

SZAKDOLGOZAT

Kiss Zsolt

2023



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Szent István Campus

Vadgazdálkodási és Természetvédelmi intézet

Vadgazdamérnöki alapképzési szak

**A vörös róka és az eurázsiai borz kotoréksűrűségének és
élőhelypreferenciájának vizsgálata egy vadászterületen**

Belső konzulens:	Dr. Márton Mihály egyetemi docens
intézete:	Vadgazdálkodási és Természetvédelmi intézet
Készítette:	Kiss Zsolt

Gödöllő

2023

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és célkitűzések	3
1.1. A téma jelentősége.....	3
1.2. Célkitűzések	4
2. Szakirodalmi áttekintés.....	5
2.1. A vörös róka állománymérete	5
2.1.1 Kotorékok sűrűségén alapuló vizsgálatok.....	5
2.2.2. Egyéb vizsgálatokból származó állománysűrűség adatok.....	5
2.2. A vörös róka élőhelyhasználata	6
2.2.1. A kotorékok elhelyezkedésén alapuló vizsgálatok	6
2.2.2. Rádiotelemetriás és egyéb vizsgálatok.....	7
2.3. Az eurázsiai borz állománymérete.....	8
2.3.1 Kotorékok sűrűségén alapuló vizsgálatok.....	8
2.3.2. Egyéb vizsgálatokból származó állománysűrűség adatok.....	9
2.4. Az eurázsiai borz élőhelyhasználata	9
2.4.1. Kotorékok elhelyezkedésén alapuló vizsgálatok	9
2.4.2. Rádiotelemetriás és egyéb vizsgálatok.....	12
3. Alkalmazott módszerek	14
3.1. Vizsgálati terület bemutatása.....	14
3.2. Adatgyűjtés és adatfeldolgozás	15
3.2.1. A vizsgálati terület kijelölése.....	15
3.2.2. Terepi adatgyűjtés	16
3.2.3. Kotoréksűrűség meghatározása	17
3.2.4. Élőhelypreferencia meghatározása fő élőhelytípusok alapján.....	17
4. Eredmények.....	19
4.1. A kotoréksűrűség eredményei	19
4.2. Az élőhelypreferencia eredményei	19

4.3. Egyéb eredmények.....	20
4.3.1. Kotorékok elhelyezkedése tengerszint feletti magasság alapján	20
4.4. Kotorékok kijáratainak száma	21
4.5. Kotorékok elhelyezkedése kitettség alapján.....	21
5. Következtetések, javaslatok.....	22
6. Összefoglalás.....	24
6. Hivatkozásjegyzék.....	25

1. Bevezetés és célkitűzések

1.1. A téma jelentősége

Az élőhelypreferencia az egyik legkevésbé értett ökológiai folyamatok közé tartozik, megértése és monitorozása a vadfajok esetében is releváns. A vadgazdálkodás és a konzervációs biológia szükséges eszközévé vált, hiszen elengedhetetlen a fajok kezeléséhez kidolgozott stratégiákban felhasználni azt. A fajok élőhelyválasztását több tényező is befolyásolja, illetve korlátozza, lehetnek ezek fiziológiai, ökológiai és egyéb korlátok is, például a ragadozók hatása, vagy a búvóhelyek megléte. Egy elmélet szerint, az egyedek többsége, igyekszik olyan élőhelyeket választani, ahol a haszon maximalizálható, viszont a kár minimális (Yin et al. 2011).

Hazánkban majdnem az összes európai emlős ragadozó faj megtalálható, kivéve azok, melyek az életmódjukból adódóan a kontinensen is alacsony számban vannak jelen (Heltai 2002). Egyes ragadozó fajok létszámadataira és térhódításukra általában elmondható, hogy növekvő tendenciát mutatnak napjainkban, nemcsak Magyarországon, de más európai országokban is (Heltai 2016, Goszczyński és munkatársai 2008, Jacquier et al. 2021). A vörös róka (*Vulpes vulpes*) és az eurázsiai borz (*Meles meles*) is ilyen fajok, populációjuk állandó gyarapodást mutat. Az utóbbi évtizedekben folyamatosan települnek vissza a korábban szinte eltűntnek vélt fajok, mint a farkas (*Canis lupus*), az aranyakál (*Canis aureus*), a hiúz (*Felix lynx*). Az invázióra képes fajok megjelenése és terjedésének jelensége, szintúgy hazánkban is tapasztalható, mint Európában, ezek a fajok a mosómedve (*Procyon lotor*) és a nyestkutya (*Nyctereutes procionoides*) (Heltai 2010).

A róka állománynövekedésének egyik oka, hogy az állományszabályozás lehetőségei a jogi környezet változása következtében beszűkültek. A veszethez elenni immunizálásuk is hozzásegítette a fajt a populációnövekedéshez (Heltai 2016, Goszczyński és munkatársai 2008). Az immunizálást 1992-ben kezdték el, kihelyezett csalétekvakcinákkal. Ezt a kezelést a hatékonyság érdekében évente kétszer megismételték. Az immunizálás hatékonyságát bizonyítják szűrővizsgálatok eredményei, melyek szerint csökkent a diagnosztizált esetek száma (Forró 2019).

A ragadozók létszámával együtt egyre növekedő predációs nyomás, ami apróvadainkra hat, az egyik, mely indokolja, az állományuk hatékony kezelését. A mezei nyúl (*Lepus europaeus*) történő gazdálkodás fontos eleme a ragadozófajok megfelelő létszáma történő

apasztása. Az egyik legjelentősebb predátorfajként említhetjük a vörös rókat a mezei nyúl esetében (Farkas et al. 2017).

A gyarapodó ragadozó állomány lakott területre gyakorolt hatása sem elhanyagolható tényező, sőt igen is releváns kérdés napjainkban (Heltai 2016). Lanszkiné & Lanszki (2005) a ragadozó emlősök előfordulását vizsgálták két Somogy vármegyei településen. Eredményeik közé tartozik, hogy a leggyakrabban előforduló faj a vörös róka volt.

Az 1974-től 2001-ig természetvédelmi oltalom alatt álló, majd az állománynövekedésének bebizonyosodásával védelmi státuszát elvesztő eurázsiai borz, az apóvaddal gazdálkodó vadásztársaságok területén, illetve természetvédelmi területeken, a földön fészkelő védett madárfajokban, mezőgazdasági területeken, nagy populációsűrűsége esetén károk okozására képes (Kozák & Heltai 2006). A faj olyan habitatokban is megjelent, melyeken korábban nem volt jellemző jelenléte, a jövőben számíthatunk arra, hogy a borzok az alföldi, nyílt területeken is olyan sűrűségben élhetnek, mint eredeti élőhelyükön, a domb és hegyvidékeken (Heltai et al. 2013).

Annak érdekében, hogy a gazdálkodásunk megalapozottan történjen az olyan fajokkal, melyek növekvő állományai gondot okoznak, nemcsak a vadgazdálkodásban, hanem a természetvédelemben is, mindenképpen szükség van folyamatos nyomon követésükre, élőhelyválasztásuk megismerésére, illetve állománysűrűségük meghatározására (Heltai 2016). A gyakori és napjainkra általánosan elterjedt ragadozók, mint a vörös róka és az európai borz állományainak kezelése, nyomon követése nem csak az alföldi, apróvadas jellegű régiókban fontos teendő. A hegy- és dombvidéki, nagyvadas élőhelyek „raktárként” működhetnek, innen ismét feltöltődhetnek azok az élőhelyek, ahol ezek a fajok károkozásuk révén nagy sűrűségben nem kívánatosak (Márton et al. 2013).

1.2. Célkitűzések

Munkám célja, hogy a Nógrád vármegyei Vanyarc-patak vadásztársaság területén elhelyezkedő vizsgálati területen, képet kapjak a vörös róka és az eurázsiai borz állományok helyzetéről és élőhelypreferenciájáról a kotoréksűrűség felmérésének segítségével

2. Szakirodalmi áttekintés

2.1. A vörös róka állománymérete

2.1.1 Kotorékok sűrűségén alapuló vizsgálatok

Egy hazai irodalom szerint, melyben a vörös róka és az eurázsiai borz kotoréksűrűségét vizsgálták egy hegyvidéki élőhelyen, a Börzsönyben, a róka kotoréksűrűsége ($3,66 \pm 1,75$ kotorék/ km^2), ez szignifikánsan nagyobb volt, mint a borzé (Márton et al. 2013a).

Ausztráliában, Victoria államban vörös rókák mozgáskörzetét, elterjedését és sűrűségét vizsgálták egy vidéki és egy félig városi területen. A sűrűségre vonatkozó adatokat a vidéki vizsgálati területen, lakott kotorékok felmérésével végezték, a maximális nyári sűrűséget 3,0 egyed/ km^2 - re, a minimális téli sűrűséget pedig 1,2 egyed/ km^2 - re becsülték (Coman et al. 1991). Goszczyński és munkatársai (2008) a veszettség elleni csalétekvakcinázás és a rókaállomány sűrűsége közötti összefüggéseket vizsgálták Lengyelországban. Negyed évszázadon keresztül monitorozták a rókák sűrűségét három különböző módon, nyomszámlálással, kotorékok elhelyezkedése és a kölykök száma alapján, illetve hajtásos (battue) módszerrel. Mindhárom módszerrel mért egyedsűrűség, jelentősen nagyobb volt a csalétekvakcinázást követő időszakban. A rókák populációsűrűségének növekedése korrelált az erdőterületeken kívül elhelyezkedő kotorékok számával. Egy német felmérés szerint, melyben több területről is vadászok által biztosított kotorékadatok alapján számoltak sűrűséget, az átlagos tavaszi róka sűrűség 1 egyed/ km^2 , a nyári pedig 2,7/ km^2 . A legnagyobb sűrűség, melyet becsültek, tavasszal 7,1 egyed/ km^2 , nyáron 20 egyed/ km^2 (Keuling et al. 2011). Naseer és munkatársai (2020) Pakisztánban, a vörös róka élőhelypreferenciáját és sűrűségét vizsgálták, három különböző élőhelyen, a maximális populációsűrűség, becsléseik szerint 0,26 egyed/ km^2 az egyik vizsgálati területen, illetve a másik kettőn 0,16 egyed és 0,13 egyed/ km^2 volt.

2.2.2. Egyéb vizsgálatokból származó állomány-sűrűség adatok

Nyugat-Lengyelországban, mezőgazdasági élőhelyen éjszakai reflektoros számlálással becsülték a rókasűrűséget, mely tavasszal 1,02 egyed/ km^2 volt (Panek & Bresiński 2002). Meisner és munkatársai (2014) Délnyugat-Dániában reflektoros felmérésük során 0,74 egyed/ km^2 sűrűségben számláltak rókákat. Kameracsapdák segítségével, jelölés-visszafogás módszerrel vizsgálták közép Spanyolországban a rókák egyedsűrűségét két eltérő területen, a kapott sűrűség átlagosan 1,60 egyed/ km^2 volt (Jimenez et al 2019). Egy nagyobb tanulmányban

69 helyről, Európából és Ázsiából gyűjtött adatok alapján vizsgálták a vörös rókasűrűség és az időjárás, éghajlat, illetve az élőhely produktivitásával kapcsolatos összefüggéseket. Eredményeik szerint az időjárás nagyban befolyásolta a róka egyedsűrűséget, ugyanis a téli hótakaró fennmaradásának növekedése és a téli és nyári hónapok hőmérsékletének csökkenése negatívan befolyásolta az egyedsűrűséget. A kutatók szerint, a tél zordságával a rókák tápláléka csökken, ez alacsonyabb szaporodási teljesítményt és a kölykök túlélési arányának csökkenését eredményezheti (Bartoń & Zalewski 2007). Németország déli részén, róka mozgáskörzet nagyságának segítségével számoltak egyedsűrűséget, feltételezve, hogy az otthonterületek között nem volt átfedés, illetve egy mozgáskörzeten belül egy kan és szuka róka is él. Eredményeik azt mutatták, hogy a minimális egyedsűrűség 2,7 róka/km² (Janko et al. 2012).

