt, ez utóbbiak testtömegét azonban sikerült megmérni.

### **3.3. A vizsgálatok módszerei**

A ragadozógyérítési tevékenység során beszolgáltatott és mélyfagyasztott állapotban tárolt állati tetemeket a tényleges feldolgozás előtt 24–48 órára, nagy területen szétterítve hagytam környezeti hőmérsékleten kiolvadni. A felengedés után – a zsákokra feltüntetett adatok alapján – dokumentáltam az elejtés idejét, a származási vadászterület számát és megnevezését, mértem a testtömeget, rögzítettem a becsült kort, majd a cardia és a pylorus tájék elmetszésével kioperáltam a gyomrot a hasüregből. A kiemelt gyomrokat csomagoltam, azonosítható módon címkéztem és mélyfagyasztottam. Az így gyűjtött adatok alapján módomban állt elterjedési- és sűrűség adatok, élőhelyi jellemzők, ivari és koreloszlás, testtömegadatok, illetve táplálkozási jellemzők vizsgálatát is elvégezni.

#### **3.3.1. Elterjedési- és sűrűségadatok vizsgálata**

Elterjedési- és populációsűrűség adatokat a nem szelektív ragadozógyérítés eredményeiből származtattam. Az egyes vadászterületre vonatkozó elejtett példányszámok összehasonlíthatósága érdekében a terítékeket 1000 hektár kiterjedésre számoltam ki. A vizsgálati időszak három éve alatt, tíz vadászterületről így rendelkezésre áll összesen 30 – 30 terítékadat (egyed/1000 hektár) sakál és róka esetében egyaránt. Az 1000 hektár területre számított terítékek lehetőséget adnak a két faj térbeli eloszlásának és populációsűrűségének vizsgálatára.

A vörös róka esetében ismert, hogy a ragadozógyérítési terítékek összefüggésben vannak a populációsűrűséggel (Kurki *et al.*, 1998; Baker & Harris, 2006), a sakál esetében viszont erre vonatkozó források nem állnak rendelkezésre. Ezért a vizsgált 10 vadászterületen, összehasonlítottam a kutatási periódus átlagos évi vadászati kvótáját a ragadozógyérítési terítékadatokkal. A vadászati kvóta és az állománybecslési adatok összefüggése sakál esetében is ismert (FARKAS *et al.*, 2017a). A terítékadatokat is átlagoltam, így a vadászati kvóta és a ragadozógyérítési teríték mértékegysége egyaránt átlag egyedszám / év / 1000 hektár terület volt.

Az elterjedési- és sűrűségadatok ragadozógyérítési terítékek alapján történő összehasonlítása során felmerülhet a területenként eltérő intenzitású beavatkozás kérdése. Ennek tesztelésére a kéttípusú (sakálos és sakálmentes) terület róka-terítékadatainak havi eloszlása vizsgálható. Feltételeztem, hogy a terítékre hozott példányok száma az területek populációsűrűsége által befolyásolt lehet, viszont a havi eloszlás csak az éves populációdinamikai jellemzőktől függhet. A két területen alkalmazott hasonló beavatkozási intenzitás bizonyítéka lehet a két terület havi bontásban vizsgált terítékadatai közötti korreláció.

### 3.3.2. Az élőhelyi jellemzők vizsgálata

Különböző területek összehasonlítása az élőhelyek diverzitásértékei alapján lehetséges (SHANNON, 2001). A diverzitás meghatározására szolgál a Shannon-Wiener diverzitási index (H):

$$H = \sum [-p_i \cdot \log_2(p_i)]$$

ahol  $p_i$  az  $i$ -dik élőhely típus előfordulási gyakorisága.

A területek összehasonlításának másik alkalmazott módja a LUCHERINI & LOVARI (1996) által leírt élőhelygazdagság. Egy élőhely gazdagságát az 1000 hektárra vonatkoztatott egyedi élőhelyek száma adja. Az élőhelyek számának meghatározását a Corine Land Cover 2012 (CLC) élőhelytérkép (GISAT 2016) segítségével végeztem oly módon, hogy a sakálos és sakálmentes területek határain belül előforduló egyedi élőhelytípusokat megszámláltam. Az előforduló egyedi élőhelytípusok a következők voltak: mesterséges felületek (CLC kód = 112, 121), mezőgazdasági területek (CLC kód = 211, 213, 221, 222, 231, 242, 243), erdők és félszáraz természetes területek (CLC kód = 311, 321, 324, 331), valamint vizes élőhelyek (CLC kód = 411) és vízfelületek (CLC kód = 511, 512).

### 3.3.3. Ivari és koreloszlás vizsgálata

Az ivar megállapítását mindkét vizsgált fajnál küllemi bélyegek alapján végeztem. Továbbá az előzetes szemrevételezés alapján végzett ivari besorolást felülvizsgáltam a gyomorminták kioperálása során. A boncolás alkalmával az ivar meghatározása szempontjából perdöntő volt az ivarszervek (pénisz vagy méh és petefészkek) vizsgálata. Az ivar végső meghatározása és dokumentálása a boncolás során történt.

A koreloszlást fiatal (juvenilis) és kifejlett (adult) kategóriákba sorolva vizsgáltam. Fiatal korosztályba a legfeljebb fél éves példányokat-, kifejlett kategóriába pedig a hat hónapnál idősebb példányokat soroltam. Ennek indoklása, hogy (1) mindkét vizsgált fajnál a fogváltás fél éves korban fejeződik be (FARAGÓ, 1997; KŐHALMY, 1999); (2) hat hónapos korra a sakál kölykök elérik

a kifejlettkori testméreteiket (FARAGÓ, 1997); (3) a kölykök felnőtt példányoktól való függőségének időszakát az első hat hónapban szokták meghatározni (PENEZIC & ČIROVIĆ, 2015a); (4) a sakál kraniometrikus jellemzői alapján is egyértelműen csak a 6 hónapnál fiatalabb és annál idősebb egyedek elkülönítése lehetséges (STOYANOV, 2012a); és (5) ugyancsak féléves korban kezdődik a fiatal rókák születési helyről történő szétszóródása is (SILLERO-ZUBIRI *et al.*, 2004; KAPOTA *et al.*, 2016).

A vörös róka kölykök a féléves kort – áprilisi születéseket feltételezve (HEYDON & REYNOLDS, 2000; ROULICHOVA & ANDERA, 2007) – szeptember hónap folyamán érik el. Sakál esetében általánosan elfogadott a február–márciusi párzás és az április–májusi ellés (FARAGÓ, 1997; VASSILEV & GENOV, 2002; KROFEL, 2007; HELTAI, 2010; ŠÁLEK *et al.*, 2014), de az október hónap folyamán elejtett, fiatal példányokra jellemző aspektusú egyedeket is fiatal kategóriába szokták sorolni (LANSZKI *et al.*, 2015). Ezért az április–szeptember időszakban elejtett rókák és sakálok közül azokat, amelyeknél a fogváltás még nem fejeződött be egyértelműen a fiatal (juvenilis) korosztályba soroltam. Továbbá a többi, fiatal példányokra jellemző testalkatú példány közül is csak az április–szeptember időszakban elejtett állatokat soroltam fiatal kategóriába. Jelen disszertáció során a fiatal, juvenilis, illetve kölyök megnevezés felváltva használatos, de minden esetben a legfeljebb hat hónapos példányokra vonatkozik.

Az ivari eloszlást a kan: szuka aránnyal-, míg a koreloszlást az egy felnőtt egyedre jutó kölykök számával fejeztem ki. A koreloszlás vizsgálatánál csak az április–szeptember időszakban elejtett példányokat vettem számításba, a hibás korosztályi besorolás elkerülése érdekében.

#### **3.3.4. Testtömeg adatok vizsgálata**

Minden egyes elejtett róka és sakál testtömegét egyik hátsó lábtól függesztve mértem digitális mérleggel, kilogrammban. A mérési pontosság két tizedesnyi volt.

Mivel a mintagyűjtési időszak három naptári év volt, a különböző években gyűjtött rókák és sakálok testtömegeinek átlagát szükséges volt összehasonlítani. Vizsgáltam, hogy a több év során gyűjtött minták átlagértékei között van-e eltérés, ami arra utal, hogy azonos vagy eltérő átlagértékekkel jellemezhető populációkkal dolgozunk. Amennyiben a több év során mért átlagértékek varianciában nem tapasztalható szignifikáns eltérés, lehetőség van a sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák átlagos testtömegének összehasonlítására is.



### 3.3.5. Táplálkozási jellemzők vizsgálata

A mélyfagyasztott gyomrokat feldolgozás előtt 24–48 órával hagytam környezeti hőmérsékleten felolvadni, majd felboncoltam. A táplálkozási jellemzők feltárásához meghatároztam az üres gyomrok gyakoriságát (CV%) (HUREAU, 1970) fajonként, élőhelytípusonként és évszakok szerint:

$$CV (\%) = 100 \times \frac{\text{üres gyomrok száma}}{\text{az összes vizsgált gyomor száma}}$$

A táplálékot tartalmazó gyomrok esetében szétválogattam és beazonosítottam a táplálékalkotókat féleségek szerint. A táplálékkomponensek meghatározását az emlősöknél koponyacsontok és fogazat (ÚJHELYI, 1989), valamint szőrmorfológia (TEERINK, 1991) alapján végeztem. A madarak esetében a fácánt azonosítottam be egyértelműen, csőr- és láb-, illetve karommaradványok alapján. Azon táplálékmaradványok, melyek madártól származtak – de kétséget kizáróan nem állapítható meg, hogy fácán – az „egyéb madár” csoportba lettek sorolva. Az adatok értékelésénél a következő táplálékcsoportokat alkalmaztam: 1 – rovarvők, 2 – pocokfélék, 3 – egérfélék, 4 – egyéb rágcsálók, 5 – mezei nyúl, 6 – szarvasfélék (öz), 7 – vaddisznó, 8 – ragadozó emlősök, 9 – háziállatok, 10 – madarak (amely csoport fácán és egyéb madarak kategóriákra van bontva), 11 – hüllők, kételtűek, 12 – halak, 13 – gerinctelenek, 14 – magvak, gyümölcsök, 15 – egyéb növények, 16 – antropogén anyagok.

Az egyes táplálékalkotók előfordulását a róka és sakál étrendjében azok százalékos relatív előfordulási gyakorisága (RFO%) alapján vizsgáltam. A táplálékalkotók előfordulási gyakoriságának meghatározásánál az üres gyomrokat nem vettem számításba, csak azokat, amelyek legalább egy táplálékelemet tartalmaztak. A százalékos relatív előfordulási gyakoriság számítás módja a következő (HOLDEN & RAITT, 1974):

$$\text{Relatív előfordulási gyakoriság (\%)} = 100 \times \frac{\text{adott táplálék csoport példányainak száma}}{\text{az összes táplálék csoport példányainak száma}}$$

A táplálkozási nicheszélességet (B) Levins képlettel számítottam (LEVINS, 1968):

$$B = \frac{1}{\sum p_i^2},$$

ahol  $p_i$  = az adott táplálék taxon relatív gyakorisága (KREBS, 1999). A számításokat 16 táplálékkategória alapján végeztem, ezért a táplálkozási nicheszélesség értéke a legszűkebb 1-től, a lehetséges legszélesebb 16-ig terjedhet.

A ragadozó fajok közötti összehasonlítás érdekében standardizálást is végeztem (KREBS, 1999):  $B_A = (B-1) / (B_{\max}-1)$ , ahol  $B_{\max}$  = a lehetséges táplálékkategóriák száma (jelen esetben 16). A standardizált nicheszélesség értéke 0-tól 1-ig terjedhet).

A táplálkozási nicheátfedést a gyomortartalmakban előforduló táplálék taxonok relatív előfordulási gyakorisága (RFO) alapján számítottam.

Táplálkozási nicheátfedés számításához Renkonen indexet ( $P_{jk}$ ), illetve Pianka-féle indexet ( $\alpha_{ij}$ ) alkalmaztam. A Renkonen index számítási módja a következő (Krebs, 1989):

$$P_{jk} = \left[ \sum_n (\text{minimum } p_{ij}, p_{ik}) \right] \times 100$$

ahol  $P_{jk}$  = százalékos táplálkozási nicheátfedést jelenti a vörös róka (j) és az aransakál (k) között,  $p_{ij}$  és  $p_{ik}$  = az i-edik táplálék csoport részesedése adott ragadozó táplálékában (minimum: a kisebb értéket kell figyelembe venni),  $n$  = a táplálék csoportok száma (Krebs, 1989).

A Pianka-féle index számítási módja a következő (PIANKA, 1973):

$$\alpha_{ij} = \frac{(\sum_n p_{ia} p_{ja})}{\sqrt{(\sum_n p_{ia}^2)(\sum_n p_{ja}^2)}}$$

ahol  $p_{ia}$  és  $p_{ja}$  az i, illetve j faj által fogyasztott a táplálékkategória részaránya, valamint  $n$  a táplálékkategóriák száma. A Renkonen index és a Pianka-féle index értéke egyaránt 0 és 1 közötti értéket vehet fel. Az érték 0, mikor a táplálkozási niche egymástól teljesen eltérő, illetve 1, mikor a két vizsgált faj táplálkozása leginkább hasonlít.

A róka és sakál, illetve a sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák táplálkozási jellemzőinek vizsgálata során a gyomortartalmakban előforduló táplálékalkotók diverzitását is elemeztem. A táplálékalkotók diverzitásának összehasonlítására is a Shannon-Wiener diverzitási indexet alkalmaztam (SHANNON, 2001):

$$H = \sum [-p_i \cdot \log_2(p_i)]$$

ahol  $p_i$  az i-dik táplálékkomponens előfordulási gyakorisága.

Az évszakokat a naptári felosztás szerint értelmeztem. Így Tavasz: március 1 – május 31; Nyár: június 1 – augusztus 31; Ősz: szeptember 1 – november 30, míg a Tél: december 1 – február 28 (29).

### 3.3.6. Statisztikai adatfeldolgozás

Az adatfeldolgozást Microsoft Excel programmal, Statistica 13.4.0.14 verziószerű software-rel (TIBCO Software Inc. 2018), illetve PAST 2.17. software-rel (Paleontological Statistic Software) végeztem. Az alkalmazott szignifikanciaszint minden esetben  $\alpha=0,05$  volt.

### **Elterjedési és sűrűség adatok**

A nem szelektív ragadozógyérítés terítékadataiból 1000 hektár területre számított sűrűség értékeket a nyers adatok alapján elkülönített sakálos és sakálmentes területek között kétmintás t-próbával hasonlítottam össze, úgy az aransakál, mint a vörös róka esetében.

Az aransakál populációsűrűsége és a ragadozógyérítési terítékek közötti összefüggést a vizsgálati periódus jóváhagyott vadászati kilövési kerete és a ragadozógyérítési terítékek közötti korreláció vizsgálatával elemeztem.

A sakálos és sakálmentes területeken alkalmazott ragadozógyérítési intenzitás összehasonlítására a teljes vizsgálati időszak róka-terítékadatait vettem össze havi bontásban. Az összefüggés tesztelésére lineáris korrelációt számítottam.

### **Élőhelyi jellemzők**

A Shannon-féle diverzitás értékek összehasonlítására Hutcheson-féle t-próbát (HUTCHESON, 1970) végeztem a PAST nevű software segítségével (HAMMER *et al.*, 2001). A LUCHERINI & LOVARI (1996) által leírt élőhelygazdagság-értékek összehasonlítását páros t-próbával végeztem.

### **Ivari és koreloszlás**

Az egyes korosztályok, illetve eltérő területekről származó fajok ivararányát 2x2-es Pearson-féle Khi-négyzet tesztel hasonlítottam össze.

Az egyes vadászterületeken megvalósított ragadozógyérítési terítékek korcsoportok szerinti eloszlására a kölyök / felnőtt arányt hasonlítottam össze. Elsősorban egy faktor szerinti varianciaanalízissel (ANOVA) teszteltem, hogy a két típusú élőhelybe sorolt vadászterületek kölyök / felnőtt arányának varianciája azonos-e, majd az átlagos kölyök / felnőtt arányokat páros t-próbával teszteltem. A kölyök és felnőtt példányok abszolút darabszámait is összehasonlítottam a sakál és vele együtt élő róka-, illetve az eltérő területekről származó rókák között. Erre az összehasonlításra is Pearson-féle Khi-négyzet tesztet alkalmaztam.

### **Testtömeg adatok**

Az aransakál és vele együtt élő vörös róka testtömegeinek összehasonlítása során csak a két faj egymáshoz viszonyított méretarányát szándékoztam kimutatni. Ezért az azonos élőhelyekről származó sakálok és rókákat egységes mintaként kezeltem és összehasonlításukra kétmintás t-próbát alkalmaztam.

Az eltérő területen élő rókák átlagos testtömegének összehasonlítása során a sakállal való együttélés hatását szerettem volna vizsgálni. Mivel három év során gyűjtött adatok álltak

rendelkezésemre, az azonos területről, de más évekből származó rókák testtömegeit egy faktor szerinti varianciaanalízissel (ANOVA) vizsgáltam. A fő kérdés az volt, hogy egy bizonyos területen, de eltérő években gyűjtött testtömeg adatok azonos átlagértékekkel jellemezhető populációkhoz tartoznak-e? Miután a varianciaanalízis nem mutatott szignifikáns eltérést a különböző években gyűjtött adatok varianciájában, a sakálos és sakálmentes területekről származó rókák átlagos testtömegének összehasonlítására kétmintás t-próbát használtam.

### **Táplálkozási jellemzők**

Az üres gyomrok előfordulási gyakoriságainak tesztelésére nem paraméteres 2x2-es Pearson-féle Khi-négyzet próbát alkalmaztam. A függő változók az üres, illetve teli gyomrok darabszámai voltak, a csoportosítás a vizsgált faj (sakál, sakállal együtt élő róka és sakálmentes területekről származó róka), a mintagyűjtés éve, az évszak, ivar (kan vagy szuka) és korcsoport (felnőtt vagy kölyök) alapján történt.

Az aranysakál és eltérő területekről származó rókák érendjének összehasonlítására Pearson-féle Khi-négyzet próbát és Kruskal-Wallis próbát alkalmaztam. Mivel a Khi-négyzet ANOVA és a Kruskal-Wallis medián teszt egyaránt hasonló eredményt adott, az értekezés során csak a Khi-négyzet próbák eredményeit közlöm. Az érendek összehasonlítását elvégeztem területek, évek, évszakok és korosztályok alapján is. A függő változók az egyes táplálékalkotók gyakorisága, a csoportosítási változók a vizsgált fajok voltak. Róka esetében a sakállal együtt élő és sakálmentes területről származó példányok külön csoportba lettek besorolva.

### **Táplálkozási nicheszélesség és nicheátfedés**

Az aranysakál és az eltérő területekről származó rókák összesített adatok alapján számított táplálkozási nicheszélességeit évek, évszakok, valamint vörös róka esetében területek alapján, Kruskal-Wallis próbával hasonlítottam össze. A táplálkozási stratégiák szezonális alakulásának vizsgálatára Khi-négyzet próba alkalmazásával fajoként külön összehasonlítottam a standardizált táplálkozási nicheszélességek átlagos értékeit az egyes évszakokban.

Az aranysakál és vele együtt élő vörös róka, illetve az eltérő területekről származó rókák közötti táplálkozási nicheátfedés Renkonen indexszel és Pianka-féle indexszel számított értékeit évek és évszakok szerint szintén Kruskal-Wallis próbával hasonlítottam össze.

A Renkonen és Pianka-féle indexek összehasonlítását az évszakos adatok alapján kétmintás t-próbával végeztem el. Továbbá a két módszerrel számított táplálkozási nicheátfedés értékek között

korrelációt számítottam annak meghatározására, hogy a számított értékek milyen viszonyban vannak egymással.

### **Táplálékalkotók diverzitása**

Az aranysakál és eltérő területekről származó rókák gyomraiban talált táplálékalkotók diverzitását Shannon-Wiener diverzitás indexszel-, az indexek közötti eltéréseket viszont Hutcheson-féle t-próba segítségével teszteltem.

## 4. EREDMÉNYEK ISMERTETÉSE ÉS ÉRTÉKELÉSE

### 4.1. Elterjedési- és sűrűségadatok értékelése

A nem szelektív ragadozógyérítés összesített eredményeinek vizsgálata lehetőséget nyújt a vizsgált vadászterületek közötti megkülönböztetésre. A csoportosítás alapja a róka- és sakálterítékek egymáshoz viszonyított aránya minden egyes vadászterületen (6. táblázat).

**6. táblázat – Aranysakál és vörös róka terítékek egymáshoz viszonyított aránya vadászterületek szintjén**

Év	Vadászterület száma										Össz.
	4	5	7	8	9	10	11	32	43	45	
Róka											
2013	62	11	20	24	34	16	35	4	3	8	217
2014	42	17	26	28	29	17	26	15	3	9	212
2015	29	3	14	25	66	15	17	0	5	2	176
Össz.	<b>133</b>	<b>31</b>	<b>60</b>	<b>77</b>	<b>129</b>	<b>48</b>	<b>78</b>	<b>19</b>	<b>11</b>	<b>19</b>	<b>605</b>
Sakál											
2013	20	0	0	1	4	1	13	0	2	0	41
2014	53	1	2	1	20	1	2	0	1	3	84
2015	11	0	0	0	11	1	6	0	0	2	31
Össz.	<b>84</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>35</b>	<b>3</b>	<b>21</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>156</b>
Sakál / Róka	<b>0,63</b>	<b>0,03</b>	<b>0,03</b>	<b>0,03</b>	<b>0,27</b>	<b>0,06</b>	<b>0,27</b>	<b>0,00</b>	<b>0,27</b>	<b>0,26</b>	

A ragadozógyérítési adatok alapján markánsan elkülönül két területtípus. Egyiken a róka elejtésekhez viszonyított sakál terítékek maximális értéke 6,25%; míg a másik csoportba sorolt területeken ez az arány 26,32 és 63,16% között alakult. Ez alapján az első terület típus sakálmentesnek, míg a második sakál által stabilan lakottnak számít.

A sakál által stabilan lakott vadászterületek a következők: 4 – Turnu Măgurele, 9 – Între Olturi, 11 – Beciu, 43 – Drăgănești és 45 – Ulmeni.

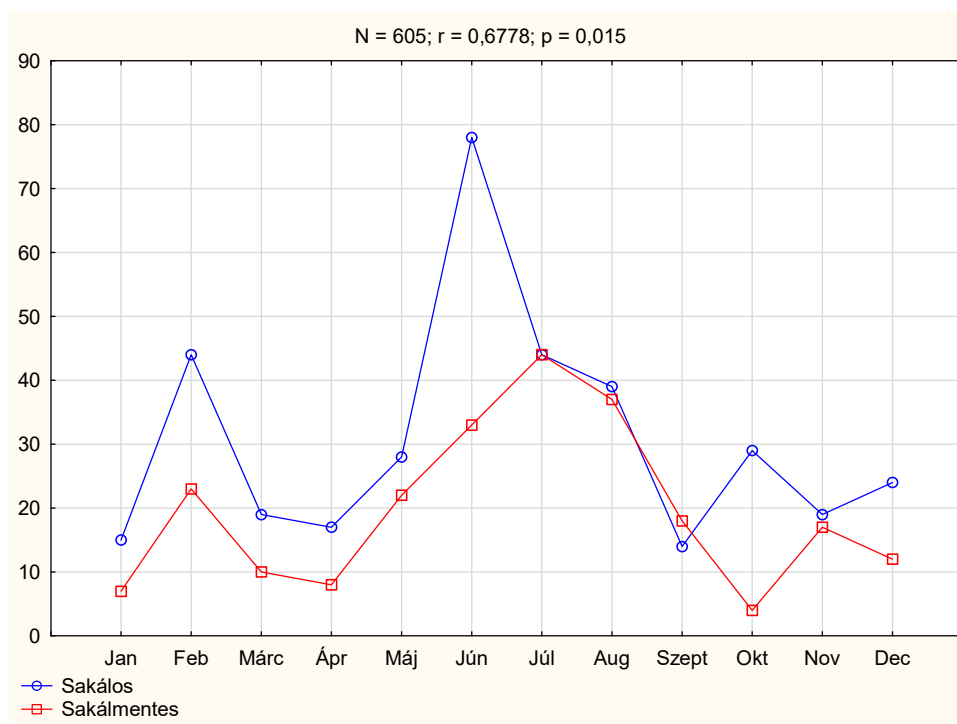
A sakálmentes csoportba sorolt vadászterületek a következők: 5 – Dracea, 7 – Salcia, 8 – Mândra, 10 – Dorobanțu és 32 – Drăginești.

A csoportosítást alátámasztja az is, hogy a sakál által stabilan lakott kategóriába sorolt vadászterületeken esett a sakál teríték 94,87%-a, míg a sakálmentesnek besorolt vadászterületeken az elejtett sakálok részaránya csak 5,13%. A rókaterítékek 38,84%-a esett a sakálmentes területeken, míg a fennmaradó 61,16% a sakál által stabilan lakott területekről származott.

A sakál populációsűrűsége és a ragadozógyérítési terítékek összefüggése szoros és szignifikáns ( $r^2 = 0,97$ ;  $p < 0,001$ ).

A ragadozógyérítési terítékek sakálos és sakálmentes területeken való eloszlásának vizsgálatára végzett kétmintás t-próba alapján is szignifikáns eltérés van a két terület sakálsűrűsége között ( $t = 3,236$ ;  $df = 28$ ;  $p = 0,003$ ). A sakálosként meghatározott vadászterületeken a sakálteríték sűrűsége átlagosan 1,21 példány / 1000 hektár, míg a sakálmenteseken átlagosan 0,06 példány / 1000 hektár. A róka terítéksűrűsége is nagyobbak a sakálos- (átlag 3,15 példány / 1000 hektár), mint a sakálmentes területeken (átlag 1,65 példány / 1000 hektár). A kétmintás t-próba alapján a róka sűrűsége közötti eltérés is szignifikáns a sakálos és sakálmentes területek között ( $t = 2,127$ ;  $df = 28$ ;  $p = 0,042$ ).

Az esetlegesen eltérő beavatkozási intenzitás tesztelésére elvégzett korrelációvizsgálat azt mutatja, hogy a teljes vizsgálati időszak alatt a rókaterítékek hasonló módon alakultak a sakálos és sakálmentes területeken. A két területtípus róka-terítékadatai között a korreláció nem túl szoros ( $r = 0,68$ ), de szignifikáns ( $p = 0,015$ ). A terítékadatok alakulása havi bontásban az 7. ábrán van bemutatva.



**7. ábra – Vörös róka ragadozógyérítési terítékek havi eloszlása sakálos és sakálmentes területeken 2013 – 2015 időszakban**

#### 4.2. Élőhelyi jellemzők értékelése

A nem szelektív ragadozógyérítés eredményei alapján elkülönített sakálos és sakálmentes területek az egyes vadászterületek határain belül 1000 hektárra vonatkoztatott egyedi élőhelytípusok száma

alapján is elkülöníthetők. Ez az úgynevezett élőhelygazdagság. A sakálos területeken az egyedi élőhelytípusok száma 1000 hektáron nagyobb (átlag = 7,49; min. = 6,35; max. = 9,04), mint a sakálmentes területeken (átlag = 3,85; min. = 2,71; max. = 5,11). A páros t-próba eredménye szerint az átlagok közötti eltérés szignifikáns ( $t = 5,507$ ;  $df = 4$ ;  $p = 0,005$ ;  $\alpha = 0,05$ ).

Az egyes területtípusok százalékos részaránya alapján vizsgált élőhelyszerkezet is eltérő a sakálos és sakálmentes területeken. Az élőhelyek szerkezetének összehasonlítására alkalmazott Shannon-féle diverzitásindex (H) a sakálos területeken nagyobb (0,95704), mint a sakálmentes területeken (0,39992). A Hutcheson-féle t-próba alapján a diverzitásindexek közötti eltérés szignifikáns ( $t = 93,966$ ;  $df = 88183$ ;  $p < 0,001$ ).

### 4.3. Ivari és korosztályi adatok értékelése

A ragadozógyérítési terítékadatok alapján a kutatási terület aranysakál-állományai esetében az ivararány erőteljesen a kanok javára tolódik el (1:0,51). Ez a tendencia érvényes úgy a felnőtt példányoknál (1:0,52), mint a kölyköknél (1:0,45). A 2x2-es Khi-négyzet teszt eredményei alapján a kölyök és felnőtt sakálok ivararánya nem különbözik szignifikáns mértékben ( $N = 101$ ;  $\chi^2 = 0,05$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,8238$ ). Ugyanakkor az egy felnőtt sakálra jutó kölykök száma 0,16.

A sakál esetében az élőhelytípus alapú összehasonlítások nem relevánsak. Mégis a sakálmentes kategóriába sorolt területekről három év intenzív ragadozógyérítés során összesen 7 elejtett példány került be feldolgozásra. Ez ezen az területtípuson az összes elejtett példányszám 87,5%-a, azaz 7 a 8-ból. Tehát korosztályi és ivari eloszlásuk releváns lehet. A korcsoportokba sorolás és ivarmeghatározás eredményei szerint mind a 7 példány felnőtt, amiből 6 kan és 1 szuka volt.

A nem szelektív ragadozógyérítés rókaterítékeinek korcsoport és ivar szerinti eloszlása is eltérőnek bizonyult a sakálos és sakálmentes területeken. A sakállal együtt élő rókák populációiban az ivararány nagyon eltolódott a kanok javára (1:0,57). Ez a tendencia korosztályokra lebontva is megmarad, felnőtt példányok esetében 1:0,58, míg a kölyköknél 1:0,56. A sakállal együtt élő felnőtt és kölyök rókák ivararánya között nem találtam szignifikáns eltérést ( $N = 157$ ;  $\chi^2 = 0,012$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,9132$ ). Tehát a teljes élettörténet során, a vizsgált területeken az aranysakállal együtt élő vörös rókák populációinak ivararánya erőteljesen a kanok javára tolódik.

A sakálmentes területeken viszont az ivararány sokkal kiegyenlítettebb és enyhén a szukák javára tolódik el (1:1,09). Ez azonban nem jellemző mindkét korcsoportra. A kölykök esetében erőteljes a szukák részaránya (1:1,32), viszont a felnőtt korcsoportnál már enyhén a kanok dominálnak



(1:0,87). Az egyes korosztályok esetében tapasztalt ivararány nem tér el szignifikáns mértékben ( $N = 94$ ;  $\chi^2 = 1,002$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,3169$ ).

A sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák ivararánya között azonban szignifikáns eltérés tapasztalható ( $N = 251$ ;  $\chi^2 = 6,033$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,0140$ ).

A reprodukciós potenciálra utaló, egy felnőtt egyedre jutó kölykök átlagos száma sakál esetében 0,16; rókánál, sakálos területeken 0,74; sakálmentes területeken 1,19. A Pearson-féle Khi-négyzet tesztek eredményei szerint az egy felnőtt példányra eső kölykök száma lényegesen kisebb a sakálnál, mint a vele együtt élő rókánál ( $N = 275$ ;  $\chi^2 = 27,102$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0,0001$ ). Az eltérő területekről származó rókák esetében azonban az egy felnőtt példányra eső kölykök száma nem tér el szignifikáns mértékben ( $N = 251$ ;  $\chi^2 = 3,165$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,0752$ ). A sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák kölyök / felnőtt arányát vadászterületek szintjén is elvégeztem. Ez csak 7 esetben számítható (3 sakálos + 4 sakálmentes vadászterület). A 7 vadászterületre vonatkoztatott kölyök / felnőtt arány enyhén módosul amiatt, hogy kimaradnak az adathiányos vadászterületek. Így a róka kölyök / felnőtt aránya sakálos területeken 0,77 sakálmenteseken 1,05. A két terület átlagos kölyök / felnőtt arányának varianciájában nincs eltérés (ANOVA:  $SS = 0,129$ ;  $df = 6$ ;  $p = 0,475$ ). Az azonos varianciák igazolása után végzett páros t-próba eredményei nem erősítették meg a nyers adatok alapján feltételezett eltérő kölyök / felnőtt arányt a két területen ( $t = -0,773$ ;  $df = 5$ ;  $p = 0,237$ ), illetve ugyanazt az eredményt adták, mint a Pearson-féle Khi-négyzet próba.

#### 4.4. Testtömeg adatok értékelése

##### 4.4.1. Aranysakál és vele együtt élő vörös róka méretaránya

Az aranysakál és vörös róka átlagos testtömegei közötti eltérések szignifikánsak. Ez nem meglepő, hiszen az aranysakál átlagos testtömege az elterjedésének magterületén 9,86 kg ( $SD = \pm 2,39$ ;  $n = 111$ ), míg a rókáé a sakálos területeken 4,58 kg ( $SD = \pm 1,94$ ;  $n = 157$ ) és sakálmentes területeken 4,65 kg ( $SD = \pm 1,37$ ;  $n = 94$ ). A páros t-próbák próbastatisztika p-értékei mindkét összehasonlításban kisebbek, mint 0,001. Ez azt is jelenti, hogy az átlagos testtömegek közötti különbségek 2,15-szöröse a sakál elterjedésének magterületén.

Az aranysakál és az azzal együtt élő – ivar és korcsoport szerint vizsgált – vörösrókák testtömegeinek összehasonlítását a 7. táblázatban mutatom be.

**7. táblázat – Aransakál és vele együtt élő vörös rókák átlagos testtömegei korcsoport és ivar szerint**

Sakál (kg)		Róka (kg)			t-érték	df	p	Sakál / Róka
Átlag	SD	Kor_Ivar	Átlag	SD				
9,86	2,39	Juv_F	2,42	0,70	14,77	132	<0,001	4,06
		Juv_M	2,90	0,63	19,03	153	<0,001	3,39
		Ad_F	5,12	0,76	11,22	142	<0,001	1,93
		Ad_M	6,44	1,36	10,01	166	<0,001	1,53

Megjegyzések: Ad – adult; Juv – kölyök; F – szuka; M – kan; SD – tapasztalati szórás; df – szabadság fokok; p – próbatatiztika p-értéke; Sakál / Róka – átlagos testtömegek aránya.

