

Doktori disszertáció

**Madarak monitorozása:
Ökológiai és evolúciós folyamatok feltárásának
lehetőségei**

Szép Tibor

Nyíregyháza
2007

Tartalom

| | |
|--|----|
| 1. Bevezetés, célkitűzés | 4 |
| 1.1 A madármonitorozás szüksége és lehetőségei | 4 |
| 1.2 Madár monitorozó munkák a világban | 5 |
| 1.3 Madarak monitorozása Magyarországon | 7 |
| 1.4 Madár monitorozás fő irányai | 8 |
| 1.5 Célkitűzések | 9 |
| 2. Vonuló fecskefajok integrált monitorozásának eredményei, új módszerek fejlesztése és alkalmazása a feltárt változások ökológiai és evolúciós hátterének feltárására | 11 |
| 2.1 Partifecske integrált monitorozó rendszer a Tisza mentén | 11 |
| 2.1.1 Vizsgált faj | 13 |
| 2.1.2 Terepi felmérési módszerek | 16 |
| 2.1.3 Adatok számítógépes kezelése, statisztikai módszerek | 18 |
| 2.2 Monitorozott partifecske állomány jellemzői | 20 |
| 2.2.1 Populáció nagyságának és eloszlásának változása a Tisza mentén | 20 |
| 2.2.2 Költési jellemzők a Tokaj-Tiszatelek régióban | 23 |
| 2.2.3 Telepes fészkelés szerepe a partifecske szaporodásában | 25 |
| 2.2.4 Fészkelő egyedek túlélési rátája Tiszatelek térségében | 28 |
| 2.2.5 Fiatal egyedek túlélésének modellezésének problémája | 30 |
| 2.2.6 Partifecske monitorozó munka adatainak felhasználása a védelemben | 32 |
| 2.3 Fészkelő területen bekövetkezett környezeti katasztrófák hatásának a partifecske fészkelő állományra | 33 |
| 3. Ektoparaziták hatásának kísérletes vizsgálata a partifecske fészkelésében | 41 |
| 3.1 Jelentős ektoparazita fertőződés okozta veszteség, a gazda immunvédekezésének és a szülő-utód konfliktus kísérletes vizsgálata a partifecskénél | 42 |
| 3.2 Kismértékű ektoparazita fertőződés okozta fészkelőn belüli különbségek kísérletes vizsgálata a partifecskénél | 52 |

| | |
|--|-----|
| 4. Fészkelő állományok vonulási és telelési területeinek vizsgálata | 62 |
| 4.1 Fészkelő területen kívüli hatások feltárási lehetőségei a vonuló fecskefajok túlélési ráták és az afrikai vegetációs index NDVI műholdkép adatok modellezése révén | 62 |
| 4.2 Túlélési ráták és Vegetációs index (NDVI) adatok alapján azonosított potenciális füsti fecske telelő és vonuló területek használatának vizsgálata Dél-Afrikában | 75 |
| 4.3 Ökológiai és evolúciós folyamatok feltárása füsti fecskénél a túlélési ráta és az afrikai vegetációs index (NDVI) modellezések alapján | 86 |
| 4.4 Tollak kémiai elem tartalmán (trace element) és stabil izotóp összetételen alapuló eljárások összehasonlítása a vonulási konnektivitás vizsgálatok esetében két fecskefaj esetében | 95 |
| 5. Általános, random mintavételezésen alapuló, országos madármonitorozási rendszer kifejlesztése Magyarországon | 109 |
| 5.1 Mindennapi Madaraink Monitoringja | 109 |
| 6. A kutatási téma továbbfejlesztésének lehetőségei | 125 |
| 7. Irodalom | 127 |
| 8. Köszönetnyilvánítás | 150 |

1. Bevezetés, célkitűzés

1.1 A madármonitorozás szüksége és lehetőségei

A madarak egyike azon kevés élőlénycsoportoknak, amelyeket a múltban, jelenben és várhatóan a jövőben is a legnagyobb figyelem kíséri a lakosság, természetvédők és a kutatók részéről egyaránt. A madárfajok állományainak helyzete és az azt kedvezőtlenül befolyásoló hatások megismerése és megszüntetése, különösen a XX. század második felétől egyre erőteljesebb kedvezőtlen emberi hatások miatt, nemcsak egy szűk szakmai közösség, hanem széles társadalmi rétegek számára fontos a világ számos országában (Spellerberg 1991). Nem véletlen, hogy a madárfajok állományainak helyzete és védelme kitüntetett szereppel bír a legtöbb ország természetvédelmében, számos országban a legtöbb védelmet élvező faj a madarak közül kerül ki, illetve arányaiban az adott országban előforduló madárfajok nagy része élvez védelmet (Báldi et al. 1997). A madarak, hasonlóan a többi vadon élő élőlényhez, jelentős fenyegetettségben vannak a közvetlen és közvetett emberi tevékenységek miatt. Napjainkban a természetes élőhelyek drasztikus méretű átalakítása, a hagyományos mezőgazdasági gyakorlat jelentős módosulása, a környezeti szennyezések és a globális klímaváltozás okozta változások a korábban a vadászat és kereskedelem által nem vagy csak részben fenyegetett, jelentős számú madárfaj állományát is befolyásolja, olykor drámai mértékben (Newton 1998). Jellemző példa erre a mezei veréb állományának helyzete Nagy-Britanniában, ahol 1967-1994 között az állomány nagyság az 1/30-ra esett vissza (Siriwardena et al. 1998) elsősorban a mezőgazdasági területeken folyó gazdálkodás jelentős átalakulása miatt (Krebs et al. 1999).

A jelentős számú vonuló madárfaj esetében ugyanakkor nemcsak egy térség, hanem több, egymástól olykor több ezer kilométer távolságra lévő terület játszik fontos szerepet a populációk életében (Moreau 1972). E területek élőhelyeinek állapota, időjárása és az elérésének körülményei az őszi és tavaszi vonulások során lényegesen gyorsabban változnak a közvetlen és közvetett

emberi tevékenységek kapcsán, mint ahogy azok a vonuló madárfajok evolúciós múltjában feltételezhetően előfordultak, így e fajok esetében a nem vonuló fajokhoz képest lényegesen nagyobb fenyegetettséggel számolhatunk (Robbins et al. 1989, Marchant 1992, Berthold 1998, 2001). A vonuló madárfajok fészkelő állományai, különösen a hosszútávon, un. transzszaharai, vonulók esetében jelentős éves populációnagyság ingadozást mutatnak, amelyek közül számos faj esetében csökkenő tendencia mutatkozik Európában és Magyarországon is (BirdLife 2004). A madárállományok helyzetét és az azt befolyásoló hatások megismerését elősegítő monitorozó munkák kitüntetett jelentőséggel bírnak az ökológiai, evolúciós és konzervációbiológiai kutatásokban, természetvédelmi alkalmazásokban, valamint a madarak és élőhelyeik helyzete iránt érdeklődő közvélemény tájékoztatásában egyaránt (Pereira & Cooper 2006).

1.2 Madár monitorozó munkák a világban

A madárfajok állományának és azok változásának vizsgálata, monitorozása, az egyik legnagyobb hagyományokkal, legnagyobb térbeli kiterjedéssel és időben a leghosszabban folyó munkák a biológiai kutatásokban világszerte (Furness & Greenwood 1993). A madarak ugyanakkor az ökológiai és viselkedésokológiai kutatások által egyik legjobban ismert élőlénycsoport, amellyel kapcsolatban széleskörű ökológiai, etológiai és evolúciós ismeretek állnak rendelkezésre (Sutherland et al. 2004), amelyek nélkülözhetetlenek az eredményes vizsgálatok tervezéséhez, lebonyolításához és az adatok értelmezésében (Furness & Greenwood 1993). Ezen állatcsoport felmérését ugyanakkor a legnagyobb számú, felkészült, tájakat, régiókat és országokat jól „lefedő” amatőr és hivatásos megfigyelői hálózat jellemzi világszerte (Spellerberg 1991), így hazánkban is (Báldi et al. 1997). Nincs még egy olyan állatcsoport, amelynek olyan nagyszámú fajára kiterjedően folyik adatgyűjtés országos, regionális és kontinentális léptékben, mint a madarak. A világon több millióra tehető amatőr és hivatásos madarászok munkájának egyik fontos sajátossága, hogy e tevékenységet jelentős

tagságú, olyan jól szervezett nemzetközi és nemzeti szervezetek (USGS Patuxent Wildlife Research Center, EBCC, EURING, Wetland International, BirdLife International, RSPB, BTO, SOVON, MME, stb.) keretében végzik, amely szervezetekben a felmérő munkát a kor ökológiai és módszertani követelményeinek megfelelően, sok esetben a legmodernebb módszertan felhasználásával valósítják meg (Bibby et al. 2000). A jól működő nemzetközi szakmai szervezetek (Pl. Európai Madár Monitoring Tanács (EBCC), Európai Madárgyűrűző Szervezet (EURING),... stb.) és az azoknak az alapkutatásokkal való eredményes együttműködése eredményeképpen, a madarak esetében, a legkidolgozottabbak a felmérési (Gilbert et al. 1998), nyilvántartási, elemzési módszerek, léteznek és működnek nemzetközileg elfogadott adatkódolási rendszerek és a tudományos munka nélkülözhetetlen fórumai (szaklapok, szakmai konferenciák). A kezdetekben elsősorban a ritka és a veszélyeztetett fajokra és főként azok helyzetére koncentráló madármonitorozó munkák mellett (Báldi et al. 1997) azonban az utóbbi évtizedekben mind jobban előtérbe kerülnek a madaraknak, mint a kedvezőtlen élőhelyi változásokat jelző, indikáló élőlénycsoportnak a biológiai diverzitás monitorozásában való alkalmazása (Marchant et al. 1997, Gregory et al. 2003, 2005). A madarak magatartásukkal és élőhely igényükkel kapcsolatos széleskörű ismeretek, valamint az ezen állatcsoport felmérésében közreműködő, minden más élőlénycsoporthoz képest nagyobb számú és nagyobb területen tevékenykedő felmérő hálózat révén ideális objektumok a táj, régió és országos léptékű monitorozásra (Furness & Greenwood 1993). E vizsgálatok keretében a madarak, mint indikátor szervezetek alkalmasak az élőhelyeken bekövetkező táj és annál nagyobb léptéken lezajló változások követésére, monitorozására, amely kutatások napjainkban különös fontossággal bírnak (Gregory et al. 2003). Mind több európai országban fordulnak a madarakhoz, mint indikátor szervezetekhez, a mezőgazdasági tevékenységgel és terület használattal kapcsolatos változások által kiváltott hatások detektálására (Gibbons 1998). A madarak több ok és körülmény miatt is központi szerepet játszhatnak a biodiverzitás monitorozásban (Pereira & Cooper 2006).

1.3 Madarak monitorozása Magyarországon

Magyarországon a madarak esetében ismert a leghosszabb távon végzett, az ország egész területére kiterjedő, napjaink monitoring vizsgálatai feltételeinek is eleget tevő, vadon élő védett fajra kiterjedő rendszeres felmérés, az 1941 óta folyó fehér gólya számlálások (Lovászi 1998). Az 1974-ben megalakult Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) keretében indultak meg a hazai madárfauna térbeli és időbeli jellemzőinek feltárását szolgáló országos felmérések immáron több ezer résztvevővel, amely alapján egyedülálló adatbázisok jöttek létre (Szép 2000). A hazai madár felmérési, monitorozás jellegű munkákban a kezdetektől fogva törekedtek a nemzetközi kutatási programokban való részvételre, amely két legjelentősebb eredménye az Wetland International (korábban IWRB) nemzetközi szinkron vízimadár számlálási programjában való részvétel (Faragó 2006), illetve az Európai Madármonitoring Tanács (EBCC, korábban IBCC és EOAC) által szervezett európai fészkelő madárfajok térbeli és mennyiségi eloszlását feltáró ún. Ponttérkép program (Haraszthy 1984, Hagemeyer & Blair 1997), amely keretében először az MME keretében alkalmazták országosan az UTM alapú térképezést. Az MME keretében kezdődtek meg Magyarországon elsőként az 1980-as évek végén, a madár monitorozás módszertani követelményeit szem előtt tartó, országos monitoring programok, mint a Dán-rendszerű Énekesmadár program (Waliczky 1991) és a Ritka és Telepesen fészkelő madarak Monitoringja (RTM) (Szép & Waliczky 1993). A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer (NBmR) madarakkal kapcsolatos módszertani, elemzési és szervezési munkálatai során nagyban támaszkodtak az MME keretében fejlesztett módszerekre és gyakorlatra (Báldi et al. 1997). A védett területeken az NBmR ajánlásainak megfelelően folynak a fokozottan védett és védett madarak állományainak felmérései. A több évtizede folyó Actio Hungarica madárgyűrző táborok adatai alapján monitorozó jellegű kutatások folynak az átvonuló populációk biometriai jellemzésére (Gyurácz & Bank 1996), a vonulást befolyásoló időjárási hatások detektálására (Csörgő et al.

1998). Nemzetközi együttműködés folyik az EURING Acroproject keretében a nádiposzták vonulásának feltérképezésére (Csörgő et al. 1998) és az utóbbi években indult meg a fecskefajok esetében hasonló típusú kutatás. Kiemelkedő jelentőséggel bírnak az állandó hálófelület (Constant-Effort-Size, CES) programban működő táborok (Ócsa, Fenépuszta, Sumony), amelyek az év valamennyi szakaszára kiterjedően standard körülmények között végzik a befogást és biometriai adatgyűjtést, így módon egyedülálló adatokkal szolgálva a vizsgált élőhelyeken fészkelő és átvonuló madárfajok állományának monitorizálására (Csörgő et al. 1998). Kiemelendő az élőhelyek átalakulását követő, a Kis-Balatonon (Báldi et al. 1999) és a Szigetközben (Báldi et al. 1999) folyó madárközösség monitorozó vizsgálatok, valamint a tiszai partifecske állományon folyó integrált monitoring vizsgálatok (Szép et al. 2003).

1.4 Madár monitorozás fő irányai

A madár monitorozásban napjainkban két fő általános típust jelölhetünk meg céljukat tekintve (Furness & Greenwood 1993), amelyeken belül számos további típust alkalmaznak: I - A madárfajok állományának, közösségeiknek figyelemmel követése és a változások okainak feltárása, az adott fajok helyzetének és az azt befolyásoló hatások felderítése, II - Élőhelyeken táj, régió és országos szinten bekövetkező, a biológiai diverzitást befolyásoló hatások indikálása főként a madárfajok állományváltozásának feltárása révén, elsősorban az élőhelyek állapotának és az azt befolyásoló hatások felderítésére.

Az első fő típusban azok a monitorozó vizsgálatok tartoznak, amelyek egy adott madár populáció, illetve közösség életének megismerését szolgáló részletes tudományos kutatás támogatnak, illetve az adott vizsgálati objektumok védelmi programja keretében azok állapotát és az azt befolyásoló hatásokat követik nyomon (Nichols & Williams 2006). A tudományos kutatást kiszolgáló monitorozó munkák az adott vizsgálati objektumok hosszú távú megfigyelése révén adnak lehetőséget a populációk/közösségek térbeli, időbeli, mennyiségi,

magatartási és más jellemzőinek, folyamatainak leírásán túl az azokat magyarázó hipotézisek predikcióinak vizsgálatára, a feltárt alapvetően korrelatív összefüggések és kísérletes kutatások alapján (Møller 1984).

A másik fő típusba azok a monitorozó munkák tartoznak, amelyekben a vizsgált madár állományok, illetve közösségek, mint indikátor szervezetek játszanak szerepet a biológiai sokféleség változásának (Gregory et al. 2005), illetve az azt kiváltó környezeti hatások (élőhely, klíma, szennyezés,..stb.) (Furness & Greenwood 1993) feltárásában. E monitorozó vizsgálatok sajátja, hogy nagyban építenek a más élőlénycsoportokhoz képest lényegesen nagyobb, alapvetően önkénteseken alapuló, regionális, országos vagy akár kontinentális lefedést biztosító, szervezett felmérő hálózatra, amely révén nagy területre kiterjedő, rendszeres adatgyűjtésre van mód. Lényeges ismérve e monitorozó munkáknak, hogy az alkalmazott mintavételi, módszertani és szervezési protokollok az előzetesen megfogalmazott kérdések megválaszolásához szükséges paraméterek adekvát és költség hatékony mérését és becslését szem előtt tartva alakítják ki (Gregory & Vorisek 2003).

1.5 Célkitűzések

Értekezésemben a két fő típusba sorolható madár monitorozó munkák fejlesztése és végzése során szerzett eredményeimet és az azokból levonható megállapításokat kívánom bemutatni, amelyek egyaránt hozzájárulnak a madár állományokat befolyásoló ökológiai és evolúciós hatások és folyamatok jobb megismeréséhez, és módot adnak a madaraknak, mint indikátor szervezeteknek a hazai biológiai sokféleség állapotának monitorozásában való alkalmazására.

A vonuló madarak állományát a fészkelő, telelő és vonulási területen befolyásoló ökológiai és evolúciós hatások feltárását célzó monitorozó munkáimat két Európában fészkelő fecske fajnál vizsgáltam. Kelet-Magyarországon a Tisza mentén fészkelő partifecske populáció esetében 1986 óta végzett integrált monitoring (Baillie 1990) vizsgálataim (Szép et al. 2003) során egy jelentős, természetes élőhelyen élő állománynál (Szép 1991) kívántam

jellemezni az állomány nagyságát, túlélését, szaporodási sikerét, diszperzióját és telepes fészkelését. Munkámban különös hangsúllyal kívántam vizsgálni kísérletes eszközökkel a fészkelési sikerre jelentős hatást gyakorló gazda-parazita kapcsolatot és annak szerepét a partifecske élőhelyválasztására. Korábbi vizsgálataim (Szép 1995) kimutatták a feltételezett afrikai telelő/vonuló területek jelentős hatását a fészkelőállomány túlélésére, azonban az intenzív gyűrűző munka ellenére a vizsgált állomány pontos telelő területe nem ismert, amely gyakori nehézséget jelent a legtöbb vonuló madárfajon végzett hasonló vizsgálat esetében. Egy adott fészkelő állomány által használt telelő és vonuló területeket azonosító új, illetve tovább fejlesztett módszereket kívántam kifejleszteni és tesztelni, amelyek megoldást adhatnak a különböző szezonokon (fészkelés, vonulás, telelés) belüli és közötti (carry-over) hatások megismerésére. A túlélési ráták és a feltételezett vonulási és telelési területek környezeti állapotát jellemző műholdas vegetációs index (NDVI) adatok vizsgálatán, valamint a telelő/fészkelő területeken növesztett tollak kémiai jellemzőinek elemzésén alapuló módszereket fejlesztettem, illetve alkalmaztam. Munkámat a partifecske mellett olyan füsti fecske populációknál végeztem nemzetközi közreműködésben (Møller & Szép 2002, 2005, Saino et al. 2004, Szép & Møller 2005, Szép et al. 2006), amely populációk esetében a meglévő gyűrűs megkerülési adatok módot adhattak az új módszerek hatékony tesztelésére, illetve olyan új evolúciós ökológiai folyamatok megismerésére, amelyek fontos szereppel bírnak a vonuló madarak számára. Célul tűztem ki, hogy a munkám során monitorozott és vizsgált hazai partifecske állomány védelmét segítő ajánlásokat és információs rendszert hozzak létre.

Munkámban célul tűztem ki egy olyan országos, gyakori madarak felmérésén alapuló monitorozó rendszer kifejlesztését a nemzetközi tapasztalatok alapján, amely az MME önkéntesekből álló, számában és térbeli lefedettségében hazánkban egyedülálló felmérőhálózatot bevonva, adekvát mintavételezési módszerekkel képes mind a hazai madárfauna nagy részére nézve az állományváltozással és az azt befolyásoló élőhelyi jellemzőkkel kapcsolatos statisztikailag elemezhető információkkal szolgálni, mind a fő élőhelyek biológiai

sokféleségének állapotát jelző indikátorok paramétereit mérni. A Közép-, és Kelet-Európában elsőként, 1998-ban, kialakított, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) tagságával és munkatársaival megvalósított és működtetett országos, véletlen mintavételen alapuló, generikus madármonitorozó felmérő program (Mindennapi Madaraink Monitoringja, MMM) (Szép & Gibbons 1999, Szép & Nagy 2002) eredményei alapján jellemezni kívántam a hazai fészkelő és telelő madárfajok gyakoriságát, állomány trendjeit, valamint a főbb hazai élőhelyek állapotát az indikátor értékek alapján az EU csatlakozás előtti és utáni évek során.

A munkám során vizsgált specifikus hipotéziseket az adott kutatásnál ismertetem.

2. Vonuló fecskefajok integrált monitorozásának eredményei, új módszerek fejlesztése és alkalmazása a feltárt változások ökológiai és evolúciós hátterének feltárására

2.1 Partifecske integrált monitorozó rendszer a Tisza mentén

Problémafelvetés

A vonuló madarak esetében az egymástól több ezer kilométer távolságra lévő fészkelő, vonuló és telelő területek időjárásának és élőhelyei állapotának közvetlen és ugyanakkor az adott szezonon átnyúló szerepét mutatták ki az eddigi vizsgálati eredmények a populációk szaporodására, túlélésére, diszperziójára, biometriai jellemzőire és evolúciójára (Greenberg & Marra 2005). Napjainkig a kutatások feltárták, hogy a vonulási/telelési területeken bekövetkezett drasztikus változások (pl. szárazságok) nyomán jelentősen csökkenhetnek a vonuló fajok fészkelőállományainak nagyságai (Robbins et al 1989, Marchant 1992, Berthold 1998). A részletes vizsgálatok feltárták, hogy a csökkenést a fészkelési szezonok közötti túlélésben bekövetkezett nagymértékű csökkenés okozza (Møller 1989, Kanyamibwa et al. 1990, Peach et al. 1991, Szép 1995). A vonuló madarakat az év adott szakaszában ért kedvezőtlen, illetve kedvező hatások kihathatnak az

életük későbbi szakaszaira is, közép és akár hosszú távon befolyásolva magatartásukat a fészkelés, vonulás és telelés során (Marra et al 1998, Sillett et al. 2000, Gill et al. 2001, Saino et al. 2004a, 2004b). A telelési időszakban használt élőhely minőségének döntő hatása van az egyedek tavaszi vonulás időszakában lévő kondíciójára, amely közvetlenül befolyásolja a fészkelő területre való visszaérkezésének idejét és mérhető mikroevolúciós változást eredményeznek (Marra et al. 1998, Saino et al. 2004, Møller & Szép 2005). A vonuló madarak esetében rendkívüli jelentőségű, hogy a klímaváltozás közvetlenül módosítja azokat az időjárási mintázatokat (Walther et al. 2002), amelyek idő és térbeli jellemzőihez való alkalmazkodás döntő szereppel bír a több száz, ezer kilométer kiterjedésű területeken való átjutás (pl. sivatagok, tengerek) (Bairlein & Hüppop 2003), illetve az ezen területeken való tartózkodás (költés, telelés) optimális időbeli és térbeli időzítésére (Visser et al. 2004). Jelentős kérdésként vetődik fel napjainkban az, hogy vajon egy adott területen fészkelő állomány egyedei hány telelő/vonuló területet és milyen arányban használnak (vonulási konnektivitás) (Esler 2000, Webster et al. 2002), elkülönülnek-e és milyen mértékben a fészkelő területen. A klímaváltozás hatásait illetően fontos kérdés, hogy a kedvezőtlen állományváltozások háttérében milyen szerepe van az Európától távoli vonulási/telelési eseményeknek és az európai fészkelő területeken történeteknek (Saether et al. 2004). Az állandó, nem vagy részleges vonuló fajokkal szemben a vonuló fajok túlélési rátája alacsonyabb, ami jelentős éves fluktuációt eredményez, így a szaporodásnak kiemelkedő szerepe van a magas mortalitás kompenzálásában. Fontos kérdésként merül fel, hogy a fészkelő élőhelyek mennyiségének és minőségének milyen a szerepe a vonuló madarak fészkelő állományainak fennmaradásában (Ambrosini et al. 2002) a klímaváltozással járó, a fészkelő, vonuló és telelő területeken bekövetkező növekedő gyakoriságú időjárási szélsőségek (pl. szárazság, áradások, hideg-szeles időjárás...stb.) során rövid, közép és hosszú távon.

A vonuló madarak állományai esetében számos olyan jelentős ökológiai és evolúciós hatást feltételezhetünk (pl. szezonon belüli és közötti kölcsönhatások,

vonulási konnektivitás), amelyek csak részben feltártak és a részletes vizsgálatokon alapuló eredmények hiányában az állományok változásának értelmezése, modellezése komoly nehézségekkel küzd. E fajok hosszú távú, cél- és fajspecifikus monitorozó munkái tudnak megfelelő lehetőséget biztosítani a szükséges vizsgálatok számára

A partifecske, mint tipikus transszaharai vonuló madárfajnak, Tiszán és annak körzetében fészkelő állományán végzett monitorozása egyike a munkáknak. A természetes élőhelyen, nagyszámban fészkelő, költséghatékonyan rendszeresen felmérhető, befogható és ellenőrizhető állomány esetében mód van mind a fészkelő területek hatásainak közvetlen vizsgálatára, mind a vonulási és telelési időszak hatásainak a becsült túlélés, tavaszi visszaérkezés időbelisége, tollazat kémiai és fizikai jellemzői alapján való közvetett mérésére. Az 1986-ban megkezdett, és a menetközben végzett vizsgálatok eredményeinek értékelése alapján folyamatosan továbbfejlesztett, több populációdinamikai paramétert is mérő, ún. partifecske integrált monitorozó munka fő feladata a vizsgált modell faj alapján a vonuló madarakat érő szezonon belüli és közötti hatásainak mérése, vonulási konnektivitás térbeli mintázatának vizsgálata, a kutatáshoz szükséges módszertani fejlesztések támogatása és a vizsgált faj védelmét szolgáló információk és javaslatok biztosítása.

2.1.1 Vizsgált faj

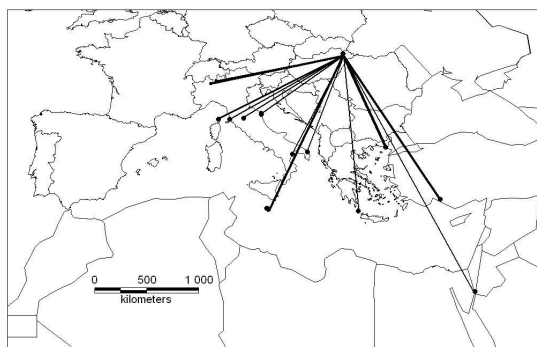
A holarctikus elterjedésű, vonuló partifecske (Voous 1977) egyike a három leggyakoribb fecskefajoknak az északi féltekén. A monogám rovarévő partifecskevel kapcsolatos kutatási eredményekről és ismeretekről több rendkívül részletes és alapos összefoglaló mű áll rendelkezésre (Glutz 1985, Cramp 1988, Turner & Rose 1989, Mead & Szép 1997, Turner 2004). A partifecske fészkelő állományok Európa számos országában, elsősorban Nyugat-Európában csökkenő tendenciát mutatnak (SPEC 3 kategória) (BirdLife 2004). A partifecske telepesen fészkelő fecskefaj, bár magányos fészkelés is előfordul. Általában laza szerkezetű talajokban, függőleges falakba készíti fészket, de számos esetben lehet találkozni

az agyagba vagy régi, kiszáradt és kemény falakba épített fészkekkel is, s így nem lehet egy vagy több talajtípussal jellemezni a telepeket (Spencer 1962).

Természetes fészkelő helyei a folyók szakadó partjai, azonban ezek száma a folyószabályozások miatt megszűntek, illetve jelentősen lecsökkentek, így az európai és a hazai állomány nagy része homok-, kavicsbányákban, illetve más emberi tevékenység révén létrejött partfalakban fészkelnek. A partifecskek általában minden évben új fészket ásnak, néha egy évben többet is (Kuhnen 1978). A régi üregeket ritkán használják újra, amelynek oka valószínűleg a korábbi fészkekben kifejlődött nagyszámú ektoparazita (Krištofik et al 1994). Az üregek lakottsága a telep méretétől függően változhat, 100 %- 60 % között (Kuhnen 1978, Svensson 1986, Persson 1987a) azonban átlagosan 60%-nak tekinthető (Szép 1990, Szép et al. 2003). A fészkek a falon aggregáltan helyezkednek el, s a nagyobb kolóniák kisebb szubkolóniákból épülnek fel. Egy adott telepen a fészkek lényegesen kisebb helyet foglalnak el a falon, mint amennyi rendelkezésre áll (Petersen 1955, Hoogland & Sherman 1976). Számos vizsgálat során azt találták, hogy az adott körzetben lévő fészkelésre alkalmas falaknak csak 5 - 50 %-át használják ki a madarak és feltételezik, hogy az igen aggregált fészkelhelyezkedést nem a fészkelőhely limitáltsága okozza (Spencer 1962, Hoogland & Sherman 1976).

Magyarországon elsőként Marián (1968) számol be a partifecske állományról a Tisza középső és alsó szakaszán élő populáció esetében (Tiszabő-Titel) végzett felmérése kapcsán. Felmérése során a 0-370 fkm közötti szakaszon 26,000 fészkelőpárt talált és becslése szerint 1968-ban a tiszai állomány 156,000 pár lehetett. A magyar állományt jelenleg 40,000-165,000 pár között becsüljük, amely a Kárpát-medencében fészkelő állomány közel 50%-át teszi ki (BirdLife 2004). A Tiszán fészkelő 15,000-35,000 páros állomány a magyar populáció 20-50%-át foglalja magába (Szép 1991). A hazai fészkelőállomány afrikai telelő területéről egy bizonytalan megkerülés ismert a Kongóból. A Felső-Tiszán gyűrűzött több, mint 120 ezer partifecske távoli megkerülései (1. Ábra) a Földközi tenger keleti, középső és nyugati medencéjének használatát mutatja a

tavaszi vonulás során, amely alapján a Szahel zóna keleti, középső, nyugati területei, illetve Kelet-Afrika számos országa (Uganda, Kenya, Tanzánia, Kongó) a feltételezhető telelési területek.

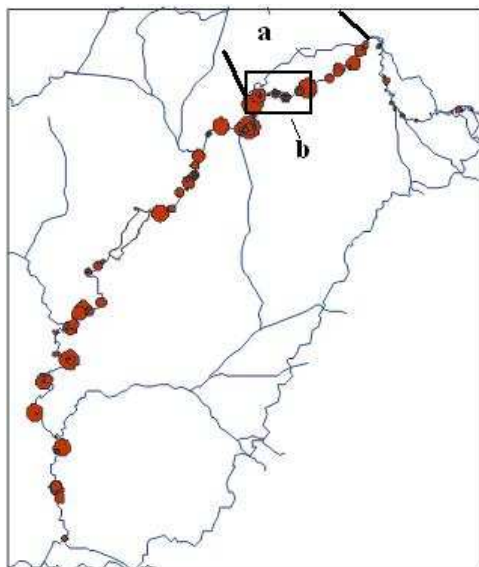


1. Ábra. A vizsgált területen befogott partifecskek távoli megkerülései 1985-2006 időszakból. Valamennyi megkerülés a Földközi-tenger térségéből a tavaszi vonulás időszakából történt. A vonalak vastagsága az adott helyszínen megkerült egyedek számával arányos.

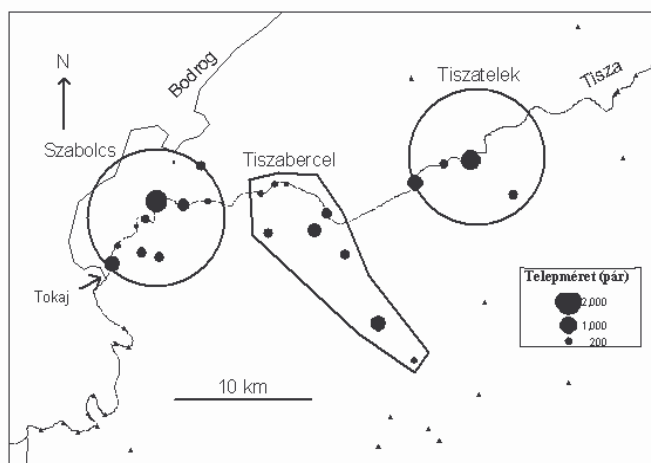
Vizsgált terület

A monitorozó vizsgálatokat 1986-ban a Tisza Tokaj-Tuzsér természeti értékekben gazdag (Szép 1997) szakaszán kezdtük (2. Ábra), amely szakaszon található fészkelésre alkalmas partfalakat és partifecske telepeket júliusban a másodköltések során mértük fel kenuból. 1990-től kezdődően a felméréseket a Tisza közel teljes magyar szakaszára kiterjedően Tiszabecs-Szeged között végezzük motorcsónakból (2. Ábra). 1995-től a Tisza Tokaj-Tiszatelek közötti szakaszán április közepe és augusztus közepe között hetente két alkalommal kerülnek felmérésre mind a Tisza partfalaiban, mind a vizsgált Tisza szakasz 20 km-es körzetében lévő homokbányákban és más emberi tevékenység révén kialakult partfalakban lévő fészkelő helyek és partifecske telepek felmérése (3. Ábra).

A fészkelő telepek gyűrűzését 1986-tól kezdődően a Tiszatelek határában lévő partifecske telepen és annak közel 10 km körzetében lévő más telepeken végezzük (3. Ábra). 1995-től a fészkelési időszakban történő rendszeres gyűrűző munka kiterjedt a Tokaj-Tiszatelek térségben intenzíven vizsgált három régió telepeire (3. Ábra).



2. Ábra. Partifecske telepek eloszlása és mérete a vizsgált Tisza szakaszon 2000-ben. (a) A folyó Tokaj-Tuzsér közötti 1986 óta vizsgált szakasza, (b) az 1995 óta intenzíven vizsgált terület. (A körök mérete arányos a telepek méretével)



3. Ábra. A Tisza Tokaj és Tiszatelek szakaszán 1995-2005 között vizsgált három régió (Szabolcs, Tiszabercel, Tiszatelek) és az azokon belül lévő partifecske telepek átlagos nagysága (pár). A terület körzetében ismert más telepek helye (▲) jellel megadva.

2.1.2 Terepi felmérési módszerek

Fészkelőhely és telepfelmérés

Az adott évi fészkelőhelyek és partifecske telepek felmérése minden évben az első költések befejezte után júliusban történik 1986 óta. A Tokaj-Tiszatelek térségben 1995 óta folyó intenzív felmérések során április 15 és augusztus 15 között a madarak Afrikából történő visszaérkezése időszakában (június 15-ig) hetente kétszer, utána hetente egy alkalommal végezzük e felmérést. Munkám során felmértem minden fészkelésre alkalmas, minimum 0.5 m magas függőleges

partfal pozícióját (1986-1996 között vízügyi térkép alapján folyamkilométerrel megadva 0.1 km pontossággal, 1997-től GPS-el), hosszát és magasságát, valamint a falon található partifecske, jégmadár és gyurgyalag üregek számát. Valamennyi partifecske által lakott partfalról fényképet, 1992-től videofelvételt, illetve 2005 óta digitális fényképet készítünk. Az üregek számát helyszíni egyenkénti számolással állapítottam meg, illetve a madarak betelepülésének vizsgálata során a telepről készített videofelvételeken és digitális fényképeken látható üregek számolásával vizsgáltuk. A fészkelőpárok számát az üregek száma alapján becsültük meg, azok 60%-os lakottsági értéke (Szép et al. 2003) figyelembevételével.