2.2. A vörös róka élőhelyhasználata

2.2.1. A kotorékok elhelyezkedésén alapuló vizsgálatok

Magyarországon, dombos és síkvidéken egyaránt, 8 vizsgálati területet érintve kutatták a borzok és rókák élőhelypreferenciáját kotorékok elhelyezkedése alapján, eredményeik közé tartozik, hogy a rókák elkerülték a túlevelű és a nyílt élőhelytípusokat (Márton et al. 2016). Egy niche szegregációt vizsgáló, hegyvidéki élőhelyen végzett, magyarországi irodalom szerint, kotorékai alapján (n=18), a róka teljes mértékben elkerülte a nyílt élőhelyeket, viszont preferencia volt kimutatható a vegyes élőhelyek felé és kisebb mértékben a fedett területek felé (Márton et al. 2014). Márton és munkatársai (2013b) négy különböző területen vizsgálták a róka élőhelypreferenciáját kotorékok alapján (n=18), munkájuk eredményében a rókák három vizsgálati területen a gyep és szántó élőhelytípusokat kimondottan kerülték, két területen pedig a fenyőerdők elkerülése volt kimutatható, azonban preferencia mutatkozott a lombhullató erdők felé.

Egy kimondottan mezőgazdasági területen, Lengyelországban végzett tanulmány szerint a kotorékok 92%-a lejtőkön helyezkedett el, szignifikánsan a déli kitettséget preferálták, a legtöbb kotorék vízelvezető árkok partján, mocsárpartokon és mezők közötti határsávokban volt, ezen kívül felleltek kotorékokat kukoricatáblában és egyet egy száraz réten is (Goldyn et al. 2003). Egy másik lengyelországi kutatás során, alacsony erdősültségű (6%) területen vizsgálták az utódnevelésre használt források (kotorékok, szénakazalok) elhelyezkedését. Eloszlásukat tekintve a vizsgált források 17%-a erdőben, 83%-a pedig mezőgazdasági területen helyezkedett el (Panek & Bresiński 2002). Szintén Lengyelországban mezőgazdasági élőhelyen a kotorékok 58,5%-a fedett terepen, erdőben, vagy cserjés vegetációban fordult elő, a többi

pedig nyílt területen, szántóföldön vagy legelőkön volt. A kotorékok kijárataink többsége északi, észak-keleti és nyugati irányba nézett (Jankowiak et al. 2008). Japánban a Hokkaido-félszigeten 144 kotorék elhelyezkedését vizsgálva, egyértelművé vált, hogy a rókák erdős területen, de a nyílt területekhez és patakokhoz közel készítették kotorékukat, melyet főként januártól júniusig használtak (Uraguchi & Takahashi 1998).

2.2.2. Rádiotelemetriás és egyéb vizsgálatok

Rókák szezonális területhasználatát vizsgálták egy tengerpar közeli területen, Olaszországban, a legfelkeresettebb élőhelyek a bozótosok, rétek és fenyvesek voltak. A meleg hónapokban a réteket használták szívesebben a rókák, míg a hidegebb időszakban a bozótosokat preferálták, a fenyvesek használatában nem mutatkozott évszaki eltérés (Cavallini & Lovari 1991). Cavallini és Lovari (1994) közlése szerint a közép-olaszországi rókák rádiotelemetriás vizsgálata, egyértelműen mutatja, hogy a rókák nappali pihenőhelyül a leg sűrűbb cserjéseket, bozótosokat választják, a kutatók szerint ez a kedvezőbb hőmérsékleti viszonyok miatt lehet, vagy pedig valamiféle korábbi berögzött viselkedés, mivel a környéken vadászat már 10 éve nem volt. Hasonló eredményeket kaptak Ausztráliában, ahol a kutatók azt találták, hogy a rókák a nappali időszakban a szerkezetileg kevésbé összetett növényzetet kerülik, viszont jelentős mértékben preferálják a szedreseket és a bozótosokat (White et al. 2006). Silva és munkatársai (2009) Kanadában a Prince Edward-szigeten két vizsgálati területen, a rókák élőhelyhasználatát kutatták rádiotelemetriás és hóban történő nyomkövetési módszerrel. Eredményeik szerint, az ember által is használt élőhelyeket, mint például az utak, nagyobb arányban használnak. Az Amerikai Egyesült Államokban a vörös rókák élőhelyhasználatát szintén rádiotelemetriás és hóban történő nyomkövetési módszer alapján elemezték a Yellowstone Nemzeti Parkban. Az itt kapott eredmények szerint az erdei élőhelyek nagyobb szerepet kaptak, mint a nyílt területek, szívesen használták a duglászfenyveseket és a vártnál jobban elkerülték a gyepeket, mely a kutatók szerint a prérifarkasokkal (*Canis latrans*) való versengés eredményeképpen lehet így (Van Etten et al. 2007). Szintén az Amerikai Egyesült Államokban végzett vizsgálat, az előzőhöz hasonló eredményeket mutat, itt is megállapítható volt, hogy a prérifarkasok kiszorítják a vörös rókákat a nyílt területekről, a rókák emberhez köthető élőhelyeket is preferáltak, például elhagyatott tanyák, vidéki lakóterületek (Gosselink et al 2003). Svájcban, hegyvidéki élőhelyen, 10 róka rádiotelemetriás monitorozása során, megállapították, hogy a csapadék nem befolyásolta területhasználatukat a rókáknak, de hóborítás esetén az erdős területek felé húzódtak. Szezonálisan nézve a nyári időszakban a gyepeket, nyílt területeket jobban preferáltak, míg télen elkerülték azokat és a fás vegetációkban tartózkodtak. A

települések környékén ritkán fordultak elő (Weber & Meia 1996). Egy dél-németországi rádiótelemetriás felmérés során 17 rókat követtek nyomon 3 éven keresztül egy városhoz közeli élőhelyen. A nappali pihenőhelyek nagyrésze erdőben volt (62,2%), illetve nádasban (20,6%), azonban előfordult, hogy a településen belüli élőhelyeket választották (14,8%), melyek jellemzően műveléssel felhagyott kertek voltak (Janko et al. 2012). Brit Kolumbia északnyugati részén, rádiótelemetriás vizsgálat eredményeként azt kapták, hogy a róka elkerülte a nyílt zuzmós és lápos területeket, ezzel ellentétben a cserjéseket preferálta (Jones & Therberge 1982). Zhang és munkatársai (2012) Mongóliában vizsgálták a róka élőhelyhasználatát, eredményeik szerint a nádasok és a cserjések voltak a legkedveltebb élőhelyek, de használtak gyepeket is kisebb mértékben. Dél Ausztráliában Towerton és munkatársai (2016) rádiótelemetriás vizsgálatukban, mely a rókák gyérítésére használt mérgező csalétek kihelyezésére alkalmas helyek meghatározásában nyújtott segítséget, azt találták, hogy a rókák a vártnál többet tartózkodnak az utakon, illetve az utak 200 méteres körzetében. Indiában a Himalája-hegység térségében vizsgálták a rókák területhasználatát, három kan, illetve három szuka rókára helyeztek rádióadás nyakörvet. A rókák szignifikánsan az alacsonyabb területeket és a vízközelit választották ki. A hat egyedből egy került a lakott területeket (Reshamwala et al. 2022)

2.3. Az eurázsiai borz állománymérete

2.3.1 Kotorékok sűrűségén alapuló vizsgálatok

Márton et al. (2013a) vizsgálatukban a Börzsönyben határozták meg a róka és a borz kotoréksűrűségét, eredményeik szerint, a vizsgálati területükön a borzkotorékok sűrűsége $1,58 \pm 0,64$ kotorék/ km².

Csehországi adatok alapján (n=499) a kotorékok átlagos sűrűsége 0,45/ km² volt, erdősen pedig 0,11 kotorék/ km² hektár, az egyedsűrűség 0,01 egyed/ km² (Matyáščík & Bičík 1999). Német tanulmány szerint, a borzok tavaszi átlagos minimum sűrűsége 0,4 kifejlett egyed/ km² és a nyári minimum átlag sűrűség 0,8 egyed/ km². A legmagasabb sűrűség, melyet találtak egy referencia területen, tavasszal 2,4 kifejlett borz/ km², nyáron pedig 5,9 borz km²-en (Keuling et al. 2011). Luxemburgban, kérdőíves felmérés alapján, majd terepi munkával határozták meg a kotorékűrűséget, mely 0,17 kotorék/km² volt, a kutatók szerint az átlagos minimális csoportméret 4,6 egyed, majd meghatározták a borzok egyedsűrűségét, ami 0,78 kifejlett és fiatal egyed/km² (Schley et al. 2004). Észak-Írországból 3,29 kotorék/km² kotoréksűrűséget határoztak meg a kutatók (Reid et al. 2012). O'Brien és munkatársai (2016)

közlése szerint egy írországi, intenzív mezőgazdasági élőhelyen a kotorékok sűrűsége $2,14/\text{km}^2$ volt. A Pó-folyó mentén, Északnyugat-Olaszországban a borz kotoréksűrűségét vizsgálták a kutatók, eredményeik szerint a dombos élőhelyeken ($1,32$ kotorék/ km^2) a kotoréksűrűség nagyobb volt, mint a síkvidéken ($0,21$ kotorék/ km^2), a kotorékoknak átlagosan $6,4$ kijárata volt (Remonti et al. 2006). Hipólito és munkatársai (2016) által publikált adatok alapján egy elsősorban mezőgazdasági jellegű élőhelyen, a kotoréksűrűség ($n= 18$) $0,6$ kotorék/ km^2 volt. Portugáliában, mezőgazdasági élőhelyen a borzok sűrűségét és élőhelyhasználatát kotorékok alapján vizsgálva, azt találták, hogy a borzok sűrűsége $0,49$ és $0,73$ egyed/ km^2 közé tehető (Silva et al. 2021). Egy franciaországi irodalom szerint, melyben kotorékok alapján vizsgálták az állománysűrűséget, azt az eredményt kapták, hogy a borz állományok sűrűsége $4,5$ egyed/ km^2 (Rigaux & Chanaud 2012).

2.3.2. Egyéb vizsgálatokból származó állománysűrűség adatok

Mysłajek és munkatársai (2012) Lengyelország déli részén a borzok szociális és térbeli ökológiáját vizsgálva egy hegyvidéki területen, alacsony borzsűrűséget mutattak ki ($0,22$ egyed/ km^2). Egy másik lengyelországi vizsgálatban, az ország keleti részén a sűrűség $0,21$ borz/ km^2 volt (Kowalczyk et al. 2003). Do Linh San és munkatársai (2007) szerint, Svájcban egy hegyvidéki hideg és nedves élőhelyen, a borzok sűrűsége $0,4$ - $1,5$ egyed/ km^2 . Bičík és munkatársai (2000) Csehország déli részén, kérdőíves felmérés eredménye képpen azt kapták, hogy a borz sűrűség $0,09$ egyed/ km^2 . Acevedo és munkatársai (2014) a borz sűrűségét Spanyolországban, a szarvasmarhák gümőkórfertőzöttségével összefüggésben vizsgálták, eredményeik szerint a borzsűrűség $3,81$ egyed/ km^2 . Judge és munkatársai (2014) szerint Angliában és Walesben a borzok állománysűrűségében 88% -os növekedés mutatkozott. Franciaországban, a borzok sűrűségét vizsgálták három különböző vizsgálati területen, mely átlagosan $3,8$ egyed/ km^2 volt, a sűrűség $1,7$ -től $7,9$ egyed/ km^2 -ig változott a vizsgálati területeken, ez az eredmény pozitív korrelációt mutatott a kotoréksűrűséggel (Jacquier et al. 2021).