**4.4.2. Sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák testtömegkülönbségei**

Ahhoz, hogy a terület szerinti összehasonlításokat elvégezhessük, szükséges tesztelni, hogy az azonos területen, de eltérő években gyűjtött adatok átlagának varianciája különböző-e, azaz a több év során gyűjtött adatok azonos varianciájú populációkhoz tartoznak-e. Az e célból elvégzett varianciaanalízis (ANOVA) eredményeit a 8. táblázat tartalmazza.

**8. táblázat – Azonos területtípusról eltérő években gyűjtött rókák átlagos testtömegének összehasonlítása egy faktor szerinti varianciaanalízissel (ANOVA)**

Terület	Kor_Ivar	Átlagos testtömeg (kg) (n)			Statistikai jellemzők				
		2013	2014	2015	SS	df	MS	F	p
Sakálos	Ad_F	5,18 (19)	5,09 (11)	4,78 (3)	0,441	32	0,220	0,366	0,697
	Juv_F	2,32 (11)	2,30 (1)	2,50 (12)	0,195	23	0,097	0,190	0,828
	Ad_M	6,75 (33)	5,84 (16)	6,34 (8)	9,036	56	4,518	2,597	0,084
	Juv_M	2,67 (9)	3,34 (9)	2,87 (25)	2,271	42	1,136	3,203	0,051
Sakálmentes	Ad_F	5,35 (13)	5,60 (6)	5,55 (1)	0,279	19	0,140	0,236	0,792
	Juv_F	3,75 (8)	4,06 (7)	3,23 (14)	3,580	28	1,790	1,427	0,258
	Ad_M	6,12 (13)	5,57 (10)		1,681	22	1,681	1,501	0,234
	Juv_M		4,39 (10)	3,81 (12)	1,835	21	1,835	2,624	0,121

Megjegyzések: Ad – adult; Juv – kölyök; F – szuka; M – kan; SS – négyzetösszegek; df – szabadság fokok; MS – korrigált szórásnégyzet a csoportok (évek) között; F – próbatatiztika F-értéke; p – próbatatiztika p-értéke; F crit – kritikus F-érték.

Az ANOVA eredményei azt mutatják, hogy az eltérő években gyűjtött testtömegadatok átlagai között nincs szignifikáns eltérés ( $p = 0,051 - 0,828$ ) a két vizsgált területtípuson, ivar és korcsoport szerint. Ezért a két területről származó, három év során rögzített testtömegadatok egymás között összehasonlíthatók. Az erőteljes ivari dimorfizmus és a kölykök szeptember előtt a felnőttekétől lényegesen eltérő testméretei okán a sakálos és sakálmentes területekről származó rókák testtömegeit ivar és korcsoport szerint osztályozva hasonlítottam össze (9. táblázat).

**9. táblázat – A sakálos és sakálmentes területekről származó rókák átlagos testtömegeinek összehasonlítására végzett t-próba értékei a korcsoport és ivar függvényében**

t-próba értékei a testtömege (kg)	Korcsoport Ivar			
	Ad_Kan	Ad_Szuka	Juv_Kan	Juv_Szuka
Átlag Sakálmentes	5,878261	5,432500	4,073636	3,571034
Átlag Sakálos	6,438421	5,116061	2,903409	2,424348
t-érték	-1,76900	1,484566	6,231410	4,237865
df	78	51	64	50
p	0,0801	0,144	<b>&lt;0,001</b>	<b>&lt;0,001</b>
Érvényes mintaszám Sakálmentes	23	20	22	29
Érvényes mintaszám Sakálos	57	33	44	23
Std. Dev. Sakálmentes	1,070241	0,737399	0,867918	1,136898
Std. Dev. Sakálos	1,355996	0,760830	0,634016	0,699499
F	1,605291	1,064561	1,873944	2,641615
p-érték varianciája	0,222187	0,907814	0,080827	0,022326

Megjegyzések: Ad – adult; Juv – kölyök; t-érték átlagos testtömegadatok különbségére vonatkozó próbastatisztika értéke; df – szabadság fok; p – próbastatisztika p-értéke; Std. Dev. – korrigált tapasztalati szórás; F – próbastatisztika F-értéke; p-érték varianciája – az F-értékhez tartozó p-érték varianciája. A félkövér betűtípussal kiemelt értékek szignifikáns különbséget mutatnak  $\alpha = 0,05$  szinten.

A kétmintás t-próba eredményei alapján csak a fiatal (kölyök) korosztály testtömegeinek átlagértékeiben van szignifikáns eltérés a sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák populációi között. A sakállal együtt élő fiatal rókák testtömege lényegesen kisebb ( $p = 0,000000$ ;  $0,000097$ ), mint a sakálmentes területeken élő társaiké. A felnőtt szukák esetében is kisebbek az átlagos testtömegek a sakállal együtt élő populációk esetében, azonban a különbség nem szignifikáns ( $p = 0,144$ ). A felnőtt kanok esetében viszont a sakálos területekről származó példányok átlagos testtömege nagyobb, de az eltérés itt sem szignifikáns ( $p = 0,081$ ). A testtömegadatok összehasonlító vizsgálata azt mutatja, hogy a sakállal való együttélés a rókák fiatal korosztályára van számottevő hatással.

**4.5. Táplálkozási jellemzők értékelése****4.5.1. Üres gyomrok előfordulási gyakorisága**

Az üres gyomrok gyakorisága (CV%) aransakál esetében 13,68% volt, a sakállal együtt élő rókáknál 18,59%, míg a sakálmentes területekről származó rókák esetében 12,66% (10. táblázat).

**10. táblázat – Üres gyomrok gyakorisága aransakál és sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös rókák esetében**

Évszak	Sakál	Róka sakálos területen	Róka sakálmentes területen
Tavaszi	(5/26) 19,23%	(10/49) 21,28%	(2/16) 12,50%
Nyár	(0/26) 0,00%	(14/85) 16,47%	(5/54) 9,26%
Ősz	(3/33) 9,09%	(2/9) 22,22%	(0/4) 0,00%
Tél	(8/32) 25,00%	(3/13) 23,08%	(3/5) 60,00%
Összes	(16/117) 13,68%	(29/156) 18,59%	(10/79) 12,66%

Az összesített adatok alapján, az üres gyomrok gyakorisága nem különbözött szignifikáns mértékben a sakál és a különböző területekről származó rókák esetében. A statisztikai próbák eredményei sakál és sakállal együtt élő rókák esetében  $\chi^2 (2, N=273) = 1,17$   $p=0,2788$ ; sakál és sakálmentes területéről származó rókák között  $\chi^2 (2, N=196) = 0,04$   $p=0,8369$ ; illetve a sakálos és sakálmentes területekről származó rókák között  $\chi^2 (2, N=235) = 1,33$   $p=0,2483$ .

Az összesített adatok vizsgálata után az üres gyomrok előfordulási gyakoriságát az egyes mintagyűjtési évek között is összehasonlítottam (11. táblázat).

**11. táblázat – Üres gyomrok gyakoriságának összehasonlítása aransakál és sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös rókák esetében az egyes mintagyűjtési évek között**

Évek	Sakál (n = 16/117)		Róka sakálos területen (n = 29/156)		Róka sakálmentes területen (n = 10/79)	
	n (Y1- Y2)	p	n (Y1- Y2)	p	n (Y1- Y2)	p
2013 - 2014	3/35 – 7/56	0,5599	11/71 – 8/37	0,4273	5/33 – 3/32	0,4785
2013 - 2015	3/35 – 6/26	0,1142	11/71 – 10/48	0,4535	5/33 – 2/14	0,9392
2014 - 2015	7/56 – 6/26	0,2224	8/37 – 10/48	0,9297	3/32 – 2/14	0,6225

Megjegyzések: Y1 – első év; S2 – második év; p - Khi-négyzet teszt p-próbastatisztika értékei.

Az üres gyomrok egyes években tapasztalt előfordulási gyakorisága nem különbözött szignifikáns mértékben sem a sakál, sem pedig az eltérő területekről származó rókák esetében.

Mivel az üres gyomrok előfordulási gyakoriságából a táplálékforrások hozzáférhetőségének időszakos változásaira is lehet következtetni (Bošković *et al.*, 2013), fajon, illetve (róka esetében) területen belül, évszakok szerinti összehasonlításokat is végeztem (12. táblázat).

**12. táblázat – Üres gyomrok gyakoriságának összehasonlítása aransakál és sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös rókák esetében évszakok között**

Évszakok	Sakál (n = 16/117)		Róka sakálos területen (n = 29/156)		Róka sakálmentes területen (n = 10/79)	
	n (S1- S2)	p	n (S1- S2)	p	n (S1- S2)	p
Tavaszi – Nyári	5/26 – 0/26	<b>0,0187</b>	10/49 – 14/85	0,5670	2/16 – 5/54	0,7043
Tavaszi – Őszi	5/26 – 3/33	0,2587	10/49 – 2/9	0,9017	2/16 – 0/4	0,4561
Tavaszi – Téli	5/26 – 8/32	0,6003	10/49 – 3/13	0,8336	2/16 – 3/5	<b>0,0295</b>
Nyári – Őszi	0/26 – 3/33	0,1146	14/85 – 2/9	0,6624	5/54 – 0/4	0,5244
Nyári – Téli	0/26 – 8/32	<b>0,0060</b>	14/85 – 3/13	0,5580	5/54 – 3/5	<b>0,0015</b>
Őszi – Téli	3/33 – 8/32	0,0872	2/9 – 3/13	0,9625	0/4 – 3/5	0,0578

Megjegyzések: S1 – első évszak; S2 – második évszak; p - Khi-négyzet teszt p-próbastatistika értékei. Félkövér betűtípussal kiemelt értékek szignifikáns különbséget mutatnak  $\alpha = 0,05$  szinten.

A 12. táblázat adatai alapján megállapítható, hogy az aransakál esetében kiemelkedő jelentőségű időszak a nyár. Ebben az évszakban ugyanis három év során nem fordult elő egyáltalán olyan gyomor, amelyben valamiféle táplálékmaradvány ne lett volna megtalálható. Ugyanakkor az üres gyomrok előfordulási gyakorisága tavasszal és télen nagyobb. Olyannyira, hogy a nyári periódushoz képest a tavaszi és téli időszakban talált üres gyomrok gyakorisága szignifikánsan eltérő. Mivel az őszi előfordulási gyakoriságok között semmilyen összehasonlításban nincs szignifikáns eltérés, megállapítható, hogy a táplálékforrások hatékony felkutatása szempontjából az aransakál számára az őszi időszak átmeneti jelentőségű, a tavaszi és téli időszak viszont a legkritikusabb.

A sakállal együtt élő róka esetében a téli időszak kivételével minden évszakban magasabb az üres gyomrok előfordulási gyakorisága, akár az aransakálhoz, akár a sakálmentes területeken élő fajtársaihoz viszonyítjuk. Ugyanakkor ez a viszonylag magas előfordulási gyakoriság minden évszakra jellemző és nincs az évszakok között kimutatható eltérés. Egész éves viszonylatban a sakállal együtt élő rókák gyomra átlagosan 18,6%-ban üres.

Sakálmentes területekről származó rókák esetében az őszi időszakban nem találtam üres gyomrot. Ez azonban az alacsony mintaszám okán (n=4) valószínűleg nem releváns. Ugyanakkor a téli időszakban is alacsony a mintaszám (n=5), de azok 60%-a üres volt. Ez az előfordulási gyakoriság a tavaszi és nyári időszakban tapasztaltakhoz viszonyítva szignifikáns mértékben magasabb.

Mivel a sakál és vörös róka közötti együttélés táplálkozási kapcsolatokra kifejtett hatásának tesztelése fő cél, az üres gyomrok előfordulási gyakoriságának évszakai változásait is vizsgáltam a sakál és a vele együtt élő róka, illetve a sakálmentes területekről származó rókák között (13. táblázat).

**13. táblázat – Üres gyomrok évszakos gyakorisága aransakál és sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös rókák esetében**

Évszak	Sakál (1) – Róka sakálos (2)		Sakál (1) – Róka sakálmentes (2)		Róka sakálos (1) – Róka sakálmentes (2)	
	n (1 – 2)	p	n (1 – 2)	p	n (1 – 2)	p
Tavaszi	5/26 – 10/49	0,9034	5/26 – 2/16	0,5698	10/49 – 2/16	0,4790
Nyári	0/26 – 14/85	<b>0,0269</b>	0/26 – 5/54	0,1091	14/85 – 5/54	0,2277
Őszi	3/33 – 2/9	0,2809	3/33 – 0/4	0,5293	2/9 – 0/4	0,3054
Téli	8/32 – 3/13	0,8918	8/32 – 3/5	0,1113	3/13 – 3/5	0,1367
Összes	16/117 – 29/156	0,2788	16/117 – 10/79	0,8369	29/156 – 10/79	0,2483

Megjegyzések: p - Khi-négyszet teszt p-próbastatisztika értékei. Félkövér betűtípussal kiemelt értékek szignifikáns különbséget mutatnak  $\alpha = 0,05$  szinten.

Az üres gyomrok évszakos előfordulási gyakoriságának vizsgálatai során csak a sakál és vele együtt élő róka között, nyári időszakban találtam szignifikáns különbséget. Ez arra vezethető vissza, hogy nyári időszakban sakálnál a három év során gyűjtött 26 gyomorból egy sem volt üres, míg ugyanazon időszakban gyűjtött rókák esetében 85 mintából 14 (16,5%) üres volt.

A testtömegadatok összehasonlítása korosztályok szerinti különbségekre világított rá. Ennek oka a felhasznált táplálékforrások mennyisége és minősége közötti eltérés lehet. Ezért a táplálékforrások időszakos hozzáférhetőségére utaló üres gyomrok előfordulási gyakoriságát ivar és korosztály szerint is vizsgáltam (14. táblázat).

**14. táblázat – Üres gyomrok ivar és korcsoport szerinti gyakorisága aransakál és sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös rókák esetében**

Korcsoport és Ivar	Sakál (1) – Róka sakálos (2)		Sakál (1) – Róka sakálmentes (2)		Róka sakálos (1) – Róka sakálmentes (2)	
	n (1 – 2)	p	n (1 – 2)	p	n (1 – 2)	p
Juvenilis kan	0/11 – 9/44	0,101	0/11 – 1/15	0,382	9/44 – 1/15	0,219
Juvenilis szuka	0/5 – 3/23	0,393	0/5 – 1/23	0,635	3/23 – 1/23	0,295
Adult kan	11/67 – 11/56	0,642	11/67 – 6/21	0,218	11/56 – 6/21	0,400
Adult szuka	5/34 – 6/33	0,701	5/34 – 2/20	0,619	6/33 – 2/20	0,420
Összes	16/117 – 29/156	0,279	16/117 – 10/79	0,837	29/156 – 10/79	0,248

Megjegyzések: p - Khi-négyszet teszt p-próbastatisztika értékei.

Az üres gyomrok előfordulási gyakoriságában ivar és korcsoport szerint nem találtam szignifikáns eltérést a sakál és a róka között, sem pedig az eltérő területekről származó rókák között.

Az üres gyomrokat a további táplálkozásbiológiai vizsgálatok során figyelmen kívül hagytam.

A táplálékforrások időszakos hozzáférhetőségének vizsgálata érdekében a fajok és területek közötti összehasonlítások után fajon és területen belüli ivar és korcsoport szerinti elemzéseket is végeztem. Arra a kérdésre kerestem választ, hogy valamely ivar vagy korosztály esetében kimutatható-e eltérő mértékű hatékonyság vagy sérülékenység (15. táblázat).

**15. táblázat – Üres gyomrok gyakoriságának összehasonlítása aranysakál és sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó rókák esetében korcsoportok és nemek között**

Korcsoport és Ivar	Sakál		Róka sakálos területen		Róka sakálmentes területen	
	n (C1 – C2)	p	n (C1 – C2)	p	n (C1 – C2)	p
Juv_M – Juv_F	0/11 – 0/5	N. é.	9/44 – 3/23	0,453	1/15 – 1/23	0,754
Juv_M – Ad_M	0/11 – 11/67	0,147	9/44 – 11/56	0,920	1/15 – 6/21	0,102
Juv_M – Ad_F	0/11 – 5/34	0,177	9/44 – 6/33	0,803	1/15 – 2/20	0,727
Juv_F – Ad_M	0/5 – 11/67	0,325	3/23 – 11/56	0,485	1/23 – 6/21	<b>0,028</b>
Juv_F – Ad_F	0/5 – 5/34	0,358	3/23 – 6/33	0,606	1/23 – 2/20	0,468
Ad_M – Ad_F	11/67 – 5/34	0,824	11/56 – 6/33	0,865	6/21 – 2/20	0,134

Megjegyzések: Ad – adult; Juv – kölyök; M – kan; F – szuka; C1 – első csoport; C2 – második csoport; N. é. – nem értékelhető; p - Khi-négyzet teszt p-próbastatisztika értékei. Félkövér betűtípussal kiemelt érték szignifikáns különbséget mutat  $\alpha = 0,05$  szinten.

Az üres gyomrok fajon, illetve területen belüli ivar és korcsoport szerinti összehasonlító vizsgálatai szignifikáns eltérést csak a sakálmentes területről származó rókák esetében mutattak. Itt is csak az ivarérett kanok és szukakölykök között. Meglepő módon az ivarérett példányok esetében magasabb az üres gyomrok előfordulási gyakorisága (28,57% > 4,35%). Mivel nem fordult elő a teljes mintagyűjtési időszak alatt olyan fiatal sakál, amelynek a gyomra üres lett volna, a kölyök korosztály esetében az adatok nem hasonlíthatók össze.

**4.5.2. Aranysakál és vörös róka étrendje**

**4.5.2.1. Általános táplálkozási jellemzők**

A hároméves vizsgálati időszak összes mintája alapján, az aranysakál étrendjében leggyakrabban növényi eredetű táplálékok (RFO = 37,93%) fordulnak elő (16. táblázat). Az állati eredetű táplálékalkotók közül a pocokfélék (15,76%) és a vaddisznó (12,32%) voltak elsődleges jelentőségűek. Másodlagos jelentőségűek a gerincteleneknek (9,36%), egyéb madaraknak (4,93%) és egérféléknek (4,43%) volt. Háziállatok előfordulása az étrendben véletlenszerű (1,97%), szintúgy, mint a vadgazdálkodási jelentőségű fajoké (mezei nyúl, őz, fácán: 0,49 – 1,97%).

**16. táblázat – Aransakál és vele együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös rókák táplálék-összetétele és tápláléktípusonkénti hasonlósága (Khi-négyzet és Kruskal-Wallis próbák)**

Táplálékkomponens	Aransakál (n=101)		Róka				Khi-négyzet próba		Kruskal-Wallis próba	
			Sakál mellett (n=127)		Sakál hiányában (n=69)					
	Db	RFO%	Db	RFO%	Db	RFO%	$\chi^2$ (df=2)	P	H (2, N=297)	P
1. Rovarevők	0	0,00%	0	0,00%	1	0,82%	3,32	0,1906	3,30	0,1916
2. Pocokfélék	32	15,76%	40	18,10%	33	27,05%	6,12	<b>0,0469</b>	6,10	<b>0,0474</b>
3. Egérfélék	9	4,43%	10	4,52%	5	4,10%	0,17	0,9205	0,17	0,9208
4. Egyéb rágcsálók	2	0,99%	3	1,36%	1	0,82%	0,19	0,9096	0,19	0,9099
5. Mezei nyúl	3	1,48%	0	0,00%	1	0,82%	3,74	0,1539	3,73	0,1549
6. Őz	1	0,49%	1	0,45%	0	0,00%	0,64	0,7247	0,64	0,7255
7. Vaddisznó	25	12,32%	7	3,17%	2	1,64%				
7.1 Vaddisznó ismeretlen	16	7,88%	6	2,71%	1	0,82%	14,72	<b>0,0006</b>	14,67	<b>0,0007</b>
7.2 Vaddisznó, malac	9	4,43%	1	0,45%	1	0,82%	11,69	<b>0,0029</b>	11,65	<b>0,0030</b>
8. Ragadozó emlősök	2	0,99%	1	0,45%	0	0,00%	1,72	0,4237	1,71	0,4249
9. Háziállatok	4	1,97%	0	0,00%	3	2,46%				
9.1 Tyúk	2	0,99%	0	0,00%	3	2,46%	5,19	0,0747	5,17	0,0754
9.2 Juh	1	0,49%	0	0,00%	0	0,00%	1,95	0,3777	1,94	0,3790
9.3 Kecske	1	0,49%	0	0,00%	0	0,00%	1,95	0,3777	1,94	0,3790
10.1 Fácán	4	1,97%	17	7,69%	2	1,64%	9,95	<b>0,0069</b>	9,92	<b>0,0070</b>
10.2 Egyéb madár	10	4,93%	49	22,17%	27	22,13%	27,02	<b>0,0000</b>	26,93	<b>0,0000</b>
11. Hüllők, Kétéltűek	7	3,45%	6	2,71%	2	1,64%	1,44	0,4870	1,43	0,4882
12. Halak	1	0,49%	0	0,00%	0	0,00%	1,95	0,3777	1,94	0,3790
13. Gerinctelenek	19	9,36%	40	18,10%	18	14,75%	4,71	0,0947	4,70	0,0954
14. Magvak gyümölcsök	50	24,63%	28	12,67%	18	14,75%	19,55	<b>0,0001</b>	19,49	<b>0,0001</b>
15. Egyéb növények	27	13,30%	15	6,79%	7	5,74%	11,73	<b>0,0028</b>	11,69	<b>0,0029</b>
16. Antropogén	7	3,45%	4	1,81%	2	1,64%	2,39	0,3025	2,38	0,3038

Megjegyzések: RFO – százalékos előfordulási gyakoriság;  $\chi$ -négyzet – Khi-négyzet teszt próbastatisztika értéke; df – szabadság fokok; H – Kruskal-Wallis teszt próbastatisztika értéke; p – az egyes próbákhoz tartozó p-próbastatisztika értékek. Félkövér betűtípussal kiemelt értékek szignifikáns különbséget mutatnak  $\alpha = 0,05$  szinten.

Az aransakállal együtt élő rókák számára elsődleges fontosságú táplálékalkotók az egyéb madarak (RFO = 22,17%), pocokfélék és gerinctelenek (18,10%) voltak. Másodlagos jelentőségük a magvaknak – gyümölcsöknek (12,67%), fácának (7,69%), egyéb növényeknek (6,79%) és egérféléknek (4,52%) volt. Háziállatok egyáltalán nem fordultak elő a sakállal együtt élő rókák étrendjében, míg a vadgazdálkodási jelentőségű fajok közül a fácán fogyasztása kiemelkedő, a vaddisznó előfordulása pedig jelentéktelen (3,17%).



Sakálmentes területekről származó rókák legfontosabb táplálékát a pocokfélék (RFO = 27,05%) és az egyéb madarak (22,13%) képezték. Másodlagos jelentőséggel a gerinctelenek és magvak – gyümölcsök (14,75%), egyéb növények (5,74%) és egérfélék (4,10%) szerepeltek. Összesen három esetben fordult elő házi baromfi a sakálmentes területekről származó rókák gyomorában, ami 2,46%-os előfordulási gyakoriságnak felel meg. Vadgazdálkodási jelentőségű fajok közül mezei nyúl egy gyomorban volt jelen (0,82%), míg vaddisznó és fácán két-két esetben fordult elő (1,64%).

Az aransakál és vele együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó rókák étrendjének tápláléktípusonkénti összehasonlítása a Khi-négyzet próba és Kruskal-Wallis próba szerint is azonos eredményt mutatott (16. táblázat). Szignifikáns eltérések a pocokfélék, vaddisznó, fácán és növényi eredetű táplálékalkotók fogyasztása esetében mutatkoztak.

Az összes táplálékalkotó tapasztalt és elvárt gyakoriságának Pearson-féle Khi-négyzet próbával való összehasonlítása alapján a vizsgált fajok, illetve eltérő területekről származó példányok étrendje között szignifikáns különbség tapasztalható ( $\chi^2 = 98,83$ ;  $df = 18$ ;  $p < 0,00001$ ).

Az aransakál és eltérő területekről származó rókák étrendjének páronkénti összehasonlítása során az aransakál és vele együtt élő rókák, illetve a sakál és sakálmentes területekről származó rókák esetében találtam szignifikáns különbséget ( $\chi^2 = 70,24$ ;  $df = 16$ ;  $p < 0,000001$  és  $\chi^2 = 50,74$ ;  $df = 17$ ;  $p = 0,000017$ ), ellenben az eltérő területekről származó rókák étrendje nem tért el lényeges mértékben ( $\chi^2 = 20,56$ ;  $df = 16$ ;  $p = 0,1961$ ).

#### 4.5.2.2. Táplálékválasztás éves jellemzői

A fajok és eltérő területekről származó példányok táplálkozási jellemzőinek összehasonlítása abban az esetben adhat elfogadható eredményt, ha a vizsgálati időszakon belül az egyes években gyűjtött minták eredményei nem különböznek. Ezért az egyes csoportokon belül (aransakál, sakállal együtt élő róka és sakálmentes területről származó róka) az étrendet mintagyűjtési évek szerint is vizsgáltam (17. táblázat).

**17. táblázat – Aransakál és eltérő területekről származó vörös róka étrendjének összehasonlítása mintagyűjtési évek szerint (2013- 2015)**

Faj és terület	Összesített adatok			Évek közötti $\chi^2$ – teszt p-értékei		
	df	$\chi^2$	p	2013-2014	2013-2015	2014-2015
Aransakál	17	54,67	<b>0,004</b>	<b>0,049</b>	0,201	<b>&lt;0,001</b>
Róka sakállal területen	15	65,03	<b>&lt;0,001</b>	0,194	<b>&lt;0,001</b>	<b>&lt;0,001</b>
Róka sakálmentes területen	15	41,65	0,077	<b>0,020</b>	0,469	<b>&lt;0,001</b>

Megjegyzések: df – szabadság fokok;  $\chi$ -négyzet – Khi-négyzet teszt próbat statisztika értéke. Félkövér betűtípussal kiemelt értékek szignifikáns különbséget mutatnak  $\alpha = 0,05$  szinten.

Az elemzések eredményeként megállapítható, hogy az aranysakál és eltérő területekről származó rókák étrendje az egymást követő években eltérő. Az összesített adatok alapján az aranysakál és vele együtt élő vörös róka étrendje a 2013–2015 közötti időszakban erőteljesen különbözött ( $p = 0,0038$ , illetve  $p = 0,0002$ ). A sakálmentes területen élő róka esetében a khi-négyzet teszt  $p$ -próbat statisztika értéke alacsony, de nem szignifikáns ( $p = 0,0767$ ). Az évek páronkénti összehasonlítása során kiemelkedő mindhárom csoportnál a 2014 és 2015 évek közötti erőteljes szignifikáns eltérés. Ennek az alapvető magyarázata, hogy rókák esetében 2015 évből többnyire fiatal példányoktól származó nyári és tavaszi minták állnak rendelkezésre, míg sakál esetében minden évszaktól van minta, de ezek 65%-a téli időszakból származik.

Mivel az egymást követő évek során tapasztalt eltérések ilyen jelentősek, az egyes csoportok táplálkozási jellemzőit azonos éveken belül külön szükséges vizsgálni. Biológiai szempontból az aranysakál és vele együtt élő vörös róka, illetve az eltérő területről származó rókák étrendjének összehasonlítása bír jelentőséggel, s ezt mindegyik mintagyűjtési évben külön szükséges elvégezni.

#### 4.5.2.2.1. Aranysakál és vele együtt élő vörös róka táplálékösszetétele

Az aranysakál és vele együtt élő vörös róka három mintagyűjtési év során tapasztalt táplálékösszetételét éves bontásban és összesítve is vizsgáltam (18. táblázat).

#### 18. táblázat – Aranysakál és vele együtt élő vörös róka táplálékösszetétele az egyes vizsgálati években

Év	Aranysakál (N)	Róka sakálos területen (N)	df	$\chi^2$	p
2013	32	60	16	35,32752	<b>0,004</b>
2014	49	29	13	39,21445	<b>0,001</b>
2015	20	38	10	47,17419	<b>&lt;0,001</b>
Összes	101	127	16	70,79395	<b>&lt;0,001</b>

Megjegyzések: N – az egyes csoportokhoz tartozó elemszám; df – szabadság fokok;  $\chi$ -négyzet – Khi-négyzet teszt próbat statisztika értéke; p -  $\chi^2$ -teszt  $p$ -próbat statisztika értékei. Félkövér betűtípussal kiemelt értékek szignifikáns különbséget mutatnak  $\alpha = 0,05$  szinten.

A teljes vizsgálati periódus alatt mindenik évben szignifikánsan különbözött az aranysakál és a vele együtt élő vörös róka táplálékválasztása (19. táblázat).

**19. táblázat – Aransakál és vele együtt élő vörös róka étrendjének összehasonlítása táplálékalkotók szerint a 2013–2015 időszakban**

Táplálékkomponens	2013	2014	2015	Összes
	$\chi^2$ – teszt p-értékei			
1. Rovarevők	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
2. Pocokfélék	<b>0,0493</b>	<b>0,0000</b>	0,9657	0,9759
3. Egérfélék	0,6428	0,6048	1,0000	0,7784
4. Egyéb rágcsálók	0,6745	0,4388	0,1644	0,8449
5. Mezei nyúl	0,0502	1,0000	1,0000	0,0506
6. Őz	0,6478	1,0000	1,0000	0,8705
7. Vaddisznó	<b>0,0104</b>	<b>0,0498</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0000</b>
7.1 Vaddisznó ismeretlen	0,0662	0,2704	<b>0,0007</b>	<b>0,0047</b>
7.2 Vaddisznó, malac	0,0842	0,1142	<b>0,0473</b>	<b>0,0029</b>
8. Ragadozó emlősök	0,6478	0,4388	1,0000	0,4324
9. Háziállatok	0,1686	0,2704	0,1644	<b>0,0237</b>
10.1 Fácán	<b>0,0395</b>	0,5860	0,4643	<b>0,0145</b>
10.2 Egyéb madár	<b>0,0016</b>	<b>0,0205</b>	<b>0,0099</b>	<b>0,0000</b>
11. Hüllők, Kétéltűek	0,9386	0,6214	1,0000	0,4754
12. Halak	0,1686	1,0000	1,0000	0,2611
13. Gerinctelenek	0,8739	0,5288	<b>0,0004</b>	<b>0,0298</b>
14. Magvak – gyümölcsök	<b>0,0024</b>	0,1426	0,1249	<b>0,0000</b>
15. Egyéb növények	0,2283	0,2491	<b>0,0001</b>	<b>0,0039</b>
16. Antropogén	0,4182	0,7039	<b>0,0142</b>	0,1857
Összes	<b>0,0022</b>	<b>0,0006</b>	<b>0,0001</b>	<b>&lt;0,0001</b>

Megjegyzés: Félkövér betűtípussal kiemelt értékek szignifikáns különbséget mutatnak  $\alpha = 0,05$  szinten.

Az aransakál és vele együtt élő vörös róka étrendje a 2013. évben, a többi évben tapasztalttól a gyomortartalmakban előforduló pocokfélék, vaddisznó, fécán, egyéb madár és magvak – gyümölcsök alapján különbözött szignifikánsan. Vaddisznót és magvakat – gyümölcsöket az aransakál, míg a pocokféléket és madarakat a vörös róka fogyasztotta gyakrabban. Ezen néhány táplálékalkotó fogyasztása közötti eltérések alapján az egész éves táplálékválasztás is szignifikánsan eltérőnek bizonyult.

2014-ben is megmaradt a pocokfélék, vaddisznó és az egyéb madár kategória eltérő mértékű fogyasztása. Ugyanakkor a 2013-as év adataihoz hasonlóan a pocokfélék és egyéb madarak fogyasztása a róka esetében volt gyakoribb, míg a vaddisznó a sakál étrendjében szerepelt gyakrabban. Az említett három táplálékalkotó eltérő mértékű fogyasztása okán az együtt élő aransakál és vörös róka 2014. évi étrendje is szignifikánsan eltérőnek bizonyult.

A 2015-ös évben az aransakál vaddisznót, egyéb növényeket és antropogén eredetű táplálékalkotókat, a vörös róka viszont egyéb madarakat és gerincteleneket fogyasztott

szignifikánsan gyakrabban. Ezek az eltérések a teljes 2015. évi táplálékösszetételt is szignifikáns mértékben különböztetnek.

A teljes vizsgálati időszak összesített adatai alapján az összes 18 táplálékalkotó fogyasztása közül 8 esetben van számottevő eltérés, s ezek alapján az aransakál és vele együtt élő vörös róka táplálkozása szignifikáns mértékben különböző.

#### 4.5.2.2. Aransakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák táplálékösszetétele éves szinten

A különböző területekről származó rókák három mintagyűjtési év során tapasztalt táplálékösszetételét is vizsgáltam éves bontásban, illetve összesítve (20. táblázat).

#### 20. táblázat – Aransakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös róka táplálékösszetétele az egyes vizsgálati években

Év	Róka sakál mellett (N)	Róka sakál hiányában (N)	df	$\chi^2$	p
2013	60	28	16	19,9787	0,2212
2014	29	29	10	12,9851	0,6738
2015	38	12	8	12,8785	0,5113
Összes	127	69	16	20,5598	0,1961

Megjegyzések: N – az egyes csoportokhoz tartozó elemszám; df – szabadság fokok;  $\chi$ -négyzet – Khi-négyzet teszt próbastatisztika értéke; p -  $\chi^2$ -teszt p-próbastatisztika értékei.

