

SZENT ISTVÁN EGYETEM  
MEZŐGAZDASÁG- ÉS KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KAR

AZ ARANYSAKÁL (*CANIS AUREUS* LINNAEUS, 1758)  
ÁLLOMÁNYVÁLTOZÁSÁNAK ÉS ÉLŐHELYHASZNÁLATÁNAK  
VIZSGÁLATA

**Doktori (PhD) értekezés**

**Szabó László**

**Gödöllő**

**2016**

A doktori program

**Címe:** Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskola

**Tudományága:** Állattenyésztési Tudományok

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

**Témavezető:** Dr. Heltai Miklós  
Intézetigazgató helyettes, egyetemi docens  
Szent István Egyetem, Mezőgazdaság-és Környezettudományi Kar,  
Vadvilág Megőrzési Intézet

.....  
**Az iskolavezető jóváhagyása**

.....  
**A témavezető jóváhagyása**

## TARTALOMJEGYZÉK

RÖVIDÍTÉSEK .....	5
1. BEVEZETÉS .....	6
1.1 A téma aktualitása, jelentősége.....	6
1.2 A kutatás megalapozása.....	9
1.3 Célkitűzések.....	10
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS .....	11
2.1 A faj morfológiai és biológiai sajátosságai.....	11
2.1.1 Küllemi bélyegek.....	11
2.2 A faj európai és hazai elterjedése, állomány nagysága.....	19
2.2.2 Hazai elterjedés - A faj rendszertani megítélése és korábbi előfordulásai .....	22
2.3 A faj jogi státusza és megítélése .....	23
2.3.1 Nemzetközi jogi szabályozás .....	23
2.3.2 Hazai jogi szabályozás.....	24
2.4 Az akusztikus állományfelmérés alapja és használata.....	24
2.4.1 A módszerről általánosságban .....	24
2.4.2 Akusztikus kommunikáció arany sakálknál .....	28
3. ANYAG ÉS MÓDSZER .....	34
3.1. Kérdőíves felmérés .....	34
3.2. Vadászati teríték adatok elemzése .....	35
3.3. Bizonyító példányok gyűjtése.....	35
3.4 Post mortem (laboratóriumi) vizsgálatok .....	36
3.5 Akusztikus állománybecslés .....	38
3.5.1 Technikai leírás - eszközök.....	38
3.5.2 A felmérés.....	39
3.5.3 A vizsgálati területek .....	43
3.5.4 Élőhelyvizsgálat.....	48
4. EREDMÉNYEK.....	50
4.1 Kérdőíves felmérés .....	50
4.2 Az arany sakál és a vörös róka terítékének változása a vadászati statisztika alapján.....	54
4.2.1 Arany sakál terítéke (1995-2014) .....	54
4.2.2 Vörös róka teríték változása .....	57
4.2.3 Az arany sakál és a vörös róka teríték alakulásának összehasonlítása .....	57
4.3 Az arany sakál elterjedése bizonyító példányok alapján .....	59

4.4. Az aransakál és a vörös róka - Post mortem vizsgálatok eredményei.....	60
4.4.1 Aransakál testméretei .....	60
4.4.2 Kondíció .....	61
4.4.3 Róka testméretei .....	63
4.4.4 A sakál és a róka mért adatainak összehasonlítása.....	64
4.5 Akusztikus állománybecslés eredményei .....	66
4.5.1 Hajós-Szentgyörgy körzete.....	66
4.5.2 Császártöltés körzete .....	70
4.5.3 Nagyterületű felmérés.....	74
4.5.4. Az aransakál terjeszkedésének vizsgálata akusztikus módszerrel .....	77
4.5.5 A hanglejátszásra adott válaszok elemzése .....	78
4.5.6 Élőhelyvizsgálat.....	80
5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK .....	83
5.1 Állományváltozás kérdőíves felmérés és terítékadatok alapján .....	83
5.2 Post mortem vizsgálatok.....	83
5.3. Az akusztikus módszer értékelése .....	85
5.4 Javaslatok.....	92
6. ÖSSZEFOGLALÁS .....	94
7. SUMMARY.....	97
8. MELLÉKLET.....	100
8.1. Irodalomjegyzék .....	100
8.2 További mellékletek .....	114
8.2.1 Az aransakál jogi megítélése Európa egyes országaiban .....	114
8.2.2 Postai kérdőív.....	115
8.2.3 Kipreparált sakál méh a petefészkekkel,placentahegekkel.....	116
8.2.4 Az akusztikus felmérés során elsőként lefotózott fiatal sakál .....	116
8.2.5 A kérdőíves felmérés eredményei (Pozitív választ adó VGE-k száma).....	117
8.2.6 Az aransakál terítékének változása (1995-2014).....	118
9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS .....	133

## RÖVIDÍTÉSEK

n:	mintaszám
OVA:	Országos Vadgazdálkodási Adattár
p:	szignifikancia szint
r:	korrelációs koefficiens
R <sup>2</sup> :	determinációs együttható
SD:	szórás
SE:	átlag szórása
S:	szignifikáns különbség
NS:	nem szignifikáns különbség
VGE:	vadgazdálkodási egység
r:	exponenciális növekedési ráta
DF:	szabadsági fok
nn:	nem normális eloszlás
n:	normális eloszlás

"S amint visszafelé méne, mendegéle,  
Egy helyütt a zsombék csak besüpped alatta,  
Benne két kis kölyke rítt az istenadta  
Megsajnálta Miklós, hogy reájok hágott,  
Simogatta a két árva kis jószágot"

"Kár volt simogatni: csak vesztére tette,  
Mert megzörren a nád hirtelen megette;  
Jó az anyafarkas szörnyű ordítással,  
Rohan a fiúnak, birkóznak egymással.  
Fel-feláll a farkas hátulsó lábára,  
Méri éles körmét Toldi orcájára"

Arany János: Toldi

## 1. BEVEZETÉS

### 1.1 A téma aktualitása, jelentősége

Az aransakál (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) nagy területen elterjedt kutyaféle, elsősorban a trópusi, szubtrópusi és a déli, mérsékelt égövi területek jellemző ragadozója. Areája magában foglalja Kelet- és Észak-Afrikát, Délkelet-Európát, Kis-Ázsiát, a Kaukázust, a Közel-Keletet, az Arab-félsziget egyes részeit, Irakot, Iránt és az egész indiai szubkontinenst, Sri Lankától Burmán át Thaiföldre. Hatalmas elterjedési területén belül csakis a számára kedvező élőhelyi feltételeket használja, elterjedése így kevésbé folyamatos, mint pl. a vörös rókaé. Rendkívüli alkalmazkodóképességének köszönhetően a szélsőséges sivatagok és a zárt, sűrű erdők kivételével mindenféle élőhelyet elfoglalhat (GIANNATOS 2003, JHALA és MOEHLMAN 2004). Genetikai vizsgálatok eredményeként az afrikai állományát néhány éve afrikai farkas (*Canis anthus*) néven ismeri a tudomány (RUENESS et al. 2011, KOEPFLI et al. 2015)



**1. térkép: Az aransakál elterjedési területe**  
**(<http://maps.iucnredlist.org/map.html?id=3744>).**

Az aransakál Magyarország egyik őshonos ragadozója (RAKONCZAY 1989), mely bizonyíthatóan a középkortól tagja a hazai faunának (TÓTH et al. 2009). Hazánk a faj egykori elterjedési területének peremén található, tőlünk északi, nyugati irányban a sakál faunaidegen fajként szerepel. Kis sűrűségben, de állandóan jelen lehetett a Kárpát-medencében. A XIX. században megkezdődött jelentős élőhely-átalakítások és rombolások (vízrendezés, parlagterületek feltörése), valamint a ragadozók kitartó üldözése miatt a Kárpát-medence területéről a XX. század közepére eltűnt. A legutolsó - hivatalosan jelentett - példányt 1942 telén, Derecskén ejtették el (SZUNYOGHY 1957). Ezt követően közel fél évszázadon át a megfigyelések csak esetiek voltak és terítékre is csak kóborló hím példányok kerültek. Mindezek arra engedtek következtetni, hogy bizonyíthatóan az aransakálnak nem élt szaporodóképes állománya hazánk területén (DEMETER 1984). E tények ismerete birtokában 1989-ben az aransakált felvették a magyar Vörös Könyvbe és kipusztultnak nyilvánították (RAKONCZAY 1989).

A '80-as években tapasztalt eseti megfigyeléseket – kóborló fiatal egyedek – követően (DEMETER 1984) az 1990-es évek első felében figyelték meg az első szaporodó párokat Magyarország déli határvidékén, Baranya, Bács-Kiskun és Somogy megye területein. A vándorlásuk nagy valószínűséggel a Dráva folyón keresztül Horvátország irányából zajlott (DEMETER és SPASSOV 1993). Nem zárható ki azonban az sem, hogy hazai rejtett populációk is jelen voltak az említett területeken. Azóta jelenlétük e térségben folyamatos, az ország déli megyéiben jelentős állományok alakultak ki, s hazánk egyre több helyéről számoltak be újabb megfigyelésekről (HELTAI et al. 2000, LANSZKI és HELTAI 2002, HELTAI 2002, SZÚCS és

HELTAI 2002). Az állomány kevesebb, mint 10 év alatt az invazív fajokhoz hasonló állománynövekedést mutat (HELTAI et al. 2004). A faj terjeszkedése napjainkban is tart (LANSZKI et al. 2007, SZABÓ et al. 2007, SZABÓ et al. 2008, SZABÓ et al. 2009).

A re-kolonizáció esetleges okai közül gyakran a volt Jugoszlávia területén dúló délszláv háborút és a globális klímaváltozást szokták elsődlegesen megjelölni. A faj dél-dunántúli újbóli megtelepedését azonban több okra is vissza lehet vezetni. A '90-es évektől a mezőgazdaságban jelentős átalakulások történtek. A tőkehiányos magángazdálkodók a területek jelentős részét nem tudták megművelni, így „létesültek” zavartalan parlagterületek. Az egykori nagyüzemi szemléletű gazdálkodást felváltotta az extenzívebb forma. A környezetvédelmi szempontokat jobban figyelembe vevő módok magukkal hozták a kisebb mennyiségben alkalmazott műtrágya, valamint rovar –és rágcsálóirtó szer használatát. Ennek köszönhetően a sakál elsődleges táplálékbázisát jelentő kisemlősök állománya nőtt. A bevándorló, kóborló egyedek megtelepedését a termőföldek magántulajdonba kerülése is segíthette, mivel a földek egy részén évekig nem volt, ill. az óta sincs szántóföldi gazdálkodás. A sűrű búvóhelyet jelentő parlagterületek, bozótosok kedvező életfeltételeket nyújtanak rágcsálóknak (HORVÁTH és PINTÉR, 2000, LANSZKI et al. 2006), nagyvadnak és ragadozóknak egyaránt, mindamellert mentesek az emberi zavarástól is. S bár a növénytermesztési ágazat az ezredforduló után intenzívebbé vált, a sakál – köszönhetően kitűnő alkalmazkodóképességének – megmaradt az általa korábban elfoglalt területeken.

Az élőhely és a gazdálkodás megváltozása mellett valószínűleg elősegítette megtelepedését és állományának folyamatos növekedését a ragadozógyérítési módszerek erőteljes, EU és nemzetközi egyezmények általi korlátozása (pl. tömeges gyérítésre alkalmas eszközök – mérgek, csapóvasak, nem szelektív ölőcsapdák használata) kiegészülve a ragadozógazdálkodás háttérbe szorulásával, valamint egy letális zoonózis, a veszettség visszaszorítása per os immunizációval. A faj viszonylagos ismeretlenségéből adódóan nehezen volt követhető, részletesen feltárt a visszatelepülés. Nem utolsó sorban meg kell említeni a nagyragadozók hiányát, mely szintén kedvező lehet a sakál elterjedése szempontjából. A nagyragadozók közé tartozó és komoly vetélytársnak (KRYSTUFEK et al. 1997, GIANNATOS et al. 2005) bizonyuló szürke farkast (*Canis lupus*) hazánkban a XIX. században kiirtották, az újbóli előfordulása a sakál szempontjából csak helyileg lehet jelentős.

Mindezeknek köszönhetően a sakál hazai állományának sűrűsége nagyobb lehet – megfigyelések alapján, mint a múlt századokban volt (TÓTH et al. 2009).



## 1.2 A kutatás megalapozása

A sakál visszatelepülése több szempontból is érdekes és vitatott kérdés. 1997-ben, amikor már egyértelműen szaporodó párok jelenlétéről számoltak be Somogy és Baranya megye vadászai és a területet járó természetvédelmi szakemberek, megkezdődtek az aranysakál hazai helyzetét felmérő első kutatások. A vizsgálatokat – azóta is - a Kaposvári Egyetem és a Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézete közösen végzi. A kutatási programba, mint tanszéki munkatárs 2003-ban kapcsolódtam be. Munkánk eredményeképpen ma az aranysakál országos állományhelyzete és annak változása az egyik legjobban ismert az emlős ragadozó fajok közül.

A Kárpát-medencében ismét megjelenő, valamint az újabb területeket is elfoglaló, invazív fajokra jellemzően terjedő sakál megannyi vadgazdálkodási és természetmegőrzési kérdést vet fel. Annak ellenére, hogy hazánkon kívül is rohamos térhódítással jellemezhető, általánosságban a sakál ökológiai szerepe és hatása Európában alig ismert. Néhány korábbi afrikai és ázsiai tapasztalaton (pl. LAWICK-GOODALL 1970; MOEHLMAN 1979, 1987, 1989, DEMETER és SPASSOV, 1993) kívül a faj szinte ismeretlenül tért vissza azokra az európai területekre, amelyeket annak idején benépesített. A faj újbóli megjelenésével és állományának növekedésével párhuzamosan szinte minden érintett országban felerősödtek a klasszikus ragadozó-ember konfliktusok (SZABÓ et al. 2010, HELTAI et al. 2013). Ki kell emelni hazánk area peremi helyzetét. Fontos ez abból a szempontból, hogy az új európai területeket meghódító faunaidegen aranysakál állomány összefüggést mutathat az eredeti elterjedési területének sakál sűrűségével, illetve az ökológiai szerep megismerése segíthet megérteni és kezelni az esetlegesen kialakuló problémákat, választ adhat a felmerülő kérdésekre.



**1. kép: Aranysakál. (fotó: Lippai Andrea)**

### 1.3 Célkitűzések

A faj viszonylagos ismeretlensége miatt mind a vadgazdálkodás, mind a természetvédelem, a mezőgazdaság (állattenyésztés), valamint állategészségügy szempontjából kiemelkedő fontosságú volt, hogy képet kapjunk az ökológiai rendszerben betöltött helyéről, szerepéről, meghatározzuk jövőbeni jelentőségét és a lehetséges gazdálkodási irányelveket. További célkitűzés volt a nemzetközi kapcsolatok kiépítése, közös kutatások megalapozása, hiszen nemcsak országos, de európai szinten is felmerülnek a fajjal kapcsolatos kérdések. Fontos a jövőbeli hazai és nemzetközi laboratóriumi összehasonlító vizsgálatokhoz szövetminta biztosítása. A visszatérő faj hazai ismeretlensége miatt célunk volt nemcsak a társadalom, de az érintett gazdálkodók tájékoztatása, így a faj bemutatása is.

#### Munkám során a következő kutatási célokat fogalmaztam meg:

Az aranysakál hazai előfordulásának nagyterületű, több szempontú felmérése

#### I. Adatgyűjtés, adatelemzés:

Célul tűztem ki, hogy feltárjam a faj hazai elterjedését a hivatalos vadászati statisztikai adatok, kérdőíves felmérés, illetve bizonyító példányok alapján

#### II. Post mortem vizsgálattal:

Célom volt a begyűjtött aranysakál tetemek testméretének, kondíciójának illetve reprodukciós tulajdonságainak (post mortem) vizsgálata, illetve ezzel párhuzamosan a legfontosabb hazai konkurens fajjal, a vörös rókával (*Vulpes vulpes*) történő összevetése

#### III. Akusztikus állományfelméréssel:

Célul tűztem ki az elterjedési terület egyik központi részén belül elhelyezkedő mintaterületeken az állományváltozás monitoringját, állománydinamika vizsgálatát; a terjeszkedés nyomon követését, zöldfolyosó feltárását.

Célom volt a faj mintaterületeken belüli élőhelyválasztásának vizsgálata.

Fentiek alapján a rendkívül gyors, invazív-szerű terjeszkedés okainak elemzése.

## 2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 2.1 A faj morfológiai és biológiai sajátosságai

#### 2.1.1 Küllemi bélyegek

Az aranyakál a ragadozók (Carnivora) rendjébe, a kutyafélék (Canidae) családjába tartozik. Színezete rendkívül változatos, nehezen meghatározható. Bundája vöröses, háta általában szürkés-feketés árnyalatú. Ezzel szemben több olyan esetről is tudunk, ahol a fajra jellemző színezet erősen eltér, felveti, adott esetben megerősíti/igazolja a kutyával való hibridizáció lehetőségét (KISS és ALEXE 2013, GALOV et al. 2015). A fej formája hasonlít a rókáéhoz, keskeny, elhegyesedő, a rókáénál tompább (KISS 2000), a farkasénál hegyesebb és finomabb (DEMETER és SPASSOV, 1993). Füle hegyes, rövid (KRYŠTUFEK és TVRTKOVIĆ 1990), a rókáéval szemben – mely fekete - vöröses szőrzet borítja. Pofája barnás, a torok és a mellkas piszkosfehér. A kulcsont környékén jellegzetes harántirányú sávok találhatóak (ÉHIK 1929). Farka lompos, tömör, mindössze 20-30 cm hosszúságú (FARAGÓ 1994), a rókáénál (35-40 cm) rövidebb. Ez utóbbi farkvége piszkosfehér, míg a sakálé szürkésbarna. Testfelépítésében és testméreteiben a farkas és a róka között található. Testhossza a rókáéval közel megegyező, 65–105 cm, a farkasnál kisebb (100-140cm). 45-50cm-es marmagasságával a róka (40cm) felett áll (REICHHOLF 1983). Lábai hosszabbak, mint a rókáé (DEMETER és SPASSOV 1993). Jellegzetes bélyege a talppárnája, ugyanis a két középső ujj ujjpárnái, néhány kivételtől eltekintve (BAUER és SUCHENTRUNK 1995), mind a 4 mancson összenőttek. Testtömege 7-15 kg (MACDONALD 1993, HELTAI et al. 2000), a farkasnál (30-75 kg) jóval könnyebb, a rókánál (7-10 kg) nagyobb. A hímek tömege 6,3-13,7 kg, a nőstényeké 7,0-11,8 kg (HEPTNER és NAUMOV 1974), egy Lábod közeli vizsgálat alapján pedig a kanok tömege  $10,8 \pm 0,29$  kg (n=27), szukáké  $9,6 \pm 0,11$  kg (n=26) (LANSZKI et al. 2015) A kan testmérete általában nagyobb.



2. kép: Vörös róka (fent) és aranyakál (lent) terítéken. (fotó: Jung Jenő)

### 2.1.2 Élőhelyválasztás - területhasználat

Rendkívüli méretű areáján belül számos élőhely típus kínálkozik számára. Búvóhely választását tekintve opportunist, táplálékválasztásában generalista, ezek következtében, valamint kitűnő alkalmazkodóképességének köszönhetően a legváltozatosabb élőhelyeken fordul elő, a tengerparti sósocsaraktól a külvárosi szeméttelpekig (POCHÉ et al. 1987).

Rejtett életmódja miatt a nehezen áttörhető, aljnövényzettel dúsan benőtt bozótos vagy nagymértékben elnádasodott nedves területeket (ATÁNASSOV 1953, GIDAJATOV 1965), a füves sztyeppéket, fákkal tarkított pusztákat, sziklás, hasadékos vidékeket, bokorerdőket (REICHHOLF 1983) kedveli. A Kaukázusban, a sakál lakta bozót, például olyan sűrű lehet, hogy gyakran közös alagutakat kell használnia a vaddisznókkal, borzokkal és vadmacskákkal együtt (DEMETER és SPASSOV 1993). Az Európában élő sakál is kerüli a magas erdősültségű, illetve a teljesen nyílt területeket. A széles sávban bozótos folyópartokat viszont - mely bozótok mentén az erdei területek szélére is behúzódhat (SPIRIDONOV et al. 1987), - szereti. Alacsony, de sűrű vegetációval borított alföldek és dombok, tenger- és folyópartok egyaránt élőhelyei (DEMETER és SPASSOV 1993). LAPINI és BANEÁ (2014) vizsgálatai szerint – hasonlóan más szerzőkhöz- az alacsony, vagy közepes tengerszint feletti magasságon fekvő fás, vagy síkvidéki, nyílt, emberi befolyás alatt álló területeket, mocsaras, folyó menti galériaerdőket kedveli. A múlt században jellemzően az Alföld nádas, mocsaras területein élt (FARAGÓ 1994). Az állattartásra alkalmas füves legelőkön biztosítva volt számára a megfelelő élőhely és táplálékforrás. Hasonlóan más ragadozókhöz gyakran megjelenik városok és kisebb települések környékén ahol az egyre nagyobb területeket elfoglaló szeméttelpek kitűnő életteret nyújtanak számára (BURTON 1991, GIANNATOS 2003, GIANNATOS et al. 2003).

Az aransakál a múlt század végére **Görögországban** szinte a legritkább kutyafélévévé vált (GIANNATOS és IOANNIDIS 1989, 1991, KARANDINOS és PARASCH 1992, GIANNATOS et al. 2005) és állománya az elmúlt három évtizedben tovább csökkent, bár az utóbbi években újra növekedésről számolnak be (MIGLI et al. 2014). A kiemelt jelentőségű élőhelyek és a tájhasználat az elmúlt 25-40 évben megváltoztak Görögország közepes- és alacsony tengerszint feletti magasságon fekvő tájain, emiatt itt a sakál populációk hanyatlásnak indultak. A magasabban fekvő területeken a sakál populációk kisméretű csoportokká alakultak és fokozatosan izolálódtak a többi csoporttól. A sakál elterjedése Görögországban nem folyamatos, hanem feldarabolódott és hét területre oszlik. A legnagyobb populáció a Nestos folyó torkolatvidékén a folyó és a tengerpart nádas-mocsaras élőhelyein található néhány méterrel a tengerszint felett. A sakál jelenléte két terület típus között oszlik meg: az alföldi cserje borítású

mocsarak (főként Észak-Görögország) és macchia- enyhén művelt terület mozaikja (Halkidiki, valamint Dél-Görögország területén) között. Észak-Görögországban a legnagyobb tengerszint feletti magasság (250 m), ahol észlelték Halkidikiben található; míg Görögország déli részén 1050 m-en is megfigyeltek sakál előfordulást (GIANNATOS 2004). A nem szokványos hegyvidéki előfordulásokat az ott még megfigyelhető hagyományos állattartási tevékenység – és az ezzel együtt járó tetemek és egyéb hulladékok – valamint a művelhető síkvidéki területek intenzív emberi zavarása és használata magyarázza. A vizsgált területeken a nappali pihenők alatt és a szaporodási időszakban a dús vegetációjú területeket használták. Ezekre a helyekre az ember és a háziállatok nehezen tudnak behatolni; a vegetáció a nád (*Phragmites australis*) vagy az óriás olasz nád (*Arundo donax*), a szeder-félék (*Rubus spp.*) és a tamariska-félék (*Tamarix spp.*) sűrű, kusza keverékéből áll. A nyárfák régi ültetvényeiből fejlődött sűrű bozótokat, szintén nappali menedéknek használják és a magas, sűrű gabonatáblákban is szívesen meghúzódnak. Ezeknek a bozotos területeknek a jelenléte teszi lehetővé a sakál számára, hogy az ember által sűrűn lakott és intenzíven megművelt területeken ki tudja használni az antropogén táplálékforrásokat. A nappal takarást biztosító területek gyakorisága és eloszlása a döntő tényező a sakál csoportok számában és összetételében.

A sakál élőhelyek Görögország területén nem összefüggőek (elsősorban a keskeny tengerparti sávban), főként elnyújtottak, követve a tenger és a tavak partvonalát, valamint a folyómedreket, patakokat. Az előfordulási területek így érzékenyek a fragmentációra, tehát fontos szerepük lehet az élőhelyfoltok között fenntartott folyosóknak. (GIANNATOS et al. 2005)

**Bulgáriában** a ligeterdők és a bokros pusztaságok kiirtásának következményeként a sakál dél-kelet felé szorult vissza (ATÁNASSOV 1953, STENIN et al. 1983). Később a sakál előfordulási területének növekedése összefüggött a természetes erdők eltűnésével és azok helyére ültetett sűrű tűlevelű állomány megjelenésével, mivel így az állatok mesterséges nappali takaráshoz jutottak (GIANNATOS 2004, GIANNATOS et al. 2005). A fajvédelem feloldása után szinte az egész országban elterjed, csak a magasabban fekvő és a nyugati területeken nem találtak példányokat (DEMETER és SPASSOV, 1993; MARKOV pers. comm). **Indiában** a füves területek, falvak külterülete és a kedsadi (*Prosopis cineraria*) ligetek bizonyultak preferált élőhelynek (AIYADURAI 2001, AIYADURAI és JHALA 2006), illetve a mangrove erdők, mezőgazdasági - és parlagterületek (POCHÉ et al. 1987). Hat aranysakál mozgáskörzetét tanulmányozták Bhal városa (Gujarat tartomány) közelében 2000 novembere és 2001 áprilisa között (AIYADURAI 2001). Az átlagos mozgáskörzet 4,06-14,33 km<sup>2</sup> volt. A magterületeket magas vegetációs borítás jellemezte. A Sariska Tigris Rezervátum területén folyt vizsgálat (MUKHERJEE et al. 2001) során a sakálok inkább a nyílt területeket kedvelték és jellemzően nappali életmódot folytattak. **Etiópiában** mindegyik élőhelytípust használták, ami elérhető volt számukra (különösen este,

amikor táplálék után kutattak). Nappali pihenőhelyeiket itt is sűrű borítás jellemzi, elsősorban kúszóvirágos (*Hagenia abyssinica*) és borókás (*Juniperus*) területek (ADMASU et al. 2004). A Bale hegység Nemzeti Park területén 1998-2000 között 3 felnőtt és 4 még nem ivarérett sakált vizsgáltak (ADMASU et al. 2004). A felnőtt sakálok vadászterülete itt 7,9-48,2 km<sup>2</sup> között, a fiataloké pedig 24,2-64,8 km<sup>2</sup> között változott. **Bangladesben** (JAEGER et al. 2001) a sakál az ország területén sokfelé megtalálható beleértve az intenzíven megművelt és nagy népsűrűségű területeket is. A sakálok gyakoribbak a rizzzel, búzával és cukornáddal művelt területeken, ahol a nappali időszakot sűrű takarásban töltik. Számított mozgáskörzetük itt rendkívül kicsi, csak 0,56 km<sup>2</sup> volt.

Összegezve megállapítható, hogy a sakál élőhelyválasztását 3 tényező határozza meg: 1. nappali búvóhely, 2. megfelelő táplálék, 3. tartósan vízborítástól mentes terület (JAEGER et al. 2007). A tengerszint feletti magasságot tekintve is tág határok között mozog: találtak sakált Etiópiában (Bale hegység) 3800 m magasan (SILLERO – ZUBIRI 1996) és India hegyein 2000 m magasságban is (PRATER 1980). A nappal takarást biztosító területek gyakorisága és eloszlása döntő tényező a sakál csoportok számában és összetételében.

### 2.1.3 Populációdinamika és egyedsűrűség

Az aransakál rendkívül nagyméretű areáján belül nem egyenletesen oszlik el, hanem csakis a számára kedvező élőhelyi foltokat használja. Ezekben a habitatokban azonban igen magas állománysűrűséget is elérhet.

Görögországban, a vizes, bozótos területeken, valamint Mornos kisebb mezőgazdasági foltjaiban 17 km<sup>2</sup>-en közel 30 példányt figyeltek meg 2003 tavaszán (17,6 egyed/1000 ha). Hasonló sűrűséget regisztráltak Samos szigetének egyes keleti területein is. A rossz élőhely adottságú Peloponnészoszon 12 km<sup>2</sup>-en egy csoportot figyeltek meg (1,7 – 2,5 egyed /1000 ha) (GIANNATOS et al. 2005). Izraelben a Golan fennsíkon a 25 sakál /1000 ha sűrűséget nagyon magasnak tartották, amit a háziállatokban okozott kár miatt 1 sakál / km<sup>2</sup> -re akarnak csökkenteni (YOM-TOV et al. 1995). GIDAJATOV (1965) 7,3 sakál/1000 ha sűrűségről írt Azerbajdzsánban. Bulgária nagy sakál-sűrűségű területein 6 km<sup>2</sup>-en 1 példányt lőnek le évente (6 egyed/1000 ha), míg a Bulgária DK-i területein, az erdős részekben legalább 15 sakált lőttek le 10 km<sup>2</sup>-enként (15 példányt/1000 ha) (GENOV ÉS VASSILEV 1991). Horvátországban a '80-as évek végén indult meg a sakálállomány fellendülése; a nagyobb sakálsűrűségű területeken 14 sakál/100 km<sup>2</sup> (1,4 pld/1000 ha) lőttek ki évente (KRYSTUFEK és TVRTKOVIC 1990). A sakál fegyverrel eredményesen nem gyéríthető, így a teríték adatokat csak nagy óvatossággal szabad kezelnünk!

A sűrűségadatokat tekintve úgy látszik, hogy a sakálállomány rövid idő alatt gyorsan képes regenerálódni és fellendülni, ha a környezeti feltételek kedvezővé válnak. Samos szigetén kevesebb, mint 3 év alatt az állomány gyorsan közel másfélszeres növekedést mutatott. Bulgáriában az állomány elterjedési területe kb. 23 év alatt 33-szorosára nőtt (KRYSTUFEK et al. 1997) és a dalmát állomány is jelentősen megnőtt a múlt század közepén (KRYSTUFEK és TVRTKOVIC 1990). Hazánkban az állomány kevesebb, mint 10 év alatt az invazív fajokhoz hasonló állománynövekedést mutat (HELTAI et al. 2004, SZABÓ et al. 2009).

A sakál táplálékhálózatban betöltött szerepe szerint Görögországban inkább dögevő és fosztogató. Ez megkönnyíti létét az ember által lakott környezetben, ahol az állattenyésztés és kis volumenű gazdálkodás (nem az intenzív mezőgazdálkodás) dominálnak. Ezek a területek nagymennyiségű elérhető táplálékot nyújtanak a sakál számára, így például állati tetemek, rágcsálók, emberi hulladék, stb. Ezáltal ezeken a területeken a sakál különösen magas állománysűrűségeket érhet el (GIANNATOS et al. 2005).

#### 2.1.4 Szaporodási jellemzők

A sakál monogám, vagyis a párok a farkashoz hasonlóan gyakran egész életen át együtt maradnak (MOEHLMAN 1989, MACDONALD 1979). Párzasi időszaka egyszer van egy évben, általában január és március között (REICHHOLF 1983). A kölykök 50-53 (FARAGÓ 1994), egyesek szerint 60-62 (HEPTNER és NAUMOV 1974, REICHHOLF 1983, HELTAI et al. 2000) illetve 63 napi (SHELDON 1992) vemhesség után április második és május első felében jönnek a világra (TARYANNIKOV 1976). Dél-Bulgáriában a kölykezési időszak április 10. és május 20. közé esik, míg észak-Bulgáriában április 25. és május 20. között van (VASSILEV és GENOV 2002). Az átlagos alomnagyság 3-5 kölyök (ATÁNASSOV 1953), de előfordult már 8 kölyökből álló alom is (REICHHOLF 1983). Bulgáriában 5,9 (n = 300), amely az ország déli felén magasabb, 6,0 (3 – 12 között változik), az északi részen pedig 4,9 (3-8 között változik). A 10-nél több kölyköt tartalmazó alom aránya csak 1% (VASSILEV és GENOV 2002). A Syr-Darja (Kazahsztán) területen az átlagos embriószám 5,0, az átlagos alomszám pedig 4,8 a születéskor (NIKOLSKIJ és POYARKOV 1981). MOEHLMAN és HOFER (1997) vizsgálatai szerint Tanzániában az átlagos alomszám 5,7 (1-8 között), míg a Bhal régióban (India) csak 3,6 (szélsőértékek: 2 és 5). A szociális hierarchia meghatározza a csoporton belüli reprodukciós sikert (MACDONALD 1983, 1993). Csak a domináns szülőpár (alfa hím és alfa nőstény) szaporodik. A kölykök nevelése idején, főleg a kitorékban való tartózkodásukkor, a szokásosnál is erősebb territoriális magatartást mutatnak.

#### 2.1.5 Szociális szerveződés

Az aransakál szociális (társas) rendszere rendkívül rugalmas, nagymértékben függ az elérhető, rendelkezésre álló táplálékforrásoktól (MACDONALD 1979, MOEHLMAN 1983, 1986, FULLER et al 1989, MOEHLMAN és HOFER 1997). Az alapegység a szülőpár, kiegészülve a kölykökkel (MOEHLMAN 1983, 1986). JHALA ÉS MOEHLMAN (2004) megfigyelései alapján az indiai Gujarat tartományban élő sakálokat leggyakrabban (35%) párban, hármásban (14%), háromnál nagyobb csoportban (20%) figyelték meg, míg 31%-ban magányos egyedeket láttak. MOEHLMAN és HOFER (1997) csoportnagyságra vonatkozó vizsgálatai közel azonos eredményeket mutatnak: Afrikában az átlagos csoportnagyság 2,5 (Serengeti, Tanzánia), Indiában (Velavadar) 3 volt. Etiópiában a Bale hegységben a leggyakrabban megfigyelt csoport a hímből és nőstényből álló pár volt, ennél nagyobb csoportokat csak 5 alkalommal észleltek a 3 éves vizsgálati időszakban (ADMASU et al. 2004). Egy dél-görögországi vizsgálati területen, június végén - július elején 2-4 (n = 4), míg É-Görögországban ugyanebben az időszakban 9



kölyköt figyeltek meg, amint szüleiket követték (GIANNATOS et al. 2003). Territoriális faj, a csoport a territóriumot 2-3 részre osztja fel, és 1-2 naponta végigjárja (LAWICK és LAWICK-GOODALL 1970). Nyári-őszi időszakban a szülők és a kölykök együtt, kisebb falkát alkotva indulnak vadászni, majd szétszóródnak.

A szaganyagok fontos szerepet játszanak a kommunikációban. A kan és az egész falka is ürülékkel (mely idővel ürülékkupaccá válik) jelöli meg territóriumának határát (MACDONALD 1979). A szaporodási időszakban a hímek és a nőstények egymás után, gyakran hagynak hátra vizeletmintát (MOEHLMAN 1983), mellyel erősítik a párjukkal való összetartást (GOLANI és KELLER 1975, GOLANI és MENDELSSOHN 1971).

A kölykök felnevelésében részt vesznek az előző alomból a szülőkkel maradt segítők, amelyek késleltetik saját szaporodásukat testvéreik felnevelése érdekében. Elő-Ázsiában (GOLANI és KELLER 1975) és Afrikában (LAWICK-GOODALL 1970, MOEHLMAN 1983, 1986, 1989) mindkét ivar egyformán kiveszi a részét a munkából: őrzik és védik az almot, játszanak a kölykökkel és azoknak, illetve anyjuknak táplálékot hoznak. Európában (Magyarországon, Ausztriában és a Balkán szélső területeinek határain) a kóborló példányok inkább hímek, így valószínű, hogy a nőstények játszanak nagyobb szerepet a kölykök nevelésében (DEMETER és SPASSOV 1993). E szociális rendszer nemcsak a kölykök jobb túléléséhez járul hozzá (pl a rókákhoz képest), de a felnőtt egyedek kedvezőbb kondíciójához is (MOEHLMAN et al. 2014), s egyben ez is segíti a sakál szaporodási és így terjedési sikerét (MACDONALD 1984). Az utóbbi oka, hogy a helper szerepet betöltő egyed, a szaporodásba való bekapcsolódás esetén valószínűleg jobb kondícióban lesz a szaporodási időszakban, mint egy soliter életmódot folytató egyed (MOEHLMAN et al. 2014). A testvérekkel való fogalkozás során tapasztalatot szerez az utódgondozásról, és ezeket később a saját kölykeinél is hasznosítani tudja (MACDONALD 1984). A kölykök félévesen érik el kifejlített kori testméreteiket, s általában a következő év tavaszáig illetve az ivarérett kor eléréséig maradnak együtt a szülőkkel (DEMETER és SPASSOV 1993). Szemben a rókával, ahol is a könnyen sebezhető, tapasztalatlan önálló utódok már szeptemberre elhagyják a családot (HELTAY 1989, HELTAI et al. 2007)

#### 2.1.6 A ragadozó fajok közötti versengés hatása a területhasználatra

A ragadozó fajok elterjedését jelentős mértékben befolyásolhatja más fajok, elsősorban predátorok jelenléte vagy hiánya az adott élőhelyen. A rokon fajok közötti kompetíciót csökkenteniük kell az együttélés érdekében (LANSZKI 2012). A versengés mérsékelhető az élettér illetve a rendelkezésre álló táplálékforrások felosztásával. Jó példa erre a farkas és az aranysakál területi elkülönülése a Balkánon (KRYSTUFEK et al. 1997). KRYSTUFEK és

TVRTKOVIC (1990) horvátországi vizsgálatai alapján a két faj jelenléte kölcsönösen kizárja egymást és a sakál újbóli megtelepedése összefügg a farkas állomány csökkenésével. A versengés csökkenésének tudható be az aransakál foltszerű elterjedése areájának peremterületein (DEMETER és SPASSOV 1993, GIANNATOS et al. 2005, SZABÓ et al. 2009). Hazánkban a legelterjedtebb közepes testű ragadozó, a vörös róka valamint az aransakál elterjedése területileg nem különül el (HELTAI és LANSZKI. 2010). Ebben a táplálékforrások és búvóhelyek bősége fontos szerepet játszik (nincs korlátozó tényező, nincs igazi versengés sem - esetleg helyileg és alkalmilag).

A ragadozó fajok közötti kapcsolatot meghatározza többek között az eltérő testméret valamint a szociális rendszer. Nagytestű csúcsragadozók jelenlétében a közepes vagy kistestű ragadozók általában alacsonyabb állománnyal rendelkeznek. A „top down” hatás azt jelenti, hogy a magasabb trofikus szint szabályozza az alsóbbakat. Ez a mechanizmus megjelenhet egyrészt a kisebb testű ragadozó viselkedésében (pl. vadászati módszerek - SWITALSKI 2003; LANSZKI et al. 2006), másrészt annak területi eloszlásában. Ez utóbbira jó példa a prérifarkas (*Canis latrans*), amely a farkastól, - mint csúcsragadozótól – mentes területeken visszazorítja a tőle kisebb termetű predátor fajokat, többek közt a vörös rókát (CROOKS és SOULÉ 1999, KAMLER et al. 2003). Észak-Amerikában egy adott területen a szürke farkas állományát drasztikusan csökkentették, aminek következtében a prérifarkas állománya növekedni kezdett (PETERSON 1995). Illinoisban a prérifarkas állománynövekedésével párhuzamosan a róka egyre ritkábbá vált. Feltételezhető, hogy a prérifarkas kiszorítja élőhelyéről a rókát ugyanúgy, mint Kanadában a farkas a prérifarkast (GOSELINK et al. 2003). Szélsőséges esetben előfordulhat, hogy a nagymértékű táplálék-átfedés miatt a ragadozó fajok egyike elpusztul (CROOKS és SOULÉ 1999), illetve esetenként megfigyelhető a direkt predáció (SCHEININ et al. 2006) is.

Eltérédségi területén belül az aransakál a vörös róka konkurensének tekinthető (MACDONALD 1983, DEMETER és SPASSOV 1993), hiszen közel azonos élőhelyeket használ mindkét generalista ragadozó faj. A sakál nagyobb testméretének illetve fejlettebb társas rendszerének köszönhetően mérsékelheti a róka állománysűrűségét (GIANNATOS 2004, GIANNATOS et al. 2005, SCHENIN et al. 2005). Görögországban egy adott területen élő, mindhárom (szürke farkas, vörös róka, aransakál) ragadozó faj közötti kölcsönhatásokat vizsgált GIANNATOS és IVOVIC (2014). Akusztikus állományfelmérés során több alkalommal figyelték meg, hogy a farkasok agresszíven léptek fel a sakálokkal szemben. Ez a jelenség elsősorban azokon a területeken jellemző, ahol stabil farkasfalka él. Görögország déli részén, nagy sakálsűrűségű (3-4 család/10 km<sup>2</sup>) élőhelyeken megfigyelték, hogy egyrészt a róka ritkábban fordul elő, másrészt a kisebb testű ragadozó nem használta kotorékot a sakálcsoportok magterületén belül. Ezeken túl

Szamos szigetéről a róka teljesen eltűnt. Elmondható, hogy legtöbb esetben a sakál és a róka felosztja a rendelkezésre álló területet, tehát a sakál nem szorítja ki egyértelműen a rókát, azonban a nagyobb sakálsűrűségű területeken a róka állománysűrűsége mérséklődik, és elkerüli a sakálok központi területét. Ugyanez igaz a farkas-sakál kapcsolatban is.

A múlt század '80-as éveiben – több évtizednyi szünet után – Hazánkban a Duna-Tisza Közén időnként újra előfordult a farkas (SZEMETHY et al. 2004, SZEMETHY és MÁRKUS 2007). Az 1993 óta védelmet élvező faj 1-1 egyedét igen ritkán figyelik meg Bács-Kiskun megye erdősült részein, mely területeken azonban a sakálállomány a '90-es közepétől erőteljesen növekszik (HELTAI et al. 2004, SZABÓ et al. 2004, SZABÓ et al. 2009).

## 2.2 A faj európai és hazai elterjedése, állomány nagysága

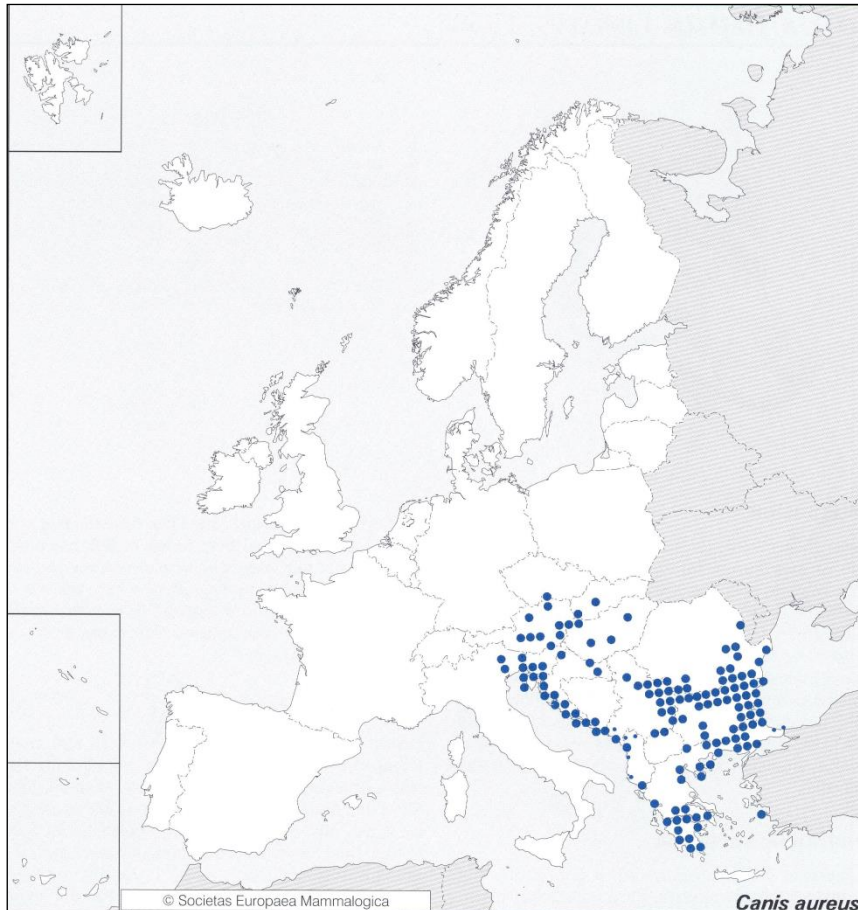
### 2.2.1 Európai elterjedése

Európai elterjedési területe elsősorban az élőhelyeinek átalakítása és a ragadozók általános üldözése miatt a 20. század közepére a Balkán-félsziget déli-keleti területeire korlátozódott (DEMETER és SPASSOV 1993, KRYSTUFEK et al. 1997, ARNOLD et al. 2012). A múlt század végén kezdődött, napjainkban is tapasztalható expanziójának alapját a Balkán-félszigeten, elsősorban Bulgáriában élő forráspopulációk adták. A faj nagy valószínűséggel ebből a régióból kezdett terjeszkedni már az 1970-es évek elejétől északi és nyugati irányban. Ebben többek között az is fontos szerepet játszott, hogy 1962-ben a sakált Bulgáriában védetté nyilvánították (DEMETER és SPASSOV 1993, RÖSLER 1991). A védelem következményeként egyedszáma jelentős növekedésnek indult (HELL és BLEHO 1995).

A faj újbóli balkáni terjeszkedésével párhuzamosan megnőtt az észlelések gyakorisága a kelet-közép-európai régióban is. Az Európai Emlős Atlasz elterjedési térképei alapján a faj megtalálható a múlt század utolsó évtizedében Északkelet-Olaszországban, összefüggő populációt alkot a Dalmát partvidéken, Albánia tengerpartja mentén, Görögországban és egyes török szigeteken. Bulgáriában és Romániában nagy számban, leginkább a Fekete-tenger partvidékén. A Duna vonalát követve tovább terjed Jugoszlávia, Horvátország, Szlovénia, Magyarország, Szlovákia, Ausztria és Németország területein is (MITCHELL-JONES et al. 1999).