2.4. Az eurázsiai borz élőhelyhasználata

2.4.1. Kotorékok elhelyezkedésén alapuló vizsgálatok

Egy hazai irodalom szerint, miben a borz élőhelypreferenciáját a vegetáció és a cserjeszint, fás borítottság alapján vizsgálták az alföldön, Hajdú-Bihar vármegyében, a borz közepes preferenciát mutatott az erdőszűlt területek felé, olyan élőhelyen ahol más környezeti

tényezők (táplálék elérhetősége, vagy a terep geológiai és vízrajzi adottságai) nem limitálták a lehetőségeket. A vizsgált erdőtípusok közül a telepített erdei fenyvesek voltak azok, melyeket a borz leginkább élőhelyül választott, ennek lehetséges oka az erdő talaja, hiszen ahová ezek az erdők telepítésre kerültek ott a talaj megfelelő a kotorékásásra. A nyílt területeken is egyre gyakoribbá válik a borz jelenléte, ezen a vizsgálati területen, aminek oka lehet, hogy az erdős területek a csapadékos időszakokban magas vízállásúak (Kozák & Heltai 2006). Heltai és munkatársai (2013) Magyarországon három eltérő élőhelyen (Hegyvidék, dombvidék, síkvidék), 5 vizsgálati területen tanulmányozták a borzok élőhelypreferenciáját, eredményeik közé tartozik, hogy az erdős területek preferenciája nagyobb volt, mint a nyílt területeké, és az erdős területeken belül is a tűlevelű erdőket kedvelték a lombhullatóval ellentétben. A síkvidéki vizsgálati területeken, a nyílt élőhelyek elkerülése már nem volt kimutatható. Hegyvidéken, a Börzsönyben a borz és a róka niche szegregációját vizsgálva, a borz élőhelypreferenciájáról kotorékok alapján kapott eredmények azt mutatják (n=13), hogy a borz teljes elkerülést mutat a nyílt élőhelyek felé, illetve kismértékű negatív szelekció mutatkozik a vegyes élőhelyek irányába, viszont a fákkal és cserjével borított területek felé közepesnél kisebb preferencia volt kimutatható (Márton et al. 2014). Márton és munkatársai (2016) a vörös róka és eurázsiai borz élőhelypreferenciáját kotorékok alapján vizsgálva kimutatták, hogy a faj kotorékásás szempontjából előnyben részesíti a lombhullató- és a fenyőerdőket a nyílt területekkel szemben.

Matyáščík és Bičík (1999) észak-csehországi eredményei alapján a borzok az erdőt preferálták a nyílt területekkel szemben, leginkább a 200-700m közötti tengerszint feletti magasságban voltak fellelhetők kotorékaik, a lejtők tájolása rendszerint keleti, déli és délnyugati volt. A talajok preferálásában nem tudtak szignifikáns különbséget kimutatni, több talajtípuson találtak kotorékokat, nagyjából egyenlő eloszlásban. Bičík és munkatársai (2000) Dél-Csehországban preferenciát találtak a borzok esetében a vegyes, fás élőhelyek felé, illetve gyakran lejtőkön helyezkedtek el a kotorékok, melyek déli és dél-keleti kitettségűek voltak 200-400m tengerszint feletti magasságban. Virgós és Casanovas (1999) azt találták a közép-spanyolországi mediterrán területeken, hogy a borzok a közepes tengerszint feletti magasságban elhelyezkedő habitatokat választották, ahol nyíltabb erdők és legelők voltak, illetve a fákkal és sziklákkal borított területeket előnyben részesítették, az alacsonyabbakat pedig elkerülték. Virgós & Casanovas (2002) szintén Közép-Spanyolországban, véletlenszerűen elhelyezett mintaterületeken, latrinák és kotorékok elhelyezkedése alapján azt tapasztalták, hogy a borzok a kőris erdőket jobban kedvelték a tölgyerdővel szemben, és inkább az északi, csapadékosabb nyíltabb élőhelyekkel rendelkező parcellákat választották. Az olaszországi Dél- Lombardia dombos területén élő borz állományra jellemző, hogy

kotorékaikat védettebb helyeken, magasabb fák takarásában ásták. Manly szelekciós indexel számolva a lombhullató fák preferenciája volt kimutatható, ezen kívül előnyben részesítettek déli kitettségű lejtőket és a gesztenyefák jelenlétét, mely ebben a térségben potenciális táplálékot jelent a borz számára. A vizsgált terület jó vízellátottságú volt, több patakka és folyóval, de a víztől való távolság nem befolyásolta a kotorékok elhelyezkedését (Biancardi et al. 2014). A Pó-folyó mentén, Olaszországban, leginkább mezőgazdasági élőhelyen végzett kotoréksűrűség és preferencia vizsgálat eredményeképpen, azt kapták, hogy egyértelműen preferálják a borzok a fás és cserjés vegetációkat, a nagy mezőgazdasági területen jellemzően a megmaradt kisebb erdőfoltokban koncentráálódtak (Remonti et al. 2006). Prigioni és Deflorian (2005) az Észak-keleti Alpokban, Olaszországban, sziklás területen, 1000-1600 méter tengerszint feletti magasságú élőhelyen vizsgálták a borzok kotorék helyválasztását. A borzok sziklák alá készítették kotorékukat, a kutatók megállapították, hogy csak bizonyos méretű és a talajjal bizonyos szöveget bezáró sziklák alá ásnak menedéket. Rosalino és munkatársai (2008) úgy gondolják, hogy több térbeli léptékben is érdemes lehet vizsgálni egy ilyen széles földrajzi elterjedésű faj területhasználatát, mint a borz. Vizsgálatuk során Portugáliában négy térbeli léptékben 1, 4, 25, illetve 100 négyzetkilométeren nézték meg a területhasználatot, eredményeik közé tartozik, hogy mindhárom mérettartományban a tölgyeseket kedvelték leginkább, a 25 négyzetkilométeres cellában a legelőket, de a cserjéseket is preferálták több mérettartományban is. Egy másik portugáliai vizsgálatban, mezőgazdasági élőhelyen a borzok kotorékukat leginkább a vegyes növényzetben és homokos talajon készítették (Silva et al. 2021). Hipólito és munkatársai (2016) Portugáliában, az ember okozta zavarások és a borz kotorékok elhelyezkedésében kerestek összefüggést. Eredményeik szerint nagyobb valószínűséggel találunk borzkotorékokat olyan élőhelyeken, ahol nincsen emberi bolygatás, illetve a táplálék és víz elérhetősége pozitívan befolyásolta a kotorékok elhelyezkedését. Ázsiában, Kínában a borz kotoréksűrűségét és latrinásűrűségét indexként használva vizsgálták a faj élőhelyhasználatát, ahol ezek nagyobb sűrűségben fordultak elő, a kutatók preferenciát feltételeztek az ilyen területek iránt. Az így kapott eredmények azt mutatják, hogy szignifikánsan befolyásolta a cserjék sűrűsége, a lágyszárúak borítása, a talaj nedvessége és az emberi bolygatás is a kotorékok és latrinák sűrűségét. Arra a következtetésre jutottak, hogy a menedékhely és a ragadozók elkerülése volt a kulcstényező a borz élőhelyválasztásában (Yin et al. 2011). Peking környező hegyvidéki területén zajlott vizsgálat szerint, hogy a borzok elkerülik az urbanizált környezet okozta zavarást, magasabbra húzódnak, továbbá kimutatták, hogy több esetben is a termőföldek közelében választanak élőhelyet (Wang et al. 2021). Német irodalom szerint a borz erős preferenciát mutatott az erdő és menedéket nyújtó területek felé,

kotorékainak 96,4%-a volt természetes élőhelyen, 1,9%-a mesterséges és 1,7%-a egyéb élőhelyen (Keuling et al. 2011, Scley et al. 2004). Egy lengyel vizsgálat szerint a borzok kotorékai többségben nyílt területekkel határos erdőterületeken voltak, a legmagasabban talált kotorék 700 méter tengerszint feletti magasságban volt (Bartmańska & Nadloska 2003). Észak-kelet Lengyelországban elkerülés volt kimutatható a főutak, települések és nyílt területek felé (Obidziński et al. 2013). Essexben, Angliában egy kotorékok elhelyezkedésén alapuló élőhelypreferencia vizsgálat azt mutatta, hogy a szántóföldek felé elkerülés, az erdők bár ritkák, mégis preferencia mutatkozik az ilyen élőhelyek felé, ezen kívül kimutatható volt, hogy a forgalmas helyeket elkerülték (Skinner et al. 1991). Szintén Angliában, borzkotorékok (n=279) elhelyezkedését és az élőhelyi paramétereket vizsgálták, a borzok a jó víz elvezetésű, lejtős, homokos talajokat kedvelték, északnyugati fekvéssel (Macdonald et al. 2004). Írországból egy intenzív mezőgazdasági élőhelyen, alkalmazkodtak a borzok az ember által létesített élőhelyekhez. A borzok kotorékukat és latrinájukat a mezőgazdasági táblák közötti sövényekben helyezték el (O'Brien et al. 2016). Mickevičius (2002) Litvániában vizsgálta a borz, a róka és a nyestkutya (*Nyctereutes procyonoides*) élőhelyhasználatát, 1km²-es parcellákban. A borzok elkerülték a nyílt és nedves élőhelyeket, homokos területeket, inkább a vályogos talajokon készítették kotorékaikat.

2.4.2. Rádiotelemetriás és egyéb vizsgálatok

Zabala és munkatársai (2002) azt találták rádiotelemetriás vizsgálatuk során, hogy meghatározó tényező lehet a borz élőhelyválasztásában a táplék, hiszen a nyílt habitatok, rétek, amik a borz számára elérhető táplálékban bővelkednek, leginkább ezeket választották élőhelyül, míg a fenyő és lombhullató erdőket kerülték. Szintén rádiotelemetriás vizsgálatot végeztek délnyugat-Spanyolországban, 17 darab borzra helyeztek jeladót, sikerült kimutatniuk, hogy a borzok azokat az élőhelytípusokat választják, amelyek számukra fontos forrásokban gazdagok, mint a táplálék vagy a búvóhely, illetve a mediterrán bozótosokat kedvelik (Revilla et al. 2000). Lara-Romero és munkatársai (2012) spanyolországi vizsgálati területen, azt találta, hogy a borzok elkerülik a településeket és az intenzíven használt mezőgazdasági területeket, viszont előnyben részesítik a gyümölcsösöket és a sziklás területeket, melyek menedéket nyújtanak. A Pó folyó északi partján, Olaszországban, egy természetvédelmi területen, a latrinák segítségével kapott eredmények egyértelműen azt mutatják, hogy a döntően mezőgazdasági területek közül a borzok kiválasztották az erdőfoltokat (Balestrieri et al. 2009). Mysłajek és munkatársai (2012) lengyelországi, hegyvidéki rádiotelemetriás vizsgálatuk során, azt találták, hogy a borzok táplálkozóhelyei leginkább a réteken és legelőkön voltak, ez a

lokalizációk 34,4%-át jelenti, de cserjésekben is sok időt töltöttek, ami 33,9%. Broseth és munkatársai (1997) Közép-Norvégiában 9 rádióadóval jelölt borz esetében kimutatták volt, hogy a déli kitettségű lejtők és azoknak is a felső részét preferálták a borzok. A megjelölt egyedek április és szeptember között átlagosan 9 kotorékot használtak. Egy írországi irodalomban, melyben áttekintik az eddig szerzett ismereteket a borz élőhelypreferenciájával kapcsolatban és összehasonlítják azokat az európai és angliai eredményekkel, összefoglalásuk szerint a déli vagy délkeleti fekvésű lejtők a legkedveltebbek, legnagyobb arányban a legelőket és a lombhullató erdőket használják (Bryne et al. 2012). Böhm és munkatársai (2008) Anglia északkeleti részén, rádiótelemetriás vizsgálatuk során a borzokról gyűjtött adatok alapján megállapították, hogy előnyben részesítették a tűlevelű erdőket, a vizsgálat során azt is tapasztalták, hogy a kotorékok (n=111) többsége vegyes és lombhullató erdőben helyezkedett el, a vártnál több latrinát találtak tűlevelű erdőkben, míg a gyepeket elkerülték. Delahay és munkatársai (2007) latrinák elhelyezkedésére alapozott vizsgálatukban, Délnyugat-Angliában, az erdők preferenciája volt kimutatható, míg a nyíl élőhelyeket elkerülte a faj. Szintén Délnyugat-Angliában, rádiótelemetriás vizsgálatot végeztek, eredményeik szerint a borz legkedveltebb élőhelyei a szarvasmarha legelők voltak (Woodroffe et al. 2016). Kauhala és Auttila (2010) Dél-Finnországban rádiótelemetriás vizsgálatuk során, viszonylag vegyes élőhelyen, azt találták, hogy a borzok leginkább a mezei élőhelyeket preferálják. Svájcban, a Jura-hegységben, hideg és nedves élőhelyen 3 borz rádiótelemetriás vizsgálatát végezték, eredményeik szerint egész évben kimutatható volt a nyílt legelők és a lakott területek elkerülése, azonban a téli és tavaszi hónapokban az erdők és fás legelők preferálása magas volt, illetve az őszi és nyári időszakban gyakran látogatták a gabonátáblákat (Do Linh San et al. 2007).