Partifecskék költésének vizsgálata

Az intenzíven vizsgált Tokaj-Tiszatelek térségben 1995 óta endoszkóppal vizsgáltuk a telepeken különböző érkezési hullámokban kialakult teleprészekben belül véletlen alapon kiválasztott átlagosan 2 méter széles teleprészleteken az üregek kiásásának kezdetét, a tojásrakás kezdetét, az első fészkeljében lévő tojásszámot, a kikelést, a 15-18 napos fiókák számát, a másodköltések kezdetét, fészkelj méretét, kikelést és a másodköltésből származó fiókák számát. A vizsgálatok során feljegyezzük az adott üreg végső hosszát, a tapasztalt rendellenességeket (pl. falomlás, ragadozás, emberi zavarás, ...stb.), valamint a kirepülés előtt fiókák esetében a kullancs fertőződés előfordulását fészkeljanként. Az üregeket, illetve a fészkeket hetente két alkalommal ellenőriztük. A vizsgált valamennyi teleprészleten az üregeket beszámoltuk és egy folyamatosan frissített, térinformatikai rendszerben (MapInfo) kezelt térképeken nyilvántartottuk pozícióját.

Partifecskék befogása, mérése, gyűrűzése

A partifecske telepeken, főként az első költések kirepülési időszakában végeztünk a partfalak elé kihelyezett 7-10-10 méter hosszú madárhálóval

befogást. E technikával mind az etető madarakat, mind a már repülni tudó fiatal, juvenilis tollazatú madarakat nagyszámban tudtuk befogni. Speciális befogási módszereket fejlesztettünk ki az endoszkóppal rendszeresen ellenőrzött fészkek tulajdonosainak befogására, illetve az adott korú egyed fészkének azonosítására (fészkekcsapda, kézi hálós befogás, videokamerával rögzített befogás és a felvételek számítógépes digitalizálása utáni képenkénti elemzése, az egyedek hálóval történő befogása egyedi festése a szárnyakon és az etetési időszakban készült videófelvételek számítógépes digitalizálása alapján a fészkek azonosítása), illetve különböző kísérletek speciális vizsgálatokba bevont fészkekben kikelt fiókák befogására (endoszkóppal kombinált speciális fogószerkezet).

Befogott madarakon végzett mérések, mintavételek

A befogott madarakon végzett mérések és mintavételek típusait a madár befogásakor megállapított státuszától függött. Az ismert fészki, korú, illetve a korábbi években gyűrűzött és visszafogott egyedek esetében a szárnyhossz, két szélső faroktoll hossza, csüd, szegycsont, tömeg, kullancs szám, faroktollakon lévő ektoparazita üregek száma, vedlési hibák száma került felmérésre, illetve a két második legszélső faroktollat gyűjtöttük be a tollak további kémiai elemzése céljából az illetékes természetvédelmi hatóság engedélyével. A nem kiemelt státuszú egyedek esetében a kor és nem azonosítása után csak a szárnyhossz és tömeg mérésére került sor. A fészkelési időszakban befogott madarak nagyszáma miatt volt szükséges a státusz függő mérésre, hogy a befogott egyedek fogságban töltött idejét alacsonyan tudjuk tartani és minél kevesebb zavarást okozzunk.

2.1.3 Adatok számítógépes kezelése, statisztikai módszerek

Adatok számítógépes nyilvántartása

Az endoszkóppal vizsgált teleprészleteken lévő üregek ellenőrzési adatait a terepen közvetlenül a hordozható HP LX200 PDA számítógépen tartjuk nyilván

speciális, sajátfejlesztésű program segítségével. 1995-2006 között 17 491 partifecske üreget ellenőriztünk és tartunk nyilván. A vizsgált telepreszletekről készült felvételeket és a terepen készített üreg/fészek térképeket MapInfo térinformatikai alkalmazás alapján tároljuk, amely alkalmazás módot ad az üregek egymáshoz viszonyított helyzetének pontos nyilvántartására és az alapján elemzésükre. A 2007-ig terjedő időszakban több, mint 115 000 meggyűrűzött és 42 000 visszafogott partifecske fogási és mérési adatait speciális számítógépes nyilvántartó, ellenőrző és a fogás-visszafogás módszerek számára előkészítő, sajátfejlesztésű programokkal végezzük. A visszafogott egyedek fogás történetét és az alapján korát a terepen tudjuk ellenőrizni HP LX200 PDA számítógép segítségével a számítógépes gyűrűzési adatbázisunk alapján. A fészektulajdonosok azonosítása céljából készített videófelvételeket Canopus Raptor kártyával digitalizáljuk és VirtualDub videóelemző szoftverrel elemezzük.

Fogás-visszafogás alapú modellező és becslő módszerek

A madárgyűrűző munka során nyert fogás-visszafogás adatok alapján a túlélési ráta modellezésére és becslésére standard fogás-visszafogás módszereket (Lebreton et al. 1992) alkalmaztam. Egy adott állomány esetében több éven keresztül gyűjtött adatok alapján a túlélési és visszafogási ráták modellezését és becslését különböző számítógépes programcsomagokkal végeztem: SURGE (Clobert et al. 1987), és MARK (White & Burnham 1999). Az általános Cormack-Jolly-Seber model (Clobert & Lebreton 1987) illeszkedését a vizsgált adatsorhoz RELEASE (Burnham et al. 1987) programcsomaggal végeztem el. A különböző modellek közötti modell szelekciót az Akaike's Információs Kritérium (AIC) alapján végeztem a legkisebb AIC értékű modell kiválasztása révén (Lebreton et al. 1992, Burnham & Anderson 2002). Ezen modell szelekciós eljárás lehetőséget ad annak a releváns modellnek a kiválasztására, amely hibamentesen és nagy pontossággal tudják becsülni a túlélési és fogási rátákat (Lebreton et al. 1992, Anderson & Burnham 1999, Burnham & Anderson 2002). A kismértékben különböző struktúrájú (nested) modellek összehasonlítására Likelihood Ratio

Teszt-t (LRT) alkalmaztam, amely lehetőséget teremt a túlélést és fogási rátát befolyásoló hatások és azok interakciójának variancia analízishez (ANOVA) hasonló vizsgálatára a fogás-visszafogás adatok alapján (Burnham et al. 1987).

Az 1986 óta folyó partifecske monitoring vizsgálat során a túlélési és visszafogási ráták modellezése és becslése területén hazailag és nemzetközileg is elismert eredményeket sikerült elérni és az elemző munkákhoz szükséges szoftveres feltételeket, infrastruktúrát kialakítani, amely módot adott a legújabb módszertani fejlesztések gyors alkalmazására, illetve a Magyarországon e területen végzett kutatások módszertani és elemzési támogatására (Horváth & Szép 1998, Szállasy et al.2003).

Statisztikai módszerek

A statisztikai elemzések során parametrikus és non-parametrikus eljárásokkal dolgoztam az adott adatsor normalitása függvényében. Vizsgálataim során az SPSS programcsomagot alkalmaztam az előkészített adatok statisztikai elemzése céljára (Norusis 1988).

2.2 Monitorozott partifecske állomány jellemzői

2.2.1 Populáció nagyságának és eloszlásának változása a Tisza mentén

Az 1986 óta a Tisza Tokaj-Tuzsér közötti szakaszán vizsgált partifecske állomány nagysága 4100 és 14700 pár között változott (átlag= 7928, SD=623, N=22), míg a Tisza magyar szakaszán 1990 óta vizsgált teljes állomány 10000 és 37900 pár közötti volt (átlag=19683, SD= 2036, N=16) (4. Ábra).

A Tisza magyar szakaszán fészkelő állomány nagysága szignifikáns csökkenést mutatott 1990-2007 között (meredekség= -997.44 (SE=310.156), $r^2=0.384$; F=10.342, df=1,14, P=0.006). Az állomány nagysága szoros pozitív összefüggést mutatott a fészkelésre alkalmas partfalak hosszával a vizsgált időszakban (meredekség= 3.12 (SE=0.701), $r^2=0.556$; F=19.798, df=1,14, P=0.001) (4. Ábra).

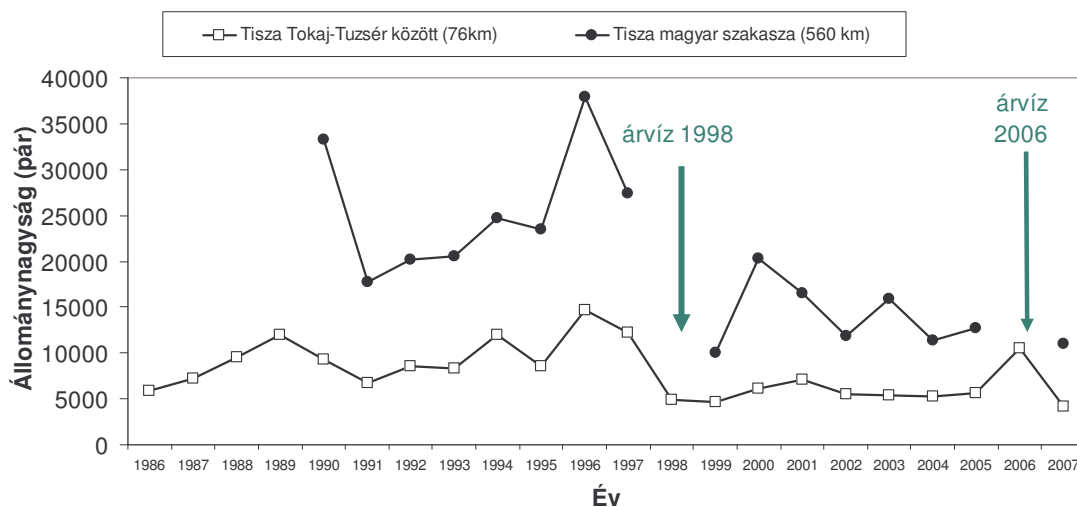
A Tisza Tokaj-Tuzsér közötti szakaszán fészkelő állomány nagysága nem

mutatott szignifikáns csökkenést 1986-2007 között (meredekség= -162.02 (SE=93.87), $r^2=0.086$; $F=2.979$, $df=1,20$, $P=0.1$). Az állomány nagysága főként az 1998-ban bekövetkezett zöldrár utáni években csökkent le és maradt alacsony szinten. Az állomány nagysága szoros pozitív összefüggést mutatott a fészkelésre alkalmas partfalak hosszával a vizsgált időszakban (meredekség= 3.12 (SE=0.701), $r^2=0.25$; $F=8.015$, $df=1,20$, $P=0.01$) (4. Ábra).

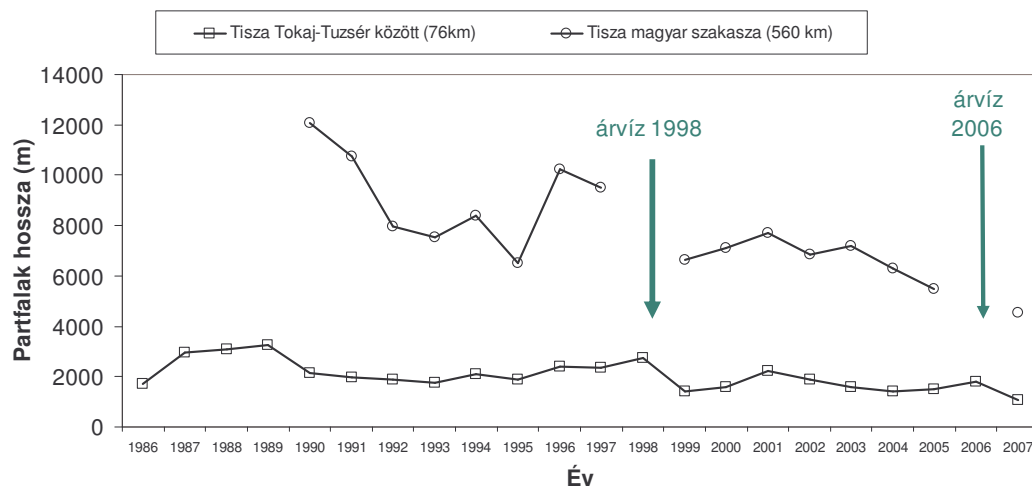
Az 1998 június második felében, illetve 2006 május végén-június első felében levonult zöldrár elpusztította a tiszai partfalakban lévő szinte valamennyi partifecske telepet. Az utóbbi száz évben átlagosan minden 7-ik évben következett be a Tisza mentén a partifecskek költési időszakában árhullám.

A populáció eloszlása a Tiszán jelentősen változott 1990 óta, a folyó középső és alsó szakaszán jelentősen csökkent az állomány (6. Ábra). A folyó 1986 óta intenzíven vizsgált szakaszán nem volt szignifikáns mértékű a csökkenés, annak ellenére, hogy ezen a szakaszon is csökkent a partfalak mérete (meredekség= -54.384 (SE=15.498), $r^2=0.35$; $F=12.314$, $df=1,20$, $P=0.002$) bár e csökkenés mértéke kisebb volt a Tisza többi szakaszához képest (meredekség= -249.591 (SE=55.211), $r^2=0.593$; $F=20.437$, $df=1,14$, $P<0.001$).

A partifecske telepek eloszlása sajátos mintázatot mutatott a folyó mentén, a telepek egymástól 10-20 km távolságban lévő régiókban aggregálódtak, amely régiókban általában egy nagyobb telep körül néhány kilométeres távolságon belül volt a többi telep (6.Ábra).



4. Ábra. A Tiszán fészkelő partifecske állomány nagyságának változása: Tokaj-Tuzsér között 1986-2007 között, a Tiszabecs-Szeged között 1990-2007 között. Az 1998-ban és 2006-ban bekövetkezett zöldár nyomán a Tokaj-Tuzsér szakaszon a zöldár előtti állomány nagyság megadva, a Tisza teljes magyar szakaszán nem ismert ezen években a zöldár előtti egyedszám.



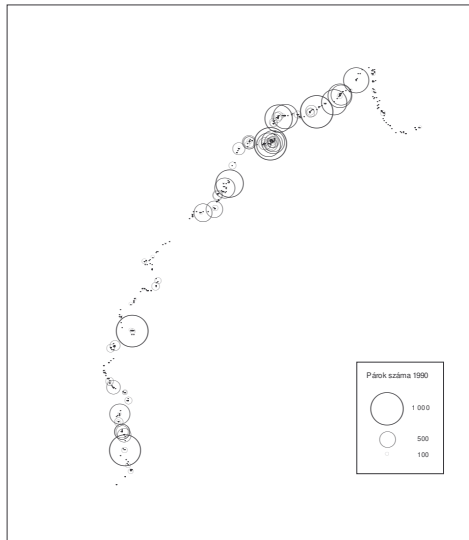
5. Ábra. A Tiszán felmért fészkelésre alkalmas partfalak mérete (hossza, m) változása: Tokaj-Tuzsér között 1986-2007 között, a Tiszabecs-Szeged között 1990-2007 között. Az 1998-ban és 2006-ban bekövetkezett zöldár nyomán a Tokaj-Tuzsér szakaszon a zöldár előtti partfalak mérete megadva, a Tisza teljes magyar szakaszán nem ismert ezen években a zöldár előtti partfalméret.

2.2.2 Költsési jellemzők a Tokaj-Tiszatelek régióban

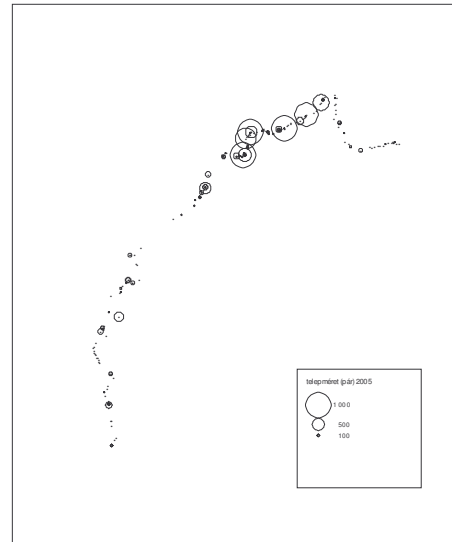
Az 1995-2005 között a Tokaj-Tiszatelek Tisza szakaszon és 20 km-es körzetében lévő homokbányákban (7.Ábra) folyó endoszkópos vizsgálatok során 171 teleprészleten 14 200 üregben vizsgáltuk az első költés jellemzőit. A pszeudoreplikáció elkerülése érdekében teleprészletenként átlagoltuk a vizsgált paramétereket, majd az éves statisztikákat a teleprészletek átlagai alapján becsültük.

1995-2005 időszakban az első tojás lerakásának napja (1 nap: április 1) átlagosan 50.172 (SE=1.4) napra esett, az első fészekalj nagysága 4.753 (SE=0.043) tojás volt, a 15 napos fiókaszáma 2.861 (SE=0.201) volt. A sikeresen fiókát reptető fészkekben a másodköltések százalékos aránya 16.786% (SE=1.886), a másodköltés fészekalj mérete 3.544 (SE=0.156) tojás, míg a 15 napos fiókák száma 1.139 (SE=0.249) volt.

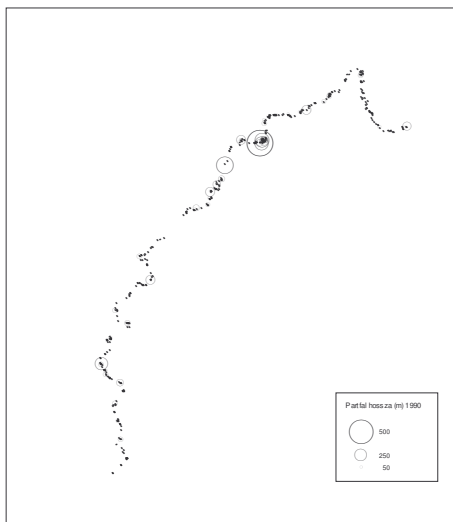
A vizsgált időszakban az első költések fiókaszáma szignifikáns csökkenő tendenciát mutatott (meredekség= -0.064 (SE=0.032), $r^2=0.018$; $F=3.988$, $df=1,160$, $P=0.048$) (7.Ábra). Különösen alacsony átlagos fiókaszáma volt 1998-ban, a zöldár következtében. Az adott évi fiókaszáma nem mutatott korrelációt a Tokaj-Tuzsér között fészkelőállomány adott évi nagyságával ($P>0.85$, Spearman rank korreláció), ugyanakkor az adott évi fiókaszáma szignifikáns pozitív korrelációt mutatott a következő évi állomány nagysággal ($r=0.609$, $P=0.047$, $N=11$, Spearman rank korreláció), amely az első költésből sikerének jelentős szerepét mutatja a következő évi állomány nagyságára (8. Ábra).



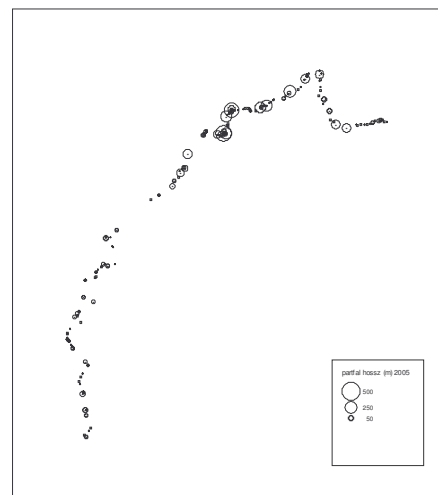
(a)



(b)

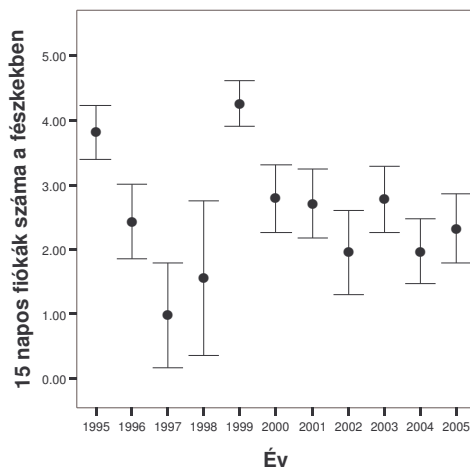


(c)

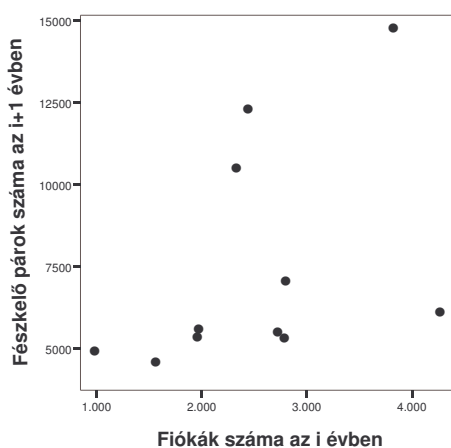


(d)

6. Ábra. Partifecske állomány eloszlása a Tiszán (a) 1990-ben, (b) 2005-ben. A fészkelésre alkalmas partfalak hossza (m) (a) 1990-ben, (b) 2005-ben.



7.Ábra. Fiókák (15 napos) fészkenkénti átlagos száma a Tokaj-Tiszatelek közötti Tisza szakasz mentén 1995-2005 között.

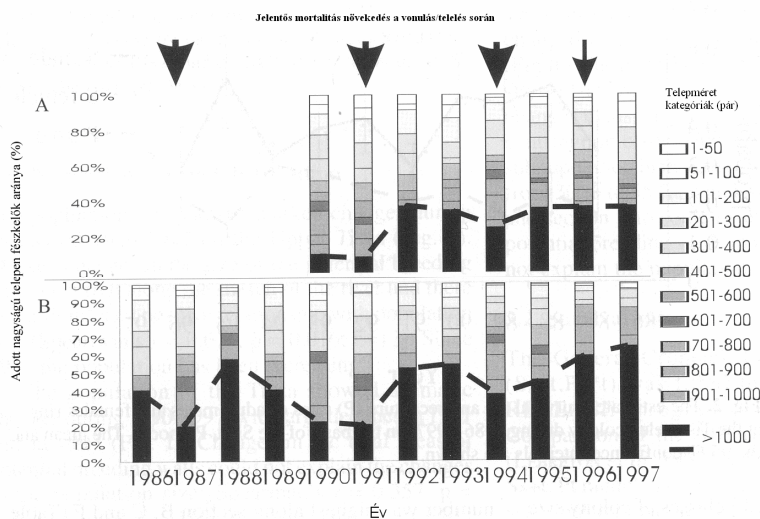


8. Ábra. A Tokaj-Tiszatelek térségében i-k évben becsült elsőköltés fiókaszáma és az állomány nagysága a Tokaj-Tuzsér szakaszon az i+1-k évben.

2.2.3 Telepes fészkelés szerepe a partifecske szaporodásában

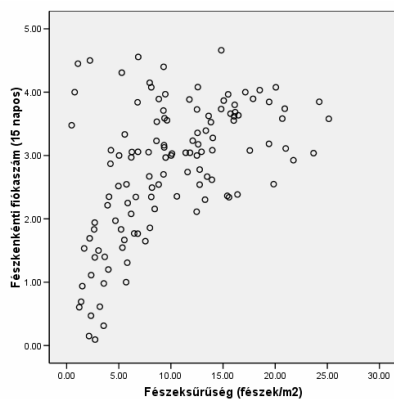
A vizsgált tiszai állománynál az átlagos telepméret 198.4 pár (SD=361.56, min=1, max=3179, N=1222, 1986-1997), a partifecskek túlnyomó többsége (>60%-a) 200 párosnál nagyobb telepeken fészkel. A fészkelő állomány eloszlása a különböző nagyságú telepeken jelentősen változik a különböző évek között (Tisza: $\chi^2=43.689$, df=7, P<001, Tokaj-Tuzsér: $\chi^2=24.716$, df=11, P=0.01, Kruskal-Wallis), az 1000 párnál nagyobb telepek szerepe különösen a nagy mortalitású teeléseket követő években növekszik meg (9.Ábra). Az 1986 óta vizsgált Tokaj-Tuzsér szakaszon az 1000 párnál is nagyobb telepeken fészkel az

állomány 20-60%-a (Szép 1999) (9.Ábra), amely állomány a Tisza más szakaszain fészkelőkkel szemben nem mutatott jelentős állománycsökkenést (6. Ábra).

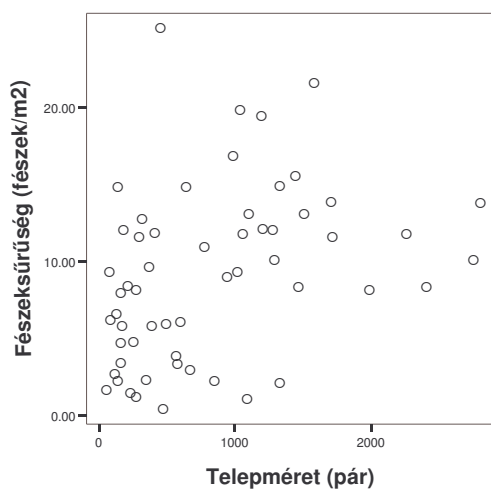


9.Ábra. Az állomány százalékos eloszlása a különböző nagyságú telepeken, A: Tisza magyar szakaszán 1990-1997 között, B: A Tisza Tokaj-Tuzsér szakaszán 1986-1997 között. A különböző nagyságú telepeken fészkelő állomány eltérő szürke skálán jelölve, az 1000 párnál nagyobb telepeken fészkelő párok arányát szaggatott vonal jelzi.

Az 1995 óta endoszkóppal vizsgált teleprészletek esetében a teleprészletenkénti átlagos kirepülés előtti fiókszám (15 napos) a fiókás üregek sűrűségével mutatott szignifikáns pozitív korrelációt ($r=0.439$, $N=122$, $P<0.001$, Spearman rank korreláció) (10. Ábra). A fészkek sűrűsége a telepek méretével szignifikáns pozitív korrelációt mutat ($r=0.38$, $N=114$, $P<0.001$, Spearman rank korreláció) (11. Ábra).



10. Ábra. Fészkenkénti átlagos fiókszám (15 napos korban) az első költés alkalmával a vizsgált teleprészleteken mért fészkek sűrűség (fészkek/m²) függvényében. Csak azon teleprészleteket vettük figyelembe, ahol omlás és emberi zavarás nem történt és volt sikeres első költés.



11. Ábra. A vizsgált teleprészleteken mért fészeksűrűség (fészek/m²) és a telepek mérete (pár) közötti kapcsolat.

A vizsgálati eredmények a sűrű és nagy telepek jelentőségét mutatják az első költés szaporodási sikerét illetően. Különösen a nagy, 1000 párat meghaladó telepeken mutatkozik a magas fiókszámot eredményező nagy fészeksűrűség. A partifecske telepes fészkelésében szerepet játszó ökológiai és evolúciós tényezők korábbi vizsgálatai alapján (Szép 1993) főként a táplálkozásban, a ragadozók elleni védelemben, illetve a párválasztás-párzásban várható egyedi és populációs szinten előny a telepes fészkelés révén.

Az első költésben a fiókák száma erős pozitív korrelációt mutatott akkor is a fészeksűrűséggel ($r=0.628$, $N=69$, $P<0.001$, Spearman rank korreláció), amikor csak azokat a teleprészleteket vettük figyelembe, ahol semmilyen ragadozásra utaló jegyet sem tapasztaltunk az ellenőrzések során. Ez az eredmény arra utal, hogy a telepsűrűség nem a ragadozás mértékének csökkenése miatt mutat pozitív kapcsolatot a fiókszámmal, hanem a feltehetően a táplálkozással (Barta & Szép 1992) vagy más a párválasztással-párzással kapcsolatos (Petrie & Kempenares 1998, Griffith et al. 2002) kölcsönhatások miatt.

A táplálkozási hatékonyság a táplálék helyéről szóló aktív vagy passzív információ csere (Ward & Zahavi 1973) révén jelentősen növekedhet a telepeken, a nehezen megtalálható, de nagy mennyiséget tartalmazó táplálékfoltok hatékony felderítése és használata révén (Barta & Szép 1992). Ennek hatékonysága nagyban függ a telep sűrűségétől, nagyságától, de döntő az egyedek közötti

különbség úgy a táplálék keresés hatékonyságában, mind a párzásban-párválasztásban, amely módot adhat a sikeres keresők érdekeltségének fenntartásában (Barta & Szép 1995) például páronkívüli utódok révén (Szép 1998).

2002-ben a Szabolcs község határában lévő több ezres telepen, nemzetközi együttműködés keretében vizsgáltuk a partifecske esetében már egy korábbi kutatásnál (Alves & Bryant 1998) azonosított páronkívüli párzásokból származó utódok gyakoriságát az egyedek kora és a fészkek denzitásának függvényében (Augustin et al. 2007). Vizsgálatunk során megállapítottuk, hogy a vizsgált 41 fészkek 37%-ban volt legalább egy olyan páronkívüli utód, amelynél nem a tojó szociális partnere volt a genetikai apa és a fészkek 7%-ban volt fajon belüli fészkeparazitizmus. A páronkívüli utódot tartalmazó fészkek aránya a nagyobb fészeksűrűségű teleprészleteken volt magasabb (Augustin et al. 2007), azonban nem tapasztaltunk különbséget a különböző korú egyedek között. Az ismert korú egyedek telomer hosszának vizsgálata során megállapítottuk (Pauliny et al. 2006), hogy az egykorú partifecske egyedek között jelentős különbségek lehetnek a telomer hosszának korfüggő rövidülése alapján becsülhető élettartamban (lifespan) (Monaghan & Haussmann 2006), amely alapján a telepen belül eltérő szaporodási stratégiájú egyedek együttélését feltételezhetjük.

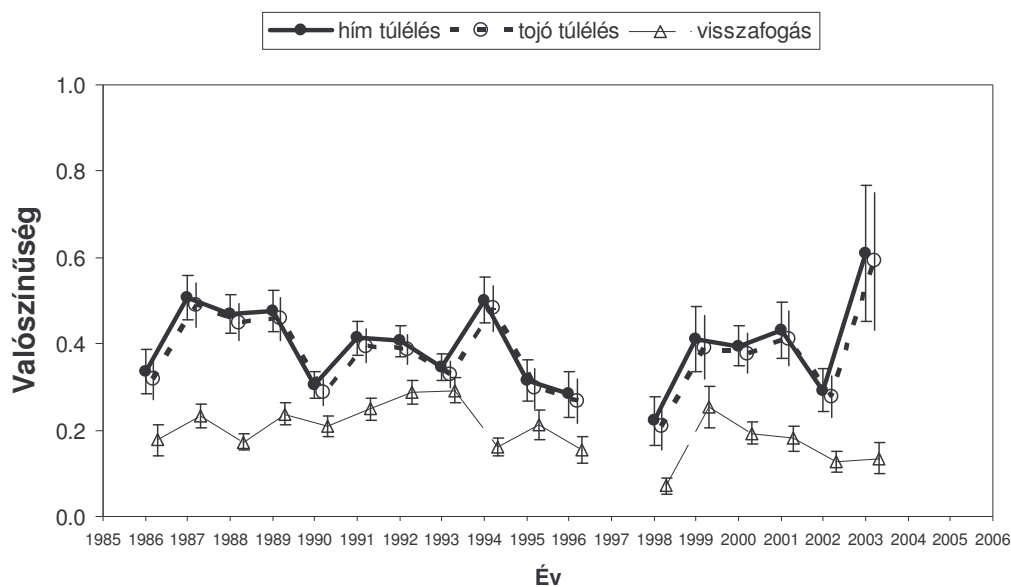
2.2.4 Fészkelő egyedek túlélési rátája Tiszatelek térségében

A Tiszatelek térségében a fészkelőállomány 1986 óta folyó rendszeres gyűrzése lehetőséget adott a túlélési ráta modellezésére és becslésére. A fészkelő (adult tollazatú) egyedek esetében az általános Cormack-Jolly-Seber model, $\Phi(t,s)$, $P(t,s)$, illeszkedik az adatokhoz ($\chi^2=136.972$, $df=140$, $P=0.56$). Az alap 25 modell alapján végzett modellszelekció (Lebreton et al. 1992) során a $\Phi(t+s)$, $P(t)$ modellnek volt a legalacsonyabb AIC értéke és ezen modell alapján került sor a túlélés becslésére. E modell feltételezi, hogy a túlélési ráta (Φ) különbözik az évek (t) és az ivarok (s) között, azonban a hímek és a tojók közötti különbség interakció nélkül (t+s) parallel változik az évek során, míg a visszafogási ráta (p)

nem különbözik a nemek között, de változik az évek során (12.Ábra).

A fészkelő hímek átlagos túlélési rátája magasabb, mint a tojóké (hím=0.395, SE=0.024, tojó=0.378, SE=0.024) és a tojókhoz hasonlóan jelentős fluktuációt mutat az évek során (min=0.222, max=0.61) (12.Ábra). A fészkelő madarak két fészkelési időszak közötti túlélési rátájának éves változása nem mutatott szignifikáns korrelációt sem a telelés előtti, sem a telelés utáni állománynagysággal ($P > 0.828$, Pearson korreláció) és értéke nem szignifikáns kismértékű csökkenő trendet mutatott a vizsgált 17 év során.

A túlélési ráta jelentős éves ingadozását a korábbi vizsgálatok (Szép 1995) alapján a vonulási és telelési időszak élőhelyi és időjárási körülményei befolyásolhatják Afrikában (Szahel). Jelentős mértékű túlélési ráta csökkenés, például az 1990-1991 és 1996-1997 telelési időszakában, közvetlenül és jelentős mértékben csökkentette az állománynagyságot 1991-ben és 1997-ben.

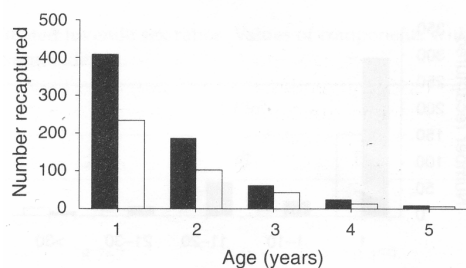


12. Ábra. A Tiszatelek térségében fészkelő adult hím és tojó egyedek becsült túlélési és visszafogási valószínűsége (\pm SE) az 1986-2005 között végzett gyűrűzések adatai alapján. Az 1998 évi zöldár miatti kevés madarat gyűrűztünk és így az 1997-1998 fészkelési időszakra becsült túlélési ráta rendkívüli pontatlansága kihagyva. Az utolsó évre a túlélési és visszafogási ráta nem becsülhető az alkalmazott modell alapján.

