



MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM
ÁLLATBIOTECHNOLÓGIAI ÉS ÁLLATTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

A KÖRNYEZETI TÉNYEZŐKHÖZ VALÓ ALKALMAZKODÁS ELEMZÉSE
AZ EURÓPAI ŐZ (*CAPREOLUS CAPREOLUS* LINNAEUS, 1758) PÉLDÁJÁN KERESZTÜL

Doktori (PhD) értekezés

Tóth Bálint

Gödöllő

2022

A doktori iskola

megnevezése: Állatbiotechnológiai és Állattudományi Doktori Iskola

tudományága: Állattenyésztési tudományok

vezetője: Prof. Dr. Mézes Miklós

egyetemi tanár, az MTA rendes tagja

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Élettani és Takarmányozástani Intézet, Takarmánybiztonsági Tanszék

Témavezető: Prof. Dr. Csányi Sándor

egyetemi tanár, tanszékvezető

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási
Tanszék

.....
A témavezető jóváhagyása

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és célok ismertetése.....	5
2. Irodalmi áttekintés.....	8
2.1. Az őz elterjedése és állományainak nagysága.....	8
2.2. Az irodalmi áttekintésben használt, és a vizsgálatokhoz szükséges alapfogalmak	9
2.3. Az őz elterjedését, élőhelyhasználatát meghatározó, befolyásoló tényezők.....	10
2.3.1. Táplálkozás.....	11
2.3.2. Élettér, búvóhely, aktivitás	13
2.3.3. Természetes és mesterséges akadályok.....	21
2.3.4. Szaporodás.....	23
2.3.5. Ragadozók, emberi zavarás.....	26
2.4. A Tiszapüspöki területen folytatott vizsgálatok korábban publikált eredményei.....	30
2.5. A területhasználat vizsgálatának leggyakoribb módszerei	33
2.5.1. A Minimum Konvex Poligon (MKP) számítás	33
2.5.2. A Kernel Home Range (KHR) számítás.....	35
3. Anyag és módszer	36
3.1. A vizsgálati terület	36
3.2. Az őzek befogása és jelölése.....	38
3.3. A lokalizálás.....	39
3.4. Adatfeldolgozás és értékelés	39
3.4.1. Mozgáskörzet-nagyságok összehasonlítása.....	40
3.4.2. A Tiszán történő átúszások vizsgálata	42
3.4.3. A nyúlbefogások hatásának vizsgálata a mezőgazdasági területen jelölt egyedeknél.....	43
4. Eredmények.....	45
4.1. A vizsgált őzek mozgáskörzeteinek nagysága	45
4.1.1. Az ártéren és a mezőgazdasági területen jelölt őzek mozgáskörzet-nagyságainak összehasonlítása	45
4.1.2. A bakok és suták mozgáskörzet-nagyságainak összehasonlítása	47
4.1.3. A vizsgált egyedek mozgáskörzet-nagyságainak havonkénti összehasonlítása	49
4.2. A Tiszán történő átúszások vizsgálata.....	50

4.2.1. Az átúszások száma.....	50
4.2.2. A vízszint jelentősége	55
4.3. Az emberi zavarás hatásainak vizsgálata.....	56
4.4. Új tudományos eredmények	60
5. Következtetések és javaslatok.....	61
5.1. A vizsgált őzek mozgáskörzeteinek nagysága.....	61
5.1.1. Az ártéren és a mezőgazdasági területen jelölt őzek mozgáskörzet-nagyságainak összehasonlítása	61
5.1.2. A bakok és suták mozgáskörzet-nagyságainak összehasonlítása.....	62
5.1.3. A vizsgált egyedek mozgáskörzet-nagyságainak havonkénti összehasonlítása	62
5.2. A Tiszán történő átúszások vizsgálata.....	64
5.2.1. Az átúszások száma, ideje, lehetséges okok.....	64
5.2.2. A vízszint hatása az átúszásokra.....	66
5.3. A nyúlbefogás, mint a területen jelentkező legnagyobb zavarás vizsgálata.....	67
5.4. Általános következtetések, gyakorlati javaslatok	69
6. Összefoglalás	72
7. Summary	75
8. Mellékletek.....	78
M1. Irodalomjegyzék.....	78
M2. Ábrák és táblázatok jegyzéke	92
Ábrák.....	92
Táblázatok.....	93
M3. További ábrák, táblázatok, képek	94
9. Köszönetnyilvánítás	108

1. Bevezetés és célok ismertetése

A vadbiológia és a viselkedésökológia egyik hangsúlyos kutatási területe a vadon élő állatfajok területhasználatának vizsgálata. Az ezzel kapcsolatos eredményekre a vadgazdálkodás számos területén nagy szükségünk van (AARTS *et al.* 2008, PATTERSON *et al.* 2008), többek között élőhelykezelési beavatkozások tervezéséhez, a vadkár elleni védekezéshez, vadgazdálkodási berendezések elhelyezéséhez, vándorló fajok esetében a vadászati idény kijelöléséhez, vadgazdálkodásra alkalmas legkisebb területnagyságok megállapításához, vagy akár autópályák vadátjáróinak tervezéséhez is (SZEMETHY *et al.* 2010). A vadbiológia kutatási módszerei az elmúlt évtizedekben rohamosan fejlődtek, így a vadon élő állatokról már könnyebben tudunk nagy mennyiségű és pontos adatot gyűjteni (KIE *et al.* 2010).

Európa nagy részén az őz (*Capreolus capreolus*) a legnagyobb sűrűségben előforduló szarvasféle (BURBAITÉ & CSÁNYI 2009). Számos tanulmány leírta már a faj tér- és időbeli mozgásmintázatait, otthonterület-nagyságát, valamint élőhelyhasználatát (pl. BRAMLEY 1970, STRANDGAARD 1972, FRUZINSKI *et al.* 1983, DANILKIN 1996, JOHANSSON 1996, HEWISON *et al.* 1998, LIBERG *et al.* 1998, ROSSI *et al.* 2003, CAGNACCI *et al.* 2011, DEBEFFE *et al.* 2014).

Az őz élete folyamán nagy mértékben hű az otthonterületéhez (HEWISON *et al.* 1998, CAGNACCI *et al.* 2011). A bakok territoriális viselkedést folytatnak (BRAMLEY 1970), a territóriumot tavasszal foglalják el, és egészen az üzekedés (párosodási időszak) végéig tartják azt (STRANDGAARD 1972, FRUZINSKI *et al.* 1983, DANILKIN 1996, JOHANSSON 1996, LIBERG *et al.* 1998). Az idősebb bakok több éven keresztül meg tudják őrizni ugyanazt a territóriumot, míg a fiatalabbak kénytelenek – szétszóródás (dispersal) útján – új helyeket keresni (HEWISON *et al.* 1998, ROSSI *et al.* 2003). Fiatal bakok esetében tavasszal nagyobb távú “kirándulásokat” találtak, amelyek alkalmanként a 10 km-es távolságot is meghaladták (TÓTH 2010). A suták szintén “kirándulhatnak”, de ez inkább párzási stratégiaként vagy a beltenyésztés elkerülését célzó mechanizmusként értelmezhető (LOVARI *et al.* 2008, RICHARD *et al.* 2008, BOCCI *et al.* 2013, DEBEFFE *et al.* 2014). Az őz élőhelyei nagyon különbözőek lehetnek, más és más jellemző egy erdei, egy mezőgazdasági vagy egy vegyes, sokféle élőhelyi foltból álló területre. Egy vizsgálati területen belül lévő különböző élőhelyeken élő egyedeknél összehasonlítva a területhasználatot, választ kaphatunk arra, hogy melyek azok az élőhelyek, ahol az őz számára fontos források kisebb területen is elérhetők, hiszen ahol nagyobb a forrásbőség, ott kisebbek az otthonterületek (CSÁNYI 2007). A területhasználat a környezeti tényezők és a vizsgált faj biológiai, viselkedési jellemzői miatt szezonálisan is változó, fontos annak ismerete, hogy az adott fajnál melyek azok

az időszakok, amelyek egy szezonnak tekinthetők, ez pedig a rövidebb időszakok egymással való összefüggéseinek vizsgálatával dönthető el (BÖRGER *et al.* 2006).

Elmozdulásaik során az őzek különböző természetes és mesterséges tájképi elemeken haladnak át. A tájnak vannak azonban olyan elemei, amelyek korlátozó akadályként (barrierként) is funkcionálhatnak, ilyenek lehetnek pl. a bekerített autópályák, autóutak vagy egyéb emberi létesítmények, továbbá a csatornák és folyók (COULON *et al.* 2006). A természetes vízfolyások erős barrierfunkciója nem egyértelmű, mivel a víztestek keresztezése ismert jelenség mind az európai őz (CHAPMAN 1991), mind pedig a szibériai őz (*Capreolus pygargus*) esetében (DANILKIN *et al.* 1992, DANILKIN 1996). WHITEHEAD (1993) szerint minden szarvasféle képes úszni, pl. a jávorszarvas (*Alces alces*) és a rénszarvas (*Rangifer tarandus*) a vízben és a szárazföldön egyaránt otthon érzi magát, de vannak olyan fajok, amelyeknek nincs lehetősége vagy szüksége arra, hogy ússzon. Az őz víztesteken való átkeléséről csak nagyon kevés információ áll rendelkezésre. Több tanulmány is készült különböző vizek szárazföldi emlősök általi keresztezéséről (MLADENOFF *et al.* 1995, WHITE *et al.* 2000, JEDRZEJEWSKI *et al.* 2004, MCLOUGHLIN *et al.* 2004, PEREZ-ESPONA *et al.* 2008), de az európai őz esetében ennek a jelenségnek a vizsgálatára még nem került sor.

A vadfajok élőhelyén egész éves – változó intenzitású – emberi aktivitás figyelhető meg. Ennek jellemző formái a mezőgazdasági és erdészeti munkálatok, valamint a szabadidős tevékenységek (pl. sport, kutyasétáltatás, vadászat, stb.). Több szakirodalom alapján (HEWISON *et al.* 2001, BONGI 2008, BONNOT *et al.* 2013, PADIÉ *et al.* 2015a,b, CARBILLET *et al.* 2020) ezek a zavaró tényezők is okozhatnak változásokat az őzek élőhelyhasználatában. Az élő mezei nyúl (*Lepus europaeus*) befogás egy minden télen végzett, nagy hanghatással, fokozott emberi jelenléttel járó tevékenység, ami nagy területeket érinthet, de az őzre gyakorolt hatását eddig nem vizsgálták.

Az őzgazdálkodást segítő kutatásokra hazánkban sokáig nem került sor. Számos, a gyakorlatot érintő kérdés megválaszolatlanul maradt, vagy nem helytálló magyarázat született, azonban tudományos vizsgálatokon alapuló elemzés és értékelés nélkül a vadgazdálkodás nem kaphat megbízható javaslatokat az őzállományok kezelésére (CSÁNYI *et al.* 2006a). Az őz nyílt, nagy kiterjedésű mezőgazdasági területeken jellemző élőhelyhasználatának és térbeli viselkedésének megértése érdekében a Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézete (SZIE VMI – a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszékének jogelődje) egy kutatási programot folytatott Jász-Nagykun-Szolnok megyében 2001 és 2010 között (CSÁNYI *et al.* 2003, CSÁNYI *et al.* 2006a, b, TÓTH 2010), amelynek vizsgálataiba 2007-ben kapcsolódhattam be. A technikai fejlődés eredményeképpen a

vizsgálatokban ekkor már GPS-GSM rendszerrel ellátott jeladókkal dolgozhattam, ami lehetővé tette a nagyszámú és pontos lokalizációk gyűjtését.

Az első GPS-GSM jeladókat a Tisza ártéri erdejében befogott őzekre szereltük fel, de már kezdetben látható volt, hogy az ott jelölt egyedek a környező mezőgazdasági területeket is használják, ezek területhasználatának vizsgálatával kezdtem meg munkámat. Később az ártéri erdőtől nagyobb távolságra, mezőgazdasági területen befogott őzek is bekerültek a vizsgálatba, így lehetővé téve a két különböző élőhelyen megjelölt őzek területhasználatának elemzését.

Vizsgálataimhoz a következő célkitűzéseket, illetve kérdéseket fogalmaztam meg:

A Tisza árterében, illetve mezőgazdasági területen jelölt őzek mozgáskörzet-nagyságának meghatározása:

1. Van-e különbség az ártéri erdőben és a mezőgazdasági területeken jelölt őzek által használt területek nagysága között?
2. Van-e különbség a bakok és a suták által használt területek nagysága között?
3. Van-e különbség az egyes hónapok között az egyedek mozgáskörzet-méreteiben, megfigyelhető-e valamilyen szezonális változás?

A Tisza folyón történő átúszások részletes elemzése:

4. Akadályt jelent-e, barrierként funkcionálhat-e a vizsgálati területen a Tisza folyó az őzek mozgásában?
5. Vannak-e szezonális vagy napi eltérések az átúszások mintázatában?
6. Van-e különbség a bakok és a suták között az átúszók arányában, vagy az átúszások számában?
7. Van-e hatása az átúszásokra a vízszint változásának?

A területen jelentkező, feltételezhetően a legintenzívebb ember általi zavarás vizsgálata:

8. Okozhat-e rövid- vagy hosszútávú változást az élőnyúl-befogás a vizsgált őzek területhasználatában?

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Az őz elterjedése és állományainak nagysága

Európa nagy részén az őz a legnagyobb sűrűségben előforduló szarvasféle. 1984 és 2005 között az európai becsült őzállomány 6,2 millióról 9,5 millióra, a teríték pedig 1,7-ről 2,7 millió egyedre növekedett. Az állománysűrűség és a teríték nagysága szinte egész Európában növekedett. A tényleges állomány nagyság akár másfélszerese is lehet a hivatalosan jelentett becslési eredményeknek (BURBAITÉ & CSÁNYI 2009). MAJZINGER (2010) populáció-rekonstrukció módszerével határozta meg 1973 és 1997 között a magyarországi őzállomány létszámát. Eredményei azt mutatták, hogy az egyes években a valós állomány nagyság szinte mindig meghaladta a jelentettet, az 1970-es években akár a jelentett állomány másfélszerese, vagy több is lehetett a valós létszám, míg az 1990-es években a valós állomány nagyság 20%-kal, vagy annál kevesebbel lehetett nagyobb a jelentettnél. BIJL (2018) korrigált becslése alapján az európai őzállományok nagysága 2015-ben már 12,3 millió pld. is lehetett, míg LOVARI *et al.* (2016) szerint 2016-ban ez a szám kb. 15 millió volt. Ezek alapján az őzzel kapcsolatos kutatások alapvetők a faj fenntartható kezelése érdekében.

Az őz hazánk vadgazdálkodásának is az egyik legfontosabb nagyvadfaja, mely az ország egész területén előfordul. Állománya folyamatosan növekszik, 2000-ben becsült létszáma 293.754 pld, terítéke 52.754 pld, míg 2010-ben becsült állomány nagysága 366.552 pld, terítéke 88.288 pld volt, 2020-ban pedig 375.524 pld-t jelentettek a vadgazdálkodók, amiből 108.708 pld-t ejtettek el (CSÁNYI *et al.* 2000, 2001, 2010, 2011, 2020, 2021). A síkvidéki apróvadás, inkább mezőgazdasági területeken nagyobb figyelmet szentelnek az őzzel való gazdálkodásnak, mint az erdős területeken, ahol más nagyvadfajok dominálnak. Ennek általában gazdasági okai vannak, a mezei területen élő őzek létszáma nagyobb, trófeaminősége jobb, mint az erdeieké (BAKKAY *et al.* 1978, CSÁNYI *et al.* 2003).

BERTÓTI & FODOR (1983) szerint az őz eredeti élőhelyei az erdőfoltokkal borított ligetek, a dombvidéki, középhegységi erdők, itt is az erdőszélek, pontosabban pedig az erdővel határos mezőgazdasági területek. Az alföldi területeken az 1960-as évekig az őz nem, vagy csak ritkán fordult elő, ha igen, akkor is az erdőszelvényeken (CSÁNYI 1991). A II. világháború után hazánk őzállományát 10.000 egyedre becsülték, ami 1958-ra újra elérte az 1939 előtti létszámot (60.000 pld). Ebben az időszakban az őz olyan helyeken is megjelent, ahol korábban ismeretlen vadfajnak számított, az alacsony hasznosítási aránynak köszönhetően pedig gyorsan meg is telepedett és elszaporodott (CSÁNYI & SZIDNAI 1994). BERTÓTI & FODOR (1983) szerint az

állomány terjeszkedésének több oka volt: a korábbi élőhelyek telítődtek, továbbá ebben az időszakban jelentős fásítások történtek az Alföld területén, így változatosabb élőhely és biztonságot nyújtó erdőfoltok jöttek létre, az erdősávok, erdőfoltok szomszédságában kialakított nagytáblás gazdálkodás pedig nyugalmat és bőséges táplálékforrást jelentett az őz számára. A mezőgazdaság gépesítése, kemizálása kevésbé károsítja az őzállományt, mint az apróvadat. Az őz gyorsan alkalmazkodott a mezőgazdaság változásaihoz, s ma Magyarország minden vadászterületén megtalálható.

Az őz az elmúlt fél évszázadban Európa-szerte folyamatosan terjeszkedett, amit az elterjedési terület számos részén vizsgáltak (pl. Franciaország, Anglia, Svédország, Lengyelország, Ausztria) (CSÁNYI *et al.* 2006a). Egy 1950-es évekbeli kutatás Dániában már azt a megállapítást tette, hogy az őz az erdőket, erdőtelepítéseket kedveli, de legnagyobb sűrűségben a művelt területekkel körülvett kis erdőkben található (ANDERSEN 1961). A későbbi tapasztalatok már az őzek tömeges megjelenését mutatták az intenzív mezőgazdasági területeken.

2.2. Az irodalmi áttekintésben használt, és a vizsgálatokhoz szükséges alapfogalmak

Az **élőhely** HALL *et al.* (1997a) szerint azon források és feltételek összessége, amelyek egy területet egy adott élőlény számára alkalmassá tesznek (beleértve a túlélést és a szaporodást). A források és feltételek meghatározzák az élőhely minőségét, változásukkal az élőhely minősége is változik (HALL *et al.* 1997b). Egy másik meghatározás szerint az élőhely az élettér azon része, amelyet a környezeti viszonyok elkülönítenek más területektől. Több környezeti változó van, amelyek azt befolyásolják, hogy az adott egyed élete során milyen valószínűséggel fordul meg annak különböző részein. Ezek a tényezők abiotikusak/biotikusak és dinamikusak/statikusak is lehetnek (BEYER *et al.* 2010). Az **élőhelyválasztás** egy döntési folyamat, amely nyomán az adott egyed a rendelkezésre álló élőhelyeket egy adott intervallumon belül használja, míg az **élőhelyhasználat/területhasználat** az élőhelyválasztás során létrejövő térbeli mintázat, ami az élőhelytípusok relatív fontosságát mutatja meg az adott egyed számára. Adott időintervallumon belül az élőlény által az élőhelytípusban arányosan eltöltött idővel vagy egyéb, az egyed használat és befektetését jellemző változókkal írható le (BEYER *et al.* 2010, PALATITZ 2012).

Az **otthonterületet** POWELL (2000) a következőképpen határozta meg: A legtöbb állat nem vándorol, hanem meglehetősen szűk területen él, ahol a napi tevékenységeit folytatja, ez az otthonterület. Egyetért BURT (1943) megállapításával, miszerint az otthonterület az a terület, ahol az állat normális aktivitásai zajlanak, mint a táplálkozás, a pározás és a fiatal egyedek felnevelése. Az alkalmi elmozdulásokat, amelyek a környezet felfedezésére irányulhatnak, nem kell az otthonterületbe beleszámítani. Ezeket az alkalmi elmozdulásokat SZEMETHY *et al.* (2010)

kóborlásként határozta meg, míg szakdolgozatomban (TÓTH 2010) **kirándulásként** írtam le, miután a nemzetközi irodalmakban gyakran „excursion” az elnevezésük (pl. DEBEFFE *et al.* 2014). A jelenség oka többféle lehet, pl. fiatalkori helykeresés, zavarás hatása, szaporodási viselkedés vagy látszólag ok nélkül is történhet. BÖRGER *et al.* (2008) szerint az otthonterület vagy **mozgáskörzet** azon térbeli pontok által határolt terület, melyet az élőlény egy meghatározott ciklus (időintervallum) alatt használ. Általában ezek a területek jóval kisebbek, mint az állat mozgási képessége (MORALES *et al.* 2010).

A **territórium** egy olyan terület, amelyet az egyed kizárólagosan, vagy kiemelten használ. Lehet az egész otthonterülete, vagy az otthonterületének egy része is. Ezt a területet az állat megjelölheti szaganyagokkal, hanggal, különböző jelekkel, de fizikailag is megvédi a társaival szemben. A territórium nem csak egy egyedé lehet, párok, vagy családok is birtokolhatják. Az állatok csak akkor territoriálisak, ha van valamilyen korlátolt forrás, ami korlátozza a populáció növekedését. A legtöbbször ez a tényező a táplálék, a territórium nagyságát ez befolyásolja (POWELL 2000). Madarak esetében a revír kifejezés is használatos (SZEMETHY *et al.* 2010).

2.3. Az őz elterjedését, élőhelyhasználatát meghatározó, befolyásoló tényezők

Az élőlények különböző helyeken való előfordulását, eloszlásuk mintázatát a külvilág és az állományok tűrőképességének viszonya határozza meg. Hogy a külvilágból mi és mennyire fontos, azt az adott élőlény tulajdonságai határozzák meg, így a külvilág tényezőit mindig az adott élőlény szempontjából értékeljük. A környezeti tényezőket élő (biotikus) és élettelen (abiotikus) csoportokba sorolhatjuk. Élettelen tényezők például a fény, a hőmérséklet és a vízellátottság (CSÁNYI 2007). Azokat a tényezőket, amelyeket az élőlények valamilyen módon fogyasztanak, forrásnak, vagy környezeti forrásnak nevezünk. Ez természetesen nem csak a táplálék lehet, hanem minden olyan tényező, amelyre egy adott állatnak szüksége van, pl. élettér, rejtkehely, víz, vagy fészkelőhely. A forrás mindig kedvező tényező, továbbá általában elmondható, hogy minőségének javulása és mennyiségének növekedése javítja a túlélési és szaporodási esélyeket (CSÁNYI 2007).

A környezeti forrásokat jellegük és a fogyasztás más élőlényekre gyakorolt hatása szerint csoportosíthatjuk: vannak nem elfogyasztható (egy állat anélkül használhatja, hogy a másik számára való elérhetőségét befolyásolná), illetve elfogyasztható (a fogyasztó állat a forrás rendelkezésre álló mennyiségét csökkenti) források. A fogyasztókkal való kölcsönhatás jellege szerint kölcsönhatást mutató az a forrás, amelynek bősége hat az állományra, de a fogyasztók sűrűsége is hat a forrásra (pl. ragadozók és zsákmányok). Visszaható források esetében a forrás

bősége hat a fogyasztó állományra, de az állomány nem hat a forrás mennyiségére és keletkezésére (pl. vízforrások, patakok) (CSÁNYI 2007).

2.3.1. Táplálkozás

Az őz táplálkozását tekintve koncentrátum-válogató, azaz csak könnyen emészthető, fehérjében és energiában gazdag, de rostban szegény táplálékot fogyaszthat. Kis méretű bendője és a gyors emésztés miatt gyakran kell fogyasztania kis mennyiségeket (HOFMANN 1985, 1989, MÁTRAI & KABAI 1989, SZEMETHY *et al.* 2005, CSÁNYI & MAJZINGER 2018). Teljes elterjedési területén akár ezer növényfajt is fogyaszthat, melyeknek 25%-a fásszárú, 55%-a kétszikű, 20%-a egyszikű (CSÁNYI & LEHOCZKI 2007). FODOR (1983) szerint az őz válogatós, „pákosztos” faj, táplálkozását döntően befolyásolja az elérhető növényzet: erdei élőhelyen szívesen fogyasztja a fásszárúak rügyeit, fiatal hajtásait, míg mezőgazdasági területeken inkább a kultúrnövényekkel táplálkozik. A növényeket kb. 1 m magasságig rágja meg. Előnyben részesített fajok a szeder (*Rubus* spp.), kecskefűz (*Salix caprea*), nyarak (*Populus* spp.), fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), kőrisek (*Fraxinus* spp.), gyertyán (*Carpinus betulus*).

MÁTRAI (1995) a Gödöllői-dombság területén végzett vizsgálatokat mezőgazdasági kultúrákkal körülvett erdei élőhelyen. Eredményei szerint az őz táplálékának minden évszakban több mint 50%-át fásszárúak alkották. Egy későbbi vizsgálatában MÁTRAI (2000) megállapította, hogy függetlenül az élőhely jellegétől, a vizsgált őzek fő táplálékát az elejtési hely közvetlen közelében lévő, legnagyobb tömegben előforduló növények alkották.

CIBIEN *et al.* (1995) 85, mezőgazdasági környezetben élő őz (25 suta és 60 bak) táplálkozási szokásait vizsgálták Észak-Franciaországban, a Picardie régióban 1987 és 1989 között nyári, őszi és téli időszakban. A vizsgálatok elejtett állatok gyomortartalmának elemzésével folytak. Általánosságban megállapították, hogy a két ivar táplálkozása közt nincs különbség. A gazdasági növények közül alapvetően a gabonafélék és a cukorrépa aránya volt jelentős, ami nyáron a táplálék 90%-át, míg télen a 77%-át tette ki. Ősszel a gazdasági haszonnövények és a vadon termő növények aránya közel megegyezett a táplálékban (előbbi 55% volt, utóbbi 45%-ot tett ki). A három évszak alatt a feltárt gyomrok 80%-a tartalmazott vadon termő növényeket. Megállapították, hogy a vizsgált egyedek nyáron 9, míg télen 5 növény családba tartozó fajokat fogyasztottak. Arra a következtetésre jutottak, hogy a vadon termő növények (különösen a fásszárú vegetáció) igen fontos szerepet töltenek be a mezőgazdasági területen élő őz táplálkozásában.

BARANCEKOVÁ (2004) egy ártéri erdőben vizsgálta az őzek étrendjét. Megállapította, hogy az ártéri erdő táplálékkinálata teljes egészében kielégítette az őz igényeit. A környező

mezők táplálékkínálata nem befolyásolta a táplálékösszetételt, viszont az erdő cserjeszintje alapvetően meghatározta azt. A vizsgált erdőben az őzek hatása az erdei növényekre leginkább a populációsűrűségtől függött, ezért szerinte az ártéri erdő védelme és kezelése a patások sűrűségének szabályozásával, nem pedig további takarmányozással képzelhető el.

CORNELIS *et al.* (1999) 33, az európai őz táplálkozását vizsgáló kutatás eredményei alapján készítettek egy összefoglaló tanulmányt. Eredményeik szerint az erdőben élő őzek táplálékát főként fásszárúak és kétszikűek alkották, míg a mezőgazdasági területen élők legnagyobb arányban a természetett növényeket fogyasztották. Ezek alapján fő megállapításuk, hogy az őz táplálékválasztását leginkább az adott élőhely határozza meg. Az esetleges változatosság amiatt lehet, hogy bár a táplálékkínálatot az adott élőhely biztosítja, de a különböző táplálékok elérhetőségében jelentős különbségek lehetnek ugyanabban az élőhelytípusban. Az évszakok között az őz étrendjében viszonylag kicsi a változatosság, és az is jobban összefügg az élőhellyel, mint az évszakkal. A különböző szederfajok fontosságát az őz étrendjében a legtöbb vizsgálat hangsúlyozza.

BARTA *et al.* (2020) egy alföldi, mezei és egy középhegységi, erdei élőhelyen vizsgálták az őzek táplálékösszetételét. A mezei élőhelyen élő őzek tápláléka döntő részben egyszikű kultúrnövény volt (kb. 60%-ban), míg második helyen a fásszárú növények álltak (kb. 20-26%), az alacsony erdősültség ellenére. Az erdei élőhelyen a fásszárúak 50-57%-ban, míg az egyszikű kultúrnövények 28-59%-ban fordultak elő az őzek táplálékában. Véleményük szerint az őzek táplálékválasztását még egy adott élőhelyen belül is jelentősen befolyásolják az élőhely által kínált, fellelhető növényi táplálékok.

BOBEK (1977) szoros kapcsolatot talált az egy területen maradó bakok és suták száma, illetve a nyári táplálékkínálat között. Ahol a táplálék bőséges volt, ott az őzek kisebb territóriumot foglaltak el, mint ott, ahol gyengébb volt a táplálékkínálat. Megfelelő táplálékforrás-készlet esetén minden azonos korú őzbek akkora territóriumot foglalt el, amelyen azonos mennyiségű táplálékforrás volt található. A territórium nagysága szoros összefüggést mutatott az őz korával is.

Meg kell említeni az őz károkozását is, bár annak csak egy része kötődik a táplálkozásához. Erdőtelepítéseknél, erdőfelújításoknál okozhat számottevő károkat a csemeték rügyeinek, hajtásainak lerágásával, valamint a bakok az agancstisztítás időszakában az agancsveréssel (egy bak a tisztítás alatt akár 30-40 növényt is károsíthat a kéreg lehántásával, hajtások letörésével) (FODOR 1983). Mezőgazdasági károkozása is ismert, hiszen fogyasztja a kultúrnövényeket, de BLEIER (2014) megállapította, hogy nem játszik fontos szerepet a mezőgazdasági vadkár alakulásában.

2.3.2. Élettér, búvóhely, aktivitás

Ugyan Magyarország teljes területén előfordul, az őz tipikusan a kis erdőfoltokkal tarkított mezőgazdasági területek és az erdőszteppék szarvasféléje. A hegyvidékeket nem kedveli, 2.400 m tengerszint feletti magasság fölött már csak ritkán fordul elő (CSÁNYI & LEHOCZKI 2007). Sok nemzetközi kutatást folytattak arra vonatkozóan, hogy széles elterjedési területén belül az egyes élőhelyeket mi alapján választja ki, és hogyan használja.

CEDERLUND (1983) Közép-Svédország déli részén 1975 és 1977 között végzett kutatásokat az őzek területhasználatával kapcsolatosan. Összesen 15 bak és 17 suta rádiós nyomonkövetését valósította meg, hetente legalább egy teljes napi megfigyeléssel. Évszakos és napi otthonterület-méreteket elemezve megállapította, hogy a napi mozgáskörzet az egyedek és az évszakok között is ingadozó (1-120 ha). A bakoknál mért átlagos napi mozgáskörzetek (25,9 ha) szignifikánsan nagyobbak bizonyultak a sutákétól (18,9 ha). A territoriális időszakban mindkét ivarnál átlagosan 95 ha-os otthonterületet talált. A mozgáskörzetek méretének meghatározására Minimum Konvex Poligon (MKP) módszert (2.5.1. fejezet) alkalmazott. Ezen kívül kimutatta, hogy az összes állat észlelésének minden évszakban legalább 80%-a a fő aktivitási központtól mért 400-500 m-es zónán belül volt. A fő aktivitási központok az évszakok váltakozásával eltolódtak, de mindig volt átfedés köztük. Az élőhelyválasztásról úgy vélte, hogy az az évszakok között nem véletlen. Egyértelműen kimutatta, hogy az őzek a mocsarakat és a tarvágásokat elkerülték. Érdekesség, hogy bár használták a fiatal faültetvényeket, a preferenciaszámítások azt mutatták, hogy statisztikai értelemben elkerülték azokat. A szerző következtetése szerint a nem megfelelő takarás miatt ezeket a területeket csak táplálkozásra használták.

Hasonló vizsgálatokat végeztek Dél-Morvaországban egy 4.485 ha-os mezőgazdasági területen, ahol 1980 és 1983 között 70 őzet fogtak be, majd jelöltek meg. Elkülönítettek egymástól téli, tavaszi és nyári időszakot. A csapatképzéskor 40-812 ha-os (átlagosan 200 ha) otthonterületeket figyeltek meg, a tavaszi csoportfelbomláskor 25-386 ha-t (átlag = 148 ha), a nyári reprodukciós időszakban pedig 6-30 ha-t (átlag = 20 ha) állapítottak meg (MKP módszerrel). Az előző vizsgálattal ellentétben itt a bakok mozgáskörzete bizonyult kisebbnek. A területek nagyságát leginkább a magas kalóriaértékű növények elhelyezkedése határozta meg, főleg télen. Minél kevesebb volt a táplálék és minél távolabb helyezkedett el, annál nagyobbak voltak az otthonterületek. Úgy találták, hogy télen és tavasszal az egyedi területnagyságot legerősebben a zavarás befolyásolta. Másfelől azt is megállapították, hogy a szaporodási időszakban az őzek otthonterületének nagysága valószínűleg nem változik meg. A területek megközelítően ugyanolyan méretűek voltak, mint az erdei élőhelyeken mérték. Ez azt jelenti,

hogy a vegetációs időszakban az agrocönózisban az őz két alapvető tényezőt kíván: kielégítő táplálékot és búvóhelyet. Arra következtettek, hogy az emberi aktivitás az oka annak, hogy a mezőgazdasági élőhelyeken az őzek otthonterülete tízszerese volt az erdei, vagy vegyes élőhelyeken élőkének (ZEJDA & BAUEROVÁ 1985).

Erdős területen is folytak kutatások az őzek területhasználatának megfigyelésére: FRUZINSKI *et al.* (1983) Lengyelországban egy 7.944 ha-os, majdnem teljesen erdősült területen végeztek vizsgálatokat. Az erdősült területek kb. 85%-a fenyves, a fennmaradó részének meghatározó hányada kocsánytalan tölgyes volt. Az egyedsűrűséget hajtásokkal próbálták megállapítani. Az őzek mozgáskörzetének és a biotóp különböző részei használatának meghatározására közvetlen megfigyelést, állandó útvonalak bejárását, a hajtások adatait és a vadászatok eredményeit, megfigyeléseit használták föl. Egyedi megjelöléshez összesen 84 őzet fogtak be és láttak el magas frekvenciájú (Very High Frequency – VHF) rádióhullámokat kibocsátó jeladós nyakörvvel. A lombhullató és a tűlevelű erdőket összehasonlítva az utóbbiakat találták vonzóbbnak az őzek számára, ezt bizonyította az ottani nagyobb egyedsűrűség. A korábbi lengyelországi megfigyelések során ennek ellenkezőjét találták. Az erdőállományok kora szerint az idősebb telepítések és bozótosok voltak a legvonzóbbak, ennek magyarázata, hogy itt található a legkedvezőbb búvóhelyek. A területhasználatot számos tényező befolyásolta: a táplálék mennyisége és minősége, a takarás, a klimatikus viszonyok és az állomány sűrűsége. A bakok territóriumának nagysága 9-10,3 ha-nak adódott. A suták otthonterülete 12,2-15,2 ha-nak bizonyult, tehát nagyobb volt, mint a bakoké (MKP módszer). A bakok helyhűsége nagyobb volt, mint a sutáké. A jelölt bakok 47%-a 0,5 km-es, 84%-a pedig 1 km-es körön belül maradt, míg a sutáknál ez az arány 33% és 54% volt. A nagyobb mozgásokat mindkét ivar esetében a fiatal egyedeknél figyelték meg.

CIBIEN & SEMPERE (1989) a franciaországi Chizé lombhullató erdőben 7, rádiotelemetriás módszerrel nyomkövetett őz területhasználatát vizsgálták. Két különböző élőhelyen hasonlították össze a területhasználatot: egy 5 éves tarvágáson, amelyet sűrű bokros és lágyszárú növényzet jellemzett, illetve egy zárt lombkoronájú erdőben, amelyből hiányzott az aljnövényzet. Utóbbi területen 30 éve semmilyen erdészeti beavatkozás nem történt. Eredményeik szerint az évszakok alatt területváltás nem volt megfigyelhető. Nagyobbak voltak a területméretek (MKP módszer) a sűrű aljnövényzetű területen (40-120 ha), illetve nagyobb szezonális variációt mutattak, ugyanitt volt viszont magasabb az állománysűrűség is. Az erdőben mért mozgáskörzetek 20-120 ha-nak adódtak. Arra következtettek, hogy az őzek különböző stratégiát folytatnak egy jó, de magas állománysűrűséggel bíró „zsúfolt” élőhelyen, illetve egy rosszabb, de kisebb állománysűrűségű területen.

AULAK & BABINSKA-WERKA (1990) Lengyelországban, egy mezőgazdasági területen lévő kis (kb. 200 ha-os) erdőfoltban a hullatékeloszlás felmérésével és közvetlen megfigyeléssel vizsgálták azoknak az őzeknek a területhasználatát, amelyek otthonterülete az erdőfoltban volt. Eredményeik szerint az egyedek háromnegyede az erdő szélétől számított 100-200 m-es zónában volt megtalálható. Elmondható, hogy az őzek kifejezetten a takarást nyújtó erdőfolt közelségét, vagyis nem magát az erdőfoltot és nem is a nyílt területet, hanem az erdőhöz közeli övezetet részesítették előnyben.

Egy másik vizsgálatban 35 suta otthonterületét elemezték (Norvégia, Storfosna sziget) Kernel Home Range (KHR) számítással (**2.5.2. fejezet**). Azt találták, hogy az otthonterület mérete a megláthatósággal növekszik. Ez azt a feltevést igazolja, hogy az őzek otthonterületének kiválasztásában fontos a takarás, ami csökkenti a predáció kockázatát, ezzel pedig növeli a felnőttek túlélését. Kimutatták, hogy a gida nélküli suták területe kisebb volt, aminek lehetséges magyarázata, hogy azoknak csak a saját energiaszükségletüket kell fedezniük. Összességében megállapították, hogy azokat az erdőtípusokat, ahol jó a táplálékkínálat és korlátozottak a látási viszonyok (jó a takarás), az őzek preferálták, így arra a következtetésre jutottak, hogy az élőhelyválasztást nem csupán a táplálék vagy a takarás határozza meg, hanem a kettő együttléve (TUFTO *et al.* 1996). Ezekből a tényekből arra következtethetünk, hogy a mezőgazdasági művelés alatt álló területek állománysűrűsége csak olyan élőhelyen lehet magas, ahol a nagy táblákat mozaikosan elhelyezkedő erdőfoltok, fasorok, erdősávok tagolják (DANILKIN 1996).

Spanyolországban az őz élőhelypreferenciáját vizsgálva azt kapták eredményül, hogy az állatok azokat a foltokat preferálják, ahol a különböző szeder- és rózsafajok elterjedtek, a legelőkön és terméketlen földeken pedig a nagyobb takarással rendelkező foltokat kedvelik [erika- és hangafélék (*Erica* spp., *Calluna* spp.)] (VIRGÓS & TELLERIA 1998).

Egy későbbi norvégiai tanulmányban MYSTERUD *et al.* (1999) szintén arra a megállapításra jutottak, hogy az őz élőhelyválasztását a táplálék és a takarás kompromisszuma határozza meg. A 25.000 ha-os Lier-völgyben Dél-Norvégiában 26 őzet és 10 szabadon élő házi juhot követtek nyomon rádiotelemetriás módszerrel. A völgy kis művelt területekkel volt körülvéve, az erdőterületek fő fafajai a luc (*Picea abies*) és erdei fenyő (*Pinus sylvestris*), de található volt még hárs (*Tilia* spp.) és kőris is. Azt várták, hogy a különböző táplálkozási típusba tartozó kérődzők a számukra fő takarmánnyal ellátott területet fogják használni. A juhok élőhelyválasztása igazolta is ezt: korrelált a füvek elérhetőségével. Az őznél ugyanakkor nem találtak összefüggést a növények elérhetőségével, a lombtakarással viszont annál inkább. Ahogy előre jelezték, az őzek csak akkor használták a magasabb táplálékkínálatú területeket, amikor táplálkoztak és feltehetően éjszaka. Mégsem tartották bizonyítottnak, hogy a választást csak a

takarás és a táplálék elérhetősége befolyásolja. [A szerző egy korábbi vizsgálatában kimutatta, hogy az élőhely kiválasztásában szerepet játszik a fekhelynek alkalmas helyek kiválasztása is (MYSTERUD 1996).] A kutatások feltárták, hogy a téli és nyári élőhelyválasztás nem igazán különbözik. Meglepő volt viszont, hogy a suták 70%-a, míg a bakok 39%-a vándorló volt. Ez azt jelentette, hogy télen az őzek lehúzódtak az alacsonyabb fekvésű területekre, nyáron pedig az egyedek egy része visszatért a magasabban fekvő területekre. Ez jelenthette a hóborítás nélküli területek keresését, de a migráció okai valamilyen szociális tényezők is lehetnek. SZEMETHY *et al.* (2008) szerint a fentebb említett vándorlás inkább mozgáskörzet-váltásnak nevezhető, mivel nem terjed ki az állomány egészére, vagy legnagyobb részére, a szerzők pedig meg is indokolták e mozgásokat, tehát valószínűleg nem valamilyen genetikailag kódolt viselkedésről lehet szó.