A teljes vizsgálati periódus alatt egyik évben sem találtam szignifikáns különbséget az aransakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös róka táplálékösszetétele között (21. táblázat).

#### 21. táblázat – Aransakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös róka étrendjének összehasonlítása táplálékalkotók szerint a 2013–2015 időszakban

Táplálékkomponens	2013	2014	2015	Összes
	$\chi^2$ – teszt p-értékei			
1. Rovarevők	0,1410	1,0000	1,0000	0,1738
2. Pocokfélék	0,1985	0,4124	<b>0,0000</b>	<b>0,0239</b>
3. Egérfélék	0,1156	0,1605	1,0000	0,8746
4. Egyéb rágcsálók	0,2286	1,0000	1,0000	0,6659
5. Mezei nyúl	0,1410	1,0000	0,0722	0,1738
6. Őz	0,4921	1,0000	1,0000	0,4599
7. Vaddisznó				
7.1 Vaddisznó ismeretlen	0,4091	1,0000	0,5703	0,2380
7.2 Vaddisznó, malac	0,5765	1,0000	1,0000	0,6597
8. Ragadozó emlősök	0,4921	1,0000	1,0000	0,4599
9. Háziállatok	0,1410	0,3131	0,0722	<b>0,0179</b>
10.1 Fácán	0,0666	0,1501	0,5703	<b>0,0178</b>

Táplálékkomponens	2013	2014	2015	Összes
	$\chi^2$ – teszt p-értékei			
10.2 Egyéb madár	0,0980	1,0000	0,1853	0,9401
11. Hüllők, Kétéltűek	0,9342	0,1501	1,0000	0,5372
12. Halak	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
13. Gerinctelenek	0,1222	0,1154	0,2237	0,4281
14. Magvak – gyümölcsök	0,1331	0,2563	0,7735	0,5239
15. Egyéb növények	0,5954	0,0753	1,0000	0,7242
16. Antropogén	0,6859	0,3131	1,0000	0,9224
Összes	0,2212	0,6738	0,5113	0,1961

Megjegyzés: Félkövér betűtípussal kiemelt értékek szignifikáns különbséget mutatnak  $\alpha = 0,05$  szinten.

Éves bontásban szignifikáns különbséget a sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák táplálékválasztása között csak 2015-ben találtam. Ekkor is csak egyetlen táplálékalkotó esetében, amikor a sakálmentes területeken élő rókák táplálékában fordultak elő nagyobb gyakorisággal pocokfélék. A 2015. évi pocokfogyasztás a három év összesített adataiban is megmutatkozik, továbbá, sakálmentes területeken nagyobb mértékű a háziállat (baromfi)-, sakálos területeken viszont a fácánfogyasztás. Az említett három táplálékalkotó előfordulási gyakoriságában tapasztalt különbség nem bizonyult elegendőnek ahhoz, hogy az éves vagy összesített táplálékválasztást befolyásolja. A teljes vizsgálati időszak összesített adatai alapján az aransakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös róka egész éves étrendje nem különbözik szignifikáns mértékben.

#### 4.5.2.3. Táplálékösszetétel évszakos jellemzői

Mivel a mérsékelt égövben markánsan elkülönülő négy évszak során a táplálékbázis összetétele és mennyisége egyértelműen eltérő, a vörös róka és aransakál táplálékválasztását az évszakok függvényében is vizsgáltam. Az egymást követő mintagyűjtési évek eltérő táplálkozási jellemzői okán az évszakos elemzéseket éves bontásban is elvégeztem.

##### 4.5.2.3.1. Aransakál és vele együtt élő vörös róka évszakos étrendje

Az éves összehasonlításoknál már feltárt érendbeli eltérések azért különlegesek, mert a vizsgált adatok úgy mutatnak a 2013–2015 időszakban minden évben szignifikáns eltérést, hogy a három vizsgálati év során a két együtt élő közepes testű ragadozó faj szezonális táplálékválasztása nagymértékben hasonló (22. táblázat). Ennek ellenére az eltérő évekből, de azonos évszakokból származó adatok összesítése is szignifikánsan eltérő eredményeket mutat az ősz kivételével.

**22. táblázat – Aransakál és vele együtt élő vörös róka éves és évszakos étrendjének összehasonlítása (Khi-négyzet próba)**

Év	Tavaszi	Nyár	Ősz	Tél	Összes
	$\chi^2$ – teszt p-értékei				
2013	0,411705	0,216008	0,996774	0,533812	<b>0,003584</b>
2014	0,968076	0,799240	0,954383	0,866628	<b>0,000595</b>
2015	0,631491	0,998009			<b>0,000064</b>
Összes	<b>0,041520</b>	<b>0,006432</b>	0,990898	<b>0,009862</b>	<b>0,000000</b>

Megjegyzés: Félkövér betűtípussal kiemelt értékek szignifikáns különbséget mutatnak  $\alpha = 0,05$  szinten.

Az aransakál és vele együtt élő vörös róka szezonális étrendjének részletes – táplálékalkotók előfordulása alapján végzett – vizsgálatát is elvégeztem (23. táblázat). Mivel az egyes mintagyűjtési évek táplálkozási jellemzői között szignifikáns eltéréseket találtam, a szezonális étrend összehasonlító elemzéseit is a mintagyűjtési évek szerint külön végeztem. 2015-ben őszi és téli időszakból nem áll rendelkezésre gyomortartalom sem a sakállal együtt élő-, sem pedig a sakálmentes területekről származó rókáktól. Így három vizsgálati évből tíz évszakos összehasonlítás elvégzése lehetséges csak.

**23. táblázat – Aransakál és vele együtt élő vörös róka szezonális étrendjének összehasonlítása táplálékalkotók szerint a 2013–2015 időszakban**

Táplálékkomponens	2013					2014					2015				
	Ta	Ny	Ő	Té	Σ	Ta	Ny	Ő	Té	Σ	Ta	Ny	Ő	Té	Σ
	$\chi^2$ – teszt eredményei														
1. Rovarevők	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	h	h	0
2. Pocokfélék	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	0	-	h	h	-
3. Egérfélék	-	-	-	-	-	0	-	-	0	-	0	0	h	h	0
4. Egyéb rágcsálók	-	-	0	-	-	0	-	0	0	-	0	0	h	h	0
5. Mezei nyúl	-	0	-	0	-	0	0	0	0	0	+	0	h	h	-
6. Őz	-	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	h	h	0
7. Vaddisznó	+	+	-	-	+	-	-	-	0	+	-	0	h	h	+
7.1 Vaddisznó ismeretlen	-	+	-	-	-	-	0	-	0	-	-	0	h	h	+
7.2 Vaddisznó, malac	+	0	0	-	-	-	-	0	0	-	+	0	h	h	+
8. Ragadozó emlősök	-	+	0	0	-	0	0	0	-	-	0	0	h	h	0
9. Háziállatok	0	0	0	-	-	-	0	0	-	-	0	0	h	h	+
10.1 Fácán	-	-	0	-	+	0	-	-	0	-	-	0	h	h	+
10.2 Egyéb madár	-	-	0	-	+	-	-	-	-	+	-	-	h	h	+
11. Hüllők, Kétlábúak	-	-	-	0	-	-	-	0	0	-	0	0	h	h	0
12. Halak	-	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	h	h	0
13. Gerinctelenek	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	h	h	+
14. Magvak – gyümölcsök	-	-	+	-	+	-	-	+	-	-	-	-	h	h	-

Táplálékkomponens	2013					2014					2015				
	Ta	Ny	Ő	Té	Σ	Ta	Ny	Ő	Té	Σ	Ta	Ny	Ő	Té	Σ
	$\chi^2$ – teszt eredményei														
15. Egyéb növények	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	0	h	h	+
16. Antropogén	-	-	-	0	-	0	-	0	-	-	0	0	h	h	+
Összes	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	h	h	+

Megjegyzések: Ta – tavasz; Ny – nyár; Ő – ősz; Té – tél; 0 – semelyik vizsgált fajnál nem fordult elő a táplálékalkotó a vizsgált időszakban; - - nincs statisztikailag kimutatható szignifikáns eltérés; + - van statisztikailag kimutatható szignifikáns eltérés; h – adathiány (valamely vizsgált fajból nem állt rendelkezésre gyomorminta).

Habár az aranyakál és vele együtt élő vörös róka évszakos étrendje a tíz vizsgálati évszak során egy esetben sem különbözött, egyes táplálékalkotók fogyasztása szintjén eltérések is mutatkoztak. Tavaszi időszakban mezei nyúl, vaddisznó és egyéb növények fogyasztása alapján találtam szignifikáns eltéréseket, s mindegyik táplálékalkotót a sakál fogyasztotta nagyobb mértékben. Ugyanakkor a mezei nyúl és egyéb növények fogyasztása csak 2015 tavaszán tért el szignifikáns mértékben úgy, hogy ebből az időszakból csak három sakáltól származó gyomorminta állt rendelkezésre. Ebből a háromból egyben mezei nyúl, másikban növények, míg a harmadikban vadmalac volt. Ugyanebben az időszakban ez a három táplálékkategória nem fordult elő egyik rókánál sem a tizenegyéből.

Nyári időszakban csak vaddisznó és ragadozó emlősök fogyasztása esetében találtam szignifikáns különbségeket a sakál és a vele együtt élő róka étrendje között és ezt is csak 2013-ban. Mindkét táplálékalkotót a sakál fogyasztotta nagyobb mértékben. A többi vizsgálati évben a két együtt élő faj nyári étrendje hasonló volt.

Ősszel magvak – gyümölcsök kategóriát fogyasztott szignifikánsan nagyobb mértékben az aranyakál. Ez a mintázat mindkét olyan évben érvényes volt, mikor az őszi időszakból rendelkezésre álltak minták az együtt élő fajok étrendjének összehasonlítására.

Téli minták alapján, 2013-ban az aranyakál hasznosította nagyobb mértékben az egyéb növények táplálékcsoportot, míg 2014-ben a vörös róka pocokfogyasztása volt erőteljesebb.

#### 4.5.2.3.2. Aranyakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák évszakos étrendje

Az aranyakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák étrendjének évszakos jellemzői a 24. táblázatban vannak összefoglalva.

**24. táblázat – Aransakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák éves és évszakos étrendjének összehasonlítása (Khi-négyzet próba)**

Év	Tavaszi	Nyár	Ősz	Tél	Összes
	$\chi^2$ – teszt p-értékei				
2013	0,842	0,393	0,998	0,952	0,221
2014	0,867	0,926	1,000		0,674
2015		0,555			0,511
Összes	0,790	0,479	0,998	0,932	0,196

2014-ben a téli időszakból, illetve 2015-ben a tavaszi periódusból, sakálmentes területekről nem sikerült egyetlen értékelhető gyomormintát sem begyűjtenem. Továbbá 2015-ben ősszel és télen sem a sakálos, sem pedig a sakálmentes területekről nem állt rendelkezésre értékelhető róka gyomormintám. Így az étrend évszakos összehasonlásait három vizsgálati év során nyolc évszakból gyűjtött minták alapján tudtam elemezni.

Az aransakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák étrendje között a teljes vizsgálati periódus alatt egyetlen évszakban sem találtam szignifikáns különbséget. Az évszakos adatok összesített vizsgálata alapján megállapítható, hogy az eltérő területekről származó rókák táplálékösszetétele nagy hasonlóságot mutat. Habár sem az éves, sem az évszakos elemzések nem mutattak semmiféle eltérést, az étrendek összehasonlítását elvégeztem táplálékalkotók szintjén is (25. táblázat).

**25. táblázat – Aransakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös rókák szezonális étrendjének összehasonlítása táplálékalkotók szerint a 2013–2015 időszakban**

Táplálékkomponens	2013					2014					2015				
	Ta	Ny	Ő	Té	Σ	Ta	Ny	Ő	Té	Σ	Ta	Ny	Ő	Té	Σ
	$\chi^2$ – teszt eredményei														
1. Rovarevők	0	-	0	0	-	0	0	0	h	0	h	0	h	h	0
2. Pocokfélék	-	-	-	-	-	-	-	-	h	-	h	-	h	h	+
3. Egérfélék	-	-	-	0	-	-	-	0	h	-	h	0	h	h	0
4. Egyéb rágcsálók	-	-	0	0	-	0	0	0	h	0	h	0	h	h	0
5. Mezei nyúl	0	-	0	0	-	0	0	0	h	0	h	0	h	h	-
6. Őz	-	0	0	0	-	0	0	0	h	0	h	0	h	h	0
7. Vaddisznó	-	0	0	-	-	0	0	0	h	0	h	0	h	h	-
7.1 Vaddisznó ismeretlen	-	0	0	-	-	0	0	0	h	0	h	0	h	h	0
7.2 Vaddisznó, malac	-	0	0	-	-	0	0	0	h	0	h	0	h	h	0
8. Ragadozó emlősök	-	0	0	0	-	0	0	0	h	0	h	0	h	h	0
9. Háziállatok	0	0	0	+	-	-	0	0	h	-	h	0	h	h	-
10.1 Fácán	-	-	-	-	-	0	-	0	h	-	h	0	h	h	-
10.2 Egyéb madár	-	-	0	-	-	-	-	-	h	-	h	-	h	h	-



Táplálékkomponens	2013					2014					2015				
	Ta	Ny	Ő	Té	Σ	Ta	Ny	Ő	Té	Σ	Ta	Ny	Ő	Té	Σ
	$\chi^2$ – teszt eredményei														
11. Hüllők, Kétéltűek	-	-	0	0	-	-	-	0	h	-	h	0	h	h	0
12. Halak	0	0	0	0	0	0	0	0	h	0	h	0	h	h	0
13. Gerinctelenek	-	-	0	0	-	-	-	0	h	-	h	-	h	h	-
14. Magvak – gyümölcsök	-	-	-	-	-	0	-	0	h	-	h	-	h	h	-
15. Egyéb növények	-	-	-	0	-	-	-	0	h	-	h	0	h	h	0
16. Antropogén	-	-	0	0	-	0	-	0	h	-	h	0	h	h	0
Összes	-	-	-	-	-	-	-	-	h	-	h	-	h	h	-

Megjegyzések: Ta – tavasz; Ny – nyár; Ő – ősz; Té – tél; 0 – semelyik vizsgált fajnál nem fordult elő a táplálékalkotó a vizsgált időszakban; - - nincs statisztikailag kimutatható szignifikáns eltérés; + - van statisztikailag kimutatható szignifikáns eltérés; h – adathiány (valamely vizsgált fajból nem állt rendelkezésre gyomorminta).

Az eltérő területekről származó rókák évszakos étrendjének táplálékalkotók szintjén végzett évenkénti összehasonlításai alapján csak 2013 telén, háziállatok fogyasztása esetében volt szignifikáns eltérés ( $\chi^2 = 4,95$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,0261$ ). Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy 2013 telén sakálmentes területről csak 2 értékelhető gyomorminta származott, míg sakálos területekről 9. Az utóbbi mintákban nem találtam háziállat maradványt, s a sakálmentes területekről származó két gyomorból egyben házi baromfi maradványok voltak. A részletes háttérinformációk ismeretében megállapítható, hogy a háziállat-fogyasztásban tapasztalt szignifikáns eltérés az alacsony mintaszám okán véletlen is lehet. Annál is inkább, mert az éves összesítésekben már nem fedezhető fel ez a különbség.

Az évszakos étrendek összehasonlításának egy másik említésre méltó eredménye a pocokfélék fogyasztásával kapcsolatos. A teljes vizsgálati időszak alatt, mikor mindkét területről állt rendelkezésre gyomorminta, minden évszakban és mindkét területen előfordult a pocokfélék fogyasztása. Továbbá egy évszak esetében sem fordult elő szignifikáns eltérés a két típusú területről származó rókák pocokfogyasztása között. Mégis, a 2015. évi összesített adatok alapján a sakálmentes területekről származó rókák magasabb arányban fogyasztottak pocokféléket, mint a sakállal együtt élő társaik.

#### **4.5.2.4. Aranysakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös rókák táplálékválasztásának korosztályi jellemzői**

Az aranysakál, illetve a sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák éves és évszakos étrendjének összehasonlításai rámutattak, hogy a sakál és a vele együtt élő róka táplálkozása között szignifikáns eltérések vannak, viszont az eltérő területekről származó rókák

táplálékválasztása nagymértékben hasonló. Az aransakál és vele együtt élő vörös róka éves és évszakos étrendje közötti következetes eltérések a két együtt élő közepes testmretű ragadozó faj táplálkozási jellemzőinek további elemzéseit szükségteenné teszik.

Az aransakál és a vörös róka közötti táplálkozási kapcsolatok alapos vizsgálata szempontjából azonban fontosnak tartottam a sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák étrendjének korcsoportok szerinti összehasonlítását is (26. táblázat). Ennek legfőbb oka, hogy a sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák fiatal korosztálya esetében szignifikáns eltéréseket találtam a testtömegekben.

**26. táblázat – Aransakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös rókák táplálékválasztása korcsoport és ivar szerint**

Korcsoport és Ivar	Róka sakál hiányában (N)	Róka sakál mellett (N)	df	$\chi^2$	p
Juv_F	22	20	10	7,3077	0,967
Juv_M	14	35	9	10,5077	0,839
Juv_T	36	55	11	15,1560	0,513
Ad_F	18	27	13	7,3715	0,965
Ad_M	15	45	13	10,3539	0,847
Ad_T	33	72	14	10,9803	0,811

Megjegyzések: Ad – adult; Juv – kölyök; M – kan; F – szuka; T – összes; N – az egyes csoportokhoz tartozó elemszám; df – szabadság fokok;  $\chi^2$ -négyzet – Khi-négyzet teszt próbastatisztika értéke; p –  $\chi^2$ -teszt p-próbastatisztika értékei.

Az eltérő élőhelyekről származó rókák étrendje között nem találtam korosztálytól függő egyáltalán eltérést egyik ivar esetén sem.

#### 4.5.3. Táplálkozási nicheszelesség

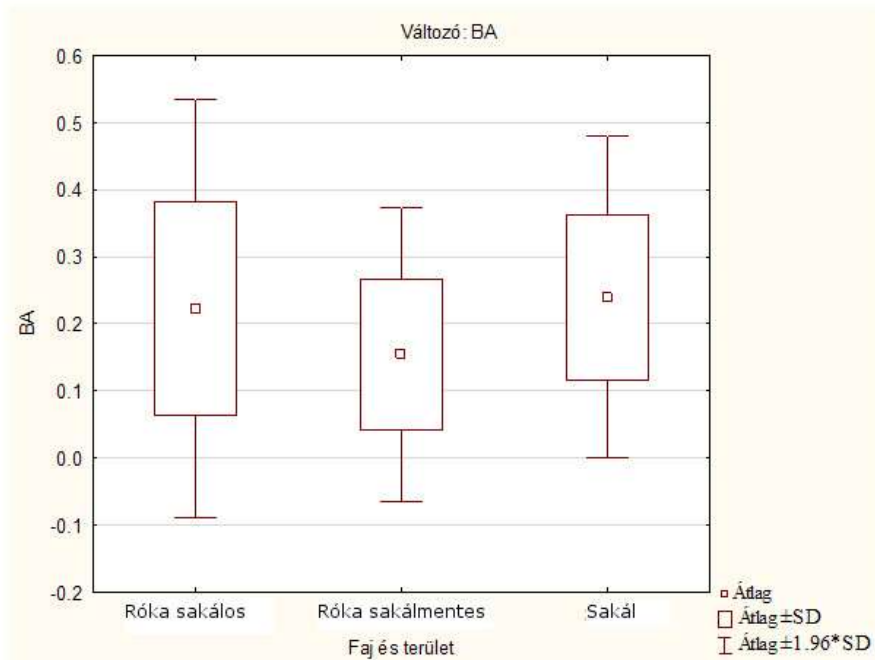
A táplálkozási stratégiák esetleges eltéréseinek vizsgálata érdekében az aransakál és az eltérő területekről származó rókák táplálkozási nicheszelesség-értékeit is elemeztem (27. táblázat).

**27. táblázat – Aransakál és eltérő területekről származó vörös rókák táplálkozási nicheszelességének (B), illetve standardizált táplálkozási nicheszelességének (B<sub>A</sub>) értékei és összehasonlítása Kruskal-Wallis próbával évek, évszakok és területek szerint**

Niche-szelesség	Aransakál	Róka sakálos	Róka sakálmentes	Évek	Évszakok	Faj és terület
	Átlag ±SD			KW-H (N=30); p		
B	4,59 ±1,83	4,34 ±2,38	3,32 ±1,68	5,8683;	2,4724;	2,4190;
B <sub>A</sub>	0,26 ±0,10	0,25 ±0,15	0,18 ±0,10	0,0532	0,4803	0,2983

Megjegyzések: KW-H – Kruskal-Wallis teszt H-próbastatisztika értéke; p – a Kruskal-Wallis próba p-próbastatisztika értéke.

Az összesített adatok alapján megállapítható, hogy az aransakál táplálkozási nicheszélessége a legnagyobb, a sakálmentes területekről származó rókáké a legkisebb, míg a sakállal együtt élő rókáké az előbbieket közötti (8. ábra).



**8. ábra – Aransakál, sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös róka standardizált táplálkozási nicheszélességei ( $B_A$ )**

Ugyanakkor egyrészt a nicheszélesség B és  $B_A$  értékeinek statisztikai összehasonlításai teljes mértékben azonos eredményeket adnak, másrészt semmilyen léptékű összehasonlítás nem eredményez szignifikáns eltérést ( $KW-H(2,30) = 2,419$ ,  $p = 0,2983$ ). Ez a mintázat a csoportosításokon belüli, páronkénti összehasonlítások esetében is érvényes. A Kruskal-Wallis próbák p-próbastatisztika értékei éves léptékű (2013–2015) összehasonlítások esetében 0,073 és 1,000 közöttiek; évszakok (Tavaszi – Nyári – Őszi – Téli) esetében 0,758 és 1,000 közöttiek; az eltérő fajok, illetve területek (Aransakál – Vörös róka sakálos területen – Vörös róka sakálmentes területen) esetében pedig 0,394 és 1,000 közöttiek.

A táplálkozási stratégiák szezonális alakulásának vizsgálatára fajonként külön hasonlítottam össze a standardizált táplálkozási nicheszélességek átlagos értékeit az egyes évszakokban (28. táblázat).

**28. táblázat – Évszakos standardizált táplálkozási niche-szélességek átlagértékei aransyakál-, vele együtt élő vörös róka és sakálmentes területekről származó róka esetében**

Faj és terület	Táplálkozási niche-szélesség ( $B_A$ )				Khi-négyzet próba értékei		
	Tavaszi	Nyári	Őszi	Téli	df	$\chi^2$	p
Aransyakál	0,3335	0,1564	0,2119	0,2562	3	1,0286	0,7943
Vörös róka sakálos	0,2917	0,2712	0,1418	0,1267	3	0,6667	0,8810
Vörös róka sakálmentes	0,1551	0,2424	0,0667	0,0667	3	6,0000	0,1116

Megjegyzések: df – szabadság fokok;  $\chi^2$  – Khi-négyzet teszt próbastatisztika értéke; p -  $\chi^2$ -teszt p-próbastatisztika értékei.

Az aransyakál és eltérő területekről származó rókák szezonális standardizált táplálkozási nicheszélességeinek átlagértékei esetében nem találtam kimutatható szignifikáns eltérést. Továbbá, sem az aransyakál és vele együtt élő vörös róka-, sem pedig az eltérő területekről származó rókák, átlagos szezonális nicheszélesség értékei között nincs szignifikáns összefüggés. Sakál és vele együtt élő róka szezonális  $B_A$ -értékeinek összehasonlítása esetében a determinációs együttható ( $r^2$ ) értéke 0,026 ( $p=0,8397$ ); az eltérő területekről származó rókáknál  $r^2=0,7355$  és  $p=0,1424$ .

Aransyakál és vele együtt élő vörös róka esetében tavaszi időszakban találtam a legmagasabb átlagos táplálkozási nicheszélességeket, a többi évszak esetében az eredmények nem követnek egyértelmű mintázatot. Sakállal együtt élő vörös róka esetében téli időszakban, aransyakálnál nyáron tapasztalható a legkisebb táplálkozási nicheszélesség-érték. A sakálmentes területekről származó rókák esetében tavaszi ( $n=14$ ) és nyári ( $n=49$ ) időszakból áll rendelkezésre megfelelő számú minta a szezonális táplálkozási nicheszélesség értékeléséhez. Ezek alapján a nyári táplálkozási nicheszélesség nagyobb a tavaszi a legkisebb. Az őszi ( $n=4$ ) és téli ( $n=2$ ) időszakból származó minták alacsony száma alapján a sakálmentes területekről származó rókák táplálkozási nicheszélességére vonatkozólag általános jellegű következtetések megállapítása nem lehetséges.

**4.5.4. Táplálkozási nicheátfedés**

Táplálkozási nicheátfedés-számításhoz Renkonen indexet ( $P_{jk}$ ) és Pianka-féle indexet ( $\alpha_{ij}$ ) is alkalmaztam. Az összesített adatok alapján az aransyakál és vele együtt élő vörös róka közötti táplálkozási nicheátfedés  $P_{jk} = 65,49\%$ , illetve  $\alpha_{ij} = 76,39\%$  volt. A sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák közötti táplálkozási nicheátfedés értékei  $P_{jk} = 85,69\%$ , illetve  $\alpha_{ij} = 95,74\%$ .

Az aransyakál és vele együtt élő vörös róka közötti táplálkozási nicheátfedés részarány csökkenő sorrendjében a következő táplálékalkotók fogyasztásából adódik ( $P_{jk}$ ): pocokfélék (15,76%); magvak – gyümölcsök (12,67%); gerinctelenek (9,36%); egyéb növények (6,79%); egyéb madár (4,93%); egérfélék (4,43%); vaddisznó (3,17%); kétéltűek – hullók (2,71%); fácán (1,97%);

Farkas Attila: Vörös róka (*Vulpes vulpes*) és aransakál (*Canis aureus*) táplálkozási kapcsolatai Dél-Romániában 69  
antropogén eredetű táplálékforrások (1,81%); egyéb rágcsálók (0,99%); őz és ragadozó emlősök (0,45%).

A sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák közötti táplálkozási nicheátfedés összetétele a következő: egyéb madár (22,13%); pocokfélék (18,10%); gerinctelenek (14,75%); magvak – gyümölcsök (12,67%); egyéb növények (5,74%); egérfélék (4,10%); vaddisznó, fácán, kétéltűek – hullók, antropogén eredetű táplálékforrások (1,64%); egyéb rágcsálók és mezei nyúl (0,82%).

Az aransakál és vele együtt élő vörös róka, illetve az eltérő területekről származó rókák közötti táplálkozási nicheátfedés Renkonen indexszel és Pianka-féle indexszel számított értékeit évek (2013 – 2014 – 2015) és évszakok (Tavaszi – Nyári – Őszi – Téli) szerint is összehasonlítottam (29. táblázat).

**29. táblázat – Aransakál és vele együtt élő vörös róka-, illetve eltérő területekről származó rókák közötti táplálkozási nicheátfedés különböző módszerekkel számított értékei és összehasonlítása Kruskal-Wallis próbával évek és évszakok szerint**

Táplálkozási niche-átfedés	$P_{jk}$	$\alpha_{ij}$	N	Évek		Évszakok	
	Sakál ↔ Róka	Róka sakálos ↔ Róka sakálmentes		KW-H	p	KW-H	p
Renkonen Sakál ↔ Róka	65,49%		10	2,1608	0,3395	3,0229	0,3881
Pianka Sakál ↔ Róka	76,39%		10	2,0785	0,3537	3,4253	0,3306
Renkonen Róka ↔ Róka		85,69%	8	0,5556	0,7575	2,1389	0,5441
Pianka Róka ↔ Róka		95,74%	8	0,5556	0,7575	3,0000	0,3916

Megjegyzések:  $P_{jk}$  - Renkonen-féle niche-átfedés érték;  $\alpha_{ij}$  - Pianka-féle niche-átfedés érték; KW-H - Kruskal-Wallis teszt H-próbastatisztika értéke; p - a Kruskal-Wallis próba p-próbastatisztika értéke.

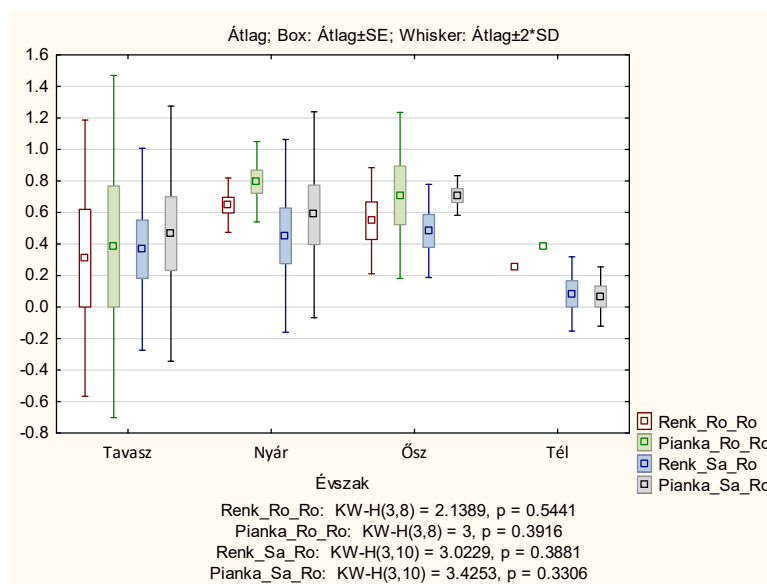
A táplálkozási nicheátfedés-értékek összehasonlítása alapján megállapítható, hogy nincs statisztikailag kimutatható szignifikáns eltérés a sakál és a vele együtt élő róka-, illetve az eltérő területekről származó rókák közötti táplálkozási nicheátfedés-értékekben sem a vizsgálati évek, sem az évszakok esetén.

A Renkonen- és Pianka-féle indexek összehasonlítását az évszakos adatok alapján végeztem el. Elsősorban teszteltem, hogy az eltérő évekből és évszakokból származó, különböző módszerekkel számított táplálkozási nicheátfedés értékek átlagának varianciája különböző-e. Az e célból elvégzett varianciaanalízis (ANOVA) eredményeként megállapítható, hogy sem az eltérő területekről származó rókák esetében (ANOVA: SS = 1,177; df = 15; p = 0,365), sem pedig az

együtt élő aranyakál és vörös róka esetében (ANOVA: SS = 1,732; df = 19; p = 0,424) nem különbözik a Renkonen és Pianka-féle indexekkel számított évszakos táplálkozási nicheátfedések átlagértékeinek variációjára. Ennek értelmében a két módszerrel számított táplálkozási nicheátfedés értékek összehasonlíthatók. Az évszakos Renkonen- és Pianka-féle indexeket páros t-próbával hasonlítottam össze. A Pianka-féle módszerrel számított táplálkozási nicheátfedés-értékek lényegesen nagyobbak az aranyakál és vörös róka között (df = 9; t = -3,637; p = 0,0005), de az eltérő területekről származó rókák között is (df = 7; t = -5,376; p = 0,001). Ugyanakkor a két módszerrel számított táplálkozási nicheátfedés-értékek közötti korreláció nagyon szoros és szignifikáns ( $r^2 = 0,9834$ ; p < 0,0001 eltérő területekről származó rókák között, illetve  $r^2 = 0,9552$ ; p < 0,0001 aranyakál és vele együtt élő rókák között).

Gyakorlatilag a két módszer eredményei szorosan összefüggenek, ökológiai értelemben ugyanazt az eredményt adják, csak a Pianka-féle index konkrét értékei lényegesen magasabbak.

A szezonális niche-átfedések értékei attól is függenek, hogy az egyes években számított értékeket átlagoljuk, vagy az összevont adatokból számolunk. Az egyes években számított táplálkozási nicheátfedések értékei a 9. ábra szerintiek.



### 9. ábra – Aranyakál és vele együtt élő vörös róka-, illetve eltérő területekről származó rókák közötti szezonális táplálkozási nicheátfedés értékei az egyes vizsgálati években. Box-Whisker diagram

Megjegyzések: SE – átlag szórása; SD – tapasztalati szórás; Renk – Renkonen index; Pianka – Pianka-féle index; Ro – Vörös róka; Sa – Aranyakál; KW-H - KW-H – Kruskal-Wallis teszt H-próbastatisztika értéke; p – a Kruskal-Wallis próba p-próbastatisztika értéke.

A teljes vizsgálati időszak adatainak összevont elemzése esetén a táplálkozási niche-átfedés értékek az 30. táblázatban közöltek.

**30. táblázat – Aranysakál és vele együtt élő vörös róka-, illetve eltérő területekről származó rókák közötti számított szezonális táplálkozási nicheátfedés-értékek**

Niche-átfedés	Tavaszi	Nyár	Ősz	Tél
Renkonen Sakál / Róka	58,46%	60,98%	64,29%	27,01%
Pianka Sakál / Róka	67,92%	78,65%	79,37%	27,27%
Renkonen Róka / Róka	66,13%	81,79%	60,00%	23,08%
Pianka Róka / Róka	86,39%	94,32%	76,06%	34,87%

Szezonális táplálkozási nicheátfedések tekintetében megállapítható, hogy adatfeldolgozási módszertől függetlenül az aransakál és vele együtt élő vörös róka-, illetve az eltérő területekről származó rókák közötti táplálkozási nicheátfedések legkisebb értékei téli időszakban tapasztalhatók. A legmagasabb szezonális táplálkozási nicheátfedés-értékek sakál és vele együtt élő róka között őszi időszakban, míg az eltérő területekről származó rókák között nyáron jelentkeznek.