A terjedést – mely feltehetően elsősorban a folyók menti galériaerdőkhöz kötődött-, valamint az állománynövekedést is alátámasztják HELL és RAJSKY (2000) szlovákiai és KISS (2000)

erdélyi előfordulási adatai is. Ugyanekkor megnövekedett a megfigyelések gyakorisága Szlovéniában, Ausztriában és Észak-Olaszország területén is (HOI-LEITNER és KRAUS 1989, DEMETER és SPASSOV 1993, ZEDKA 1990, LAPINI és PERCO 1988). Az újonnan meghódított területeken leggyakrabban fiatal hím egyedeket észleltek. Terjeszkedését jól jelzi ez a megfigyelés, hiszen egy territoriális faj esetében - mint amilyen az aransakál is - a családot először feltehetően a fiatal hímek kényszerülnek elhagyni, s kóborlásuk, helykeresésük során igyekeznek saját territóriumot foglalni.

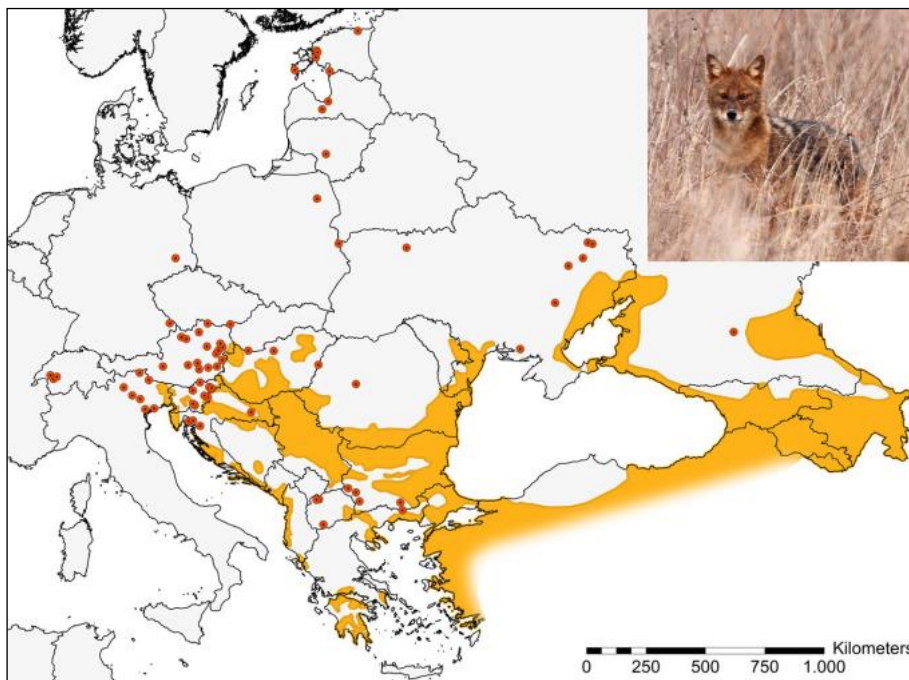


**2. térkép: Az aransakál európai elterjedése a '90-es években. (Mitchell-Jones et al. 1999)**

A faj európai terjeszkedésére utal az IUCN (2006) felmérése, amely 25 tagországra vonatkozik. A terjedés és állománynövekedésnek köszönhetően az aransakált a veszélyeztetettség közeli (near threatened) kategóriába sorolták át a korábbi sebezhető (vulnerable) kategóriából. Az adatgyűjtés eredményei alapján őshonos fajként szaporodó állományai élnek Albániában, Bosznia-Hercegovinában, Bulgáriában, Horvátországban, Görögországban, Magyarországon, Szerbiában, Romániában, Oroszországban és Ukrajnában. A stabil populációk mellett alkalmankénti megfigyelések egyre gyakrabban előfordulnak Ausztriában, Szlovákiában,

Szlovéniában és Olaszországban (IUCN 2006). A legfrissebb, 2016-os adatok alapján az aransakál a „least concern” (Nem fenyegetett) kategóriába van besorolva.

ARNOLD et al. (2011) a sakál európai elterjedését bemutató összefoglaló írása már egyértelműen egy a Balkánról induló, Közép –és Nyugat Európa irányába tartó expanzív terjeszkedést igazolnak. Az állománynövekedés a faj elterjedési területén belül már Görögországban is érzékelhető az utóbbi 10 évben (MIGLI et al. 2014), pedig ez volt az egyetlen ország, amelynek a területén csökkenő tendencia volt tapasztalható ezidáig (GIANNATOS et al. 2005).



**3. térkép: Az aransakál európai elterjedése. (Trouwborst et al. 2015 alapján)**

Az utóbbi években számos, a faj areáján kívüli megfigyelés vagy egyéb információ (elejtés, gázolás, spontán üvöltés) látott napvilágot többek között Németországban (WEINGHART et al. 2012), Ukrajnában (ROZHENKO és VOLOKH 2010), Lengyelországban (KOWALCZYK et al 2015), Dániában (THE LOCAL 2015, ROMBY 2015). Több megfigyelés, vadkamera felvétel is megjelent (Hollandia- DUTCHNEWS 2016), ám ezeknek a megbízhatósága kérdéses. Svájcban számos vadkamera felvétel is készült. 2011-ben (KORA 2016a), majd 2015-ben (THE LOCAL 2016), mígnem 2016 januárjában terítékre hozták az első példányt, mely egy felnőtt kan volt (THE LOCAL 2016), ezt követően márciusban egy újabb elejtésről számoltak be (KORA 2016b), ezt előtte szintén lefotózta vadkamera. A balti államok közül elsőként Észtországban figyeltek meg aransakált 2011-ben (STV 2012). Az ezt követő években további megfigyelések, közúti gázolások, valamint elejtések történtek Belorussziában (BANEVA 2013a), Észtországban

(BANEA 2013b), Lettorszáiban (TOOM 2014) és Litvániában (LEVICKAITE 2015, STRATFORD 2015) is.

Az aranysakál - areáján túli, keleti, nyugati és északi irányban történő - terjeszkedésének pontos okai jelenleg tisztázatlanok. A lehetséges okokat BANEA et al. (2014) modellezéssel vizsgálta. Az elemzések során megállapították, hogy a sakál terjeszkedését nem befolyásolja a klímaváltozás, az antropogén hatások viszont igen. Feltételezéseik szerint a sakál hosszú távú diszperziós stratégiát követ. Megállapították, hogy a potenciális sakál élőhelyek közötti átjárhatóságot könnyítik a különféle zöldfolyosók, nagy biodiverzitású vizes élőhelyek, amelyek lehetővé teszik a gyors terjeszkedést.

RUTKOWSKI et al. (2015) több országból begyűjtött DNS-minta vizsgálata során azt igazolták, hogy a sakál napjainkban terjeszkedő állománya genetikailag nem különbözik lényegesen a korábban (a XX. század közepéig) Európában élt állománytól, azok nagyfokú hasonlóságot mutatnak egymással.

### 2.2.2 Hazai elterjedés - A faj rendszertani megítélése és korábbi előfordulásai

Az aranysakál helyes rendszertani besorolása sok problémát okozott a XIX. és a XX. század kutatói, valamint a természetben élő emberek számára is egyes kutyafajtákhoz, valamint a rókához és a farkashoz való hasonlósága miatt. A faj változatos múltbéli elnevezése – leggyakrabban nádifarkas, toportyánféreg, csikasz, rétifarkas, farkassakál, síksági farkas (SZÚCS és HELTAI 2002), valamint kis farkas (PASZLAVSZKY 1918) és talán kutyahiúz (NAGY 1942) is ezt mutatja. Napjainkra azonban bizonyossá vált az, hogy e fenti elnevezések többségével illetett faj mind az aranysakált jelölik.

A faj hazánkban őshonos (RAKONCZAY 1989), már a jégkorszak előtti időszakból, a Villányi-hegységből származnak olyan leletek, melyek szerint élt Magyarországon egy állat, amit sakálnak, Thus aureusnak neveztek. A maradványok azt bizonyítják, hogy a faj Baranya megye preglaciális faunájában jelen volt és ott mediterrán elemet képviselt (KORMOS 1912). Az ókoriak thosz és aranyfarkas néven ismertek egy vadat, amely valószínűleg a közönséges vagy aranysakál lehetett (ÉHIK 1929).

A XIX. században Magyarországon egészen a Fertő-tóig előfordult (TORONTÁLI 1942), az Alföldön pedig közönséges vadnak tekintették a sakált (NAGY 1942). Az 1920-as évek végén Magyarország déli és középső vidékein több sakál elejtésről is beszámolnak. Ennek ellenére ritka fajnak számított és nem volt gazdasági jelentősége (LOVASSY 1927). ÉHIK (1938) új alfajként írta le a magyar sakált, azaz a *Canis aureus hungaricus*, egy tyukodi elejtett példány alapján. Állítását, vagyis egy önálló pannóniai alak létjogosultságát későbbi vizsgálatok elvetették

(FARAGÓ 1994). Később 1942-ben a Bihar-megyei Derecske határában ejtettek el egy példányt (NAGY 1942). Az ezt követő közel négy évtizedben úgy látszott, eltűnt a hazai faunából. Majd a 1980-as években az aranyakálnak több bizonyított, fiatal példányát ejtették el, például Dunakömlődön (1981) és Gyarmatpusztán (1983) (DEMETER 1985); megfigyelték Kunmadarason (1984) és Csapodon (1988).

Az 1990-es években már egyre több sakál került terítékre, így például Regölyön 1991-ben és Egyeken 1992-ben. Láttak Debrecenben 1992-ben és Lábodon 1993-ban, valamint a Kunságban, Hortobágyon és a Dunántúl déli és délkeleti részén is (KÁSZONI 1998). 1994-ben a sellyei erdészet köröscsönyepusztai területén láttak s még ebben az évben terítékre is hoztak egy egyedet. A következő években egyre több megfigyelést és elejtést regisztráltak, többek között: Drávatamási 1995 (KÁSZONI 2000), Mike 1995 (SIMON 1996), Lajta-Hanság 1996 (BURKUS 1996), Vásárosnamény 1999 (KONCZ 2000).

Az aranyakál hazai előfordulása az 1800-as és az 1980-as évek között leginkább szórványos lehetett, ugyanis néhány egyértelműen bizonyítható előfordulása ismert csak ebből az időszakból. Ezzel szemben napjainkban (megközelítőleg az 1990-es évek közepétől) állománya robbanásszerűen nő és további terjeszkedést mutat (HELTAI et al. 2002, SZABÓ et al. 2004, LANSZKI et al. 2007, SZABÓ et al. 2009).

## 2.3 A faj jogi státusza és megítélése

### 2.3.1 Nemzetközi jogi szabályozás

A faj terjedése, rohamos térhódítása számos jogi kérdést vet fel Európa országaiban. Az ide vonatkozó jelenlegi szabályozásokat, lehetőségeket TRAUWBORST et al. (2015) foglalták össze.

A sakál megjelenése 1-1 országban – elsősorban amelyekben korábban nem fordult elő – nemcsak a különböző gazdálkodók, de a jogalkotók számára is új helyzetet teremt. Az egyik legfontosabb kérdés, hogy jogi szempontból miként kell/lehet tekinteni erre a fajra (8.2.1 MELLÉKLET). Európa államaiban több nemzetközi egyezmény is szabályozza a faj kezelését (Biológiai Sokféleség Egyezmény /Rio-i egyezmény/, Berni konvenció, EU 92/43 Élőhely direktíva). A felmerülő témakörök közül kiemelkednek természetvédelmi-vadgazdálkodási kérdések (védett /vadászható - ha igen, milyen eszközökkel, milyen vadászati módokkal), a terjeszkedés módja (emberi közvetítéssel jutott e be az ország területére visszatérő faj e (tehát őshonos) vagy sem (idegenhonos), invazív faj-e, az esetleges hibridizáció milyen hatásokat okozhat az élővilágban, stb. A kérdések és szükségszerű kezelések tehát nemcsak az adott állam

szintjén várnak megoldásra, de nélkülözhetetlenné teszik a határon átnyúló együttműködéseket is.

### 2.3.2 Hazai jogi szabályozás

A magyar Vörös Könyv az aranysakált kipusztultnak nyilvánította 1989-ben, mert “a XIX. század elejéig (1800-ig) visszatekintve hazánk mai területén rendszeresen szaporodó populációi éltek, de - mint ilyenek - a múlt század folyamán vagy 1935 előtt kipusztultak, azaz 50 éve rendszeres keresésük ellenére sem mutathatók ki”. Ez azt is jelenti, hogy “amennyiben a kérdéses faj hazai területen újra előkerülne, fokozott védelmet érdemelne” (RAKONCZAY 1989).

Visszatelepülése ellenére a sakál sokáig sem a vadászható, sem a védett fajok között nem szerepelt (hasonlóan például Görögországhoz, ahol a Görögországi Gerincesek Vörös Könyve szerint a faj vadászható (KARANDINOS és PARASCH 1992), de hivatalosan sem vadnak, sem védett fajnak nem nyilvánították (GIANNATOS et al. 2005). Később hazai jogi státusa többször változott. A 38/1995. (XII. 14) FM rendelet értelmében a vadászható fajok listájára került, az LV/1996 törvény és a 30/1997 FVM rendelet szerint egész évben, majd a 11/2000-es FVM rendelet alapján szaporodási időszakán kívül, június 15. és február 28. között volt lőhető. A 79/2004. (V. 4.) FVM rendelet a sakál vadászatát június 1. és február 28. között engedélyezi. A jelenleg érvényes 72/2012. (VII. 24.) VM rendelet alapján a faj egész évben vadászható.

## 2.4 Az akusztikus állományfelmérés alapja és használata

### 2.4.1 A módszerről általánosságban

Ahhoz, hogy egy faj vadgazdálkodási hasznosításának irányelveit meghatározzuk, vagy eldöntsük jogi státuszát, elsődleges cél az, hogy a fajról, illetve annak sűrűségéről megbízható adatokat kapjunk (országos vagy akár csak kistérségi szinten). Az állatpopulációk létszámának becslésére számos módszert alkalmazhatunk. A terepi vizsgálati módszerek többsége (pl. élvefogó csapdázás, közvetlen megfigyelés, reflektoros számlálás, nyombecslés, hullatéksűrűség-becslés, stb) gyakran csak korlátozottan figyelembe vehető információt szolgáltat, adott esetben csak jelentős idő –és anyagi ráfordítással valósítható meg (LANSZKI et al. 2007). Bizonyos állatfajok/állatcsoportok esetében legpontosabbnak az akusztikus felmérés bizonyult, mely magában alkalmazva is fontos eredményeket adhat (BLUMSTEIN et al. 2011), de alátámaszthatja, megerősítheti és kiegészítheti egyéb adatgyűjtési módszerek (pl. kérdőíves



felmérés, bizonyító példányok gyűjtése) eredményeit is (GIANNATOS 2003, GIANNATOS et al. 2005, HELTAI et al. 2006).

A szociális rendszerben élő állatoknál a vizuális jelek mellett a hangnak kiemelt szerepe van az egyedek közti információcserében (HARRINGTON és MECH 1978). Az akusztikus kommunikáció a vizuálissal szemben több előnnyel is rendelkezik. A természetes akadályok kevésbé korlátozzák, így ott és akkor is használhatók, ahol, és amikor a vizuális jelek már nem alkalmazhatók kellő hatékonysággal. Szelektivitását és információ átvitelének széles spektrumát többször igazolták. A különböző fajoknál a hang terjedelme és a hangfelfogó képesség összhangban van egymással (MAJER 1987).

A hang az egymás közötti kapcsolatokat erősítheti mind egyed, mind pedig család szinten. Nagyban megkönnyíti az egymástól távol levő állatok érintkezését. A közepes és nagytestű emlős ragadozóknál sokszor a territórium birtoklását jelzik hangadással (JOSLIN 1967). Ezt a jelenséget alapul véve több országban is sikerrel alkalmazzák e fajoknál az akusztikus felmérést. A módszer arra épül, hogy a territoriális hangjelzésre válaszolnak a területen levő fajtársak. Az üvöltés intenzitása és gyakorisága évente főként két időszakban a legerősebb (a szaporodási időszakban, illetve a kölykök önállóvá válása idején) a farkasnál (JOSLIN 1967, HARRINGTON és MECH 1978, 1979, FULLER és SAMPSON 1988), prérifarkasnál (OKONIEWSKI és CHAMBERS 1984) és a panyókás sakálnál (*Canis mesomelas*) (SKEAD 1973), illetve az aranyakálnál (GIANNATOS et al. 2005).

HARRINGTON és MECH (1982) farkasokkal végzett kísérletek során a falkák számának megállapítása mellett a falkák méretének, összetételének és elterjedési területének becslésére alkalmazták az üvöltéses módszert. Vizsgálták az akusztikus módszer hatékonyságát és használhatóságát. A rádióadóval jelölt farkas populáción vizsgálták az eljárást befolyásoló tényezőket. Felméréseiket 1972 áprilisa és 1974 áprilisa között végezték az Egyesült Államokban, Minnesota északkeleti részén. A rádióadó segítségével bemérték az állatokat és 0,2-1,0 kilométeres távolságra megközelítették. A magányos és a csoportos üvöltést is imitálták, hogy megállapíthassák van-e különbség a válaszok számában és módjában. Az egy ember által leadott hangjelzés 5-6 másodperces strófaból állt, egy-egy ilyen strófát mindig 1-2 másodperc szünet követett. Ha nem érkezett válasz, 2-5 perc elteltével megismételték a műveletet. Egy megállási helyen egy alkalommal maximum 3-5-ször ismételték meg a vizsgálatot. Kísérleti eredményeik azt igazolták, hogy viszonylag sok tényező befolyásolja a felmérést. Megállapították, hogy a farkasok ritkán válaszolnak az első próbálkozásra, de a harmadik után szinte mindig felelnek. Azt a következtetést is levonták, hogy az időjárás nagymértékben befolyásolta a mérések eredményét. Szeles, esős idő esetén a válaszok száma jóval kevesebb

volt, mint tiszta, derült időben. Valószínű, hogy a ragadozók is kevésbé aktívak kedvezőtlen időjárás mellett. Másrészt az esetleges válaszok meghallási valószínűsége is csökkenhet a szél vagy eső miatt. Észrevették azt is, hogy a falkák létszámától és összetételétől is függ a válaszok száma. Elsősorban a teljes családok válaszoltak, ahol szülők mellett a fiatalok, kölykök is éltek. Lényegesen kevesebb feleletet produkáltak a csak fiatalokból álló falkák. Legritkábban a magányos egyedek válasza volt hallható. Kísérletet tettek a családon belüli egyedszám meghatározásra is. A válaszadáskor azonban csak az első 2-3 állat kapcsolódott be egymást követően a kórusba, a többi egyed szinte azonos időpontban –kicsit később- egyszerre csatlakozott társaikhoz. Emiatt az egyedek elkülönítése a családon belül nem megbízható. A vizsgálati terület adottságai, a vegetáció és a domborzat jelentősen befolyásolják a hallhatóságot. Továbbá azt is megállapították, hogy az üvöltés hangerejének is nagy befolyásoló hatása van. Ha túl nagy hangerővel üvöltöttek, az állatok sokszor megrémültek, és nem válaszoltak. Fontos volt, hogy megállapítsák az üvöltési helyszínek közötti ideális távolságot. Optimális körülmények között az ember számára 5 kilométeres távolságból még jól hallhatóak voltak a válaszok, átlagosan pedig 3,2 kilométer a hallótávolság. Eredményeik azt igazolták, hogy az elterjedési terület meghatározásánál sem használható a módszer 100 százalékos biztonsággal. Ugyanis a magányos, vagy kis csoportokban levő egyedek gyakran nem üvöltenek annak ellenére, hogy jelen vannak a területen. Felméréseik segítségével feltárták az akusztikus módszer befolyásoló tényezőit. Becsülni tudták a falkák számát, megközelítőleg a méretét, illetve elterjedési területeiket.

E mellett még számos kutatás kiegészítéseként használták farkasoknál az akusztikus módszert. Lengyelországban, Olaszországban és Németországban is több olyan farkas elterjedésének vizsgálatával kapcsolatos kutatási programot folytattak, amelyeknél az akusztikus módszert is alkalmazták (NOWAK et al. 2007, PASSILONGO et al. 2010, 2015).

FULLER és SAMPSON (1988) szintén farkasoknál alkalmazta a módszert. Rádiótelemetriás nyakörvvel jelölt, ismert sűrűségű farkas populációt vizsgáltak. Mintaterületeken történő számlálást alkalmaztak. A felméréseiket 1985. július 15. és 1985. augusztus 29. között végezték. A rádióadóval jelölt farkasok tartózkodási helyét meghatározták és ez által a területen levő farkasfalkák eloszlását és létszámát légi megfigyelés útján meghatározták. A territóriumok határainak elhelyezkedését minimum konvex poligon módszerrel állapították meg (FULLER és SAMPSON 1988). Mivel a teljes terület vizsgálata sok embert és időt igényelt volna, mintaterületeket jelöltek ki. Négyzethálójával fedték be a területet. HARRINGTON és MECH (1982) számításait vették alapul, így egy oldal hossza 3,2 kilométer lett. Az útvonalakat lehetőség szerint közutakra helyezték. A 133 kijelölt helyből 36 megközelíthetetlen volt. A teljes területet 4 nagy részre osztották és minden részből random módon 13-14-et kiválasztottak

mintavételi pontnak. Olyan ember vezette a vizsgálatokat, aki nem tudta a falkák és a territórium határainak helyét. A felméréseket mindig sötétedés után végezték. Ebben az esetben a hangjelzés egy ember által kibocsátott 3 különböző üvöltéssorozatból állt. Ezt háromszor ismételték meg két perces szünetekkel, az első hangleadás mindig halkabb volt. Egy megállási helyen egymást követő három éjszaka végeztek felmérést. A válaszok 80 %-a 1,5 kilométernél közelebről érkezett és egy sem volt távolabb 2 kilométernél. Ezért megállapították, hogy átlagosan 2 kilométer távolságból hallhatóak a válaszok. A populáció sűrűségét úgy becsülték, hogy az üvöltéssel azonosított farkasok számát elosztották a területtel, így megkapták az egy területegységre jutó farkasok számát. Mivel a válaszokat 2 kilométerről hallották, minden hangleadási helyszínt egy 2 kilométeres kör középpontjának tekintettek. Megállapították, hogy egy megállási helyből mekkora területről hallható az üvöltés. Ezt megszorozva az összes megállási hely számával megkapták a teljes lefedett területet. Összesen 55 helyen adták le a hangjelzést, 11 alkalommal érkezett válasz. Ezek közül három alkalommal magányos farkasok üvöltöttek vissza. A többi felelet 5 falkától származott. Ezekből az adatokból is jól látható, hogy a célkiűzéseknek megfelelően sikerült megbecsülni az állománysűrűséget az akusztikus módszer segítségével.

Az Egyesült Államokban, a prérifarkas (*Canis latrans*) korábban eltűnt a Cuyahoga Nemzeti Park területéről és hosszú idő után ezekben az években tűnt fel újra. Adatokat szerettek volna gyűjteni a populációról és meghatározni a nemzeti parkon belüli elterjedési területét. Az akusztikus módszert arra használták, hogy megbecsüljék a prérifarkas populáció hozzávetőleges méretét. 12 üvöltési állomást jelöltek ki a területen, amelyeken 1992-ben szeptember elejétől október közepéig 6 héten át hetente egy alkalommal látogattak. 1993-ban 13 állomás volt, 1994-től 1996-ig pedig újra 12 állomást jelöltek ki. A populáció létszámának becsléséhez minden állomáson rögzítették a legtöbb válasz számát. A feleleteken kívül feljegyezték azok irányát és vélhető távolságát. Korábbi kutatások eredményeiből tudták, hogy egy adott területen a jelenlévő prérifarkasok kb. 53%-a válaszol a hangjelzésre. Az összes válasz számát elosztották ezzel a 0,53-mal és megkapták a populáció becsült létszámát. Az így kapott előfordulási helyeket térképen jelölték. Ennek segítségével a létszámbeclés mellett meg tudták állapítani a prérifarkas előfordulását a különböző élőhelyeken (NPS 1993).

Foltos hiénáknál (*Crocota crocuta*) és oroszlánoknál (*Panthera leo*) is végeztek korábban akusztikus létszámbeclést (KRUUK 1972, MILLS 1985, SILLERO –ZUBIRI és GOTTELLI 1992, CREEL és CREEL 1996, MILLS és GORMAN 1997, OGUTU és DUBLIN 1998), valamint afrikai vadkutyáknál (*Lycaon pictus*) (ROBBINS és MACCREERY 2003).

KROFEL et al. (2014) Afrikában (Namíbia) végzett akusztikus vizsgálatának célfaja a panyókás sakál volt. Farmok környezetében mérték fel a ragadozó állományának nagyságát. Összesen 176

km<sup>2</sup> nagyságú területen 51 territoriális sakálcsoport jelenlétét sikerült kimutatniuk. Ez – élőhelytől függően – eltérő sűrűséget mutatott: legkisebb (0,4 csoport/10km<sup>2</sup>) értéket a hegyvidéki területeken találták, míg a sík területeken esetenként igen magas (5,1 csoport/10km<sup>2</sup>) állománysűrűséget mértek. A terepi vizsgálatok során a provokált (hanglejátszásos) módszert továbbfejlesztették. Háromszögeléssel (több ember bevonásával) még pontosabbá, megbízhatóbbá sikerült tenni az akusztikus módszer használatát.

#### 2.4.2 Akusztikus kommunikáció aranysakáloknál

„Velőtrázó a sakálok üvöltése. Azoknak különösen, akik első ízben hallják. Az első hosszán elnyúló üvöltésre több oldalról válasz érkezik és a sakálok - minden összhang nélküli - hátborzongató karénekekbe kezdenek” (JÉKELY ENDRE: Fogakkal és karmokkal 1986)

##### 2.4.2.1 Az aranysakál akusztikai jellemzői

Az aranysakál kommunikációs hangjai igen gazdagok, mely jól tükrözi szociális kapcsolatainak fejlettségét. Többek között az üvöltés, nyafogás, ugatás, vinnyogás/nyikkanás, püsszenés, morgás, horkantás és dörmögés is mind hozzátartozik repertoárjukhoz (WANDREY 1975). Provokált üvöltéses vizsgálatok során 3 féle hangot („klasszikus” elnyújtott üvöltés, trillázó üvöltés és „csaholás”) tudtak egyértelműen elkülöníteni Bulgáriában (KOLAR et al. 2005). Hangadási repertoárjuk igen változatos: üvöltés, vonítás, sírás, ugatás, sziszegés, dörmögés, morgás, stb. (WANDREY 1975). Az üvöltést általában egy állat kezdi, majd a kórus kiegészül a hallótávolságon belül jelen lévő egyedekkel, és kórusban folytatják, csakúgy, mint a farkasoknál (NOWAK et al. 2007). Az üvöltés részekből, strófákból áll, melyeket többször egymás után ismételnek, míg végül el nem csendesednek (DEMETER és SPASSOV 1993). Az akusztikus kommunikációnak – csakúgy, mint több más kutyaféle ragadozó esetében - elsősorban a párok kialakulásakor és a territóriumok foglalásakor (LAWICK-GOODALL 1970, GOLANI és KELLER 1975) van kiemelkedő szerepe.

NIKOLSKIJ és POJARKOV (1981) véleménye, hogy az üvöltés nem a vadászatra hívás jele, ahogyan azt korábban gondolták, hanem a territóriumok határjelzését, a csoport összetartását és annak elosztását szolgálja.

Az üvöltésnek több funkciója lehet. Az üvöltés többek között territórium birtoklásának kinyilatkoztatására szolgál (LAWICK-GOODALL 1970, JAEGER et al. 1996, MOEHLMAN 1983). Megelőzheti a verekedést, és az udvarlást is. A sakálok üvöltését főként két időszakban hallhatjuk. Először kora tavasszal, a párzás idején csendül fel a “sakálvokál”, majd nyár végén-ősszel, amikor már a kölykök is vadásznak szüleikkel (HELTAI és SZŰCS 2002). Az üvöltések

száma csökken a kölykök születése után, mert más ragadozókat odavezethet a kotorékhoz (JEAGER et al. 1996). Az üvöltést leggyakrabban napnyugta után lehet hallani. A felnőtt sakálok általában állva üvöltenek, az alárendelt egyedek és a fiatalok pedig ülve (DEMETER és SPASSOV 1993). Hazai megfigyelések mutatják, hogy az esti szürkületkor elhangzott lövésre a sakál szinte azonnal reagál üvöltéssel. Ez esetben a lövés hangja a táplálékot jelenti (LANSZKI 2012).

#### 2.4.2.2. Aranysakál akusztikus vizsgálatok

A fejlett akusztikus kommunikációval jellemezhető fajok közül az aranysakál állománya (territoriális csoportjainak minimális sűrűsége) - jelenlegi ismereteink szerint – a legmegbízhatóbban hang alapján mérhető fel. A kutatási módszerek egyik típusában spontán üvöltéseket vizsgálnak, míg a másik – gyakoribb/elterjedtebb – esetben ún. választ-provokáló felméréseket végeznek. A társas viselkedésű kutyafélékre (pl. farkas, prérifarkas) kidolgozott módszert Európában elsőként Görögországban alkalmazták aranysakálra (GIANNATOS et al. 2005). Alapvetően Európa szerte ezt a módszert használják a kutatásokban, esetenként kisebb módosításokkal.

Bangladesh-i tanulmányok ideje (1989 - 1990) alatt, a párválasztási-párási időszakban a csoportos üvöltés volt a leggyakoribb (feltehetően a domináns páré) éjfél előtt (20°-00°) és hajnalban (04°-06°) (JAEGER et al. 1996). Párválasztási-párási időben hallatott spontán üvöltések során kora esti és késő éjszakai – kettős aktivitási csúcsokat SKEAD (1973) is megfigyelt panyóknál Dél-Afrikában. Ehhez hasonló üvöltési aktivitást többen is leírtak nemcsak sakálok esetében, de más kutyaféle ragadozóknál – pl. farkas (CARBYN 1975, HARRINGTON és MECH 1978, NOWAK et al. 2007) is.

Görög kutatók (GIANNATOS et al. 2005) végeztek el egy akusztikus módszerre alapozott felmérést ismert sakál élőhelyeken, melynek során az állomány aktuális helyzetét határozták meg hang behívással. Előre meghatározott pontokon, hangfelvételen rögzített sakálhangot játszottak le és feljegyezték az esetleges válaszokat. Lakott területtől legalább 2 km-re választották ki a pontokat, elsősorban a kutyák miatt. Megfigyelték, hogy a kutyák agresszíven ugatnak, ha sakálüvöltést hallanak, egészen a közelükben pedig nagyon izgatottá válnak. Az egyes állomások minimum 2 km távolságra kerültek egymástól, mivel előzetes mérések szerint a hang még 1 km távolságból is hallható volt emberi fül számára. A minél pontosabb helymeghatározás érdekében a megállási helyek koordinátáikat GPS-szel rögzítették. Minden állomáson egy 3-4 főből álló sakálfalka üvöltését játszották le egymás után hatszor, rövid szünetekkel. A vizsgálatokat minden esetben sötétedés után végezték. A hangfelvétel lejátszása után – a növényborítottságtól függően

- kézi reflektorral körbevilágították a területet. Jó időjárás és megfelelő terepi adottságok mellett már 250 m távolságból fel lehetett ismerni a sakálokat jellegzetes testtartásukról és a fényt zölden visszaverő szemükről. Leggyakrabban magányos egyedeket tudtak megfigyelni vizuálisan, családok közeledése sokkal ritkább esetben fordult elő itt is, akár csak Bangladesben (JAEGER et al. 1996). Hasonlóan más kísérletekhez, itt is azt tapasztalták, hogy az egyes egyedeket csak hang alapján nem lehetett elkülöníteni egy családon belül.

A válaszadási arány területenként eltérő volt. Nagyobb sakálsűrűségű területen több válasz érkezett; illetve a kóborló magányosak ritkábban szóltak, mint a territóriummal rendelkező családok. Érdekes, hogy ismert családból nem mindig válaszoltak a fiatal egyedek. Amennyiben a lejátszott hangra érkezett válasz, a legnagyobb százalékban 5 percen belül bekövetkezett. Az egyes állomásokon az üvöltéssel lefedett terület az adottságaitól függően (vegetáció, domborzat) 7 és 12.5 négyzetkilométer között alakult (GIANNATOS et al. 2005).

A módszer gyors, könnyen alkalmazható, viszonylag olcsó (GIANNATOS et al. 2003), segítségével sikeresen becsülték az állomány létszámát és elterjedési területüket. A sakálcsoportokat a szegélyeken is vizsgálták, ahol egyedszámuk alacsonyabb volt. A válaszok hiánya nem a faj hiányát jelentette, hanem a territoriális családok hiányát.

Összességében megállapítható, hogy jelenleg a fent ismertetett akusztikus módszer a legalkalmasabb az aransakál létszámának és elterjedési területének becslésére.

Horvátországban a Dalmát tengerpart mentén 2007-ben mérték fel az aransakál állományának nagyságát (KROFEL 2008). Három egymáshoz közel eső területen végezték az akusztikus felmérést GIANNATOS (2005) módszere alapján. Összesen 37 ponton játszották le a sakálfalka üvöltését. Eredményeik azt mutatták, hogy nem csak az egyes, egymáshoz közel eső területek sakálsűrűsége mutat jelentős eltérést (Ravni Kotari: 0,61-0,75 csoport/10 km<sup>2</sup>, Vir szigete: 1,15 csoport/10 km<sup>2</sup>, Pag sziget: 0 csoport/10 km<sup>2</sup>), de az egyes vizsgálati területeken belül is komoly különbségek tapasztalhatóak. Összesen 15 ponton hallottak választ (41%), ez 21 családi csoport jelenlétét bizonyította a területen. A legmagasabb sűrűséget egy szarvasmarhatelep közelében regisztrálták (4 csoport válasza 1 lejátszási ponton). Összességében lokálisan igen magas 1-1 kiugró sűrűség mellett GIANNATOS (2005) eredményeihez képest (maximum: 5 csoport/10 km<sup>2</sup>) jóval alacsonyabb állománysűrűséget találtak. Minden egyes lejátszási ponton 6 alkalommal játszották le a falka üvöltését, s az esetek nagy többségében (71%) az első illetve a második lejátszásra érkezett a válasz. Ezek az eredmények megerősítették SELANEC et al. (2011) kutatási eredményeit, melyek a vadászati statisztikai adatok elemzésén alapultak.

A vizsgálatokat 2012-2013-ban folytatták (KROFEL et al. 2014), kiterjesztve a felmérést összesen 4 síkvidéki területre (Ravni Kotari, Peljesac-félsziget, Lonjsko-rét, és Kopácsi-rét). A

vizsgálat során 244 megálló helyen (területi lefedettség összesen 1750 km<sup>2</sup>) 211 sakálcsoport választ regisztráltak. A becsült populációsűrűség 0,69 – 0,79 territoriális csoport/10 km<sup>2</sup> (Ravni Kotari) és 2,27 – 2,43 territoriális csoport/10 km<sup>2</sup> (Peljesac-félsziget) között alakult. Vizsgálták az élőhely típus, a lakott településtől való távolság, a vízforrás és a főbb útvonalak sakál csoport jelenlétével és számával való összefüggését is. Az előzetes feltételezések, melyszerint az emberek elől ma is elzárt aknamezők területén nagyobb állománysűrűség található, nem volt kimutatható.

ACOSTA-PANKOV et al. (2014) az aranysakál állománysűrűségét befolyásoló ökológiai tényezők szerepét tanulmányozták Bulgária keleti területein. A sakál jelenlétét sokféle biotópban (pl. erdő, bozótos, rét, nedves-mocsaras területek, folyó menti galéria erdők) is kimutatták szintén akusztikus módszer segítségével. Mintegy 50 felmérő ponton játszották le a hangfelvételt (teljes felmért terület ~350 km<sup>2</sup>), mindösszesen 47 territoriális család választ hallották. A becsült sakálsűrűség a három helyszínt összehasonlítva jelentős különbséget mutatott Míg Várna térségében 0,8 csoport/10 km<sup>2</sup>, a Strandzha hegységben 0,9 csoport/10 km<sup>2</sup>, addig a Balkán-hegység keleti részein jóval magasabb 2,1 csoport/10 km<sup>2</sup> értéket mutatott. Tapasztalataik szerint az eltérést a lakott település közelsége és a terepi adottságok befolyásolták elsődlegesen.

Romániában az aranysakál dinamikus térhódítását hosszú ideig alig kutatták, ugyanakkor a természetvédelmi kezelés és a vadgazdálkodás gyakorlata populációbecslésen alapul.

Az országban elsőként BANEÁ et al. (2012) végeztek akusztikus állományfelmérést 2010-2011 között 3 alkalommal. A vizsgálati időszakban összesen 66 ponton játszották le a hangfelvételt 6 különböző területen (Alba, Timis, Giurgiu, Calarasi, Tulcea, Constanta megyékben). A felmérés eredményeként 39 különböző sakálcsoportot tudtak elkülöníteni. Vizuális megfigyelések során pedig 25 egyedet regisztráltak. Az egyes helyszínek sakálsűrűsége időszakonként is jelentős eltéréseket mutatott (0,17 – 2,64 csoport/10 km<sup>2</sup>). Legtöbb esetben rendkívül alacsony (0,17-0,73 csoport/10 km<sup>2</sup>) volt a számolt sűrűség, 1 területen ~1,5 csoport/10 km<sup>2</sup>, szintén egyen pedig ~2,5 csoport/10 km<sup>2</sup>. Az előzetes felmérésekhez (GIANNATOS 2005, KROFEL 2008) hasonlóan megállapították, hogy szintén az első-második lejátszásra érkezik a leggyakrabban válasz, majd a további lejátszások egyre kisebb eséllyel provokálnak feleletet.

PAPP et al. (2014) vizsgálatainak célja a romániai sakál populáció nagyságának becslése, elterjedési területének meghatározása volt az eredményes állománykezelés érdekében. Vadászati statisztikai adatok elemzésén túl öt területen végeztek akusztikus állományfelmérést illetve

fotócsapdázást 2011 és 2013 között. A Duna-delta egy 50 km<sup>2</sup>-es területén 2,2 csoport/10 km<sup>2</sup> állománysűrűséget kaptak.

SALEK et al. (2013) több országra (Szerbia, Románia, Bulgária, Horvátország) kiterjedően végezték felméréseiket (adatgyűjtés). Mindösszesen 4296 km<sup>2</sup> nagyságú területet mértek fel, 331 ponton játszották le a hangfelvételt. 147 olyan lokalizációjuk volt, amelyen hallottak választ. Így 266 családi csoport jelenlétét tudták igazolni. A számolt sűrűségadatok igen jelentős különbségeket mutatnak: átlagban viszonylag alacsony sűrűségű állományt regisztráltak (0,6 csoport/10 km<sup>2</sup>), lokálisan azonban kiugróan magas sűrűséget is számoltak (4,8 csoport/10 km<sup>2</sup>). Vizsgálataik kimutatták, hogy a faj nagyfokú alkalmazkodóképességének ellenére preferálja a változatos, bozotos, változatos vegetációjú élőhelyeket az intenzív mezőgazdasági területekkel szemben.

Szlovéniában az első akusztikus vizsgálatokat – kérdőíves felmérés és fotócsapdázás kiegészítéseként - a Júliai-Alpok közelében végezték Bovec mellett fekvő, átlagosan 400m tengerszint feletti területeken (MIHELIC és KROFEL 2012). Az üvöltési pontok kiválasztásában a helyileg illetékes vadászok is segítettek. Annak ellenére, hogy a területen több módszer eredmény is igazolta az aranysakál jelenlétét (kameracsapda felvétel, közúti gázolás, lábnyom stb) a 42 pontot érintő akusztikus felméréssel ezt nem tudták megerősíteni. Ennek oka nagy valószínűség szerint az, amit már más felméréseknél is sikerült kimutatni (GIANNATOS 2004, KROFEL 2008): amennyiben nagyon kis sűrűségben van jelen a faj egy területen, illetve nincs territóriummal rendelkező falka, abban az esetben nem mindig érkezik válasz a lejátszott hangra.

LAPINI et al. (2009, 2011) több módszer együttes alkalmazásával mérték fel az aranysakál észak-olaszországi állományát. Munkájuk során ellenőrizték azokat a területeket, ahol a helyileg illetékes vadgazdálkodók spontán üvöltést jeleztek, így az akusztikus stimulációs felmérések – a vélhető alacsony állománysűrűség és ritka előfordulás miatt – nem szisztematikusan, hanem célzottan történtek. Felméréseik során 2004-től néhány esetben tudták igazolni territoriális sakálcsoportok jelenlétét, illetve hallották egyes egyedek válaszát. Nemcsak a spontán üvöltések, de a provokált hangadások során is pár esetben bizonytalan volt a faj azonosítása, hiszen ugyanazon a területen bizonyítottan a szürke farkas is előfordul.

#### 2.4.2.3 Az egyedszámbecslés nehézségei, lehetőségei

Az akusztikus állománybecslési módszer alkalmas egy adott területen jelen lévő – és a lejátszott hangra válaszoló állatok felmérésére (GIANNATOS 2005, LANSZKI et al. 2007). Mivel a célfajok leggyakrabban családi szerkezetben élő ragadozók, az egyes válaszoló falkák, csoportok



száma viszonylag könnyen meghatározható. Ezzel szemben számos kutatás említi, hogy kóruson belüli egyedszám meghatározás nehézségekbe ütközik. HARRINGTON és MECH (1982) megállapította, hogy nagyméretű farkasfalka esetében precízen nem adható meg az üvöltő egyedek száma, de kettő esetleg három egyed elkülönítése esetenként lehetséges. Véleményük szerint a különböző korosztályok (felnőtt egyedek és a 6 hónaposnál fiatalabb kölykök) jól megkülönböztethetők üvöltésük alapján, elsősorban a frekvencia és az üvöltés időtartamát vizsgálva (HARRINGTON 1986). CIUCCI et al. (1997) valamint CIUCCI és BOITANI (1999) megállapították, hogy a provokált üvöltés alkalmas a család összetételének megállapítására. Lengyelországban végzett akusztikus felmérések során viszonylag pontosan meg tudták határozni a válaszoló falka méretét, de ekkor nyomolvasás (snow-tracking) és rádiotelemetriás vizsgálatok is folytak párhuzamosan az üvöltéses adatgyűjtéssel, melyek pontosították az eredményeket (NOWAK et al. 2007). MACDONALD (1979) hangfelvételeket készített az üvöltésekről, s bár hallás után – véleménye szerint - az egyes egyedek nem különíthetők el a kórusban, hangelemzéssel már képes volt meghatározni a falkában válaszoló egyedek számát. A bioakusztikai elemző vizsgálatok közül jelenleg a legmegbízhatóbb eredményeket PASSILONGO et al. (2015) írták le. Ez esetben ismert egyedszámú falkák, illetve emberek által leadott farkasüvöltést elemeztek vizuális módon. A spektogram analízis más módszerekhez (pl. genetikai vizsgálat) képest olcsó, viszonylag könnyen kivitelezhető és nagymennyiségű hangminta begyűjtését, tárolását teszi lehetővé. Hasonló hangelemző vizsgálatokat végzett DÉAUX et al. (2016), dingóval (*Canis lupus dingo*) Ausztráliában. Aranyakál akusztikus felmérések során szintén próbáltak nem csak család-, hanem egyedsűrűséget is számolni. A terepi tapasztalatok azonban azt mutatják, hogy egy csoporton belül üvöltő sakálok számát egzakt módon nem lehet meghatározni, mert kettőnél több egyed hangja nem különböztethető meg egyértelműen. Így kettő vagy annál több egyszerre üvöltő egyedet családnak számolnak (JAEGER et al. 1996, GIANNATOS et al. 2005, BANEJA et al. 2012). KOLAR et al. (2005) elsőként adtak leírást felvett sakálhangokból – egyszerű hangelemzést követően – a különböző hangtípusokra vonatkozóan. A provokált sakálüvöltés hangfelvételeiből (n=42) statisztikai és szoftveres bioakusztikai elemzés után azonban COMAZZI et al. (2016) viszonylag nagy pontossággal tudtak egyedszámot becsülni.

### 3. ANYAG ÉS MÓDSZER

A kutatómunka során több, egymással párhuzamosan futó, illetve egymást kiegészítő módszert alkalmaztunk.

A témához kapcsolódó nemzetközi irodalom alapján egy ragadozó faj terjedésének egyik befolyásoló tényezője lehet az adott élőhelyen megtalálható másik ragadozó faj. Hazánkban a csúcsragadozónak számító szürke farkast a múlt században kiirtották. Jelenleg egy általánosan elterjedt ragadozó, a vörös róka lehet konkurens faja az aranyakálnak. Ezért az esetleges kölcsönhatások (kompetíció), mint terjedést befolyásoló tényező miatt a két ragadozó fajt hasonlítottuk össze több vizsgálati szempont alapján.