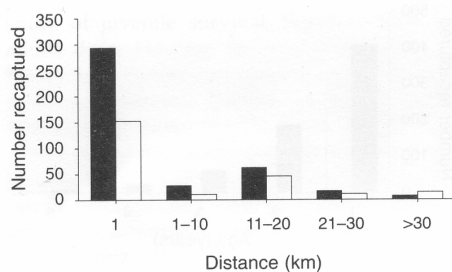
2.2.5 Fiatal egyedek túlélésének modellezésének problémája

A fiatal, juvenilis tollazatban, gyűrűzött egyedek túlélésének modellezését és becslését nagyban nehezíti, hogy az általános Cormack-Jolly-Seber modell nem illeszkedik az adataikhoz (Lebreton et al. 1992, Szép 1999). Az illeszkedés hiányát egyrészt a fiatalon befogott egyed első évi és későbbi túlélési esélyében várható különbség, másrészt a fiatal és idősebb egyedek közötti eltérő diszperziós jellemzők okozhatják, amely diszperziós jellemzők eltérőek lehetnek a fiatal hímek és tojók között (Szép 1995, 1999).

A fiatal korban megjelölt egyedek közül a következő években ugyanazon területen több hímeket, mint tojót fogtunk vissza, amely arány nem változott a korról ($\chi^2=1.686$, $df=4$, $P=0.793$) (13. ábra). Ugyanakkor a fiatalon gyűrűzött egy éves korban visszafogott hímek és tojók aránya változik a visszafogás helyének távolságával ($\chi^2=12.175$, $df=4$, $P=0.016$) (14. ábra), a hímek aránya magas 10 km sugáron belül majd a távolság növekedésével egyenlő, majd magasabb tojók arány látható. Feltételezhetjük, hogy a fiatal tojók diszperziója lényegesen nagyobb, ami összhangban van a korábbi vizsgálatokkal (Szép 1995).



13. Ábra. Fiatalként gyűrűzött, majd a következő években visszafogott hímek (fekete oszlopok) és tojók (fehér oszlopok) száma a koruk függvényében a Tokaj-Tiszatelek térségben 1983-1995 között végzett gyűrűzések alapján.



14. Ábra. Fiatalként gyűrűzött, majd egy éves korukban visszafogott hímek (fekete oszlopok) és tojók (fehér oszlopok) száma gyűrűzési és megkerülés telep távolsága függvényében a Tokaj-Tiszatelek térségben 1983-1995 között végzett gyűrűzések alapján.

A fiatal egyedek ivarfüggő diszperziós jellemzői miatt szükséges volna az ivaronként külön-külön alkalmazandó modell, azonban a fiatal egyedek esetében

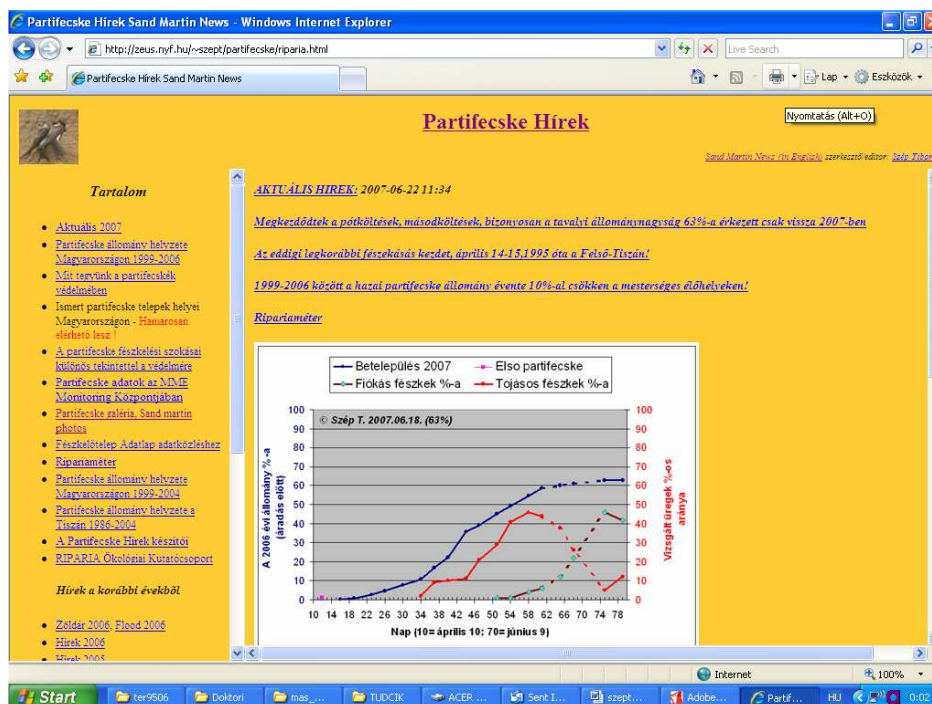
külső morfológiai bélyegek alapján nem lehetséges az ivar azonosítás és a költséges genetikai módszerek nem jelentenek alternatívát az évi több száz, ezer befogott fiatal egyed esetében. Részletes munkámban (Szép 1999) megvizsgáltam, hogy a befogott fiatal egyedeknél egyenlő ivararányt feltételezve, illetve a fiatakként gyűrűzött majd a későbbi években visszafogott és már ismert ivarú egyedek arányából becsült évről-évre változó ivararányt feltételezve módnyíthat-e a fiatal hímek és tojók túlélésének és visszafogási rátájának modellezésére és becslésére. A szociálisan monogám párzási és utódgondozási rendszerrel jellemezhető, ivari dimorfizmust nem mutató partifecske esetében egyenlő ivararányt feltételezhető (Krebs & Davis 1987).

A Tiszatelek térségében 1986-1996 között végzett gyűrűzések adatain elvégzett modellszelekciós vizsgálatok eredményei alapján (Szép 1999), egyenlő ivararányt feltételezve elkülönített fiatal hím és tojó adatok alapján biológiailag releváns módon lehet megfelelő általános modelleket illeszteni az adatokhoz. A modellszelekció a fiatal hímként gyűrűzött egyedek esetében a $\Phi(t)$, $P(a_2 \cdot t)$ modell esetében mutatta a legkisebb AIC értéket, amely modell alapján az egyéves és idősebb hímek túlélési rátája megegyezik és évről-évre változik, a visszafogási ráta esetében azonban az egyéves egyedek rátája eltér az idősebb egyedekétől és szintje, illetve a különbség mértéke évről-évre változik (Szép 1999). A két korosztály különbségét az eltérő ideiglenes (temporal) diszperzió okozhatja. A fiatal tojóként gyűrűzött egyedek esetében a $\Phi(a_2 + t)$, $P(t)$ modellnek volt a legalacsonyabb AIC értéke, amely modell alapján az egyéves és idősebb tojók túlélése különböző, alacsonyabb az egyévesek esetében, azonban a két korosztály túlélése évről-évre parallel módon változik, a visszafogási ráta évről-évre változik, de nem különbözik a két korosztály között. A fiatal tojók esetében feltehetően a vizsgált területről történő végleges (permanent) diszperzió magasabb értéke állhat döntően az alacsonyabb túlélési érték háttérében. A modellszelekciós eredmények összhangban állnak a diszperziós vizsgálatok eredményeivel, amelyek a fiatal tojók nagyobb diszperzióját mutatják (Szép 1995). A fiatal egyedek túlélésének modellezése során, a diszperziós sajátosságok

miatt nagyobb térségre kiterjedő mintavételezés szükséges.

2.2.6 Partifecske monitorozó munka adatainak felhasználása a védelemben

A partifecskék a természetes fészkelőhelyek csökkenő száma és nagysága miatt egyre nagyobb számban kényszerülnek homokbányákban vagy építkezések során létrejött partfalakban fészkelni (pl. házalapok, csatornák), amely a fecskék fokozott fenyegetettségét okozza. Évről-évre nagyszámú ilyen eset okoz problémát a tulajdonosok és a természetvédelmi hatóság számára, amely megoldásához az általános információk mellett nagy szüksége van az adott évi partifecske fészkeléssel kapcsolatos aktuális információkra. 2004 óta a partifecske fészkelési szezonban a „Partifecske Hírek” internetes oldalt működtetnek, (<http://www.partifecske.mme.hu>) (15.Ábra). E WEB lapokon bárki által elérhetően a faj általános információi, védelmével kapcsolatos teendők és kérdések mellett az adott évben a hazai populáció legjelentősebb állományán gyűjtött legfrissebb érkezési, fészkelési adatokat és információkat teszem hozzáférhetővé hetente kétszeri frissítéssel. Az utóbbi évek tapasztalatai azt mutatják, hogy az itt közzétett információkat a természetvédelmi hatóság szakemberei jól tudják használni aktuális problémák megítélésénél és ugyanakkor nagyon sok érdeklődő, a partifecskékkel kapcsolatba kerülő számára ad felvilágosítást a szükséges teendőkről. A WEB lap ugyanakkor nagy segítséget ad olyan váratlan események kezelése során, mint a 2006 júniusában történt zöldár miatti pusztulások, ahol gyors és sokoldalú tájékoztatásra nyílt mód mind a média, mind a lakosság részéről tapasztalt érdeklődés kiszolgálása és a lehetséges teendők megosztása terén. E WEB-es rendszer egyike az első olyan nyilvános és naprakész tájékoztatási rendszereknek a madármonitorozási kutatások és munkák között Európában, ahol standard protokoll alapján gyűjtött adatok alapján egy jelentős 5-10 ezer páros fészkelő állomány aktuális állapotáról kapnak információt az érdeklődők.



15. Ábra. A „Partifecske Hírek” internetes honlap kezdő lapja.

2.3 Fészkelő területen bekövetkezett környezeti katasztrófák hatásának a partifecske fészkelő állományra

Probléma felvetés

A 2000 februárjában-márciusában a romániai vízgyűjtőn bekövetkezett ipari balesetek nyomán a Tiszán levonult cianid és nehézfém szennyeződés (Anon 2000) rendkívül súlyos közvetlen hatást gyakorolt a folyó faunájára. A Tisza nagy kiterjedésű hullámtéri élőhelyeit Európa egyik legjelentősebb madár fészkelő és vonuló területei között tartják számon, ahol nagy állományai találhatóak a különböző rovarévő és halevő madárfajoknak. A folyó mentén számos, nagy kiterjedésű Európai Jelentőségű Élőhelyet (IBA) jelöltek ki (Heath & Evans 2000, Nagy 1998).

A szennyezések három fő hatását feltételezhetjük a folyó mentén élő madárállományokra: I- A cianid közvetlen mérgező hatása a mérgezett víz, hal és egyéb tetemek elfogyasztása révén, II- A szennyezésben jelenlévő nehézfémek feldúsulása az azt akkumuláló táplálékállatok fogyasztása révén, mérgezések és táplálkozási, szaporodási problémák, III- A táplálék mennyiségében és

minőségében bekövetkező drasztikus változások az érintett folyószakaszon lévő ökológiai rendszerben bekövetkező perturbációk által, jelentős táplálkozási és szaporodási nehézségek, abnormitások, növekvő emigráció

Az I. hatást illetően megállapítható, hogy a szennyeződés levonulása idején a folyómentén elsősorban az áttelelő, kóborló madárfajok kisebb állományai tartózkodtak így a mérgezés közvetlenül feltehetően csak kis számú egyedre terjedhetett ki. Ezt erősíti az is, hogy csak két rétisas (*Haliaetus albicilla*) és egy erdei fülesbagoly (*Asio otus*) esetében volt megállapítható cianid mérgezés (Déri 2001). Azonban a szennyezéseknek számos később jelentkező, közvetett hatásai (II., III.) már nagyszámú fészkelő és vonuló madárfaj rendkívül jelentős állományait is érintheti a szennyezést követő szaporodási időszakban, hasonlóan a spanyolországi Doñana folyó mentén bekövetkezett szennyezés hatásaihoz (Meharg et al. 1999). A szennyezések közvetett, később jelentkező hatásainak elemzése során fontos szem előtt tartani a 2000 évben, a szennyezéseket követő hónapokban bekövetkezett rendkívüli tavaszi árvizet, amely az egyik legnagyobb intenzitású volt a Tiszán az utóbbi 150 év során. Ez a rendkívüli nagyságú árvíz közvetlen és közvetett módon, nagymértékben módosíthatta a szennyezés hatásait. Ezen körülmény gondos elemzése elengedhetetlen a szennyezés következményeinek vizsgálatában.

A folyóhoz kötődő sajátos életmódjuk miatt a szennyezések által leginkább érintett két madárfaj, a partifecske (*Riparia riparia*) és a jégmadár (*Alcedo atthis*) esetében, a hosszú távú (long-term) és részletes ún. integrált monitoring vizsgálati eredmények állnak rendelkezésre a tiszai partifecske monitorozó kutatás révén (Szép et al. 2003). Az évente több ezer fészekre kiterjedő szaporodási jellemzők (Szép et al. 1995, Szép & Møller 1999, 2000), valamint az utóbbi években végzett tollkémiai elemzések (Vallner et al. 1999, 2000) a nehézfém akkumulációs kutatási területeken is részletes adatokkal szolgálhatnak a szennyezések okozta hatások feltárásában és értelmezésében. Mindkét fajnak a Tisza mentén fészkelő, jelentős nagyságú állománya alapvetően a folyó és a közvetlen környezetében található hullámtéri élőhelyeket használja táplálkozásra és fészkelésre (Szép

1991, Schmidt 1998). E fajok táplálkozási vizsgálatai alapján megállapítható (Alves & Johnstone 1994, Cramp 1990), hogy táplálékuk domináns részét a folyóból, illetve annak közvetlen közeléből szerzik be. Az alábbi kérdésekre kívántunk választ kapni munkánkban (Szép et al. 2002, 2003): A- A szennyezések közvetlenül befolyásolták-e a fészkelőállományok nagyságát és eloszlását? B- Kimutatható-e a nehézfémzennyeződés hatása a fiatal madarak tollazatában? C- A 2000 tavaszán/nyarán tapasztalt erőteljes, korábban általunk nem tapasztalt, árvaszúnyog rajzások indikálta perturbáció a rovertáplálék mennyiségét és időbeli eloszlását illetően jelentkezett-e és ha igen milyen következményekkel 2001-ben?

Módszer

Az állomány felmérését, gyűrűzését és szaporodási jellemzőit a partifecske monitorozó munka standardjai alapján végeztük el.

A Felső-Tiszán a szennyezést megelőzően, 1995 óta végzett tollkémiai vizsgálatok alapján elemeztük a roverevő madarak táplálékhálózatában a nehézfémek mennyiségének változását a szennyezés után. A vizsgálatokban juvenilis (adott évben kirepült) madarak faroktollát használtuk fel. E tollakba a nehézfémek a fiókat etető szülők által hordott táplálékkal kerülhetnek be. A fiókákat etető madarak a fészkelőtelep kb. 1-10 km-es körzetében táplálkoznak (Alves & Johnstone 1994). Az 1 pár faroktoll begyűjtése fiatal (juvenilis) madaraktól 1996-ban egy telepen (Tiszatelek, n=9) és 2000-ben két telepen (Tiszatelek n=10, Rakamaz n=10) történt a fióka kirepülési időszakban. A tollak speciális előkészítése után (Vallner et al. 1998, 1999, 2000) az alábbi 20 elem mennyiségének vizsgálatát végeztük el ICP-OES berendezés segítségével: arzén, kadmium, magnézium, mangán, molibdén, szelén, stroncium, kobalt, vas, cink, lítium, titán, vanádium, ezüst, króm, bárium, higany, ólom, nikkel, réz. A tollminták kémiai elemzése a Debreceni Egyetemen történt.

A szaporodási siker elemzése során a vizsgált telepek átlagos értékeit használtuk fel, mivel a telepeken belüli üregek/fészkek adatai statisztikailag nem

tekinthetők függetlennek. A tojásszám, fiókaszám mérésnél csak azon fészkek adatait vettük figyelembe, amelyek száma nagy pontossággal lett megállapítva.

Eredmények

Tiszai partifecske állomány alakulása a szennyezést megelőző és követő időszakban

A Tisza magyar szakaszán 21365 pár partifecske fészkelte 2000-ben, amely 102%-al magasabb az 1999-ben felmérthez képest (10528 pár 1999-ben) és 23%-al nagyobb, mint a 2001-ben mért érték (16466 pár 2001). 2000-ben, elsősorban a Tisza középső szakaszán volt megfigyelhető jelentős változás a fészkelésre alkalmas partfalak számának és méretének növekedésének köszönhetően (6. Ábra). A jelentős növekedés háttérében egyrészt a 2000-ben az átlagost lényegesen meghaladó nagyságú tiszai friss partfal, másrészt az 1999-ben a Tisza középső és alsó szakaszán egészen júniusig elhúzódó rendkívül magas vízállás áll, ami miatt 1999-ben a fészkelő állomány a Tisza ezen szakaszán az átlagosnál is alacsonyabb volt. A Tiszán 2000-ben 5820 m² felületen voltak alkalmas partfalak. Ez az érték 28%-al nagyobb, mint az 1999 évi (4533 m²) és amely megegyezett a 2001-ben felmértékkel (5840 m²). A tiszai partfalak nagyságának növekedése háttérében a 2000 évi jelentős árvíz hatása áll. Valószínű, hogy 2000-ben nagy számban települtek vissza olyan madarak a Tiszára, amelyek 1999-ben az említett magas vízszint miatt kiszorultak.

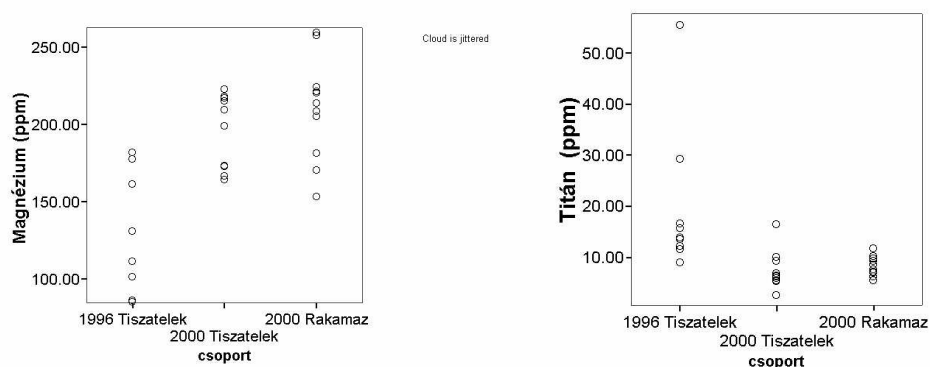
Vonulási/telelési hatások szerepe az állomány nagyságra 1999/2000 és 2000/2001 során

A túlélési ráták alapján, melyek értéke elsősorban az afrikai telelő és vonuló területek állapotától függ (Szép 1995, 1999), látható, hogy az 1999-2000 és 2000-2001 vonulási-telelési időszak az átlagost kissé meghaladó túlélést eredményezett, ami az 1998-1999 időszakhoz képest lényegesen kedvezőbb volt (12. ábra). A fészkelő területre való átlagosnál korábbi visszaérkezés és a

fészkelés megkezdési adatok alapján, összhangban az afrikai csapadék adatokkal, arra következtethetünk, hogy mind a 1999/2000, mind a 2000/2001 telelési időszakban a vizsgált állomány az átlagosnál kedvezőbb körülmények között telelt Afrikában. Ez nem okozhatott jelentős állománycsökkenést és valószínű, hogy bizonyos mértékű populációnövekedést eredményezett.

Nehézfém szennyeződés jelenléte a rovarvő madarak táplálékhálózatában

A különböző évekből és helyszínekről származó tollak kémiai összetételének vizsgálata alapján a 20 elem közül a magnézium ($P < 0.001$, Kruskal-Wallis) (16. ábra) és a lítium ($P < 0.01$, Kruskal-Wallis) fémek voltak csak nagyobb mennyiségben a 2000-ben növesztett tollakban. A titán esetében 1996-ban szignifikánsan nagyobb mennyiség volt a tollzatban, mint 2000-ben ($P < 0.001$, t-test) (16. Ábra). A vizsgált 20 elem közül az alábbi elemek nagyobb (nem szignifikáns) koncentrációban voltak az 1996-os tollakban: kadmium, mangán, molibdén, szelén, kobalt, vanádium, króm.

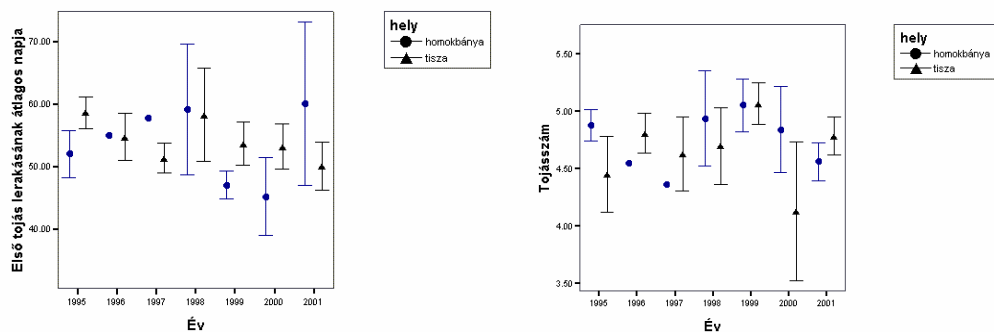


16. Ábra. Fiatal partifecskek tollzatában mért magnézium (balra) és titán (jobbra) koncentrációja (ppm) a szennyezést megelőző időszakban (1996 Tiszatelek) és a szennyezés évében (2000, Tiszatelek, Rakamaz).

Táplálékellátottságban mutatkozó perturbációk vizsgálata az 1995-2001 évi fészkelési siker adatok alapján

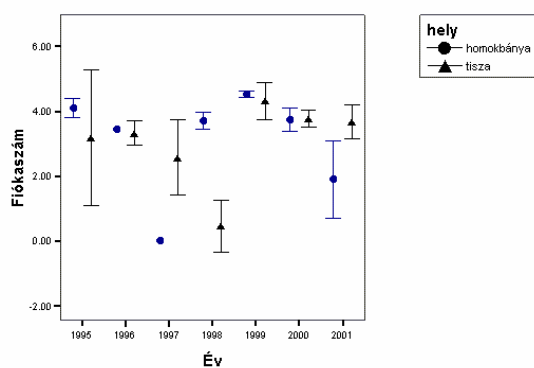
A tojásrakás megkezdésének időpontja közel szignifikánsan változott 1995-2001 között a tiszai és a homokbányákban ($F=2.191$; $df= 6, 56$; $P=0.057$; ANOVA), a leghamarabb 2001-ben érkeztek meg és kezdték el a költést a

vizsgált Tisza szakaszon. 2000-ben a homokbányákban, míg 2001-ben a Tiszán kezdtek meg a költést a madarak a legkorábban (17. Ábra).



17.Ábra. Az első tojás lerakásának átlagos napja (balra) és az első fészekalj mérete (jobbra) a Felső-Tiszán lévő telepeken és az azok 20 km-es körzetében lévő homokbányákban 1995-2001 között (átlag, SE). Az első nap az adott év április 1-i napja. 63 db telepen vizsgált 5541 db lakott üregben végzett vizsgálat alapján.

A lakott fészkekben az átlagos tojásszám 4.74 (SD=0.38; n=63) volt, ami nem mutatott szignifikáns változást az évek között (F=1.627; df= 6, 56; P=0.157; ANOVA). Nem volt egyértelmű, szignifikáns különbség a tiszai és homokbánya telepek között (F=1.150; df= 1, 61; P=0.288; ANOVA), bár a tiszai telepeken 2000-ben kisebb volt a tojásszám a homokbányákban lévő telepekhez viszonyítva, míg 2001-ben fordított helyzet alakult ki (17. Ábra). A változó tojásszám háttérében azonban feltehetően az áll, hogy a Tiszán 2000-ben a később érkezt madarak költöttek, míg 2001-ben az elsőként érkezettek. A költés megkezdése (az első tojás lerakása) és a tojásszám között szignifikáns negatív összefüggés van e populáció esetében ($r=-0.401$, $n=63$, $P=0.001$, Pearson), ami magyarázza a kisebb tojásszámot.



18.Ábra. Első fészekaljban a kirepülés előtti átlagos fiókaszám (15 napos korban) a Felső-Tiszán lévő telepeken és az annak 20 km-es körzetében lévő homokbányákban 1995-2001 között (átlag, SE). 63 db telepen

vizsgált 5541 db lakott üregben végzett vizsgálat alapján.

Az átlagos fiókaszám a vizsgált régióban 3.28 volt ($SD=1.262$; $n=53$), ami szignifikánsan változott az évek során ($F=6.032$; $df= 6, 46$; $P<0.001$; ANOVA). A tiszai és homokbánya telepek között nem volt szignifikáns különbség a fiókaszámban ($F=0.931$; $df= 1, 51$; $P=0.339$; ANOVA) (18.Ábra). 2000-ben és 2001-ben az átlagosnak megfelelő fiókaszámot állapítottunk meg a Felső-Tisza mentén. 2001-ben a kedvezőtlen, hideg, szeles idő állhat a homokbányákban tapasztalt alacsony fiókaszám hátterében. A Tiszán fészkelő madarakat kevésbé viselte meg a kedvezőtlen időjárás.

Értékelés

Két madárfaj, a partifecske és jégmadár életmódja alapján, megfelelő indikátora a rovarrevő és halevő madárfajokat ért hatásoknak és a kifejlesztett monitorozó rendszer alkalmas lehet a kedvezőtlen hatások detektálására. Nem következett be állománycsökkenés 2000 és 2001-ben a Tiszán a partifecskek esetében. A tapasztalt jelentős állománynövekedés hátterében az áradások nyomán kialakult nagyszámú új és friss partfalak állnak. Ezen megállapítást erősíti a partifecskek szaporodási sikerét vizsgáló további vizsgálatok eredménye, amely alapján nem feltételezhető negatív hatása a szennyezésnek a rovarrevő madarak esetében. Fontos ugyanakkor megjegyezni, hogy a partifecskek telelési területén 1999-2000 és 2000-2001 időszakban tapasztalt kedvező időjárási körülmények az átlagost meghaladó túlélési rátát eredményeztek, ami szintén jelentős szerepet játszott az egyedszám növekedésében.

A 2000 évben tapasztalt jelentős különbség a Tiszán és a homokbányákban lévő telepek fészkalj méretében, amely alacsonyabb volt a Tiszán, nagy valószínűséggel az elhúzódó áradás miatti sajátos populációs összetételnek tulajdonítható. 2000-ben a legkorábban Afrikából visszaérkező madarak, amelyek a legjobb kondíciójú egyedek közül kerülnek ki és az átlagosnál nagyobb

fészkaljat képesek produkálni (Møller 1994), a homokbányákban tudták megkezdeni a költést, míg a kései, kisebb fészkaljú, madaraknak a Tiszán nyílt lehetőségük a költésre. Ezen feltételezést megerősíti a 2001 évi helyzet, amikor az elsőként visszaérkezett madarak a Tiszán kezdték meg a költést. 2000-ben és 2001-ben is a Tiszán való költés sikeresnek mondható, hisz 2000-ben a kisebb fészkaljméretű tiszai telepeken hasonló számban tudtak fiatalokat reptetni, mint a nagyobb fészkaljméretű homokbánya telepeken, míg 2001-ben az igen kedvezőtlen időjárás mellett (hűvös, rendszeresen szeles idő) a tiszai telepeken költő madaragnál az átlagosnak megfelelő fiókaszám volt, ellentétben a homokbánya telepekkel. A 2000 tavaszán/nyarán tapasztalt, rendkívüli árvízszűnyog rajzásoknak jelentős pozitív szerepe lehetett a sikeres szaporodásban a tiszai telepeknél. A fentiek alapján megállapítható, hogy a táplálék ellátottságot illetően a rovarvő madarak esetében nem feltételezhető a szennyezések negatív hatása a vizsgált időszakban, 2000-2001 során.

A fiatal madarak tollzatában két fém koncentrációja növekedett csak szignifikánsan 1996-hoz képest (Mg, Li), míg 8 fém esetében volt csökkenő tendencia a tollakban 1996-hoz képest 2000-ben, amely felveti, hogy a 2000 évit meghaladó mértékű, jelentősebb nehézfém szennyezések voltak a közelmúltban. Vizsgálataink alapján megállapítható, hogy a nehézfém-szennyezés nyomán 2000-ben nem volt tapasztalható változás a rovarvő madarak táplálékhálózatában a nehézfémek mennyiségét illetően.

Vizsgálataink alapján megállapíthatjuk, hogy 2000-ben a szennyezések következtében nem csökkent a fészkelő jégmadár állomány nagysága. A 2001-ben a Felső-Tiszán tapasztalt jelentős állománynövekedés alapján arra következtethetünk, hogy 2000-ben a tiszai jégmadár állomány az átlagost meghaladó sikerrel fészkelte, a fiatal madarak jó kondícióval repülhettek ki.

Munkánk alapján a vizsgált madárfajok esetében nem találtunk olyan negatív hatást, amely kapcsolatban lenne a 2000 évi tiszai szennyezéssel. Vizsgálataink alapján azonban fontos megjegyezni, hogy a 2000 és 2001 évek tavaszán a Tiszán levonult árvizek rendkívül domináns, pozitív hatással voltak a

vizsgált fajokra és feltehetően a többi madárfajra. Az áradásoknak jelentős szerepük lehetnek abban, hogy a biológiailag mindenképpen rendkívül veszélyesnek minősülő szennyezések negatív hatásait nem észleltük.

3. Ektoparaziták hatásának kísérletes vizsgálata a partifecske fészkelésében

A paraziták a többi élőlénycsoporthoz hasonlóan (Rózsa 2005) gyakran komoly veszteséget okoznak a madaraknál is, fejlődésük, szaporodási és túlélési kilátásaik csökkentése révén (Lehmann 1993; Møller 1997). A paraziták betegségeket, költséges immunválaszokat és magatartásformákat válthatnak ki a gazda egyedeknél (Hart 1997, Wakelin & Apanius 1997). Különösen igaz ez a telepesen fészkelő madarak esetében, ahol a fészkelő madarak, fészkek és fiókák magas sűrűsége megfelelő alkalmat teremt a paraziták terjedésének és szaporodásának (Brown & Brown 1996).

Az olykor 1000 párnál is nagyobb telepeken költő partifecske fészkeiben élő számos ektoparazita faj közül (Kristofik et al. 1994) az *Ixodes lividus* Koch 1844 kullancs tekinthető a partifecske fő gazda specifikus ektoparazitájának, amely kullancsfajnak egy éves fejlődési ciklusa (Zolotov & Buker 1976) lényegében a partifecske fészkelési időszakának stádiumához alkalmazkodik (Földvári Gábor szóbeli közlése). A nőstény kullancs petéit a partifecske fészkébe helyezi el, majd a petékből kikelő lárvák a következő év tavaszán a régi üregek bejárata felső részén találhatóak és az üreget látogató fészkelésre készülő partifecskékre ejtik magukat. A lárvák, miután vért szívtak a partifecske gazdáról, az időközben fészket építő/kotló egyed fészkében nimfává alakulnak, majd a nimfa a kotlás/kikelés során a költő/fióka madártól ismételten vért szív és átalakul kifejlett imágó egyedé. Az imágó egyedek, olykor jelentős számban, a fiókák 10-15 napos korára alakulnak át és szívnak vért a kirepülés előtt álló fiókákból. A partifecske – *Ixodes lividus* alkotta gazda-parazita kapcsolat a partifecske fészkelési sikerére, túlélésére és élőhelyválasztására jelentős hatással lehet,

azonban ezek megismerésére korábban csak kevés vizsgálat folyt (Alves 1997).

Kísérletes és megfigyeléses vizsgálatok alapján kívántuk feltárni az *Ixodes lividus* okozta veszteségeket partifecskék fejlődésére, szaporodására és túlélésére, valamint megismerni partifecskék azon élettani és magatartási reakcióit, amelyek segíthetik a paraziták okozta költségek elkerülését és mérséklését.

3.1 Jelentős ektoparazita fertőződés okozta veszteség, a gazda immunvédekezésének és a szülő-utód konfliktus kísérletes vizsgálata a partifecskénél

Probléma felvetés

A paraziták gyakran nagy ütemben szaporodnak a madarak költési időszakában, egyrészt a hozzáférhető nagyszámú „visszafolytott” immunfunkciókkal bíró szülői gazda egyed révén, másrészt a jelentős számú, relatíve naiv, a parazitákkal szemben még felkészületlen immunvédelemmel rendelkező utódok révén (Møller 1997). A fiatal egyedek immunrendszerének fejlettsége még nem képes speciális immunválaszokkal védelmet nyújtani a parazitákkal szemben. Például birkák vörösvértestjeinek injektálása fiatal madarakban gyakran nem képes még humorális immunreakciók kiváltására (Ros et al. 1997). A fiatal állatok immunfunkcióinak vizsgálatai azt mutatják, hogy ezen funkciók fejlődése során akkor alakul ki a maximális hatékonyságuk, amikor az egyedek elérik önállóságukat, a szülői gondoskodástól függetlenné válnak (Klein 1990; Roitt et al. 1996). Ezen eredmények alapján a szülői gondoskodástól függő utódok általában kevésbé képesek megküzdeni a parazitákkal, és az utódok a szülőkhöz képest aránytalanul nagyobb parazita költségnek vannak kitéve.

Triversnek (1974) a szülő-utód közötti konfliktust vizsgáló, jelentős fejlődést elindító közleménye óta az evolúcióbiológusok vizsgálják a két fél közötti olykor ellentmondásos érdekeket a szülői befektetés kapcsán. A szülők fitness-ét az egyed élete során elért reprodukzív siker alapján becslik, amely érték

nagyobb részben függ a szülő egyed élethosszától, mintsem a szaporodási események számától (Clutton-Brock 1988, Newton 1989), így az adott utód egyed relatíve kisebb súllyal esnek latba a szülő fitness-e mérésénél. Az utód szemszögéből ez a kapcsolat más megvilágításban van, hisz fitness-e jelentős részben saját sikerétől és bizonyos mértékig testvérei és szülei sikerétől függ. Nagyrészt feltárt, de részleteiben még nem teljesen ismert ugyanakkor a szülő-utód konfliktus a parazitizmus okozta költségekkel kapcsolatosan. Johnson & Albrecht (1993) tette fel először az alapvető kérdést, miszerint ki fizeti a parazitizmus költségét a madaraknál. A szülő-utód konfliktus elméletének szemszögéből, az ektoparazitáknak kitett utódnak relatíve alacsony szaporodási értéke van, mivel folyamatosan ki van téve az ektoparazitáknak a fészekben, míg a szülők közvetlen kitettsége az ektoparazitáknak csak a fészeklátogatások rövid időszakára terjednek ki. A parazitáknak az utódokra gyakorolt közvetlen hatása, például a vérvesztés miatt, nagyobb mint a szülők esetében, amely alapján feltételezhetjük, hogy az utódoknak a parazitákkal szembeni reakciói és más kapcsolódó válaszai lényegesen erősebbek lesznek a szülőkéhez képest.