**4.5.5. Táplálékalkotók diverzitása**

A sakál és eltérő területekről származó rókák étrendjében előforduló táplálékalkotók gyakoriságát is vizsgáltam, az előfordulási gyakoriságok alapján számítható diverzitási együttható segítségével (31. táblázat).

**31. táblázat – Aranysakál, vele együtt élő vörös róka és sakálmentes területekről származó vörös róka étrendjének diverzitása**

Faj, terület, időszak	Tavaszi		Nyár		Ősz		Tél		Összes	
	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S
Sakál 2013	1,986	11	1,303	6	1,770	9	1,399	6	2,462	17
Sakál 2014	1,731	8	1,766	9	1,558	8	1,399	6	2,084	14
Sakál 2015	0,765	3	0,000	1	0,993	4	1,615	7	1,920	9
Sakál 2013-2015	2,154	13	1,826	11	1,830	11	1,834	10	2,344	17
Róka sakálos 2013	2,208	13	2,015	10	1,264	5	1,453	6	2,311	14
Róka sakálos 2014	1,301	5	1,676	9	0,470	2	0,000	1	1,823	9
Róka sakálos 2015	1,189	5	1,152	4	h	0	h	0	1,310	6
Róka sakálos 2013-2015	2,160	13	1,877	10	1,446	6	1,439	6	2,135	14
Róka sakálmentes 2013	1,661	9	1,834	9	0,765	3	0,443	2	2,190	14
Róka sakálmentes 2014	0,443	2	1,366	5	0,000	1	h	0	1,487	6
Róka sakálmentes 2015	h	0	1,589	6	h	0	h	0	1,589	6
Róka sakálmentes 2013-2015	1,792	10	1,831	12	1,032	4	0,443	2	2,037	15

Megjegyzések: H – Shannon-Wiener diverzitási index; S – fogyasztott táplálékkategóriák száma; h – adathiány miatt nem számítható érték.

Az összesített adatok alapján a táplálkozási nicheszélesség-értékekhez hasonló eredményt mutat a vizsgált fajok étrendjének diverzitása is. Konkrétan az aransakál étrendje a legváltozatosabb, a sakálmentes területekről származó vörös róka által fogyasztott táplálékalkotók diverzitása a legalacsonyabb, míg a sakállal együtt élő róka étrendjének diverzitása közepes. Az eltérések statisztikai tesztelésének eredményeit a 32. táblázat tartalmazza.

**32. táblázat – Aransakál és vele együtt élő vörös róka-, illetve eltérő területekről származó rókák étrendjének diverzitása**

Fajok és területek (Cs1 - Cs2)	Időszak	S-Cs1	S-Cs2	H-Cs1	H-Cs2	t	df	p
Sakál - Róka sakálos	2013	17	14	2,343	2,078	1,662	120,76	0,0991
Róka sakálos - Róka sakálmentes		14	14	2,078	2,255	1,306	94,21	0,1949
Sakál - Róka sakálos	2014	14	6	2,020	1,431	-3,986	110,78	<b>0,0001</b>
Róka sakálos - Róka sakálmentes		6	9	1,431	1,750	2,079	97,65	<b>0,0402</b>
Sakál - Róka sakálos	2015	9	6	1,806	1,457	-1,730	41,38	0,0912
Róka sakálos - Róka sakálmentes		6	6	1,457	1,260	-1,025	38,62	0,3120
Sakál - Róka sakálos	2013 - 2015	17	14	2,305	2,105	2,403	409,42	<b>0,0167</b>
Róka sakálos - Róka sakálmentes		14	15	2,105	1,980	1,207	214,15	0,2287

Megjegyzések: Cs1 és Cs2 – vizsgált csoportok; S – fogyasztott táplálékkategóriák száma; H – Shannon-Wiener diverzitás index; t és p – a Hutcheson-féle t-próba t és p-próbastatisztika értéke; df – szabadságfokok. Félkövér betűtípussal kiemelt értékek szignifikáns különbséget mutatnak  $\alpha = 0,05$  szinten.

A fogyasztott táplálékkategóriák fogyasztása szempontjából a teljes vizsgálati periódus alatt voltak olyan évek (2013 és 2015), mikor sem a sakál és vele együtt élő róka, sem pedig az eltérő területekről származó rókák étrendjének diverzitása között nem találtam szignifikáns eltérést. Ugyanakkor 2014-ben mindkét összehasonlítás esetében szignifikáns eltéréseket találtam. A szignifikáns eredmények alapján a sakál táplálékválasztásának diverzitása magasabb a vele együtt élő rókához képest, illetve sakálmentes területekről származó rókák táplálékválasztása változatosabb, mint a sakállal együtt élő fajtársaiké.



## 5. MEGVITATÁS

### 5.1. Elterjedés és populációsűrűség

Habár a ragadozógyérítés szükségessége és hatékonysága ellentmondásos, a vörös róka teljes globális elterjedési területén dúvadnak számít és ennek következtében változatos eszközökkel szabályozott faj (SILLERO-ZUBIRI *et al.*, 2004). Az aransakál esetében viszont a státus a védettől a vadászottn át a szabályozatlanig terjed, sőt, egy ország határain belül is változhat, mint például Törökországban és Ausztriában (TROUWBORST *et al.*, 2015). Romániában mindkét közepes testméretű ragadozó faj a hatóság által jóváhagyott kvóta mértékében egész évben vadászható (FARKAS *et al.*, 2015a).

A kutatás helyszíne a „Turris” Vadászegyesület által kezelt 10 vadászterület (Vt), 88.185 hektár kiterjedéssel. Itt a 2013–2015 időszakban zajlott intenzív, nem szelektív ragadozógyérítés. Hasonló beavatkozási intenzitás mellett a ragadozógyérítési területek eltértek az egyes vadászterületeken. Rókát a 2015. év (32 számú – Drăginești Vt) kivételével minden évben és mindenik vadászterületen sikerült elejteni, míg a sakáalterületek ettől elmaradtak. Vörös róka esetében a ragadozógyérítési területek jellemzően összefüggésben állnak a populációsűrűséggel (KURKI *et al.*, 1998; BAKER & HARRIS, 2006). Aransakál esetében a ragadozógyérítésnek csak a populációk demográfiai szerkezetére kifejtett hatásáról és a fegyveres gyérítés gyenge hatásfokáról hozzáférhető adatok (RAICHEV, 2011; STOYANOV, 2012b). Jelen kutatás során sikerült kimutatni a populációsűrűség és ragadozógyérítési területek szoros, szignifikáns összefüggését aransakál esetében is.

A ragadozógyérítési terítékadatok értékelése alapján kiderült, hogy markánsan elkülönül két terület típus. Egyik, sakál által stabilan lakottnak, a másik sakálmentesnek számít. Az első kategóriába sorolt területekről származott a sakál teríték 94,87%-a, míg a fennmaradó 5,13% a sakálmentesnek besorolt vadászterületekről. Az így elkülönített területek sakálsűrűsége statisztikailag is eltérő (terítéksűrűség sakálos területeken átlagosan 1,21 példány / 1000 ha, sakálmentes területeken 0,06 példány / 1000 ha. A róka terítéksűrűsége is nagyobbak a sakálos- (átlag 3,15 példány / 1000 hektár), mint a sakálmentes területeken (átlag 1,65 példány / 1000 hektár).

Az aransakál európai elterjedési területének leírásakor gyakran olyan kifejezéseket használnak, mint: szakadozott (BANEÁ *et al.*, 2012), nem összefüggő (SZABÓ *et al.*, 2007), szórványos (KRYŠTUFEK *et al.*, 1997; LAPINI *et al.*, 2011), fragmentált (COMAZZI *et al.*, 2016) és foltszerű (LANSZKI *et al.*, 2007). Az egyenlőtlen elterjedés Romániában is érvényes abban az értelemben, hogy összefüggő, de az elterjedési területen belül léteznek magasabb és alacsonyabb

állománysűrűségű részek (FARKAS *et al.*, 2017A). Az elterjedés egyenlőtlen mintázata a kutatási területen is bizonyítást nyert.

Az aranyakál napjainkban is tapasztalható térhódításának okaként egyes szerzők eltérő magyarázatokat adnak. Az elterjedési terület további terjeszkedésének modellezése során olyan környezeti változókat vesznek számításba, mint tengerszint feletti magasság, hóviszonyok, felszínborítás és a farkas jelenléte (RANC *et al.*, 2015). Jelen kutatás eredményei szerint a vörös róka állománysűrűsége is utalhat az egyes területek alkalmasságára az aranyakál számára.

## 5.2. Élőhelyi jellemzők

A vörös róka élőhelyi jellemzők iránt nem igényes, ugyanis szinte mindenféle tundrai, sivatagi, erdei és mezőgazdasági környezethez jól alkalmazkodik, továbbá az urbanizálódás is jellemző a fajra (HOFFMANN & SILLERO-ZUBIRI, 2016). Az aranyakál esetében is elmondható, hogy számára egyaránt megfelelő élőhelyet biztosítanak a trópusi vagy szubtrópusi száraz és nedves szavannák, cserjések és füves élőhelyek, erdők, legelők, mezőgazdasági területek vagy emberi települések, ugyanakkor az ökológiai igényeket kielégítő élőhelyek közül egyik sem kiemelkedő, vagy kizárólagos fontosságú, ami a faj rendkívüli plaszticitására utal (JHALA & MOEHLMAN, 2008). Az aktualizált romániai elterjedési térkép megerősíti, hogy gyakorlatilag a vörös róka számára az egész ország területe alkalmas élőhelyet biztosít. Aranyakál esetében egy folyamatban lévő térhódításról beszélünk.

A nem szelektív ragadozógyérítési területekből származtatott elterjedési- és populációsűrűség-adatok alapján bizonyítást nyert, hogy az aranyakál és vörös róka állománysűrűsége egyaránt magasabb bizonyos területeken. Az élőhelyi jellemzők vizsgálata pedig rámutatott arra, hogy az egyes vadászterületek határain belül 1000 hektárra vonatkoztatott egyedi élőhelytípusok száma – az úgynevezett élőhelygazdagság (LUCHERINI & LOVARI, 1996) – a sakálos területeken lényegesen nagyobb (átlag = 7,49; min. = 6,35; max. = 9,04), mint a sakálmentes területeken (átlag = 3,85; min. = 2,71; max. = 5,11). Továbbá, az élőhelygazdagsághoz hasonlóan az élőhelyek szerkezeti diverzitása is pozitív összefüggésben van a vörös róka és aranyakál populációsűrűségével (H-sakálos = 0,95704; H-sakálmentes = 0,39992;  $t = 93,966$ ;  $df = 88183$ ;  $p = <0,001$ ).

LUCHERINI ÉS LOVARI (1996) negatív korrelációt találtak az élőhelygazdagság és a vörös róka otthonterületének kiterjedése között. Magyarázatuk szerint kisebb otthonterületek magasabb populációsűrűséget tesznek lehetővé. Egy más, időben korábbi elmélet, a forráseloszlás elmélet (Resource Dispersion Hypothesis – RDH) (MACDONALD, 1981; MACDONALD, 1983; MACDONALD

& CARR, 1989) már megállapította, hogy forrásokban gazdagabb élőhelyeken magasabb populációsűrűségek alakulhatnak ki. Az említett közlemények tudományos megállapításainak terepi összekapcsolására lehet jó példa jelen kutatás, amennyiben elfogadjuk, hogy a források gazdagságának számszerűsítésére LUCHERINI ÉS LOVARI (1996) élőhelygazdagsága, valamint az élőhelyek Shannon-Wiener indexszel kifejezett szerkezeti diverzitása egyaránt alkalmas. Jelen kutatás eredményei szerint a vörös róka és aranysakál populációsűrűsége egyaránt magasabb azokon az területeken, amelyeknek az élőhelygazdagsága, illetve szerkezeti diverzitása nagyobb. A RDH-elmélet alapján ezek az élőhelyek a két faj számára fontos forrásokban gazdagabbak.

### 5.3. Ivari és korosztályi adatok

Szociális szerveződés szempontjából a vörös róka és az aranysakál hasonló jellemzőkkel rendelkezik. Mindkét faj esetében az alapvető szociális egység az alfa pár, és néhány, az előző évek almából a szülőkkel maradt fiatal (valószínűleg szuka) példány (SILLERO-ZUBIRI *et al.*, 2004; MOEHLMAN & HAYSEN, 2018). Ez alapján feltételezhető, hogy legalábbis a felnőtt egyedek ivararánya a szukák javára tolódik. Ezzel szemben a ragadozógyérítési terítékatatok alapján, a kutatási terület aranysakál-állományai esetében az ivararány erőteljesen a kanok javára tolódik (1:0,51). Ez a tendencia érvényes úgy a felnőtt példányoknál (1:0,52), mint a kölyköknél (1:0,45), korcsoportok közötti különbségek nélkül. Továbbá a sakállal együtt élő rókák populációiban is nagyon eltolódott az ivararány a kanok javára (1:0,57), s ez a tendencia korosztályokra lebontva is megmarad: felnőtt példányok esetében 1:0,58, míg a kölyköknél 1:0,56. A statisztikai összehasonlítások is megerősítik a korcsoportok hasonló ivararányát sakállal együtt élő róka esetében is. Tehát a teljes élettörténet során, a vizsgált területeken az aranysakál- és aranysakállal együtt élő vörös rókák populációinak ivararánya erőteljesen a kanok javára tolódik. Mivel az ivararány kanok javára történő eltolódása a teljes élettörténet során és mindkét vizsgált fajnál tapasztalható, a jelenségre nem nyújt megfelelő magyarázatot a nemek szerint eltérő születési helyhűség (SOULSBURY *et al.*, 2008) sem, pedig az a megállapítás miszerint „a kor előrehaladtával a kanok kerülnek többségbe” (KŐHALMY, 1994).

Az ivararány tapasztalt mintázatára két lehetséges magyarázatot tartok elképzelhetőnek: (1) a nagy populációsűrűség hatására felléphetett egy állomány szintű önszabályozás, ahol már a születéskori ivararány kedvezőbb a kanok számára; (2) ugyancsak magas állománysűrűség esetében a hímivarú példányok érzékenyebbek a ragadozógyérítésre, így a terítéken felülreprezentáltak a valós

Farkas Attila: Vörös róka (*Vulpes vulpes*) és aranysakál (*Canis aureus*) táplálkozási kapcsolatai Dél-Romániában 76 populációszerkezethez képest. Jelen kutatás eszköztárával és módszertanával egyik elmélet tesztelésére sem nyílt lehetőség.

A sakálmentesnek besorolt területekről rendelkezésre állt három év intenzív ragadozógyérítési sakál terítékének 87,5%-a, azaz 7 példány az összes elejtett 8-ból. A korcsoportokba sorolás és ivarmeghatározás eredményei szerint mind a 7 példány felnőtt-, amiből 6 kan és 1 szuka volt. Az, hogy több mint 40.000 hektár kiterjedésű területen 3 év alatt összesen csak 8 sakált sikerült intenzív ragadozógyérítési tevékenység során elejteni, megerősíti, hogy ezeken az területeken a sakál jelenléte nem állandó, az elejtett példányok pedig diszperzáló egyedek lehettek. Az elejtések időpontja, illetve a testtömegadatok is arra utalnak, hogy diszperzáló példányokról lehetett szó, ugyanis négy december–február időszakban esett, ezek testtömege 10,2 és 12,0 kg közötti; egy szeptemberi 9,5 kg testtömeggel és két 2014 júliusában elejtett példány testtömege 10,5 illetve 11,0 kg volt.

A hat kan és egy szuka aránya a kanok erőteljesebb diszperzióját látszik megerősíteni, amit előzetesen nagy állománysűrűségnél vörös róka esetében már tapasztaltak (SOULSBURY *et al.*, 2008), a helyben maradónál talált kanok nagy aránya viszont ellentmond ennek.

Sakálmentes területeken a róka állományának ivararánya az általánosan elfogadott 1:1-hez (FARAGÓ, 1997; HELTAI, 2010) hasonló, konkrétan 1:1,09 a szukák javára. Ezeken az területeken a rókával kapcsolatos eddigi ismereteinkhez hasonló állapotok tapasztalhatók. A populációsintű kiegyenlített ivararány az alacsonyabb állománysűrűségű területek tipikus állományszerkezetére utal, ahol az alapvető szociális egység a pár, segítők nélkül. Az aranysakállal vagy borzzal ellentétben a vörös róka esetében a családi csoportosulások nem tipikusak, „csak” előfordulhatnak magas állománysűrűség esetén (SILLERO-ZUBIRI *et al.*, 2004; HELTAI, 2010). A sakálmentes, alacsonyabb populációsűrűségű területeken a kor előrehaladtával leírt ivararány-eltolódás is megfigyelhető a kanok javára (KŐHALMY, 1994), azonban az egyes korosztályok esetében tapasztalt ivararány nem tér el szignifikáns mértékben.

A ragadozógyérítési terítékekben a sakálkölyök száma 0,16 kölyök / 1 felnőtt példány. Ez az érték az országos szinten, állománybecslési adatok alapján számított belső szaporodási rátához ( $\lambda=1.194$ ) viszonyítva (FARKAS *et al.*, 2017a) és az elterjedési területen máshol tapasztalt adatokhoz képest is (VASSILEV & GENOV, 2002; SILLERO-ZUBIRI *et al.*, 2004; STOYANOV, 2012b) rendkívül alacsony. Ezért az előzetes feltételezésem ellenére (legalábbis aranysakál esetében) a ragadozógyérítési teríték korosztályi szerkezete nem adhat valós képet a reprodukciós potenciálról,

inkább az egyes korcsoportok intenzív beavatkozással szembeni érzékenységét jelzi. A kölyökkori veszteségeket már eddig is kisebb mértékűnek becsülték sakál esetében, mint a rókánál (HELTAI, 2010). Ezt a segítőknek tulajdonították, s ebben látták a terjedés sikerét. Jelen kutatási területen is lényegesen magasabb a ragadozógyérítési terítékekben a sakállal együtt élő rókáknál a kölykök felnőtt példányokhoz viszonyított aránya, mint az aranysakál esetében. A vörös róka fokozottabb érzékenységére olyan magyarázat is létezik, miszerint a szülőktől történő korábbi elválás okán is nagyobb mértékűek az elhullások, mint a születési évet követő tavaszig a családdal maradó sakálok esetében (DEMETER & SPASSOV, 1993). A sikerebb utódgondozást látszik alátámasztani a ragadozógyérítési terítékek havi eloszlása is. Míg az aranysakál és vörös róka esetében is általánosan elfogadott a február–márciusi párzás és az április–májusi ellés (FARAGÓ, 1997; HEYDON & REYNOLDS, 2000; VASSILEV & GENOV, 2002; KROFEL, 2007; ROULICHOVA & ANDERA, 2007; HELTAI, 2010; ŠÁLEK *et al.*, 2014), valamint a hasonló ideig tartó vemhességi idő (SHELDON, 1992; FARAGÓ, 1997; SILLERO-ZUBIRI *et al.*, 2004), a 2013–2015-es időszakban, a sakálos és sakálmentes területeken egyaránt, rókakölyök először június 1.-én esett, míg a legkorábbi sakálkölyök elejtés dátuma július 24 volt. Ez a több, mint 50 nap eltérés a fiatal példányok életében rengeteg tapasztalatgyűjtést jelent, s ehhez jön még hozzá a következő év tavaszáig tartó családi felügyelet.

Az eltérő területekről származó rókák esetében az egy felnőtt példányra eső kölykök száma nem tér el szignifikáns mértékben sem az összesített, sem pedig a vadászterületek szintjén vizsgált ragadozógyérítési terítékek alapján. Ennek értelmében megállapítható, hogy a sakállal való együttélés a róka korszerkezetét nem befolyásolja.

#### **5.4. Testtömegadatok**

##### *Relatív testméretek mint az intraguild predáció előfeltétele*

Az aranysakál és vörös róka egymáshoz viszonyított relatív testtömege a versengés extrém formája, a letális interakciók előfeltételei szempontjából fontos. DONADIO ÉS BUSKIRK (2006) megállapította, hogy a Carnivora rend fajai között igen gyakoriak a letális interakciók. Ezek előfeltételei a taxonómiai rokonság, a relatív testméretek és a nagymértékű táplálkozási nicheátfedés. Az általam vizsgált mindkét faj a kutyafélék (*Canidae*) családjának tagja, így a köztük lévő taxonómiai rokonság adott. Relatív testméretek tekintetében DONADIO ÉS BUSKIRK (2006) eredményei szerint a letális interakciók testtömegarányainak küszöbértékei 2 – 5,4 között vannak. Amennyiben a testtömegarány kisebb, mint 2-szeres, vagy nagyobb, mint 5,4-szeres, a letális

interakciók valószínűsége kicsi. A két érték között viszont gyakran előfordulnak, főként rendszertani szempontból azonos családokhoz tartozó fajok között.

Jelen kutatás során a testtömegek vizsgálata rávilágított arra, hogy az aranysakál átlagos testtömege az elterjedésének magterületén 9,86 kg (SD =  $\pm 2,39$ ; n = 111), míg a vele együtt élő rókáé 4,58 kg (SD =  $\pm 1,94$ ; n = 157). Ez azt is jelenti, hogy az átlagos testtömegek közötti különbségek 2,15-szöröse a sakál elterjedésének magterületén. A fajszintű adatokat lebontva korosztályokra és nemekre az is kiderül, hogy a rókák kölyök korosztályának sakáléhoz viszonyított testtömegaránya esik a kritikus küszöbértékek közé. A konkrét arányok: 3,39 kanoknál és 4,05 szukáknál. A felnőtt rókák sakáléhoz viszonyított testtömegaránya a kritikus 2 alatti úgy a kanok (1,53), mint a szukák esetében (1,93). A testtömegarányok közötti kis mértékű (2-szeres alatti) különbség esetén nő a nagyobb testméretű agresszor számára a támadással járó sérülési kockázat (DONADIO & BUSKIRK, 2006), ezért a sakál részéről a róka kölyök korosztálya szenvedhet el agressziót. Ennek kompenzálása mellett szól a rókánál is tapasztalható szociális szerveződés, ami alapján a kölykök a kritikus időszakban még a szülők védelme alatt állnak (SILLERO-ZUBIRI *et al.*, 2004), valamint az, hogy a diszperzió időszakában a testtömegük már eléri a felnőttkori méreteket (FARAGÓ, 1997). A kutatási területen tapasztalt testtömegadatok alapján azonban adott a DONADIO & BUSKIRK (2006) által leírt letális interakciók relatív testméretekre vonatkozó előfeltétele. Az más kérdés, hogy ennek kimutatása táplálkozásbiológiai vizsgálatokkal nagyon nehézkes, mert többnyire nem intraguild predációról beszélünk, ugyanis a nagyobb testméretű faj nem fogyasztja el, „csak” megöli a versenytársát (PALOMARES & CARO, 1999; HELLDIN *et al.*, 2006). Ugyanakkor aranysakál – vörös róka együttélés esetében intraguild predációra is van bizonyíték (LANSZKI *et al.*, 2006).

#### *Az aranysakállal való együttélés hatása a vörös róka testtömegére*

A sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák testtömeg adatainak összehasonlító vizsgálata azt mutatja, hogy a sakállal való együttélés a rókák fiatal korosztályára van számottevő hatással. A sakállal együtt élő fiatal rókák testtömege lényegesen kisebb, mint a sakálmentes területeken élő társaiké. A felnőtt korcsoport esetében nincs szignifikáns eltérés a sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák testtömegei között. Ezt a magas táplálkozási nicheátfedés közvetett hatásaként értékeltem, ugyanis a környezeti források elérhetőségében bekövetkező bárminemű csökkenést (legyen az akár versengési hatás következménye is) az alárendelt faj fiatal korosztálya reagálja le elsőként a sérülékenységük következtében (MEIA, 1994; WEBER, 1996).

## 5.5. Táplálkozási jellemzők

### Üres gyomrok előfordulási gyakorisága

Az üres gyomrok előfordulási gyakoriságából a táplálékforrások hozzáférhetőségének időszakos változásaira (BOŠKOVIĆ *et al.*, 2013), illetve a táplálékforrások hatékony felkutatása szempontjából legkritikusabb időszakokra is lehet következtetni.

Az összesített adatok alapján az üres gyomrok előfordulási gyakorisága nem különbözött szignifikáns mértékben a sakál és a különböző területekről származó rókák esetében.

Sakál esetében az összes gyomor 13,68%-a volt üres. Ez az érték majdnem teljesen megegyezik egy horvátországi kutatás eredményével, ahol az üres gyomrok aránya éves viszonylatban 13,87% volt (BOŠKOVIĆ *et al.*, 2013), illetve egy magyarországi vizsgálattal, ahol 2 felmérési időszak során 9,7 és 13% üres gyomor előfordulást találtak (LANSZKI *et al.*, 2018). Szerbiában egy 9 éves vizsgálat során ugyancsak a jelen kutatás eredményeihez nagyon hasonló üres gyomor előfordulási gyakoriságot (13,3%) találtak (PENEZIĆ & ČIROVIĆ, 2015b). Bulgáriai élőhelyeken az üres gyomrok némiképp magasabb előfordulási gyakoriságát találták (20,3% illetve 18,9%), azonban habár a mintagyűjtési időszak több évre kiterjedt, csak a november–március időszakban esedékes vadászydényre korlátozódott (TSUNODA *et al.*, 2017).

A sakállal együtt élő rókák esetében az üres gyomrok gyakorisága 18,59%, a sakálmentes területekről származóknál 12,66%. Ezek az előfordulási gyakoriságok valamivel alacsonyabbak, mint Bulgáriában (22,8% és 23,0%), viszont itt is felmerül az eltérő vizsgálati időszak torzító hatása (TSUNODA *et al.*, 2017). Urbánus környezetben (Bristol) viszont, antropogén eredetű táplálékforrások magas hozzáférhetősége ellenére is sokkal magasabb (42,4% és 41,5%) üres gyomor előfordulási gyakoriságot találtak (SOULSBURY *et al.*, 2008).

Nemzetközi összehasonlításban is úgy tűnik, hogy a sakál esetében az üres gyomrok előfordulási gyakorisága alacsonyabb, mint az eltérő területekről származó rókáknál, azonban jelen kutatási területeken szignifikáns különbség hiányában nem lehet kijelenteni, hogy a sakállal való együttélés a róka táplálékforrásokhoz való hozzáférést korlátozná.

Az üres gyomrok egyes vizsgálati évek során esetlegesen eltérő előfordulási gyakoriságával az általam ismert kutatások nem foglalkoztak. Csak ezek évszakos (BOŠKOVIĆ *et al.*, 2013); fajok közötti (TSUNODA *et al.*, 2017); korcsoportok szerinti (PENEZIĆ & ČIROVIĆ, 2015a); zsigerek hozzáférhetőségének korlátozása esetén tapasztalható (LANSZKI *et al.*, 2018), vagy évszakon belül, eltérő területeken előforduló (RAICHEV *et al.*, 2013) alakulását vizsgálták.

Az általam vizsgált területeken az üres gyomrok egyes években tapasztalt előfordulási gyakorisága nem különbözött szignifikáns mértékben sem a sakál, sem pedig az eltérő területekről származó rókák esetében.

### **Üres gyomrok évszakos előfordulási gyakorisága**

Aranysakál esetében kiemelkedő jelentőségű a nyári időszak, ugyanis három év során nem fordult elő egyáltalán olyan gyomor, amelyben valamiféle táplálékmaradvány ne lett volna megtalálható. Ugyanakkor ősszel már az összes gyomor 9,09%-a üres, télen éri el a 25%-os előfordulási gyakorisági csúcsot és ez az arány tavaszra is viszonylag magas, 19,23% marad. A nyári időszak kiemelkedő jelentőségét a statisztikai elemzések is megerősítik, ugyanis a nyári periódushoz képest, a tavaszi és téli időszakban talált üres gyomrok gyakorisága szignifikánsan eltérő. Abból, hogy az őszi előfordulási gyakoriságok között semmilyen összehasonlításban nincs szignifikáns eltérés, ennek az évszaknak az átmeneti jelentőségére következtettem. A téli és tavaszi időszakban tapasztalt (százalékos értékben is) magas üres gyomor arány, ami a nyári időszakhoz képest még szignifikánsan eltérő is, megállapítható, hogy a táplálékforrások hatékony felkutatása szempontjából az aranysakál számára a tavaszi és téli időszak a legkritikusabb.

Horvátországban, ahol még az üres gyomrok előfordulási gyakoriságára vonatkozó évszakos adatok rendelkezésre állnak (BOŠKOVIĆ *et al.*, 2013), a tavaszi (23,3%) és a nyári (19,6%) időszakok számítanak kritikusnak. Ezeken az területeken a nagyvad vadászati idényében (ősz: 9,1%; tél: 9,0%) kisebb az üres gyomrok aránya. A jelen kutatási területen tapasztalt téli 25%-os üres gyomor előforduláshoz képest ez az érték Szerbiában (15%) és Bulgáriában (19,9%; 20,3% és 18,9%) is alacsonyabb (RAICHEV *et al.*, 2013; ČIROVIĆ *et al.*, 2014; TSUNODA *et al.*, 2017a). Nyári–őszi (július–október) időszakban Szerbiában 9,4%-os üres gyomor előfordulást találtak, ami a jelen kutatási terület őszi eredményeihez (9,09%) hasonló (PENEZIĆ & ČIROVIĆ, 2015a). A bulgáriai és szerbiai kutatási területek közös jellemzője azonban a háztartási szemét, háziállat dög és vad zsigerek formájában rendelkezésre álló antropogén táplálékforrások magas hozzáférhetősége. Jelen kutatási terület ilyen szempontból teljesen más, természetesnek mondható, az antropogén eredetű táplálékforrások hozzáférhetősége minimális (FARKAS *et al.*, 2017a; JÁNOSKA *et al.*, 2018).

Sakállal együtt élő róka esetében minden évszakban 20% körüli (16,47–23,08%) az üres gyomrok előfordulási gyakorisága nyári minimummal és téli maximummal. Ugyanakkor nem találtam az évszakok között kimutatható eltérést. A téli időszakban tapasztalt 23,08%-os üres gyomor



Farkas Attila: Vörös róka (*Vulpes vulpes*) és aranysakál (*Canis aureus*) táplálkozási kapcsolatai Dél-Romániában 81  
előfordulási gyakoriság nagyon hasonló a Bulgáriában talált 22,8 illetve 18,9%-os értékekhez  
(TSUNODA *et al.*, 2017).

Sakálmentes területekről származó rókák esetében az őszi időszakban nem találtam üres gyomrot. Ez azonban az alacsony mintaszám okán (n=4) valószínűleg nem releváns. Ugyanakkor a téli időszakban is alacsony a mintaszám (n=5), de azok 60%-a üres volt. Ez az előfordulási gyakoriság a tavaszi és nyári időszakban tapasztaltakhoz viszonyítva szignifikáns mértékben magasabb. Habár teljes mértékben logikusnak tűnik a táplálékforrásokban szegényebb téli időszak magasabb üres gyomor előfordulási gyakorisága, az alacsony mintaszám okán a rendkívül magas százalékos értéket fenntartásokkal kell kezelni. Más kutatási területen is fordult elő több éves kutatás során, egész éves viszonylatban 40% fölötti üres gyomor előfordulási gyakoriság, de az urbánus környezetben (SOULSBURY *et al.*, 2008).

Az üres gyomrok előfordulási gyakoriságának évszakos változásai a sakál és a vele együtt élő róka, illetve a sakálmentes területekről származó rókák között rámutattak arra, hogy csak a sakál és vele együtt élő róka között, nyári időszakban mutatható ki szignifikáns különbség. Az üres gyomrok előfordulási gyakoriságát fajok és fajon belül eltérő területek esetében előzetesen ilyen (évszakos) léptékben nem vizsgálták, így nem áll rendelkezésre viszonyítási alap.

Az üres gyomrok előfordulási gyakoriságában ivar és korcsoport szerint sem találtam szignifikáns eltérést a sakál és vele együtt élő róka között, sem pedig az eltérő területekről származó rókák között. Ez az eredmény arra utal, hogy nincs a környezeti források elérhetőségében lényeges csökkenés, amire az aranysakál és vörös róka viszonyában alárendelt szerepet betöltő róka valamely sérülékenyebb kategóriája (pl. fiatal korosztály) negatívan reagálhatna (MEIA, 1994; WEBER, 1996). Ez a megállapítás ellentmond a testtömegadatok különbségénél adott magyarázatnak.

Ivar és korcsoport alapján fajon- és területen belüli eltéréseket sem találtam az üres gyomrok előfordulási gyakoriságában, a sakálmentes területekről származó rókák kivételével. Itt meglepő módon az ivarérett kanok esetében magasabb az üres gyomrok előfordulási gyakorisága, mint a szuka kölyköknél (28,57% > 4,35%). Az, hogy a kölyök korosztálynál az eltérő területekről származó rókák esetében sem találtam semmilyen összehasonlítás alapján magasabb arányú üres gyomor előfordulást, a vörös róka esetében is hatékony utódgondozásra utal. Az egyes korosztályok esetében sakálnál hasonló üres gyomor előfordulási gyakoriságra van példa

Farkas Attila: Vörös róka (*Vulpes vulpes*) és aranysakál (*Canis aureus*) táplálkozási kapcsolatai Dél-Romániában 82 Szerbiából, ahol nyári–ősz időszakban a felnőtt és kölyök korcsoport között nem találtak eltérést (PENEZIĆ & ČIROVIĆ, 2015a).

### **Aranysakál táplálkozási jellemzői**

A hároméves vizsgálati időszak összes mintája alapján, az aranysakál étrendjében leggyakrabban növényi eredetű táplálékok (RFO = 37,93%) fordulnak elő. Az állati eredetű táplálékalkotók közül a pocokfélék (15,76%) és a vaddisznó (12,32%) voltak elsődleges jelentőségűek. Másodlagos jelentősége a gerincteleneknek (9,36%), egyéb madaraknak (4,93%) és egérféléknek (4,43%) volt. Háziállatok előfordulása az étrendben véletlenszerű (1,97%), szintúgy, mint a vadgazdálkodási jelentőségű fajoké (mezei nyúl, őz, fácán: 0,49 – 1,97%).