#### 3.1. Kérdőíves felmérés

A hazai ragadozó fajok elterjedésének és állományváltozásának vizsgálatát 1987 óta kérdőíves felméréssel végezzük. Az aranyakálról 1997-óta gyűjtünk így adatokat évi rendszerességgel, kivéve 1999 (8.2.2 MELLÉKLET). Az összeállított kérdőíveket postai úton juttattuk el a vadászatra jogosultakhoz. Az önkéntes válaszadáson alapuló felmérés célja, hogy minden egyes olyan vadgazdálkodási egységet regisztráljunk, amelynek területén legalább egy esetben történt sakálmegfigyelés. A beérkezett adatokat Paradox adatbázis-kezelőben, Quattro Pro (mindkettő Corel Corporation) és Excel (Microsoft) táblázatkezelőkben rögzítettük úgy, hogy minden válaszadó mellett azonnal feltüntettük a vadászterület hivatalos kódját is, ami a későbbiekben lehetővé tette az adatok területhez és földrajzi helyhez való kötését is. A válaszokat megynként csoportosítottuk, így figyelemmel tudtuk követni az előfordulás alakulását külön a Dunántúlon, illetve a Dunától keletre eső részeken is.

A térképi megjelenítést a zoológiában és a botanikában elterjedt - elsősorban a jelenlét vagy hiány bemutatására használt - Universal Transverse Mercator (UTM) vetület hazánk területére eső 10 X 10 km-es rácsosztású térképén végeztük el az ArcInfo 3.0 PC-s változatával valamint ArcView GIS 3.1 alkalmazásával (Environmental Systems Research Institute, USA).

Az UTM alapú elterjedési térképek az Európai Emlős Térképezéshez (MITCHELL-JONES et al. 1999) hasonlóan, bár annál szigorúbb feltételekkel mutatják be az aranyakál maximális elterjedési területét a 1997 és 2006 között évenkénti bontásban és összesítve is. Egy-egy négyzetbe ugyanis akkor került az elterjedést szimbolizáló pont, ha a négyzet teljes területének legalább 6,25%-áról volt információnk. A megadott határértéket úgy számoltuk ki, hogy a lehető

legkevesebb információt veszítünk el. Ezért feltételeztük azt a legrosszabb esetet, hogy egy, a törvényi minimumnál (ez 3000 ha) kisebb vadászterület (2500 ha) úgy helyezkedik el, hogy területe egyenletesen, 625 hektáros részletekben oszlik el 4 UTM négyzetben, azaz egy-egy 10000 hektáros cella 6,25%-áról van információnk.

Az adatokat lineáris regresszióval vizsgáltam, trendvonal felvétele után elemeztem az illeszkedés szorosságát. A megyéken belüli változásokat  $\chi^2$  -próbával illetve Bonferroni Z- teszttel ellenőriztem.

### 3.2. Vadászati terítékadatok elemzése

Az aranyakál állományalakulásának vizsgálatához felhasználtam az Országos Vadgazdálkodási Adattár terítékadatait 1995-től 2014-ig (OVA). Az adattár a terítéket megyei bontásban jegyzi. Az adatokat lineáris regresszióval vizsgáltam, trendvonal felvétele után szignifikancia vizsgálattal elemeztem az illeszkedés szorosságát. A felmérésben szereplő első (1995) és utolsó (2014) évek adatainak összehasonlításánál Bonferroni Z-teszt segítségével elemeztem az egyes megyékben elejtett sakálók számának változását. Ezt a vizsgálatot a rókára is elvégeztem, majd összevettem a sakál terítékalakulását (korreláció vizsgálat) a vörös róka terítékének változásával országos szinten, illetve abban a három megyében, ahol az előbbi terítéke a legnagyobb; azért hogy kiderüljön, érzékelhető-e a sakálállomány változása, annak esetleges hatása a másik ragadozó terítékére megyei szinten.

### 3.3. Bizonyító példányok gyűjtése

Miután feladatunk egy viszonylag frissen visszatelepedett faj állományváltozásának és elterjedésének nyomon követése volt, nem tekinthettünk el a zoológiában megszokott bizonyítópéldányok, illetve bizonyító erejű megfigyelések gyűjtésétől sem. Az aranyakál hazai megtelepedését az új előfordulási/szaporodási területekről történő bizonyító példányok vizsgálatával igazoltuk. Az így gyűjtött információkat egészítettük ki saját közvetlen és közvetett megfigyeléseinkkel. A bizonyító példányok (tetem, fotó, gerezna, koponya... stb.) gyűjtését és regisztrálását 2000-től végezzük vadászatra jogosultak segítségével. A faji bélyegek alapján egyértelmű azonosítás után – amennyiben lehetőség volt rá – felvettük/megkértük a legfontosabb testméretek [testhossz (th), teljes hossz (teh), testtömeg (tt)], lejegyeztük az adatközlő személyét. A térképi megjelenítés az adott területhez legközelebb eső település és ennek UTM kódja alapján történt.

### 3.4 Post mortem (laboratóriumi) vizsgálatok

A sakál testméreteire irányuló vizsgálataink két részből tevődnek össze: Egyrészt az Intézetünkbe bekerült elejtett tetemeket, másrészt hiteles forrásból származó elejtési adatokat használtunk fel. Mindösszesen 104 egyedét boncoltunk fel, emellett 44 elejtett egyed adatait kaptuk meg.

Az Intézetünkbe beszállított aransakál tetemeket legalább 3 hónapig  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on fagyasztva tároltuk nylonzsákban, pontos feliratozással ellátva. A boncolást megelőzően mintegy 24 óráig szobahőmérsékleten lévő tetemeket germicid UV fényben fertőtlenítettük, mely a zoonózisok esélyét csökkentette a fagyasztásos tároláson túl. A boncolás során, illetve azt megelőzően felvettük többek között a következő adatokat: testhossz, teljes hossz, testtömeg, farokhossz, hátsóláb hossz, vese tömege (hozzá tartozó zsírszövettel, ill. a nélkül), illetve a szaporodási jellemzők vizsgálatához a méhben placentaheget számoltunk. Ugyanezen adatok felvétele megtörtént korábban felboncolt rókák esetében is. Így lehetőségünk nyílt a róka és a sakál testméreteinek, valamint szaporodási jellegzetességeinek (szaporító-nem szaporító szukák aránya, szaporulat nagysága) összehasonlítását elvégezni. Statisztikai elemzésekhez csak a felnőtt korú egyedeket vettük alapul. Megvizsgáltuk az adatok eloszlását (normál- nem normál), majd független kétmintás t-próbával elvégeztük az ivarok között a statisztikai elemzést.

Testtömeg: Boncolás előtt minden egyed testtömegét megmértük 100 g pontossággal körszámlapos, akasztós mérleg segítségével.

Statisztikai számításokhoz természetesen csak a teljes testeket vettük alapul (csonkolt, nyúzott tetemeket kizártuk. Csak a kifejlett (adult) példányokat vizsgáltuk.

Hosszméret: A hosszméret felvételekor is csak azokat az egyedeket vettük számításba, amelyeknél az adott méret pontosan és hiánytalanul mérhető volt. Törzshossz: mérőszalag segítségével az orrcsúcstól a gerincvonalon végig a faroktőig; farokhossz: a faroktőtől az utolsó csigolyáig, hátsóláb hossz: a csípőízülettől a karomig kinyújtott láb.

Kondíció (Vese-vesezsír index): A vese környékén található zsírraktár lerakódása és felhasználása közepes időtartam tehát néhány hét alatt történik. Emiatt ez jelzi legjobban az egyed kondícióját és annak változásait. A méréshez a vesét a körülötte lévő összes zsírral kivesszük majd a zsírból a vesét kibontva a tömegüket külön-külön, lehetőleg gramm pontossággal megmérjük. Ezután az index kiszámításához a zsír tömegét osztjuk a vese tömegével (SINCLAIR et al. 2005) A két ragadozó faj vizsgálatakor a kondíció éven belüli alakulásának dinamikája miatt szezonális összehasonlításokat végeztem.

## Szaporulatbecslés

A nőtényen belső ivarszerveit (petefészkek, petevezetők és a méh) a boncolás során kipreparálva lehetőség nyílik a termékenység és a szaporulat becslésére (8.2.3 MELLÉKLET).

A sárgatestek vizsgálatára több lehetőség is ismert: A ciklikus sárgatest (*corpus luteum periodicum*) a ténylegesen levált peték számát mutatja meg, ám ez nem biztos, hogy megegyezik a megszületett utódok számával, a méhen belüli veszteségek miatt. A „vemhességi” sárgatest (*corpus luteum graviditatis*) azonban a beágyazódott zigóták, illetve a magzatok számával azonosítható, ennek köszönhetően ténylegesen alkalmas a megszületett szaporulat becslésére. (HARDER és KIRKPATRICK 1996). Ezt azonban csak a vemhesség korai stádiumában tudjuk felhasználni, amíg az embrió(k) még nem láthatók. Jelen kutatás során a méh placentahegeit vizsgáltuk a szaporulatbecslésre. A petevezető egészséges állapotban rózsaszínű, a petefészkek felületén kanyarogva fut, megmozgatva szabadon elcsúszik. A méhet a bélfodor tapadási helye mentén felnyitva és kisimítva láthatóvá válnak a placentahegek. A placentahegek az ellés/fialás során leváló méhlepény (placenta) helyén keletkeznek, a vérzés helyén a hemoglobin átalakul fekete hemosziderinné. E sötét színű foltok (placentahegek) vizsgálata alkalmas a szaporodásban résztvevő egyedek számának (arányának), illetve az adott szaporodási időszakban megszületett utódok számának meghatározására. (HARDER és KIRKPATRICK 1996). Termékeny egyednek tekintettünk minden olyan példányt, amelynek méhében legalább egy placentaheg volt (MAJZINGER 2014). A placentahegek időbeni detektálhatóságára vonatkozóan csak a rokon fajra (Vörös róka) vonatkozóan állnak rendelkezésre irodalmi adatok. Általánosságban elmondható, hogy a placentahegek a fialást követő 1 évig felismerhetők (LINDSTRÖM 1981).

A hazai közepes testű ragadozófajok közül a vörös róka lehet konkurens a sakálnak. A testméreteket és kondíciót valamint szaporodási sajátosságokat emiatt összevettem a két fajnál. A post mortem vizsgálatra került rókákat egy 2005-ben elvégzett terepi kutatás során gyűjtött 100 egyed jelentette, melyeknek a boncolását én végeztem.

Az adatok statisztikai összehasonlításához t-próbát (Kétmintás t, Welsch teszt, Mann-Whitney teszt) használtam.

### 3.5 Akusztikus állománybecslés

A felmérést a már több külföldi állománysűrűség becslési kísérletben (HARRINGTON és MECH 1982, CREEL és CREEL 1996, JAEGER et al. 1996, MILLS et al. 2001, GIANNATOS et al. 2005, NOWAK et al. 2007) is alkalmazott akusztikus módszerrel végeztük. A GIANNATOS és mtsai (2003) által kidolgozott és alkalmazott módszer adaptálásával folytattuk vizsgálatainkat – hazánkban elsőként - természetesen a környezeti adottságok és technikai lehetőségek figyelembe vételével.

Kutatásunk egyik célja az volt, hogy a sakál elterjedési területének egyik központjában (két magterületen) az akusztikus állománybecslési módszer segítségével meghatározzuk a populációsűrűséget, és nyomon kövessük annak változását. Emellett nagyterületű felméréseket is végeztünk. Ezeknek a vizsgálatoknak elsődleges célja az aranysakál megjelenésének kimutatása, illetve előzetesen – adott területen – felmerült jelenlétének bizonyítása volt.

#### 3.5.1 Technikai leírás - eszközök

Technikai felszerelésünk a felmérés évei alatt változott. Ennek egyik oka, hogy a terepi tapasztalatok megmutatták az egyes eszközök használhatóságát. A kezdetben hangforrásként használt hordozható CD lejátszót (discman) felváltotta egy Philips SA2110 MP3 lejátszó, ugyanis a CD a téli felmérések idején – jóval nulla fok alatt – a mechanikus működés miatt akadozva játszotta le a hangot. Több évig alkalmaztunk egy Monacor PM-45 típusú hordozható megafont, majd annak meghibásodása miatt lecseréltük egy különálló erősítőre (Monacor PA-302) és tölcséres hangszóróra Monacor (NR-35KS). A rendszer egyes elemeit összekötő kábelek szintén cserélődtek, ugyanis a kezdetben vásárolt gyenge minőségű vezetékek minőségromlást és megbízhatatlan működést eredményeztek. Tapasztalataink azt mutatják, hogy a csatlakozó dugók (jack, RCA) minősége szintén fontos a használat alatt. A hanglejátszó rendszer az autó szivargyújtójáról (12V) üzemel, de a megafon adott esetben (autóval megközelíthetetlen terep) 10 db góliát (LR20) elemről is működtethető teljesítményvesztés nélkül.

A felmérés során többféle üvöltést játsszunk le. Egyrészt a görög WWF-től (GIANNATOS 2003) kapott 32 másodperces felvételt (mely egy összevágott családi kórus hangja), másrészt saját rögzített hanganyagainkat. A lehető legjobb minőség érdekében veszteségmentes tömörítetlen formátumban (44.1 KHz, 16 bit) rögzítjük a felvett hangokat. Hangfelvételhez egy MicroTrack 24/96 típusú digitális, professzionális hangrögzítőt és egy AudioTechnika AT815b puskamikrofont használunk.



**3. kép: Hangrögzítő és puskamikrofon.**  
(fotó: Szabó László)

**4. kép: Megafon és discman.**  
(fotó: Szabó László)



**5. kép: Hanglejátszó rendszer külön elemekből. (fotó: Szabó László)**



### 3.5.2 A felmérés

#### 3.5.2.1 Tervezés

Minden egyes terepi felmérés megkezdése előtt számítógépen megfelelő felbontású (1:50.000) digitális térkép (Garmin Ltd., Topoguide Hungary 2.1; Google Earth) segítségével előre meghatároztuk a megállási pontokat. Azokon a területeken, ahol a faj újbóli megjelenése felmerült, a helyileg illetékes vadgazdálkodóval egyeztetve – kihasználva a terepismeretét – jelöltük ki a pontjainkat. A kijelölésnél fontos szempont volt, hogy – mivel hosszútávú monitoringról volt szó – lehetőség szerint minden esetben, különösebb terepi akadály nélkül megközelíthetők legyenek (pl. komolyabb csapadék miatti sár). Előzetes terepi teszteléseink

alaján átlagosan 1 km-es hallótávolságot állapítottunk meg a lejátszott hangnál [kb. 100 dB hangnyomás mellett (CREEL és CREEL 1996)], így a legközelebbi pontok egymástól legalább 2 km-re kerültek. Fontos a megfelelő hangerő beállítása, ugyanis a túl erős hang megriaszthatja az állatokat (ROBBINS és MCCREERY 2003). Bangladeszben végzett akusztikus kísérletek 400 m-es hallótávolságot jelölnek meg (JAEGER et al. 1996); ez valószínűleg a sűrűbb növénytakarónak tudható be. A lakott területektől legalább 1 km távolságot tartottunk azért, hogy az onnan szűrődő zaj, pl. kutyaugatás ne zavarja a felmérést. A lejátszási pontokat a terepi navigációban is segítő, előre feltöltött térképpel rendelkező Garmin Quest (majd Garmin Nüvi770) GPS készülékre töltöttük fel.

### 3.5.2.2 Végrehajtás

A felmérést standard körülmények között, szél és csapadékmentes időben végeztük. Igazodva a faj biológiájához, a munkát szürkületkor kezdtük. Amennyiben a felmérés ideje alatt az optimálisnak tekinthető időjárási viszonyok megváltoztak, abbahagytuk a munkát. Minden megállási ponton három alkalommal játszottuk le a sakálhang-felvételt. A lejátszások között négy perces szüneteket hagytunk. A hanglejátszás irányát úgy választottuk meg 1-1 ponton, hogy biztosan elkerüljük ugyanazon terület ismételt felmérését, illetve hogy a jellemző élőhely irányába álljon a tölcéses hangsugárzó. A lejátszások közötti szünetekben csendben figyeltük az esetleges válaszokat. Az utolsó lejátszás után reflektorral körbepásztáztuk a területet és vizuális megfigyelést végeztünk, amennyiben a terepadottságok (pl. vegetáció) ezt lehetővé tették. Ezt követően meghatároztuk/megvitattuk a válasz(ok) minőségét (egyedi, családi), azok irányát, s ez utóbbit laptájoló segítségével megmértük (Északhoz – nulla fok – viszonyított irányszög). A megállási pontokon az adatokat jegyzőkönyvben rögzítettük. A jegyzőkönyv a következőket tartalmazza: a megállási pontok helyét és sorszámát, a munkát végző személy(ek) nevét, a felmérés idejét, az időjárási viszonyokat, válasz meglétét vagy hiányát, családtól, vagy magányos egyedtől származott-e, a válaszadás körülbelüli, laptájolóval mért irányát, valamint a reflektoros észleléseket és egyéb megjegyzéseket. Az utóbbihoz bármely eseményt beírunk, amit ott fontosnak tartunk. A felmérés során a válaszokból nemcsak a jelenlétre/hiányra lehet következtetni, hanem a bejárt/lefedett terület alapján állománysűrűséget is lehet becsülni. Minden évben kétszer végeztük el a becslést: kora tavasszal, február-márciusban, vagyis a párválasztás időszakában, valamint ősz elején, szeptember-októberben, amikor a kölykök először vadászni indulnak a szülőkkel. 2007-ben és 2008-ban nyáron (augusztus) is végrehajtottuk a felmérést. A túl gyakran végzett provokált üvöltéses vizsgálat eredménytelen lehet, hiszen az



állatok egy idő után habituálódnak a lejátszott hangra (MILLS et al. 2001; GIANNATOS et al. 2005)

### 3.5.2.3 Adatfeldolgozás

Az alkalmazott GPS készüléken rögzített megállási helyek (útpon) koordinátáit PC-re MapSource (GARMIN Ltd.) szoftver segítségével töltöttük le és jelenítettük meg térképi formában. Az adatokat térinformatikai felhasználáshoz kezdetben az OziExplorer (D&L Software Pty Ltd.) segítségével transzformáltuk, majd az Arcview 3.1-es verziójával (ESRI, USA) dolgoztuk fel. Későbbiekben ezt felváltotta a QGIS illetve ArcMap (ESRI USA), illetve Google Earth Pro (Google Inc.).

Feldolgozás során a tájolóval mért irány, az időpont és a megállási helyek alapján következtetni lehet arra, ha két különböző megállónál ugyanazt az egyedet, vagy egyedeket (családot) hallottuk. Ilyen esetben a túlbecslés elkerülése érdekében ezeket nem vettük figyelembe a sűrűségszámolásban.

Az egyes felmérő pontokon hallott válaszok eredményét minden megállónál 1 km sugarú körre (a hallótávolság alapján), azaz 314 hektárra vonatkoztatjuk ( $r^2\pi$ ). Ez alapján számolható ki a teljes felmért terület nagysága. A minimális családszámot a válaszoló családok számának összeadásával, a minimális családsűrűséget pedig ennek és a bejárt teljes terület hányadosának kiszámításával kaptuk. Tapasztalatok (JAEGER et al.1996) azt mutatják, hogy egy csoporton belül üvöltő sakálók számát egzakt módon nem lehet meghatározni, mert kettőnél több egyed hangja nem különböztethető meg egyértelműen. Így kettő vagy annál több egyszerre üvöltő egyednek családnak számoltunk.

Az eredmények statisztikai elemzéséhez a következő módszereket használtuk (GraphPad InStat Demo):

Kruskal-Wallis-teszt (nemparametrikus ANOVA), emellett ahol szignifikáns különbség volt, ott Dunns-teszt:

- összes év összes időszak
- a hasonló időszakok (tavasz - tavasszal, ősz-ősszel) összehasonlítása évek között
- egyed – és családsűrűség

Trendelemzés: a teljes felmérési időszakra vonatkozóan azonos időszakok tekintetében

Fischer teszt: pozitív-negatív pontok aránya időszakonként, illetve évek összehasonlítása

### 3.5.2.4 Módszertani tesztelés

Mivel hazánkban és Európában – görög kutatókon kívül – mi kezdtük el elsőként használni az akusztikus állományfelmérő módszert, szükségesnek tartottuk, hogy hazai viszonyok között egyrészt teszteljük, másrészt a tesztelési eredmények alapján, szükség esetén módosítsuk a módszert.

A Kiskunsági Nemzeti Park területén végeztük el a terepi teszteléseket:

A terület nyílt, a fás-cserjés vegetáció gyér. A [met.hu](http://met.hu) aktuális időjárási adatai alapján enyhe, kb. 10 km/h sebességű szél fúj. Négy főt kértünk meg, hogy egymástól függetlenül jegyezzék fel percpontosan, ha az általunk lejátszott sakálüvöltést meghallják. A kísérlet során első esetben a megfigyelőktől fokozatosan távolodva a széliránnyal szemben haladtunk, s 500 méterenként megállva lejátszottuk a hangot. Ezt követően ellenkező irányban is elvégeztük a kísérletet azzal a különbséggel, hogy a megfigyelők felé közeledtünk 2500 méter távolságból. A kísérletet követően összegeztük a megfigyelők által lejegyzett adatokat.

Abban az esetben, amikor a megfigyelők irányába fúj a szél, a következő eredményeket kaptuk: Míg 2500 m távolságból egyik megfigyelő sem hallotta a hangot, kissé közelebből (2000 m) már észlelték a hanglejátszást, ám ebben az esetben nem tudták egyértelműen eldönteni, hogy milyen típusút (egyed vagy család) hallanak. 1500 m távolságból már mind a négy megfigyelő 100%-os biztonsággal meg tudta állapítani a hallott hang típusát. Ennél közelebb haladva egyértelműen tudtak választ adni a hanglejátszásra, s annak típusára.

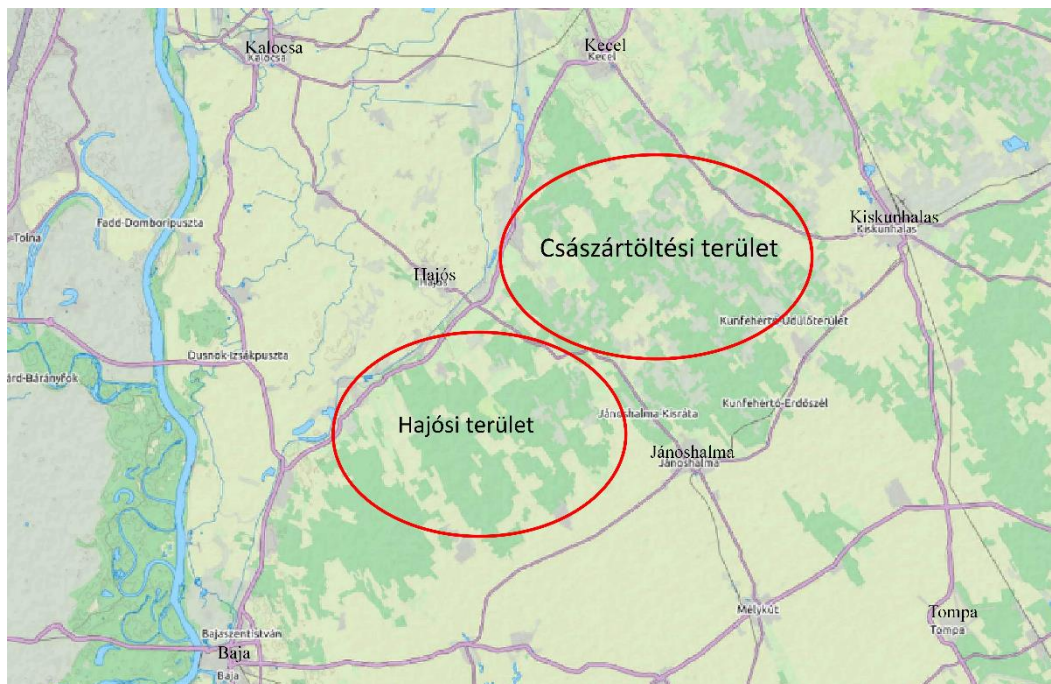
A másik esetben (a szél a megfigyelők felől fúj) egyöntetű eredményt kaptunk. Egyetlen esetben sem tudták a megfigyelők lejegyezni, hogy hallották a lejátszott hangot, még akkor sem, amikor a legközelebbi ponton (500 m távolságra) látták az autónkat, vagyis a hangforrást.

Szélmentes időben a tesztet több alkalommal elvégezve az eredmények azt mutatják, hogy 1km távolságból nagy biztonsággal felismerhető a lejátszott hang.

### 3.5.3 A vizsgálati területek

#### 3.5.3.1 Magterületek

Akusztikus felméréseinket elsősorban a sakál hazai elterjedésének egyik központi területén belül két mintaterületen Bács-Kiskun megyében végeztük (ahol már a '90-es években bizonyítottan jelen volt a faj).



**4. térkép: A két mintaterület (magterület).**

#### Hajós-Szentgyörgy

A mintaterület Gemenc Zrt. Hajósi erdészetének területén, a Duna-Tisza közti homokhát DK-i részén helyezkedik el az Illancs tájegységben (központ: EOV 656685 108468). A terület 50–180 m tengerszint feletti magasságú, sík, de mikrodomborzattal erősen tagolt, buckás homokvidék. Területe megközelítőleg 10000 ha. A homokborítású részek közé – zárványszerűen – mélyebb fekvésű, kotus, tőzeges foltok ékelődnek be. Az éghajlat kontinentális jellegű. Évi átlagos csapadék: 530–620 mm; míg az évi átlagos hőmérséklet: 10,7 °C. Domináns talajtípus a gyengén humuszos homok és kombinációi, kisebb foltokban szikes és réti, ill. ártéri típusok is megtalálhatóak. A terület kb. 45 %-ban borított erdővel, aminek legnagyobb része telepített akác (*Robinia pseudoacacia*), feketefenyő (*Pinus nigra*) és nemesnyáras (*Populus x euramericana*). A mezőgazdasági művelés alatt álló területek aránya 20 %. Ezek mellett művelésből kivont részek, bozótosok, ligetes területek, legelők váltakoznak, ezek aránya 35 %. A sakálok számára –

védelem szempontjából – elsősorban a vegetációval sűrűn borított területek szolgálnak nappali búvóhelyül. Ezek a területek az ember számára áthatolhatatlanok, növényzetét elsősorban kökény (*Prunus spinosa*) és galagonya (*Crataegus sp.*) sűrű, kusza keverékei alkotják. Az erdőrészek nagysága 3–20 ha között változik. Az erdősített területek viszonylagos tagoltsága ellenére, azok többé-kevésbé összefüggnek, az átjárás köztük a cserjés részeknek köszönhetően biztosított (HELTAI et al. 2004) Vizsgálati területünkön található egy nyitott dögtemető (Rém község határában), illetve két birkatelep is, valamint a terület szélén elszórtan elhelyezkedő magányos tanyák, melyek nagyban hozzásegíthetik a sakálokat a biztosabb táplálékforráshoz. Ezen a területen 2004 tavasz – 2010 tavasza között összesen 14 alkalommal végeztük el a felmérést, amely 25 éjszakát vett igénybe.



**6. kép: Jellegzetes táj a hajósi magterületen. (fotó: Szabó László)**



**5. térkép: A vokalizációs pontok elhelyezkedése a vizsgálati területen (Hajós).**

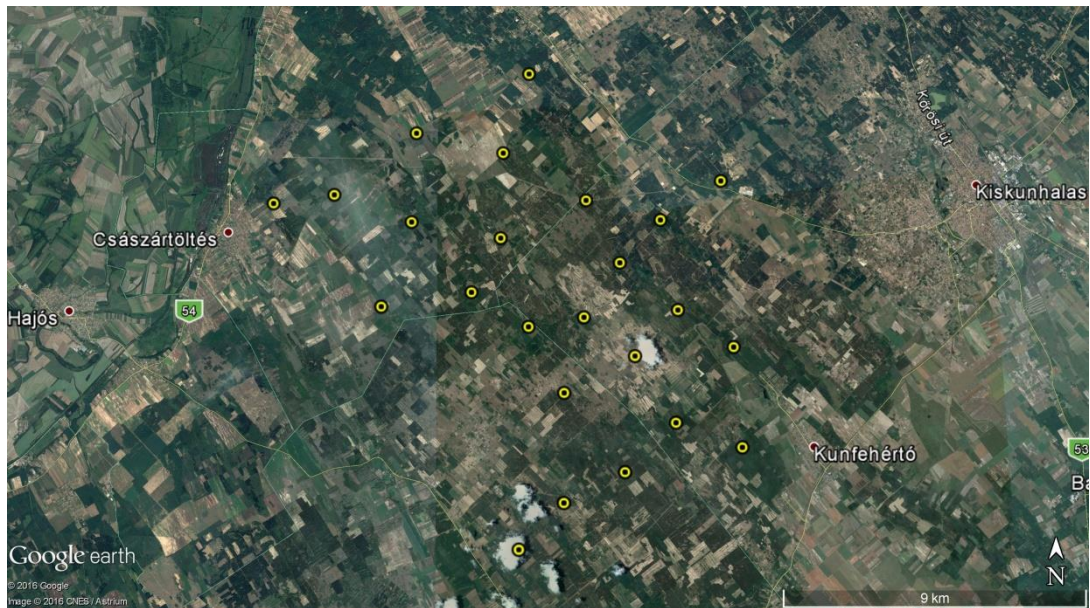
## Császártöltés

A KEFAG Zrt. császártöltési erdészetének területe Bács-Kiskun megye déli, délnyugati részén fekszik. Területe közel 14.800 hektár. Minthogy a vidék korábban ártéri jellegű volt, a visszamaradt vizenyős részeken évezredek alatt nőtt nád, sás, gyékény és egyéb vízi növényzet maradványaiból helyenként gazdag, 3-5 méter vastagságú rétegben tőzeg keletkezett. Ezen a vidéken középkötött, folyami hordalékokban gazdag, minőségi talaj az uralkodó. A homokhátságon jellemző módon minimális a talajok humusztartalma és a víz utánpótlása, felsívatagi körülmények uralkodnak. Az alföldnek ezt a tájat magába foglaló övezetében az évi közepes hőmérséklet 9-10 °C között ingadozik. A legmagasabb +36 °C, a minimum, pedig csak kivételesen süllyed -20 °C alá. A terület igen napos, a napsütéses órák száma itt 2050 felett van. Általában kétféle irányú szélmozgás az uralkodó: a nyugati szél és az eurázsiai monszun.

A térség észak-nyugati oldalán található a Vörös mocsár, mely nyílt felszínnel nem rendelkezik, hanem lápos, mocsaras, védett terület. A bel és csapadékvíz befogadója a Duna-völgyi-Főcsatorna. Az erdők nagy hányada a kiskunsági homokhátságon található, kivéve a mély fekvésű és tőzeges talajú nyulasi erdőtömböt. A fafaj összetétel híven tükrözi a termőhelyi viszonyokat: 60% fölötti a fenyők aránya, és csak a maradék területen osztoznak az akác (*Robinia pseudoacacia*), a fehér nyár (*Populus alba*) és csekély mértékben a nemesnyárok (*Populus x euramericana*) (7. kép). A mezőgazdasági területeken gyümölcs-, szőlő-, és zöldségtermelés folyik, a jó minőségű folyami hordalék talajokon pedig a búza és a kukorica a jellemző.

A felmérés ideje alatt a területet többször sújtotta erdőtűz. Ezek közül a legjelentősebb 2007 júliusában pusztított. Ekkor körülbelül 1000 hektáron lángolt az erdő Kunfehértó, Kiskunhalas és Kéleshalom térségében (FARKAS és LACZKÓ 2007).

A császártöltés-kunfehértói mintaterületen 20 alkalommal (32 éjszaka alatt) mértük fel az aranyakál állományát akusztikus módszerrel 2004 tavasz- 2014 tavasz közötti időszakban.



6. térkép: Felmérő pontok a császártöltési magterületen.



7. térkép: Az erdőtűzzel sújtott terület 2007 nyarán ([www.knp.hu](http://www.knp.hu)).



**7. kép: Jellegzetes táj a vizsgálati területen. (fotó: Szabó László)**



**8. kép: Tűzvész után. (www.knp.hu)**

### 3.5.3.2 Nagyterületű felmérés

Kiterjesztett vizsgálatainkat főleg Bács-Kiskun megyében végeztük. Számos olyan területen is dolgoztunk, ahol rendszeresen, akár több éven keresztül mértük fel az aranyakál állományát. Sok esetben előfordult, hogy 1-1 felmérést végeztünk el azokon a helyeken, ahol a területileg illetékes gazdálkodó valamilyen formában jelezte a sakál esetleges jelenlétét, s megerősítést kért az akusztikus vizsgálattal. Nagyterületű felméréseinket 2004 tavasza és 2014 tavasza közötti időben végeztük, összesen 171 éjszakai terepnap (éjszaka) alatt.

### 3.5.3.3 Zöld folyosó mint terjeszkedési útvonal vizsgálata akusztikus módszerrel

A felmérések során a sakál elterjedésének egyik központi területén kívül (SZABÓ et al. 2004) 2004 illetve 2005 őszén a Tisza vonalának jelentős részét is bejártuk. A vizsgálat során igyekeztünk minél közelebb haladni a folyóhoz. Lehetőség szerint a Tisza-gátról játszottuk le a sakálfalka hangját.

2004 őszén (augusztus 30. és szeptember 21. között) 7 éjszaka alatt a Borsodi-Mezőségtől Szentes vonaláig haladtunk déli irányban, s végeztünk akusztikus felmérést a Tisza mentén (58 megállási pont, kb. 280 km). 2005 tavaszán mindössze egy éjszaka (március 11.) gyűjtöttünk adatokat a Borsodi-Mezőségben (10 megállás, kb. 72 km). Ennek a területnek a felmérése azért volt indokolt, mert – bár nem közvetlenül a Tisza mellett fekszik – de 2 korábbi bizonyító példányról is tudtunk. 2005 őszén (szeptember 5-től november 10-ig terjedő időszakban) Tiszaújváros és Algyő között 8 éjszaka alatt 91 helyen végeztünk felmérést (kb. 420 km).

Ahhoz, hogy a faj északi irányú terjedését minél pontosabban nyomon tudjuk követni, a három vizsgálati módszert együttesen alkalmaztuk. Vagyis a Tisza mentén haladva, annak jelentős részén elvégeztük az akusztikus felmérést, kiemelt jelentőséggel azokon a területeken, ahol a kérdőíves felmérés alapján pozitív visszajelzést kaptunk megfigyelt, vagy elejtett sakálról, mintegy megerősítést várva az előzetes vizsgálatokra.

#### 3.5.4 Élőhelyvizsgálat

Az aranysakál élőhelyének vizsgálatához a két magterületen belül fekvő mintaterületeken kijelölt vokalizációs pontokat vettem alapul. A teljes felmérési időszakban (2004-2014) az összes felvételi pont közül azokat választottam ki, amelyeken a hangfelvételt lejátszva választ kaptam legalább két egymást követő évben. Ezen a kijelölt 30 vokalizációs ponton a hallótávolságnak megfelelően 1 km sugarú kört (314 hektár lefedett terület) jelöltem ki. Az ebből készült fedvényt metszettem a Corine (Coordination of Information on the Environment) LandCover (CLC2012) felszínborítási fedvényével. Minden egyes metszetre meghatároztam az egyes felszínborítási kategóriák területét, majd ezek egymáshoz viszonyított arányát. Ezután kiszámoltam az egyes felszínborítási kategóriák gyakoriságát az összes metszetre vonatkozóan.



**Önálló alkotó tevékenység:**Kérdőíves felmérés:

2003-2006 közötti időszakban részvétel a kérdőívek kijuttatásában, adatfeldolgozásban és eredmények értékelésében.

Terítékadatok elemzése:

Az OVA idevonatkozó vadászati statisztikai adatsorainak elemzése, értékelése.

Bizonyító példányok gyűjtése:

2003-tól kezdve a beérkezett információk táblázatos formában történő bejegyzése, adott esetben terepi visszaellenőrzése, az adatok rendezése, feldolgozása, eredmények értékelése.

Post mortem vizsgálatok:

2003-tól kezdve az Intézetbe beérkezett (illetve terepről általam beszállított) tetemek kezelése (adatfelvétel, tárolás), a post mortem vizsgálatok megszervezése, irányítása, lebonyolítása. A jegyzőkönyvbe vett adatok digitalizálása, táblázatos formában történő archiválása. Adatfeldolgozás, eredmények értékelése.

Akusztikus felmérés:

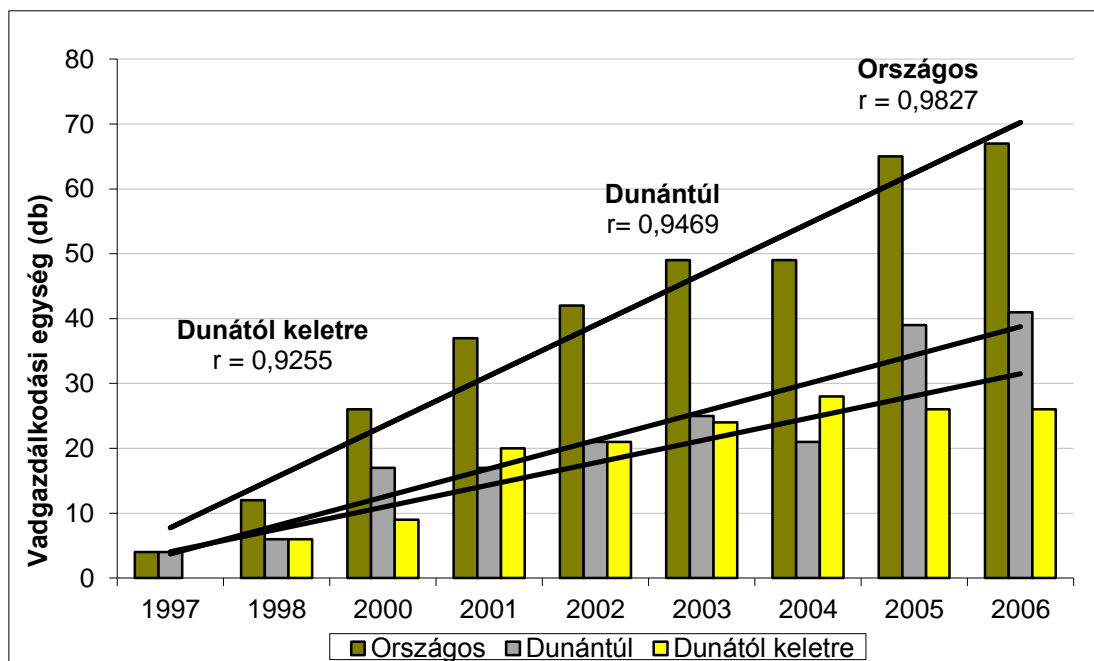
Felmérés megtervezése (pontok –és területek kijelölése, kapcsolattartás), technikai eszközök beszerzése, karbantartása. Terepmunka kivitelezése, irányítása, felmérések lebonyolítása, kiegészítő tevékenységek elvégzése (pl. hangfelvétel készítés, felvett hanganyagok rendszerezése, archiválása). Jegyzőkönyvezett adatok digitalizálása, térképi megjelenítés. Adatfeldolgozás, eredmények értékelése.

## 4. EREDMÉNYEK

## 4.1 Kérdőíves felmérés

A megyei adatok alapján elmondható, hogy azon megyék száma, ahol észlelték az aransakál jelenlétét, 1997-től folyamatosan növekedett 2002-ig, majd viszonylag stabilitás volt tapasztalható (1997:4, 1998: 6, 2000: 9, 2001: 10, 2002: 14, 2003:12, 2004: 12, 2005:13, 2006: 12). Emellett a sakál jelenlétére pozitív választ adó VGE-k száma is egyre növekvő tendenciát mutatott évről évre. (1997:4, 1998:12, 2000:26, 2001:37, 2002:42, 2003:49, 2004:49, 2005:65, 2006:67). 2003-ban és 2004-ben tapasztalt viszonylagos stabilitás után 2005-ben újra növekedett azoknak a vadászterületeknek a száma, ahol a faj előfordult. Mindamellett az ezredfordulót követő években megszűnőben lévő dunántúli túlsúly újra megerősödött. Ebben az országrészben majdnem megduplázódott a pozitív visszajelzést adók száma (21-ről 41-re), míg a Dunától keletre kis mértékben csökkent a megfigyelések száma (28-ról 26-ra) (8.2.5 MELLÉKLET).

1997-től 2006-ig Heves-megye kivételével nem volt olyan megyéje az országnak, ahonnan legalább egy alkalommal ne jelezték volna az aransakál előfordulását. Minden évben a beérkezett sakálmegfigyelések legalább 95%-a Magyarország három megyéjéből (Somogy, Baranya illetve Bács-Kiskun megye) származik. A többi megyében csupán szórványosan vagy ritkán ismétlődő megfigyelések voltak jellemzőek. Az 1997 és 2006 közötti kérdőíves statisztikák adatai szerint az aransakál állománya Magyarországon lineáris növekedést mutat. A megfigyelések számának növekedése mind országosan ( $n=9$ ,  $r=0,98$ ,  $p<0,001$ ), mind a Dunántúlon ( $n=9$ ,  $r=0,95$ ,  $p<0,001$ ), mind a Dunától keletre ( $n=9$ ,  $r=0,93$ ,  $p<0,001$ ) szignifikáns volt (1. ábra).



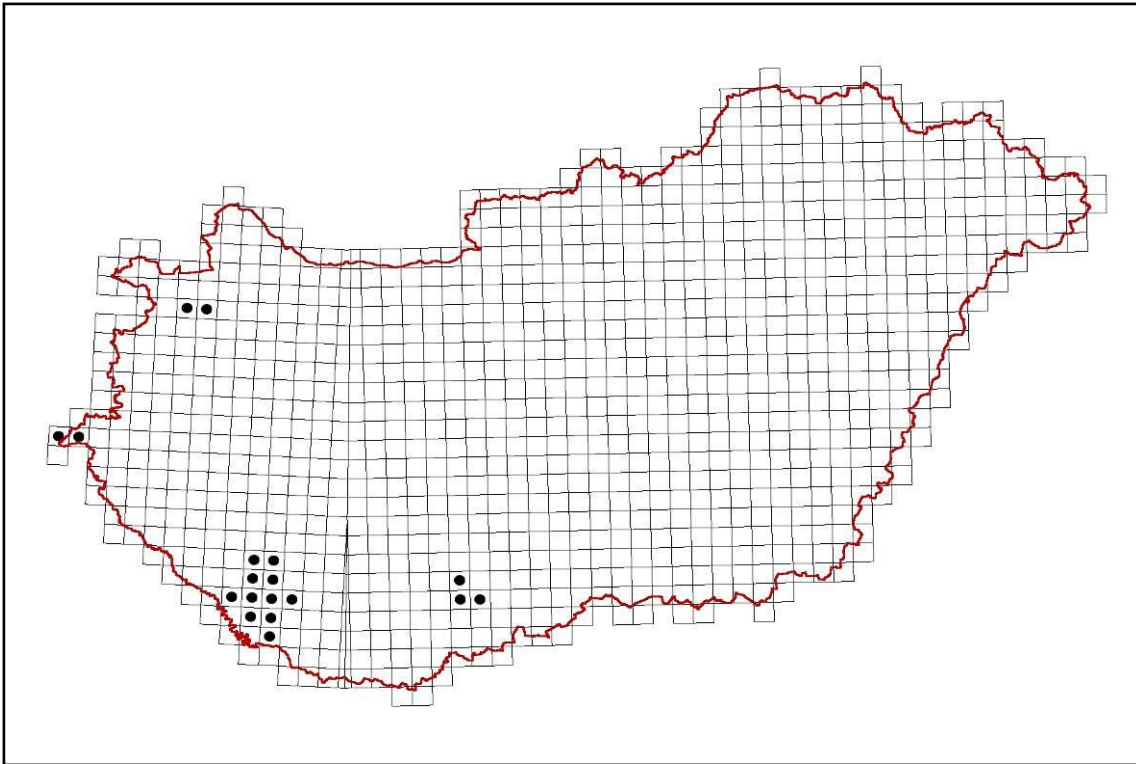
1. ábra: Az aransakál elterjedése a kérdőíves felmérés eredményei alapján.

Az 1. ábra jól mutatja, hogy míg a felmérés első évében mindössze 4 megyéből érkezett pozitív válasz a sakál jelenlétéről, addig az utolsó évben már 12 jelezte ugyanezt.