3. Alkalmazott módszerek

3.1. Vizsgálati terület bemutatása

A vizsgálati terület Nógrád vármegyében a Cserhát lábánál, az Északi hegy és dombvidék vadgazdálkodási táj, 201-es Börzsöny-Gödöllői Vadgazdálkodási tájegység, 552950-es kódszámú Vanyarc-patak vadásztársaság területén helyezkedik el. A vadászterület 6 települést (Szirák, Vanyarc, Erdőkürt, Kálló, Egyházasdengeleg, Erdőtarcsa) teljesen, vagy részben magába foglal, területe 6460 hektár. A vadgazdálkodási egység bevételei leginkább a nagyvad hasznosításából, vadásztatásból, vadhúsértékesítésből származnak. Gyakori nagyvadfaj a gímszarvas (*Cervus elaphus*), dámszarvas (*Dama dama*), vaddisznó (*Sus scrofa*), őz (*Capreolus capreolus*), kisebb számban előfordul a muflon (*Ovis aries*).

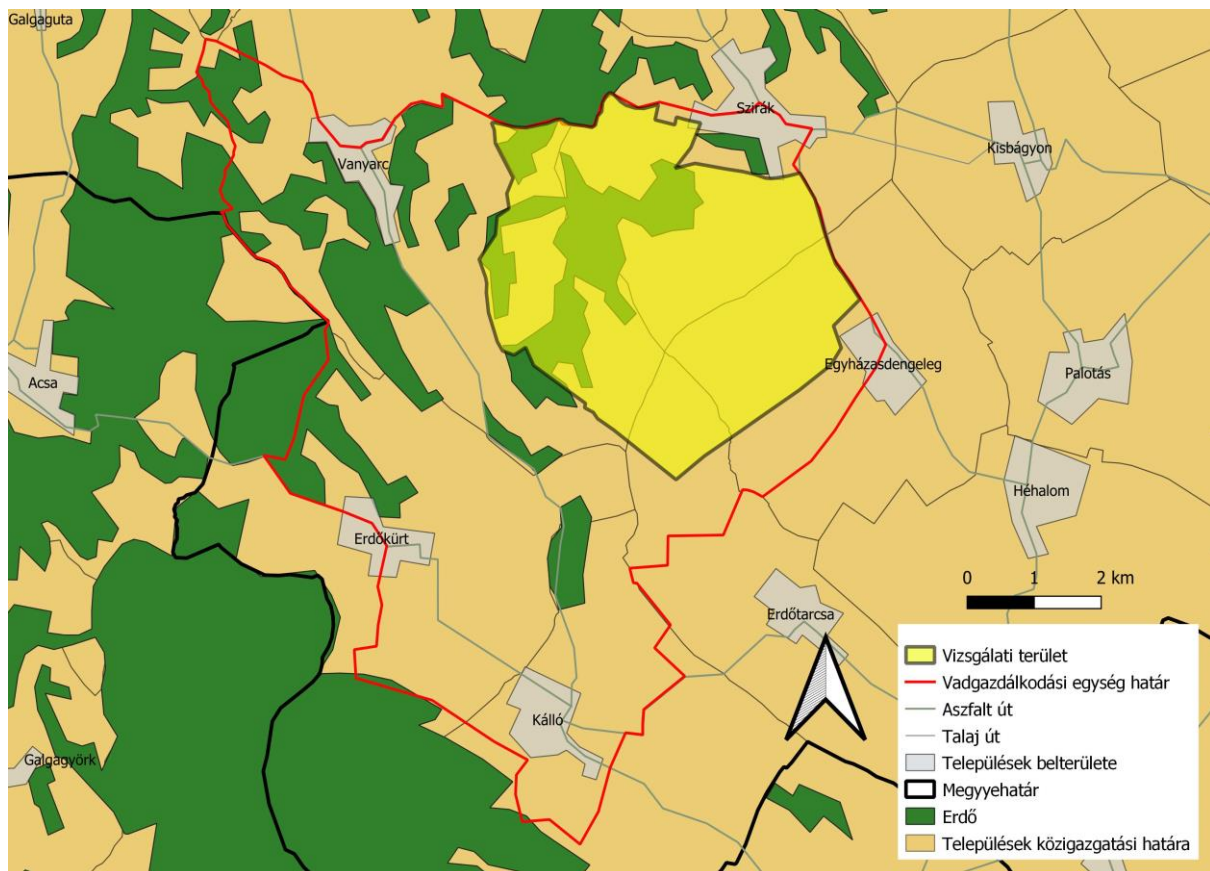
Az erdőterület 1698 hektár, mely a hasznos vadászterület (lakott területen kívül) 28%-a. Az erdők a kocsánytalan-tölgyes, illetve cseres klímazónában helyezkednek el, jellemző hidrológiai besorolásuk többletvízhatástól független. Az erdők genetikai talajtípusa legtöbb esetben barna föld (Ramann-féle barna erdőtalaj), karbonátmaradványos barna erdőtalaj, csernozjom barna erdőtalaj és lejtőhordalék erdőtalaj. Állományalkotó fafajok a területen leginkább a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), csertölgy (*Qercus cerris*) és a kocsánytalan tölgy (*Qercus petraea*).

Az agrárterületeken intenzív mezőgazdálkodás folyik, nagyméretű táblákon. A mezőgazdasági területek 72%-ot foglalnak el, mely 4355 hektár. A mezőgazdasági területek gyakori növényei a gabonafélék, közönséges búza (*Triticum aestivum*), kukorica (*Zea mays*), repce (*Brassica napus*), napraforgó (*Helianthus annuus*), takarmánylucerna (*Medicago sativa*).

A vadgazdálkodási egység észak-keleti csücskében helyezkedik el a 2016 hektáros vizsgálati terület, melyen települések belterülete nem található (1. ábra). Az erdők területe 475 hektár, mely a teljes terület 23%-a, ebből az akácos állományok 287 hektár, azaz 60%-ot tesznek ki, a tölgyesek aránya pedig 40% (188 hektár). A szántóföldek aránya a területen magas, 66%-os, mely 1326 hektár. Ezen kívül, találhatóak még a vizsgálati területen csenderesek, sűrű cserjések és nádasok, ezek mérete összegezve 154 hektár, ami a vizsgálati terület 8%-a. További kisebb méretű élőhelykategóriák a szőlőültetvények (33 hektár), illetve gyepek és legelők, melyek mérete összesen 28 hektár. A terület hegyes-dombos, néhol meredek lejtők, mélyebb vízmosások és domboldalak tarkítják. A vizsgálati terület legmagasabb pontja a Lopó-hegy, mely 294m, a legalacsonyabb pont pedig a Bér-patak árterületén helyezkedik el, 141m. A vizsgálati területen két víztest található, a Bér-patak, illetve a Tarcsai-patak.

1. ábra: A vizsgálati terület elhelyezkedése.

(Forrás: Saját szerkesztés, OTAB, Erdőtérkép)



3.2. Adatgyűjtés és adatfeldolgozás

3.2.1. A vizsgálati terület kijelölése

A vizsgálati terület kijelölése a Google Earth alkalmazásban történt, mely alkalmas volt arra, hogy területet mérjek, jelöljek, illetve a rácsvonalak üzemmód bekapcsolásával könnyedén és precízen jelölhettem ki észak-dél irányú vonalakat. A terület kijelölésénél hasznomra vált a légifotó, hiszen láhattam a tereptárgyakat, így a vizsgálati területem határait egyértelműen beazonosíthattam és megtalálhattam a terepen. A kijelölt területen észak-dél irányú, 11 útvonalat helyeztem el, egymástól 500 méterre (Heltai & Szemethy 2010). Az így kapott területet és a sávokat a program segítségével exportálni tudtam, így egy másik programban, a Gaia GPS-ben fel tudtam használni. A Gaia GPS okostelefonon is elérhető alkalmazás, képes navigációra, GPS pontok mentésére, illetve a pontokhoz információkat is társít, mint például a tengerszint feletti magasság.

3.2.2. Terepi adatgyűjtés

A terepi felmérést kétszer végeztem el, két egymást követő évben 2022. február 25.- 2022. március 2.-ig, majd a következő évben 2023. február 23.- 28.-ig. A terepi felmérést megelőzően a Gaia GPS alkalmazást teszteltem, hogy erdővel borított terepen is működik-e, illetve a vizsgálati terület több pontján is megnéztem, hogy van-e térerő, hiszen az internet elérés szükséges az alkalmazás megfelelő működéséhez. A kotorékészlelési távolság megbecslésének gyakorlásához, több vegetációtípusban is lemértem (mérőszalag segítségével) azt a távolságot, amelyen belül egy kotorék biztosan felismerhető. A terepi adatgyűjtés 6 napot vett igénybe, egy nap két sávot bejárva északi irányból déli irányba, majd a mellette lévő sáv kezdőpontját megkeresve, déli irányból északi irány felé, végig haladva azon.

A sávok mentén normál tempóban sétálva, folyamatosan feljegyeztem a kotorékészlelési távolságot, ahogyan az változott, jobb és bal irányba egyaránt. Egy szakasz határához érve, az alkalmazásban egy GPS ponttal megjelöltem azt. A megtalált kotorékokról jegyzőkönyvet készítettem a terepen feljegyzettek alapján (1. táblázat). Fontos volt jelölni, hogy mely kotorékot melyik sávon találtam, hogy később azonosítani tudjam őket, ezért a sávokat római számokkal, a rajtuk elhelyezkedő kotorékokat pedig a megtalálásuk sorrendje alapján arab számmal sorszámoztam (Heltai & Szemethy 2010). Azokat a kotorékokat tekintettem különálló kotoréknak, melyek legközelebbi kijárata között a távolság legalább 50 méter, vagy valamilyen terepakadály, például egy vízmosás nem tenné lehetővé, hogy egybefüggő járatrendszer képezzen két kotorék (Márton 2018). A kotorékhoz érve megállapítottam, hogy lakott-e vagy sem, ha a kotorék körül friss nyomok, illetve a kotorék szájadéka jól ki volt tisztítva, esetleg szaga is volt vagy friss ürülék, latrinát találtam, azt a kotorékot lakottnak ítéltam. Amennyiben ezek a feltételek nem teljesültek, vagy jól látszott, hogy a kotorék szájadékát növényzet vagy avar lepte be, akkor lakatlan állapotot feltételeztem. A kotoréklakó fajának megállapításában segítségemre voltak a kotorék kijáratánál lévő friss nyomok, illetve a kotorék szájadékának alakja, mely, ha ovális alakú, akkor feltételezhető, hogy róka, amennyiben oldalra elnyújtott alakú (fektetett ovális), akkor általában borz lakja a kotorékot. A kotorék megtalálásakor azt is feljegyeztem, hogy hány bejárata van a kotoréknak, van-e nyom, szag, található-e ürülék, latrina, zsákmánymaradvány. A kotorék GPS pontjának megjelölését követően, annak koordinátáit is feljegyeztem, illetve a vegetációt, melyben megtaláltam és a tengerszint feletti magasságot (Heltai & Szemethy 2010).