SAID *et al.* (2005) 22 őzsuta területhasználatát vizsgálták a franciaországi Chizé erdőben, annak megállapítása érdekében, hogy mennyire befolyásolja a suták otthonterületének méretét a források elérhetősége és a reprodukciós státusz. Korábbi vizsgálatok alapján arra számítottak, hogy a nagyobb testű (nehezebb) sutáknak kellene nagyobb területen mozogni, míg a növekvő biomasszával a területnek csökkennie kellene, továbbá az otthonterület-méretnek a nagyobb szaporodási erőfeszítésekkel növekednie kellene, tehát a két gidát vezető sutáknak nagyobb területet kellene használnia az egy gidásoknál, az egy gidásoknak pedig nagyobbat a gida nélkülieknél. Ennek igazolására 2001-ben és 2002-ben 95%-os KHR számítással vizsgálták a suták tavaszi és nyári otthonterületeinek változását. Az adatok alapján az otthonterületek nagysága nem volt összefüggésben sem a testtömeggel, sem a korrallal. Az otthonterületek mérete a szaporodási sikerrel együtt növekedett, ugyanakkor változott is az utódnevelés különböző időszakában. Összességében az otthonterületek a növekvő növényi biomasszával csökkentek, de a Chizé-i suták a táplálékbázis csökkenését nem teljesen az otthonterület-méret növelésével kompenzálták.

Szintén ebben az erdőben vizsgálták a tájszerkezet változásának hatásait az őzek otthonterület-méretére. 1999-ben a Lothar nevű hurrikán söpört végig a Chizé erdőn, teljesen átrendezve annak szerkezetét, így megváltoztatva az élőhelyek minőségét. Létrejötték fragmentált élőhelyek is, nagyszámú kidőlt fával. A vizsgálatokat 2001 és 2002 nyarán végezték, 23 suta mozgáskörzetét vizsgálták KHR módszerrel. Az eredmények értékelése alapján az otthonterületek méretét a tájszerkezet egyetlen tényezője befolyásolta: a szegélyek sűrűsége. A szegélyek sűrűségének növekedésével az otthonterületek mérete csökkent, kisebb sűrűségeknél pedig nőtt. Ez azt jelzi, hogy a szegélyek nagyon jó élőhelyek az őzek számára (SAID & SERVANTY 2005).

SAID *et al.* (2009) szerint az emlősök területhasználatát több tényező is befolyásolja. Ilyen a testméret, az ivar, a kor, a reprodukciós státusz, az évszak, a táplálék és a víz elérhetősége, az éghajlat, valamint a fajon belüli és a fajok közti versengés. Franciaországban, az Ardenneknél vizsgálták 51 felnőtt suta területhasználatát KHR módszerrel. Eredményeik szerint a suták téli otthonterületei nagyobbak voltak, mint a tavaszi-őszié, valamint a területméretek a kor növekedésével, illetve az élőhely minőségének javulásával csökkentek. Azok a suták, amelyek rosszabb minőségű élőhelyen éltek, úgy növelték az otthonterületüket, hogy minél több olyan élőhelyi folt kerüljön bele, amelyek táplálékkínálata és takarása jó. Arra következtettek, hogy a különböző élőhelyek miatt a suták többféle területhasználati stratégiával rendelkeznek, ami azt eredményezi, hogy nagyjából hasonló táplálékkészletű területeket használnak, de az otthonterületek mérete különböző.

CIBIEN *et al.* (1995) Észak-Franciaországban, a Picardie régióban 1986 és 1988 között rádiótelemetriás módszerrel vizsgálták 5 őz (3 bak, 2 suta) területhasználatát. Az őzek a vizsgált időszak jelentős részében (21,6%) tartózkodtak a nem művelt területrészekben, ami csupán a teljes vizsgált terület 5%-át tette ki. Emellett a megfigyelések szerint a művelt mezőgazdasági területeken mintegy fele-fele arányban oszlott meg a táplálkozással és a pihenéssel eltöltött idő. A téli időszakokban a tarlókat és a szántásokat részesítették előnyben a pihenéshez és a táplálékszerzéshez.

Norvégiában a gidák fekhelyválasztásának szélesebb körű tanulmányozására is sor került 1992 és 1994 között. Egy mezőgazdasági területen 85 újszülött őzgidát jelöltek meg VHF jeladós nyakörvvel, majd minden nap felkeresték az állatokat. A rádiótelemetriás eszközök segítségével addig közelítették a gidákhoz, amíg meg nem látták azokat, majd másnap, mikor a gida már máshol feküdt, közelről megvizsgálták az előző napi fekhelyét. Minden fekhelynek jó takarása volt, bár ez a különböző típusú élőhelyeken mást és mást jelentett, illetve a nyár előrehaladtával – így a növényzet fejlődésével – egyre jobb lett. Azt mutatták ki, hogy a korán született gidák elkerülik a művelt területeket, a később születettek viszont már nem mutatnak szignifikáns elkerülést vagy preferenciát valamilyen vegetáció iránt. A kutatás adatai megmutatták, hogy az őzgidák hogyan képesek arra, hogy kihasználják a nem művelt élőhelyek kis foltjait egy mezőgazdasági tájban (LINNELL *et al.* 2004).

BÖRGER *et al.* (2006) is őzek területhasználatát vizsgálták a Tirrén-tenger partjánál Közép-Olaszországban. A 48 befogott, majd rádióadóval ellátott egyedet 3 éven keresztül követték nyomon. A kapott adatokból KHR számítás segítségével becsülték meg az állatok kétheti, évszakos, fél éves és éves otthonterületének méretét 90 és 50% közötti valószínűségi értékekkel. A 90%-os területet vették az állatok otthonterületének, a 70%-osat a magterületének,

de vizsgálták az 50%-os értékeket is. Az állatok 90%-os KHR területe a kétheti 29,9 ha és az éves 63,8 ha között mozgott. Nem csak több időtávon, de egyedileg is vizsgálták az otthonterületeket. Arra a következtetésre jutottak, hogy a több időintervallumban végzett vizsgálatokkal, az egyedi különbségeket is figyelembe véve pontosabb következtetéseket hozhatnak, ez megkönnyítheti a különböző fajok vagy populációk összehasonlítását.

Olaszországban, a Tirrén-tenger mediterrán éghajlatú partvidékén (a Maremma Nemzeti Parkban) 9 őz élőhelyválasztását és otthonterületeinek változásait értékelték 1994 márciusától augusztusig KHR módszer segítségével. Az élőhely erősen fragmentált volt, uralkodóan (57%) nyílt mezőgazdasági területekkel. A térbeli viselkedés megfigyelésére rádiotelemetriás technikát használtak. A vizsgált egyedek mozgásmintái a helyhez kötöttől a kóborlóig változtak. Az előbbiek kis területeket használtak, amíg a kóborlók szinte folyamatosan változtatták a helyüket, különösen a szaporodási időszakban, július-augusztusban. Az erdők százalékos aránya és szerkezete befolyásolta a bakok otthonterület-méretét és viselkedését: a helyhez kötött bakok nagy arányban használtak erdős területeket az otthonterületükön belül és territoriális viselkedést mutattak, míg a mezőt nagyobb mértékben használók otthonterülete a teljes szaporodási időszakban nagyobb volt. Úgy tűnt, hogy a sutákat kevésbé befolyásolja az erdők jelenléte és foltszerkezete az otthonterületükön. E kutatás nyomán is arra következtettek, hogy a vizsgált populáció térbeli viselkedésére nagy hatással van a tájszerkezet és az élőhely összetétele (LAMBERTI *et al.* 2006).

Lengyelországban összehasonlító tanulmányt készítettek az őz és a gímszarvas (*Cervus elaphus*) élőhelypreferenciájára. Egy 12.000 ha-os fenyőerdőben számoltak hullatéksűrűséget 4 éven keresztül. Az élőhelyek vonzerejét a táplálékkínálat és a takarás határozta meg. A vad azokat az élőhelyeket használta leginkább, amelyek egyszerre kínáltak táplálékot és takarást. A takarmány szerepe csak ott volt fontos, ahol elegendő takarás volt. Feltehető tehát, hogy a takarás játssza az elsődleges szerepet a szarvasfélék téli élőhelyhasználatát befolyásoló tényezők közül. A szarvasok és az őzek területhasználata hasonló volt az élőhelyek között és az élőhelyeken belül is, de úgy tűnt, hogy az őznek a kisebb takarású területek is megfelelnek (BORKOWSKI & UKALSKA 2008).

MORELLET *et al.* (2011) 134 globális helymeghatározó rendszer (Global Positioning System - GPS) technológiával nyomonkövetett őz élőhelyhasználatát vizsgálták Délnyugat-Franciaországban. Öt fő élőhelytípust különítettek el, úgy mint erdő, rét, művelt mezőgazdasági terület, fa- és cserjesorok, egyéb. Évente felmérték ezek vegetációját és elérhetőségét. Általánosságban elmondható, hogy mindegyik élőhelytípus más módon és időben kínál táplálékot és búvóhelyet, bár az erdők és fa-cserjesorok folyamatos és közel hasonló kínálattal

rendelkeznek az év során. Az eredmények szerint (KHR módszer) a legkedveltebb élőhelytípus ez utóbbi kettő volt a teljes évet tekintve, a művelt területeket és a réteket leginkább a tavaszi-nyári időszakban használták a jelölt egyedek, amikor a legnagyobb kínálatot biztosították. Két léptékben értékelték az élőhelyválasztást: a vizsgálati területen belül, illetve a jelölt egyedek otthonterületén belül. Az élőhelyválasztásban nem találtak ivarbeli különbségeket. Három különböző területen folyt a vizsgálat. Az 1. szektorban 58%, a másodikban 28%, a harmadikban pedig 12% volt az erdők aránya. Az 1. szektorban a nagyléptékű vizsgálat szerint az őzek jobban kedvelték az erdőt, mint a másik kettőben, viszont a kisléptékű vizsgálat eredményei azt mutatták, hogy ott kedvelték jobban a vizsgált egyedek az erdőt, ahol az kevésbé volt elérhető. A vizsgálati területeken belül, a kisebb arányban előforduló erdős területek a használt otthonterületek méretének növekedését eredményezték. A nagyléptékű vizsgálatban nem voltak szezonális különbségek az élőhelyválasztásban, azonban az otthonterületen belül már mutatkoztak évszakos különbségek (főképp ott, ahol alacsony volt az erdős területek aránya).

Hazánkban is egyre több helyen jönnek létre fragmentált élőhelyek, főként a fejlődő infrastruktúra következtében. Több külföldi kutatás is irányult az ilyen területeken élő állatok viselkedésének vizsgálatára. Egy dániai tanulmányban egy központi erdővel (800 ha) rendelkező fragmentált területen, 4 mintablokkban végeztek őszsűrűség-becslést, rádiós nyomonkövetéssel és közvetlen megfigyeléssel. A felméréseket háromszor ismételték meg a mintablokkokban. A sűrűségbecslések eredményei többnyire hasonlóak voltak több mintatömbben (4-7-9 pld/100 ha), de alacsonyabbak voltak, mint a központi erdőben (34,3 pld/100 ha) (HEWISON *et al.* 2007). Ugyancsak a fragmentáció hatásait vizsgálták Délnyugat-Franciaországban, ahol 20 egyedet jelöltek meg GPS jeladós nyakörvvel. Feltételezték, hogy az őzek elkerülik az utakat, épületeket és inkább a völgyfenekek mentén, illetve a nagyobb arányban erdősült területek mentén mozognak. Az eredmények azt mutatták, hogy az őzek valóban elkerülik az utakat és épületeket, de a völgyeket és nagy erdőségeket is. Ez utóbbi azért nem biztos, mert a GPS eszözök adatai záródott erdőben torzítottak lehetnek. Arra a következtetésre jutottak, hogy az ember által folyamatosan használt területeken az őzek mozgásában a zavarás potenciális forrásainak elkerülése lehet a kulcstényező (COULON *et al.* 2008).

Egy-egy fajnak az ember által befolyásolt környezethez való alkalmazkodási képességét nagyon fontos ismerni a vadgazdálkodás megtervezéséhez, ahogyan egy faj megőrzéséhez is. CIMINO & LOVARI (2003) 1996 és 1997 tavaszán, ill. nyarán rádiótelemetriás vizsgálatot folytattak a táplálék vagy a takarás eltávolítás (mezőgazdasági változások) ősre gyakorolt hatásának kimutatására egy vegyes, mezőgazdasági és erdős részekből álló, mediterrán területen. Egyik ivar otthonterület- vagy magterület-méretére (KHR módszer) sem volt hatással sem a

táplálék (szántás), sem a takarás (aratás) eltűnése, ugyanakkor a területhasználat térben kissé eltolódott. A táplálék eltűnése után mindkét ivar otthonterületei eltolódtak az erdő irányába, kevesebbet használták a nyílt területeket. Következtetéseik szerint ez alapján a bakok és suták energiaigénye hasonló a territoriális/reproduktív időszakban. A takarás eltávolítása a bakoknál sosem eredményezett változást vagy eltolódást, míg a sutáknál szignifikáns változás volt a magterületekben, és szignifikáns csökkenés a learatott terület napi használati idejében. Így tehát a termésbetakarítás az ivarok tekintetében eltérő következményekkel járt, mivel úgy tűnt, hogy a felnőtt suták számára a takarás sokkal fontosabb, mint a bakoknak (különösen hangsúlyos volt ez az ellés időszakában).

Egy Portugáliában, a Gardunha-hegységben készült tanulmányban 5 áttelepített őz (2 bak, 3 suta) területhasználatának évszakos különbségeit vizsgálták 2002 májusától 2003 áprilisáig, 1 évvel azután, hogy az állatokat szabadon engedték. Rádiótelemetriás módszerrel gyűjtöttek adatokat. Különbséget találtak az MKP módszerrel számított évszakos otthonterületek között: a nyári területek nagyobbak voltak a télieknél (95%-os MKP-vel nyáron: $409,64 \pm 98,20$ ha, télen: $116,20 \pm 17,90$ ha). Ez épp ellentétes az Észak-Európából származó adatokkal, melyek szerint jellemzően a téli otthonterületek nagyobbak a nyáriaknál. Ezen felül a vizsgált állatokból három (2 suta és 1 bak) nyáron magasabban fekvő területeket használt. A Gardunha-hegységben élő őzeket a Közép- és Észak-Európában élőkkel összehasonlítva úgy tűnik, hogy az itt élő őzek a telet átvészeli egy kis területen, míg a forró, száraz nyáron nagyobb területre van szükségük. Az egyedek jobban szeretnek nyáron egy magasabb, hűvösebb élőhelyen lenni, ami a magas hőmérséklet elkerülésére szolgáló viselkedésnek tűnik (CARVALHO *et al.* 2008).

Ismert viselkedés, hogy az őzek idényszerűen migrálhatnak olyan területeken, ahol hó van, bár ezzel kapcsolatban még sok a bizonytalanság. Egy 1999-től 2002-ig tartó, szintén rádiótelemetriás módszeren alapuló vizsgálat egy olasz alpesi területen megmutatta, hogy a 32 megfigyelt őz 40%-a vándorolt ($12,0 \pm 6,2$ km) a nagy tengerszint feletti magasságú nyári területekről kisebb tengerszint feletti magasságú területekre télen. A migráló őzek arányai hasonlóak voltak a korcsoportok, valamint az ivarok között is. Dokumentáltak egy kevert migrációs stratégiát, a legtöbb őz egyszer migrál a téli otthonterületére a kemény teleken, majd a tél végén visszatér, de sok őz enyhébb teleken csak közvetlenül a hóesésekkor vándorol el egy rövid időszakra. Az évszakos otthonterület-méret a migráló és a maradó őzeknél hasonlóak voltak, kivéve egy nagyon enyhe, sekély hóborítású télen, mikor a migrálók szokatlanul nagy otthonterületet használtak. A migráló állatok minden évszakban kisebb területhűséget mutattak, mint a helyben maradók. A szerzők eredményeikből arra következtettek, hogy az idényjellegű

migráció egy közös stratégia lehet a mély hó elkerülésére a hegyi területeken. Valószínűsítették, hogy az éghajlati feltételek változékonysága felelős a változó vándorlási stratégiák fejlődéséért (RAMANZIN *et al.* 2007).

PAGON *et al.* (2013) Közép-Olaszországban, az Appennin-hegységben vizsgálták az őzek napi és szezonális aktivitását: 31 őzet követtek nyomon rádiótelemetriás eszközökkel 18 hónapon keresztül. Mindkét ivarnál bimodális napi aktivitást írtak le, amelynek a két csúcspontja a pirkadat és a szürkület volt. A bakok napi aktivitása különbözött a sutákétól a területiális időszakban (kora tavasztól késő őszig), míg azon kívül nem volt kimutatható különbség. Az évszakok között is voltak különbségek a napi aktivitásban, télen például a hajnali aktivitás nagyobb volt, mint a többi évszakban, illetve a nappali aktivitás nagyobb volt, mint az éjszakai. Az éjszakai aktivitás nyáron volt a legnagyobb, télen pedig a legkisebb. A vadászati idényben a napi aktivitás kisebb volt, mint az idényen kívül. Azt a feltevést, hogy teliholdkor kevésbé aktívak az őzek a magasabb ragadozókockázat miatt, nem tudták igazolni. Eredményeikből arra következtettek, hogy a változó környezeti és ökológiai feltételek mellett a szezonális aktivitást a napi viselkedési ritmus, az emésztési fiziológia és a külső befolyásoló tényezők komplexen határozza meg.

2.3.3. Természetes és mesterséges akadályok

Az élőhelyeken különböző természetes és mesterséges tájképi elemek lehetnek, melyek egy része áthatolhatatlan, más részük leküzdhető, de a rajtuk való átkelés kockázatos lehet, illetve olyanok is előfordulnak, amelyek csak „emberi szemmel” tűnnek akadálynak.

A szarvasfélék számára természetes akadályok lehetnek pl. folyók, tavak (MCLOUGHLIN *et al.* 2004, PETERSON 1955 CIT. WHITEHEAD 1993), tengerek, hegységek (PÉREZ-ESPONA *et al.* 2008), míg mesterséges akadályok pl. utak (FARAGÓ & LÁSZLÓ 2010, HAIKONEN & SUMMALA 2001), bekerített autópályák (OLSSON *et al.* 2008), öntözőcsatornák (PERIS & MORALES 2004).

A különböző víztestek keresztezése az európai őz esetében ismert jelenség (CHAPMAN 1991), de nem találtam olyan publikációt, amely ennek részletesebb vizsgálatával foglalkozik. Mivel értekezésemben én kimondottan a Tisza folyó keresztezését elemeztem, ezért itt csak példákat emeltem ki az őzek különböző akadályokon történő átkeléséről, ezeknek a jelenségeknek a vizsgálatáról számos publikáció áll rendelkezésre.

DANILKIN (1996) a szibériai őzek időszakos vándorlásának vizsgálata alatt több folyó keresztezését is leírta: az őzek a vándorlásuk alatt keresztezik többek között a Narva és Luga (400 m feletti szélesség), valamint a Zeya és Selemdzha (200 m feletti szélesség) folyókat.

Eredményei alapján a folyókon való átkelés sok egyed elhullásához vezethet, ennek okai nem csak közvetlenül az úszás, hanem a parton a fáradt egyedekre váró ragadozók is lehetnek.

Észak-Spanyolországban egy 24,1 km hosszú, betonozott medrű, kiépített csatorna esetében vizsgálták a csatornára épített hidak állatok általi használatát és a vízbe fulladt állatok számát 1993-1998-ig. A csatorna mentén 14 betonozott híd és 9 kisebb híd állt rendelkezésre, de ezeket nem állatoknak, hanem az emberek átkeléséhez építették. A kutatók célja az volt, hogy felmérjék ezen hidak hasznosságát az ott élő állatok számára. Homokot szórtak a hidak két oldalára, hogy az átkelő fajokat nyomok alapján azonosítani tudják. Eredményeik szerint a fő használók a farkas (*Canis lupus*), róka (*Vulpes vulpes*) és kutya (*Canis lupus familiaris*) voltak, majd utánuk a nagyvadfajok – főként vaddisznó (*Sus scrofa*) – keltek át leggyakrabban a csatornán, de ők átkelését mindössze 4 esetben (az összes eset 3%-ában) tapasztalták. A vízbefulladt állatok vizsgálatakor kiderült, hogy azok 70%-a valamilyen haszonállat vagy kutya volt. A kutyák után a legtöbb megfulladt állat őz volt (22%), a fulladások háromnegyede április és október hónapok között történt. Eredményeik szerint a csatorna az őzekre nézve akadályt jelentett (PERIS *et al.* 2004).

FARAGÓ & LÁSZLÓ (2010) 1997 és 2007 közötti vizsgálatukban megállapították, hogy az egyre bővülő közúti hálózat és az azon rohamosan növekvő közúti forgalom miatt az utóbbi évtizedekhez képest a vadélutések száma jelentősen növekedett. Vizsgálatuk ideje alatt országos szinten évente 2200-3800 pld. gázolt őzet jelentettek a vadászatra jogosultak (kérdés, hogy mennyi nem is derült ki). A nagyvadfajok közül az őzelutések száma a legnagyobb. Ebből megállapítható, hogy az őzek számára igen magas kockázattal jár az utakon történő átkelés. Ez nem csak Magyarországra jellemző, pl. 1999-ben a magyar utakon kb. 3.000 gépjármű-szarvasféle ütközés történt, egy finnországi vizsgálatban a becslések szerint ez a szám mintegy 500.000 lehetett (HAIKONEN & SUMMALA 2001).

OLSSON *et al.* (2008) Svédországban értékelték az E6 jelzésű autópálya bekerítésének hatásait és a rá épített vadátjáró jelentőségét. Tanulmányukból kiderült, hogy a vizsgált 15 km-es szakaszon a bekerítés előtt – 1990 és 2001 között – évente átlagosan 2,7 jávorszarvas és 5,3 őzet ütöttek el. A bekerítést követően a jávorok elütése 0-ra csökkent, az őzeké pedig 70%-kal lett kisebb. A vizsgált szakaszon egyetlen vadátjáró épült (felüljáró), eredményeik szerint ezt mindkét faj használta, leginkább olyankor, amikor az autópálya forgalma a legkisebb volt. Eredményeikből arra a következtetésre jutottak, hogy az autópálya kerítésének hatékonysága jó (ami azt jelenti, hogy a jávorszarvasoknak és őzeknek szinte áthatolhatatlan akadályt jelent), a vadátjárókat pedig nagyobb sűrűségben kellene elhelyezni.

2.3.4. Szaporodás

Az őz szaporodási időszaka az üzekedés, amelynek ideje július-augusztus eleje, bár a bakok márciustól októberig aktívak ivarilag. Ebben az időszakban a kifejlett, jó kondícióban lévő bakok territóriumot foglalnak és tartanak (CSÁNYI & LEHOCZKI 2007). A sutagidák egyes irodalmak szerint 6 hónapos (pl. FODOR 1983, MAJZINGER 2013, CSÁNYI & MAJZINGER 2018), mások szerint 14 hónapos (pl. SZEMETHY *et al.* 2005, CSÁNYI & LEHOCZKI 2007) kor körül válnak ivaréretté. Jó eséllyel már a születésük utáni évben vemhesülnek, míg a bakok – bár szintén ivarérettek a születésük utáni év üzekedésére – ritkán tudnak részt venni a szaporodásban, amíg nem tudnak maguknak territóriumot foglalni (SZEMETHY *et al.* 2005). Az őz az egyetlen szarvasféle, amire jellemző az embrionális diapauza, vagyis a termékenyülést és barázdálódást követően a hólyagcsíra (blasztula) 4,5-5 hónapos nyugalmi szakaszba lép (ekkor kb. 20-30 sejtből áll), amelynek sejtsztódási aktivitása alacsony. December második felében a blasztula reaktiválódik (ekkor kb. 100 sejtből áll) és gyors fejlődésnek indul. Ez után nem sokkal megtörténik a beágyazódás. A gidák így május-júniusban születnek. Az őzre jellemző embrionális diapauza obligát, ami azt jelenti, hogy a hosszát nem befolyásolják időjárási körülmények, vagy nem befolyásolható pl. a fotoperiódus manipulálásával (AITKEN *et al.* 1973, AITKEN 1974, CSÁNYI & MAJZINGER 2018). A sutáknál az ellés és utódnevelés időszaka, míg a párzási viselkedés mindkét ivarnál befolyásolja a területhasználatot, ennek feltárására is számos kutatást folytattak.

Erdős hegyi környezetben, Olaszországban bakok és suták területhasználatát vizsgálták az üzekedés előtti és az üzekedési időszakban 1997 márciusától augusztusáig. Kéthavi adatok alapján a területméretek nem különböztek a két időszakban az ivarok között. Úgy tűnt, a bakok esetében a korcsoport a meghatározó, mivel a fiatal bakok nem tudtak territóriumot tartani (így május-júniusban nagy volt az otthonterület-méretük). Suták esetében meghatározó volt az ellési idő (május-júniusban csökkentették területeiket), illetve két feltárt stratégia: maradó és “költöző” suták. A maradók mozgáskörzete kicsi és stabil volt, a “költözőké” nagy. Májusban és júliusban a suták kisebb területeket használtak, mint a bakok. Összességében a rövid időszakos különbségek kiegyenlítették egymást (ROSSI *et al.* 2001).

Egy későbbi vizsgálatban 7 bak és 7 suta mozgásait és az élőhelyhasználatát vizsgálták rádiótelemetriával 1999. márciustól 2001. februárig. A bakok éves és kéthavi otthonterületei kicsik voltak (kb. 10 ha, KHR 95%), nagy átfedésekkel az egyedek között az év során. A bakok magterületei és a suták otthonterületei közötti különböző átfedés az üzekedés előtti időszakban és az üzekedés alatt azt a látszatot kelti, hogy a suták kirándulásokat tesznek a territoriális bakok megkeresésére az üzekedés alatt. Az ivarok között különböző élőhelyhasználati mintázatok

mutakoztak, látszólag a suták is aktív szerepet töltek be a párválasztás során a territoriális bakok meglátogatásával. A párzás befejeződésével a suták visszatértek eredeti területeikre (MELIS *et al.* 2005).

Dél-Olaszországban, a Gargano Nemzeti Parkban műholdas nyomonkövetési technikával 6 őzsuta mozgásait figyelték meg 2 éven keresztül. Céljuk a suták „kirándulásainak” feltérképezése volt. A vizsgálati területen az ősűréség alacsonynak volt tekinthető (kb. 6,5 pld/100 ha). Mind a hat suta kirándulást tett az üzekeidőszakban, átlagosan megnyolcszorozták a mozgáskörzetüket. A kirándulások 10-99 óra közötti hosszúságúak voltak. A rendelkezésre álló szakirodalmat is tanulmányozva arra jutottak, hogy azokon a területeken, ahol az ősűréség kicsi, nagyobb valószínűséggel kirándulnak a suták. Ennek oka az lehet, hogy a kisebb állománysűrűségű területen nehezebb szabad bakot találni a rövid ideig tartó ivarzási idő alatt (BOCCI *et al.* 2013).

RICHARD *et al.* (2008) Franciaországban vizsgálták a suták otthonterület-méreteit az üzekeidőszakban és azon kívül 2005-ben és 2006-ban. Az üzekeidőszakban szignifikánsan nagyobb területeket kaptak, mint az azon kívül eső időszakban. 2006-ban nagyobbak voltak a területek, mint 2005-ben, illetve a nyílt területen élő suták otthonterületei nagyobbak voltak a jobb takarású területen élőkéhez képest. A 11 megfigyelt sutából 5 tett néhány órától néhány napig tartó kirándulásokat. Arra következtettek, hogy a számukra nem megfelelő, nem „szimpatikus” bak territóriumában élő suták mennek el másik bakot keresni.

Olaszországban, Toszkána területén egy 400 ha-os területen követtek nyomon hét kifejlett, VHF jeladóval ellátott őzsutát egy éven keresztül. A területhasználatot kéthavi bontásban vizsgálták. Az összes vizsgált egyed nagyon stabil otthonterületet használt, illetve nagyfokú helyhűség volt megfigyelhető. A kéthavi otthonterületek 6,1-20,8 ha-os méreteket mutattak. Mindegyik suta tavasszal használta a legkisebb területeket, aminek feltételezett oka a vemhesség volt. A július-augusztusi időszakban minden suta növelte az otthonterületét, de más-más mértékben. A kéthavi otthonterület-méretek alapján a suták két csoportját határozták meg: nagyobb területű suták, amelyek az ellési időszakban csökkentették az otthonterület-méreteiket és kisebb területű suták, amelyek az üzekeidőszakban kibővítették a területeiket. A legvalószínűbb magyarázat, hogy az utóbbiak által lakott területeken olyan kiváló a táplálékkinálat, hogy kis területen is lehetővé teszi a túlélést. Az üzekeidőszakban a kis területet használó suták valószínűleg azért terjesztik ki az otthonterületüket, hogy növeljék a párzási lehetőségeiket (SAN JOSÉ & LOVARI 1998).

LOVARI *et al.* (2008) egy későbbi vizsgálatban, szintén Toszkánában, két különböző területen 32, VHF jeladóval ellátott suta területhasználatát figyelték meg. Az egyik területen a

suták 55%-a, míg a másik területen a suták 33%-a tett kirándulásokat a megszokott otthonterületén kívülre július 15. és augusztus 15. között. A kirándulások távolsága 0,6 km és 3 km között változott, időben pedig 30-52 órán át tartott. A kirándulások alatt a suták hirtelen elmozdultak egy irányba, ott találkoztak és üzekedtek egy bakkal, majd a párzás után visszatértek eredeti otthonterületükre. A kirándulás megkezdése előtt megfigyelték, ahogy a suták sikertelenül közelítettek egy bakhoz, ami épp egy másik sutával üzekedett. Eredményeik alapján arra következtettek, hogy a kirándulás egy állapotfüggő párzási taktika, amelyet a suták változó hányada alkalmaz, és aktív keresési magatartást foglal magában.

Hasonló eredményeket kaptak DEBEFFE *et al.* (2014), 235 őz GPS technológiás nyomonkövetésével hat különböző európai populációban. Vizsgálatukban a suták 41,8%-a tett legalább egy kirándulást június és augusztus között, míg a bakoknak csak a 18,1%-a. A suták legtöbbször egy kirándulást tettek szezononként, azt is az üzekedési időszakban, tehát feltételezték, hogy itt is a párzási siker növelése, illetve a beltenyésztés elkerülése érdekében történtek a rövidebb-hosszabb elmozdulások.

LINNELL & ANDERSEN (1998) az őzbakok territóriumhoz való hűségét, valamint a territórium birtoklásának idejét vizsgálták Norvégiában, a Storfosna szigeten 26 VHF jeladóval ellátott bakon, legfeljebb 5 éves nyomonkövetéssel. A bakok nagy hűséget mutattak a nyári territórium tekintetében: az egymást követő években az aktivitási központok kevesebb, mint 200 m-re voltak átlagosan egymástól. Egy előző év territóriumát átlagosan 70%-ban volt a következő évi territórium határain belül. Az egymást követő évek téli otthonterületeinek aktivitási központjai átlagosan 500 m-re voltak egymástól, de a különbség nem volt szignifikáns. Télen több esetben volt megfigyelhető olyan területváltás, hogy a használt terület nem fedett át az előzővel. Egy esetben tapasztalták, hogy egy nagyon hideg tél után egy idős bak elvesztette a dominanciáját egykori territóriumán. Az összes többi mind vissza tudta foglalni előző évi territóriumát. Eredményeik alapján arra következtettek, hogy a bakok szinte mindig a maradó stratégiát folytatják, minél hosszabban próbálják birtokolni ismert területüket a szaporodási siker biztosítása érdekében.

Közép-Olaszországban is végeztek hasonló vizsgálatot 7 nyomonkövetett őzbakkal. A 1999/2000-es és 2000/2001-es év területhűségi mediánja 63% volt (tehát az egyedek saját éves otthonterületeinek átfedésének mediánja). A 2000-es év folyamán a magterületek távolságának elemzése (KHR 50%) a felnőtt bakok két területhasználati stratégiáját mutatta meg: egész évben területhű egyedek, amelyek az egész évben ugyanazt a területet használták, illetve évszakosan területhű egyedek, amelyek a hideg hónapokban egy másik területre váltottak. Az egész évben területhű bakoknak tavasszal csak meg kellett őrizniük territóriumukat a később érkezőkkel

szemben. Ez alátámasztja az örökké maradó territoriális viselkedés nézetét, ez az alacsony kockázat-alacsony haszon stratégia, amely fokozza a sikeres túlélés és a hosszú területbirtoklás esélyét (MELIS *et al.* 2004).

2.3.5. Ragadozók, emberi zavarás

Az őz természetes ellenségei a hiúz (*Lynx lynx*) és a farkas, gidakorban a róka, vadmacska (*Felis silvestris*), aranyakál (*Canis aureus*), vaddisznó. A vadászterületen előforduló kóbor kutyák is veszélyt jelentenek számára (CSÁNYI & LEHOCZKI 2007). Vadászható faj lévén a ragadozók mellett a vadászati nyomás is hatással lehet az élőhelyhasználatára, emellett az egyéb emberi tevékenységek (pl. mezőgazdasági, erdészeti munkálatok, szabad területi rekreációs tevékenységek), illetve mesterséges létesítmények jelenléte mind-mind az élőhelyhasználatot befolyásoló tényezőként vehetők számításba.

Közép-Olaszországban, az Appennin-hegységben vizsgálták, hogy van-e különbség a gidát vezető és a gida nélküli suták területhasználatában és élőhelyválasztásában egy olyan területen, ahol jelen van a farkas. A gidát vezető suták a gidák születése után a zárt, jó takarást adó, sűrű aljnövényzetű élőhelyeket választották, míg a gida nélküli suták élőhelyüket a táplálékkínálat alapján választották. Az otthonterületek méretében is találtak különbséget: a gidát vezető suták otthonterületei lényegesen kisebbek voltak a laktációs időszakban, mint a gida nélküli sutáké. Eredményeik alapján úgy látták, hogy élesen elkülöníthető a kétféle stratégia, hiszen jól látható volt, hogy mennyire fontos a ragadozók sikeres elkerülése a gidák születésének időszakában (BONGI *et al.* 2008).

Délnyugat-Franciaországban 2006 és 2007 között 88 őz egyszeri megfigyelésével BENHAIEM *et al.* (2008) gyűjtöttek adatokat azzal kapcsolatban, hogy hogyan alakul az állatok ébersége és táplálkozóhely választása vadászati idényben és azon kívül. A két különböző időszakban egyaránt 44-44 őzet vizsgáltak. Az egyedek nagyobb fokú éberséget mutattak a vadászati idényben. Ha a megfigyelt őz közelebb volt valamilyen erdőfolyhoz, mint 800 m, akkor a vadászati idényben is kisebb volt az ébersége. Ezt a vadászati idényen kívül nem tudták megfigyelni. Az éberség csökkent a házaktól való távolság növekedésével vadászati idényben és idényen kívül is. A vadászati idényben a táplálkozás közbeni éberség nagyobb mértékben nőtt a nagyobb táplálékkínálatú területeken (valószínűleg a nagyobb vadászati nyomás miatt), mint idényen kívül. Vadászati idényen kívül az őzek inkább a nagyobb táplálékkínálatú helyeket választották, míg vadászati idényben nem a táplálékkínálat alapján választottak táplálkozóhelyet. Összességében arra következtettek, hogy a vadászott populációkban az őzek kompromisszumot kötnek a nagy táplálékkínálat és a kockázatelkerülés közt.

GRIGNOLIO *et al.* (2011) 62, VHF típusú jeladóval ellátott őz viselkedését vizsgálták Olaszországban egy védett területen, ahol a vadászat tiltott volt, viszont határos volt olyan területtel, ahol vadászkutyák használatával történő vaddisznó- és nyúl vadászatokat, illetve egyéni őz vadászatot folytattak. A vaddisznó vadászatokon 30-50 vadász és sok kutya, míg a nyúl vadászatokon egy vagy néhány fő fejenként 2-3 kutyával vett részt. Az őz vadászatokon kutyát nem használtak. Az egyéni vadászat nem befolyásolta a területhasználatot, viszont a hajtó vadászatok igen. A hajtó vadászatok idején megnőtt az őzek otthonterület-mérete, illetve a védett területet az őzek menedékként használták. Az egyéves, fiatal állatok érzékenyebbnek tűntek a kifejletteknél. Eredményeik alapján a kutyás vadászat nagyban befolyásolta az őz területhasználatát, még úgy is, hogy az a vadászati mód nem az őzre irányult.

BONNOT *et al.* (2013) Délnyugat-Franciaországban vizsgálták, hogy befolyásolja-e az őzek napi mozgásmintázatát az emberi zavarás, illetve az utak, települések jelenléte. A 2003 és 2008 között lezajlott vizsgálatban összesen 210 őzet láttak el GPS jeladóval. Eredményeik szerint az őzek napi viselkedésében erős különbség mutatkozott az éjjeli és a nappali időszakok között. Nappal inkább a nagyobb takarású, de táplálékban szegényebb, míg éjjel a táplálékban gazdag, de kevésbé biztonságos helyeket használták. Bár egész nap aktívak voltak, az éjjeli aktivitás intenzívebb volt, mint a nappali. Az találták, hogy az emberi zavarástól, utaktól és lakott területektől távolodva egyre inkább nőtt a nappali aktivitás, illetve a nyíltabb területek használata. A vadászat hatásaival kapcsolatos fő eredmény az volt, hogy a kutyás hajtások időszakában az őzek a mezőgazdasági területeket szinte csak éjszaka látogatták. Ebből arra következtettek, hogy egy olyan mértékű zavarás, mint a kutyákkal történő hajtó vadászat, tartósan meg tudja változtatni az őzek területhasználatát.

Délnyugat-Franciaországban 2003 és 2012 között 278 őzet láttak el GPS jeladós nyakörvvel, majd ezen egyedek területhasználatát elemezték. A kutatás célja az őzek változó vadászati nyomásra adott reakcióinak felmérése volt. Az alacsony és magas vadászati kockázattal járó időszakok között háromféle területhasználati változást vizsgáltak: otthonterület-eltolódás, a kockázatosabb területek használatának csökkenése, a legközelebbi búvóhely távolságának csökkentése. Amikor magas volt a vadászati nyomás, az őzek nem változtatták meg az otthonterületüket, viszont kevesebb időt töltöttek a kockázatos területeken, illetve – főként az idős állatok – nem merészkedtek olyan távol a búvóhelytől. Azok az egyedek, amelyek nyíltabb területeken éltek, érzékenyebbnek tűntek azoknál, amelyek otthonterületében több volt a takarás, mégis a nyílt területeken élők csökkentették kevésbé a kockázatos területeken való tartózkodást. Eredményeikből a kutatók arra következtettek, hogy az élőhelyválasztást a zavarástól nagyobb

léptékű folyamatok, összefüggések irányítják, míg a területhasználatot az otthonterületen belül nagyban szabályozhatja a zavarás mértéke (PADIÉ *et al.* 2015b).

Ugyanezen a vizsgálati területen, ugyanazokkal a jelölt egyedekkel PADIÉ *et al.* (2015a) egy másik, a zavarás hatásait kutató vizsgálatot is lefolytattak. Hangosbemondó készülékről kutyaugatást és traktorhangot játszottak le először kb. 100 m távolságról elrejtőzve, majd az állat felé közelítve. Az esetek mindössze 30%-ában észleltek menekülést, ha a hangot lejátszó emberek rejtve maradtak, ugyanakkor ez az arány nőtt, ha mozogtak. A kapott eredmények hasonlóak voltak vadászati idényben és azon kívül is. Valószínűnek tartották, hogy az őz azért tud ilyen sikeres lenni a fokozott emberi aktivitással érintett területeken is, mert egyszerűen megszokta a zavarás ilyen formáit és többször a lelapulás sikerebb kockázatelkerülésnek bizonyul, mint a menekülés.

PICARDI *et al.* (2019) az olasz Alpokban vizsgálták, hogy van-e különbség az őzek elmozdulási távolságaiban és otthonterület-méreteiben egy védett és két vadászattal érintett területen vadászati idényben és vadászati idényen kívül. Összesen 32 őzet láttak el GPS technológián alapuló jeladókkal. Eredményeik azt mutatták, hogy az otthonterület-méreteken nincs különbség, azonban a vadászattal érintett területen az őzek elmozdulási távolságai kisebbek voltak. Nem volt viszont különbség a vadászattal érintett területen belül a vadászati idény időszakában, illetve azon kívül. A két ivar tekintetében nem találtak különbséget. A kapott eredmények alapján felvetették azt a kérdést, hogy biztosan a vadászat miatt voltak-e kisebbek az elmozdulások, vagy esetleg az élőhelybeli különbségek is szerepet játszhattak.

Norvégiában, a Storfosna szigeten a fakitermelésnek az őzek területhasználatára gyakorolt rövidtávú hatását vizsgálták. Egy 16 ha-os erdőfoltban élő 10, VHF típusú jeladóval ellátott őz viselkedését elemezték az erdőfolt egy részének kitermelése és a fa elszállítása alatti, majd az azt követő időszakban. Az adatokat 12, szintén rádióadás kontrollegyed viselkedésével hasonlították össze. Egy kis családi csoport elhagyta az erdőfoltot a zavarás ideje alatt, de aztán rögtön visszatértek. Az összes többi egyed legalább részben az erdőfoltban maradt. A zavarás utáni időszakban az otthonterületek átlagosan 57,3%-os átfedést mutattak a zavarás előtti otthonterülettel, viszont ez a kontrollegyedek esetében sem volt másként. A zavarás utáni otthonterületek nem lettek nagyobbak, mint a kontrollegyedeké. Eredményeik alapján arra következtettek, hogy ez a fajta zavarás minimális és csak rövidtávú hatással van az őz élőhelyhasználatára (LINNELL & ANDERSEN 1995).