Munkánkban (Szép & Møller 1999) azt vizsgáltam, hogy a paraziták által a fiókáknak okozott relatíve magas költségek a szülők esetében tapasztalt költségekkel összehasonlítva értelmezhető-e az immunműködésben mutatkozó különbség. Más szavakkal, a parazita hatása eltérő módon befolyásolja-e az immunválaszokat az utódok és szülők esetében. Munkámban vizsgálni kívántam az utódok immunműködésének következményeit fejlődésükre és túlélésükre. Vizsgálatainkat a telepesen fészkelő partifecske és vérszívó kullancs ektoparazitája (*Ixodes lividus* Koch 1844) gazda-parazita rendszerben végeztem. A telepesen fészkelő madarak aránytalanul nagymértékben investálnak immunvédelemre, a nyilvánvalóan a nagymérvű fertőző képességgel rendelkező, horizontálisan terjedő parazitákkal szemben kialakult evolúciós válaszként (Møller & Erritzøe 1996). Ezen gazda-parazita rendszeren végzett korábbi kutatás a paraziták számának a fiókák testtömegére ható gyenge, de szignifikáns negatív hatást tárt fel (Alves 1997).

Módszerek

A vizsgálatokat a Tisza Rakamazhoz közel eső szakadópartjában (48°08'É, 21°25'K) lévő 3180 páros partifecske telepen végeztük 1997 április-július között. E telep olyan partfalon alakult ki, amelyen a kis intenzitású tavaszi áradás után számos régi üreg maradt meg az előző évről, amelyből nagyszámú kullancslárva fertőzhetette meg a költő madarakat.

Kísérleti kezelések

Az ektoparaziták számát a random módon kiválasztott fészkekben (20-20-20) a tojásrakás időszakában végzett kezeléssel módosítottam és az alábbi három csoportot alakítottam ki: 1- Endoszkóp segítségével 4 cm³ 0.25% koncentráció Pyrethrum oldatot (trade mark Bio Kill (Interkémia RT) Jesmond Holding AG, Hungary) permeteztünk be a fészkekbe, a továbbiakban permetezett fészkek; 2- Endoszkóp segítségével 4 cm³ desztillált vizet permeteztünk be a fészkekbe, a továbbiakban vizes kontroll fészkek; 3- A fészket csak ellenőriztük a tojásrakás során endoszkóppal, de semmilyen permetezés nem történt, továbbiakban kontroll fészkek. A kezelés hatékonyságát a 17 napos korú fiókákon megszámlolt kullancsok száma alapján mértük.

Madarak mérése

A befogott madáron ellenőriztük ektoparaziták (kullancs, tetű, bolha, tolltetű) jelenlétét, illetve kullancs esetében annak számát. A befogott madarakon az alábbi biometriai méréseket végeztünk: jobb és bal szárnyhossza, jobb és bal leghosszabb faroktoll hossza, szárny fesztáv, a csőr hossza, magassága, a csüd hossza és a testtömeg. A biometriai mérések után az egyedektől vérmintát vettünk, majd madárgyűrűvel jelöltük meg őket. A fiókákat azok 17 napos

korábban vettük ki egy speciálisan erre a célra készített eszközzel. A fiókák esetében a szülő madaraknál leírtak szerint történt a biometriai adatok felvétele, vérvétel és gyűrűzés. A fiókákat a fészkelő üregük bejáratához vittük, ahonnan önállóan mentek vissza a fészükbe.

Vérminták vétele és alkalmazott immunológiai mérések

A fészkelő egyedektől, illetve a fiókáktól a felkaron lévő vénából vettünk vérmintát standard 100 µl kapillárisal, illetve vérkenetet készítettünk tárgylemezen. A kapilláris csövet a vérvétel után horizontálisan tároltuk hűtőtáskában, majd miután visszaérkeztünk szálláshelyünkre a kapillárisokat függőleges helyzetbe tettük két óra időszakra, majd megmértük a szedimentációs szintjét. A szedimentációs mérés után a kapillárisokat 10 percig centrifugáltuk 115000 fordulatszámon, majd megmértük a haematokrit és plazma rész hosszát a kapillárisban. A haematokrit és plazma részt tartalmazó kapilláris részeket elkülönítettük egymástól és lefagyasztottuk.

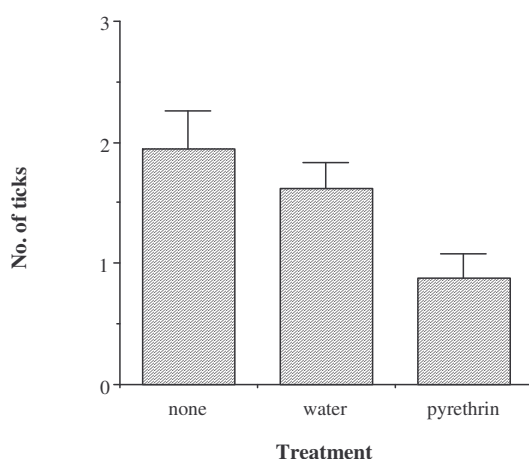
Az immunoglobulinok mérését a vérplazmában lévő proteinek agarose gélen (Paragon SPE Kit, Beckman) való elektroforetikus elválasztással, majd denzitometrikus analízissel végeztük. 5 mikroliter vérplazmát tettünk agarose géltre, ahol a fehérjéket 25 perces állandó feszültség (100V) mellett futattuk. Az elektroforézis után a géleket kiszárítottuk, majd számítógépen beszkeneltük és a digitális képeket a NIH Image 1.54 képanalizáló szoftver „Densitometric analysis of 1-D gels” eljárásával elemeztük. Az elektroforézis során együtt vándorló immunoglobulinok és egyéb fehérjék relatív koncentrációját az immunoglobulinokat jelző denzitometrikus profil és a teljes denzitometrikus profil területeinek aránya alapján állapítottuk meg (Saino et al. 1997).

A T-lymphocyta alapú immunérzékenységet phytohaemagglutinin (PHA) beinjektálásával mértük. A bal és jobb szárny könyökhajlatában lévő, hártyszerű bőrrészletén előre kijelölt ponton mértük meg az adott bőrrészlet vastagságát spessiméterrel (Alpa S.p.A., Milano, cod. SM112) 0.01 mm-es pontossággal. A

jobb szárnyon lévő megjelölt ponton a két bőr réteg közzé 0.2 mg PHA (Sigma, L-8754) tartalmú 0.04 ml térfogatú fiziológiás oldatot (PBS) injektáltunk be. A balszárnynon csak 0.04 ml térfogatú fiziológiás oldatot injektáltunk, kontrollként. Az injektálás után 24 órával az egyedeket ismételtelen befogva megmértük a kijelölt bőrrészlet vastagságát az injektálás pozíciójánál. Az T-sejtes immunválasz erősségét a jobb szárny PHA-val kezelt részének a 24 óra alatt mért vastagság növekedése illetve a kontrollként fiziológiás (PBS) oldattal kezelt bal szárny vastagságának növekedése közötti különbség adja (lásd Saino et al. (1997)). A vizsgálat során a relatív szedimentációs rátát is vizsgáltuk, mivel a mért szedimentációs ráta függ a vörösvértestek koncentrációjától, így e két paraméter regressziója során nyert reziduális alapján állapítottuk meg a relatív szedimentációs rátát.

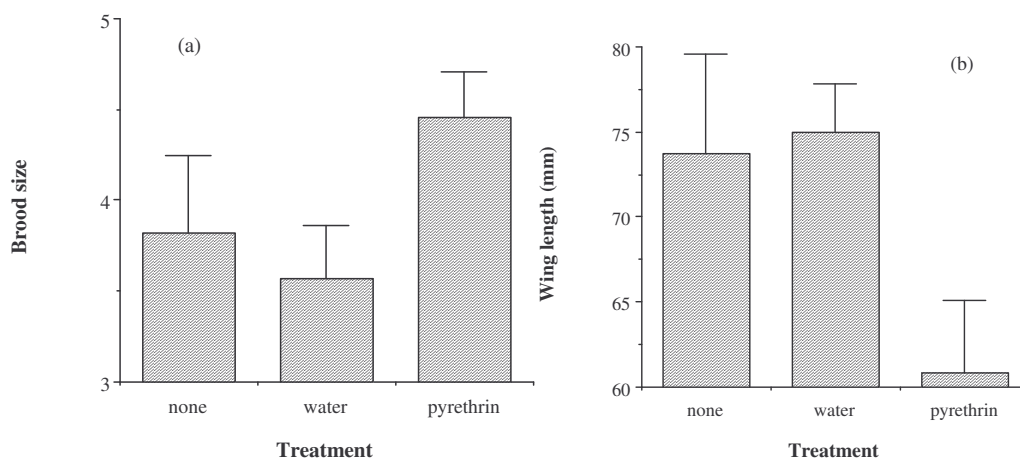
Eredmények

A kísérletes beavatkozás szignifikánsan befolyásolta a fiókák kullancs fertőződését. A fertőzés prevalenciája a kontroll fészkekben 92.9% (N = 13), a vizes kontroll fészkekben 90.9% (N = 11), míg a permetezett fészkekben 73.3% volt (N = 15; G-teszt a két kontroll csoport összevonásával, $G_2 = 12.98$, $df = 3$, $P < 0.01$). A fertőzés intenzitása, a fiókákon mért átlagos kullancsszám szignifikánsan különbözött a permetezett és a két kontroll csoport fészkei között (19. Ábra ; $F = 6.74$, $df = 2,37$, $P = 0.0032$). Megállapítható, hogy a kezelés szignifikáns hatással volt a kullancs fertőződés mértékére.



19. Ábra. A kezelések hatása a kullancs fertőzés intenzitására a partifecske fiókákon. Fiókáknkénti átlagos kullancsszám és a becslés hibája (SE) megadva.

A kezelések szignifikáns hatással voltak az utódok számára és mennyiségére egyaránt. A fiókák száma szignifikánsan magasabb volt a permetezett fészkekben a két kontroll csoporthoz képest (20. Ábra.; $F = 3.38$, $df = 2,37$, $P = 0.045$). A két kontroll csoportban a fiókaszám a 21%-al kisebb volt a permetezett csoporthoz képest. A kezelésnek szignifikáns hatása volt a fiókák standard korban (17 nap) mért szárnyhosszára, a kontroll csoportoknál a fiókáknak nagyobb volt szárnyhosszuk a permetezett csoporthoz képest (20. Ábra; $F = 3.54$, $df = 2,37$, $P = 0.039$). Más mért biometriai jellegekben nem találtunk szignifikáns különbséget a csoportok között (ANOVA, $P > 0.25$).



20. Ábra A kezelés hatása (a) a fiókák számára és (b) fiókák szárnyhosszára. Átlag és becslés hibája (SE) megadva

A magasabb kullancs fertőződésű kontroll csoportok fészkeleiben szignifikánsan magasabb volt a fiókák vérében a leukociták százalékos aránya a permetezett fészkek fiókáihoz képest (21. Ábra; $F = 5.72$, $df = 2,37$, $P = 0.0069$). A fiókák haematokrit szintje nem különbözött a kísérleti csoportok között ($F = 0.63$, $df = 2,37$, $P = 0.54$; átlag (SE) = 50.12 (0.74)). A szedimentációs ráta pozitív korrelációt mutatott a haematocrit tartalommal (lineáris regresszió: $F = 7.73$, $df = 1,38$, $r^2 = 0.27$, $P = 0.011$; szedimentáció (%) = 11.12 (SE = 20.80) + 1.18 (SE = 0.42) haematocrit (%)). A reziduális szedimentációs ráta szignifikánsan magasabb volt a két kontroll csoport esetében a permetezett

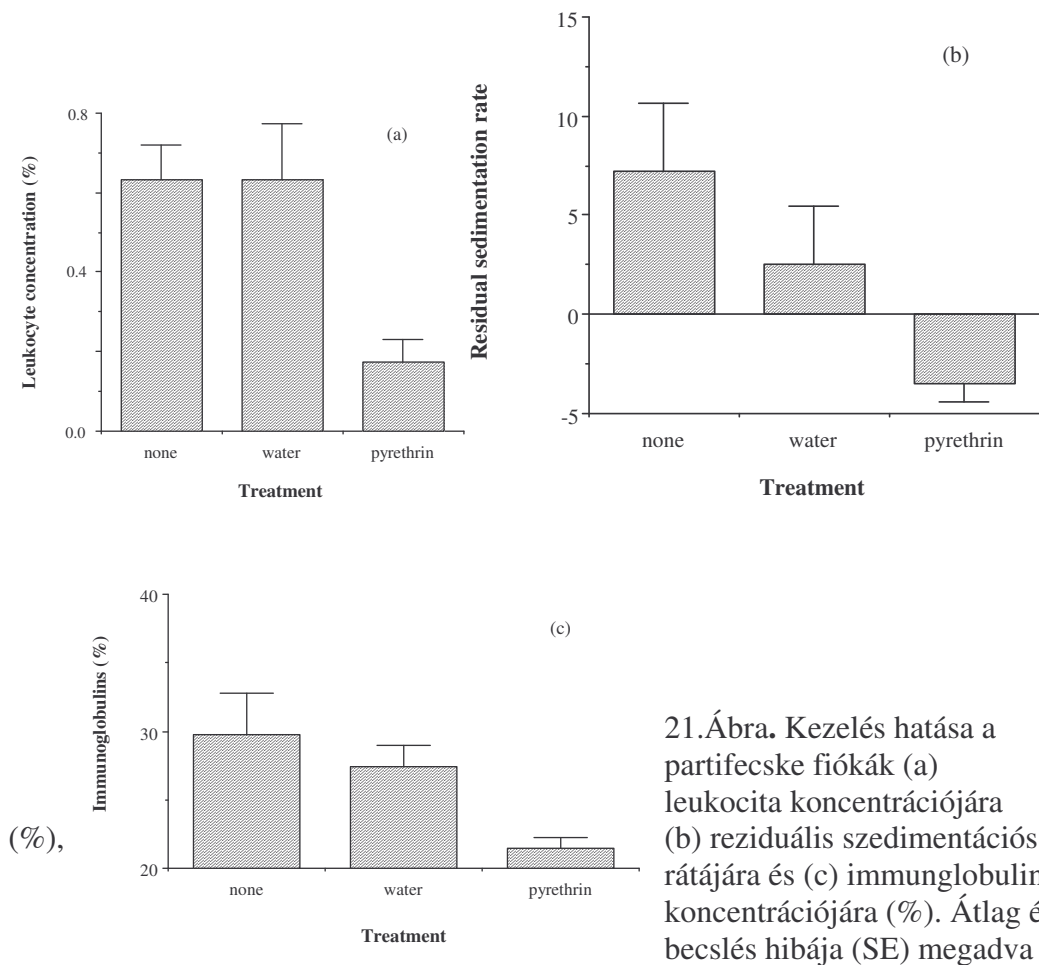
csoporthoz képest (21. Ábra; $F = 5.38$, $df = 2,37$, $P = 0.009$). Az immunglobulinok koncentrációja szignifikánsan kisebb volt a permetezett fészkek fiókáinak vérében a kontroll csoportokhoz képest (21. Ábra; $F = 5.31$, $df = 2,37$, $P = 0.0094$). A fiókák T-lymphocyták alapján vizsgált immunválasza nem különbözött szignifikánsan a kísérlet csoportjai között ($F = 0.70$, $df = 2,37$, $P = 0.51$; átlag (SE) = 0.99 (0.06)).

A szülők vérének leukocita koncentrációja nem különbözött szignifikánsan a kísérleti csoportok között ($F = 2.34$, $df = 2,53$, $P = 0.11$). A haematokrit mennyiség szintén nem mutatott különbséget a kísérleti csoportokba tartozó szülők esetében ($F = 0.20$, $df = 2,53$, $P = 0.82$). A reziduális szedimentációs ráta nem különbözött a kísérleti csoportok szülő egyedei között ($F = 0.72$, $df = 1,17$, $P = 0.39$). A szülő madarak vérének immunglobulin tartalma nem különbözött a kísérleti csoportok között ($F = 0.55$, $df = 2,53$, $P = 0.58$).

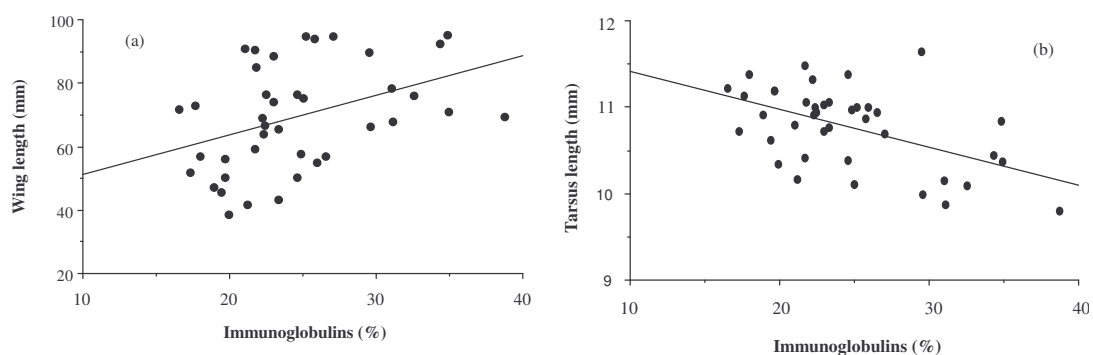
A fiókák immunválasza, növekedése és túlélése

A magas immunglobulin termelés láthatóan komoly költségekkel jár. Az egy fészekben lévő fiókák vérének átlagos immunglobulin szintje szignifikáns negatív kapcsolatot mutatott a fészkek méretével ($F = 4.89$, $df = 1,37$, $r^2 = 0.12$, $P = 0.033$; b (SE) = -0.022 (0.010)) és hasonló szignifikáns negatív kapcsolat volt kimutatható a fiókák csüd hosszát illetően (22. Ábra; $F = 8.63$, $df = 1,37$, $r^2 = 0.19$, $P = 0.0057$; b (SE) = -0.059 (0.020)). A fiókák szárnyhossza ugyanakkor szignifikáns pozitív kapcsolatot mutatott a vér immunglobulin szintjével (22. Ábra; $F = 7.53$, $df = 1,37$, $r^2 = 0.17$, $P = 0.0092$; b (SE) = 0.00100 (0.00047)).

A leukociták koncentrációja a immunglobulinokéhoz képest ellentétes trendet mutatott: a leukociták szintje növekedett a fészkek méretével ($F = 4.55$, $df = 1,37$, $r^2 = 0.09$, $P = 0.040$; b (SE) = 0.071 (0.035)) és a csüd hosszal ($F = 4.57$, $df = 1,37$, $r^2 = 0.09$, $P = 0.045$; b (SE) = 0.27 (0.14)), ugyanakkor csökkent a növekvő szárnyhosszal ($F = 4.89$, $df = 1,37$, $r^2 = 0.09$, $P = 0.033$; b (SE) = - 0.007 (0.003)).



21.Ábra. Kezelés hatása a partifecske fiókák (a) leukocita koncentrációjára (b) reziduális szedimentációs rátájára és (c) immunoglobulin koncentrációjára (%). Átlag és becslés hibája (SE) megadva



22. Ábra. Kapcsolat a fészekaljokban lévő partifecske fiókák átlagos (a) szárnyhossza (mm), (b) csüdössza (mm) és a vér immunoglobulin tartalma között. A fészekaljanként mért átlagos értékek megadva, a regressziós egyenes ábrázolva.

Értékelés

Kísérletünkben azt találtuk, hogy a pyrethrinnel permetezett fészkekben mind a fiókák száma, mind minősége magasabb volt a kontroll csoportokhoz képest. Az alacsony fiókaszám és fióka kondíció a nagyobb kullancs fertőződésű kontroll fészkekben a paraziták általi jelentős forrás elvonás és más a fiókákat ért veszélyek mellett részben annak is tulajdonítható, hogy a szülők nem kompenzálták teljesen ezen költségeket. Nem zárható ki ugyanakkor, hogy bár a kullancsok számát manipuláltuk kísérletünkben, azonban lehet, hogy a kullancsok csak, mint mikro-parazita vektorok játszottak szerepet és így a tapasztalt alacsony fészkealjméret és fióka kondíció a szülő madarak esetleges intenzívebb gondoskodása nélkül is bekövetkezett volna.

Az immunfunkciók folyamatosan fejlődnek a fiókák növekedése során és működésük maximális szintjét a szülőktől való teljes elszakadása után éri el (Toivanen & Toivanen 1987). Az immunglobulinok glikoproteinek és szerves részét képezik a humorális immunválaszoknak, amely során mint sejthártya receptorok felismerik és hozzákapszolódnak a parazita antigénekhez (Wakelin 1996). Nagy mennyiségben termelődnek és vannak jelen a vérben, ahol fontos szerepük van a gazda egyedek immunitásában (Wakelin 1996). Az immunglobulinok termelődése a bursa Fabriciusban zajlik, amely folyamat legintenzívebb szakasza a madarak fióka korában zajlik (Glick 1983, 1986, 1994). A fejlődő fiókák által termelt nagymennyiségű immunglobulinok alapját képezik a növekedés és immunitás közötti csereviszonynak (trade-off). Az immunitást gyakran relatíve jelentős költségnek tekintik. Kísérletes vizsgálatok azt mutatják, hogy a növekvő terhelés, szaporodás vagy a költséges szexuális jellegek csökkentik az egyed képességét a megfelelő immunválaszokra (König & Schmid-Hempel 1995; Saino & Møller 1996; Deerenberg et al. 1997).

A jelentős kullancsfertőzésnek kitett partifecske fiókáknál a magas leukocita koncentráció a fiókák gyenge egészségi állapotát jelzik, feltehetően a perifériás részeken lévő vérben lévő növekvő számú heterophil tartalom miatt (Dein 1986).

Ezt a megállapítást megerősíti az, hogy a kullancs által jobban fertőzött fiókáknak magasabb a szedimentációs rátája, amely közvetett jelzése a vérben lévő fehérjék koncentrációjának (Sharma et al. 1984). Az immunglobulinok koncentrációjának negatív kapcsolata a fészekalj mérettel és a csüdhosszal konzisztens azzal az értelmezéssel, hogy a fiókák immunválaszai a testfejlődés terhére tudnak erősödni (22. Ábra). Ha az immunfunkció költséges, akkor ez különösen igaz a fiatal fiókákra, akik nagy ütemben fejlődnek. de Lope et al. (1998) molnár fecskén végzett vizsgálatai a fiókák vérében lévő gammaglobulin koncentráció és a testtömeg közötti kapcsolat esetén kutatásunkhoz hasonló tényekkel szolgáltak az immunválaszok költségét illetően. A partifecske fiókák fenotípusos jellemzői ugyanakkor eltérő irányú kapcsolatot is mutatnak az immunválaszokra. Amíg a fiókák csüdhossza negatív kapcsolatot, addig a szárnyhosszuk pozitív összefüggést mutatott az immunglobulinok koncentrációjával. Ez a pozitív összefüggés konzisztens azzal a feltevéssel, hogy a fiókák adaptívan képesek allokálni forrásaikat olyan specifikus morfológiai jellegek növekedésére, amelyek segíthetnek a fiókának a parazitizmus hatásai elől való menekülésben (Saino et al. 1998). Az evezőtollak növekedési sebességének (szárnyhossz) gyorsítása a csontozat (csüdhossz) ellenébe a fészkekből való gyorsabb kirepülést, a parazitizmus negatív hatásainak elkerülését eredményezhetik. Ezt az elképzelést erősíti meg Møller (1990) füsti fecskénél végzett munkája, amely során a vérszívó tetűk által parazitált fészkekből a fiókák átlagosan 7%-kal rövidebb idő alatt repültek ki.

A paraziták gyakori és erőteljes hatását a fiókák minőségére és mennyiségére számos tudományos munka mutatta ki (Møller 1997). Ugyanaz a szülő egyed nem minden esetben szenved el ugyanolyan szintű parazita költséget a különböző költségei során. Például a füsti fecskénél (*Hirundo rustica*) relatíve igen alacsony a repetabilitása a vérszívó tetvek fertőződési mértékének (0.43) az ugyanazon szezon első és másodköltségei során, amikor két különböző fészket használ, ugyanakkor a repetabilitás mértéke már magas (0.80) amikor a két év közötti fertőzöttséget veszik figyelembe (Møller 1991). Amennyiben a parazita

fertőzés mértéke különböző a költségek között, úgy várható, hogy a költő madár szülői gondoskodását eltérő módon allokálhatja utódai felé, azok paraziták által befolyásolt szaporodási értéke függvényében. A fészekalj manipulációs kísérletek alapján a szaporodási költségeket megbecsülő kutatások azt mutatják, hogy a hatás az utódok fitness komponensére erősebb, mint a szülők esetében (Lindén & Møller 1989). A partifecske szülők akár csökkenthetik gondoskodásukat a paraziták által jelentősen befolyásolt utódaik felé, annak ellenére, hogy ezen utódaiknak nagy szüksége lenne a paraziták okozta költségek csökkentésére.

Összegezve megállapíthatjuk, hogy jelentős mértékű kullancs fertőződés közvetlenül csökkenti a kirepülő fiókák számát. A magas fertőződéskor a fiókáknál erőteljes immunválasza tapasztalható a vér immunoglobulin tartalmának növekedése alapján, ami ugyanakkor a szülő egyedeknél nem kimutatható. A fiókák megnövekedett immunválasza jelentős negatív hatással vannak a fiókák testnövekedésére. A magas fertőződés nyomán a fiókák rövidebb idő alatti kirepülése várható, csökkentve a parazitának való kitettség idejét. A paraziták hatását elsősorban az utódok szenvedik meg, a szülők saját túlélésük terhére nem növelik a gondoskodásukat, kompenzálандó a fiókák veszteségét.

3.2 Kismértékű ektoparazita fertőződés okozta fészekaljon belüli különbségek kísérletes vizsgálata a partifecskénél

Problémafelvetés

A paraziták számos esetben növelik az utódok mortalitását a madaraknál, azonban ennek mechanizmusa kevésbé ismert. Több vizsgálat a teljes fészekaljak pusztulását mutatja be (pl. Loye & Zuk 1991; Brown & Brown 1996), de a leggyakrabban csak egy vagy néhány fióka pusztul el a többi életben marad (pl. Møller 1990, 1997, Szép & Møller 1999). A fészekaljban megmaradó fiókák kondíciója, akik sok esetben jó egészségi állapotban vannak, felveti annak a lehetőségét, hogy a bizonyos fiókák nagyobb parazita miatti mortalitásnak vannak kitéve. Christe et al. (1998) azt feltételezi, hogy a szülő egyedek és a fiókák nagy része számára is előnyös lehet, ha a paraziták egy vagy néhány fiókára

koncentrálódnak. A paraziták számára „ízese” (tasty) fióka elpusztulhat a paraziták miatt, azonban a többi egyed jó kondícióban repülhet ki. Feltehetően egyik fióka sem „vállalja” önkéntesen ezt a „kamikáze” feladatot, azonban a fiókák közötti kismértékű szerzett vagy öröklött parazita rezisztenciabeli különbség bizonyos fiókákat fogékonyabbá teheti a paraziták számára. A fiókák egymáshoz viszonyított méretében mutatkozó különbségek, már pusztán a méretbeli különbségek miatt módosíthatja a fiókák élelemhez való jutásának esélyét (Mock & Parker 1997) és akár parazitáknak való kitettségét. E hipotézis alapvető predikciója, hogy növekvő parazita fertőződés esetén, a fiókák fészekaljon belüli fenotípusos varianciája növekedik.

Vizsgálatunkban azt tanulmányoztuk, hogy alacsony parazita hatás növeli-e a fiókák fészekaljon belüli méretének és kondíciójának varianciáját. Bizonyos esetekben a szülő számára kedvező lehet a fiókák közötti méretbeli különbség kialakítása, amikor a parazitizmus hatása nehezen látható előre. Súlyos parazita fertőzés esetén a szülő feláldozhat néhány utódot a többi fióka érdekében (Christe et al. 1998; Szép & Møller 1999). Vizsgálatunkban elemeztük, hogy a telepen különböző időszakban költésüket megkezdő párok esetében várható eltérés a paraziták okozta hatások tekintetében. E predikciókat egy alacsony szinten kullancs fertőzött nagy partifecske telepen vizsgáltuk, ahol kísérletesen manipuláltuk a kullancs fertőzés szintjét (Szép & Møller 2000).

Módszer

A vizsgálatokat az Ibrány-Nagy tanya közelében (48° 06'É, 21° 41'K) lévő homokbányában kialakult 1120 páros telepen végeztük 1999 április-július során. A telepnek helyet adó homokbányában friss, régi üregektől mentes falakon fészkeltek a madarak és a bányában csak néhány a madarak által nem használt kisebb falon maradtak meg üregek az előző évből, amely alapján alacsony fokú kullancsfertőződés volt várható. A telep egy 196 páros részén hetente két alkalommal végeztük a vizsgálatokat endoszkóppal, amely alapján megállapítottuk a tojásrakás kezdetét, a fészekbe rakott teljes tojásszámot, a 15

napos korú fiókaszámat mind az első, mind a másodköltések során. A tojásrakás befejezésének napjának ismeretében és a 13 napos kotlási idő figyelembevételével számoltuk ki a várható kikelések kezdetét és a fészkeket ezen és az azt követő napon reggel ellenőrizve vizsgáltuk a kelési szinkronitást, megállapítva, hogy a fiókák hány százaléka kelt ki.

A fészkeket három kategóriába soroltuk, korai, csúcs és kései, annak függvényében, hogy a teleprészleten belül milyen időbeli pozícióban voltak a költés megkezdését illetően. Korai csoportba soroltuk azokat a fészkeket, ahol a tojásrakás a 17-20. napon kezdődött (1. napnak április 1-et tekintettük), csúcs kategóriába tartozónak tekintettük azokat ahol a költés a 21-25. napon, késeiknek a 26-30. napon kezdődött, és a nagyon késeinek a 31-44. napon kezdődött tekintettük. A nagyon kései fészkeket a kis mintaszám miatt (N=14) csak a teleprészlet szintű vizsgálatoknál vettük figyelembe.

Kísérleti kezelések

Az ektoparaziták, köztük a gazda specifikus kullancsfaj (*Ixodes lividus*), számát a random módon kiválasztott fészkekben a tojásrakás időszakában végzett kezeléssel módosítottuk és az alábbi két csoportot alakítottam ki: 1- Endoszkóp segítségével 4 cm^3 0.25% koncentráció Pyrethrum oldatot (Bio Kill (Interkémia RT) Jesmond Holding AG, Hungary) permeteztünk be a fészkekbe, a továbbiakban permetezett fészkek (N=71); 2- Endoszkóp segítségével 4 cm^3 desztillált vizet permeteztünk be a fészkekbe, a továbbiakban vizes kontroll fészkek (N=75). A teleprészleten vizsgált, de sem Pyrethrum, sem vizes kezelést sem kapó fészkeket kontroll csoportként kezeltük a teleprészlet szintű elemzéseknél. A kezelés hatékonyságát a 15 napos korú fiókákon megszámlolt kullancsok száma alapján mértük.

Az 59-62. napok között az intenzív esőzés miatt egy falrészlet, 87 üreg benne 25 permetezett és 30 vizes kontroll fészkekkel, leomlott.

Madarak befogása és mérése

A biometriai mérések után az egyedektől vérmintát vettünk, ivar specifikus fehér jelzéssel láttuk el a szárnyukon, majd madárgyűrűvel jelöltük meg őket. Intenzív gyűrűzést végeztünk függönyhálóval a telep előtt a 66-87. napok során, a fiókák kirepülését követően, azok 22-51 napos korában.

Vérminták vétele és alkalmazott immunológiai mérések

A fészkelő egyedektől, illetve a fiókáktól a felkaron lévő vénából vettünk vérmintát standard 100 µl kapillárisal, illetve a vérkenetet készítettünk tárgylemezen. A kapilláris csövet a vérvétel után horizontálisan tároltuk hűtőtáskában, majd miután visszaérkeztünk szálláshelyünkre a kapillárisokat függőleges helyzetbe tettük két óra időszakra, majd megmértük a szedimentáció szintjét. A mért szedimentációs ráta a vér fehérje, benne az immunglobulinok, arányát méri (Sharma et al. 1984), így ezen paraméter magas szintje az adott egyed jó kondícióját jelzi.

Eredmények

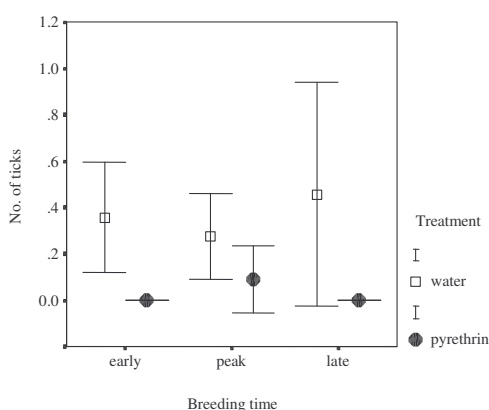
A kezelések hatása a kullancs fertőzésre

A kezelés szignifikánsan csökkentette a fiókákon lévő kullancs fertőzés prevalenciáját, amely érték 65.5% volt a vizes kontroll fészkekben (N=29) és 6.5% volt a permetezett fészkekben (n=31) ($\chi^2 = 22.977$, df = 1, P < 0.001). Kullancsfertőzés intenzitása szignifikánsan különbözött a permetezett és a vizes kontroll fészkek között (23. Ábra; U = 186, z = -4.578, P < 0.001, Mann-Whitney U-test). A vizsgált három költési csoport esetében nem volt eltérés a fertőzés prevalenciája ($\chi^2 = 0.667$, df = 2, P = 0.789, Fisher exact test) és intenzitását ($\chi^2 = 0.093$, df = 2, P = 0.957, Kruskal-Wallis ANOVA; N: korai= 10, csúcs = 10, kései = 9) illetően.

A vizsgált teleprészlet költési jellemzői

A vizsgált 196 fészkes teleprészleten a tojásrakás a 17. nap kezdődött és a 44. nap fejeződött be (átlag (SE)= 24.88 (0.36), N=184). A tojásos fészkek alj

mérete csökkent a költés kezdetével a vizsgált négy csoportba tartozó fészkek alapján (korai: 5.78 (0.09), n = 27; csúcs: 5.46 (0.08), n = 96; kései: 5.03 (0.13), n=35; nagyon kései: 4.68 (0.14), n=25; $\chi^2 = 35.918$, df = 3, P < 0.001, Kruskal-Wallis ANOVA). A tojásos fészkek mérete nem mutatott különbséget a nagyszámú csúcs kategóriába tartozó kezelt és kontroll fészkek között ($\chi^2 = 0.105$, df = 2, P = 0.946; N: permetezett = 34; vizes kontroll = 37; kontroll = 25; Kruskal-Wallis ANOVA).



23. Ábra. A kezelések hatása a három különböző költési csoportba tartozó partifecske fiókákon. Fiókánkénti átlagos kullancsszám és a becslés hibája (SE) megadva.

A kikelési szinkronitás mértéke a kikelés első napján 62.9% (0.02) (n = 109) és a második napján 90.2% (0.02) (n = 51) volt a teleprészleten, és nem mutatott különbséget a kezelt és kontroll fészkek között (P > 0.25, Kruskal-Wallis ANOVA, Mann-Whitney U-test). A kikelési siker 95.8% volt a teleprészleten és nem volt különbség a permetezett (N=71) és kontroll (N=72) fészkek között ($\chi^2 = 0.738$, df = 1, P = 0.441; Fisher exact teszt).

