



# **A fészekaljpredáció szegélyhatásának vizsgálata**

(Study of edge effect on nest predation)

Doktori (PhD) értekezés

**Batáry Péter**

Debreceni Egyetem  
Természettudományi Kar  
Debrecen, 2004.



Ezen értekezést a Debreceni Egyetem TTK Biológia Tudományok Doktori Iskola Biodiverzitás programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem TTK doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2004.....

.....  
Batáry Péter

---

Tanúsítom, hogy Batáry Péter doktorjelölt 2000 – 2004 között a fent megnevezett doktori iskola Biodiverzitás programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2004.....

.....  
Dr. Báldi András

---

Tanúsítom, hogy Batáry Péter doktorjelölt 2000 – 2004 között a fent megnevezett doktori iskola Biodiverzitás programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2004.....

.....  
Dr. Szép Tibor



## TARTALOMJEGYZÉK

I.	BEVEZETÉS .....	7
I. 1.	Élőhelyfragmentáció .....	7
I. 2.	Szegélyhatás .....	8
I. 3.	Szegélyhatás következményei .....	11
I. 3. 1.	Abiotikus hatások .....	12
I. 3. 2.	Közvetlen biotikus hatások .....	13
I. 3. 3.	Közvetett biotikus hatások .....	14
I. 4.	Fészkaljpredáció .....	15
II.	A VIZSGÁLT KÉRDÉSEK ÉS IRODALMI ÁTTEKINTÉSÜK .....	19
II. 1.	Áttekintő vizsgálat .....	19
II. 2.	Szegélyhatás vizsgálata nádas élőhelyen .....	21
II. 3.	Műfészkek és valódi fészkek összehasonlítása .....	21
II. 4.	Fészkaljpredációs vizsgálatok áttekintése nádasokban .....	23
III.	MÓDSZEREK .....	25
III. 1.	Meta-analízis .....	25
III. 2.	A fertő-tavi vizsgálati módszerek .....	28
III. 3.	Mű- és valódi fészkek a Velencei-tavon .....	30
III. 4.	Kísérleti elrendezés a különböző nádasokban .....	31
IV.	EREDMÉNYEK .....	35
IV. 1.	Az áttekintés és meta-analízis eredményei .....	35
IV. 2.	Fertő-tavi eredmények: szegélyhatás .....	39
IV. 3.	Nádirigó fészkek és műfészkek a Velencei-tavon .....	43
IV. 4.	A nádas vizsgálatok eredményei .....	45
V.	DISZKUSSZIÓ .....	47
V. 1.	Áttekintő vizsgálat következtetései .....	47
V. 2.	Fertő-tavi szegélyhatás vizsgálat .....	50
V. 3.	Fészektípusok összehasonlítása .....	52

V. 4. Nádas vizsgálatok összevetése .....	53
VI. ÖSSZEFOGLALÁS .....	56
VII. SUMMARY .....	59
VIII. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS .....	62
IX. IRODALOMJEGYZÉK.....	63
X. PUBLIKÁCIÓS LISTA.....	77
XI. MELLÉKLETEK .....	81

## **I. BEVEZETÉS**

### **I. 1. Élőhelyfragmentáció**

Az utóbbi időben az eredeti, természetes élőhelyek pusztulása rohamosan előrehaladt. A trópusi esőerdőket az egész földön irtják, 1981 és 1990 között 154 millió hektárra (több mint 16 Magyarországnyi terület) becsülik a kiirtott esőerdők területét (RODRIGUES, 1998). Az élőhelyek pusztulásának fő megnyilvánulása a fragmentáció, mely egy kiterjedt élőhely több, kisebb foltta alakulását jelenti, kisebb összterülettel és a foltok egymástól való elszigetelődésével (WILCOVE és mtsai, 1986; MEFFE és CARROLL, 1994; BÁLDI, 1996). A megfelelő élőhely területének csökkenése önmagában is a populációk csökkenését okozza azáltal, hogy csökken az alkalmas territóriumok vagy más kritikus források elérhetősége (STEPHENS és mtsai, 2003). Azonban az erdőirtás, valamint minden egyéb élőhely elpusztításának káros hatása nem csak adott élőhely területére korlátozódik. Néha az eredeti élőhely egészen kis hányadának elvesztése is akadályozhatja a fajok szabad mozgását, vándorlását, vagyis fragmentációt okozhat (STANDOVÁR és PRIMACK, 2001). Ilyen lehet például az út, vasút, csővezeték, csatorna építése. Amikor az élőhelynek egy foltja elpusztul (pl. egy összefüggő erdő egy részét tarvágják, vagy az ősgyep egy részét beszántják), akkor a megmaradt élőhely nyílt területtel határos része (innenről szegélye) új környezeti tényezőkkel néz szembe. Ezekben a helyeken más lehet például a napsugárzás, a csapadék és a szél mennyisége, tehát megváltozhat a mikroklíma (BÁLDI, 1999a), továbbá egyéb antropogén hatások is érvényesülhetnek (növényvédőszeresek, gyomirtók és műtrágyák).

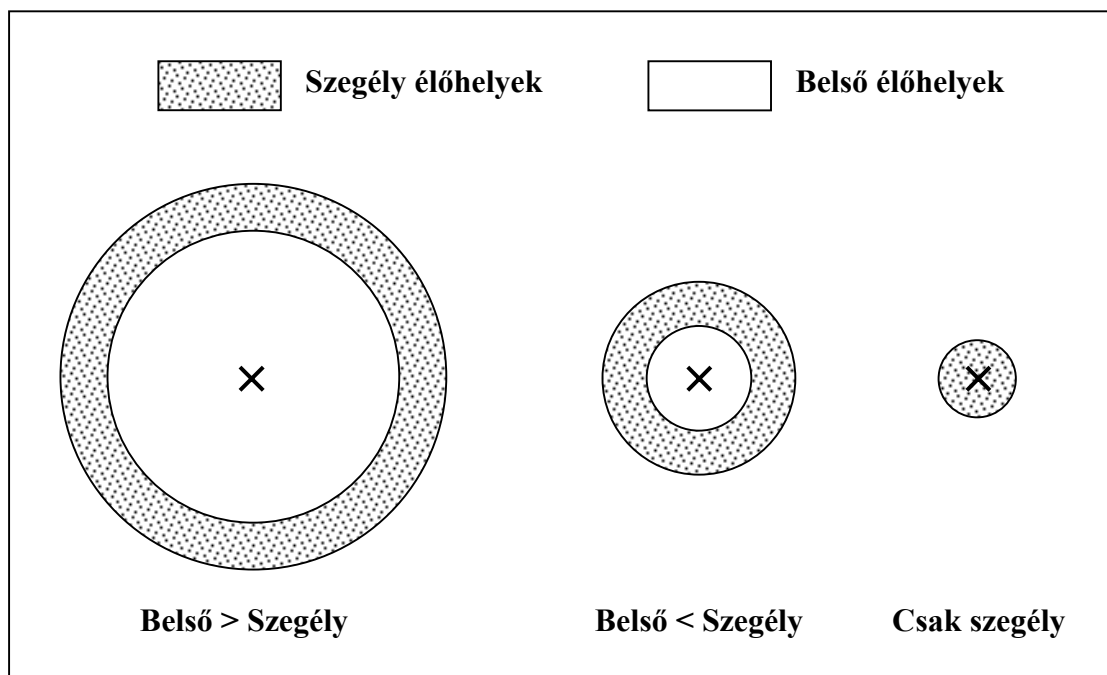
Az utóbbi években a természetvédelmi alkalmazás lehetősége még inkább lendületet adott a kutatásoknak, így például az adott faj számára legkedvezőbb foltméret és élőhelymintázat kialakításának feltárására. Számos tény igazolja, hogy a fajok száma a terület méretével növekszik. Ez mind az élőhely szigetekre, mind pedig

a valós szigetekre vonatkoztatva érvényes (MACARTHUR és WILSON, 1967; WHITTAKER, 1998). Ahhoz, hogy egy terület élővilágát megőrizzük, tudni kell, hogy az izolálódó, kis maradványfoltok mennyire őrzik meg a korábbi, egységes élőhely tulajdonságait. A fragmentáció hatására kialakult kicsi, izolált populációk nagy eséllyel pusztulhatnak ki genetikai, demográfiai, környezeti sztochaszticitás vagy katasztrófák miatt (MEFFE és CARROLL, 1994; BÁLDI, 1996). Ilyen genetikai következmény például a populáció beltenyésztéses leromlása vagy a genetikai sodródás. A demográfiai sztochaszticitás csak igen kis populációméret esetén játszik jelentős szerepet. Ilyen esetben előfordulhat például, hogy kihal az összes hím, vagy nem születik nőstény utód, vagy nem találhatnak egymásra a párok. A környezeti sztochaszticitás (például üvegházhatás, időjárás, járvány,...) a teljes populáció népeségi jellemzőinek változását okozzák. Kis élőhelyfolt esetén egy katasztrófa (például égetés, taposás, tarvágás,...) az egész foltot elpusztíthatja a benne élő állatokkal (és egyéb élőlényekkel) együtt. Nagy valószínűséggel lesznek olyan, az eredeti élőhelyen megtalálható fajok, amelyek a maradványfoltban már nem fordulnak elő. Ezek a fajok hiányozhatnak az élettér vagy a heterogenitás csökkenése miatt. Továbbá kipusztuláshoz vezethet a folt körüli mátrix káros hatása, valamint a szegélyhatás növekedése (WILCOVE és mtsai, 1986). Tehát a fajkihalás nem korlátozódik az elpusztított területre. SKOLE és TUCKER (1993) úrfelvétel alapján 1988-ban úgy becsülték, ha az amazóniai esőerdő 6 %-át kiirtották, akkor 15 % azon területek aránya, ahol a fragmentáció és a szegélyek hatása érvényesül.

## **I. 2. Szegélyhatás**

A szegélyhatás a fragmentáció elkerülhetetlen velejárója. A fragmentumok két lényeges tulajdonságban is különböznek az eredeti élőhelytől: sokkal nagyobb a kerület – terület arány, valamint az élőhely közepe sokkal közelebb van a szélekhez (BÁLDI, 1995; STANDOVÁR és PRIMACK, 2001). Éppen ezért azoknál az fragmentumoknál, ahol a foltátmérő kisebb, mint egy szegélyhatás távolságának

kétszerese, ott nincs belső élőhely (1. ábra) (RODRIGUES, 1998). Mint már felmerült, a szegélyekben mások a mikrokörnyezeti viszonyok, melyek közvetlenül befolyásolják a vegetáció szerkezetét, és ezen keresztül közvetve az állatfajok előfordulását (BÁLDI és KISBENEDEK, 1999). Például egy gyöngyvirágos tölgyes és búzaföld szegély esetén az erdő szegélyét több napsütés éri, mint a belsőbb részeket, ezért az erdőszél kb. 5–10 m-es sávjában sűrűbb, bokros vegetáció alakul ki. A vegetáció megváltozása az állatközösségek szerkezetének, interakcióiknak megváltozását is maga után vonja (BÁLDI, 1995).



**1. ábra.** A szegély és a belső élőhelyek arányának változása a foltméret függvényében (BÁLDI, 1995).

Számos tanulmány vizsgálta a fragmentáció különféle hatásait (pl. fragmentáció hatása madarak fészekaljútúlélésére: MARTIN, 1988; ROBINSON és mtsai 1995; DONOVAN és mtsai, 1997), azonban ezek a vizsgálatok különböző skálán készültek. STEPHENS és mtsai (2003) áttekintő vizsgálatukban három térbeli skálát különböztetnek meg: a „szegély” léptékű skálát, az un. „folt” skálát és a tájléptékű skálát. Azokat a tanulmányokat tekintették „szegély” skálájúaknak, melyek a szegélytől mért távolság függvényében mérték a fészkek túlélését; „folt”

skálájúaknak, melyek a fragmentáció hatását az élőhelyfolt méretével és alakjával hozták összefüggésbe; míg a tájléptékű skálájúak azok voltak, amelyek a fészekalj túlélést az élőhelyfoltok denzitásával, tulajdonságaival, eloszlásával és a szegélyek mennyiségével hozták összefüggésbe. Tehát az élőhelyfragmentációt egy többskálájú, multidimenzionális problémának tekinthető (HARRIS és SILVA-LOPEZ, 1992). Az élőhelyfoltok feldarabolódása nem egyformán hat az élőlényekre, például egy élőhelyfolt, ami egy izolált fragmentumot jelent egy specialista faj számára, nem biztos, hogy izolált, vagy egyáltalán fragmentum egy tágtűrésű generalista faj számára.

RODRIGUES (1998) szerint a szegélyhatás vizsgálatára két fő megközelítést használnak. Az egyik a tájképi megközelítésből származik, mely két ökoszisztéma közötti átmenetet vizsgálja több kilométeres térskálán. A másik, mely ökológiai tanulmányokon alapszik, jóval kisebb térléptékre (néhány száz méter) fókuszál. LOVEJOY és mtsai (1986) és MURCIA (1995) világos elkülönítést tesz az ökoszisztémák határai (ökoton) és az ember által alakított határok (szegélyek) között. Bár kisebb térléptéken is megkülönböztethetünk természetes (nadas – vízfelület, mocsárrétet szegélyező erdő, stb.) és mesterséges (erdő – szántó föld, erdő – legelő, stb.) szegélyeket. Tulajdonképpen a területek közti átmenetekkel foglalkozó tudományos vizsgálatok természetes és mesterséges határookra, valamint kicsi és nagy skálára választhatók szét (RODRIGUES, 1998).

A szegélyhatást gyakran valamilyen kapcsolódó változót megadva, a szegélytől vett távolság függvényében írják le (RODRIGUES, 1998). Azokat a függvényeket, melyek egy faktor változását írják le a szegélytől vett távolságra vonatkozólag, befolyásolja az adatgyűjtés és elemzés módja, valamint az eredmény interpretációja.

Több ilyen függvény is ismert. Az egyik az ún. „mindent vagy semmit”, más néven „pont” függvény, melynek egyetlen célja, hogy elutasítsa, vagy igazolja a szegélyhatás létezését. Ekkor a szegélyben és a belsőben mintavételi pontok vannak kijelölve, és a változó köztük mért különbsége dönti el, hogy létezik-e szegélyhatás.

Egy másik, az un. „fal” függvény, mely szintén a szegélyhatás előfordulását hivatott eldönteni bármiféle átmeneti lépés nélkül. Ráadásul ez függvény jelentős diszkontinuitást feltételez, mely elkülöníti a szegélyt a belsőtől, valójában egy falhoz hasonlítja. Ez a függvény annyiban jelent továbblépést az előző „pont” modellhez képest, hogy megpróbálja behatárolni a fal helyét, s meghatározni a szegély szélességét.

A következő, az un. „monoton” függvény esetén a szegélytől a belső felé távolodva már több mintavételi pont vagy transzekt van kihelyezve. Ez a függvény azzal jellemezhető, hogy az előjele nem változhat, vagy pozitív, vagy negatív. Ezek a függvények vagy folyamatosan csökkenők, vagy folyamatosan növekvők, és feltételezik még, hogy minél közelebb van a szegély, annál erősebb a szegélyhatás.

Végül az utolsó, az un. „nem monoton” függvény esetében az előjel megváltozhat pozitívról negatívra. Ez a függvény még azt is feltételezi, hogy a mért változók nem csak nőhetnek vagy csökkenhetnek a szegélytől vett távolság vonatkozásában, hanem oszcillálhatnak is.

### **I. 3. Szegélyhatás következményei**

A szegélyhatások három típusba sorolhatóak (MURCIA, 1995): 1.) abiotikus hatások, melyek az élőhelyfoltot övező, strukturálisan eltérő mátrix közelségéből adódnak; 2.) közvetlen biotikus hatások, melyek a fajok abundanciájának és eloszlásának változását jelenti a szegély közvetlen, fizikai közelsége miatt (például a kiszáradás miatt, a szél miatt, a növényzet „sűrűsödése” miatt). Ezt a fajok fiziológiai tűrőképessége és a szegélytől való távolság határozza meg. 3.) Az indirekt biotikus tényezők a fajok közti interakciók megváltozását jelentik, mint például a predáció, a költésparazitizmus, a kompetíció, a herbivoria, az állat általi megporzás vagy a magterjesztés.

### **I. 3. 1. Abiotikus hatások**

Az ember által fragmentált erdőket, az erdőfoltokat általában kis biomasszájú és strukturális komplexitású mátrix veszi körül, mint például legelő, szántó, vagy másodlagos újulat, vagy csemetés (MURCIA, 1995). A biomasszában és a strukturális komplexitásban található különbség a mikroklímában is különbséget eredményez. Az erdőkben és más színtezett, sűrű lombosított társulásban a napsugárzás jelentős részét elnyeli a lombosított, viszont éjszaka kisebb kisugárzást enged távozni (STANDOVÁR és PRIMACK, 2001). A lombosított tehát fontos kiegyenlítő szerep tölt be, így az erdő aljában a nappalok párasabbak és hűvösebbek, az éjszakák enyhébbek és szélcsendesebbek, mint a nyílt területen. Ezzel szemben a nyílt területen a talaj a direkt sugárzás hatására napközben jobban felmelegszik és kiszárad, éjszaka pedig jobban lehül, és a páratartalom is csökken. Ezek a mikroklímatis különbségek a szegély két oldalán egy hőmérsékleti és páratartalmi gradienst eredményeznek, mely a szegély mentén mindenhol megjelenik. MATLACK (1993) Észak-Amerikában ilyen mikroklímatis gradienseket írt le tíz erdőfolt tanulmányozása során. Azt találta, hogy akár 50 méterig is kimutatható a szegélyhatás az erdők belseje felé a következő tényezőkre: napsugárzás, hőmérséklet, avar nedvesség és páratartalom. Továbbá azt is megfigyelte, hogy a szegélyhatás intenzitását módosíthatja a szegély orientációja. Azok a tényezők, melyek a közvetlen napsugárzástól függenek (páratartalom, hőmérséklet és avar-nedvesség), erős szegély-függő orientációt mutattak gradiensükben keleti, nyugati és déli irányba, azonban észak felé nem.

Amint az már említésre került, a szegélyt övező mátrixban használt különféle kemikáliák (növényvédőszer, gyomirtók és műtrágyák) is szerepet játszanak az abiotikus szegélyhatásban. Így például ausztráliai erdők esetében azt találták, hogy az erdőt övező gabonaföldekről a műtrágyák több méterig is beszivároghatnak az erdőbe (MURCIA, 1995). Ugyanezt írták le Maryland államban nitrátok, szulfátok és növényvédőszer esetén szántóföldek melletti ártéri erdőknél (MURCIA, 1995).

A fragmentált erdős vegetációra a megváltozott szélviszonyok is jelentős hatást gyakorolhatnak (STANDOVÁR és PRIMACK, 2001). Az intakt erdők belsejében a szél erőssége minimális az erdő szélén és fölött érzékelhetőhöz képest. A fragmentáció hatására a korábban zárterdei területrészek is erősebb szélhatásnak vannak kitéve, különösen sík terepen. ESSEEN (1994) svédországi mesterségesen fragmentált erdők vizsgálata során azt találta, hogy a széldöntések káros hatása a kisebb erdőfoltokon nagyobb mértékben érvényesül.

Bár inkább antropogén hatásnak tekinthető, itt kerül megemlítésre, hogy a tűz is komoly fenyegető tényezőt jelent az újonnan keletkezett fragmentumokra (STANDOVÁR és PRIMACK, 2001). A fokozott szélerősség, a kiszáradás és a magasabb hőmérséklet együttesen növeli az erdőtüzek valószínűségét. Az erdőirtások tisztításakor vagy a helyükön létesített mezőgazdasági területeken (pl. cukornád ültetvények) gyújtott tüzek könnyen beterjedhetnek a közeli erdőfragmentumokba.

### **I. 3. 2. Közvetlen biotikus hatások**

A fény, a páratartalom és a szél közvetlen hatással van az erdőszegélyek vegetációjára. Egy szegély keletkezésekor a direkt napfény hatására a vegetáció gyorsabban és sűrűbben növekedhet, azonban a szél és a szárazság hatására megnő annak kipusztulási esélye (ESSEEN, 1994; MURCIA, 1995). MATLACK (1993) a bokorborítást vizsgálva szegélyhatást mutatott ki, a szegélyben nagyobb borítással. Ez teljesen megfeleltethető volt az ott felmért mikrokörnyezeti változók gradienseinek szegélyhatásával. BÁLDI (1999a) a Velencei-tó nádszegélyének vizsgálata során három „övet” különböztetett meg befelé: az első nagyon sűrű, de vékony és alacsony nádszálakból áll (1–2 m); a második „övben” a nádsűrűség csökken, míg a nádszálak vastagok és magasak (néhány m); végül a belső részeken mind a magasság és a sűrűség lecsökken, de a nádszálvastagság nem változik. A mikroklimatikus változók ehhez hasonló „övezetességet” mutattak: a szegélyek melegek, szárazak, naposak és szelesek voltak, beljebb a hőmérséklet, a fény és a szél intenzitása csökkent, azonban a páratartalom nőtt, végül még beljebb a hőmérséklet

és a fény intenzitása nőtt, és a páratartalom csökkent. Mérései alapján a szegélyhatás körülbelül 15 méterig hatol be a nádasba a nádas – víz szegélyen. MURCIA (1995) áttekintő tanulmánya szerint számos trópusi és mérsékeltövi erdő esetén nagyobb hajtásdenzitást találtak az erdő szegély első 20 méterében, mint az erdő belsejében. Továbbá néhány erdei növényfaj alacsonyabb denzitással, vagy egyáltalán nem fordult elő a szegélyben, míg más fajok nagyobb sűrűségben voltak jelen a szegélyekben, vagy abszolút nem mutattak szegélyfüggést. RODRIGUES (1998) vizsgálatában arra jutott, hogy a pionír növényfajok általában közelebb találhatók a szegélyhez, mint a többi növényfaj, ez azt jelenti, hogy ilyen körülményekhez ezek a fajok adaptálódtak a legjobban.

Az állatok is különbözően reagálnak a szegélyhatásra. Denzitásuk és aktivitásuk fajonként változó, elkerülik, vagy preferálják a szegélyeket (CHASKO és GATES, 1982). MAGURA és TÓTHMÉRÉSZ (1997), MAGURA és mtsai (2001) és MAGURA (2002) például számos futóbogár faj abundanciájában mutattak ki szegélyhatást erdőszegélyeken. HORVÁTH és mtsai (2000) ormányosbogár- és pókközösségek esetén találtak szegélyhatást. A fajkompozíció megváltozása is hatással lehet a mátrix fajaira. A kedvező környezet odacsalhatja az állatokat (ANGELSTAM, 1986; MØLLER, 1989), vagy segítheti a növényfajok terjedését a fragmentum belsejébe abiotikus vagy biotikus vektorokkal (LAURANCE, 1991).

### **I. 3. 3. Közvetett biotikus hatások**

A biológiai kölcsönhatások két vagy több faj egymás közötti kapcsolatából állnak, ilyen például a predáció, a herbivoria és a kompetíció. Ezeket a nehezen érthető és általánosítható folyamatokat tovább bonyolíthatja az emberi hatás.

Az élőhely környezetében és struktúrájában bekövetkezett szegély-eredetű változások hatással lehetnek a fajok közti kapcsolatokra a szegély közelében (MURCIA, 1995). Például a növények leveleinek jobb növekedése odavonzza a herbivor rovarokat. Ezek pedig odavonzhatják a madarakat, melyek fészkei ezek után a fészkealjpredátorokat és fészekparazitákat fogják odacsalni. Amint látható, a

fénysugárzásban (és a többi abiotikus tényezőben) bekövetkezett változások hatására megnövekedett a növényi biomassza. Ennek hatására megnő a herbivor rovarok abundanciája, mely egy kaszkádot indít be, s a fajok közti kapcsolatokon keresztül szétterjed az egész ökoszisztémában.

Az egyik leginkább kutatott fajkölcsonhatás, melynek szegélyhatását vizsgálták, az a fészekaljparazitizmus (PATON, 1994; ASKINS, 1995; LAHTI, 2001). PATON (1994) áttekintő vizsgálata szerint a gulyajáró (*Molothrus ater*) fészekparazitizmus rátája öt tanulmányból három esetben csökkent a szegélytől a belső felé. ROBINSON és mtsai (1995) szerint az élőhely fragmentáció eredménye a megnövekedett gulyajáró fészekparazitizmus, neotropikus vándormadarakat vizsgálva rendkívül magas, 76 %-os parazitizmus rátát talált.

## I. 4. Fészekaljpredáció

Az utóbbi évtizedekben az észak-amerikai énekesmadarak számának rohamos csökkenésére figyeltek fel a kutatók, aminek a vizsgálata fellendítette a fragmentációs kutatásokat (WILCOVE, 1985; ASKINS, 1995). Számos elmélet látott napvilágot e drasztikus csökkenés magyarázatára, mint például az imént említett gulyajáró madár (*Molothrus ater*) költésparazitizmusa; a teelő terület hiánya Latin-Amerikában; az alacsony kolonizációs és a magas kihalási ráta a kis, izolált élőhelyfoltokban; a kritikus mikrohabitatok vagy táplálék források hiánya a kis foltokban; a megnövekedett fészekaljpredációs ráta a kisebb erdőfoltokban és erdőszegélyekben (BRITTINGHAM és TEMPLE, 1983; TEMPLE és CARY, 1988; ROBINSON és mtsai, 1995). Az eredeti élőhelyek degradálódása és fragmentálódása kevesebb élőhelyhez és egyúttal a szegélyek növekedéséhez vezet például utak, mezőgazdasági területek, erdőirtások, stb. mentén (BÁLDI, 1996). A szegélyekben általában megnő a ragadozók és a költésparaziták száma, ami ott nagyobb fészekaljpredációt illetve költésparazitizmust eredményez. Mindemellett az eredeti élőhelyek hiánya a maradék, korábbi területen megnöveli a fészekdenzitást, ami eleve kisebb fészkelési

sikerhez vezet (PATON, 1994; KEYSER és mtsai, 1998). Tulajdonképpen a szegélyhatás következtében megnövekedett fészekaljpredáció és költésparazitizmus az, ami valószínűleg nagymértékben felelős az említett énekesmadár populációk létszámának csökkenésért Észak-Amerikában (BRITTINGHAM és TEMPLE, 1983; WILCOVE, 1985; MEFFE és CARROLL, 1994; FAABORG és mtsai, 1998).