A zavaró tényezők hatásainak kimutatására az őzek hullatékában lévő kortizol metabolitjainak szintjét mérték Délnyugat-Franciaországban. A munka során 116, GPS jeladóval ellátott őz területhasználatát figyelték meg, illetve ezen egyedektől vettek hullatékmintát a

jelöléskor. Azt találták, hogy minél közelebb van egy állat az antropogén hatásokhoz, a nappali időszakban annál magasabb a vizsgált hormon szintje, amely zavaró hatás abban is megnyilvánult, hogy itt leginkább a felhagyott területeket használták (ugyanaz éjszaka nem volt kimutatható). Rossz táplálékkínálatú években és alacsony hőmérsékletnél is magasabb volt az érték. Az eredmények alapján a nagytestű emlősök stresszszintjét erőteljesen befolyásolhatja az antropogén tevékenységek közelsége, de ezeket a hatásokat az állatok ki tudják küszöbölni az élőhelyhasználat megváltoztatásával. Arra következtettek, hogy bár ebben a témában a legtöbb kutatás a környezeti tényezőkre és változásokra koncentrált, de az eredmények alapján látható, hogy ez egy sokkal komplexebb rendszer (CARBILLET *et al.* 2020).

JASYŃSKA *et al.* (2021) Varsó városán belüli maradvány élőhelyi foltokban vizsgálták, hogy az őzek hogyan alkalmazkodtak az antropogén hatásokhoz. A vizsgálat három periódusban történt, 1976-1978, 2005-2008 és 2017-2021 közötti években. Eredményeik azt mutatták, hogy míg a korábbi években az őzek elkerülték a lakott területeket és a kis élőhelyi foltokban maradtak, addig az utolsó periódusban a lakott területeken belül megemelkedett az őzészlelések száma. Ennek egyik oka, hogy a város beépítettsége sokat nőtt, tehát a maradvány élőhelyek kisebbek lettek, de arra következtetnek, hogy az őz olyan mértékben hozzászokott az ember közelségéhez, hogy képes lett városi környezetben is élni. Ezt az is bizonyítja, hogy a vizsgált őzek napi aktivitása sem változott meg, megegyezik a természetes környezetben élőkével.

Emlősállatok térbeli viselkedésének megfigyelésére, mint az fentebb olvasható, leggyakrabban a rádiós nyomonkövetési technikát alkalmazzák a kutatók. Ehhez szükség van az állat befogására, illetve a – leggyakrabban nyakörvre szerelt – jeladó felszerelésére. Ez a vizsgált egyednek mindenképpen stresszt okoz. Felmerül a kérdés, hogy az elengedés utáni viselkedés megegyezik-e a befogás előtti normális viselkedéssel, vagy ha nem, mennyi idő szükséges, hogy az egyes egyedek visszatérjenek a „napi rutinjukhoz”. Őz esetében MORELLET *et al.* (2009) 2002 és 2009 között 112, GPS jeladóval ellátott őz esetében keresték arra a választ, hogy milyen hatással van az egyedekre a megfogás és jelölés. A szabadon engedés utáni 50 napot vizsgálták úgy, hogy elkülönítették az első 10 napot és az utána lévő 40-et. Azt tapasztalták, hogy a jelölés után szabadon engedett állatok néhány napig az erdőben tartózkodtak, minél messzebb a zavaró tényezőktől, illetve csökkentették aktivitásukat. A szabadon engedést követően a jelölés helyétől nagyobb távolságra menekültek, ez főleg az egyéves egyedekre volt igaz, ami valószínűleg azzal magyarázható, hogy ezeknek az őzeknek még nincs stabil otthonterülete. Legkevesbé a gidák mozdultak el a jelölést követően, valószínűleg azért, mert nem voltak még függetlenek a sutától, így ha a sutát nem fogták be, az nem mozdult messzebbre otthonterületéből. Eredményeik szerint

a bakok nagyobb távolságokat tettek meg a jelölés után, mint a suták. Azt javasolták, hogy a befogás utáni első néhány nap adatait érdemes kihagyni a vizsgálatokból.

2.4. A Tiszapüspöki területen folytatott vizsgálatok korábban publikált eredményei

A SZIE VMI 2001 és 2010 között folytatott kutatásokat az őzek viselkedésével, területhasználatával és élőhelypreferenciájával kapcsolatosan Jász-Nagykun-Szolnok megyében, a Tiszapüspöki Hofi Géza Vadásztársaság területén. A vadászterület összességében 5.238 ha nagyságú, mindössze 6,6%-át alkotja összefüggő erdő, ennek nagy része pedig a Tisza ártéri erdeje, emellett kisebb erdőfoltok, fasorok találhatók még a területen. CSÁNYI *et al.* (2006a) az őzek területhasználatának éves sajátosságait, a territórium-nagyságokat és a területhűség mértékét vizsgálták. Az eredmények azt mutatták, hogy a területhasználat az év folyamán a két ivarnál nagyon hasonló, de egyes egyedek viselkedése eltérő lehet, ami mögött az állat kora és a használt terület jellemzőinek változásai állhatnak. Összefüggést találtak az egyedek életkora és az évszakos otthonterületek nagysága között. A kor előrehaladtával az otthonterületek mérete mindkét ivarnál csökkent. Azt találták, hogy a nyári otthonterületek nagyrészt a többi évszak otthonterületén belül helyezkednek el (zömében bakok adataiból számolva). A több éven át követett egyedek adatait értékelve – az évszakos otthonterületek átfedéseinek állandósága alapján – arra a megállapításra jutottak, hogy a magterület viszonylag állandó az évek során egy olyan őz esetében, aminek már kialakult mozgáskörzete van. A territoriális bakoknak ősszel és télen is a nyári területük közelében kell tartózkodniuk, hogy megőrizhessék pozíciójukat. A bakoknak a territórium határának kijelöléséhez szükségük van valamilyen természetes vagy mesterséges képződmények jelenlétére, ami lehet pl. vízfolyás, út vagy fasor. Több tanulmánnyal összevetve úgy vélték, hogy amennyiben az őzeknél van valamilyen, éveken át visszatérő, szabályszerű mintázat a területválasztásban, akkor ezek azok a vegetációtípusok, amelyek nyugalmat, védelmet, tehát búvóhelyet biztosítanak (ezek alkalmasak a bakoknak a fentebb leírtakhoz is). Nem zárták ki ugyanakkor azt sem, hogy ezek a vegetációtípusok azért is fontosak, mert bennük található meg az őzek táplálékát képező növények. CSÁNYI *et al.* (2006b) Ivlev-féle preferencia-index számításokkal határozták meg az őz által használt vegetációtípusok kedveltségének mértékét mezőgazdasági környezetben. Eredményeik azt mutatták, hogy – egyetlen, az ártéri erdőben élő egyed kivételével – az őzek otthonterületében a mezőgazdasági kultúrák domináltak. A preferencia-indexek alakulása alapján nem tudták meghatározni, hogy melyek azok a kultúrák, amelyeket egyértelműen preferálnának. Azt feltételezték, hogy ezeket a kultúrákat az őzek csak az előfordulási arányuk mértékében használták. A jelölt őzek területhasználatában éveken és évszakokon át egyértelműen közös elem volt a biztonságot,

nyugodt búvóhelyet nyújtó vonalas élőhelyi elemek használata. Ezeket Tiszapüspökiben leginkább a gödrös, nádas, sásos, fás foltok, valamint erdőfoltok és facsoportok jelentették. SCHALLY (2008) szerint az őzbakok számára fontos szerepet játszanak a fás, cserjés, nádas foltok, utak, csatornák a döntően mezőgazdasági területen lévő élőhelyeiken. A kötődés okának megfejtésére azonban további kutatásokra van szükség. A több kutatásból származó eredmények alapján levonható az a következtetés, hogy az őzek területhasználata meglehetősen konzervatív, tehát nagyfokú területhűséget mutat.

Szaktervezésben (TÓTH 2010) a Tisza ártéri erdejében megjelölt őzek területhasználatát vizsgáltam. Célom az volt, hogy meghatározzam az ártéri területen jelölt őzek mozgáskörzetének és otthonterületének éves, évszakos és havonkénti méretét, továbbá értékeljem a területhasználatot a vegetációs különbségek szempontjából, különös tekintettel az ártéri erdő és a művelt mezőgazdasági környezet használtságára. Kérdésem volt, hogy (1) A vizsgált egyedek mozgáskörzeteiben mekkora arányban fordul elő a mezőgazdasági és erdei élőhely? (2) Ennek van-e valamilyen, évszakhoz igazodó mintázata? (3) Kimutatható-e valamely vegetációtípus kedveltsége, illetve elkerülése?

A 2007 januárjában Global Positioning System-Global System for Mobile communication (GPS-GSM) jeladóval ellátott 10 egyed egy éven át gyűjtött lokalizációs pontjait értékeltem. A mozgáskörzet nagyságát MKP és KHR (90% és 60%) számítással határoztam meg. Az élőhelyhasználat értékeléséhez az évenként elvégzett vegetáció-felvételezés adatait használtam fel.

A jelölt állatok éves mozgáskörzete jellemzően 300-700 ha (MKP) körül alakult, néhány esetben ettől lényegesen nagyobb méret is adódott. A 90%-os KHR otthonterületek mérete általában télen volt a legnagyobb (még úgy is, hogy a téli időszakban a január közepi befogások és a decemberi adatok hiánya miatt a többi évszaktól lényegesen kevesebb lokalizációs pont állt rendelkezésre) és nyáron a legkisebb, míg a tavaszi és őszi területnagyságok hasonlóak voltak. A KHR számítások szerinti otthonterület-nagyságok lényegesen kisebbek voltak az MKP számítás útján kapottaknál. Az éves magterületek egyetlen kivétellel nem haladták meg a 20 ha-t.

Mivel mindegyik vizsgált őz az ártéri erdőben került befogásra és jelölésre, feltételeztem, hogy a zárt erdő nagy szerepet játszik az élőhelyhasználatukban. Ezzel szemben voltak olyan egyedek, amelyek többet tartózkodtak a mezőgazdasági területen, mint az erdőben, sőt az éves magterületük nagyobb része mezőgazdasági területre esett. Az egyes vegetációtípusok használatának kimutatására az állatok MKP és KHR területeit a tiszapüspöki területről évente készített vegetációtérképpel lemetszettem [utóbbi egy olyan, digitális felszínborítási (vektoros) térkép, amely bemutatja a különböző természetes és mesterséges élőhelyeket a vadászterületen].

Az ezek után kalkulált területeket felhasználva kiszámoltam az egyes vegetációtípusok használatának mértékét (%). Ezeket a számításokat az egész évre és minden évszakra is elvégeztem. Ezekhez a vizsgálatokhoz nyolc jelölt állat adatait használtam fel, amelyek lokalizációs pontjai az egész évről rendelkezésre álltak. Az egyes vegetációtípusok kedveltségének vagy elkerülésének meghatározására az Ivlev-féle preferencia-indexet használtam (IVLEV 1961, CSÁNYI *et al.* 2006b). A számítási képlet:

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

ahol P_x az egyes vegetációtípusok kedveltségi vagy elkerülési értéke ($-1 < P_x < +1$), A az állatok lokalizációs pontjaiból az adott vegetációtípusra eső százalék (használat%), B pedig az adott vegetációtípus előfordulási százaléka az állat által használt területen belül (kínálat%). A preferencia-index megbízhatóságát (szignifikancia szintjét) Bonferroni Z-tesztel határoztam meg, az eredmények értékelése során csak a szignifikáns értékeket vettem figyelembe. Az eredmények azt mutatták, hogy a teljes évi adatok alapján az összes vizsgált egyed elkerülte a mezőgazdasági kultúrákat. Ez ellentmondásban áll azzal, hogy voltak olyan egyedek, amelyek éves otthonterületének nagyobb része a mezőgazdasági területre esett. Ezen egyedek lokalizációs pontjainak eloszlását a térképen szemügyre véve azonban látható, hogy a lokalizációs pontok – ha a mezőgazdasági területre esnek is – nagyrészt valamilyen természetes élőhelyi folt közelében voltak. A preferencia-számítás figyelembe veszi a lokalizációs pontok számát is adott élőhelytípusban, ez pedig azt jelenti, hogy hiába tölti ki az otthonterület nagy részét a mezőgazdasági terület, ha a terület nagyságához képest kevés lokalizációs pont van benne, a preferencia negatív lesz, tehát elkerülés észlelhető. Az évszakokat külön vizsgálva egyetlen kivétellel mindenhol a mezőgazdasági kultúrák elkerülése volt kimutatható. Az erdős területek felé az év során egy kivétellel a vizsgált őzek pozitív preferenciát mutattak, az egyes évszakok esetén pedig két őz kivételével a jelölt egyedek előnyben részesítették az erdőt. Vizsgáltam az összes többi vegetációtípus kedveltségét is. A kedvelt vegetációtípusok az utak, csatornák és szegélyzónáik, utak és szegélyzónáik, gödrös, nádas, sásos, fás folt, valamint a gyepterület voltak. Az utak, csatornák és szegélyzónáik felé 5 vizsgált egyed mutatott pozitív preferenciát. Ezek az eredmények megerősítették SAID & SERVANTY (2005), CSÁNYI *et al.* (2006a, b) és SCHALLY (2008) megállapítását is, miszerint a szegélyek fontosak az őzek számára. Összességében látható, hogy az erdők és a szegélyek nagyon fontosak az ártéri erdőterületen jelölt őzek számára. Az is tény ugyan, hogy használják a mezőgazdasági területet is, de a preferencia-indexek szerint valójában az erdőt részesítik előnyben (TÓTH 2010).

HEIDRICH (2010) mezőgazdasági területen befogott és GPS-GSM jeladóval jelölt 3 őz 2008/09. téli lokalizációs pontjait elemezte. A téli élő mezei nyúl befogás hatását vizsgálta az őz

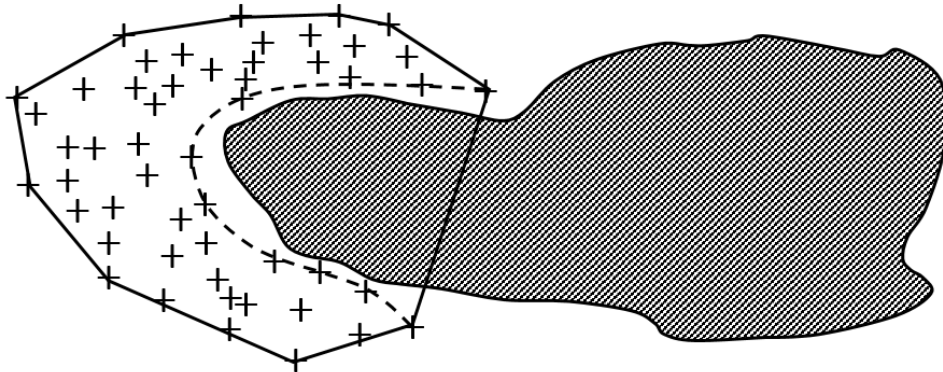
területhasználatára. Minimum Konvex Poligon módszerrel számított kétheti mozgáskörzet-méreteket, mégpedig úgy, hogy a nyúlbefogás előtti két hét, a nyúlbefogás két hete és a nyúlbefogás utáni két hét lokalizációs pontjait különítette el. Eredményei azt mutatták, hogy a nyúlbefogás előtti két héthez képest (420 ha, 343 ha, 164 ha) a befogás két hetében mindhárom vizsgált egyed mozgáskörzete nőtt (566 ha, 1.321 ha, 781 ha), viszont a befogást követő két hétben az csak az egyik egyednél csökkent minimálisan, a másik kettőnél viszont még tovább emelkedtek az értékek (679 ha, 1.051 ha, 833 ha). Ennek magyarázatát a zavarás hatásai mellett abban kereste, hogy korábbi irodalmi adatok alapján az őzek mozgáskörzet-méretei a tél folyamán folyamatosan növekednek az egyre csökkenő táplálék- és búvóhelykínálat miatt. Készített egy másik elemzést is, amiben napi MKP méreteket számolt, amelyeket átlagolt a három kéthetes időszakra. Ugyanezek az eredmények születtek, azzal a kivétellel, hogy az utolsó kéthetes periódusban mindhárom egyed átlagai nőttek a nyúlbefogás két hetéhez képest. Ezek után egyenként is megvizsgálta az egyedek napi MKP területeit, illetve a nyúlbefogások területét térképen ábrázolva. Felfedte, hogy amennyiben a befogás érintette az állat tartózkodási helyét vagy közvetlenül a közelében volt, akkor aznap az adott őz számottevően nagyobb területet használt, ha pedig távolabb zajlott, akkor nem változtak a mozgáskörzet-méretek. Azt is megfigyelte, hogy a nap végén az egyedek visszatértek eredeti tartózkodási helyükre. Eredményeiből arra következtetett, hogy az élő mezei nyúl befogása zavarást jelent az őz számára, ami miatt az egyedek megváltoztatják területhasználatukat, de a zavarás megszűnése utáni további mozgáskörzet-növekedés ezt nem igazolta egyértelműen.

2.5. A területhasználat vizsgálatának leggyakoribb módszerei

2.5.1. A Minimum Konvex Poligon (MKP) számítás

A Minimum Konvex Poligon számítás az egyik legrégebbi, egyben a legelterjedtebb otthonterület-számítási módszer (MOHR 1947, SAMUEL & FULLER 1996, WHITE & GARROTT 1990). Lényege, hogy az elérhető összes lokalizációs pontot beleszámítja az otthonterületbe, mégpedig úgy, hogy a külső lokalizációs pontokat köti össze oly módon, hogy a kapott sokszög egyetlen belső szöge sem nagyobb 180° -nál, illetve ez a lokalizációs pontokból elkészíthető legkisebb méretű sokszög (CARR & RODGERS 1998a, b, HOOGE 1999). A módszernek számos ismert előnye és hátránya van. Egyszerűsége miatt könnyen megérthető és számos, területhasználattal kapcsolatos tudományos vizsgálatban alkalmazták és alkalmazzák, így ezek eredményei összehasonlíthatók (RYAN 2011, SZEMETHY 1995). JURCZYSZYN (2006) szerint a módszer kifejezetten alkalmas az egyedek otthonterület-méreteinek összehasonlítására. Lehetséges hátránya, hogy a kapott terület nagysága erősen összefügg a pontok számával, így

fontos, hogy összehasonlító vizsgálatok esetén csak úgy ad torzítás nélküli eredményt, ha egyenlő számú lokalizációs ponttal rendelkező egyedek MKP területeit hasonlítják össze. Az otthonterületbe olyan területeket is beleszámíthat, ahol a vizsgált egyed tulajdonképpen nem is járt (lásd **1. ábra**) vagy legalábbis lokalizációs pontja nem található ott, így a módszer túlbecslést eredményezhet (BURGMAN & FOX 2003, CARR & RODGERS 1998a, b, HOOGE 1999, NILSEN *et al.* 2008). Hátrány lehet még, hogy nehezen megmondható, hogy a többi ponttól nagy távolságra, véletlenszerűen elhelyezkedő lokalizációs pontok miből adódnak (pl. kóborlás, emberi zavarás hatása, párkeresés, esetleg mérési hiba, de természetesen ez bármelyik módszernél előfordulhat) (SZEMETHY 1995).



1. ábra Példa az MKP hibájára: a benyúló tavat is beleszámítja az otthonterületbe [WHITE & GARROTT (1990) nyomán]

POWELL (2000) szerint a legtöbb, ezt a módszert alkalmazó kutatás azt feltételezi, hogy az állat egyenletesen használja az otthonterületét, ez pedig feltételezhetően nem így van. Emiatt élőhelyválasztási vizsgálatok elvégzéséhez a módszer csak korlátozottan használható. SZEMETHY (1995) szerint alkalmazható az úgynevezett 95%-os MKP is, ezt úgy számolják, hogy csökkenő rangsorba állítják a lokalizációs pontokat aszerint, hogy mennyivel járulnak hozzá az otthonterület növekedéséhez, majd a rangsor csúcsán elhelyezkedőt elhagyják, így folytatva ezt egyesével az összes pont 5%-ának elhagyásáig. Tehát a módszer által figyelembe vett pontok számának csökkentésével csökkenthető a kilógó pontok által okozott torzítás. Természetesen ez nem csak 5%-ig végezhető el, hanem akár az összes torzítást okozó, kiugró lokalizációs pont elhagyásáig. POWELL (2000) szerint ez túl sok számítást kíván, de az eredményben az eddig felsorolt hibák továbbra is jelen lehetnek, hiszen csak az extrém elhelyezkedésű pontokat zárja ki a mintából. Ezzel ugyan csökken az otthonterület mérete, de a belső struktúrát ugyanúgy nem veszi figyelembe. A módszer fragmentált, akadályokkal szabdalta területeken való alkalmazása is

torzításokat okoz a fent említett probléma miatt, a fragmenteket az MKP nem képes elkülöníteni (CASTELLANOS 2011, MORSE *et al.* 2009).

2.5.2. A Kernel Home Range (KHR) számítás

A Kernel Home Range számítás az MKP után jelenleg az egyik leggyakrabban használt otthonterület-számítási módszer (POWELL 2000, LAVER 2005). Fő előnye, hogy elfogulatlan sűrűségi becslést ad közvetlenül a pontokból, nem érzékeny a mintaszámra vagy a pontok elhelyezkedésére (POWELL 2000). SEAMAN *et al.* (1999) 30 lokalizációs pontban határozták meg a minimális mintaszámot ahhoz, hogy az eredmény tükrözze a valós területhasználatot. Az elemzés alapvetően nem otthonterület-becslésre alkalmazott módszer (SHEATHER 2004), bár WORTON már 1989-ben megjegyezte, hogy a KHR alkalmas állatok otthonterületének elemzésére, ennek ellenére kevés munkában használták SEAMAN (1993) előtt.

A kernel elemzés egy nemparaméteres módszer, egy pontthalmazból való valószínűségi sűrűség becslése és ábrázolása. Az otthonterület-számításnál egy egyed megtalálási valószínűségét írja le bármely pontban (CARR & RODGERS 1998a). Számítási képlete a következő:

$$\hat{f}(x) = \left[\frac{1}{nh^2} \right] \sum_{i=1}^n K \left\{ \frac{(x - X_i)}{h} \right\}$$

ahol n a mintanagyság (vagyis a lokalizációs pontok száma), h a sáv szélesség (simítási paraméter, ez szabályozza a keresés sugarát), K a kernel sűrűségi változó (valószínűség), x egy vektor, ami az értékelés alatt álló pont X és Y koordinátáit írja le, X_i pedig egy vektorsorozat, ami az egyes pontok megfigyelési helyeit (koordinátáit) írja le (SEAMAN & POWELL 1996).

A számításnál megadhatjuk a kívánt valószínűséget (természetesen akár többet is), a legelterjedtebb a 95%-os és 50%-os valószínűség. A 95%-os területeket otthonterületnek, míg az 50%-osakat magterületnek tekintik (ABEARE 2004, HEIDE-JØRGENSEN *et al.* 2002, HEUPEL *et al.* 2004, MILLER 2008, SEMINOFF *et al.* 2002). A korábbi hazai kutatásokban általában 60%-os és 90%-os valószínűséggel dolgoztak (CSÁNYI *et al.* 2003, MÁTRAI *et al.* 2003, SZEMETHY *et al.* 1999, TÜRKE *et al.* 2004).

Ismert hátránya, hogy nagy teret generálhat az otthonterület belsejében (olyan területrészek is belekerülhetnek a számított otthonterületbe, ahol az egyednek nem voltak pontjai), ha a lokalizációs pontok egymástól nagyobb távolságra helyezkednek el (GETZ & WILMERS 2004), illetve túlbecslést eredményez függetlenül attól, hogy milyen módszerrel választották ki a sáv szélességet (BLUNDELL *et al.* 2001, DOWNS & HORNER 2008).

3. Anyag és módszer

3.1. A vizsgálati terület

A kutatási program helyszíne a tiszapüspöki Hofi Géza Vadásztársaság Egyesület (kódszáma 2007 és 2017 között: 16-753310-2-4-1) területe. A vadgazdálkodási egység területi kiterjedése 5.238 ha, amiből 8,8% vadgazdálkodásra alkalmatlan. A vadászterület legnagyobb része (73,8%) mezőgazdaságilag művelt táblákból áll, mindössze 6,6%-át borítja erdős terület, amelynek jelentős részét az ártéri erdő adja (4,4% kocsányos tölgy, 44,9% egyéb kemény lombos, 21% lágy lombos, 29,7% egyéb). A vad számára táplálékot jelentő cserjeszint az erdőterületek 45%-án jó vagy kiváló minőségűnek mondható, igen gyengének mindössze 10%-án (KÖVÁRI 2006). A mezőgazdaságra a közepes és nagytáblás művelés jellemző. A mezőgazdasági táblák szélein a legtöbb helyen meg vannak hagyva a szegélyek, sok az árok, út menti fasor, facsoport, kisebb nádas, sásos folt, így az apróvad könnyen találhat búvóhelyet. A vadföldgazdálkodás kiemelkedő, a vadföldek mennyisége, táblamérete és kínálata is jó.

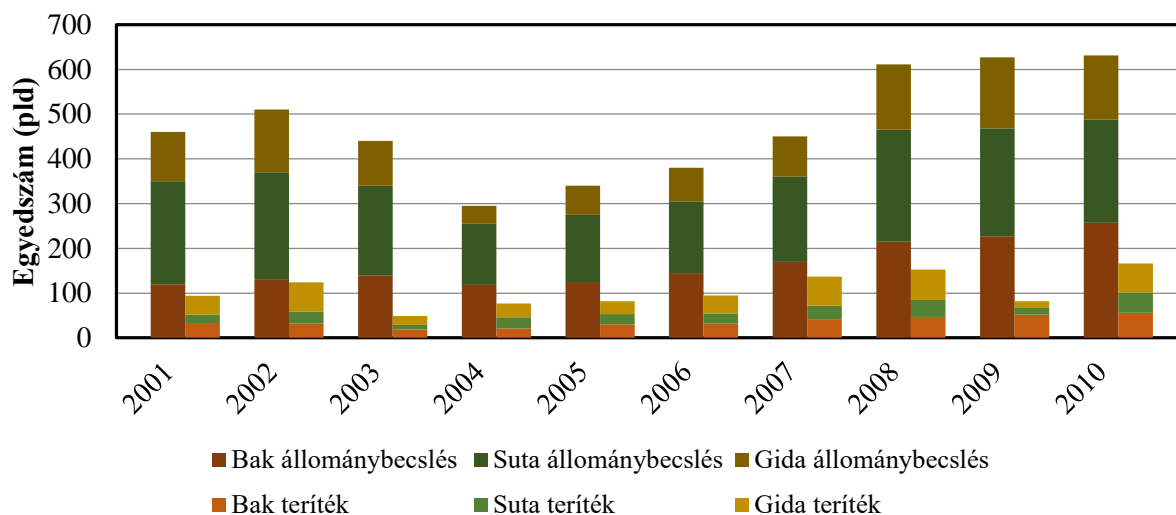
A vadászterület a vizsgálat idején a Jász-Nagykun-Szolnok és Dél-Hevesi vadgazdálkodási körzetbe tartozott. Domborzatát tekintve sík, alföldi területről van szó, átlagos tengerszint feletti magassága 82 m. Az időjárási viszonyok nem mondhatók szélsőségesnek, bár a nyár közepén felléphetnek vízhiányos időszakok. Ez a körzet országosan is kiemelkedőnek mondható mezei nyulas és fácános (*Phasianus colchicus*) területeket tartalmazott. Az őzre is a jó trófeaminőség jellemző mind érmes arány, mind pedig trófeatömeg tekintetében.

A területet 15 km hosszan a Tisza határolja, ezen kívül egy melegvizes csatorna is áthalad a terület déli részén 2-3 km hosszan. A Tisza szélessége a vizsgálati területen vízállástól függően 50-160 m között változik. A Tisza ártéri erdeje az apróvadra nézve kedvezőtlen, mert jó búvóhelyet kínál, de a gyakori árvizek az apróvadat megtizedelik. A terület elhelyezkedését a **2. ábra** mutatja.



2. ábra A vizsgálati terület térképe

A vadászterület egyértelműen apróvadas, kiemelkedő mezei nyúl és fácán állományal rendelkezik, emellett mind mennyiségileg (**3. ábra**), mind minőségileg is jó őzállomány él rajta. A létszámok az alacsony hasznosítási arányok mellett a vizsgálati időszakban növekedtek. Az apróvad védelme érdekében intenzív ragadozógazdálkodás folyt.



3. ábra A becsült őzállomány nagysága és a hasznosítás alakulása a vizsgálati területen 2001 és 2010 között (forrás: Országos Vadgazdálkodási Adattár)

3.2. Az őzek befogása és jelölése

Az őzek befogása és jelölése négy alkalommal történt: 2007. január 17-18-án, 2007. október 4-én, 2008. január 22-23-án, illetve 2008. október 10-én. A téli időpontokban az ártéri erdőben, az őszieken a mezőgazdasági területeken történt a befogás. Az ártéri fogás állított hálós módszerrel történt (BLEIER *et al.* 2010), mégpedig úgy, hogy a hálók az ártéri erdő nyiladékein zsákszerűen lettek felakasztva (**1. Melléklet**). Ez azért volt szükséges, mert az őzek a hálót észlelve gyakran oldalra, vagy a sarkok irányába törnek ki a hajtó sor elől. Ez főleg a tapasztaltabb egyedekre jellemző, így azokat sokkal kisebb sikerrel lehet megfogni. A hajtás a Tiszával párhuzamosan történt, mert a gát felé az állatokat nem lehetett kihajtani a biztonságot nyújtó erdőből. A hajtás kezdete felőli végére is kerültek hálók, így ha visszatörő őzeket észleltek a hajtók, indulhatott a kontrahajtás. A mezőgazdasági területen a fogás ugyanezzel a módszerrel történt, azzal a különbséggel, hogy a hálót a még lábon álló kukoricára akasztottuk. A hálók közelében fogók rejtőzködtek, akik azonnal kíméletesen lefogták és kiszabadították a hálóba került állatokat (**2. Melléklet**). Ezután történt a nyakörv felszerelése az egyedek nyakára (**3. Melléklet**). Összesen 18 őz került befogásra (a négy alkalommal rendre 10, 2, 3 és 3) és jelölésre. Az egyedekre GPS-GSM típusú jeladók kerültek, melyek műholdas

helymeghatározásra is képesek. Az adók a német Vectronic Aerospace GmbH gyártmányai, típusuk GPS PRO Light-1 Collar (**4. Melléklet**).

3.3. A lokalizálás

Az adók 3 óránként (minden nap 0, 3, 6, 9, 12, 15, 18, 21 órakor) rögzítettek lokalizációs pontokat egy, a mobiltelefonokból jól ismert SIM-kártyán, majd azokat SMS-ként a GSM rendszeren keresztül egy másik (a volt SZIE-VMI-ben található) SIM-kártyára küldtek. Erről a SIM-kártyáról egy antenna és egy adapter segítségével az adatokat letöltöttem egy számítógépre. Ez a technika lehetővé tette a nagy mennyiségű lokalizációs pont összegyűjtését. A módszer feltétlenül előnyös, mivel napszaktól és időjárástól függetlenül gyűjti az adatokat, így terepi emberi munkabefektetést a jelölést követően egyáltalán nem igényel, a nagy mennyiségű lokalizáció pedig lehetővé teszi a mozgás és a területhasználat pontos követését.

3.4. Adatfeldolgozás és értékelés

Vizsgálataimban 18 jelölt egyed lokalizációs pontjait dolgoztam fel. Egy nyomonkövetett őznek egész évben átlagosan több mint 2.500 db lokalizációs pontja gyűlt össze. Az egyedek adatait részletesen az **1. táblázat** mutatja be.

1. táblázat A vizsgálat ideje alatt befogott és jeladóval ellátott őzek adatai (EH: elhullás, AP: adóprobléma)

Az adó kódszáma	Az egyed ívara	Az egyed kódszáma	Becsült életkor a jelöléskor	Jelölés		Első mért pont	Utolsó mért pont	Teljes nyomonkövetés		Elvesztés oka
				Dátum	Hely			Összes mért pont	Ideje (nap)	
C03136	bak	B1	3 év	2007.01.17.	ártér	2007.01.17.	2007.07.13.	1416	177	EH
C03137	suta	S1	3-4 év	2007.01.17.	ártér	2007.01.17.	2008.09.16.	4840	608	EH
C03138	suta	S2	2 év	2007.01.18.	ártér	2007.01.18.	2009.03.07.	6197	779	AP
C03139	sutagida	SG1	1 év	2007.01.18.	ártér	2007.01.18.	2009.05.16.	6743	849	AP
C03140	suta	S3	3-4 év	2007.01.17.	ártér	2007.01.17.	2008.06.20.	4088	520	AP
C03141	bak	B2	3 év	2007.01.17.	ártér	2007.01.17.	2009.05.23.	6797	857	AP
C03142	bak	B3	3 év	2007.01.18.	ártér	2007.01.18.	2008.12.20.	5588	702	AP
C03143	suta	S4	2 év	2007.01.18.	ártér	2007.01.18.	2009.04.23.	6528	826	AP
C03144	suta	S5	2 év	2007.01.18.	ártér	2007.01.18.	2009.01.29.	5834	742	AP
C03146	bak	B4	3 év	2007.01.17.	ártér	2007.01.17.	2007.10.04.	2049	260	EH
C03145	bak	B5	2-3 év	2007.10.04.	mezőgazdaság	2007.10.04.	2008.04.27.	1649	206	EH
C03147	bak	B6	2-3 év	2007.10.04.	mezőgazdaság	2007.10.04.	2008.07.24.	2351	294	EH
C03136a	suta	S6	3-4 év	2008.01.22.	ártér	2008.01.22.	2010.04.07.	5710	806	AP
C04511	bak	B7	2 év	2008.01.22.	ártér	2008.01.22.	2009.11.06.	5006	654	AP
C04516	suta	S7	3-4 év	2008.01.23.	ártér	2008.01.23.	2009.07.30.	4295	554	AP
C04512	bak	B8	2 év	2008.10.10.	mezőgazdaság	2008.10.10.	2010.04.28.	3883	565	AP
C04514	bak	B9	2 év	2008.10.10.	mezőgazdaság	2008.10.10.	2010.06.24.	4296	622	AP
C04533	suta	S8	6 év	2008.10.10.	mezőgazdaság	2008.10.10.	2010.04.03.	3733	540	AP

A lokalizációs pontok ábrázolását, a mozgáskörzetek kiszámítását és ábrázolását, illetve a Tiszán történő átúszások és az emberi zavarás vizsgálatát az ArcView GIS 3.1 (ESRI Inc.) térinformatikai szoftver segítségével végeztem el. Az elemzésekből kizártam a következő

lokalizációs pontokat: az adók gyártási helyén, a tesztelés alatt képződött pontok, a SZIE-VMI-ben keletkezett pontok, a más földrészen vagy országban (pl. Antarktisz, Nyugat-Afrika, Svédország) képződött, mérési hibából eredő pontok, az állatok elhullása után a fellelt adók tárolási helyének pontjai (pl. Tiszapüspöki vadászház, a hivatásos vadász garázsa Törökszentmiklóson), illetve a vizsgálati területből kieső, előzmény és következmény nélküli (tehát 3 óra alatt ők által biztosan nem megtehető távolságra eső), szintén biztosan mérési hiba miatt keletkezett pontok. Ezek mellett egy egyed (az S7 jelű suta) 2009. 05. 01. és 07. 30. között keletkezett lokalizációs pontjai mind ugyanarról az egy hektártól kisebb területről származtak, ami valószínűsíthető, hogy az adó meghibásodása miatt alakult így, tehát ezeket a pontokat is kizártam a vizsgálatból.

3.4.1. Mozgáskörzet-nagyságok összehasonlítása

A módszer egyszerűsége és a vizsgált kérdések megválaszolására való alkalmassága miatt a jelölt őzek éves, évszakos és havi mozgáskörzeteit Minimum Konvex Poligonnal (MKP) határoztam meg. A mozgáskörzeteiket az ArcView-hoz készült Spatial Analyst és Spatial Movement Analysis kiegészítővel ábrázoltam és ezekkel számoltam ki a területüket is. Példaként a **6. Melléklet**ben láthatók térképen ábrázolva az S4 kódszámú őzsuta 2007. évi éves és évszakos MKP területei. Mivel az egyes egyedek nyomkövetési ideje eltérő volt, illetve a befogás és az elvesztés is év közben (tehát nem fordulónapokon) történt, mind éves és évszakos, mind pedig havi szinten csak azokat az adatokat vettem figyelembe, amelyek egész évre, egész évszakra, vagy egész hónapra rendelkezésre álltak. Minden egyed esetében kizártam a vizsgálatból a jelölés és az elvesztés időpontjának megfelelő évet (éves összehasonlítás esetén), évszakot (évszakos összehasonlítás esetén) és hónapot (hónapos összehasonlítás esetén). Ezzel kiküszöbölhető az a hibalehetőség, hogy az MKP módszernél a terület nagysága összefüggésben áll a lokalizációs pontok mennyiségével, hiszen egy azonos időszakban így a 3 óránkénti lokalizációk miatt minden egyednek ugyanannyi lokalizációs pontja volt. Pl. a B1 őzbakot 2007. 01. 17-én jelöltük meg, 2007. 07. 13-án pedig elhullott, így az esetében nem állt rendelkezésre teljes év, a jelölés és elvesztés időpontja alapján pedig a vizsgálatból kizártam a telet és a nyarat, valamint a januárt és a júliust, így a vizsgálatokhoz évszak szinten csak a tavaszt, havi szinten pedig a februártól júniusig terjedő időtartamot vettem figyelembe. Az így leszárt adatok alapján teljes rendelkezésre álló év csak 2008-ban (5 egyed) és 2009-ben (4 egyed) maradt, így a kevés elemszám miatt az éveket nem tudtam statisztikai módszerrel összehasonlítani.

Évszakok tekintetében az ivar, illetve a jelölés helye szerint a **2. táblázat** adatainak megfelelően alakult az elemszám. Több esetben is csak 1-2 évszakos adat állt rendelkezésre az

egyres kategóriákban, így az évszakos adatok statisztikai vizsgálata sem volt elvégezhető. Az elemszámok a táblázatban azt jelentik, hogy a vizsgált egyedeknek összesen hány teljes évszaknyi adata állt rendelkezésre a vizsgálati idő alatt (Pl. az S8 kódszámú sutát kettő téli időszakban sikerült nyomonkövetni, az adatsorhoz így két téli adatot adott hozzá a tél-suta-mezőgazdasági terület kategóriában).

2. táblázat Rendelkezésre álló elemszám az évszakonként számolt mozgáskörzetek nagyságaiból ivar és jelölés helye szerinti bontásban (Mg.: mezőgazdasági terület)

Jelölés helye	Tavasz		Nyár		Ősz		Tél	
	Bak	Suta	Bak	Suta	Bak	Suta	Bak	Suta
ártér	8	16	7	14	5	13	4	12
mg.	4	1	2	1	2	1	6	2
összesen	12	17	9	15	7	14	10	14

A havi mozgáskörzetek nagyságát kiszámolva megfelelően nagy elemszám áll rendelkezésre az ivar és a jelölés helye szerinti bontásban is (**3. táblázat**) ezért a statisztikai elemzésekhez a havi MKP adatokat használtam fel. Az elemszámok a táblázatban azt jelentik, hogy a vizsgált egyedeknek összesen hány teljes havi adata állt rendelkezésre a vizsgálati idő alatt (Pl. az B2 kódszámú bakot három márciusi hónapban (2007-2009) sikerült nyomonkövetni, az adatsorhoz így három március havi adatot adott hozzá mind a bak, mind pedig az ártér kategóriában).

3. táblázat Rendelkezésre álló elemszám a hónaponként számolt mozgáskörzetek nagyságaiból ivar és jelölés helye szerinti bontásban (Mg.: mezőgazdasági terület)

Hónap	Bak	Suta	Ártér	Mg.
január	10	14	16	8
február	15	22	29	8
március	15	21	28	8
április	13	18	26	5
május	12	17	24	5
június	11	16	23	4
július	9	15	21	3
augusztus	9	15	21	3
szeptember	9	14	20	3
október	8	14	19	3
november	11	15	18	8
december	10	15	17	8
összesen	132	196	262	66

Az összes rendelkezésre álló havi adatot az ivar és a jelölés helye szerint csoportosítottam, majd Mann-Whitney teszttel összehasonlítottam a bakok és suták MKP

nagyságait, illetve az ártéren és a mezőgazdasági területen jelölt őzek MKP nagyságait. Az eredmények megerősítésére a különböző csoportosításokban minden hónapra kiszámoltam az adatok átlagát, az így kapott havi átlagokat pedig páros t-próbával hasonlítottam össze.

Kruskal-Wallis teszttel hasonlítottam össze az egyes hónapok mozgáskörzet-méreteit az összes egyedre egybevonva, majd post hoc tesztként Mann-Whitney tesztekkel mutattam ki a hónapok közti páronkénti különbségeket, a szignifikanciaszintet Bonferroni teszttel ellenőriztem.

Öt ártéri erdőben jelölt őz esetében [S2: 2007. 05. (**7. Melléklet**); SG1: 2009. 01.; B2: 2008. 01-02.; B3: 2007. 04-05. (**8. Melléklet**) és S5: 2007. 05. (**9. Melléklet**)] a felsorolt hónapokban rövid idejű, de hosszú távú elmozdulásokat figyeltem meg, amelyek 1-4 naposak és akár 12 km hosszúak is lehettek. Ezek az elmozdulások a havi mozgáskörzetek méreteit úgy befolyásolták, hogy azok 1.000-1.500 ha közötti, de egy esetben 7.873 ha méretűek lettek. Az adatsorban egyébként is voltak 1.000 ha-t meghaladó területű mozgáskörzetek, és mivel az ilyen „kóborlásnak” (SZEMETHY *et al.* 2010) vagy „kirándulásnak” (TÓTH 2010) is nevezhető elmozdulások okai az irodalmi áttekintésben megnevezettek mellett ismeretlenek is lehetnek, illetve az adatok nem mérési hibából eredtek, a statisztikai elemzéseket úgy is elkészítettem, hogy ezeket a hónapokat szerepeltettem, illetve úgy is, hogy kihagytam a számításból. A hosszú távú elmozdulások bennhagyásával kapott eredmények az értekezés Mellékletében szerepelnek.