Nem volt szignifikáns különbség a permetezett és kontroll fészkek között a 15 napos korú fiókák számában (permetezett: 4.82 (0.16), N = 50; Kontroll: 4.86 (0.14), N = 51, U = 1263.5, z = -0.085, P = 0.933, Mann-Whitney U-teszt). A 15 napos korú fiókák száma a korai csoportba tartozó fészkekben volt a legmagasabb, de ez a különbség szignifikáns csak a permetezett fészkekben volt (korai: 5.56 (0.34), n = 9; csúcs: 4.88 (0.22), n = 25; kései: 4.62 (0.21), n = 13; $\chi^2 = 9.255$, df = 2, P = 0.008, Kruskal-Wallis ANOVA).

Gyenge, nem szignifikáns különbséget találtunk a másodköltések

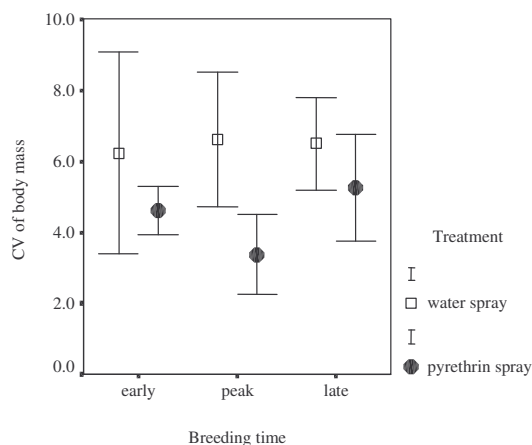
gyakoriságát illetően a permetezett és kontroll fészkek között (permetezett: 46.3%, N = 41; kontroll: 63.2%, N = 38; $\chi^2 = 2.248$, df = 1, P = 0.176). A második fészkealjban rakott tojákszám nagyobb volt a kontroll fészkekben (permetezett: 3.53 (0.16), N = 19; Kontroll: 4.08 (0.15), n = 24; U = 139.5, z = -2.348, P = 0.022, Mann-Whitney U-test). A másodköltések 15 napos fiókaszáma nem különbözött a kezelt fészkek között (permetezett: 2.62 (0.29), N = 13; Kontroll: 3.12 (0.22), N = 16; U = 78.5, z = -1.198, P = 0.254, Mann-Whitney U-test).

A paraziták hatása a fiókák fenotípusára

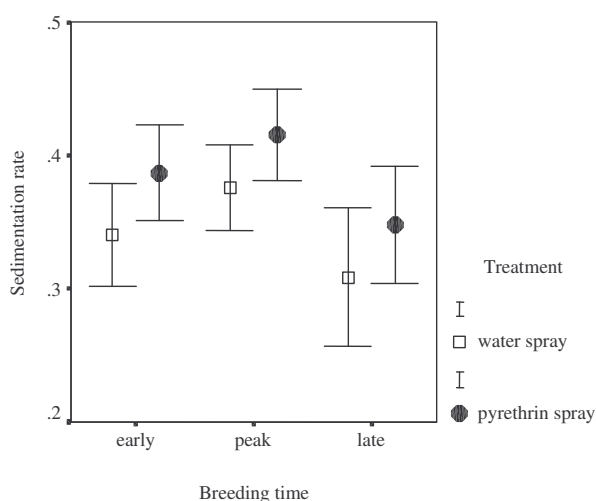
A fiókákon mért morfológiai paraméterek átlaga nem különbözött a permetezett és kontroll fészkek között (P > 0.08, t-tests or Mann-Whitney U-tests). Ugyanakkor a fészkealjban belüli variancia, amit az adott jelleg variációs koefficiensével (CV) mértünk, szignifikáns különbséget mutatott a fiókák testtömegét illetően (24. Ábra; t = -3.007, df = 58, P = 0.004, átlagos differencia = -2.062 (0.686), T-teszt nem egyenlő varianciát feltételezve). A fészkealjban belüli varianciára a kezeléson kívül sem a költés kezdete, sem a kezelés és költés kezdetének interakciója nem mutatott szignifikáns hatást (23. Ábra; költés és kezelés interakciója: F = 0.803, df = 2,54, P = 0.453, kezelés: F = 8.568, df = 1,54, P = 0.005, költés kezdete: F = 0.555, df = 2,54, P = 0.577, fő hatás: F = 3.22, df = 3,54, P = 0.03, two-way ANOVA).

Az átlagos szedimentációs ráta szignifikánsan nagyobb volt a permetezett fészkekben a kontroll fészkekhez képest (25. Ábra; t = -2.413, df = 58, P = 0.019, átlagos differencia = -0.041 (0.017)). Mind a kezelés, mind a költés kezdete befolyásolta a szedimentációs ráta értékét, de nem volt interakció e két faktor között (25. Ábra; interakció a kezelés és költés kezdet között: F = 0.022, df = 2,54, P = 0.978, kezelés: F = 6.607, df = 1,54, P = 0.013, költés kezdete: F = 5.778, df = 2,54, P = 0.005, fő hatás: F = 6.032, df = 3,54, P = 0.001, two-way ANOVA). Szignifikáns különbség volt a szedimentációs ráta fészkealjban belüli varianciájában (CV), amely magasabb volt a kontroll csoportban a permetezett csoporthoz viszonyítva (permetezett: 14.709 (1.581), Kontroll: 20.999 (2.344), t =

2.224, $df = 49.677$, $P = 0.031$, átlag különbsége = -6.289 (2.828)).



24. ábra. A fiókák átlagos fészekaljon belüli variációját, a testtömeg értékek variációs koefficiense (CV) alapján, a különböző költés kezdeti és kezelési csoportok között. Csoportonkénti átlagos CV és a becslés hibája (SE) megadva.



25. ábra. Partifecske fiókák vérének átlagos szedimentációs rátája a különböző költés kezdeti és kezelési csoportok között. Csoportonkénti átlag és a becslés hibája (SE) megadva.

A szedimentációs ráta fészekaljonkénti variációját csak a kezelés befolyásolta (interakció: $F = 0.258$, $df = 2,54$, $P = 0.774$, kezelés: $F = 4.846$, $df = 1,54$, $P = 0.032$, költés ideje: $F = 0.694$, $df = 2,54$, $P = 0.504$, fő hatás: $F = 2.098$, $df = 3,54$, $P = 0.111$, two-way ANOVA).

Paraziták hatása a fiókák kirepülési időszakos túlélésére

A fiókák kirepülése utáni hetekben azoknak a fészkeknek az aránya ahonnan legalább egy fiókát fogtunk vissza, szignifikánsan nagyobb, közel kétszerese, volt a permetezett csoportban (permetezett: 53.3%, $N = 30$; kontroll:

26.9%, N = 26; $\chi^2 = 4.014$, df = 1, P = 0.045). Közel kétszer annyi fiókát fogtunk vissza a permetezett fészkekből, mint a kontroll fészkekből, azonban a különbség nem volt szignifikáns (permetezett: 10.6%, N = 151; kontroll: 5.4%, N = 130; $\chi^2 = 2.525$, df = 1, P = 0.13).

Értékelés

Parazitizmus és fészek újra használata a partifecskénél

A kezelésnek szignifikáns hatása volt a kullancs fertőzés prevalenciájára és intenzitására a fiókák esetében, ugyanakkor a fészkelés kezdete nem befolyásolta e hatást (23. Ábra). Eredményünk hasonló volt az ugyanezen populációnál korábban végzett kísérletekhez (Szép & Møller 1999). A kullancs fertőződés kialakulhat mind a kullancslárváknak az üregek közötti migrációja, illetve a fészkelésre készülő egyedek más telepeken való fertőzése révén. E vizsgálat egy olyan új partfalon kialakult teleprészleten zajlott, ahol nem volt előző évi üreg, ahonnan a kullancslárvák szétterjedhetek volna a telepen. Összehasonlítva a kullancs fertőzés prevalenciáját egy olyan teleppel, ahol a madarak egy régi falon költöttek, ahol nagyszámú üreg maradt meg az előző évről (Szép & Møller 1999), látható, hogy a kontroll fészkek esetében 28%-kal volt alacsonyabb a prevalencia az új falon lévő telepnél (kontrollok: régi fal= 93%, új fal= 65.5%), azonban az ugyanolyan mértékű permetezéssel kezelt fészkekben a különbség már közel 10-szeres volt (permetezett: régi fal: 73%, új fal= 6.5%). Hasonló markáns különbséget láthatunk a fertőződés intenzitását illetően is (Kontroll: régi fal=1.6 kullancs/fióka, új fal= 0.36 kullancs/fióka; Permetezett: régi fal= 0.85 kullancs/fióka, új fal= 0.03 kullancs/fióka). Az eredmények alapján jól látható a régi üregek újra használatának jelentős költsége a parazita fertőződés kapcsán. A partifecskék számára akár 14 napot is igényel az átlagosan 65 cm hosszú fészeküregek kialakítása (Sieber 1980; Cramp 1988), amely jelentős energia és idő veszteséget eredményezhet a költő madarak számára. Eredményeink a füsti

fecsken végzett vizsgálatokkal (Barclay 1988, Møller 1990) összhangban megerősítik, hogy az új üreg készítésének költségeit felülmúlhatják a régi fészkek ismételt való használatából adódó növekvő parazitizmus hátrányai. A partifecske esetében tapasztalt sajátos magatartás, hogy lehetőleg a frissen kialakult partfalakon új üreget készít minden évben, a paraziták, azon belül feltehetően elsősorban az *Ixodex lividus* kullancsfaj elleni védekezés eredményeképpen alakulhatott ki.

A kezelés és a költés kezdetének hatása a szaporodási sikerre és a fiókák fenológiai jellemzőire

E vizsgálatunkban nem találtunk különbséget kezelt fészkek kirepülés előtti fiókaszámát illetően, amely megegyezik a Skóciában hasonló fertőzöttségű telepen végzett kísérlet eredményeivel (Alves 1997). Azonban a megelőző, lényegesen fertőzöttebb telepen végzett vizsgálatunk esetében 21%-os különbséget találtunk (Szép & Møller 1999). E különböző hatás jelzi, hogy a kullancsok főként jelentős fertőzöttség esetén okozhatnak komoly fenyegetettséget a szaporodási sikerre. Azonban e különbség lényegesen árnyaltabb, ha a fiatal madarak kirepülés utáni visszafogási valószínűségét is figyelembe vesszük, amely e vizsgálatban, az alacsonyfokú fertőződés ellenére is kevesebb, mint fele volt kontroll fészkekben, amely eltérő kirepülés utáni mortalitást vet fel. Nem zárható ki, hogy az eltérő visszafogási ráta a jobban fertőzött fészkekből származó utódok nagyobb diszperziójával magyarázható, azonban a fogások nagy része a fiókák olyan korában történt, amikor még zömében a telepen tartózkodnak.

Az átlagos fióka morfológiai jellemzők nem mutattak különbséget a kezelések között. Alves (1997) 4.4%-os testtömeg differenciát talált egy kis telepen, amelyet sem e munkánk, sem korábbi vizsgálatunk (Szép & Møller 1999) nem mutatott ki. Ugyanakkor a fészkekaljon belüli variancia nagyobb volt a jobban fertőzött kontroll fészkekben. A fiókák belüli méretkülönbség jelentősen befolyásolja az egyedek pozícióját a fészkekaljon belül (Mock & Parker 1997).

Christe et al. (1998) „tasty chicks” hipotézise feltételezi, hogy a szülők egy vagy néhány fiókát „feláldozhatnak”, amikor jelentős parazita hatással számolnak. Vizsgálatunk azt mutatja, hogy a fiókák közötti morfológiai különbségek, amelyeknek fontos következményei lehetnek a fiókák fejlődése során, jóval a paraziták közvetlen negatív hatásainak megnyilvánulása előtt megvannak.

A fiókák kirepülése után nyert visszafogási adatok alapján látható, hogy a paraziták hatása jelentősen felerősödhet a kirepülés után. Amíg a fészekaljban csak kismértékű hatásokat detektáltunk a kezelt csoportok között, a kirepülés után jelentős túlélési és/vagy diszperziós különbségek mutatkoztak a fiókák között.

A fészkelési aktivitás csúcsa a madarak esetében feltehetően időben egybeesik a fiókák maximális táplálékigényének és a táplálék maximális hozzáférhetőségének csúcsával (Lack 1954, 1968; Martin 1987). Ezt a hipotézist a leíró és kísérletes vizsgálatok egyaránt támogatják (Martin 1987). A táplálék hozzáférhetőségének csökkenése a csúcs időszak után ugyanakkor egybeesik az ektoparaziták számának növekedésével a fészkelési időszakban (Burt et al. 1991; de Lope & Møller 1993; Merino & Potti 1995). Ez azt vonja maga után, hogy a kései költők növekvő nehézségekkel néznek szembe, különösen a parazitáknak a költési szezon kései időszakában jelentkező erőteljes negatív hatásai miatt, mint ahogy azt számos munka mutatja (de Lope et al. 1993; de Lope & Møller 1993; Merino & Potti 1995). Vizsgálatunkban elemeztük a kullancsok hatását a partifecske szaporodásában az adott év különböző időszakában költő párokra, azonban nem találtunk jelentős különbségeket. Egyedül a szedimentációs rátát illetően volt kimutatható jelentősen kisebb érték a kései költők esetén. A szedimentációs ráta a vérplazma fehérje, benne immunglobulin, tartalmának közvetett jellemzését teszi lehetővé (Sharma et al. 1984). E paraméter magas értéke az egyed jó egészségi állapotát jelzi. A kései költők csökkent szedimentációs rátája, korábbi vizsgálataink alapján (Szép & Møller 1999), feltehetően a kullancsok hatására növekedett nagyobb immunglobulin termelésnek tulajdonítható. A fiókák morfológiai jellemzői nem különböztek a különböző költés kezdetű csoportok között. Feltételezhető, hogy a partifecske

telepekre jellemző nagyban szinkronizált költés (Cramp 1988) lehetőséget teremt a paraziták negatív hatásának mérséklésére a kései csoportokban (Gochfeld 1980; Brown & Brown 1996)

Összegzésül megállapíthatjuk, hogy a mérsékelt kullancsfertőzés megnövelte a fészekaljon belüli varianciát a fiókák méretében és kondíciójában, anélkül, hogy az átlag értékekben módosulás lett volna kimutatható. A fiókák közötti méretkülönbségek a fészekaljon belül befolyásolhatják a fiókák táplálékhoz való jutásának feltételeit, amely módot adhat a fészekalj méret gyors redukciójára, amennyiben a parazita fertőzés magas szintet ér el. A partifecske esetében a parazitáktól mentes, frissen kialakult falakon való fészkelés a leghatékonyabb stratégia a paraziták hatásának elkerülésére, mérséklésére.

4. Fészkelő állományok vonulási és telelési területeinek vizsgálata

4.1 Fészkelő területen kívüli hatások feltárási lehetőségei a vonuló fecskefajok túlélési ráták és az afrikai vegetációs index NDVI műholdkép adatok modellezése révén

Problémafelvetés

A vonuló madarak éves életciklusa a fészkelő, vonuló és telelő területeken zajlik, amely területek több ezer kilométerre, a föld különböző féltekéin helyezkednek el. A vonuló madarak elterjedési területének ezen térben jelentősen elkülönülő helyszínein zajló események együttes vizsgálata napjainkban is ritka. Egy fészkelő állomány vonulási és telelési terület közvetlen feltárását lehetővé tevő műholdas telemetria használhatósága a vonuló madárfajok többségét kitevő énekesmadarak esetében jelen és a következő évtizedben sem technikailag (Cohran & Wikelski 2005), sem anyagilag nem kivitelezhető. Nagy jelentőséggel bír olyan új módszerek kifejlesztése, amelyek segítséget nyújthatnak adott fészkelő populáció vonulási és telelési területeinek feltárására.

Különösen fontos e területek megismerése akkor, amikor számos kutató azt

feltételezi, hogy a vonuló madarak állomány nagyságának csökkenése nagy részben a telelő területeken bekövetkező környezeti változásokkal van kapcsolatban (Berthold et al. 1986, 1998; Robbins et al. 1989; Terborgh 1989; Askins et al. 1990; Marchant 1992; James et al. 1996). A telelő területek élőhelyeinek kedvezőtlen átalakulása közvetlen negatív hatással van a vonuló madarak túlélésére és így állománycsökkenést eredményezhetnek a partifecske méretű fajoktól egészen a gólya nagyságúakig (Møller 1989; Kanyamibwa et al. 1990; Peach et al. 1991; Szép 1995). Az élőhelyek átalakulása a vonuló területeken hasonló hatásokat válthatnak ki (Alerstam 1991; Berthold 1993), azonban az itt bekövetkező eseményeknek az éves túlélésre gyakorolt hatását még nem ismerjük kellőképpen. Annak ellenére, hogy a telelő és vonuló területeken jelentős, a túlélést potenciálisan befolyásoló hatással számolhatunk, nagyrészt feltáratlanok azok a körülmények e területeken, amelyek közvetlen hatással lehetnek a túlélési rátákra (Marra et al. 1998; Sillett et al. 2000; Booth & Visser 2001). A vonulási és telelési területek környezeti állapotai közötti kölcsönhatások a vonuló állományokra nagyrészt feltáratlanok, amely interakciók ugyanakkor nagy fontossággal bírhatnak. A legtöbb vonuló madár fenotípusa nagyban változik a telelés során a részleges, illetve a teljes vedlés miatt. A telelési időszak környezeti állapota így közvetlenül befolyásolja a toll növekedését, a fészkelő területre visszatérő vonuló madár fenotípusát a következő nyáron (Butcher & Rohwer 1989). A telelési és vonulási időszak környezeti állapota a fenotípusos jellegekre ható szelekció révén befolyásolhatja a fészkelő területre visszatérő állomány adott fenotípusos jellegének átlagát és varianciáját. Jones (1987) & Marra et al (1998) kutatásai mutatták be először az ezen áthúzódó (carry-over) hatásokat, amely hatások gyakoriságának vizsgálata a vonuló madarak esetében nagy jelentőséggel bír a jelenben és a jövőben. A vonuló madarak fészkelési sikere nemcsak a fészkelési terület környezeti állapotától, hanem a megelőző vonulási és fészkelési időszak állapotától is nagyban függ (Marra et al. 1998). A fészkelési, vonulási és telelési területek közötti konnektivitás feltárása, alapvető feladat e problémák megértése érdekében (Marra et al. 1998).

A vonulási és telelési területek környezeti állapota jelentőségének feltárását két fontos tényező hátráltatja: (1) az adott fészkelő populáció által használt vonulási és telelési terület azonosításának jelentős nehézségei, (2) olyan jól használható paraméter alkalmazása, amely módot ad az adott populáció által használt területek környezeti állapotának mérésére.

Habár több millió madarat gyűrűznek meg évente, amely számos megkerülést eredményeznek, továbbra is nagyon vázlatos információkkal rendelkezünk adott faj, adott populációja által használt vonulási és telelési területekről (Berthold 2001). Jellemző példa erre a Tiszán folyó partifecske gyűrűző munkánk 1985 óta, amely esetében több mint 120 ezer partifecskét gyűrűztünk meg, azonban a mai napig nincs afrikai megkerülésünk. Néhány populáció esetében a meglévő nagyszámú megkerülés az esetek többségében nem reprezentálják hibamentesen a használt vonulási és telelési területeket, mert a gyűrűs madár megtalálása nagyban függ az adott területen lévő lakosság sűrűségétől, műveltségétől, társadalmi/gazdasági helyzetétől, illetve visszafogás esetén a gyűrűzői munka térbeli és időbeli eloszlásától. A megkerülés valószínűségét befolyásoló faktorok mértéke jelentősen különböznek az évek között, valamint országok között is.

Amennyiben a vonulási és telelési területek ismertek, komoly problémát jelent olyan jól hozzáférhető, részletes paraméterek használata, amelyek módot adnak a nagyszámú, olykor nagy kiterjedésű, lakatlan, vagy rendszeres és megbízható információszolgáltatással szolgálni nem tudó területek környezeti állapotának mérésére.

Kutatásunkban egy olyan új módszert fejlesztettünk ki, amely potenciális lehetőséget ad a vonuló madarak vizsgálatát nagyban nehezítő két probléma megoldására (Szép & Møller 2005). Módszerünk a fészkelő területen végzett fogás-visszafogás adatok alapján számított költési időszakok közötti túlélési ráta és a potenciális vonulási és telelési területekről készített műholdképek alapján készített vegetációs index (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) képek (Prince & Justice 1991) együttes vizsgálatán alapul. Az NDVI képek az

adott terület vegetációjának kiterjedésének és aktivitásának egyszerű mérését teszi lehetővé, amely jellegek szoros kapcsolatot mutatnak a műhold szenzorai által mérhető fotoszintetikus aktivitással (Prince & Justice 1991). E vegetációs indexet gyakran használják mind kvalitatív, mind kvantitatív ökológiai vizsgálatokban (Tucker et al. 1991, Pettorelli et al. 2005).

Új módszerünk lehetőséget ad: 1- Azon potenciális telelési és vonulási területek azonosítására, amelyeknek jelentős hatása lehet adott vonuló madárfaj populációjának túlélésére, 2- A feltárt vonulási és telelési területek környezeti állapotának és azok kölcsönhatásának a túlélésre gyakorolt hatásának kvantifikálása, 3- A fészkelő és nem fészkelő területek környezeti állapotának és azok kölcsönhatásának a fenotípusra és szaporodásra gyakorolt hatásának kvantifikálása

Módszer bemutatása és alkalmazása vonuló fecske fajokra

Módszerünk azon a feltételezésen alapszik, hogy a vonuló madarak túlélését, fenotípusát és szaporodását részben a fészkelő területen kívüli állapotok határozzák meg. Ezt a feltételezést megerősítik azok a becslések, amelyek a fészkelő egyedek éves mortalitásának kevesebb, mint 5%-át tulajdonítják a fészkelési időszak eseményeinek (Marra & Holmes 2001; Sillett & Holmes 2002). Számos korábbi vizsgálat ezen becslésekkel megegyezően azt mutatta ki, hogy a vonuló madarak túlélése nagyban függött a telelési időszak környezeti állapotától (Møller 1989; Kanyamibwa et al. 1990; Peach et al. 1991; Szép 1995; Marra & Holmes 2001). Módszerünk, mint egy felderítő eszköz lehetőséget ad azon területek azonosítására, amelyek statisztikailag nagy hatással lehetnek az adott populáció túlélésére, azonban szükséges ezen területek validációját más független módszerrel elvégezni, mint amilyen a gyűrűs madarak megkerülése, tollak stabil izotóp, illetve kémiai elemek tartalmának (trace element) vizsgálata, molekuláris markerek alkalmazása.

Módszerünket két vonuló fecske fajon, füstifecske és partifecske, a fészkelő területen végzett hosszútávú folyó vizsgálat fogás-visszafogás adatai alapján

vizsgáltuk. A magányosan, illetve kisebb telepeken fészkelő, vizsgált dán füsti fecske populációnál (Kraghede, 57°12'É, 10°00'K) 1984 és 2001 közötti végzett gyűrűzési adatokat (Møller & Szép 2002), míg a partifecskék esetében a Tiszatelek térségében (48°12'É, 21°47'K) 1986 és 2001 között egy több ezer páros, illetve néhány kisebb telepen végzett gyűrűzés adatait alkalmaztuk. A vizsgált dán füsti fecske állomány esetében a rendelkezésre álló afrikai megkerülési adatok alapján bizonyos, hogy a Szaharától délre telelhetnek, feltehetően Dél-Afrikában (Bønløkke et al. 2006). Az afrikai telelő területen változó nagyságú, néhány száztól akár több milliós egyedszámú, éjszakázó helyeket használnak, amelyek kb. 50 km-es körzetében táplálkoznak (Cramp 1988). A dél-afrikai nagyszámú gyűrűzési és megkerülési adat alapján Oatley (2000) megállapította, hogy a telelő füsti fecskék több mint 85%-ka ez előző évben használt éjszakázóhely 100 km sugarú körzetében marad a következő telelési időszakokban. Cramp (1988) szerint a telelő madarak nomáddá válhatnak kedvezőtlen (szárazság) időjárási körülmények között. A partifecskék esetében bizonyos, hogy a magyar állomány a Szaharától délre telel, azonban a megkerülési adatok hiánya miatt csak feltételezések állnak rendelkezésre, amelyek alapján a Szahel övezet középső és keleti része, illetve Kelet-Afrika területén várható a telelő terület. A partifecske élőhely használata a telelési időszakban hasonló lehet a füsti fecskéhez (Cramp 1988).

A fészkelési időszakok közötti túlélési ráta modellezése és becslése

A vizsgált két adatsor közül az általános Cormack-Jolly-Seber modell (Lebreton et al. 1992) illeszkedett a partifecske fogás-visszafogás adatokhoz, míg a füsti fecskék esetében különbséget találtunk az újonnan gyűrűzött és már gyűrűzött egyedek túlélése között (Møller & Szép 2002). A modell szelekciós eljárás, mindkét adatsor esetében azt a modell típust találta a legkisebb AIC értékűnek, a legrelevánsabbnak, amely a túlélési ráta évenként különböző értékét feltételezi, különböző rátát feltételez a fészkelő hímek és tojók között, azonban a különbség a két nem között parallel változik az évek során. A későbbiekben a

hímek túlélési rátáját alkalmaztuk a túlélés és a vegetációs index (NDVI) adatok közötti kapcsolat vizsgálatánál.

Megfelelő térbeli mintavételi egység és biológiailag releváns időszakok kiválasztása

E lépés alkalmával a vizsgált két fecske populáció által a vonulási és telelési területeket magába foglaló afrikai kontinenst felosztottuk $0.25^{\circ} \times 0.25^{\circ}$ méretű kvadrátokra (633-781 km² nagyságú területekre, a földrajzi szélesség függvényében). Azért alkalmaztuk e méretet, mert feltételeztük, hogy ez a méret a fecskék napi mozgásának határán belül van a táplálkozó fecskék esetében (Møller & Aarestrup 1980).

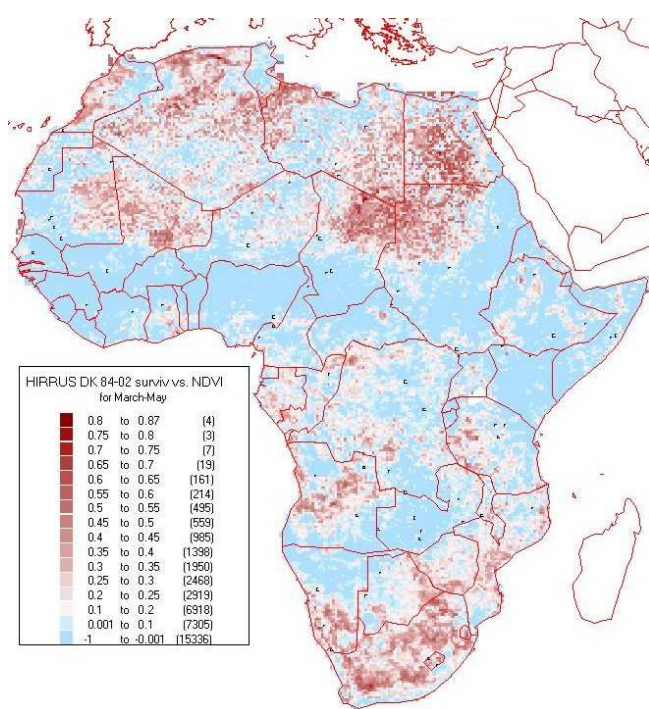
A vizsgált fajok életsiklusának ismeretében (Turner & Rose 1989), négy periódust határoztunk meg: 1- Fészkelési időszak (Június-Augusztus), 2- Őszi vonulási időszak (Szeptember-November), 3- Telelési időszak (December-Február) és 4- Tavaszi vonulási időszak (Március-Május).

Vegetációs műholdképek (NDVI) adatainak használata

Az afrikai vonulási és telelési területek környezeti állapotát az amerikai űrhivatal (NASA) NOAA műholdjainak AVHRR érzékelői alapján készített vegetáció index (NDVI) műholdképek alapján mértük. Az egész afrikai kontinensről készült, 8*8 km-es pixel felbontású NDVI képek 1982-ig visszamenőleg minden 10 napos periódusra hozzáférhetőek a WEB-en a USGS African Data Dissemination Service honlapján (<http://igskmncnwb015.cr.usgs.gov/adds/>). Az NDVI képeket a relatív biomassza és vegetáció aktivitásának mérésére (Boone et al. 2000; Chen & Brutsaert 1998; Paurelo et al. 1997), csapadék mérésére (Schmidt & Karnieli 2000), valamint a madarak élőhelyei mennyiségének és minőségének mérésére használják (Wallin et al. 1992). Maurer (1994) a madárállományok abundanciájának és az NDVI értékek közötti korrelációját mutatta ki, más alkalmazások az NDVI alkalmazhatóságát vetették fel a nagy térbeli skálán történő elterjedés

térképezésben (Osborne et al. 2001). A legtöbb vonuló madár rovarrevő, amely táplálék mennyisége elsősorban a növények produkciójától függ, így az NDVI értékek közvetve adatokkal szolgálhatnak a rovertáplálék mennyiségéről. Az NDVI műholdképek alapján a WinDisp v4.0 szoftvercsomag (<http://www.fao.org/WAICENT/faoinfo/economic/giews/english/windisp/windisp.htm>) alkalmazásával számoltuk ki az átlagos NDVI értéket minden egyes $0.25^{\circ} \times 0.25^{\circ}$ méretű kvadrátra, időszakra és évre. Adott kvadrát, adott évi és időszaki NDVI adatát csak akkor vettük figyelembe, ha az adott esetben a pixelek minimum 30%-a valid (felhő által nem zavart), 2-255 érték közötti értékkel rendelkezett, illetve ha az adott kvadrát esetében minden olyan évben volt mód az NDVI érték megállapítására, amely évekből túlélési adat állt rendelkezésünkre. Az Afrikát lefedő közel 40 000 kvadrát 15%-a eset ki a fenti szelekció kapcsán, amely nem befolyásolta a későbbi elemzés térbeli felbontását. Korrelációs mátrix készítése a túlélési ráták és a műholdas vegetációs index adatok között.

Az adott fecske populáció két fészkelési időszak közötti túlélési rátája és az adott vizsgált időszakban (pl. őszi vonulás, telelés, tavaszi vonulás) az adott kvadrátban mért NDVI érték között Spearman rank korrelációt számítottuk ki, amely számítást valamennyi kvadrátra elvégeztük. Térinformatikai alkalmazással (MapInfo) ábrázolható egy korrelációs térkép, amely térben mutatja be, hogy adott időszakban mely területek mutatják a legszorosabb pozitív korrelációt a túlélési rátával (26. Ábra). A dán füsti fecske populáció esetében mutatja azokat a területeket Afrikában, amelyeken a tavaszi vonulási időszakban mért NDVI értékek pozitív korrelációt mutatnak a túlélési rátával.



26. Ábra. A vizsgált dán füstifecske populáció 1984-2001 évek során becsült túlélési rátája és az adott évek tavaszi vonulási időszakában, az Afrika területén lévő kvadrátokban mért átlagos NDVI értékek közötti Spearman rank korrelációs koefficiensek térképe. Sötétebb színek erősebb pozitív korrelációt jeleznek. Az adott korrelációs tartományba tartozó $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ kvadrátok száma zárójelben megadva.

Lehetséges vonuló és telelő területek lehatárolása a hasonló magas korrelációs koefficiensű szomszédos kvadrátok összevonásával

A szomszédos kvadrátok esetében adott időszakban mért hasonló korrelációs értékek a legtöbb esetben az általunk használt kvadrátok nagyságánál lényegesen nagyobb területen jelentkező hasonló változó környezeti állapotok magyarázhatják, így a térbeli autokorreláció (S. Selmi, A. P. Møller & T. Szép nem publikált elemzés) miatt szükséges azon szomszédos kvadrátok együttes kezelése a továbbiakban, amelyek korrelációs értéke meghalad egy adott küszöbértéket. Munkánkban megvizsgáltuk, hogy milyen szintre érdemes beállítani azt a küszöbértéket a további vizsgálatok robusztus kivitelezése érdekében. Hat különböző küszöbérték korrelációs koefficiens szintet vizsgáltunk meg (r : 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6 és 0.8), amelyek közül az $r=0.6$ küszöbértéket találtuk a legalkalmasabbnak a vizsgált adatsorok esetében. Magasabb

küszöbérték esetén ($r=0.8$) csak igen kevés, nem megfelelően értékelhető területet lehet lehatárolni, míg kisebb küszöbérték esetén ($r<0.6$) nagyon sok, de a túlélési ráták éves változásához kevésbé illeszkedő NDVI értékekkel jellemezhető terület kerül lehatárolódásra.

A továbbiakban lehatároltuk azokat a területeket, amelyek esetében a szomszédos kvadrátok korrelációs koefficiens értéke elérte a kiválasztott küszöbértéket ($r\geq 0.6$) az adott időszakban, majd a lehatárolt területeken belül lévő kvadrátok adott időszakbeli NDVI értékeinek átlagai alapján kalkuláltuk az adott lehatárolt területekre jellemző NDVI értékeket valamennyi vizsgált évre. Mind a három vizsgált időszakra (őszi vonulás, telelés, tavaszi vonulás) külön-külön elvégeztük e lehatárolásokat és kiszámoltuk a területekre adott időszakra jellemző átlagos NDVI értékeket.

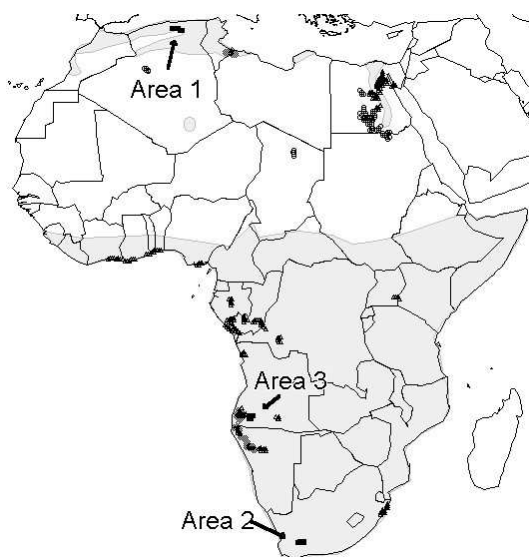
A különböző időszakokban lehatárolt területeknek NDVI értékek alapján mért állapotának a túlélési rátára gyakorolt hatását lépcsőenkénti (stepwise) lineáris regressziós analízis alapján vizsgáltuk. Azon különböző időszakokban lehatárolt területeket vettünk figyelembe a további elemzések során, amely területek NDVI értéke a becsült túlélési ráta varianciájának legalább 10%-át magyarázták. A 27-28.. Ábrák mutatják azokat a területeket és időszakokat, amelyeket a fenti eljárás alapján lehatároltunk a vizsgált partifecske és füsti fecske populáció esetében.