Közismert, hogy az élőlények a kompetíció csökkentése érdekében felosztják a rendelkezésre álló forrásokat, így egy közösségben az azonos mikrohabitatban táplálkozó fajok általában együtt nem fordulnak elő (BÁLDI, 1999b). MARTIN (1988) szerint a fészekaljpredáció hatással van a madárközösségek szerveződésére. Igazolta, hogy a fészekaljpredáció sűrűségfüggő, és a predátorok specializálódhatnak adott típusú fészkek keresésére. Tehát a szelekció előnyben részesíti azon fajok koegzisztenciáját, melyek más mikrohabitatban (talaj, bokor, vagy lombkorona) fészkelnek, mivel emiatt egy adott fészektípus keresésére specializálódott predátor a tényleges fészekmennyiségnek csak egy részét keresi (BÁLDI, 1999b). MARTIN (1996) egy későbbi tanulmányában megerősíti, hogy a koegzisztens madárfajok fészkek mikrohabitatja különböző, valamint habitat-átfedés esetén megnő a fészekaljpredáció valószínűsége.

A fészekaljpredáció a természetvédelem számára is lényeges (BÁLDI, 1999b). Egyfelől a ritka, veszélyeztetett vagy zavarásra érzékeny fajoknál a fészekaljpredáció mértékének ismerete, a predátorok azonosítása a védelem számára alapvető információ, ezek alapján lehet a hatékony védelmi intézkedéseket megtenni.

A fészekaljpredációs kísérletek két nagy csoportra oszthatóak: az egyik csoportban az adott madárfaj vagy esetleg taxon egyedeinek fészken vizsgálják a fészekalj túlélést és a fészekaljpredációt. A másik esetben mesterséges vagy más néven műfészkeket készítenek, és azokat megfelelő elrendezésben, bennük valamilyen tojással kihelyezik a vizsgálandó területre, és ezeket a műfészkeket meghatározott időszakokban ellenőrizve mérik a fészekaljpredációt.

A műfészkekkel végzett fészekaljpredációs kísérleteknek számos előnye van a természetes fészkekkel végzett kísérletekkel szemben. (1) Nagy mintaszámot lehet

elérni, (2) a kísérletek ismételtetők (időbeli változások vizsgálata), és (3) e módszer alkalmazásával (közvetlenül) nem zavarjuk a valódi fészkeket és a kótló madarakat (BÁLDI, 1999b). Továbbá a kísérletet végző kutató szempontjából előnyt jelenthet, hogy a kísérletnek megfelelő elrendezést lehet létrehozni, és hogy minden fészeknél egyszerre kezdődik a kísérlet. Végül MAJOR és KENDAL (1996) szerint nem utolsó szempont az sem, hogy ez a módszer kevésbé időigényes, mint a valódi fészkekkel végzett kísérletek. Azonban a műfészkes vizsgálatoknak vannak korlátai is. A legfőbb probléma az, hogy általában nem tudjuk, mennyire közelít a valódi predációs rátához a műfészkekkel kapott fészkealjpredációs ráta. MAJOR és KENDAL (1996) áttekintése szerint a műfészkekkel végzett fészkealjpredációs kísérletek túlnyomó részénél nem történt természetes fészkek vizsgálata, s így a műfészkek révén kapott adatok és a valódi fészkek predációjának viszonya nem ismert. A néhány komparatív vizsgálat ellentmondó eredményeket mutat, van, ahol a műfészkek predációja, van ahol a természetes fészkek predációja volt a nagyobb, mások pedig nem találtak különbséget. Az adatok újraszámolása után a műfészkek predációját az esetek 70 %-ban (20-ból 14 tanulmány esetén) találták nagyobbra a természetes fészkek predációjánál. Ugyanakkor összehasonlító vizsgálatokra, például különböző élőhelyek, vagy fészkelőhelyek predációjának összevetésére a műfészkes kísérletek megfelelőek. Ha ugyanis az egyik élőhelyen nagyobb volt a valódi fészkek predációja, akkor ott a műfészkek predációja is nagyobb volt (MAJOR és KENDAL, 1996; VILLARD és PÄRT, 2004; ezzel szemben BURKE és mtsai, 2004; FAABORG, 2004.).

A valódi és a műfészkekkel kapott predáció eltérésének több oka lehet. Egyrészt a predátor megtanulhatja a kísérletezőt, a műfészket vagy a mintavételi területet összekapcsolni a táplálékkal (műfészkekbe helyezett tojás), de előfordulhat az is, hogy a kísérletező gyakori jelenlétével elriasztja a predátorokat (GÖTMARK, 1992). Másrészt a műfészkek elhelyezése különbözik a természetes fészkekétől. Például a szülők választhatnak olyan helyet, ahol kicsi a predációs veszély, vagy éppen ellenkezőleg, rosszul becsülik fel a várható predációt, és ebből a szempontból rossz fészkelőhelyet választanak (SZÉKELY, 1992). Végül a műfészkek és a valódi fészkek

eltérő fészkaljpredációs rátáját a szülő madarak hiánya is okozhatja. A szülők ugyanis a legtöbb fajnál aktívan védik a fészket, így számos predátort elkergethetnek, azonban a szülői viselkedés a predátorokat oda is vonzhatja (BERG, 1996; KIS és mtsai, 2000).

A fészkaljpredációs kísérletekhez általában tyúk-, kacs- vagy fűrjtojást szoktak használni. Ez gyakran meg is felel a célnak, ha a modellezett madárfaj, vagy taxon tojásai ezek valamelyikéhez hasonló méretűek, de például nádi énekesek fészkeinek modellezésekor e tojások általában nagynak bizonyulnak. Ezért szoktak a fűrjtojás mellett kisméretű gyurma- vagy viasztojást használni (KEYSER és mtsai, 1998). A gyurmatojásnak vannak előnyei, többek között megfelelő méretűre formálható, és a predátor nyomát megőrzi, így azonosításra felhasználható. Azonban problémát jelent a gyurmatojással az, hogy nem olyan tapintási, vizuális és szaglási ingert vált ki a ragadozókból, mint egy valódi tojás, ezért más hatása lehet a predátorokra. Ennél jobb megoldásnak kínálkozik a két tojástípus (fűrj- és gyurmatojás) kombinált használata. Ekkor például a fűrjtojás, mint valódi tojás, szagával odacsalhatja a kisméretű emlős predátorokat is, melyek azzal nem tudnak mit kezdeni kis állkapocsméretük miatt, de a gyurmatojáson hagyhatnak nyomot (a gyurmatojás ekkor vizuális inger a kis ragadozó számára) (HASKELL, 1995; saját megfigyelés). Ellenben egy nagy állkapocsméretű emlős predátorra lehet következtetni, ha például a fűrjtojás predált, de a gyurmatojás érintetlen. Ezzel a módszerrel a kis- és nagyméretű emlős predátorok elkülöníthetők. Előfordulhat az is, hogy mind a két típusú emlős ragadozó meglátogatta a műfészket, nyomot hagyva a tojásokon, megnehezítve az elkülönítést.

## **II. A VIZSGÁLT KÉRDÉSEK ÉS IRODALMI ÁTTEKINTÉSÜK**

### **II. 1. Áttekintő vizsgálat**

Az eddigi vizsgálatok többsége szerint a fészkaljpredáció a szegélyekben nagyobb, mint a belső élőhelyeken. Az ökológiai csapda hipotézis szerint az énekesmadarak gyakran választanak fészkelőhelyet a szegélyekben, mert ott jobb a fészkeképítési feltételek és/vagy a táplálkozási lehetőségek (GATES és GYSEL, 1978). Mindez nagyobb prédasűrűséget jelent a ragadozók számára, s így ez a fészkelési siker csökkenését eredményezi (MØLLER, 1989; STORCH, 1990). MARTIN (1996) szerint a fészkaljpredáció az elsődleges forrása a madarak fészkalj mortalitásának, így ez a tényező erősen befolyásolja a fészkelőhely kiválasztását. Egyes tanulmányok cáfolják a predáció növekedését a szegélyben (ANGELSTAM, 1986; RATTI és REESE, 1988), ám az áttekintő munkák szerint a fészkaljpredáció megnő a szegélyeken (ANDRÉN, 1995; PATON, 1994; HARTLEY és HUNTER, 1998).

Az eddigi predációt és/vagy szegélyhatást vizsgáló kutatások nagy része elsősorban amerikai és skandináv erdőkre, valamint azok szegélyeire vonatkozik. ANDRÉN (1995) áttekintő munkájából kiderül, hogy a predáció és a szegélyhatás együttes vizsgálatát főleg erdőszegélyekre (30 cikk) végezték, míg a nyílt élőhelyeket kevésbé kutatták (11 cikk). PATON (1994) összefoglaló tanulmányának azon részéhez, melyben a fészkaljpredációt vizsgálta a szegélytől való távolság függvényében, 21 cikket használt fel, és ezek közül csak hat cikkben foglalkoztak a nem erdei élőhelyekkel.

Már a kezdeti erdei fészkaljpredációs tanulmányok is kimutatták, hogy az élőhelyek szegélyében magasabb a predáció, mint az élőhelyek belsejében (GATES és GYSEL, 1978; CHASKO és GATES, 1982; WILCOVE, 1985; WILCOVE és mtsai, 1986; ANDRÉN és ANGELSTAM, 1988). Az újabb áttekintő vizsgálatok szerint azonban a

szegélyeken megnövekedett fészkaljpredáció általánosan elterjedt más (nem erdei) tájakon is (PATON, 1994; HARTLEY és HUNTER, 1998).

A madarak reprodukcióban bekövetkezett kudarcának a legfőbb oka a fészkaljpredáció (RICKLEFS, 1969; MARTIN, 1995, 1996), mely a teljes költési kudarc körülbelül 30 %-át jelenti (MARTIN, 1995; MARTIN és CLOBERT, 1996; BÁLDI, 1999b). Nem meglepő, hogy a szegéllyel kapcsolatos fészkaljpredációs vizsgálatok száma a pionír tanulmányok után megnövekedett. Ezekben a vizsgálatokban vagy valódi fészkeket vagy műfészkeket használtak.

PATON (1994) egy 41 vizsgálatból álló adatbázis alapján készített áttekintést a fészkaljpredáció szegélyhatására. Minden egyes vizsgálatra újraszámolta a chi-négyzet próbát, majd az un. szavazatszámláló módszerrel ("vote counting method") összegezte a teszt során kapott eredményeket, így jutott arra a következtetésre, hogy a szegélyeken nagyobb a fészkaljpredáció. HARTLEY és HUNTER (1998) minden kísérletre a Fisher-féle exakt tesztet használták, majd a szavazatszámláló módszert, azonban vizsgálatuk kisebb adatbázison alapszik. A szavazatszámláló módszer a legegyszerűbb módszer a kísérletek összegzésére, ami jelentősen részrehajló eredményeket produkálhat, alacsony a statisztikai ereje, és nem adja meg a kritikus információkat az áttekintett tanulmányok teljes eredményéről (GUREVITCH és HEDGES, 1999).

A meta-analízis során a független vizsgálatokat kvantitatívan szintetizálják (GUREVITCH és HEDGES, 2001). A hatásméret ("effect size") egy olyan statisztikai mérték, mely leírja, hogy egy adott esemény milyen mértékben van jelen egy mintában. Tehát a meta-analízis során tulajdonképpen az egyes kísérletek hatásméretét összegezzük, s így egy teljes hatásméretet kapunk, melynek a kiterjedése adja meg az áttekintő tanulmány statisztikai erejét. Áttekintő vizsgálatunkban a fő célunk az volt, hogy (1.) meta-analízist végezzünk a szegélyhatás tanulmányokra, vizsgálva ezzel, hogy a fészkaljpredációs ráták magasabbak-e a szegélyeken, mint a belsőben; (2.) továbbá, hogy feltárjuk a szegélyhatás-mintázatokat az egyes földrajzi helyeket, növényzeti típusokat, fészek- és tojástípusokat és az expozíciós időt

illetően; (3.) és végül, hogy meghatározzuk, hogyan változnak a fészekaljpredációs ráták a szegélytől mért távolság függvényében.

## **II. 2. Szegélyhatás vizsgálata nádas élőhelyen**

A legtöbb fészekaljpredációs vizsgálat az erdők szegélyére fókuszált (ANDRÉN, 1995), és viszonylag kevés erőt fordítottak az olyan nem erdei élőhelyeken a szegélyhatás vizsgálatára, mint a nádasok (HOI és WINKLER, 1988, 1994; HONZA és mtsai, 1998; KRISTIANSEN, 1998; BÁLDI és KISBENEDEK, 1999; MOSKÁT és BÁLDI, 1999; BÁLDI és BATÁRY, 2000; HANSSON és mtsai, 2000).

A korábbi vizsgálatok ellentétes eredményre jutottak a fészekaljpredációs rátákat illetően. Magasabb fészekaljpredációs rátát mutatott ki a szegélyeken HOI és WINKLER (1988) és KRISTIANSEN (1998), nem szignifikáns, de alacsonyabb predációt talált HONZA és mtsai (1998) a szegélyben, míg BÁLDI és BATÁRY (2000) három területen végzett hat kísérlete ellentmondó eredményekre jutott. Éppen ezért 2001 tavaszán fészekaljpredációs vizsgálatokat végeztünk a Fertő-tó nádasában. A hipotézisünk az volt, hogy a műfészkek fészekalj túlélési rátáiban szegélyhatás van a nádas – víz és a nádas – rét szegélyeken. Emellett vizsgálatuk a vegetáció tulajdonságainak, valamint a fészkek takartságának a hatását a fészekalj túlélésre. Azt feltételeztük, hogy a nagyobb takarás a fészkek nagyobb túlélését eredményezi.

## **II. 3. Műfészkek és valódi fészkek összehasonlítása**

A "Web of Science" alapján 2003-ban 89 cikk jelent meg, amely a fészekaljpredációval foglalkozik. Bár a legtöbb ilyen kísérlet vagy valódi fészkeken vagy műfészkeken alapszik, mindemellett viszonylag kis erőt fordítottak mindkét típusú fészken alapuló összehasonlító vizsgálatokra (MAJOR és KENDAL, 1996). Számos újabb cikk támogatja MAJOR és KENDAL nézetét, miszerint a műfészkes

kísérletek nem adják meg az abszolút predációs rátát, azonban relatív becslésre általában megfelelőek, például különböző élőhelyek közötti fészkaljpredációs ráták összevetésére (WILSON és mtsai, 1998; BULER és HAMILTON, 2000; DION és mtsai, 2000; ezzel szemben DAVIDSON és BOLLINGER, 2000; PÄRT és WRETENBERG, 2002; THOMPSON és BURHANS, 2004).

A nádasok és a vizes élőhelyek erősen veszélyeztetettek, ezért természetvédelmi szempontból is fontos a nádi madarak reprodukcióját tanulmányozni. Az utóbbi időben Nyugat-Európában a legtöbb nádi énekesmadár populációja erősen megfogyatkozott (például TUCKER és HEATH, 1994; HAGEMEIER és BLAIR, 1997; GRAVELAND, 1998). Ráadásul a viszonylag egyszerű élőhelyi struktúra megkönnyítheti az ökológiai szabályok tanulmányozását, ilyen lehet például az élőhely-választás vizsgálata (VAN DER HUT, 1986; HOI és WINKLER, 1994; BÁLDI és KISBENEDEK, 1999; JOBIN és PICMAN, 1997; POULIN és mtsai, 2000). Több tanulmány is foglalkozik a nádi énekesmadarak fészkaljpredációjával (ILLE és mtsai, 1996; JOBIN és PICMAN, 1997; HONZA és mtsai, 1998; EISING és mtsai, 2001; DYRCZ és NAGATA, 2002; SAWIN és mtsai, 2003, BATÁRY és mtsai, 2004), azonban a többségük vagy csak valódi fészkekkel vagy csak műfészkekkel foglalkozik (kivételek: HANSSON és mtsai, 2000; HOI és mtsai, 2001). Éppen ezért még jelentős hiány mutatkozik a műfészkek megbízhatóságának, mint a valódi fészkek helyettesítőinek tesztelésében. A fészkaljtúlélést befolyásoló különböző környezeti tényezők szintén különös figyelmet érdemelnek. Ezek miatt a vizsgálataink céljai a következők voltak: (1.) a nádirigó (*Acrocephalus arundinaceus*) költésbiológiai paramétereinek leírása a Velencei-tavon; (2.) a valódi és a műfészkek fészkaljtúlélésének összehasonlítása a költési szezon közepén és végén; (3.) valamint a sikeres és a sikertelen valódi illetve műfészkek fészkelőhely tulajdonságainak összevetése a költési szezon közepén és végén.

## II. 4. Fészekaljpredációs vizsgálatok áttekintése nádasokban

A táji heterogenitást és az élőhelyi diszkontinuitást illetően nagy az érdeklődés az ökológiában és a konzerváció biológiában. A heterogén tájakat az élőhely-szegélyek nagy mennyisége jellemzi (például FORMAN és GODRON, 1986), melyeknek jelentős szerepe lehet a fajok előfordulásában, abundanciájában és viselkedésében (például YAHNER, 1988; MURCIA, 1995; MCCOLLIN, 1998; FAGAN és mtsai, 1999; HANSSON és mtsai, 2000). A fészekaljpredáció kulcsfontosságú a közösségek szerveződésében (MARTIN, 1988, 1996; HOI és WINKLER, 1994; ezzel szemben RANGEN és mtsai, 2001), a reprodukciós sikerben (RICKLEFS, 1969; MAJOR és KENDAL, 1996), s így a veszélyeztetett madárfajok túlélésében. Amint már említésre került, a kezdeti fészekaljpredációs vizsgálatok (GATES és GYSEL, 1978; BRITTINGHAM és TEMPLE, 1983; WILCOVE, 1985) után számos ilyen tanulmány és áttekintő cikk született (PATON, 1994; ANDRÉN, 1995; SÖDERSTRÖM és mtsai, 1998; MANOLIS és mtsai, 2000; LAHTI, 2001), azonban a fészekaljpredáció szegélyhatásának vitája még mindig folytatódik. Az egyik fontos aspektusa a vitának az élőhelyek közötti különbségek. Például WOODWARD és mtsai (2001) öt bokorfészkelő madárfajt vizsgálva azt találták, hogy a szegélyek esetükben nem funkcionálnak ökológiai csapdaként (GATES és GYSEL, 1978). Éppen ezért fontos minél több élőhelyen vizsgálni az általános szabályokat.

Ebben a vizsgálatunkban négy európai nádas élőhelyen hasonlítottuk össze a fészekaljpredációt a szegélyek között, valamint a belsők között. Azért választottuk ezt az élőhelyet, mert Nyugat-Európában eltűnőfélben van (OSTENDORP, 1989, HAWKE és JOSÉ, 1996), és mert egy egyedi és speciális biótának ad otthont (HAWKE és JOSÉ, 1996). Olyan, Nyugat-Európában csökkenő populációjú madárfajok élnek ezeken az élőhelyeken, mint például a bölömbika (*Botaurus stellaris*), a foltos nádiposzáta (*A. schoenobaenus*), a nádirigó (*A. arundinaceus*) és a nádi tücsökmadár (*Locustella*

*luscinoides*) (HAGEMEIER és BLAIR, 1997). Vizsgálati céljaink között szerepelt, hogy leírjuk a fészekaljpredáció mintázatát a nádasok szegélyeiben és a belsőben, továbbá, hogy az eredményeinket természetvédelmi szempontból értékeljük.

### III. MÓDSZEREK

#### III. 1. Meta-analízis

A meta-analízishez három adatforrást használtunk: (1.) nagy adatbázisokban (Ecology Abstracts, Biosis és ISI) 1972-től 1999-ig kiterjedt irodalmi keresést végezve referált folyóiratok publikációit használtuk fel; (2.) saját, az elemzéshez megfelelő publikált és nem publikált vizsgálatainkat is hozzáadtuk az adatbázishoz; végül (3.) PATON (1994) áttekintő cikkében szereplő vizsgálatokat is felhasználtuk három kivétellel, melyek nem szolgáltatottak elegendő adatot az elemzéseinkhez. Azokat a vizsgálatokat választottuk ki, melyek mérték a fészkaljpredációs rátát, és információt tartalmaztak a szegélytől való távolságról. Mind a valódi fészkekkel, mind a műfészkekkel történt kísérleteket felhasználtuk. Mivel a kísérletek kivitelezése nagymértékben eltérő volt, ezért minden egyes esetben újraszámoltuk a fészkaljpredációs rátát, hogy megbízható és összehasonlítható adataink legyenek. Ezekhez a számításokhoz az ép és a predált fészkek számát használtuk, több esetben ezek az adatok ábrákról lettek leolvasva. Azon tanulmányok esetében, melyekben több kísérletet is végeztek, az egyes kísérleteket egymástól független vizsgálatoknak tekintettük. A hatásméretet ("effect size") a következő eljárással becsültük meg. Először összeállítottuk az adatbázist, mely predált fészkek számát és a predációs rátát tartalmazta a szegélytől mért távolság függvényében. Másodszor, minden egyes vizsgálatra elvégeztük a chi-négyzet próbát, hogy meghatározzuk a predáció homogenitásának statisztikai szignifikanciáját ( $p$ -érték) a távolság függvényében. Harmadszor a ROSENTHAL és DIMATTEO (2001) és a JENNIONS és MØLLER (2002a) által is használt módszert alkalmaztuk, hogy a  $p$  értékekből kiszámoljuk a standardizált változókat ( $Z$ -érték;  $z = \frac{X - \bar{X}}{SD}$ , ahol  $X$  a változó,  $\bar{X}$  az átlag és  $SD$  a szórás). Ezt a számítást a MetaWin Statistical Calculator 1.0 (ROSENBERG és mtsai, 2000) programmal végeztük, melyhez az egy-oldalú  $p$ -érték megadása szükséges. Ez

utóbbi azért használatos, mert különbséget tesz a pozitív és a negatív hatások között. Esetünkben ez azt jelentette, ha egy kísérletben pozitív irányú változás (a szegélyben mért predációs ráta a belső felé csökkent) volt a fészekaljpredációban, akkor egyszerűen megfeleztük a  $p$ -értéket, azonban ha negatív irányú hatás volt megfigyelhető egy kísérlet adataiban (a szegélyben mért predációs ráta a belső felé nőtt), akkor ezt a megfelezett  $p$ -értéket 1-ből kivontuk. Amennyiben az egy-oldalú valószínűségi érték 0,025, akkor a  $Z$ -érték +1,96, míg ha az egy-oldalú valószínűségi érték 0,975, akkor a  $Z$ -érték -1,96 (SOKAL és ROHLF, 1995). Ezek után minden  $Z$ -értékből és a hozzá tartozó mintaméretből (az adott kísérletben felhasznált fészkek száma) kiszámoltunk egy-egy korrelációs koefficiens a következő képlettel:  $r = \frac{Z}{\sqrt{n}}$

(ROSENTHAL, 1994). Majd az így kapott korrelációs koefficiens átalakítva megkaptuk a Fisher  $z$ -transzformációt:  $Z_r = \frac{1}{2} \ln \frac{1+r}{1-r}$  (SOKAL és ROHLF, 1995). A

Fisher  $z$ -transzformáció tulajdonképpen egy hatásméret becslés, mely megfelelő alapot jelent egy összegző meta-analízis elvégzéséhez (ROSENTHAL, 1991; GUREVITCH és mtsai, 1992; ROSENTHAL és DIMATTEO, 2001). A hatásméret akkor volt pozitív, ha a fészekaljpredáció magasabb volt a szegélyek közelében. Az adatok (hatásméret) normál eloszlásúak voltak, így megfelelőnek bizonyultak a meta-analízisre. Ehhez a meta-analízishez a MetaWin 2.0 programot használtuk (ROSENBERG és mtsai, 2000), melyet újabban számos vizsgálat során használnak (például MERILA és CRNOKRAK, 2001; SUDING, 2001; WAN és mtsai, 2001; KORICHEVA, 2002). Az ún. "mixed-effect" modellt használtuk, mely feltételezi, hogy a vizsgálatok egy közös átlagos hatásméreten osztoznak, és közöttük random variancia van. Az egyes vizsgálatok hatásmérete ezek szerint áll egy fix részből, mely minden vizsgálatra jellemző (például minden herbivor bír bizonyos közös tulajdonságokkal) és egy másik részből, mely csak az egyes vizsgálatokra jellemző, és véletlenszerűen különbözik a többi vizsgálattól (GUREVITCH és HEDGES, 2001).