3.4.2. A Tiszán történő átúszások vizsgálata

A vizsgálathoz annak a 13 egyednek az adatait használtam fel, amelyeket az ártéri erdőben jelöltünk meg. Az öt, mezőgazdasági területen jelölt állat a Tiszától nagyobb távolságra élt, lokalizációs pontjaik alapján nem mozogtak a folyó közelében, egyszer sem úsztak át, így a statisztikai elemzésből ezeket az egyedeket kihagytam a torzítások elkerülése érdekében.

Összesítettem az átúszások számát, majd ivar, évszak és napszak alapján csoportosítottam a vizsgált eseményeket. Az “úszók” arányát az ivarok között Fisher-féle egzakt teszttel hasonlítottam össze.

Egy suta (S4) átúszásainak száma kiemelkedően magasnak bizonyult. Az ebből a kiugró értékből adódó torzításokat elkerülendő, az átúszások évszakok és napszakok, valamint ivarok közötti számának összehasonlítására készített statisztikai vizsgálatokból ezt az egyedet kizártam, így az elemzések az S4 suta adatai nélkül készültek el.

Az átúszások számát ivarok között átúszás/egyed/év értékre normáltam, majd páratlan t-teszttel hasonlítottam össze, az átúszások számát a napszakok között átúszás/egyed értékben adtam meg, majd szintén páratlan t-teszttel vettem össze a nappalok és éjjelek közti adatokat.

Az évszakok közti átúszások számát átúszás/egyed/évszak értékben megadva, a különbségeket Kruskal-Wallis teszttel vizsgáltam.

Annak elemzésére, hogy a Tisza vízállása befolyásolta-e az átúszásokat, kigyűjtöttem a Tisza 2007 és 2010 között, Szolnoknál mért napi vízállási adatait az Országos Vízeljáró Szolgálat honlapjáról (HTTP1). Kigyűjtöttem azoknak a napoknak az átlagos vízállását, mikor átúszás történt, illetve amikor nem, a két adatsort pedig Wilcoxon-féle rangösszeg próba folytonossági korrekcióval módszerrel hasonlítottam össze. Az elemzést és annak eredményeit az *Italian Journal of Zoology* 2016-ban megjelent 83(3) számában publikáltam (TÓTH *et al.* 2016).

3.4.3. A nyúlbefogások hatásának vizsgálata a mezőgazdasági területen jelölt egyedeknél

Több forrás (HEWISON *et al.* 2001, BONGI 2008) alapján a zavarás néhány formája változásokat okozhat az őzek viselkedésében, ilyen például a ragadozók jelenléte, illetve különböző emberi aktivitások, mint a társasvadászatok vagy mezőgazdasági munkálatok. Az intenzív emberi tevékenység – mint a társasvadászat – erőteljes zavarásnak minősülhet, legalábbis közvetlenül a vadászat idején (BONGI 2008, GRIGNOLIO *et al.* 2011). A vizsgálati területen a legjelentősebb ilyen tevékenység a vadászatra jogosult által minden téli időszakban megrendezett élő mezei nyúl befogás volt, ahol egyszerre akár 100 ember is jelen lehetett. A befogás alkalmával 70-80 hajtó egy vonalat formál és egy előre meghatározott területen a földre fektetett, 500 m hosszú háló irányába hajtják a nyulakat, ahol fogók rejtőznek, hogy az érkező nyúl előtt a hálót megemeljék, ami így beleszalad, belegabalyodik, aztán kiveszik és ládába pakolják. A fogás hatékonyságának növelése érdekében a hajtók tapsolnak, kiabálnak, esetleg petárdáznak (illegális!) is. Egy hajtás 1,5-2 km hosszú is lehet. Egy-egy télen 3-14 napnyi ilyen alkalom volt a vizsgálati területen.

A 2007/08., 2008/09. és 2009/10-es telek nyúlbefogási napjainak vonatkozásában kiszámítottam a vizsgált egyedek napi elmozdulási távolságait (a három óránkénti lokalizációs pontok egymástól való távolságának napi összegét), majd összevettem egymással. Az elemzéshez az öt, mezőgazdasági területen jelölt egyed adatait használtam fel, mert a nyúlbefogások ezek mozgáskörzetét érintették közvetlenül. Különválasztottam azokat az egyedeket, amelyek napi lokalizációs pontjai átfedésben voltak az aznapi nyúlbefogás területével, majd kialakítottam egy átfedéses és egy nem átfedéses csoportot. Az egyedenkénti alacsony elemszám miatt minden egyed minden napja belekerült a vizsgálatba, és ha egy napon benne volt a hajtásban az egyed, akkor az adott napja az átfedéses csoportba tartozott, ha nem, akkor a nem átfedéses csoportba, így pedig egy adott egyed néhány napon az egyik csoportban volt, néhány napon pedig a másikban. A két csoport napi elmozdulási távolságait páratlan t-

próba (Welch korrekcióval) segítségével hasonlítottam össze. Ezek után egyesével elemeztem a vizsgált egyedek napi elmozdulásait, illetve az aznapi hajtások területét a térképen. A vizsgálatot és annak eredményeit a 2015-ös Student Conference on Conservation Science nemzetközi konferencián poszter formájában publikáltam (TÓTH *et al.* 2015).

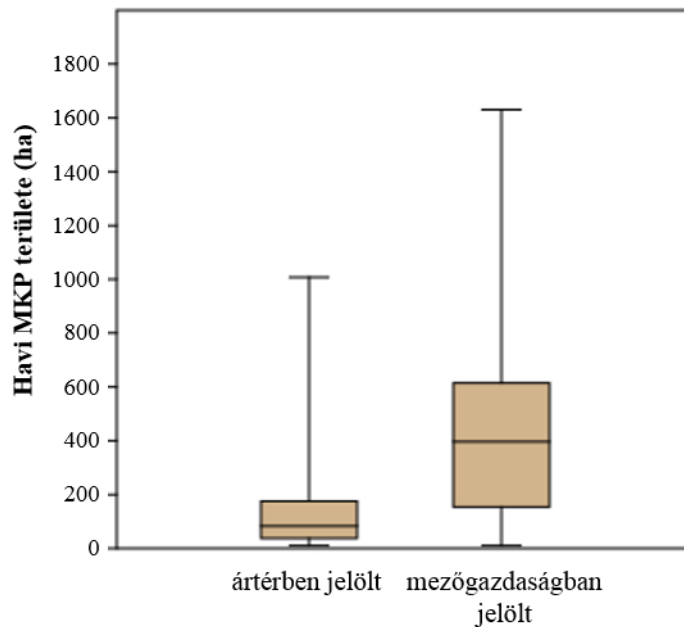
A dolgozatban elvégzett statisztikai elemzésekhez az InStat v3.05 (Graphpad Software Inc.) és az R (R development Core Team, 2014) szoftvereket használtam.

4. Eredmények

4.1. A vizsgált őzek mozgáskörzeteinek nagysága

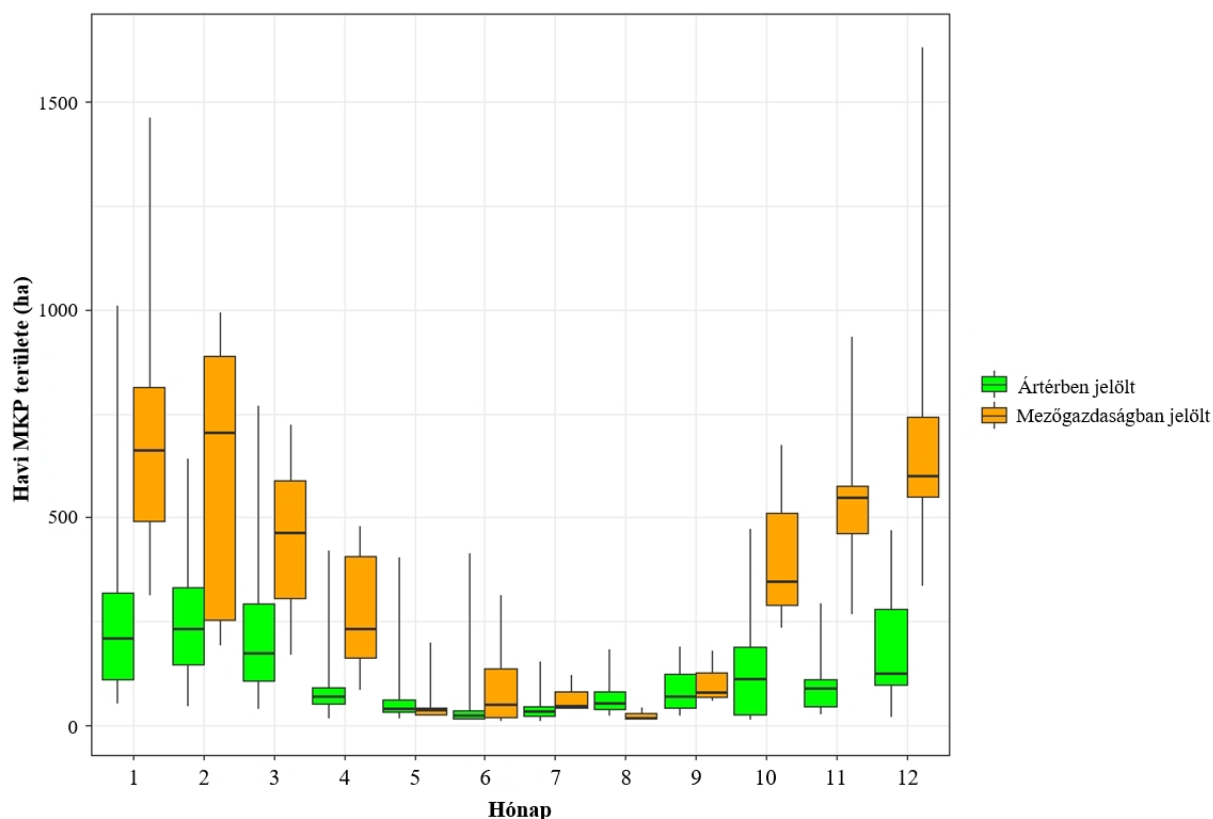
4.1.1. Az ártéren és a mezőgazdasági területen jelölt őzek mozgáskörzet-nagyságainak összehasonlítása

Az ártéren jelölt őzek havi mozgáskörzeteinek minimuma 10,4 ha, maximuma 1.007,3 ha, átlaga 135,5 ha, szórása 150,4 ha, míg mediánja 82,6 ha volt. A mezőgazdasági területen élő őzek esetében a minimum 10,7 ha, a maximum 1.631 ha, az átlag 433,8 ha, a szórás 351,9 ha, a medián 396,3 ha (**4. ábra**) volt.



4. ábra Az ártéri erdőben, illetve a mezőgazdasági területen jelölt őzek havi mozgáskörzet-méretei

Az eredmények alapján szignifikánsan nagyobbak voltak a mezőgazdasági területen élő őzek havi mozgáskörzetei (Mann-Whitney $U = 3.769$; $p < 0,0001$). (A nagy elmozdulások megtartásával elvégzett számítás eredménye is hasonló, lásd **10. Melléklet**.) Az eredményeket havi bontásban megjelenítve jobban láthatók a különbségek (**5. ábra**). Sajnos az adatsorok eloszlása miatt ebben a csoportosításban nem tudtam statisztikai vizsgálatot lefolytatni.



5. ábra Az ártéri erdőben, illetve a mezőgazdasági területen jelölt özek havi mozgáskörzet-méretei hónapokra bontva

Az ártéri erdőben jelölt egyedek mozgáskörzet-méretei a vegetációs időszakon kívül sem növekednek meg olyan mértékben, mint a mezőgazdasági területen élők. Elkülöníthető a májustól szeptemberig és az októbertől áprilisig tartó időszak, előbbiben nem látható határozott különbség, míg az utóbbiban a mezőgazdasági területen élő özek mozgáskörzet-méretei jóval nagyobbak.

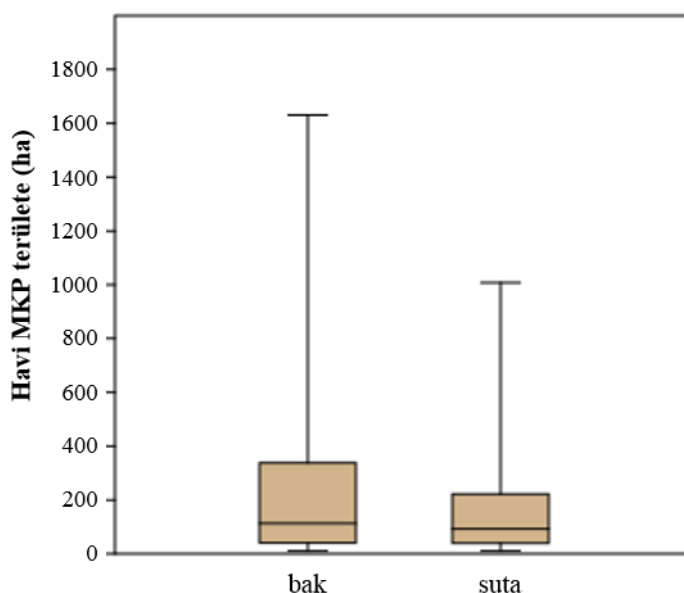
Az eredmények megerősítésére végzett számítás, az ártéren és a mezőgazdasági területen jelölt egyedek MKP-méreteiből számolt havi átlagok összehasonlítása is arra az eredményre vezetett ($t = 3,584$; $df = 11$; $p = 0,0043$), hogy az ártéri erdőben jelölt özek kisebb méretű mozgáskörzeteket használnak. A havi mozgáskörzetek havonkénti átlagai a **4. táblázatban** láthatók. Június és augusztus hónapokban a mezőgazdasági területen jelölt özek mozgáskörzet-méreteinek átlagai kisebbek (májusban is, de mindössze 0,7 hektárral), az összes többi hónapban az ártéri erdőben jelölteké.

4. táblázat A jelölt őzek havi mozgáskörzet-méreteinek havi átlagai jelölés helye szerinti bontásban (Mg.: mezőgazdasági terület)

Hónap	Területméret (ha)	
	Ártér	Mg.
január	297,5	732,5
február	250,2	614,6
március	243,6	452,9
április	89,4	273,3
május	66,9	66,2
június	51,0	105,8
július	39,8	69,0
augusztus	72,7	25,9
szeptember	85,3	106,0
október	137,3	418,5
november	96,1	542,2
december	185,4	739,2

4.1.2. A bakok és suták mozgáskörzet-nagyságainak összehasonlítása

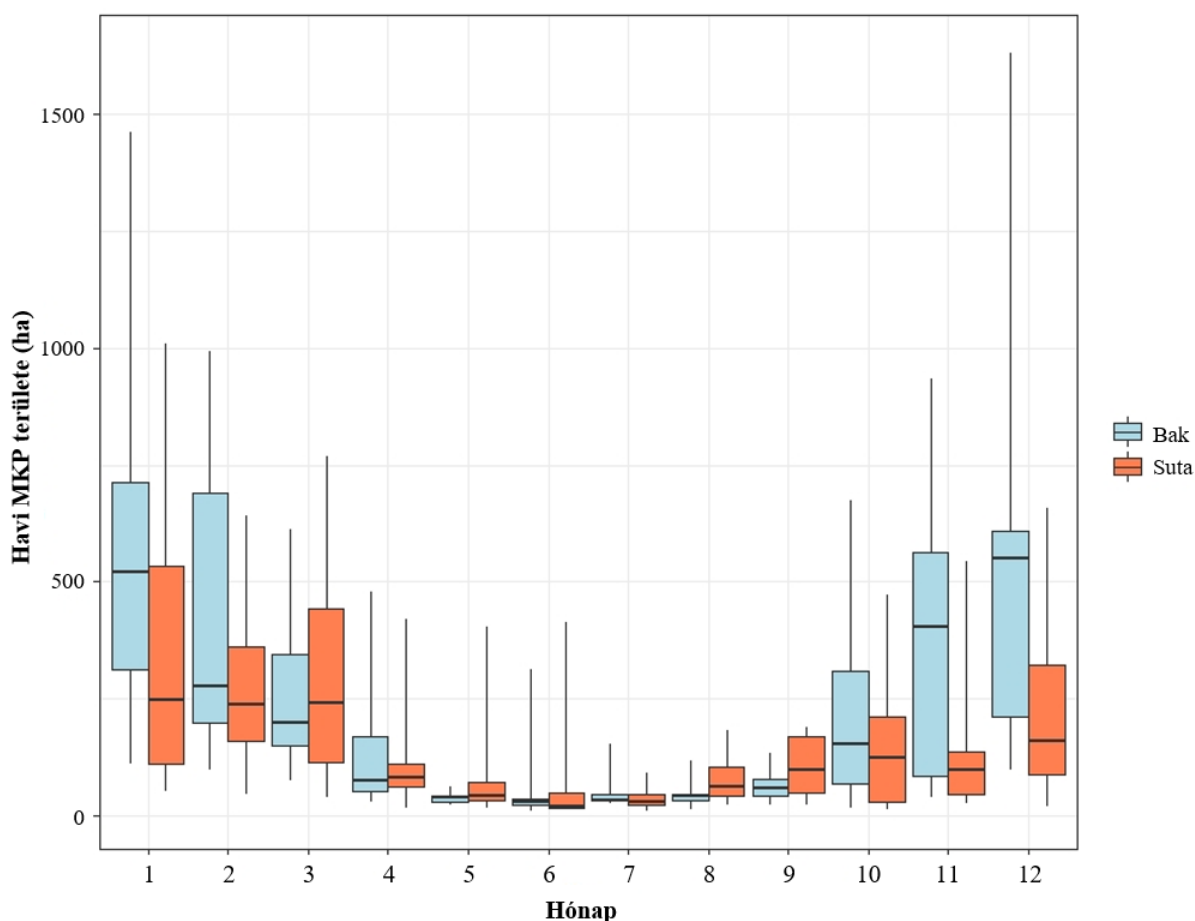
A bakok havi mozgáskörzeteinek minimuma 10,7 ha, maximuma 1.631 ha, átlaga 245 ha, szórása 302,9 ha, mediánja 113,3 ha-nak adódott. A suták esetében a minimum 10,4 ha, a maximum 1.007,3 ha, az átlag 165,4 ha, a szórás 181,7 ha, a medián 92,6 ha volt (**6. ábra**).



6. ábra A jelölt bakok és suták havi mozgáskörzet-méretei

Az eredmények szerint (Mann-Whitney $U = 10.911$; $p = 0,12$ NS) nem volt szignifikáns különbség a két ivar havi mozgáskörzeteinek mérete között éves szinten. (A nagy elmozdulások

megtartásával elvégzett számítás eredménye is hasonló, lásd **11. Melléklet.**) Az adatok szemléltetésére havonkénti bontásban is elkészítettem egy ábrát (**7. ábra**), de az adatsorok eloszlása sajnos nem tette lehetővé a statisztikai bizonyítást.



7. ábra A jelölt bakok és suták havi mozgáskörzet-méretei havonkénti bontásban

A diagram alapján az látható, hogy március, április és május hónapokban a suták mozgáskörzeteinek mediánjai nagyobbak, míg a többi hónapban a bakokéi, illetve nagyobb eltérés a mediánokban november, december és január hónapokban figyelhető meg.

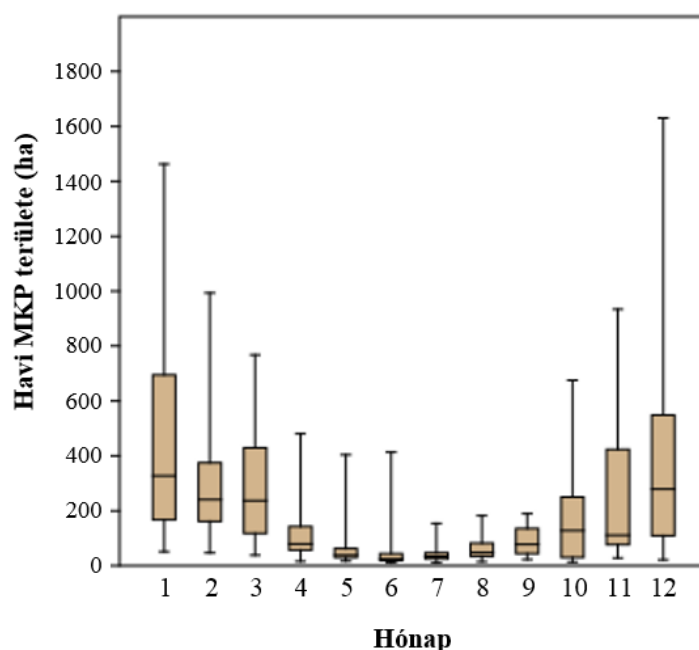
Az eredmények megerősítésére végzett számítás, a bakok és suták MKP-méreteiből számolt havi átlagok összehasonlítása sem mutatott szignifikáns eltérést ($t = 2,084$; $df = 11$; $p = 0,061$ NS). A havi mozgáskörzetek havonkénti átlagai az **5. táblázat**ban láthatók. Az átlagok március, május, augusztus és szeptember hónapokban nagyobbak voltak a sutáknál, míg a többi hónapban a bakok átlagai voltak nagyobbak.

5. táblázat A jelölt őzek havi mozgáskörzet-méreteinek havi átlagai ivar szerinti bontásban

Hónap	Területméret (ha)	
	Bak	Suta
január	603,3	353,5
február	422,7	272,9
március	272,1	303,0
április	141,9	106,4
május	39,4	88,2
június	65,0	55,4
július	57,0	35,2
augusztus	44,8	80,1
szeptember	63,9	103,5
október	219,1	150,8
november	374,2	130,2
december	572,1	222,9

4.1.3. A vizsgált egyedek mozgáskörzet-nagyságainak havonkénti összehasonlítása

A havi MKP-k méreteinek minimuma 10,4 ha és 51,3 ha között alakult, a maximumok 151,4 ha és 1.462,4 ha között alakultak, míg az átlagok 43,4 ha és 455,7 ha között, a szórások 33,6 ha és 378,1 ha között, a mediánok 24,6 ha és 327 ha között változtak (**8. ábra**). Az adatsorok részletes leíró statisztikája a **12. Melléklet**ben látható.



8. ábra A jelölt őzek havonkénti mozgáskörzet-méretei

A Kruskal-Wallis teszt szerint a havi mozgáskörzet-méreték különböznek egymástól ($\chi^2 = 144,7$; $p < 0,05$). A post hoc tesztként elvégzett Mann-Whitney U tesztek eredménye a Bonferroni tesztel ellenőrizve a **6. táblázat**ban látható.

6. táblázat A jelölt egyedek havi mozgáskörzet-méreteinek összehasonlítása során kapott Mann-Whitney U értékek és Bonferroni tesztel ellenőrzött szignifikancia szintjük

	Jan.	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.	Dec.
Jan.												
Febr.	335											
Márc.	301	582										
Ápr.	97**	168***	205**									
Máj.	31***	61***	72***	184								
Jún.	33***	67***	69***	138**	196							
Júl.	14***	19***	33***	129**	238	241						
Aug.	34***	48***	79***	225	245	168	181					
Szept.	52***	78***	121***	296	174	121*	120	208				
Okt.	114	213	251	269	176	137	135	174	190			
Nov.	163	302	344	255	121**	83***	88***	150	189	252		
Dec.	225	427	440	171	88***	67***	60***	96**	122*	181	241	

* $p < 0,05$
 ** $p < 0,01$
 *** $p < 0,001$

Narancssárgával jelöltem a szignifikáns különbségeket mutató cellákat, zölddel pedig az október hónapot, mivel annak MKP-méretei egyik hónaptól sem különböztek. Látható, hogy a májusi, júniusi, júliusi, augusztusi és szeptemberi értékek különböztek a decemberi, januári, februári és márciusi értékektől. Az áprilisi és novemberi értékek különböztek a júniusi és júliusi értékektől, illetve a novemberiek a májusiaktól is. Az októberi MKP méretek egyik hónap méreteitől sem különböztek. (A nagy elmozdulások megtartásával elvégzett számítások is hasonló eredményre vezettek, lásd **13-15. Melléklet**.)

4.2. A Tiszán történő átúszások vizsgálata

4.2.1. Az átúszások száma

Tíz egyed a 13-ból legalább kétszer keresztezte a folyót, ami azt jelenti, hogy nem volt olyan egyed, amely egyszer úszott volna át a túlpartra és nem tért vissza (**7. táblázat**).

7. táblázat A jelölt egyedek Tiszán történő átúszásának dátumai és időpontjai

Kódszám	Az átúszás időpontja	A visszatérés időpontja
B1	2007.04.17. 09:00	2007.04.17. 18:00
	2007.04.25. 09:00	2007.04.25. 12:00
	2007.04.25. 15:00	2007.04.25. 18:00
S1	2007.01.17. 12:00	2007.01.18. 15:00
	2007.07.31. 15:00	2007.08.02. 03:00
	2008.07.15. 03:00	2008.07.15. 06:00
S3	2007.05.07. 12:00	2007.05.07. 18:00
	2007.11.01. 12:00	2007.12.03. 00:00
	2007.12.03. 06:00	X
B2	2007.10.15. 06:00	2007.10.15. 09:00
	2008.01.31. 15:00	2008.02.02. 03:00
B3	2007.04.02. 00:00	2007.04.05. 06:00
	2007.04.24. 21:00	2007.04.27. 09:00
	2007.05.03. 06:00	2007.05.06. 06:00
S4	2007.10.10. 18:00	2007.10.16. 06:00
	2007.10.16. 21:00	2007.10.18. 06:00
	2007.10.18. 18:00	2007.10.22. 12:00
	2007.10.23. 18:00	2007.10.24. 06:00
	2007.10.24. 18:00	2007.10.25. 06:00
	2007.10.26. 18:00	2007.10.27. 06:00
	2007.10.27. 21:00	2007.10.29. 06:00
	2007.11.01. 18:00	2007.11.03. 06:00
	2007.11.03. 18:00	2007.12.31. 15:00
	2008.01.01. 00:00	2008.03.05. 15:00
	2008.10.15. 00:00	2008.10.16. 03:00
S5	2007.04.25. 06:00	2007.04.25. 09:00
	2007.05.12. 06:00	2007.05.12. 15:00
	2007.05.13. 09:00	2007.05.15. 21:00
B4	2007.08.07. 06:00	2007.08.07. 09:00
S6	2008.01.22. 15:00	2008.01.22. 21:00
	2009.04.06. 09:00	2009.04.06. 12:00
S7	2008.06.15. 15:00	2008.06.15. 18:00

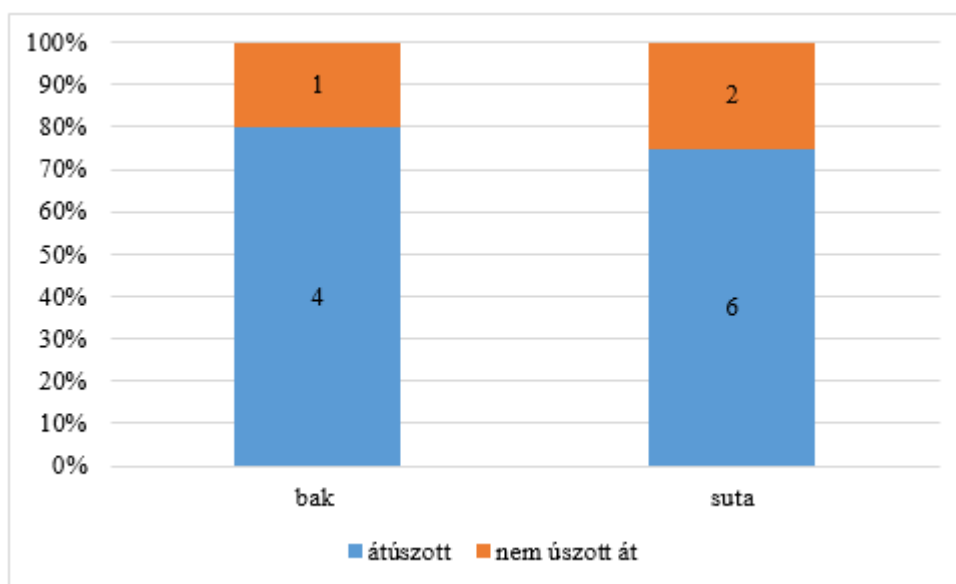
Három őz (S2, SG1, B7) egyszer sem keresztezte a folyót. A tíz egyed (4 bak és 6 suta) összesen 63-szor úszott át a Tiszán. A vizsgálati idő folyamán a vizsgált egyedek és az átúszások száma a következő volt (8. táblázat):

8. táblázat A nyomonkövetett őzek és az átúszások száma a vizsgálat éveiben

Év	2007	2008	2009	2010
nyomonkövetett egyedek száma (pld.)	10	11	7	1
úszó egyedek száma (pld.)	8	5	1	0
átúszások száma	49	12	2	0

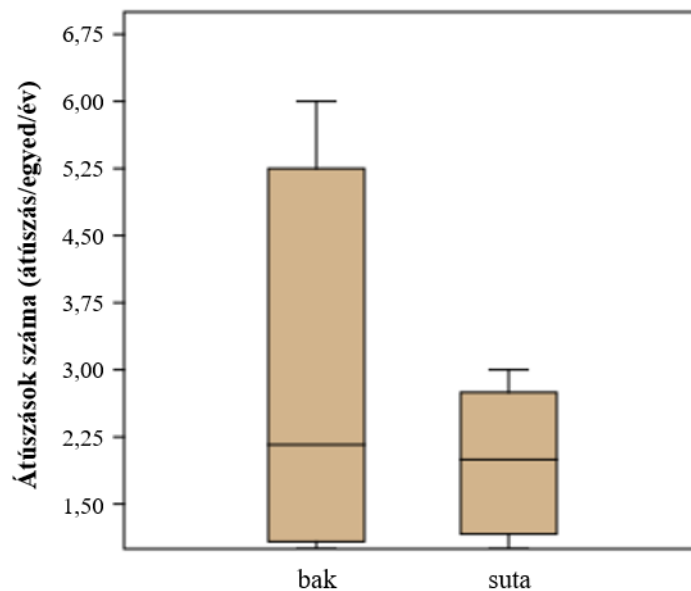
Az S4 kódszámú suta a vizsgálat ideje alatt 22-szer úszta át a folyót, ez az érték 3,7-szerese a második legtöbbször úszó őz átúszásainak. A torzítások elkerülése érdekében az átúszások számára irányuló vizsgálatokból ennek az egyednek az átúszásait kizártam.

Minden évszakban történt átúszás, nappal és éjjel egyaránt. Nem találtam különbséget az “úszók” ivarok közti megoszlásában ($P = 1,00$ NS) (**9. ábra**). Az öt baktól négy, míg a nyolc sutából hat átúszta a folyót.



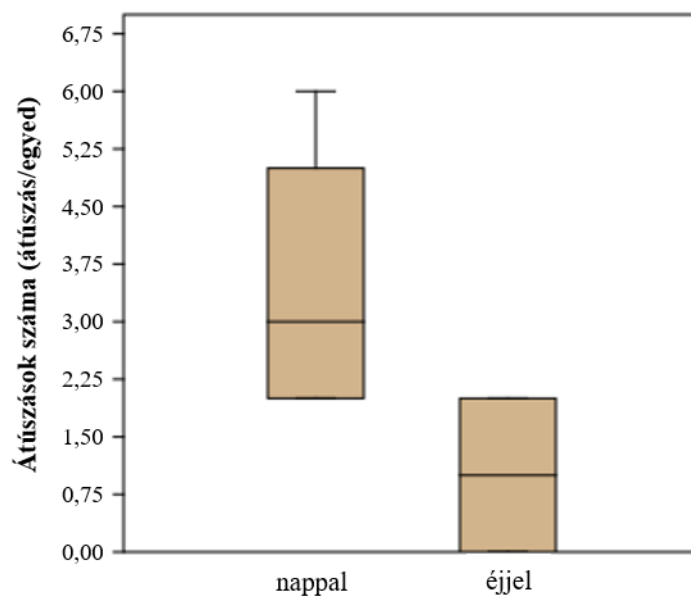
9. ábra A Tiszán átúszó egyedek ivarok közötti eloszlása

Nem volt különbség az átúszások ivarok szerint összevetett számában sem ($t = 0,7974$; $df = 7$; $P = 0,4514$ NS) (**10. ábra**).



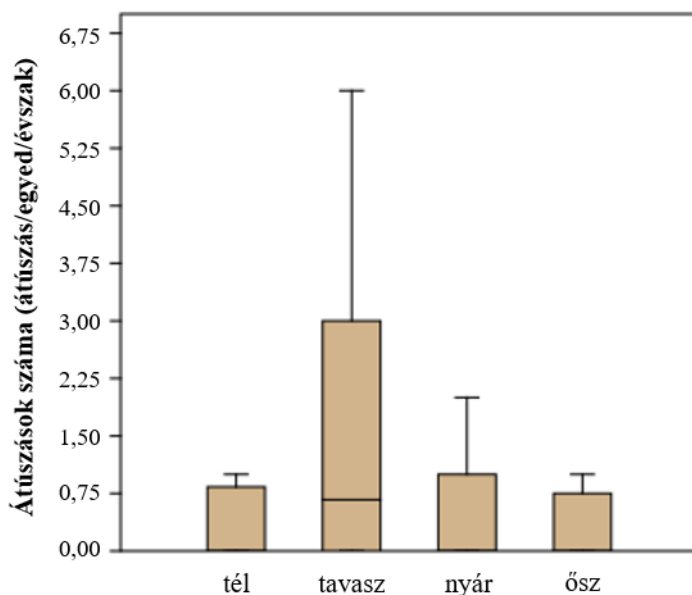
10. ábra A Tiszán történő átúszások száma ivarak szerint csoportosítva

Különbég adódott az átúszások számában a napszakok között ($t = 4.082$; $df = 16$; $P = 0,0009$): több átúszás történt a nappali időszakban (**11. ábra**).



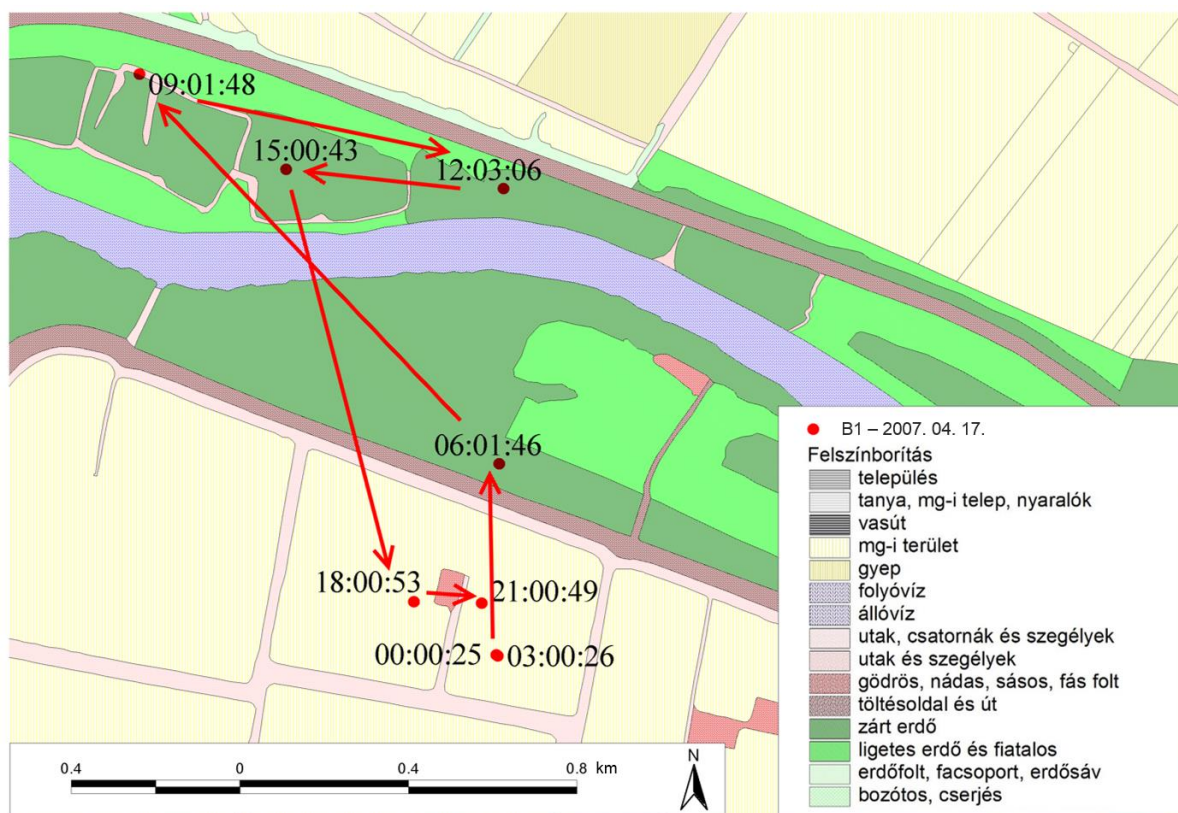
11. ábra A Tiszán történő átúszások száma napszakokra bontva

Abszolút értékben a tavaszi átúszások száma volt a legnagyobb (tél: 8, tavasz: 22, nyár: 8, ősz: 3), de nem találtam igazolható különbséget az átúszások (átúszás/egyed/évszak értékre normált) gyakoriságában az évszakok között (Kruskal-Wallis teszt: $KW = 2,535$; $P = 0,469$ NS) (**12. ábra**).



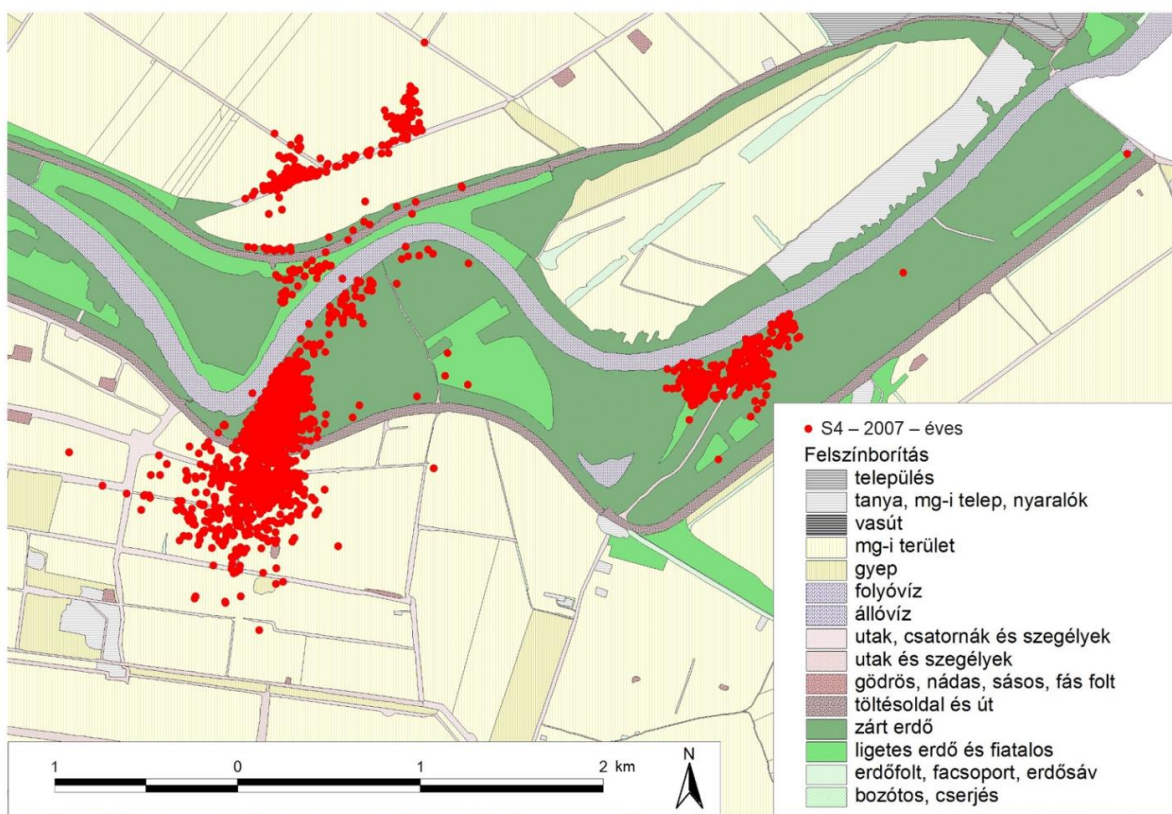
12. ábra A Tiszán történő átúszások száma évszakokra bontva

A nyomkövetett őzek különböző számban és különböző gyakorisággal úszták át a Tiszát. Néhány állat még az átúszás napján visszatért, például a B1 bak kétszer keresztezte a folyót egy napon (reggel átúszott, este pedig vissza) (13. ábra).



13. ábra A B1 őzbak 2007. április 17-i lokalizációs pontjai

2007 októberétől 2008 márciusáig az S4 kódszámú suta otthonerülete a Tisza két oldalán helyezkedett el, ez 20 átúszást jelentett, amiből 17 alkalom kevesebb, mint 1 hónap alatt történt. November és december között 58 napot, majd január és március között 64 napot töltött a túloldalon átúszás nélkül. A következő átúszása 2008 októberében történt (**14. ábra**). Ahogyan azt korábban említettem, a kiugró értékek miatt ezen suta adatait az átúszások számára irányuló vizsgálatokból kizártam.