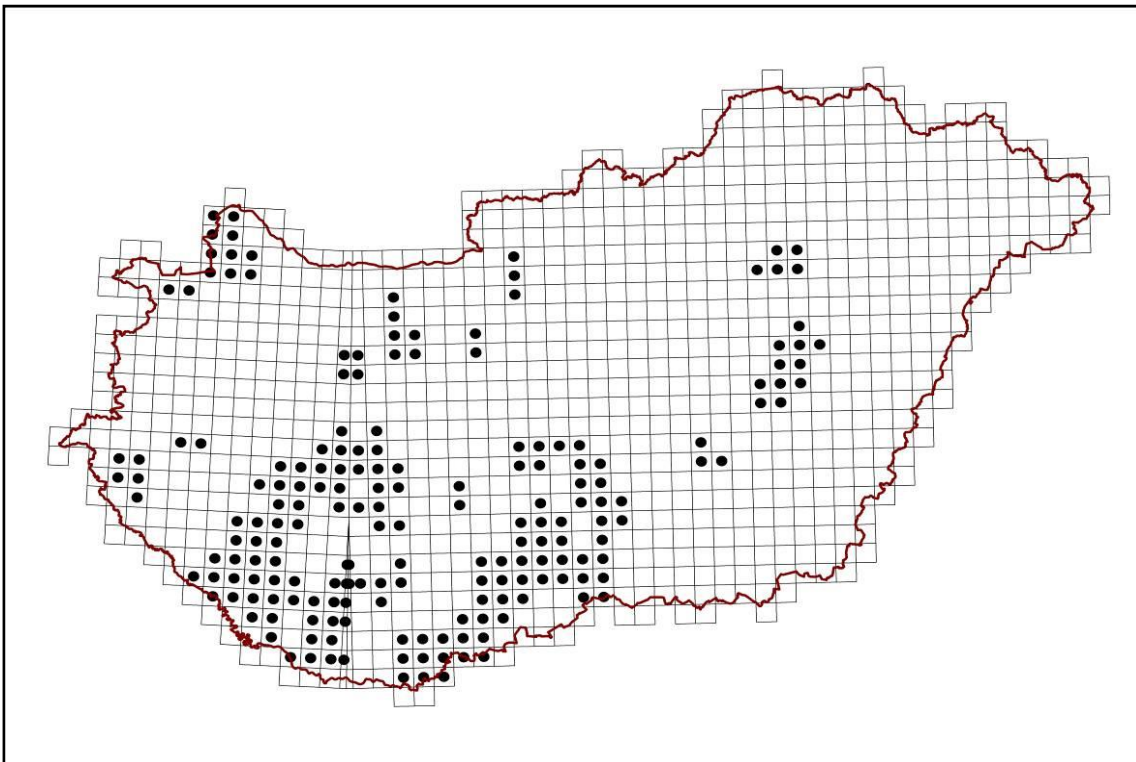
**1. táblázat: Az egyes megyék részarányos megoszlásának változása.**

Megye	1997	2006	Változás
Bács-kiskun	0,0	29,9	*nőtt
Baranya	0,0	16,4	*nőtt
Békés	0,0	0,0	NS.
Borsod-Abaúj-Zemplén	0,0	1,5	NS.
Csongrád	0,0	0,0	NS.
Fejér	0,0	1,5	NS.
Győr-Moson-Sopron	25,0	3,0	*csökkent
Hajdú-Bihar	0,0	0,0	NS.
Heves	0,0	0,0	NS.
Jász-Nagykun-Szolnok	0,0	4,5	NS.
Komárom-Esztergom	0,0	1,5	NS.
Nógrád	0,0	0,0	NS.
Pest	0,0	3,0	NS.
Somogy	25,0	26,9	NS.
Szabolcs-Szatmár-Bereg	0,0	0,0	NS.
Tolna	25,0	7,5	*csökkent
Vas	25,0	0,0	*csökkent
Veszprém	0,0	1,5	NS.
Zala	0,0	3,0	NS.

Az 1. táblázat adatai azt mutatják meg, hogy 1997-hez képest az egyes megyék részaránya a pozitív választ adók számának tekintetében hogyan változott a 2006-os felmérés esetén. Statisztikailag igazolható /Chi<sup>2</sup>-teszt, Bonferroni Z-teszt/ (p<0,05) növekedés mutatható ki Bács-Kiskun és Baranya megyékben. Ez azt jelenti, hogy az első évhez képest - amikor nem érkezett a sakál jelenlétéről válasz – az utolsó évben a válaszok 16,4 % (Baranya) illetve 29.9%-a (Bács-Kiskun) innen érkezett. A csökkenő értékek valószínűleg az első évi igen alacsony értékeknek tudhatók be. Somogy megyében nem igazolható szignifikáns változás, mindkét évben megközelítőleg a válaszadók 25%-a innen jelentett aranyasakál jelenlétet.



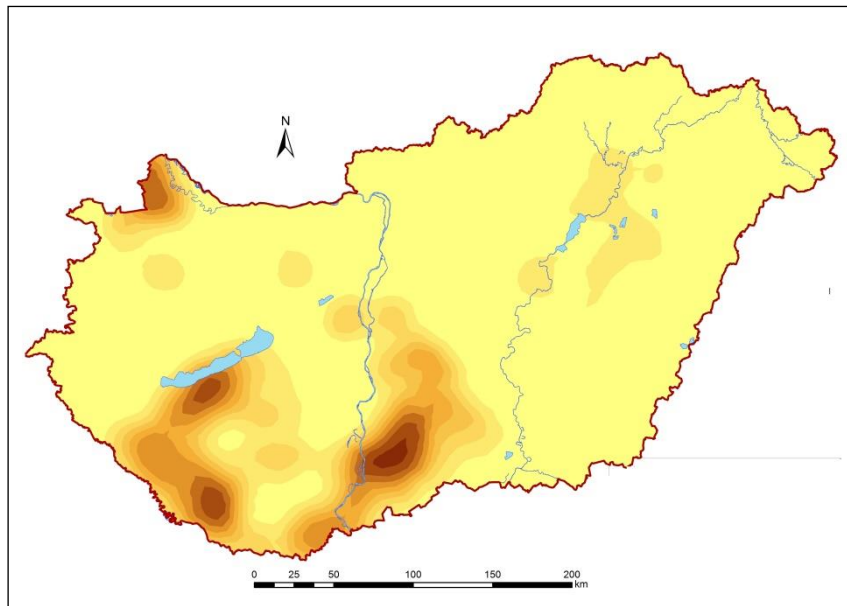
**8. térkép: A sakál elterjedése a kérdőíves felmérés alapján, 1997.**



**9. térkép: A sakál elterjedése a kérdőíves felmérés alapján, 2006.**

A 8. és 9. számú térképek jól mutatják, hogy a 10 év alatt (9 felmérés során) hogyan változott azoknak a VGE-nek a száma (UTM egységre vetítve), amelyek a területükön aransakál jelenlétről számoltak be (1997: 18, 2006: 185). Míg a felmérés első évében jórészt a déli területekről kaptunk igazolást (a rekolonizáció Szerbia és Horvátország irányából történt) a faj

megtelepedéséről, 10 évvel később már egyértelműen látszik az ezekről a területekről kiinduló állománynövekedés, további terjeszkedés. Továbbra is megmaradt a déli országrész túlsúlya, de északi irányban egyre több VGE területén jelent meg a faj.

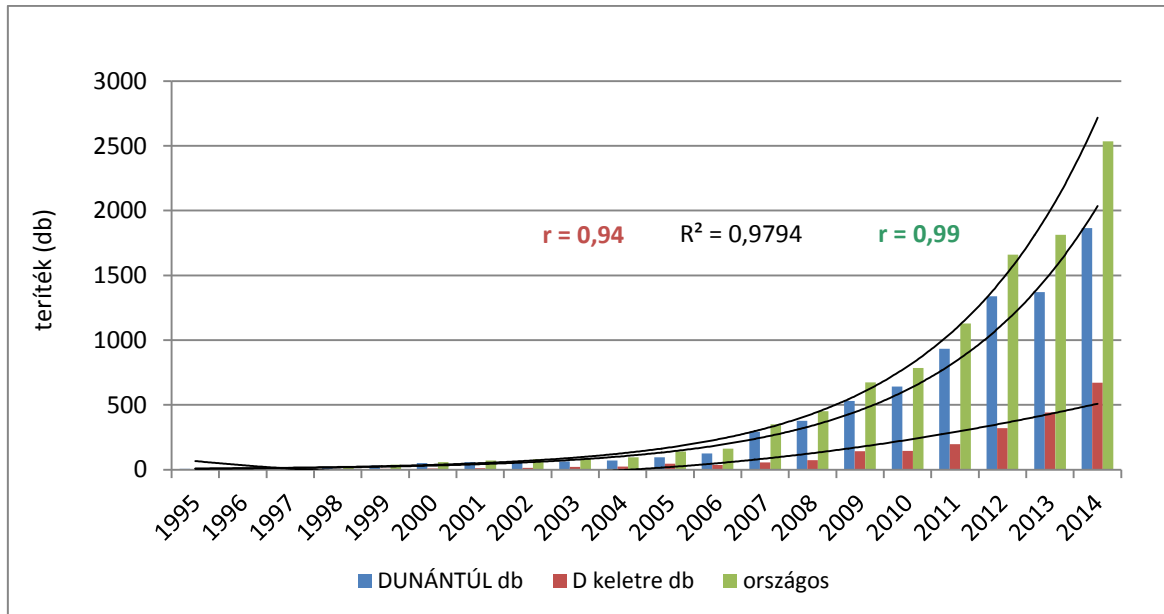


**10. térkép: Az évenkénti (1997-2006) válaszokat összegző térkép.  
(készítette: Markolt Ferenc)**

A kérdőíves felmérés eredményeit összefoglaló 10. térkép igazolja, hogy a hazai aransakál állomány legjelentősebb populációit elsősorban az ország déli, délnyugati megyéiben találjuk (Somogy, Baranya, Bács-Kiskun). Emellett a Fertő-tó környezetében is minden évben igazolt a stabil aransakál jelenlét. A legsötétebb színnel jelölt területeken (központi területek) a felmérés minden évében pozitív visszajelzést kaptunk a faj jelenlétére vonatkozóan, míg a halványodó színezet a csökkenő esetszámú (év) megfigyelések területeit jelzik. A központi területektől kifelé haladva a faj terjedése bizonyos mértékig nyomon követhető.

## 4.2 Az aransakál és a vörös róka terítékének változása a vadászati statisztika alapján

### 4.2.1 Aranysakál terítéke (1995-2014)



**2. ábra: Az aransakál hazai terítékének alakulása 1995-2014 (forrás: OVA).**

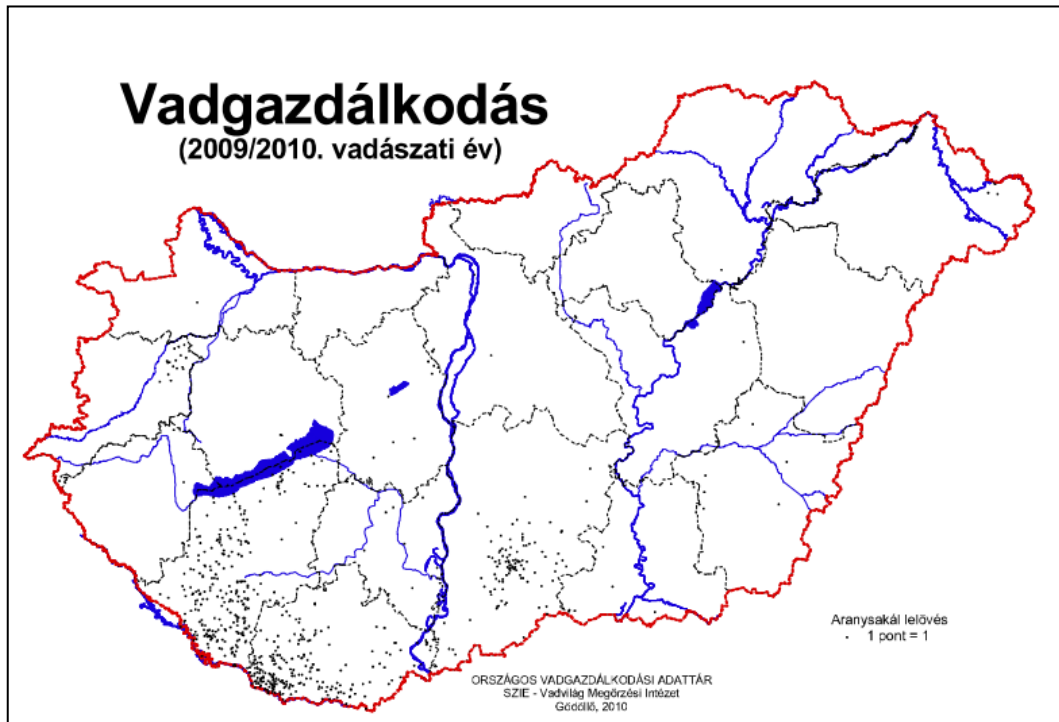
A teríték alakulása 1997-től 2014-ig exponenciális növekedést mutat mind országosan ( $n=20$ ,  $r=0,99$ ,  $p < 0,001$ ), mind a Dunántúlon ( $n=20$ ,  $r=0,99$ ,  $p < 0,001$ ), mind a Dunától keletre ( $n=19$ ,  $r=0,94$ ,  $p < 0,001$ ) eső területeken.

Magyarországon 1995 és 2014 között hivatalosan 10177 egyed került terítékre. A lelövések száma évről évre növekedett (1995:6, 1996:10, 1997:11, 1998:22, 1999:38, 2000:59, 2001:70, 2002:80, 2003:85, 2004:95, 2005:140, 2006:163, 2007:349, 2008:452, 2009:674, 2010:786, 2011:1129, 2012:1660, 2013:1813, 2014:2535). (8.2.6 MELLÉKLET)

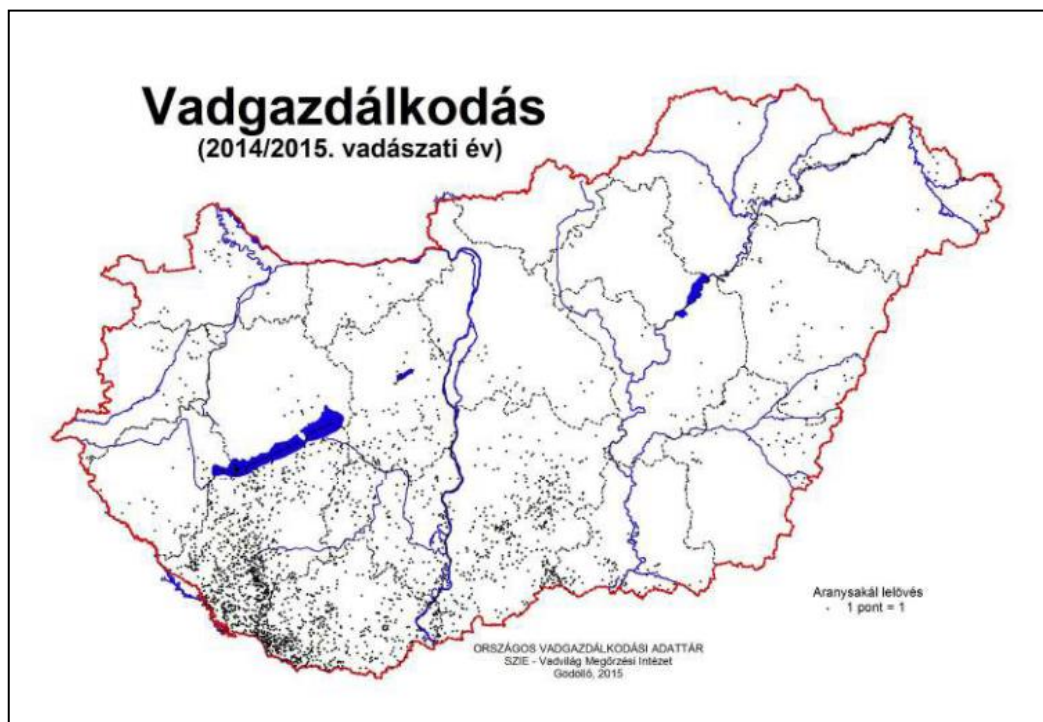
Húsz év tekintetében a teljes teríték 82%-a a Dunántúlon esett, a Dunától keletre ez az érték 18%. 2005-ig évről évre a keleti országrészben a teríték aránya növekedést mutatott a nyugati országrészhez képest, majd némileg kiegyenlítettebb lett a két terület részaránya, 2011-től azonban újra erősödést mutat a Dunától keletre eső országrészben a teríték.

Az átlagértékeket jelentősen meghaladó növekedés tapasztalható országos viszonylatban ( $\bar{X}=0,3$ ,  $SD=0,21$ ,  $CV=0,66\%$  - 1998:  $r=0,69$ , 1999:  $r=0,55$ , 2007:  $r=0,76$ ); a Dunántúlon ( $\bar{X}=0,30$ ,  $SD=0,24$ ,  $CV=0,80\%$  - 1998:  $r=0,85$ ; 2007:  $r=0,85$ ) és a Dunától keletre ( $\bar{X}=0,36$ ,  $SD=0,48$ ,  $CV=1,33\%$  - 1997:  $r=0,69$ , 1999:  $r=1,79$ , 2005:  $r=0,59$ , 2009:  $r=0,66$ ) az előző évekhez képest.

Az OVA rendelkezésre álló ponttérképei jól mutatják a teríték növekedésének térbeli alakulását országos viszonylatban. Mindhárom országrészben érezhető a faj északi irányú terjeszkedése (11. és 12. számú térképek).



11. térkép: Aranysakál elejtések 2009/2010. (forrás: OVA)



12. térkép: Aranysakál elejtések 2014/2015. (forrás: OVA)

Minden évben ugyanaz a három megye (Baranya, Somogy valamint Bács-Kiskun megye) jelentette a teríték döntő hányadát (összesített átlag= 92%, SD= 8,2). Köszönhetően a faj intenzív terjedésének, ez az arány azonban csökkenést mutat (1995:100%, 2014: 73%).

A megyei terítékadatok elemzése is ezt igazolja (2. táblázat) / $p < 0.05$ / 14 megyében statisztikailag igazolható az aransakál részarányának növekedése az összes megye viszonylatában, 3 megyében ez nem szignifikáns.

**2. táblázat: Az egyes megyék részarányos megoszlásának változása a teljes aransakál teríték függvényében.**

Megye	1995	2014	SIG.
Bács-kiskun	0,0	16,0	*nőtt
Baranya	33,3	20,2	*csökkent
Békés	0,0	1,8	*nőtt
Borsod-Abaúj-Zemplén	0,0	0,9	*nőtt
Csongrád	0,0	3,1	*nőtt
Fejér	0,0	4,3	*nőtt
Győr-Moson-Sopron	0,0	0,7	*nőtt
Hajdú-Bihar	0,0	1,9	*nőtt
Heves	0,0	0,2	NS.
Jász-Nagykun-Szolnok	0,0	0,6	*nőtt
Komárom-Esztergom	0,0	0,4	NS.
Nógrád	0,0	0,0	NS.
Pest	0,0	1,2	*nőtt
Somogy	66,7	37,3	*csökkent
Szabolcs-Szatmár-Bereg	0,0	0,7	*nőtt
Tolna	0,0	7,3	*nőtt
Vas	0,0	1,1	*nőtt
Veszprém	0,0	0,7	*nőtt
Zala	0,0	1,5	*nőtt



## 4.2.2 Vörös róka terítékváltozása

**3. táblázat: A róka terítékének megyei részarányos változása a teljes terítékre vonatkoztatva.**

Megye	1995	2014	Változás
Bács-Kiskun	6,8	8,8	*nőtt
Baranya	6,5	3,6	*csökkent
Békés	7,6	9,1	*nőtt
Borsod-Abaúj-Zemplén	5,4	4,0	*csökkent
Csongrád	5,1	6,6	*nőtt
Fejér	5,0	5,0	NS.
Győr-Moson-Sopron	7,3	6,6	*csökkent
Hajdú-Bihar	6,3	7,5	*nőtt
Heves	3,6	5,2	*nőtt
Jász-Nagykun-Szolnok	7,6	9,0	*nőtt
Komárom-Esztergom	1,6	1,8	*nőtt
Nógrád	1,4	1,6	*nőtt
Pest	9,3	8,3	*csökkent
Somogy	5,5	3,6	*csökkent
Szabolcs-Szatmár-Bereg	5,9	5,6	*csökkent
Tolna	5,5	5,2	*csökkent
Vas	3,3	2,5	*csökkent
Veszprém	3,7	3,2	*csökkent
Zala	2,5	2,7	*nőtt

A 3. táblázat adataiból látható, hogy az utóbbi húsz évben ( $p < 0,05$ ) 9 megyében statisztikailag igazolható a róka terítékének növekedése a teljes teríték megyei eloszlásában. Szignifikáns csökkenés szintén 9 megyében tapasztalható részarányosan.

## 4.2.3 Az aransakál és a vörös róka terítékalkulásának összehasonlítása

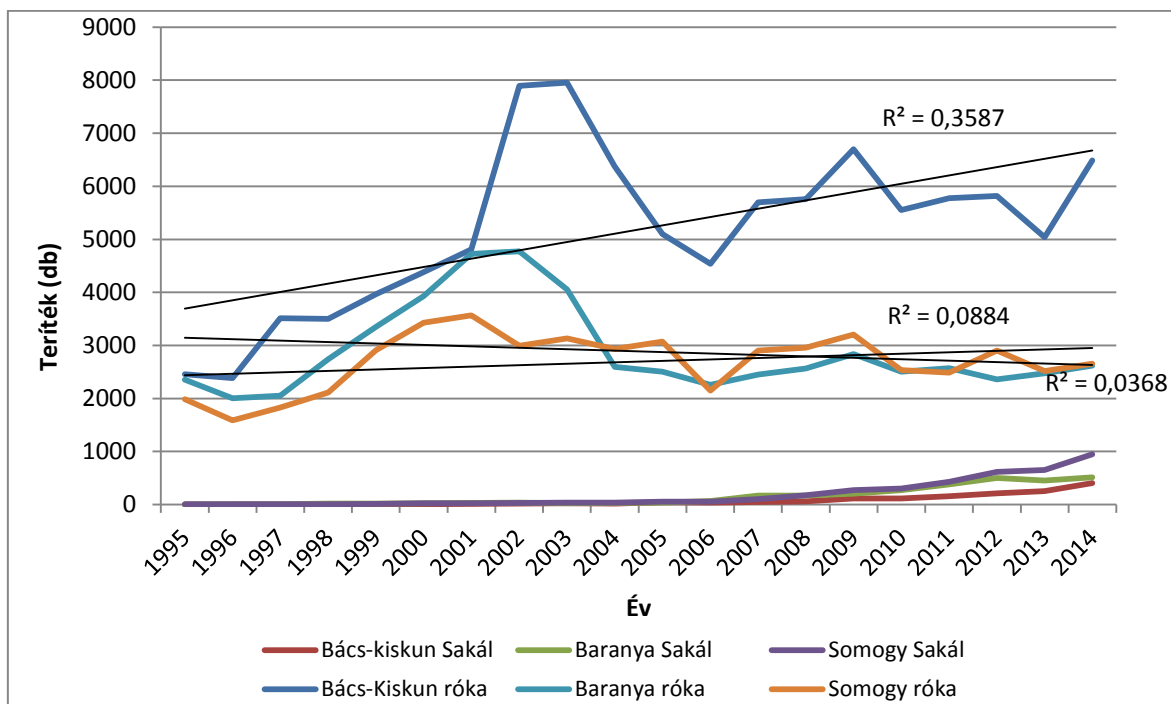
A két faj terítékének megyei részarányos változása a teljes teríték vonatkozásában azt mutatja, hogy míg 7 megyében (Borsod-Abaúj-Zemplén, Győr-Moson-Sopron, Pest, Szabolcs-Szatmár-Bereg, Tolna, Vas, Veszprém) csökkent a róka terítékének aránya 1995-ös évhez képest 2014-re, addig ugyanezekben a megyékben az aransakál szignifikáns növekedése figyelhető meg.

Továbbiakban összevettem az aranysakál teríték jelentős részét adó 3 megye (Baranya, Bács-Kiskun, Somogy) valamint az országos sakál és róka terítékváltozásának alakulását.

**4. táblázat: Az aranysakál és a róka terítékváltozásának kapcsolata 1995-2014.**

Megye	eloszlás	elemszám (n)	p	S/NS	r
<b>Bács-Kiskun</b>	nn	20	0,0015	s	0,6614
<b>Baranya</b>	nn	20	0,9749	ns	0,00752
<b>Somogy</b>	nn	20	0,4933	ns	0,1627
<b>Országos</b>	nn	20	0,0011	s	0,6737

A teljes időszakra (1995-2014) vonatkozóan országos viszonylatban és Bács-Kiskun megyében találtam statisztikailag igazolható összefüggést, azonban mindkettő pozitív előjelű. Vagyis a korreláció alapján mindkét esetben a ragadozó fajok terítéke növekvő tendenciát mutat, szignifikáns csökkenésről egyik esetben sem beszélhetünk.



**3. ábra: Róka és a sakál terítékalakulása a 3 legnagyobb sakálállománnyal rendelkező megyében.**

A 3. ábra alapján 20 éves vizsgálati szakaszban látszik, hogy az aranysakál állománya mindhárom megyében exponenciálisan nő, emellett igazolhatóan a róka populáció sem mutat csökkenést. Sőt, Bács-Kiskun megyében érzékelhető kapcsolat mutatkozik pozitív irányban az évek illetve a teríték között.

#### 4.3 Az aransakál elterjedése bizonyító példányok alapján

A fajjal kapcsolatos kutatómunka kezdete óta összesen 217 esetben kaptunk valamilyen információt aransakál bizonyító példányról. Ezidáig 104 egyed került be intézetünkbe. Ezen kívül vadászatra jogosultak 44 esetben bocsátottak rendelkezésünkre részletes, elejtésből származó adatokat. Legtöbb esetben (83 db) fotó dokumentációval igazolt jelenlétről kaptunk információt (elejtés, elütött egyed, terepi megfigyelés, elhullott egyed, csapdás befogás, vadkamera felvétel stb.). A fényképek, videofelvételek (3 db) mellett összegyűjtöttünk több gereznát és kifőzött koponyát is. A 8.2.7 MELLÉKLET tartalmazza a gyűjtött bizonyító példányok információit.

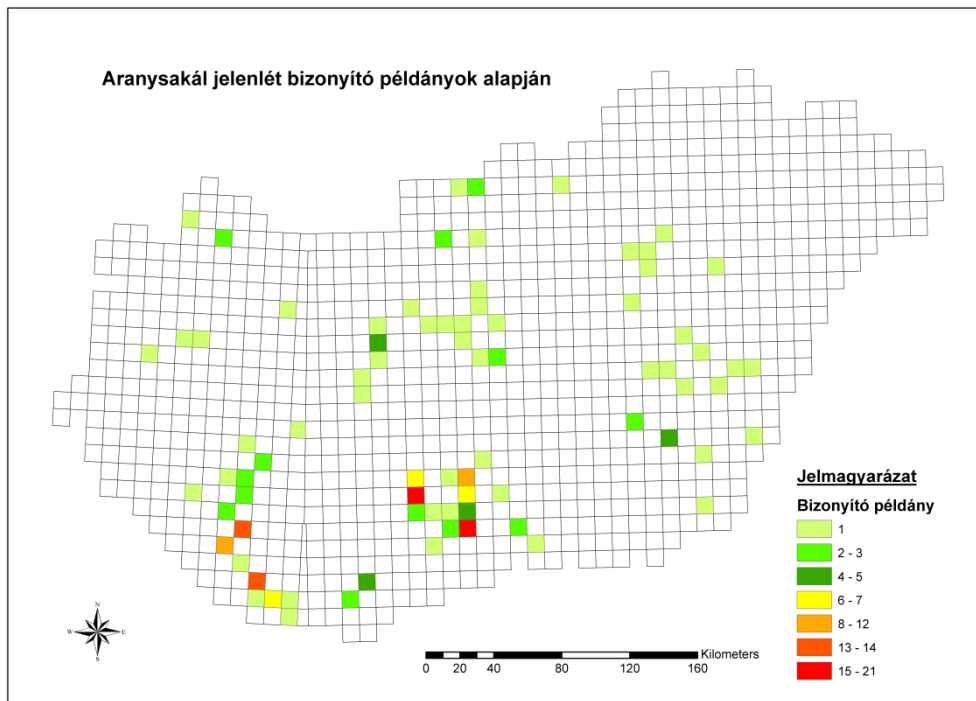


**9. kép: Aransakál gerezna.**  
(fotó: Szabó László)



**10. kép: Aransakál koponyák.**  
(fotó: Szabó László)

A bizonyító példányok között egyaránt előfordultak hímek (összesen 82 eset), nőstények (összesen 79 eset), fiatal (összesen 54 eset) és kifejlett (összesen 98 eset) egyedek, melyekkel egyértelműen igazoltuk a hazai szaporodó állományok jelenlétét.



### 13. térkép: Az aranysakál elterjedése a bizonyító példányok alapján 2015-ig.

Az 13. térkép jól mutatja, hogy a begyűjtött bizonyító példányok jelentős hányada - hasonlóan a többi alkalmazott módszer eredményeihez - a déli országrészből származik (Somogy, Baranya és Bács-Kiskun megye). Emellett azonban érzékelhető a faj további északi irányú terjedése mindkét országrészben. Számos esetben sikerült bizonyító példányt feljegyeznünk a Tisza illetve mellékfolyóinak (Maros, Kőrösök) térségéből is, mely felveti, illetve megerősítheti a terjedés folyóvölgyekhez való kötődését.

#### 4.4. Az aranysakál és a vörös róka - Post mortem vizsgálatok eredményei

##### 4.4.1 Aranysakál testméretei

A tetemek különböző testméreteinek ivarok közötti összehasonlítása során a következőket találtam:

Az ivari dimorfizmus kimutatható volt testtömeg tekintetében. A két ivar közti különbség statisztikailag igazolható ( $t=3,435$ ,  $DF=60$ ,  $p=0,001$ ). A szukák átlagos testtömege mintegy 88% -a a kanokénak. A kanok és a szukák között szignifikáns különbség ( $t=3,231$ ,  $DF=70$ ,  $p=0,002$ ) mutatkozik a törzhossz tekintetében is. A kanok átlagosan mindössze 6%-kal hosszabbak a szukáknál. A két ivar statisztikailag igazolhatóan különbözött teljes hossz (testhossz) tekintetében ( $t=2,084$ ,  $DF=70$ ,  $p=0,0408$ ), bár a kanok átlagban mindössze 3%-kal haladták meg a szukákat. Farokhossz tekintetben nem találtam szignifikáns különbséget a kanok és a szukák

között ( $U=593,5$ ,  $U'=677,5$ ,  $p=0,6365$ ), mint ahogy a hátsóláb hosszának tekintetében sem volt statisztikailag igazolható eltérés ( $U=578,5$ ,  $U'=878,5$ ,  $p=0,1266$ ).

**5. táblázat: Az aranysakál testméreteinek összefoglaló táblázata.**

Mért adatok	Sakál	
	Kan	Szuka
Testtömeg (kg)	$\bar{X}=11,6$ SD=1,6 n=33 min=7,1; max=16,0	$\bar{X}=10,3$ SD=1,4 n=29 min=6,6; max=14,0
Törzshossz (cm)	$\bar{X}=82,6$ SD=7,7 n=42 min=61,0; max=104,0	$\bar{X}=78,0$ SD=6,0 n=31 min=57,0; max=92,0
Teljes hossz (cm)	$\bar{X}=105,8$ SD=7,4 n=41 min=88,0; max=121,0	$\bar{X}=102,4$ SD=6,4 n=31 min=83,0; max=117,0
Farokhossz (cm)	$\bar{X}=23,7$ SD=3,5 n=41 min=14,0; max=30,0	$\bar{X}=24,4$ SD=3,4 n=31 min=17,0; max=33,0
Hátsóláb hossz (cm)	$\bar{X}=42,1$ SD=3,4 n=47 min=33,0; max=48,0	$\bar{X}=41,3$ SD=3,1 n=31 min=30,0; max=50,0

#### 4.4.2 Kondíció

A felnőtt sakálok kondícióbecsléséhez a vese illetve az azt körülvevő vesezsír tömegét használtam fel (vesezsír-index). Mivel a kondíció (illetve a vese körüli zsír mennyisége) szezonálisan változhat, ezért az ivarok vesezsír-indexének összehasonlítását évszakonkénti bontásban végeztem. Az alacsony tavaszi mintaszám (szuka: n=3, kan: n=4) miatt erre az évszakra vonatkozóan nem végeztem el a statisztikai elemzést.

A két ivar között átlagos vesezsír-index tekintetében nem találtam szignifikáns különbséget egyik évszakban sem, bár a szukák értékei minden szezonban magasabbak voltak (nyár:  $p=0,7517$ ,  $t=0,3252$ , NS. ősz:  $p=0,699$ ,  $t=0,5251$ , NS. tél:  $p=0,1488$ ,  $t=1,486$ , NS).

**6. táblázat: Aranysakál vesezsír-index adatok.**

Szezon	Nyár		Ősz		Tél	
	kan	szuka	kan	szuka	kan	szuka
$\bar{X}$	0,32	0,34	0,57	0,64	0,53	0,67
SD	0,13	0,06	0,22	0,24	0,22	0,31
n	7	5	8	5	15	14

Annak érdekében, hogy el lehessen végezni a szezonális összehasonlításokat, összevontam a hím és nőstények adatait azonos évszakban.

**7. táblázat: Aranysakál szezonális vesezsír-index összehasonlítás ivarok összevonása után.**

Szezonok	eloszlás	p	S/NS	t
tavaszy-nyár	n	0,0594	NS	2,020
tavaszy-ősz	n	0,1455	NS	1,522
tavaszy-tél	n	0,1871	NS	1,346
nyár-ősz	n	0,0009	S	3,998
nyár-tél	n	<0,0001	S	4,647
ősz-tél	n	0,9800	NS	0,02528

A statisztikai elemzés során szezonális különbségeket találtam két esetben. Megállapítható, hogy a nyári kondíció ( $\bar{X}$ =0,32, SD=0,1, n=12) szignifikánsan eltér mind az ősztől ( $\bar{X}$ =0,60, SD=0,22, n=13), mind a téltől ( $\bar{X}$ =0,60, SD=0,27, n=29).

## 4.4.3 Róka testméretei

A felboncolt rókák legfontosabb – az aransakál mért adataival összevethető - testméret adatait mutatja be a 8. táblázat.

8. táblázat: A róka testméreteinek összefoglaló táblázata.

	Róka	
	Kan	Szuka
Testtömeg (kg)	$\bar{X}=6,7$ SD=0,9 n=19 min=5,0; max=8,0	$\bar{X}=5,5$ SD=0,8 n=12 min=4,2; max=6,9
Törzshossz (cm)	$\bar{X}=69,0$ SD=9,3 n=42 min=77,0; max=81,0	$\bar{X}=66,9$ SD=4,8 n=23 min=48,0; max=72,0
Teljes hossz (cm)	$\bar{X}=111,5$ SD=10,2 n=42 min=87,0; max=127,0	$\bar{X}=106,8$ SD=5,1 n=23 min=89,0; max=114,0
Farokhossz (cm)	$\bar{X}=42,5$ SD=3,0 n=42 min=43,0; max=52,0	$\bar{X}=39,9$ SD=2,5 n=23 min=35,0; max=44,0
Hátsóláb hossz (cm)	$\bar{X}=40,6$ SD=2,9 n=45 min=34,0; max=45,0	$\bar{X}=37,3$ SD=2,1 n=25 min=34,0; max=42,0

Kondíció

9. táblázat: Róka vesezsír-index összegzett adatok.

Szezon	Tavasz		Nyár		Ősz		Tél	
	kan	szuka	kan	szuka	kan	szuka	kan	szuka
$\bar{X}$	0,16	0,14	0,43	0,21	0,24	0,32	0,23	0,29
SD	0,07	0,07	0,42	-	0,09	0,05	0,05	0,15
n	9	3	2	1	13	3	18	18

A róka szukák és kanok közti vesezsír-indexének összehasonlítására csak téli időszakban állt rendelkezésre elég adat a statisztikai elemzéshez. Ez esetben nem volt igazolható szignifikáns

különbség a szukák és a kanok között ( $p=0,1156$ ,  $t=1,615$ , NS), bár a szukák átlagos értéke magasabb volt.

#### 4.4.4 A sakál és a róka mért adatainak összehasonlítása

##### 4.4.4.1 Testméretek, kondíció

#### 10. táblázat: Aransakál és vörös róka testméreteinek összehasonlítása.

Mért adatok	Róka-sakál	
	kan	szuka
Testtömeg	$p<0,0001$ , $t=14,566$ , $DF=49$ , ***	$p<0,001$ , $U'=943,00$ , ***
Törzshossz	$p<0,0001$ , $t=8,117$ , $DF=66$ , ***	$p<0,0001$ , $t=10,966$ , $DF=48$ , ***
Teljes hossz	$p<0,0001$ , $t=6,185$ , $DF=74$ , ***	$p=0,0005$ , $t=3,756$ , $DF=50$ , **
Farokhossz	$p<0,0001$ , $U'=1722$ , ***	$p<0,0001$ , $U'=713$ , ***
Hátsóláb hossz	$p=0,0175$ , $t=2,422$ , $DF=90$ , **	$p<0,0001$ , $U=73,5$ , ***

A két faj testméreteinek összehasonlítása és statisztikai elemzése során azt találtam, hogy mindkét ivar esetén a sakálok szignifikánsan különböztek (vagyis nagyobbak) a rókáktól törzshossz, hátsóláb hossz illetve testtömeg tekintetében. A rókák teljes hossza csekély mértékben meghaladja a sakálokét mind a szukák, mind a kanoknál, ám ez a különbség betudható annak, hogy a rókák farokhossza átlagosan majdnem kétszerese a sakálokénak.

A sakál és a róka vesezsír-index alapon történő kondícióbecslésének összehasonlító vizsgálatához - a megfelelő mintaszám érdekében - összevontam fajon belül az ivarokat az egyes szezónokban. Szignifikáns különbséget találtam a két faj között. A sakál értékei jelentős mértékben meghaladják a rókáét három évszakban (tavasz: 280%, ősz: 207%, tél: 246%).



**11. táblázat: A róka és a sakál vesezsír indexének szezonális összehasonlítása.**

Szezon		Sakál	Róka	eloszlás	p	S/NS	t (U)
tavasz	$\bar{X}$	0,45	0,16	n	0,0048	S	4,357
	SD	0,17	0,06				
	n	7	12				
nyár	X	0,32	0,36	nn	0,5363	NS	13
	SD	0,1	0,33				
	n	12	3				
ősz	$\bar{X}$	0,60	0,26	n	0,0001	S	5,218
	SD	0,22	0,09				
	n	13	16				
tél	$\bar{X}$	0,60	0,26	n	<0,0001	S	6,258
	SD	0,27	0,12				
	n	29	36				

Amennyiben téli időszakra vonatkozóan végeztem el az összehasonlítást (ivaronként is rendelkezésre állt elegendő adat), azt találtam, hogy mindkét ivar esetében a sakál és a róka között statisztikailag igazolható különbség van: (kan:  $p=0,0001$ ,  $t=5,067$ ,  $S^{***}$ ; szuka:  $p=0,0005$ ,  $t=4,298$ ,  $S^{***}$ ) a sakál javára. Ősszel csak a kanok esetében állt rendelkezésre elég adat, itt is igazolható volt a szignifikáns különbség a két faj között ( $p=0,0038$ ,  $t=4,035$ ,  $S^{**}$ ).

#### 4.4.4.2 Reprodukciós adatok

Post mortem vizsgálataink során 34 felnőtt sakál szukából 33 egyedben találtunk értékelhető/vizsgálható méhet. Ezek közül hatban tudtunk placentahéget számolni ( $\bar{X}=5,5$ ,  $SD=1,4$ ). Három egyedben találtunk magzatot ( $\bar{X}=5,3$ ,  $SD=3,7$ ). Ugyanezt a vizsgálatot rókánál is elvégeztük: 26 adult szukából 22 egyedben volt vizsgálható méh. Az átlagos szaporulat 7,5 ( $SD=2,4$ ) volt a placenta heg alapján. Nyolc egyedben találtunk magzatot ( $\bar{X}=5,9$ ,  $SD=3,6$ ).

A placentaheg számok alapján szignifikáns különbséget találtam két faj között ( $t=2,318$ ,  $DF=15$ ,  $p=0,035$ ). A szaporító- nem szaporító szukák arányát vizsgálva kimutattam, hogy míg a sakál szukák 27%-a vesz részt a szaporodásban, addig a rókánál ez közel háromszoros érték, 82%.

## 4.5 Akusztikus állománybecslés eredményei

### 4.5.1 Hajós-Szentgyörgy körzete

Az 12. táblázat összefoglalva mutatja be a felmérés legfontosabb eredményeit.

2004 tavasza és 2010 tavasza közötti időszakban összesen 14 alkalommal végeztük el az akusztikus állománybecslést a Hajós-szentgyörgyi erdőben. Felméréseként átlagosan 21 vokalizációs ponton játszottuk le a hangfelvételt (ez 7 év alatt összesen 289 megállás), mellyel a lefedett terület nagysága a megadott hallótávolságot (1 km) figyelembe véve 5340 ha – 7536 ha között változott ( $\bar{X}$ =6480 ha, SD=760). Az teljes felmérési időszak alatt periódusonként átlagosan 7 csoportot találtunk (SD=5,1).

**12. táblázat: Az akusztikus felmérés eredményei a Hajós-szentgyörgyi mintaterületen.**

Hajós-Szentgyörgy										
Év	Időszak	Felmért pont (db)	Felmért terület (km <sup>2</sup> )	Csoportszám (db)	Magányos szám (db)	Csoportsűrűség (CS/10km <sup>2</sup> )	Magányos-sűrűség (E/10km <sup>2</sup> )	Minimális terület (km <sup>2</sup> /csoport)	pozitív pontok (db)	negatív pontok (db)
		2004	tavaszi	19	59,7	13	7	2,2	1,2	4,6
ősz	20		62,8	4	2	0,6	0,3	15,7	4	16
2005	tavaszi	17	53,4	13	0	2,4	0,0	4,1	10	7
	ősz	18	56,5	16	1	2,8	0,2	3,5	10	8
2006	tavaszi	20	62,8	11	1	1,8	0,2	5,7	10	10
	ősz	18	56,5	1	2	0,2	0,4	56,5	3	15
2007	tavaszi	21	65,9	9	0	1,4	0,0	7,3	5	16
	nyár	18	56,5	1	1	0,2	0,2	56,5	2	16
	ősz	24	75,4	4	1	0,5	0,1	18,8	5	19
2008	tavaszi	24	75,4	6	1	0,8	0,1	12,6	7	17
	nyár	22	69,1	4	2	0,6	0,3	17,3	4	18
	ősz	23	72,2	0	1	0,0	0,1	0,0	1	22
2009	tavaszi	23	72,2	6	4	0,8	0,6	12,0	9	14
2010	tavaszi	22	69,1	3	4	0,4	0,6	23,0	5	17
összes		289							87	202
átlag		20,6	64,8	6,5	2	1,1	0,3	17,0	6,2	14,4
S.E		2,41	7,55	5,08	1,90	0,91	0,31	18,02	3,45	4,67

Az összes felmérés átlagát tekintve azt mondhatjuk, hogy a felmérő pontok többségén (69%) nem kaptunk választ ( $\bar{X}=14,4$ ,  $SD=4,7$ ), míg a többi ponton (31%) hallottunk sakálüvöltést ( $\bar{X}=6,2$ ,  $SD=3,4$ ). Összesen 118 esetben hallottunk választ, ezen belül 77%-ban családtól s közel harmadennyi (23%) külön válaszoló egyed válaszát regisztráltuk. A 14 felmérési periódus alatt mindössze 2 alkalommal hallottunk több egyedet, mint családot.

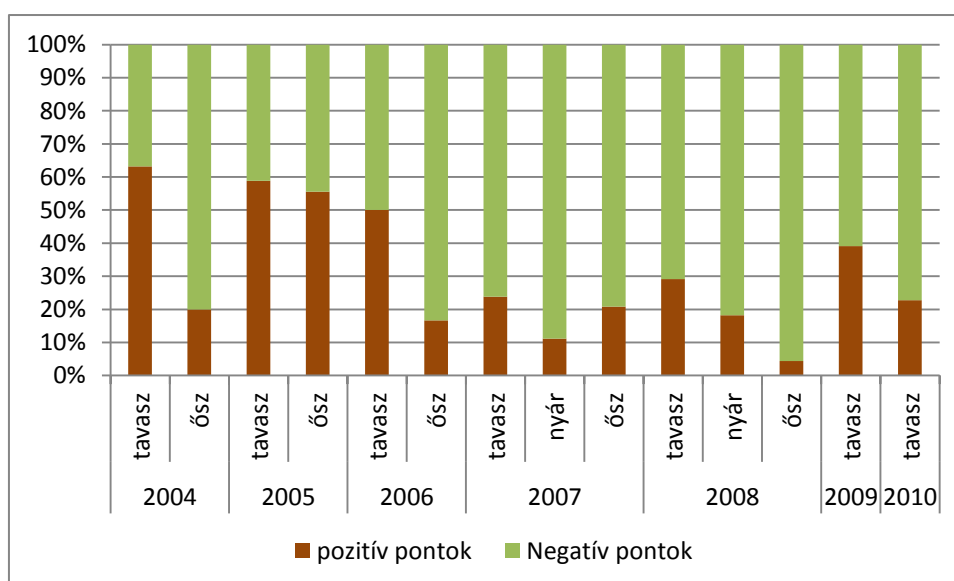
A pozitív és negatív pontok arányát tekintve a 2008 őszi felmérés esetében volt a legnagyobb különbség (96% negatív, 4% pozitív), ekkor mindössze 1 magányos egyed válaszát hallottuk. 2006 tavaszi felmérés idején a felmért pontok 50%-án kaptunk választ.

Az egyes éveken belüli felméréseket összehasonlítva (tavasz-ősz) szignifikáns különbséget véltünk felfedezni 2004 ( $p=0,010$ ;  $n=39$ ), 2006 ( $p=0,043$ ;  $n=38$ ) és 2008 –ban ( $p=0,048$ ;  $n=47$ ). Mindhárom évben tavasszal nagyobb volt azoknak a pontoknak az aránya, ahol választ kaptunk a lejátszott üvöltésre.

A különböző évek tavaszi periódusait összehasonlítva egymással a következő eredményeket kaptuk: statisztikailag eltérő volt a pozitív-negatív pontok aránya a 2004-es év viszonyítva 2007-hez ( $p=0,024$ ,  $n=40$ ), 2008-hoz ( $p=0,034$ ;  $n=43$ ) és 2010-hez ( $p=0,012$ ;  $n=41$ ). A 2005-ben mért arány szintén eltért a 2007 évtől ( $p=0,046$ ;  $n=38$ ) illetve a 2010-től ( $p=0,045$ ;  $n=39$ ). Ez abból adódhat, hogy a felmérés első két évében (2004, 2005) magasabb volt a pozitív pontok aránya a későbbiekhez képest.