Ahhoz, hogy jobban megértsük a fészekaljpredáció szegélyhatásában található nagy variációt, a kísérleteket számos kategóriába soroltuk földrajzi

elhelyezkedés, tájtípus, a szegély és a mátrix „vegetáció” típusa, a fészek- és a tojástípus, valamint az expozíciós idő hossza alapján (1. táblázat – Mellékletek, 81. oldal). Vizsgálatuk, hogy a fészekaljpredáció mennyire változott a szegélytől mért különböző távolságkategóriákban. Ekkor az összes olyan vizsgálatra készült egy összegző meta-analízis, melyeknél a fészkek a közvetlen szegélyben voltak (0 m), illetve ettől beljebb. Egy következő meta-analízist végeztünk azokra a vizsgálatokra, ahol a szegélytől 0–24,9 m között voltak fészkek, illetve innen beljebb (25 m >). Ezután csak azokat a kísérleteket vettük figyelembe a következő meta-analízisnél, ahol a fészkek 25–49,9 m között voltak, valamint 50 méteren túl. Ezen a módon gyakorlatilag 25 méterenként mintegy beljebb csúsztattuk a „szegélyt”, és vizsgáltuk, hogy van-e változás a szegélyhatás mértékében.

ANGELSTAM (1986) hipotézisét is teszteltük, mely szerint a fészekaljpredáció szegélyhatása elsősorban azokon a szegélyeken fordul elő, ahol jelentős a kontraszt az élőhelyfolt és az azt övező mátrix produktivitási gradiensében („éles” szegélyek, például erdő – mező szegély, mező – erdő szegély, vagy nádas – nyílt víz szegély). Ezzel szemben a szegélyhatás ritkábban fordul elő azokon a szegélyeken, ahol ez a gradiens kevésbé kifejezett („lágú” szegélyek, például erdő – másodlagos erdő szegély, vagy rét – szántó szegély).

Az ilyen típusú meta-analízisek esetében kulcskérdés az un. publikációs egyoldalúság problémája, vagyis az, hogy a nem szignifikáns eredményeket gyakran nem publikálják (ROSENBERG és mtsai, 2000; MØLLER és JENNIONS, 2001). A pozitív eredmények publikációs egyoldalúsága oly mértékben kifejezett, hogy pozitív korreláció van a hatásméreték és a tudományos folyóiratok minősége között (MURTAUGH, 2002). Ahhoz, hogy meghatározzuk, hogy létezik-e publikációs egyoldalúság a fészekaljpredáció és a szegélyhatás irodalmában, egy un. „tölcsér” diagrammot használtunk a meta-adataink megjelenítésére úgy, hogy minden egyes kísérlet hatásméretét ábrázoltuk a mintanagyságuk függvényében (PALMER, 1999; JENNIONS és MØLLER, 2002b).

### III. 2. A fertő-tavi vizsgálati módszerek

Vizsgálatainkat 2001-ben április, május és június folyamán végeztük a Fertő-tó osztrák oldalán, a Fertő-tó – Fertőzug Nemzeti Park (Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel) területén (47°56'N, 16°45'E; 1. térkép – Mellékletek, 87. oldal). Kísérleteinket a nádas mindkét szegélyén elvégeztük, vagyis az egyik vizsgálati helyszín a nádas és a rét közötti szegély volt (1. fotó – Mellékletek, 89. oldal). Ezen a helyen a nád a rét felőli oldalon alacsony volt és ritka, a nádas belseje felé egyre magasabb és sűrűbb nád jelent meg. A másik szegély, mely a nádas és a nyíltvíz között húzódik, egy valódi „éles” szegély volt, ahol a legmagasabb nádszálak találhatóak (2. fotó – Mellékletek, 89. oldal). A harmadik vizsgálati helyszín a két kilométer széles nádas övben helyezkedik el, ahol a kísérleteket egy keskeny csatornában végeztük, itt a nádas igen sűrű volt (3. fotó – Mellékletek, 90. oldal).

Kísérleteinkben mesterséges fészkeket alkalmaztunk (4. fotó – Mellékletek, 90. oldal), melyek megfelelő információt szolgáltatnak összehasonlító célú elemzések során (MAJOR és KENDAL, 1996). A műfészkek drótból (csirkeháló) és fűből készültek, méretben és külalakra hasonlítottak a nádírigó (*A. arundinaceus*) fészkére (2. ábra – Mellékletek, 91. oldal). MARTIN (1987) és MATESSI és BOGLIANI (1999) tanulmányai szerint az ilyen műfészkek predációs rátája hasonló a valódi fészkekéhez. A műfészkekbe egy friss fürjtojást (*Coturnix coturnix*) és egy gyurmatojást tettünk, ez utóbbi méretben és alakban hasonlított a nádírigó tojására. Április utolsó hetében minden vizsgálati helyszínen 40 műfészket rögzítettünk nádszálakra, körül-belül 60 cm magasságban. Kísérleteinket májusban (két héttel az első vizsgálat után) és júniusban (két héttel a májusi vizsgálat után) is megismételtük ugyanezekben a területeken, de a fészkek nem pontosan ugyanoda voltak kihelyezve. Így összesen 360 műfészket helyeztünk ki két vagy három napra, kivételes esetben négy napra. A műfészkek között legalább 30 méter távolság volt kihagyva a vizsgálati helyszíneken belül. Egy fészket akkor tekintettünk predáltnak, ha legalább az egyik

tozás sérült volt, vagy eltűnt. Három fészket a nem megfelelő kihelyezés miatt kizártunk az elemzésekből, továbbá egy fészket eltűnt.

Minden fészket mellett lemértük a távolságot a szegélytől (a belsőben a távolságot a csatornától) és a vízmélységet (ez utóbbit csak a nádas – víz szegélyen). A vegetáció néhány paraméterét is felvettük, melyek a következők voltak: nádsűrűség, nádmagasság és nádszálvastagság (utóbbit csak májustól). A nádsűrűség egy fél méter hosszú pálcával mértük közvetlenül a fészket mellett, és a pálcát érintő nádszálakat számoltuk le. A fészket körüli átlagos nádmagasságot megbecsültük, míg a nádszálvastagságot a fészket körül tíz véletlenszerűen kiválasztott nádszálon tolmérővel mértük meg. Májustól, amikor az új nádszálak jelentősen növekedésnek indultak, külön becsültük illetve mértük a régi és az új nád sűrűségét és magasságát.

A Mayfield-féle módszert alkalmazva kiszámítottuk a napi fészketaljtúlélési rátákat (MAYFIELD, 1961). Aztán ezeket a rátákat a vizsgálati helyszínek és a hónapok között HENSLER és NICHOLS (1981) tanulmánya alapján z-teszttel hasonlítottuk össze. A vegetáció tulajdonságainak (valamint a szegélytől való távolság és a vízmélység) fészketaljtúlélésre gyakorolt hatását egy standard diszkriminancia analízis elvégzésével vizsgáltuk, ahol a csoportosító változó a fészket kísérletet követő állapota (predált vagy nem predált) volt. A diszkriminancia analízis minden egyes helyszínen hónapokra lebontva is elvégeztük. A számításainkhoz a Statistica programot használtuk (STATSOFT, 1995).

Feltételeztük, hogy a kis állkapocs-nyílású emlős predátorok (például kis rágcsálók) a kis énekesmadarak fészkeinek hatékony predátorai lehetnek. Ezért gyurmatojásokat készítettünk (kisebbeket, mint a fűrjtojások), hogy kimutathassuk a kisemlősök (és más állatok) predációját. A gyurma- és/vagy a fűrjtojásokon hagyott nyomok alapján megpróbáltuk azonosítani a fészketablókat.

### III. 3. Mű- és valódi fészkek a Velencei-tavon

Tanulmányunkat 2002-ben a költési szezonban végeztük a Velencei-tavon (47°11'N, 18°32'E; 2. térkép – Mellékletek, 88. oldal). Április második felében, a költési szezon elején kezdtük el keresni a nádirigó (*A. arundinaceus*) fészkeket (2. ábra – Mellékletek, 91. oldal). A fiókák kirepüléséig illetve a fészkek kifosztásáig 3–5 naponként ellenőriztük a fészkeket. Ha a fészkelés kezdetének (első tojás lerakása) pontos dátumát nem tudtuk, akkor azt meghatároztuk (a nádirigó napi egy tojást rak, összesen általában 4–6-ot, és 12 napig kotlik rajtuk (CRAMP és BROOKS, 1992; CSÖRGŐ, 1998)). A következő költésbiológiai paramétereket minden fészeknél felvettük: (1.) a tojások száma és mérete (hosszúság és szélesség); (2.) kikelt fiókák száma; (3.) kirepült fiókák száma. A vegetáció egyes paramétereit itt is hasonló módon felvettük: (1.) régi és új nád sűrűsége; (2.) régi és új nád magassága; (3.) nádszálvastagság. Végül minden fészeknél megmértük még a nádszegélytől való távolságot, a vízmélységet, a fészkek magasságát és a fészkekcsésze külső átmérőjét. Egy fészket akkor tekintettünk sikeresnek, ha a szülőmadaraknak sikerült fiókákat kirepíteni.

Vizsgáltuk a nádirigó költésének időzítését is. A költéskezdet (első tojás lerakása) és a fészkekajltúlélés kapcsolatát a Mann-Whitney teszttel elemeztük (BARTA és mtsai, 2000). A költéskezdet standardizálása végett április 28.-át (az első tojás lerakásának dátuma az elsőnek indult fészkekben) tekintettük az 1. napnak.

Minden nádirigó fészkek mellé kihelyeztünk egy műfészkeket is, körülbelül 30 méteres távolságban. A műfészkek csirkehálóból és fűből készültek, méretben és alakra hasonlítottak a valódi fészkekre, s egy friss fürj (*C. coturnix*) és egy gyurmatojást tartalmaztak (ez utóbbi méretben és alakban hasonló volt a nádirigótojásra). A műfészkeket a vízfelszíntől 70 cm magasan helyeztük ki, akkor amikor a mellette lévő valódi fészkekben már legalább egy tojás volt, s csak akkor lettek begyűjtve, amikor a szomszédos valódi fészkekből kirepültek a fiókák vagy a fészket kifosztották. A műfészkeket ugyanaznap ellenőriztük, mint a szomszédos

nádirigó fészkeket. Egy mesterséges fészket akkor tekintettünk sikeresnek, ha mindkét tojást megtaláltuk, s egyik sem volt sérült (amikor a valódi fészkek kirepített vagy predálódott). A műfészkeknél szintén felvettük a nádas ugyanazon paramétereit, a szegélytől való távolságot, valamint a vízmélységet.

Júliusban újabb fészkealjpredációs kísérletet végeztünk az akkor már elhagyott nádirigó fészkekkel és műfészkekkel. A műfészkeket a korábban leírtakhoz hasonlóan helyeztük ki a valódi fészkek mellé. Mindkét fészektípus egy fűrj- és egy gyurmatojást tartalmazott, s a fészkeket 6–8 napos expozíciós idő után gyűjtöttük be.

Mindkét kísérletben a két fészektípusra a Mayfield-féle módszerrel számítottuk ki a napi fészkealj túlélési rátákat (MAYFIELD, 1961), majd ezeket a rátákat HENSLER és NICHOLS (1981) tanulmánya szerint z-teszttel hasonlítottuk össze a valódi és a műfészkek illetve a két kísérlet között. Vegetáció tulajdonságainak, valamint a szegélytől való távolság és a vízmélység hatását a fészkealj túlélésre diszkriminancia analízissel vizsgáltuk minden fészkekre, a csoportosító változó ez esetben is a fészkek kísérletet követő állapota (sikeres vagy sikertelen fészkek) volt. Összesen négy diszkriminancia analízist végeztünk ugyanazokra a paraméterekre, kettőt a költési szezon közepén, a nádirigófészkekre és a műfészkekre, kettőt pedig a szezon végén, a műtojásokat tartalmazó elhagyott nádirigófészkekre és a mesterséges fészkekre. A modelleket a Statistica programmal készítettük (STATSOFT, 1995).

### **III. 4. Kísérleti elrendezés a különböző nádasokban**

Vizsgálatainkat két magyarországi, egy osztrák és egy svédországi vizes élőhelyen végeztük: a Velencei-tó (24 km<sup>2</sup>) egy sekélyvizű tó körülbelül 1 000 ha nádassal; a Kis-Balaton (150 km<sup>2</sup>) sokkal heterogénebb, mint a Velencei-tó, nádasokból, gyékényesből, bokrosokból és erdőfoltokból áll. Körülbelül 2 500 ha nádás található a Kis-Balatonon. A Fertő-tó (320 km<sup>2</sup>) szintén sekély tó, hasonló a Velencei-tóra, s mintegy 17 800 ha nádás található rajta. A svédországi Hornborga-tó (30 km<sup>2</sup>) is sekélyvizű körülbelül 1 500 ha nádassal (részletek: LÖFFLER, 1979; BÁLDI és

**2. táblázat.** A műfészkes kísérletek összegzése a nádszegélyének és a nádas belső fészkaljpredációs viszonyainak felbecslésére.

Kísérlet	Hely	Dátum	„Kezelés”	Expozíció (napok)	Fészek- szám	Predált fészkek (%)
1.	Velencei-tó	1998.	szegély	12	25	14 (56 %)
		június	belső	12	25	16 (64 %)
2.	Velencei-tó	1999.	szegély	4	30	12 (40 %)
		április	belső	4	30	14 (46 %)
3.	Velencei-tó	1999.	szegély	4	30	25 (83 %)
		május	belső	4	30	16 (53 %)
4.	Hornbarga-tó	1998.	szegély	7	22	16 (73 %)
		június	belső	6	23	5 (22 %)
5.	Kis-Balaton	1999. május	szegély	3	15	0 (0 %)
			belső I.	3	15	3 (20 %)
			belső II.	3	15	7 (47 %)
6.	Fertő-tó	2001.	szegély	3	39	33 (85 %)
		április	belső	3	38	14 (37 %)

KISBENEDEK, 1999; HERTZMAN és LARSSON, 1999; MOSKÁT és BÁLDI, 1999). A kihelyezett műfészkeket csirkehálóból, száraz fűből és esetenként nádbugából készítettük. Méretükben és kinézetükben hasonlítottak a nádirigó (*A. arundinaceus*) fészkeire. A fészkeket két kis köteg nádszálra rögzítettük 30–60 cm magasan, hasonlóan, mint a nádirigó a saját fészket (CSÖRGŐ, 1995). Minden fészek egy fürj- (*C. coturnix*) és egy gyurmatojást tartalmazott, ez utóbbi méretben és alakban hasonló volt a nádirigótojásokhoz. Az expozíciós idő különböző volt (2. táblázat). Egy fészek akkor volt predáltnak tekintve, ha legalább az egyik tojás sérült vagy eltűnt.

1. kísérlet: 25 műfészek volt lineárisan kihelyezve a nádas – nyíltvíz szegély első két méterében a Velencei-tó nyugati részén található nagy nádasövben (> 700 ha). További 25 fészek került kihelyezésre a nagy „nádkontinens” keskeny csónakútjaiban, rendszerint több mint 200 m-re a nádszegélytől, de nem közelebb, mint 50 m (2. táblázat). Az 50 méteres minimális távolság azért szükséges, mert

PATON (1994) és SÖDERSTRÖM és mtsai (1998) szerint a fészkaljpredáció általában magasabb ezen a távolságon belül.

2. és 3. kísérlet: hasonló fészkelrendezést alkalmaztunk, mint az 1. kísérletben, de a szezon későbbi szakaszában helyeztük ki a 30–30 műfészket (2. táblázat).

4. kísérlet: ezt a vizsgálatot a Hornborga-tavon végeztük, hasonló módon, mint az 1. kísérletben. Kivételesen az alacsonyabb nád miatt a fészkek 20–40 cm magasságban voltak rögzítve. 29 fészket raktunk ki a szegélybe és 23-at a belső élőhelyre. A gyenge nádszálak és az erős szél miatt a szegélyben kihelyezett fészkek közül 7 kibillent, s a tartalma a vízbe borult: így ezeket a fészkeket kizártuk az elemzésből (2. táblázat).

5. kísérlet: a Kis-Balaton nádasában 45 mesterséges fészket helyeztünk ki két nádas belsőbe és egy nádszegélybe. A szegély a nádas és a füves árokpart között húzódott. Az elrendezés hasonló volt az 1. kísérletben alkalmazotthoz.

6. kísérlet: 40 műfészket raktunk ki a Fertő-tavon a belsőbe és 40-et a szegélybe. A szegély struktúrája hasonlóan, mint a Velencei-tavon, „éles” volt, és a szegély a nádas és nyíltvíz között húzódott. Az elrendezés szintén hasonló volt az 1. kísérlethez.

A nádasok felszínét minden esetben körülbelül 20 cm víz lepte el. A környező táj „egyszerű” felépítésű volt, nyíltvíz és nádas minden esetben, kivétel az 5. kísérletben, ahol a vizsgálat hasonló nádasban volt elvégezve, mint a többi kísérletben, de a szegélyt övező mátrix ebben az esetben sás, száraz nád, bokros vegetáció és mező keveréke volt.

Először a napi túlélési rátákat ( $= 1 - \text{napi fészkaljpredációs ráta}$ ) és azok varianciáit számítottuk ki a Mayfield-féle módszerrel (MAYFIELD, 1961). Majd a kísérletek közti különbség megbecsléséhez hatásméreteket használtunk. Ezeket hasonló módon számítottuk ki, mint ahogy meta-analízis című fejezetben le van írva. Ezekhez a számításainkhoz is a MetaWin Statistical Calculator 1.0 (ROSENBERG és mtsai, 2000) programot használtuk. A hatásméret akkor volt pozitív, ha a szegélyben

magasabb volt a predáció, mint a belsőben. A szegélyek egymással illetve a belsők egymással való összehasonlításakor a hatásméreteknél csak az abszolút értékeket tudtuk kiszámítani, hiszen két szegély egymással való összevetésekor nem lehet megadni semmilyen „irányt”. Eredményeink összegzésére meta-analízist alkalmaztunk a MetaWin 2.0 programmal (ROSENBERG és mtsai, 2000). A belső – belső összehasonlításokor "fixed-effect" modellt használtunk, mert a becsült összesített variancia kevesebb volt, mint nulla. Ebben az esetben az egyes vizsgálatok hatásmérete csak a már említett fix részből áll. Azonban a szegély – belső és a szegély – szegély összehasonlításokra az ún. "mixed-effect" modellt használtunk, mert a becsült összesített variancia nagyobb volt, mint nulla (ROSENBERG és mtsai, 2000).

## IV. EREDMÉNYEK

### IV. 1. Az áttekintés és meta-analízis eredményei

Harminckét tanulmány összesen 64 kísérletére végeztünk elemzéseket (1. táblázat – Mellékletek, 81. oldal). Minden vizsgálatot az északi féltekén végeztek, elsősorban a mérsékelt övben, Észak- és Közép-Európában, valamint Észak-Amerikában. Negyvenegy olyan kísérletet találtunk, melyekben a vizsgált szegély nyílt élőhelyen, volt és 23-at, melyek erdőkben készültek. A nyílt élőhelyek elsősorban mezők, alacsony intenzitással művelt szántók voltak, valamint idesoroltuk még a természetes gyepeket (19 kísérlet), s a mocsarakat és a nádasokat (22 kísérlet). Az imént felsorolt élőhelyeket erdők (24 kísérlet), intenzíven művelt mezőgazdasági területek (11 kísérlet) vagy nyíltvíz vette körül (6 kísérlet). Az erdei élőhelyek túlevélű erdők (7 kísérlet), lombhullató erdők (12 kísérlet) vagy trópusi esőerdők (4 kísérlet) voltak. Mezők (20 kísérlet), vagy másodlagos erdők, újulatok (3 kísérlet) övezték ezeket az élőhelyeket mátrixként.

A fő predátor fajok a széles földrajzi áttekintésnek megfelelően nagyon változatosak voltak, azonban a vártnak megfelelően a varjúfélék és a ragadozó emlősök (például mosómedve (*Procyon lotor*), vörös róka (*Vulpes vulpes*), csíkos szkunk (*Mephitis mephitis*), amerikai nyérc (*Mustela vison*), és menyét (*Mustela nivalis*)) voltak a legközönségesebb fajok (1. táblázat – Mellékletek, 81. oldal). Más kisemlősöket (rágcsálók), madarakat (sirályok, ragadozó madarak, kis énekesek) és kígyókat szintén leírták, mint predátorok. A legtöbb predátor azonosítása a fészekben vagy annak környékén talált nyomok alapján történt, vagy a vizsgálati területen előforduló potenciális predátorok listája alapján volt megadva. Nemrég komoly kritika érte ezeket az indirekt módszereket, azért, mert a predátor azonosítási megbízhatóságuk elég kicsi lehet (LARIVIERE, 1999; WILLIAMS és WOOD, 2002).

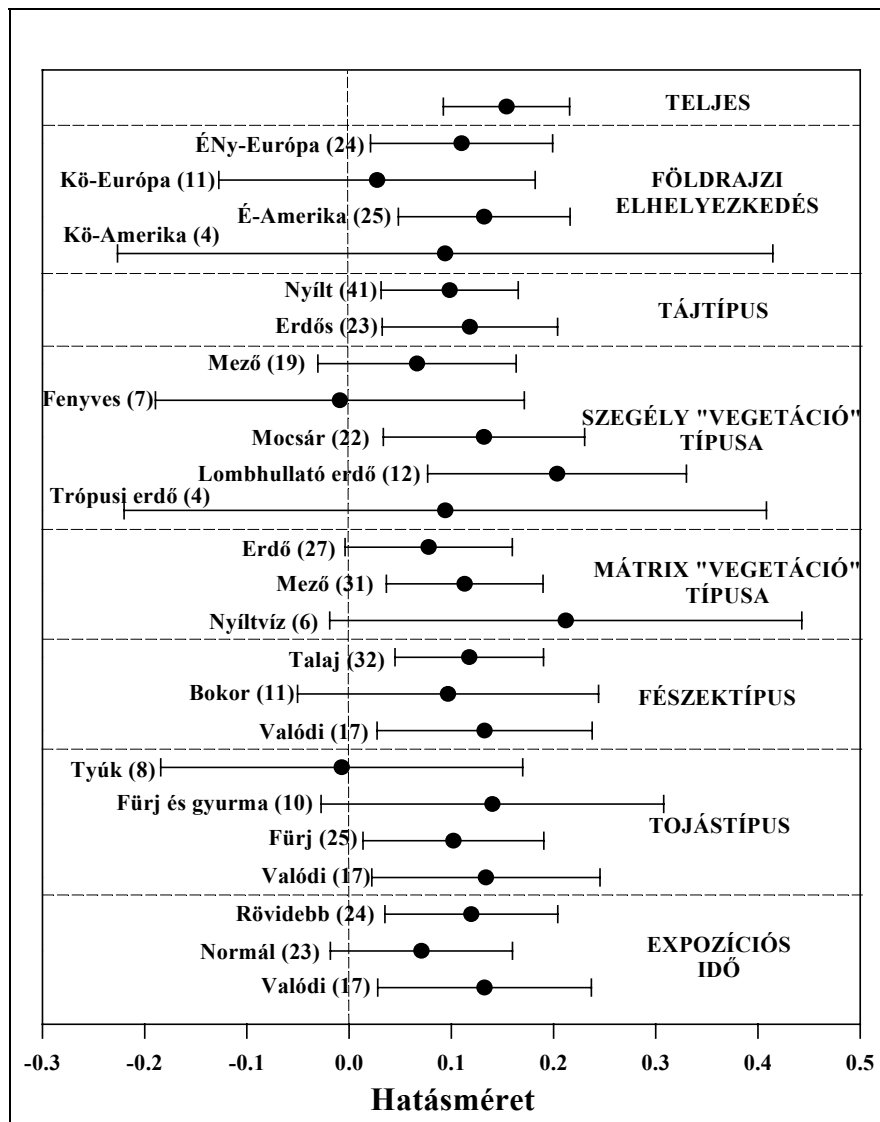
Következésképpen nem elemeztük a predátorokat részletesen. Ráadásul CHALFOUN, és mtsai (2002) nemrég készített egy áttekintést ezen a területen.

A fészekalj túlélés műfészkekre (47 kísérlet) és természetes fészkekre (17 kísérlet) lett megbecsülve. Az utóbbi tanulmányok vízi madarakat, gázlómadarakat és énekesmadarakat vizsgáltak (1. táblázat – Mellékletek, 81. oldal). A felül nyitott műfészkeket a talajra (32 kísérlet) vagy a vegetációra magasabban (11 kísérlet) helyezték ki. A kivétel egyedül RATTI és REESE (1988) tanulmánya, ők vegyesen rakták ki a fészkeiket, így nem volt rá módunk, hogy eldöntsük, hogy talaj vagy emelt fészkekkel dolgoztak. A legtöbb mesterséges fészkekkel végzett vizsgálat esetében valódi fűrj- vagy tyúktojásokat, és / vagy gyurmatojásokat használtak, a tojások száma egytől kilencig változott a kísérletekben. Néhány kutató kiegészítőleg gyurmatojásokat használt, mely megőrizve a predátor fog- vagy csőrnyomait segíthet az azonosításban. A műtojások illetve a műfészkek expozíciós ideje a legtöbb kísérlet esetén 7 és 14 nap között volt.

A kísérletek kivitelezésében és az alkalmazott távolságkategóriák számában nagy a változatosság, körülbelül az összes vizsgálat felében csak két távolságkategóriát (szegély vs. belső) használtak, néhány esetben egyáltalán nem voltak fészkek közvetlenül a szegélyben, és két távolságkategória közötti távolság is nagy változatosságot mutatott (3. táblázat – Mellékletek, 84. oldal). A 64 kísérletre az összegző meta-analízist elvégezve szignifikáns pozitív szegélyhatást találtunk, több predált fészkekkel a szegélyben, mint a belsőben (3. ábra).