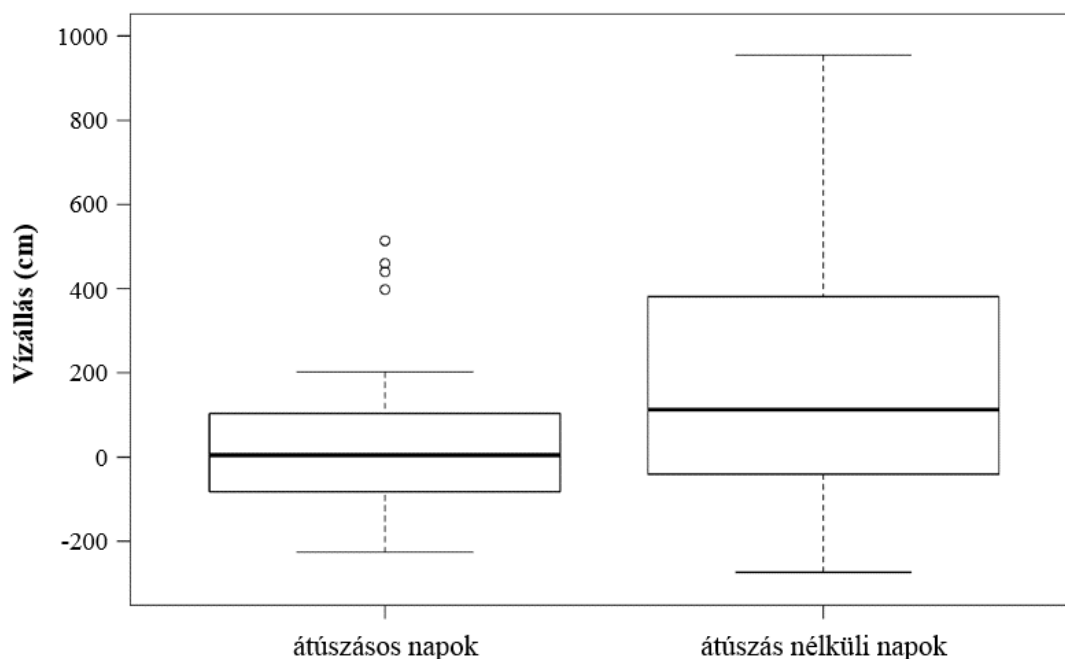


14. ábra Az S4 özsuta 2007. évi lokalizációs pontjai

Egy másik, 2007 januárjában jelölt suta (S3) 2007. május 7-én egy fél napra, november 1-én 32 napra úszott átt, majd december 3-án véglegesen “átköltözött” a Tisza túloldalára. Két egyed (S1 és S6) közvetlenül a jelölés utáni szabadon engedést követően átúszott a folyón, de egyikük aznap, a másik pedig másnap vissza is tért. Összességében megállapítható, hogy az átúszások alkalmankéntinak mondhatók, rendszeresnek egyedül az S4 kódszámú sutánál.

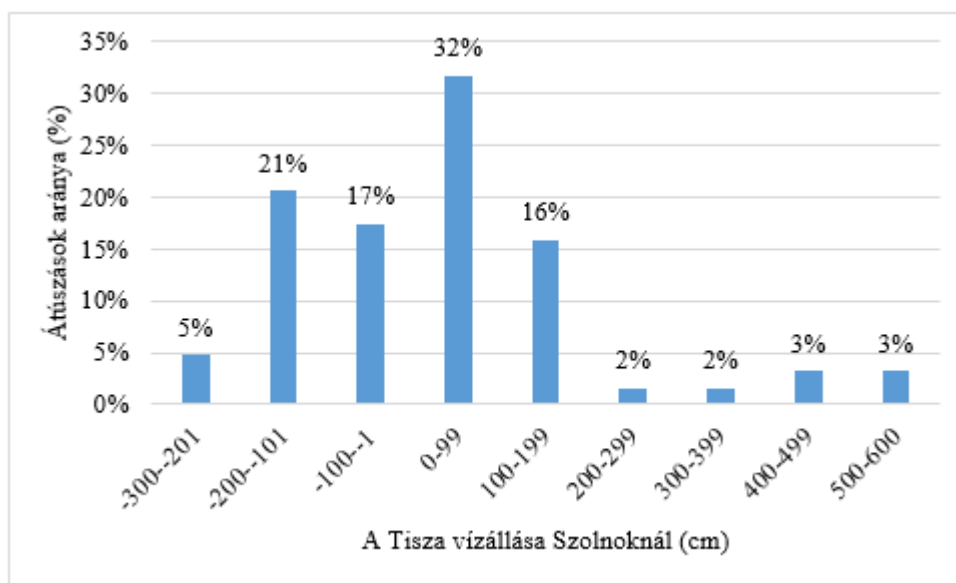
4.2.2. A vízszint jelentősége

Különbséget találtam az átúszásos és átúszás nélküli napok vízállási adatai között (Wilcoxon-féle rangösszeg próba folytonossági korrekcióval: $W = 31,854$; $p < 0,05$) (**15. ábra**).



15. ábra A Tisza vízállásai az átúszások napján, illetve azokon a napokon, amikor nem történt átúszás

Az átúszásos napok vízállási adatait külön elemezve látható, hogy az összes átúszás 90%-a 200 cm alatti vízállásnál történt (16. ábra, az arányok összege a kerekítések miatt 101%).



16. ábra Az átúszások eloszlása a Tisza vízállásainál

4.3. Az emberi zavarás hatásainak vizsgálata

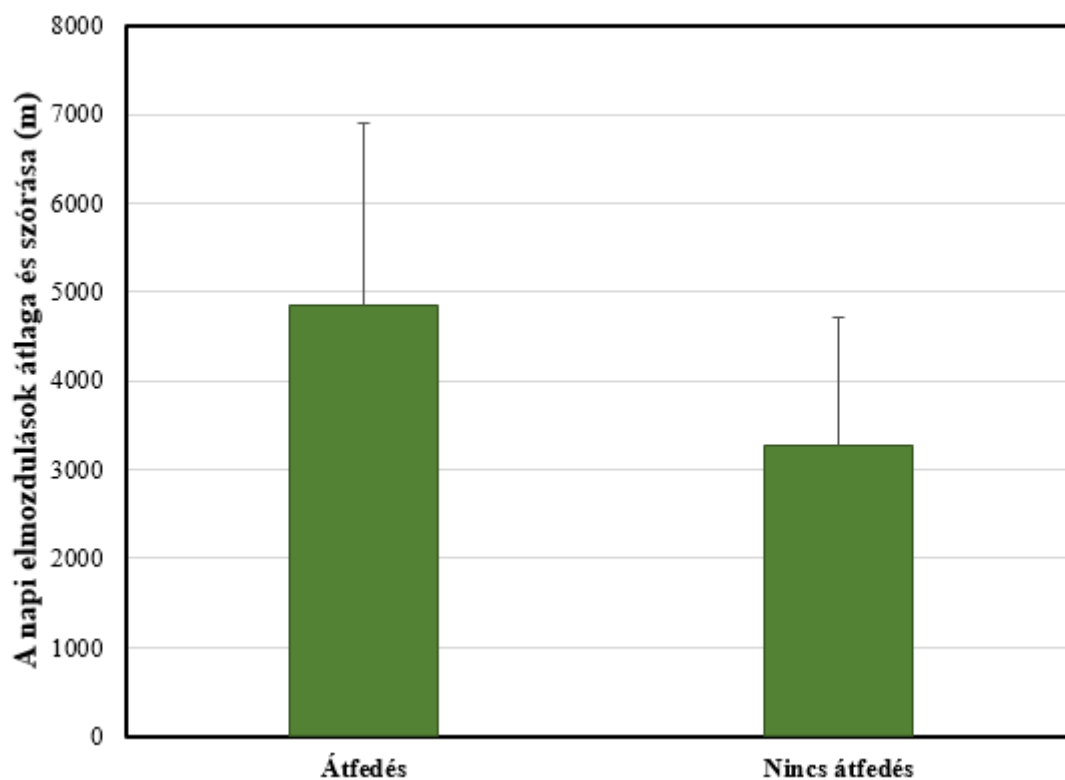
A 9. táblázatban láthatók a három vizsgálati év nyúlbefogásainak dátumai, illetve a jelölt egyedek aznapi elmozdulási távolságai. Piros színnel kiemelve láthatók azok az értékek, amikor az aznapi nyúlbefogás területe átfedésben volt az adott egyed napi lokalizációs pontjaival.

9. táblázat A három vizsgálati év nyúlbefogásainak dátumai, illetve a vizsgált egyedek aznapi elmozdulási távolságai

2007/2008			2008/2009				2009/2010			
Nyúlbefogás dátuma	Elmozdulási távolság (m)		Nyúlbefogás dátuma	Elmozdulási távolság (m)			Nyúlbefogás dátuma	Elmozdulási távolság (m)		
	B5	B6		B8	B9	S8		B8	B9	S8
nov. 27.	2168	1826	dec. 27.	2736	3529	4887	dec. 15.	3943	1796	4605
nov. 28.	1579	2100	dec. 28.	4667	4203	3908	dec. 16.	1099	2546	5904
nov. 29.	2448	3634	dec. 29.	1424	2692	2214	dec. 17.	5779	3071	3201
nov. 30.	2931	3488	dec. 30.	4401	6427	5158				
dec. 01.	6041	5838	dec. 31.	4555	4508	7182				
dec. 15.	3298	5726	jan. 02.	3488	2837	3928				
dec. 16.	6946	5074	jan. 03.	3260	4343	4446				
dec. 17.	2818	2504	jan. 04.	4466	4445	5002				
dec. 18.	643	3193	jan. 05.	3714	1897	1670				
dec. 19.	4834	5207	jan. 06.	4935	4350	5472				
dec. 20.	1496	1649	jan. 07.	5408	11008	6289				
dec. 21.	1393	1655	jan. 08.	5445	4310	3272				
dec. 22.	1666	1604	jan. 09.	2536	4174	2733				
dec. 23.	1360	3462								

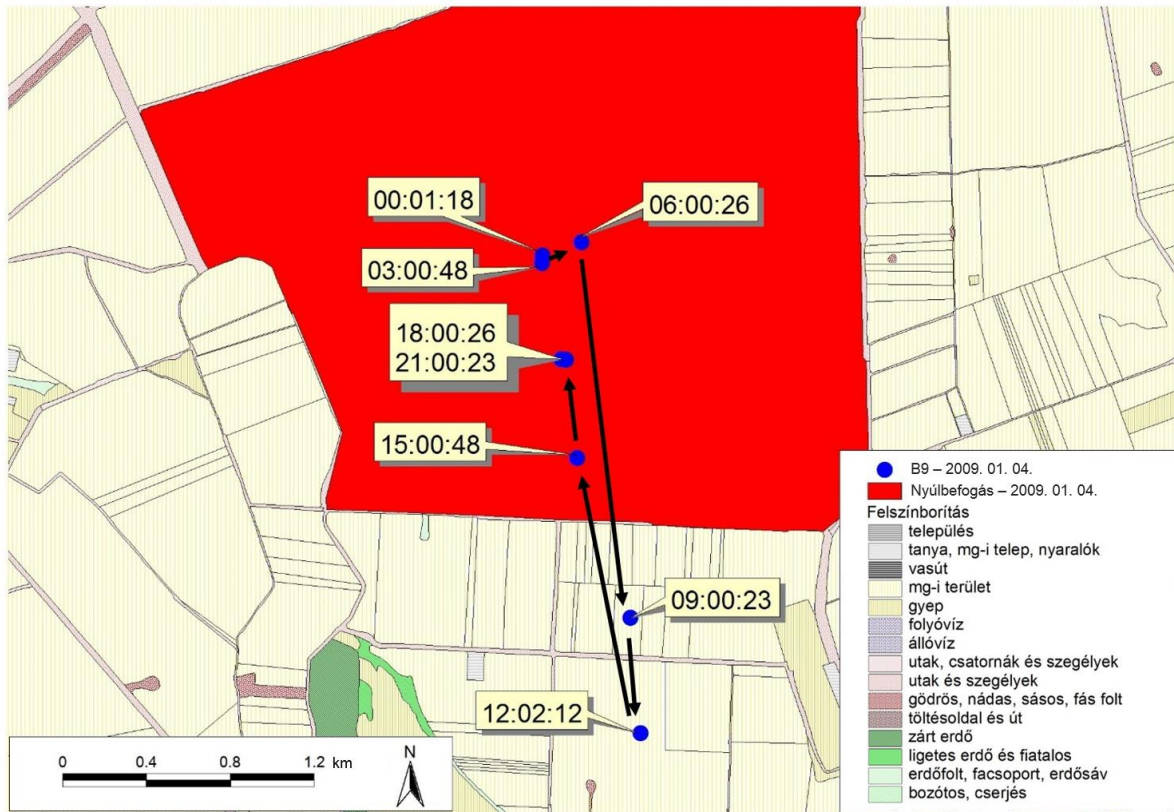
Pirossal jelölt számok: A napi lokalizációs pontok átfedésben vannak a nyúlbefogás területével.

A napi elmozdulási távolságok nagyobbak voltak azoknál az őzeknél, amelyek napi lokalizációs pontjai átfedésben voltak a nyúlbefogások területével (Welch approx. $t = 3.116$; $df = 26$; $P = 0,0044$) (17. ábra).



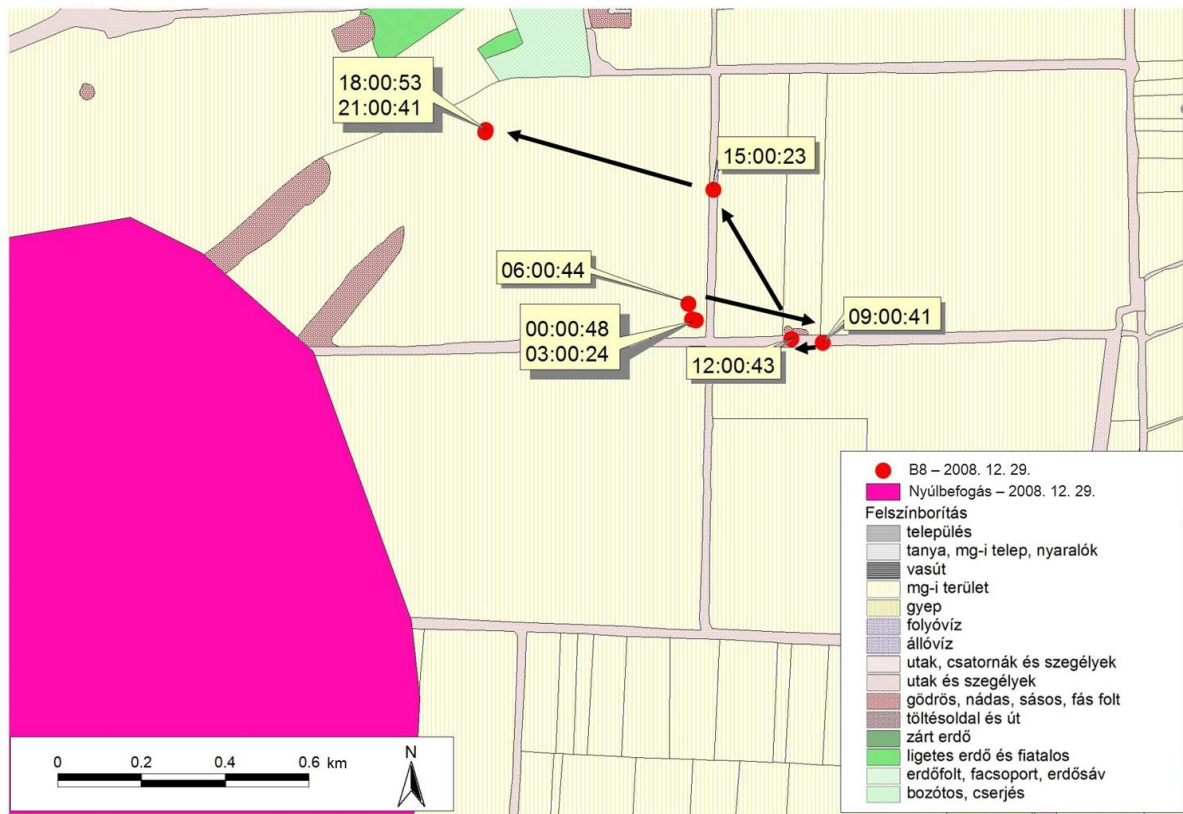
17. ábra A vizsgált őzek napi elmozdulási távolságai a napi lokalizációs pontok és a nyúlbefogások területének átfedése esetén, illetve amikor nem volt átfedés

Megfigyelhető, hogy amikor a nyúlbefogás elérte a B9 kódszámú őzbak tartózkodási helyét, az kimenekült a hajtott területből, majd mikor véget ért a befogás, rövid időn belül visszatért (**18. ábra**), ez elmondható volt a többi egyedről is (további példák a **16-21. Mellékletben**).



18. ábra A 2009. január 4-i nyúlbefogás területe és a B9 őzbak napi lokalizációs pontjai

Amikor a hajtott terület egy vizsgált őz közelében volt (pl. a B8 bak esetében 2008. 12. 29-én), de az egyed nem került bele közvetlenül a hajtásba, nem tapasztaltam kiugró elmozdulást (**19. ábra**) (további példák a **22-28. Mellékletben**).



19. ábra A 2008. december 29-i nyúlbefogás területe és a B8 ózbak napi lokalizációs pontjai

4.4. Új tudományos eredmények

1. Nagy pontosságú GPS-telemetriás adatok alapján igazoltam, hogy a vizsgálati területen belül a vegyes erdő-mezőgazdasági környezetben élő őzek mozgáskörzetei kisebbek voltak, mint a velük szomszédos, döntően mezőgazdasági területen élő őzeké. Az 5000 hektáros vizsgálati területen a két élőhelytípus adta környezeti tényezők különbségei különböző méretű mozgáskörzetek használatát eredményezték.
2. Megállapítottam, hogy az általam vizsgált bakok és suták havonkénti otthonterület-méreteiben éves szinten nem volt statisztikailag kimutatható eltérés, a két ivar egyedei az év folyamán összességében hasonló méretű területen mozogtak.
3. Az egyedek havi mozgáskörzet-méreteinek összehasonlítása alapján kimutattam, hogy éves léptékben két fő időszak különíthető el egyértelműen: a novembertől márciusig (tél) és a májustól augusztusig (nyár) tartó intervallum. A két időszakot mindössze rövid átmenetek választották csak el (április, szeptember-október). A téli területek nagyobbak voltak a nyáriaktól.
4. Megállapítottam, hogy a vizsgált őzek számára a kutatási területen a Tisza folyó nem jelentett természetes, mozgást korlátozó akadályt, gátat (barrier). A vizsgált egyedek háromnegyede átúszta a folyót, átúszás minden évszakban történt. Az átúszások évszagos számában statisztikailag igazolható különbséget nem találtam, de abszolút értékben a tavaszi átúszások száma volt a legnagyobb. Az őzek többször úszták át a Tiszát nappal. A bakok és a suták esetében egyforma arányban fordultak elő a folyót átúszó egyedek, illetve az ivarok között az átúszások számában sem volt éves viszonylatban különbség.
5. Az elemzések alapján kimutattam, hogy a vízszint hatással volt a Tiszán történő átúszásokra, alacsonyabb vízállásoknál az őzek többször úszták át a folyót.
6. Megállapítottam, hogy a nyúlbefogás, ami egy nagy zavarással járó, de csak alkalmankénti tevékenység, csak nagyon rövid időre, a zavarás napjára változtatta meg az őz mozgásmintázatát. A zavarás idején az őzek a közvetlenül érintett területet elhagyták, de rövid időn belül vissza is tértek.

5. Következtetések és javaslatok

5.1. A vizsgált őzek mozgáskörzeteinek nagysága

5.1.1. Az ártéren és a mezőgazdasági területen jelölt őzek mozgáskörzet-nagyságainak összehasonlítása

Eredményeim szerint az ártéri erdőben és a vele határos mezőgazdasági területen élő, megfigyelt őzek havi otthonterület-méretei kisebbek a kizárólag mezőgazdasági területen élő őzekénél. Több kutatásban is található arra utalások, hogy az erdőben (is) élő őzek otthonterülete kisebb, mint a mezei őzeké (ZEJDA & BAUEROVÁ 1985, LAMBERTI *et al.* 2006), de olyan publikációt nem találtam, amelyben egymáshoz közeli területeken és egy időben végrehajtott összehasonlító vizsgálat szerepelt volna. A legtöbb erre irányuló kutatás szerint az élőhelyválasztást befolyásoló két legfőbb tényező a búvóhely és a táplálék (pl. ZEJDA & BAUEROVÁ 1985, TUFTO *et al.* 1996, MYSTERUD *et al.* 1999, MORELLET *et al.* 2011). Az ártéri erdő folyamatosan, egész évben nyújt takarást, illetve táplálékot is, míg a mezőgazdasági területek mindkettőt csak időszakosan tudják biztosítani. Ezek alapján feltételezhető, hogy amennyiben kisebb területen rendelkezésre állnak a túléléshez szükséges források, akkor ott elegendő a kisebb otthonterület használata is. Ezt a havonkénti elkülönítésben megjelenített adatok is megerősítik, látható volt, hogy a májustól szeptemberig tartó időszakban az MKP-k méretei hasonlóan kicsik voltak a két élőhelyen, míg ezen az időszakon kívül nagy volt a különbség. Szakdolgozatomban (TÓTH 2010) azt az eredményt kaptam, hogy az ártéri erdőben jelölt őzek otthonterületeiben is nagy arányban volt jelen a mezőgazdasági terület, bár a magterületek – kevés kivétellel – az erdőben voltak. Az ártéri erdőben kevésbé gyakori az emberi aktivitás a mezőgazdasági munkálatok hiányában. A mezőgazdasági területekre történő kiváltással az őzek kiegészíthetik az erdőben fellelhető táplálékot, illetve a vegetációs időszakban a mezőgazdasági kultúrák takarást is nyújtanak. ZEJDA & BAUEROVÁ (1985) az emberi aktivitást említik meg a területméretek közötti különbségek kulcstényezőjeként. A saját, a kutatásban résztvevők és a vadászterületen dolgozó hivatásos vadászok tapasztalatai és a vizsgálatom más részében kapott eredmények alapján ezt nem tartom igazán hangsúlyos tényezőnek (bár természetesen lehet szerepe). A kizárólag mezőgazdasági területen élő őzeknél az erdő által adott állandóság hiánya okozhatja a nagyobb területméreteket. Összességében feltételezhető, hogy az ártéri erdőben és az annak közelében fekvő mezőgazdasági területeken a folyamatos takarás, a táplálékkínálat és az erdő biztosította folyamatos nyugalom miatt az őzek kisebb otthonterületeket használnak. Az eredmények azt mutatják, hogy ezen a kis vizsgálati

területen (5.238 ha) különböző méretű otthonterületeket használnak az őzek, így könnyen belátható, hogy a különböző élőhelyeken végzett más vizsgálatok mind-mind különböző eredményeket kaptak. Érdekes további kutatási irány lehetne Magyarországon, ugyancsak sík területen, de nagy, zárt erdőtümbben élő őzek otthonterület-méreteinek összehasonlítása az általam feldolgozott adatokkal, vagy esetleg olyan vizsgálati területen elkészíteni a kutatást, ahol mind a három féle élőhely megtalálható.

5.1.2. A bakok és suták mozgáskörzet-nagyságainak összehasonlítása

Mivel a bakok territóriumot tartanak fenn, a suták pedig ellenek, utódot nevelnek, feltételezhető lenne, hogy nem egyforma méretű területeket használnak. Az eredmények ennek ellenére azt mutatják, hogy a havonkénti otthonterület-méretük összességében nem térnek el egymástól az év folyamán. CEDERLUND (1983) vizsgálatában napi bontásban a bakok használtak nagyobb területeket, míg ZEJDA & BAUEROVÁ (1985) vizsgálatában éves szinten a suták otthonterületei voltak jóval nagyobbak. Valószínűsíthető, hogy az időszakosan előforduló kisebb-nagyobb viselkedésbeli, biológiai okok miatti különbségek kiegyenlítik egymást, vagy úgy is értelmezhető, hogy az ivari különbségek nem befolyásolják olyan mértékben a területhasználatot, hogy az az év folyamán eltérő legyen. Több kutatás is kimutatta, illetve korábbi vizsgálataim (TÓTH 2010) is igazolták, hogy mind a bakok (DEBEFFE *et al.* 2014), mind a suták (pl. LOVARI *et al.* 2008, RICHARD *et al.* 2008, BOCCI *et al.* 2013, DEBEFFE *et al.* 2014) tesznek kisebb-nagyobb kirándulásokat, valamint ismert tény, hogy a bakok territóriumot tartanak fenn (BRAMLEY 1970), amit akár több éven keresztül is tartanak a nyári időszakban (LINNELL & ANDERSEN 1998, MELIS *et al.* 2004). Leírták, hogy különbözik a gidát vezető és a gida nélküli suták területhasználata (BONGI *et al.* 2008). Az adatsorokat elemezve a különbségek ezen a vizsgálati területen azonban mégsem olyan mértékűek, hogy különbséget okozzanak a bakok és suták otthonterület-méreteiben. Ezekből az eredményekből arra lehet következtetni, hogy egy sík, alföldi területen, ahol nincsenek nagyragadozók – ugyan más-más módon, de – a két ivarnak közel egyforma területre van szüksége ahhoz, hogy a túlélése az év során biztosított legyen.

5.1.3. A vizsgált egyedek mozgáskörzet-nagyságainak havonkénti összehasonlítása

Az őzek területhasználatának évszakos különbségeit nagyon sok tanulmányban vizsgálták. Ezek eredményei nem, vagy nagyon kevés esetben összehasonlíthatók, mert az évszakok meghatározása nem egyértelmű. A három havonkénti naptári évszakok ökológiai értelemben nem különülnek el egymástól olyan élesen, a havi adatok összehasonlítása nyomán

azonban megláthatók az időszakos különbségek, amelyek alapján őz szempontjából lehet évszakokra osztani az évet. BÖRGER *et al.* (2006) szerint is mindig inkább rövidebb időszakokra bontva érdemes elemezni a területhasználati adatokat, mert ezzel a módszerrel következtethetünk arra, hogy melyeket tekinthetjük összefüggőnek. Eredményeim azt mutatják, hogy a november, december, január, február és március hónapok MKP-méretei nem különböznek egymástól, ugyanakkor eltérnek a május, június, július és augusztus hónapoktól, amelyek egymástól szintén nem különböznek. Az áprilisi értékek különböznek a januári, februári, márciusi, májusi, júniusi és júliusi értékektől. A szeptemberi értékek a januári, februári, márciusi, júniusi és decemberi adatoktól különböznek, míg az októberi adatok egyik más hónapéitól sem. Ezek alapján két fő periódus különíthető el: az egyik a novembertől márciusig terjedő, a másik pedig a májustól augusztusig tartó időszak, a fennmaradó három hónap pedig átmeneti időszaknak tekinthető. A két évszak leginkább tehát a tél és a nyár, rövid átmenetekkel. Az őz biológiai jellemzőit tekintve a bakok szempontjából ez az agancsfejlés és a kemény agancs időszaka, a suták tekintetében pedig az üzekedés utáni, vagy vemhességi időszak, illetve a gidanevelés időszaka (bár ez nem ennyire élesen elkülöníthető). ZEJDA & BAUEROVÁ (1985) kutatásukban három évszakot határoztak meg, úgymint tél (csoportképzés), tavasz (csoportfelbomlás) és nyár (reprodukciós időszak), míg SAID *et al.* (2009) a négy naptári évszakot különítették el.

Látható, hogy a téli területek nagyobbak, mint a nyáriak, ami a legtöbb feldolgozott irodalommal összhangban van (pl. ZEJDA & BAUEROVÁ 1985, SAID *et al.* 2009). Ennek oka feltehetően az lehet, hogy a téli időszakban a táplálékkínálat és a takarás is kisebb, így nagyobb területeket kell bejárni a túlélés érdekében. Egy kutatásban kaptak ezzel ellentétes eredményeket: CARVALHO *et al.* (2008) portugáliai vizsgálatukban a nyári otthonterületek mérete jóval kisebb volt a téliekéétől. A szerzők ezt a földrajzi és éghajlati viszonyokkal magyarázták, mivel az enyhe telet az őzek egy kisebb területen is képesek túlélni, míg a forró nyarat magasabban fekvő, hűvösebb területen vészelik át, de ehhez többet kell mozogniuk. Ez is az előbbi feltevést igazolja, hiszen ha a tél enyhe, tehát van vegetáció, akkor nem csökken nagymértékben a táplálékkínálat és a takarás, így az egyedeknek nem kell megnövelniük az otthonterület-méreteiket. Természetesen a kutatási területemen téli (RAMANZIN *et al.* 2007) vagy nyári migrációról (CARVALHO *et al.* 2008) nem lehet szó, hiszen teljesen sík terület lévén a különböző részek közt nincsenek meteorológiai különbségek.

5.2. A Tiszán történő átúszások vizsgálata

5.2.1. Az átúszások száma, ideje, lehetséges okok

QUIGLEY *et al.* (2014) megfigyeltek egy felnőtt méretű, szikához hasonlító szarvast, amint az a tengerben úszott Greystones közelében az Ír-tengerben. Ezek után a www.youtube.com weboldalaról kezdtek el olyan videókat gyűjteni, amik úszó szarvasféléről készültek akár tengeri, akár édesvízi környezetben, főként Észak-Amerikában. A legtöbb videófelvételen fehérfarkú szarvas (*Odocoileus virginianus*), feketefarkú szarvas (*O. hemionus*) és szitka feketefarkú szarvas (*O. hemionus sitkensis*) látható. Minden évszakban készültek felvételek úszó szarvasokról. Ezek alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a szarvasfélék jó úszók és valójában sokkal többször kereszteznek víztesteket, mint amire a megfigyelésekből következtetni lehetne. Ennek okai lehetnek pl. táplálékkeresés, párzási időszak, ragadozóelkerülés vagy akár a növekvő állománysűrűség is.

Eredményeim szerint a vizsgált egyedeket különböző módokon csoportosítva csak nagyon kevés különbség észlelhető az átúszások mintázatában. Mindkét ivar minden évszakban keresztezte a Tisza folyót. Az özek ivarok közti viselkedési különbségeit ismerve arra számítottam, hogy ezek jelen kondíciók közt is megmutatkoznak majd, de az eredmények ezt nem támasztják alá. Ezen túlmenően a különböző évszakokban az időjárás, ezáltal pl. a víz hőmérséklete széles skálán mozoghat, de úgy tűnik, ez nem befolyásolta az átúszásokat.

Szignifikáns különbséget kaptam az átúszások számai között a napszakokat vizsgálva: nappal a vizsgált egyedek többször keresztezték a folyót. Ennek lehetséges oka, hogy a nappali fények adta jobb látási viszonyok mellett az özek jobban tudnak tájékozódni. MOEN (1982, CIT. WHITEHEAD 1993) szerint a szarvasok bár nappal és éjjel is aktívak, de a színérzékelésük nappal jobb lehet, mint gondolnánk.

Az eredményeimből az átúszások oka nem meghatározható, esetleg feltételezések tehetők. Több publikációban is szerepel, hogy néhány alkalommal a suták akár több km-re is elmozdultak a megszokott otthonterületüktől (WAHLSTRÖM & LIBERG 1995, MYSTERUD 1999). LAMBERTI *et al.* (2004) szerint ennek okai lehetnek időjárási tényezők (pl. a hótakaró vastagsága, hőmérsékletváltozás), a ragadozónyomás vagy a táplálékkompetíció. Kutatásomban a suták 1-2 km-nél többet soha nem mozdultak el a Tiszán történő átúszás után, közel maradtak a parthoz órákon, esetleg napokon át, majd visszaúsztak. Figyelembe véve a kis elmozdulást, nem valószínű, hogy a meteorológiai tényezők vagy a táplálékkompetíció lenne a magyarázat az átúszásra.

WHITEHEAD (1993) arról számolt be, hogy az őz habozás nélkül a vízbe menekül, ha kutyák üldözik. Más szarvasfélék, pl. a fehérfarkú szarvasok egyik sikeres ragadozóelkerülési stratégiája a vízbe menekülés (BARKALOW & KELLER 1950; SWEENEY *et al.* 1971; HEWITT 2011). A vizsgálati területen egyedül a kóbor kutyák jelenthetnek veszélyt a felnőtt őzekre (bár a vadászatra jogosult nagy hangsúlyt fektetett ezek távoltartására), lehetséges, hogy egy-egy ilyen esetben az őz az átúszást választotta a menekülés módjának. Amikor az őz úszik, csak a feje és esetleg a nyaka felső része van a felszín felett (WHITEHEAD 1993, **20. ábra**).



20. ábra Úszó őzbak (Fotó: Vojto Szücs)

Két vizsgált őz közvetlenül a jelölés utáni szabadon engedést követően átúszott a folyón, de ezek az egyedek is visszatértek néhány óra múlva. MORELLET *et al.* (2009) leírták, hogy a befogás okozta stressz miatt rövid távon megváltozhat az őzek viselkedése. Feltételezhető, hogy ezekben az átúszásokban szerepet játszott a befogás és jelölés okozta stressz, de mivel a két egyed (S1, S6) nem csak ezeken az alkalmakon úszta át a folyót, illetve rövid időn belül visszatértek, adataikat nem zártam ki a vizsgálatokból.

5.2.2. A vízszint hatása az átúszásokra

Úszó szarvasfélékről és egyéb emlősökről szóló információk számos publikációban fellelhetők, de az általam találtak közül egy sem tartalmaz vízszint adatokat és ezek úszást befolyásoló hatására vonatkozó megállapításokat. Eredményeim szerint különbség volt az átúszások napok és a többi nap vízszintjei között a vizsgálati időn belül. Az átúszások napjain a vízállás alacsonyabb volt, mint azokon a napokon, mikor nem történt átúszás. Tovább vizsgálva, az átúszások 90%-a 200 cm-es vízállás alatt történt. Ahhoz, hogy ez megfelelően értelmezhető legyen, szükséges a vízállás jelentésének ismerete. Az általam megadott vízállási adatok ún. relatív vízállási adatok, tehát a vízmércé „0” pontjához viszonyított, cm-ben megadott értékek. A nullpont egy viszonyítási pont, nem feltétlenül kapcsolódik valamilyen fizikailag is létező tárgyhoz, pl. mederfenékhez. A vízszint a nullpont alá is süllyedhet, ilyenkor a relatív vízállás értéke negatív. A Tiszán az 1842. évi kisvízszint magasságára helyezték a nullpontokat, amit tengerszint feletti magasságban határoztak meg. A Tisza szolnoki vízmércéjének nullpontja 78,78 m tengerszint feletti magasságon található (HTTP2). Ezek alapján tehát a víz mélységét nem tudjuk meghatározni. Fontos adat, hogy a Tiszán mért legalacsonyabb vízállás 2003 augusztusában -279 cm volt (HTTP3), de a folyó akkor sem száradt ki. Ha tehát ehhez a vízszinthez hozzáadjuk a vízállási adatokat, láthatjuk, hogy legalább milyen mélységgel kell számolnunk. A terület hivatásos vadászai szerint olyan alacsony vízállás nem volt a vizsgálat idején, amikor az őzek úszás nélkül át tudtak volna kelni. A folyó szélessége, a víz sebessége, a sodrás erőssége viszont változhatott a vízállásokkal. Feltételezhető tehát, hogy nem maga a víz mélysége a kulcsfontosságú. Logikusnak tűnik, hogy az alacsonyabb vízszint – ezáltal esetleg a folyó szélességének és sodrásának csökkenése – jobb lehetőséget és magasabb fokú biztonságérzetet jelenthet az átúszáshoz.

Több szarvasféle is kitűnő úszóként ismert, képesek igen széles víztestek átúszására is. Gyakori volt például az úszó gímszarvasok megfigyelése a Skót-Felföldön, ahol csak a tengeröblök, a hegyi lejtők, az utak és az erdők működnek génbarrierként (PÉREZ-ESPONA *et al.* 2008).

A szibériai őznél több esetben is leírták az időszakos migrációt (DANILKIN *et al.* 1992, DANILKIN 1996). A balti régióban a kutatók pontosan fel tudták térképezni az őzek vándorlási útvonalát nyugatról keletre (figyelemre méltó szabályossággal, majdnem minden május-júniusban megfigyelhető mozgás alapján). Ilyenkor az őzek általában kis – kettes-hármas – csoportokban keresztezték a 15 km hosszú Narva folyót. Kisebb léptékű vándorlást figyeltek meg a Felső-Narván, a Finn-öböl partja és Ivangorod között, a Luga folyón és Sabsk-Ivanovskoye közelében (RUSAKOV 1978 CIT. DANILKIN 1996; VERESHCHAGIN & RUSAKOV 1979

CIT. DANILKIN 1996). A Narva szélessége sehol nem éri el az 500 m-t, a Luga pedig még keskenyebb. Más európai országokban is megfigyelték az időszakos migrációt (pl. MYSTERUD 1999; LAMBERTI *et al.* 2004). CAGNACCI *et al.* (2011) szerint a mozgások a topográfiai változatosságtól függenek. Több tanulmányban is arra jutottak, hogy a tavak és folyók barrierként viselkednek több emlős számára [karibu (*Rangifer tarandus caribou*): MCLOUGHLIN *et al.* (2004), jávorszarvas: PETERSON (1955 CIT. WHITEHEAD 1993), gímszarvas: PÉREZ-ESPONA *et al.* (2008)], de a vizsgált víztestek jóval nagyobb kiterjedésűek voltak, mint a Tisza. Tekintve, hogy a vizsgálati terület teljesen sík, így a topográfiai különbségek szintén nem lehetnek az átkeléseket befolyásoló tényezők.

JUHÁSZ (2015) egy, a Tisza folyó két oldalán működő vadászatra jogosult őzgazdálkodásáról számolt be. Leírta, hogy egymást követő öt évben is az egyik oldalon terítékre hozott bakok agancstömegei mindhárom korosztályban kb. 50 g-mal többnek bizonyultak, mint a másik oldalon. A két oldal között különbségként egyedül a talajtípusokat találták. Az ötödik évben a „rosszabb” oldalon terítékre került két kapitális (kiskoponyával 546 g és 614 g trófeatömegű) bak, ami után az a kérdés merült fel, hogy az ott élő őzek genetikai állománya is lehet-e olyan jó, mint a másik oldalon élőké (a szerző nem vitatta a környezeti tényezők fontosságát az agancsfelrakásra). Eredményeim alapján nem valószínű, hogy a Tisza két oldalán élő őzek genetikájában akkora különbség lehetne, mert valószínűleg azon a területen is történnek átúszások, ahogy az a vizsgálati területemen megfigyelhető volt, véglegesen is „átköltözhetnek” egyedek a másik oldalra.

5.3. A nyúlbefogás, mint a területen jelentkező legnagyobb zavarás vizsgálata

PADIÉ *et al.* (2015a,b) megállapították, hogy az őz megváltoztathatja élőhelyhasználatát különböző kockázati szinteken (például vadászati nyomás mellett), de ez általában nem azt jelenti, hogy az egyed elhagyja addigi mozgáskörzetét. BONGI (2008) szerint a cserkelő vadászat nem befolyásolja az őzek területhasználatát, míg a vaddisznó és az apróvad társasvadászata (hajtás) – főként kutyákkal folytatva – szignifikánsan befolyásolja viselkedésüket, annak ellenére, hogy ezen vadászati módok gyakorlása során az őz nem zsákmányfaj. Az adatok és a térképek azt mutatják, hogy az élőnyúl befogás csak azoknál az őzeknél eredményezte a napi mozgáskörzet megváltozását, amelyek közvetlenül belekerültek a hajtások területére. Ilyenkor az egyedek kimenekültek a hajtás területéről, majd amikor az véget ért, vissza is tértek. HEIDRICH (2010) szakdolgozatában ugyanezen a vizsgálati területen három őz egy évi adatait elemezve arra jutott, hogy a 2008/2009. téli nyúlbefogás két hetében, illetve az utána következő két hétben a vizsgált egyedek MKP-területei nőttek. Napi MKP-területek átlagait ugyanazokban a kéthetes

periódusokban vizsgálva szintén ezt az eredményt kapta. Az állatok napi MKP-területeit elemezve csak ott volt látható kiugró növekedés, ahol a nyúlbefogás területe átfedésben volt a jelölt egyed napi mozgáskörzetével. A kétheti MKP-területek növekedését nem tartotta feltétlenül a zavarás eredményének. Az én eredményeim is ezt támasztják alá (a nyúlbefogások idején nőtt az egyedek elmozdulása, ha közvetlenül bekerültek a hajtások területébe). Úgy látszik, hogy ez a fokozott emberi aktivitással járó, hangos, mozgalmas, de rövid ideig tartó tevékenység, vagy ehhez hasonló tevékenységek ugyan zavarást okoztak az őznek, de a területhasználat csak egy nagyon rövid időre és nagyon kis területen változott meg. Felmerülhet az a kérdés, hogy mi történne, ha ezek a zavarások rendszeressé válnának. Jelentősen nagyobb mintaszámú vizsgálatoknál GRIGNOLIO *et al.* (2011) és BONGI (2008) megállapították, hogy azok a hajtóvadászatok, amelyeken kutyát is használtak, tartósan megváltoztatták az őzek területhasználatát. Ezek a vadászatok nem egyszer, hanem egy vadászati idényen keresztül rendszeresen fordultak elő. GRIGNOLIO *et al.* (2011) vizsgálatukban pl. szeptember harmadik vasárnapjától január végéig minden szerdán, szombaton és vasárnap lehetett 30-50 vadász részvételével vaddisznóhajtást rendezni, bár feltételezhető, hogy a hajtások nem mindig ugyanazon a területen voltak. SUNDE *et al.* (2009) gímtehenek esetében vizsgálták a hajtóvadászatok közbeni és utáni területhasználatot. Két szezonban összesen 21 vadászat hatásait elemezték, tehát ebben a vizsgálatban is rendszeres volt a zavarás. A hajtások a szarvasok tartózkodási területétől számított 1,5 km-en belül történtek. A vadászatok felénél a szarvasok elhagyták addigi otthonterületüket és átlagosan 6 nap múlva tértek vissza, illetve csökkentették nappali aktivitásukat. Ennél a fajnál látható, hogy a rendszeres zavarás milyen változásokat okoz a területhasználatban. Mezei nyúl esetében is történtek hasonló vizsgálatok, ZACCARONI *et al.* (2012) kis kutyafalkás rókadászatok mezei nyulak területhasználatára gyakorolt hatásait vizsgálták. Négy vadásznapon (2 hónap alatt) naponta 4 kutyával vadásztak. A 15 vizsgált mezei nyulból összesen egy alkalommal egy példány menekült messzebbre, a többi nyúl területhasználatában még a vadászatok napján sem figyeltek meg változást, igaz, a négy vadásznapi sem tekinthető rendszeres zavarásnak. A mezei nyúl és a gímszarvas esetében esetleg a viselkedésszerű különbségek miatt is születhettek ezek az eredmények, hiszen a szarvas valószínűleg inkább a menekülést, míg a nyúl sokszor az utolsó pillanatig történő lapulást választja kockázatelkerülési módként. Az őz esetében ez PADIÉ *et al.* (2015a) vizsgálatai alapján változó, sok esetben az őz is inkább a lapulás mellett dönt. Feltételezhető, hogy mivel a nyúlbefogások évente egyszer, 3-14 nap hosszúságban kerültek megrendezésre – és akkor sem érintették minden nap közvetlenül a vizsgált egyedek napi mozgáskörzetét –, ez az alkalmi zavarás nem tudta hosszabb távon befolyásolni az őzek területhasználatát.