Az aranysakál teljes elterjedési területén, éves viszonylatban, a saját eredményeimhez hasonló mértékű növényi eredetű táplálékfogyasztást csak teljesen más éghajlatú területeken (pl. Pakisztánban, 54%) találtak (NADEEM *et al.*, 2012). Időszakosan, a növények tenyészidejében és a magvak-gyümölcsök érésének időszakában fordult elő csak ilyen kimagasló mértékű növényi eredetű táplálékfogyasztás. Példa erre Izrael, ahol június–november időszakban találtak a sakál étrendjében 31,3%-os gyümölcsfogyasztást (BORKOWSKI *et al.*, 2011), vagy Magyarország, ahol őszi időszakban 39%-ban fordult elő növényi eredetű táplálék a sakál étrendjében (LANSZKI *et al.*, 2010). Máshol, például Bulgáriában (19,7%) vagy Bangladesben (12-17%) mezőgazdasági környezetben, növények tenyészidejében is messze elmaradt az aranysakál növényi eredetű táplálékfogyasztása jelen kutatás eredményeihez képest (JAEGER *et al.*, 2007; MARKOV & LANSZKI, 2012).

A kistestű rágcsálók mezőgazdasági művelés alatt álló területeken kiemelkedő jelentőségűek az aranysakál számára (LANSZKI *et al.*, 2006; LANSZKI *et al.*, 2010; MARKOV & LANSZKI, 2012). Éves viszonylatban, jelen kutatási területeken az összes kistestű rágcsáló fogyasztása azonban csak 21,2% volt. Ehhez hasonló mértékű kismélys fogyasztást csak időszakosan és olyan élőhelyeken (20,7% Szerbia, december–január időszakban; 23,5% Izrael, július–november között) találtak, ahol a legfontosabb táplálékalkotó a háziállat dög volt (BORKOWSKI *et al.*, 2011; ČIROVIĆ *et al.*, 2014). Jelentőség csökkenő sorrendjében a sakál következő fontos táplálékalkotója 12,3% előfordulási gyakorisággal a vaddisznó volt. Ehhez hasonló részarány (15,7%) Görögországban; Bulgáriában (7,5 és 22,9%) és Magyarországon (3-17,4%) is előfordult (LANSZKI *et al.*, 2010; RAICHEV *et al.*, 2013; LANSZKI *et al.*, 2015). Görögországban a vaddisznófogyasztás nagyrészt predációból adódhatott, ugyanis tavaszi és nyári időszakban fordult elő mocsaras és bozótos, nagy

vaddisznósűrűségű területeken; Bulgáriában egyértelműen nem volt bizonyítható, hogy ragadozás vagy dögevés a vaddisznófogyasztás oka; míg Magyarországon – legalábbis a magasabb arányú fogyasztás – intenzív vadgazdálkodási területekről, a téli vadászatok időszakából származott, így nagy valószínűséggel dögevésről lehetett ott szó.

Az aktuális kutatási területeken a sakál gyomrokban összesen 25 példánynál előforduló vaddisznó maradványok 36%-a egyértelműen malac volt és ugyanennyi azok aránya, amelyek olyan időszakból származnak, amikor egyáltalán elképzelhető a vadászati hasznosítás kapcsán termelőző zsigerek vagy sebzések előfordulása. Tehát éves viszonylatban a 12,3%-os vaddisznófogyasztás nem domináns, viszont ennek több, mint 64%-a ragadozással kerülhet a sakál étrendjébe.

Bulgáriában némiképp magasabb arányú (22,9%) vaddisznófogyasztást találtak, s habár egyértelműen nem tudták meghatározni, hogy ennek oka ragadozás avagy dögevés lehetett, malacok és felnőtt példányok maradványai egyaránt szerepeltek az étrendben (RAICHEV *et al.*, 2013). A kutatási területemen tapasztalható hasonló arányú (15,7%) vaddisznófogyasztást még Görögországban találtak (LANSZKI *et al.*, 2010), más helyszíneken (Szerbia: 3,3%; Pakisztán: 1,33-8,81%) a vaddisznó kevésbé volt hangsúlyos táplálékalkotó (MAHMOOD *et al.*, 2013; ČIROVIĆ *et al.*, 2014). Az alacsony arányú szerbiai és pakisztáni vaddisznófogyasztás nagy valószínűséggel dögevésből származott.

A 9,36%-os gerinctelen (rovar) fogyasztás éves viszonylatban nem elhanyagolható, ugyanis ennek a táplálékalkotónak a fogyasztása csak Izraelben nyári–ősz időszakban volt magasabb (21,2%) (BORKOWSKI *et al.*, 2011).

A fácánon kívüli egyéb madár kategória 4,93%-os fogyasztása másodlagos jelentőségű az aranysakál számára. Más kutatási területeken, például Izraelben, 30%; Bangladesben 31%; Görögországban pedig 18,2% madár fogyasztást találtak (JAEGER *et al.*, 2007; LANSZKI *et al.*, 2009; BORKOWSKI *et al.*, 2011). Ezen eredmények tükrében a jelen kutatási területen tapasztalt madárfogyasztás rendkívül alacsonynak számít.

Háziállatok előfordulása a sakál táplálkozásában véletlenszerű (1,97%) volt. Ilyen alacsony arányú háziállatfogyasztás (3,2%) csak Görögországban, kölyöknevelés időszakában fordult elő (LANSZKI *et al.*, 2009). Olyan kutatási eredmény is létezik, például Bulgáriából, nyár végi – kora őszi időszakból, mikor egyáltalán nem találtak a sakál táplálékában háziállatot (MARKOV & LANSZKI, 2012), viszont nagy általánosságban nem ez a jellemző. Különböző kutatási helyeken és időszakokban a háziállat fogyasztás számottevő, pl. szarvasmarha: 2,15%, kecske: 2,61-4,00%,

juh: 3,13-3,36%, házi szárnyasok: 1,28-15,40% Pakisztánban (MAHMOOD *et al.*, 2013); más esetekben domináns (GIANNATOS *et al.*, 2010; LANSZKI *et al.*, 2010; BORKOWSKI *et al.*, 2011; RAICHEV *et al.*, 2013; ČIROVIĆ *et al.*, 2014). Meg kell jegyezni azonban, hogy ahol a háziállatfogyasztás dominánsnak bizonyult, ott kivétel nélkül döggök formájában volt nagy mennyiségben hozzáférhető.

A vaddisznón kívüli, más vadgazdálkodási jelentőségű fajok (mezei nyúl, őz, fácán) az aranysakál étrendjében ugyancsak véletlenszerűen (1,48%; 0,49; 1,97%) fordultak elő. A mezei nyúl- és őzfogyasztás Görögországban (0,8% illetve 0%), valamint Szerbiában (2,3% illetve 4,4%) is hasonlóan alacsony arányú (LANSZKI *et al.*, 2009; ČIROVIĆ *et al.*, 2014). Bulgáriában a sakál fokföldi nyúl (*Lepus capensis*, ami inkább mezei nyúl *L. europaeus* lehetett) fogyasztása a görögországi és szerbiai vizsgálatokhoz hasonló (2,1%), viszont az őzfogyasztás magasabb: 16,7% (RAICHEV *et al.*, 2013). Nagyobb mértékű mezei nyúl fogyasztást (20,1%) is találtak Bulgáriában, viszont a vizsgálatok csak nyár végi – kora őszi időszakokra korlátozódtak (MARKOV & LANSZKI, 2012). A fácánfogyasztást a többi madárral együtt szokták elemezni.

A szemét formájában hozzáférhető antropogén eredetű táplálékforrások fogyasztása is viszonylag alacsony arányú (3,45%). Szemét kategóriába az emészthetetlen antropogén táplálékalkotók (pl. különböző csomagolóanyagok) tartoznak, amelyek eldobott ételmaradékok fogyasztásával kerülhetnek a sakál étrendjébe. Ezek minden évszakban és minden kutatási területen előfordulnak, jellemzően nagyobb mértékben, mint az aktuális vizsgálatok helyszínén. Konkrétan, az emészthetetlen táplálékalkotók előfordulása a sakál étrendjében Pakisztánban 3,96-8,73%; Szerbiában: 6%; Bulgáriában: 8,3-8,8% és Izraelben: 9,1% (BORKOWSKI *et al.*, 2011; MAHMOOD *et al.*, 2013; RAICHEV *et al.*, 2013; ČIROVIĆ *et al.*, 2014).

Összességében megállapítható, hogy a kutatási területen, egész éves viszonylatban, illetve nemzetközi összehasonlításban a növényi eredetű táplálékforrások fogyasztása rendkívül magas arányú; a rovarok fogyasztása is gyakori; a kistestű rágcsálóké viszont rendkívül alacsony, ahhoz képest, hogy háziállat vagy vadgazdálkodási jelentőségű fajok maradványai sem állnak rendelkezésre; a madárfajok is kisebb arányban jelennek meg az étrendben; a vaddisznó azonban egész évben fontos táplálékforrás és többnyire ragadozással kerülhet a sakál étrendjébe.

### **A vörös róka táplálkozási jellemzői**

A vörös róka legfőbb táplálékalkotójának a kisemlősök számítanak (LANSZKI & HORVÁTH, 2005; LANSZKI *et al.*, 2006; KIDAWA & KOWALCZYK, 2011; KIRKOVA *et al.*, 2011; FARKAS *et al.*, 2015a;

TSUNODA *et al.*, 2017). Olyannyira, hogy a vörös róka állománysűrűsége és étrendje a pocokfajok sűrűségével pozitív összefüggésben van (LINDSTRÖM, 1992; WEBER & AUBRY, 1993; DELL'ARTE *et al.*, 2007). Ezzel szemben jelen kutatás során a sakállal együtt élő rókák legfontosabb táplálékalkotója az egyéb madár kategória volt (22,17%) úgy, hogy a fácán fogyasztása is hangsúlyosnak számít (7,69%). Így az összes madárfogyasztás meghaladja a kismélsőkét (29,86% > 26,69%). A részarányok azonban igen hasonlóak, így a kismélsők fogyasztása is elsődleges jelentőségűnek számít. A sakálmentes területekről származó rókák esetében is a madarak és kismélsők számítanak a legfontosabb táplálékalkotóknak, viszont itt már a kismélsők aránya magasabb (31,15% > 23,77%). Az egyéb táplálékalkotók (madarak, növények, gerinctelenek) kiemelkedő jelentősége okán nem bizonyítható egyik vizsgált területen sem a róka pocokspecialista táplálkozási stratégiája (KIDAWA & KOWALCZYK, 2011; FARKAS *et al.*, 2015a).

A madarak fogyasztásának jelentősége más kutatási területeken nem ennyire hangsúlyos. Inkább elhullott nagyvad, növények (gyümölcs és zöldségfélék), tojás és rovarok fontos táplálékalkotók, főként azokban az időszakokban, mikor ezek a források szezonálisan hozzáférhetők (LANSZKI & HORVÁTH, 2005; DELL'ARTE *et al.*, 2007; KIDAWA & KOWALCZYK, 2011; FARKAS *et al.*, 2014; FARKAS *et al.*, 2015a; FARKAS *et al.*, 2015b;). A vizsgált területek egyikén sem találtam lényeges mértékű vadgazdálkodási jelentőségű emlősfogyasztást, így annak sincs jelentősége, hogy amit mégis fogyasztottak a rókák, az elhullott példányokból vagy ragadozással került az étrendbe. Vadgazdálkodási jelentőségű madárfajok közül csak a fácán fogyasztását vizsgáltam külön. Ez a sakállal együtt élő rókák esetében magasabb arányú volt, mint a sakálmentes területekről származó rókáknál (7,69% > 1,64%). Gyümölcsök és egyéb növények fontossága itt is jelentős (19,46% illetve 20,49%); szintúgy, mint a rovaroké (14,75% illetve 18,10%).

Összességében a vizsgált területeken a kismélső fogyasztás nemzetközi összehasonlításban ritkának számít, a madarak viszont hangsúlyosabb jelentőségű táplálékalkotók. A sakállal együtt élő rókák gyakoribb fácán fogyasztását leszámítva, a vadászati jelentőségű fajok, illetve a háziállatok csak véletlenszerűen szerepelnek a vörös róka étrendjében.

#### **Aranysakál és különböző területekről származó rókák étrendjének összehasonlítása**

Az összesített adatok alapján megállapítható, hogy a sakál étrendje szignifikánsan eltérő a rókaététől, függetlenül attól, hogy az utóbbi sakálos vagy sakálmentes területről származik. Ezzel teljesen ellentétes az a kutatási eredmény, miszerint mezőgazdasági művelés alatt álló területeken a sakál és róka étrendje között nem volt statisztikai különbség (LANSZKI & HELTAI, 2002). A többi,

viszonylag kevés táplálkozásbiológiai összehasonlító vizsgálat vagy csak az egyes táplálékalkotók szintjén tárgyalta a különbségeket (LANSZKI *et al.*, 2006; LANSZKI *et al.*, 2016), vagy jelen kutatási helyszínhez képest eltérő körülmények között történt (TSUNODA *et al.*, 2017). Magas táplálkozási nicheátfedések (átlagosan 73%, illetve 73,8%) ellenére az egyes táplálékalkotók fogyasztása szintjén találtak az együtt élő vörös róka és aransakál között különbségeket (LANSZKI *et al.*, 2006; LANSZKI *et al.*, 2016). Arról nincs adat, hogy a tapasztalt eltérések annyira jelentősök-e, hogy azt az étrendek összehasonlításában is ki lehessen mutatni.

A másik említett vizsgálat (TSUNODA *et al.*, 2017) Bulgáriában, olyan területen zajlott, ahol nagymértékű az antropogén eredetű táplálékok hozzáférhetősége. Itt éles táplálkozási nicheelkülönülést találtak, az együtt élő vörös róka és aransakál eltérő táplálékforrásokra történő specializálódásával. Itt területtől függetlenül a róka pocokspecialista volt, a sakál pedig vagy háziállatok- vagy vadállatok maradványaira szakosodott. A táplálkozási nicheelkülönülést itt az együttélést elősegítő tényezőként értékelték. Jelen kutatási területen is táplálkozási nicheelkülönülés tapasztalható úgy az együtt élő sakál és róka között, mint a sakál és sakálmentes területről származó rókák között, viszont az antropogén eredetű táplálékforrások elérhetősége elhanyagolható.

Ugyanakkor a sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák étrendje között nem találtam statisztikailag kimutatható különbséget. Ez az eredmény arra utal, hogy a sakállal való együttélés nem volt kimutatható hatással a róka táplálékválasztására.

### **Táplálékválasztás éves jellemzői**

Az aransakál és eltérő területekről származó rókák étrendje az egymást követő években eltérő volt. Ilyen eredmény még magyarországi vizsgálatok során született (LANSZKI *et al.*, 2006), viszont olyan eredmény is elérhető, például Bulgáriából, ahol a vizsgálati évek között nem tapasztaltak eltérő étrendet (TSUNODA *et al.*, 2017). A magyarországi vizsgálatok az aransakál térhódításának kezdeti időszakából származnak, a bulgáriai eredmények pedig csak téli időszakra vonatkoznak, olyan területeken, ahol változó mennyiségben áll rendelkezésre nagyvad vadászatából származó zsiger, illetve háziállat-maradványok. Jelen kutatás eredményei a magyarországi vizsgálatok eredményeihez hasonlíthatók, legalábbis azért, mivel több év során minden évszakra kiterjedtek és mindkét vizsgált fajnál a források elérhetősége függvényében változó étrendre utaltak. Tehát az egyes vizsgálati évek között, egész éves viszonylatban valószínűbb az étrendek közötti eltérés, s ez még inkább hangsúlyos lehet antropogén eredetű táplálékforrások hiányában.

### **Aranysakál és vele együtt élő vörös róka táplálékválasztása éves szinten**

Az aranysakál és vele együtt élő vörös róka táplálékválasztása minden egyes vizsgálati évben különbözik. Az eltérő mértékben fogyasztott táplálékalkotók száma 3 és 5 között változott az egyes években. Az összesített adatok alapján 8 táplálékalkotó szintjén volt szignifikáns különbség az összes 18-ból, amennyiben a vaddisznót összesítve, illetve malac és ismeretlen kategóriákat is külön elemezzük. Ezek között van olyan táplálékalkotó, melynek fogyasztása következetes módon minden évben különböző (vaddisznó és egyéb madár kategória), míg mások esetében csak egy vagy két év során volt eltérés (pocokfélék, fácán, magvak-gyümölcsök). Vaddisznót a sakál, egyéb madarakat pedig a róka fogyasztotta nagyobb mértékben. Az egyéb madár, illetve a fácán rókák általi magasabb arányú fogyasztását Magyarországon, mezőgazdasági környezetben is kimutatták (LANSZKI *et al.*, 2016). A pocokfélék fogyasztása, amikor szignifikánsan eltérő volt (2013 és 2014), akkor a róka fogyasztotta nagyobb mértékben. Ugyanakkor 2015-ben a sakál és róka hasonló mértékben fogyasztott pockokat. Fácán és gerinctelenek is a róka étrendjében fordultak elő nagyobb arányban (egy-egy évben, illetve a teljes vizsgálati időszakban).

Magyarországon sem vaddisznó, sem pedig madarak fogyasztása esetében nem találtak szignifikáns eltérést az együtt élő aranysakál és vörös róka étrendjében (LANSZKI *et al.*, 2006). Ott csak két táplálékalkotó (kisrágcsálók és növények) szintjén találtak szignifikáns eltérést. Kisrágcsálókat a sakál, a növényeket a róka fogyasztotta nagyobb mértékben. Jelen kutatási területen az említett két táplálékalkotó fogyasztása teljesen fordított. Pocokféléket a róka, növényeket pedig a sakál fogyasztotta nagyobb arányban. Pocokfogyasztás terén Bulgáriában is jelen kutatási terület adataihoz kaptak hasonló eredményeket (TSUNODA *et al.*, 2017). Róka fogyasztott – területtől függetlenül – nagyobb arányban rágcsálókat, a sakál viszont vadon élő patások és háziállatok maradványaiból fogyasztott többet. Ugyanakkor a bulgáriai kutatási területek egyikén a sakál szemétfogyasztása is szignifikáns mértékben magasabb volt a rókáénál. Az eltérő időszakban és eltérő élőhelyekről származó eredmények összehasonlítása nehézkes. Például a bulgáriai eredmények esetében – csak téli vizsgálati időszokról lévén szó – bizonyos táplálékforrások fogyasztásának összehasonlítása nem releváns. Összességében mégis megállapítható több egymást követő év adatgyűjtése alapján, hogy a vörös róka eredményesebben vadászik madarakra, kistestű rágcsálókra és rovarokra, a sakál viszont vaddisznót és növényi eredetű táplálékokat fogyaszt nagyobb arányban.

### **Aranysakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák táplálékválasztása éves szinten**

Az eltérő területekről származó rókák étrendjének összehasonlító elemzése nem mutattak eltérést sem az összesített adatok, sem pedig az egyes vizsgálati évek szintjén. Az egyes vizsgálati évek táplálkozási jellemzőinek összehasonlítása más (magyarországi) élőhelyen sem mutatott rá szignifikáns eltérésekre rókák esetében (LANSZKI & HELTAI, 2002). Táplálékalkotók fogyasztásának részletes elemzése során csak 2015-ben találtam szignifikáns különbséget, mikor is a sakálmentes területeken élő rókák táplálékában fordultak elő nagyobb gyakorisággal pocokfélék. Igaz, a 2015. évi pocokfogyasztás a három év összesített adataiban is megmutatkozik. A sakálmentes területeken tapasztalt nagyobb arányú pocokfogyasztást ugyanezek az területeken, kisebb mintaszám alapján egy előzetes kutatásunk során úgy értékeltük, hogy a róka interspecifikus kompetíció hiányában pocokspecialista vonásokat mutat (FARKAS *et al.*, 2015a). Ilyen kistestű rágcsálókra való specializálódást még azok nagyobb mértékű hozzáférhetősége esetén is kimutattak (KIDAWA & KOWALCZYK, 2011). Ezért, s a sakál rókához hasonló mértékű rágcsáló fogyasztása okán feltételeztük, hogy a sakál befolyásolhatja a vele együtt élő róka rágcsálókhoz való hozzáférést. Ugyanakkor, mivel három év alatt csak egy esetben fordult elő a sakálos és sakálmentes területekről származó rókák pocokfogyasztásában szignifikáns eltérés, az aranysakál részéről a vele együtt élő vörös róka irányába kifejtett, rágcsálókhoz való hozzáférést befolyásoló hatás egyértelműen nem bizonyítható.

Az eltérő területekről származó rókák táplálékválasztása között még háziállat- (baromfi) és fácánfogyasztás esetében találtam különbséget. Megjegyzendő, hogy ezek a különbségek az egyes vizsgálati évek során nem, csak az összesített adatok alapján mutathatók ki. Sakálmentes területeken nagyobb mértékű a baromfi-, sakálos területeken viszont a fácánfogyasztás. Sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák táplálkozásának más összehasonlító vizsgálatai nem állnak rendelkezésre. Jelen kutatás során tapasztalt hasonló táplálékválasztás arra utal, hogy a sakállal való együttélés nem befolyásolja a vele együtt élő róka étrendjét.

### **Aranysakál és vele együtt élő vörös róka évszakos étrendje**

Az aranysakál és vele együtt élő vörös róka évszakos étrendje az összesített adatok alapján erőteljes szignifikánsan eltérő. Mindez érvényesült úgy, hogy az egyes vizsgálati évek során egyetlen évszakban sem fordult elő szignifikáns eltérés a vizsgált fajok étrendje között. Gyakorlatilag a két együtt élő faj évszakos táplálékválasztása az egyes években hasonló, viszont az összesített adatok



alapján minden évben, illetve az ősz kivételével minden évszakban szignifikáns különbségek tapasztalhatók. Ilyen részletes, az évszakok és évek során végzett vizsgálatok nem állnak rendelkezésre, azonban az összesített adatok alapján például Magyarországon is találtak szignifikáns szezonális eltéréseket, de csak az egyes táplálékalkotók szintjén (LANSZKI *et al.*, 2006). Évszagos különbségek a kistestű rágcsálók, vaddisznó, gerinctelenek és növények fogyasztása kapcsán voltak. Rágcsálók mindkét ragadozó étrendjében gyakrabban voltak jelen télen és ősszel, ritkábban tavasszal és nyáron. Vaddisznó a sakál tavaszi-, valamint a róka téli étrendjében szerepelt nagyobb arányban. Egy korábbi, ugyancsak magyarországi vizsgálat során a kistestű rágcsálók domináltak a sakál és róka téli és tavaszi étrendjében egyaránt (LANSZKI & HELTAI, 2002). Bulgáriai területeken, téli időszakban, a róka két eltérő területen is nagyobb arányban fogyasztott rágcsálókat, mint a sakál. Az antropogén hatásnak betudható, vadon élő és háziállat-maradványok fogyasztása a sakál esetében volt nagyobb arányú (TSUNODA *et al.*, 2017). Az egyes táplálékalkotók szintjén végzett szezonális étrend-összehasonlítás eredményeként jelen kutatási területeken is több eltérés tapasztalható. Tavaszi időszakban a 2015-ös évben mezei nyúl, vaddisznó (malac) és egyéb növények fogyasztása kapcsán találtam szignifikáns eltéréseket, mindhárom táplálékalkotót a sakál fogyasztotta gyakrabban, azonban az alacsony (sakál) mintaszám miatt ez az eredmény nagy valószínűséggel nem releváns. Rókák az említett három táplálékalkotót tavaszi időszakban nem fogyasztották (nulla előfordulás tizenegy gyomorban). Vadmalacfogyasztás esetében viszont 2013 tavaszán is szignifikáns különbség mutatkozott ugyancsak a sakál javára, így ez inkább elfogadható. A tavaszi nagyobb mértékű vaddisznófogyasztást Magyarországon több kutatás során is leírták (LANSZKI *et al.*, 2006; LANSZKI *et al.*, 2016).

A sakál nagyobb mértékű vaddisznó fogyasztását nyári időszakban is ki lehetett mutatni, igaz csak 2013-ban. A következő évben is magasabb a sakál nyári vaddisznófogyasztása, mint a rókáé, viszont a különbségek nem szignifikánsak. Továbbá, 2015-ben csak egyetlen egy nyári időszakból származó sakál gyomortartalom áll rendelkezésre. Ez alapján a vaddisznó kimutatásának hiánya nem jelenti egyértelműen azt, hogy a sakál minden évben, nyári időszakban nem fogyaszt vaddisznót. Ugyanakkor, mivel a vizsgálati időszakban nyáron vadászat nem történt (JÁNOSKA *et al.*, 2018), a nyári vaddisznófogyasztás ragadozásból származhat.

A sakállal együtt élő róka esetében kijelenthető, hogy tavaszi időszakban előfordul az étrendben a vaddisznó (39 gyomorból 5-ben találtam), de kisebb arányban, mint a sakál esetében, viszont nyári

időszakban egyáltalán nincs vaddisznófogyasztás (71 mintából egyben sem fordult elő). A magyarországi területeken a róka nyári időszakban is fogyasztott vaddisznót, igaz kisebb arányban mint a sakál, viszont ott vadászati hasznosítás egész évben van (LANSZKI *et al.*, 2006; LANSZKI *et al.*, 2016).

Őszi időszakban, magvak – gyümölcsök kategóriát fogyasztott szignifikánsan gyakrabban az aransakál, s ez a mintázat mindkét olyan évben érvényes volt, mikor az őszi időszaktól rendelkezésre álltak minták az együtt élő fajok étrendjének összehasonlítására. Magyarországon ezzel szemben a vörös róka növényi eredetű táplálék fogyasztása volt nagyobb arányú (LANSZKI *et al.*, 2006).

Az aransakál és vele együtt élő vörös róka étrendjének összesített adatok alapján végzett elemzésénél szignifikáns különbséget találtam az egyéb növények táplálékkategória fogyasztásánál is. Az étrendek évszakos elemzése rámutatott, hogy az egyéb növény kategóriát a sakál téli és tavaszi időszakban fogyasztja nagyobb mértékben. Növényi eredetű táplálékfogyasztás más kutatási területeken egyrészt más évszakra összpontosult (nyár és ősz), másrészt a róka hasznosította nagyobb mértékben (LANSZKI *et al.*, 2006; LANSZKI *et al.*, 2016). Téli időszakban, Bulgáriában két kutatási területen is találtak nagyobb arányú növényi eredetű táplálék fogyasztást a sakálnál, mint a rókánál, viszont a különbségek nem voltak szignifikánsak (TSUNODA *et al.*, 2017).

Jelen kutatás során a róka téli időszakban pocokféléket gyakrabban fogyasztott, mint a sakál. Ez a megállapítás Bulgáriában is érvényes (KIRKOVA *et al.*, 2011; TSUNODA *et al.*, 2017), részben Magyarországon is, viszont itt volt olyan év és terület, mikor és hol a sakál fogyasztott több kistestű rágcsálót (LANSZKI & HELTAI, 2002; LANSZKI *et al.*, 2016).

Sakálnál tavasszal és télen, mikor a legmagasabb az üres gyomrok előfordulási gyakorisága, a táplálékösszetétel 27,03 illetve 23,06%-a vaddisznóból; valamint ugyancsak 27,03 illetve 46,51%-a növényi eredetű táplálékokból tevődik össze.

Összességében a sakál és vele együtt élő róka szezonális étrendje tekintetében megállapítható, hogy többnyire a két faj évszakos étrendje hasonló, olyannyira, hogy a vizsgálati időszakban egyetlen évszak során sem találtam az étrendek között szignifikáns eltérést. Ugyanakkor a táplálékalkotók fogyasztása szintjén több eltérés is mutatkozott, viszont ez sem következetes. Csak a magvak-gyümölcsök kategória olyan, amelynek sakál általi fogyasztása minden év során nagyobb arányú a rókáénál, s ez az őszi időszakra jellemző. Az egyes táplálékalkotók fogyasztásában tapasztalt, nem

következetes eltérések azonban annyira erőteljesek, hogy az egyes vizsgálati évek szezonális érendjét szignifikánsan különbözövé teszik. Szintúgy az évszakos érendek, habár nem különböznek az egyes vizsgálati években, a teljes vizsgálati periódus összesített adatai alapján (az ős kivételével) már szignifikánsan eltérnek.

A több táplálékalkotó szintjén tapasztalható nem következetes eltéréseket – amelyek azonban a szezonális érendeket nem teszik az egyes években eltérővé, viszont az éves táplálékválasztást, illetve a hosszútávú (több éves) szezonális érendet igen – egy dinamikus táplálkozási nicheelkülönülésként lehet értelmezni, ami a két faj együttélését lehetővé teszi. Az újabb kutatási eredmények más területeken is táplálkozási nicheelkülönülésre utalnak, ellenben ezek okát a szerzők időszakos táplálkozási specializációkban látják (LANSZKI *et al.*, 2016; TSUNODA *et al.*, 2017).

#### **Aranysakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák évszakos érendje**

Az aranysakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák érendje között sem az éves, sem az évszakos elemzések nem mutattak semmiféle eltérést. A táplálékalkotók fogyasztása szintjén csak a háziállatok esetében tapasztaltam szignifikánsan eltérő fogyasztást, azonban a vizsgált mintaszámokra vonatkozó háttérinformációk ismeretében megállapítható, hogy ez véletlen is lehet. A pocokfélék fogyasztásával kapcsolatosan megállapítható, hogy a teljes vizsgálati időszak alatt, mikor mindkét területről állt rendelkezésre gyomorminta, minden évszakban és mindkét területen előfordult, azonban egy évszak esetében sem találtam szignifikáns eltérést a két típusú területről származó rókák pocokfogyasztása között. Mégis, a 2015. évi összesített adatok alapján a sakálmentes területekről származó rókák magasabb arányban fogyasztottak pocokféléket, mint a sakállal együtt élő társaik. Tehát a táplálékválasztás évszakos elemzése alapján sem jelenthető ki, hogy a vörös róka versenytárs hiányában pocokspecialista, viszont részben alátámasztja azt az előzetes eredményt, miszerint pocokspecialista vonásokat mutat (FARKAS *et al.*, 2015a).

A sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák hasonló érendje alapján megállapítható, hogy a sakállal való együttélés nem befolyásolja negatívan a vele együtt élő róka évszakos érendjét.

### **Aranysakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös rókák táplálékválasztásának korosztályi jellemzői**

Az eltérő területeken élő rókák étrendje között nem találtam egyáltalán eltérést az egyes korosztályok esetében semelyik ivarnál. Ez az eredmény arra utal, hogy a sakállal való együttélés a róka számára nem okoz a környezeti források elérhetőségében bekövetkező olyan mértékű csökkenést, amelyre a róka – mint a két faj viszonyában alárendelt faj – fiatal korosztálya reagálhatna sérülékenysége következtében (MEIA, 1994; WEBER, 1996).

#### **Táplálkozási nicheszélesség**

Az aranysakál standardizált táplálkozási nicheszélessége magasabb ( $B_A = 0,26 \pm 0,10 > B_A = 0,13$  vagy  $B_A = 0,06 \pm 0,01$ ), mint magyarországi mezőgazdasági környezetben (LANSZKI *et al.*, 2006; LANSZKI *et al.*, 2016). A sakállal együtt élő róka esetében szintén ez a tendencia érvényes ( $B_A = 0,25 \pm 0,15 > B_A = 0,19$ ;  $B_A = 0,09 \pm 0,01$ ) a saját és magyarországi vizsgálatok viszonyában (LANSZKI *et al.*, 2006; LANSZKI *et al.*, 2016).

A sakál és vele együtt élő róka táplálkozási nicheszélessége között az eltérések nem szignifikánsak sem az egymást követő években, sem pedig évszakos bontásban. LANSZKI *et al.*, (2016) jelen kutatás eredményeihez hasonló módon Magyarországon sem találtak szignifikáns eltérést az együtt élő aranysakál és vörös róka táplálkozási nicheszélessége között, ugyanakkor mindkét vizsgált fajnál rendkívül szűk táplálkozási nicheszélességet találtak. A szűk táplálkozási nicheszélesség a táplálkozási specialista fajokra jellemző. A szerzők egyik fontos megállapítása, hogy a közepes testmretű ragadozó fajok étrendje nem annyira a ragadozó fajtól (sakál vagy róka), hanem inkább az élőhelyi adottságoktól (élőhely típus és/vagy vadgazdálkodás) függ. A vizsgált területeken mindkét faj esetében utaltak jelek az időszakos táplálkozási specializációra. Ez a táplálkozási nicheszélesség beszűküléséhez vezet. A specializáció két fontos táplálékalkotóra: a kistestű rágcsálókra és a nagyvad zsigerekre irányul.

Korábban más, ugyancsak mezőgazdasági élőhelyeken olyan kutatási eredmény is született, miszerint a sakál táplálkozási nicheszélessége szűkebb volt a rókáénál (LANSZKI *et al.*, 2006). Itt is egy időszakos specializáció volt jellemző a sakál részéről, ami a kistestű rágcsálókra irányult. A róka ezzel szemben generalista táplálkozási stratégiát követett.

Az általam vizsgált területeken a standardizált niche szélességek abszolút értékben jóval magasabbak az előzetesen hivatkozott szakirodalomban leírtakhoz képest úgy a sakálnál, mint a

rókánál. Ez bizonyíték arra, hogy antropogén eredetű forrásokban szegény, természetes élőhelyeken mindkét együtt élő ragadozó faj generalista táplálkozási stratégiájú.