Csak az őszi periódusokat összehasonlítva azt találtuk, hogy a 2005-ben mért kiemelkedően magas pozitív pontok aránya miatt ez a periódus az összes többi évtől szignifikánsan különbözött. Kismértékű ( $p<0,05$ ) eltérés volt a 2004 ( $p=0,042$ ;  $n=38$ ), 2006 ( $p=0,035$ ;  $n=38$ ) és 2007 ( $P=0,027$ ;  $n=42$ ) évekhez képest, jelentősebb ( $p<0,001$ ) azonban a 2008 adataihoz ( $n=41$ ) viszonyítva. Ez utóbbi betudható annak, hogy mindössze 1 olyan pontunk volt, ahol választ kaptunk.

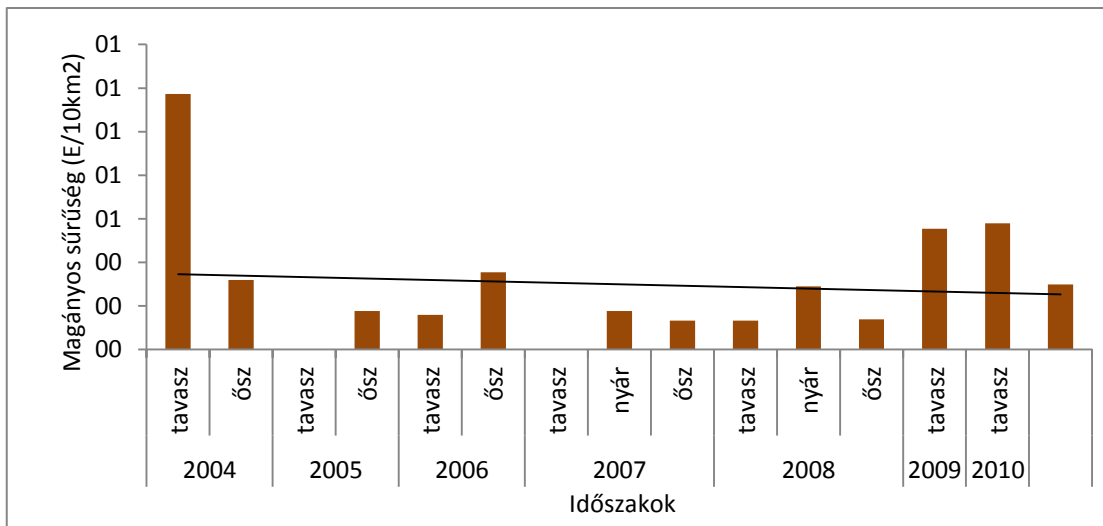
Amennyiben 1–1 év őszi és tavaszi periódusait összegezzük, szignifikáns különbséget találunk az évek között: 2004-2008 ( $p=0,017$ ,  $n=86$ ), 2005-2007 ( $p=0,002$ ,  $n=80$ ) és 2005-2008 ( $p<0,001$ ,  $n=82$ ). Bár a tavaszi felmérések alkalmával gyakrabban kaptunk választ (egy pontra jutó válaszok száma alapján), mint ősszel, az évszakok közötti különbség nem volt szignifikáns ( $t=0,253$ ).



**4. ábra: A pozitív és negatív pontok arányának változása a felmérés alatt.**

## 4.5.1.2 Egyedsűrűség változása a vizsgálati területen

A teljes felmérési időszakra vonatkozóan nem találtunk szignifikáns különbséget az összehasonlítások során a magányosan válaszoló egyedek számának (számolt sűrűségének) tekintetében ( $\bar{X}=0,3$ ;  $SD=0,31$ ). A kiugró értékek mellett a válaszoló egyedek sűrűsége a területen stabilnak mondható ( $r=0,1$ ).



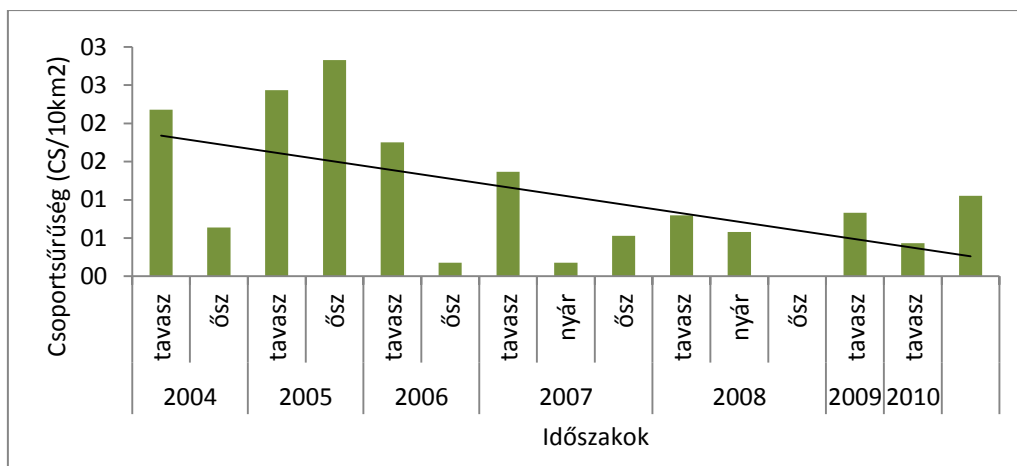
**5. ábra: Magányosan válaszoló egyedek sűrűségváltozása.**

#### 4.5.1.3 Családsűrűség változása a vizsgálati területen

Ha minden év minden időszakának családsűrűségeit összehasonlítjuk, különbséget találunk ( $p < 0,0001$ ,  $KW=44,262$ ,  $n=578$ ): 2005 ősze – 2008 ősze ( $p < 0,01$ ), míg a 2005 tavasz szignifikánsan eltért mind 2006 ősztől ( $p < 0,05$ ), mind 2008 ősztől ( $p < 0,01$ ).

A tavaszi időszakok összehasonlításakor nem találtunk statisztikailag igazolható eltérést az egyes vizsgálati évek között. Ezzel szemben az őszi felvételezések során számolt családsűrűségek igen jelentős eltéréseket mutatnak ( $p=0,0001$ ,  $KW=22,938$ ,  $n=103$ ). A 2005 őszi igen magasnak számító (2,8 csoport/10 km<sup>2</sup>) sűrűség eredmények szignifikánsan ( $p < 0,01$ ) különböznek 2004, 2006, 2007 évektől, ennél is jelentősebb ( $p < 0,001$ ) mértékben pedig 2008-tól.

A teljes felmérési időszakra vonatkoztatva látszólag csökkenő tendencia érzékelhető a családsűrűség változásában, ám ez nem tekinthető statisztikailag igazolhatónak ( $r=0,576$ ).



**6. ábra: A családsűrűség változása a vizsgált időszakban.**

#### 4.5.2 Császártöltés körzete

Az 13. táblázat összefoglalva mutatja be a felmérés legfontosabb eredményeit.

2004 tavasza és 2014 tavasza közötti időszakban összesen 20 alkalommal végeztük el az akusztikus állománybecslést a Császártöltés-Kunfehértó közötti területen. Felméréseként átlagosan 20 vokalizációs ponton játszottuk le a hangfelvételt (ez 11 év alatt összesen 402 megállás), amivel a lefedett terület nagysága a megadott hallótávolságot (1 km) figyelembe véve 3140 ha – 8164 ha között változott ( $\bar{X}=6310$  ha,  $SD=1538$ ). Az teljes felmérési időszak alatt periódusonként átlagosan 6 csoportot találtunk ( $SD=4,3$ ).

Annak ellenére, hogy a tavaszi felmérések alkalmával gyakrabban kaptunk választ (egy pontra jutó válaszok száma alapján), mint az ősszel, az évszakok közötti különbség nem volt szignifikáns ( $t=0,715$ ).

**13. táblázat: Az akusztikus felmérés eredményei a császártöltési mintaterületen.**

		Császártöltés								
Év	Időszak	Felmért pont (db)	Felmért terület (km <sup>2</sup> )	Csoportszám (db)	Magányos szám (db)	Csoportfűrűség (CS/10km <sup>2</sup> )	Magányos-sűrűség (E/10km <sup>2</sup> )	Minimális terület (km <sup>2</sup> /csoport)	pozitív pontok (db)	negatív pontok (db)
2004	tavaszi	16	50,2	3	1	0,6	0,2	16,7	4	12
	ősz	10	31,4	5	0	1,6	0,0	6,3	5	5
2005	ősz	11	34,5	2	1	0,6	0,3	17,3	3	8
2006	tavaszi	13	40,8	4	0	1,0	0,0	10,2	3	10
	ősz	19	59,7	8	5	1,3	0,8	7,5	8	11
2007	tavaszi	19	59,7	8	2	1,3	0,3	7,5	7	12
	nyári	19	59,7	8	3	1,3	0,5	7,5	8	11
	ősz	19	59,7	8	0	1,3	0,0	7,5	5	14
2008	tavaszi	23	72,2	9	2	1,2	0,3	8,0	6	17
	nyári	23	72,2	3	2	0,4	0,3	24,1	4	19
	ősz	26	81,6	3	0	0,4	0,0	27,2	3	23
2009	tavaszi	26	81,6	21	5	2,6	0,6	3,9	11	15
2010	tavaszi	24	75,4	5	0	0,7	0,0	15,1	4	20
	ősz	26	81,6	2	0	0,2	0,0	40,8	2	24
2011	tavaszi	23	72,2	8	3	1,1	0,4	9,0	8	15
	ősz	23	72,2	5	5	0,7	0,7	14,4	7	16
2012	tavaszi	24	75,4	5	1	0,7	0,1	15,1	6	18
	ősz	21	65,9	2	4	0,3	0,6	33,0	4	17
2013	tavaszi	15	47,1	2	0	0,4	0,0	23,6	2	13
2014	tavaszi	22	69,1	5	0	0,7	0,0	13,8	4	18
összes		402							104	298
átlag		20,1	63,1	5,8	1,7	0,9	0,3	15,4	5,2	14,9
S.E		4,90	15,38	4,31	1,87	0,57	0,27	9,83	2,38	4,82

Az összes felmérés átlagát tekintve azt mondhatjuk, hogy a felmért pontok közel egynegyedén, 26%-án ( $n=104$ , időszakonként:  $\bar{X}=5,2$ ,  $SE=2,38$ ) hallottunk sakálüvöltést válaszul az általunk lejátszott hangra, míg többségén (74 %) nem kaptunk választ ( $\bar{X}=14,9$ ,  $SD=4,82$ ). Összesen 150

esetben hallottunk választ, ezen belül 77 %-ban családtól s közel harmadennyi (23%) külön válaszoló egyed választ regisztráltuk. A 20 felmérési periódus alatt mindössze 1 alkalommal hallottunk több egyedet, mint családot.

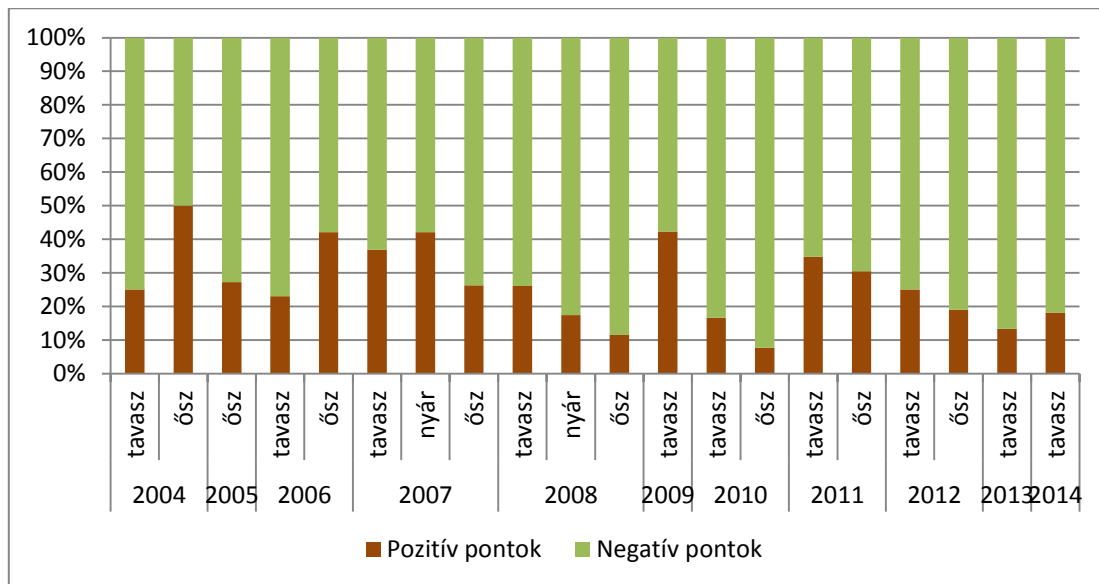
A pozitív és negatív pontok arányát tekintve a 2010 őszi felmérés esetében volt a legnagyobb különbség (92% negatív, 8% pozitív), ekkor mindössze 2 csoport választ hallottuk. 2004 őszén tapasztaltuk a legkiegyenlítettebb arányt (50-50%).

Statisztikai elemzések során a következő megállapításokat tehetjük:

Egyik évben sem találtunk szignifikáns különbséget a tavaszi és őszi periódusokban a pozitív és negatív helyek arányában adott éven belül. Az egyes évek tavaszi arányait összehasonlítva egymással hasonló eredményt kaptunk. Az őszi időszakok összevetésekor azonban statisztikailag igazolható különbségeket találtunk: 2004-2008 ( $p=0,024$ ), 2004-2010 ( $p=0,010$ ), illetve a 2006 őszt eltért mind 2008 ( $p=0,033$ ), mind 2010 ( $p=0,1$ ) eredményeitől. Az említett utóbbi két évben nemcsak a pozitív pontok arány csökkent, de a számolt sakálsűrűség is igen alacsony szintet mutatott (2008 őszt: 0,4 csoport/10 km<sup>2</sup>; 2010 őszt: 0,2 csoport/10 km<sup>2</sup>).

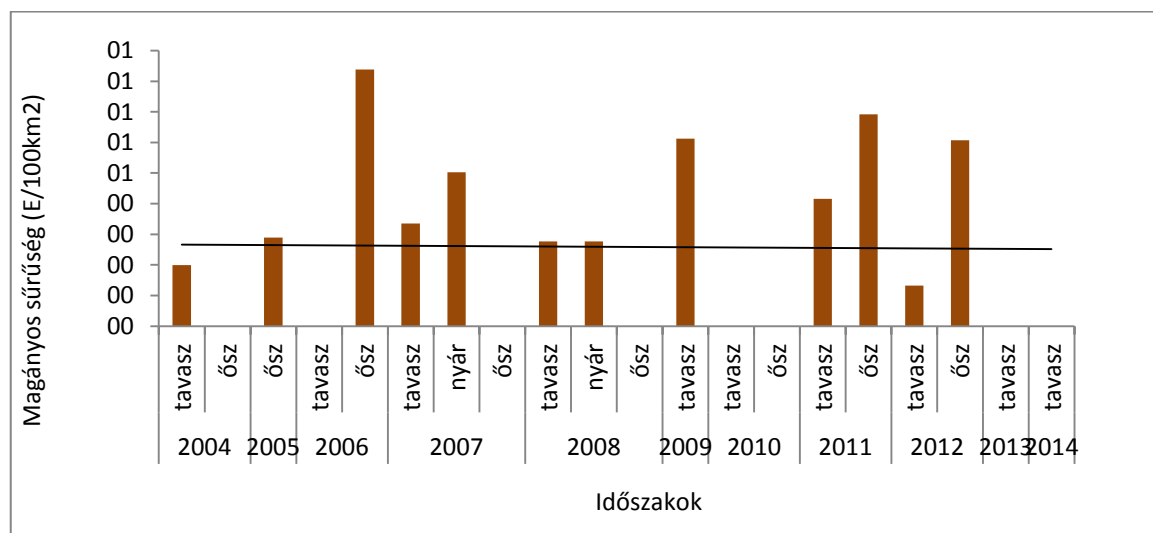
A pontok összevonása után az egyes éveket hasonlítottuk össze: a 2010-es év szignifikánsan eltért 2004-től ( $p=0,032$ ), 2006-tól ( $p=0,024$ ), 2007-től ( $p=0,033$ ) és 2011-től ( $p=0,025$ ). A 2010-es évben tapasztaltuk a legalacsonyabb pozitív pontarányt, de emellett igen alacsony (bár statisztikailag nem igazolható) volt a család – és egyedsűrűség is. Ezen év tavaszán találtak a területen egy sakáltetemet, melyet az MGSZH Állategészségügyi Diagnosztikai Igazgatósága post mortem vizsgálatnak vetette alá, mivel jó kondícióban lévő, külsérelmi nyomoktól mentes volt a test. A vizsgálat során kimutatták az Aujeszky vírust, mely kutyafélénél minden esetben letális. Nem zárható ki, hogy a populáció ilyen mértékű csökkenését e vírus elterjedése okozta az adott időszakban.





**7. ábra: A pozitív és negatív pontok arányának változása a felmérés alatt.**

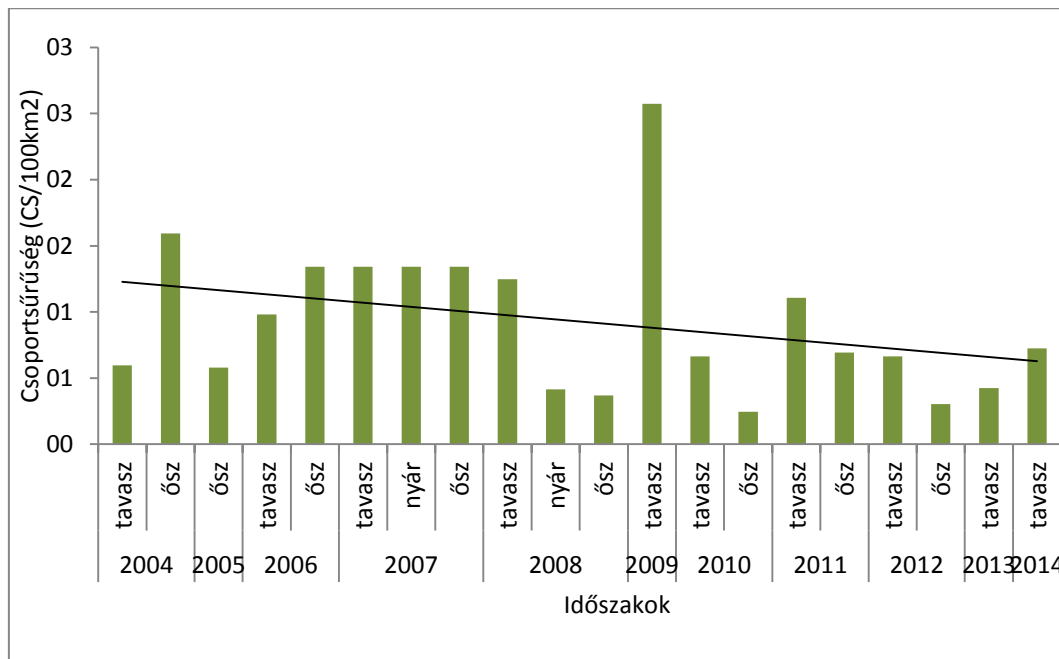
#### 4.5.2.2 Az egyed és családsűrűség változása a vizsgálati területen



**8. ábra: A magányosan válaszoló egyedek sűrűségének változása.**

A császártöltési mintaterületen mind a csoport, mind a magányosan válaszoló egyedek sűrűsége évek és évszakok között ingadozást mutatott. Azonos periódusokban számolt sűrűségek összehasonlítása - az egyes évek között - esetén ez az ingadozás szintén megfigyelhető, de a különbség nem volt szignifikáns: magányosan válaszoló egyedek tavasszal ( $p=0,316$ ), őszi között ( $p>0,05$ ); a családsűrűség mindkét időszakban ( $p>0,05$ ).

A családsűrűség változása látszólag minimális csökkenést mutat a vizsgálati években, ez azonban nem szignifikáns ( $r=0,330$ ). A teljes felmérési időszakra vonatkoztatott magányosan válaszoló egyedek sűrűsége kiegyenlítettnek tekinthető ( $r=0,017$ ).



**9. ábra: A családsűrűség változása a vizsgálati időszakban.**

2007 júliusában tűzvész pusztított e területen, mintegy 1000 hektáron. A 2007 nyári időszakban (augusztusi felmérés) a felmért állománysűrűség azonban nem mutatott visszaesést (ugyanakkora 1,3 csoport/10km<sup>2</sup>), sőt, az őszi ezzel szintén megegyezett. A következő év tavaszán épp csak mutatott különbséget (1,2 csoport /10km<sup>2</sup>), majd nyárra és őszi erős visszaesés következett be (mindkét felmérés idején csak 0,4 csoport jutott 10km<sup>2</sup> egységnyi területre). Ezzel párhuzamosan (2007 nyár-2008 őszi) a pozitív pontok aránya is csökkent. Elképzelhető, hogy a vegetáció (takarás-búvóhely) eltűnése miatt a rendelkezésre álló élőhely beszűkült, és a vizsgálati területünkön aggregálódtak a csoportok, esetleg később eltűntek a vizsgálati területről. A folyamatos, éveken át tartó fakitermelés elengedhetetlen emberi zavarással is együtt járt, mely valószínűleg hatással volt az állományra.

#### 4.5.3 Nagyterületű felmérés

A 14. táblázat összefoglalva mutatja be a felmérés legfontosabb eredményeit.

2004 tavasza és 2014 tavasza közötti időszakban összesen 22 felmérési periódust teljesítettünk. Felméréseknél átlagosan 77 vokalizációs ponton játszottuk le a hangfelvételt (ez 11 év alatt összesen 1707 megállás), amivel a lefedett terület nagysága a megadott hallótávolságot (1km) figyelembe véve 9,4km<sup>2</sup> – 606km<sup>2</sup> között változott ( $\bar{X}$ =244km<sup>2</sup>, SD=59). Az teljes felmérési időszak alatt periódusonként átlagosan 13 csoportot találtunk, de az egyes periódusok alatt igen komoly különbségek voltak (SD=9,4).

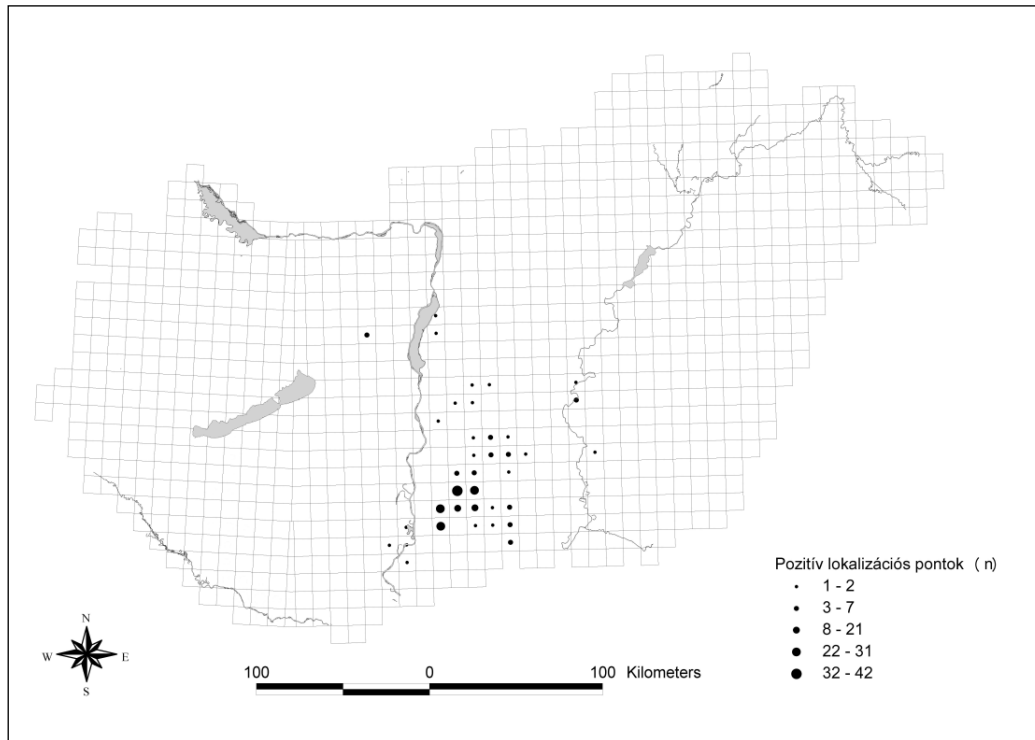
**14. táblázat: A nagyterületű aranyakál állományfelmérés eredményei (2004-2014).**

Év	Időszak	Felmért pont (db)		Csoportszám (db)	Magányos szám (db)	Csoportűrűség (CS/10km <sup>2</sup> )	Magányosűrűség (E/10km <sup>2</sup> )	Minimális terület (km <sup>2</sup> /csoport)	pozitív pontok (db)	negatív pontok (db)
		Felmért terület (km <sup>2</sup> )								
2004	tavaszi	42	131,9	16	8	1,2	0,6	8,2	16	26
	ősz	193	606,0	21	4	0,3	0,1	28,9	20	173
2005	tavaszi	52	163,3	14	0	0,9	0,0	11,7	11	41
	ősz	177	555,8	20	7	0,4	0,1	27,8	19	158
2006	tavaszi	70	219,8	17	1	0,8	0,0	12,9	15	55
	ősz	118	370,5	12	11	0,3	0,3	30,9	17	101
2007	tavaszi	132	414,5	24	2	0,6	0,0	17,3	18	114
	nyár	37	116,2	9	4	0,8	0,3	12,9	10	27
	ősz	152	477,3	24	10	0,5	0,2	19,9	29	123
2008	tavaszi	162	508,7	26	9	0,5	0,2	19,6	24	138
	nyár	49	153,9	10	4	0,6	0,3	15,4	9	40
	ősz	130	408,2	5	6	0,1	0,1	81,6	10	130
2009	tavaszi	131	411,3	37	15	0,9	0,4	11,1	34	97
	nyár	3	9,4	0	1	0,0	1,1	0,0	1	2
2010	tavaszi	46	144,4	8	4	0,6	0,3	18,1	9	37
	ősz	41	128,7	2	0	0,2	0,0	64,4	2	39
2011	tavaszi	28	87,9	9	3	1,0	0,3	9,8	9	19
	ősz	23	72,2	5	5	0,7	0,7	14,4	7	16
2012	tavaszi	24	75,4	5	1	0,7	0,1	15,1	6	18
	ősz	35	109,9	8	5	0,7	0,5	13,7	8	27
2013	tavaszi	29	91,1	3	0	0,3	0,0	30,4	3	26
2014	tavaszi	33	103,6	5	1	0,5	0,1	20,7	5	28
összes		1707							282	1435
átlag		77,6	243,6	12,7	4,6	0,6	0,3	22,0	12,8	65,2
S.E		58,91	184,97	9,42	4,04	0,30	0,26	18,34	8,63	52,87

Annak ellenére, hogy a tavaszi felmérések alkalmával gyakrabban kaptunk választ (egy pontra jutó válaszok száma alapján), mint az ősszel, az évszakok közötti különbség nem volt szignifikáns ( $p=0,126$ ). A pozitív (volt válasz) és negatív (nem volt válasz) pontok tekintetében elmondhatjuk, hogy átlagosan a pontok 16%-án kaptunk választ. A legnagyobb különbség 2010

őszén mutatkozott, amikor a pontok mindössze 5%-án jegyezhetünk föl üvöltést, 2004 tavaszán pedig közel 40%-os volt a pozitív pontok aránya.

Összesen 381 esetben hallottunk választ, ezen belül 74%-ban családtól s közel harmadennyi (26%) külön válaszoló egyed választ regisztráltuk. A 22 felmérési periódus alatt mindössze 2 alkalommal hallottunk több egyedet, mint családot (2008 ősz, 2009 nyár).



**14. térkép: A pozitív vokalizációs pontok összesítve (2004-2014).**

A felmérési időszak során több helyen is sikerült igazolnunk az aransakál jelenlétét e módszerrel. A Duna-Tisza közti homokháti erdővel borított területen legtöbbször kaptunk választ a lejátszott üvöltésre (változó intenzitással) már a kezdeti években is. Ezek a felmérő pontok délnyugatról indulva Baja, Hajós, Pirtó, Imrehegy, Soltvadkert, Kecel, Bugac, Kiskunhalas térségét jelentik. Északi irányban megközelítőleg Kecskemét magasságáig.

Emellett azonban tudtuk bizonyítani a faj megtelepedését olyan területeken, térségekben, ahol előzőleg nem igazolták azt. Több olyan részen is elvégeztük a munkát, ahol számos periódus alatt sem kaptunk választ, ám az évek múltával a faj megjelent és ezt a lejátszott hangra történő üvöltésükkel tudtuk bizonyítani. Ilyen területek voltak: Kunbaracs, Kerekegyháza, Szabadszállás, vagy Harkakötöny térsége. A területileg illetékes vadgazdálkodó segítségével megerősítettük a faj jelenlétét Kelebia, Ásotthalom körzetében is.

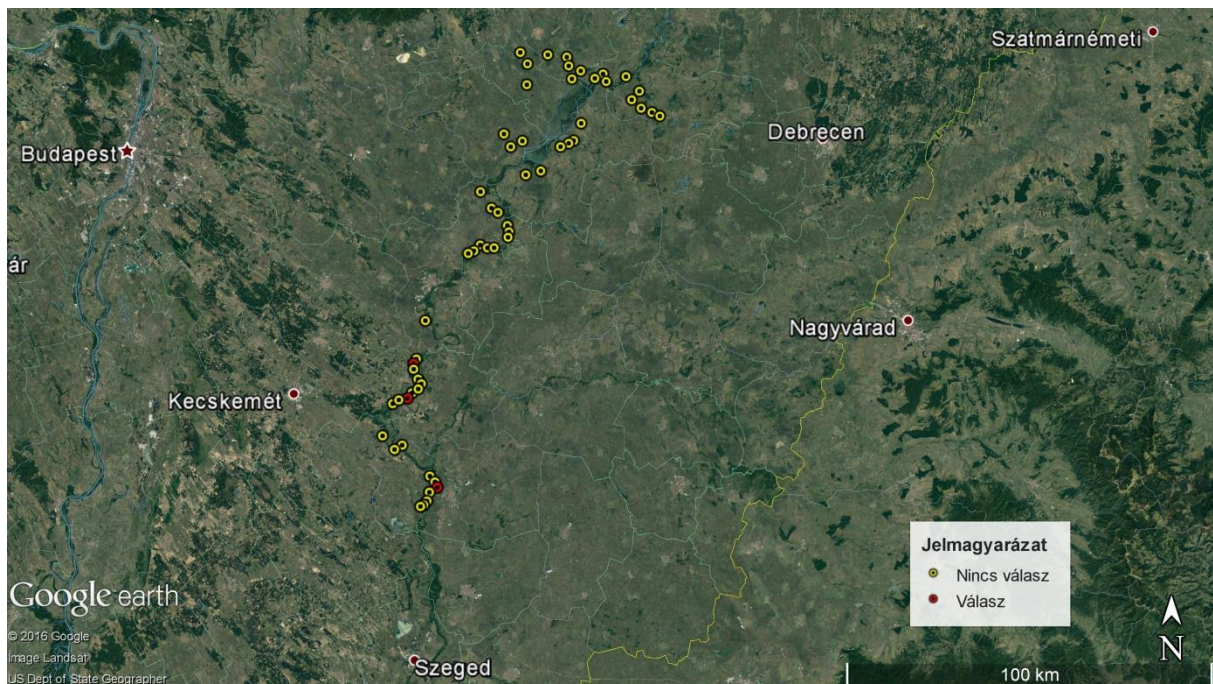
A Kecskemét-Budapest közötti területeken több-kevesebb sikerrel jártunk az évek során, de jórészt tudtuk igazolni a sakál jelenlétét 1-1 területen (pl. Taksony, Dunaharaszti). Valószínűleg

a még kis állománysűrűség miatt nem kaptunk választ Monor, Pusztavacs, Pécel térségéből annak ellenére, hogy a területen már volt sakál elejtés, vagy megfigyelés.

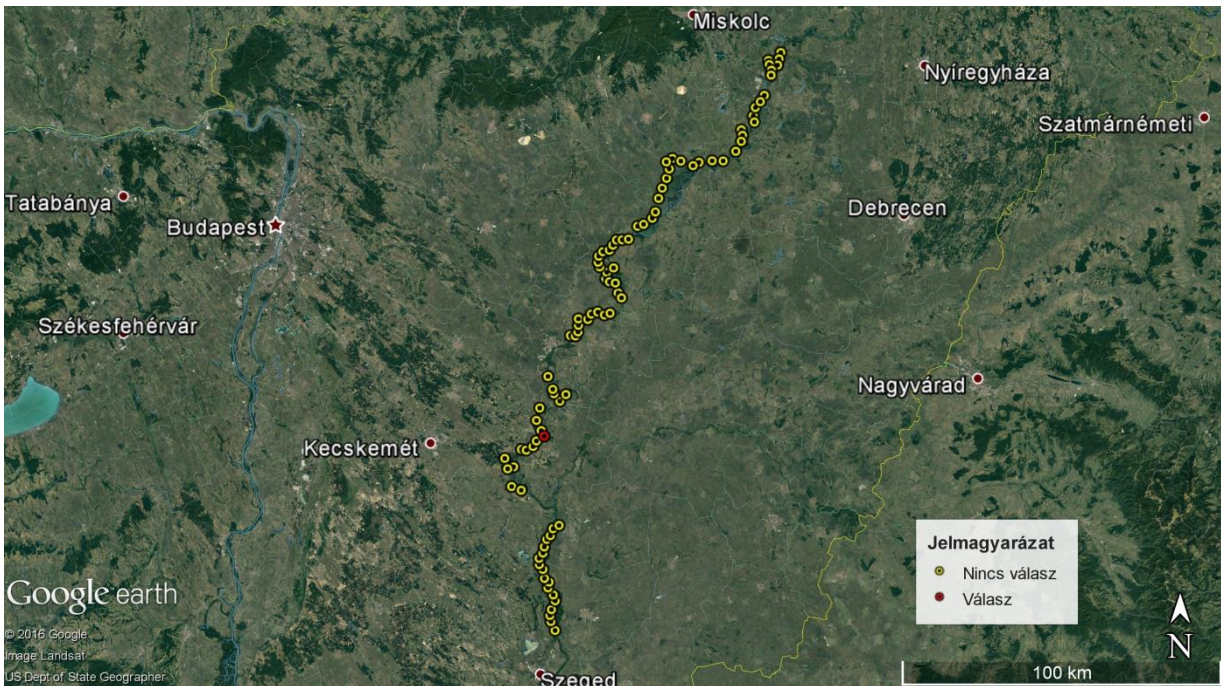
A Kiskunság nyugati részén szintén megszólaltak a sakálokcsaládok Solt illetve Kiskörös-Erdőtelek határában. A Velencei-tó északi részén található Szúnyog-szigeten több éven keresztül mértük az állománysűrűséget.

#### 4.5.4. Az aransakál terjeszkedésének vizsgálata akusztikus módszerrel

2004 őszén összesen 58 megállási pontot vettünk fel s mindössze 3 helyen kaptunk választ (Tiszabog, Tizsakürt, Csongrád). 2005 tavaszán egy éjszaka (március 11.) végeztünk felmérést. A Borsodi-Mezőséget körbejárva 10 megállás során egy helyen sem válaszoltak sakálok. 2005 őszén 91 megállás alatt mindössze egy egyed vagy család választ hallottuk Tizsakécskétől délre.



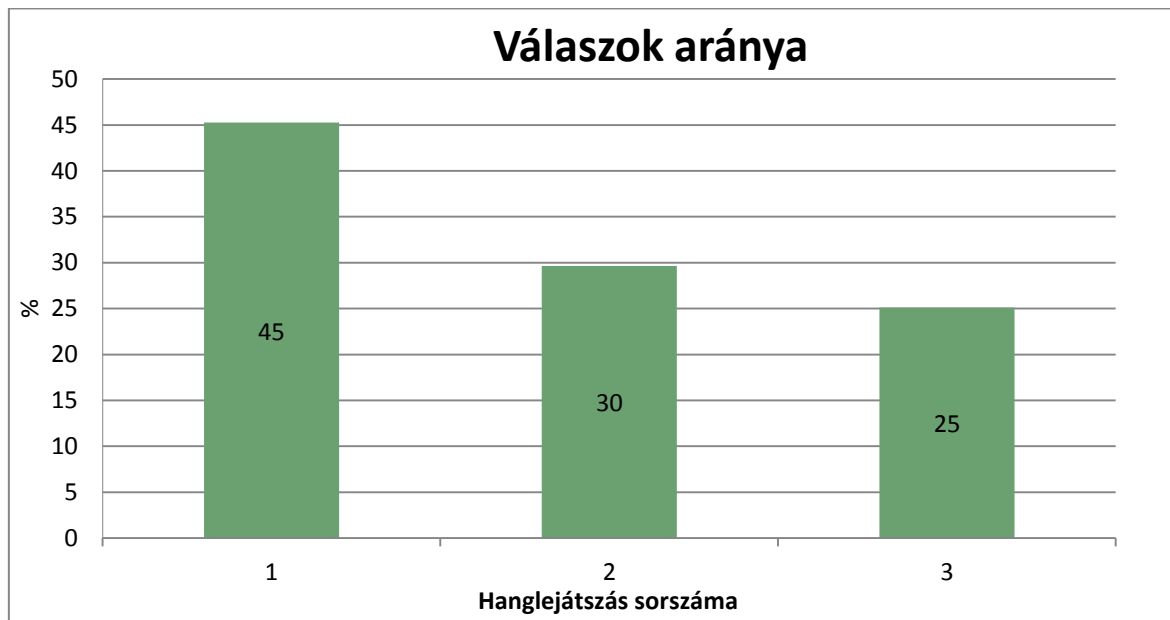
**15. térkép: Közép-Tisza-menti felmérés eredményei 2004-ben**



16. térkép: Tisza-menti felmérés eredményei 2005-ben.

#### 4.5.5 A hanglejátzásra adott válaszok elemzése

A terepi vizsgálatok során minden esetben feljegyeztük, hogy hanyadik lejátzásra érkezett válasz, valamint a válasz típusát is (egyedi vagy csoportos hang).

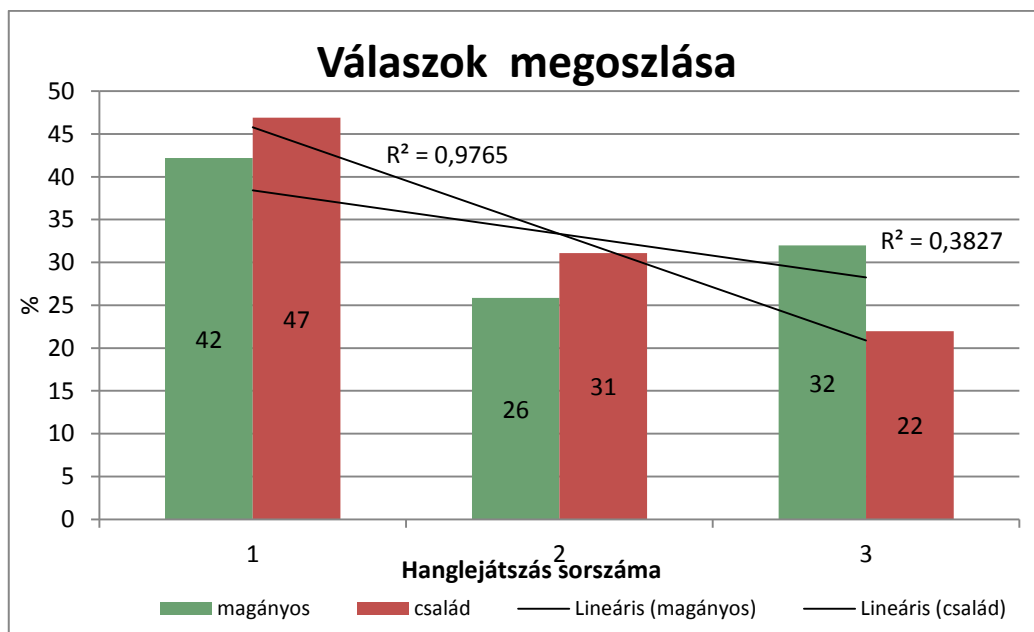


10. ábra: A válaszok aránya a hanglejátzás számának függvényében.

A felmérés teljes ideje alatt összesen 1967 alkalommal játszottuk le a sakálüvöltést felvételtől. Mindent összevetve 526 esetben kaptunk választ az általunk lejátszott hangra (26%). Ezek eloszlását a 10. ábra mutatja be.

238 alkalommal kaptunk választ az első lejátszásra, 156 esetben a másodikra, illetve 132-ször a harmadikra. Statisztikai elemzés során látszik, hogy várt értékhez képest több esetben érkezett válasz az első lejátszásra ( $\text{Chi}^2=22,4$ ,  $p<0,001$ ), illetve kevesebb a harmadikra ( $\text{Chi}^2=10,7$ ,  $p<0,001$ ), vagyis igazolható, hogy a lejátszások számának növelésével csökken a válaszok száma ( $Z=2,39$ ).

Jelentős eltérést tapasztaltunk arra vonatkozóan, hogy egyedi üvöltést vagy családi kórust hallottunk: az 526 válasz közül mindössze 147 alkalommal válaszolt magányos állat (28%), míg 379 esetben (72%) több egyedből álló falka üvöltött vissza.



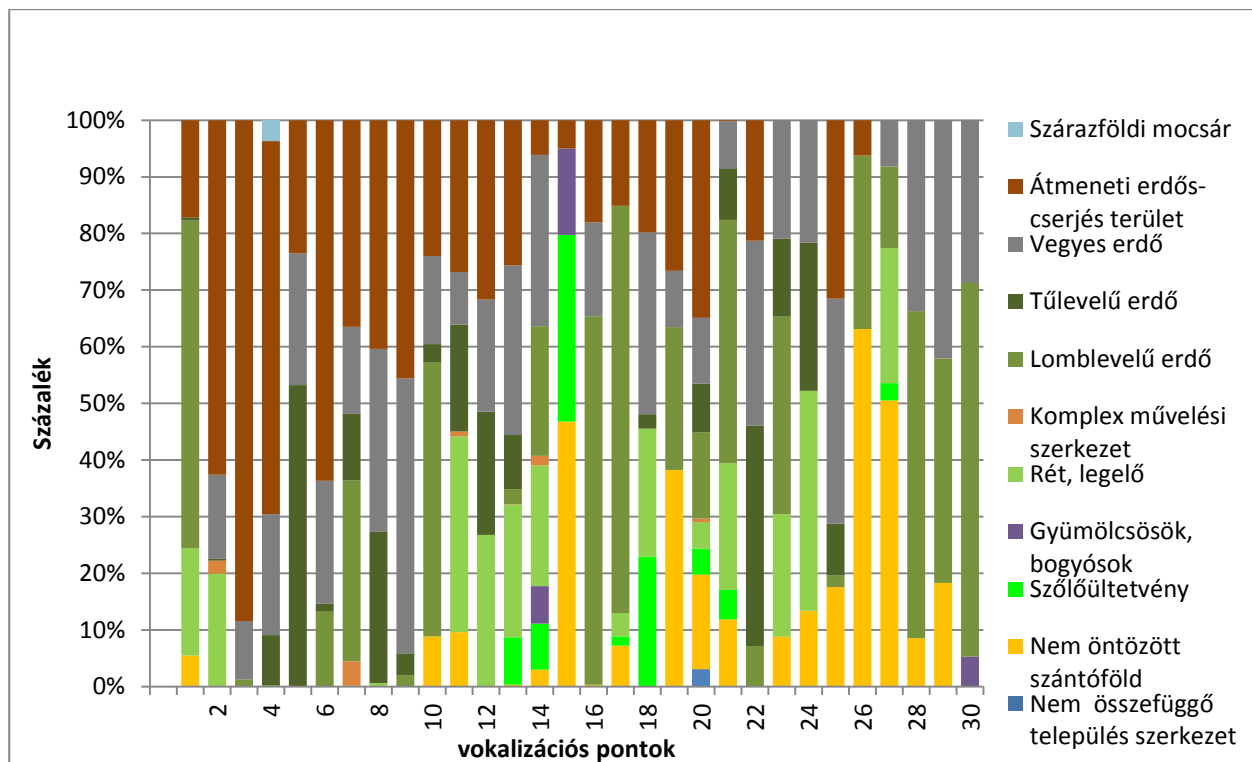
**11. ábra: A magányos és családi válaszok arányának változása.**

Az egyedi (magányos) válaszok (összesen 147) jelentős része, szám szerint 62 (42%) közvetlenül az első hanglejátszás után szólalt meg. Jóval kevesebb, mindössze 38 esetben (26%) kaptunk választ a 2. lejátszásra, s végül a harmadikra 47 egyed hangját regisztráltuk (32%). Ez esetben bár csökken a lejátszásra adott válaszok száma, statisztikailag nem igazolható ( $p=0,05$ ; NS).

A családi válaszok (összesen 379) közül 178 érkezett az első lejátszásra (47%), 117 a másodikra (31%), míg mindössze 84 a harmadikra (22%). Ekkor szignifikáns különbség mutatkozott a válaszok eloszlásában ( $p<0,001$ ; S), tehát a legtöbb családi válasz igazoltan az első lejátszás után érkezik.