Ennek egy gyakorlati kihasználása az őztarvad vadászati gyakorlata egy másik alföldi vadászterületen, ami szintén megerősíti a fenti feltételezést. Egy hivatásos vadász szóbeli tájékoztatása szerint a területükön évente 120-140 őztarvad kerül terítékre, ezek elejtését pedig 5 külföldi bérvadász 3 nap alatt teljesíti (természetesen hivatásos vadász kíséretében). A vadászati mód barkácsolás, a vadászok olyan fegyverrel és optikával rendelkeznek, ami lehetővé teszi akár a 400 m-ről történő elejtést is. Egy őzcsapatból több tarvadat is el tudnak ejteni, mivel az őzek nem ismerik fel vagy találják meg a veszély forrását, így nem is tudnak merre elmenekülni. A magyar vadászetikában ez nyilvánvalóan aggályokat vet fel, viszont a hivatásos vadász elmondása alapján ez után gyakorlatilag nincs vadászati zavarás, néhány nap múlva az őzek „elfelejtik” a történeteket, nem menekülnek el az autótól. Más vadászterületeken, ahol szintén barkácsolást alkalmaznak, de folyamatosan a vadászati idényben, az őzek már nagyon messziről menekülnek az autótól. Az okozott stressz az időtartama miatt valószínűleg jóval kisebb, mint az egész vadászati idényen át történő vadászat. Ez a fajta vadászat persze nem javasolható és nem is megoldható a vadászterületek különböző adottságai miatt. Gyakorlati szempontból érdemes lenne egy olyan összehasonlító vizsgálatot elvégezni, hogy ilyen kondíciók közt van-e különbség a barkácsoló és a cserkelő vadászat hatása között. Általános javaslatként leírható, hogy a vad szempontjából valószínűleg jobb, illetve a vadászat szempontjából eredményesebb, ha az apróvadás vadászterületeken az őztarvad vadászata egy-egy szűkebb területen minél rövidebb idő alatt zajlik le, és kevés alkalommal ismétlődik ugyanott az idény során.

5.4. Általános következtetések, gyakorlati javaslatok

Az őz elterjedése és állomány nagysága alapján is látható, hogy a faj sikeresen alkalmazkodik a különböző környezeti tényezők által meghatározott, illetve befolyásolt élőhelyekhez. A feldolgozott irodalom és az eredmények alapján is feltételezhető, hogy a legfontosabb, ismert befolyásoló tényezők mellett akár nem ismert, vagy nehezen meghatározható környezeti tényezők kapcsolatai is hatással vannak az őz viselkedésére, jelen esetben a területhasználatra.

Az ártéri erdő és a vele határos mezőgazdasági terület által alkotott élőhely feltételezhetően a változatossága, a búvóhely és a táplálékkínálat folyamatosága miatt kisebb otthonterületek használatát tette lehetővé (bár lehetnek más olyan környezeti tényezők is, amik ebben szerepet játszanak, pl. nyugalom), mint a mezőgazdasági területeket magába foglaló élőhely. A különböző élőhelytípusokban talált eltérő otthonterület-méretek alapján úgy tűnik, hogy egy kis vadászterületen belül ugyanannál a fajnál kétféle területhasználat figyelhető meg. Jó kutatási lehetőség lenne nagy, zárt erdőtömbben élő őzek mozgáskörzet-méreteit vizsgálni

hasonló módszerrel, és az eredményeket összehasonlítani az általam kapottakkal. Gyakorlati javaslatként leírható – bár ezt tapasztaltabb hivatásos vadászoktól már hallottam –, hogy amennyiben a mezőgazdasági területen élő bakokat nem találják meg a megszokott helyükön, érdemes nagyobb körben is keresni, míg az erdőben élő bakoknál érdemesebb figyelmesebben szétnézni vagy egy kicsit várakozni, mert nem szoktak nagy területen előfordulni. E vadmegfigyelési vagy vadászati stratégia sikeressége természetesen nagyon változó lehet.

Az őz szempontjából eredményeim alapján az évet két fő időszakra lehet osztani, téle és nyárra, ezek között átmeneti időszakok figyelhetők meg. Az általam elemzett, havonkénti mozgáskörzetek összehasonlításával következtetni lehetett arra, hogy mely időszakok tekinthetők összefüggőnek, így megerősítem BÖRGER (2006) megállapítását és javaslom, hogy más fajok esetén is a szezonális vizsgálatához mindenképp érdemes inkább rövidebb időszakok területhasználatát elemezni, és ezek összefüggéseiből megállapítani, hogy melyek egésze tekinthető egy „szezonnak” vagy „évszaknak”.

Adataim alapján arra a következtetésre jutottam, hogy a Tisza nem funkcionál barrierként az őz számára, az átúszások pedig a legtöbbször alkalmoszerűek és véletlenszerűek tűnnek. Kiegészítve ezt azzal, hogy az egyik őzsutának egy időszakban a folyó két oldalán volt az otthonterülete, illetve volt olyan őz, amely néhány átúszás után nem tért vissza, a folyón történő átúszások okai, magyarázatai további kutatásra szorulnak, de a Tisza folyó, mint környezeti tényező szerepe az őz területhasználatában nem korlátozó. Amennyiben egy-egy, a Tiszához hasonló szélességű, vagy kisebb vízfolyás két oldalán eltérő minőségű őzállomány él, ennek oka valószínűleg a különböző minőségű élőhelyben, vagy egyéb környezeti tényezőkben keresendő.

A feldolgozott irodalmak alapján látható, hogy a zavarás sokféleképp befolyásolhatja, vagy esetleg nem is befolyásolja az őz viselkedését (természetesen ez más környezeti tényezőktől is függ). Jelen vizsgálatban a nem rendszeres, rövid ideig tartó, de „emberi szemmel” erősnek vélt zavarás, a nyúlbefogás nem tudta nagymértékben megváltoztatni az őzek területhasználatát. Érdekes lehetne olyan vadászati módot vizsgálni, amelynél célfaj az őz és/vagy alkalmaznak vadászskutyát, mert több kutatás eredményei szerint is ezek fontos befolyásoló tényezők lehetnek. Nagyvadas területen, terelések alkalmával mindkettő hatása vizsgálható lenne. Az eredmények alapján javasolható, hogy az őztervad vadászatánál érdemes arra törekedni, hogy egy-egy területrészen a vadászat minél rövidebb idő alatt menjen végbe, illetve ne váljon rendszeressé, az alkalmankénti zavarás valószínűleg kevesebb stresszel jár és nem változtatja meg az őzek területhasználatát.

Összegezve elmondható, hogy bár az őz az egyik legtöbbet kutatott nagyvadfajunk, területhasználatára még mindig sok nyitott kérdést tartogat. Megfigyelhetők általános tendenciák,

de a környezeti tényezők eredményezte különbségek jelentős befolyással bírnak a területhasználatra. Annak megismerése és megértése, hogy mely tényezők együttes alakulása vezet egy-egy viselkedésbeli változáshoz a különböző élőhelyeken, számos további – a jelen munka eredményeit továbbfűző – kutatási lehetőséget rejt magában.

6. Összefoglalás

Európa legnagyobb részén az őz (*Capreolus capreolus*) a legmagasabb sűrűségben előforduló szarvasféle. Számos tanulmány leírta már a faj tér- és időbeli mozgásmintáit, otthonterület-nagyságát, élőhelyhasználatát, mindig maradnak azonban nyitott kérdések a témát illetően. Az őz viselkedésének pontosabb megértéséhez, a vadgazdálkodás tudatosabbá tételéhez fontos, hogy ezeket vizsgáljuk. Az őz nagy kiterjedésű, nyílt mezőgazdasági területeken jellemző élőhelyhasználatának és térbeli viselkedésének megértése érdekében a Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézete egy vizsgálatsorozatot folytatott Jász-Nagykun-Szolnok megyében 2001 és 2010 között, amelybe 2007-ben kapcsolódtam be. Munkám során 18 (9 bak és 9 suta), GPS-GSM típusú jeladóval ellátott őz 3 óránkénti lokalizációs pontjait elemeztem. Dolgozatom célja (1) a Tisza árterében, illetve mezőgazdasági területen jelölt őzek mozgáskörzet-nagyságainak több szempontú összehasonlítása, (2) az őzek Tisza folyón történő átúszásainak részletes elemzése, illetve (3) a területen jelentkező, feltételezhetően a legintenzívebb ember általi zavarás, a téli élő mezei nyúlbefogások őzre gyakorolt hatásainak vizsgálata.

A kutatás helyszíne a tiszapüspöki Hofi Géza Vadásztársaság Egyesület 5.238 ha-os területe volt. A terület nagy része (73,8%) mezőgazdaságilag művelt táblákból tevődött össze, mindössze 6,6%-át borította erdős terület, amelynek jelentős részét az ártéri erdő adta. Az egyedek befogása és megjelölése állított hálós módszerrel, hajtással történt. Egy jeladóval ellátott és nyomonkövetett őznek egy teljes évben kb. 2.900 db lokalizációs pontja gyűlt össze.

Az adatok elemzése után igazoltam, hogy a egyes erdő-mezőgazdasági környezetben élő őzek mozgáskörzetei kisebbek voltak, mint a velük szomszédos, döntően mezőgazdasági területen élő őzeké. Feltételezhető, hogy az ártéri erdőben és az annak közelében fekvő mezőgazdasági területeken a folyamatos takarás, a táplálékkínálat és az erdő biztosította folyamatos nyugalom miatt az őzek kisebb otthonterületeket használnak. Jó kutatási lehetőség lenne nagy, zárt erdőtömbben élő őzek mozgáskörzet-méreteit vizsgálni hasonló módszerrel, és az eredményeket összehasonlítani az általam kapottakkal.

A bakok és suták mozgáskörzet-méretei között éves szinten nem tudtam különbséget kimutatni. Úgy tűnik, a különböző okokból adódó különbségek az ivarok között kiegyenlítették egymást.

Az őzek mozgáskörzet-méretei esetében két fő időszakot különböztettem meg: tél (november-március) és nyár (május-augusztus), a bakok szemszögéből a „fejlődő agancs” és az úgynevezett „kemény agancs”, illetve suták esetében a vemhesség és az utódnevelés időszaka

volt elkülöníthető. A két időszakot csak rövid átmenet választotta el. Látható, hogy a téli területek nagyobbak, mint a nyáriak, ami a legtöbb feldolgozott irodalommal összhangban van. Ennek oka feltehetően az lehet, hogy a téli időszakban a táplálékkínálat és a takarás is kisebb, így nagyobb területeket kell bejárni a túlélés érdekében. Az általam elemzett, havonkénti mozgáskörzetek összehasonlításával következtetni lehetett arra, hogy mely időszakok tekinthetők összefüggőnek, így megerősítem egy korábbi kutatás megállapítását és javaslom, hogy más fajok esetén is a szezonális vizsgálatához mindenképp érdemes inkább rövidebb időszakok területhasználatát elemezni, és ezek összefüggéseiből megállapítani, hogy melyek egésze tekinthető egy „szezonnak” vagy „évszaknak”.

Megállapítottam, hogy az őzek számára a Tisza folyó nem jelentett mozgást korlátozó akadályt, tehát nem töltött be barrier funkciót. Eredményeim szerint a vizsgált egyedeket különböző módokon csoportosítva nagyon kevés különbség észlelhető az átúszások mintázatában. Mindkét ivar minden évszakban keresztezte a Tisza folyót. Több átúszás történt a nappali időszakban, ennek okai a jobb látási, tájékozódási viszonyok lehetnek. A két ivar között ebben az esetben sem volt különbség, egyforma arányban keresztezték a folyót. Eredményeim szerint különbség volt az átúszásos napok és a többi nap vízszintjei között a vizsgálati időn belül. Az átúszások napjain a vízállás alacsonyabb volt, mint azokon a napokon, mikor nem történt átúszás. Tovább vizsgálva, az átúszások 90%-a 200 cm-es vízállás alatt történt. Logikusnak tűnik, hogy az alacsonyabb vízszint – ezáltal esetleg a folyó szélességének és sodrásának csökkenése – jobb lehetőséget és magasabb fokú biztonságérzetet jelenthet az átúszáshoz. Az eredményeimből az átúszások oka nem meghatározható, esetleg feltételezések tehetők. A vizsgálati területen egyedül a kóbor kutyák jelenthetnek veszélyt a felnőtt őzekre, lehetséges, hogy egy-egy ilyen esetben az őz az átúszást választotta a menekülés módjának. A vizsgálat kezdetén a jelöléshez szükséges befogás okozta stressz vezethetett két egyed esetében a Tiszán keresztül történő meneküléshez. Amennyiben egy-egy, a Tiszához hasonló szélességű, vagy kisebb vízfolyás két oldalán eltérő minőségű őzállomány él, ennek oka valószínűleg a különböző minőségű élőhelyben, vagy egyéb környezeti tényezőkben keresendő.

Az élő mezei nyúl befogás csak azoknál az őzeknél eredményezte a napi mozgáskörzet megváltozását, amelyek közvetlenül belekerültek a hajtások területére. Ilyenkor az egyedek kimenekültek a hajtás területéről, majd amikor az véget ért, vissza is tértek. Úgy látszik, hogy ez a fokozott emberi aktivitással járó, hangos, mozgalmas, de rövid ideig tartó, alkalmankénti tevékenység, vagy ehhez hasonló tevékenységek ugyan zavarást okoztak az őznek, de a területhasználat csak egy nagyon rövid időre és nagyon kis területen változott meg. Az eredmények alapján javasolható, hogy az őztarvad vadászatánál érdemes arra törekedni, hogy

egy-egy területészen a vadászat minél rövidebb idő alatt menjen végbe, illetve ne váljon rendszeressé, az alkalmankénti zavarás valószínűleg kevesebb stresszel jár és nem változtatja meg az őzek területhasználatát.

Az őz elterjedése és állomány nagysága alapján látható, hogy a faj sikeresen alkalmazkodik a különböző környezeti tényezők által meghatározott, illetve befolyásolt élőhelyekhez. A feldolgozott irodalom és az eredmények alapján feltételezhető, hogy a legfontosabb, ismert befolyásoló tényezők mellett akár nem ismert, vagy nehezen meghatározható környezeti tényezők kapcsolatai is hatással vannak az őz viselkedésére, jelen esetben a területhasználatra.

Összegezve elmondható, hogy bár az őz az egyik legtöbbet kutatott nagyvadfajunk, területhasználatára még mindig sok nyitott kérdést tartogat. Megfigyelhetők általános tendenciák, de a környezeti tényezők eredményezte különbségek jelentős befolyással bírnak a területhasználatra. Annak megismerése és megértése, hogy mely tényezők együttes alakulása vezet egy-egy viselkedésbeli változáshoz a különböző élőhelyeken, számos további – a jelen munka eredményeit továbbfűző – kutatási lehetőséget rejt magában.

7. Summary

In most of Europe, Roe deer (*Capreolus capreolus*) is present with the highest population density among cervids. Several European studies described the spatio-temporal patterns of roe deer movements, home range size, and habitat use, but there are always open questions regarding this topic. In order to better understand the behavior of the species, and to perform evidence-based game management, it is important to examine these characteristics. In order to provide information on the spatial behaviour and the habitat use of Roe deer in large-scale, open agricultural landscapes, Szent István University conducted a research programme between 2001 and 2010, that I joined in 2007. The data collection took place in Jász-Nagykun-Szolnok county, Hungary. In the course of my work, I analysed the localisation points of 18 Roe deer (9 males and 9 females) equipped with GPS-GSM type collars. The collars recorded one localization point every three hours. The aim of my dissertation is (1) to compare the home range sizes in several aspects of Roe deer tagged in the Tisza floodplain forest and in an agricultural area, (2) to perform a detailed analysis of the river crossings across the Tisza River and (3) to investigate the effects of the live brown hare capture (which is the most intense human disturbance in the study area) on Roe deer.

The study area was the game management unit maintained by the Hofi Géza Hunting Club, with the area of 5,238 ha, mostly covered by agricultural land (73.75%). The forest cover was only 6.6% – mainly floodplain forests of the Tisza River. Prior to the collar-tagging, the individuals were captured by using standing nets, that were set up in driven field and forests. On average, a tagged individual had approx. 2,900 localisation points in a year.

After analysing the data, I proved that the home range sizes of Roe deer living in a mixed forest-agricultural environment, were smaller than those of living in the adjacent predominantly agricultural area. We can assume that the home ranges of Roe deer living in mixed (consisting of a floodplain forest and the adjacent agricultural land) habitats are smaller because of the permanent cover, food supply and tranquility provided by the forest. It would be an interesting research opportunity to measure home range sizes in a large and closed forest stand with the same methodology, then to compare the results to those presented in my study.

No difference was found between the home range sizes of the sexes on annual basis (the possible individual differences between the sexes balanced out each other).

Regarding the home range sizes of Roe deer, I distinguished two main periods: winter (November-March) and summer (May-August), the “developing antler” and the so-called “hard

antler” phase from the point of view of bucks. In the case of does, the period of gestation and offspring could be distinguished. The two periods were separated only by a short transition. I found the winter home range sizes to be larger than the summer ones, which is in accordance with the majority of literature cited in my work. The possible explanation of this is the weaker food supply and cover during winter, which makes the Roe deer use larger areas in order to survive. The comparison of the monthly home range sizes allowed me to identify the periods that form coherent seasons. It confirmed the findings of an earlier study, therefore when the goal of a study is to examine the seasonality in any species, I recommend to analyse the home range sizes of shorter periods, as this allows researchers to identify the periods that can be applied as actual seasons.

On the basis of my data, I found that the Tisza River could not act as a barrier for roe deer movements and the river crossings seemed to be random. Based on the results obtained by grouping the examined animals with different approaches, only a few differences were found in the patterns of river crossings. Crossings across river Tisza occurred in each season in both sexes. Significant difference could be proven in the higher frequency of daytime crossings. The possible explanation for this difference is that in a new, unknown or less known place, eyesight is an important sense of orientation and avoiding risks. In the study period, there was a difference in the water level between the days with crossings, and the non-crossing days: the number of crossings was higher at lower water levels. Further analyses showed that 90% of all crossings happened under a 200 cm water level. It seems to be rational that a lower water level – that means a narrower river with a lower flow rate – offers a better opportunity for a safer swim across the river. The exact reasons for the river crossings cannot be determined based on my results, only assumptions can be made. In the study area, only stray dogs can be dangerous for adult Roe deer. It is possible, that Roe deer choose to escape from them through the water. The stress caused by the tagging may have led to an escape through the Tisza in the case of two individuals. If two populations that live on two sides of smaller watercourse or a river with a width similar to the Tisza’s show different qualities, the disparity is probably caused by the difference of the habitat quality or other environmental factors.

I found that live brown hare captures caused changes in the habitat use of Roe deer only when the localisations of the individuals fell into the area of the drive. In those cases, the individuals escaped from the given area, then returned after the drive has ended. It seems that this occasional and short-in-time activity with increased human presence and noise (and similar activities) causes some disturbance for the Roe deer, but changes in the habitat use only for a short time and in a small area. Based on my results, it can be recommended that, when Roe does

and fawns are harvested, the hunt should be carried out in a short time, and not regularly, as the occasional disturbance probably causes less stress and does not change the habitat use of Roe deer.

The distribution and population size of Roe deer indicates that, the species adapts successfully to different habitats (determined and affected by different environmental factors). Based on the available literature and my results, it can be assumed that beyond the most important and known influencing factors, other components of the environment (that are unknown or difficult to identify) or their interactions may also affect the behaviour (in our case, the habitat use) of Roe deer.

In summary, although Roe deer is one of our most researched big game species, there are still many open questions regarding its habitat use. Some general tendencies can be observed, but the differences caused by the environmental factors have a remarkable effect on the habitat use. Examining and understanding that which factors lead to behavioural changes in different habitats still offers numerous research opportunities that could extend the results of the present study.

8. Mellékletek

M1. Irodalomjegyzék

- AARTS, G., MACKENZIE, M., MCCONNELL, B., FEDAK, M. & MATTHIOPOULOS, J. (2008): Estimating space-use and habitat preference from wildlife telemetry data. *Ecography* 31: 140-160.
- ABEARE, S. M. (2004): Dry season habitat and patch selection by African buffalo herds: test of a new home range estimator. MSc Thesis, University of Pretoria, Pretoria, 34 p.
- AITKEN, R. J. (1974): Delayed implantation in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journal of Reproduction and Fertility* 39: 225–233.
- AITKEN, R. J., BURTON, J., HAWKINS, J., KERR-WILSON, R., SHORT, R. V. & STEVEN, D. H. (1973): Histological and ultrastructural changes in the blastocyst and reproductive tract of the roe deer (*Capreolus capreolus*) during delayed implantation. *Journal of Reproduction and Fertility* 34: 481–493.
- ANDERSEN, J. (1961): Biology and management of roe deer in Denmark. *La Terre et la Vie* 1: 41-53.
- AULAK, W. & BABINSKA-WERKA, J. (1990): Use of agricultural habitats by roe deer inhabiting a small forest area. *Acta Theriologica* 35(1-2): 121-127.
- BAKKAY, L., BÁN, I. & FODOR, T. (1978): A magyarországi őzállomány értékelése. *Vadbiológiai Kutatás (Nimród Fórum, 1978. március)*, 21: 5-9.
- BARANCEKOVÁ, M. (2004): The roe deer diet: Is floodplain forest optimal habitat? *Folia Zoologica* 53(3): 285-292.
- BARKALOW F. S. & KELLER W. E. (1950): Escape behaviour of the white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 14:246-247.
- BARTA, T., MAJZINGER, I. & PINNYEY, SZ. (2020): Az őz táplálkozásának sajátosságai. p. 191-196. In: KIS, K., KOMAREK, L. & MONOSTORI, T. (szerk.): *Mezőgazdasági és vidékfejlesztési kutatások a jövő szolgálatában*. Magyar Tudományos Akadémia Szegedi Akadémiai Bizottság, Mezőgazdasági Szakbizottság, Szeged, 241 p.
- BENHAIEM, S., DELON, M., LOURTET, B., CARGNELUTTI, B., AULAGNIER, S., HEWISON, A. J. M., MORELLET, N. & VERHEYDEN, H. (2008): Hunting increases vigilance levels in roe deer and modifies feeding site selection. *Animal Behaviour* 76: 611-618.
- BERTÓTI, I. & FODOR, T. (1983): Az őz élőhelye. p. 93. In: BERDÁR, B. (Szerk.): *Az őz és vadászata*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 174 p.

- BEYER, H. L., HAYDON, D. T., MORALES, J. M., FRAIR, J. L., HEBBLEWHITE, M., MITCHELL, M. & MATTHIOPOULOS, J. (2010): The interpretation of habitat preference metrics under use-availability designs. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 2245–2254.
- BIJL, H. (2018): Changes of the cervid populations since 2000 in Europe. BSc thesis. Szent István Egyetem, Gödöllő, 65 p.
- BLEIER, N. (2014): A mezőgazdasági vadkár ökológiai és ökonómiai összefüggései. Doktori (PhD) értekezés, Gödöllő, 124 p.
- BLEIER, N., LEHOCZKI, R., SCHALLY, G., SOLT, SZ. & CSÁNYI, S. (2010): Az őzbefogás gyakorlatáról (az Andó–Kalmár-féle módszer). p. 60-64. In: CSÁNYI S. & HELTAI M. (Szerk.): *Vadbiológiai olvasókönyv*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 204 p.
- BLUNDELL, G., MAIER, J. & DEBEVEC, E. (2001): Linear home ranges: effects of smoothing, sample size, and autocorrelation on kernel estimates. *Ecological Monographs* 71: 469-489.
- BOBEK, B. (1977): Summer food as the factor limiting roe deer population size. *Nature* 268: 47-49.
- BOCCI, A., AIELLO, V. & LOVARI S. (2013): Excursion behaviour of female roe deer may depend on density. *Behavioural Processes* 97: 18-20.
- BONGI, P. (2008): Environmental and human factors affecting spatial behaviour and detectability of Roe deer (*Capreolus capreolus*): influence on population estimate. PhD Thesis, University of Sassari, Italy, 138 p.
- BONGI, P., CIUTI, S., GRIGNOLIO, S., DEL FRATE, M., SIMI, S., GANDELLI, D. & APOLLONIO, M. (2008): Anti-predator behaviour, space use and habitat selection in female roe deer during the fawning season in a wolf area. *Journal of Zoology* 276(3): 242-251.
- BONNOT, N., MORELLET, N., VERHEYDEN, H., CARGNELUTTI, B., LOURTET, B., KLEIN, F. & HEWISON A. J. M. (2013): Habitat use under predation risk: hunting, roads and human dwellings influence the spatial behaviour of roe deer. *European Journal of Wildlife Research* 59: 185-193.
- BORKOWSKI, J. & UKALSKA, J. (2008): Winter habitat use by red and roe deer in pine dominated forest. *Forest Ecology and Management* 255: 468-475.
- BÖRGER, L., FRANCONI, N., FERRETTI, F., MESCHI, F., DE MICHELE, G., GANTZ, A. & COULSON, T. (2006): An integrated approach to identify spatiotemporal and individual-level determinants of animal home range size. *The American Naturalist* 168(4): 471-485.
- BÖRGER, L., DALZIEL B. D. & FRYXELL, J. M. (2008): Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecology Letters* 11: 637–650.

- BRAMLEY, P. S. (1970): Territoriality and reproductive behavior of roe deer. *Journal of reproduction and fertility*, Supplement 11: 43–70.
- BURBAITÉ, L. & CSÁNYI, S. (2009): Roe deer population and harvest changes in Europe. *Estonian Journal of Ecology* 58(3): 169-180.
- BURGMAN, M. A. & FOX, J. C. (2003): Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. *Animal Conservation* 6: 19–28.
- BURT, W. H. (1943): Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of mammalogy* 24(3): 346-352.
- CAGNACCI, F., FOCARDI, S., HEURICH, M., STACHE, A., HEWISON, A. J. M., MORELLET, N., KJELLANDER, P., LINNELL, J. D. C., MYSTERUD, A., NETELER, M., DELUCCHI, L., OSSI, F. & URBANO, F. (2011). Partial migration in roe deer: migratory and resident tactics are end points of a behavioural gradient determined by ecological factors. *Oikos* 120: 1790-1802.
- CARBILLET, J., REY, B., PALME, R., MORELLET, N., BONNOT, N., CHAVAL, Y., CARGNELUTTI, B., HEWISON, A. J. M., GILOT-FROMONT, E. & VERHEYDEN, H. (2020): Under cover of the night: context-dependency of anthropogenic disturbance on stress levels of wild roe deer *Capreolus capreolus*. *Conservation Physiology* 8(1): coaa086.
- CARR, A. P. & RODGERS, A. R. (1998a): HRE: The Home Range Extension for ArcView™. Tutorial Guide. Centre for Northern Forest Ecosystem Research. Ontario Ministry of Natural Resources. 22 p. (Beta Test Version 0.9 kiadás)
- CARR, A. P. & RODGERS, A. R. (1998b): HRE: The Home Range Extension for ArcView™. User's Manual. Centre for Northern Forest Ecosystem Research. Ontario Ministry of Natural Resources. 22 p. (Beta Test Version 0.9 kiadás)
- CARVALHO, P., NOGUEIRA, A. J. A., SOARES, A. M. V. M. & FONSECA, C. (2008): Ranging behaviour of translocated roe deer in a Mediterranean habitat: seasonal and altitudinal influences on home range size and patterns of range use. *Mammalia* 72: 89–94.
- CASTELLANOS, A. (2011): Andean bear home ranges in the Intag region, Ecuador. *Ursus* 22(1): 65–73.
- CEDERLUND, G. (1983): Home range dynamics and habitat selection by roe deer in a boreal area in central Sweden. *Acta Theriologica* 28(21-31): 443-460.
- CHAPMAN, N. (1991): *Deer*. Whittet Books Ltd, London. 99 p.
- CIBIEN, C. & SEMPERE, A. (1989): Food availability as a factor in habitat use by roe deer. *Acta Theriologica* 34(7): 111-123.

- CIBIEN, C., BIDEAU, E., BOISAUBERT, B., BIRAN, H. & ANGIBAUT, J. M. (1995): Seasonal diet and habitat use in field roe deer (*Capreolus capreolus*) in the Picardie region. *Gibier Faune Sauvage* 12(1): 37-49.
- CIMINO, L. & LOVARI, S. (2003): The effects of food or cover removal on spacing patterns and habitat use in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journal of Zoology* 261(3): 299-305.
- CORNELIS, J., CASAER, J. & HERMY, M. (1999): Impact of season, habitat and research techniques on diet composition of roe deer (*Capreolus capreolus*): a review. *Journal of Zoology* 248: 195-207.
- COULON, A., GUILLOT, G., COSSON, J. F., ANGIBAUT, J. M., AULAGNIER, S., CARGNELUTTI, B., GALAN, M. & HEWISON, A. J. M. (2006) Genetic structure is influenced by landscape features: empirical evidence from a roe deer population: Landscape affects roe deer genetic structure. *Molecular Ecology* 15(6): 1669-1679.
- COULON, A., MORELLET, N., GOULARD, M., CARGNELUTTI, B., ANGIBAUT, J. M. & HEWISON, A. J. M. (2008): Inferring the effects of landscape structure on roe deer (*Capreolus capreolus*) movements using a step selection function. *Landscape Ecology* 23: 603-614.
- CSÁNYI, S. (1991): A hazai őzpopuláció dinamikája, hasznosítása és a környezet változásai közötti kapcsolatok. Kandidátusi értekezés. Vadbiológiai Kutató Állomás, Gödöllői Agrártudományi Egyetem, Gödöllő, 112 p.
- CSÁNYI, S. (2007): Vadbiológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 135 p.
- CSÁNYI, S. (Szerk.) (2000): Vadgazdálkodási Adattár - 1999/2000. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő, 45 p.
- CSÁNYI, S. (Szerk.) (2001): Vadgazdálkodási Adattár - 2000/2001. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő, 45 p.
- CSÁNYI, S. & SZIDNAI, L. (1994): Őzgazdálkodásunk helyzetének értékelése. *Vadbiológia* 1990-1993, 4: 73-107.
- CSÁNYI, S., LEHOCZKI, R. & SOLT, SZ. (2003): Az őz területhasználata alföldi, mezőgazdasági élőhelyen. *Vadbiológia* 10: 1-14.
- CSÁNYI, S., LEHOCZKI, R., SONKOLY, K., BLEIER, N. & SOLT, SZ. (2006a): Az őz területhasználata alföldi, mezőgazdasági élőhelyen. Kutatási jelentés, Gödöllő.
- CSÁNYI, S., LEHOCZKI, R., SCHALLY, G, BLEIER, N., & SONKOLY, K. (2006b): Az őz élőhelyhasználata alföldi, mezőgazdasági környezetben. *Vadbiológia* 12: 7-20.
- CSÁNYI, S. & LEHOCZKI, R. (2007): Európai őz. p. 257-260. In: BIHARI, Z., CSORBA, G. & HELTAI, M. (Szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest, 360 p.

- CSÁNYI, S., LEHOCZKI, R. & SONKOLY, K. (Szerk.) 2010. Vadgazdálkodási Adattár - 2009/2010. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő, 56 p.
- CSÁNYI, S., LEHOCZKI, R. & SONKOLY, K. (Szerk.) (2012): Vadgazdálkodási Adattár - 2010/2011. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő, 52 p.
- CSÁNYI, S. & MAJZINGER, I. (2018): Az őz: ökológia és alkalmazkodó gazdálkodás. Szent István Egyetemi Kiadó, Gödöllő, 84 p.
- CSÁNYI, S., MÁRTON, M., KISS, K., KÖTELES, P. & SCHALLY, G. (2020): Vadgazdálkodási Adattár - 2019/2020. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő, 66 p.
- CSÁNYI, S., MÁRTON, M., MAJOR, F. CS. & SCHALLY, G. (2021): Vadgazdálkodási Adattár - 2020/2021. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő, 70 p.
- DANILKIN, A. A., DARMAN, Y. A. & MINAYEV, A. N. (1992): The seasonal migrations of a Siberian roe deer population. *La Terre Et La Vie* 47: 231-243.
- DANILKIN, A. (1996): Behavioural ecology of Siberian and European roe deer. Chapman & Hall, London, 294 p.
- DEBEFFE, L., FOCARDI, S., BONENFANT, C., HEWISON, A. J. M., MORELLET, N., VANPÉ, C., HEURICH, M., KJELLANDER, P., LINNELL, J. D. C., MYSTERUD, A., PELLERIN, M., SUSTR, P., URBANO, F., & CAGNACCI, F. (2014): A one night stand? Reproductive excursions of female roe deer as a breeding dispersal tactic. *Oecologia* 176(2): 431-443.
- DOWNES, J. & HORNER, M. (2008): Effects of point pattern shape on home-range estimates. *The Journal of Wildlife Management* 72(8): 1813-1818.
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2010): Gépjármű-vad ütközése okozta vadelhullások Magyarországon 1997-2007. p. 98-111. In: PECHTOL J. (Szerk.): *Vadászévkönyv 2010*. Dénes Natur Műhely kiadó, Budapest, 208 p.
- FODOR, T. (1983): Az őz táplálkozása. p 67-68. In: Berdár, B. (Szerk.): *Az őz és vadászata*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 174 p.
- FODOR, T. (1983): Szaporodásbiológia. p. 58-67. In: BERDÁR, B. (Szerk.): *Az őz és vadászata*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 174 p.
- FRUZINSKI, B., LABUDZKI, L. & WLAZELKO, M. (1983): Habitat, density and spatial structure of the forest roe deer population. *Acta Theriologica* 28: 243-258.
- GETZ, W. M. & WILMERS, C. (2004): A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. *Ecography* 27: 489-505.
- GraphPad Software Inc. (2002): InStat v3.05. San Diego, California, USA. www.graphpad.com.
Letöltés: 2011. okt.

- GRIGNOLIO, S., MERLI, E., BONGI, P., CIUTI, S. & APOLLONIO, M. (2011): Effects of hunting with hounds on a non-target species living on the edge of a protected area. *Biological Conservation* 144: 641-649.
- HAIKONEN, H. & SUMMALA, H. (2001): Deer-vehicle crashes: extensive peak at 1 hour after sunset. *American Journal of Preventive Medicine* 21(3): 209-213.
- HALL, L. S., KRAUSMAN, P. R. & MORRISON, M. L. (1997a): The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25(1): 173-182.
- HALL, L. S., KRAUSMAN, P. R. & MORRISON, M. L. (1997b): Importance of standardized terminology in habitat evaluation. *Wildlife Society Bulletin* 25(4): 761-762.
- HEIDE-JØRGENSEN, M. P., DIETZ, R., LAIDRE, K. L. & RICHARD, P. (2002): Autumn movements, home ranges, and winter density of narwhals (*Monodon monoceros*) tagged in Tremblay Sound, Baffin Island. *Polar Biology* 25: 331–341.
- HEIDRICH, M. (2010): Változások az őz mozgásmintázatában emberi zavarás hatására egy mezőgazdasági területen. Szakdolgozat, Szent István Egyetem, Gödöllő, 55 p.
- HEUPEL, M. R., SIMPFENDORFER, C. A. & HUETER, R. E. (2004): Estimation of shark home ranges using passive monitoring techniques. *Environmental Biology of Fishes* 71: 135–142.
- HEWISON, A. J. M., VINCENT, J. P. & REBY D. (1998): Social organisation of European roe deer. p. 189-219. In: ANDERSEN, R., DUNCAN, P. & LINNELL, J.D.C. (1998): *The European Roe Deer: the biology of success*. Scandinavian University Press, Oslo, 376 p.
- HEWISON, A. J. M., VINCENT, J. P., JOACHIM, J., ANGIBAUT, J. M., CARGNELUTTI, B. & CIBIEN, C. (2001): The effects of woodland fragmentation and human activity on roe deer distribution in agricultural landscapes. *Canadian Journal of Zoology* 79(4): 679-689.
- HEWISON, A. J. M., ANGIBAUT, J. M., CARGNELUTTI, B., COULON, A., RAMES, J.-L., SERRANO, E., VERHEYDEN, H. & MORELLET, N. (2007): Using radio-tracking and direct observation to estimate roe deer *Capreolus capreolus* density in a fragmented landscape: a pilot study. *Wildlife Biology* 13(3): 313-320.
- HEWITT, D.G., (Szerk.) (2011): *Biology and management of white-tailed deer*. CRC Press, Boca Raton, 686 p.
- HOOGE, P. N. (1999): Movement: animal movement analysis ArcView extension. 2.0 USGS – BRD, Alaska Science Center – Biological Science Officer, Glacier Bay Field Station (http://www.absc.usgs.gov/glba/gistools/animal_mvmt.htm) Letöltés: 2010. máj.
- HTTP1: Országos Vízellző Szolgálat 2015. http://www.hydroinfo.hu/Html/archivum/archiv_tabla.html. Letöltés: 2015. júl.

HTTP2: 2. Hidrológia, hidrometria.

http://vpf.vizugy.hu/reg/ovf/doc/2.%20Hidrologia,%20hidrometria_A1.pdf

Letöltés:

2021. szept.

HTTP3: A tiszta aktuális vízállása.

<https://www.vizugy.hu/?mapModule=OpGrafikon&AllomasVOA=73F7E1F4-985C-11D4-BB62-00508BA24287&mapData=Idosor#mapData>

Letöltés: 2021. szept.

HOFMANN, R. R. (1985): Digestive physiology of the deer - their morphophysiological specialisation and adaptation. *Biology of Deer Production*. Royal Society of New Zealand Bulletin 22: 393-407.

HOFMANN, R. R. (1989): Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78(4): 443-457.

IVLEV, V. S. (1961): *Experimental Ecology of the Feeding of Fish*. Yale University Press, New Haven, 302 p.

JASIŃSKA, K. D., JACKOWIAK, M., GRYZ, J., BIJAK S., SZYC, K. & KRAUZE-GRYZ, D. (2021): Habitat-related differences in winter presence and spring-summer activity of Roe deer in Warsaw. *Forests* 12(8): 970-983.

JEDRZEJEWSKI, W., NIEDZIALKOWSKA, M., NOWAK, S. & JEDRZEJEWSKA, B. (2004): Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. *Diversity and Distributions* 10: 225–233.

JOHANSSON, A. (1996): Territory establishment and antler cycle in male roe deer. *Ethology* 102: 549-559.

JUHÁSZ, ZS. (2015): Kettéosztva. *Magyar Vadászlap* 24(8): 50.

JURCZYSZYN M. (2006): The use of space by translocated edible dormice, *Glis glis* (L.), at the site of their original capture and the site of their release: radio-tracking method applied in a reintroduction experiment. *Polish Journal of Ecology* 54: 345-350.

KIE, J. G., MATTHIOPOULOS, J., FIEBERG, J., POWELL, R. A., CAGNACCI, F., MITCHELL, M. S., GAILLARD, J-M. & MOORCROFT, P. R. (2010): The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 2221–2231.

KÖVÁRI, F. (2006): Vadgazdálkodási üzemterv, Tiszapüspöki Hofi Géza Vadásztársaság Egyesület.