Ahol vizsgálták a két együtt élő ragadozó táplálkozási nicheszélességének évenkénti és évszakos alakulását is, ott éves összehasonlításokban találtak szignifikáns eltéréseket, szezonális léptékben pedig nem (LANSZKI *et al.*, 2006). Itt az éves összehasonlításokban talált különbségeket a kistestű rágcsálók állományának összeomlásával, illetve a vizsgált ragadozók – erre a táplálékforrás hozzáférhetőségben beálló változásra kifejtett – eltérő reakciójával magyarázták. Amennyiben ilyen szélsőséges, táplálékforrások hozzáférhetőségét befolyásoló tényező nem áll fenn, az egy területen együtt élő aransakál és vörös róka táplálkozási nicheszélessége nem különbözik szignifikáns mértékben.

### **Táplálkozási nicheátfedés**

Az aransakál és vele együtt élő vörös róka-, illetve az eltérő területekről származó rókák közötti táplálkozási nicheátfedés számítási módszertől függetlenül azonos volt az egyes vizsgálati években, valamint az évszakok során. A Renkonen indexszel számított nicheátfedés érték sakál és róka között 65,49%; a sakállal együtt élő- és sakálmentes területekről származó rókák között 85,69% volt. A Pianka-féle index szignifikáns mértékben magasabb százalékos értékeket eredményez, de a két számítási módszer eredményei közötti korreláció nagyon szoros.

Az együtt élő aransakál és vörös róka közötti táplálkozási nicheátfedés vizsgálatára Renkonen indexszel télen és tavasszal, a jelen kutatás eredményeihez hasonló (60 – 77%) táplálkozási nicheátfedést találtak (LANSZKI & HELTAI, 2002). Több évre kiterjedő vizsgálatok során is 70% körüli ( $73,2 \pm 2,71\%$  illetve  $73,8 \pm 2,77\%$ ) táplálkozási nicheátfedés volt az együtt élő sakál és róka étrendje között (LANSZKI *et al.*, 2006; LANSZKI *et al.*, 2016). LANSZKI *et al.* (2006) a táplálkozási nicheátfedés éves és évszakos elemzésére vonatkozó adatokat is közölték. Évszakos eltéréseket – jelen kutatási területre hasonlóan – nem találtak, viszont az egyes vizsgálati évek szintjén (saját eredményeimtől eltérően) igen. A táplálkozási nicheszélességekhez hasonlóan a nicheátfedésekben tapasztalt szignifikáns eltérések is a kistestű rágcsálók állományainak összeomlásával, illetve a sakál és róka eltérő reagálásával voltak magyarázva.

Egy másik, Bulgáriában, téli időszakban végzett táplálkozási vizsgálat során a saját és idézett magyarországi vizsgálati eredményekhez képest is alacsonyabb (42-63% illetve 35-55%) táplálkozási nicheátfedést találtak két területen, együtt élő aransakál és vörös róka között (TSUNODA *et al.*, 2017). Az ott tapasztalt táplálkozási nicheátfedés-értékek azért is számítanak

alacsonyabbnak, mert az egyébként magasabb értékeket adó Pianka-féle módszerrel voltak számítva. Az alacsony arányú táplálkozási nicheátfedés magyarázata az egyes területeken nagy mennyiségben rendelkezésre álló háziállat-, illetve nagyvad vadászatából származó maradványok, amire hatékonyabban a sakál szakosodott, míg a róka inkább rágcsálókat fogyasztott. Itt erőteljes táplálkozási nicheelkülönülést találtak. Különleges eredmény, hogy 13 év során a sakál és róka közötti táplálkozási nicheátfedés-értékek között nem találtak szignifikáns különbséget.

A sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó róka közötti táplálkozási nicheátfedés számítási módszertől függően 85,69% (Renkonen-index) vagy 95,74% (Pianka-féle index). Ez hasonló érendet jelent. Tehát a sakállal való együttélés dacára a sakállal együtt élő róka azokat a táplálékalkotókat fogyasztja hasonló arányban, mint a sakálmentes területeken élő fajtársaik.

Összességében megállapítható, hogy valamely aranysakál és vörös róka által közösen fogyasztott táplálékforrás megnövekedett hozzáférhetősége esetében a sakál a rókánál eredményesebben szakosodik arra, némiképp ki is sajátítja, így csökken a táplálkozási nicheszélesség, illetve a két faj közötti táplálkozási nicheátfedés. Antropogén eredetű forrásokban szegény területeken (mint például a jelen kutatás helyszíne) a két faj közötti táplálkozási nicheátfedés viszonylag magas és éves, valamint évszakos léptékben kiegyenlített.

### **Táplálékalkotók diverzitása**

Az aranysakál és eltérő területekről származó rókák érendjének diverzitása csak 2014-ben különbözött úgy a sakál és vele együtt élő róka között, mint a sakálos és sakálmentes területekről származó rókák között. A sakál által fogyasztott táplálékalkotók diverzitása magasabb volt, mint a vele együtt élő rókáké, illetve ez utóbbiak érendjének diverzitása kisebb volt, mint a sakálmentes területeken élő rókáké. Ugyanakkor a teljes vizsgálati periódus alatt a másik két évben (2013 és 2015) sem a sakál, és vele együtt élő róka-, sem pedig az eltérő területekről származó rókák érendjének diverzitása között nem találtam szignifikáns eltérést. Az összesített adatokban a sakál és vele együtt élő róka érendjének diverzitása különbözött (a sakálé volt nagyobb), az eltérő területekről származó rókáké nem. Tehát, a sakállal való együttélés a róka által hasznosított táplálékalkotók diverzitását sem befolyásolja.

## 6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Doktori kutatásaim során sikerült betekintést nyerni egy antropogén eredetű táplálékforrásokban szegény élőhely közepes testméretű ragadozóinak táplálkozási kapcsolataiba. Az egyik ragadozó faj a globális mértékben elterjedt, jelen kutatási területen is őshonos vörös róka, a második pedig a folyamatos állománynövekedéssel és területi expanzióval jellemezhető aranysakál. A sakál napjainkban tapasztalt térhódítása egyes európai területeken nem tekinthető invázióknak, ugyanis az újonnan birtokba vett élőhelyeken a múltban már jelen volt (STRATFORD, 2015). Mégis a terjeszkedésben és állományalakulásban olyan mintázatok fedezhetők fel, amelyek az inváziós idegen fajokra jellemzők (SZABÓ *et al.*, 2007). Természetesen a térhódítás során olyan élőhelyeket foglal el, ahol jelen van a vörös róka. A kolonizált területeken tehát ragadozóként hatással lehet az őshonos zsákmányfaunára, de a versenytársnak számító rókára is. A zsákmányfajokra ragadozás, a rókára interspecifikus kompetíció által hathat. Az egyes táplálékalkotók ragadozók számára való fontosságának- és a táplálkozási kompetíció vizsgálatára egyaránt megfelelnek a táplálkozásbiológiai vizsgálatok, nevezetesen a gyomortartalom elemzések. A mintagyűjtés módszere a három évig folytatott intenzív, nem szelektív ragadozógyérítés volt. A ragadozógyérítési területek térbeli eloszlása, a tevékenység jellege okán az egyes fajok területi eloszlásáról is értékes információkat szolgáltat. Így az eredményeim a természetvédelem és vadgazdálkodás számára egyaránt hasznosíthatók. A kutatás eredményeként megfogalmazódott következtetéseket az alábbiakban felsorolás formájában közlöm:

1. Az aranysakál térbeli expanziója egy ma is folyamatban lévő jelenség (ARNOLD *et al.*, 2012; TROUWBORST *et al.*, 2015). A térhódításnak lényeges korlátozó tényezője nincs, ezért majd minden szárazföldi ökoszisztémában számíthatunk a megjelenésére. A kolonizáció nagyon hatékony előrejelzője az egyes élőhelyek vörös róka állományának ismerete. A vörös róka kötődik a nagyobb produktivású, forrásokban gazdag élőhelyekhez (LUCHERINI & LOVARI, 1996). Ahol a rókapopulációk nagyobb állománysűrűsége jellemző, vagy ahol folyamatosan magas gyérítési ráta mellett sem sikerül a róka állományait szabályozni, nagy valószínűséggel a sakál is ott fog élőhelyet foglalni. Az élőhelyek bonitása, közepes testméretű ragadozók számára objektív módon is értékelhető. A forráseloszlás-elmélet (RDH) szerint (MACDONALD, 1981; MACDONALD, 1983; MACDONALD & CARR, 1989) nevesített élőhelyproduktivitás számszerűsíthető a területegységre eső egyedi habitatokszámával (LUCHERINI & LOVARI (1996) -féle élőhelygazdagság), illetve az

élőhelyek szerkezeti diverzitásával (Shannon-Wiener diverzitási index). Magas élőhelygazdagság és diverzitási index közepes testméretű ragadozó fajok számára nagyobb produktivitású élőhelyet jelent. Az aranysakál terjeszkedésének modellezése során különböző szerzők által figyelembe vett tényezők, mint: tengerszint feletti magasság, hóviszonyok, felszínborítás és farkas jelenléte (RANC *et al.*, 2015); mezőgazdaság intenzitása (ŠÁLEK *et al.*, 2014); közepes és nagy folyók-, vizes élőhelyek és tavak-, valamint beerdősült árterek előfordulása (ZACHOS *et al.* 2009; SZABÓ *et al.* 2009; BANEÁ *et al.* 2012) és emberi infrastruktúra (BANEÁ *et al.*, 2012) mellett az általam javasolt két együttthatót is figyelembe lehet venni.

2. DONADIO & BUSKIRK (2006) szerint a Carnivora rend fajai között igen gyakoriak a letális interakciók. Ezeket a magas táplálkozási nicheátfedés, a taxonómiai rokonság és a relatív testméretek befolyásolják. Hogy milyen érték jelent magas táplálkozási nicheátfedést, szubjektív kérdés, meghatározása nem egyértelmű. Jelen kutatási területen, az aranysakál és vele együtt élő vörös róka étrendje között, számítási módszertől függően 65, illetve 76% körüli átlagos értékeket találtam. Ilyen mértékű táplálkozási nicheátfedés azonban nem okozott szignifikáns eltérést a sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák populációsűrűségében, korszerkezetében, táplálékforrásokhoz való hozzáféréseben és táplálkozási stratégiájában. Továbbá egyáltalán nem találtam vörös róka maradványt az aranysakál gyomortartalmakban. Az átfogó helyzetkép része azonban: az antropogén eredetű táplálékforrások szükségessége; a kutatások helyszínéül szolgáló élőhelyeknek az aranysakál romániai elterjedési területében központi elhelyezkedése, illetve az aranysakál magas- de a rókához képest alacsonyabb állománysűrűsége.

A taxonómiai rokonság tényyszerűen megállapítható (SILLERO-ZUBIRI *et al.*, 2004), ugyanis az aranysakál és vörös róka, egyaránt a kutyafélék (*Canidae*) családjába-, valódi kutyafélék (*Caninae*) alcsaládjába tartozik, csak nemzetség szintjén különülnek el (sakál: kutyák (*Canini*); róka: rókák (*Vulpini*)).

DONADIO & BUSKIRK (2006) megállapították, hogy a Carnivora rend fajai között az egymáshoz viszonyított testméretek különösen jelentősek. A testtömegarányok küszöbértékei 2 – 5,4 között vannak. Amennyiben a testtömegarány kisebb, mint 2-szeres, vagy nagyobb, mint 5,4-szeres a letális interakciók valószínűsége kicsi. A két érték között viszont gyakran előfordulnak. Jelen kutatás helyszínén az aranysakál átlagos testtömege



9,86 kg (SD =  $\pm 2,39$ ; n = 111), míg a vele együtt élő rókáé 4,58 kg (SD =  $\pm 1,94$ ; n = 157).

Ez azt is jelenti, hogy az átlagos testtömegek közötti különbségek 2,15-szörösek.

Következésképp, habár a domináns aranysakál részéről a vele együtt élő vörös róka irányában a letális interakciók összes előfeltétele adott (úgy mint: taxonómiai rokonság, relatív testméretek és magas táplálkozási niche-átfedés), erre, vagy akár intraguild predációra utaló bizonyítékot nem találtam. Ugyanakkor az aranysakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös róka viszonyában nem bizonyítható sem a források eltérő mennyiségi hozzáférhetősége, sem minőségbeli különbségek. Tehát az aranysakál és vörös róka között táplálkozási szempontból sem forráskihasználó (exploitatív), sem pedig egymásra ható (interferencia) kompetíció nem mutatható ki. Kisajátító (pre-emptive) kompetícióról pedig csak abban az esetben beszélhetnénk, ha a forráskihasználó és egymásra ható kompetíció elemei is kimutathatók lennének.

3. A nemzetközi szakirodalom tükrében megállapítható, hogy az aranysakál aktuális európai elterjedési területe nem összefüggő (KRYŠTUFEK *et al.*, 1997; SZABÓ *et al.*, 2007; LAPINI *et al.*, 2011; BANEÁ *et al.*, 2012; COMAZZI *et al.*, 2016). Továbbá az egyenlőtlen elterjedés Romániában is érvényes abban az értelemben, hogy összefüggő, de az elterjedési területen belül léteznek magasabb és alacsonyabb állománysűrűségű részek (FARKAS *et al.*, 2017a). Országos viszonylatban az általam vizsgált területek az aranysakál romániai elterjedésének magterületein találhatók. Mindkét faj állománybecslési és terítékadatai növekvő tendenciát mutatnak, sakálnál exponenciális-, rókánál lineáris módon (BANEÁ *et al.*, 2018). Bár ezelőtt 50 évvel még a Dunát tekintették az aranysakál elterjedési területe északi határának (COTTA & BODEA, 1969), Románia területén csak véletlenszerű előfordulásokat jegyeztek, de stabil szaporodó állományokról nem voltak adatok, a mai elterjedés magterületein a sakál állománysűrűsége megközelíti a rókáét. A vizsgált területeken is a vizsgálati időszak során a sakál sűrűsége még a rókáé alatt volt. Ilyen körülmények között nem sikerült táplálkozási kompetíciót kimutatnom a két faj között. A két faj állományalakulásának tendenciái előrevetítik, hogy rövid időn belül több olyan vadászterület lesz, ahol a sakál számbelileg is fölénybe kerül. Ilyen kontextusban válik sürgetővé, nem csak Romániában, hanem európai szinten az Élőhelyvédelmi Irányelv által előírt állománykezelési tervek (igazgatási rendszabályok) elkészítése. Ezeknek csak tudományos alapja lehet, s a kivitelezésre az

Európai Unió környezetvédelmi politikáját támogató pénzügyi eszköz (pl. LIFE program) is rendelkezésre kellene, hogy álljon.

## 7. ÖSSZEFOGLALÁS

Doktori értekezésem során az együtt élő aransakál és vörös róka táplálkozási kapcsolatait vizsgáltam antropogén eredetű táplálékforrásokban szegény élőhelyeken. A vizsgálatok fő módszere a gyomortartalom-elemzés volt. A minták három év (2013–2015) nem szelektív ragadozógyérítési terítékeiből származtak. A vizsgálati terület Románia déli része, az aransakál romániai elterjedésének magterülete, ezen belül a Teleorman megyei „Turris” vadásztársulat által kezelt tíz vadászterület, 88185 hektár kiterjedéssel. A vizsgálati időszak alatt a ragadozógyérítés eredményei 605 róka és 156 sakál. Ezek mindenike esetében hozzáfértem az elejtés helyére és időpontjára vonatkozó adatokhoz. A ragadozógyérítési terítéknek csak egy bizonyos része (118 sakál és 251 róka) lett beszállítva a megfelelő időben és állapotban a vadásztársulat székhelyére, így ezek esetében módomban állt a testtömeg adatok rögzítése, valamint a korcsoport és ivar meghatározása is. A gyomorlövéses, illetve állategészségügyi minta-szolgáltatási kötelezettségek okán a teljes beszállított terítékből 117 sakál és 235 róka gyomrát sikerült kioperálnom, öt mintagyűjtési ciklus során. A gyomortartalom-vizsgálatokat, a táplálékot tartalmazó gyomrok esetében makroszkópos módszerrel, emlősöknél koponyacsontok és fogazat, valamint mikroszkóppal, szőrmorfológia alapján végeztem. Madarak esetében a fácánt azonosítottam be egyértelműen, csőr- és láb, illetve karom maradványok alapján. Azon táplálékmaradványok, melyek madártól származtak – de kétséget kizáróan nem volt megállapítható, hogy fácán – az „egyéb madár” csoportba lettek sorolva.

Meghatároztam a táplálékalkotók előfordulását a róka és sakál érendjében; az aransakál és eltérő területekről származó rókák táplálkozási nicheszélességét, illetve a köztük lévő táplálkozási nicheátfedést; valamint a táplálékalkotók diverzitását.

A nem szelektív ragadozógyérítési terítékadatok alapján vizsgáltam a közepes testméretű ragadozók elterjedési- és sűrűségadatait, az élőhelyi jellemzőket, az egyes fajok területenkénti ivari és koreloszlását valamint a testtömegadatokat vizsgálati évek, területek, fajok és korcsoportok függvényében.

A vizsgálatok legfontosabb eredményeit a célkitűzések során meghatározott kérdésekre adott válaszok formájában mutatom be.

- 1. Antropogén eredetű táplálékforrásokban szegény területeken, az élőhely jellemzői (szerkezete és gazdagsága) határozza-e meg az aransakál és a vörös róka területi eloszlását, vagy ez a versengés következménye?*

A nem szelektív ragadozógyérítési terítékek alapján elkülönített sakálos területeknek a Lucherini és Lovari-féle élőhelygazdagsága ( $t = 5,507$ ;  $df = 4$ ;  $p = 0,005$ ) és Shannon-féle diverzitás értéke ( $t = 93,966$ ;  $df = 88183$ ;  $p = 0$ ) egyaránt szignifikánsan magasabb volt, mint a sakálmentes területeké. A sakálosként meghatározott vadászterületeken szignifikáns mértékben magasabb volt a sakál állománysűrűsége ( $t = 3,236$ ;  $df = 28$ ;  $p = 0,003$ ), viszont a róka terítéksűrűsége is a sakálos területeken volt magasabb ( $t = 2,127$ ;  $df = 28$ ;  $p = 0,042$ ). A ragadozógyérítési terítékek megoszlása alapján mindkét közepes testméretű ragadozó faj sűrűsége a nagyobb diverzitású és nagyobb élőhelygazdagság-értékkel jellemezhető területeken volt magasabb. A célkitűzések során feltett első kérdésre a válasz tehát az, hogy az aranysakál és vörös róka területi eloszlását az élőhelyi jellemzők határozták meg.

## **2. Van-e lényeges eltérés a sakálos, illetve sakálmentes területeken élő rókák populációdinamikai jellemzői (állománysűrűség, szaporulat, korszerkezet, ivararány, átlagos testtömeg) között?**

A sakálos területek szignifikánsan magasabb rókásűrűség-értékei azt is jelzik, hogy a sakállal való együttélés nem befolyásolta negatívan a vele együtt élő róka állománysűrűségét.

A vizsgált területeken, az aranysakállal együtt élő vörös rókák populációinak ivararánya a teljes élettörténet során erőteljesen a kanok javára tolódott. A sakálmentes területeken viszont az ivararány sokkal kiegyenlítettebb és enyhén a szukák javára tolódott (1:1,09). Korcsoportonként voltak eltérések, de azok nem szignifikánsak.

A sakálos és sakálmentes területekről származó rókák esetében az egy felnőtt példányra eső kölykök száma nem tért el szignifikáns mértékben ( $N = 251$ ;  $\chi^2 = 3,165$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,0752$ ). Továbbá a két területen tapasztalható átlagos kölyök / felnőtt arány eltérései is csak látszólagosak voltak ( $t = -0,773$ ;  $df = 5$ ;  $p = 0,237$ ). Az egy felnőtt példányra eső kölykök számát ragadozógyérítési terítékek alapján, vadászterületek szintjén is vizsgáltam. Az eltérések ezzel a módszerrel sem bizonyultak szignifikánsnak ( $N = 251$ ;  $\chi^2 = 3,165$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,0752$ ).

A testtömegadatok összehasonlító vizsgálata azt mutatja, hogy a sakállal való együttélés a rókák fiatal korosztályára lehet számottevő hatással.

Megállapítható, hogy nem volt szignifikáns eltérés a sakálos és sakálmentes területeken élő rókák szaporulatában és korszerkezetében, viszont volt az állománysűrűségben, ivararányban és átlagos testtömegben. Az állománysűrűség eltéréseire az élőhelyi jellemzők adhatnak magyarázatot, a testtömeg különbségekre pedig a fiatal korosztály fokozottabb sérülékenysége. Az ivararány

tapasztalt mintázatára két lehetséges magyarázatot tartottam elképzelhetőnek: (1) a nagy populációsűrűség hatására felléphetett egy állományszintű önszabályozás, ahol már a születéskori ivararány kedvezőbb volt a kanok számára (sakálnál is eltolódott az ivararány a kanok javára); (2) ugyancsak magas állományszűrűség esetében a hímivarú példányok érzékenyebbek lehettek a ragadozógyérítésre, így a terítőken felülreprezentáltak voltak a valós populációszerkezethez képest. Jelen kutatás eszköztárával és módszertanával egyik elmélet tesztelésére sem nyílt lehetőség.

### ***3. Mi jellemző a két faj táplálkozásbiológiájára együttélés esetén és van-e kimutatható eltérés a két terület rókapopulációinak táplálkozásában?***

#### **3.1. Aranysakál táplálkozási jellemzői**

A táplálékforrások hozzáféréseinek időszakos változásaira utaló üres gyomrok előfordulási gyakorisága az egyes vizsgálati évek során kiegyenlített volt, átlagosan 13,68%. A Khi-négyzet teszt próbastatisztika értékei az egyes években előforduló üres gyomor gyakoriságok páronkénti összehasonlításai során  $p = 0,1142$  és  $p = 0,5599$  között változtak. Az üres gyomrok évszakos előfordulási gyakoriságai rámutattak a nyári időszak kiemelkedő jelentőségére (a teljes vizsgálati időszakban nyáron üres gyomor nem fordult elő). Ősszel a többi évszakhoz képest nem találtam szignifikáns eltérést, azonban a nyárhoz viszonyítva tavasszal és télen igen. Így megállapítható, hogy a táplálékforrások felkutatásának hatékonysága szempontjából az aranysakál számára az őszi időszak volt átmeneti jelentőségű, a tavaszi és téli időszak viszont kritikusabb. Fajon belül, ivar és korcsoportok szerint végzett összehasonlítások (Khi-négyzet teszt) nem mutattak szignifikáns eltéréseket az üres gyomrok előfordulási gyakoriságában ( $p = 0,1471 - 0,8238$ ). Sakál esetében nem volt bizonyítható a táplálékforrásokhoz való hozzáférésben korcsoportok vagy nemek szerinti különbség. Ugyanakkor a teljes mintagyűjtési időszak alatt olyan fiatal sakál nem fordult elő, amelynek a gyomra üres lett volna. Ez nagyon hatékony utódgondozásra utal.

Az összesített adatok alapján az aranysakál étrendjében leggyakrabban növényi eredetű táplálékok (RFO = 37,93%) fordultak elő. Az állati eredetű táplálékalkotók közül a pocokfélék (15,76%) és a vaddisznó (12,32%) voltak elsődleges jelentőségűek. Másodlagos jelentőségük a gerincteleneknek (9,36%), egyéb madaraknak (4,93%) és egérféléknek (4,43%) volt. Háziállatok előfordulása az étrendben véletlenszerű volt (1,97%) szintűgy, mint a vadgazdálkodási jelentőségű fajoké (mezei nyúl, őz, fácán: 0,49–1,97%).

Az aranysakál átlagos standardizált táplálkozási nicheszélessége a vizsgálati területeken, nemzetközi összehasonlításban magasnak számít ( $B_A = 0,26 \pm 0,10$ ). Évszakos összehasonlításban

Farkas Attila: Vörös róka (*Vulpes vulpes*) és aransakál (*Canis aureus*) táplálkozási kapcsolatai Dél-Romániában 102  
nagyobb szórás volt tapasztalható ( $B_A = 0,1564-0,3335$ ) viszont az eltérések nem bizonyultak szignifikánsnak ( $\chi^2 = 1,0286$ ;  $df = 3$ ;  $p = 0,7943$ ).

### 3.2. Sakállal együtt élő rókák táplálkozási jellemzői

Sakállal együtt élő rókák esetében az üres gyomrok előfordulási gyakorisága átlagosan 18,59% és kiegyenlített volt az egyes vizsgálati évek ( $\chi^2 (2, N=156)$ ;  $p = 0,4273 - 0,9297$ ) és az évszakok páronkénti összehasonlításai során ( $p = 0,5580 - 0,9625$ ). Az üres gyomrok előfordulási gyakorisága alapján nem volt megállapítható a sakállal együtt élő rókák esetében sem kiemelkedő jelentőségű, sem kritikus időszak. A konstans, közel 20% (18,59%) körüli átlagos üres gyomor előfordulás azonban nem kevés. A sakállal együtt élő rókák esetében, üres gyomrok előfordulási gyakoriságára irányuló, fajon belül végzett, korcsoport és ivar alapú összehasonlítások (khi-négyzet teszt) nem erősítették meg valamely kategória táplálékforrásokhoz való eltérő hozzáférést vagy sérülékenységet ( $p = 0,4853 - 0,9198$ ).

Az aransakállal együtt élő rókák számára elsődleges fontosságú táplálékalkotók az egyéb madarak (RFO = 22,17%), pocokfélék és gerinctelenek (18,10%) voltak. Másodlagos jelentőségűek a magvaknak-gyümölcsöknek (12,67%), fácánnak (7,69%), egyéb növényeknek (6,79%) és egérféléknek (4,52%) volt. Háziállatok egyáltalán nem fordultak elő a sakállal együtt élő rókák étrendjében, míg a vadgazdálkodási jelentőségű fajok közül a fácán fogyasztása volt kiemelkedő, a vaddisznó előfordulása pedig jelentéktelen (3,17%).

Az aransakállal együtt élő vörös róka átlagos standardizált táplálkozási nicheszélessége is magasnak számít nemzetközi összehasonlításban ( $B_A = 0,25 \pm 0,15$ ). Évszakos összehasonlításban változó értékek jellemzők ( $B_A = 0,1267 - 0,2917$ ), de az eltérések nem voltak szignifikánsak ( $\chi^2 = 0,6667$ ;  $df = 3$ ;  $p = 0,8810$ ).

### 3.3. Sakálmentes területekről származó rókák táplálkozási jellemzői

Sakálmentes területekről származó rókák esetében sem találtam szignifikáns eltérést az egyes vizsgálati években tapasztalt üres gyomor előfordulási gyakoriságban ( $\chi^2 (2, N=79)$ ;  $p = 0,4785 - 0,9392$ ). Tehát az egymást követő évek során a sakálmentes területekről származó rókák táplálékforrásokhoz való hozzáférése is kiegyenlített, az üres gyomrok átlagos előfordulási gyakorisága 12,66% volt. Évszakos összehasonlításokban nagy ingadozások voltak tapasztalhatók, viszont az alacsony mintaszámok okán ezek fenntartásokkal kezelendők. Ősszel nem találtam üres gyomrot, viszont az elemszám csak  $n = 4$ , volt; illetve télen az összes minta 60%-a volt üres, de ekkor is alacsony a mintaszám ( $n = 5$ ). Az összes minták 88,6%-a tavaszi és nyári időszakból

származott. Az üres gyomrok fajon, illetve területen belüli ivar és korcsoport szerinti összehasonlító vizsgálatai szignifikáns eltérést mutattak, de csak az ivarérett kanok és szuka kölykök között ( $p = 0,0282$ ). Meglepő módon az ivarérett példányok esetében volt gyakoribb az üres gyomrok előfordulása ( $28,57\% > 4,35\%$ ). Ez az eredmény is az utódnevelés hatékonyságára utal.

Sakálmentes területekről származó rókák legfontosabb táplálékát a pocokfélék (RFO = 27,05%) és az egyéb madarak (22,13%) képezték. Másodlagos jelentőséggel a gerinctelenek és magvak-gyümölcsök (14,75%), egyéb növények (5,74%) és egérfélék (4,10%) szerepeltek. Összesen három esetben fordult elő házi baromfi a sakálmentes területekről származó rókák gyomrában, ami 2,46%-os előfordulási gyakoriságnak felel meg. Vadgazdálkodási jelentőségű fajok közül mezei nyúl egy gyomorban volt jelen (0,82%), míg vaddisznó és fácán két-két esetben fordult elő (1,64%).

Sakálmentes területeken a róka átlagos standardizált táplálkozási nicheszélessége  $B_A = 0,18 \pm 0,10$  volt. Az évszakos összehasonlításban változó értékek ( $B_A = 0,0667 - 0,2424$ ) statisztikailag nem voltak szignifikánsak ( $\chi^2 = 6,0000$ ;  $df = 3$ ;  $p = 0,1116$ ).

#### **3.4. Aranysakál és vele együtt élő vörös róka táplálékösszetétele**

Az üres gyomrok előfordulási gyakorisága nem tért el szignifikáns mértékben az aranysakál és vele együtt élő vörös róka esetében ( $\chi^2 (2, N=273) = 1,17$   $p=0,2788$ ). Évszakos összehasonlítások során a sakál és vele együtt élő róka esetében nyári időszakban volt csak az üres gyomrok előfordulási gyakorisága között eltérés (Khi-négyzet teszt próbastatisztika értéke  $p = 0,0269$ ), a többi évszakban pedig nem ( $p = 0,2809 - 0,9034$ ; összesített adatok alapján  $p = 0,2788$ ). A nyári eltérés oka a sakál táplálkozási jellemzőinél már említett üres gyomrok hiánya. Ezzel szemben a sakállal együtt élő rókák nyári mintáinak 16,5%-a üres volt. Az üres gyomrok korcsoport és ivar alapján végzett összehasonlításai sem mutattak szignifikáns eltérést ( $p = 0,1010 - 0,7010$ ).

Az aranysakál és vele együtt élő rókák étrendje között szignifikáns különbséget találtam ( $\chi^2 = 70,24$ ;  $df = 16$ ;  $p < 0,000001$ ).

Az aranysakál és vele együtt élő vörös róka évszakos táplálékválasztása minden egyes vizsgálati évben különbözött ( $p = 0,000064 - 0,003584$ ). Az eltérő mértékben fogyasztott táplálékalkotók száma 3 és 5 között változott az egyes években. Ezek között van olyan táplálékalkotó, melynek fogyasztása következetes módon minden évben különböző volt (vaddisznó és egyéb madár kategória), míg mások esetében csak egy vagy két év során volt eltérés (pocokfélék, fácán, magvak-gyümölcsök). Vaddisznót a sakál, egyéb madarakat pedig a róka fogyasztotta gyakrabban.

Az aranysakál és vele együtt élő vörös róka évszakos érendje az összesített adatok alapján erőteljes szignifikánsan eltérő ( $p < 0,00001$ ). Ugyanakkor a vizsgálati évek során egyetlen évszakban különbözött szignifikánsan a vizsgált fajok érendje ( $p = 0,2161 - 0,9981$ ). Eltérések az egyes táplálékalkotók fogyasztása szintjén mutatkoztak, viszont ezek nem következetesek. Csak a magvak-gyümölcsök kategória olyan, amelynek sakál általi fogyasztása minden évben nagyobb arányú volt a rókéénál, s ez az őszi időszakra volt jellemző. Az egyes táplálékalkotók fogyasztásában tapasztalt, nem következetes eltérések azonban annyira erőteljesek, hogy az egyes vizsgálati évek szezonális érendjét szignifikánsan különbözővé teszik. Az évszakos érendek, habár nem különböztek az egyes vizsgálati években, a teljes vizsgálati periódus összesített adatai alapján (az őszi kivételével;  $p = 0,9909$ ) ismét szignifikánsan eltértek ( $p = 0,0064 - 0,0415$ ). A több táplálékalkotó szintjén tapasztalt, nem következetes eltéréseket, amelyek a szezonális érendeket nem tették az egyes években eltérővé, viszont az éves táplálékválasztást, illetve a hosszútávú (több éves) szezonális érendet igen, egy dinamikus táplálkozási nicheelkülönülésként értelmeztem, ami a két faj együttélését lehetővé teszi.

A sakálnak és vele együtt élő rókának a táplálkozási nicheszélessége nemzetközi összehasonlításban egyaránt magas volt. A vizsgált területeken az eltérések nem voltak szignifikánsak sem az egymást követő években, sem pedig évszakos bontásban. Ez arra utal, hogy antropogén eredetű forrásokban szegény, természetes élőhelyeken mindkét együtt élő ragadozó faj generalista táplálkozási stratégiájú.

Az aranysakál és vele együtt élő vörös róka közötti táplálkozási nicheátfedés a kisebb értéket adó Renkonen indexszel számítva átlagosan 65,49% volt. A vizsgálati évek és évszakok szintjén nem volt szignifikáns eltérés (KW-H = 201608,  $p = 0,3395$ ; KW-H = 3,0229,  $p = 0,3881$ ).

Az aranysakál és vele együtt élő vörös róka érendjének diverzitása az összesített adatok alapján eltért ( $t = 2,403$ ,  $df = 409,42$ ,  $p = 0,0167$ ). A sakál érendjének diverzitása volt nagyobb. Mindez azonban úgy, hogy a három évig tartó vizsgálati periódus során csak egy évben volt a két együtt élő faj érendjének diverzitása között szignifikáns eltérés.

### **3.5. Sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák táplálékösszetétele**

Sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák esetében talált üres gyomor előfordulási gyakoriságok között nem volt szignifikáns eltérés sem az összesített adatok alapján ( $\chi^2(2, N=235) = 1,33$ ,  $p=0,2483$ ), sem pedig az egyes évszakokban ( $\chi^2(2, N=235) = 1,33$ ,  $p=0,1367 - 0,4790$ ). A sakál és vele együtt élő róka esetében tapasztaltakhoz hasonlóan, az eltérő területekről



származó rókák egyes korcsoportjainak nemek szerinti összehasonlításai sem mutattak szignifikáns eltérést ( $p = 0,2190 - 0,4200$ ). Az, hogy a kölyök korosztálynál az eltérő területekről származó rókák esetében sem találtam semmilyen összehasonlítás alapján magasabb arányú üres gyomor előfordulást, a vörös róka esetében is hatékony utódgondozásra utal.