A 64 kísérletet hét ökológiailag értelmezhető kategóriának kettőtől ötig terjedő csoportjaiba soroltuk (3. ábra). A kategórikus meta-analízist elvégezve az észak-amerikai és az északnyugat-európai vizsgálatok esetében találtunk szegélyhatást, míg a közép-amerikaiaknál és a közép-európaiaknál nem (3. ábra). Ez a szegélytípus következménye lehet, hiszen Közép-Amerikában csak erdő szegélyeken folytak kísérletek, míg Közép-Európában pedig elsősorban nádas szegélyeken. A szegélyek mentén megnövekedett fészekaljpredáció hasonló volt a nyílt és az erdei élőhelyeken. Azonban részletesebben megnézve kiderült, hogy a predáció

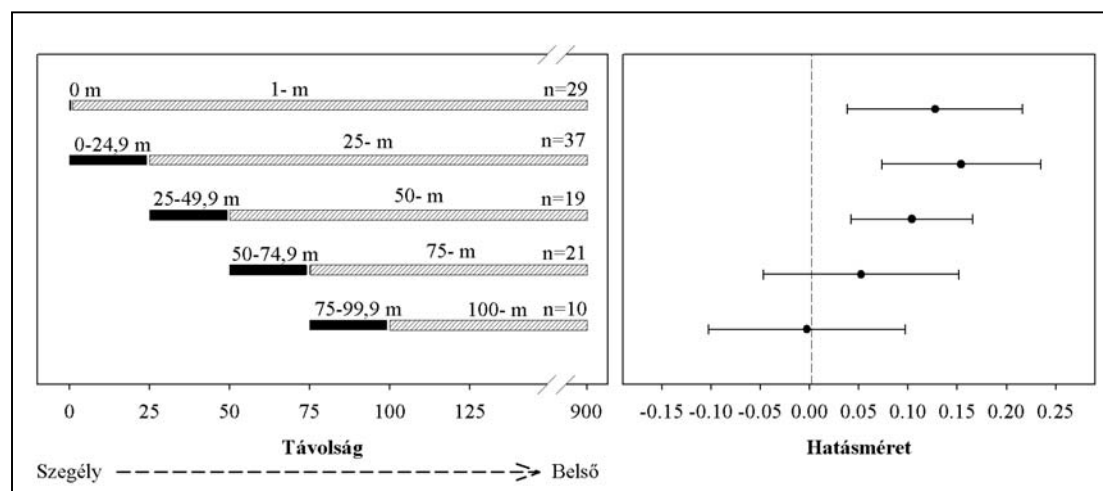
következtében a szegélyekben megnövekedett fészkelési kudarc a mocsaras és a lombhullató erdők esetén figyelhető meg, viszont a túlevelű erdőknél, trópusi esőerdőknél és a mezőknél nem találtunk szignifikáns szegélyhatást (3. ábra).



**3. ábra.** Az ábrán a 64 kiértékelt fészkelalpredációs szegélyhatás vizsgálat összesített és csoportosított hatásméretei láthatóak a hozzájuk tartozó 95 %-os konfidencia intervallumokkal. Egy csoport akkor szignifikáns  $p = 0,05$  szinten, ha nem esik a konfidencia intervallumai közé a nulla. Az egyes csoportoknál a kísérletek száma zárójelben van megadva. Például a szegély „vegetáció” típusánál a mező esetén a hatásméret 0,0665, a konfidencia intervallumok pedig:  $-0,0305$  és  $0,1635$ . Ez azt jelenti, hogy a szegélyhatás pozitív irányú ugyan, de  $p = 0,05$  szinten nem szignifikáns. Ebben a kategóriában a szegélyhatás a mocsár és a lombhullató erdő esetén bizonyult szignifikánsnak. A kategorikus csoportosítás a földrajzi elhelyezkedés, a tanulmányozott szegély tájtípusa, a tanulmányozott szegély „vegetáció” típusa, a mátrix „vegetáció” típusa, a fészektípus, a tojástípus és az expozíciós idő alapján készült.

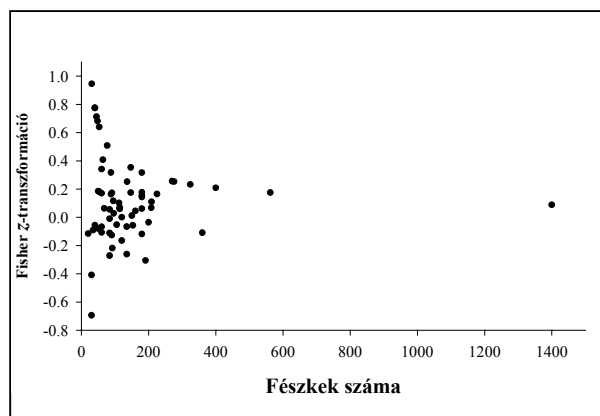
A vizsgált szegélyt övező mátrix akkor volt összefüggésbe hozható a szegélyhatással, ha az mező volt (3. ábra). Nagy volt a változatosság a fészek- és a tojástartípusok eredményeinek esetében. A talaj- és a természetes fészket használó vizsgálatok, valamint azok, melyek fűrj illetve valódi tojásokat alkalmaztak, mutattak szegélyhatást (3. ábra). Nem volt szignifikáns szegélyhatás a tipikus expozíciós idejű műfészkeknél, de szignifikáns volt a rövidebb inkubációs idők esetén, valamint a valódi fészkekkel dolgozó vizsgálatoknál (3. ábra).

A szegélytől mért távolságnak jelentős hatása volt a fészkaljpredációs rátára. A legerősebb szegélyhatás (azaz a legmagasabb fészkaljpredációs ráták) azon fészkek esetén volt, melyek 0–24,9 m közötti távolságban voltak (4. ábra). A szegélyhatás eltűnt, amint kizártuk azokat a kísérleteket, melyek csak a szegély első 50 méterében tartalmaztak fészkeket. Tehát a szegélyhatás a szegély első 50 méterében a legkifejezettebb.



**4. ábra.** A különböző távolságkategóriákban végzett összegző meta-analízisek eredményei a hatásméret és azok 95 %-os konfidencia intervallumaival. Az első sor azokat a kísérleteket mutatja, ahol a fészkek közvetlenül a szegélyben (0 m) és attól beljebb (1–900 m) voltak találhatóak, valamint a hozzájuk tartozó hatásméret és a 95 %-os konfidencia intervallumokkal; a második sor azokat a kísérleteket tartalmazza, ahol a fészkek az első 24,9 m-en (mint vizsgált szegélyben) és ennél beljebb (25–900 m) voltak, stb. A szegélyhatás akkor szignifikáns  $p = 0,05$  szinten, ha a CI-ok közé nem esik a nulla. Az  $n$  a kísérletek számát mutatja az egyes meta-analízisekben.

Eredményeink megerősítik ANGELSTAM (1986) hipotézisét: a szegélyhatás „éles” szegélyeken (átlagos hatásméret = 0,1033; df = 49; 95% CI 0,0455-től 0,1611-ig) fordult elő, míg „lágý” szegélyeken (átlagos hatásméret = 0,1180; df = 13; 95% CI –0,0087-től 0,2446-ig) nem.

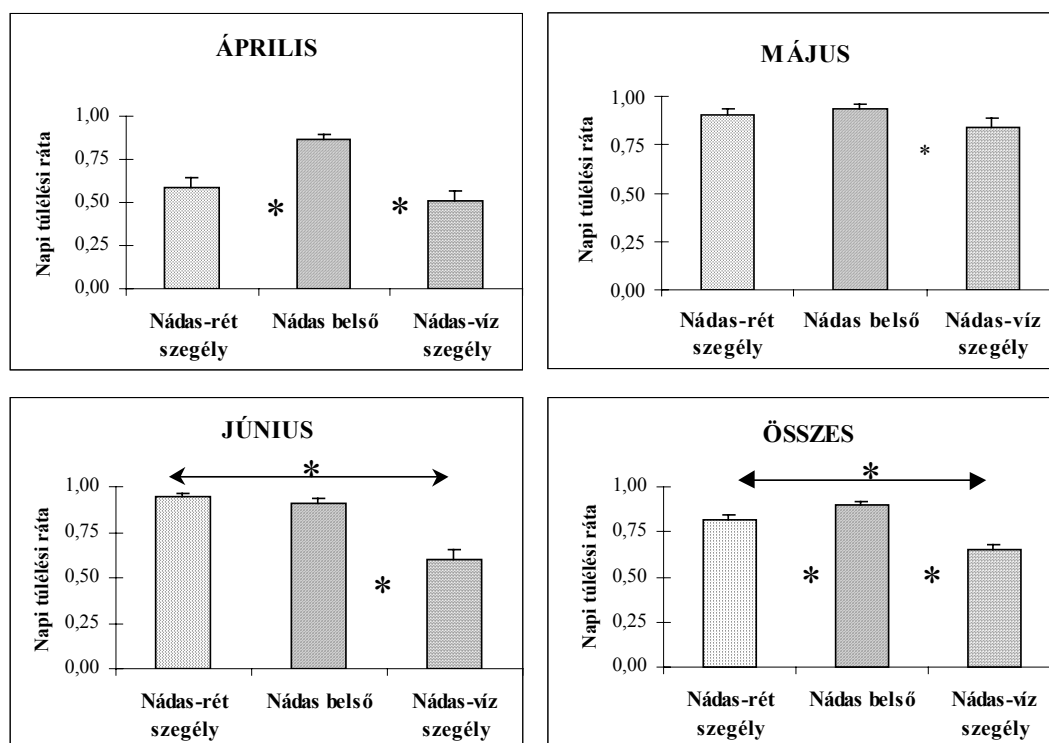


5. ábra. Tölcser-diagram a 64 fészkealjpredációs szegélyhatás kísérletből. A Fisher z-transzformáció egy hatásméret.

Tölcser-diagramm azt jelzi, hogy nincs publikációs egyoldalúság a fészkealjpredáció szegélyhatását vizsgáló irodalomban (5. ábra). Akkor nincs publikációs egyoldalúság, ha a pontok egy szabályos tölcserformát adnak.

## IV. 2. Fertő-tavi eredmények: szegélyhatás

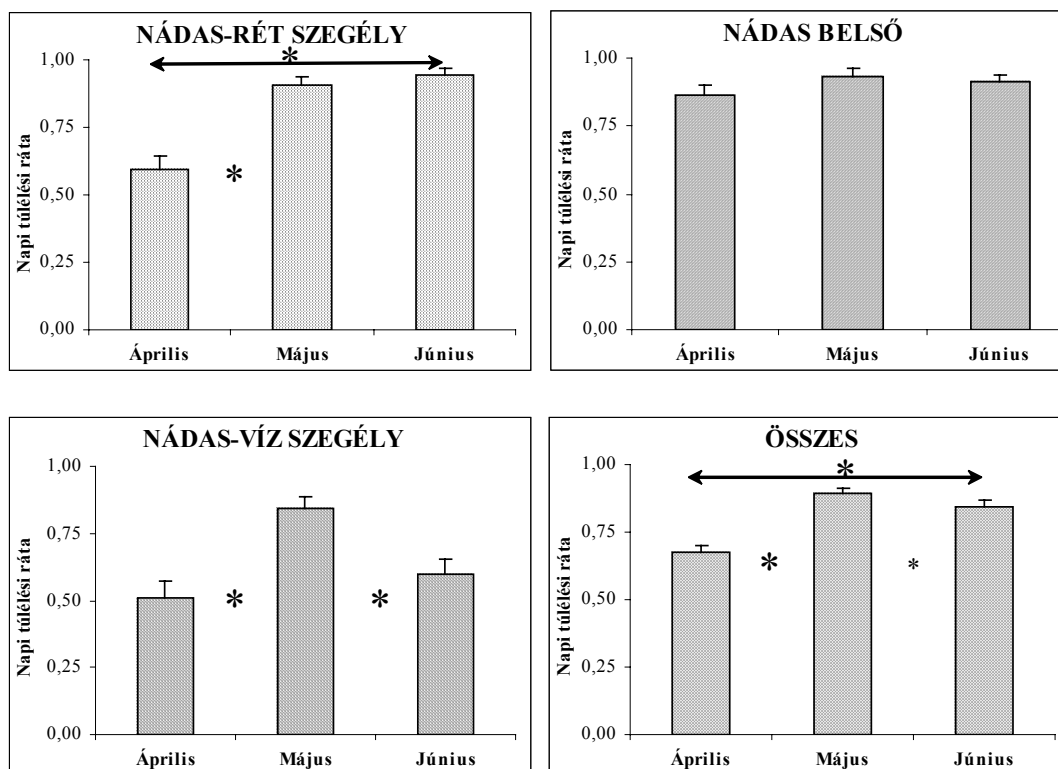
A Fertő-tavon végzett vizsgálatban a fészkek közel felét predálnak tekinthettük (42 %; azaz 356 műfészkekből 150 predálódott). A napi fészkealj túlélési rátákat összehasonlítva azt találtuk, hogy áprilisban kisebb a túlélés a szegélyeken (6. ábra). A nádas – rét szegélyen a belső és a szegély között túlélésben mutatkozó különbség májustól eltűnt, míg a nádas – víz szegélyen az végig kimutatható maradt az egész szezon folyamán. Érdekes módon júniusban a két szegély szignifikánsan eltért a túlélésben, a nádas – víz szegélyen a műfészkek háromnegyede predálódott, míg a nádas – rét szegélyen a fészkeknek mindössze 15 %-a volt predált. Amikor az összes adatot összevontuk a szezon során, akkor a szegélyek és a belső között szignifikáns különbséget találtunk, s ekkor a nádas – víz szegélyen levő fészkek túlélése bizonyult a legkisebbnek (6. ábra).



**6. ábra.** Műfészkek fészekalj túlélési rátái a Fertő-tavon, Ausztriában, április, május és június során, valamint összesítve. A csillagok szignifikáns különbséget jelentenek a szegély és a belső között, illetve a szegélyek között. A nagy csillag  $p < 0,05$  szignifikancia szintre, míg a kis csillag  $p < 0,1$  szignifikancia szintre utal.

A napi túlélési ráták szezonális változásait is összehasonlítottuk minden egyes helyen (7. ábra). A nádas belsőben egyáltalán nem találtunk különbséget, azonban mindkét szegélyen szignifikáns különbség volt április és május között. Májust követően a fészekaljpredációs ráta tovább növekedett a nádas – rét szegélyen, azonban a nádas – víz szegélyen a predáció csökkent. Az összes adatot összevonva, jelentős növekedés volt tapasztalható a túlélésben áprilisról májusra, és némi csökkenés májusról júniusra.

Ezután egy standard diszkriminancia analízist alkalmaztunk a vegetáció tulajdonságaira, a vízmélységre, valamint a szegélytől való távolságra. Amikor az összes fészekre elvégeztük az elemzést, akkor szignifikáns különbséget találtunk a predált és az érintetlen fészkek között (Wilks' Lambda: 0,715;  $F(8, 347) = 17,261$ ;  $p \ll 0,0001$ ). Négy paraméter járult hozzá ehhez a különbséghez szignifikánsan: a



**7. ábra.** A fészekaljúlélés szezonálisitása a Fertő-tavon, Ausztriában, a nádas – rét és a nádas – víz szegélyeken, a nádas belsőben, valamint összesítve. A csillagok szignifikáns különbséget jelentenek a szegély és a belső között, illetve a szegélyek között. A nagy csillag  $p < 0,05$  szignifikancia szintre, míg a kis csillag  $p < 0,1$  szignifikancia szintre utal.

vízmélység ( $p \ll 0,0001$ ), az új nád magassága ( $p < 0,01$ ), az új ( $p < 0,01$ ) és az öreg nád sűrűsége ( $p < 0,1$ ). Az érintetlen fészkek sekélyebb víz mellett, sűrűbb és magasabb nádasban helyezkedtek el. Amikor megismételtük a diszkriminancia analízist a három helyen az egyes hónapokra, akkor csak áprilisban találtunk szignifikáns eltérést a predált és az érintetlen fészkek között, azonban mindhárom helyen (4. táblázat). A táblázatban csak azon változók vannak feltüntetve, melyek szignifikánsan hozzájárultak ehhez a különbséghez. A vízmélység kivételével a feltüntetett paraméterek értékei az érintetlen fészkeknél voltak magasabb értékűek.

A tojásokon hagyott nyomok alapján három kategóriába soroltuk a predátor fajokat: 1. nagyméretű madár predátor; 2. kisméretű madár predátor és 3. emlős predátor. Több mint az azonosított fészekaljpredátorok kétharmada nagyméretű madár volt (125-ből 94), a többi fészekrabló elsősorban kisméretű madár volt (125-

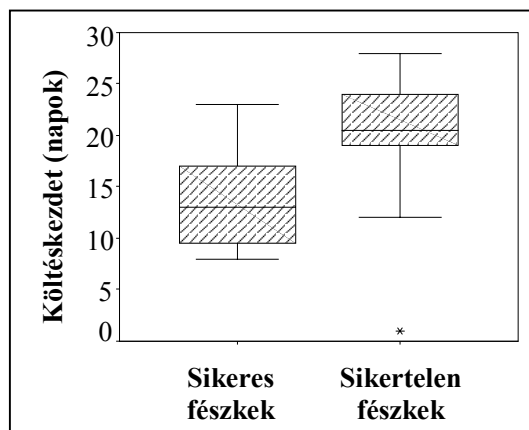
**4. táblázat.** A diszkriminancia analízisek eredményei minden egyes helyen és hónapban. A csoportosító változó a fészkek kísérletet követő állapota volt (predált vagy érintetlen). A felső cellákban a Wilks' Lambda, az F-érték és a szignifikancia szint látható. Az alsó cellákban pedig csak azok a változók vannak feltüntetve, melyek szignifikánsan hozzájárultak a modellben kapott különbséghez. A vízmélység kivételével minden változó az érintetlen fészkeknél volt magasabb.

	ÁPRILIS	MÁJUS	JÚNIUS
Nádas – rét szegély	Wilks' Lambda: 0,431; F (3, 36) = 15,801; <b>p &lt;&lt; 0,0001</b>	Wilks' Lambda: 0,658; F (6, 33) = 2,860; <b>n. s.</b>	Wilks' Lambda: 0,949; F (6, 33) = 0,298; <b>n. s.</b>
	<b>Öreg nád sűrűsége</b> F = 46,521; p << 0,0001	–	–
Nádas belső	Wilks' Lambda: 0,609; F (3, 34) = 7,287; <b>p &lt; 0,001</b>	Wilks' Lambda: 0,972; F (6, 33) = 0,157; <b>n. s.</b>	Wilks' Lambda: 0,751; F (6, 32) = 1,772; <b>n. s.</b>
	<b>Öreg nád sűrűsége</b> F = 6,337; p < 0,05 <b>Új nád magassága</b> F = 4,509; p < 0,05	–	–
Nádas – víz szegély	Wilks' Lambda: 0,568; F (4, 34) = 6,475; <b>p &lt; 0,001</b>	Wilks' Lambda: 0,897; F (7, 32) = 0,527; <b>n. s.</b>	Wilks' Lambda: 0,629; F (7, 32) = 2,701; <b>n. s.</b>
	<b>Vízmélység</b> F = 16,748; p << 0,0001 <b>Szegélytől való távolság</b> F = 6,400; p < 0,05	–	–

ből 26), míg az emlős predátorok előfordulása alkalminak bizonyult (125-ből 5). A vizsgálati területen előforduló potenciális nagyméretű madár predátorok a dankasirály (*Larus ridibundus*), a sárgalábú sirály (*Larus cachinnans*), a barna rétihéja (*Larus cachinnans*) és a varjúfélék (*Corvus* spp.). Érdekes módon magasnak mondható a kisméretű madár predátorok aránya, ilyen predátor lehet valószínűleg a nádirigó (*Acrocephalus arundinaceus*) és a cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*). Potenciális emlős predátorok lehetnek az erdei egérfajok (*Apodemus* spp.) és a törpeegér (*Micromys minutus*). Minden potenciális predátor előfordult a vizsgálati területeken.

### IV. 3. Nádirigó fészkek és műfészkek a Velencei-tavon

A 25 nádirigó fészekből 13-at (52 %) fosztottak ki a predátorok (6 fészket a kotlás alatt, 7-et pedig fiókás állapotban), 11 (44 %) volt sikeresnek tekinthető, míg 1 (4 %) fészkek esetében dezertáltak a szülőmadarak. A nádirigók átlagosan  $4,88 \pm 0,074$  (100 %) tojást raktak, melyből  $3,28 \pm 0,192$  fióka kelt ki (67,2 %), és végül  $1,72 \pm 0,194$  (35,3 %) fióka repült ki. Az átlagos tojáshossz ( $n = 112$ )  $23,05 \pm 0,090$  mm volt (fészkekalkjakra átlagolva:  $23,10 \pm 0,195$

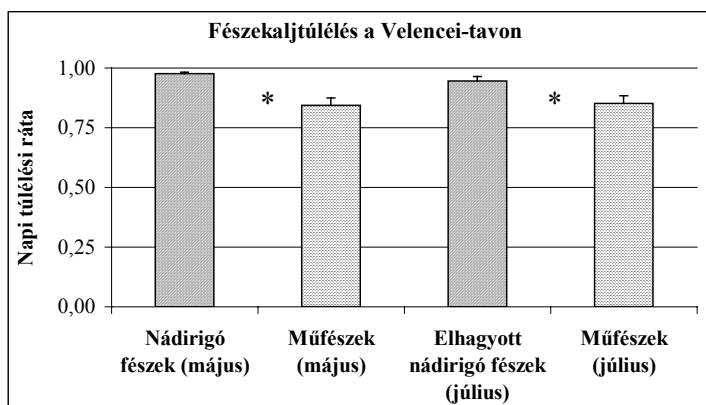


8. ábra. A kvartilisek, a mediánok és a minimum és maximum költéskezdeti értékek a sikeres és a sikertelen nádirigó (*Acrocephalus arundinaceus*) fészkeknél a Velence-tavon. Az első nap április 28., amikor az első fészkekben megjelent az első tojás (ez a kilógó adat \*-al van jelölve).

mm), míg a tojásszélesség  $16,30 \pm 0,043$  mm (fészkekalkjakra átlagolva:  $16,31 \pm 0,077$  mm). MOSKÁT és HONZA (2002) a Kiskunsági Nemzeti Park területén (körülbelül 50–60 km-re a velencei-tavi vizsgálati területünktől) szintén mérték a nádirigó tojásméretét. A két vizsgálat tojásméreteit *t*-teszttel összevetve, egyáltalán nem találtunk különbséget, sem az átlagos tojáshosszban ( $t = 0,001$ ;  $df = 404$ ; NS), sem az átlagos tojásszélességben ( $t = 0,837$ ;  $df = 404$ ; NS).

A nádirigók fészkei átlagosan  $12,16 \pm 0,160$  cm magasak és  $9,36 \pm 0,068$  cm szélesek voltak. A fészkek általában  $69,88 \pm 1,828$  cm magasan voltak megtalálhatóak a vízfelszín felett, és  $3,12 \pm 0,175$  új ( $6,02 \pm 0,115$  mm vastag) és  $5,04 \pm 0,214$  régi ( $6,04 \pm 0,088$  mm vastag) nádszálla voltak rögzítve.

A költéskezdetet a nádirigó fészkek sikerességével összehasonlítva azt találtuk, hogy a sikeres fészkekben szignifikánsan előbb kezdtek költeni a madarak, mint sikertelenekben (Mann-Whitney test;  $z = -2,473$ ,  $df = 23$ ,  $p < 0,05$ ; 8. ábra). A két csoport mediánjai közti különbség nyolc nap volt (a sikeres és a sikertelen fészkek első tojásrakási napjainak mediánjai: május 10. és május 18.).



**9. ábra.** A nádirigó fészkek, a májusi műfészkek, az elhagyott nádirigófészkek és a júliusi műfészkek napi fészkek túlélési rátái a Velencei-tavon. A műfészkek és az elhagyott nádirigó fészkek egy fűj és egy gyurmatojást tartalmaztak. A csillag  $p < 0,01$  szignifikanciát jelent a májusi kísérletek között és a júliusiak között.

A műfészkek túlélése májusban szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a nádirigó fészkeké ugyanezen időszakban (z-teszt;  $z = 4,178$ ,  $df = 48$ ,  $p < 0,01$ ; 9. ábra).

Hasonló különbséget találtunk az elhagyott nádirigó fészkek és a műfészkek túlélése között július folyamán ( $z = 2,466$ ,  $df = 48$ ,  $p < 0,01$ ). A két kísérletet összehasonlítva nem tudtunk különbséget kimutatni a nádirigó fészkek és az elhagyott, valódi fészkek között ( $z = 1,608$ ,  $df = 48$ , NS), valamint a májusi és a júliusi műfészkek között ( $z = 0,155$ ,  $df = 48$ , NS).

**5. táblázat.** A diszkriminancia analízisek eredményei a valódi és a műfészkek esetében. A csoportosító változó a fészkek kísérletet követő állapota volt (predált vagy érintetlen). A második sorban a Wilks' Lambda, az F-érték és a szignifikancia szint látható. A szignifikáns F-érték különbséget jelent a sikeres és a sikertelen fészkek között. Az alsó cellákban pedig csak azok a változók vannak feltüntetve, melyek szignifikánsan hozzájárultak a modellekben kapott különbségekhez.