Potenciális vonulási és telelési területek kiválasztása lehatárolt területek NDVI értékei történő túlélési ráta fogás-visszafogás módszere modellezése alapján

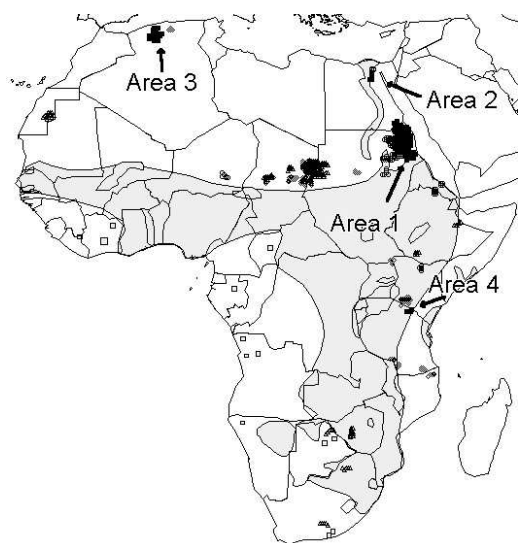
A MARK programcsomag alkalmazásával (White & Burnham 1999) a túlélési ráta éves változását a lehatárolt területek NDVI értékével, mint „group covariate” paraméterekkel modelleztük az eredeti fogás-visszafogás adatokon, amely vizsgálatok lényegesen robusztusabbak, mint a becsült túlélési rátákra való hatás elemzése (Lebreton et al. 1992). A különböző területek hatását a Skalski et al. (1993) által bevezetett „Analysis of Deviance” eljárással teszteltük. Megvizsgáltuk a különböző időszakokban lehatárolt terület közötti interakciókat,

amely módot adnak megállapítására, hogy pl. a telelési időszakban lehatárolt területek állapota kimutatható hatással van-e a tavaszi vonulási időszakban lehatárolt területek állapota révén változó túlélésre. A fenti eljárás alapján a túlélést szignifikánsan befolyásoló területeket, időszakokat a 27-28. Ábra jelöli.

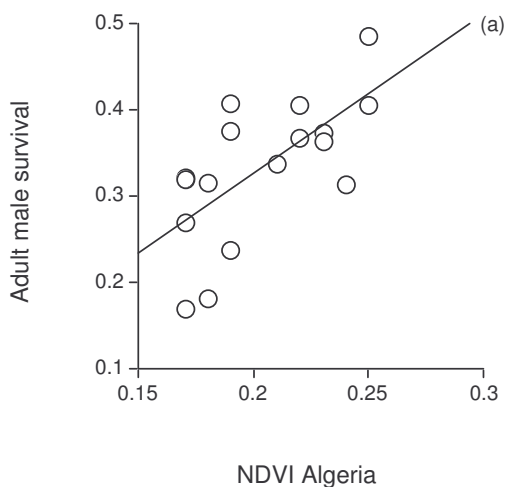
A dán füsti fecske populáció esetében a tavaszi vonulási időszakban ÉK Algériában azonosított területről 13 dán füsti fecske tavaszi megkerülése ismert (27. Ábra). Az e területen tavaszi időszakban mért NDVI értékek és a vizsgált dán populáció túlélési rátája közötti erős pozitív kapcsolatot mutatja be a 29. Ábra.



27. Ábra. Területek Afrikában ősszel (Szeptember–November), télen (December–Február), tavasszal (Március–Május) amelyek NDVI értékei az adott időszakban erős pozitív korrelációt mutatnak ($r \geq 0.6$) a vizsgált dán füsti fecske populáció túlélési rátájával. Szignifikáns hatást mutató potenciális vonulási, telelési területek: 1- ÉK Algéria télen, 2- DNY Dél-Afrika, 3- DNY Namíbia ősz. Szürke színnel a füsti fecske ismert elterjedési területe jelölve Keith et al. (1992) alapján.



28. Ábra. Területek Afrikában ősszel (Szeptember–November), télen (December–Február), tavasszal (Március–Május), amelyek NDVI értékei az adott időszakban erős pozitív korrelációt mutatnak ($r \geq 0.6$) a vizsgált magyar partifecske populáció túlélési rátájával. Szignifikáns hatást mutató potenciális vonulási, telelési területek: 1- ÉK Szudán tél, 2- Nílus Kairónál tavasz, 3- É Algéria tél, 4- DNY Kenya-É Tanzánia tél. Szürke színnel a partifecske ismert elterjedési területe jelölve Keith et al. (1992) alapján.



29.Ábra. A vizsgált dán füstifecske populáció túlélési rátája és a EK Algériában a tavaszi vonulási időszakban lehatárolt terület NDVI értéke közötti kapcsolat. A lineáris regressziós egyenes megadva ($F = 11.63$, $df = 1,15$, $r^2 = 0.399$, $p = 0.004$, meredekség (SE) = 1.85 (0.54))

A módszer által azonosított potenciális vonulási és telelési területek ellenőrzése

A módszer által azonosított területek a rendelkezésre álló adatok statisztikai elemzése alapján kerültek kiválasztásra, mint a túlélést jelentősen befolyásoló területek a vonulás vagy telelés időszakában. E területek között szerepelnek a biológiailag releváns, a vizsgált populáció által használt területek, azonban számos olyan terület is kijelölésre kerülhet, amelyek nem játszanak szerepet az adott populáció életében. Különböző független ellenőrzési módszerek segíthetnek szelektálni a területek között:

1. Az ismert előfordulási területek és a kiválasztott területek közötti átfedések vizsgálata. Legtöbb vonuló madárfaj esetében nagyrészt ismert az afrikai telelési időszakban való elterjedés (Keith et al. 1992). A vizsgált partifecske faj esetében a kiválasztott területek 54%-a a partifecske jelenleg ismert afrikai elterjedési területére esik (Keith et al. 1992). A Nubiai sivatagban és az Algériában azonosított területeket nem jelöli Keith et al. (1992) térképe, azonban valószínűsíthető, hogy azok a vonulás során szerepet játszhatnak. A füstifecske esetében a kiválasztott területek 100%-a az ismert afrikai elterjedési területen (Keith et al. 1992) belül található. A füstifecske esetében részletes elterjedési térkép áll rendelkezésre az afrikai kontinens déli részéről (Harison et al. 1997), amely alapján a dél-afrikai régióban módszerünk alapján kiválasztott terület 80%-a fed át az ismert előfordulással.

2. A vizsgált fészkelő populáció ismert afrikai megkerülési adatainak időbeli és térbeli eloszlásának felhasználása. Számos vonuló faj esetében ismertek megkerülési adatok a vonulási és teelési időszakból, amelyek számosságuk és időbeli, térbeli reprezentativitásuktól függően alkalmasak lehetnek a kiválasztott területek megítélésére

A vizsgált dán füsti fecske állományban gyűrűzött fecskékből nincs afrikai megkerülés, azonban a Dániában az utóbbi 100 évben gyűrűzött füsti fecskék estében a 15 teelési időszakból származó megkerülés 73%-a Angolából, Namíbiából, és Dél-Afrikai Köztársaságból van, amelyek a feltárt területek közeléből származnak. Az összes, 13 tavaszi megkerülés Észak-Afrikából, Marokkó, Algéria és Tunézia területéről ismert, amely nagyban egybevág a túlélési és NDVI adatok alapján e régióban azonosított területtel.

A vizsgált magyar partifecske populáció esetében nincsenek afrikai megkerülések, azonban a tavaszi vonulás során a Földközi tenger térségéből származó közel 20 megkerülés (Korzika, Málta, Olaszország, Görögország, Törökország, Izrael) azt mutatja, hogy a vizsgált állomány esetében az afrikai elterjedési terület különböző részeinek használata valószínűsíthető.

3. Nagy lehetőséget hordoz a fészkelő állományoknál végzett genetikai, valamint a tollazat stabil izotópos és kémiai (trace element) profiljának összehasonlítása a feltételezett területen befogott egyedek vér-, illetve tollmintáinak összehasonlítása révén. A genetikai módszerek fejlődése az elkülönülő populációk esetében nagy lehetőséggel kecsegtetnek (Smith et al. 2005). A kikelési, illetve a teelési területeken növesztett tollak stabil izotóp profilok (Rubinstein & Hobson 2004, Hobson 2005) és kémiai elemtartalmán (trace element) alapuló profilok (Szép et al. 2003) a genetikai vizsgálatoknál nagyobb térbeli felbontása már napjainkban is módot adhat a teelő, vonuló és fészkelő helyen gyűjtött tollak alapján az adott terület tényleges használatának igazolására.

Értékelés

A kifejlesztett új módszer alkalmas azoknak a potenciális területeknek és időszakoknak a feltárására, amelyek környezeti állapota jelentős hatással van az adott fészkelő populáció éves túlélési rátájára. A legtöbb populáció esetében nincs vagy hiányos, illetve nem reprezentatív információk áll rendelkezésre az állományváltozását nagy mértékben befolyásoló vonulási és telelési területekről és időszakokról. Módszerünk lehetőséget ad arra, hogy a fészkelő területen több éven keresztül gondosan kivitelezett gyűrzési munka adatai alapján mód nyíljon azoknak a potenciális távoli területeknek a feltárására, amelyek fontos hatással vannak a vizsgált állományra. Eljárásunk olyan térbeli predikciókkal szolgál a területek esetében, amelyek módot adnak a költséges, sok esetben komoly nehézségekkel járó terepi kutatómunka hatékony tervezésére és kivitelezésére. A feltárt potenciális vonulási és telelési területek között vannak az adott populáció által ténylegesen használt területek, amelyek azonosítására több egymástól független módszer állhat rendelkezésre. Az azonosított területekről származó műholdas vegetációs index (NDVI) adatok lehetőséget adnak a fészkelő madarak fenotípusára és szaporodására ható időszakokon átnyúló (carry-over) hatások feltárására (Marra et al. 1998).

E módszer alkalmazását nehezíti, hogy alkalmazásához hosszú-távú, jelölés-visszafogás adatokra van szükség, amely adatsorok száznál kevesebb vonuló madárfaj esetében áll rendelkezésre (A. P. Møller szóbeli közlése). A módszer alkalmazása kapcsán lényeges, hogy a vizsgált populáció vonulási konnektivitása erős legyen, az egyedek nagyrésze egy területre vonuljon (Szép et al. 2007). E vizsgált populációk esetében ugyanakkor jó lehetőség nyílt a részletes és sokoldalú fészkelési időszakbeli vizsgálatok mellett a vonulási és telelési időszakok és a köztük lévő kölcsönhatások megismerésére.

4.2 Túlélési ráták és Vegetációs index (NDVI) adatok alapján azonosított potenciális füsti fecske telelő és vonuló területek használatának vizsgálata Dél-Afrikában

Problémafelvetés

A túlélési ráta és műholdas vegetációs index (NDVI) adatok alapján a túlélésre jelentős hatást gyakorló potenciális vonulási és telelési területek azonosítási módszere (Szép & Møller 2005) egyike azon új módszereknek, amely lehetőséget ad arra, hogy tesztelhető feltevéseink legyen arról, hogy egy intenzíven vizsgált fészkelő állomány milyen vonulás és telelési területeket használhatnak. A túlélési ráta és az Afrikát lefedő $0.25^{\circ} \times 0.25^{\circ}$ kvadrátok adott időszakban mért NDVI értékei közötti korrelációs koefficiensek alapján készített korrelációs térképek és azok alapján lehatárolt, adott küszöbértéket meghaladó területek ismerete lehetőséget ad a feltételezett területek használatának más független módszerekkel való tesztelésére.

Vizsgálatunkban (Szép et al. 2006) az Anders Pape Møller dán kutató által több évtizede Dániában végzett hosszú távú füsti fecske projekt (Møller 1994) fogás-visszafogás adataiból becsült túlélési ráták és az afrikai területek NDVI értékei alapján készítettük el a túlélésre jelentős hatást gyakorló potenciális vonulási és telelési területek listáját (Szép & Møller 2005). A 2003 és a 2004-es telelési időszakban intenzív terepi felmérő és madárgyűrzési munkát végeztünk a Dél-Afrikai Köztársaság nyugati, szemi-arid jellegű Karoo régiójában azonosított potenciális telelő területen, illetve az ország más, kontrollnak tekintett, sok esetben a Karoo-hoz képest lényegesen csapadékosabb füsti fecske telelő területein. Célunk az volt, hogy teszteljük valószínűsíthető-e a vizsgált dán füsti fecske állomány telelése a módszerünk által prediktált telelő területen.

Módszer

Vizsgálatunkban az A.P. Møller által egy 45 km^2 nagyságú területen (Kraghede, $57^{\circ}12'E$, $10^{\circ}00'K$) 1984-2003 során gyűrzött füsti fecske fogás-

visszafogás adata alapján végeztük a túlélési ráta modellezését és becslését. A vizsgált dán füsti fecske populáció vonulásával és telelésével kapcsolatos releváns adatokat a megelőző fejezetben ismertetem. A túlélési ráták modellezése, a műholdas vegetáció index (NDVI) adatok használata és az ezen adatok alapján végzett potenciális telelő terület kiválasztása a megelőző fejezetben bemutatott módon történt (Szép & Møller 2005), a potenciális területek lehatárolásánál $r=0.5$ korrelációs koefficienset használtunk a korábbi vizsgálatnál (Szép & Møller 2005) időben hosszabb adatsor miatt.

Terepi felmérő és gyűrűző munka a Dél-Afrikai Köztársaságban

A füsti fecskék telelési időszakában 3 hetes intenzív terepi munkát végeztünk 2003 és 2004 január–februárja során az ország nagy részére kiterjedően a túlélési és NDVI módszer alapján az ország délnyugati részén lévő Karoo (Northern Cape) félsivatagos területén. Munkánk során bejártunk más a módszer alapján nem lehatárolt területeket, amelyek ugyanakkor jól ismert füsti fecske telelő helyek és ahol gyakori és intenzív füsti fecske gyűrűző munka folyik az országban. E kontrollnak tekintett területek az ország középső részén Bloemfontein, az ország délkeleti részén lévő Durban és Pietermaritzburg, valamint az északkeleti részen lévő Johannesburg és Middleburg. A megfigyelés mellett füsti fecske gyűrűzést végeztünk az éjszakázó helyeken és alkalmanként a táplálkozó területeken is, valamint ellenőriztük az elpusztult füsti fecskéket és az azok megtalálási körzetében a telefon vezetéken ülő gyűrűzött és nem gyűrűzött füsti fecskék számát a Karoo-ban 2004-ben.

A vizsgálat során az alábbi helyszíneken végeztünk gyűrűzést a Karoo területén: 2003 - Tanqua Dam (32° 23' D, 19° 52' K), Saaipais (32° 53' D, 20° 37' K), Merweville (32° 31' D, 21° 13' K), 2004 - Meltonwold (Loxton) (31° 27' D, 22° 45' K), 10 km sugarú területen belül ÉK-i irányban Fraserburg-tól (31° 45' D, 21° 40' K), Vosburg-tól (30° 45' D, 22° 47' K), és 5 km sugarú területen belül DNy-i irányban Griquatown-tól (29° 06' D, 23° 09' K). Az alábbi kontroll területeken végeztünk füsti fecske gyűrűzést: Creigthon-nál 2004-ben (29° 58' D,

29° 49' K), Durban-nél 2003 és 2004-ben (29° 38' S, 31° 05' K), valamint együttműködünk gyűrűző csoportokkal Bloemfontein-nél 2003 és 2004-ben (Nuttall 2003), Pietermaritzburg-ban 2003-ban, Middleburg-ben 2003-ban (van den Brink 2003), Fokvárosban 2003-ban és Johannesburg-ben 2003-ban. 2003-ban a Karoo-ban csak 20 füsti fecskét tudtunk befogni, amelyek között nem volt európai megkerülés.

A befogott madarak biometriai adatainak felmérése mellett, Pap Péter közreműködésével, mértük az eltérő jellegű élőhelyeken (szemiarid Karoo, kisméretű éjszakázó csoportokkal – szubtrópusi Durban, nagyméretű éjszakázó csoportok) vedlő madarak tollazatán, a magyar állományon korábban által sokoldalúan vizsgált (Pap et al. 2006) ektoparaziták mennyiségét.

Populáció és gyűrűzési adatok az európai fészkelő területekről

Az európai országokban fészkelő füsti fecske populációk méretét BirdLife/EBCC (2004) adatai alapján állapítottuk meg. Az adott országban lévő állomány nagyságának pontbecslését a (BirdLife/EBCC 2004) által megadott minimum és maximum nagyság értékek középértéke alapján kalkuláltuk.

A különböző országokban fészkelési időszakban gyűrűzött füsti fecskék számát a 2003 és 2004 évben ott gyűrűzött egyedek számának átlaga alapján becsültük meg, amennyiben publikált gyűrűzési jelentés volt hozzáférhető (Anon 2005, Clark et al. 2005, Mokwa 2005, Roggeman & Vangeluwe 2005, Spina 1998, 2001), vagy a gyűrűző központoktól származó közvetlen levelezés alapján (Észtország, Litvánia, Oroszország), hivatalos Internetes honlapja alapján (Svéd éves jelentés www2.nrm.se/rc/ringsume.html, Finn füsti fecske projekt www.fmnh.helsinki.fi/english/zoology/ringing/research/swallow.htm, Holland füsti fecske projekt www.nioo.knaw.nl/projects/boerenzwaluw/sitehtm/esp2004.htm).

Eredmények

Túlélési ráta modellezése és becslése

Az általános Cormack-Jolly-Seber modell (Φ_s^*t, P_s^*t) nem illeszkedett az alkalmazott adatokhoz ($\chi^2=71.842$, $df=33$, $P<0.001$; RELEASE). Az illeszkedés hiányának fő oka az újonnan gyűrűzött és a már gyűrűzött adult egyedek visszafogási valószínűsége (P) közötti különbség volt az oka (hím: $\chi^2=32.012$, $df=18$, $P=0.022$; tojó: $\chi^2=39.829$, $df=15$, $P<0.001$). A fentiek alapján egy általánosabb modellt alkalmaztunk ($\Phi_{ma1}^*ma2^*fa1^*fa2^*t, P_s^*t$), amelyben eltérő túlélési és fogási rátát feltételeztünk az újonnan gyűrűzött hímek ($ma1$), tojók ($fa1$) és a már megelőző években gyűrűzött hímek ($ma2$) és tojók ($fa2$) között, amely modell illeszkedett az adatokhoz ($P=0.59$, MARK bootstrap illeszkedés vizsgálata, 1000-es ismétlés).

A modell szelekció során a $\Phi_{ma1+fa1+ma2fa2}^*t, P$ modellnek volt a legalacsonyabb AIC értéke és e modellt és becslését alkalmaztuk a további vizsgálatok során.

Potenciális vonulási és telelési területek a Dél-Afrikai Köztársaság területén

A becsült túlélési ráta és az őszi vonulási időszak (Szeptember - November) NDVI értékei alapján nem találtunk olyan kvadrátokat Dél-Afrikában, amelyek esetében a korrelációs koefficiens meghaladta volna a választott küszöbértéket (31. Ábra).

A telelési időszak (December - Február) NDVI adatai alapján hét olyan terület tudunk lehatárolni Dél-Afrikában, amely területek kizárólag az ország nyugati részén, főként a Karoo-ban, amely területeken lévő kvadrátokban a korrelációs koefficiens meghaladta a küszöbértéket (31. Ábra). A legnagyobb összefüggő potenciális telelő terület a Karoo középső részeire esett.

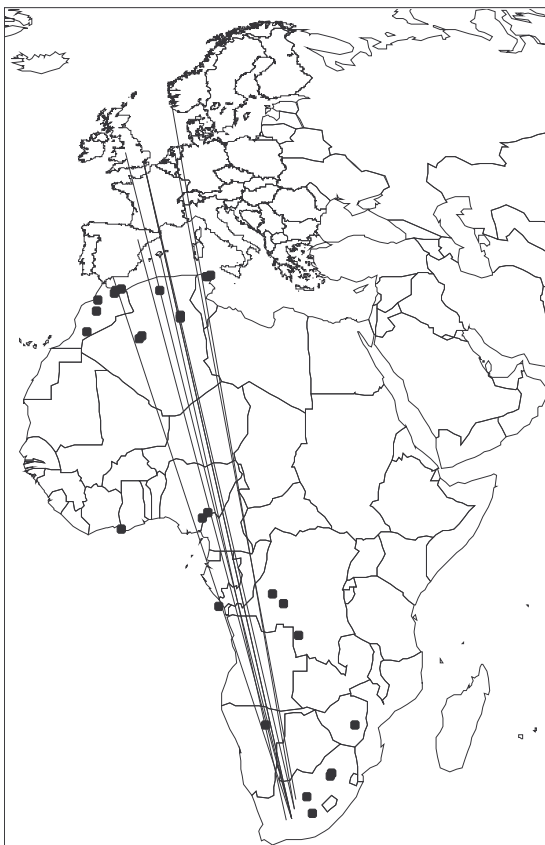
A tavaszi vonulási időszak (Március - Május) adatai alapján 11 területet tudunk lehatárolni az ország nyugati és keleti részén egyaránt (31. Ábra). A két legnagyobb kiterjedésű terület egyike az ország keleti partvidékén, a másik a Karoo déli részére esett.

A telelési és tavaszi vonulási időszakban lehatárolt hét, illetve 11 terület NDVI értékei alapján a lépésenkénti (stepwise) regressziós analízis egy terület, a

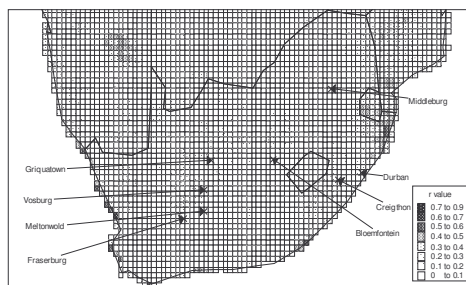
tavaszi vonulási időszakban a Karoo déli részén azonosított terület NDVI értékét találta a becsült túlélési hatás éves változására szignifikáns hatásúnak ($P = 0.005$), amely terület NDVI értékei a túlélési ráta varianciájának 38%-t magyarázta.

A meglévő gyűrűzési megkerülési adatok alapján feltételezhető füsti fecske telelő területek

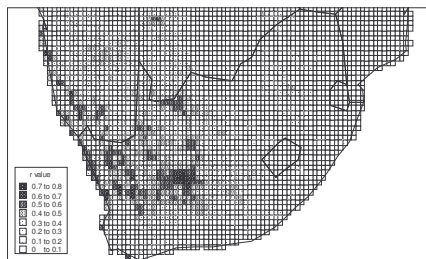
A Dániában fészkelési időszakban gyűrűzött füsti fecskék közül 28 megkerülése ismert az EURING adatbank adatai alapján Afrikában (30.Ábra). Az összes Dél-Afrikai Köztársaságban megkerült dán füsti fecskét az ország középső, illetve keleti részén találták meg vagy fogták vissza. Az ország nyugati részéről, benne a Karoo régióból nem ismert megkerülés. A legnyugatibb megkerülés Kimberley-ből ismert.



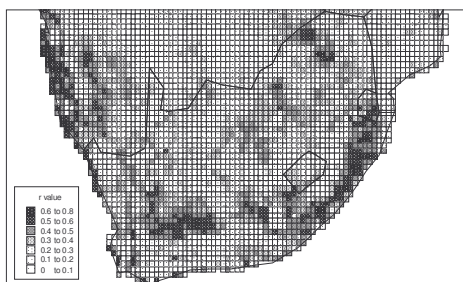
30. Ábra. A Dániában fészkelési időszakban gyűrűzött és Afrikában megkerült füsti fecskék afrikai megkerülési helyszínei (fekete pontok). A vonalak annak a 8 füsti fecske egyednek a gyűrűzési és megkerülési helyszíneit kötik össze, amely egyedek a Karoo-ban kerültek meg 2004-ben.



(a)



(b)



(c)

31. Ábra. A vizsgált dán állomány túlélési rátája és a Dél-Afrikában vizsgált $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ kvadrátokban mért NDVI értékek Spearman rank korrelációs koefficiensese 1984-2003 során (a) őszi vonulási időszakban (Szeptember - November) a gyűrűzési helyek megadásával, (b) telelési időszakban (December - Február) és (c) a tavaszi vonulási időszakban (Március - Május).

Európában gyűrűzött füsti fecskék aránya a feltételezett és kontroll területeken a Dél-Afrikai Köztársaságban

A Karoo-ban 2004-ben füsti fecskék gyűrűzése és a telelő fecskék kontrollja során szokatlanul magas arányban, 1%, voltak jelen az Európában jelölt fecskék (1. Táblázat). A Karoo-ban visszafogott, kontrollált európai gyűrűs fecskéket a nyári, nyárvégi éjszakázó helyeken gyűrűzték, 3 egyedet Nagy-Britanniában, 1 egyedet Hollandiában, 1 egyedet Norvégiában és három olyan egyed volt, amit az őszi vonulás során gyűrűztek Spanyolországban. Visszafogott és kontrollált egyedek gyűrűzési adatai azt mutatják, hogy ezen egyedek a nyugati vonulási útvonalat használó fészkelő állománnyhoz, azon belül az Európa északkeleti részében fészkelő állománnyhoz tartozhatnak, amely állománynak a részét képezi a vizsgált dán állomány.

1.táblázat. A megkerült Európában gyűrűzött és ellenőrzött füsti fecskék száma a vizsgált helyszíneken 2003 és 2004-ben. (:az adott helyszínen begyűjtött elpusztult füsti fecske egyedeken, illetve a vezetéken üllő füsti fecskéken vizuális megfigyeléssel kontrolláltuk a gyűrű meglétét/hiányát a lábán.)*

| Helyszín | Megkerült egyedek száma | Ellenőrzött egyedek száma | megkerült egyedek aránya (%) |
|---|-------------------------|---------------------------|------------------------------|
| Karoo 2004 | 8 | 763 | 1.1 |
| Meltonwold 2004 (31° 27' D, 22° 45' K) | 4 (2 UK, 2 SP) | 462 | 0.87 |
| Fraserburg area 2004* (31° 45' D, 21° 40' K) | 1 (SP) | 100 | 1.0 |
| Vosburg area 2004* (30° 45' D, 22° 47' K) | 2 (1 UK, 1 N) | 101 | 1.98 |
| Griquatown area 2004* (29° 06' D, 23° 09' K) | 1 (NL) | 100 | 1.0 |
| Bloemfontein 2004 (29° 03' D, 26° 25' K) | 2 (1 N, 1 SP) | 350 | 0.57 |
| Creighton 2004 (29° 58' D, 29° 49' K) | 0 | 44 | 0 |
| Durban 2004 (29° 38' D, 31° 05' K) | 0 | 88 | 0 |
| Durban 2003 (29° 38' S, 31° 05' E) | 0 | 98 | 0 |

Az Európában gyűrűzött egyedek aránya a Dél-Afrika más területein végzett gyűrűzések során lényegesen kisebb (1. Táblázat). Bloemfontein-ben, ahol a legintenzívebb rendszeres füsti fecske gyűrűzés zajlik Dél-Afrikában 1999 óta (Nuttall 2003), az Európában gyűrűzött füsti fecskék aránya átlagosan 0.45% (SD=0.237, N=6), amikor minden ilyen megkerülést figyelembe veszünk. Ez az érték kisebb, 0.35% (SD=0.136, N=6) amikor csak a nyugati vonulási útvonalat használó európai populációk megkerülését vesszük figyelembe (finn és lengyel megkerülésektől eltekintünk). Bloemfontein-ben 2004-ben a befogott egyedek 0.57%-a volt Európában gyűrűzve, valamennyi a nyugati vonulási útvonalat használó országokból (1. Táblázat). Az ország északkeleti részén lévő Middleburgnál folyó intenzív gyűrűzések során 2003-ban a befogott füsti fecskék 0.55%-a volt Európában gyűrűzött, azonban amikor csak a nyugati vonulási útvonalat használó állományokból származó egyedeket vesszük figyelembe (4 finn gyűrűs madár kizárásával) ezen érték 0.26% volt (van den Brink 2003). Van den Brink (2003) Botswana-ban 2003 során két nagy éjszakázó helyen végzett füsti fecske gyűrűzést, ahol az egyedek 0.36%-a volt Európában gyűrűzött, azonban amikor csak a nyugati vonulási útvonalat használó állományok egyedeinek adatait vesszük figyelembe (kizárva 5 finn, 1 észt, 1 litván, 1 magyar és 1 izraeli gyűrűs egyed) a visszafogási érték 0.13% volt.

Gyűrűzött füsti fecskék aránya és a fészkelő állományok nagysága Európában

Azokban az európai országokban, ahonnan a füsti fecske megkerülések zöme ismert Dél-Afrikában (Oatley 2000), a gyűrűzött füsti fecskék aránya a fészkelő állományban jelentősen eltér (2. Táblázat). A gyűrűzési adatok alapján az Európa északnyugati részében fészkelő, nyugati vonulási útvonalat használó füsti fecskék várható megkerülési valószínűsége lényegesen magasabb lehet Dél-Afrikában, mint a keleti útvonalon vonuló állományoké. A nyugati útvonalat használó füsti fecske zöme Spanyolországon keresztül vonul, ahol a vonulási időszakban zajló intenzív gyűrűzés (Pinilla et al. 2003) jelentősen hozzájárul az ezen állomány dél-afrikai megkerülési gyakoriságának növekedéséhez.

A gyűrűzött füsti fecskék aránya a keleti vonulási útvonalat használó országokban lényegesen alacsonyabb, kivétel Finnország ahol az EURING Swallow projektje keretében folyó intenzív gyűrűzés (Saurola 2001) nagyon magas arányt eredményez.

A Karoo régióban tapasztalt magas Európában gyűrűzött füsti fecske megkerülési arány 2004-ben hasonló szinten van, mint ahogy azt az Európa északnyugati részén fészkelő állományok folyó gyűrűzések alapján várható (2. Táblázat).

2. Táblázat. Becsült populáció nagyság, évente gyűrűzött egyedek száma, gyűrűzött füsti fecskék aránya azon országokban ahonnan a madarak jelentős része Dél-Afrikába vonul a nyugati és keleti vonulási útvonalat követve. A gyűrűzött madarak arányát az adott országban gyűrűzött madarak számának és populáció egyedszámának (becsült populáció nagyság (pár) értéket 4-el szorozva, 1 pár: 2 adult + 2 juvenilis) hányadosa alapján számolva. Belorusszia esetében az Oroszország és Ukrajnánál ismert alacsony értéket vettük figyelembe.

| Ország | Populáció méret size (pár) | Gyűrűzött egyedek száma (egyed/év) | Gyűrűzött egyedek aránya (%) | Period |
|--------------------------|----------------------------|------------------------------------|------------------------------|-----------|
| Belgium | 50000 | 23000 | 11.5 | 2003 |
| Dánia | 225000 | 4300 | 0.48 | 2004 |
| Hollandia | 150000 | 11400 | 1.9 | 2003-2004 |
| Norvégia | 45000 | 10000 | 5.56 | 1997 |
| Svédország | 225000 | 1500 | 0.17 | 2003 |
| Nagy-Britannia | 726000 | 39800 | 1.37 | 2003-2004 |
| Nyugati vonulási útvonal | 1421000 | 90000 | 1.58 | |
| Fehéroroszország | 1250000 | 500 | 0.01 | becsült |
| Észtország | 200000 | 1300 | 0.16 | 2003-2004 |
| Finnország | 155000 | 20000 | 3.23 | 2003-2004 |
| Lettország | 296000 | 600 | 0.05 | 1999 |
| Litvánia | 225000 | 2400 | 0.27 | 2003-2004 |
| Lengyelország | 2250000 | 11500 | 0.13 | 2003-2004 |
| Ukrajna | 1085000 | 500 | 0.01 | 1999 |
| Oroszország | 4750000 | 500 | 0.003 | 2003-2004 |
| Keleti vonulási útvonal | 10211000 | 37300 | 0.09 | |

Értékelés

December - Február során, amikor a füsti fecskék nagy része vedli tollazatát Dél-Afrikában (van den Brink et al. 2000) és a madarak telelő területen belüli migrációja a legalacsonyabb, a vizsgált dán állomány esetében potenciális telelő

területet csak Dél-Afrika nyugati területein, a Karoo-ban azonosítottunk. Módszerünk nem mutatott rá hasonló területre az ország középső és keleti részén.

A dél-afrikai madáratlasz (Harrison et al. 1997) alapján a Karoo-ban azonosított terület rendszeres használt füsti fecske telelő terület, ahol a füsti fecskék denzitása kisebb, mint az ország középső és keleti területein. Terepi megfigyeléseink megerősítették a füsti fecskék folyamatos jelenlétét a Karoo-ban a telelési időszakban, azonban alacsonyabb denzitással, mint az ország középső és keleti részein. A Karoo-ban azonosított terület NDVI értékei Március – Május során mutatták a legerősebb összefüggést az túlélési rátákkal, amely időszak a vedlési időszak vége és a tavaszi vonulásra való felkészülés kezdete időszakot foglalja magába Dél-Afrikában.

A Dániában gyűrűzött füsti fecskék megkerülései kizárólag Dél-Afrika középső és keleti részeiről ismertek, így látszólag ellentmondás van az ország nyugati részén azonosított potenciális telelőterület és a telelési időszakból ismert megkerülések helyszínei között. Nagyban segíti ezen ellentmondás okainak megértését az a sajtóság, hogy az európai gyűrűs füsti fecske megkerülések zömét eredményező gyűrűző aktivitás rendkívüli módon torzított eloszlást mutat Dél-Afrikában, mert e faj gyűrűzése lényegében az ország középső és keleti részére korlátozódik. A Karoo-ban végzett felmérőmunkánk során megállapítottuk, hogy ezen szemi-arid területen a füsti fecskék kis, maximum néhány ezer egyedből álló éjszakázó helyeket használnak, amely helyek időben és térben nagyban változnak és rendkívül nehéz megtalálni őket. Az éjszakázó helyek lényegesen nagyobbak az ország középső és keleti részein telelő füsti fecske állományok esetében, méretük a több millió egyedet is elérheti, és adott helyen lényegesen állandóbbak, több évig is működhetnek, amely miatt a gyűrűzési aktivitás több nagyságrenddel nagyobb ott, mint az ország nyugati részén. A Magyarország területét meghaladó nagyságú Karoo-ban nem volt releváns intenzitású füsti fecske gyűrűző tevékenység a vizsgálataink megkezdése előtt.

Az Európában gyűrűzött füsti fecskék magas aránya a vizsgált egyedekhez viszonyítva a Karoo régióban hasonló ahhoz, amit az Európa északnyugati részén

fészkelő populációban végzett gyűrűzések és e populációk nagysága alapján várhatunk. A vizsgált dán állomány ezen európai populációhoz tartozhat. Az Európában gyűrűzött füsti fecskék aránya a Karoo-ban nagyobb, mint Dél-Afrika középső, keleti részén és Botswana-ban ugyanezen időszakban, amely azt jelzi, hogy a Karoo-ban lényegesen kisebb a keveredés a keleti vonulási útvonalat használó, lényegesen kisebb arányban a fészkelő területen meggyűrűzött, állományokkal. Ezen eredmények konzisztensek azzal a feltételezéssel, hogy az azonosított potenciális telelő terület fontos szereppel bír a vizsgált dán populáció számára.