Az eltérő területekről származó rókák étrendje nem tért el szignifikánsan ( $\chi^2 = 20,56$ ;  $df = 16$ ;  $p = 0,1961$ ). A részletesebb éves és évszakos elemzések sem mutattak semmiféle eltérést ( $p = 0,2212 - 0,6738$ ; illetve  $p = 0,4792 - 0,9982$ ). A táplálékösszetétel táplálékalkotók szintjén végzett évszakos elemzése alapján csak a pocokfélék fogyasztása terén találtam különleges eredményt. Nem jelenthető ki, hogy a vörös róka versenytárs hiányában egyértelműen pocokspecialista, viszont pocokspecialista vonásokat mutat.

Az eltérő területekről származó rókák táplálkozási nicheszélessége között sem találtam szignifikáns különbséget sem éves, sem pedig évszakos léptékben.

Az átlagos táplálkozási nicheátfedés, a kisebb értéket adó Renkonen indexszel is 85,69% volt. Ez magas értéknek számít, gyakorlatilag hasonló étrendet jelent, s nem változott a vizsgálati évek vagy évszakok során (KW-H = 0,5556,  $p = 0,7575$ ; KW-H = 2,1389,  $p = 0,5441$ ).

A sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák hasonló étrendje alapján megállapítható, hogy a sakállal való együttélés nem befolyásolja negatívan a vele együtt élő róka étrendjét.

A teljes vizsgálati időszak összesített adatai alapján, a fogyasztott táplálékalkotók diverzitása terén nem találtam lényeges eltérést az eltérő területekről származó rókák étrendje között ( $t = 1,207$ ,  $df = 214,15$ ,  $p = 0,2287$ ). Éves összehasonlítások esetében azonban a teljes vizsgálati periódus során adódott egy év (2014), mikor a sakálmentes területekről származó rókák étrendjének diverzitása magasabb volt.

A célkitűzésekben meghatározott harmadik kérdésre a következő válasz adható: az együtt élő aranysakál és vörös róka táplálékösszetételének jellemzői úgy különböznek, hogy a vizsgálati időszak egyetlen évében sem volt az évszakos étrendben eltérés. Az egyes táplálékalkotók eltérő mértékű fogyasztása azonban az éves és összesített évszakos étrendeket is különbözővé tette. Az egyes táplálékalkotók fogyasztásában tapasztalt eltérések egy része következetes volt (vaddisznó és egyéb madár kategória), más részük nem (pocokfélék, fácán, magvak-gyümölcsök). Vaddisznót a sakál, egyéb madarak kategóriába tartozó madárfajokat a róka fogyasztotta gyakrabban. Időszakosan eltérő mértékben fogyasztott táplálékalkotók közül a pocokféléket és fácánt

fogyasztotta gyakrabban a róka, a magvak-gyümölcsök kategóriát pedig a sakál. A két faj táplálkozási nicheszélessége (következésképp táplálkozási stratégiája) között nem volt semmilyen léptékű összehasonlításban eltérés és ehhez párosult egy kiegyenlített, átlagosan 65,49%-os táplálkozási nicheátfedés. Mindkét együtt élő faj generalista táplálkozási stratégiával jellemezhető. A több táplálékalkotó szintjén tapasztalható, nem következetes eltéréseket, amelyek a szezonális étrendeket nem tették az egyes években eltérővé, viszont az éves táplálékválasztást, illetve a hosszútávú (több éves) szezonális étrendet igen, egy dinamikus táplálkozási nicheelkülönülésként értelmeztem, ami a két faj együttélését lehetővé teszi.

A sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák táplálkozása nagymértékben hasonló volt. Nem voltak számottevő különbségek az egyes táplálékalkotók fogyasztásában, ennek következménye, hogy nem voltak kimutatható eltérések sem éves, sem szezonális léptékben. A sakállal együtt élő róka táplálkozási nicheszélessége (táplálkozási stratégiája) sem tért el a sakálmentes területekről származó fajtársakétól, s a két kategória közötti átlagos táplálkozási nicheátfedés is a teljes vizsgálati periódus során kiegyenlített volt, számítási módtól függően 85,69% vagy 95,74%. A két területen az üres gyomrok előfordulási gyakoriságában sem volt szignifikáns eltérés. Tehát a sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák hasonló étrendje és kiegyenlített üres gyomor eloszlása alapján megállapítható, hogy a sakállal való együttélés nem befolyásolja negatívan sem a vele együtt élő róka étrendjét, sem pedig a táplálékforrásokhoz való hozzáférést.

#### ***4. Az aransakál és vörös róka számára az egyes táplálékalkotók milyen fontossággal bírnak?***

Mivel a táplálkozásbiológiai vizsgálatokkal egyidejűleg táplálékbázis-felmérésére irányuló vizsgálatok nem történtek, a ragadozó fajok zsákmánypopulációkra kifejtett hatásai nem számszerűsíthetők. Jelen kutatás módszertana csak a potenciális hatásokat, illetve azok hiányát képes megnevezni. Ugyanakkor, az egyes táplálékalkotók ragadozók számára való fontossága értékelhető.

Állattartói szempontból jelen kutatás eredményei szerint a ragadozók hatása elhanyagolható. A háziállatok legmagasabb, 2,5%-os előfordulási gyakorisága egyrészt alacsony részarány, másrészt nem bizonyítható, hogy ragadozásból vagy dögevésből származott-e a fogyasztás.

A természetvédelmi hatás tekintetében az emlősök közül az egyéb rágcsálók csoportba sorolt, védett státusú hörcsög (*Cricetus cricetus*) fordult elő aransakál és vörös róka étrendjében

egyaránt. A mértéke azonban elhanyagolható, ugyanis három év során 297 gyomorból csak 6 volt azok száma, melyekben előfordult. Madarak tekintetében fajszintű beazonosításokat nem végeztem, de tény, hogy több földön, illetve mocsaras élőhelyen fészkelő védett madárfaj is jelen volt a vizsgált területeken. Ezek azonban a róka számára bírnak nagyobb jelentőséggel, ugyanis az egyéb madár kategória róka általi fogyasztása sakálos területeken 22,17%, sakálmenteseken 22,13%. A táplálkozási vizsgálatok alapján a vörös róka sokkal ügyesebben (hatékonyabban) vadászik madarakra.

Hüllők, kételtűek kategóriából csak fűrgye gyík (*Lacerta agilis*) fordult elő a vizsgált fajok étrendjében, abszolút számokban többször a sakálos területeken (sakálnál 7-, rókánál 6 alkalommal, a sakálmentes területeken tapasztalt 2 előfordulással szemben), de az területek közötti eltérés nem szignifikáns. Másrészt a fűrgye gyík státusa Romániában nem védett.

A vadgazdálkodási jelentőségű fajok állományaira kifejtett hatások nem egyértelműek. Mezei nyúl és őzfogyasztás 0,00 és 1,48% közötti előfordulási gyakorisággal szerepelt a vizsgált közepes testmretű ragadozófajok étrendjében. Ez első elemzésre elhanyagolhatónak tűnik. Ugyanakkor az utolsó elérhető, teljes adatsorral jellemezhető vadászati idényben (2017–2018) az látszik, hogy 1000 hektár területre viszonyítva a vadászati hasznosítás során 0,37 őzet, illetve 1,44 nyulat hoznak terítékre. A terítékek alapján nagyon alacsony lehet a két vadászható faj valós populációsűrűsége, s ezeket minden apró hatás érzékenyen érintheti. Ha még ehhez hozzáveszük a vaddisznó potenciális hatását is, kiderül, hogy nagy valószínűséggel a mezei nyúl és őz állományok a ragadozók és mindenevők által szabályozottak. Továbbá az aranyakál és vele együtt élő vörös róka étrendjének összehasonlításai során már említett, táplálékalkotók nem következetes fogyasztásban tapasztalt eltérések egyike a mezei nyúlra, vaddisznóra és egyéb növények kategóriára irányult. Ezeket a sakál fogyasztotta gyakrabban, a tavaszi ellések időszakában. Őz fogyasztása is csak tavaszi időszakban fordult elő mindkét területen.

Fácán fogyasztása mindkét területen, majd minden évszakban és mindkét fajnál előfordult, mégis a sakállal együtt élő róka számára fontosabb. A fácánfogyasztás tekintetében minden egyes vizsgálati évben szignifikáns eltérés van a sakállal együtt élő róka javára, úgyhogy évszakos összehasonlításokban ez nem tűnik ki. Nagy valószínűséggel, nagyobb állománysűrűségben van jelen a fácán a sakálos területeken és a róka a sakálnál hatékonyabban vadászik rá.

Vaddisznófogyasztás minden évszakban előfordul, de szignifikáns mértékű eltérés a sakál javára tapasztalható, főként a számára kritikusnak számító tavaszi és téli időszakban.

Míg a közepes testmértű ragadozók apróvadfajokra és őzre irányuló fogyasztása vadgazdálkodási szempontból kártételként jelentkezik, a vaddisznófogyasztás az utóbbi időszak növekvő vadkáresetei tükrében akár ökoszisztéma-szolgáltatásként is értelmezhető.

A célkitűzéseknél megfogalmazott negyedik kérdésre tehát a válasz az, hogy a közepes testmértű ragadozók számára a földön fészkelő madarak jelentősége kiemelkedő (főként a róka számára), a vadgazdálkodási jelentőségű fajok közül a mezei nyúl, fácán és vaddisznó szerepe mutatható ki, viszont csak a vaddisznó aranysakál általi fogyasztása kiemelkedő. Ugyanakkor, az aranysakál számára egész éves viszonylatban kiemelkedő jelentőséggel bírnak a növényi eredetű táplálékalkotók.

## 8. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK, TÉZISEK

**T1:** A közepes testméretű ragadozófajok terítékadatai alapján élesen elkülöníthetők voltak azok a területek, amelyek az aranysakál által stabilan lakottak és azok, amelyeken nem volt állandó sakál jelenlét. Ugyanakkor a vörös róka terítékadatak alapján becsült állománysűrűségei is azokon a területeken voltak lényegesen magasabbak, amelyeken állandó volt a sakál jelenléte. Az aranysakál és vörös róka által egyaránt sűrűbben lakott területekre jellemző volt, hogy a sakálmentes területekhez képest lényegesen magasabb volt a Lucherini & Lovari-féle (1996) élőhelygazdagságuk és a Shannon-Wiener diverzitási indexszel kifejezett szerkezeti diverzitásuk. Megállapítható tehát, hogy mindkét vizsgált közepes testméretű ragadozó faj a forrásokban gazdagabb területekhez kötődött és az aranysakál jelenléte bizonyos állománysűrűség alatt nem befolyásolta negatívan a vele együtt élő vörös róka populációsűrűségét.

**T2:** A sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák állományai esetében, a ragadozógyérítési terítékek alapján, az egy felnőtt példányra eső fiatal példányok száma nem különbözött. Függetlenül attól, hogy a ragadozógyérítési terítékek korcsoportok szerinti szerkezete a valós populáció struktúrára, vagy az egyes korcsoportok ragadozógyérítéssel szembeni eltérő érzékenységére utalnak, megállapítható, hogy az aranysakállal való együttélés a vörös róka korszerkezetét nem befolyásolta. Továbbá, a terítékre hozott, egy felnőtt sakálra eső 0,16 juvenilis példány az aranysakál rókáénál lényegesen hatékonyabb utódgondozására utalt.

**T3:** Az aranysakállal való együttélés esetén ivartól függetlenül kisebb volt a vörös róka fiatal korcsoportjainak testtömege. Ugyanakkor a rókák felnőtt korcsoportjának átlagos testtömege nem függött össze az aranysakál jelenlétével.

**T4:** A vizsgált területek, háztartási szemét-, illetve nagyvad vadászata kapcsán termelődő zsigerek formájában hozzáférhető antropogén táplálékforrásokban szegények voltak. Ilyen körülmények között, az üres gyomrok előfordulási gyakorisága alapján, az aranysakál számára a táplálékforrások hatékony felkutatása szempontjából legkritikusabb időszak a tél és a tavasz volt. A kritikusnak számító időszakot növényi eredetű táplálékforrások-, illetve vaddisznó nagyarányú fogyasztása által vészelte át.

A sakállal együtt élő róka és sakálmentes területekről származó róka üres gyomor előfordulási gyakorisága egyik évszakban sem tért el szignifikáns mértékben.

Az üres gyomrok előfordulási gyakoriságában ivar- és korcsoport szerint nem volt szignifikáns eltérés a sakál és vele együtt élő róka között, sem pedig az eltérő területekről származó rókák között.

**T5:** Habár a nagyobb testtömegű, fejlettebb társas magatartású aranysakál részéről a vele együtt élő rokon, a vörös róka irányában a letális interakciók előfeltételei adottak, erre, vagy akár intraguild predációra utaló bizonyíték nem volt kimutatható.

**T6:** A sakál és vele együtt élő róka étrendje az összesített adatok és az egyes mintagyűjtési évek adatai alapján szignifikánsan eltért. Ez táplálkozási nicheelkülönülésre utal, amit eddig csak antropogén eredetű táplálékforrásokban gazdag területeken sikerült kimutatni. Az egyes táplálékalkotók fogyasztásának szezonális elemzése rámutattak a táplálkozási nicheelkülönülés működésére is. Az aranysakál és a vele együtt élő vörös róka táplálkozása rövid időintervallumokban hasonló volt, éves vagy több éves léptékben viszont szignifikánsan különbözött. Az egyes táplálékalkotók eltérő mértékű fogyasztása nem volt következetes, így egy dinamikus táplálkozási niche-szegregáció volt tapasztalható, ami a két közepes testméretű ragadozó faj együttélését segíti elő.

**T7:** A sakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák táplálkozása között nem volt eltérés sem összesített adatok alapján, sem pedig éves-, évszakos-, korosztályos- vagy ivari léptékben.

## 9. IRODALOMJEGYZÉK

AGORAMOORTHY G., KUMAR V. V. & PATEL P. (2011): Rice-eating jackals of the Rann of Kachchh. *Current Science* 101(7):828.

AKCINAR C. S., GUCLU O., TASKAVAK E. & TURKOZAN O. (2006): Golden jackal predation on marine turtles in Goksu Delta, Turkey. In: *Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*, Frick M, Panagopoulou A, Rees A. F., Williams K. (szerk) 26th annual symposium on sea turtle biology and conservation: Island of Crete, Greece, 3-8 April 2006. Archelon, Athens, o 120

ARNOLD J., HUMER A., HELTAI M., MURARIU D., SPASSOV N. & HACKLÄNDER K. (2012): Current status and distribution of golden jackals *Canis aureus* in Europe: European status and distribution of the golden jackal. *Mammal Review* 42:1–11. doi: 10.1111/j.1365-2907.2011.00185.x

BAINES D., MOSS R. & DUGAN D. (2004): Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *Journal of Applied Ecology* 41:59–71. doi: 10.1111/j.1365-2664.2004.00875.x

BAKER P., ROBERTSON C., FUNK S. & HARRIS S. (1998): Potential fitness benefits of group living in the red fox, *Vulpes vulpes*. *Animal behaviour* 56:1411–1424. doi: 10.1006/anbe.1998.0950

BAKER P. J. (2004) Polygynandry in a red fox population: implications for the evolution of group living in canids? *Behavioral Ecology* 15:766–778. doi: 10.1093/beheco/arh077

BAKER P. J. & HARRIS S. (2006): Does culling reduce fox (*Vulpes vulpes*) density in commercial forests in Wales, UK? *European Journal of Wildlife Research* 52:99–108. doi: 10.1007/s10344-005-0018-y

BAKER P. J., FUNK S. M., HARRIS S. & WHITE P. C. L. (2000) Flexible spatial organization of urban foxes, *Vulpes vulpes*, before and during an outbreak of sarcoptic mange. *Animal Behaviour* 59:127–146. doi: 10.1006/anbe.1999.1285

BANEA O. C., FARKAS A., STOYANOV S., CIROVIĆ D., JÁNOSKA F., SELANEC I., HAUTLAUF J. & HACKLÄNDER K. (2018): Red fox and golden jackal hunting bag differences in countries from Central and Southeastern Europe. Population trend and management aspects. In: *Giannatos G., Banea O. C., Hautlauf J., Sillero-Zubiri C., Georgiadis C., Legakis A. Proceedings of the 2nd International Symposium on jackals and related species. Hellenic Zoological Society, Marathon Bay - Attica, Greece, o 121–122*

BANEA O. C., KROFEL M., ČERVINKA J., GARGAREA P. & SZABÓ L. (2012): New records, first estimates of densities and questions of applied ecology for jackals in Danube Delta Biosphere Reserve and hunting terrains from Romania. *Acta Zoologica Bulgarica* 64:353–366.

BEARD P. M., PIRIE A., BUXTON D., STEVENSON K., SHARP J. M., HENDERSON D., GREIG A., MCKENDRICK I., RHIND S., DANIELS M. J. & HUTCHINGS M. R. (1999): Evidence of paratuberculosis in fox (*Vulpes vulpes*) and stoat (*Mustela erminea*). *Veterinary Record* 145:612–613. doi: 10.1136/vr.145.21.612

BEN-ZVI A. (2010): Anthropogenic impacts in rural environment - The effect of resource and predator overabundance in agricultural villages on small mammals in the natural surroundings. *Ben-Gurion University of the Negev*

BERGER K. M. & CONNER M. M. (2008): Recolonizing wolves and mesopredator suppression of coyotes: impacts on pronghorn population dynamics. *Ecological Applications* 18:599–612. doi: 10.1890/07-0308.1

BINO G., DOLEV A., YOSHA D., GUTER A., KING R., SALTZ D. & KARK S. (2010): Abrupt spatial and numerical responses of overabundant foxes to a reduction in anthropogenic resources:

- Response of foxes to resource reduction. *Journal of Applied Ecology* 47:1262–1271. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01882.x
- BORKOWSKI J., ZALEWSKI A. & MANOR R. (2011): Diet composition of golden jackals in Israel. *Annales Zoologici Fennici* 48:108–118. doi: 10.5735/086.048.0203
- BOŠKOVIĆ I., ŠPERANDA M., FLORIJAČIĆ T., ŠPREM N., OZIMEC S., DEGMEČIĆ D. & JELKIĆ D. (2013): Dietary habits of the golden jackal (*Canis aureus* L.) in the Eastern Croatia. *Agriculturae Conspectus Scientificus (ACS)* 78:245–248.
- CANCIO I., GONZÁLEZ-ROBLES A., BASTIDA J. M., ISLA J., MANZANEDA A. J., SALIDO T. & REY P. J. (2017): Landscape degradation affects red fox (*Vulpes vulpes*) diet and its ecosystem services in the threatened *Ziziphus lotus* scrubland habitats of semiarid Spain. *Journal of Arid Environments*. 145:24–34. doi: 10.1016/j.jaridenv.2017.05.004
- CHAUTAN M., PONTIER D. & ARTOIS M. (2000): Role of rabies in recent demographic changes in red fox (*Vulpes vulpes*) population in Europe. *Mammalia* 64:391–410. doi: 10.1515/mamm.2000.64.4.391
- ĆIROVIĆ D., PENEZIĆ A. & KROFEL M. (2016): Jackals as cleaners: Ecosystem services provided by a mesocarnivore in human-dominated landscapes. *Biological Conservation* 199:51–55. doi: 10.1016/j.biocon.2016.04.027
- ĆIROVIĆ D., PENEZIĆ A., MILENKOVIĆ M. & PAUNOVIĆ M. (2014): Winter diet composition of the golden jackal (*Canis aureus* L., 1758) in Serbia. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 79:132–137. doi: 10.1016/j.mambio.2013.11.003
- COLWELL R. K. & FUTUYAMA D. J. (1971): On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology* 52:567–576. doi: 10.2307/1934144
- COMAZZI C., MATTIELLO S., FRIARD O., FILACORDA S. & GAMBA M. (2016) Acoustic monitoring of golden jackals in Europe: setting the frame for future analyses. *Bioacoustics* 1–12. doi: 10.1080/09524622.2016.1152564
- COTTA V. & BODEA M. (1969): Vînatul României [România Vadvilága]. *Editura Agrosilvica, Bucuresti*
- COTTA V., BODEA M. & MICU I. (2008): Vînatul și vânătoarea în România: tehnica ocrotirii și recoltării vînatului [Vad és vadászat Romániában: a vad védelmének és hasznosításának gyakorlata]. *Ceres, Bucuresti*
- CROOKS K. R. & SOULÉ M. E. (1999): Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400:563–566. doi: 10.1038/23028
- CSÁNYI S. (2007): Vadbiológia. *Mezőgazda Kiadó, Budapest*
- DELL'ARTE G. L., LAAKSONEN T., NORRDAHL K. & KORPIMÄKI E. (2007): Variation in the diet composition of a generalist predator, the red fox, in relation to season and density of main prey. *Acta Oecologica* 31:276–281. doi: 10.1016/j.actao.2006.12.007
- DEMETER A. & SPASSOV N. (1993): *Canis aureus* Linnaeus, 1758. *Handbuch der Säugetiere Europas* 156–161.
- DÍAZ-RUIZ F., CARO J., DELIBES-MATEOS M., ARROYO B. & FERRERAS P. (2016): Drivers of red fox (*Vulpes vulpes*) daily activity: prey availability, human disturbance or habitat structure? *Journal of Zoology* 298:128–138. doi: 10.1111/jzo.12294
- DONADIO E. & BUSKIRK S. W. (2006): Diet, morphology, and interspecific killing in Carnivora. *The American Naturalist* 167:524–536. doi: 10.1086/501033
- ELMHAGEN B. & RUSHTON S. P. (2007): Trophic control of mesopredators in terrestrial ecosystems: top-down or bottom-up? *Ecology Letters* 10:197–206. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.01010.x
- EMLEN S.T. (1982): The Evolution of Helping. I. An Ecological Constraints Model. Source: *The American Naturalist* 119:29–39. doi: 10.2307/2678832



- FARAGÓ S. (1997): Vadászati állattan és etológia. *Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdamérnöki Szak, Sopron*
- FARAGÓ S. & NÁHLIK A. (1997): A vadállomány szabályozása. 2. kiadás, *Mezőgazda Kiadó, Budapest*
- FARKAS A., FODOR J. T. & JÁNOSKA F. (2014): Az aransyakál és a róka táplálkozásának összehasonlító vizsgálata Romániában. In: *Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, IV. Kari Tudományos Konferencia. NymE Erdőmérnöki Kar Sopron, Sopron, Hungary, o 245–249*
- FARKAS A., FODOR J. T. & JÁNOSKA F. (2015a): Az aransyakál (*Canis aureus*) és vörös róka (*Vulpes vulpes*) közötti táplálkozási kompetíció vizsgálata Romániában. In: *Bidló A, Facskó F (szerk) Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar V. Kari Tudományos Konferencia. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, Hungary, o 167–173*
- FARKAS A., FODOR J. T. & JÁNOSKA F. (2015b): Az aransyakál és a róka táplálkozási szokásainak és szezonális táplálkozási niche-átfedésének összehasonlító vizsgálata Romániában. In: *Az aransyakál Somogy megyei visszatelepedésének vadgazdálkodási hatásai. Somogy Megyei Vadászok Szövetsége, Kaposvár, 24.11.2014, o 28–31*
- FARKAS A., JÁNOSKA F. & NÁHLIK A. (2017a): Current distribution of golden jackal (*Canis aureus* L.) in Romania and its effects on competitors and prey species. In: *Book of Abstracts - IMER 2017 - 4th Edition of the Integrated Management of Environmental Resources Conference. Forestry Faculty, Suceava, o 19*
- FARKAS A., BIDLÓ A., BOLODÁR-VARGA B. & JÁNOSKA F. (2017b): Accumulation of Metals in Liver Tissues of Sympatric Golden Jackal (*Canis aureus*) and Red Fox (*Vulpes vulpes*) in the Southern Part of Romania. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 98:513–520. doi: 10.1007/s00128-017-2035-4
- FARKAS A., JÁNOSKA F., FODOR J. T. & NÁHLIK A. (2017c): The high level of nutritional niche overlap between red fox (*Vulpes vulpes*) and sympatric golden jackal (*Canis aureus*) affects the body weight of juvenile foxes. *European Journal of Wildlife Research* 63:46. doi: 10.1007/s10344-017-1101-x
- FULLER T. K. & KEITH L. B. (1981): Non-overlapping ranges of coyotes and wolves in northeastern Alberta. *Journal of Mammalogy* 62:403–405. doi: 10.2307/1380725
- GEIST V. (1987): Bergmann's rule is invalid. *Canadian Journal of Zoology* 65:1035–1038. doi: 10.1139/z87-164
- GENOV P. V. & VASSILEV K. (1991): Density and damages caused by jackal (*Canis aureus* L.) to livestock in Southern Bulgaria. *Bulgarian Academy of Sciences, Ecology* 58–65.
- GENTLE M. N., SAUNDERS G. R. & DICKMAN C. R. (2007): Poisoning for production: How effective is fox baiting in south-eastern Australia? *Mammal Review* 37:177–190. doi: 10.1111/j.1365-2907.2007.00107.x
- GIANNATOS G. (2004): Action plan for the golden jackal *Canis aureus* L. in Greece.
- GIANNATOS G., KARYPIDOU A., LEGAKIS A. & POLYMENI. R. (2010): Golden jackal (*Canis aureus* L.) diet in Southern Greece. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 75:227–232. doi: 10.1016/j.mambio.2009.03.003
- GIANNATOS G., MARINOS Y., MARAGOU P. & CATSADORAKIS G. (2005): The status of the golden jackal (*Canis aureus* L.) in Greece. *Belgian Journal of Zoology* 135:145–149.
- GIANNATOS G., BOGDANOWICZ W., PANAGIOTOPOULOU H., PATRYK M., SIEKIERA A., DALAKOURA V., HAITOGLOU P., LANSZKI J., LINARDAKI E. & ALIVIZATOS C. (2018): Canid co-existence in a densely-settled and human-dominated periurban environment. A characterisation of populations and of habitat use among jackals, foxes and wolves in the vicinity of the Athens Metro area. In: *Giannatos G., Banea O. C., Hautlauf J., Sillero-Zubiri C., Georgiadis C., Legakis A.*

*Proceedings of the 2nd International Symposium on jackals and related species. Hellenic Zoological Society, Marathon Bay - Attica, Greece, o 26–30.*

GISAT (2016): Corine Land Cover European seamless vector database (RELEASE v18\_5).

GISD (2015): Species profile *Vulpes vulpes*. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=66>. Accessed 18 febr 2017

GITTLEMAN J. L. (1989): Carnivore Group Living: Comparative Trends. In: Gittleman J. L. (szerk) *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution. Springer US, Boston, MA, o 183–207*

GORTÁZAR C. (1997): Ecología y patología del zorro en el valle Medio del Ebro. University of Zaragoza, Spain

GORTÁZAR C. (2002): *Vulpes vulpes*. In: Palomo L. J., Gisbert J. (szerk) Atlas de los mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - SECEM, Madrid

GORTÁZAR C., TRAVAINI A. & DELIBES M. (2000a): Habitat-related microgeography body size variation in two Mediterranean populations of red fox (*Vulpes vulpes*). *Journal of Zoology* 250:335–338. doi: 10.1111/j.1469-7998.2000.tb00778.x

GORTÁZAR C., VILLAFUERTE R. & MARTÍN M. (2000b): Success of traditional restocking of red-legged partridge for hunting purposes in areas of low density of northeast Spain aragón. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 46:23–30. doi: 10.1007/BF02240661

GREENTREE C., SAUNDERS G., MCLEOD L. & HONE J. (2000): Lamb predation and fox control in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology* 37:935–943. doi: 10.1046/j.1365-2664.2000.00530.x

HAMMER Ø., HARPER D. A. T. & RYAN P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. v.2.17. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. doi: 10.1016/j.bcp.2008.05.025

HARDING E. K., DOAK D. F. & ALBERTSON J. D. (2001): Evaluating the effectiveness of predator control: the non-native red fox as a case study. *Conservation Biology* 15:1114–1122. doi: 10.1046/j.1523-1739.2001.0150041114.x

HELLDIN J. O., LIBERG O. & GLÖERSEN G. (2006): Lynx (*Lynx lynx*) killing red foxes (*Vulpes vulpes*) in boreal Sweden? frequency and population effects. *Journal of Zoology* 270:657–663. doi: 10.1111/j.1469-7998.2006.00172.x

HELTAI M. (2010): Emlős ragadozók Magyarországon. *Mezőgazda Kiadó, Budapest*

HELTAI M., CIROVIC D., SZABO L., PENEZIĆ A., NAGYAPÁTI N., KURYS A. & LANSZKI J. (2013): Golden jackal: Opinions versus facts - experiences from Serbia and Hungary. In: *2nd International Symposium on Hunting „Modern aspects of sustainable management of game populations”*. University of Novi Sad, Faculty of Agriculture, Novi Sad, Serbia, o 13–20

HENKE S. E. & BRYANT F. C. (1999): Effects of coyote removal on the faunal community in Western Texas. *The Journal of Wildlife Management* 63:1066. doi: 10.2307/3802826

HENRY C. J. & ULJASZEK S. J. (1996): Long-term consequences of early environment: growth, development and the lifespan developmental perspective. *Cambridge University Press, Cambridge*

HERSTEINSSON P. & MACDONALD D. W. (1992): Interspecific competition and the geographical distribution of red and arctic foxes *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*. *Oikos* 64:505–515. doi: 10.2307/3545168

HERZIG-STRASCHIL B. (2008): First breeding record of the golden jackal (*Canis aureus* L., 1758, Canidae) in Austria. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien* 109B:73–76.

HEYDON M. J. & REYNOLDS J. C. (2000): Demography of rural foxes (*Vulpes vulpes*) in relation to cull intensity in three contrasting regions of Britain. *Journal of Zoology* 251:265–276. doi: 10.1111/j.1469-7998.2000.tb00609.x

- HOELGAARD M. S. (2008): Foraging ecology of the red fox *Vulpes vulpes* in a Danish polder, Tøndermarsken. *MSc. thesis, University of Aarhus, National Environmental Research Institute, Kalø, Denmark.*
- HOFFMANN M. & SILLERO-ZUBIRI C. (2016): *Vulpes vulpes*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T23062A46190249. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T23062A46190249.en>. Accessed 17 febr 2017
- HOLDEN M. J. & RAITT D. F. S. (1974): Methods of Resource Investigation and their Application. *Manual of Fisheries Science. Rome*
- HOLMALA K. & KAUALA K. (2006): Ecology of wildlife rabies in Europe. *Mammal Review* 36:17–36. doi: 10.1111/j.1365-2907.2006.00078.x
- HUREAU J. C. (1970): Biologie compare de quelques poissons antarctiques (Nototheniidae). *Universite de Paris, Paris.*
- HUTCHESON K. (1970): A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29:151–154.
- ITIS Integrated Taxonomic Information System. <http://www.itis.gov>. Accessed 21 febr 2017
- JAEGER M. M., HAQUE E., SULTANA P. & BRUGGERS R. L. (2007): Daytime cover, diet and space-use of golden jackals (*Canis aureus*) in agro-ecosystems of Bangladesh. *Mammalia* 71:1–10. doi: 10.1515/MAMM.2007.016
- JANKOWIAK L., ANTCZAK M. & TRYJANOWSKI P. (2008): Habitat Use, Food and the Importance of Poultry in the Diet of the Red Fox *Vulpes vulpes* in Extensive Farmland in Poland. *World Applied Sciences Journal* 4:886–890.
- JÁNOSKA F., FARKAS A., MAROSÁN M. & FODOR J. T. (2018): Wild Boar (*Sus scrofa*) Home Range and Habitat Use in Two Romanian Habitats. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 14:51–63. doi: 10.2478/aslh-2018-0003
- JÁNOSKA F., KEMENSZKY P., FARKAS A., VARJU J. & HORVÁTH Zs. (2016): Műfészek-predációs vizsgálatok egy erősen mozaikos Somogyi élőhelyen. *Erdészettudományi Közlemények* 6:161–173. doi: 10.17164/EK.2016.013
- JAROLÍMEK J. & STOČES M. (2013): Non-indigenous and Endangered Animal Record Keeping in the Czech Republic. *Agris On-line Papers in Economics and Informatics V:115–120.*
- JHALA Y. & MOEHLMAN P. D. (2008): *Canis aureus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T3744A10054631. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3744A10054631.en>. Accessed 20 Febr 2017
- JIRKŮ M., DOSTÁL D., ROBOVSKÝ J. & ŠÁLEK. M (2018): Reproduction of the golden jackal (*Canis aureus*) outside current resident breeding populations in Europe: Evidence from the Czech Republic. *Mammalia*. doi: 10.1515/mammalia-2017-0141
- JOBIN A., MOLINARI P. & BREITENMOSER U. (2000): Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* 45:243–252.
- KAMLER J. F., BALLARD W. B., GILLILAND R. L., LEMONS P. R. & MOTE K. (2003): Impacts of coyotes on swift foxes in Northwestern Texas. *The Journal of Wildlife Management* 67:317. doi: 10.2307/3802773
- KAPOTA D., DOLEV A., BINO G., YOSHA D., GUTER A., KING R. & SALTZ D. (2016): Determinants of emigration and their impact on survival during dispersal in fox and jackal populations. *Scientific Reports* 6:24021. doi: 10.1038/srep24021
- KAUHALA K., HELLE E., HELLE P. & KORHONEN J. (1999): Impact of predator removal on predator and mountain hare populations in Finland. *Annales Zoologici Fennici* 36:139–148.