	Nádirigó fészkek (május)	Műfészkek (május)	Elhagyott nádirigó fészkek (július)	Műfészkek (július)
<b>Diszkriminancia analízis</b>	Wilks' Lambda: 0,633; F (4, 20) = 2,901; $p < 0,05$	Wilks' Lambda: 0,504; F (3, 21) = 6,891; $p < 0,005$	Wilks' Lambda: 0,955; F (1, 23) = 1,074; n. s.	Wilks' Lambda: 0,879; F (1, 23) = 3,175; n. s.
<b>Sikeres fészkek</b>	Új nád magassága F = 8,422; $p < 0,01$ ;	Új nád sűrűsége F = 16,463; $p < 0,001$ ; Új nád magassága F = 6,895; $p < 0,05$	–	–
<b>Sikertelen fészkek</b>	Vízmélység F = 7,563; $p < 0,05$	–	–	–

A diszkriminancia analízisek azt mutatták, hogy a sikeres és a sikertelen fészkek különböztek, de csak a költési szezon közepén, májusban (5. táblázat). A nádirigó fészkek túlélése nagyobb volt a magasabb nádasban és a sekélyebb víz mellett. Az új nád sűrűsége és magassága nagyobb volt az érintetlen műfészkek

esetében májusban. A többi diszkriminancia analízis a szezon végén már nem mutatott ki különbséget a túlélő és a sikertelen fészkek között.

#### IV. 4. A nádas vizsgálatok eredményei

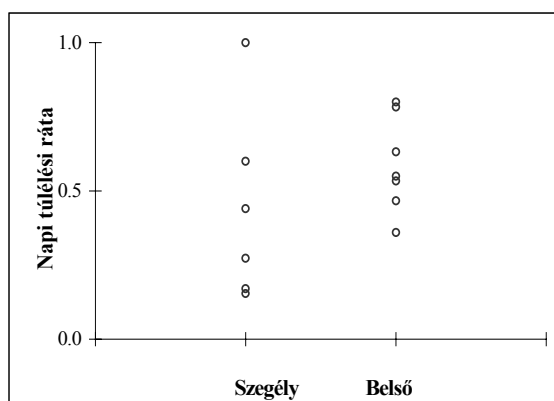
Összesítve a vizsgálatokat a 337 műfészkekből 175-öt (52 %) fosztottak ki a fészkekről. Térben és időben nagy változatosság volt a kifosztott fészkeket illetően (2. táblázat – Módszerek III. 4., 29. oldal). Az összegző meta-analízist elvégezve nem mutattunk ki szegélyhatást, azaz a fészkealjpredáció nem különbözött szignifikánsan a szegély és a belső nádas élőhelyek között (6. táblázat). Ez a tendencia a várakozásokkal ellentétes, habár a nádas élőhelyek belsejében kisebb volt predációs nyomás. Azonban a meta-analízis egy érdekes mintázatra világított rá: a szegély – szegély összehasonlítások során kapott átlagos hatásméret nagyobb, mint a belső – belső összehasonlítások során kapott átlagos hatásméret (6. táblázat). Továbbá e két összehasonlítás 95 %-os konfidencia intervallumai is alig fednek át. A szegély – szegély páros összevetések esetén kimutatott nagyobb hatásméret azt jelenti, hogy ebben az esetben a fészkealj túlélésekben nagyobbak voltak a különbségek. Így egy érdekes mintázat figyelhető meg a fészkealj túlélési rátákban: a nádas belsejében kicsi variancia, míg a szegélyekben nagy (10. ábra).

**6. táblázat.** Összegző meta-analízisek a napi fészkealj túlélési rátákra európai nádasok szegélyében és belsejében. E: átlagos hatásméret; CI: konfidencia intervallumok.

Összehasonlítás	Összevont variancia	df	E	95% CI
Szegély – belső **	0,2780	6	0,0294	–0,3897-től 0,4484-ig
Szegély – szegély *	0,0999	14	0,3211	0,2444 -tól  0,3979 -ig
Belső – belső *	0,0000	20	0,2028	0,1362 -tól  0,2693 -ig

\* Ezekben a meta-analízisekben a hatásméretet abszolút értékét használtuk, mert nem lehet eldönteni, hogy két szegély (vagy belső) összehasonlításakor melyiket tekintjük elsőnek és melyiket másodikként.

\*\* A 95 %-os konfidencia intervallumok szignifikáns szegélyhatást mutatnak  $p = 0,05$  szinten, ha nem esik értékeik közé a nulla.



**10. ábra.** A műfészkek Mayfield-féle napi fészkaljtúlélési rátái nádas élőhelyek szegélyében (6) és belsejében (7) Magyarországon, Ausztriában és Svédországban. A szegélyeken nagy, a belsőben kicsi a variáció a rátákban.

A tojáshéjmaradványokból, valamint a gyurmatojáson hagyott nyomokból 32 predátort azonosítottunk az 1999-es vizsgálatokban a Velencei-tavon és a Kis-Balatonon. A predátor-közösségek különbözőek voltak a két helyen, a Velencei-tavon egy diverz közösség volt felelős a fészkek kifosztásáért (24 eset), ezzel szemben a Kis-Balatonon csak kisemlősök predálták a fészkeket (8 eset). Azonban

nem volt nagy különbség a Velencei-tavon a szegélyben és a belsőben a predátorok között: nagy-méretű madár (Varjú-félék és barna rétihéja, *Circus aeruginosus*) 10 vs. 5, kis-méretű madár 3 vs. 2, és kisemlősök (*Sorex araneus* és/vagy *Neomys spp.*) 3 vs. 1 a belsőben szemben a szegéllyel. Ráadásul 4 fészkek üres volt a belsőben és 8 a szegélyben. Ez valószínűleg a nagy-méretű predátoroknak köszönhető (BAYNE és HOBSON, 1999), melyet azon saját megfigyelésünk is alátámaszt, hogy e 12 esetből 6-ban eltörték a nádszálak és a fészkek is megsérültek. A területen előforduló potenciális predátorok a barna rétihéja és a vidra (*Lutra lutra*).

## V. DISZKUSSZIÓ

### V. 1. Áttekintő vizsgálat következtetései

A szegélytől vett távolság és a fészkaljpredációs ráták kapcsolatát áttekintettük, és erre meta-analízist alkalmaztunk. Eredményeink támogatják a korábbi áttekintő vizsgálatokat, melyek megnövekedett fészkaljpredációt mutattak ki az élőhelyek szegélyében, elsősorban a szegélytől 50 m-en belül (PATON, 1994; HARTLEY és HUNTER, 1998). A földrajzi elhelyezkedést, a szegélytípusokat, az élőhelyeket és más változókat illetően eredményeink rámutatnak a szegélyhatás kulcsfontosságú tényező a tájhasználat tervezésében. Azt is kimutattuk, hogy nincs láthatóan megnyilvánuló publikációs egyoldalúság az irodalomban, melyet elemzésünkhöz felhasználtunk.

Az élőhelyfragmentáció a szegélyélőhelyek mennyiségének növekedéséhez vezet. Kulcskérdés tehát a szegélyhatás szélessége, azaz, hogy mekkora területet befolyásol? PATON (1994) úgy becsülte, hogy a fészkaljpredáció szegélyhatása az élőhelyfoltokban körülbelül 50 m-ig érvényesül. Azt is kimutattuk, hogy a szegélyhatás a szegélytől a belső felé csökkent, majd eltűnt, ha az első 50 m-t kizártuk az elemzésből. LAURANCE (2000) szerint a szegélyhatás nagyobb térléptékben is hatással bírhat, 1–5 km-re a fizikai szegélytől. A kísérletek közül csak kettő esetben voltak fészkek 1 km-nél távolabb (3. táblázat – Mellékletek, 84. oldal), ezért az eredményeink csak kisebb térléptéken érvényesek. Bár mindkét vizsgálat szignifikáns szegélyhatást mutatott ki, ez azt jelzi, hogy a fészkaljpredáció szegélyhatása nem korlátozódik lokális skálára.

Az utóbbi időben számos áttekintő vizsgálat készült a szegélyhatás irodalom alapján. PATON (1994) arra a következtetésre jutott, hogy az élőhely szegélyeken megnövekedett a fészkaljpredáció, s ezt azóta is gyakran idézik az irodalomban. ANDRÉN (1995) átfogó tanulmánya szerint a szegélyek nem mindig eredményeznek megnövekedett fészkaljpredációt. HARTLEY és HUNTER (1998) tizenhárom

tanulmány alapján készítettek meta-analízist, és azt találták, hogy a szegélyhatás a táj erdősültségétől függ. Szerintük a fészekaljpredáció magasabb a nem erdős tájak szegélyén, mint az erdősökén (ez az eredmény ellentmond ANDRÉN (1995) és a mi eredményeinknek), azonban ezt a következtetésüket mindössze két nem erdős tájon készült tanulmány alapján vonták le. MANOLIS és mtsai (2000) megnövekedett fészekaljpredációs rátákat mutattak ki erdőirtások szegélyein 26 kísérlet áttekintése során, de elemzésük földrajzilag az észak-amerikai túlevelű erdőkre korlátozódott. LAHTI (2001) 55 tanulmányt áttekintve nem talált megerősítést az élőhelyszegélyeken megnövekedett fészekaljpredációra. Mivel egyáltalán nem használt semmilyen statisztikát, ezért kvalitatív eredményei a saját véleményének tekinthető. CHAULFON és mtsai (2002) mostanában tanulmányozták a fragmentációt és a szegélyhatást alátámasztó mechanizmusokat, és azt találták, hogy a fészekaljpredátorok fragmentációra mutatott válasza összetett, fajspecifikus és kontextus függő folyamat.

Bár jelen áttekintő vizsgálatunk a legátfogóbb eddig, van pár korlátja az eredményeinknek. Eredményeink jelentősen az északi féltekének mérsékelt övére korlátozódnak. Nagy szükség lenne madarak fészekalj túlélésének szegélyhatás-vizsgálataira a déli féltekének trópusi, valamint mérsékeltövi régióiban. A trópusi és a mérsékeltövi madárközösségek és a két övben mért fészekaljpredációs ráták közötti nagy különbségeket illetően (BÁLDI, 1996b; MARTIN és mtsai, 2000), a szegélyhatás összehasonlítása a madárközösségek alap ökológiai és biogeográfiai mintázataira mutathat rá. Gyakorlati természetvédelmi szempontból ez a fejlett régiók felé való eltérés hasznosítható lehet az élőhely restaurációs tervekben. Kívánatos lenne azonban, hogy a jövő kutatásai a kevésbé fejlett területeken is jobban megértsék a fészekaljpredáció szegélyhatását, és a növekvő fragmentációval fenyegetett trópusi régiók területkezelőinek is útmutatást adjanak. Figyelemre méltó változatosságot találtunk az élőhelyek, a fészek- és tojástípusok, valamint az expozíciós idők között. Ez az inkonzisztencia volt a fő felelős tényező a tiszta mintázat hiányáért (PATON, 1994), továbbá azért az igényért, hogy a vizsgált tanulmányok száma növekedjen (HARTLEY és HUNTER, 1998). Ez a vizsgálati módszerekben megnyilvánuló nagy

változatosság részben a különböző modell fajok és a különböző régiók, tájak eredménye. Például néhány kutató nem helyezett ki műfészkeket a közvetlen szegélybe (0 m), mert a modellezett faj (például a vékonycsőrű póling [*Numenius tenuirostris*], BERG és mtsai, 1992; BERG, 1996) nem fészkel az erdők közelében. Ezért úgy gondoljuk, hogy a kísérleti módszerek diverzitása megfelelő volt, azonban a kevésbé tanulmányozott régiókban a kísérletek számát növelni kéne. További példa, hogy saját vizsgálataink adják a közép-európai kísérletek többségét (9-et a 11-ből). Ez eltérést okozhat az eredményekben, s így szintén rámutat arra, hogy nagy szükség van a kísérletek számának növelésére. Ráadásul a „szegélyt” sokkal pontosabban kellene definiálni, vagy kvantifikálni (például néhány környezeti tényezővel, mint amilyen a fény; vegetáció magassággal, denzitással és diverzitással; a potenciális predátorok szegélybeli „mobilitásával”, és más tényezőkkel), azért, hogy még jobban megérthessük a különböző élőhelyek és földrajzi régiók esetében a szegélyhatást (PATON, 1994).

A műfészkes vizsgálatokat illetően még mindig folynak a viták. A műfészkek predációja általában különbözik a valódi fészkek predációjától (például WILLEBRAND és MARCSTRÖM, 1988; BULER és HAMILTON, 2000), ezért műfészkeket nem lehet az aktuális fészkek predációs ráták mérésére használni (WILSON és mtsai, 1998). Bár értékesek lehetnek a predációs ráták trendjeinek kimutatásában (MAJOR és KENDAL, 1996; WILSON és mtsai, 1998).

Van-e valamilyen alternatív hipotézis a szegélyek közötti fészkek predáció heterogenitásának magyarázatára? Az egyik alternatív hipotézis a táji mintázathoz kapcsolódik (ANDRÉN, 1994; 1995). Számos kutató azt találta, hogy a fészkek pusztulásuk összefüggésbe hozhatók az erdőborítással, és hogy a megnövekedett fészkek predáció csak a fragmentált tájak élőhelyszegélyeiben fordul elő (ROBINSON és mtsai, 1995; DONOVAN és mtsai, 1997; HARTLEY és HUNTER, 1998). PATON (1994) pozitív kapcsolatot mutatott ki a foltméret és a fészkek túlélés között. Ezért a fészkek predáció a táji struktúrától és nem magától a szegélytől függ. A másik alternatív hipotézis szerint a fészkek predáció szegélyhatása az ember tájat

befolyásoló hatásával van összefüggésben (WILCOVE, 1985). Ezek szerint az erdőborítás tulajdonképpen az emberi tájátalakítás indikátora, és a szegélyhatás az ember által dominált mátrix hatásaihoz kapcsolódik.

A fészekaljpredáció különbségeit magyarázó három hipotézis, a szegélyhatás, a táji struktúra és az emberi hatás hipotézisek egymással kapcsolatban állnak. Ahhoz, hogy elkülönítsük e hatásokat, a kísérleteket megfelelő táji kontextusban kell elvégezni, aminek előfordulása az utóbbi terepi vizsgálatokban egyre kívánatosabb (például DONOVAN és mtsai, 1997; BOULET és mtsai, 2000). A természetesen foltos és az ember által fragmentált tájak összehasonlítása rávilágíthat a táji struktúra és az emberi hatások közötti különbségekre.

## **V. 2. Fertő-tavi szegélyhatás vizsgálat**

Az első áttekintő vizsgálatok (PATON, 1994; ANDRÉN, 1995) a fészekaljpredációban szegélyhatást mutattak ki, míg az utóbbi időben LAHTI (2001) arra a következtetésre jutott, hogy nincsen megnövekedett fészekaljpredáció az élőhelyszegélyeken. Ezzel szemben BATÁRY és BÁLDI (2004) modern statisztikai összegzésükben szintén a korábbi tanulmányokat erősítették meg. BÁLDI és BATÁRY (2000) nádas élőhelyeken végzett fészekaljpredációs vizsgálataik során hat esetből négyben nem találtak szegélyhatást. A Fertő-tavon műfészkekkel végzett tanulmányunkban áprilisban szignifikáns szegélyhatást mutattunk ki a fészekalj túlélésben mindkét szegélyen, bár a teljes szezon alatt ez a jelenség csak az „éles” nádas – nyíltvíz szegélyen maradt kifejezett. Így igazolást találtunk Angelstam hipotézisére (ANGELSTAM, 1986), mely szerint a fészekaljpredáció leginkább azokon a szegélyeken jelenik meg, ahol az élőhelyfolt és a mátrix között jelentős produktivitásbeli különbség található.

HOI és WINKLER (1988, 1994) a Fertő-tó nádasában végzett kísérleteikben azt találták, hogy az énekesek fészkeinek predációjában egy szezonális figyelhető meg, mely a fészekdenzitással hozható összefüggésbe. A legmagasabb predációs rátát június elején mutatták ki, s ezt HOI és mtsai (2001) későbbi vizsgálatukban is

megerősítették. HONZA és mtsai (1998) viszont nem találtak változást a sikertelen fészkek arányában az egész költési szezon alatt. Ennek a stabilitásnak az oka a mátrix felőli kisebb mértékű zavarás, valamint a nádas belső homogén szerkezete lehetett. A nádas – rét szegélyen, ahol nádsűrűség és nádmagasság a legkisebb volt, okozhatta a felnövekvő új nád a legnagyobb változást a fészkek láthatóságában. Bár a nádas – nyíltvíz szegélyen a fészkek túlélési ráta ismét nagyon alacsony volt, ez egyetértésben van HOI és mtsai (2001) eredményeivel, miszerint a nádi énekesek predációs rátái júniusban a legmagasabbak. FERGUSON (1994) szintén hasonló mintázatot talált az orix-szövőmadár (*Euplectes orix*) fészkeken dél-afrikai nádasokban.

A fészkek láthatósága és elérhetősége befolyásolja a fészkek túlélését. FERGUSON (1994) nem talált összefüggést a fiókatúlélés és a nádas különböző tulajdonságai között, csak a nádszegélytől való távolság korrelált erősen a költési sikerrel. HONZA és mtsai (1998) statisztikailag nem szignifikáns, de pozitív összefüggést mutattak ki a fészkek túlélés és a nádmadarak fészkeinek a víztől vagy talajtól mért távolságával, de semmi más fészektulajdonságban nem volt különbség. Azonban mi azt találtuk, hogy leginkább a nádmagasság és nádsűrűség a meghatározó változók. Úgy gondoljuk, hogy az újonnan felnövekedett nád, mely növeli a műfészkek takartságát, májustól kezdve jelentősen megnövelheti a fészkek túlélési rátáit. A nádas tulajdonságainak fészkek túlélését befolyásoló hatásai így elsősorban áprilisban meghatározóak, mielőtt az új nád felnőne. Ez utóbbi erősen befolyásolja, hogy a vizuálisan kereső predátorok, például a madarak fészkeket megtalálják. Egy további, lehetséges magyarázat lehet, hogy a valódi fészkek magasabb denzitása a nádasbelsőben májusban „elfedi” a szegélyhatást.

Végül a predátorok azonosításával kapcsolatban néhány módszertani problémával is számolnunk kell: (1.) voltak olyan fészkek, ahol mindkét tojás eltűnt; (2.) nem tudtunk minden nyomot azonosítani; (3.) találtunk néhány olyan fészkeket, melyeket több fészkekrabló faj is predált; (4.) az azonosítások több esetben is bizonytalanok voltak.

### V. 3. Fészektípusok összehasonlítása

Leírtuk a nádirigó költés biológiáját a Velencei-tavon, és hasonló paramétereket találtunk, mint MOSKÁT és HONZA (2002) Bugyi, Apaj és Kiskunlacháza környékén. Az általuk vizsgált fészkek azonban csatornák oldalán húzódó keskeny nádasban voltak, és a fészkelési kudarc legfőbb oka a kakukk (*Cuculus canorus*) fészkealjparazitizmusa volt. Azt találtuk, hogy a fészkelést korábban kezdő nádirigók sikeresebbek, mint a később kezdők. Ennek talán az lehet oka, hogy a korábbiak olyan nádszegélyeken raktak fészket, ahol magasabb volt a nád, s így csökkenteni tudták a fészkealjpredáció esélyét a nagyobb takarás és a kisebb láthatóság által. AEBISCHER és mtsai (1996) kimutatták, hogy a korábban érkező nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*) hímeknek nagyobb a költési sikerük, mint a későn érkező hímeknek a nagyobb párzási siker és a több sikeres fészkealj miatt. ILLE és mtsai (1996) szintén azt találta, hogy a tojásrakás kezdete pozitívan korrelál a fészkek fedettségével (azaz a biztonságos helyekkel) az alkalmanként poligám énekes nádiposzáta (*Acrocephalus palustris*) esetében, de a monogám cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) esetében nem találtak ilyen összefüggést.

Májusban és júliusban a műfészkek napi túlélési rátái szignifikánsan alacsonyabbak voltak, mint valódi fészkek rátái. Számos összehasonlító vizsgálat kimutatta, hogy a műfészkek szignifikánsan magasabb predációnak vannak kitéve, mint a valódi fészkek (például WILSON és mtsai, 1998; DAVIDSON és BOLLINGER, 2000; BERRY és LILL, 2003; BOULTON és CLARKE, 2003). Van azonban néhány tanulmány, melyekben kisebb predációt találtak a műfészkeknél, mint a valódiaknál (például ROBEL és mtsai, 2003), illetve egyáltalán nem mutattak ki különbséget a két fészektípus között (például GREGOIRE és mtsai, 2003). Egyetértünk DAVIDSON és BOLLINGER-el (2000) és BERRY és LILL-el (2003), hogy a műfészkes kísérletekben olyan fészkeket és tojásokat kellene használni, melyek a lehető legjobban hasonlítanak a célfaj valódi fészkeire és tojásaira. Az irodalom szerint (BERRY és LILL, 2003; BOULTON és CLARKE, 2003) a mesterséges fészkek alkalmas eszközök a

fészkealjpredációs nyomás különböző élőhelyek és szezonok közötti összehasonlítására, bár ezek a fészkek általában magasabb predációs rátákat mutatnak. A mi eredményeink is ezt támogatják, hiszen hasonló különbséget találtunk a két fészketípus között májusban és júliusban is.

A sikeres nádirigó fészkek, valamint a májusi műfészkek magasabb nádasban helyezkedtek el, míg a nádsűrűség csak a műfészkek esetében volt magasabb. BATÁRY és mtsai (2004) a Fertő-tavon végzett vizsgálatukban szintén a nádmagasságot és a nádsűrűséget találták a legfontosabb változóknak, melyek megnövelték a műfészkek takartságát. Több nádas élőhelyen készült fészkealjpredációs tanulmány mutatott ki pozitív összefüggést a fészektakarás (nádsűrűség illetve nádmagasság) és a fészkealj túlélés között (ILLE és mtsai, 1996; JOBIN és PICMAN, 1997; HONZA és mtsai, 1998; HANSSON és mtsai, 2000; EISING és mtsai, 2001). A kakukk parazitizmust szintén befolyásolhatják a fészkelőhely tulajdonságai – egy jobban látható fészkek nagyobb eséllyel lesz parazitizmus áldozata (MOSKÁT és HONZA, 2000). A költési szezon végén nem találtunk különbséget a sikeres és a sikertelen fészkek fészkelőhely tulajdonságaiban. Ez az eredmény hasonló BATÁRY és mtsai (2004) eredményeihez, melyben azt mutatták ki, hogy a nádas tulajdonságainak hatásai áprilisban meghatározóak, még mielőtt az új nád felnő. Eredményeink alapján elképzelhető, hogy a nádirigónak, mint a predátorok által egyik legjobban veszélyeztetett „szegélylakó” nádi énekesnek, meg kell várnia, hogy az új nádszálak kinőjenek, ahhoz, hogy a legjobb fészkelőhelyet választhassa. Így esetleg ez lehet az egyik oka annak, hogy a nádirigó érkezik meg a legkésőbb a hazai nádirigó fajok (*Acrocephalus spp.*) közül (MOSKÁT és BÁLDI, 1999).

#### **V. 4. Nádas vizsgálatok összevetése**

Már több esetben is említésre került, hogy a műfészkek általában nagyobb predációs nyomásnak vannak kitéve, mint a természetes fészkek (MAJOR és KENDAL, 1996). Esetünkben a műfészkek túlélése 48 % volt, ami közel áll a valódi fészkekéhez, bár

alacsonyabb azoknál: a nádirigó (*A. arundinaceus*) 912 fészekaljának 60–79 %-a, míg a cserregő nádiposzáta (*A. scirpaceus*) fészkeknek – ezek hasonló, de kisebb fészkek – 1154 fészekaljból 54–70 % volt sikeres számos európai nádasban végzett vizsgálat alapján (adatok: SNOW és PERRINS, 1998). Ezért ez is közvetett bizonyítéka annak, hogy a műfészkek megfelelő helyettesítő eszközei lehetnek a valódi fészkeknek nádas élőhelyeken végzett kísérletekben. Erre a következtetésre jutott BATÁRY és BÁLDI (kézirat) is a velencei-tavi vizsgálatukban.

A fészekaljpredáció szegélyhatásának hiánya ellentmond az elfogadott általános nézetnek, miszerint a szegélyeken megnövekszik a fészekaljpredáció (áttekintő tanulmányok: PATON, 1994; ANDRÉN, 1995; HARTLEY és HUNTER, 1998; MANOLIS és mtsai, 2000; BATÁRY és BÁLDI, 2004). Bár a legtöbb ilyen tanulmányt elsősorban erdő szegélyeken végezték. Az utóbbi időben egyre nagyobb számban megjelenő nem erdei élőhelyen végzett fészekaljpredációs szegélyhatás vizsgálatok azt találták, hogy a predációs ráta nem növekszik meg a szegélyeken minden esetben (például VICKERY és mtsai, 1992; PICMAN és mtsai, 1993; PASITSCHNIAK-ARTS és mtsai, 1998; SÖDERSTRÖM és mtsai, 1998; HOWARD és mtsai, 2001). Három olyan tanulmányt találtunk, mely a távolság függvényében vizsgálta a nádi énekesek valódi fészkein a fészekalj túlélést. Kis térskálán (a szegélytől 0–10 m-en belül) nem volt korreláció a fészekaljpredáció és a szegélytől mért távolság között a nádirigónál (HANSSON és mtsai, 2000) és a cserregő nádiposzátánál (HONZA és mtsai, 1998). HOI és mtsai (2001) pozitív összefüggést mutatott ki a nádas foltok mérete és a fészekaljpredáció között. Mivel a kicsi foltoknak arányaiban több a szegélyük, mint a nagyoknak (azonos alakot feltételezve), ez negatív irányú szegélyhatásra utal.