A vedlő füsti fecske tollain mért ektoparaziták mennyisége markáns különbséget mutatott a szemi-arid Karoo kisméretű éjszakázó helyei, illetve az ország középső, keleti részein lévő csapadékosabb és lényegesen nagyobb éjszakázó helyei között, a Karoo-ban a vizsgált ektoparaziták nem vagy lényegesen kisebb számban voltak jelen (Pap et al. 2005). A paraziták kedvezőtlen hatásaival szembeni védekezéssel kapcsolatos adaptációs folyamatok kapcsán (Møller et al. 2004) fontos a telelő terület parazita fertőzöttségének mértéke, ami markánsan különbözik a Karoo és a tőle keletre lévő területek között.

A füsti fecskéken végzett hosszú-távú vizsgálat (Møller 1994) Dániában az eredményeink alapján segíthet feltárni a telelő területet nem csak az adott állomány, de nagyobb térbeli skálán annak a populációnak a telelő területét, amelynek részét képezi a vizsgált állomány. A Karoo-ban vizsgálataink alapján megkerült gyűrűs madarak alapján megállapítható, hogy e telelő terület fontos szereppel bír a brit, holland, norvég, svéd és dán fészkelő füsti fecske állomány esetében.

A túlélés versus NDVI módszert (Szép & Møller 2005) tesztelő vizsgálatunk Dél-Afrikában azt mutatta, hogy e technika segíthet a telelő és vonulási területek azonosításában, térbeli predikciói lehetőséget adnak megfigyelési és gyűrűzési erőfeszítések célorientáltabb szervezésére és a vizsgálati eredmények alkalmazására tesztelés során. A tesztelést nagyban

segíthetik a jövőben a tollak stabil izotóp és kémia elem profilját vizsgáló módszerek alkalmazása (Hobson 2005).

4.3 Ökológiai és evolúciós folyamatok feltárása füsti fecskénél a túlélési ráta és az afrikai vegetációs index (NDVI) modellezések alapján

Problémafelvetés

A vonuló madarak az év különböző szakaszában különböző területeket használnak, azonban főként a telelési és vonulási területeken lévő környezeti állapotoknak a szaporodási sikerre és e fajok evolúciójára gyakorolt hatásának ismerete korlátozott jelenleg. A korábbi populációdinamikai vizsgálatok kimutatták az e területeken jelentkező környezeti hatásokat a populációs szinten a túlélésre, utánpótlásra (recruitment), a fészkelés időzítésére és termékenységre (Baillie & Peach 1992; Crick et al. 1997; Crick et al. 1999; Sillett et al. 2000; Stevenson & Bryant 2000). Azonban e vizsgálatok nem tárták fel a természetes szelekció és a fenotípikus plaszticitás szerepét e változásokban.

Drámai környezeti változásokat gyakran hasonlóan drámai evolúciós változások jellemzik (Hoffmann & Parsons 1997; Lynch & Lande 1993). A fenotípusban tapasztalt gyors változások a napjainkban bemutatott számos példa esetben a klíma változásával kapcsolatosak (e. g. Brown et al. 1999; Crick et al. 1999; Dunn & Winkler 1999; Moss et al. 2001, Sæther et al. 2000; Winkel & Hudde 1997, Ahola et al. 2004), azonban nagyrészt feltáratlan, hogy vajon e változások a fenotípikus plaszticitás vagy mikroevolúciós folyamatok eredményei. A klímaváltozással járó mind erőteljesebb jelenségek napjainkban komoly érdeklődést váltanak ki a tekintetben, hogy az élő szervezetek miként tudnak alkalmazkodni a várható jelentős változásokhoz. Korábbi kutatások eredményei azt vetették fel, hogy a klímaváltozás hatására genetikai változások

következhetnek be (Reale et al. 2003; Bradshaw & Holzapfel 2001; Etterson & Shaw 2001). A szexuális szelekció a másodlagos ivari jellegek gyors evolúciós divergenciáját eredményezheti (Darwin 1871), amely jellegek vizsgálata jó alkalmat adhat a környezeti változások okozta gyors evolúciós változások detektálására. A másodlagos ivari jellegek létrehozása jelentős költséggel jár, több esetben kondíció függőek (Andersson 1994), amiből következően a jó kondícióban lévő egyedek lényegesen extravagánsabb jellegeket tudnak létrehozni, mint a gyengébb kondíciójú egyedek, különösen kedvezőtlen körülmények között (pl. Møller 1991; Jennions et al. 2000). A kedvezőtlen környezeti változások a kevésbé feltűnő másodlagos ivari jellegekkel rendelkező egyedek fokozottabb szelekcióját válthatja ki a kisebb párválasztási, párzási, illetve túlélési esélyek miatt.

A vonuló madárfajok fenotípusos plaszticitásának változatossága nagy mértékben függ a telelési időszak környezeti állapotától (Møller 1994). A telelési időszak környezeti állapota befolyásolhatja: 1- a tollazat vedlését, amely tollazatnak fontos szerepe van a repülésben a tavaszi vonulás és a költés során (Møller 1994), 2- a kondíciófüggő másodlagos ivari tollazati jellegek fejlődését, amelyek befolyásolhatják a szexuális szelekciós folyamatokat a fészkelési időszakban (Møller 1994) és 3- időszakon átnyúló (carry-over) hatással lehet az egyedek kondíciójára a telelést követő fészkelési időszakban, amely közvetlenül befolyásolhatja a szaporodást (Marra et al. 1998).

A füsti fecske különböző európai fészkelő állományain (Møller & Szép 2002, 2005, Møller et al. 2005, Saino et al 2004) végzett vizsgálatokba bekapcsolódva, a magyar partifecske populációs esetében sokoldalúan és eredményesen felhasznált (Szép 1995) modern fogás-visszafogás technikák, valamint a vonuló madaraknál elsőként általunk (Szép & Møller 2005) használt afrikai műholdas vegetációs index (NDVI) adatok és elemzési gyakorlat révén, mód nyílt az egyik legintenzívebben vizsgált vonuló madárfaj, a füsti fecske esetében a vonulási és telelési területek környezeti állapota által kiváltott fenotípusos változások mechanizmusának vizsgálatát. A csernobili nukleáris

katasztrófa térségében, valamint Ukrajnának a katasztrófa által nem érintett területein gyűjtött fogás-visszafogás adatok (Møller et al. 2005) lehetőséget adtak az extrém fészkelő területi hatásnak a túlélésre gyakorolt hatásának elemzésére is.

A túlélési valószínűség és az azt befolyásoló hatások modellezése és becslése, valamint az afrikai vonuló teelők területeket azonosító, azok környezeti állapotát NDVI adatok révén elemző vizsgálataim alapján mód nyílt a gyors mikroevolúciós folyamatok, illetve a fenotípusos plaszticitás szerepének megismerésére a vonulási és teelési területek környezeti állapotváltozása kapcsán jelentkező fenotípusos változásokban.

Módszer

Vizsgált faj

A füsti fecske (*Hirundo rustica*) szociális monogám, rovarvő énekes madárfaj, amely magányosan vagy kisebb telepeken fészkel (Cramp 1988). Hosszú távú vonulók, a Dániában fészkelő állomány Dél-Afrikában teelnek, míg a délebbre fészkelők az egyenlítőhöz közelebb teelnek, a vizsgált olasz populáció Ghána és a Közép-Afrikai Köztársaság közötti területen teel. A hímek a tojók előtt érkeznek vissza a fészkelő területre, ahol hím foglal fészkelőhelyet. A párbaállás után a tojóval közösen készíti/újítja fel a fészket, a fiókákat közösen nevelik fel, gyakori az évi költés (Møller 1994). A két ivar közötti különbség a szélső faroktollak hosszában van, amely átlagosan 20%-kal hosszabb a hímek esetében (Møller 1994a). A tojók előnyben részesítik a hosszú szélső faroktollú hímeket, mind a párválasztás, mind a páronkívüli párzások során a kísérletes vizsgálatok alapján (Møller 1988, 1994; Saino et al. 1998).

Vizsgált fészkelő populációk

A vizsgálatok során Európa három különböző füsti fecske populációjánál végzett hosszú távú adatsort elemeztük. A másodlagos ivari jellegek változása és

a vonulási, telelési területek környezeti állapotától jelentősen függő túlélési esély közötti kapcsolatot a Dániában Kraghede (57°12'É, 10°00'K) térségében A.P. Møller által 1984 óta végzett adatok alapján vizsgáltuk Møller (1994). E populáció esetében két eltérő hosszúságú időszakból származó adatsoron végeztünk vizsgálatot, 1984-1998 (Møller & Szép 2002), illetve 1984-2003 (Møller & Szép 2005). A Csernobili nukleáris katasztrófának a fészkelő füsti fecske állomány túlélésére gyakorolt hatásának vizsgálatát Ukrajnában két területen 2000-2004 során végzett gyűrűzési munka adatai alapján vizsgáltuk. A nukleáris szennyeződés által érintett vizsgált terület a csernobili zárt terület (Shestopalov 1996) mellett közvetlenül délre és nyugatra lévő szektor, míg a kontroll, szennyeződéstől menten terület a Kijevtől délnyugatra 220 km lévő Kanev térsége volt (Møller et al 2005). A telelési terület környezeti állapotának és a fecskék fenotípusos plaszticitására való hatásának részletes vizsgálatát a N. Saino vezetésével Észak-Olaszországban, Milánó közelében lévő 18 füsti fecske telepen 1993-2002 között végzett gyűrűzési és megfigyelési adatok alapján vizsgáltuk (Saino et al. 2004). A három különböző helyen gyűrűzést végző munkatársak részletes biometriai felvételezés végeztek, amely lehetőséget adott a tollazattal kapcsolatos vizsgálatok elvégzésére.

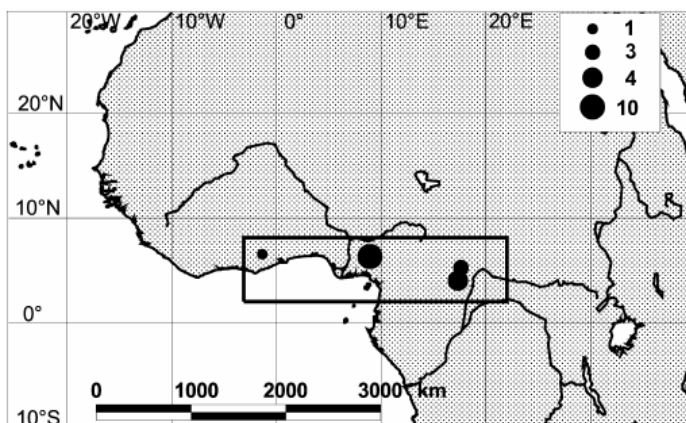
Eredmények

A telelő terület élőhelyi állapotának szerepe a fenotípusos jellegekre

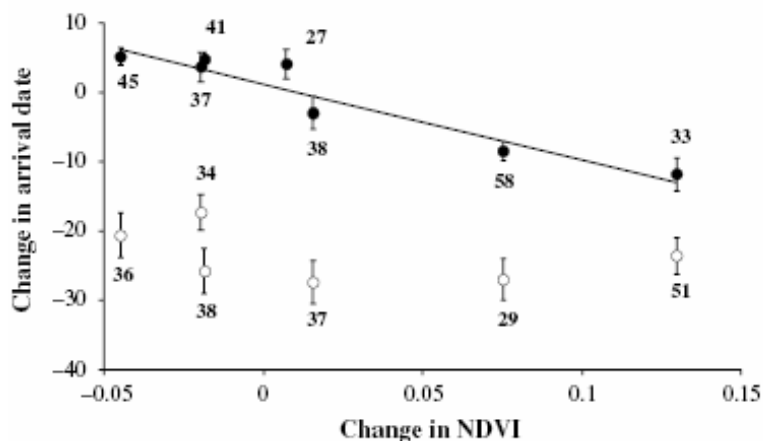
Az Olaszországban, Milánó térségében 1993-2002 között vizsgált füsti fecske állomány telelő területe jól ismert a számos ghánai, nigériai és közép-afrikai köztársasági megkerülés alapján (32. Ábra), azonban e területek élőhelyeinek állapotát korábban nem tudták megfelelően mérni. A telelési időszak (December-Február) műholdas vegetációs index (NDVI) adatai lehetőséget adtak az ismert telelő terület állapotának jellemzésére a N. Saino által vezetett kutatócsoporttal közös vizsgálatok során (Saino et al. 2004), akiknek a fészkelő területen végzett intenzív felmérő és gyűrűző munkája révén mód nyílt ismert

korú egyedek egymást követő években való nagyszámú befogására.

A füsti fecske egyedek tavaszi visszaérkezésének az ideje szignifikáns negatív korrelációt mutatott a telelő terület NDVI értékével a két éves vagy idősebb egyedek esetében (meredekség=-109.79 (SE=11.73), $t=9.36$, $P < 0.0001$) (33.Ábra), kedvezőbb telelési élőhelyi állapot esetében hamarabb tértek vissza fészkelő területre. A fiatal egyedek esetében nem tapasztaltunk összefüggést ($P > 0.05$) (Saino et al. 2004a).



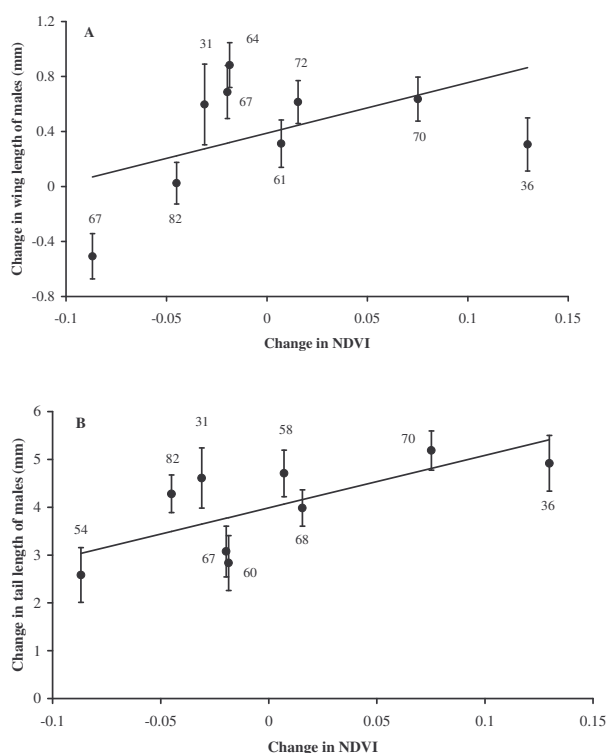
32. Ábra. Az Olaszország északi részén gyűrűzött füsti fecskék afrikai megkerülésének helyei (a körök átmérője az egyedek számát jelzi). A téglalap által határolt szárazföld a feltételezett telelő területet jelzi, amely terület NDVI értékeit vizsgáltuk.



33. Ábra. Az egyéves (○) és az idősebb (●) egyedek két egymást követő évben a fészkelő területre való visszaérkezésének változása (adott évi érkezés napja – az előző évi érkezés napja) a két év NDVI értékei közötti különbség. (átlag és SE). A regressziós egyenes megadva a kétéves vagy idősebb egyedeknél. A mintaszámok megadva az értékeknél.

A telelő területen növesztett (vedlett) elsőrendű evezők (szárnyhossz) és szélső faroktollak hosszának változása két egymást követő évben pozitív

kapcsolatot mutatott a telelő terület NDVI értékkel mért élőhelyi állapotával (szárny: meredekség= 3.672 (SE=1.065), $t=3.448$, $P=0.001$; faroktoll: meredekség=10.971 (SE=2.949), $t=3.72$, $P<0.001$) (34. Ábra).



34. Ábra. Hím egyedek (A) szárnyhosszának, (B) faroktoll hosszának változása két egymást követő évben (adott évi mérés – az előző évi mérés) és a két év NDVI értékei közötti különbség.

Magas NDVI értékű telelési időszakot követően a tojásrakás hamarabb kezdődött az első költésben (meredekség = -59.491 (SE=25.404), $t = -2.342$, $P = 0.047$) és a kirepülési siker is magasabb volt (meredekség = 3.985 (SE=1.503), $t = 2.650$, $P = 0.029$).

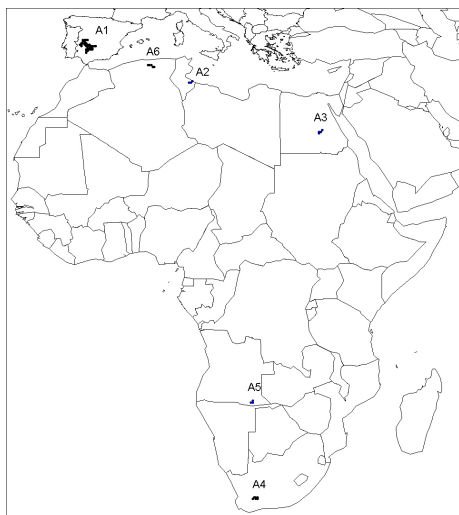
A vizsgálati eredmények a telelő és egyben toll vedlő helyek élőhelyi állapotától függő fenológiai jellemzők változását tárták fel, amely változások az egyedek fenotípusos plaszticitásának eredményeképpen alakultak ki. Túlélési ráta változás és hatása másodlagos ivari jelleg szelekciójára

A dán füsti fecske állomány adatainak modern fogás-visszafogás módszerrel végzett első túlélési ráta vizsgálatunk (Møller & Szép 2002) az adott állomány

esetében csökkenő túlélési rátát állapított meg (meredekség = -0.015 (SE=0.006), $F = 6.71$, $df = 1,12$, $r^2 = 0.359$, $P = 0.02$), amely egybeesett az adott állomány nagyságának csökkenésével és ugyanakkor a hímek másodlagos nemi jellegének, a szélső faroktoll hosszának, növekedésével (meredekség= 0.363 (SE=0.116), $F=9.83$, $df=1, 12$, $r^2=0.450$, $P= 0.009$). Más mért biometriai, illetve szaporodási paraméter nem mutatott változást (Møller & Szép 2002).

Ugyanezen az állományon 1984-2002 év adatai alapján a túlélési ráta vs. NDVI módszerrel (Szép & Møller 2005) vizsgáltuk a túlélési rátát jelentősen befolyásoló potenciális vonulási és telelési területeket (Møller & Szép 2005). E vizsgálatok során nemcsak az afrikai kontinens, hanem a Földközi-tenger északi oldalán lévő területek, így a dán füsti fecske állomány szempontjából fontos Ibériai félsziget, műholdas vegetációs index adatait bevontuk a munkába.

A becsült túlélési ráták és a vizsgált NDVI adatok alapján 6 olyan potenciális vonulási és telelési területet azonosítottunk, amelyek jelentős hatással vannak a túlélési rátára (35.Ábra)



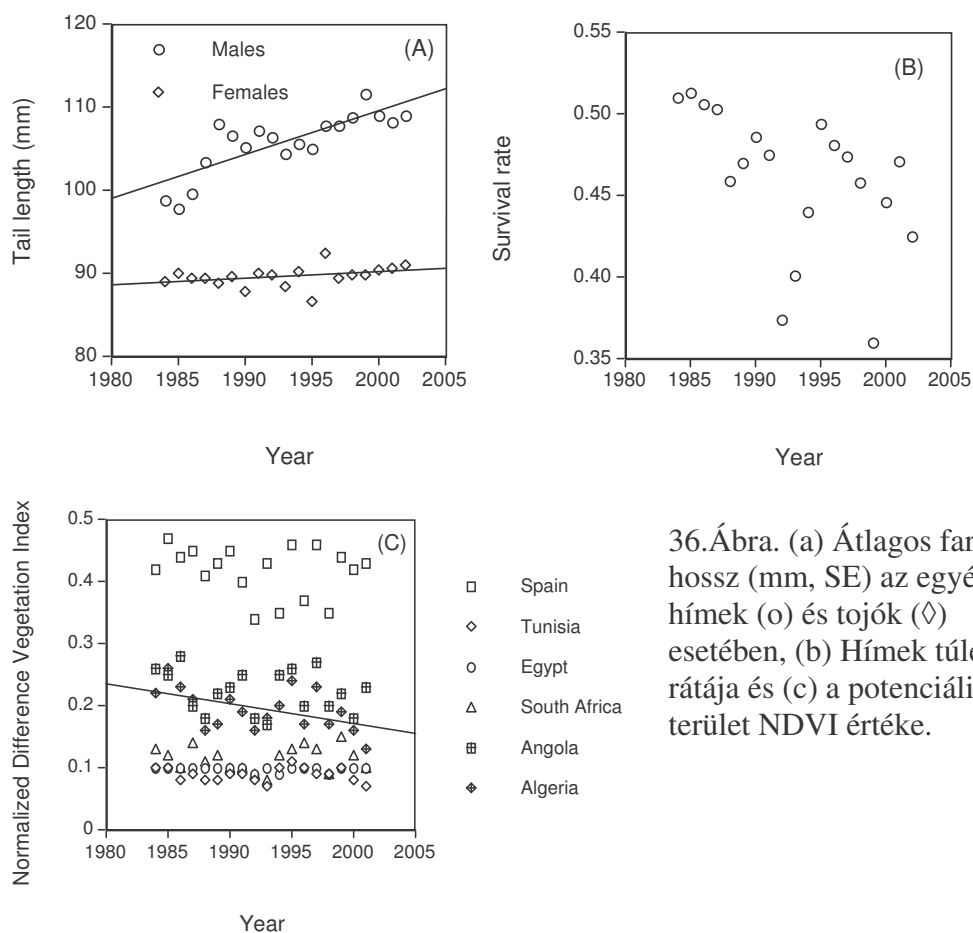
35. Ábra. A vizsgált dán populáció túlélési rátáját jelentős mértékben befolyásoló potenciális vonulási és telelési területek: A1 Spanyolország (Március-Május), A2 Tunézia (Szeptember-November), A3 Egyiptom (Szeptember-November), A4 Dél-Afrika (Március-Május), A5 Angola (Szeptember-November), A6 Algéria (Március-Május).

A hat potenciális terület közül az Algériában a tavaszi vonulás során azonosított terület NDVI értékei magyarázták a legjobban a túlélési ráta éves változását (meredekség= 1.38 (SE=0.45), $F=9.26$, $df= 1,16$, $r^2= 0.37$, $P= 0.008$), amely területről számos dán füsti fecske megkerülés ismert a tavaszi vonulás

során. Az algériai területen a vegetációs index (NDVI) értékek csökkenő tendenciát mutattak (meredekség=-0.003 (SE=0.001), $F=5.63$, $df=1,16$, $r^2=0.26$, $P=0.031$) (36. Ábra).

A hímek másodlagos ivari jellege, a szélső faroktollak hossza, 11.4 mm-el lett hosszabb az 1984-2002 vizsgálat ideje alatt, míg a tojóknál ugyanezen tollak 3.3 mm-el lettek hosszabbak (36.Ábra). A hímek túlélési rátája ugyanakkor csökkenő értéket mutatott (meredekség=-0.004 (SE=0.002), $F=6.01$, $df=1,17$, $r^2=0.26$, $P=0.025$) (36.Ábra).

A hímeknél az átlagos faroktoll hossz növekedett, amikor a tavaszi vonulás során algériai területen az élőhely állapota kedvezőtlenebb lett, kisebb volt a vegetációs index (NDVI) értéke (meredekség=-73.24 (SE=20.06) $F=13.33$, $df=1,16$, $r^2=0.46$, $P=0.002$), amely kapcsolat nem volt szignifikáns a tojók esetében ($F=3.49$, $df=1,16$, $r^2=0.18$, $P=0.08$).



36.Ábra. (a) Átlagos faroktoll hossz (mm, SE) az egyéves hímek (○) és tojók (◇) esetében, (b) Hímek túlélési rátája és (c) a potenciális 6 terület NDVI értéke.

A vizsgált populáció esetében a másodlagos ivari jelleg, a faroktoll hosszában bekövetkezett növekedés lényegesen nagyobb mérvű volt, mint ahogy azt a fenotípusos plaszticitás alapján várható lenne. A változás hátterében a dél-afrikai vedlő helytől távoli, algériai tavaszi vonulási terület élőhelyi állapota által kiváltott csökkenő túlélés áll. Kedvezőtlenebb időszakban a kisebb másodlagos ivari jelleggel rendelkező, hímek nagyobb mortalitást szenvednek el, amely a populációs átlagot magasabb értékre módosítja.

Túlélési rátát a fészkelő területen befolyásoló hatás Csernobilban

A radioaktív anyagokkal szennyezett zónában fészkelő füsti fecskék túlélési rátája szignifikánsan alacsonyabb volt a kontroll területekhez képest (hímek Csernobil: 0.327 (SE = 0.085); tojók Csernobil: 0.233 (SE = 0.028); hímek Kanev (kontroll): 0.431 (SE = 0.100); tojók (kontroll): 0.542 (SE = 0.170); ($\chi^2 = 18.44$, $df = 2$, $P < 0.001$; LRT) (Møller et al. 2005).

Vizsgálatunk során elsőként mutattuk ki egy fészkelő területen jelentkező környezeti katasztrófának, radioaktív szennyeződésnek, jelentős túlélési ráta csökkentő hatását fogás-visszafogás módszer alkalmazásával.

Értékelés

Egy ismert telelőterület használó olasz füsti fecske populáció esetében a műholdas vegetációs index (NDVI) értékkel jellemzett élőhelyi állapot lehetőséget teremtett arra, hogy elsőként feltárjuk azokat a fenológiai jellemzőket, amelyeket a telelési terület állapota befolyásol. Fontos információkat kaptunk az adott jellegek környezeti hatástól függő fenotípusos plaszticitásának mértékére. A vizsgálatok rámutattak arra, hogy a telelési időszak környezeti állapota időszakokon áthúzódó (carry-over) hatást eredményezhet, a fészkelő területre való visszaérkezés idejében, a másodlagos ivari jelleg minőségében és az általános kondícióban, amely közvetlen és közvetett hatással lehet a szaporodási

sikerre.

A dán populáció esetében a csökkenő túlélési ráta háttérében nagyrészt az általunk azonosított algériai tavaszi vonulási területek, feltehetően a klímaváltozással összefüggő, romló élőhelyi állapota állhat. A túlélési ráta csökkenése a hímek másodlagos ivari jellegének jelentős 11 mm-es növekedésével járt, amely a vizsgálatok kezdetén az adott jellegnél mért 1 szórás (SD) értéket meghaladja. A tojóknál lényegesen kisebb mértékű változást tapasztaltunk. A változás mértéke meghaladja az egyedek fenotípusos plaszticitása alapján feltételezhető értéket. A füsti fecskénél a szélsőfaroktoll hossza tekintetében genetikai korreláció van hímek és tojók között (Møller 1991b), így várható, hogy közvetlen szelekció működhet az adott jellegre nézve. Az itt feltárt 1 szórás értéket meghaladó változás a faroktoll hosszában igen jelentős mértékű a más fajoknál tapasztalt mikroevolúciós változásokhoz viszonyítva (Darwin pintyeknél 0.5-0.75 szórás értéknyi változás (Grant & Grant 1995), szirti fecskénél 0.85-1.1 szórás értéknyi változás (Brown & Brown 1998)). Vizsgálatunk felveti annak a lehetőségét, hogy a másodlagos ivari jellegek vizsgálata a klímaváltozás jelentős hatásának korai indikátora lehet.

A Csernobil térségében fészkelő füsti fecske állomány túlélésének vizsgálata elsőként mutatott rá arra, hogy a fészkelő területen bekövetkező jelentős környezeti katasztrófa kihat a fészkelő egyedek vonulási és telelési időszakban várható túlélési esélyére, jelentősen csökkentve azt.

4.4 Tollak kémiai elem tartalmán (trace element) és stabil izotóp összetételen alapuló eljárások összehasonlítása a vonulási konnektivitás vizsgálatok esetében két fecskefaj esetében

Probléma felvetés

A klímaváltozás kapcsán egyre nagyobb szükség van a vonuló madaraknak a vonulási és telelési területek térben és időben mind kiszámíthatatlanabb

környezeti állapotához való alkalmazkodásának (fiziológiai, morfológiai és magatartás) megismerésére (Brown et al. 1999, Crick et al. 1999, Sæther et al. 2000, Møller & Szép 2005). A vonuló fajok esetében fajon belüli különbségek lehetnek a használt vonulási és telelési területeket illetően, amely eltérő terület használat jelentős hatással lehet az adott populációk közötti eltérésekre (Gwinner 1990). A fészkelő és telelési területek közötti vonulási konnektivitás megismerése adja meg a lehetőséget az adott fajon, illetve populáción belül a vonulási/telelési terület használatban mutatkozó hasonlóságok mértékének és ökológiai, evolúciós következményeinek vizsgálatára (Webster et al. 2002). Sajnos kevés olyan intenzíven vizsgált populáció ismert, ahol pontos adatokkal rendelkezünk a vonulási konnektivitást illetően (Webster et al. 2002). Nagy lehetőséget jelentenek a vonulási konnektivitás vizsgálatában a telelő területen, illetve a fészkelő területen növesztett (vedlett) tollak stabil izotóp, illetve kémia elemtartalmának (trace element) vizsgálatai (Rubinstein & Hobson 2004). A tollak vedlése során a vonuló madarak adott területen táplálkoznak, ahol a stabil izotópok (Mizutani et al. 1990, Chamberlain et al. 1997, Hobson & Wassenaar 1996, Marra et al. 1998, Hobson 1999) és kémiai elemek (Hanson 1976, Parrish et al. 1983, Szép et al. 2003) aránya a terület geológiai jellemzőitől, időjárásától, táplálék állatoktól, a felszíni és felszín alatti vizektől, a talajtól és nem utolsósorban a terület növényzetétől függenek. A tollak vedlése során a toll anyagába beépített anyagok tükrözik a vedlés időszakában elfogyasztott táplálék jellemzőit és így a tollak következő vedlésig megőrzik annak a helynek a stabil izotóp és kémia elemösszetétel profilját „ujjlenyomatát” ahol fejlődtek, amely lehetőséget adhat a tollak vedlési helyének azonosítására (Hobson 2005). A tollak stabil izotóp összetételén és a tollak kémia elem tartalmán (trace element) alapuló két módszer térbeli felbontása nagyban különbözhet, mivel a több, olykor 40 kémiai elemre is kiterjedő profil vizsgálat érzékenyebb lehet a kis területen belül mutatkozó geológiai és élőhelyi különbségekre (Kelsall & Burton 1979, Bortolotti & Barlow 1988, Bortolotti et al. 1990, Szép et al. 2003, Donovan et al. 2006), míg a tollak stabil izotóp profilja ugyanakkor feltehetően inkább csak kontinentális,

regionális és bizonyos élőhelyi szinten különbözhet.

Munkánkban azt vizsgáltuk (Szép et al. 2003, benyújtva), hogy a különböző partifecske és füsti fecske populációhoz tartozó egyedek által Európában és Afrikában növesztett tollak stabil izotóp és kémiai összetétel profiljainak térbeli felbontása mennyiben hasonló/különböző, milyen léptékben lehet alkalmas a hasonló telelési területek használatának vizsgálatában. Munkánkban a partifecske monitorozó vizsgálatok során, valamint a dél-afrikai kutatás során befogott egyedektől származó tollakat vizsgáltuk úgy, hogy a két módszer által végzett elemzések során ugyanazon egyedek egy-egy, ugyanazon pozícióban növesztett tollát vizsgáltuk.

Módszerek

Tollak gyűjtése

Európában a második legszélső faroktollat gyűjtöttük be, amelyet a fészkelő adult egyedek az afrikai telelőterületen vedlik (Jenni & Winkler 1994), míg a fiatal juvenilis egyedek azon telepen ahol kikeltek. A partifecske monitorozó vizsgálatok során (Szép et al. 2003) mód nyílt fészkelő adult egyedek esetében az Afrikában növesztett tollnak a fészkelő telepen történő kivétele után ugyanazon évben a kotlás és fióka nevelés során újránövesztett tollának begyűjtésére is.

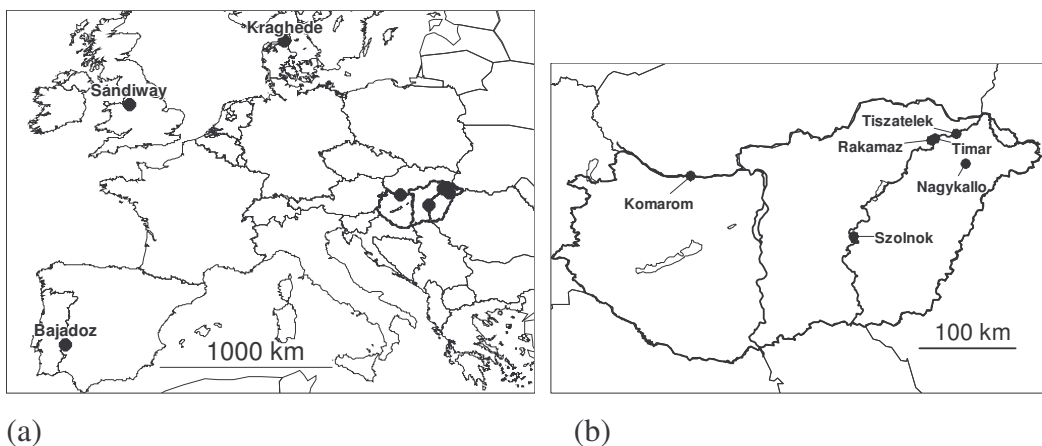
Dél-Afrikában az éjszakázó helyeken befogott fiatal és adult füsti fecskétől, illetve egy helyen (Durban) partifecskétől, gyűjtöttük be a frissen vedlett első elsőrendű evezőtollakat, amelyet az egyedek a Január-Február során történt befogása előtti hónapban növesztettek. A tollakat légmentesen zárható műanyag tasakokban tároltuk az elemzésekig.