#### 4.5.6 Élőhelyvizsgálat

A vokalizációs pontokra illesztett 1km sugarú puffer felszínborítása alapján elvégzett elemzés eredménye szerint 11 kategóriát tudunk megkülönböztetni: 1. Nem összefüggő település szerkezet, 2. Nem öntözött szántóföld, 3. Szőlőültetvény, 4. Gyümölcsösök, bogyósok, 5. Rét, legelő, 6. Komplex művelési szerkezet, 7. Lomblevelű erdő, 8. Tülevelű erdő, 9. Vegyes erdő, 10. Átmeneti erdős-cserjés terület, 11. Szárazföldi mocsár. Az egyes pontokon belüli élőhelyi kategóriák eloszlását mutatja a 12. ábra.

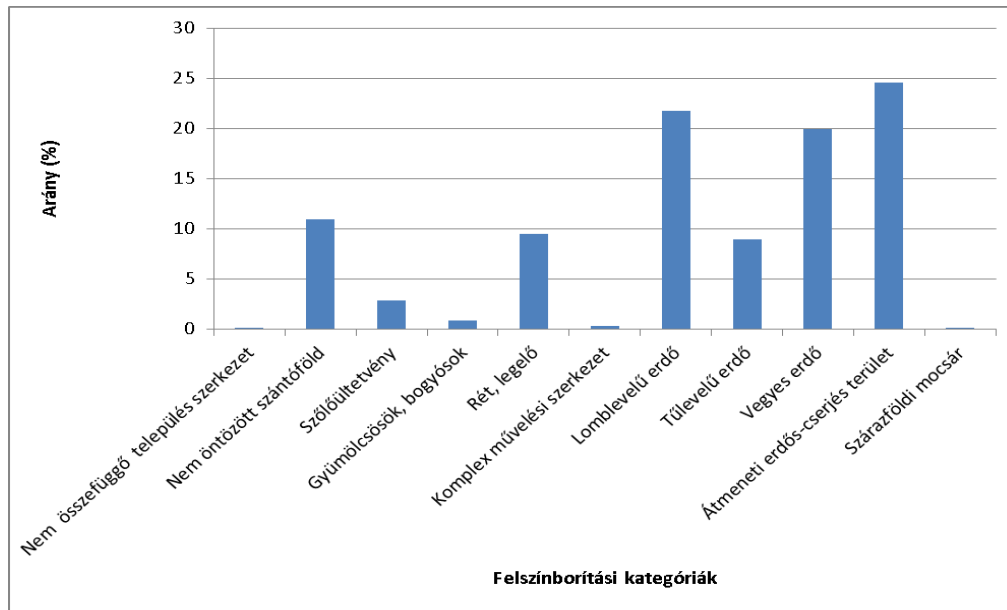


**12. ábra: A Vokalizációs pontok felszínborításainak megoszlása.**

Az erdők (lombhullató, tülevelű és vegyes) összesítve mintegy 51%-át adják a teljes területnek, bár az egyes pontok között igen nagy különbségek mutatkoztak ( $SD=13$  illetve  $SD=23$ ). Az elterjedés szempontjából valószínűleg fontosak (átlag 25%) az átmeneti erdős-cserjés területek is, melyek szintén potenciális búvóhelyet jelentenek a faj számára.

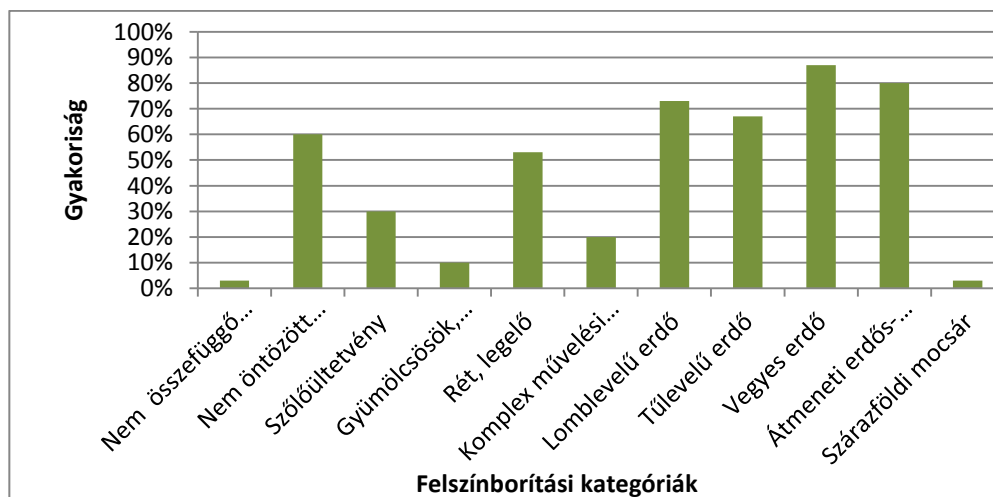
Ahol előfordult lombhullató erdő (gyakoriság 73%), ott 30%-át adta átlagosan a területnek, ugyanígy a tülevelű (előfordulás 67%) 15%, vegyes erdő (gyakoriság 87%) 23%. Azokon a területeken, ahol jelen volt átmeneti fás-cserjés vegetáció (az összes pont ~80%-án) ott a területek közel harmadrészét (32%) jelentette ez a vegetációtípus.





13. ábra: A különböző felszínborítási kategóriák egymáshoz viszonyított aránya.

Bár a szántóföldi területek a pontok több mint felénél (60%) előfordultak, az összes pontra vetítve csak 11% volt a részarányuk (ahol volt szántóföld, ott is alacsony arányú, mintegy 20% volt a területnek). A nyílt területek közül a rét, legelő közel azonos gyakorisággal (53%) és alacsony területi aránnyal fordult elő (9% illetve 20%). Elhanyagolható volt a gyakorisága 3 kategóriának. Ezek közül kettő (Nem összefüggő település szerkezet és Szárazföldi mocsár) csak 1-1 ponton volt jelen (3-3%), míg a zártkerti gyümölcsöst mindössze 3 ponton találtunk (10%), de igen alacsony területi aránnyal.



14. ábra: A felszínborítási kategóriák gyakorisága.

Az élőhelyelemzés összesítve azt mutatta, hogy az aransakál számára elsődlegesen a búvóhelyként is szolgáló erdősült, bokros élőhelyek a fontosak, melyek nyílt területekkel (szántóföld, rét-legelő) szabdalnak.

#### 4.6 Új tudományos eredmények

1. Az akusztikus állományfelmérő módszer első hazai tesztelését és adaptálását követően sikerült a hazánkba visszatelepülő aranysakál állományát két területen is hosszú (~ 10 év) vizsgálati időn keresztül monitorozni. Ezáltal nemcsak a stabil populáció jelenlétét **bizonyítottuk** a vizsgálati területeken, de az állományváltozást is nyomon tudtuk követni. Mindkét mintaterületen hektikusan változott a territoriális családok által adott válaszok száma, illetve ezek alapján számolt sűrűsége (Hajós-szentgyörgy: összesen 289 megállás, vagyis 867 hanglejátszásra számolva  $\bar{X}=1,1$  család/1000ha,  $SE=0,9$ ; Császártöltés: 402 megállás, 1206 hanglejátszásra számolva  $\bar{X}=0,9$  család/1000ha,  $SE=0,6$ ), de egyik területen sem tudunk statisztikailag igazolható állománycsökkenést vagy növekedést kimutatni a teljes felmérési időszakra vonatkozóan. A mintaterületeken túl kiterjesztett, nagyterületű felméréseink során több esetben sikerült **igazolnunk** a faj megtelepedését territoriális családok kimutatásával. A teljes időszak alatt (1707 megállás, 5121 hanglejátszás) számolt családsűrűség  $\bar{X}=0,6$  család/1000ha ( $SE=0,3$ ) volt.

2. A nagyszámban begyűjtött (n=104) tetemek post mortem vizsgálatával hazánkban elsőként **írtuk le** a faj egyes testméreteit, mértük a kondícióra, illetve a reprodukcióra jellemző adatokat. Az egyes testméretek összehasonlítása során ivari különbségeket találtam testtömeg (kan:  $\bar{X}=11,6$  SD=1,6, szuka:  $\bar{X}=10,3$  SD=1,4;  $p=0,001$ ), törzhossz (kan:  $\bar{X}=82,6$  SD=7,7, szuka:  $\bar{X}=78,0$  SD= 6,0;  $p=0,02$ ) és teljes hossz (kan:  $\bar{X}=105,8$  SD=7,4, szuka:  $\bar{X}=102,4$  SD=6,4;  $p=0,041$ ) tekintetében. Kondícióban a vesezsír-index alapján nem volt szignifikáns eltérés az ivarok között (KFI:  $\bar{X}=0,32-0,64$  SD=0,06-0,31). Szaporodási jellemzők vizsgálata során a placentaheg szám  $\bar{X}=5,5$  SD=1,4 volt, a placentahegek alapján a szukák 27%-a vesz részt a szaporodásban.

3. Több, egymással párhuzamosan futó vizsgálat segítségével egyértelműen **bizonyítottuk** az aranysakál hazai elterjedési területének és állományának növekedését.

4. A faj hazai terjeszkedésére vonatkozóan több vizsgálati módszer együttes alkalmazásával **igazoltuk** a Tisza, mint zöld folyosó szerepét az aranysakál terjedésében.

5. A két mintaterületre vonatkozóan élőhelyvizsgálatot végeztünk az akusztikus felmérés adatai alapján. Hazánkban elsőként **írtuk le** az aranysakál élőhelyére jellemző sajátosságokat, amelynek alapján meghatározható, hogy a takarást, búvóhelyet nyújtó felszínborítás (fás-cserjés vegetáció) elsődleges fontosságú a sakál megtelepedésében.

## 5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

### 5.1 Állományváltozás kérdőíves felmérés és terítékadatok alapján

Korábbi eredményeink szerint (HELTAI 2002, LANSZKI és HELTAI 2002, HELTAI et al. 2004, SZABÓ et al. 2004, LANSZKI et al. 2007, SZABÓ et al. 2009) az aranyakál elterjedési területe és állomány nagysága is folyamatosan növekszik hazánkban. A kérdőíves felmérések és a terítékadatok (OVA) szerint is legjelentősebb összefüggő állományai Somogy, Baranya és Bács-Kiskun megyében alakultak ki, de északnyugati és északkeleti irányban is terjeszkedik. A Bács-Kiskun megyéből induló északkeleti irány esetében jelenleg új, nagyobb jelentőségű szaporodási területet nem ismerünk, de szórvány családok, további bizonyító példányok valamint a terítékadatok növekedése igazolják a faj terjeszkedését. Ezek a megyék (Borsod-Abaúj-Zemplén, Nógrád, Heves, Jász-Nagykun-Szolnok, Hajdú-Bihar és Szabolcs-Szatmár-Bereg) összesítve is csak 2,4%-át adják (110 egyed) az országos terítéknek a legutóbbi vadászati évben.

### 5.2 Post mortem vizsgálatok

Az aranyakál tekinthető a hasonló élőhelyet használó róka kompetitorának – azokon a területeken, ahol a nagyragadozók nincsenek jelen -, dupla testsúlyából, fejlett társas magatartásából adódóan (MACDONALD 1983, GITTLEMAN 1985, DEMETER és SPASSOV 1993). Ugyanakkor a rokon ragadozók együttesen tartósan is előfordulhatnak (COLWELL és FUTUYMA 1971, KREBS 1989) magas táplálkozási niche-átfedés mellett is, ha a fő források bőségesek. A források gazdagsága elősegítheti a sakál sikeres hazai, és európai terjedését (DEMETER és SPASSOV 1993). Szűkös táplálékforrású területeken, a rókaállomány csökkenését illetve eltűnését is okozhatja a területen megtelepedő kompetitor. Ehhez hasonló hatást gyakorol a farkas a sakálra.

A sakál maximális testtömege 15-17 kg között mozog. A Balkán-félszigeten 15 kg-os (ATÁNASSOV 1953), a Kaukázusban 15.5 kg-os (ALIEV 1969), Dalmáciában 16.4 kg-os (KRYŠTUFEK és TVRTKOVIĆ 1990), Ausztriában pedig 16,8 kg-os (HOI-LEITNER és KRAUS 1989) példányokat is mértek. Saját post mortem vizsgálataink során a legnehezebb egyed ehhez hasonló tömegű volt (16,0 kg).

Az általunk mért testhosszok többé-kevésbé megegyeznek a nemzetközi irodalomban fellelhető adatokkal. Míg a hazai kanok átlag testhossza 82,6 cm, addig Bulgáriában (DEMETER és SPASSOV 1993) 85,2 cm, (ATANASSOV 1953) 79,9 cm, Indiában (JHALA és MOEHLMAN

2004) 79,3cm. A szukák szintén hasonlóak az általunk boncoltakhoz képest (átlag 78cm): Bulgária (80,3 cm, illetve 77, 5 cm), Kaukázus (80 cm), India (76 cm).

Vizsgálataink során igazoltuk, hogy a sakálok testtömege közel duplája, mint a rókáké (kanok esetében 57%, szukáknál 55%), a rókák törzshossza mintegy 86%-a sakálnak, ellenben a teljes hossz tekintetében a sakál alulmarad a rókához képest (a róka szukák átlagosan 5%-kal, míg a kanok közel 9%-kal hosszabbak a sakáloknál). Ez a fölény betudható a farokhosszban mért jelentős különbségeknek, melyszerint a szukák esetében ez 63%, a kanoknál 79%.

Eredményeink alapján igazolható, hogy a sakál nagyobb testméretű, erősebb, robusztusabb testfelépítésű, mint a róka, melynek következtében a forrásokért vívott harcban sikeresebb lehet a kisebb testű fajnál, dominálhat a róka felett, mely akár ki is szorulhat az adott élőhelyről.

A vesezsír index számítások során ugyan nem tudtam kimutatni szignifikáns különbséget a sakál kanok és szukák között, ennek ellenére minden vizsgált évszakban a szukák KFI értéke magasabb volt a kanokénál. Bár az aranszakálra vonatkozóan nem találtam irodalmi forrást e tekintetben, a rokon faj (Vörös róka) vizsgálatok szintén kimutatták (CAVALLINI 1996) a szukák jobb kondícióját. Az eredmények azt mutatják, hogy a nyáron terítékre hozott sakálok vesezsír indexe statisztikailag igazolhatóan is kisebb, mint az őszi-téli elejtettek esetében. A prérifarkas kondíciójának vizsgálatok (POULLE et al. 1995) szintén azt mutatták az eredmények, hogy a tél elmúltával kezd csökkenni a raktározott zsír mennyisége a prérifarkasnál is.

A két faj kondícióját összehasonlítva minden esetben igazolni lehetett, hogy a sakál átlagos vesezsír-indexe kétszerese illetve közel háromszorosa a rókáénak (szezonális és ivari vizsgálatok esetén is). A vese körül tárolt zsírmennyiség aránya arra enged következtetni, hogy a sakál táplálkozása, táplálékszerzése jobb hatékonyságú, vagyis sikeresebb vadász. Ez egyrészt a nagyobb testméretekből, erősebb testalkatból, másrészt a fejlettebb szociális struktúrából adódik. Ugyanis míg a róka jellemzően magányos vadász, addig a családi szerkezetben élő sakál hatékonyabban tud vadászni adott esetben nagyobb prédára párban, vagy falkában is (LAMPRECHT 1978, KRUK 1972, BEKOFF et al. 1984, GITTLEMAN 1989). Jelentheti azt, hogy a sakál ebből adódóan a kedvezőbb élőhelyeket tudja elfoglalni, illetve hogy a táplálék -és egyéb források felkutatása közben kevesebb energiát használ (hatékonysága miatt), mint a rokon ragadozó faj.

A reprodukciós adatok összehasonlításánál jelentős különbséget találtunk a szaporító-nem szaporító szukák arányát illetően a két faj esetében. Az adult róka nőstények közül háromszor annyi volt a szaporodásban részt vevő egyedek aránya, mint a sakáloknál. Valószínűsíthető,

hogy ez a jelentős eltérés az utóbbi speciális szaporodási szerkezetéből adódik. Itt a családi csoportban a domináns szuka (alfa pár) vesz részt elsősorban a szaporodásban, míg a többi ivarérett szuka inaktív állapotban marad (MACDONALD 1983, 1993, MOEHLMAN 1986). A rókánál tapasztalt magas arány háttérben pedig az áll, hogy szaporodási viselkedése változatos és rendkívül rugalmas (MACDONALD és SILLERO-ZUBIRI 2004). Egyes vizsgálatokban (CAVALLINI és SANTINI 1996) monogámiáról számolnak be, de az is előfordulhat, hogy egy kan több szukával is eredményesen pározhat és a kölyköket alapvetően a nőtények nevelik fel. Az általunk vizsgált sakálok átlagos placentahegeinek száma 5,5 volt (minimum 4, maximum 8). Ez az átlagérték megfelel egyéb nemzetközi kutatások eredményének is: India 5,7 /1-8/ (MOEHLMAN és HOFER 1997); Bulgária 5,9 /4-10/ (VASSILEV és GENOV 2002); Közép-Ázsia 4,8 (TARYANNIKOV 1976), Kaukázus 5 (VASSILEV és GENOV 2002). Terepi megfigyeléseink egyikén sikerült lefilmeznünk egy kifejlett egyedet 6 kölykével, más alkalommal pedig reflektorral láttunk egy családot 4 kölyökkel, valamint 4 kölyökből álló ormánsági alomról szereztünk tudomást.

A segítőknek köszönhető a rókához képest kisebb mértékű kölyökkori elhullás tapasztalható a sakáloknál, ami hozzájárul a terjedés sikerességéhez. A kölykök már félévesen elérik kifejlettkori testméreteiket, és általában a következő év tavaszáig – vagy az ivarérett kor eléréséig - maradnak együtt a szülőkkel (DEMETER és SPASSOV 1993). Ezzel szemben a rókakölykök – amelyek jellemzően az ősz elejére elhagyják anyjukat – tapasztalatlanabbak, így körükben nagyobb mértékű az elhullás (SZABÓ et al. 2010)

A vizsgálatok során kigyűjtött nagyszámú szövetminta - a hazai és nemzetközi kapcsolatoknak köszönhetően- több tudományos kutatásban feldolgozásra kerültek, eredményeik pedig számos publikációban megjelentek.

### 5.3. Az akusztikus módszer értékelése

A vizsgálatok során az akusztikus felszerelést - mely több alkalommal került módosításra, újításra – illetve a módszert a hazai környezeti viszonyoknak (domborzat, vegetáció, időjárás) megfelelően sikerült beállítani. Későbbiekben számos esetben adtuk át a módszertant és a terepi tapasztalatainkat külföldi (román, szerb, szlovák) kollégáknak, akik ez alapján kezdték el terepi felméréseiket vizsgálati területeiken.

Mivel a sakálok válaszoltak a leadott hangjelzésre megállapítható, hogy a módszer adaptációja sikeres. A felmérés eredményességét bizonyítja az is, hogy a sakálok elhitték valóságát, mivel több alkalommal megközelítették a hangadás helyszínét, noha érezniük kellett az ember jelenlétét. A válaszok segítségével céljainknak megfelelően meg tudtuk becsülni az állomány

minimális létszámát és ellenőrizni tudtuk a korábban közvetett módon meghatározott elterjedési területet. A módszer segítségével közvetlenül igazoltuk a sakál jelenlétét, megerősítve a korábbi kérdőíves felmérés, valamint a bizonyító példányok gyűjtésének adatait. A felmérés szerint családok – több egyed, vélhetően szülők és utódaik - válaszolt a hangjelzésre, ez közvetett módon bizonyítja, hogy az aranysakál szaporodó állományokat alkot a vizsgált területeken.

Az akusztikus állománybecslési módszer alkalmas az adott területen – minimálisan – élő (és válaszoló) sakálállomány becslésére (SZABÓ et al. 2004). A módszer sikerességét több tényező (pl. időjárás, emberi zavarás) is nagyban befolyásolja (POCHÉ et al. 1987, GIANNATOS et al. 2005), illetve az, hogy a sakálok akkor sem feltétlenül válaszolnak, ha a területen jelen vannak (JAEGER et al. 1996). Jó példa erre az a 2007 nyári felmérés, amely során az egyik felmérő ponton nem kaptunk választ, ám a reflektoros megfigyelés közben 5 egyedet regisztráltunk néhány száz méteres távolságból (az egyik azévi fiatal mintegy 10 méterre közelített meg minket – 8.2.4 MELLÉKLET). Több olyan eset is volt a felmérések során, amikor a sakálok olyan közelre merészkedtek, hogy hallottuk lépteiket, s éreztük jellegzetes szagukat. Az új otthonterületet kereső, elsősorban fiatal hímek esetén elképzelhető, hogy megriadnak egy „üvöltő” betolakodó családtól, s hogy ne hívják fel magukra a figyelmet, nem feltétlenül válaszolnak. Előzetes – más országrészekben is tapasztalt - eredményeink azt sugallják, hogy egy adott területet elfoglaló, stabil helyzetű család gyakrabban válaszol (LANSZKI et al. 2007).

### Élőhelyválasztás

A sakál rendkívül jó alkalmazkodóképességének köszönhetően változatos élőhelyeken jelenik meg és terjed el. Mi sem bizonyítja ezt jobban, minthogy az eredetileg ártereket, mocsaras, vizes területeket kedvelő faj, jellegében egészen újfajta élőhelyen is el tudott terjedni. Akusztikus felméréseink ezt megerősítik, hiszen számos élőhelytípuson sikerült kimutatnunk a jelenlétét (élőhely generalista).

Jelentős állományok köthetők - hasonlóan Bulgáriában tapasztaltakhoz (GENOV és VASSILEV 1991) a mesterségesen felújított, homoktalaj megkötésére használt akác, nyár -és fenyőtelepítésekhez, melyekhez gyakran szinte áthatolhatatlan cserjeszint (galagonya, kökény) kapcsolódik (pl. Duna-Tisza közti Homokháti területek). Ártéri erdők (Tisza vagy Duna mentén, Gemenc területe); nagyobb, összefüggő náddal borított területek- mely a faj eredeti, jellegzetes élőhelytípusának felel meg - (pl. Velencei-tó térsége (4,8 család/1000 ha), füves sztyeppék, fákkal tarkított puszták, művelés alól kivont parlag és ugarterületek. A homoktalajokon a véghasználatot követően - a hazai gyakorlat szerint- a tuskó sorok (prizmák) kitűnő lehetőséget

kínálnak a kotorékásáshoz (SZABÓ et al. 2009). Több alkalommal lakott település (tanya, falu) közelében is üvöltöttek a sakálok (LANSZKI et al. 2007). Ezzel szemben a nagyterjedésű mezőgazdasági területekről egyetlen esetben sem hallottuk a sakálvokált. Hasonló tapasztalatokat szereztek Romániában (BANEÁ et al. 2012), Bulgáriában (ACOSTA-PANKOV et al. 2014), illetve SALEK et al. (2013) is. GIANNATOS et al. (2005) szintén azt találta akusztikus felmérései során, hogy a nagy kiterjedésű, intenzíven megművelt bűvőhely nélküli területek, az ember által fokozottan használt területek, a kiterjedt hegyi erdőségek nem jelentenek élőhelyet a sakálnak (SALEK et al. 2013).

Foltszerű elterjedésének alapja a megfelelő bűvőhelyet és minimális zavarást biztosító élőhely megléte. Ez alapján úgy látszik, a sakál jelentős sűrűséget érhet el a számára kedvező élőhelyeken. Az aransakál preferálja a fás-fátlan foltok határán található élőhelyeket, bozótosokat, mert itt, mind az erdei-, mind a mezei táplálékfajok megtalálhatóak. Vizsgálataink során az átmeneti típusú erdős-cserjés területek gyakorisága elérte a 80%-t (második leggyakoribb felszínborítási kategória), és a teljes vizsgálati területre vonatkozóan ennek volt a legnagyobb (közel 25%-os) területaránya. Előnyben részesíti a megfelelő borítású (pl. árkok mentén cserjés) nyílt füves területeket is, ahová a nappali időszakban visszavonulhat vagy szaporodási időszakban kotorékát megáshatja. A kevés bűvőhelyet nyújtó, intenzíven művelt területeket nem kedveli. Élőhelyi vizsgálataink során szántóföld a pontok 60%-án megtalálható volt, ám ezeknek a területi aránya csak alig több mint 10%-ot mutatott. Az ember közelsége – tapasztalataink szerint sem akadályozza teljesen mozgásában, sőt nem ritka állattartó telepek, tanyák közelében éjszaka (LANSZKI et al. 2007).

Az akusztikus felmérés más adatgyűjtési módszerek eredményeit nemcsak alátámasztja, hanem számos, biológiailag fontos információval is kiegészíti. Vizsgálataink során azt tapasztaltuk, hogy az aransakál a felmért területeken belül egyes régiókban jelentős állománnyal rendelkezik, de a régiók között meglehetősen nagy különbségek adódhatnak. Emiatt egy-egy kisebb régió adatai nem vetíthetők ki országosan. Ez egybevág azokkal a nemzetközi tapasztalatokkal, melyek szerint az aransakál elterjedése a szociális szerkezet miatt foltszerű, a lakott foltokban viszont jelentős sűrűségeket érhet el (KROFEL 2008).

## Zöldfolyosó

Irodalmi leírások (KRYSTUFEK et al. 1997, DEMETER és SPASSOV 1993), illetve a Balkánon tapasztaltak alapján feltételeztük, hogy a faj hazánkban is a nagyobb folyók mentén

terjeszkedik. Feltételezésünket a 2004-2005-ben végzett vizsgálataink támasztják alá. A Tisza mentén végzett felméréseink során mindkét évben hallottunk sakál válaszokat. Csongrád és Lakitelek körzetében bizonyítottuk a családok megtelepedését, valamint a folyó felsőbb szakasza mellől – Karcag, Abádszalók, Borsodivánka, Gelej térségéből – több bizonyító példányt is gyűjtöttünk. Ezért feltételezhetjük, hogy az aransakál északkeleti irányú terjeszkedési útvonala a Tisza, és a kapcsolódó mellékfolyóinak völgyei, árterei (SZABÓ et al. 2006).

A módszer hibalehetőségeinek ismeretében az akusztikus felmérési eredményekből az alábbi következtetéseket vonhatjuk le:

A pozitív és negatív pontok aránya tekintetében az egyes éveken belül egyedül Hajós-szentgyörgyi területen találtunk statisztikailag is igazolható eltérést (2004, 2006, 2008). Ez azt jelenti, hogy a többi évben és a többi területen – e tekintetben – nem mutatkozott különbség abban, hogy mely periódusban végeztük a felmérést.

Hajós-Szentgyörgyön 2005 őszen mért sűrűségadat kiugróan magas (2,8 család/1000 ha) a többi őszi eredményhez képest is. Elképzelhető, hogy a környezeti feltételek kedvező viszonyai miatt – pl. a táplálékforrás bősége következtében – nagyobb lehetett a vemhesülési arány, illetve a felnevelt szaporulat. Ezt megerősítheti az ormánsági vizsgálati eredményünk is (3 család/1000 ha) (LANSZKI et al. 2007), mely az átlag feletti mért sűrűség volt e területen. Mindkét területen a következő felmérési eredmények jóval ez alatt maradtak, így feltételezhető, hogy a felnevelt szaporulat jó része az élőhelyet 2006 tavaszára elhagyta. Elképzelhető, hogy ez az állománysűrűség-változás hatott a hajósi területtel határos császártöltési állományra, mely 2006 tavaszától növekedést, majd stabilitást mutat.

A hajósi illetve a császártöltési erdős terület egy a Duna-Tisza közti homokháton DNy-ÉK-i irányban végighúzó, többé-kevésbé összefüggő erdősült terület egy része, így nem beszélhetünk zárt populációról, vagyis a kapcsolódó területeken élő egyedekkel a kapcsolat folyamatos lehet. Ez is magyarázatot adhat a fluktuációra.

A két területet összehasonlítva az állománysűrűségi adatok hasonlóságot mutatnak (Hajós-szentgyörgy:  $\bar{X}=1,1$  csoport/1000ha,  $SD=0,3$ ; Császártöltés:  $\bar{X}=0,9$  csoport/1000ha,  $SD=0,6$ ). A magterületeken az egyed- és családsűrűségi változások nagyfokú hasonlósága tapasztalható, amely a magányosan válaszoló egyedek csekély arányának köszönhető. Hajóson 14 felmérésből 2 alkalommal (2006 őszi, 2010 tavasz) 14%, Császártöltésen a 20 alkalomból egyszer (2012 őszi 5%), nagyterületű felmérés tekintetében pedig szintén 1 alkalommal (2008 őszi 4,5%) mértünk fel több válaszoló egyedet, mint családi csoportot. Kijelenthetjük, hogy az esetek nagy részében családi csoport gyakrabban válaszolt, mint magányos egyed. Tehát



megerősíthetjük korábbi feltételezéseinket és a külföldi munkák eredményeit (HARRINGTON és MECH 1982), mely szerint nagyobb arányban válaszolnak a már territóriumot birtokló párok/családok, mint a helyüket kereső fiatal egyedek.

A felmérések során azt tapasztaltuk, hogy az esetek döntő többségében (45%) az első lejátszásra érkezik válasz, a másodikra pedig mintegy 30%-ban. Hasonló eredményeket közölt GIANNATOS et al. (2005) is, számításai szerint az első és második lejátszásra kapták a válaszok 71%-át. BANEJA et al. (2012) 70%-ban az első lejátszásra, míg KROFEL (2008) 33%-ban az első, 38%-ban a második hanglejátszásra regisztrálta a válaszok zömét. LANSZKI et al. 2007-ben szintén 70%-os arányt talált az első lejátszásra adott válaszokra vonatkozóan, míg a harmadikra mindössze 4% volt.

A számolt sűrűségadatok elég nagy szórást mutatnak, ennek ellenére nagyságrendileg összevethetők más, sakálállomány becslésére irányuló külföldi kutatásokkal. Görög vokalizációs kísérletek során (GIANNATOS et al. 2005) a területre számolt csoportosűrűség 0,8 és 5,0 család/1000 ha között változott. A mi sűrűségadataink – a magterületre vonatkozóan – ezzel összevetve hasonlóságot mutatnak (0,2–2,8 család/1000 ha). KROFEL et al. (2008) Horvátországban végzett akusztikus felmérései – területtől függően – 0,61 – 1,15 csoport/1000 ha eredményt adtak. Bulgáriában (ACOSTA-PANKOV et al. 2014) többféle élőhelyen végezték el a vizsgálatot, a számolt sűrűségek lakott településtől való távolság és vegetáció típusától függően 0,8-2,1 csoport/1000 ha volt. Romániában (BANEJA et al. 2012) szintén nagy eltérést találtak az egyes élőhelyek, területek sakálsűrűsége között (0,17-2,64 csoport/1000ha).

Saját sűrűségadatainkat összehasonlíthatjuk más külföldi kutatási eredményekkel, amelyek bár nem akusztikus módszerre (kérdőíves felmérésre, hivatalos vadászati statisztikára, megfigyelésre) alapozottak, mégis nagyságrendi viszonyításra alkalmasak lehetnek: Görögország: 17,6 egyed/ 1000 ha (GIANNATOS et al. 2005); Bulgária: 10 egyed/1000 ha (GENOV és VASSILEV 1991); az izraeli Golan-fennsík: 25 egyed/1000 ha (FRANKENBERG és PEVZNER 1988); Azerbajdzsán: 7,3 egyed/1000 ha (GIDAJTOV 1965).

Amennyiben egy sakálcsoportot minimálisan 4 egyeddel számolunk (szaporító pár + 2 utód), akkor a 2005 őszi hajóson (11,5 egyed/1000 ha) illetve a 2009 tavaszi császártöltési (10,9 egyed/1000 ha) területeken mért eredmények összevethetőek a hazánkban általánosan elterjedt generalista rókaéval, mely legnagyobb mért értéke volt hasonló ehhez (Dunántúlon 13,0 egyed/1000 ha, HELTAI 2002). Ennek jelentősége abban áll, hogy alig 20 éve észleltük az első szaporodó párok jelenlétét e két területen.

Az első sakálmegfigyelések az 1990-es évek második felében voltak a vizsgálati magterületeken. Az ezredforduló utáni években egyre gyakoribbá váltak az elejtések. A faj

robbanásszerű állománynövekedési képességét ismerve feltételezhető, hogy akusztikus kutatásunk kezdetére (2004) telítődhetett az élőhely, és azóta beállt – kisebb nagyobb ingadozások mellett – egy stabil szintre. A számolt sűrűségadatok akár igen rövid időn belüli drasztikus és hosszabb távon tapasztalt hektikus változása több okra is visszavezethető. A háttérben módszertani hiba is állhat (pl. azonos területen eltérő időjárási viszonyok között végzett felmérés; eltérő holdállás, stb.). Biológiai tényezők is közrejátszhatnak az állományváltozásban. Például a ragadozógyérítés miatt a sakálfalka „szétesik”, így az egyedül maradt egyed nem vagy kisebb eséllyel üvölt vissza a hanglejátszásra.

A hajósi terület több pontján található állattartó (juh, baromfi) telep. Emellett a kapcsolódó falvak (pl. Rém), tanyák közelében létesített dögkutak, dögtemetők és szeméttelpek szerepét is ki kell emelni, amelyek vonzó hatásúak a sakálokra, hiszen legtöbbször stabil táplálékforrást jelentenek számukra. Több esetben beszámoltak már erről külföldi tanulmányok is (GENOV és VASSILEV 1991, YOM-TOV et al. 1995, GIANNATOS et al. 2005, LANSZKI et al. 2006, CIROVIC szóbeli közlés 2008).

Az eredmények azt mutatják, hogy az aranyakál – fluktuáció mellett – stabil populációt alkot a hajós-szentgyörgyi és a császártöltési erdős területeken. E magterületek elhelyezkedésének és jellegének köszönhetően kiemelkedő fontosságúak lehetnek a sakál további – elsősorban északi irányú – magyarországi terjedésének vonatkozásában.

Nagyterületű, kiterjedt vizsgálataink során számos esetben tudtuk igazolni az aranyakál jelenlétét akusztikus felméréssel. Azokon a területeken, ahol több periódusban is elvégeztük a vizsgálatot – és egymást követő esetekben nem kaptunk választ, majd sikerült provokált üvöltést regisztrálnunk –, bizonyítani tudtuk a faj megtelepedését (családi válaszok alapján). Valószínűsíthető az is, hogy több területen már megjelent a faj, de nem tudtuk kimutatni hang alapján jelenlétét. Ennek egyik oka lehet az, amit saját tapasztalataink is mutatnak: nem minden esetben válaszolnak a jelen lévő egyedek (bár vizuális megfigyelés során észleltük őket – akár egyedet, akár családi csoportot is). Amennyiben még nincs a területen territóriumot birtokló falka, úgy kisebb eséllyel ad választ a lejátszott hangra. A nagyterületre számolt átlagsűrűség szintén összevethető egy másik országrészben végzett vizsgálattal. Somogy megyére vonatkoztatva 0,6 csoport/1000 ha sűrűséget (SE=0,2) talált LANSZKI et al. (2007). Mi ugyanilyen értéket számoltunk a teljes vizsgálati területre, amely legnagyobb részben Bács-Kiskun megyét jelentette (SE=0,3).

A hosszú távú akusztikus felmérés alátámasztja azokat a korábbi feltételezéseket, melyek szerint a faj nagyfokú alkalmazkodóképességének köszönhetően országos elterjedésére lehet számítani. Az ország területén belül gyakorlatilag bárhol kialakulhatnak jelentősebb állományai.

Fontos, hogy állat és ezzel együtt humánegészségügyi kérdések is felmerülnek a faj térhódítását, robbanásszerű állománynövekedését illetően. Hazánkban sokáig senki nem kutatta a fajt ilyen szempontból, az utóbbi években azonban néhány cikk számolt be a fajjal kapcsolatos betegségek, paraziták esetleg zoonózisok kapcsán (DANDÁR et al. 2010, SZÉLL et al. 2013, TAKÁCS et al. 2014, TOLNAI et al. 2014). A 2010-ben Kiskunhalas körzetében talált sakáltetem felhívja a figyelmet az állattenyésztés és a vadgazdálkodás kapcsolatára. Ekkor a kimutatott Aujeszky-vírus nagy valószínűséggel egy elhullott házisertésből kerülhetett az aranysakálba dögfogyasztás révén. Fel kell készülni nem csak a vadgazdálkodóknak, de az állattartóknak, az erdőjáróknak is azzal, hogy a faj az egyik legismertebb és legveszedelmesebb betegség (veszettség) mellett esetleg ezidáig ismeretlen betegséget, kórokozókat is terjeszthet hazánkban.

Az utóbbi években végzett vizsgálatok (meglévő statisztikai adatok értékelése, terepi adatgyűjtés) megerősítik a szakirodalomban ismerttetett jellegzetességeket a sakál terjedésére vonatkozóan. A sakál sikeres hazai és európai terjedésében (DEMETER és SPASSOV 1993, KRYSTUFEK et al. 1997, HELTAI et al. 2000, SZABÓ et al. 2010) feltehetően a következő tényezők játszanak közre:

- kitűnő alkalmazkodóképessége: nagymértékben alkalmazkodott az ember által megváltoztatott környezethez (GIANNATOS 2003);
- különböző természetes élőhelyekhez való alkalmazkodása: a tengerparti sómocsaraktól a külvárosok személtelképéig (POCHÉ et al. 1987). Megfelelő nappali takarás, tartós vízborítástól mentes terület (JAEGER et al. 2007);
- nagy mennyiségben rendelkezésre álló, változatos táplálékkinálat (LANSZKI et al. 2006);
- szaporodási rendszere: monogámia; a segítő státusú falkatagoknak (helper) köszönhetően nagyobb biztonsággal tudja a kölyköket felnevelni, kisebb a kölyökkori elhullás (MACDONALD 1983);
- fejlett szociális szerveződése: territorialitás, akusztikus kommunikáció, családi csoport (GIANNATOS et al. 2005, POCHÉ et al. 1987, MACDONALD és BARRET 1993);
- elterjedési területén a faj által használt élőhelyeken a természetes ellenségek/kompetitorok (nagyragadozók) hiánya, illetve elkerülése;
- erős kompetitor a potenciális versenytársakkal szemben (konkurens fajok kiszorítása): a sakál populációjának sűrűsége jelentősen befolyásolja a róka jelenlétét (GIANNATOS et al. 2005).

A hazánkban tapasztalt intenzív elterjedésben az is szerepet játszhatott, hogy a vadászati eszközök alkalmazhatósága terén igen szigorú korlátozásokat vezettek be. Nemcsak nemzetközi

egyezmények, de a magyar vadászati törvény is tiltja a nem szelektív ölő csapdákat, a mérgeket, és minden tömegesen pusztító csapdát. A legális módszerekkel történő vadászhatóság valószínűleg nem képes szabályozni a sakál állomány nagyságát (ismerve a vadászati statisztikai adatokat, a gyérítés rendkívül alacsony szintű: teríték 2014-ben 2535 egyed, becsült állomány 11244 egyed). A faj fejlett szociális struktúrájának köszönhetően (alacsony a szaporító szukák aránya) a populáció dinamikájára valószínűleg csak csekély hatást jelenthet a felnőtt egyedek kilövése, ugyanis a fiatal egyedek jó eséllyel hamar elfoglalják a megüresedett szaporodási helyeket.

A sakál terjedését fentiekkel szemben a szabálytalan táplálék előfordulás, az állandó farkaspopulációk, a megfelelő takarást nyújtó vegetáció, valamint a kemény telek (nehezen tűri a szélsőséges hőmérsékleti viszonyokat és a hosszú ideig tartó magas hótakarót) szabályozhatják, akadályozhatják (GIANNATOS et al. 2005).

#### 5.4 Javaslatok

Az általunk elvégzett vizsgálatok eredményeiből kiindulva, és azon túlmutatva a következő javaslatokat fogalmazhatjuk meg kellő óvatossággal.

- a.) Az akusztikus felmérő módszer – viszonyítva egyéb más állománybecslésre használható vizsgálathoz – a hibáit, hiányosságait is figyelembe véve gyorsan, egyszerűen kivitelezhető, kicsi az eszköz - és munkaerőigénye, mégis megbízható adatokkal szolgálhat. Ennek egyik alapfeltétele, hogy a meghatározott módszert lehetőség szerint pontosan betartva kell elvégezni a munkát. Sokévi terepi vizsgálatunknak köszönhetően számos tapasztalatra tettünk szert. Ezek közül fontos, hogy az időjárási tényezők (elsősorban a szél) milyen mértékben torzíthatja a felmérés eredményeit (a válaszok meghallási valószínűségét). Javasoljuk, hogy szél –és csapadékmentes időben, a meghatározott rendszerességgel végezzék el a felméréseket. Szintén a szél és az időjárási tényezők módosító hatása miatt kerülni kell a lejátszásra válaszul érkező üvöltés felmérő ponttól mért távolságának becslését, mivel az meglehetősen bizonytalan és nem megalapozott. A számított sűrűségeredményekhez igazodva lenne célszerű esetleg kisterületű (akár VGE) szinten is tervezni a gyéríthető mennyiséget.
- b.) Az aransakál terítékadatait vizsgálva látható, hogy az országos szinten exponenciális növekedést mutat. Ez megannyi konfliktust, a faj ellen irányuló „támadást”,

leggyakrabban valós – tudományos alapossággal felépített vizsgálatok eredményét teljesen nélkülöző véleménynyilvánításban valósul meg. Azonban, ha figyelembe vesszük a vadászatra jogosultak által jelentett hivatalos teríték – és becslési adatokat, látszik, hogy igencsak „alulhasznosított” a faj annak ellenére, hogy a vadászati törvény szerint egész évben korlátozás nélkül gyéríthető. A nemzetközi ismeretek birtokában kijelenthető, hogy kizárólag fegyveres apasztással az állomány számottevően nem csökkenthető (RAICHEV 2011). Mindezek miatt javaslom, hogy a lőfegyverre alapozott gyérítés mellett a vadászatra jogosultak alkalmazzák a törvény által engedélyezett ölü csapdákat, melyek hatékonysága több hazai és külföldi vizsgálat alapján is felülmúlja a fegyveres vadászatáét. Az elsősorban téli időszakban végzett apasztást érdemes lenne kiegészíteni a kölyöknevelés idejére, hisz kellő hatékonyságú kotorékozásra alapozott gyérítés során az állomány jelentős mértékben tovább csökkenthető.

- c.) Mintagyűjtés: a szaporodásbiológiai tulajdonságok minél pontosabb megismeréséhez a lehető legtöbb szukát, vagy az elejtés után csak kipreparált méhet kellene összegyűjteni. Ezeknek a precíz vizsgálata (pl. placentaheg számolás) sokat segítené abban, hogy a nagy mintaszámnak köszönhetően képet kapjunk a hazai reprodukciós jellemzőkről, ez pedig az állomány szabályozás terén lenne használható.
- d.) A jövőbeni terjedés esetleges előrejelzésére, illetve a faj által jelenleg elfoglalt élőhelyi foltok jellemzésére szükség lenne további, részletesebb vizsgálatokra (pl. térinformatikai elemzés terén). A megkezdett bioakusztikai vizsgálatokat mindenképpen érdemes tovább folytatni: A terepi munka során – amennyiben lehetőségünk volt rá – rögzítettük a válaszként kapott sakálüvöltéseket. Több mint 100 db jó minőségű hangfájllal rendelkezünk jelenleg. A közeljövőben tervezzük az akusztikus felmérés (állománybecslés) pontosságát javítani a felvett hangok elemzésével. A megfelelő szoftver alkalmazásával lehetőség van a csoporton belüli egyedek számának meghatározására (PASSILONGO et al. 2015) is. Az egyes egyedek hang alapján történő megkülönböztethetősége reményeink szerint lehetőséget ad az egyedek/családok azonosítására, territóriumuk megtartására, esetleg változására.

A faj minél alaposabb megismerése, ökológiai rendszerben betöltött szerepének megértése után a tudományos eredményekre alapozva kell a fajra vonatkozóan kezelési tervet létrehozni és ezt a gyakorlatban maradéktalanul alkalmazni.

## 6. ÖSSZEFOGLALÁS

Az aransakál (*Canis aureus Linnaeus, 1758*) nagy területen elterjedt kutyaféle, elsősorban a trópusi, szubtrópusi és a déli, mérsékelt égövi területek jellemző ragadozója. Areája magába foglalja az Indiai szubkontinentet, Közel-Keletet, s tart Észak-Afrikán át Délkelet-Európáig.

A faj hazánkban őshonos, a 19. század végéig kis sűrűségben, ám rendszeresen előfordult. Mindig is ritka ragadozónak számított, hiszen a Kárpát-medence a sakál elterjedési területének északi határterületét képezi. A 20. század első felében több tényező együttes hatásának köszönhetően (pl. ragadozók irtása, kedvező élőhelyek drasztikus átalakítása és rombolása, egyre intenzívebbé váló mezőgazdasági termelés, stb.) a faj eltűnt a Kárpát –medencéből. A Vörös Könyv kipusztult fajként említi. A '80-as évek végén egyre gyakoribbá váltak az újbóli megfigyelések, majd az évszázad utolsó dekádjában megsokasodtak a szaporodó párokról, családokról szóló hazai jelentések. Ezzel egy időben a Balkán-félszigeten illetve Közép-Európa más országaiban is észlelték a fajt. Az utóbbi években azonban eredeti elterjedési területén túl is egyre gyakrabban megfigyelik, mind nyugati, mind északi irányban terjeszkedik. A Kárpát-medencében ismét megjelenő, valamint az újabb területeket is elfoglaló, invazív fajokra jellemzően terjedő sakál megannyi természetmegőrzési és vadgazdálkodási kérdést vet fel. Annak ellenére, hogy hazánkon kívül is rohamos térhódítással jellemezhető, általánosságban a sakál ökológiai szerepe és hatása Európában alig ismert. Éppen ezért - a faj viszonylagos ismeretlensége miatt - célunk volt, hogy alapvető információkat, adatokat gyűjtsünk-e visszatérő ragadozóról. Hiszen a fajjal való gazdálkodás, az egyes ágazatok számára fontos esetleges hatásokkal kapcsolatos kérdések csak akkor kezelhetők, ha azok valós, tudományos alapokon nyugszanak. Kiemelt cél volt, hogy vizsgálataink, illetve a nemzetközi kutatások alapján meghatározzuk a faj terjedésének legfontosabb tényezőit is.