LAMBERTI, P., MAURI, L. & APOLLONIO, M. (2004): Two distinct patterns of spatial behaviour of female roe deer (*Capreolus capreolus*) in a mountainous habitat. *Ethology, Ecology and Evolution* 16: 41-53.

- LAMBERTI, P., MAURI, L., MERLI, E., DUSI, S. & APOLLONIO, M. (2006): Use of space and habitat selection by roe deer *Capreolus capreolus* in a Mediterranean coastal area: how does woods landscape affect home range? *Journal of Ethology* (2006) 24: 181–188.
- LAVER, P. N. (2005): Kernel Home Range Estimation for ArcGIS, using VBA and ArcObjects. User manual (Beta v.2), Department of Fisheries and Wildlife Sciences, Virginia Tech, 62 p.
- LIBERG, O., JOHANSSON, A., ANDERSEN, R. & LINNELL, J. D. C. (1998): Mating system, mating tactics and the function of male territoriality in roe deer. p. 221-256. In: ANDERSEN, R., DUNCAN, P. & LINNELL, J. D. C. (Szerk.): *The European Roe Deer: The Biology of Success*. Scandinavian University Press, Oslo, 376 p.
- LINNELL, J. D. C. & ANDERSEN, R. (1995): Site tenacity in roe deer: short-term effects of logging. *Wildlife Society Bulletin* 23(1): 31-35.
- LINNELL, J. D. C. & ANDERSEN, R. (1998): Territorial fidelity and tenure in roe deer bucks. *Acta Theriologica* 43(1): 67-75.
- LINNELL, J. D. C., NILSEN, E. B. & ANDERSEN, R. (2004): Selection of bed-sites by roe deer *Capreolus capreolus* fawns in an agricultural landscape. *Acta Theriologica* 49(1): 103-111.
- LOVARI, S., BARTOLOMMEI, P., MESCHI, F. & PEZZO, F. (2008): Going Out to Mate: Excursion Behaviour of Female Roe Deer. *Ethology* 114: 886–896.
- LOVARI, S., HERRERO, J., MASSETI, M., AMBARLI, H., LORENZINI, R. & GIANNATOS, G. (2016): *Capreolus capreolus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T42395A22161386.
- MAJZINGER, I. (2010): A magyarországi őzállomány létszámának meghatározása populáció-rekonstrukcióval. *Vadbiológia* 13: 11.23.
- MAJZINGER, I. (2013): Az európai őz (*Capreolus capreolus*) szaporodásbiológiája, valamint a szaporulat és a szaporulati veszteségek alakulásának újabb hazai eredményei. *Magyar állatorvosok lapja* 135(8): 473-480.
- MÁTRAI, G. (1995): A szarvas, dám, őz és muflon táplálékának évszakos változásai. *Nimród* 1995(2): 26-29.
- MÁTRAI, K. (2000): Az őz téli tápláléka. Élőhelytől függő azonosságok és különbségek. *Vadbiológia* 7: 47-53.
- MÁTRAI, K. & KABAI, P. (1989): Winter plant selection by red deer and roe deer in a forest habitat in Hungary. *Acta Theriologica* 34(15): 227-234.

- MÁTRAI, K., SZEMETHY, L., TÓTH, P., KATONA, K. & SZÉKELY, J. (2003): A vegetáció jellemzői és a szarvas területhasználata közötti összefüggések egy alföldi erdőségben. *Vadbiológia* 10: 26-35.
- MCLOUGHLIN, P. D., PAETKAU, D., DUDA, M. & BOUTIN, S. (2004): Genetic diversity and relatedness of boreal caribou populations in western Canada. *Biological Conservation* 118: 593-598.
- MELIS, C., CAGNACCI, F. & LOVARI S. (2004): Site Fidelity of male roe deer in a mediterranean fragmented area. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 15(1): 63-68.
- MELIS, C., CAGNACCI, F. & LOVARI S. (2005): Do male roe deer clump together during the rut? *Acta Theriologica* 50(2): 253-262.
- MILLER, G. J. (2008): Home range size, habitat associations and refuge use of the florida pine snake, *Pituophis melanoleucus mugitus*, in Southwest Georgia, U.S.A. MSc Thesis, University Of Florida, Florida, 72 p.
- MLADENOFF, D. J., SICKLEY, T. A., HAIGHT, R. G. & WYDEVEN, A. P. (1995): A regional landscape analysis and prediction of favourable gray wolf habitat in the northern Great Lakes region. *Conservation Biology* 9: 279-294.
- MOEN, A. N. (1982): *The Biology and Management of Wild Ruminants. Part II. Behavior of Wild Ruminants.* Corner Brook Press, Lansing, NY, 207 p. Cit. WHITEHEAD, G.K. (1993): *The Whitehead Encyclopedia of deer.* UK, Swan Hill Press. 597 p.
- MOHR, C. O. (1947): Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* 37: 223–249.
- MORALES, J. M., MOORCROFT, P. R., MATTHIOPOULOS, J., FRAIR, J. L., KIE, J. G., POWELL, R. A., MERRILL, E. H. & HAYDON, D. T. (2010): Building the bridge between animal movement and population dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 2289–2301.
- MORELLET, N., VERHEYDEN, H., ANGIBAUT, J. M., CARGNELUTTI, B., LOURTET, B. & HEWISON, A. J. M. (2009): The effect of capture on ranging behaviour and activity of the european roe deer *Capreolus capreolus*. *Wildlife Biology* 15(3): 278-287.
- MORELLET, N., VAN MOORTER, B., CARGNELUTTI, B., ANGIBAUT, J. M., LOURTET, B., MERLET, J., LADET, S. & HEWISON, A. J. M. (2011): Landscape composition influences roe deer habitat selection at both home range and landscape scales. *Landscape Ecology* 26: 999–1010.

- MORSE, B. W., NIBBELINK, N. P., OSBORN, D. A. & MILLER, K. V. (2009): Home range and habitat selection of an insular fallow deer (*Dama dama* L.) population on Little St. Simons Island, Georgia, USA. *European Journal of Wildlife Research* 55: 325-332.
- MYSTERUD, A. (1996): Bed-site selection by adult roe deer *Capreolus capreolus* in southern Norway during summer. *Wildlife Biology* 2: 101–106.
- MYSTERUD A. (1999): Seasonal migration pattern and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in an altitudinal gradient in southern Norway. *Journal of Zoology* 247: 479-486.
- MYSTERUD, A., LARSEN, P. K., IMS, R. A. & OSTBYE, E. (1999): Habitat selection by roe deer and sheep: does habitat ranking reflect resource availability? *Canadian Journal of Zoology* 77(5): 776-783.
- NILSEN, E. B., PEDERSEN, S., LINNELL, J. D. C. (2008): Can minimum convex polygon home ranges be used to draw biologically meaningful conclusions? *Ecological Research* 23: 635-639.
- OLSSON, M. P. O., WIDÉN, P. & LARKIN, J. L. (2008): Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape and Urban Planning* 85(2): 133-139.
- PADIÉ, S., MORELLET, N., CARGNELUTTI, B., HEWISON, A. J. M., MARTIN, J. L. & CHAMAILLÉ-JAMMES, S. (2015a): Time to leave? Immediate response of roe deer to experimental disturbances using playbacks. *European Journal of Wildlife Research* 61(6): 871-879.
- PADIÉ, S., MORELLET, N., HEWISON, A. J. M., MARTIN, J. L., BONNOT, N., CARGNELUTTI, B. & CHAMAILLÉ-JAMMES, S. (2015b): Roe deer at risk: teasing apart habitat selection and landscape constraints in risk exposure at multiple scales. *Oikos* 000: 001–011.
- PAGON, N., GRIGNOLIO, S., PIPIA, A., BONGI, P., BERTOLUCCI, C. & APOLLONIO, M. (2013): Seasonal variation of activity patterns in roe deer in a temperate forested area. *The Journal of Biological and Medical Rhythm Research* 30(6): 772-785.
- PALATITZ, P. (2012): A kék vércse (*Falco vespertinus*) védelmének tudományos megalapozása. Doktori értekezés, SZIE, Gödöllő, 128 p.
- PATTERSON, T. A., THOMAS, L., WILCOX, C., OVASKAINEN, O. & MATTHIOPOULOS, J. (2008): State-space models of individual animal movement. *Trends in Ecology and Evolution* 23(2): 87-94.
- PÉREZ-ESPONA, S., PÉREZ-BARBERIA, F. J., MCLEOD, J. E., JIGGINS, C. D., GORDON, I. J. & PEMBERTON, J. M. (2008): Landscape features affect gene flow of Scottish Highland red deer (*Cervus elaphus*). *Molecular Ecology* 17(4): 981-996.

- PERIS, S. & MORALES, J. (2004): Use of passages across a canal by wild mammals and related mortality. *European Journal of Wildlife Research* 50: 67-72.
- PETERSON R. (1955): *North America Moose*. Toronto, University Press. p. 193. Cit. WHITEHEAD G. K. (1993): *The Whitehead Encyclopedia of deer*. UK, Swan Hill Press. 597 p.
- PICARDI, S., BASILLE, M., PETERS, W., PONCIANO J-M., BOITANI, L. & CAGNACCI, F. (2019): Movement responses of roe deer to hunting risk. *The Journal of Wildlife Management* 83(1): 43–51.
- POWELL, R. A. (2000): Animal home ranges and territories and home range estimators. p. 65-103. In: PEARL, M. C. (Szerk.): *Research techniques in animal ecology*. Columbia University Press, New York, 442 p.
- QUIGLEY, D. T. G. & MOFFATT, S. (2014): Sika-like deer *Cervus Nippon Temminck*, 1838 observed swimming out to sea at Greystones, Co. Wicklow: increasing deer population pressure? *Bulletin of the Irish Biogeographical Society* 38: 251-261.
- RAMANZIN, M., STURARO, E. & ZANON, D. (2007): Seasonal migration and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in the Italian eastern Alps. *Canadian Journal of Zoology* 85(2): 280-289.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>. Letöltés: 2014. dec.
- RICHARD, E., MORELLET, N., CARGNELUTTI, B., ANGIBAULT, J. M., VANPÉ, C. & HEWISON, A.J.M. (2008): Ranging behaviour and excursions of female roe deer during the rut. *Behavioural Processes* 79: 28-35.
- ROSSI, I., LAMBERTI, P., MAURI, L. & APOLLONIO, M. (2001): Male and female spatial behaviour of Roe deer in a mountainous habitat during pre-rutting and rutting period. *Journal of Mountain Ecology* 6: 1-6.
- ROSSI, I., LAMBERTI, P., MAURI, L. & APOLLONIO, M. (2003): Home range dynamics of male roe deer *Capreolus capreolus* in a mountainous habitat. *Acta Theriologica* 48: 425-432.
- RUSAKOV, O.S. (1978): Range dynamics and roe deer numbers in the north-west of the USSR. *Fauna and Ecology of Birds and Mammals of Taiga in the North-West of the USSR*. Petrozavodsk. p. 111. Cit. DANILKIN, A. (1996): *Behavioural Ecology of Siberian and European Roe Deer*. Chapman & Hall, London, 294 p.
- RYAN, J. M. (2011): *Mammalogy techniques manual*. 2nd edition, Lulu, Raleigh, NC, 270 p.
- SAID, S., GAILLARD, J-M., DUNCAN, P., GUILLON, N., SERVANTY, S., PELLERIN, M., LEFEUVRE, K., MARTIN, C. & VAN LAERE, G. (2005): Ecological correlates of home- range size in

- spring- summer for female roe deer (*Capreolus capreolus*) in a deciduous woodland. *Journal of Zoology* 267: 301–308.
- SAID, S. & SERVANTY, S. (2005): The influence of landscape structure on female roe deer home-range size. *Landscape Ecology* 20: 1003–1012.
- SAID, S., GAILLARD, J-M., WIDMER, O., DEBIAS, F., BOURGOIN, G., DELORME D. & ROUX C. (2009): What shapes intra-specific variation in home range size? A case study of female roe deer. *Oikos* 118: 1299-1306.
- SAMUEL, M. D., FULLER, M. R. (1996): Wildlife radiotelemetry. p. 370-418. In: BOOKHOUT, T. A. (Szerk.): Research and management techniques for wildlife and habitats. The Wildlife Society, Bethesda, MD, 740 p.
- SCHALLY, G. T. (2008): A mezei őzek területhasználatát meghatározó élőhelyszerkezeti elemek vizsgálata. Tudományos Diák Köri Dolgozat, Szent István Egyetem, Gödöllő, 35 p.
- SAN JOSÉ, C. & LOVARI, S. (1998): Ranging movements of female roe deer: do home-loving does roam to mate? *Ethology* 104: 721-728.
- SEAMAN, D. E. (1993): Home range and male reproductive optimization in black bears. PhD Thesis, North Carolina State University, 134 p.
- SEAMAN, D. E. & POWELL, R. A. (1996): An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77(7): 2075–2085.
- SEAMAN, D. E., MILLSPAUGH, J. J., KERNOHAN, B. J., BRUNDIGE, G. C., RAEDEKE, K. J. & GITZEN, R. A. (1999): Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management* 63: 739-747.
- SEMINOFF, J. A., RESENDIZ, A. & NICHOLS, W. J. (2002): Home range of green turtles *Chelonia mydas* at a coastal foraging area in the Gulf of California, Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 242: 253–265.
- SHEATHER, S. J. (2004): Density Estimation. *Statistical Science* 19(4): 588-597.
- STRANDGAARD, H. (1972): The Roe deer (*Capreolus capreolus*) population at Kalø: And the factors regulating its size. *Danish Review of Game Biology* 7(1): 1-205.
- SUNDE, P., OLESEN, C. R., MADSEN, T. L. & HAUGAARD, L. (2009): Behavioural responses of GPS-collared female red deer *Cervus elaphus* to driven hunts. *Wildlife Biology* 15(4): 454-460.
- SWEENEY, J. R., MARCHINTON, R. L. & SWEENEY, J. M. (1971): Responses of radio-monitored white-tailed deer chased by hunting dogs. *Journal of Wildlife Management* 35: 707-716.
- SZEMETHY, L. (1995): A rádiótelemetria alkalmazásának gyakorlati kérdései. Gödöllői Agrártudományi Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.

- SZEMETHY, L., PETŐ, Z., BÍRÓ, ZS., HELTAI, M. (1999): A gímszarvas területhúsege egy alföldi élőhelyen. *Vadbiológia* 6: 49-59.
- SZEMETHY, L., BÍRÓ, ZS. & HELTAI, M. (2005): Vadászati állattan és etológia. Emlősök. Egyetemi jegyzet. Szent István Egyetem, Vadgazda Mérnöki Szak, Vadvilág Megőrzési Intézet, Gödöllő, 103 p.
- SZEMETHY, L., BÍRÓ, ZS., KATONA, K., LEHOCZKI, R. & CSÁNYI, S. (2008): A vad területhasználata - nevek és fogalmak zűrzavara. *Magyar Vadászlap* 2008(11): 711-713.
- SZEMETHY, L., BÍRÓ, ZS., KATONA, K., LEHOCZKI, R., CSÁNYI, S. (2010): A vad területhasználata - nevek és fogalmak zűrzavara. p. 73-81. In: CSÁNYI, S. & HELTAI, M. (Szerk.): *Vadbiológiai olvasókönyv*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 204 p.
- TÓTH, B. (2010): Az őz élőhelyhasználata egy ártéri erdőben és az azzal határos mezőgazdasági területen. Szakdolgozat, Szent István Egyetem, Gödöllő, 73 p.
- TÓTH, B., HEIDRICH, M., SCHALLY, G., KOVÁCS, I., BLEIER, N. & CSÁNYI, S. (2015): Does the human disturbance lead to changes in habitat use? - Responses of roe deer to live brown hare capture. Poster. Student Conference on Conservation Science, Tihany, Hungary, 1-5. September 2015.
- TÓTH, B., SCHALLY, G., BLEIER, N., LEHOCZKI, R. & CSÁNYI, S. (2016): First description of spatial and temporal patterns of river crossings by European roe deer (*Capreolus capreolus*): characteristics and possible reasons. *Italian Journal of Zoology* 83(3): 423-433.
- TUFTO, J., ANDERSEN, R. & LINNELL, J. (1996): Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. *Journal of Animal Ecology* 65: 715-724.
- TÜRKE, I. J., KATONA, K., BLEIER, N. & SZEMETHY, L. (2004): A gímszarvas napi mozgáskörzetének vizsgálata két különböző élőhelyen. *Vadbiológia* 11: 1-10.
- VERESHCHAGIN, N. K. & RUSAKOV, O. S. (1979): Ungulates of the North-West of the USSR. Nauka Publishers, Leningrad. p. 111. Cit. DANILKIN, A. (1996): *Behavioural Ecology of Siberian and European Roe Deer*. Chapman & Hall, London. 294 p.
- VIRGÓS, E. & TELLERIA, J.L. (1998): Roe deer habitat selection in Spain: constraints on the distribution of a species. *Canadian Journal of Zoology* 76(7): 1294-1299.
- WAHLSTRÖM, L. K. & LIBERG, O. (1995): Patterns of dispersal and seasonal migration in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journal of Zoology* 235: 455-467.
- WHITE, T. H. JR., BOWMAN, J. L., LEOPOLD, B. D., JACOBSON, H. A., SMITH, W. P. & VILELLA, F. J. (2000): Influence of Mississippi alluvial rivers on black bear movements and dispersal: implications for Louisiana black bear recovery. *Biological Conservation* 95: 323-331.

- WHITE, G. C. & GARROTT, R. A. (1990): Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego. 383 p.
- WHITEHEAD G. K. (1993): The Whitehead Encyclopedia of deer. UK, Swan Hill Press. 597 p.
- WORTON, B. J. (1989): Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70(1): 164–168.
- ZACCARONI, M., BILIOTTI, N., CAROLI, M., SERENI, E., & DESSI-FULGHERI, F. (2012): Effect of fox hunting with small hound packs on spatial behaviour of brown hares. *Acta Theriologica* 57: 257–260.
- ZEJDA, J. & BAUEROVÁ, Z. (1985): Home ranges of field roe deer. *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemicae*, Brno, 19(1): 1-43.

M2. Ábrák és táblázatok jegyzéke

Ábrák

1. ábra Példa az MKP hibájára: a benyúló tavat is beleszámítja az otthonterületbe [WHITE & GARROTT (1990) nyomán]	34
2. ábra A vizsgálati terület térképe	37
3. ábra A becsült őzállomány nagysága és a hasznosítás alakulása a vizsgálati területen 2001 és 2010 között (forrás: Országos Vadgazdálkodási Adattár)	38
4. ábra Az ártéri erdőben, illetve a mezőgazdasági területen jelölt őzek havi mozgáskörzet-méretei	45
5. ábra Az ártéri erdőben, illetve a mezőgazdasági területen jelölt őzek havi mozgáskörzet-méretei hónapokra bontva.....	46
6. ábra A jelölt bakok és suták havi mozgáskörzet-méretei.....	47
7. ábra A jelölt bakok és suták havi mozgáskörzet-méretei havonkénti bontásban	48
8. ábra A jelölt őzek havonkénti mozgáskörzet-méretei.....	49
9. ábra A Tiszán átúszó egyedek ivarok közötti eloszlása	52
10. ábra A Tiszán történő átúszások száma ivarok szerint csoportosítva	53
11. ábra A Tiszán történő átúszások száma napszakokra bontva.....	53
12. ábra A Tiszán történő átúszások száma évszakokra bontva.....	54
13. ábra A B1 őzbak 2007. április 17-i lokalizációs pontjai	54
14. ábra Az S4 őzsuta 2007. évi lokalizációs pontjai.....	55
15. ábra A Tisza vízállásai az átúszások napján, illetve azokon a napokon, amikor nem történt átúszás.....	56
16. ábra Az átúszások eloszlása a Tisza vízállásainál.....	56
17. ábra A vizsgált őzek napi elmozdulási távolságai a napi lokalizációs pontok és a nyúlbecfogások területének átfedése esetén, illetve amikor nem volt átfedés	57
18. ábra A 2009. január 4-i nyúlbecfogás területe és a B9 őzbak napi lokalizációs pontjai	58
19. ábra A 2008. december 29-i nyúlbecfogás területe és a B8 őzbak napi lokalizációs pontjai	59
20. ábra Úszó őzbak (Fotó: Vojto Szücs)	65

Táblázatok

1. táblázat	A vizsgálat ideje alatt befogott és jeladóval ellátott őzek adatai (EH: elhullás, AP: adóprobléma)	39
2. táblázat	Rendelkezésre álló elemszám az évszakonként számolt mozgáskörzetek nagyságaiból ivar és jelölés helye szerinti bontásban (Mg.: mezőgazdasági terület).....	41
3. táblázat	Rendelkezésre álló elemszám a hónaponként számolt mozgáskörzetek nagyságaiból ivar és jelölés helye szerinti bontásban (Mg.: mezőgazdasági terület)	41
4. táblázat	A jelölt őzek havi mozgáskörzet-méreteinek havi átlagai jelölés helye szerinti bontásban (Mg.: mezőgazdasági terület).....	47
5. táblázat	A jelölt őzek havi mozgáskörzet-méreteinek havi átlagai ivar szerinti bontásban	49
6. táblázat	A jelölt egyedek havi mozgáskörzet-méreteinek összehasonlítása során kapott Mann-Whitney U értékek és Bonferroni teszttel ellenőrzött szignifikancia szintjük.....	50
7. táblázat	A jelölt egyedek Tiszán történő átúszásának dátumai és időpontjai.....	51
8. táblázat	A nyomonkövetett őzek és az átúszások száma a vizsgálat éveiben	52
9. táblázat	A három vizsgálati év nyúlbefogásainak dátumai, illetve a vizsgált egyedek aznapi elmozdulási távolságai.....	57

M3. További ábrák, táblázatok, képek



1. Melléklet Az ártéri erdő nyiladékán felakasztott háló



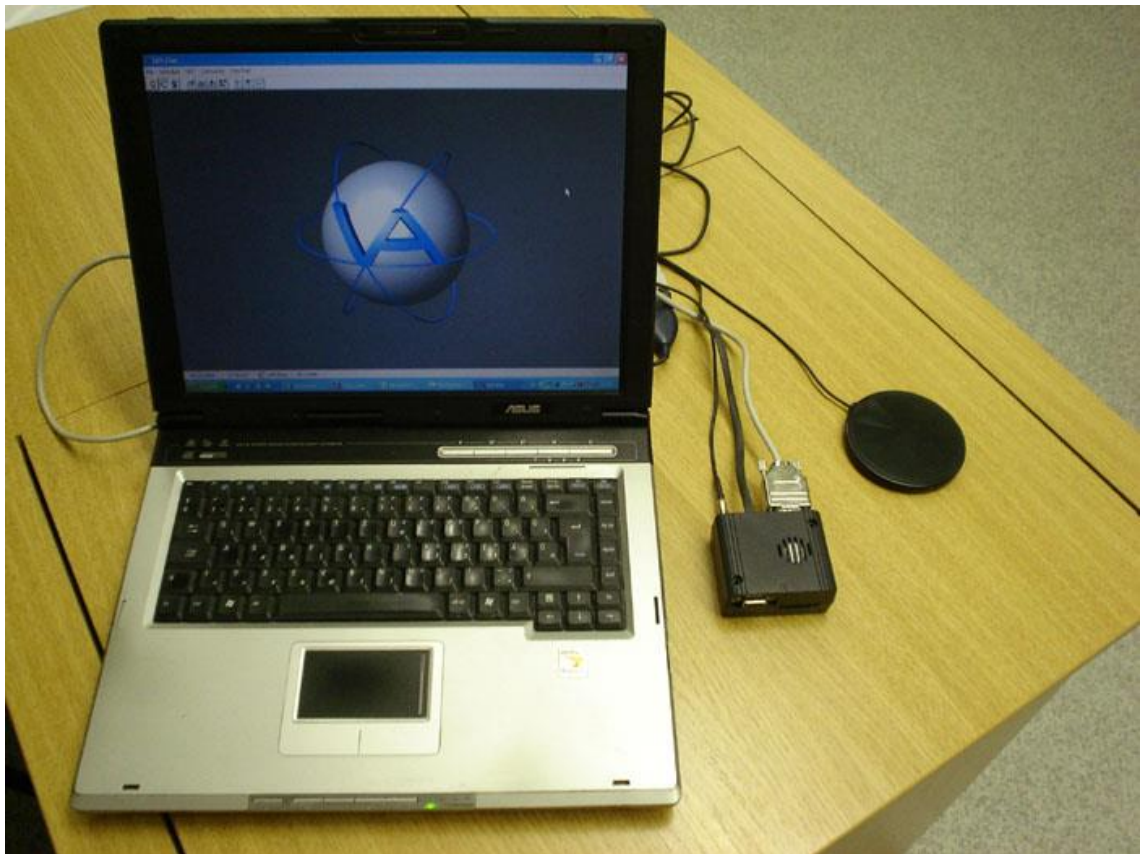
2. Melléklet A hálóba került őz lefogása és kiszabadítása



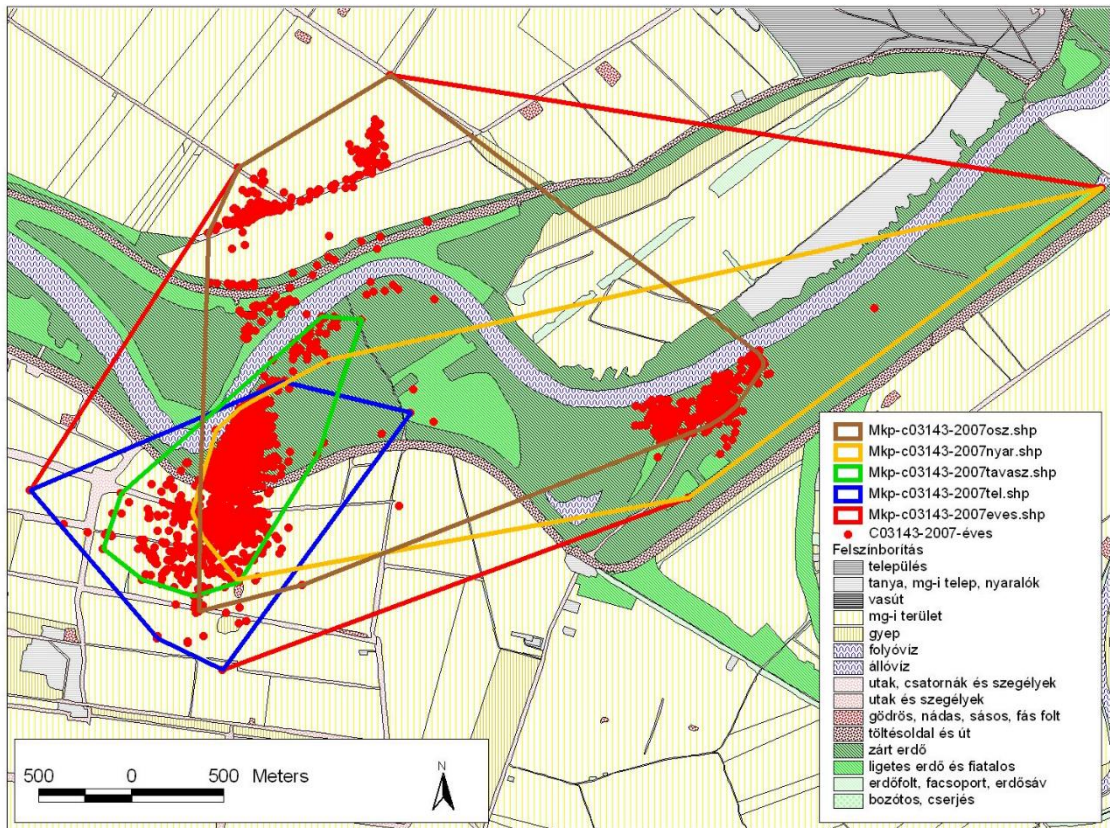
3. Melléklet Az adó felszerelése a hálóból kivett őz nyakára



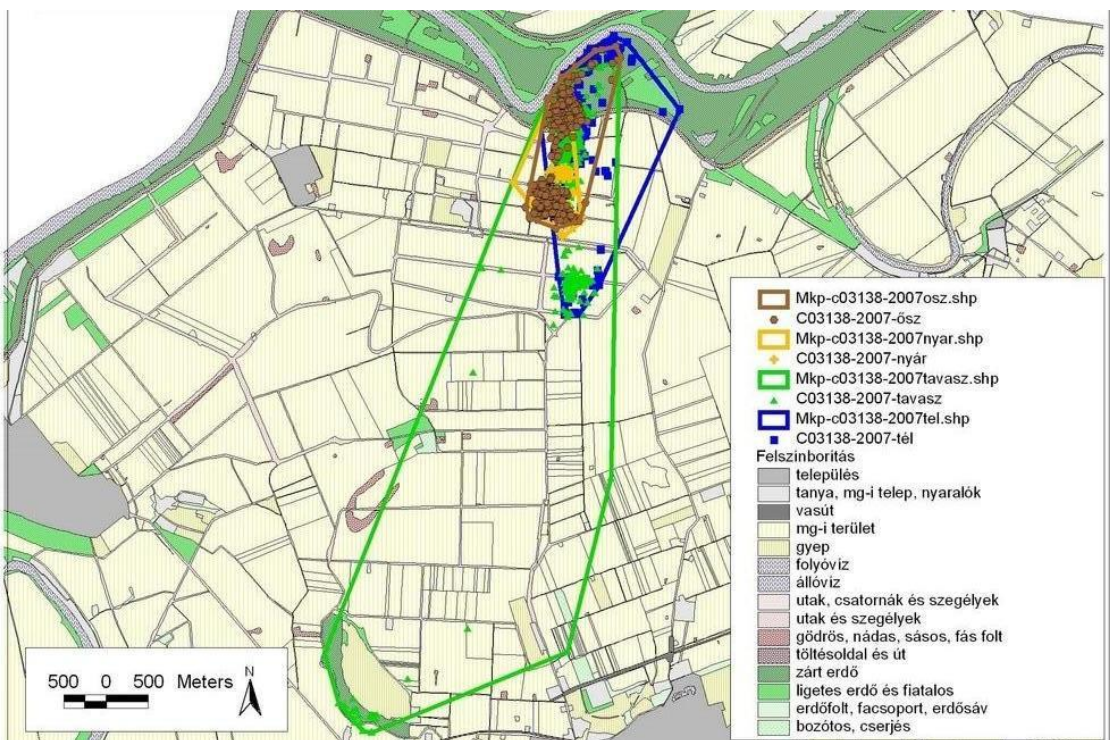
4. Melléklet GPS PRO Light-1 Collar



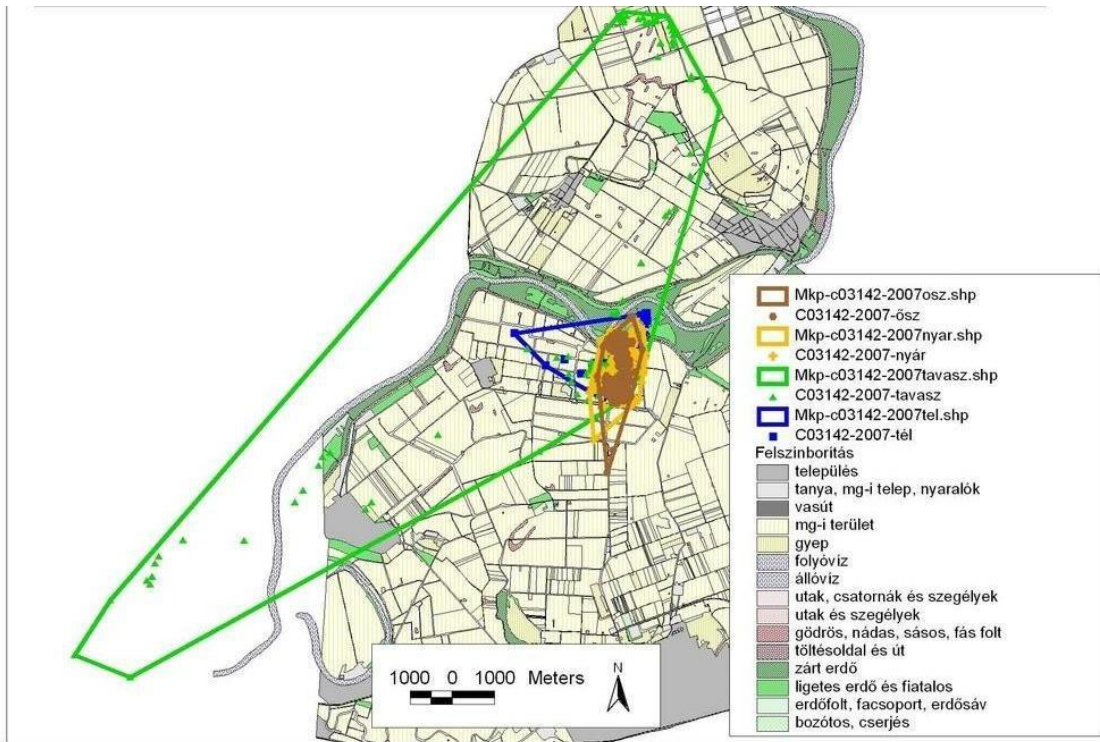
5. Melléklet A lokalizációs pontok letöltésének kellékei: számítógép, adapter, antenna



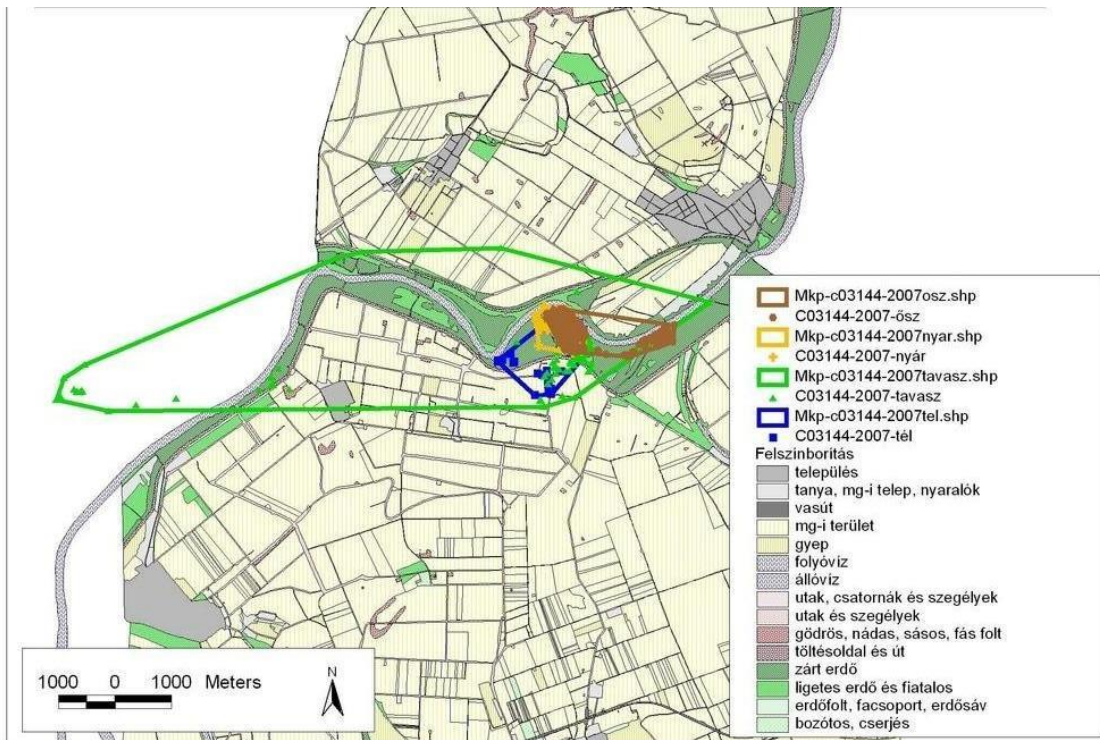
6. Melléklet Az S4 kódszámú ősza 2007. évi lokalizációs pontjai, éves és évszakos MKP területei



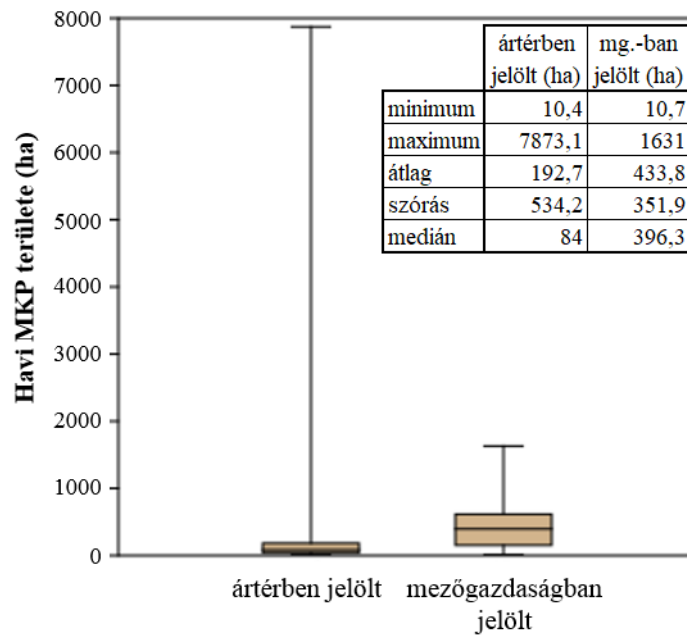
7. Melléklet Az S2 kódszámú ősza 2007. évi lokalizációs pontjai és évszakos MKP területei (zöld színnel a tavaszi MKP, amin jól látható a déli irányú kirándulás)



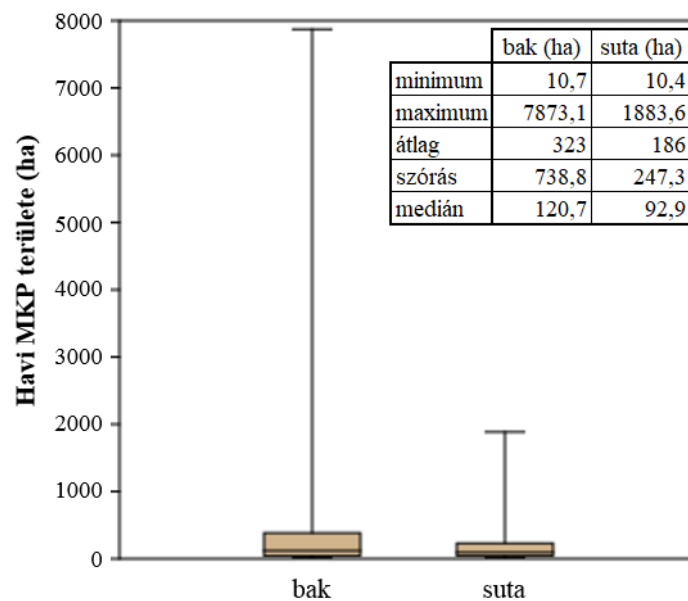
8. Melléklet A B3 kódszámú őzbak 2007. évi lokalizációs pontjai és évszakos MKP területei (zöld színnel a tavaszi MKP, amin jól látható az északi és dél-nyugati irányú kirándulás)



9. Melléklet Az S5 kódszámú ózsuta 2007. évi lokalizációs pontjai és évszakos MKP területei (zöld színnel a tavaszi MKP, amin jól látható a nyugati irányú kirándulás)



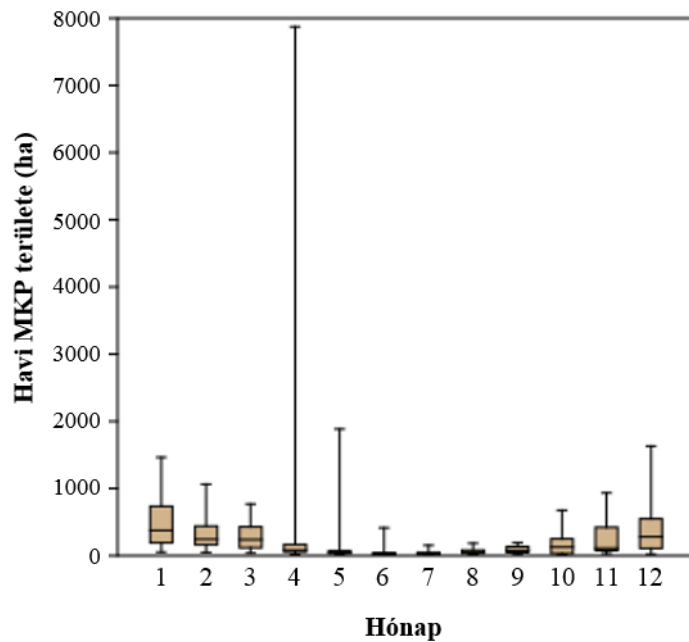
10. Melléklet Az ártéri erdőben, illetve a mezőgazdasági területen jelölt őzek havi mozgáskörzet-méretei a nagy elmozdulások megtartásával (Mann-Whitney $U = 4.217$, $p < 0,0001$)



11. Melléklet A jelölt bakok és suták havi mozgáskörzet-méretei a nagy elmozdulások megtartásával (Mann-Whitney $U = 11.300$, $p = 0,084$ NS)

12. Melléklet A havi mozgáskörzetek méreteinek leíró statisztikai adatai (elemszám: db, többi érték: ha)

Hónap	Jan.	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.	Dec.
elemszám	22	36	36	29	25	26	24	24	23	22	26	25
minimum	51,3	47,1	38,4	16,2	16,8	10,7	10,4	15,2	22,0	13,4	28,4	21,9
maximum	1462,4	993,4	767,4	480,2	404,2	412,8	154,1	182,0	189,3	675,3	934,0	1631,0
átlag	455,7	331,2	290,1	121,1	66,8	59,4	43,4	66,8	88,0	175,7	233,4	362,6
szórás	378,1	250,3	210,9	120,1	83,3	95,8	33,6	47,5	55,3	170,7	239,0	362,4
medián	327,0	241,1	237,1	79,7	38,6	24,6	33,3	47,6	77,1	128,2	110,6	279,3