Egy sokkal érdekesebb mintázat bukkant fel a predációs ráták szegélyek közti, valamint a belsők közti összevetése során. A belső – belső összehasonlítások a szegély – szegély összehasonlításokénál kisebb abszolút hatásmérete rámutat arra, hogy a belső élőhelyeken kicsi a fészekaljpredáció varianciája, a szegélyeken pedig nagy. A nádas belsőkben a fészekaljpredációt valószínűleg jobban befolyásolják a nádas tulajdonságai, mint más tényezők. Ezzel szemben a szegélyeken a predációban

tapasztalt nagy varianciát nem annyira a nádas élőhelyből adódó tulajdonságok, hanem inkább lokális, hely-specifikus tényezők okozhatják, melyek a tájtípustól és tájstruktúrától (DONOVAN és mtsai, 1997) és a földrajzi elhelyezkedéstől függenek.

A nádas élőhelyek kezelésével kapcsolatban három fontos következtetést vonhatunk le. Először is, a műfészkek megbízható helyettesítői lehetnek a valódi fészkeknek a fészkaljpredációs nyomás megbecslésében. Ez azért is fontos, mert a valódi fészkek keresése megzavarhatja a költést, és károsíthatja a törékeny nádas élőhelyet. Másodsor, a fészkaljpredáció szegélyhatásának hiánya nem alkalmazható automatikusan a nádas élőhelyek kezelésében. Harmadrészt, a kisebb nádas foltok nem tekinthetők „valódi” nádas élőhelyeknek, mivel számtalan hatás befolyásolja a mátrix felől. Ezért a nagy kiterjedésű nádasokat meg kell őrizni, hogy a nádas élőhelyekre jellemző tulajdonságok kialakulhassanak, és fennmaradhasson a nádasokra jellemző egyedi élővilág. Miután a kísérleteinkben a „belső fészkek” általában messzebb voltak, mint 200 m, így a megőrzendő nádasoknak nagyobbaknak kell lennie, mint 13 ha. Körülbelül ekkora nádas területeket javasolt védelemre BÁLDI (1999a) is a vegetáción végzett szegélyhatás vizsgálatában.

## VI. ÖSSZEFOGLALÁS

Az ember egyre növekvő területhasználatával az eredeti, természetes élőhelyek fragmentálódása mind inkább előrehalad. A maradványfoltokban a szegély élőhelyek relatív aránya megnő, s az eddigi, főleg mérsékeltövi erdőkre vonatkozó fészkaljpredációs vizsgálatok alapján úgy gondolják, hogy a szegélyhatás következtében általában megnő a fészkaljpredáció és a költésparazitizmus mértéke ezeken a helyeken.

Egy, az ökológiában még viszonylag ritkán használt módszerrel, a meta-analízissel dolgoztuk fel 64 fészkaljpredációs kísérlet eredményeit. Először egy irodalmi keresést végeztünk azokra a tanulmányokra, melyek mérték a fészkaljpredációs rátát (valódi vagy műfészkes kísérletek) a szegélytől vett távolság függvényében. Ezután minden egyes kísérletre egy homogenitás tesztet követően kiszámoltuk a hatásméretet (effect size), hogy egységes skálára helyezzük adatainkat. Végül elvégeztük az összegző elemzést. Átfogó vizsgálatunk legfőbb eredménye az, hogy támogatja azt az eddig elfogadott nézetet, miszerint a fészkaljpredáció a szegélyben a legnagyobb, és attól távolodva a belső felé nő a fészkaljtúlélés, s ez elsősorban az „élesebb” szegélyek (pl. erdő – mező szegély; nádas – víz szegély) esetén mutatható ki. Eredményeink alapján a szegélyhatás a szegélytől mért 50 méterig hat, ezután fokozatosan eltűnik.

A 2001-ben a Fertő-tavon végzett műfészkes kísérleteinkben a fészkaljtúlélést a nádas – rét és a nádas – víz szegélyen vizsgáltuk összevetve a nádas belsővel. Továbbá vizsgáltuk még, hogyan befolyásolja a fészkaljpredációt a nádas struktúrája és a fészkelőhely egyéb tulajdonságai. Kísérleteinket a költési szezon alatt háromszor végeztük el. A nádírigó fészkére hasonlító műfészkeket kb. 60 cm magasan rögzítettük a nádszálakon, minden fészekbe egy fűj- és egy gyurmatojást helyeztünk. A fészkaljtúlélés elemzésére a Mayfield-féle fészkaljtúlélési rátát használtuk, míg a vegetáció struktúra és a fészkelőhely tulajdonságok adataira diszkriminancia analízist végeztünk. Mindkét szegélyen

alacsonyabb volt a fészkek túlélése, mint a nádas belsőben, tehát a fészkaljtúlélésben szegélyhatás volt kimutatható. Ez a jelenség azonban áprilisban volt a legkifejezettebb, még az új nádszálak felnövekedése előtt. Tehát a májustól felnövekedő új nád jelentősen növeli a fészkek takartságát és ez által a fészkek túlélését. Ez lehet az egyik fő oka annak, hogy a nádirigó viszonylag későn (május közepe) kezdi a költését.

A fészkaljpredációs kísérletek vagy valódi, vagy műfészkeken alapulnak, és viszonylag kevés energiát fordítottak mindkét fészektípussal történő összehasonlító vizsgálatokra. Mi a nádirigó költésbiológiáját tanulmányoztuk, és a valódi és a műfészkek túlélését hasonlítottuk össze a Velencei-tavon májusban. A műfészkek a nádirigó fészkeire hasonlítottak, és egy gyurma- és egy fürjtojást tartalmaztak. A költési szezon végén, júliusban egy további kísérletet végeztünk, ekkor a már üres, valódi nádirigófészkekbe helyeztünk fürj- és gyurmatojásokat, és összehasonlítottuk ezeknek a fészkeknek a túlélését az ismét kihelyezett műfészkek túlélésével. Továbbá vizsgáltuk még a vegetáció struktúrájának (nádsűrűség, -magasság és -vastagság) és a fészkelőhely tulajdonságainak a hatását a fészkaljtúlélésre. A nádirigók átlagosan  $4,88 \pm 0,074$  tojást raktak fészkenként, és  $1,74 \pm 0,194$  fiókat repítettek ki a vizsgált 25 fészkek esetén. A sikeres költések egy héttel korábban indultak, mint a sikertelenek. A műfészkek fészkaljtúlélése alacsonyabb volt, mint a valódi fészkeké illetve mint a már elhagyott valódi nádirigófészkek túlélése fürj- és gyurmatojással. A fészkek takartsága (nádsűrűség és -magasság) szignifikánsan növelte mind a valódi, mind a műfészkek túlélését, azonban csak a költési szezon közepén, májusban.

A nádirigó fészkeire hasonlító műfészkek predációját tanulmányoztuk négy európai vizes élőhelyen, a nádasok szegélyében illetve belsejében: a Hornborga-tavon (Svédország), a Fertő-tavon (Ausztria), a Velencei-tavon és a Kis-Balatonon. A predációs rátákban nagy volt a térbeli és időbeli változatosság, de nem volt különbség a szegély vs. belső élőhelyek között. Azonban a különböző élőhelyek szegélyei majdnem minden esetben eltérést mutattak egymáshoz viszonyítva, míg a belső élőhelyek hasonlóak voltak a fészkaljpredációt illetően. Ez igazolja azt a

feltételezést, hogy létezik élőhely-specifitás a fészekaljpredációs rátákban – kicsi a predációs ráta variabilitása a hasonló, nagyméretű élőhelyek belseje között. A szegélyekben pedig az élőhely-specifitással szemben inkább a helyi tényezők dominálnak, melyek nagy változatosságot eredményeznek a különböző helyek predációs rátáiban.

## VII. SUMMARY

The extension of human land use results in the destruction and fragmentation of original habitats. In the remnant patches the relative ratio of edge habitats increases. The conventional wisdom suggests that nest predation and brood parasitism increase in forest habitats of the Temperate Zone.

We evaluated the results of 64 nest predation experiments with meta-analysis, a method, which is rarely used in ecology. First we made a literature search for studies that measured nest predation (real and artificial nest experiments) in relation to the distance from edges. Then we calculated the effect sizes for each experiment after conducting a likelihood-ratio chi-square ( $G$ ) test to set our data on a common scale. Finally, we conducted a meta-analysis. The main result of our comprehensive study is that it supports the prior accepted view that nest predation is the highest in the edge, and moving away from that the nest survival increases. This phenomenon is primarily detectable in the case of „sharp” edges (e.g. forest – field edge; reedbed – water edge), and less pronounced in "soft" edges. On the basis of our results the edge effect penetrates ca 50 m into habitats then it disappears gradually.

We investigated the nest survival with artificial nest experiments at the grassland – reed edge and the water – reed edge compared with the reed interior in 2001 at Lake Fertő. Furthermore, we studied how the structure of reed and other nest site characteristics influence the nest predation. Our experiments were completed three times during the breeding season. We fixed the artificial nests resembling Great Reed Warbler nests at a height of about 60 cm on the reedstems, we put one Quail and one plasticine into each nest. Nest survival data were analysed using the Mayfield method, and we performed a discriminant analysis for the data of vegetation and nest site characteristics. The nest survival was lower at both edges than in the reed interior, so there was an edge effect detectable in the nest survival. This phenomenon was

most pronounced in April before the new reed sprouted. After May the newly growing reedstems increase the concealment of the nests and hence the nest survival. This could be the main reason for that Great Reed Warblers begin to nest relatively late (mid May).

Nest predation experiments are based on either real or dummy nests, and little effort has been made to perform comparative studies with both types of nests. We studied the breeding phenology of the Great Reed Warbler, and compared the survival of real nests with artificial nests in May at Lake Velence, Hungary. Each artificial nest resembled Great Reed Warbler nests and contained one plasticine and one Quail egg. An additional experiment was completed during the late breeding season in July, when we used the abandoned Great Reed Warbler nests with Quail and plasticine eggs and compared its' survival rates with those of artificial nests. Furthermore, we tested the effects of vegetation structure (reed-density, -height and -thickness) and the effect of other nest site characteristics (distance from edge, water depth) on the success of nests. The Great Reed Warblers laid  $4.88 \pm 0.074$  eggs and fledged  $1.72 \pm 0.194$  (35.3 %) nestlings based on data from 25 nests. The successful warbler broods were started a week earlier than the not successful ones. Nest survival of artificial nests was lower compared to both the real Great Reed Warbler nests and to the abandoned Great Reed Warbler nests with quail and plasticine eggs. The nest cover (reed density and height) significantly increased the survival of both real and artificial nests, but only during the middle of the breeding season, in May.

We studied the nest predation of artificial nests resembling Great Reed Warblers nests at edges and interiors of reedbeds in four large wetlands in Europe: Lake Hornborga (Sweden), Lake Neusiedl (Austria), Lake Velence (Hungary) and Kis-Balaton marshland (Hungary). Nest losses showed great spatial and temporal variation, but there was no general difference between losses in edge vs. interior habitats. However, predation rates of artificial nests along different reedbed edges

were significantly different in almost all cases, but that of interiors were similar across all experiments. This may indicate the existence of a habitat-specific predation rate with small variation in interiors of large habitats. Edges may have been dominated by site-, and not habitat-specific factors, which resulted in great variation of predation rates among study sites.

## VIII. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm témavezetőmnek, Dr. Báldi Andrásnak, hogy munkámat a kezdetektől a jelen munka végső formába öntéséig szakértő figyelemmel kísérte, önzetlenül támogatta és korlátozások nélkül, számomra maximális szabadságot biztosítva irányította.

Hálás köszönettel tartozom belső konzulensemnek Dr. Szép Tibornak értékes a jelen dolgozat korábbi változatához adott szakmai tanácsaiért.

Külön köszönet prof. Dr. Varga Zoltánnak az osztrák ösztöndíjakhoz nyújtott támogatásáért.

Köszönöm prof. Dr. Hans Winkler-nek, prof. Dr. Alois Herzig-nek, hogy a bécsi Konrad Lorenz Intézetben, valamint az illmitz-i Fertő Biológiai Állomáson az ösztöndíjaim során fogadtak, a munkám során kollegiális barátsággal fordultak felém és értékes információkkal és tanácsokkal segítették munkám.

Köszönet Richard Haider-nek a Neusiedler See – Seewinkel National Park munkatársának a fertő-tavi terepmunka során nyújtott önzetlen segítségéért.

Köszönöm Németh Zoltának a Velencei-tavon végzett terepi vizsgálatok során nyújtott segítségét, valamint az értekezés alapos szakmai átolvasását és további tanácsait.

Köszönöm az ELTE hallgatóinak (Barad Zsuzsa, Pál-Gábor Henriett, Varga Balázs) és Barabás Lillának a velencei-tavi terepi vizsgálatban való segítségüket.

Köszönöm a Duna-Ipoly Nemzeti Parknak és a Neusiedler See – Seewinkel National Parknak a kutatási engedélyeket.

Köszönöm Dr. Rózsa Lajosnak az értekezés lelkiismeretes kritikai átolvasását.

Köszönöm Kancsal Bélának, hogy a disszertációhoz egy nádirigó képet festett.

Végül szeretnék köszönetet mondani Szüleimnek és Feleségemnek, amiért munkámhoz szerető és megértő családi háttérrel biztosították, külön megköszönve a Feleségemnek a terepmunkák során való aktív segítségét és a disszertáció többszöri átolvasását.

Munkámat az Osztrák-Magyar Akció Alapítvány és a Magyar Ösztöndíj Bizottság támogatta kétszer három hónapos ösztöndíjjal.

## IX. IRODALOMJEGYZÉK

- AEBISCHER, A., PERRIN, N., KRIEG, M., STUDER, J. & MEYER, D. R. 1996. The role of territory choice, mate choice and arrival date on breeding success in the Savi's warbler *Locustella luscinioides*. *Journal of Avian Biology* **27**: 143–152.
- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportion of suitable habitat: a review. *Oikos* **71**: 355–366.
- ANDRÉN, H. 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. – In: HANSSON, L., FAHRIG, L. & MERRIAM G. (eds.): *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Chapman & Hall, London, U.K., pp. 225–255.
- ANDRÉN, H. & ANGELSTAM, P. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* **69**: 544–547.
- ANGELSTAM, P. 1986. Predation on ground – nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* **47**: 365–373.
- ASKINS, R. A. 1995. Hostile landscapes and the decline of migratory songbirds. *Science* **267**: 1956–1957.
- AVERY, M. I., WINDER, F. L. R. & EGAN, V. M. 1989. Predation on artificial nests adjacent to forestry plantations in northern Scotland. *Oikos* **55**: 321–323.
- BÁLDI, A. 1995. A nádas foltok méretének, térbeli elrendeződésének és szegélyének szerepe a nádi fajok fennmaradásában [The role of size, spatial structure and edge of reed patches in survival of reed species]. – In: VÁSÁRHELYI, T. (ed.): *A nádasok állatvilága [The fauna of reedbeds]*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 144–155.
- BÁLDI, A. 1996a. Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre [Effects of habitat fragmentation on animal communities]. *Természetvédelmi Közlemények* **3-4**: 103–112.

- BÁLDI, A. 1996b. Edge effects in tropical versus temperate forest bird communities: three alternative hypotheses for the explanation of differences. *Acta Zoologica Hungarica* **42**: 163–172.
- BÁLDI, A. 1999a. Microclimate and vegetation edge effects in a reedbed in Hungary. *Biodiversity and Conservation* **8**: 1697–1706.
- BÁLDI, A. 1999b. A fészekaljpredáció jelentősége, valamint kísérletes vizsgálatának előnyei, hátrányai és módszertana [The use of artificial nests for estimating rates of nest survival]. *Ornis Hungarica* **8-9**: 39–55.
- BÁLDI, A. & BATÁRY, P. 2000. Do predation rates of artificial nests differ between edge and interior reedbed habitats? *Acta Ornithologica* **35**: 53–56.
- BÁLDI, A. & KISBENEDEK, T. 1999. Species-specific distribution of reed-nesting passerine birds across reed-bed edges: effects of spatial scale and edge type. *Acta Zoologica Hungarica* **45**: 97–114.
- BARTA, Z., KARSAI, I. & SZÉKELY, T. 2000. Alapvető kutatástervezési, statisztikai és projectértékelési módszerek a szupraindividuális biológiában [Basic research planning, statistical and project assessment methods in supraindividual biology]. KLTE Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, Debrecen.
- BATÁRY, P. & BÁLDI, A. 2004. Evidence of an edge effect on avian nest success. – *Conservation Biology* **18**: 389–400.
- BATÁRY, P. & BÁLDI, A. Factors affecting the survival of real and artificial Great Reed Warblers nests. *Biologia* (benyújtott kézirat).
- BATÁRY, P., WINKLER, H. & BÁLDI, A. 2004. Experiments with artificial nests on predation in reed habitats. *Journal of Ornithology* **145**: 59–63.
- BAYNE, E. M. & HOBSON, K. A. 1999. Do clay eggs attract predators to artificial nests? *Journal of Field Ornithology* **70**: 1–7.
- BERG, A. 1992. Factors affecting nest-site choice and reproductive success of Curlews *Numenius arquata* on farmland. *Ibis* **134**: 44–51.
- BERG, A. 1996. Predation on artificial, solitary and aggregated wader nests on farmland. *Oecologia* **107**: 343–346.

- BERG, A., NILSSON, S. & BOSTRÖM, U. 1992. Predation on artificial wader nests on large and small bogs along a south-north gradient. *Ornis Scandinavica* **23**: 13–16.
- BERRY, L. & LILL, A. 2003. Do predation rates on artificial nests accurately predict predation rates on natural nests? The effects of nest type, egg type and nest-site characteristics. *Journal of Avian Biology* **33**: 39–46.
- BEST, L. B. 1978. Field sparrow reproductive success and nesting ecology. *Auk* **95**: 9–22.
- BOAG, D. A., REEBS, S. G. & SCHROEDER, M. A. 1984. Egg loss among spruce grouse inhabiting lodgepole pine forest. *Canadian Journal of Zoology* **62**: 1034–1037.
- BOULET, M., DARVEAU, M. & BÉLANGER, L. 2000. A landscape perspective of bird nest predation in a managed boreal black spruce forest. *Écoscience* **7**: 281–289.
- BOULTON, R. L. & CLARKE, M. F. 2003. Do yellow-faced honeyeater (*Lichenostomus chrysops*) nests experience higher predation at forest edges? *Wildlife Research* **30**: 119–125.
- BRITTINGHAM, M. C. & TEMPLE, S. A. 1983. Have cowbirds caused forest songbirds to decline? *Bioscience* **33**: 31–35.
- BULER, J. J. & HAMILTON, R. B. 2000. Predation of natural and artificial nests in southern pine forest. *Auk* **117**: 739–747.
- BURGER, L. D. 1988. Relations between forest and prairie fragmentation and depredation of artificial nests in Missouri. M.S. thesis. University of Missouri, Columbia, Missouri.
- BURKE, D. M., ELLIOTT, K., MOORE, L., DUNFORD, W., NOL, E., PIHLLIPS, J., HOLMES, S. & FREEMARK, K. 2004. Patterns of nest predation on artificial and real nests in forests. *Conservation Biology* **18**: 381–388.

- CARLSON, K. 1989. Studies of artificial nest predation rates in Missouri. Unpublished summer research fellowship report. University of Missouri, Columbia, Missouri.
- CHALFOUN, A. D., THOMPSON, F. R. & RATNASWAMY, M. J. 2002. Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation Biology* **16**: 306–318.
- CHASKO, G. G. & GATES, J. E. 1982. Avian habitat suitability along a transmission-line corridor in an oak-hickory forest region. *Wildlife Monographs* **82**: 5–41.
- CRAMP, S. & BROOKS, D. J. 1992. The Birds of the Western Palearctic. Vol. 6: Warblers. Oxford University Press, Oxford, UK.
- CSÖRGŐ, T. 1995. Madarak [Birds]. – In: VÁSÁRHELYI, T. (ed.): A nádasok állatvilága [The fauna of reedbeds]. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 98–105.
- CSÖRGŐ, T. 1998. Nádirigó [Great Reed Warbler]. – In: HARASZTHY, L. (ed.): Magyarország madarai [Birds of Hungary], Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 306–307.
- DAVIDSON, W. B. & BOLLINGER, E. 2000. Predation rates on real and artificial nests of grassland birds. *Auk* **117**: 147–153.
- DION, N., HOBSON, K. A. & LARIVIERE, S. 2000. Interactive effects of vegetation and predators on the success of natural and simulated nests of grassland songbirds. *Condor* **102**: 629–634.
- DONOVAN, T. M., JONES, P. W., ANNAND, E. M. & THOMSON, F. R. 1997. Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology* **78**: 2064–2075.
- DYRCZ, A. & NAGATA, H. 2002. Breeding ecology of the Eastern Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus orientalis* at Lake Kasumigaura, central Japan. *Bird Study* **49**: 166–171.

- EISING, C. M., KOMDEUR, J., BUYS, J., REEMER, M. & RICHARDSON, D. S. 2001. Islands in a desert: breeding ecology of the African Reed Warbler *Acrocephalus baeticatus* in Namibia. *Ibis* **143**: 482–493.
- ESSEEN, P. 1994. Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biological Conservation* **68**: 19–28.
- FAABORG, J., THOMPSON, F. R., ROBINSON, S. K., DONOVAN, T. M., WHITEHEAD, D. R. & BRAWN, J. D. 1998. Understanding fragmented midwestern landscapes: the future. – In: MARZLUFF, J. M. & SALLABANKS, R. (eds.): Avian conservation. Research and management. Island Press, Washington D.C., USA, pp. 193–208.
- FAABORG, J. 2004. Truly artificial nest studies. *Conservation Biology* **18**: 369–370.
- FAGAN, W. F., CANTRELL, R. S. & COSNER, C. 1999. How habitat edges change species interactions. *American Naturalist* **153**: 165–182.
- FAZEKAS, A. & BÁLDI, A. 2000. Nest predation experiments in the Tököl forest, Central-Hungary: the role of edges. *Ornis Hungarica* **10**: 41–48.
- FERGUSON, J. W. H. 1994. Do nest site characteristics affect the breeding success of Red Bishops *Euplectes orix*? *Ostrich* **65**: 274–280.
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M. 1986. Landscape ecology. John Wiley and Sons, New York, USA.
- GATES, J. E. & GYSEL, L. W. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* **59**: 871–883.
- GIBBS, J. P. 1991. Avian nest predation in tropical wet forest: An experimental study. *Oikos* **60**: 155–161.
- GÖTMARK, F. 1992. The effects of investigator disturbance on nesting birds. *Current Ornithology* **9**: 63–104.
- GRAVELAND, J. 1998. Reed die-back, water level management and the decline of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* in The Netherlands. *Ardea* **86**: 187–201.

- GREGOIRE, A., GARNIER, S., DREANO, N. & FAIVRE, B. 2003. Nest predation in Blackbirds (*Turdus merula*) and the influence of nest characteristics. *Ornis Fennica* **80**: 1–10.
- GUREVITCH, J. & HEDGES, L. V. 1999. Statistical issues in ecological meta-analyses. *Ecology* **80**: 1142–1149.
- GUREVITCH, J. & HEDGES, L. V. 2001. Meta-analysis. Combining the results of independent experiments. – In: SCHEINER, S. M. & GUREVITCH, J. (eds.): Design and analysis of ecological experiments. Oxford University Press, New York, USA, pp. 347–369.
- GUREVITCH, J., MORROW, L. L., WALLACE, A. & WALSH, J. S. 1992. A meta-analysis of competition in field experiments. *American Naturalist* **140**: 539–572.
- HAGEMEIER, W. J. M. & BLAIR, M. J. 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: their distribution and abundance. T. & A. D. Poyser, London, UK.
- HANSSON, B., BENSCH, S. & HASSELQUIST, D. 2000. Patterns of nest predation contribute to polygyny in the Great Reed Warbler. *Ecology* **81**: 319–328.
- HARRIS, L. D. & SILVA-LOPEZ, G. 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. – In: FIEDLER, P. L. & JAIN, S. K. (eds.): Conservation Biology. The theory and practice of nature conservation preservation and management. Chapman and Hall, New York, USA, pp. 197–237.
- HASKELL, D. G. 1995. Forest fragmentation and nest predation: are experiments with Japanese quail eggs misleading? *Auk* **112**: 767–770.
- HARTLEY, M. J. & HUNTER, M. L. 1998. A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. *Conservation Biology* **12**: 465–469.
- HAWKE, C. J. & JOSÉ, P. V. 1996. Reedbed management for commercial and wildlife interest. RSPB, The Lodge, Sandy, U.K.
- HENSLER, G. L. & NICHOLS, J. D. 1981. The Mayfield method of estimating nesting success: a model, estimators and simulation results. *Wilson Bulletin* **93**: 42–53.

- HERTZMAN, T. & LARSSON, T. 1999. Lake Hornborga, Sweden – the return of a bird lake. *Wetlands International Publ.* 50, Wageningen, The Netherlands.
- HOI, H., DARLOVA, A. & KRISTOFIK, J. 2001. Factors influencing nest depredation in European Reed Passerines. – In: HOI, H. (ed.): *The ecology of reed birds*. Austrian Academy of Sciences, Vienna, Austria, pp. 27–36.
- HOI, H. & WINKLER, H. 1988. Feinddruck auf Schilfbrüter: Eine experimentelle Untersuchung. *Journal of Ornithology* **129**: 439–447.
- HOI, H. & WINKLER, H. 1994. Predation on nests: a case of apparent competition. *Oecologia* **98**: 436–440.
- HONZA, M., OIEN, I. J., MOKSNES, A. & ROSKRAFT, E. 1998. Survival of Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* clutches in relation to nest position. *Bird Study* **45**: 104–108.
- HORVÁTH, R., MAGURA, T., PÉTER, G. & BAYAR, K. 2000. Edge effect on weevil and spider communities at the Bukk National Park in Hungary. *Acta Zoologica Hungarica* **46**: 275–290.
- HOWARD, M. N., SKAGEN, S. K. & KENNEDY, P. L. 2001. Does habitat fragmentation influence nest predation in the shortgrass prairie? *Condor* **103**: 530–536.
- ILLE, R., HOI, H. & KLEINDORFER, S. 1996. Brood predation habitat characteristics and nesting decisions in *Acrocephalus scirpaceus* and *A. palustris*. *Biologia* **51**: 219–225.
- JENNIONS, M. D. & MØLLER, A. P. 2002a. Relationship fade with time: a meta-analysis of temporal trends in publication in ecology and evolution. *Proceedings of the Royal Society London, Series B* **269**: 43–48.
- JENNIONS, M.D. & MØLLER, A. P. 2002. Publication bias in ecology and evolution: an empirical assessment using the "trim and fill" method. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* **77**: 211–222.
- JOBIN, B. & PICMAN, J. 1997. Factors affecting predation on artificial nests in marshes. *Journal of Wildlife Management* **61**: 792–800.