Értekezésemben a kitűzött céloknak megfelelően elvégzett kutatási eredményekről számolok be. Több, egymással párhuzamosan futó vizsgálatot végeztünk. Egyrészt meglévő hivatalos statisztikai adatokat értékeltem, másrészt a vadgazdálkodók körében végzett kérdőíves felmérés eredményeit dolgoztam fel, illetve gyűjtöttem a megfigyelésekről, elejtésekről szóló megbízható információkat. Laboratóriumi vizsgálatok során több mint 100 sakáltetemen végeztem post mortem vizsgálatot (testméret, kondíció és reprodukciós vizsgálatok), ezeket hasonlítottam a hazai konkurens faj (vörös róka) értékeihez. A hosszú távú terepi vizsgálatok alapját a hazánkban általunk adaptált, más módszerekhez képest igen hatékony és megbízható akusztikus állományfelmérő módszer adta. Ennek segítségével a kiválasztott két Bács-Kiskun megyei mintaterületen (magterületek) mintegy 10 éven át követtük az aransakál állományának alakulását, változását. Nagyterületű vizsgálataink kiterjedtek a Duna-Tisza közti területekre is. A

gyűjtött alapadatok feldolgozása során adatbázis-kezelő, térképi, térinformatikai és statisztikai programokat is használtam. A különböző módszerekkel (vadászati statisztika, kérdőíves felmérés, bizonyító példányok gyűjtése) kapott eredmények mind megerősítik azt a tényt, mely szerint az aranysakál hazánk területén rendkívüli intenzitással terjeszkedik. Állománya exponenciálisan nő, a legnagyobb sűrűségben az ország déli megyéiben (Bács-Kiskun, Baranya és Somogy) található meg. Kitűnő alkalmazkodó –és diszperziós képességének köszönhetően ma már az ország minden megyéjében megtalálható kisebb-nagyobb sűrűségben. Elterjedése nem folyamatos, csakis a számára kedvező élőhelyi foltokat népesíti be. A felboncolt sakáltetemek laboratóriumi vizsgálata során elsőként tudunk közölni hazánkban alap testméret adatokat. Ezek alapján kijelenthető, hogy az ivari dimorfizmus kimutatható a fajon belül. Szignifikánsan nagyobbak, erősebbek a kanok a szukáknál. A két ivar között – átlagos vesezsír-index tekintetében (kondíció) nem találtam statisztikailag igazolható különbséget. A rókával való összehasonlítás mindkét ivar esetében megerősítette, hogy a sakál nagyobb, robusztusabb, erősebb, illetve kondíciója is jobb. A szaporodásbeli különbségek jelentősek, a vizsgált adult szukák közül közel háromszor annyi vesz részt a szaporodásban rókánál, mint a sakálok esetében. Ez betudható annak, hogy a sakál igen fejlett, a farkashoz hasonló szociális rendszerben él, ahol az alfa pár szaporít. A többi szuka pedig inaktív állapotba kerül mindaddig, amíg megüresedik 1-1 szaporodási pozíció, illetve el nem hagyja a családi csoportot. A kölykök felnevelésében a „helpereknek” fontos szerepe van, így jobb a kölykök túlélése, illetve a faj terjeszkedését is elősegíti a szociális struktúra. Az akusztikus felmérés eredményei a külföldi vizsgálatokhoz hasonlóan igazolják, hogy az aranysakál állománya jelentős eltérést mutathat az egyes területek között, illetve területeken belül is. Két Bács-Kiskun megyei magterületen hosszú távú vizsgálati eredményeink azt mutatják, hogy a sakál a számára kedvező élőhelyi foltokban igen jelentős állománysűrűséget is elérhet (akár 2,8 család/1000 ha). Mindkét területen viszonylag magas és stabil átlagsűrűséget mértünk (~1 család/1000 ha), időnként komoly ingadozás mellett. Nagyterületű akusztikus vizsgálataink során számos esetben tudtuk igazolni előzetes megfigyeléseket 1-1 vadászterületről a faj jelenlétére vonatkozóan, sőt pár területen – több éves felmérés után - bizonyítani tudtuk a sakál megjelenését is. Szintén e módszer segítségével (több mint 150 felmérő ponton lejátszva a hangot) a Tisza mentén is megtaláltuk a territoriális csoportokat. Ezek az eredmények – megerősítve a gyűjtött bizonyító példányokat, a kérdőíves felmérés eredményeit és a terítékadatokat bizonyítják a Balkánon tapasztaltakhoz hasonlóan, hogy a faj terjedésében elsődleges szerepe van a folyóvölgyeknek, ártéri területeknek, melyek zavartalanságukkal zöld folyosóként működhetnek. A terepi felmérési eredményekre alapozott élőhelyvizsgálat alapján meghatározhatóak az aranysakál élőhelyére jellemző sajátosságok, vagyis hogy a takarást, búvóhelyet nyújtó felszínborítás (fás-cserjés vegetáció) elsődleges fontosságú a sakál megtelepedésében. Akusztikus felméréseink során megerősíthettük a nemzetközi irodalomban közölt eredményeket arra vonatkozóan, hogy a hanglejátszások számának növelése csökkenő tendenciát mutat a válaszok számában (az első. lejátszásra érkezett

a válaszok 45%-a, másodikra pedig már csak 30% volt az arány, 3.-ra mindössze 25%). Kijelenthetjük, hogy közel 70%-ban családi (2 <egyed) választ kaptunk a lejátszott hangra. A felmérések alatt több mint 100 db jó minőségű hangfelvételt sikerült készíteni magányos és családi üvöltésről, amelyek – előzetes vizsgálatok alapján – jó alapot adnak hangelemzéses vizsgálatokhoz, melynek segítségével tovább finomítható, precízebbé tehető az állománybecslés is. A módszer sikeres adaptációja után, a megszerzett terepi tapasztalatokat át tudtuk adni román illetve szerb kollégáknak is, akik ez alapján végzik felméréseiket sikeresen több területen. Az eredményeinkből levonható következtetések alapján javaslatokat tehetünk egyrészt arra vonatkozóan, hogy a könnyen kivitelezhető terepi módszer alkalmazásával viszonylag pontos állománybecslést lehet végezni 1-1 területen, melynek segítségével egzaktabb gazdálkodás tervezhető. Felhívjuk a figyelmet arra, hogy a nem megfelelő hatékonyságú gyérítés (kizárólag fegyverre alapozott vadászat) mellett egyéb legális módszerek használatára is szükség lehet. További mintagyűjtés (tetem, szövet vagy szerv) szükségeltetik, hiszen a nagyszámú minta alapján meghatározott biológiai paraméterek segítenek megérteni a faj sajátosságait, illetve az ökológiai rendszerben betöltött szerepét. A kutatási tapasztalatok lehetőséget adnak tudományos alapokon nyugvó eredményekre épülő kezelési-gazdálkodási terv létrehozására.



## 7. SUMMARY

Golden jackal (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) is a widespread canine, typical carnivore mainly of the tropical, sub-tropical and south, temperate-zone territories. Its area takes in the Indian sub-continent, middle-east, through North-Africa to South-East Europe.

Golden jackal is a common native species in Hungary, its presence was proved regularly but with a low density until the 19<sup>th</sup> century. It was always a rare carnivore though the Carpathian-Basin is the frontier of its area. The species disappeared from the Carpathian-Basin because of many cumulated impacts (e.g. persecution of predators, drastic changes and destruction of the preferential habitats, the more intensive changes in agriculture production...etc.) by the middle of the last century. Then it became listed in the Hungarian Red Data Book in 1989. Few years later observations became oftener, then more and more reproductive pairs and family packs were seen. The species was noticed more frequent in the Balkan-Peninsula and in other countries in Middle-Europe. It is spreading to northward and to west, the species stepped over its original area.

The jackal which re-appeared in the Carpathian- Basin and also in other new territories with invasive-like spreading characteristic raises many questions in a subject of nature conservation and game management. Though the species shows intensive spreading the ecological role and its impacts are less known in Europe. Accordingly – owing to its obscurity – our aims were to collect base information and data about this returning carnivore. Because predator (jackal) management and its feasible impacts on connected sectors could be treated and solved only if they based on concrete scientific results. Our aims were to specify the most important factors that influence the spreading of the jackal also.

In my thesis I report about the results of research work connected to the proposed aims. Different methods were executed in parallel. On the one part the official hunting bag data and the results of a mail questionnaire survey were analyzed, on the other hand accurate information on jackal observations and shots were collected. During laboratory work (post mortem) about 100 jackal corpses were examined (body measurement, condition, reproduction data) and were compared to the red fox's data (which could be the competitor species of the jackal in Hungary). Base of the long-term field study was the very effective and reliable bioacoustic method which was adapted in Hungary. We could monitor the changing of the population density in two study areas in Bács-Kiskun county for 10 years by this method. Our extended survey was executed in a large area between River Danube and River Tisza. The collected data were processed by spreadsheet, topographic, GIS and statistic softwares.

Results of different methods (hunting bag data, mail questionnaire survey, collecting proof specimen) verify the fact that the golden jackal is spreading keenly in Hungary. Its population is increasing exponential, the highest density live in the south counties (Bács-Kiskun, Baranya és Somogy). Thanks to its exquisite flexibility and dispersal facility it can be found with token density in all counties now. Its spreading is uncontinuous, uses the favourable habitat patches only.

As a result of the autopsy we could announce base body measurements first time in Hungary. We could show sexual dimorphism by the data. Males are bigger and stronger than females. There is no significant difference between the sexes in a point of view average kidney-fat index (condition). Comparing to the red fox it is verified that jackal is bigger, more robust, stronger and described by better condition (higher KFI). We found significant difference between two species in reproductive parameters: fox females take a share in reproduction three times more than jackals. The reason is that jackal live in a highly developed social system like the wolf do, where usually the alpha pair propagates. The other females stay in inactive status until a reproductive position fall vacant or leaves the family pack. Helpers have an important role in bringing up the cubs, in this way they grease the skids to survive and this social system could help the successful spreading.

The results of the acoustic survey verify intentional studies that golden jackal population density could show significant difference not just between territories but within a habitat patch. Results of a long-term survey in two study-areas in Bács-Kiskun county show that jackal population density could reach a high value (up to 2,8 groups/1000 ha) in preferred habitats. Relative high and stable density was calculated (~ 1 family pack/1000 ha), with serious oscillation occasionally. During our extended (large-area) survey we could certify previous observations of golden jackal presence many times beyond that after several years study we could prove the appearance in some hunting ground. We also found family packs near the river Tisza (during more than 150 location points) by the help of acoustic method. These results – together with collected proof specimen, results of the mail questionnaire survey and hunting bag data – also confirm experiences in Balkan Peninsula that undisturbed river-valleys and floodplains play an important role as green corridors in the spreading of the golden jackal in Hungary. Based on the fieldwork results it is possible to describe the special parameters which belong to the golden jackal habitat. We could confirm the importance of woody-bushy vegetation, which offers safety coverage and hiding-place for the jackal.

Our results are similar to other studys which stated that increasing the number of play-backs shows decreasing scale of responses (we could detect the 45% of all response for the first playback, and 30% for the second, 25% for the last). The most (~ 70%) of the responses came

from family packs (2 < individuals). During the field survey more than 100 good quality responses were recorded from lonely individuals and from family packs. On the base of previous examinations these records give a chance for further sound analyses to make the population density estimation more precise.

After the successful adaptation of the acoustic method we could pass the method and the experiences to Romanian and Serbian colleagues who have been doing the acoustic survey in many areas since then.

On the base of results and conclusions we can make a proposal to help a management plan by using this relative easy feasible field method in a hunting ground. We draw attention to the fact that this hardly under-exploited carnivore population cannot be ruled by gun obligate so use of other legal methods might be needed in future. Further sample (carcass, organ or tissue) collecting is also suggested because numerous samples could help to understand the species' speciality and its role in the ecological system. A management plan could be set up on scientific results exclusively.

## 8. MELLÉKLET

## 8.1. Irodalomjegyzék

ACOSTA-PANKOV, I., BANEÁ, C. O., SPASSOV, S. (2014) Preliminary results of the population density of Golden jackals (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) in various habitats in Eastern- Bulgaria. In: FIRST INTERNATIONAL JACKAL SYMPOSIUM (1.)(2014)(Veliko Gradiste, Serbia). Book of abstracts. Veliko Gradiste, Serbia. p. 12.

ADMASU, E., THIRGOOD, S. J., BEKELE, A., LAURENSEN, M. K. (2004): Spatial ecology of golden jackal in farmland in the Ethiopian Highlands. In: *African Journal of Ecology*, 42 (2): p. 144-152.

AIYADURAI, A. (2001): Habitat and foraging ecology of the golden jackals in the Bhal. In: Annual Research Seminar, 18th to 20th October.

AIYADURAI, A., JHALA, Y. V. (2006): Foraging and habitat use by Golden jackals (*Canis aureus*) in the Bhal region, Gujarat, India. In: *Journal of the Bombay Natural History Society*, 103 (1) p. 1–10.

ALIEV, F. F. (1969): Der kaukasische Schakal (*Canis aureus moreoticus* Geoffroy, 1835). In: *Isvestija Zoologicheskij Institut Bulgarskaja Akademia Nauk*, 26 p. 75-82.

ARANY, J. (1846): Toldi. Budapest: Szépirodalmi Könyvkiadó, (1971).

ARNOLD, J., A., HUMER, A., HELTAI, M., MURARIU, D., SPASSOV, N., ACKLÄNDER, K. (2012): Current status and distribution of golden jackals (*Canis aureus*) in Europe. In: *Mammal Review*, 42 (1) p. 1–11.

ATÁNASSOV, N. (1953): Untersuchungen über die Schakale (*Canis aureus* L.) in Bulgarien. In: *Isvestija Zoologicheskij Institut Bulgarskaja Akademia Nauk*, 2. p. 189–273.

BANEÁ, C. O., 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. In: *Acta Zoologica Bulgarica*, 64 (4) p. 353-366.

BANEÁ, O. (2013a): Jackals in Belarus In: *Gojage blog*  
(hozzáférés:<http://goldenjackalaround.blogspot.hu/2013/04/jackal-in-belarus.html>)

BANEÁ O. (2013b): Jackals in West Estonia. In: GOJAGE blog 2013; (hozzáférés:<http://goldenjackalaround.blogspot.com/2013/03/golden-jackal-survey-in-w-estonia.html>)

BAUER, K., SUCHENTRUNK, F. (1995): Weitere Ausbreitung des Goldschakals *Canis aureus* L., 1758 in Österreich. In: *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 60 p. 307-309.

- BLUMSTEIN, D. T., MENNILL, D. J., CLEMINS, P., GIROD, L., YAO, K., PATRICELLI, G., DEPPE, J. L., KRAKAUER, A. H., CLARK, C., CORTOPASSI, K. A. (2011): Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: applications, technological considerations and prospectus. In: *Journal of Applied Ecology*, 48 p. 758–767.
- BURTON, J. A. (1991): Field guide to the Mammals of Britain and Europe. London: Kingfisher Books Ltd., 192 p.
- CARBYN, L. N. (1975): Wolf predation and behavioural interactions with elk and other ungulates in an area of high prey density. Ph.D. dissertation, University of Toronto, Toronto, Ontario, 234 p.
- CAVALLINI, P. (1996): Comparison of body condition indices in the red fox (*Fissipedia*, *Canidae*). In: *Mammalia*, 60 (3) p. 449-462.
- CAVALLINI, P., SANTINI, S. (1996): Reproduction of the red fox (*Vulpes vulpes*) in Central Italy. In: *Annales Zoologici Fennici*, 33 p. 267–274.
- CIUCCI, P., BOITANI, L., FRANCISCI, F., ANDREOLI, G. (1997): Home range, activity and movements of a wolf pack in central Italy. In: *Journal of Zoology*, 243 (4) p. 803–819.
- CIUCCI, P., BOITANI, L. (1999): Nine-year dynamics of a wolf pack in the Northern Apennines (Italy). In: *Mammalia*, 63 (3) p. 377–384.
- COLWELL, R. K., FUTUYMA, D. J. (1971): On the measurement of niche breadth and overlap. In: *Ecology*, 52 p. 567-576.
- COMAZZI, C., MATTIELLO, S., FRIARD, O., FILACORDA, S., GAMBA, M. (2016): Acoustic monitoring of golden jackals in Europe: setting the frame for future analyses. In: *Bioacoustics*, 25 (3) p. 267-278. DOI: 10.1080/09524622.2016.1152564
- CREEL, S., CREEL, N. M. (1996): Limitation of African Wild Dogs by Competition with Larger Carnivores. In: *Conservation Biology*, 10 (2) p. 526-538.
- CROOKS, K. R., SOULÉ, M. E. (1999): Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. In: *Nature*, 400 p. 563-566.
- DANDÁR E., SZABÓ L., HELTAI M., DOSZPOLY A.. (2010): Adenovírusok és herpesvírusok előfordulásának felmérése emlős ragadozók (*Carnivora*) mintáinak PCR-vizsgálatával: borz-herpesvírus első kimutatása Magyarországon. In: *Magyar Állatorvosok Lapja*, 132 (5) p. 302-308.
- DEMETER A. (1984): Recent records of rare or non-resident large carnivores in Hungary. In: *Vertebrata Hungarica*, 22 p. 65-71.
- DEMETER A. (1985): Az aranyakál – *Canis aureus* L. In: *Nimród*, 105 (10) p. 449.
- DEMETER, A. SPASSOV, N. (1993): *Canis aureus* Linnaeus, 1758. p. 107-138. In: Niethammer, J. und Krapp, F. (Eds.): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Wiesbaden: Aula-Verlag, 312 p.

- DÉAUX, C. E., CLARKE, J. A., CHARRIER, I. (2016): Dingo Howls: The Content and Efficacy of a Long-Range Vocal Signal. In: *Ethology*, 122 (8) p. 649-659. DOI: 10.1111/ETH.12510
- DUTCHNEWS.NL (2016): Golden jackal spotted in the Netherlands: is it an escapee? (hozzáférés:<http://www.dutchnews.nl/news/archives/2016/02/golden-jackal-spotted-in-the-netherlands-is-it-an-escapee/>)
- ÉHIK GY. (1929): Közönséges vagy aransakál (*Canis aureus* L.). p. 100-104. In: BREHM, A.: *Az állatok világa*. V. kötet. Budapest: Gutenberg, 399 p.
- ÉHIK, GY. (1937-1938): Sakál vagy nádifarkas hazánkból. – *Ann. Mus. Nat. Hung.* 31: 11-15
- FARAGÓ S. (1994): Vadászati állattan. p. 152-159. In KŐHALMY T. (szerk.): *Vadászati enciklopédia*. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 628 p.
- FARKAS S., LACKÓ Z. (2007): Tanulmány a Bács-Kiskun megyében 2007. július hónapban bekövetkezett erdőtüzekről. (hozzáférés: <http://www.vedelem.hu/letoltes/anyagok/156-a-bacs-kiskun-megyeben-2007-julius-honapban-bekovetkezett-erdotuzekrol.pdf>)
- FRANKENBERG, A., PEVZNER, D. (1988): Canids and calves predation in the Golan, Nature Reserves Authority of Israel, Jerusalem
- FULLER, T. K., SAMPSON, B., A. (1988): Evaluation of a simulated howling survey for wolves. In: *Journal of Wildlife Management*, 52 (1) p. 60–63.
- FULLER, T. K., BIKNEVICIUS, A. R., KAT, P. W., VAN VALKENBURGH, B., WAYNE, R.K. (1989): The ecology of three sympatric jackal species in the Rift Valley of Kenya. In: *African Journal of Ecology*, 27 p. 313–323.
- GALOV, A., FABBRI, E., CANIGLIA, R., ARBANASIĆ, H., LAPALOMBELLA, S., FLORIJAŃIĆ, T., BOŠKOVIĆ, I., GALAVERNI, M., RANDI E. (2015): First evidence of hybridization between golden jackal (*Canis aureus*) and domestic dog (*Canis familiaris*) as revealed by genetic markers. In: *Royal Society Open Science*. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.150450>
- GENOV, P. V., VASSILEV, K. S. (1991): Density and damages caused by jackal (*Canis aureus* L.) to livestock in Southern Bulgaria. In: *Bulgarian Academy of Sciences Ecology*, 24 p. 58-65.
- GIANNATOS, G., IOANNIDIS, I. (1989): Project of fauna inventory of Greece. The jackal (*Canis aureus*) in southern Greece. University of Athens, Department of Biology. 27 p. (Unpublished report in Greek)
- GIANNATOS, G., IOANNIDIS, G. (1991): Preliminary survey on the distribution and status of jackal (*Canis aureus* L. 1758) in southern Greece. In: *Biologia Gallo-hellenica*, 18 (1) p. 67-74.
- GIANNATOS, G., IOANNIDIS, Y., MARINOS, Y., BOGDANITS, S. (2003) Preliminary results on the habitat use and activity patterns of the Golden Jackal (*Canis aureus* L.) in two locations in Southern Greece. In: 4TH EUROPEAN CONGRESS OF MAMMALOGY (4.)(2003)(Brno). Abstracts. p. 103.

- GIANNATOS, G. (2004): WWF Conservation Action Plan for the Golden Jackal (*Canis aureus* L.) in Greece. WWF Greece Athens. 51 p. (hozzáférés: <http://www.wwf.gr/images/pdfs/jackalactionplan.pdf>)
- GIANNATOS, G., MARINOS, Y., MARAGOU, P., CATSADORAKIS, G. (2005): The status of the Golden Jackal (*Canis aureus* L.) in Greece. In: *Belgian Journal of Zoology*, 135 (2) p. 145-149.
- GIANNATOS, G., IVOVIC, M. (2014) Some observations of golden jackal (*Canis aureus*), wolf (*Canis lupus*) and fox (*Vulpes vulpes*) interactions. In: FIRST INTERNATIONAL JACKAL SYMPOSIUM (1.)(2014)(Veliko Gradiste, Serbia). Book of abstracts. Veliko Gradiste, Serbia. p. 44.
- GIDAJATOV, Y. H. (1965): Seasonal number of jackals and foxes in Kizil-Agacko protected area. *Izvestiya Akademii Nauk Azerbaidzhanskoj SSR. In: Biologicheskijh Nauk*, 3 p.74-81 (In Russian)
- GOLANI, I., MENDELSSOHN, H. (1971): Sequences of precopulatory behavior of the jackal (*Canis aureus* L.). In: *Behaviour*, 38 p. 169-192.
- GOLANI, I., KELLER, A. (1975): A longitudinal field study of the behavior of a pair of golden jackals. p. 303-335. In: Fox, M. W. (Ed.): *The wild canids*. New York: Van Nostrand Reinhold Company, 508 p.
- GOSSELINK, T. E., VAN DEELEN, T. R., WARNER, R. E., JOSELYN, M., G. (2003): Temporal habitat partitioning and spatial use of coyotes and red foxes in east-central Illinois. In: *Journal of Wildlife Management*, 67 p. 90-103.
- GRAPHPAD SOFTWARE Inc. InStat Version 3.10. Demo. 32 bit for Windows, Created July 10, 2009.
- HARDER, J. D., KIRKPATRIK, R. L. (1996): Physiological methods in wildlife research. p. 294-295. In: BOOKHOUT, T. A. (Ed): *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*. Bethesda, Maryland, USA: The wildlife Society, 740 p.
- HARRINGTON, F. H., MECH, L. D. (1978): Howling at two Minnesota wolf pack summer homesites. In: *Canadian Journal of Zoology*, 56 (9) p. 2024-2028. 10.1139/z78-272.
- HARRINGTON, F. H., MECH, L.D. (1979): Wolf howling and its role in territory maintenance. In: *Behaviour*, 68 (3-4) p. 207-250.
- HARRINGTON, F. H., MECH, L. D. (1982): An analysis of howling response parameters useful wolf pack censusing. In: *Journal of Wildlife Management*, 46 (3) p. 686-693.
- HARRINGTON, F. H. (1986): Timber wolf howling playback studies: discrimination of pup from adult howls. In: *Animal Behaviour*, 34 p. 1575-1577.
- HELL, P., BLEHO, Š. (1995): Novobodý Výskyt Šakala Obyčajného (*Canis aureus*) Na Slovensku. In: *Folia Venatoria*, 25 p. 183-187.
- HELL, P., RAJSKY, D. (2000): Immigrationen des Goldschakals in die Slowakei im 20. Jahrhundert. In: *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, 25 p. 143-147.

- HELTAI, M., SZEMETHY, L., LANSZKI, J., CSÁNYI, S. (2000): Returning and new mammal predators in Hungary: the status and distribution of golden jackal (*Canis aureus*), raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and raccoon (*Procyon lotor*) in 1997-2000. In: *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, 26 p. 95-102.
- HELTAI M., SZŰCS, E. (2002): Egy ragadozó visszatér. Újra üvölt az aransakál. In: *TermészetBúvár*, 57 (2) p. 34-35.
- HELTAI M. (2002): Emlős ragadozók magyarországi helyzete és elterjedése. PhD értekezés, Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő. p. 8.
- HELTAI M., LANSZKI J., SZABÓ L., SZŰCS E. (2003): Az aransakál (*Canis aureus*) újra Magyarországon. Elterjedés, állományhelyzet, felismerési jegyek. Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- HELTAI M., SZŰCS E., LANSZKI J., SZABÓ L. (2004): Az aransakál (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) új előfordulásai Magyarországon. In: *Állattani Közlemények*, 89 p. 43-52.
- HELTAI M., LANSZKI J., SZABÓ L., SZŰCS E., LEHOCZKI R., MÁRKUS M., PAPP K., SZŐCS E. (2006): Az aransakál visszatelepedésének és vadgazdálkodási hatásainak vizsgálata. Zárójelentés. Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- HELTAI M., LANSZKI J., SZŰCS E., SZABÓ L. (2007): Aransakál, p. 215-217. In: BIHARI Z., CSORBA G., HELTAI M. (Szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Budapest: Kossuth Kiadó, 360 p.
- HELTAI M., LANSZKI J., SZEMETHY L. (2007): Vörös róka, p. 210-214 In: BIHARI Z., CSORBA G., HELTAI M. (Szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Budapest: Kossuth Kiadó, 360 p.
- HELTAI M., LANSZKI J. (2010): Az aransakál (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) p. 13-18 In: HELTAI M. (Szerk.): *Emlős ragadozók Magyarországon*. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 240 p.
- HELTAI M., CIROVIC D., SZABÓ L., PENEZIC A., NAGYAPÁTI N., KURYS A., LANSZKI J. (2013) Golden jackal: opinion versus facts - Experiences from Serbia and Hungary. In: MODERN ASPECTS OF SUSTAINABLE MANAGEMENT OF GAME POPULATIONS. SECOND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON HUNTING (2.)(2013)(Novi Sad, Serbia). Proceedings. Novi Sad, Serbia, University of Novi Sad, Faculty of Agriculture. p. 13-20.
- HELTAY I. (1989): A Róka ökológiája és vadászata. Budapest: Franklin nyomda, 176 p.
- HEPTNER, V. G., NAUMOV, N. P (Eds.) (1974): Die Säugetiere Der Sowjetunion Stuttgart, Germany: Gustav Fischer Verlag.
- HOI-LEITNER, M., KRAUS, E. (1989): Der Goldschakal, *Canis aureus* (Linnaeus, 1758), in Österreich (Mammalia austriaca 17) In: *Bonner Zoologische Beiträge*, 40 p. 197–204.
- HORVÁTH GY., PINTÉR V. (2000): Small mammal fauna of two abandoned field habitats and a spatio-temporal analysis of four rodent populations. In: *Miscellanea Zoologica Hungarica*, 13 p. 105–121.
- IUCN (2006): 2006 IUCN Red List of Threatened Species. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)



JAEGER, M. M., PANDIT, R. K., HAQUE, E. (1996): Seasonal differences in territorial behaviour by golden jackal in Bangladesh: Howling versus confrontation. In: *Journal of Mammalogy*, 77 (3) p. 768-775.

JAEGER, M. M., SULTANA, P., HAQUE, E. (2001) Golden Jackals in Intensively Cultivated Areas of Bangladesh: Daring Dacoits or Rat Control Wallahs. In: CANID BIOLOGY AND CONSERVATION. AN INTERNATIONAL CONFERENCE (2001)(Oxford, GB). Abstracts. Oxford, GB, Wildlife Conservation Research Unit. p. 31.

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. In: *Mammalia*, 71 p. 1–10.

JÉKELY E. (1986): Fogakkal és karmokkal. Mendemondák és történetek a ragadozókról. Debrecen: Natura. 296 p.

JHALA, Y. V., MOEHLMAN, P. D. (2004): Golden jackal *Canis aureus* Linnaeus, 1758. p. 156-161. In: SILLERO-ZUBIRI, C., HOFFMANN, M., MACDONALD, D. W. (Eds.) *Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Canid Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 430 p.

JOSLIN, P. W. B. (1967): Movements and homesites of timber wolves in Algonquin Park. In: *American Zoologist*, 7 p. 279-288.

KAMLER, J. F., BALLARD, W. B., GILLILAND, R. L., LEMONS, P. R., MOTE, K. (2003): Impacts of coyotes on swift foxes in northwestern Texas. In: *Journal of Wildlife Management*, 67 p. 317-323.

KARANDINOS, M., PARASCH, L.(1992): The Red Data Book of Threatened Vertebrates of Greece, Hellenic Zoological Society, 356 p.

KÁSZONI Z. (1998): Vadlexikon-Aranysakál *Canis aureus*. In: *Magyar Vadászlap*, 7 (5): p. 9.

KÁSZONI, Z. (2000): A sakál Európában. In: *Magyar Vadászlap*, 9 (2) p.11.

KISS J. B. (2000): Egy elterjedőben lévő kutyarokon: az aranysakál. In: *Erdélyi Nimród*, 3 p. 9.

KISS, J. B., ALEXE, V. (2013): Un caz de albinism la șacalul auriu (*Canis aureus*, Linnaeus, 1758). (In romanian with english abstract) In: *Revista Padurilor*, 128 (6) p. 60-61.

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., ALVARES, 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. In: *Current Biology*, 25 p. 2158–2165. DOI: 10.1016/j.cub.2015.06.060.

KOLAR, B., NERZ, R., IVANOVA, T., SIEMERS, B.M. (2005): Long-distance Vocalizations of Golden Jackals (*Canis aureus*, L., 1758, Mammalia: Carnivora, Canidae) in Bulgaria. In: *Acta Zoologica Bulgarica*, 57 (3) p. 313-320.

KORA (2016a): Goldschakal in Graubünden. (hozzáférés:[http://www.kora.ch/fileadmin/file\\_sharing/5\\_Bibliothek/51\\_KORA\\_News/KORA\\_News\\_2016/20160114\\_MM\\_Goldschakal\\_GR.pdf](http://www.kora.ch/fileadmin/file_sharing/5_Bibliothek/51_KORA_News/KORA_News_2016/20160114_MM_Goldschakal_GR.pdf))

KORA (2016b): (hozzáférés:[http://www.kora.ch/index.php?id=214&tx\\_ttnews%5Btt\\_news%5D=589&cHash=76487552e915060b3dba2bebdda6f85c](http://www.kora.ch/index.php?id=214&tx_ttnews%5Btt_news%5D=589&cHash=76487552e915060b3dba2bebdda6f85c))

KORMOS T. (1912): A magyarországi preglaciális fauna származástani problémája. p. 45-58. In: GAÁL L. (Szerk.): *Koch-émlékkönyv: Koch Antalnak, a budapesti egyetemen a földtan és őslénytan tanárának, negyvenéves egyetemi tanári jubileumára (1872–1912)*. Budapest: Fritz Kiadó, 160 p.

KOWALCZYK, R., KOŁODZIEJ-SOBOCIŃSKA, M., RUCZYŃSKA, I., WÓJCIK, J. M. (2015): Range expansion of the golden jackal (*Canis aureus*) into Poland: first records. In: *Mammal Research*, 60 (4) p. 411–414. DOI 10.1007/s13364-015-0238-9

KREBS, C. J. (1989): *Ecological methodology*. New York: Harper Collins Publishers, 654. p.

KROFEL, M. (2008): Survey of golden jackals (*Canis aureus* L.) in northern Dalmatia, Croatia: preliminary results. In: *Natura Croatica*, 17 (4) p. 259-264.

KROFEL, M., MELZHEIMER, J., PORTAS, R., ZAGAR, A. (2014) Use of acoustic method to survey black-backed jackal (*Canis mesomelas*). In: FIRST INTERNATIONAL JACKAL SYMPOSIUM (1.)(2014)(Veliko Gradiste, Serbia). Book of abstracts. Veliko Gradiste, Serbia. p. 6.

KRUUK, H. (1972): *The Spotted Hyena*. Chicago: University of Chicago Press, 335. p.

KRYSTUFEK, B., TVRTKOVIC, N.(1990): Range expansion by Dalmatian jackal population in the 20th Century (*Canis aureus* Linnaeus, 1758). In: *Folia Zoologica*, 4 p. 291-296.

KRYSTUFEK, B., MURAIU, D., KURTON, C. (1997): Present distribution of the Golden Jackal *Canis aureus* in the Balkans and adjacent regions. In: *Mammal Review*, 27 p. 109-114.

KURYS A., LANSZKI J; HELTAI M., SZABÓ L., ÁCS K., (2015): Az aransakál „jelenség” és ami mögötte van: az első nemzetközi sakál-szimpózium tapasztalatai alapján. In: *Acta Agraria Kaposváriensis*, 19 (1) p. 46-64.

LAMPRECHT, J. (1978): On diet, foraging behaviour and interspecific food competition of jackals in the Serengeti National Park, East Africa. In: *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 43 p. 210-223.

LANSZKI L., HELTAI M. (2002): Feeding habits of golden jackal and red fox in southwestern Hungary during winter and spring. In: *Mammalian Biology*, 67 p. 129-136.

LANSZKI J., HELTAI M., SZABÓ L., SZŰCS E., SZALCZER A. (2004): Az aransakál (*Canis aureus*) táplálkozási szokásai. Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.

- LANSZKI J., HELTAI M., SZABÓ L. (2006): Feeding habits and trophic niche overlap between sympatric golden jackal (*Canis aureus*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in the Pannonian ecoregion (Hungary). In: *Canadian Journal of Zoology*, 84 (11) p. 1647-1656.
- LANSZKI J., HELTAI M., SZABÓ L., FRANKHAUZER N. (2007): Az aranyakál állomány-sűrűségének vizsgálata a Dél-Dunántúlon. In: *Natura Somogyiensis*, 10 p. 373-388.
- LANSZKI J. (2012): Ragadozó emlősök táplálkozási kapcsolatai. In: *Natura Somogyiensis*, 21 p. 19.
- 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, In: *Annales Zoologici Fennici*, 52 (4) p. 243-255.
- LAPINI, L., PERCO, F. A. (1988) Primi dati sullo sciacallo dorato (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) in Italia (Mammalia, Carnivora, Canidae). Atti del I Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina, 14: 627-628.
- 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). In: *Bollettino del Museo Civico di Storia naturale di Venezia*, 60 p. 169-186.
- LAPINI, L., CONTE, D., ZUPAN, M., KOZLAN, L. (2011): Italian jackals 1984-2011. An updated review (*Canis aureus*, Carnivora, Canidae). In: *Bollettino del Museo Civico di Storia naturale di Venezia*, 62 p. 219-232.
- LAPINI, L., BANEJA, O. C. (2014) Life-history traits, anthropogenic expansion and conservation problems of the golden jackal in Europe. In: FIRST INTERNATIONAL JACKAL SYMPOSIUM (1.)(2014)(Veliko Gradiste, Serbia). Book of abstracts. Veliko Gradiste, Serbia. p. 48.
- VAN LAWICK, H., VAN LAWICK-GOODALL, J. (1970): The innocent killers. London: Collins, 222 p.
- LEVICKAITĖ, R. (2015): Lietuvoje sumedžiotas pirmasis šakalas - didžiulės bėdos pranašas. 2015. (hozzáférés: <http://grynas.delfi.lt/gamta/lietuvoje-sumedziotas-pirmasis-sakalas-didziules-bedos-pranasas.d?id=67703144>). (in Lithuanian)
- LINDSTRÖM, E. (1981): Reliability of placental scar counts in the Red fox (*Vulpes vulpes* L.) with special reference to fading of the scars. In: *Mammal Review*, 11 (4) p. 137-149.
- LOVASSY S. (1927): Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásaik. Budapest: Természettudományi Könyvkiadó Vállalat, 896 p.
- MACDONALD, D. W. (1979): 'Helpers' in the fox society. In: *Nature*, 282 p. 69-71.
- MACDONALD, D. W. (1983): The ecology of carnivore social behaviour. In: *Nature*, 301 p. 379-384.
- MACDONALD, D. W., BARRETT, P. (1993): Mammals of Britain and Europe. London: Harper Collins Publisher, 312 p.

- MACDONALD, D.W. (1979): The flexible social system of the golden jackal, *Canis aureus*. In: *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 5 (1) p. 17–38.
- MACDONALD, D.W., SILLERO-ZUBIRI, C. (2004): *Biology and Conservation of Wild Canids*. Oxford: Oxford University Press, 464 p.
- MAJER J. (1987): *Hogyan viselkednek az állatok?* Budapest: Tankönyvkiadó, 146 p.
- MAJZINGER, I. (2014): Adatok a mezei nyúl szaporodási paramétereinek vizsgálatához és hasznosításához alföldi területeken. In: *Vadbiológia*, 16 p. 107-113.
- MIGLI, D., PETRIDOU, M., GIANNOTOS, G., MARAGOU, P. (2014) Current golden jackal status in Greece - from a low population point to an ongoing recovery. In: *FIRST INTERNATIONAL JACKAL SYMPOSIUM (1.)*(2014)(Veliko Gradiste, Serbia). Book of abstracts. Veliko Gradiste, Serbia. p. 46.
- MIHELIC, M., KROFEL, M. (2012): New records of the golden jackal (*Canis aureus* L.) in the upper Soča valley, Slovenia. In: *Natura Sloveniae*, 14 (2) p. 51-63.
- MILLS, M. G. (1985): Related spotted hyenas forage together but do not cooperate in rearing young. In: *Nature*, 316 (6023) p. 61-62. doi:10.1038/316061a0
- MILLS, M. G. L., GORMAN, M. L. (1997): Factors Affecting the Density and Distribution of Wild Dogs in the Kruger National Park. In: *Conservation Biology*, 11 (6) p. 1397–1406.
- MILLS, M. G. L., JURITZ, J. M., ZUCCHINI, W. (2001): Estimating the size of spotted hyena (*Crocuta crocuta*) populations through playback recordings allowing for non-response. In: *Animal Conversation*, 4 p. 335-343.
- MITCHELL-JONES, A. J., AMORI, G., BOGDANOWICZ, W., KRYSSTUFEK, B., REIJNDERS, P.J.H., SPITZENBERGER, F., STUBBE, M., THISSEN, J.B.M., VOBRALIK, V., ZIMA, J. (1999): *The Atlas of European Mammals*. London: Academic Press, 250 p.
- MOEHLMAN, P. D. (1979): Jackal helpers and pup survival. In: *Nature*, 277 (5695) p. 382-383.
- MOEHLMAN, P.D. (1983): Socioecology of silverbacked and golden jackals (*Canis mesomelas* and *Canis aureus*). In: EISENBERG, J. F., KLEIMAN, D. G. (Eds.): *Advances in the study of mammalian behavior*. The American Society of Mammalogists. Special Publication 7 p. 423-453.
- MOEHLMAN, P. D. (1987): Social organization in jackals: The complex social system of jackals allows the successful rearing of very dependent young. In: *American Scientist*, 75 (4) p. 366-375.
- MOEHLMAN, P. D. (1989): Intraspecific variation in canid social systems. p. 143-163. In: GITTLEMAN, J. L. (Ed.): *Carnivore behavior, ecology and evolution*. Ithaca, New York: Cornell University Press, 620 p.
- MOEHLMAN, P. D., HOFER, H. (1997): Cooperative breeding, reproductive suppression, and body mass in canids. p. 76-128. In: SOLOMON, N. G., FRENCH, J. A. (Eds.): *Cooperative breeding in mammals*. New York: Cambridge University Press, 408 p.

- MOEHLMAN, P. D., JENNER, N., HOFER, H. (2014) Reproductive tactics and suppression in the golden jackal, *Canis aureus*. In: FIRST INTERNATIONAL JACKAL SYMPOSIUM (1.)(2014)(Veliko Gradiste, Serbia). Book of abstracts. Veliko Gradiste, Serbia. p. 24.
- MUKHERJEE, S., GOYAL, S. P., JOHNSINGH, A. J. (2001) Diet and Habitat use in Jackal, Jungle Cat and Caracal in Semi-arid Region of India. In: CANID BIOLOGY AND CONSERVATION. AN INTERNATIONAL CONFERENCE (2001)(Oxford, GB). Abstracts. Oxford, GB, Wildlife Conservation Research Unit. p. 52.
- NAGY J. (1942): Erdélyi vadászok! Miféle állat a „kutyahiúz”? In: *Nimród Vadászlap*, 31 (5) p. 74.
- NATIONAL PARK SERVICE. (1993) Coyote (*Canis latrans*) Howling Survey: June 1993. Cuyahoga Valley National Recreation Area. Brecksville, Ohio. USA
- NIKOLSKIJ, A., POJARKOV, A. (1981): Grupovoi voi sakalov. in: *Ekologia, struktúra populacii i vnutrividovie komunikativnye procesy v mlekopitajuscich*, p. 76-98.
- NOWAK, S., JEZDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., THEUERKAUF, J., MYŚLAJEK, R. W., JEZDRZEJEWSKA, B. (2007): Howling activity of free-ranging wolves (*Canis lupus*) in the Białowieża Primeval Forest and the Western Beskidy Mountains (Poland). In: *Journal of Ethology*, 25 (3) p. 231–237.
- OGUTU, O., DUBLIN, J., H. T. (1998): The response of lions and spotted hyaenas to soundplaybacks as a technique for estimating population size. In: *African Journal of Ecology*, 36 (1) p. 83–95.
- OKONIEWSKI, J. C., CHAMBERS, R. E. (1984): Coyote vocal response to an electronic siren and human howling. In: *The Journal of Wildlife Management*, 48 p. 217-222.
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR: <http://vmi.info.hu/adattar/index.html>
- PAPP, C-R., BANEÁ, OVIDIU C-TIN, TUDOSĂ, R.: (2014) New data on distribution range, population density and management. Aspects of the golden jackal in Romania. In: FIRST INTERNATIONAL JACKAL SYMPOSIUM (1.)(2014)(Veliko Gradiste, Serbia). Book of abstracts. Veliko Gradiste, Serbia. p. 14.
- PASSILONGO, D., BUCCIANT, A., DESSI-FULGHERI, F., GAZZOLN, A., ZACCARONI, M, APOLLONIO, M. (2010): The acoustic structure of wolf howls in some Eastern Tuscany (Central Italy) free ranging packs. In: *Bioacoustics - the International Journal of Animal Sound and its Recording*, 19 p. 159-175.
- PASSILONGO, D., MATTIOLI, L., BASSI, E., SZABÓ, L., APOLLONIO, M. (2015): Visualizing sound: counting wolves by using a spectral view of the chorus howling. In: *Frontiers in Zoology*, 12 (22) p. 1-9.
- PASZLAWSZKY J. (1918). I. Vertebrata. Classis. Mammalia. p. 1-43. In: PASZLAWSZKY J. (Szerk.): *A Magyar birodalom állatvilága /Fauna Regni Hungariae/*. Budapest: A K. M. Természettudományi Társulat.