- KIDAWA D. & KOWALCZYK R. (2011): The effects of sex, age, season and habitat on diet of the red fox *Vulpes vulpes* in northeastern Poland. *Acta Theriologica* 56:209–218. doi: 10.1007/s13364-011-0031-3
- KIRKOVA Z., RAYCHEV E. & GEORGIEVA D. (2011): Studies on feeding habits and parasitological status of red fox, golden jackal, wild cat and stone marten in Sredna Gora, Bulgaria. *Journal of Life Sciences* 5(4):264–270.
- KNAUER F., KÜCHENHOFF H. & PILZ S. (2010): A statistical analysis of the relationship between red fox *Vulpes vulpes* and its prey species (grey partridge *Perdix perdix*, brown hare *Lepus europaeus* and rabbit *Oryctolagus cuniculus*) in Western Germany from 1958 to 1998. *Wildlife Biology* 16:56–65. doi: 10.2981/07-040
- KOEPFLI K. P., POLLINGER J., GODINHO R., ROBINSON J., LEA A., HENDRICKS S., SCHWEIZER R. M., THALMANN O., SILVA P., FAN Z., YURCHENKO A. A., DOBRYNIN P., MAKUNIN A., CAHILL J. A., SHAPIRO B., ÁLVARES F., BRITO J. C., GEFFEN E., LEONARD J. A., HELGEN K. M., JOHNSON W. E., O'BRIEN S. J., VAN VALKENBURGH B. & WAYNE R. K. (2015): Genome-wide evidence reveals that African and Eurasian golden jackals are distinct species. *Current Biology* 25:2158–2165. doi: 10.1016/j.cub.2015.06.060
- KÖHALMY T. (1994): Vadászati enciklopédia. 2. kiadás. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- KÖHALMY T. (1999): Korbecslések szarvastól a siketfajdig. *Nimród Alapítvány, Nimród Vadászújság, Dénes Natur Műhely, Budapest*
- KOWALCZYK R., KOŁODZIEJ-SOBOCIŃSKA M., RUCZYŃSKA I. & WÓJCIK J. M. (2015): Range expansion of the golden jackal (*Canis aureus*) into Poland: first records. *Mammal Research* 60:411–414. doi: 10.1007/s13364-015-0238-9
- KREBS C. J. (1989): Ecological methodology. *Harper Collins Publishers, New York*
- KREBS C. J. (1999): Ecological methodology. *Addison Welsey Longman, New York*
- KROFEL M. (2009): Confirmed presence of territorial groups of golden jackals (*Canis aureus*) in Slovenia. *Natura Sloveniae* 11:65–68.
- KROFEL M. (2007): Golden jackals (*Canis aureus* L.) on The Peljesac Peninsula (Southern Dalmatia, Croatia). *Nat Croat* 16:201–204.
- KROFEL M. & POTOCNIK H. (2008): First record of a golden jackal (*Canis aureus*) in the Savinja Valley (Northern Slovenia). *Natura Sloveniae* 10:57–62.
- KROFEL M., GIANNATOS G., CIROVIC D., STOYANOV S. & NEWSOME T. M. (2017): Golden jackal expansion in Europe: A case of mesopredator release triggered by continent-wide wolf persecution? *Hystrix* 28:1–7. doi: 10.4404/hystrix-28.1-11819
- KRYŠTUFEK B., MURARIU D. & KURTONUR C. (1997): Present distribution of the Golden Jackal *Canis aureus* in the Balkans and adjacent regions. *Mammal Review* 27:109–114.
- KURKI S., NIKULA A., HELLE P. & LINDEN H. (1998): Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. *Journal of Animal Ecology* 67:874–886. doi: 10.1046/j.1365-2656.1998.6760874.x
- LANSZKI J. & HELTAI M. (2002): Feeding habits of golden jackal and red fox in south-western Hungary during winter and spring. *Mammalian Biology* 67:129–136. doi: 10.1078/1616-5047-00020
- LANSZKI J. & HORVÁTH G. (2005): Ragadozó emlősök táplálkozási kapcsolatai a Lankóci erdőben (Somogy megye). *Állattani Közlemények* 90:11–23.
- LANSZKI J., HELTAI M. & SZABO L. (2006): Feeding habits and trophic niche overlap between sympatric golden jackal (*Canis aureus*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in the Pannonian ecoregion (Hungary). *Canadian Journal Of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 84:1647–1656. doi: 10.1139/z06-147

- LANSZKI J., HAYWARD M. W. & NAGYAPÁTI N. (2018) Feeding responses of the golden jackal after reduction of anthropogenic food subsidies. *PLoS ONE* 13:1–18. doi: 10.1371/journal.pone.0208727
- LANSZKI J., GIANNATOS G., HELTAI M. & LEGAKIS A. (2009): Diet composition of golden jackals during cub-rearing season in Mediterranean marshland in Greece. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 74:72–75. doi: 10.1016/j.mambio.2008.03.004
- LANSZKI J., HELTAI M., SZABÓ L. & FRANKHAUZER N. (2007): Az aransyakál állomány-sűrűségének vizsgálata a Dél-Dunántúlon [Examination of the golden jackal density in the south Transdanubian region]. *Natura Somogyiensis* 373–388.
- LANSZKI J., SCHALLY G., HELTAI M. & RANC N. (2018): Golden jackal expansion in Europe: First telemetry evidence of a natal dispersal. *Mammalian Biology* 88:81–84. doi: 10.1016/j.mambio.2017.11.011
- LANSZKI J., GIANNATOS G., DOLEV A., BINO G. & HELTAI M. (2010): Late autumn trophic flexibility of the golden jackal *Canis aureus*. *Acta Theriologica* 55:361–370. doi: 10.4098/j.at.0001-7051.118.2009
- LANSZKI J., KURYS A., HELTAI M., CSÁNYI S. & ÁCS K. (2015): Diet composition of the golden jackal in an area of intensive big game management. *Anales Zoologici Fennici* 52:243–255. doi: 10.5735/086.052.0403
- LANSZKI J., KURYS A., SZABÓ L., NAGYAPÁTI N., PORTER L. B. & HELTAI M. (2016): Diet composition of the golden jackal and the sympatric red fox in an agricultural area (Hungary). *Folia Zoologica* 65:310–322. doi: 10.25225/fozo.v65.i4.a3.2016
- LAPINI L., CONTE D., ZUPAN M. & KOZLAN L. (2011): Italian Jackals 1984-2011: an Updated Review (*Canis aureus*: Carnivora, Canidae). *Boll Mus St Nat Venezia* 62:219–232.
- LAPINI L., MOLINARI P., DORIGO L., ARE G. & BERALDO P. (2009): Reproduction of the golden jackal (*Canis aureus moreoticus* I. Geoffroy Saint Hilaire, 1835) in Julian pre-Alps, with new data on its range-expansion in the high-adriatic Hinterland (Mammalia, Carnivora, Canidae). *Boll Mus Civ St Nat Venezia* 60:169–186.
- LEVINS R. (1968): Evolution in changing environments: Some theoretical explorations. *Princeton University Press, Princeton*
- LINDSTRÖM E. R. (1992): Diet and Demographics of the Red Fox (*Vulpes vulpes*) in Relation to Population Density - The Sarcoptic Mange Event in Scandinavia. In: *McCullough D. R., Barrett R. H. (szerk) Wildlife 2001: Populations. Springer Netherlands, Dordrecht, o 922–931.*
- LINDSTRÖM J. (1999): Early development and fitness in birds and mammals. *Trends in Ecology and Evolution* 14:343–348. doi: 10.1016/S0169-5347(99)01639-0
- LINDSTRÖM E. R., ANDRÉN H., ANGELSTAM P., CEDERLUND G., HÖRNFELDT B., JÄDERBERG L., LEMNELL P. A., MARTINSSON B., SKÖLD K. & SWENSON J. E. (1994): Disease reveals the predator: Sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology* 75:1042–1049. doi: 10.2307/1939428
- LUCHERINI M. & LOVARI S. (1996): Habitat richness affects home range size in the red fox *Vulpes vulpes*. *Behavioural Processes* 36:103–106. doi: 10.1016/0376-6357(95):00018-6
- MACDONALD D. W. (1979a): ‘Helpers’ in fox society. *Nature* 282:69–71. doi: 10.1038/282069a0
- MACDONALD D. W. (1979b): The flexible social system of the golden jackal, *Canis aureus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 5:17–38. doi: 10.1007/BF00302692
- MACDONALD D. W. (1981): Resource dispersion and the social organization of the red fox (*Vulpes vulpes*). *Worldwide Furbearer Conference Proceedings, 1981* 2:918–949.
- MACDONALD D. W. (1983): The ecology of carnivore social behaviour. *Nature* 301:379–384. doi: 10.1038/301379a0

- MACDONALD D. W. & CARR G. M. (1989): Food security and the rewards of tolerance. *Comparative socioecology: the behavioural ecology of humans and animals* 8:75–99.
- MAHMOOD T., NIAZI F. & NADEEM M. S. (2013): Diet composition of asiatic jackal (*Canis aureus*) in Margallah Hills National Park, Islamabad, Pakistan. *Journal of Animal and Plant Sciences* 23:444–456.
- MARCSTRÖM V., KEITH L. B., ENGREM E. & CARY J. R. (1989): Demographic responses of arctic hares (*Lepus timidus*) to experimental reductions of red foxes (*Vulpes vulpes*) and martens (*Martes martes*). *Canadian Journal of Zoology* 67:658–668. doi: 10.1139/z89-095
- MARKOV G. (2012): Golden Jackal (*Canis aureus* L.) in Bulgaria: what is going on. *Acta zoologica bulgarica* 64:67–71.
- MARKOV G. & LANSZKI J. (2012): Diet composition of the golden jackal, *Canis aureus* in an agricultural environment. *Folia Zoologica* 61:44–48.
- MAYOT P., PATILLAULT J. P. & STAHL P. (1998): Effect of predator control on survival of pen-reared and wild ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus*) in the Yonne region (France). *Gibier Faune Sauvage (France)*.
- MEIA J. S. (1994): Organisation sociale d'une population de renards (*Vulpes vulpes*) en milieu montagnard. [Francia nyelven angol kiegészítéssel: Social organization of a red fox population in a mountainous habitat]. *University of Neuchâtel*
- MIHELIC M. & KROFEL M. (2012): New records of the golden jackal (*Canis aureus* L.) in the upper Soča valley, Slovenia. *Natura Sloveniae* 14:51–63.
- MOBERLY R. L., WHITE P. C. L., WEBBON C. C., BAKER P. J. & HARRIS S. (2003): Factors associated with fox (*Vulpes vulpes*) predation of lambs in Britain. *Wildlife Research* 30:219–227. doi: 10.1071/WR02060
- MOEHLMAN P. D. & HAYSSSEN V. (2018): *Canis aureus*. *Mammalian Species* 50:14–25. doi: 10.1093/mspecies/sey002
- MONDAL P. C. K., SANKAR K. & QURESHI Q. (2012): Food habits of golden jackal (*Canis aureus*) and striped hyena (*Hyaena hyaena*) in Sariska Tiger Reserve, Western India. *World Journal of Zoology* 7:106–112.
- NADEEM M. S., NAZ R., SHAH S. I., BEG M. A., KAYANI A. R., MUSHTAQ M. & MAHMOOD T. (2012): Season-and locality-related changes in the diet of asiatic jackal (*Canis aureus*) in Potohar, Pakistan. *Turkish Journal of Zoology* 36:798–805.
- NEWSOME T. M., CROWTHER M. S. & DICKMAN C. R. (2014): Rapid recolonisation by the European red fox: how effective are uncoordinated and isolated control programs? *European Journal of Wildlife Research* 60:749–757. doi: 10.1007/s10344-014-0844-x
- NEWSOME T. M., GREENVILLE A. C., ČIROVIĆ D., DICKMAN C. R., JOHNSON C. N., KROFEL M., LETNIC M., RIPPLE W. J., RITCHIE E. G., STOYANOV S. & WIRSING A. J. (2017): Top predators constrain mesopredator distributions. *Nature Communications* 8:15469. doi: 10.1038/ncomms15469
- PALOMARES F. & CARO T. M. (1999): Interspecific killing among mammalian carnivores. *The American Naturalist* 153:492–508.
- PANEK M. & BRESIŃSKI W. (2002): Red fox *Vulpes vulpes* density and habitat use in a rural area of western Poland in the end of 1990s, compared with the turn of 1970s. *Acta Theriologica* 47:433–442. doi: 10.1007/BF03192468
- PENEZIĆ A. & ČIROVIĆ D. (2015a): Diet of adult and juvenile golden jackals (*Canis aureus*) during cubs dependency stage. *Balkan Journal of Wildlife Research* 2:27–32. doi: 10.15679/bjwr.v2i1.27
- PENEZIĆ A. & ČIROVIĆ D. (2015b): Seasonal variation in diet of the golden jackal (*Canis aureus*) in Serbia. *Mammal Research* 60:309–317. doi: 10.1007/s13364-015-0241-1

- phys.org (2016): First golden jackal spotted in the Netherlands. <http://phys.org/news/2016-03-golden-jackal-netherlands.html>. Accessed 22 jún 2016
- PIANKA E. R. (1973): The Structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:53–74. doi: 10.1146/annurev.es.04.110173.000413
- RAICHEV E. G. (2011): Effect of shooting on the structure of population of golden jackal (*Canis aureus* L.) in Sarnena Sredna Gora mountain. *Agricultural Science and Technology* 3:276–280.
- RAICHEV E. G., TSUNODA H., NEWMAN C., MASUDA R., GEORGIEV D. M. & KANEKO Y. (2013): The reliance of the golden jackal (*Canis aureus*) on anthropogenic foods in winter in Central Bulgaria. *Mammal Study* 38:19–27. doi: 10.3106/041.038.0102
- RANC N., CAGNACCI F., BANE A O. C., BERCE T., ČIROVIĆ D., CSÁNYI S., GIANNATOS G., HELTAI M., LANSZKI J., LAPINI L., MAIORANO L., MALESEVIC D., MIGLI D., MLADENOVIC J., PENEZIC A., SALEK M., SELANEC I., STOYANOV S., SZABO L., TRBOJEVIC I. & KROFEL M. (2015): Where to go next? Predicting habitat suitability of an expanding mesocarnivore—the golden jackal (*Canis aureus*) in Europe. In: Visconti P., Game E., Mathevet R., Wilkerson M. (szerk) 27th International congress for Conservation Biology, 4th European Congress for Conservation Biology. Society for Conservation Biology, Montpellier, France: 566–567
- RITCHIE E. G. & JOHNSON C. N. (2009): Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12:982–998. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01347.x
- ROEMER G. W., DONLAN C. J. & COURCHAMP F. (2002): Golden eagles, feral pigs, and insular carnivores: how exotic species turn native predators into prey. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99:791–796. doi: 10.1073/pnas.012422499
- ROEMER G. W., GOMPPER M. E. & VAN VALKENBURGH B. (2009): The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience* 59:165–173. doi: 10.1525/bio.2009.59.2.9
- ROEMER G. W., COONAN T. J., GARCELON D. K., BASCOMPTE J. & LAUGHRIN L. (2001): Feral pigs facilitate hyperpredation by golden eagles and indirectly cause the decline of the island fox. *Animal Conservation* 4:307–318. doi: 10.1017/S1367943001001366
- ROULICHOVA J. & ANDERA M. (2007): Simple method of age determination in red fox, *Vulpes vulpes*. *Folia Zoologica* 56:440–444.
- RUETTE S. & ALBARET M. (2011): Reproduction of the red fox *Vulpes vulpes* in western France: Does staining improve estimation of litter size from placental scar counts? *European Journal of Wildlife Research* 57:555–564. doi: 10.1007/s10344-010-0465-y
- RUSHTON S. P., SHIRLEY M. D. F., MACDONALD D. W. & REYNOLDS J. C. (2006): Effects of culling fox populations at the landscape scale: A spatially explicit population modeling approach. *Journal of Wildlife Management* 70:1102–1110. doi: 10.2193/0022-541x(2006)70[1102:eocfpa]2.0.co;2
- RUTKOWSKI R., KROFEL M., GIANNATOS G., ČIROVIĆ D., MÄNNIL P., VOLOKH A. M., LANSZKI J., HELTAI M., SZABÓ L., BANE A O. C., YAVRUYAN E., HAYRAPETYAN V., KOPALIANI N., MILIOU A., TRYFONOPOULOS G.A., LYMBERAKIS P., PENEZIC A., PAKELTYTĖ G., SUCHECKA E. & BOGDANOWICZ W. (2015): A European concern? Genetic structure and expansion of golden jackals (*Canis aureus*) in Europe and the Caucasus. *Plos One* 10:e0141236. doi: 10.1371/journal.pone.0141236
- ŠÁLEK M., ČERVINKA J., BANE A O. C., KROFEL M., ČIROVIĆ D., SELANEC I., PENEZIC A., GRILL S. & RIEGERT J. (2014): Population densities and habitat use of the golden jackal (*Canis aureus*) in farmlands across the Balkan Peninsula. *European Journal of Wildlife Research* 60:193–200. doi: 10.1007/s10344-013-0765-0
- SAUNDERS G., COMAN B., KINNEAR J. & BRAYSHER M. (1995): Managing vertebrate pests: foxes. *Australian Government Publishing Service, Canberra*

- SCHEININ S., YOM-TOV Y., MOTRO U. & GEFFEN E. (2006): Behavioural responses of red foxes to an increase in the presence of golden jackals: a field experiment. *Animal Behaviour* 71:577–584. doi: 10.1016/j.anbehav.2005.05.022
- SCHOENER T. W. (1974): Resource partitioning in ecological communities. *Science (New York, NY)* 185:27–39. doi: 10.1126/science.185.4145.27
- SHABBIR S., ANWAR M., HUSSAIN I. & NAWAZ M. A. (2013): Food habits and diet overlap of two sympatric carnivore species in Chitral, Pakistan. *Journal of Animal and Plants Sciences* 23:100–106.
- SHANNON C. E. (2001): A Mathematical Theory of Communication. *ACM SIGMOBILE Mobile Computing and Communications Review* 5:3–55. doi: 10.1145/584091.584093
- SHELDON J. W. (1992): Wild dogs: the natural history of non domestic Canidae. *Academic Press, Inc, San Diego, California*
- SILLERO-ZUBIRI C. (1996): Records of Honey Badger, *Mellivora capensis* (Carnivora, Mustelidae), in afroalpine habitat, above 4,000 m. *Mammalia* 60:323–325.
- SILLERO-ZUBIRI C., HOFFMANN M. & MACDONALD D. W. (2004): Canids: foxes, wolves, jackals, and dogs. Status survey and conservation action plan., IUCN/SSC C. IUCN - *The World Conservation Union, Gland, Switzerland and Cambridge, UK*
- SOULSBURY C. D., BAKER P. J., IOSSA G. & HARRIS S. (2008): Fitness costs of dispersal in red foxes (*Vulpes vulpes*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 62:1289–1298. doi: 10.1007/s00265-008-0557-9
- SPASSOV N. (1989): The position of jackals in the *Canis* genus and life history of the Golden jackal (*Canis aureus* L.) in Bulgaria and on the Balkans. *Historia Naturalis Bulgarica* 1:44–56.
- STAMPS J. A., KRISHNAN V. V. & REID M. L. (2005): Search costs and habitat selection by dispersers. *Ecology* 86:510–518. doi: 10.1890/04-0516
- STENIN G. (2007): Hunting in Bulgaria. *Education and Science, Sofia*
- STENIN G., KOLEN N. & MITOV I. (1983): Some aspects of jackals's dispersion. *Lovno I ribno stopanstvo*, 7.
- STOYANOV S. (2012a): Craniometric differentiation of golden jackals (*Canis aureus* L., 1758) in Bulgaria. *International Symposium on hunting „Modern aspects of sustainable management of game population” Zemun-Belgrade, Serbia, 22 – 24 June, 2012* 39–47.
- STOYANOV S. (2012b): Golden Jackal (*Canis aureus*) in Bulgaria. Current status, distribution, demography and diet. *International symposium on hunting, " Modern aspects of sustainable management of game population" Zemun-Belgrade, Serbia, 22 – 24 June, 2012* 48–56.
- STRATFORD J. (2015): Golden jackal in Lithuania, a consideration of its arrival, impact and status. *Zoology and Ecology* 25:277–287. doi: 10.1080/21658005.2015.1073894
- SUMMERS R. W., GREEN R. E., PROCTOR R., DUGAN D., LAMBIE D., MONCRIEFF R., MOSS R. & SWITALSKI T. A. (2003): Coyote foraging ecology and vigilance in response to gray wolf reintroduction in Yellowstone National Park. *Canadian Journal of Zoology* 81:985–993. doi: 10.1139/z03-080
- SZABÓ L., HELTAI M., LANSZKI J. & SZÜCS E. (2007): An indigenous predator, the golden jackal (*Canis aureus* L. 1758) spreading like an invasive species in Hungary. *Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca Animal Science and Biotechnologies* 63:1–6.
- SZABÓ L., HELTAI M., SZÜCS E., LANSZKI J. & LEHOCZKI R. (2009): Expansion range of the golden jackal in Hungary between 1997 and 2006. *Mammalia* 73:307–311. doi: 10.1515/MAMM.2009.048



- TANNERFELDT M., ELMHAGEN B. & ANGERBJÖRN A. (2002): Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. *Oecologia* 132:213–220. doi: 10.1007/s00442-002-0967-8
- TAPPER S. C., POTTS G. R. & BROCKLESS M. H. (1996): The Effect of an Experimental Reduction in Predation Pressure on the Breeding Success and Population Density of Grey Partridges *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology* 33:965–978. doi: 10.2307/2404678
- TEERINK B. J. (1991): Hair of West-European mammals. *Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom*
- TIMM S. F., MUNSON L., SUMMERS B. A., TERIO K. A., DUBOVI E. J., RUPPRECHT C. E., KAPIL S. & GARCELON D. K. (2009): A suspected canine distemper epidemic as the cause of a catastrophic decline in Santa Catalina Island foxes (*Urocyon littoralis catalinae*). *Journal of Wildlife Diseases* 45(2):333–343. doi: 10.7589/0090-3558-45.2.333
- TÓTH T., KRECSÁK L., SZÜCS E., HELTAI M. & HUSZÁR G. (2009): Records of the golden jackal (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) in Hungary from 1800th until 2007, based on a literature survey. *North-Western Journal of Zoology* 5:386–405.
- TROUWBORST A., KROFEL M. & LINNELL J. D. C. (2015): Legal implications of range expansions in a terrestrial carnivore: the case of the golden jackal (*Canis aureus*) in Europe. *Biodiversity and Conservation* 24:2593–2610. doi: 10.1007/s10531-015-0948-y
- TSUNODA H., RAICHEV E. G., NEWMAN C., MASUDA R., GEORGIEV D. M. & KANEKO Y. (2017): Food niche segregation between sympatric golden jackals and red foxes in central Bulgaria. *Journal of Zoology* 303:64–71. doi: 10.1111/jzo.12464
- ÚJHELYI P. (1989): A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója. (Küllemi és csonttani bélyegek alapján). *Magyar Madártani Egyesület, Budapest*
- URAGUCHI K., UENO M., IJIMA H. & SAITOH T. (2014): Demographic analyses of a fox population suffering from sarcoptic mange. *Journal of Wildlife Management* 78:1356–1371. doi: 10.1002/jwmg.794
- VASSILEV S. & GENOV P. (2002): On the reproduction of jackal (*Canis aureus* L.) in Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* 54:87–92.
- VOIGT D. R. & EARLE B. D. (1983): Avoidance of Coyotes by Red Fox Families. *The Journal of Wildlife Management* 47:852–857. doi: 10.2307/3808625
- VON SCHANTZ T. (1981): Female Cooperation, Male Competition, and Dispersal in the Red Fox *Vulpes vulpes*. *Oikos* 37:63–68. doi: 10.2307/3544073
- WASER P. (1996): Patterns and consequences of dispersal in gregarious carnivores. *Carnivore behavior, ecology and evolution* 2:267–295.
- WEBER J. M. (1996): Food selection by adult red foxes *Vulpes vulpes* during a water vole decline. *Wildlife Biology* 2:283–288.
- 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. *Journal of Zoology* 229:553–559. doi: 10.1111/j.1469-7998.1993.tb02656.x
- www.thelocal.dk (2015): First European jackal discovered in Denmark. In: The Local. <http://www.thelocal.dk/20150911/first-european-jackal-spotted-in-denmark>. Accessed 20 jún 2016
- ZACHOS F. E., CIROVIC D., KIRSCHNING J. O., MARTHE H., GÜNTHER B., PETERSEN B. & HONNEN A. C. (2009) Genetic variability, differentiation, and founder effect in golden jackals (*Canis aureus*) from Serbia as revealed by mitochondrial DNA and nuclear microsatellite loci. *Biochem Genet* 47:241–250. doi: 10.1007/s10528-009-9221-y

Farkas Attila: Vörös róka (*Vulpes vulpes*) és aranysakál (*Canis aureus*) táplálkozási kapcsolatai Dél-Romániában 122

YOM-TOV Y., ASHKENAZI S. & VINER O. (1995) Cattle predation by the golden jackal *Canis aureus* in the Golan Heights, Israel. *Biological Conservation* 73:19–22. doi: 10.1016/0006-3207(95)90051-9

**10. MELLÉKLETEK****1. Melléklet – Az aranyakál aktuális elterjedése az Európai országokban és az észlelések alakulása a 2008–2018 időszakban**

Ország	2008 (Jhala & Moehlman, 2008)	2012 (Arnold & et al., 2012)	2015 (Trouwborst & et al., 2015)	2018	Státus	Trend	Újabb észlelések forrása
Albánia	X	X	X	X	I	Ismeretlen	
Ausztria	X	X	X	X	Á	Növekvő	
Azerbajdzsán			X	X	I	Ismeretlen	
Bosznia	X	X	X	X	I	Ismeretlen	
Bulgária	X	X	X	X	Á	Növekvő	
Csehország		X	X	X	K	Növekvő	
Dánia				X	I	Ismeretlen	(www.thelocal.dk 2015)
Észtország			X	X	I	Ismeretlen	
Fehéroroszország			X	X	I	Ismeretlen	
Görögország	X	X	X	X	Á	Csökkenő	
Grúzia			X	X	I	Ismeretlen	
Hollandia				X	I	Ismeretlen	(phys.org 2016)
Horvátország	X	X	X	X	Á	Növekvő	
Koszovó			X	X	I	Ismeretlen	
Lengyelország			X	X	I	Ismeretlen	
Lettország			X	X	I	Ismeretlen	
Litvánia			X	X	I	Ismeretlen	
Magyarország		X	X	X	Á	Növekvő	
Makedónia		X	X	X	I	Ismeretlen	
Moldvai Közt.			X	X	I	Ismeretlen	
Montenegró		X	X	X	I	Ismeretlen	
Németország		X	X	X	K	Ismeretlen	
Olaszország	X	X	X	X	Á	Növekvő	
Oroszország			X	X	I	Ismeretlen	
Örményország			X	X	I	Ismeretlen	
Románia		X	X	X	Á	Növekvő	
Svájc			X	X	I	Ismeretlen	
Szerbia		X	X	X	Á	Növekvő	
Szlovákia	X	X	X	X	K	Növekvő	
Szlovénia	X	X	X	X	Á	Növekvő	
Törökország	X	X	X	X	Á	Ismeretlen	
Ukrajna		X	X	X	Á	Növekvő	

Megjegyzések: K – Kóborló egyedek; Á – Állandó populációk bizonyítottan szaporodó példányokkal; I - Ismeretlen

## 10.1. Táblázatok jegyzéke

1. táblázat – A Turris Sport- Vadász és Horgász Egyesület által kezelt vadászterületek földhasználati mód szerinti megoszlása (ha és %).....	32
2. táblázat – A kutatási terület átlagos hőmérséklet adatai (°C).....	33
3. táblázat – A vizsgálati terület átlagos csapadék adatai (mm).....	33
4. táblázat – A vizsgálati terület vadállománya és terítéke (példány) 2013 – 2018 időszakban ....	34
5. táblázat – A ragadozógyérítés terítékadatai 2013 – 2015 időszakban .....	36
6. táblázat – Aransakál és vörös róka terítékek egymáshoz viszonyított aránya vadászterületek szintjén .....	46
7. táblázat – Aransakál és vele együtt élő vörös rókák átlagos testtömegei korcsoport és ivar szerint .....	50
8. táblázat – Azonos területtípusról eltérő években gyűjtött rókák átlagos testtömegének összehasonlítása egy faktor szerinti varianciaanalízissel (ANOVA).....	50
9. táblázat – A sakálos és sakálmentes területekről származó rókák átlagos testtömegeinek összehasonlítására végzett t-próba értékei a korcsoport és ivar függvényében .....	51
10. táblázat – Üres gyomrok gyakorisága aransakál és sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös rókák esetében.....	52
11. táblázat – Üres gyomrok gyakoriságának összehasonlítása aransakál és sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös rókák esetében az egyes mintagyűjtési évek között .....	52
12. táblázat – Üres gyomrok gyakoriságának összehasonlítása aransakál és sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös rókák esetében évszakok között .....	53
13. táblázat – Üres gyomrok évszagos gyakorisága aransakál és sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös rókák esetében .....	54
14. táblázat – Üres gyomrok ivar és korcsoport szerinti gyakorisága aransakál és sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös rókák esetében.....	54
15. táblázat – Üres gyomrok gyakoriságának összehasonlítása aransakál és sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó rókák esetében korcsoportok és nemek között.....	55
16. táblázat – Aransakál és vele együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös rókák táplálék-összetétele és tápláléktípusonkénti hasonlósága (Khi-négyzet és Kruskal-Wallis próbák) .....	56
17. táblázat – Aransakál és eltérő területekről származó vörös róka étrendjének összehasonlítása mintagyűjtési évek szerint (2013- 2015).....	57
18. táblázat – Aransakál és vele együtt élő vörös róka táplálékösszetétele az egyes vizsgálati években.....	58
19. táblázat – Aransakál és vele együtt élő vörös róka étrendjének összehasonlítása táplálékalkotók szerint a 2013–2015 időszakban.....	59
20. táblázat – Aransakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös róka táplálékösszetétele az egyes vizsgálati években.....	60
21. táblázat – Aransakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös róka étrendjének összehasonlítása táplálékalkotók szerint a 2013–2015 időszakban .....	60
22. táblázat – Aransakál és vele együtt élő vörös róka éves és évszagos étrendjének összehasonlítása (Khi-négyzet próba).....	62
23. táblázat – Aransakál és vele együtt élő vörös róka szezonális étrendjének összehasonlítása táplálékalkotók szerint a 2013–2015 időszakban.....	62

24. táblázat – Aranysakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó rókák éves és évszakos éntrendjének összehasonlítása (Khi-négyzet próba) .....	64
25. táblázat – Aranysakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös rókák szezonális éntrendjének összehasonlítása táplálékalkotók szerint a 2013–2015 időszakban.....	64
26. táblázat – Aranysakállal együtt élő és sakálmentes területekről származó vörös rókák táplálékválasztása korcsoport és ivar szerint.....	66
27. táblázat – Aranysakál és eltérő területekről származó vörös rókák táplálkozási nicheszélességének (B), illetve standardizált táplálkozási nicheszélességének (B <sub>A</sub> ) értékei és összehasonlítása Kruskal-Wallis próbával évek, évszakok és területek szerint.....	66
28. táblázat – Évszakos standardizált táplálkozási niche-szélességek átlagértékei aranysakál-, vele együtt élő vörös róka és sakálmentes területekről származó róka esetében.....	68
29. táblázat – Aranysakál és vele együtt élő vörös róka-, illetve eltérő területekről származó rókák közötti táplálkozási nicheátfedés különböző módszerekkel számított értékei és összehasonlítása Kruskal-Wallis próbával évek és évszakok szerint .....	69
30. táblázat – Aranysakál és vele együtt élő vörös róka-, illetve eltérő területekről származó rókák közötti számított szezonális táplálkozási nicheátfedés-értékek .....	71
31. táblázat – Aranysakál, vele együtt élő vörös róka és sakálmentes területekről származó vörös róka éntrendjének diverzitása .....	71
32. táblázat – Aranysakál és vele együtt élő vörös róka-, illetve eltérő területekről származó rókák éntrendjének diverzitása .....	72

## 10.2. Ábrák jegyzéke

1. ábra – Aranysakál és vörös róka globális elterjedése az IUCN adatbázisa alapján .....	10
2. ábra – Vörös róka ( <i>Vulpes vulpes</i> ) 2018 évi sűrűsége Romániában a jóváhagyott vadászati kvóták alapján .....	22
3. ábra – Vörös róka állományának és kilövési keretének alakulása Romániában 2006 – 2018 időszakban.....	23
4. ábra – Aranysakál állományának és kilövési keretének alakulása Romániában 2006 – 2018 időszakban.....	24
5. ábra – Aranysakál ( <i>Canis aureus</i> ) 2018 évi sűrűsége Romániában a jóváhagyott vadászati kvóták alapján .....	25
6. ábra - A vadászterületek földrajzi elhelyezkedése és kategorizálása (sárga szín: állandó aranysakál jelenlét; piros: aranysakál csak véletlenszerűen fordul elő).....	35
7. ábra – Vörös róka ragadozógyérítési terítékek havi eloszlása sakálos és sakálmentes területeken 2013 – 2015 időszakban .....	47
8. ábra – Aranysakál, sakállal együtt élő-, illetve sakálmentes területekről származó vörös róka standardizált táplálkozási nicheszélességei (B <sub>A</sub> ).....	67
9. ábra – Aranysakál és vele együtt élő vörös róka-, illetve eltérő területekről származó rókák közötti szezonális táplálkozási nicheátfedés értékei az egyes vizsgálati években. Box-Whisker diagram.....	70