1. táblázat: Kotorékbecslési jegyzőkönyv

(Forrás: Saját szerkesztés, saját adatok és Gaia GPS adatok alapján)

(Rövidítés: T.sz.f.- Tengerszint feletti)

Kotorékbecslés jegyzőkönyv												
Sorszám	Sávszélesség	Lakottság	Faj	Kijáratok száma	Nyom	Ürülék	Latrina	Szag	Zsákmány maradvány	Vegetáció, egyéb	Koordináták	T.sz.f. Magasság
I/1.	105	Lakott	Róka	3	van	-	-	-	-	Fiatal akácós szegély	47° 48' 7.32" N, 19° 28' 49.41" E	191
II/1.	40	Lakott	Borz	1	van	-	-	-	-	Tölgy	47° 49' 32.62" N, 19° 29' 10.42" E	247
III/1.	60	Lakatlan	Róka	1	-	-	-	-	-	Idős akácós	47° 48' 10.17" N, 19° 29' 32.07" E	194
III/2.	60	Lakatlan	Róka	1	-	-	-	-	-	Idős akácós	47° 48' 9.58" N, 19° 29' 32.11" E	197
III/3.	60	Lakott	Róka	9	van	van	-	-	-	Idős akácós	47° 48' 7.52" N, 19° 29' 31.87" E	202
III/4.	60	Lakott	Róka	2	van	-	-	-	-	Tölgyes	47° 48' 5.88" N, 19° 29' 30.48" E	196
III/5.	40	Lakott	Borz	1	van	-	-	-	-	Galagonya	47° 47' 48.97" N, 19° 29' 31.05" E	200
III/6.	60	Lakott	Borz	1	van	-	-	-	-	Erdei fenyő	47° 47' 39.51" N, 19° 29' 31.83" E	201
IV/1.	60	Lakott	Borz	3	van	van	van	-	-	Tölgyes	47° 48' 42.10" N, 19° 29' 55.93" E	224
IV/2.	60	Lakott	Borz	7	van	-	-	-	-	Tölgy, akác	47° 48' 42.85" N, 19° 29' 56.94" E	226
IV/3.	60	?	Borz	3	van	-	-	van	Egy elpusztult borz	Tölgy, akác	47° 48' 43.28" N, 19° 29' 57.42" E	230
IV/4.	60	Lakatlan	Róka	4	-	-	-	-	-	Tölgy	47° 48' 47.26" N, 19° 29' 55.81" E	246
V/1.	50	Lakott	Borz	6	van	-	-	-	-	Cserjés, galagonya, kökény	47° 49' 30.56" N, 19° 30' 20.92" E	215
VIII/1.	40	Lakott	Borz	16	van	van	-	-	-	Mogyorós, kökényes	47° 47' 29.72" N, 19° 31' 34.07" E	195
IX/1.	60	Lakott	Róka	1	van	van	-	-	-	Akácós-ugar szegély	47° 49' 12.71" N, 19° 31' 58.19" E	157
IX/2.	40	Lakatlan	Róka	4	-	-	-	-	-	Cserjefolt, kökényes	47° 48' 38.33" N, 19° 31' 56.68" E	171

3.2.3. Kotoréksűrűség meghatározása

A kotoréksűrűség kiszámításához az útpontokon bejelölt szakaszhatárokat alapul véve, illetve a kijelölt útvonalakra merőlegesen, keleti és nyugati irányba meghatározott látótávolság segítségével kiszámolhattam az egyes belátott területeket, így megkaphattam, hogy az egyes sávokban mekkora területet sikerült belátnom. Az így kapott területadatok, melyeket a könnyebb számolás érdekében hektárban adtam meg, már könnyedén kiszámolhatóvá tették, a sávok kotoréksűrűségét mindkét fajra, úgy hogy a sávban megtalált lakott kotorék darabszámát elosztottam a belátott terület méretével. A továbbiakban, hogy egy átlagos értéket számoljak, fajonként összeadtam a sávokban kapott kotoréksűrűségét és elosztottam a sávok számával, mindkét faj esetében (Heltai & Szemethy 2010). A kotoréksűrűség kiszámítását a fedett (erdő, fás, cserjés foltok) élőhelyekre is elvégeztem. Ebben az esetben csak az adott élőhelyen talált kotorékok számával és az élőhelyen belátott területtel (mintaterület) számoltam. A fedett és nyílt területek kategorizálását a 3.2.4. alfejezet tartalmazza.

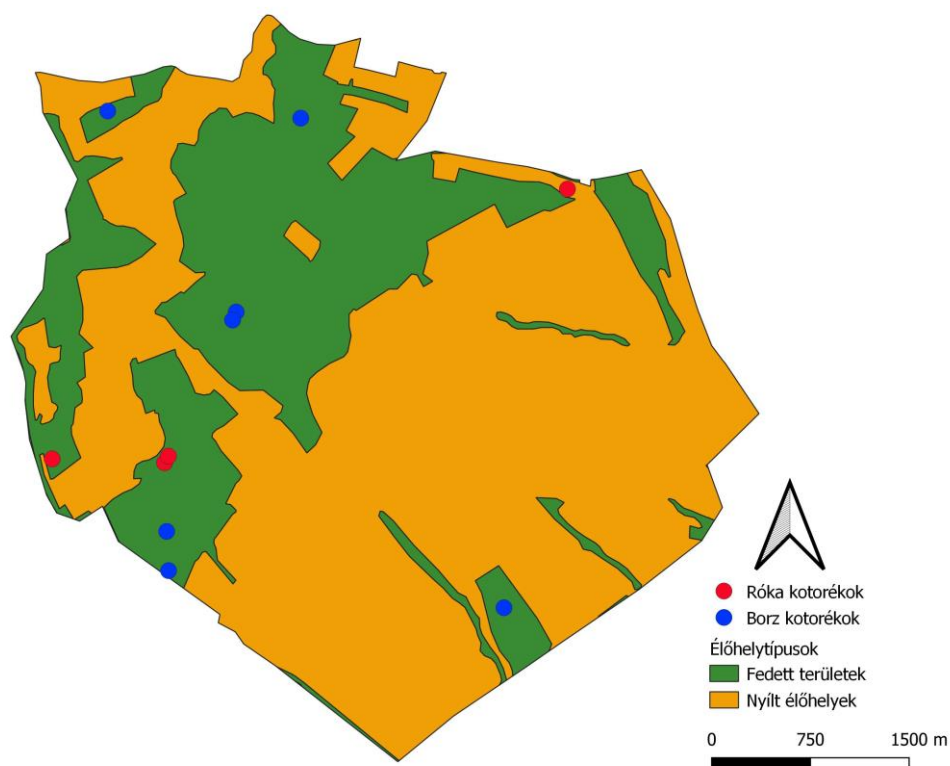
3.2.4. Élőhelypreferencia meghatározása fő élőhelytípusok alapján

A vegetációtípusok meghatározásához, a Google Earth programban kijelölt vizsgálati területet exportáltam és betöltöttem a Qantum Gis programba. A továbbiakban az internetről letölthető felszínborítottsági (Corine Land Cover 50) fedvényt használtam, melyet metszettem a vizsgálati területtel, így megkaptam a vizsgálati területen található különböző élőhelytípusokat. Ezek közül, az erdővel, cserjével, nádassal borított területekből egy fedett élőhelykategóriát vontam össze, a nyílt élőhelyeket, azaz a szántókat, gyepeket, legelőket egy másik élőhelykategóriába soroltam (2. ábra). Munkám során az Egységes Országos Vetületi rendszert (HD72/EOV, EPSG kód: 23700) koordinátarendszerét alkalmaztam (Márton et al. 2013a).

A fajok válogatását a két élőhelykategória között Fisher-féle egzakt próbával számoltam. A preferencia, illetve elkerülésnek a szignifikancia szintjét Bonferroni Z-tesztel számoltam. Az élőhelypreferencia számszerűsítésére pedig Jacobs-féle indexet használtam. A két faj a kotorékainak élőhelyenkénti eloszlását, illetve a két évben kapott adatokat Fisher-féle egzakt próbával vettem össze (Márton et al. 2014).

2. ábra: A kotorékok elhelyezkedése a két fő élőhelytípusban, a 2022-es adatok alapján.

(Forrás: Saját szerkesztés, Corine Land Cover 50)

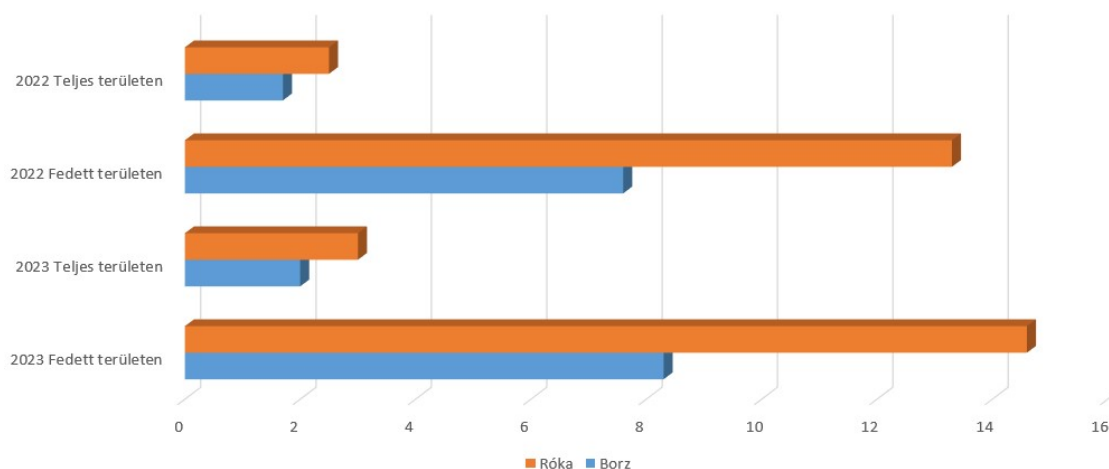


4. Eredmények

4.1. A kotoréksűrűség eredményei

A 2022-es évben végzett adatgyűjtés eredményei alapján, kizárólag a lakott kotorékokkal számolva, a sávok kotoréksűrűsége (átlag $\pm$ szórás) 1 km²-re vetítve a vörös róka esetében $2,5 \pm 5,7$ kotorék/ km², a borz esetében ez a szám $1,7 \pm 2,5$ kotorék/ km². A 2023-as évben, mikor az adatgyűjtést megismételtem, mindkét faj esetében a sűrűség növekedett, a róka kotorékok sűrűsége $3,0 \pm 5,5$ kotorék/ km² volt, míg a borzkotorékok sűrűsége $2,0 \pm 3,1$ kotorék/km². A kotoréksűrűség csak a fedett területekkel számolva jóval magasabb értékeket mutat, a 2022-es évben a borz esetében $7,6 \pm 9,5$ kotorék/ km², a róka esetében ez az eredmény magasabb, $13,3 \pm 30,2$ kotorék/ km². A 2023-as évben a borz kotoréksűrűsége fedett területen $8,3 \pm 10,5$ kotorék/ km² volt, míg a rókaé $14,6 \pm 29,7$ kotorék/ km² (3. ábra).