- PETERSON, R. O. (1995): Wolves as interspecific competitors in canid ecology. p. 315– 323. In: CARBYN, L. N., FRITTS, S. H., SEIP, D. R. (Eds.): *Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World*. Alberta: Canadian Circumpolar Institute, 620 p.
- POCHÉ, R. M., EVANS, S. J., SULTANA, P., HAGUE, M. E., STERNER, R., SIDDIQUE, M. A. (1987): Notes on the golden jackal (*Canis aureus*) in Bangladesh. In: *Mammalia*, 51 (2) p. 259-270.
- POULLE, M-L., CRETE, M., HUOT, J. (1995): Seasonal variation in body mass and composition of eastern coyotes. In: *Canadian Journal of Zoology*, 73 (9) p. 1625-1633.
- PRATER, S. H. (1980): The book of Indian animals. Bombay Natural History Society. Bombay: Oxford University Press.,324 p.
- RAICHEV, E. (2011): Effect of shooting on the structure of population of golden jackal (*Canis aureus* L.) in Sarnena Sredna Gora mountain. In: *Agricultural Science and Technology*, 3 (3) p. 276–280.
- RAKONCZAY Z. (Szerk.) (1989): Vörös Könyv. Budapest: Akadémiai Kiadó, 359 p.
- REICHHOLF, J. [1983]: Säugetiere. [München: Mosaic Verlag GmbH.] (Die farbigen Naturführer) 288 p.
- ROBBINS, R., MCCREERY, E. K. (2003): Acoustic stimulation as a tool in African wild dog conservation. In: *Biological Conservation*, 111 (2) p. 263-267.
- ROMBY, T. L. - Danmarks Jægerforbund (2015): Trafikdræbt dyr fra Karup var en guldsjakal. Pressemitteilung. (hozzáférés: <http://www.jaegerforbundet.dk/om-dj/nyhedsarkiv/2015/trafikdraebt-dyr-fra-karup-var-en-guldsjakal/>)
- ROŽENKO, N., VOLOKH, A. (2010): The golden jackal (*Canis aureus* L., 1758) as a new species in the fauna of Ukraine. In: *Beiträge zur Jagd Wildforschung*, 35 p. 237–246.
- RÖSLER, R. (1991): Der Schakal in der Wildfauna Europas. In: *Wild und Hund*, 1 p. 44-45.
- RUTKOWSKI, R., KROFEL, M., GIANNATOS, G., ČIROVIĆ, D., MÄNNIL, P., VOLOKH, A. M., LANSZKI, J., HELTAI, M., SZABÓ, L., BANEÁ, O. C., YAVRUYAN, E., HAYRAPETYAN, V., KOPALIANI, N., MILIOU, A., TRYFONOPOULOS, G. A., LYMBERAKIS, P., PENEZIĆ, 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. In: *PLOS ONE* e0141236.
- RUENESS, E. K., ASMYHR, M. G., SILLERO-ZUBIRI, C., MACDONALD, D. W., BEKELE, A., ATICKEM, A., STENSETH, N. C. (2011): The cryptic African wolf: *Canis aureus* lupaster is not a golden jackal and is not endemic to Egypt. *PLOS ONE* . 2011 Jan 26;6(1):e16385. doi: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0016385>.
- ŠÁLEK, M., ČERVINKA, J., BANEÁ, C.O., KROFEL, M., ČIROVIĆ, D., SELANEC, I., PENEZIĆ, A., GRILL, S., RIEGERT, J. (2013): Population densities and habitat use of the golden jackal (*Canis aureus*) in farmlands across the Balkan Peninsula. In: *European Journal of Wildlife Research*, 60 (2) p. 193–200. DOI 10.1007/s10344-013-0765-0

- 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. In: *Animal Behaviour*, 71. p. 577-584.
- SELANEC, J., LAUŠ, B., SINDIČIĆ, M. (2011) Golden jackal (*Canis aureus*) distribution in Croatia. In: VI<sup>th</sup> EUROPEAN CONGRESS OF MAMMALOGY (6.)(2011)(Paris). Abstract volume p. 60.
- SHELDON, J. W. (1992): *Wild Dogs: The Natural History of Non-domestic Canidae*. San Diego: Academic Press Inc., 248 p.
- SILLERO-ZUBIRI, C. GOTTELLI, D. (1992): Population ecology of spotted hyaena in an equatorial mountain forest. In: *African Journal of Ecology*, 30 p. 292-300.
- SIMON P. (1996): Az aranyakál *Canis aureus*. In: *Nimród*, 84. p. 46.
- SINCLAIR, A. R. E., FRYXELL, J. M., CAUGHLEY, G. (2005): *Wildlife Ecology, Conservation and Management*, 2nd Edition. Wiley-Blackwell Publishing. 488 p.
- SKEAD, D. M.(1973): Incidence of calling in the black-backed jackal. In: *Journal of the Southern African Wildlife Management Association*, 3. p. 28–29.
- SPIRIDONOV, Z.; SPASSOV, N.; MILEVA, L. (1987): Macromammalia of the Boatin and Tsarichina reserves. In: *Miscellany: Studies in Tsarichina Biosphere Reserve in Stara Planina. Polish Acad. Sci & Bulgarian Acad. Sci.*, p. 92-103.
- STRATFORD, J. (2015): Golden jackal in Lithuania, a consideration of its arrival, impact and status. In: *Zoology and Ecology*, 25 (4) p. 277-287. <http://dx.doi.org/10.1080/21658005.2015.1073894>
- STV (2012): Žitel' iz derevni Tomašovka Brestskoj oblasti podstrelil šakala. Telekanal STV Belarus. 2012; (hozzáférés: <http://www.ctv.by>). (in Russian)
- SWITALSKI, T. A. (2003): Coyote foraging ecology and vigilance in response to gray wolf reintroduction in Yellowstone National Park. In: *Canadian Journal of Zoology*, 81. p. 985-993.
- SZABÓ L., HELTAI M., PAPP K., LANSZKI J., SZŰCS E. (2004): Előzetes eredmények az aranyakál hazai állománybecsléséről. In: *Vadbiológia*, 11. p. 75-82.
- SZABO, L., HELTAI, M., LANSZKI, J. (2006) :A Tisza, mint zöld folyosó szerepe az aranyakál Magyarországi terjedésében. *Vadbiológia*, 12: 47-54.
- SZABO L., M. HELTAI, J. LANSZKI, E. SZUCS., (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, vol. 63-64, p. 230-235
- SZABÓ L., HELTAI M., LANSZKI J. (2009): Az aranyakál állománysűrűségének változása a hajós-szentgyörgyi erdőben 2004 és 2009 között. In: *Állattani Közlemények*, 94 (2) p. 187-197.

- SZABÓ L., M. HELTAI, E. SZŰCS, J. LANSZKI & R. LEHOCZKI (2009): Expansion range of golden jackal in Hungary between 1997 and 2006. *Mammalia* 73: 307-311.
- SZABÓ L., M. HELTAI, J. LANSZKI. (2009): The growth of the distribution area and population of the golden jackal in Hungary in the last decade. *Journal of Veterinary Behavior*, Vol 4, No 2. p. 64-65
- SZABÓ L., HELTAI M., LANSZKI J. (2010): Jackal Versus Livestock - Is it a real problem? In: *Hungarian Agricultural Research*, 4 p. 4-10.
- SZABÓ L., HELTAI M., LANSZKI J. (2010): A visszatérő aransakál terjedésének lehetséges okai. p. 134-147. In: HELTAI M. (Szerk.): *Emlős ragadozók Magyarországon*. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 240 p.
- SZEMETHY L., FIRMÁNSZKY G., HELTAI M., SZABÓ Á., MÁRKUS M. (2004): Farkas (*Canis lupus*) fajmegőrzési terv. Budapest: KvVM TVH., 21 p.
- SZEMETHY L., MÁRKUS M. (2007): Szürke farkas. p. 218-219. In: BIHARI Z., CSORBA G., HELTAI M. (Szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Budapest: Kossuth Kiadó, 360 p.
- SZÉLL, Z., MARUCCIB, G., POZIOB, E., SRÉTER, T. (2013): *Echinococcus multilocularis* and *Trichinella spiralis* in golden jackals (*Canis aureus*) of Hungary. In: *Veterinary Parasitology*, 197 (1-2) p. 393– 396.
- SZUNYOGHY J. (1957): Systematische revision der ungarlandischer schakals, gleichzeitig eine bemerkung über das rohrwolf-problem. In: *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici*, 49 (8) p. 425-433.
- SZŰCS E, HELTAI M., (2002): Az aransakál bemutatása irodalmi adatok alapján. In: *Vadbiológia*, 9 p. 83-90.
- TAKÁCS A., SZABÓ L., JUHÁSZ L., TAKÁCS A. A., LANSZKI J., TAKÁCS T. P., HELTAI M. (2014): Data on the parasitological status of golden jackal (*Canis aureus* L., 1758) in Hungary. In: *Acta Veterinaria Hungarica*, 62 (1) p. 33-41.
- TARYANNIKOV, V. I. (1976): Reproduction of the jackal (*Canis aureus* L.) in central Asia. In: *The Soviet journal of ecology*, 7 p. 186-187.
- THE LOCAL (2015): First European jackal discovered in Denmark. (hozzáférés: <http://www.thelocal.dk/20150911/first-european-jackal-spotted-in-denmark>)
- THE LOCAL (2016): Hunter accidentally shoots rare golden jackal. (hozzáférés: <http://www.thelocal.ch/20160114/hunter-accidentally-shoots-rare-golden-jackal>)
- TOLNAI, Z., SZÉLL, Z., SPROCH, Á., SZEREDI, L., SRÉTER, T. (2014): *Dirofilaria immitis*: an emerging parasite in dogs, red foxes and golden jackals in Hungary. In: *Veterinary Parasitology*, 203 (3-4) p. 339-42.
- TOOM, M. (2014): Šaakali (*Canis aureus* L.) areaali laienemine Euroopas viimastel aastakümnetel [Jackal range expansion in Europe]. BA Thesis, Estonian University of Life Sciences, Tartu. (in Estonian with English abstract)



- TORONTÁLI P. (1942): Utószó a nádifarkas témához. In: *Nimród Vadászlap*, 4 p. 172.
- TÓTH, T., KRECSÁK, L., SZŰCS, E., HELTAI, M., HUSZÁR, GY. (2009): Records of the golden jackal (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) in Hungary from 1800th until 2007, based on a literature survey. In: *North-Western Journal of Zoology*, 5 (2) p. 357-363.
- 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. In: *Biodiversity and Conservation*, 24. p. 2593-2610. doi: [10.1007/s10531-015-0948-y](https://doi.org/10.1007/s10531-015-0948-y)
- VASSILEV, S., GENOV, P. (2002): On the reproduction of jackal (*Canis aureus* L.) in Bulgaria. In: *Acta Zoologica Bulgarica*, 54 p. 87–92.
- WANDREY, R. (1975): Contribution to the study of social behaviour of captive golden jackals (*Canis aureus* L.). In: *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 39 p. 365-402.
- WEINGARTH, K., GAHBAUER, M., HEURICH, M., MULLER, J., LEIBL, F. (2012): Expertenbestätigter Goldschakal (*Canis aureus*) im Nationalpark Bayerischer Wald, Deutschland. In: *Saugetierkundliche Informationen*, 8 (45) p. 443–446.
- YOM-TOV, Y., ASHKENAZI, S., VINER, O. (1995): Cattle predation by the golden jackal *Canis aureus* in Golan Heights, Israel. In: *Biological Conservation*, 73 (1) p. 19-22.
- ZEDKA, H. (1990): „Wolf“ war ein Goldschakal. In: *Wild und Hund*, p. 44.

## 8.2 További melléletek

## 8.2.1 Az aranysakál jogi megítélése Európa egyes országaiban. (Trouwborst et. al 2015)

Ország	Státusz	EU direktíva	Bern-i konvenció
Albánia	Védett	/	vonatkozó
Ausztria	Tartományonként eltérő	V. Melléklet	vonatkozó
Belorusszia	Nem védett	/	vonatkozó
Bosznia-Hercegovina	Vadászható	/	vonatkozó
Bulgária	Vadászható	V. Melléklet	vonatkozó
Horvátország	Vadászható	V. Melléklet	vonatkozó
Csehország	Nem védett	V. Melléklet	vonatkozó
Észtország	Nem védett	V. Melléklet	vonatkozó
Németország	Védett	V. Melléklet	vonatkozó
Görögország	Nem védett	V. Melléklet	vonatkozó
Magyarország	Vadászható	V. Melléklet	vonatkozó
Olaszország	Védett	V. Melléklet	vonatkozó
Koszovó	Vadászható	/	/
Lettország	Vadászható	V. Melléklet	vonatkozó
Litvánia	Vadászható	V. Melléklet	vonatkozó
Macedónia	Védett	/	vonatkozó
Moldova	ismeretlen	/	vonatkozó
Montenegro	Vadászható	/	vonatkozó
Lengyelország	Védett	V. Melléklet	vonatkozó
Románia	Vadászható	V. Melléklet	vonatkozó
Szerbia	Vadászható	/	vonatkozó
Szlovákia	Vadászható	V. Melléklet	vonatkozó
Szlovénia	Vadászható	V. Melléklet	vonatkozó
Svájc	Védett	/	vonatkozó
Törökország	Tartományonként eltérő	/	vonatkozó
Ukrajna	Vadászható	/	vonatkozó

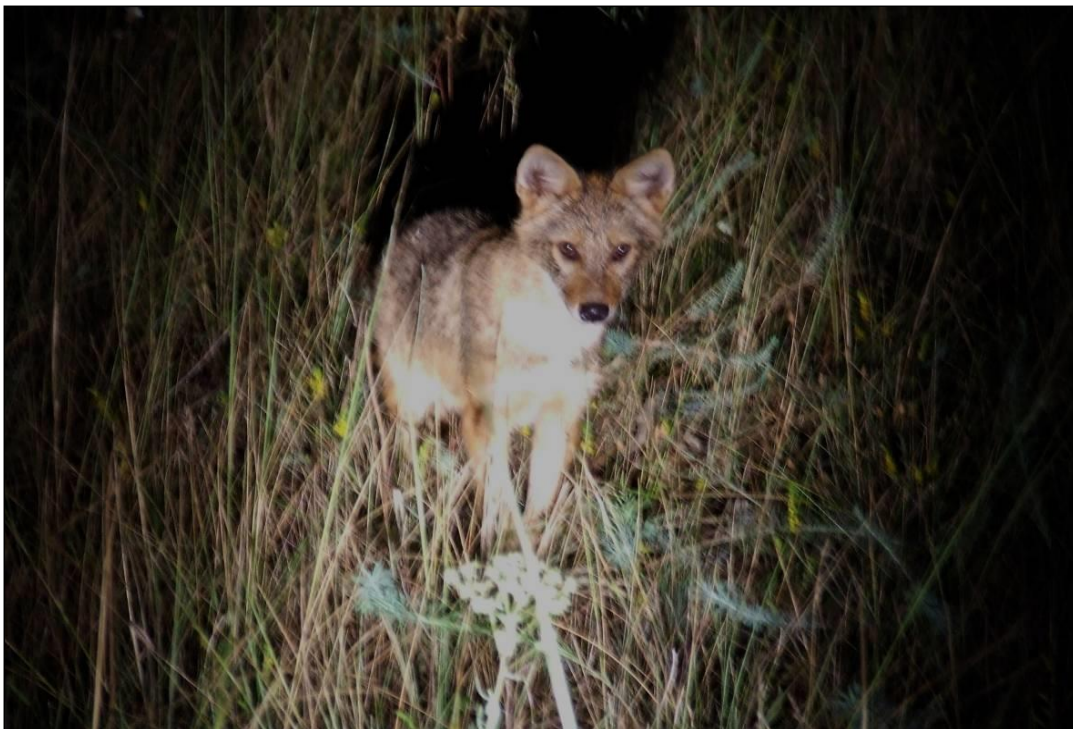
## 8.2.2 Postai kérdőív.

<b>7. Adatközlő lap az aransakál (Canis aureus) előfordulásáról.</b>					
7.1. Megtalálható-e a területükön?					
nem		néha előfordul		állandó vad	
időszakosan megjelenik		Ha időszakosan jelenik meg, melyik hónapban:			
7.2. Előfordulására utaló jel:					
nyom		ürülék		odú, kotorék	
elhullott egyed		megfigyelt egyed		szaporulat	
7.3. A megtalált – elhullott - egyedekből:					
kan (db)		nőstény (db)		szaporulat (db)	
7.4. Becsült létszám, ha a faj állandó. Karikázza be a megadott értéket, ha több, akkor a becsült számot adja meg!					
1	2-4	5-7	8-10	11-13	Több (db):
7.5. Létszám-változás az elmúlt három évben.					
nőtt		állandó		csökkent	
7.6. Kártétel a vadállományban:					
nincs		nem számottevő		súlyos	
7.7. Sorolja fel, hogy mely vadfajoknál tapasztaltak aransakál okozta károkozást!					
7.8. Tapasztaltak-e egyéb károkozást (pl.: védett fajban, háziállatban stb.)?					

8.2.3 Kipreparált sakál méh a petefészkekkel, placentahegekkel. (fotó: Lanszki József)



8.2.4 Az akusztikus felmérés során elsőként lefotózott fiatal sakál. (fotó: Szabó László)



## 8.2.5 A kérdőíves felmérés eredményei (Pozitív választ adó VGE-k száma).

Megye	1997	1998	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	szum	százalék
Bács-Kiskun	0	2	7	12	14	15	19	16	20	105	30
Baranya	0	4	3	5	5	7	5	11	11	51	15
Békés	0	0	0	1	2	2	2	1	0	8	2
B.A.Z.	0	0	0	1	1	1	2	1	1	7	2
Csongrád	0	0	0	0	1	2	0	3	0	6	2
Fejér	0	0	1	0	1	0	2	3	1	8	2
Győr-Moson-Sopron	1	2	1	1	1	2	1	3	2	14	4
Hajdú-Bihar	0	1	0	1	0	0	1	0	0	3	1
Heves	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Szolnok	0	1	1	4	0	2	3	1	3	15	4
Komárom-Esztergom	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	1
Nógrád	0	0	1	1	1	1	1	2	0	7	2
Pest	0	0	0	0	1	1	0	0	2	4	1
Somogy	1	0	10	10	9	10	10	18	18	86	25
Szabolcs-Szatmár-											
Bereg	0	2	0	0	1	0	0	0	0	3	1
Tolna	1	0	1	0	3	5	2	3	5	20	6
Vas	1	0	0	0	1	1	1	1	0	5	2
Veszprém	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2	1
Zala	0	0	0	0	1	0	0	2	2	5	2
DUNÁNTÚL	4	6	17	17	21	25	21	39	41	191	54
DUNÁTÓL keletre	0	6	9	20	21	24	28	26	26	160	46
ORSZÁGOS	4	12	26	37	42	49	49	65	67	351	100

## 8.2.6 Az aransakál terítékének változása (1995-2014).

Megye	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	szum	%
Bács-kiskun	0	1	2	1	5	8	11	15	22	20	44	34	50	57	115	115	155	209	256	406	1526	15,0
Baranya	2	4	4	16	19	25	31	33	25	32	36	69	169	167	204	272	381	501	452	511	2953	29,0
Békés	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	2	2	9	8	18	35	54	46	177	1,7
Borsod-Abaúj-Zemplén	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	1	0	1	23	17	23	71	0,7
Csongrád	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	2	1	7	13	10	23	59	78	196	1,9
Fejér	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	7	9	8	18	19	43	47	109	263	2,6
Győr-Moson-Sopron	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	4	8	12	11	19	58	0,6
Hajdú-Bihar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	5	5	12	22	47	93	0,9
Heves	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	5	6	15	0,1
Jász-Nagykun-Szolnok	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	8	16	28	0,3
Komárom-Esztergom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	8	9	21	0,2
Nógrád	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0,0
Pest	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	7	3	5	13	17	31	80	0,8
Somogy	4	4	5	4	13	25	26	30	38	36	55	56	102	173	270	299	426	614	650	946	3776	37,1
Szabolcs-Szatmár-Bereg	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	2	5	4	17	35	0,3
Tolna	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	7	14	21	31	67	114	140	186	583	5,7
Vas	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	10	20	11	15	22	32	27	142	1,4
Veszprém	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	6	9	4	18	41	0,4
Zala	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	4	5	4	5	11	21	27	39	118	1,2
DUNÁNTÚL	6	9	9	21	32	50	58	65	63	70	95	126	294	378	531	641	933	1339	1371	1864	7955	78,17
DUNÁTÓL keletre	0	1	2	1	6	9	12	15	22	25	45	37	55	74	143	145	196	321	442	671	2222	21,83
ORSZÁGOS	6	10	11	22	38	59	70	80	85	95	140	163	349	904	674	786	1129	1660	1813	2535	10177	

## 8.2.7 Bizonyító példányok.

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
1.	2000.04.01	Kisbajom	XM82	Tetem		1340	
2.	2000.12.01	Kétújfalu	YL09	Tetem		1336	
3.	2000.12.01	Kétújfalu	YL09	Tetem		1337	
4.	2001.01.01	Kétújfalu	YL09	Tetem		1338	
5.	2001.01.01	Kétújfalu	YL09	Tetem		1339	
6.	2001.08.13	Sellye	YL18	Tetem		1634	
7.	2001.08.13	Sellye	YL18	Tetem		1633	
8.	2001.08.13	Sellye	YL18	Tetem		1635	
9.	2001.08.13	Sellye	YL18	Tetem		1636	
10.	2002.01.01	Kétújfalu	YL09	Tetem		1991	
11.	2002.01.01	Kétújfalu	YL09	Tetem		1992	
12.	2002.08.01	Érsekhalma	CS62	Tetem		2304	
13.	2002.10.24	Lábod	XM81	Tetem		2302	
14.	2002.10.01	Kétújfalu	YL09	Tetem		2303	
15.	2002.10.01	Érsekhalm	CS62	Tetem		2305	foto
16.	2003.02.01	Kétújfalu	YL09	Tetem		2306	
17.	2003.08.08	Császártöltés	CS64	Tetem		2391	foto
18.	1997.11.21	Lenes	CS43	Koponya	Adult Hím, 14.6 kg		
19.	2001.11.01	Kecel	CS65	Koponya és gerezna	Hím		foto
20.	2001.12.01	Borota	CS52	Koponya és gerezna			

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
21.	2002.11.27	Császártöltés	CS64	Koponya és gerezna			
22.	2002.	Sellye	YL18	Koponya			
23.	2003.01.01	Jánoshalma	CS63	Gerezna	Nőstény		
24.	2003.01.01	Jánoshalma	CS63	Gerezna és koponya			
25.	2003.01.01	Borota	CS52	Koponya és gerezna	Nőstény		
26.	1999.12.15	Sellye	YL18	Elejtés			foto
27.	2000.07.13	Császártöltés	CS64	Elejtés			foto
28.	2000.11.11	Kecel	CS65	Elejtés			foto
29.	2001.01.19	Lábod	XM81	elejtés			foto
30.	2001.08.12	Császártöltés	CS64	Elejtés			foto
31.	2001.	Kaskantyú	CS76	Elejtés			foto
32.	2002.09.01	Érsekhalma	CS62	Tetem		2337	
33.	2003.10.20	Kétújfalu	YL09	Tetem		2390	
34.	2003.11.01	Irénmajor	XP50	Tetem		2392	
35.	2004.01.18	Szántód	YM28	Tetem		2393	
36.	2003.12.12	Kétújfalu	YL09	Tetem		2394	
37.	2004.07.25	Gyótapuszta	XM85	Tetem		2395	
38.	2004.01.05	Kétújfalu	YL09	Tetem		2396	
39.	2004.01.01	Rém	YN15	Tetem		2397	
40.	2003.10.21	Érsekhalma	CS62	Tetem		2398	foto
41.	2004.06.23	Zádor	YL09	Tetem		2400	



No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
42.	2004.06.23	Zádor	YL09	Tetem		2401	
43.	1999	Gánt	CT5	Elejtés			
44.	2004.08.10	Gánt	CT5	Elejtés	Juvenilis nőstény		
45.	2004.09.24	Gánt	CT5	Elejtés	Juvenilis nőstény		
46.	2005.02.19	Kecel	CS65	Tetem		2413	
47.	2004.06.09	Borsodivánka	DT78	elejtés			foto
48.	2005.02.10	Gelej	DT89	Elejtés			
49.	2005.01.14	Karcag	DT93	Elejtés			foto
50.	2003.05.29	Celldömök- Kemenesmihályfa között	XN63	Talált dög			
51.	2004.03.01	Abádszalók	DT65	Talált dög			
52.	2002	Császártöltés	CS64	Fénykép	Két juvenilis, élő egyed		
53.	2005.02.07	Kötegyán	ES37	Elejtés	Juvenilis kan		foto
54.	2005.02.28	Kecel	CS65	Elejtés	Hím, 12,90kg		foto
55.	2005.02.28	Kecel	CS65	Elejtés	Nőstény, 12.30kg		foto
56.	2005.01.16	Keselyűs	CS33	Elejtés	Hím, 13kg		
57.	2005.06.29	Keselyűs	CS33	Elejtés	Nőstény 11kg, párját látták, de elhibázták		
58.	2005.08.10	Segesd	XM83	Video	1 adult, 6 juvenilis		
59.	2007.08.23	Kéleshalom EO:V: 669630, 116840	CS63	Video, fénykép	1 fiatal példány		foto
60.	2005.11.22	Baja	CS41	Fogás csapdával	„Kelemen”: Hím: Bal hátsó láb: 46cm, Törzshossz: 64cm, Testhossz: 89cm, Teljes hossz: 119cm, Farokhossz: 30cm, Bal fül hossz: 9.5cm		foto
61.	2006.08.09	Vajszló	YL38	video	1 példány		video

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
62.	2006.07.01	Érsekhalma	CS62	video	1 példány		video
63.	2005.01.01	Érsekhalma	CS62	Tetem		2414	
64.	2006.02.12	Újpetre	BR98	Elejtés	Adult vemhes nőstény		foto
65.	2006.01.21	Érsekhalma	CS62	Tetem		2521	
66.	2005.06.24	Császártöltés	CS64	Tetem		2539	
67.	2005.06.24	Császártöltés	CS64	Tetem		2520	
68.	2006.01.20	Lábod	XM81	Tetem		2525	
69.	2006.01.10	Lábod	XM81	Tetem		2528	
70.	2006.01.22	Kecel	CS65	Tetem		2524	
71.	2005.10.01	Érsekhalma	CS62	Tetem		2526	
72.	2005.10.01	Érsekhalma	CS62	Tetem		2527	
73.	2005.02.01	Kecel	CS65	Tetem		2537	
74.	2005.02.01	Kecel	CS65	Tetem		2536	
75.	2005.10.31	Érsekhalma	CS62	Tetem		2540	
76.	2006.07.08	Pusztazámori SASAD V.T. Tárnok	CT35	Elejtés	Hím, testméretei: hátsó láb: 47cm., Testhossz: 107cm, Testtömeg: 12.7kg		
77.	2006.07.14	Drávasztára	YL27	Elejtés	Nőstény		foto
78.	2006.10.01	Kecel	CS65	Elejtés	Juvenilis nőstény		foto
79.	2006.11.28	Ásotthalom, Kisbogárzó	DS01	Fogás csapdával	~2 éves hím. , Teljes hossz: 104 cm, testtömeg:~12kg		
80.	2004.09.09	Gyótapuszta	XM95	Tetem		2522	
81.	2004.09.09	Gyótapuszta	XM95	Tetem		2523	

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
82.	2007.11.01	Aba, Bodakajtor- Nagyhörcsökpuszta, GPS N 47° 05' 10,6" E 18° 26' 55,64"	CT01	elejtés	nőstény, négyes farka egyik tagja. Teljes hossz 117 cm, Testhossz 84 cm, Marmagasság: kb. 50cm, Fejhossz: 22 cm, Fej szélessége: 12-13 cm, Tömeg: 12 kg		foto
83.	2007.11.22	55ös út 44km szelvényénél	CS92	Talált dög	Nőstény, közúti gázolás		foto
84.	2006.12.18	55ös út 45-46km-nél befelé	CS92	elejtés	Hajtásban esett him		
85.	2007.01.29	Pat	XM64	Tetem		2529	
86.	2007.01.20	Lábod	XM81	Tetem		2530	
87.	2007.01.20	Lábod	XM81	Tetem		2531	
88.	2007.01.20	Lábod	XM81	Tetem		2532	
89.	2007.01.20	Lábod	XM81	Tetem		2533	
90.	2007.01.20	Lábod	XM81	Tetem		2534	
91.	2007.01.20	Lábod	XM81	Tetem		2535	
92.	2006.10.18	Lábod	XM81	Tetem		2538	
93.	2007.08.29	Nagybajom-Dávodpuszta	XM94	Tetem		2541	
94.	2006.10.15	Lábod	XM81	Tetem		2542	
95.	2006.04.20	Somogy		Tetem		2543	
96.	2005.05.01	Érsekhalma	CS62	Tetem		2544	
97.				Tetem		2399	
98.	2004.08.10	Érsekhalma	CS62	Tetem		2519	
99.	2006.02.01	Túrkeve	DT71	Elejtés			foto
100.	2008.04.08	Hortobágyi Lúdtenyésztő Zrt. üzemi vadászterület. Elejtés helye: "Kónya"	ET17	Elejtés			foto

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
101.	2007.05.24	Böhönye mellett	XM83	Elütve	Testtömeg: 10,2 kg, Fejhossz: 20cm, Testhossz: 109,25, Farokhossz: 30cm		foto
102.	2008.08.16	Somogyvár mellett	YM06	elejtés	hím, subadult 9.17 kg +fej, törzhossz:600 mm, farokhossz:265mm, gyomortartalom: napraforgó., kukorica.		
103.	2008.08.16	Somogyvár mellett	YM06	elejtés	Hím, juvenilis, tömeg 7,29kg, törzhossz:780mm, farokhossz: 235 ,hátsólábvég:165, gyomortartalom: szilva, kukorica, fűféle		
104.	2008.08.16	Somogyvár mellett	YM06	elejtés	hím, juvenilis, tömeg:7,29kg, törzhossz:820, farokhossz:225, hátsólábv ég:175, gyomortart: szilva		
105.	2008.09.26.	Lovasberény-Külsőkányás	CT14	elejtés	Fiatal hím, testtömeg:10,5 kg, teljes hossz: 108cm		foto
106.	2002.02.28	Kis Duna és az M0 találkozásánál lévő vízműnél a fasorban	CT54	elejtés			
107.	2005.10.22	BOLY, Beremend-Piszkula	CR09	elejtés	fiatal hím		
108.	2006.10.17	Boly, Villányi erdő	CR09	elejtés	adult nőstény,		
109.	2006.11.04	Boly, Ilocska	CR09	elejtés	Fiatal hím		
110.	2008.02.26	Boly, Ilocska	CR09	elejtés	adult nőstény,		
111.	2008.08.18	BOLY, Beremend-Piszkula	CR09	elejtés	fiatal hím és nőstény,		foto
112.	2009.09.24	Békés megyei kondorosi gazdák VT	DS87	elejtés	hím: 9 kg 97 cm-es testhossz, 48 cm-es marmagasság. Subadult. 2: hím: 8,1 kg, 94 cm hosszú, 42 cm magas.		foto
113.	2009.09.24	Békés megyei kondorosi gazdák VT	DS87	elejtés	Subadult. 3: nőstény: 7,3 kg 92 cm testhossz 42 cm marmagasság subadult		foto

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
114.	2009.09.24	Békés megyei kondorosi gazdák VT	DS87	elejtés	Gyomortartalom: mezei nyúl, mirabolán szilva, hörcsög, pocok, vaddisznóbőr, tojáshéj		foto
115.	2009.10.01	Békés megyei kondorosi gazdák VT	DS87	elejtés	Adult hím, 9kg		
116.	2009.06.22	Békéscsabán a Dajka kertek részben	ES06	elejtés	16 kg-s sakál Hím adult.		foto
117.	2009.10.05	Dévaványa	DT90	elejtés	Fiatal hím (4 subadult láttak együtt)		
118.	2007.04.10.	Mátranovák, 23-as út Recski út elágazásától kb 1 km-re, Tormás lapos	DU22	megfigyelés	megművelés és vetés után lévő, növényzettel nem fedett vadföldön, zabvetés után.		
119.	2009.12.26	Sztráda-fogadótól és az M7-estől délre kb. 150 méterre, az 1/a lesüknél esett.	CT13	elejtés	Hím.	2600	foto
120.	2008.06. 06.	Battonya Mekel - Ársza erdő - István híd	ES03	elejtés	1 éves hím, Gyomortartalomban felismerhető fehér eperfa termése,		foto
121.	2008.10.31	Tokorcs	XN53	elejtés	fiatal nőstény		foto
122.	2010.12.20.	Szerep község határában Hajdú Bihar megye	ET02	elejtés	Vékonybél-tartalom: nyúl-belsőség; gyomortartalom: 2 pocok, feketeterítő. Nőstény, 107cm testhossz, 47cm marmagasság, 14kg. Koponya eltéve.		foto
123.	2011.01.15	Táncsics Vt Szarvas Túl a Körös nevű területre	DS68	elejtés	ivar: nőstény, test tömeg: 10, 2 kg, testhossz: 75 cm, teljes hossz: 100 cm		
124.	2011. 08. 16	Tolna megye Gerjeni Vadásztársaság (GE-FA)	CS35	elejtés	Tömege: 6kg, hím.		foto

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
		Jessenszky erdő.					
125.	2011.09.17	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) vadasi lejáró 7-es les környéke	CS35	elejtés	Tömege: 8kg, hím, Orrtól farktőig: 65cm, Orrtól fark végig:90cm, Csípő. forgótól a lábujj végéig: 41cm,		foto
126.	2012.02.20	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) vadas 8-as les.	CS34	elejtés	Tömege: 11kg, nőstény, Orrtól farktőig: 78cm, Orrtól fark végig:103cm, Csípő. forgótól a lábujj végéig: 43cm,		foto
127.	2012.01.13	Érsekhalma	CS53	elejtés	adult hím, 14 kg		foto
128.	2008.01.09	Pécel	CT75	elejtés			foto
129.	2011.08.13	Fertőújlak	XN32	elejtés			foto
130.	2010.07.28	Kéleshalom	CS63	elejtés			foto
131.	2005.02.22	Kecel	CS65	elejtés			foto
132.	2006.04.07	Marócsa	YL18	talált	4 talált juvenilis		foto
133.	2006.06.01	Tahitótfalu	CT59	elejtés			foto
134.	2009.06.27	Tahitótfalu	CT59	elejtés		2592	foto
135.	2004.12.31	Sellye	YL28	elejtés			foto
136.	2011.02.19	Soponya	CT00	elejtés	É:47.018822679 K:18:478969037		foto
137.	2012.06.26	Mezőszemere mellett Prónay-erdőben	DT68	elejtés	Vemhes, 5 juvenilis.		
138.	2012. 09. 09	Tolna megyei Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) Vadas Galgócz nyak környéke	CS34	elejtés	Tömege: 6kg, nőstény, Orrtól farktőig: 64cm, Orrtól fark végig:85cm, Csípő. forgótól a lábujj végéig: 38cm		foto

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
139.	2012. 11. 10	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) Vadas Mézes lejáró	CS34	elejtés	Tömege: 10,85 kg, kan, Orrtól farktőig: 80cm, Orrtól farok végig:106cm, Csípő. forgótól a lábujj végéig: 45cm		foto
140.	2013.01.06	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) Illés erdőtől 400 méterre	CS34	elejtés	Tömege: 10 kg, nőstény, Orrtól farktőig: 77cm, Orrtól farok végig:99cm, Csípő. forgótól a lábujj végéig: 44cm		foto
141.	2013.01.23	Ipoly Erdő Zrt Váci erdőszet Szóri völgy, Püspökszilágy	CT79	Tetem		2625	tetem
142.	2014.06.10	Galibapuszta (Balassagyarmat dél)	CU72	Video	<a href="https://www.youtube.com/watch?v=RBVQyx86QWU">https://www.youtube.com/watch?v=RBVQyx86QWU</a>		video
143.	2011.07.28	Ócsa	CT63	Tetem		2615	
144.	2010.12.28	Dabasi lőtér	CT72	Tetem		2611	
145.	2014. 10. 07	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) Faluszél	CS34	elejtés	Tömege: 7,5 kg, nőstény, Orrtól farktőig: 92 cm, Orrtól farok végig: 109 cm Csípő. forgótól a lábujj végéig: 30 cm		foto
146.	2014. 10. 07	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) Faluszél	CS34	elejtés	Tömege: 9,5 kg, hím, Orrtól farktőig: 102 cm, Orrtól farok végig: 120 cm Csípő. forgótól a lábujj végéig: 33 cm		foto
147.	2014. 10. 07	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) Mézes lejárótól 600 méter.	CS34	elejtés	Tömege: becsült - 9 kg, hím, Orrtól farktőig: 78 cm, Orrtól farok végig: 104 cm Csípő. forgótól a lábujj végéig: 43 cm		foto
148.	2014. 10. 10	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) 20 aranykoronás kistöltés.	CS34	elejtés	Tömege: 7,92 kg, Nőstény, Orrtól farktőig: 71 cm, Orrtól farok végig: 92 cm Csípő. forgótól a lábujj végéig: 39 cm		foto

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
149.	2014.10.20	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) Mézes lejáró repce.	CS34	elejtés	Tömege: 12 kg, hím, Orrtól farktőig: 80 cm, Orrtól farok végig: 108 cm Csípő. forgótól a lábujj végéig: 47 cm		foto
150.	2015.02.14	Szarvastól pár km-re Orosháza irányában, az ismert sakálos területtől ("Nagyráta") nem messze.	DS68	elütött			foto
151.	2014.10.16, 6:53	Túrkeve, EOV: E 784575 N193267	DT81	Vadkamera fotó	7 egyed		foto
152.	2015. 04. 09	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) Sáros 5-ös les.	CS34	elejtés	Tömege: 11 kg, Nőstény, Orrtól farktőig: 76 cm, Orrtól farok végig: 108 cm Csípő. forgótól a lábujj végéig: 45 cm		foto
153.	2015.03.06	Kecskemét		minta	lefőzött koponya, alkoholos szövetminta		
154.	2015. 06. 19	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) , Vadas Árpi sarok	CS34	elejtés	Tömege: 4,2 kg, Hím, Orrtól farktőig: 44 cm, Orrtól farok végig: 52 cm Csípő. forgótól a lábujj végéig: 26 cm		foto
155.	2015. 06. 19	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) , Vadas Árpi sarok	CS34	elejtés	Tömege: 4 kg, Nőstény, Orrtól farktőig: 35 cm, Orrtól farok végig: 48 cm Csípő. forgótól a lábujj végéig: 27cm		foto
156.	2015. 06. 19	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) , Vadas Árpi sarok	CS34	elejtés	Tömege: 3,8 kg, Nőstény, Orrtól farktőig: 46 cm, Orrtól farok végig: 51 cm Csípő. forgótól a lábujj végéig: 23 cm		foto
157.	2015. 06. 11	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) ,	CS34	elejtés	2 nőstény, adat nincs		foto



No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
		Vadas Árpi sarok					
158.	2015.07.01	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) Felsővárszeg Tarló	CS35	elejtés	Tömege: 11,25 kg, Hím, Orrtól farktőig: 77 cm, Orrtól farok végig: 99 cm Csípő. forgótól a lábujj végéig: 41 cm		foto
159.	2015.07.01	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) Felsővárszeg Tarló	CS35	elejtés			foto
160.	2015.06.26	Balassagyarmat Galiba puszta, a tavalyi első lőtt sakál helyszínétől kb. 300 méterre nyugatra	CU72	elejtés	Adult 3-4 éves hím, kb. 10 kg. súlyú. Szép egészséges. egy időben három irányból vonyítás		foto
161.	2015.08.30	Locsodpuszta Pécel községhatár, gps:47.491614, 19.412390	CT76	elejtés			foto
162.	2013.05.23	Szeghalom	ET10	Fogás csapdával			foto
163.	2015.10.06	Dejtár	CU62	elejtés	Fiatal hím, anyját elhibázták		foto
164.	2014.10.12	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság	CS35	elejtés			foto
165.	2013.04.20	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) Illés erdő	CS35	elejtés	Hím, tömeg:10kg, törzshossz: 80cm, teljes hossz: 103cm, lábhossz:39 cm		foto
166.	2014.07.05	Tolna megye Gerjени	CS34	elejtés	nőstény, 3,1 kg, 56cm, teljes hossz: 73 cm, lábhossz: 31		foto

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
		Vadásztársaság (GE-FA Vt.) 20 Vadas Kis töltés.			cm		
167.	2014.07.05	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) 20 Vadas Kis töltés.	CS34	elejtés	hím, 3,2 kg, 56cm, teljes hossz: 75 cm, lábhossz: 31 cm		foto
168.	2014.07.05	Tolna megye Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.) 20 Vadas Kis töltés.	CS34	elejtés	nőstény, 3,1 kg, 56cm, teljes hossz: 73 cm, lábhossz: 31 cm		foto
169.	2014.01.08	Lakócsa	YL08	elejtés	fehér sakál, szövetminta		foto
170.	2015.11.08	Darvas, Ölyvösmenti Vt.	ET21	elejtés	3 feketéből 1-t ejtett el, volt még 1 nagy normál, valószínű anyjuk. Szövetminta : 2661		foto
171.	2011.12.19	Szadmár	CS55	elejtés	hibrid! Gerezna, koponya megvan. Adult nőstény		foto
172.	2013.09.22	Lébény	XN79	elejtés			foto
173.	2013.09.29	Lébény	XN79	elejtés			
174.	2012.03.23	Lébény	XN79	talált dög			foto
175.	2012.02.20	Tolna megyei Gerjени Vadásztársaság (GE-FA Vt.)	CS34	elejtés			foto
176.	2014.01.22	Alsónémedi	CT64	Fogás csapdával			foto
177.	2015.12.05	Furta, Kittenberger Kálmán Vt.	ET31	elejtés	4 egyed. Két juvenilis nőstény, az anya és egy fiatal hím.		foto
<b>KIZÁRÓLAG BONCOLTAK</b>							
178	2007.tavaszi	Ormánság?	?	Tetem		2545	
179	2007.10.31	Lábod (Nagysallér)	XM92	Tetem		2546	

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
180	2007.aug	Ormánság?	?	Tetem		2547	
181	2007.10.31	Lábod (Nagysallér)	XM92	Tetem		2548	
182	2007.04.27	Csokonyavisonta	XM90	Tetem		2549	
183	2007.08.23	Pákozd	CT13	Tetem		2550	
184	2006.12.11	Lábod	XM92	Tetem		2551	
185	2006.11.08	Nagybajom	XM94	Tetem		2552	
186	2006.11.08	Nagybajom	XM94	Tetem		2553	
187	2006.01.10	Lábod	XM92	Tetem		2554	
188	2006.01.10	Lábod	XM92	Tetem		2555	
189	2006.11.08	Lábod (Nagysallér)	XM92	Tetem		2556	
190	2006.09.27	Lábod	XM92	Tetem		2557	
191	2006.09.29	Lábod	XM92	Tetem		2558	
192	2007.11.01	Fonyód	XM97	Tetem		2559	
193	2006.09.26	Lábod	XM92	Tetem		2560	
194	2006.09.26	Lábod	XM92	Tetem		2561	
195	?	Lábod	XM92	Tetem		2562	
196	?	Lábod	XM92	Tetem		2563	
197	2008.08.19	Velencei tó, Dinnyési fertő	CT12	Tetem		2564	
198	2008.08.01	Kecel	CS65	Tetem		2565	
199	2008.09.01	Poroszló	DT77	Tetem		2566	
200	2010.12.15	Monor	CT84	Tetem		2598	
201	2010.01.01	Érsekhalma	CS62	Tetem		2599	
202	2010	Érsekhalma	CS62	Tetem		2601	
203	2012.03.13	Érd	CT44	Tetem		2610	

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Egyéb	Boncolási azonosító	"Bizonyíték"
204	2012.03.04	Kétújfalu	YL09	Tetem		2612	
205	2012.10.01	Érsekhalma	CS62	Tetem		2613	
206	2012.01.10	Kiskunhalas-Reketyés	CS84	Tetem		2614	
207	2013.04.27	Pusztavacs	CT82	Tetem		2622	
208	2013.05.18	Pusztavacs	CT82	Tetem		2623	
209	2012.09.26	Velencei tó "evezőpálya"	CT13	Tetem		2624	
210	2013.08.22	Érsekhalma	CS62	Tetem		2626	
211	2013.08.07	Sukoró "Diós"	CT13	Tetem		2627	
212	2013.08.22	Érsekhalma	CS62	Tetem		2630	
213	?	Lábod	XM92	Tetem		2631	
214	2014.07.31 előtt	Érsekhalma	CS62	Tetem		2633	
215	2014.07.22	Érsekhalma	CS62	Tetem		2634	
216	2014.07.31 előtt	Érsekhalma	CS62	Tetem		2635	
217	2013.08.22	Érsekhalma	CS62	Tetem		2636	

## 9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Mindenekelőtt hálával tartozok Szüleimnek, hogy lehetővé tették számomra a felsőfokú tanulmányokat, végig biztattak és minden Tőlük telhetőt megtettek, hogy elérjem e célt.

Köszönöm Feleségemnek, Családomnak, hogy oly sok éjszakán át nélkülözni tudtak, s kitartóan viselték az ebből adódó nehézségeket.

Kimagasló köszönet illeti témavezetőmet, Dr. Heltai Miklóst, aki minden segítséget megadott ahhoz, hogy a témában részt vállalhassak és munkámat végezhessem. Köszönöm korlátlan türelmét, szakmai és baráti tanácsait, iránymutatásait!

Hálás vagyok Dr. Lanszki Józsefnek az együtt töltött terepnapokért, a sok tudásért, tapasztalatért, amit megosztott velem!

Köszönettel tartozom továbbá:

A Vadvilág Megőrzési Intézet jelenlegi és egykori dolgozóinak, kollégáknak, akik segítségükkel, tanácsaikkal, ötleteikkel járultak hozzá a munkához: Dr. Csányi Sándor, Dr. Szemethy László, Dr. Katona Krisztián, Dr. Biró Zsolt, Dr. Bleier Norbert, Dr. Újváry Dóra, Dr. Lehoczki Róbert, Szócs Emese, Márkusné Márkus Márta, Schally Gergely, Márton Mihály, Hajdú Márk, Patkó László.

A hivatásos vadászoknak, vadászatra jogosultaknak – kiemelve Genáhl Krisztián, Szabó Barnabás (Gemenc Zrt. – Hajósi erdészet), Simon László (KEFAG Zrt. – Császártöltési erdészet) - természetvédelmi őröknek (KNP, DINP, DDNP, HNP), akik biztosították a területükön a munkavégzést.

S mindazoknak a barátoknak, hallgatóknak, kollégáknak, akik éjszakákon át segédkeztek a munkában.

Külön köszönet illeti az Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskolát, az Egyetemi Doktori és Habilitációs Tanács titkárságát: Törökné Hajdú Mónika, Simáné Dolányi Edit és Kamenszki Anita személyében.