- KEYSER, A. J., HILL, G. E. & SOEHREN, E. C. 1998. Effects of forest fragment size, nest density, and proximity to edge on the risk of predation to ground-nesting passerine birds. *Conservation Biology* **12**: 986–994.
- KIS, J., LIKER, A. & SZÉKELY, T. 2000. Nest defence by lapwings: Observations on natural behaviour and an experiment. *Ardea* **88**: 155–163.
- KORICHEVA, J. 2002. Meta-analysis of sources of variation in fitness costs of plant antiherbivore defenses. *Ecology* **83**: 176–190.
- KRISTIANSEN, J. N. 1998. Egg predation in reedbed nesting Greylag Geese *Anser anser* in Vejlerne, Denmark. *Ardea* **86**: 137–145.
- LAHTI, D. C. 2001. The "edge effect on nest predation" hypothesis after twenty years. *Biological Conservation* **99**: 365–374.
- LARIVIERE, S. 1999. Reasons why predators cannot be inferred from nest remains. *Condor* **101**: 718–721.
- LAURANCE, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* **57**: 205–219.
- LAURANCE, W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology & Evolution* **15**: 134–135.
- LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O. JR., RYLANDS, A. B., MALCOLM, J. R., QUINTELA, C. E., HARPER, L. H., BROWN, K. S. JR., POWELL, A. H., POWELL, G. V. N., SCHUBART, H. O. R. & HAYS, M. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. – In: SOULÉ, M. (ed.): *Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, pp. 257–285.
- LÖFFLER, H. 1979. *The limnology of a shallow lake in Central-Europe*. W. Junk, Der Haag, The Netherlands.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.

- MAGURA, T. & TÓTHMÉRÉSZ, B. 1997. Testing edge effect on carabid assemblages in an oak-hornbeam forest. *Acta Zoologica Hungarica* **43**: 303–312.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & MOLNÁR, T. 2001. Forest edge and diversity: carabids along forest-grassland transects. *Biodiversity and Conservation* **10**: 287–300.
- MAGURA, T. 2002. Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and Management* **157**: 23–37.
- MAJOR, R. E. & KENDAL, C. E. 1996. The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis* **138**: 298–307.
- MANOLIS, J. C., ANDERSEN, D. E. & CUTHBERT, F. J. 2000. Patterns in clearcut edge and fragmentation effect studies in northern hardwood-conifer landscapes: retrospective power analysis and Minnesota results. *Wildlife Society Bulletin* **28**: 1088–1101.
- MARTIN, T. E. 1987. Artificial nest experiments: effects of nest appearance and type of predator. *Condor* **89**: 925–928.
- MARTIN, T. E. 1988. Processes organizing open-nesting bird assemblages: competition or nest predation? *Evolutionary Ecology* **2**: 37–50.
- MARTIN, T. E. 1995. Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecological Monographs* **65**: 101–127.
- MARTIN, T. E. 1996. Fitness costs of resource overlap among coexisting bird species. *Nature* **380**: 338–340.
- MARTIN, T. E. & CLOBERT, J. 1996. Nest predation and avian life-history evolution in Europe versus North America: a possible role of humans? *American Naturalist* **147**: 1028–1046.
- MARTIN, T. E., MARTIN, P. R., OLSON, C. R., HEIDINGER, B. J. & FONTAINE, J. J. 2000. Parental care and clutch sizes in North and South American birds. *Science* **287**: 1482–1485.

- MATESSI, G. & BOGLIANI, G. 1999. The effects of nest features and surrounding landscape on predation rates of artificial nests. *Bird Study* **46**: 184–194.
- MATLACK, G. R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* **66**: 185–194.
- MAYFIELD, H. 1961. Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin* **73**: 255–261.
- MCCOLLIN, D. 1998. Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. *Ecography* **21**: 247–260.
- MEFFE, G. K. & CARROLL, C. R. 1994. Principles of conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.
- MERILA, J. & CRNOKRAK, P. 2001. Comparison of genetic differentiation at marker loci and quantitative traits. *Journal of Evolutionary Biology* **14**: 892–903.
- MØLLER, A. P. 1989. Nest site selection across field-woodland ecotones: The effect of nest predation. *Oikos* **56**: 240–246.
- MØLLER, A. P. & JENNIONS, M. D. 2001. Testing and adjusting for publication bias. *Trends in Ecology and Evolution* **16**: 580–586.
- MOSKÁT, C. & BÁLDI, A. 1999. The importance of edge effect in line transect censuses applied in marshland habitats. *Ornis Fennica* **76**: 33–40.
- MOSKÁT, C. & HONZA, M. 2000. Effect of nest site characteristics on the risk of cuckoo *Cuculus canorus* parasitism in the great reed warbler *Acrocephalus arundinaceus*. *Ecography* **23**: 335–341.
- MOSKÁT, C. & HONZA, M. 2002. European Cuckoo cuckoo *Cuculus canorus* parasitism and host's rejection behaviour in a heavily parasitized Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* population. *Ibis* **144**: 614–622.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **10**: 58–62.
- MURTAUGH, P. A. 2002. Journal quality, effect size, and publication bias in meta-analysis. *Ecology* **83**: 1162–1166.

- OSTENDORP, W. 1989. Die-back of reeds in Europe – a critical review of literature. *Aquatic Botany* **35**:5–26.
- PALMER, A. R. 1999. Detecting publication bias in meta-analyses: A case study of fluctuating asymmetry and sexual selection. *American Naturalist* **154**: 220–233.
- PÄRT, T. & WRETENBERG, J. 2002. Do artificial nests reveal relative nest predation risk for real nests? *Journal of Avian Biology* **33**: 39–46.
- PASITSCHNIAK-ARTS, M. & MESSIER, F. 1995. Risk of predation on waterfowl nests in the Canadian prairies: effects of habitat edges and agricultural practices. *Oikos* **73**: 347–355.
- PASITSCHNIAK-ARTS, M. & MESSIER, F. 1996. Predation on artificial duck nests in a fragmented prairie landscape. *Écoscience* **3**: 436–441.
- PASITSCHNIAK-ARTS, M., CLARK, R. G. & MESSIER, F. 1998. Duck nesting success in fragmented prairie landscape: is edge effect important? *Biological Conservation* **85**: 55–62.
- PATON, P. W. C. 1994. The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology* **8**: 17–26.
- PICMAN, J., MILKS, M. L. & LEPTICH, M. 1993. Patterns of predation on passerine nests in marshes: effects of water depth and distance from edge. *Auk* **110**: 89–94.
- POULIN, B., LEFEBVRE, G. & METREF, S. 2000. Spatial distribution of nesting and foraging sites of two *Acrocephalus* warblers in a Mediterranean reedbed. *Acta Ornithologica* **35**: 117–121.
- RANGEN, S. A., CLARK, R. G. & HOBSON, K. A. 2001. Predator responses to similarity and dispersion of artificial nest sites: implications for the structure of boreal forest songbird communities. *Auk* **118**: 105–115.
- RATTI, J. T. & REESE, K. P. 1988. Preliminary test of ecological trap hypothesis. *Journal of Wildlife Management* **52**: 484–491.

- RICKLEFS, R. E. 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology* **9**: 1–48.
- ROBEL, R. J., HUGHES, J. P., KEANE, T. D. & KEMP, K. E. 2003. Do artificial nests reveal meaningful patterns of predation in Kansas grasslands? *Southwestern Naturalist* **48**: 460–464.
- ROBINSON, S. K., THOMPSON, F. R., DONOVAN, T. M., WHITEHEAD, D. R. & FAABORG, J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* **267**: 1987–1990.
- RODRIGUES, E. 1998. Edge effect on the regeneration of forest fragments in south Brazil. PhD thesis. Harvard University, Cambridge, Massachusetts.
- ROSENBERG M. S., ADAMS, D. C. & GUREVITCH, J. 2000. MetaWin: Statistical Software for Meta-Analysis. Version 2.0. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.
- ROSENTHAL, R. 1991. Meta-Analytic Procedures for Social Researches. Sage, Newbury Park, California, USA.
- ROSENTHAL, R. 1994. Parametric measures of effect size. – In: COOPER H. & HEDGES, L. V. (eds.). Handbook of research synthesis. Russell Sage Foundation, New York, USA, pp. 231–244.
- ROSENTHAL, R. & DIMATTEO, M. R. 2001. Meta-analysis: recent developments in quantitative methods for literature reviews. *Annual Reviews in Psychology* **52**: 59–82.
- SAWIN, R. S., LUTMAN, M. W., LINZ, G. M. & BLEIER, W. J. 2003. Predators on Red-winged Blackbird nests in eastern North Dakota. *Journal of Field Ornithology* **74**: 288–292.
- SKOLE, D. & TUCKER, C. 1993. Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. *Science* **260**: 1905–1910.
- SNOW, D. & PERRINS, C. 1998. The complete birds of the western Palearctic on CD-Rom. Oxford University Press, Oxford, UK.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1995. Biometry (3<sup>rd</sup> ed.). Freeman, San Francisco, USA.

- SÖDERSTRÖM, B., PÄRT, T. & RYDÉN, J. 1998. Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotons: an experiment and a review. *Oecologia* **117**: 108–118.
- STANDOVÁR, T. & PRIMACK, R. B. 2001. A természetvédelmi biológia alapjai [Essentials of Conservation Biology]. Nemzeti tankönyvkiadó, Budapest.
- STATSOFT. 1995. Statistica for Windows. StatSoft, Inc., Tulsa, Oklahoma, USA.
- STEPHENS, S. A., KNOOS, D. N., ROTELLA, J. J. & WILLEY, D. W. 2003. Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biological Conservation* **115**: 101–110.
- STORCH, I. 1991. Habitat fragmentation, nest site selection, and nest predation risk in Capercaillie. *Ornis Scandinavica* **22**: 213–217.
- SUDING, K. N. 2001. The effects of gap creation on competitive interactions: separating changes in overall intensity from relative rankings. *Oikos* **94**: 219–227.
- SZÉKELY, T. 1992. Reproduction of Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*) in grasslands and fishponds: the habitat mal-assessment hypothesis. *Aquila* **99**: 59–68.
- TEMPLE, S. A. & CARY, J. R. 1988. Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. *Conservation Biology* **2**: 340–347.
- THOMPSON III, F. R. & BURHANS, D. E. 2004. Differences in predators of artificial and real songbird nest: evidence of bias in artificial nest studies. *Conservation Biology* **2**: 340–347.
- TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. 1994. Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Cambridge, UK.
- VAN DER HUT R.M.G. 1986. Habitat choice and temporal differentiation in reed passerines of a Dutch marsh. *Ardea* **74**: 159–176.
- VICKERY, P. D., HUNTER, M. L. & WELLS, J. V. 1992. Evidence of incidental nest predation and its effects on nests of threatened grassland birds. *Oikos* **63**: 281–288.

- VILLARD, MA. & PÄRT, T. 2004. Don't put all your eggs in real nests: a sequel to Faaborg. *Conservation Biology* **18**: 371–372.
- WAN, S. Q., HUI, D. F. & LUO, Y. Q. 2001. Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: A meta-analysis. *Ecological Applications* **11**: 1349–1365.
- WHITTAKER, R. J. 1998. Island biogeography. Ecology, Evolution and Conservation. Oxford University Press, Oxford, UK.
- WILCOVE, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* **66**: 1211–1214.
- WILCOVE, D. S., MCLELLAN, C. H. & DOBSON, A. P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. – In: SOULÉ, M. E. (ed.): Conservation biology. The science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, pp. 237–256.
- WILLEBRAND, T. & MARCSTRÖM, V. 1988. On the danger of using dummy nests to study predation. *Auk* **105**: 378–379.
- WILLIAMS, G. E. & WOOD, P. B. 2002. Are traditional methods of determining nest predators and nest fates reliable? An experiment with wood thrushes (*Hylocichla mustelina*) using miniature video cameras. *Auk* **119**: 1126–1132.
- WILSON, G. R., BRITTINGHAM, M. C. & GOODRICH, L. J. 1998. How well do artificial nests estimate the success of real nests? *Condor* **100**: 357–364.
- WOODWARD, A. A., FINK, A. D. & THOMPSON, F. R. 2001. Edge effects and ecological traps: Effects on shrubland birds in Missouri. *Journal of Wildlife Management* **65**: 668–675.
- YAHNER, R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* **2**: 333–339.

## X. PUBLIKÁCIÓS LISTA

### Az értekezés témakörében megjelent publikációk

#### Szakkikkek, közlemények:

*ISI Web of Science által referált folyóiratban megjelent:*

BÁLDI, A. & BATÁRY, P. 2000. Do predation rates of artificial nests differ between edge and interior reedbed habitats? – *Acta Ornithologica* **35**: 53–56.

BATÁRY, P. & BÁLDI, A. 2004. Evidence of an edge effect on avian nest success. – *Conservation Biology* **18**: 389–400.

BATÁRY, P., WINKLER, H. & BÁLDI, A. 2004. Experiments with artificial nests on predation in reed habitats. – *Journal of Ornithology* **145**: 59–63.

*ISI Web of Science által referált folyóirathoz benyújtott vagy benyújtás előtt álló:*

BATÁRY, P. & BÁLDI, A. Factors affecting the survival of real and artificial Great Reed Warblers nests. – *Biologia* (benyújtott kézirat).

BÁLDI, A. & BATÁRY, P. Nest predation in European reedbeds: similar losses in interiors and different losses in edges. – *Journal of Wildlife Management* (kézirat benyújtás előtt).

*Egyéb publikációk:*

BATÁRY, P. & BÁLDI, A. 1999. Szegélyhatás vizsgálta nádi énekesmadarak fészekaljaira – szegély és belső különbségei. – In: FIDLÓCZKY, J. (ed.): *Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 5. Tudományos Ülés (Előadás és poszter összefoglalók)*, MME, Budapest, p. 33.

BATÁRY, P. & BÁLDI, A. 2000. Nest site selection of reedbed birds – an experiment with artificial nests – In: WARD, P., SCHMID-HEMPEL, P., KÖNIG, B. &

- BLANKENHORN, W. (eds.): *The 8<sup>th</sup> International Behavioral Ecology Congress (Abstracts)*, University of Zürich, Zürich, Switzerland, p. 15.
- BATÁRY, P. & BÁLDI, A. 2000. Nádi énekesek fészkelőhely-választásának vizsgálata – kísérlet mesterséges madárfészkekkel. – *Acta Biologica Debrecina suppl. Oecol. Hung. fasc. 11/1*: 192.
- BATÁRY, P. & BÁLDI, A. 2001. A fészkelj túlélés kísérletes vizsgálata nádasokban – szegély és belső élőhelyek összehasonlítása. – *Ornis Hungarica 10*: 191–195.
- BATÁRY, P. & BÁLDI, A. 2001. A re-analysis for nest predation edge effect in non-forested versus forested areas. – *The 3<sup>th</sup> Conference of the European Ornithologists' Union (Programme and abstractbook)*, NOU, CEES, University of Groningen, Groningen, The Netherlands, p. 27.
- BATÁRY, P. & BÁLDI, A. 2002. Evidence for nest predation edge effect: a meta-analysis. – *The 16<sup>th</sup> Annual Society for Conservation Biology Meeting (Programme and abstracts)*, Durrell Institut, University of Kent, Canterbury, UK, p. A10.
- BATÁRY, P. & BÁLDI, A. 2002. A nádiringó (*Acrocephalus arundinaceus*) fészkeljpredációja a Velencei-tavon: mű és valódi fészkek összehasonlítása. – In: LENGYEL, SZ., SZENTIRMAI, I., BÁLDI, A., HORVÁTH, M., & LENDVAI, Á. Z. (eds.): *Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és Absztrakt kötete*, Magyar Biológiai Társaság, Budapest, p. 80.
- BATÁRY, P., BÁLDI, A. & ERDŐS, S. 2003. Nest success in different fragmented habitats – a meta-analysis. – *Die Vogelwarte 42/1-2*: 178.
- BATÁRY, P. & BÁLDI, A. 2003. Létezik-e szegélyhatás a fészkeljpredációra egy meta-analízis alapján? – In: DOMBOS, M. & LACKNER, G. (eds.): *VI. Magyar Ökológus Kongresszus (Előadás és poszter összefoglalók)*, Gödöllő, p. 45.
- BATÁRY, P., BÁLDI, A. & WINKLER, H. 2003. Szegélyhatás vizsgálata műfészkekkel a Fertő-tó nádasában. – In: DOMBOS, M. & LACKNER, G. (eds.): *VI. Magyar Ökológus Kongresszus (Előadás és poszter összefoglalók)*, Gödöllő, p. 44.

### **Előadások:**

- BATÁRY, P.** Fészekaljpredációs vizsgálatok a Fertő-tó osztrák oldalán. – 6. Országos Viselkedésökológiai Kurzus, Debrecen, 2002. (*előadás*).
- BATÁRY, P.** Nest predation edge effect: a meta-analysis and an experiment. – Seminars at Wilhelminenberg at Konrad Lorenz Insitut of Austrian Academy of Sciences, Wien, 2002. (*meghívott előadó*).
- BATÁRY, P. & BÁLDI, A.** Edge effect on nest predation: experiments at reedbeds of Lake Neusiedler, Austria. – The 9<sup>th</sup> European Ecological Congress, Lund, 2002. (*poszter*).

## **Az értekezés témakörén kívüli publikációk**

### **Szakcikkek, közlemények:**

*ISI Web of Science által referált folyóirathoz benyújtott:*

- BÁLDI, A., BATÁRY, P. & ERDŐS, S.** 2004. Bird assemblages of Pannonian grasslands: the role of grazing intensity, location and season. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* (benyújtott kézirat).

*Egyéb publikációk:*

- DEMETER, A., TÖRÖK, K., FODOR, L. & BATÁRY P.** 2002. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer 1998-2001. Környezetvédelmi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- BATÁRY, P., BÁLDI, A. & ERDŐS, S.** 2003. The effect of grazing on bird's biodiversity in Hungarian steppe. – *Die Vogelwarte* **42**/1-2: 183.
- BÁLDI, A., BATÁRY, P. & ERDŐS, S.** 2003. A legelés intenzitásának hatása gyepek élővilágára: programismertetés és előzetes eredmények. – In: **DOMBOS, M. & LACKNER, G.** (eds.): *VI. Magyar Ökológus Kongresszus (Programfüzet és kiegészítés)*, Gödöllő, p. 56.

- ERDŐS, S., KISBENEDEK, T., Orci, K. M., BÁLDI, A. & **BATÁRY, P.** 2004. Alföldi legelők Orthoptera közösségeinek szerkezete. – In: **BATÁRY, P.**, BÁLDI, A. & DÉVAI GY. (eds.): *2. Szünzoológiai Szimpózium (Előadások és posztterek összefoglalói)*, MÖTE, Szeged, p. 23.
- SÁROSPATAKI, M., Józán, Zs., BÁLDI, A., **BATÁRY, P.** & ERDŐS, S. 2004. Vadméhfaunisztikai felmérések különböző típusú alföldi legelők. – In: **BATÁRY, P.**, BÁLDI, A. & DÉVAI GY. (eds.): *2. Szünzoológiai Szimpózium (Előadások és posztterek összefoglalói)*, MÖTE, Szeged, p. 72.
- SZÚTS, T., **BATÁRY, P.**, BÁLDI, A. & ERDŐS, S. 2004. Alföldi legelők pókfaunisztikai vizsgálata. – In: **BATÁRY, P.**, BÁLDI, A. & DÉVAI GY. (eds.): *2. Szünzoológiai Szimpózium (Előadások és posztterek összefoglalói)*, MÖTE, Szeged, p. 79.

**Előadások:**

- BÁLDI, A., **BATÁRY, P.** & ERDŐS, S. Changing intensity of grassland management in a candidate EU country and its effects on biodiversity. – The 6<sup>th</sup> International Association for Landscape Ecology World Congress, Darwin, 2003. (*előadás*).
- BATÁRY, P.** & BÁLDI, A. Complementary study on the effects of non-intensive and intensive grazing on grassland flora and fauna. – EUROSITE 80<sup>th</sup> Workshop, Theme: Grassland Management: Basic skills for sitemanagers, Kiskunsági National Park, Kecskemét, 2003 (*meghívott előadó*).

Mellékletek

1. táblázat (3/1. old.). A fészekaljpredációs tanulmányok elsődleges predátorainak és módszereinek összefoglalása.

<i>Referencia</i>	<i>Hely</i>	<i>Vizsgált táj</i>	<i>Vizsgált szegély</i>	<i>Mátrix habitat</i>	<i>Elsődleges predátorok<sup>a</sup></i>	<i>Fészektípus (fészekszám)</i>	<i>Tojástípus</i>	<i>Expozíciós idő</i>
<b>Műfészkes vizsgálatok</b>								
Andrén & Angelstam 1988. <sup>b</sup>	Svédország	Nyílt ter.	Mező	Erdő	C <sup>1</sup> ; PM; RF	Talaj (92)	Tyúk	Rövid
Andrén & Angelstam 1988. <sup>b</sup>	Svédország	Erdős	Tülevelű erdő	Mező	C <sup>1</sup> ; PM; RF	Talaj (88)	Tyúk	Rövid
Angelstam 1986. <sup>b</sup>	Svédország	Erdős	Tülevelű erdő	Mező	C <sup>1</sup> ; PM; RF	Talaj (150)	Tyúk	Rövid
Avery és mtsai 1989. <sup>b</sup>	Skócia	Nyílt ter.	Nádas	Erdő	C <sup>2</sup> ; RF; Sh, St; WC	Talaj (1400)	Tyúk	Rövid
Batáry et al 2004.	Ausztria	Nyílt ter.	Nádas	Víz	G; MH; SR	Bokor (77)	Fürj / Gyurma	Rövid
Báldi publikálatlan 1998.	Magyarország	Nyílt ter.	Nádas	Mező	ND	Talaj (60)	Fürj	Normal
Báldi publikálatlan 1998.	Magyarország	Nyílt ter.	Nádas	Mező	ND	Talaj (20)	Tyúk	Normal
Báldi & Batáry 2000. (2 vizsg.)	Magyarország	Nyílt ter.	Nádas	Mező	SsS	Bokor (30, 30)	Fürj / Gyurma	Rövid
Báldi & Batáry 2000.	Svédország	Nyílt ter.	Nádas	Víz	G; MH	Bokor (45)	Fürj / Gyurma	Rövid
Báldi & Batáry 2000. (3 vizsg.)	Magyarország	Nyílt ter.	Nádas	Víz	C <sup>3</sup> ; SR	Bokor (50, 60, 60)	Fürj / Gyurma	Rövid
Berg 1996.	Svédország	Nyílt ter.	Mező	Erdő	ND	Talaj (105)	Fürj	Normális
Berg és mtsai 1992. <sup>b</sup> (6 vizsg.)	Svédország	Nyílt ter.	Nádas	Erdő	ND	Talaj (96, 64, 40, 84, 88, 68)	Fürj	Normális
Boag és mtsai 1984. <sup>b</sup>	Alberta	Erdős	Lombos erdő	Erdő	C <sup>4</sup> ; DM; RS	Talaj (90)	Fürj	Normális
Burger 1988. <sup>b</sup>	Missouri	Nyílt ter.	Mező	Erdő	C <sup>5</sup> ; M <sup>1</sup>	Talaj (270)	Fürj	Rövid
Burger 1988. <sup>b</sup>	Missouri	Erdős	Lombos erdő	Mező	C <sup>5</sup> ; M <sup>1</sup>	Talaj (324)	Fürj	Rövid
Carlson 1989. <sup>b</sup> (2 vizsg.)	Missouri	Erdős	Lombos erdő	Mező	ND	Talaj (400, 200)	Fürj	Rövid
Fazekas & Báldi 2000.	Magyarország	Nyílt ter.	Mező	Erdő	MsS; SR	Talaj (48)	Fürj / Gyurma	Normális
Gibbs 1991. <sup>b</sup> (2 vizsg.)	Costa Rica	Erdős	Trópusi erdő	Erdő	B; M <sup>2</sup> ; Sn	Talaj (147, 120)	Fürj	Rövid
Gibbs 1991. <sup>b</sup> (2 vizsg.)	Costa Rica	Erdős	Trópusi erdő	Erdő	B; M <sup>2</sup> ; Sn	Bokor (147, 120)	Fürj	Rövid

1. táblázat (3/2. old.). A fészekaljpredációs tanulmányok elsődleges predátorainak és módszereinek összefoglalása.