3. ábra: A két faj kotoréksűrűsége két évben, teljes és fedett területen db/ km²-ben megadva (Forrás: Saját szerkesztés, saját adatok alapján)



4.2. Az élőhelypreferencia eredményei

A borz esetében statisztikailag igazolható volt az élőhelyek közötti válogatás a 2022-es évben, az elméleti eloszlástól szignifikánsan eltérnek a borzkotorékok eloszlásai a Fisher-féle egzakt teszt alapján ($p=0,021$; $n=7$), a kotorékok 100%-a fedett területen helyezkedett el. A Jacobs index alapján teljes elkerülés volt kimutatható a nyíl élőhelyek felé (Jacobs-index: -1), illetve teljes preferencia a fedett területeket tekintve (Jacobs-index: 1). A 2023-as év adatai hasonlóan alakultak, a Fisher-féle egzakt teszt alapján ($p=0,026$; $n=8$), ismét igazolható volt az

élőhelyek közötti válogatás a borz esetében, szintén teljes preferenciát mutatott a faj a fedett élőhelyek irányába, viszont teljes elkerülést a nyíl élőhelyek felé.

A vörös róka kotorékainak területi eloszlása a 2022-es évben és a 2023-as év adatai alapján sem tér el az elméleti eloszlástól, a fő élőhelykategóriák alapján nem mutatható ki válogatás, feltételezhetően az alacsony minta szám lehet ennek az oka (2022: $n=4$, 2023: $n=6$), 2023-ban öt lakott kotorék volt fellelhető fedett élőhelyen, illetve egy kotorék nyílt területen. Mivel válogatás nem volt kimutatható, ezért preferencia érték sem számolható a róka esetében egyik év adatai alapján sem.

A két faj fő élőhelytípus választásában szignifikáns különbség nem mutatható ki a Fisher-féle egzakt teszt szerint a 2022-es évben ($p=0,365$; $n=11$), illetve a 2023-as évben sem ($p=0,429$; $n=14$).

4.3. Egyéb eredmények

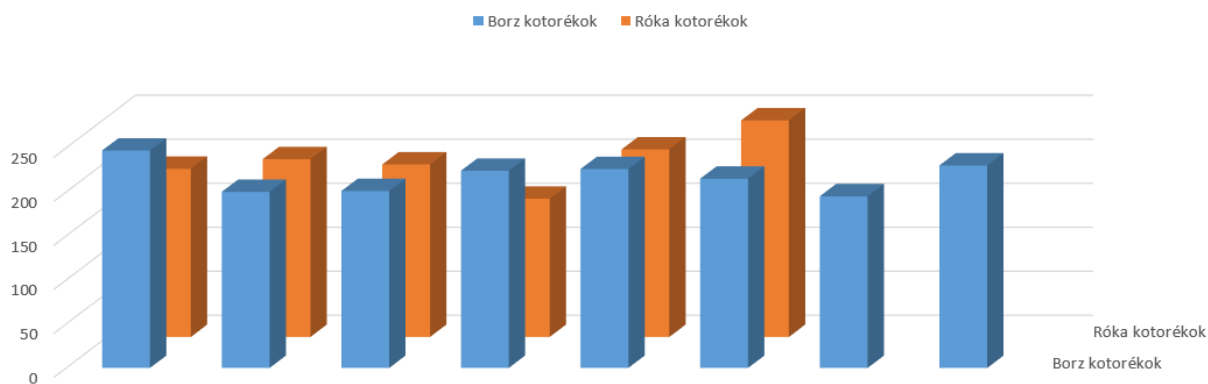
4.3.1. Kotorékok elhelyezkedése tengerszint feletti magasság alapján

A megtalált borz kotorékok átlagosan 217 m tengerszint feletti magasságon voltak megtalálhatóak, a legalacsonyabb ponton elhelyezkedő kotorék 195 méteren volt, a legmagasabb pedig 247 méteren.

A vörös róka esetében átlagosan 200 méter tengerszint feletti magasság volt a kotorékásás helye, a legalacsonyabban fekvő kotorék, melyet találtam 157 méteren volt, a legmagasabb elhelyezkedő kotoréknál a Gaia GPS szerint mért tengerszint feletti magasság pedig 246m.

4. ábra: A kotorékok elhelyezkedése tengerszint feletti magasság alapján (m)

(Forrás: Saját szerkesztés, saját adatok alapján)



4.4. Kotorékok kijáratainak száma

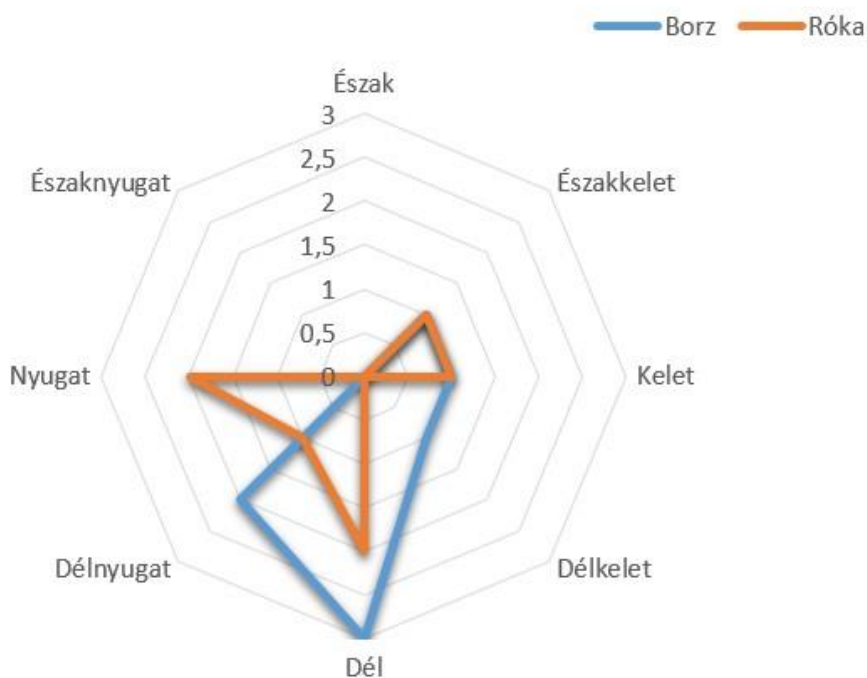
A lakott kotorékok kijáratainak száma 1 és 16 darab között változott. A 2022-es adatokat összevetve a 2023-as terepi adatgyűjtés során kapott eredményekkel, az látható, hogy a kijáratok száma egyes kotorékok esetében növekedett. A borz kotorékok közül (n=7), három kotoréknál növekedett a kijáratok száma. A 2022-es évben a borz kotorékok átlagos kijáratszáma 5 volt, a 2023-as évben (n=8) ez növekedett, 5,6 kijáratra. A róka kotorékoknak (n=4) átlagosan 3,7 bejárata volt a 2022-es adatgyűjtés során, ez 2023-ban (n=6) 4,3 kijárat.

4.5. Kotorékok elhelyezkedése kitettség alapján

A kitettséget tekintve, mindkét faj esetében az látszik, hogy a kotorékaik inkább a déli, nyugati és keleti fekvésű lejtőkön helyezkedtek el. A borz kotorékai közül (n=8) három helyezkedett el déli kitettségű lejtőn, egy keleti, egy délkeleti, illetve kettő délnyugati. A róka esetében szintén a déli, nyugati és keleti irány volt jellemző, kivéve egy északkeleti kitettségű kotorékot (n=6), egy kotorék sem helyezkedett el északi kitettségű lejtőn.

5. ábra: A kotorékok elhelyezkedése kitettség alapján (db).

(Forrás: Saját szerkesztés, saját adatok alapján)



5. Következtetések, javaslatok

A kotoréksűrűség adatokat összevetve hazai, hasonló élőhelyen vizsgálódó irodalommal, mind a borz, mind a róka kotoréksűrűsége nagyságrendileg egyezést mutat a vizsgálatban szereplő adatokkal. A kotorékok sűrűsége a róka esetében jelentős szórás mellett, látszólag nagyobb volt a borzkotorékok sűrűségétől, de ez nem jelenti azt, hogy a róka populáció egyedszáma nagyobb lenne a területen, hiszen a borzok klánokban élnek, melyek mérete igen változó is lehet, jellemzően a táplálék függvényében 2-12 egyed klánonként (Márton et al. 2013a, Remonti et al. 2006). A borzok kotoréksűrűsége Csehországban is magasabb volt az erdőterületekre vetítve, feltételezhetően ez arra utal, hogy a kotorékok leginkább ezekre a területekre koncentrálnak (Matyáščík & Bičík 1999, Remonti et al. 2006). A vizsgálatom során, a róka esetében tapasztalt igen magas szórásértéket lényegében egy kis területű (5,41 ha) sávban talált rókakotorék okozza.

Az eurázsiai borz esetében kimutatható volt az élőhelykategóriák közötti válogatás, mindkét vizsgálati év adatai alapján, mely a fedett élőhelyek preferenciájában nyilvánul meg. Feltételezhető ezek alapján, hogy a borz számára fontosak az olyan élőhelyek, melyek búvóhelyet és biztonságot nyújtanak, emellett befolyásolhatják még kotorékhelyválasztását a területen található egyéb tényezők is, mint a talajtípus, táplálék elérhetőség, tengerszint feletti magasság, vagy a kitettség (Virgós & Casanovas 2002, Silva et al. 2021, Márton et al. 2022). A nyílt élőhelyekkel kapcsolatos antropogén hatások szerepe is befolyásoló tényezőként hathat a borz kotorékhelyválasztásában jelen esetben is, ahogyan több európai, illetve egy ázsiai irodalomban is erre a következtetésre jutottak (Obidziński et al. 2013, Hipólito et al. 2016, Wang et al. 2021).

Válogatás nem volt kimutatható statisztikailag a vörös róka esetében kotorékhelyválasztás szempontjából, ami valószínűleg az alacsony mintaszám miatt lehet. A kotorékok élőhelyi eloszlását figyelembe véve (2023: fedett élőhely = 5 darab, nyílt élőhely = 1 darab), valamint hazai, hasonló élőhelyösszetételű területeken végzett vizsgálatok alapján a válogatás feltételezhető (Márton et al. 2013b, Márton et al. 2014, Márton et al. 2016).

A két faj összehasonlításában egyik évben sem volt kimutatható szignifikáns különbség, bár az adatok mégis azt sejtetik, hogy némi eltérés lehetséges a két faj élőhelyválasztásában, mivel a borzkotorékok egyike sem helyezkedett el nyílt élőhelyen, azonban a róka kotorékai között előfordult ilyen. Ahogyan arról idegen nyelvű, európai irodalmak is beszámolnak, a róka esetében nyílt területen gyakoriak lehetnek a kotorékok, míg a borz esetében még a nagy kiterjedésű intenzív mezőgazdasági élőhelyen is kiválasztották az ember által létesített táblák

közötti keskeny sövény szegélyeket, melyek búvóhelyet, takarást nyújtottak (Jankowiak et al. 2008, O'Brien et al. 2016).

Kitettség alapján a kotorékok többsége mindkét faj esetében a déli, nyugati és keleti irányban helyezkedett el, mely feltehetően a melegebb mikroklíma miatt lehet így. Erre az ökológiai preferenciára Spanyolország déli részén, Csehországban és Lengyelországban is következtetnek a kutatók (Matyáščík & Bičík 1999, Goldyn et al. 2003, Biancardi et al. 2014). Virgós és Casanovas (2002) vizsgálatuk ezzel ellentétes a borz kotorékait tekintve, ugyanis Spanyolországban, mediterrán éghajlatú térségben, az északi lejtők preferenciája volt kimutatható, ennek oka feltehetőleg a táplálék elérhetőségében keresendő.

A kijáratok átlagos száma a borzkotorékokat tekintve, az első évben 5, majd a második évben 5,6 volt, melytől kissé nagyobb értékeket találtak (6,4) Olaszországban egy vizsgálatban (Remonti et al. 2006). A kijáratok számának növekedése összefüggésben lehet a borzklán méretével és a kotorék korával is (Neal & Cheeseman 1996, Remonti et al. 2006).