13. Melléklet A jelölt özek havonkénti mozgáskörzet-méretei a nagy elmozdulások megtartásával

14. Melléklet A nagy elmozdulások megtartásával kapott havi mozgáskörzetek méreteinek leíró statisztikai adatai

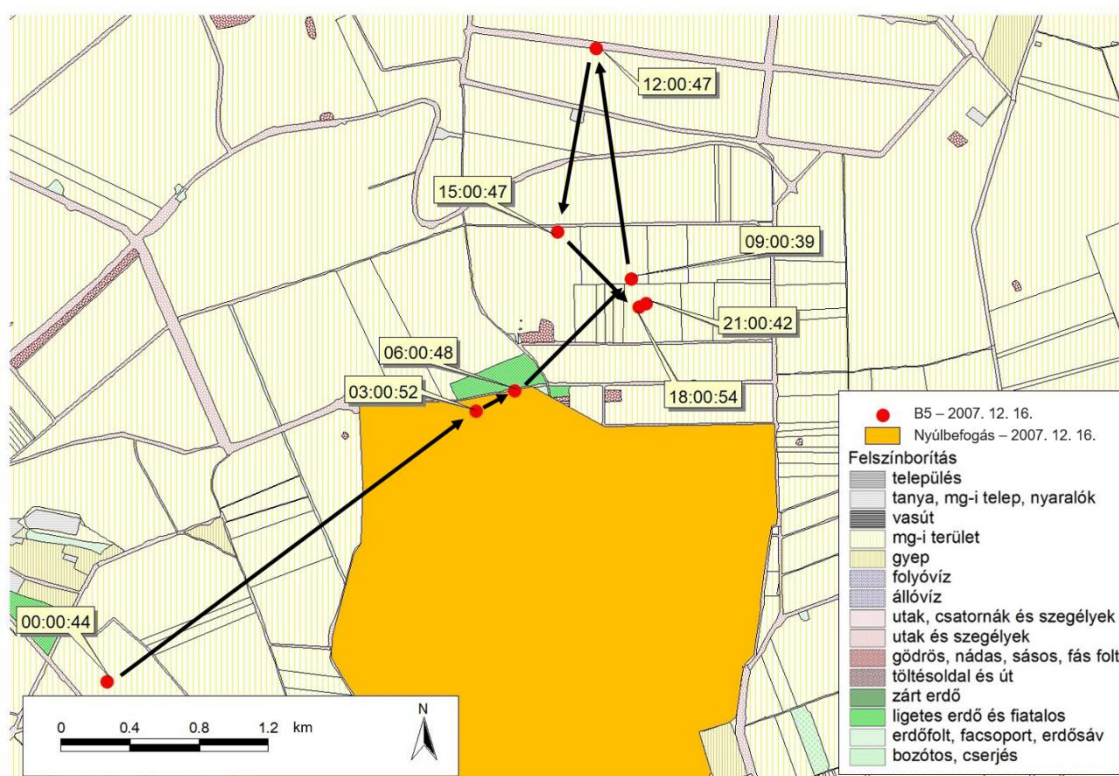
(elemszám: db, többi érték: ha)

Hónap	Jan.	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.	Dec.
elemszám	24	37	36	30	28	26	24	24	23	22	26	25
minimum	51,3	47,1	38,4	16,2	16,8	10,7	10,4	15,2	22,0	13,4	28,4	21,9
maximum	1462,4	1063,7	767,4	7873,1	1883,6	412,8	154,1	182,0	189,3	675,3	934,0	1631,0
átlag	521,8	351,0	290,1	379,5	214,0	59,4	43,4	66,8	88,0	175,7	233,4	362,6
szórás	426,9	274,6	210,9	1420,2	457,5	95,8	33,6	47,5	55,3	170,7	239,0	362,4
medián	376,3	241,9	237,1	81,5	42,1	24,6	33,3	47,6	77,1	128,2	110,6	279,3

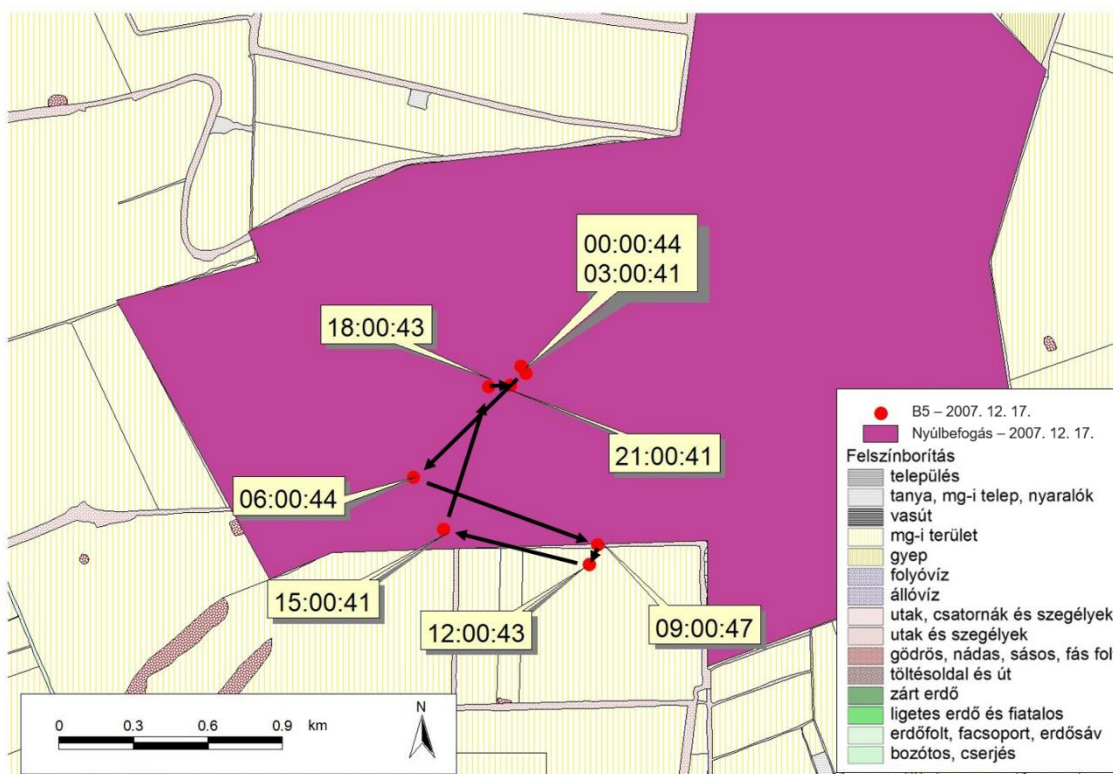
15. Melléklet A nagy elmozdulások megtartásával kapott havi mozgáskörzetek méreteinek összehasonlítása során kapott U értékek és Bonferroni teszttel ellenőrzött szignifikancia szintjük (narancssárga: szignifikáns különbség, zöld: október, aminek adatai egyik hónap adataitól sem különböztek)

	Jan.	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.	Dec.
Jan.												
Febr.	355											
Márc.	301	582										
Ápr.	121**	205***	241**									
Máj.	98***	170***	180***	271								
Jún.	33***	67***	69***	138**	196							
Júl.	14***	19***	33***	129**	238	241						
Aug.	34***	48***	79***	225	317	168	181					
Szept.	52***	78***	121***	296	243	121*	120	208				
Okt.	114	213	251	291	242	137	135	174	190			
Nov.	163	302	344	281	199	83***	88***	150	189	252		
Dec.	227	428	440	196	160*	67***	60***	96**	122*	181	241	

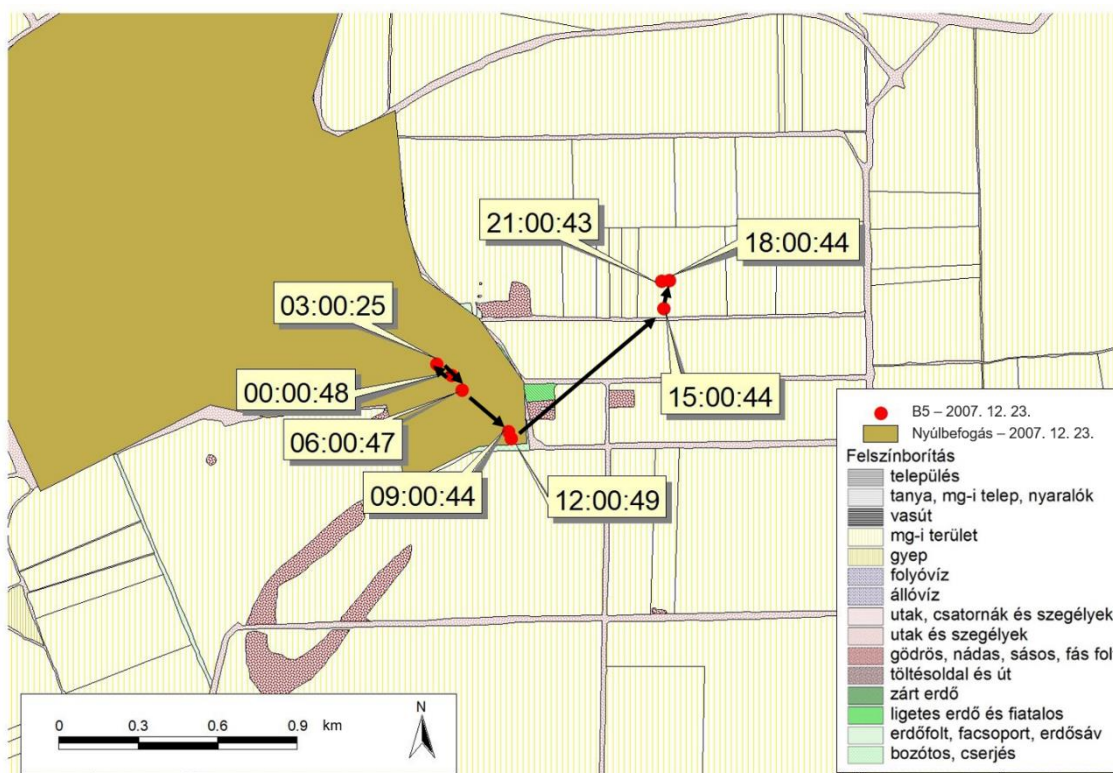
* $p < 0,05$
 ** $p < 0,01$
 *** $p < 0,001$



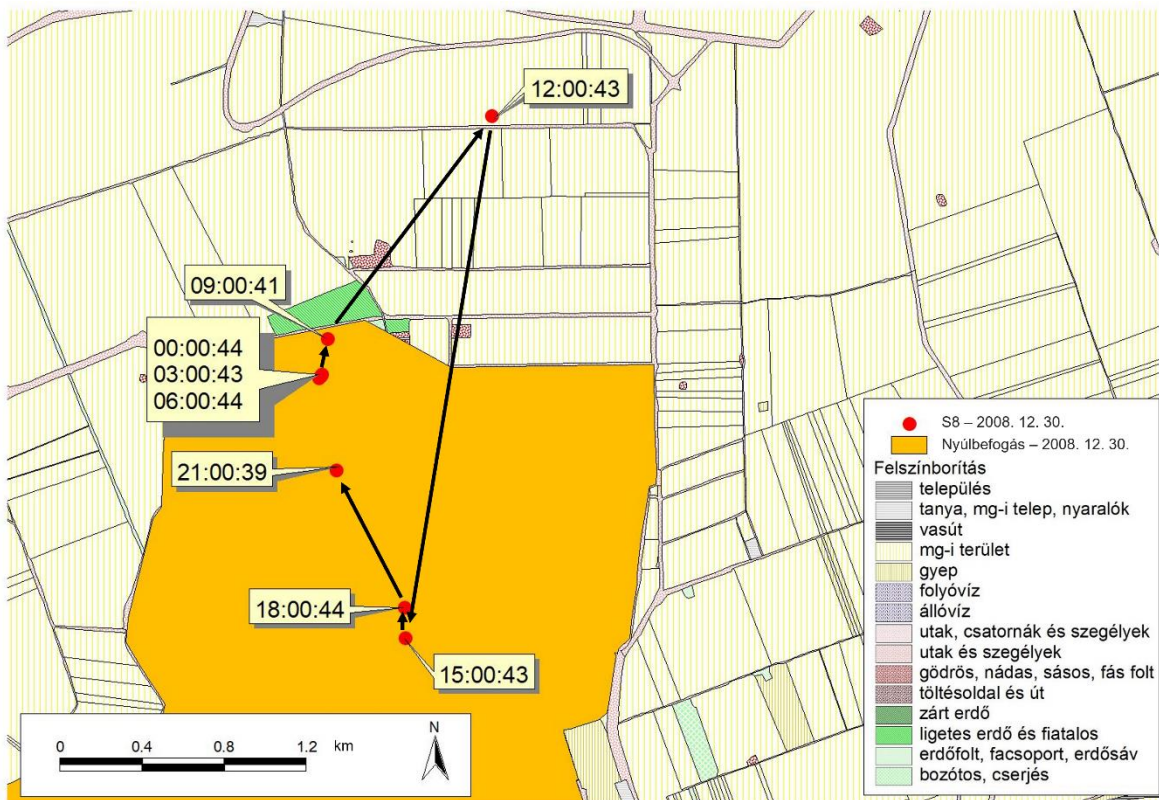
16. Melléklet A 2007. december 16-i nyúlbecs területe és a B5 őzbak napi lokalizációs pontjai



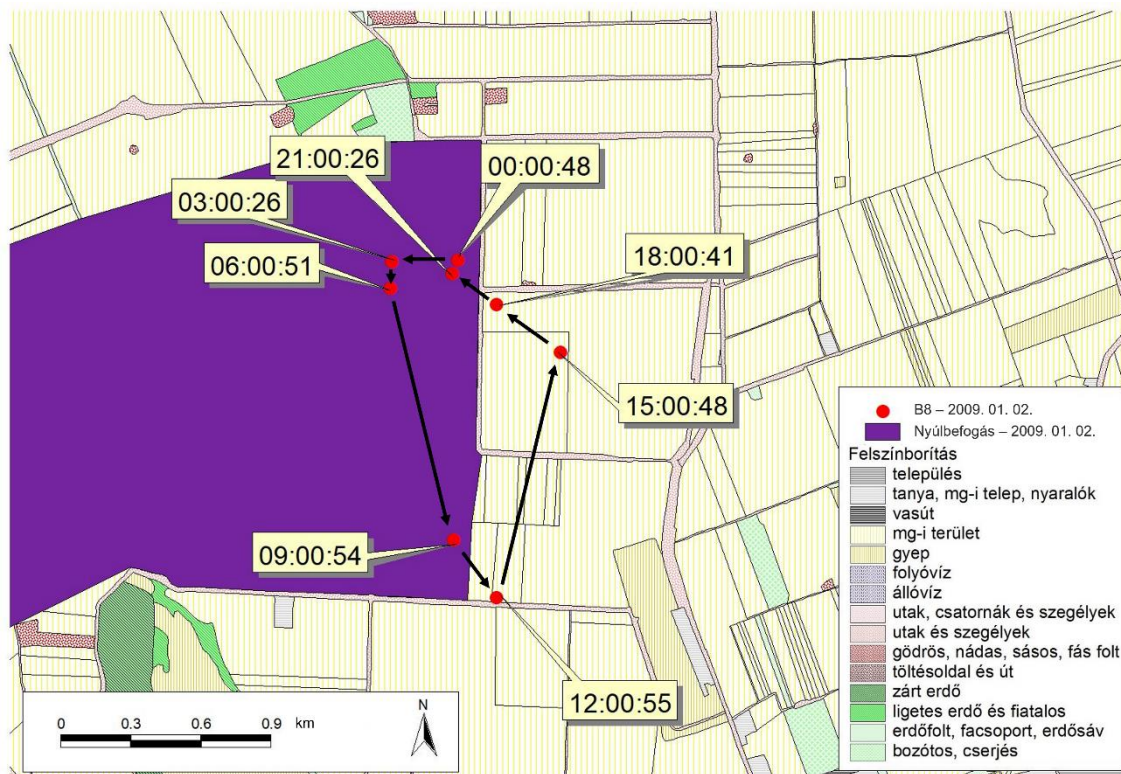
17. Melléklet A 2007. december 17-i nyúlbe fogás területe és a B5 őzbak napi lokalizációs pontjai



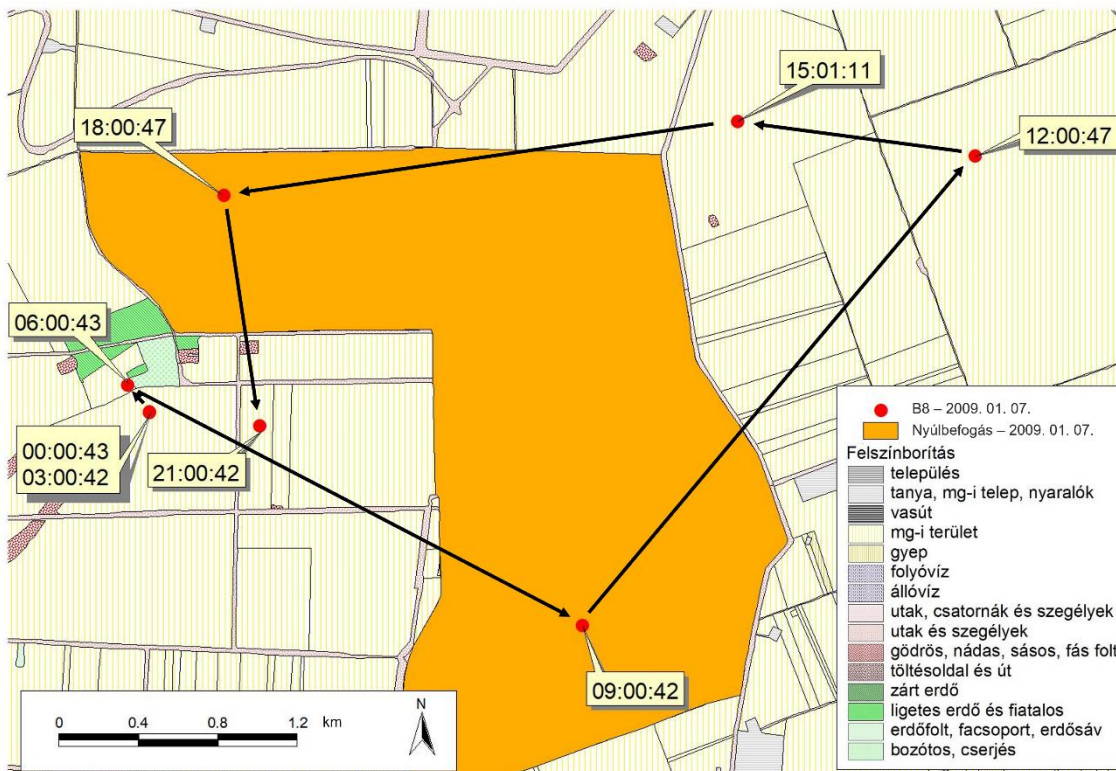
18. Melléklet A 2007. december 23-i nyúlbe fogás területe és a B5 őzbak napi lokalizációs pontjai



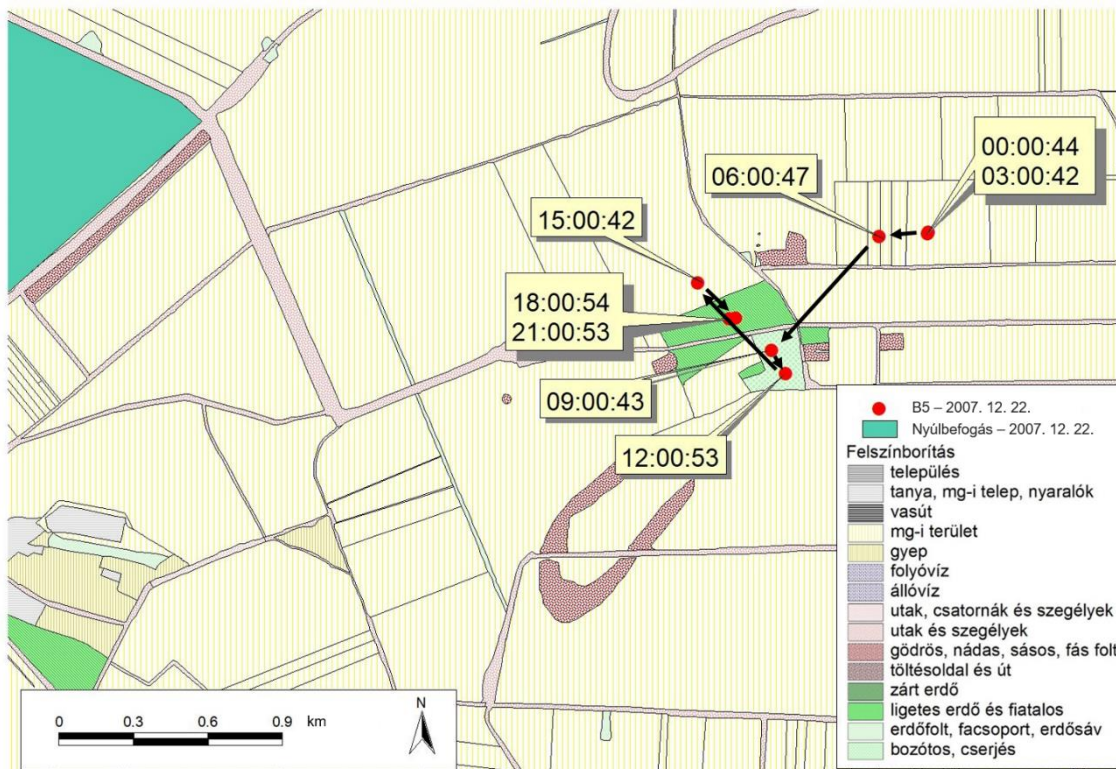
19. Melléklet A 2008. december 30-i nyúlbe fogás területe és az S8 ősuta napi lokalizációs pontjai



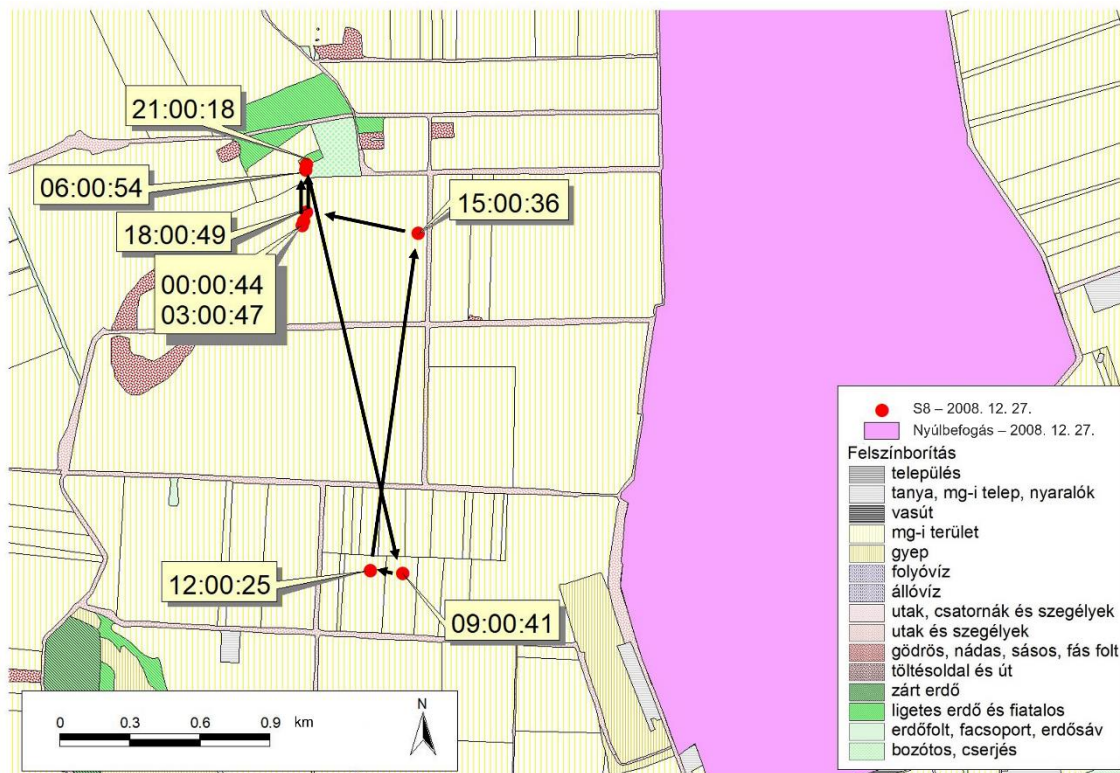
20. Melléklet A 2009. január 2-i nyúlbe fogás területe és a B8 ősuta napi lokalizációs pontjai



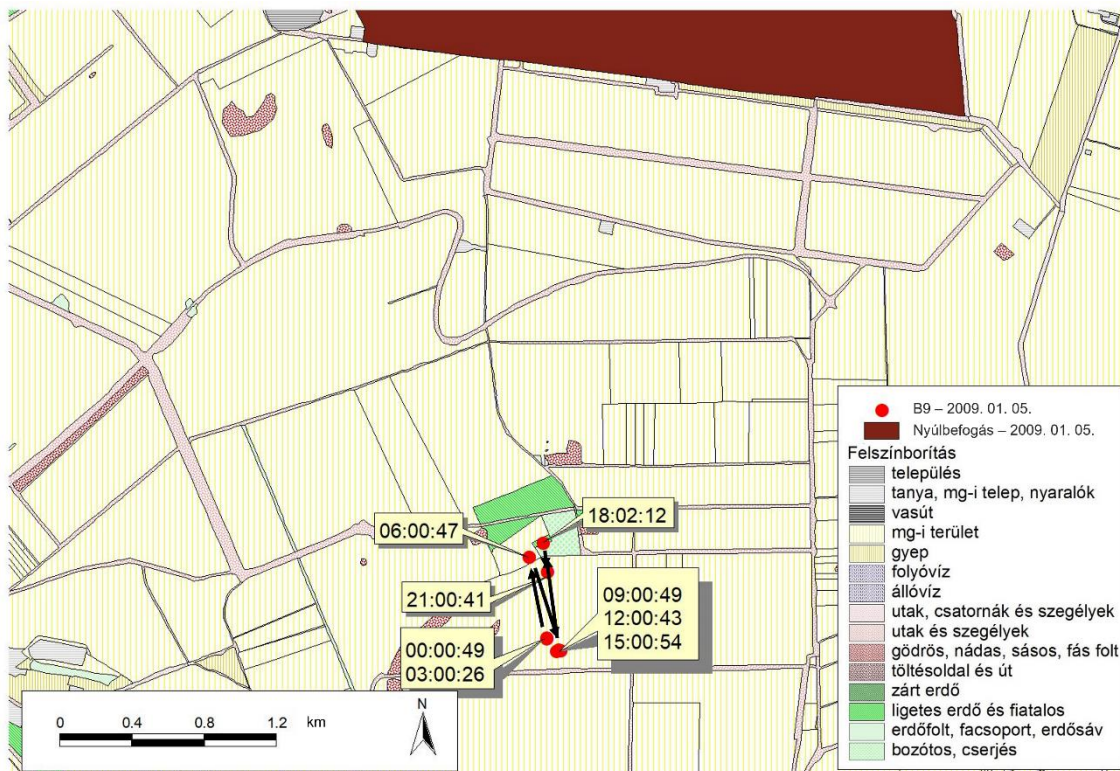
21. Melléklet A 2009. január 7-i nyúlbefogás területe és a B8 őzbak napi lokalizációs pontjai



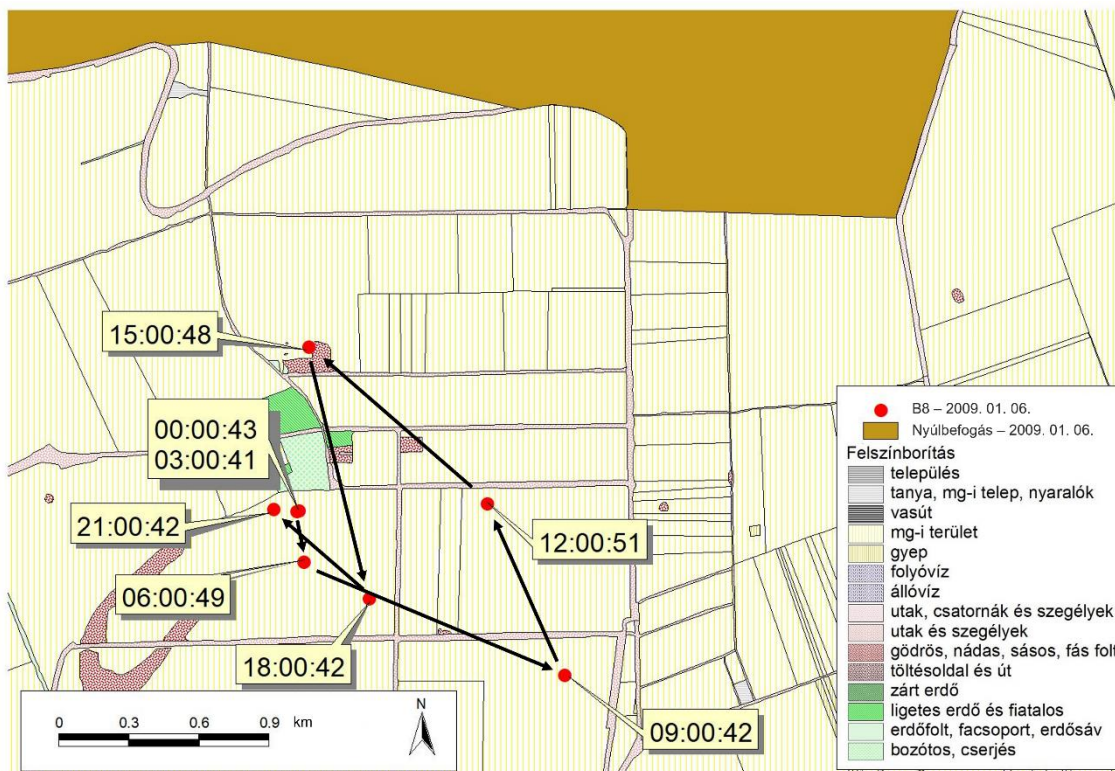
22. Melléklet A 2007. december 22-i nyúlbefogás területe és a B5 őzbak napi lokalizációs pontjai



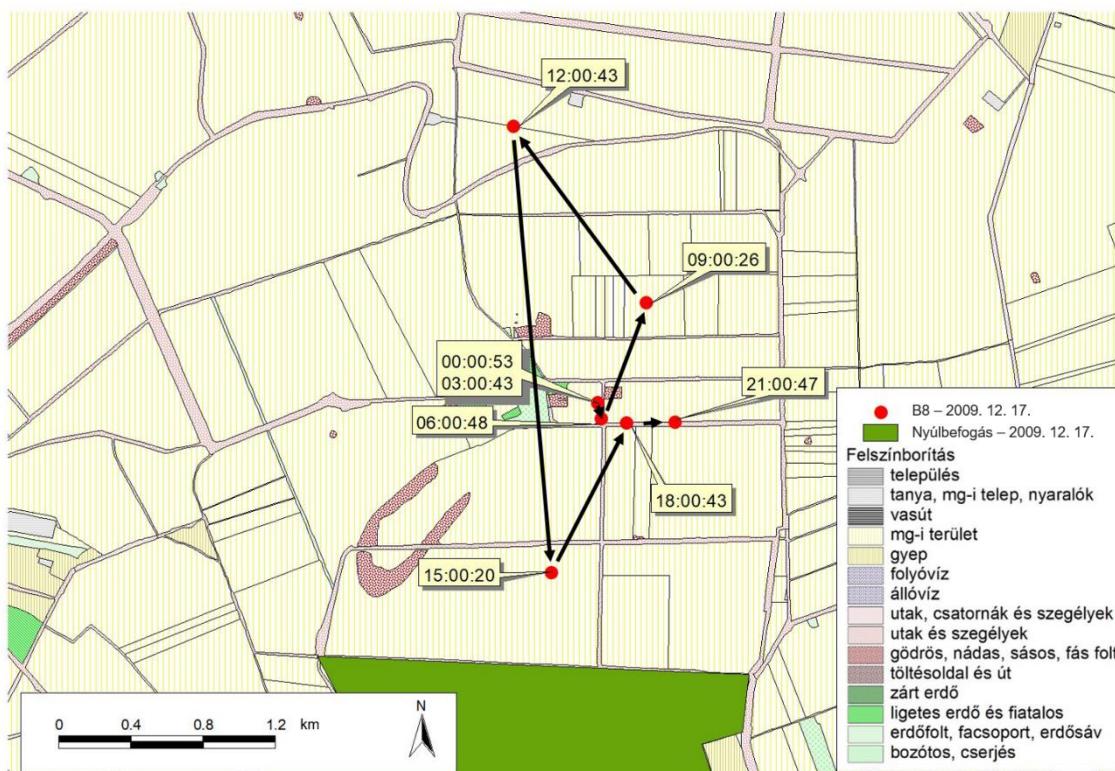
23. Melléklet A 2008. december 27-i nyúlbefogás területe és az S8 ősuta napi lokalizációs pontjai



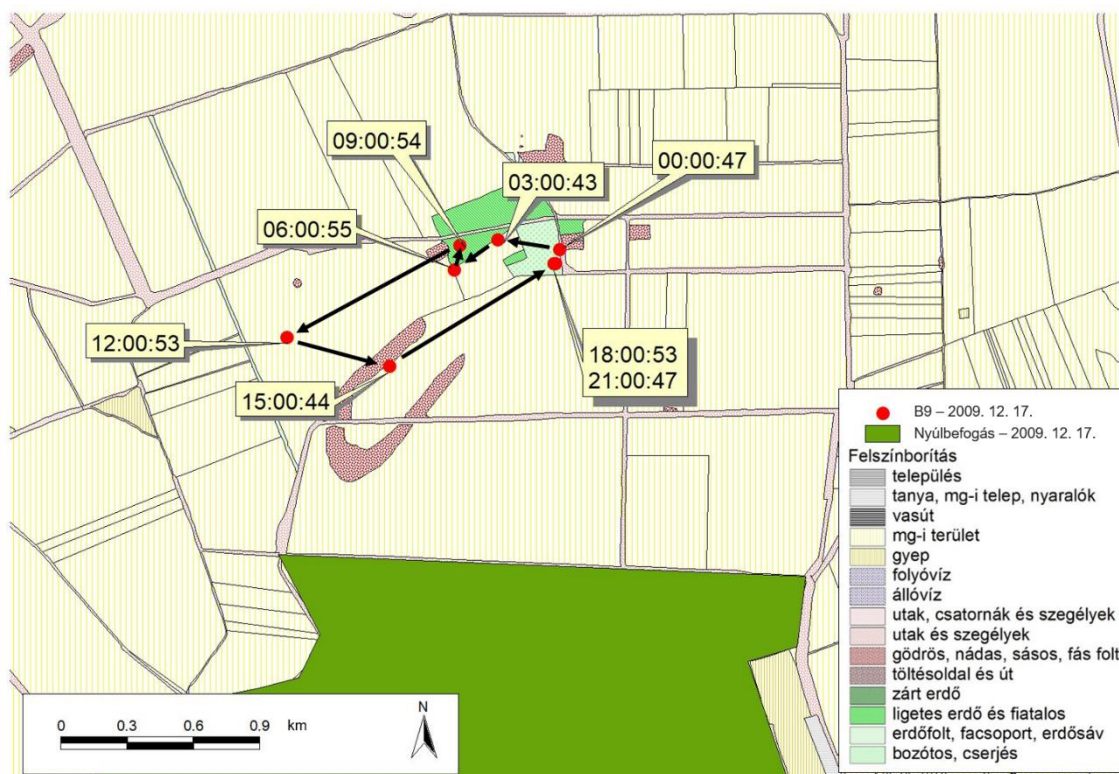
24. Melléklet A 2009. január 5-i nyúlbefogás területe és a B9 őzbak napi lokalizációs pontjai



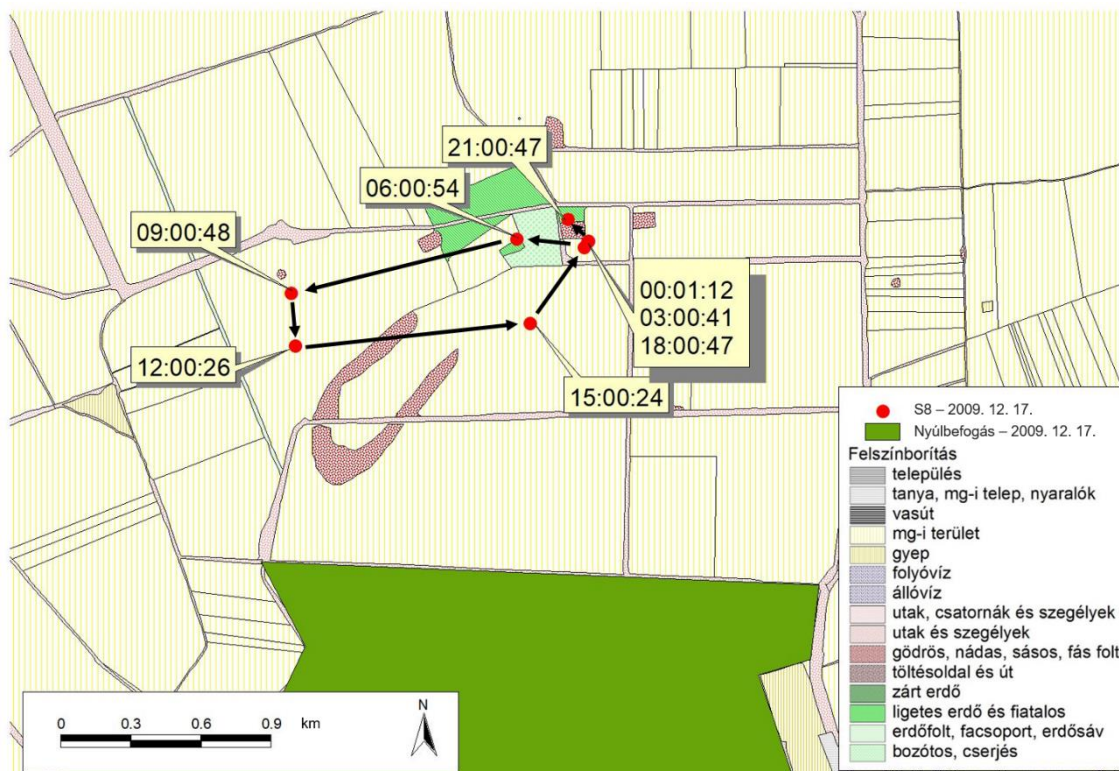
25. Melléklet A 2009. január 6-i nyúlbefogás területe és a B8 őzbak napi lokalizációs pontjai



26. Melléklet A 2009. december 17-i nyúlbefogás területe és a B8 őzbak napi lokalizációs pontjai



27. Melléklet A 2009. december 17-i nyúlbe fogás területe és a B9 őzbak napi lokalizációs pontjai



28. Melléklet A 2009. december 17-i nyúlbe fogás területe és az S8 őzsuta napi lokalizációs pontjai

9. Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet szeretném kifejezni témavezetőmnek és egyben a Tiszapüspökiben folytatott kutatások vezetőjének, Prof. Dr. Csányi Sándornak, hogy lehetővé tette doktori munkám megkezdését, tanulmányaim ideje alatt és az értekezésem elkészítésében tanácsaival, tapasztalataival folyamatos segítséget nyújtott számomra.

Hálás köszönettel tartozom Dr. Bleier Norbertnek, hogy bekapcsolódhattam a Tiszapüspökiben végzett kutatásokba, illetve az értekezésem témájához kötődő szak- és diplomadolgozatom témavezetéséért, folyamatos szakmai segítségéért, Dr. Schally Gergelynek a térinformatikai és statisztikai módszerek alkalmazásában szerzett tapasztalatai átadásáért, az adatok feldolgozásában nyújtott segítségéért és Dr. Lehoczki Róbertnek az ArcView program használatába történő bevezetésért és szakmai segítségéért.

Köszönetet mondok az Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskolának a kutatási témám befogadásáért és a munkám támogatásáért, valamint az Egyetemi Doktori és Habilitációs Tanács titkárságának: Prof. Dr. Mézes Miklósnak, Prof. Dr. Urbányi Bélának, Makádiné Farkas Anasztáziának, Törökné Hajdú Mónikának, Simáné Dolányi Editnek.

Köszönet illeti Kovács Imrét, Heidrich Márkot, akiknek szakmai segítségére, baráti támogatására mindig számíthattam.

Nagy köszönet jár a Hofi Géza Vadásztársaság hivatásos vadászainak, Andó László és Kalmár József Uraknak, akik szakértelmükkel, tapasztalataikkal, megfigyeléseikkel segítették a munkát.

Köszönet illeti továbbá a Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék (volt Vadvilág Megőrzési Intézet) munkatársait, illetve azon volt hallgatóit, akik a Tiszapüspöki munkálatokban részt vettek.

Köszönöm feleségemnek és családomnak, hogy folyamatos biztatásukkal támogattak munkámban.

A kutatást a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium Vadászati és Halászati Főosztálya támogatta.