<i>Referencia</i>	<i>Hely</i>	<i>Vizsgált táj</i>	<i>Vizsgált szegély</i>	<i>Mátrix habitat</i>	<i>Elsődleges predátorok<sup>a</sup></i>	<i>Fészektípus (fészekszám)</i>	<i>Tojástípus</i>	<i>Expozíciós idő</i>
Møller 1989. <sup>b</sup> (2 vizsg.)	Dánia	Nyilt ter.	Mező	Erdő	C <sup>6</sup>	Talaj (180, 180)	Gyurma	Rövid
Møller 1989. <sup>b</sup> (2 vizsg.)	Dánia	Erdős	Tülevelű erdő	Mező	C <sup>6</sup>	Talaj (180, 180)	Gyurma	Rövid
Pasitschniak-Arts & Messier 1995.	Saskatchewan	Nyilt ter.	Mező	Mező	C <sup>5</sup> ; Co; G; R; RF; SR; SS;	Talaj (225)	Tyúk	Normális
Pasitschniak-Arts & Messier 1996.	Saskatchewan	Nyilt ter.	Mező	Mező	C <sup>7</sup> ; G; SS; UM	Talaj (360)	Tyúk	Normális
Picman és mtsai 1993.	Ontario, CA	Nyilt ter.	Nádas	Mező	LtW; MW; R	Bokor (53)	Fürj	Rövid
Ratti & Reese 1988. <sup>b</sup> (2 vizsg.)	Idaho	Nyilt ter.	Mező	Erdő	C <sup>8</sup> ; Ch; RS	Talaj / Bokor (180, 208)	Fürj	Normális
Ratti & Reese 1988. <sup>b</sup> (2 vizsg.)	Idaho	Erdős	Tülevelű erdő	Mező	C <sup>8</sup> ; Ch; RS	Talaj / Bokor (180, 201)	Fürj	Normális
Söderström és mtsai 1998.	Svédország	Nyilt ter.	Mező	Erdő	B; C <sup>9</sup> ; RF; SR	Talaj (114)	Fürj / Gyurma	Normális
Söderström és mtsai 1998.	Svédország	Nyilt ter.	Mező	Erdő	B; C <sup>9</sup> ; RF; SR	Bokor (114)	Fürj / Gyurma	Normális
Storch 1991. <sup>b</sup>	Németország	Erdős	Tülevelű erdő	Mező	C <sup>10</sup> ; UM	Talaj (135)	Tyúk	Normális
Wilcove és mtsai 1986. <sup>b</sup>	Maryland	Erdős	Lombos erdő	Mező	C <sup>11</sup> ; Ch; RF	Talaj (84)	Fürj	Rövid
Wilcove és mtsai 1986. <sup>b</sup> (2 vizsg.)	Maryland	Erdős	Lombos erdő	Mező	C <sup>11</sup> ; Ch; RF	Talaj (40, 40)	Fürj	Normális
<b><i>Valódi fészkes vizsgálatok</i></b>								
Berg 1992. (3 vizsg.)	Svédország	Nyilt ter.	Mező	Erdő	ND	Póling (84, 84, 91)		
Berg 1996.	Svédország	Nyilt ter.	Mező	Erdő	ND	Póling (35)		
Berg 1996.	Svédország	Nyilt ter.	Mező	Erdő	ND	Bíbic (161)		
Best 1978. <sup>b</sup>	Illinois	Nyilt ter.	Mező	Erdő	Sn	Törpe verébsármány (135)		
Chasko & Gates 1982. <sup>b</sup> (2 vizsg.)	Maryland	Erdős	Lombos erdő	Mező	C <sup>11</sup> ; Ch; RF	Énekesmadarak (210, 136)		
Gates & Gysel 1978. <sup>b</sup>	Michigan	Erdős	Lombos erdő	Mező	C <sup>11</sup> ; Ch; RF	Énekesmadarak (561)		
Honza és mtsai 1998.	Csehország	Nyilt ter.	Nádas	Víz	C <sup>12</sup> ; MH; Sh; RS; SR; St; W	Cserregő nádiposzáta (153)		
Kristiansen 1998.	Dánia	Nyilt ter.	Nádas	Mező	C <sup>13</sup> ; Mi; RF; WP	Nyári lúd (31)		

1. táblázat (3/3. old.). A fészekaljpredációs tanulmányok elsődleges predátorainak és módszereinek összefoglalása.

Referencia	Hely	Vizsgált táj	Vizsgált szegély	Mátrix habitat	Elsődleges predátorok <sup>a</sup>	Fészektípus (fészekszám)	Tojástípus	Expozíciós idő
Pasitschniak-Arts és mtsai 1998/1.	Saskatchewan	Nyílt ter.	Nádas	Mező	C <sup>14</sup> ;Co;G;LtW;R;RF;SS	Tőkés réce (53)		
Pasitschniak-Arts és mtsai 1998/2.	Saskatchewan	Nyílt ter.	Nádas	Mező	C <sup>14</sup> ;Co;G;LtW;R;RF;SS	Kendermagos réce (50)		
Pasitschniak-Arts és mtsai 1998/3.	Saskatchewan	Nyílt ter.	Nádas	Mező	C <sup>14</sup> ;Co;G;LtW;R;RF;SS	Kékszárnyú réce(96)		
Temple & Cary 1988. <sup>b</sup>	Wisconsin	Erdős	Lombos erdő	Mező	ND	Énekesmadarak (276)		
Vickery és mtsai 1992. <sup>b</sup>	Maine	Nyílt ter.	Mező	Erdő	SS	Énekesmadarak (60)		
Yahner 1991. <sup>b</sup>	Pennsylvania	Erdős	Lombos erdő	Mező	C <sup>5</sup>	Énekesmadarak (95)		

<sup>a</sup> B, borz (*Meles meles*); C, varjúfélék (1, *Corvus corax*, *C. corone cornix*, *C. monedula*, *Pica pica*; 2, *C. c. cornix*; 3, *C. c. cornix*, *P. p.*; 4, *Perisoreus canadensis*; 5, *C. branchyrhynchus*; 6, *C. c. cornix*, *P. p.*, *Garrulus glandarius*; 7, *C. b.*, *P. p.*; 8, *Cyanocitta stelleri*, *P. c.*, *C. b.*, *C. corax*; 9, *C. c. cornix*, *P. p.*, *G. g.*; 10, *C. corax*, *C. c. corone*, *G. g.*, *Nucifraga caryoctactes*; 11, *Cyanocitta cristata*, *C. b.*; 12, *C. c. cornix*, *G. g.*; 13, *C. c. cornix*; 14, *C. b.*, *P. p.*); Ch, észak-amerikai mókus (*Tamias spp.*); Co, prérifarkas (*Canis latrans*); G, sirály fajok (*Larus spp.*); LtW, hosszúfarkú menyét (*Mustela frenata*); HD, mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*); HM, törpeegér (*Micromys minutus*); M, emlősök (1, *Didelphis virginiana*, *Procyon lotor*, *Mephitis mephitis*, *Sciurus carolinensis*; 2, *Nasua narica*, *Mustela frenata*, *Eira barbara*, *Potos flavus*, *Sciurus granatensis*); Mi, amerikai nyérc (*Mustela vison*); MH, barna rétihéja (*Circus aeruginosus*); MsS, közepes-méretű énekesmadár; MW, hosszúcsőrű nádiökörszem (*Cistothorus palustris*); ND, nincs adat; PM, nyuszt (*Martes martes*); R, mosómedve (*Procyon lotor*); RF, vörös róka (*Vulpes vulpes*); RS, kanadai vörös mókus (*Tamiasciurus hudsonicus*); Sh, karvaly (*Accipiter nisus*); Sn, kígyók; SR, kis rágcsálók; SS, csíkos szkunk (*Mephitis mephitis*); SsS, kis-méretű énekesmadár; St, hermelin (*Mustela erminea*); UM, nem azonosított emlősfaj; W, menyét (*Mustela nivalis*); WC, vadmacska (*Felis sylvestris*); WP, görény (*Mustela putorius*).

<sup>b</sup> Kísérletek, melyek Paton (1994) tanulmányában szerepeltek.

3. táblázat (3/1. old.). Fészekaljpredációs ráta (%) / fészekszám a szegélytől mért távolság függvényében.

Referencia	Távolság a szegélytől (m)										p (N) <sup>d</sup>	Zr±CI <sup>e</sup>	
	0	25	50	75	100	150	200	300	500	900 >			
<i>Műfészkes vizsgálatok</i>													
Andrén & Angelstam 1988/1. <sup>a</sup>	50/30		61/18		54/26			61/18				0.836 (92)	-0.0215±0.0112
Andrén & Angelstam 1988/2. <sup>a</sup>	50/30		33/21		13/24			8/13				0.004 (88)	0.3170±0.0118
Angelstam 1986. <sup>a</sup>			67/30				59/42		70/27	60/30	61/21	0.885 (150)	0.0118±0.0068
Avery és mtsai 1989. <sup>a</sup>					44/350				37/350	33/350	30/350	<0.001 (1400)	0.0882±0.0007
Batáry és mtsai 2004.	85/39		34/38									<0.001 (77)	0.5076±0.0135
Báldi publikálatlan 1998/1.	63/30		47/30									0.193 (60)	0.1697±0.0175
Báldi publikálatlan 1998/2.	70/10				80/10							0.605 (20)	-0.1161±0.0588
Báldi & Batáry 2000/1.	6/15		24/15									0.335 (30)	-0.4084±0.0370
Báldi & Batáry 2000/2.	6/15		47/15									<0.001 (30)	-0.6944±0.0370
Báldi & Batáry 2000/3.	73/22		22/23									<0.001 (45)	0.7126±0.0238
Báldi & Batáry 2000/4.	56/25		64/25									0.563 (50)	-0.0804±0.0213
Báldi & Batáry 2000/5.	40/30		47/30									0.602 (60)	-0.0674±0.0175
Báldi & Batáry 2000/6.	83/30		53/30									0.011 (60)	0.3409±0.0175
Berg 1996/1.			66/50				71/55					0.588 (105)	-0.0528±0.0098
Berg és mtsai 1992./1. <sup>a</sup>			61/36				58/60					0.788 (96)	0.0274±0.0108
Berg és mtsai 1992./2. <sup>a</sup>			38/32				7/32					0.002 (64)	0.4074±0.0164
Berg és mtsai 1992./3. <sup>a</sup>			58/12				64/28					0.723 (40)	-0.0561±0.0270
Berg és mtsai 1992./4. <sup>a</sup>			35/40				61/44					0.015 (84)	-0.2719±0.0123
Berg és mtsai 1992./5. <sup>a</sup>			20/44				9/44					0.129 (88)	0.1633±0.0118
Berg és mtsai 1992./6. <sup>a</sup>			15/40				10/28					0.604 (68)	0.0630±0.0154
Boag és mtsai 1984. <sup>a</sup>	58/43	70/47										0.232 (90)	-0.1267±0.0115
Burger 1988/1. <sup>a, b</sup>		65/NA	37/NA									<0.001 (270)	0.2554±0.0037
Burger 1988/2. <sup>a, b</sup>		30/NA	11/NA									<0.001 (324)	0.2323±0.0031

3. táblázat (3/2. old.). Fészekaljpredációs ráta (%) és fészekszám a szegélytől mért távolság függvényében.

Referencia	Távolság a szegélytől (m)										p (N) <sup>d</sup>	Zr±CF <sup>e</sup>
	0	25	50	75	100	150	200	300	500	900 >		
Carlson 1989/1. <sup>a,b</sup>	95/NA						34/NA	23/NA	24/NA		<0.001 (400)	0.2084±0.0025
Carlson 1989/2. <sup>a,b</sup>			72/NA		64/NA	76/NA	72/NA				0.611 (200)	-0.0359±0.0051
Fazekas & Báldi 2000.	94/16		25/16				38/16				<0.001 (48)	0.6821±0.0222
Gibbs 1991/1. <sup>a</sup>	60/57								24/90		<0.001 (147)	0.3527±0.0069
Gibbs 1991/2. <sup>a</sup>	10/30								24/90		0.073 (120)	-0.1652±0.0085
Gibbs 1991/3. <sup>a</sup>	23/57								10/90		0.036 (147)	0.1748±0.0069
Gibbs 1991/4. <sup>a</sup>	10/30								10/90		1.000 (120)	0.0000±0.0085
Møller 1989/1. <sup>a</sup>	77/60	85/60					28/60				<0.001 (180)	0.3163±0.0056
Møller 1989/2. <sup>a</sup>	40/60	40/60					30/60				0.417 (180)	0.0606±0.0056
Møller 1989/3. <sup>a</sup>	77/60	75/60			55/60						0.019 (180)	0.1767±0.0056
Møller 1989/4. <sup>a</sup>	40/60	47/60			25/60						0.039 (180)	0.1551±0.0056
Pasitschniak-Arts & Messier 1995.	72/75			55/75		51/75					0.014 (225)	0.1653±0.0045
Pasitschniak-Arts & Messier 1996.	91/120			83/120		93/120					0.038 (360)	-0.1098±0.0028
Picman és mtsai 1993.		48/27			31/26						0.194 (53)	0.1803±0.0200
Ratti & Reese 1988/1. <sup>a</sup>	13/30	10/30	3/30	0/30	7/30	0/30					0.057 (180)	0.1429±0.0056
Ratti & Reese 1988/2. <sup>a</sup>	7/30	24/29	13/30	10/30	20/30	17/29	7/30				0.337 (208)	0.0667±0.0049
Ratti & Reese 1988/3. <sup>a</sup>	40/30	57/30	47/30	63/30	30/30	53/30					0.113 (180)	-0.1188±0.0056
Ratti & Reese 1988/4. <sup>a</sup>	17/29	44/37	64/28	77/26	71/28	65/26	67/27				<0.001 (201)	-0.3064±0.0053
Söderström és mtsai 1998./1.	47/38	27/38	34/38								0.465 (114)	0.0685±0.0090
Söderström és mtsai 1998./2.	71/38	71/38	61/38								0.532 (114)	0.0586±0.0090
Storch 1991. <sup>a</sup>	45/45		68/45		75/45						0.003 (135)	-0.2613±0.0076
Wilcove és mtsai 1986/1. <sup>a</sup>	29/24							20/20	15/20	15/20	0.612 (84)	0.0554±0.0123
Wilcove és mtsai 1986/2. <sup>a</sup>	95/20								45/20		<0.001 (40)	0.7744±0.0270
Wilcove és mtsai 1986/3. <sup>a</sup>	100/20								60/20		<0.001 (40)	0.7744±0.0270

3. táblázat (3/3. old.). Fészekaljpredációs ráta (%) és fészekszám a szegélytől mért távolság függvényében.

Referencia	Távolság a szegélytől (m)										p (N) <sup>d</sup>	Zr±CF <sup>e</sup>	
	0	25	50	75	100	150	200	300	500	900 >			
<i>Valódi fészkes vizsgálatok</i>													
Berg 1992./1.			43/14	44/70								0.922 (84)	-0.0107±0.0123
Berg 1992./2.					37/30	48/54						0.308 (84)	-0.1117±0.0123
Berg 1992./3.					60/20	39/71						0.103 (91)	0.1727±0.0114
Berg 1996./2.				19/16				26/19				0.593 (35)	-0.0905±0.0313
Berg 1996./3.				17/6				9/155				0.564 (161)	0.0454±0.0063
Best 1978. <sup>a</sup>		90/85	82/22	96/16	83/8	100/4						0.442 (135)	-0.0663±0.0076
Chasko & Gates 1982/1. <sup>a</sup>	51/51	37/54	30/54	31/51								0.116 (210)	0.1091±0.0049
Chasko & Gates 1982/2. <sup>a</sup>	33/43		41/44	12/49								0.004 (136)	0.2520±0.0075
Gates & Gysel 1978. <sup>a</sup>		27/378	20/127		11/56							<0.001 (561)	0.1751±0.0018
Honza és mtsai 1998. <sup>c</sup>	18/57	30/43	20/30	26/23								0.478 (153)	-0.0574±0.0067
Kristiansen 1998.			79/14		67/6	0/4	0/7					<0.001 (31)	0.9454±0.0357
Pasitschniak-Arts és mtsai 1998./1.	77/13	100/8	80/10	77/13	100/2	100/3	75/4					<0.001 (53)	0.6390±0.0200
Pasitschniak-Arts és mtsai 1998./2.	75/8	53/17	50/4	80/5	20/5	33/6	20/5					0.196 (50)	0.1850±0.0213
Pasitschniak-Arts és mtsai 1998./3.	70/33	48/27	69/16	78/9	33/3	75/4	0/1	33/3				0.285 (96)	0.1013±0.0092
Temple & Cary 1988. <sup>a</sup>					82/96	42/98	30/82					<0.001 (276)	0.2524±0.0037
Vickery és mtsai 1992. <sup>a</sup>			33/6		70/12	56/13	40/8	87/8	75/4	50/4	50/2	0.405 (60)	-0.1079±0.0175
Yahner 1991. <sup>a</sup>	60/37	50/36	41/22									0.260 (95)	0.1161±0.0109

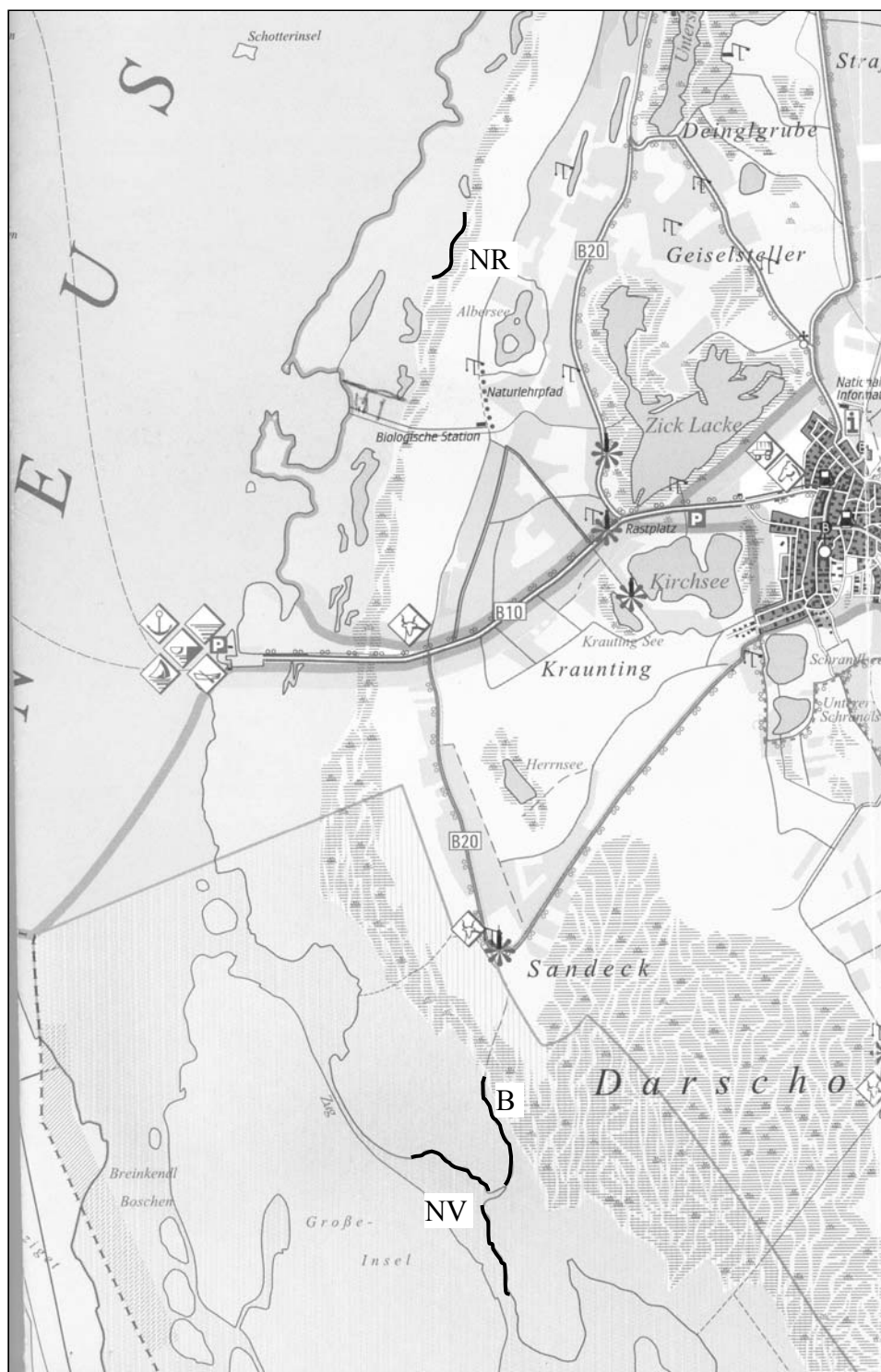
<sup>a</sup> Kísérletek, melyek Paton (1994) tanulmányában szerepeltek.

<sup>b</sup> NA – nincs adat.

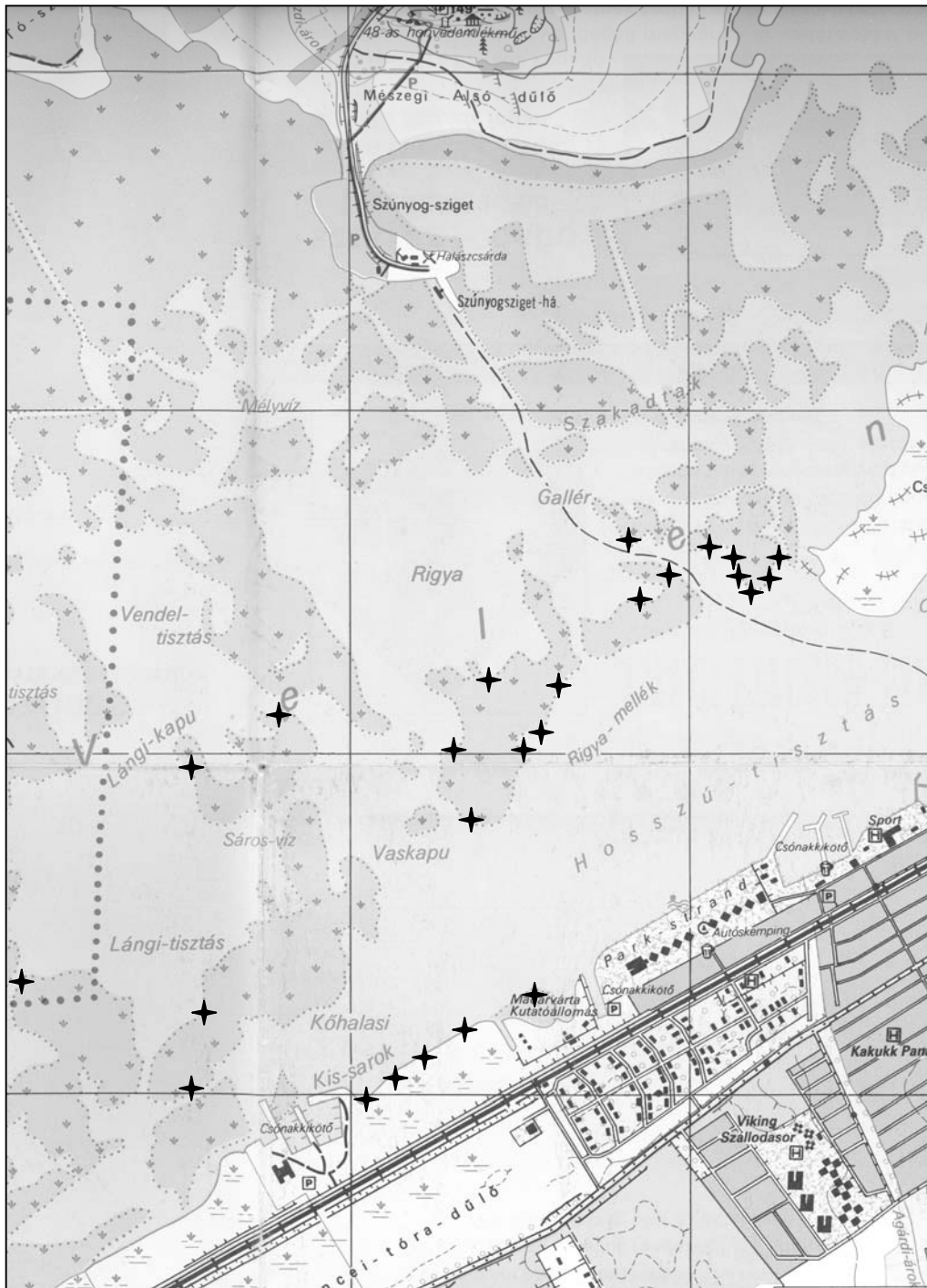
<sup>c</sup> Távolság a szegélytől a következő volt: 1 m; 2 m; 3 m és > 3 m.

<sup>d</sup> A p érték a chi-négyzet próba szignifikancia értéke, N a fészkek száma.

<sup>e</sup> Zr±CI a Fisher z-transzformáció, ami egy hatásméret, és annak 95 %-os konfidencia intervallumai. A pozitív Zr nagyobb fészekaljpredációt jelent a szegély, mint a belső élőhelyen. Ha a konfidencia intervallumok közé esik a nulla, akkor a szegélyhatás nem szignifikáns p = 0,05 szinten.



1. térkép. A fertő-tavi vizsgálati területek. NR – nádas és rét közti szegély; B – nádas belső; NV – nádas és nyíltvíz közti szegély.



2. térkép. A velencei-tavi vizsgálati terület. A kereszt a nádirigó fészkek helyét jelöli.



**1. fotó.** A nádas és rét között húzódó szegély a Fertő-tavon.



**2. fotó.** Nádas – nyíltvíz szegély a Fertő-tavon.



**3. fotó.** Nádas belső a Fertő-tavon a csatorna mentén.



**4. fotó.** Müfészek.



2. ábra. Fiókáit etető nádirigó (Kancsal Béla).