Eredményeim alapján javaslom, hogy ezeknek a ragadozóknak populációit, a vadgazdálkodó szakemberek, kutatók, a nagyvadas jellegű területeken is kísérjék figyelemmel, hiszen annak ellenére, hogy itt gazdaságilag nem jelent veszélyt a két faj nagy sűrűségű állománya, természetvédelmi és egyéb kockázatokat hordoz magában, melyek semmiképpen nem elhanyagolandók.

Javaslom a rugalmas sávós becslés folyamatos, évenkénti elvégzését nemcsak vadgazdálkodási, de természetvédelmi szakemberek számára is, hiszen a módszer kevés ráfordítással előre jelezheti a gazdálkodás menetét.

Vadgazdálkodási, vagy természetvédelmi beavatkozások, gyérítések során, eredményeim alapján a borz esetében javaslom az olyan élőhelyek felkeresését, melyek búvóhelyet nyújtanak a faj számára, illetve az emberi zavarástól távol helyezkednek el. Hegy és dobvidéki élőhelyen leginkább a melegebb, déli lejtők felkeresése javaslott.

6. Összefoglalás

Az élőhelypreferencia és állománysűrűség adatok becslése, meghatározása mindenképpen egy fontos feladat, hiszen egyes fajok állományának kezeléséhez létfontosságú adatok lehetnek. A vörös róka és az eurázsiai borz esetében is fontos és aktuális ezen ismeretek bővítése, hiszen kevés hazai ismeretanyag foglalkozik ezekkel a fajokkal. Hazánkban a vörös róka populáció gyarapodása valószínűleg annak is köszönhető, hogy a faj kezelésének lehetőségei a szabályozások miatt beszűkültek, illetve a veszettség elleni immunizálásukkal is összefüggésben lehet. A vörös róka, mely nem ritka vendég a lakott területeken sem, táplálkozásával komoly gazdasági károk okozására képes, állományának alacsony szinten tartása nemcsak a vadgazdálkodásnak, de a természetvédelemnek is érdeke. Az eurázsiai borz olyan élőhelyeken jelenik meg, mely eddig a fajra nem volt jellemző, állománya szintén növekedést mutat, nagy populáció sűrűség mellett, a faj képes károkat okozni a mezőgazdálkodásban, emellett egyes védett fajokra is veszélyt jelenthet.

Célomként tűztem ki, hogy a két faj élőhelyhasználatával és kitoréksűrűségével kapcsolatos tudásanyagot bővítsem, hiszen hazai vonatkozásban kevés szakirodalom foglalkozik ezekkel a témákkal.

A vizsgálat során egy több mint kétezer hektáros, dombvidéki élőhelyen vizsgáltam a róka és a borz kitoréksűrűségét és élőhelypreferenciáját kitorékok elhelyezkedése alapján. A rugalmas sávos becslést kétszer hajtottam végre, egy-egy egymást követő évben, hogy a két év különbségét is vizsgáljam. A vizsgálati területet két fő élőhelykategóriára osztottam (fedett, nyílt), majd ez alapján számoltam preferenciát kitorék elhelyezkedés szempontjából.

Mindkét faj esetében a fedett élőhelykategóriában nagyobb volt a becsült sűrűség, mely a kitorékok koncentrálódását feltételezi ezeken az élőhelyeken. Eredményeim rámutattak a borz esetében mindkét évben, hogy a meghatározott élőhelykategóriák alapján, kitorék helyválasztásában válogat. Szignifikáns kedveltség volt kimutatható a fedett élőhelyek irányába. A róka válogatása nem volt kimutatható az élőhelykategóriák alapján, illetve a két faj élőhelytípusonkénti kitorék eloszlásában sem volt szignifikáns különbség egyik vizsgálati évet illetőleg sem.

6. Hivatkozásjegyzék

- Acevedo P., Quirós G. P., Prieto M. J., Etherington R. T., Gortázar C., Balseiro A. (2014): Generalizing and transferring spatial models: A case study to predict Eurasian badger abundance in Atlantic Spain. In: Ecological Modelling, 275 1-8. p.
- Balestrieri A., Remonti L., Prigioni C. (2009): Habitat selection in a low-density badger *Meles meles* population: a comparison of radio-tracking and latrine surveys. In: Wildlife Biology, 15 (4), 442-448. p.
- Bartoń A. K., Zalewski A. (2007): Winter severity limits red fox populations in Eurasia In: Global Ecology and Biogeography 16 (3) 257-400. p.
- Bartmańska J., Nadloska M. (2003): The density and distribution of badger setts in the Sudety Mountains, Poland. In: Acta Theriologica, 48 (4) 515-525. p.
- Biancardi, C. M., Rigo, V., Azzolini, S., Gnoli, C. (2014): Eurasian badger (*meles meles*) habitat and sett site selection in the northern Apennines. In: Natural History Sciences, 1 (1) 41-48. p.
- Bičík V., Foldynová S., Matyáščík T. (2000): DISTRIBUTION AND HABITAT SELECTION OF BADGER (*MELES MELES*) IN SOUTHERN MORAVIA. In: Acta Universitatis Palackianae Olomucensis Facultas Rerum Naturalium Biologica, 38 29-40. p.
- Bryne W. A., Sleeman P. D., O'Keeffe J., Davenport J., (2012): THE ECOLOGY OF THE EUROPEAN BADGER (*MELES MELES*) IN IRELAND: A REVIEW. In: Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy, 112 (1) 105-132. p.
- Broseth H., Bevanger K., Knutsen B. (1997): Function of multiple badger *Meles meles* setts: distribution and utilisation. In: Wildlife Biology, 3 (2) 89-96. p.
- Böhm M., Palphramand K., Newton-Cross G., Hutchings R. M. (2008): The spatial distribution of badgers, setts and latrines: The risk for intra-specific and badger-livestock disease transmission In: Ecography, 31 525-537. p.
- Cavallini P., Lovari S. (1991): Environmental factors influencing the use of habitat in the red fox, *Vulpes vulpes*. In: Journal of Zoology, 223 (2) 323-339. p.
- Cavallini P., Lovari S. (1994): Home range, habitat selection and activity of the red fox in a Mediterranean coastal ecotone. In: Acta Theriologica, 39 (3) 279-287. p.
- Coman B. J., Robinson J., Beaumont C. (1991): Home Range, Dispersal and Density of Red Foxes (*Vulpes Vulpes* L.) In Central Victoria. In: Wildlife Research, 18 (2) 215-223. p.
- Farkas P., Kusza Sz., Majzinger I. (2017): A predátor fajok jelentősége a mezsei nyúl (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) állományok alakulásában -Szakirodalmi áttekintés. In: Agrártudományi Közlemények, 73 43-49p.
- Forró B. (2019): *A vesztség molekuláris epidemiológiája Magyarországon*. [PhD értekezés] Budapest: Állatorvostudományi Egyetem.
- Delahay R. J., Ward A. I., Walker N., Long B., Cheeseman C. L. (2007): Distribution of badger latrines in a high-density population: habitat selection and implications for the transmission of bovine tuberculosis to cattle. In: Journal of Zoology, 272 (3) 311-320. p.
- Do Linh San E., Ferrari N., & Weber J. M. (2007): Spatio-temporal ecology and density of badgers *Meles meles* in the Swiss Jura Mountains. In: European Journal of Wildlife Research, 53 265-275. p.
- Goldyn B., Hromada M., Surmacki A., Tryanowski P. (2003): Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. In: Zeitschrift für Jagdwissenschaft, 49 (3) 191-200. p.

- Gosselink T. E., Van Deelen T. R., Warner R. E., Joselyn M. G. (2003): Temporal habitat partitioning and spatial use of coyotes and red foxes in east-central Illinois. In: *The Journal of Wildlife Management*, 67 (1) 90-103. p.
- Goszczyński J., Misiorowska M., Juszko M (2008): Changes in the density and spatial distribution of red fox dens and cub numbers in central Poland following rabies vaccination. In: *Acta Theriologica*, 53 (2) 121-127. p.
- Heltai M. (2016): *Ragadozóemlős-fajok monitorozási módszereinek fejlesztése, és a tudatos ragadozó-gazdálkodás megalapozása az aranyasakál, az eurázsiai borz és a vörös róka esetében*. [MTA doktori értekezés] Gödöllő: Szent István egyetem.
- Heltai M. (2002): *Emlős ragadozók Magyarországi helyzete és elterjedése*. [PhD értekezés], Gödöllő: Szent István Egyetem.
- Heltai M., Horváth Zs., Kiss Á., Nagy A., Markolt F., Szentkirályi P., Lanszki J., Kozák L., Márton M. (2013): Habitat-Dependent Burrow Preference of the Eurasian Badger in Its Original and New Occurrence Areas of Hungary. In: *Acta Zoológica Bulgarica*, 65 (4) 487-492. p.
- Heltai M., Szemethy L. (2010): A róka és a borz kotoréksűrűségének felmérése egy kijelölt területen. 199-200. p. In: Szalkay Cs., Penszka K. (Szerk.): *Természetvédelmi, környezetvédelmi és tájökölógiai praktikum*. Piliscsév: Műszaki Könyvkiadó Kft., 218 p.
- Hipólito D., Santos-Reis M., Rosalino M. L. (2016): Effects of agro-forestry activities, cattle-raising practices and food-related factors in badger sett location and use in Portugal. In: *Mammalian Biology*, 81 194-200. p.
- Jacquier M., Vandel M. J., Léger F., Duhayer J., Pardonnet S., Say L., Devillard S., Ruetten S. (2021): Breaking down population density into different components to better understand its spatial variation. In: *BMC Ecology and evolution*, 20 (1) 1-13. p.
- Janko C., Schröder W., Linke S., König A. (2012): Space use and resting site selection of red foxes (*Vulpes vulpes*) living near villages and small towns in Southern Germany. In: *Acta Theriol*, 57 245-250. p.
- Jankowiak L., Antczak M., Tryjanowski P. (2008): Habitat Use, Food and the Importance of Poultry in the Diet of the Red Fox *Vulpes vulpes* in Extensive Farmland in Poland. In: *World Applied Sciences Journal*, 4 (6) 886-890. p.
- Jimenez J., Chandler R., Tobajas J., Descalzo E., Mateo R., Ferraras P. (2019): Generalized spatial mark-resight models with incomplete identification: An application to red fox density estimates. In: *Ecology and Evolution*, 9 (8) 4313-5028. p.
- Jones D. M., Therberge J. B. (1982): Summer home range and habitat utilisation of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a tundra habitat, northwest British Columbia. In: *Canadian Journal of Zoology*, 60 (5) 807-812. p.
- Judge J., Gavin J. Wilson J. G., Macarthur R., Delahay J. R., McDonald A. R. (2014): Density and abundance of badger social groups in England and Wales in 2011–2013. In: *Scientific Reports*, 4 1-8. p.
- Kauhala K., Auttila M. (2010): Estimating habitat selection of badgers - a test between different methods. In: *Folia Zoologica*, 59 (1) 16-25. p.
- Keuling O., Greiser G., Grauer A., Strauß E., Bartel-Steinbach M., Klein R., Wenzelides L., Winter A. (2011): The German wildlife information system (WILD): population densities and den use of red foxes (*Vulpes vulpes*) and badgers (*Meles meles*) during 2003–2007 in Germany. In: *Eur J Wildl Res*, 57 95–105. p.
- Kowalczyk R., Zalewski A., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. (2003): Spatial organization and demography of badgers (*Meles meles*) in Białowieża Primeval Forest, Poland, and the influence of earthworms on badger densities in Europe. In: *Canadian Journal of Zoology*, 81 (1) 74-87. p.

- Kozák L., Heltai M. (2006): A borz (*Meles meles* Linnaeus, 1758) élőhely-preferenciája Hajdú-Bihar megyében. In: Állattani közlemények, 91 (1) 43-55. p.
- Lanszkiné Sz.G., Lanszki J. (2005): Urbanizálódó ragadozó emlősök lakossági megfigyelése és megítélése két Somogy megyei faluban. In: Acta Agraria Kaposváriensis, 9 (1) 51-58 p.
- Lara-Romero C., Virgós E., Escribano-Ávila G., Mangas J. G., Barja I., Pardavila X. (2012): Habitat selection by European badgers in Mediterranean semi-arid ecosystems. In: Journal of Arid Environments, 76 43-48. p.
- Macdonald D. W., Newman C., Dean J., Buesching C. D., Johnson P. J. (2004): The distribution of Eurasian badger, *Meles meles*, setts in a high-density area: field observations contradict the sett dispersion hypothesis. In: Oikos, 106 (2) 295-307. p.
- Matyáščík T., Bičík V. (1999): Distribution and habitat selection of badger (*Meles meles*) in northern Moravia. In: Acta Universitatis Palackianae Olomucensis Facultas Rerum Naturalium Biologica, 37 77-88. p.
- Márton M. (2018): Az európai borz és a vörös róka kitorékhely-kompetíciójának vizsgálata különböző terepbiológiai módszerekkel. [PhD értekezés], Gödöllő: Szent István Egyetem.
- Márton M., Markolt F., Szabó L., Heltai M. (2013a): BURROW DENSITIES OF EURASIAN BADGER (*MELES MELES*) AND RED FOX (*VULPES VULPES*) IN BÖRZSÖNY MOUNTAINS. In: Review on Agriculture and Rural Development, 2 (1) 79-81. p.
- Márton M., Markolt F., Szabó L., Heltai M. (2014): Niche Segregation between Two Medium-Sized Carnivores in a Hilly Area of Hungary. In: Annales Zoologici Fennici, 51 (5) 423-432. p.
- Márton M., Markolt F., Szabó L., Kozák L., Lanszki J., Patkó L., Heltai M. (2016): Den site selection of the European badger, *Meles meles* and the red fox, *Vulpes vulpes* in Hungary. In: Folia Zoologica, 65 (1) 72-79. p.
- Márton M., Heltai M., Szabó L. (2022): Can the Distribution of Red Fox Burrows Indicate the Chafer Larvae Density? In: Review on Agriculture and Rural Development, 11 (1-2) 215-200. p.
- Márton M., Szentkirályi P., Horváth Zs., Markolt F., Szabó L., Kozák L., Heltai M. (2013b): Hazai adatok a vörös róka (*Vulpes vulpes*) élőhelyválasztásához. In: Animal welfare, ethology and housing systems, 9 (3) 232-238. p.
- Mickevičius E. (2002): Distribution of Badger (*Meles Meles*), Fox (*Vulpes Vulpes*) and Raccoon Dog (*Nyctereutes Procyonoides*) Burrows in Different Habitats and Soil Types of Lithuania. In: Acta Zoologica Lithuanica, 12 (2) 159-166. p.
- Mysłajek W. R., Nowak S., Rozen A., Jędrzejewska B. (2012): Factors shaping population density, demography and spatial organization of the Eurasian badger *Meles meles* in mountains – the Western Carpathians (Southern Poland) as a case study In: Animal Biology, 62 (4) 479-492. p.
- Neal E., Cheeseman C. (Szerk.) (1996): Badgers. London: T and AD Poyser Ltd., 271 p.
- Naseer A., Bilal M., Naseer U., Mustafa N., Rakha A. B. (2020): POPULATION DENSITY, HABITAT CHARACTERISTICS AND PREFERENCES OF RED FOX (*VULPES VULPES*) IN CHAKWAL, PAKISTAN. In: Journal of Bioresource Management, 7 (4) 78-84. p.
- O'Brien J., Elliott S., Hayden J. T. (2016): Use of hedgerows as a key element of badger (*Meles meles*) behaviour in Ireland. In: Mammalia Biology, 81 (1) 104-110. p.
- Obidziński A., Pabjanek P., Mędrzycki P. (2013): Determinants of badger *Meles meles* sett location in Białowieża Primeval Forest, northeastern Poland. In: Wildlife Biology, 19 (1) 1-112. p.
- Panek M., Bresiński W. (2002): Red fox *Vulpes vulpes* density and habitat use in a rural area of western Poland in the end of 1990s, compared with the turn of 1970s In: Acta Theriologica, 47 (4) 433-442. p.

- Prigioni C., Deflorian M. C. (2005): Sett site selection by the Eurasian badger (*Meles meles*) in an Italian Alpine area. In: Italian Journal of Zoology, 72 (1) 43-48. p.
- Reid N., Etherington R. T., Wilson J. G., Montgomery I. W., McDonald A. R. (2012): Monitoring and population estimation of the European badger *Meles meles* in Northern Ireland. In: Wildlife Biology, 18 (1) 1-112. p.
- Remonti L., Balestrieri A., Prigioni C. (2006): Factors determining badger *Meles meles* sett location in agricultural ecosystems of NW Italy. In: Folia Zoologica, 55 (1) 19-27. p.
- Reshamwala S. H., Pankaj Raina P., Hussain Z., Khan S., Dirzo R., Habib B. (2022): On the move: spatial ecology and habitat use of red fox in the Trans-Himalayan cold desert. In: PeerJ 10:e13967 <http://doi.org/10.7717/peerj.13967>
- Revilla E., Palomares F., Delibes M. (2000): Defining key habitats for low density populations of Eurasian badgers in Mediterranean environments. In: Biological Conservation, 95 (3) 269-277. p.
- Rigaux p., Chanau C. (2012): Eurasian Badger (*Meles meles*) density and setts distribution in a rural landscape of Massif Central (Puy-de-Dome, France). In: Revue d'Écologie, 67 (3) 339-347. p.
- Rosalino L. M., Santos M. J., Beier P., Santos-Reis M. (2008): Eurasian badger habitat selection in Mediterranean environments: Does scale really matter? In: Mammalian Biology, 73 (3) 189-198. p.
- Schley L., Schaul M., Roper T.J. (2004): Distribution and population density of badgers *Meles meles* in Luxembourg. In: Mammal review 34 (3) 233-244. p.
- Silva M., Johnson M. K., Opps B. S. (2009): Habitat use and home range size of red foxes in Prince Edward Island (Canada) based on snow-tracking and radio-telemetry data. In: Central European Journal of Biology, 4 (2) 229-240. p.
- Silva M., Rosalino M. L., Alcobia S., Santos-Reis M. (2021): Sett Use, Density and Breeding Phenology of Badgers in Mediterranean Agro-Sylvo-Pastoral Systems. In: Animals 11 (9) 1-15. p.
- Skinner C., Skinner P., Harris S. (1991): An analysis of some of the factors affecting the current distribution of badger *Meles meles* setts in Essex. In: Mammal Review, 21 (2) 51-65. p.
- Towerton L. A., Kavaranaugh R., Penman D. T., Dickman R. C. (2016): Ranging behaviour and movements of the red fox in remnant forest habitats. In: Wildlife Research 43 (6)
- Uraguchi K., Takahashi K. (1998): Den site selection and utilization by the red fox in Hokkaido, Japan. In: Mammal Study, 23 31-40. p.
- Van Etten W. K., Wilson R. K., Crabtree L. R. (2007): Habitat Use of Red Foxes in Yellowstone National Park Based on Snow Tracking and Telemetry. In: Journal of Mammalogy, 88 (6) 1498-1507. p.
- Virgós E., Casanovas J. G. (1999): Badger *Meles meles* sett site selection in low density Mediterranean areas of central Spain. In: Acta Theriologica, 44 (2) 173-182. p.
- Virgós E., Casanovas J. G. (2002): Environmental constraints at the edge of a species distribution, the Eurasian badger (*Meles meles* L.): a biogeographic approach. In: Journal of Biogeography, 26 559-564. p.
- Wang J., Ji S., Wu J., Shrestha T. K., Bu X., Zhu X., Xiang R., Sheng Y. Meng X. (2021): Away from the city: habitat selection of badgers in mountainous area around Beijing. In: Biologia, 76 1737-1746. p.
- Weber J. M., Meia J. S. (1996): Habitat use by the red fox *Vulpes vulpes* in a mountainous area. In: Ethology Ecology & Evolution, 8 (3) 223-232. p.
- White J. G., Gubiani R., Smallman N., Snell K., Morton A. (2006): Home range, habitat selection and diet of foxes (*Vulpes vulpes*) in a semi-urban riparian environment. In: Wildlife Research, 33 (3) 175-180. p.

- Woodroffe R., Donnelly A. C., Ham C., Seth Y. B., Jackson B. Y. S., Moyes K., Chapman K., Stratton G. N., Cartwright J. S. (2016): Badgers prefer cattle pasture but avoid cattle: implications for bovine tuberculosis control. In: Ecology Letters, 19 (10) 1201-1208. p.
- Yin B., Liu Y., Liu G., Wei W. (2011): The habitat characteristics of Eurasian badger in Beijing-Hangzhou Grand Canal embankment In: Acta Ecologica Sinica, 31 2002-2007. p.
- Zabala J., Garin I., Zuberogitia I., Aihartza J. (2002): Habitat selection and diet of badgers (*Meles meles*) in Biscay (northern Iberian Peninsula). In: Italian Journal of Zoology, 69 (3) 233-238. p.
- Zhang H., Li C., Dou H., Liu S. (2012): Red fox habitat selection and landscape feature analysis in the Dalai Lake Natural Reserve in Inner Mongolia. In: Acta Ecologica Sinica, 32 (8) 2342-2350. p.

NYILATKOZAT

a szakdolgozat hozzáféréséről és eredetiségéről

A hallgató neve: Kiss Zsolt
A Hallgató Neptun kódja: XLLR0M
A dolgozat címe: A vörös róka és az eurázsiai borz kotoréksűrűségének és élőhelypreferenciájának vizsgálata egy vadászterületen
A megjelenés éve: 2023
A konzulens intézetének neve: Vadgazdálkodási és Természetvédelmi intézet

Kijelentem, hogy az általam benyújtott szakdolgozat egyéni, eredeti jellegű, saját szellemi alkotásom. Azon részeket, melyeket más szerzők munkájából vettem át, egyértelműen megjelöltem, és az irodalomjegyzékben szerepeltettem.

Ha a fenti nyilatkozattal valótlan állítottnak tudomásul veszem, hogy a záróvizsga-bizottság a záróvizsgából kizár és a záróvizsgát csak új dolgozat készítése után tehetek.

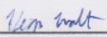
A leadott dolgozat, mely PDF dokumentum, szerkesztését nem, megtekintését és nyomtatását engedélyezem.

Tudomásul veszem, hogy az általam készített dolgozatra, mint szellemi alkotás felhasználására, hasznosítására a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem mindenkor szellemi tulajdon-kezelési szabályzatában megfogalmazottak érvényesek.

Tudomásul veszem, hogy dolgozatom elektronikus változata feltöltésre kerül a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem könyvtári repozitori rendszerébe. Tudomásul veszem, hogy a megvédett és

- nem titkosított dolgozat a védést követően
- titkosításra engedélyezett dolgozat a benyújtásától számított 5 év eltelte után nyilvánosan elérhető és kereshető lesz az Egyetem könyvtári repozitori rendszerében.

Kelt: Gödöllő, 2023. év 11. hó 07. nap


Hallgató aláírása

NYILATKOZAT

Kiss Zsolt (hallgató Neptun azonosítója: XLLR0M) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a szakdolgozatot¹ áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A szakdolgozatot a záróvizsgán történő védésre javaslom / nem javaslom².

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem^{*3}

Kelt: Gödöllő, 2023. év 11. hó 07. nap


belső konzulens

¹ A megfelelő dolgozattípus meghagyása mellett a többi típus törlendő.

² A megfelelő aláhúzendő.

³ A megfelelő aláhúzendő.