Vizsgált helyszínek

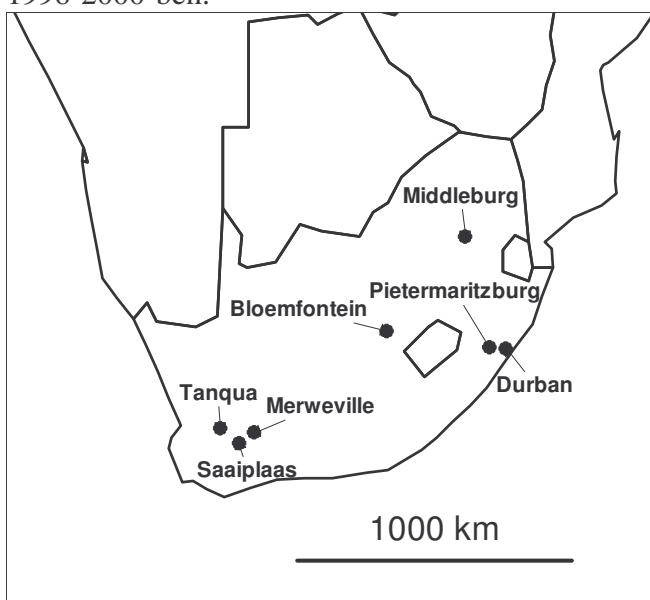
Európában az alábbi helyszíneken gyűjtöttünk partifecske tollakat 1996-

2000 között fészkelő telepeken költő, illetve fiatal egyedektől: Dánia (Kraghede (57°12'É, 10°00'K, A. P. Møller), Magyarország (tiszai telepek a Felső-Tisza régióban: Tiszatelek (48°12'É, 21°47'K), Rakamaz (48°08'É, 21°26'K), homokbánya telepek: Tímár (48°09'É, 21°29'K), Nagykálló (47°53'É, 21°52'K), Szolnok (47°06'É, 20°14'K), Komárom (47°45'É, 18°06'K), Spanyolország (Badajoz (38°50'É, 6°59'Ny; F. de Lope), Nagy-Britannia (Sandiway (53°14'É, 2°35'Ny; D. Norman) (37. Ábra). A mintázott dán populációnál a Közép-, és Kelet-Afrika térsége, a magyar állomány esetében Szahel övezet és Közép-, Kelet-Afrika térsége, a brit és spanyol állomány esetében Nyugat-Afrika térsége a feltételezhető teelő terület (Cramp 1988, Keith et al. 1992, Wernham et al. 2002).

Dél-Afrikában az alábbi éjszakázó helyeken gyűjtöttük a tollmintákat 2003 Január-Február során: Karoo dél-nyugati részén (Tanqua Dam (32°23'D, 19°52'K), Saaipalais (32°53'D, 20°37'K), Merweville (32°31'D, 21°13'K)), Bloemfontein (29°06'D, 26°10'K), Durban (29°38'D, 31°05'K), Pietermaritzburg (29°37'D, 30°24'K), Middleburg (25°47'D, 29°27'K) (38.Ábra). Az élőhelyek jelentősen különböztek az éjszakázó helyek között, a Karoo-ban félsivatagi élőhelyek voltak a jellemzők, Durban és Pietermaritzburg esetében szubtrópusi élőhelyek, a többi helyszínen a fenti két élőhely közötti csapadék ellátottságú élőhelyek voltak. A füsti fecskék az éjszakázó terület körzetében maradnak a telelési időszakban, több mint 85%-a az egyedeknek az előző évi éjszakázó hely 100 km körzetén belül marad a dél-afrikai gyűrűzési adatok alapján (Oatley 2000). A Dél-Afrikában az éjszakázó helyeken befogott füsti fecskék különböző európai fészkelő populációkhoz tartozhatnak (Szép et al. 2006).



37. ábra. Partifecske tollak mintavételi helyei Európában és Magyarországon 1996-2000-ben.



38. Ábra Füstifecske tollak mintavételi helyei Dél-Afrikában 2003-ban.

Tollak kémiai összetételének vizsgálata

A kistömegű tollmintákban az elem tartalmat speciálisan e célra kifejlesztett minta előkészítés technika (Vallner et al. 1998, 1999, 2000) alkalmazásával OPTIMA 3300 DV típusú (Perkin-Elmer Ltd.) ICP-OES műszerrel mértük a Debreceni Egyetemen. Az alábbi elemek koncentrációját (ppm) mértük a tollakban: As, Cd, Mg, Mn, Mo, Se, Sr, Co, Fe, Zn, Li, P, Ti, V, Ag, Cr, Ba, Hg, Pb, S, Ni, Cu.

Tollak stabil izotóp tartalmának vizsgálata

A tollak $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ és deutérium tartalmát K.Hobson, a stabil izotóp alkalmazások beindítója és széles körben elismert kutatója mérte "Carlo Erba" berendezéssel a Saskatchewan Egyetemen, illetve National Water Research Center laboratory of Environment Canada in Saskatoon laboratóriumában a Wassenaar & Hobson (2003) protokoll alapján.

Tollak csoportosíthatóságának vizsgálata stabil izotóp és elemtartalom profil alapján

Diszkriminancia (Ludwig & Reynolds 1988) analízist alkalmaztunk a tollak profilja (stabil izotóp és elemtartalom) alapján történő csoportosíthatóság vizsgálatára. A diszkriminancia funkciókat az ismert helyen gyűjtött tollak profilja alapján állapítottuk meg. A minták diszkriminancia funkciók alapján való csoportosítás sikerét az SPSS programcsomag (Norusis 1988) „cross-validation” eljárásával vizsgáltuk, a csoportosításnak a véletlentől való eltérését a „Press’s Q” statisztikával (Hair et al. 1995) teszteltük.

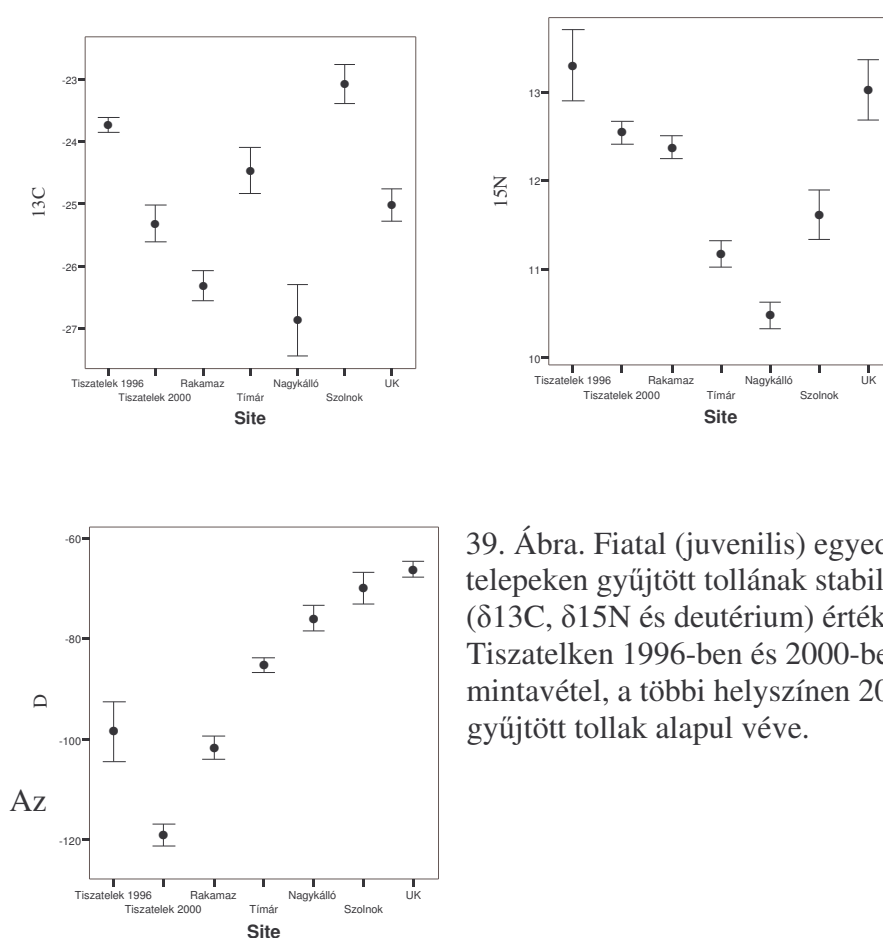
Eredmények

A két módszer alapján nyert profilok nagymértékben hasonló térbeli elkülönülést mutatnak mind az ismert telepeken felnövő fiatal partifecskek tollai, mind a fészkelő adult egyedek által eltérő helyeken növesztett tollai esetében is (3. táblázat).

Az európai területen fiatal madarak által növesztett tollak stabil izotóp profilja a kémiai profilhoz hasonló térbeli felbontást mutattak a várakozásnak ellentmondóan, amit jelez az is, hogy a mindössze 4 km távolságra lévő két telep (Tímár-Rakamaz) esetében markáns különbség volt tapasztalható. A stabil izotóp profil különböző volt az egy telepen belül vizsgált különböző fészkekben felnövő fiatal madarak között, amely a fiókákat etető szülő madarak, feltehetően eltérő élőhelyeken és/vagy eltérő táplálékával szembeni fokozott érzékenységét jelzi e

módszernek (3. Táblázat). A különböző években ugyanazon telepen fiatal madaraktól gyűjtött tollak kémiai profilja nem különbözött, ellentétben a stabil izotóppal, amely ez utóbbi módszer jelentős idő függését is jelzi (39. Ábra).

Mindkét módszer profiljai azt mutatják, hogy a fiókákat etető szülők mással táplálkozhatnak, mint amit fiókáik számára hordanak, amit az adott telepen a fiatal madarak és az ott újranoesztett toll kémiai és stabil izotóp profilja jelzi (3. táblázat).



39. Ábra. Fiatal (juvenilis) egyedek ismert telepeken gyűjtött tollának stabil izotóp ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ és deutérium) értékei. Tiszateleken 1996-ben és 2000-ben történt mintavétel, a többi helyszínen 2000-ben gyűjtött tollak alapul véve.

Európa különböző telepein növesztett tollak csoportosítási lehetősége

A fiatal partifecskek által ismert telepen növesztett tollak stabil izotóp profil alapján két diszkriminancia funkciónak volt magas (>1) eigen értéke. A két funkció alapján a tollak 85%-a került korrekt csoportosításra ($P < 0.001$) (4.

Táblázat).

A kémia elemtartalom profilja esetében három diszkriminancia funkciónak volt magas (>1) eigen értéke. A két funkció alapján a tollak 61.5%-a került korrekt csoportosításra ($P < 0.001$) (4. Táblázat).

Az Európa különböző országaiban fészkelő adult egyedek afrikai telelő területen vedlett tollainak csoportosítási lehetősége

A stabil izotóp profil alapján két diszkriminancia funkciónak volt magas (>1) eigen értéke. A két funkció alapján a tollaknak csak 38%-a került korrekt csoportosításra ($P < 0.001$) (5. Táblázat), amely jobb, mint amit a véletlen alapján várhatunk, azonban jelentős átfedést mutat olyan populációk telelő területei között (pl. Homokbánya HU, UK, dán és spanyol), amelyek esetében kicsi a valószínűsége a hasonló terület használatának.

A kémia elemtartalom profilja esetében négy diszkriminancia funkciónak volt magas (>1) eigen értéke. A négy funkció alapján a tollak 73.9%-a került korrekt csoportosításra ($P < 0.001$) (5. Táblázat).

Különböző dél-afrikai éjszakázóhelyeken telelő füsti fecskék frissen vedlett tollának csoportosítási lehetősége

A stabil izotóp profil alapján nem volt magas (>1) eigen értékű diszkriminancia funkció. A két funkció alapján a tollaknak csak 29%-a került korrekt csoportosításra ($P < 0.001$) (6. Táblázat), amely jobb, mint amit a véletlen alapján várhatunk, azonban egymástól távoli telelő csoportok között is jelentős átfedést mutatott (pl. Karoo, Durban).

A kémia elemtartalom profilja esetében két diszkriminancia funkciónak volt magas (>1) eigen értéke. A két funkció alapján a tollak 60%-a került korrekt csoportosításra ($P < 0.001$) (6. Táblázat).

A Durban közelében lévő éjszakázóhelyen mód nyílt partifecskék

befogására és tollak gyűjtésére, ami lehetőséget adott az adott telelő területen két különböző fecskefaj által vedlett friss tollak összehasonlítására. A stabil izotóp profile nem mutatott különbséget a két faj között (Wilks' lambda = 0.98, F = 0.40, df = 2, 33, P = 0.67, MANOVA). A kémiai elemtartalom profil ugyanakkor szignifikáns különbséget mutatott a kettő között (Wilks' lambda = 0.20, F = 3.39, df = 19,16, P = 0.009).

Értékelés

A tollak kémiai elemtartalmának (trace element) a tollak vedlési helyének vizsgálatában való felhasználhatóságának részletes tesztelését és sokoldalú alkalmazását, elsőként kezdtük meg (Szép et al. 2003) a szükséges analitikai fejlesztések nyomán (Vallner et al. 1998, 1999, 2000). A korábbi alkalmazások (Hanson 1976, Parrish et al. 1983) az akkori technológia limitáltsága miatt hamar abbamaradtak és évtizedekig nem használták e módszert a madarak vonulásának kutatásában. A XX. század végétől a tollak stabil izotópos vizsgálata a legszélesebb körben ismert és alkalmazott módszer, amely alkalmazását Észak-Amerikában nagyban segíti a keleti partvidék mentén a tollak deutérium tartalmának DNY-ÉK irányban változó értéke, ami lehetőséget ad arra, hogy a toll növesztés helyének földrajzi szélességét bizonyos pontossággal meg lehessen állapítani (Hobson 2005). Hasonló térbeli felbontású grádiens más földrészen nem ismert, Észak-Európában egy lényegesen nehezebben használható változás feltételezhető (Hobson 2005). A néhány stabil izotópra kiterjedő vizsgálatoknál lényegesen több elemre kiterjedő kémiai elemtartalom vizsgálatok több lehetőséget adhatnak a hasonló/különböző telelőhely használat vizsgálatában.

Munkánkban szimultán tudtuk megvizsgálni a két módszer térbeli felbontását és használhatóságát hasonló térbeli skálán (néhány kilométer – ezer kilométer) mind Európában, mind Afrikában hasonló életmódú fecskefajokon. Az Európában növekedett tollak esetében hasonló térbeli felbontást mutat a két módszer, bár a stabil izotóp profilok nagyobb függést mutatnak az élőhely

minőségtől és ugyanazon a helyszínen az évek között is különbséget jeleznek. Az Európában növekedett tollak alapján jól csoportosíthatóak a tollak. Jelentős eltérést találtunk az afrikai telelő területen növesztett tollak profiljait illetően. A stabil izotóp profilok térbeli felbontása lényegesen kisebb, mint a kémiai elemtartalom esetében tapasztalt. Akár egymástól ezer kilométerre lévő telelő területek között sem tudunk különbséget tenni a stabil izotóp profilok alapján, ami felhívja a figyelmet az e módszerrel kapott eredmények körültekintő értelmezésére. A kizárólag stabil izotóp profil alapján történő telelőterület azonosság vizsgálatok esetében nemcsak a térben egymástól nagy távolságban lévő területek, hanem jellegükben jelentős mértékben eltérő élőhelyek (pl. félsivatag (Karoo), szubtrópus (Durban) használatában meglévő különbségek is elmosódhatnak. A kémiai elemtartalom profilok hasonló térbeli felbontást mutatnak Afrikában, mint Európában, a profilok akár néhány 10 km-es távolságon belül is különbözőek lehetnek. A profilok ugyanazon területen belül fajokként is különbözőek lehetnek, amelyet más vizsgálatok (Donovan et al. 2006) is megerősítettek. A két módszer térbeli felbontásában mutatkozó különbség feltehetően az eltérő táplálkozó terület méretéből és jellegéből adódhat az afrikai vedlő helyeken. A fészkelő területen lényegesen kisebb területen (~1-10 km sugaron belül) gyűjtik a szülő madarak a fiókáknak (Alves & Johnstone 1994), míg Afrikában e területek akár 50 km vagy azt meghaladó sugaron belül is lehetnek, amely nagyobb területen belül az élőhelyek varianciája az izotóp profil nagyobb varianciáját eredményezheti. Afrikában ugyanakkor az európainál lényegesen kiterjedtebb, hasonló élőhelyi jellegű területek vannak (pl. Szahel több ezer kilométer hosszú sávja). Az Afrikában mutatkozó jelentős átfedés a különböző afrikai telelő területű egyedek tollzatának stabil izotóp profiljában inkább a telelés során használt élőhelyekben, mint a tényleges telelő területben való hasonlóságot mutathatják. Vizsgálatunk egyike az első összehasonlító munkáknak, amely mind a fészkelő, mind a telelő területekre kiterjedően tesztelte a módszereket. A kémiai elemtartalom profilok a fecskefélékhez hasonló, a telelés során nagy éjszakázó helyeket használó fajok esetében jó lehetőséget adhat a

telelő terület használatában lévő hasonlóságok nagyfelbontású kutatásában. Potenciális független ellenőrző (validációs) lehetőséget adhat a túlélés vs. NDVI módszer alapján feltárt potenciális telelő területek tényleges használatának vizsgálata számára.

3. Táblázat. Partifecske tollak kémiai összetétele és stabil izotópos profiljának több változós módszerrel (MANOVA) végzett összehasonlító vizsgálata. (Igen válasz esetén $P > 0.05$)

| Kérdés | Válasz | |
|---|---------------|---------------|
| | Elem tartalom | Stabil izotóp |
| 1. A fiatal madarak különböző európai telepeken gyűjtött tollak profiljai különböznek? | Igen | Igen |
| 2. Az egy telepen kikelt fiatal madarak tollzatának profilja eltérő? | Nem | Igen |
| 3. Az ugyanazon telepen különböző években gyűjtött tollak profiljai eltérőek? | Nem | Igen |
| 4. Az ugyanazon telepen fiatal és adult egyed által növesztett toll profilja különböző? | Igen | Igen |
| 5. A fészkelő adult egyed által az afrikai telelő területen és a fészkelő telepen növesztett toll profilja különböző? | Igen | Igen |
| 6. A fészkelő adult egyed Afrikában növesztett tollának és a fiatal madár által Magyarországon növesztett tollának profilja különböző? | Igen | Igen |
| 7. A fészkelő adult egyed Afrikában növesztett tollának és a fiatal madár által Nagy-Britanniában növesztett tollának profilja különböző? | Igen | Igen |
| 8. A különböző európai helyszíneken fészkelő adult egyedek Afrikában növesztett tollának profilja különböző? | Igen | Igen |
| 9. A fészkelő adult egyed ivara befolyásolja a toll profilját? | Nem | Nem |

4. Táblázat. Európa különböző telepein befogott fiatal (juvenilis) partifecskek tollának a (A) stabil izotóp, (B) kémiai elemtartalom profilja alapján való csoportosítási eredménye a diszkrimináció funkciók által prediktált helyek és a valós helyek alapján az SPSS “cross-validation” eljárása alapján.

| Hely | Prediktált hely (%) | | | | | | Minta nagyság |
|--------------------------------|---------------------|---------|-------|-----------|---------|------|---------------|
| | Tiszatelek | Rakamaz | Tímár | Nagykálló | Szolnok | UK | |
| (A) Stabil izotópok | | | | | | | |
| Tiszatelek | 87.5 | 12.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| Rakamaz | 11.8 | 82.4 | 0 | 5.9 | 0 | 0 | 17 |
| Tímár | 0 | 16.7 | 66.7 | 0 | 16.7 | 0 | 6 |
| Nagykálló | 0 | 11.1 | 0 | 88.9 | 0 | 0 | 9 |
| Szolnok | 0 | 0 | 0 | 0 | 100.0 | 0 | 10 |
| UK | 0 | 0 | 0 | 0 | 20.0 | 80.0 | 10 |
| (B) Kémiai elemtartalom | | | | | | | |
| Tiszatelek | 40.0 | 40.0 | 0 | 10.0 | 0 | 10.0 | 10 |
| Rakamaz | 13.6 | 68.2 | 0 | 9.1 | 4.5 | 4.5 | 22 |
| Tímár | 0 | 0 | 87.5 | 0 | 12.5 | 0 | 8 |
| Nagykálló | 0 | 40.0 | 0 | 20.0 | 10.0 | 30.0 | 10 |
| Szolnok | 0 | 0 | 20.0 | 0 | 70.0 | 10.0 | 10 |
| UK | 0.0 | 0 | 0 | 20.0 | 0 | 80.0 | 10 |

5. Táblázat. Európa különböző részén fészkelő adult partifecskek különböző afrikai telelő területen vedlett tollának a (A) stabil izotóp, (B) kémiai elemtartalom profilja alapján való csoportosítási eredménye a diszkrimináció funkciók által prediktált helyek és a valós helyek alapján az SPSS “cross-validation” eljárása alapján.

| Hely | Prediktált hely (%) | | | | | | Minta nagyság |
|--------------------------------|---------------------|----------------|------|-------|---------------|-------------|---------------|
| | Tisza, HU | Homokbánya, HU | UK | Dánia | Spanyolország | Komárom, HU | |
| (A) Stabil izotópok | | | | | | | |
| Tisza, HU | 30.8 | 46.2 | 0 | 0 | 7.7 | 15.4 | 13 |
| Homokbánya, HU | 25.0 | 18.8 | 31.3 | 6.3 | 12.5 | 6.3 | 16 |
| UK | 0 | 90.0 | 10.0 | 0 | 0 | 0 | 10 |
| Dánia | 0 | 50.0 | 0 | 20.0 | 10.0 | 20.0 | 10 |
| Spanyolország | 0 | 80.0 | 0 | 10.0 | 0 | 10.0 | 10 |
| Komárom, HU | 0 | 30.0 | 0 | 0 | 20.0 | 50.0 | 10 |
| (B) Kémiai elemtartalom | | | | | | | |
| Tisza, HU | 76.9 | 7.7 | 7.7 | 0 | 7.7 | 0 | 13 |
| Homokbánya, HU | 25.0 | 56.3 | 12.5 | 0 | 6.3 | 0 | 16 |
| UK | 20.0 | 10.0 | 70.0 | 0 | 0 | 0 | 10 |
| Dánia | 0 | 0 | 0 | 100.0 | 0 | 0 | 10 |
| Spanyolország | 0 | 20.0 | 0 | 0 | 80.0 | 0 | 10 |
| Komárom, HU | 0 | 0 | 10.0 | 20.0 | 0 | 70.0 | 10 |

6. Táblázat. Dél-Afrika különböző éjszakázó helyein telelő füsti fecskék frissen vedlett tollának a (A) stabil izotóp, (B) kémiai elemtartalom profilja alapján való csoportosítási eredménye a diszkrimináció funkciók által prediktált helyek és a valós helyek alapján az SPSS “cross-validation” eljárása alapján.

| Hely | Prediktált hely (%) | | | | | Minta nagyság |
|--------------------------------|---------------------|--------------|--------|------------------|------------|---------------|
| | Karoo | Bloemfontein | Durban | Pietermaritzburg | Middleburg | |
| (A) Stabil izotópok | | | | | | |
| Karoo | 40.0 | 15.0 | 25.0 | 10.0 | 10.0 | 20 |
| Bloemfontein | 20.0 | 5.0 | 15.0 | 35.0 | 25.0 | 20 |
| Durban | 40.0 | 5.0 | 5.0 | 40.0 | 10.0 | 20 |
| Pietermaritzburg | 15.0 | 10.0 | 0.0 | 55.0 | 20.0 | 20 |
| Middleburg | 20.0 | 0.0 | 15.0 | 25.0 | 40.0 | 20 |
| (B) Kémiai elemtartalom | | | | | | |
| Karoo | 50.0 | 30.0 | 15.0 | 0.0 | 5.0 | 20 |
| Bloemfontein | 15.0 | 75.0 | 5.0 | 0.0 | 5.0 | 20 |
| Durban | 30.0 | 0.0 | 65.0 | 5.0 | 0.0 | 20 |
| Pietermaritzburg | 0.0 | 10.0 | 10.0 | 75.0 | 5.0 | 20 |
| Middleburg | 15.0 | 30.0 | 0.0 | 20.0 | 35.0 | 20 |

5. Általános, random mintavételezésen alapuló, országos madármonitorozási rendszer kifejlesztése Magyarországon

5.1 Mindennapi Madaraink Monitoringja

Problémafelvetés

Magyarország egyike Európa természeti értékekben leggazdagabb országainak, amely kiváltságos helyzetből adódó lehetőségek nagy jelentőséggel bírnak az ország jelen és jövőbeli fejlődésében (Fekete & Varga 2006). E kedvező természeti állapotot azonban számos hatás befolyásolhatja jelentősen a következő évek során, különösen hazánk Európai Unió csatlakozása (Donald et al. 2002, Konecny 2004) és az ettől független, de mind erőteljesebben jelentkező globális klímaváltozás miatt.

Az Európai Unió tagság új távlatokat nyitott az ország gazdasági, társadalmi fejlődésére, azonban e változások jelentős hatással lehetnek hazánk természeti állapotára is. Különösen az agrárágazatba áramló, a korábbi évtizedekhez képest lényegesen nagyobb volumenű uniós és hazai források, valamint a kiterjedésében és intenzitásában az eddigieket meghaladó infrastrukturális fejlesztések azok, amelyek jelentős mértékben befolyásolhatják hazánk természeti állapotát. Magyarország területének több mint 60%-a mezőgazdasági terület, így az agrárterületek állapotában és használatában bekövetkező változások közvetlen hatással vannak nemcsak az e területeken előforduló élővilág állapotára, hanem e területek kiterjedése és az ott élő állományok jelentősége miatt az egész ország természeti állapotára is. Az Európai Unió korábbi tagállamaiban megdöbbentő mértékű természeti állapotromlás következett be az agrárterületeken a nyolcvanas évek eleje óta az EU közös agrárpolitikájának (CAP) beindításával (Thomas et al. 2004, Tschardtke et al. 2005). A madaraknál, amely a legintenzívebben vizsgált élőlénycsoport Európában, a fészkelő állományok drámai csökkenést mutatnak (Donald et al. 2001) és számos a mezőgazdasági területekre jellemző gyakori madárfaj állománya a töredékére esett vissza a hetvenes években mért nagysághoz képest és került veszélyeztetett helyzetbe (pl. mezei pacsirta, mezei veréb, és a vadgerle) vagy tűntek el több nyugat-európai

országból (pl. tövisszűrő gébics) (BirdLife 2004). Hazai erdeink állapotában a kaotikus privatizáció és az erdők használatában mind erőteljesebben előtérbe kerülő profitnövelés, a természetes, természet közeli erdők arányának jelentős csökkenését eredményezi (Standovár 2006). Az ország mind nagyobb területére kiterjedő infrastrukturális fejlesztések (autópályák, úthálózat fejlesztés, ipari, lakossági és önkormányzati fejlesztések, stb.) korábban egységes tájakat, élőhelyeket darabolnak fel, alakítanak át, zavarják és sok esetben szüntetik meg. E változások kedvezőtlenül befolyásolhatják a vadon élő növény és állatfajok állományait nemcsak lokálisan, hanem regionális és országos léptékben is (Báldi & Vörös 2006). A fentebb említett közvetlen emberi hatások mellett, napjainkban egyre erőteljesebben jelentkeznek a globális klímaváltozás jegyei is, amelyek szintén befolyásolhatják Magyarország flóráját és faunáját.

„Vajon miként és milyen mértékben befolyásolják e hatások hazánk természeti állapotát?” vetődik fel a kérdés.

A válaszhoz olyan biodiverzitás monitorozásra van szükség, amely nemcsak lokális, hanem regionális, országos és nemzetközi léptékben is képes kvantitatív eszközökkel mérni a természeti állapotban bekövetkező változásokat, térben és időben reprezentatív módon. A változásoknak nagy területekre való (regionális, országos) rendszeres, éves gyakoriságú monitorozását azonban csak néhány élőlénycsoport esetében lehet megvalósítani, amelyek között a madarak kitüntetett helyzetben vannak (Báldi et al. 1997), amelynek háttérében a jól működő, önkénteseken alapuló felmérő hálózatok állnak. Napjainkban mind jobban előtérbe kerülnek a madaraknak, mint az élőhelyi változásokat jelző, indikáló élőlénycsoportnak a biológiai diverzitás monitorozásában való alkalmazása (Marchant et al. 1997, Báldi et al. 1999, Szép 2000). Mind több nyugat-európai országban fordulnak a madarakhoz, mint indikátor szervezetekhez, a terület-használattal kapcsolatos változások hatásainak detektálására (Gibbons 1998, Gregory et al. 2003). A főbb élőhelyekhez kötődő madárfajok állománytrendjei alapján sikeresen lehet az adott élőhely állapotára jellemző biodiverzitás indikátor indexet alkalmazni (Gregory et al. 2005). E biodiverzitás indikátor indexek jól jellemzik az adott élőhelyek állapotát és mind országos, mind kontinentális szinten alkalmasak

lehetnek azok helyzetének követésére (Gregory et al. 2005, Pereira & Cooper 2006). Magyarországon, hasonlóan a többi európai országhoz, madarak monitorozása főként a fokozottan védett fajokon és védett területeken zajlanak (Báldi et al. 1997). A fokozottan védett fajok speciális élőhely igénye, illetve kis állomány nagysága korlátozott lehetőséget ad a hazai főbb élőhelyek állapotának e fajokon keresztül való indikálására (Kenyeres et al. 2001, Wettstein et al. 2001, Wettstein & Szép 2003). A védett területeken, amelyek nagysága az ország területének 20%-át nem haladja meg, folyó madármonitorozás csak a kis arányban meglévő, természetes élőhelyek állapotát tudja követni, de nem megfelelő például a hazai élőhelyek zömét jelentő mezőgazdasági élőhelyek vizsgálatára, mert azok az országos átlagnál kisebb arányban vannak jelen a védett területeken és az ott folyó gazdálkodás is eltér a nem védett területeken alkalmazottaktól. Az élőhelyi változások indikálására elsősorban olyan madárfajok alkalmasak, amelyek gyakorisága lehetővé teszi a változások időbeli és térbeli dinamikájának kvantitatív mérését (Gibbons 1998). A felmérések során a véletlen alapon történő felmérési hely kiválasztás nagy fontossággal bír egy országos léptékű monitorozás esetében annak érdekében, hogy reprezentatív adatokkal rendelkezünk az ország jellemző élőhelyeiről, régióiról, tájairól.

Európa legtöbb országában, így Magyarországon is a gyakori madarak nagy területekre kiterjedő monitorozásának nincs jelentős gyakorlata, annak ellenére, hogy az 1980-as években számos kezdeményezés próbálta meg e madárfajok rendszeres monitorozást beindítani pl. a Dán-rendszerű felmérések (Waliczky 1991, Bhóm & Szinai 1998). E próbálkozások sok esetben a résztvevők és felmért területek számának alacsony volta miatt nem adtak alkalmat országos helyzetkép kialakítására. A legtöbb biodiverzitás monitorozás esetében a felmérők maguk választják ki a felmérendő területet (Báldi et al. 1997), amely területek élőhelyi arányai jelentősen eltérnek az országos arányoktól.

A nagy madármonitorozó hagyományokkal rendelkező Nagy-Britanniában 1994-ben indították be a Breeding Bird Survey (BBS) programot, a gyakori madarak fészkelő állományának véletlen alapon kijelölt területeken való monitorozása érdekében (Gregory et al. 1996), amely eredményei minden korábbi monitorozó munkánál hatékonyabban tudtak információkkal szolgálni a főbb élőhelyek

állapotáról a gyakori madarak állományainak helyzete alapján (Gregory et al. 2005). A brit tapasztalatok nyomán Európai Madármonitoring Tanács (EBCC) fontosnak tartotta, hogy hasonló célkitűzésű munkák induljanak be Európa más országaiban, azonban szükségesnek vélte, hogy egy olyan országban is kerüljön kifejlesztésre és bevezetésre a BBS-hez hasonló Pilot monitorozó program, ahol a természeti és társadalmi feltételek eltérnek a brit helyzettől. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) és az Európai Madármonitoring Tanács (EBCC) az angol Királyi Madárvédelmi Egyesület (RSPB) szakmai és anyagi támogatásával 1998-ban Magyarországon indította be azt a pilot programot, Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM), amelynek fő célja az élőhelyek állapotának monitorozása volt, véletlen alapon kiválasztott mintaterületeken, a gyakori madárfajok standard felmérő módszerekkel történő felmérése révén (Szép és Gibbons 1999, Szép és Nagy 2002). A program vezetőjeként ki kellett fejleszteni azt a terepi felmérési protokollt, amely biztosítja az alapvető módszertani elvárásokat, az országos lefedettségű, több száz önkéntes közreműködésén alapuló felmérő hálózat kialakítását és fenntartását úgy, hogy a térinformatikai alkalmazások révén mód legyen a más élőlénycsoportokon folyó monitorozó munkákkal, illetve természetvédelmi és környezetvédelmi szempontból fontos adatbázisokkal való együttműködésre mind Magyarországon, mind Európában. Fontos cél volt munkánkban, hogy az MMM alapján pontos képet kaphassunk a gyakori madárfajokról, azok gyakoriságáról, állományváltozásairól, a hazai főbb élőhelyek állapotát jelző biodiverzitás indikátor értékekről.

Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) főbb jellemzői

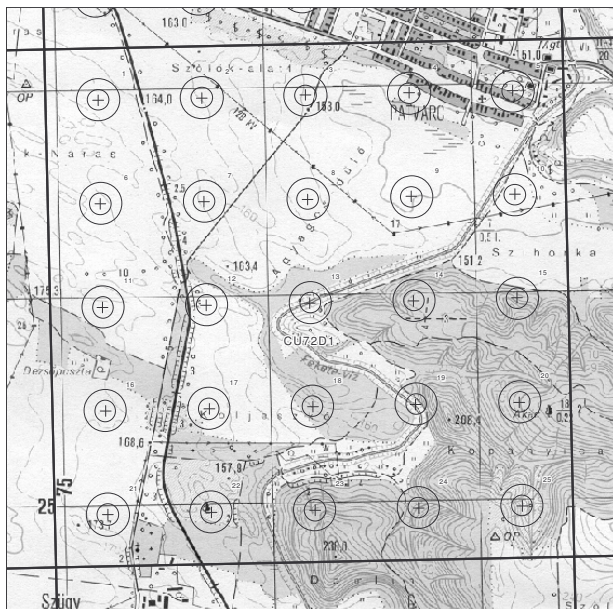
A program első évében, 1998-ban, teszteltük több, mint 110 db 2.5*2.5 km UTM kvadrátban a megtervezett felmérési protokollokat, majd az első év eredményeinek és tapasztalatainak az EBCC szakértőivel való részletes elemzése utáni után 1999-től folyamatosan az alábbi protokoll alapján zajlik a munka.

A mintavételi területek kiválasztása

Az MMM programban véletlenszerűen sorsoljuk ki a felméréendő 2,5 * 2,5 km nagyságú UTM mintaterületeket. Ennek folyamata a következő: A felmérők megadják azt a nagyobb területet (minimum 10*10 km nagyságú UTM területet), amelyen belül rendszeresen, évről-évre felméréseket tudnának végezni. Ezután a megadott területen belül, számítógép segítségével, véletlen alapján sorsoljuk ki a felmérésre szánt 2,5 * 2,5 km-es UTM négyzete(ke)t.

A megfigyelési pontok kiválasztása

Minden megfigyelő a kisorsolt négyzet(ek)ről kap egy 1: 15 000 méretarányú térképet (40. Ábra). A felmérési pontok egymástól 500 m távolságban helyezkednek el, a térképen be vannak rajzolva a potenciális számlálási pontok és 50 és 100 m sugarú körökkel jelezve a területek, amelyeken belül a számlálásokat el kell végezni.



40. Ábra: Ehhez hasonló térképmásolatot kap minden felmérő, 1:15 000 méretarányban

A 25 felmérési pont közül kell kiválasztani a felméréendő 15 számlálási pontot, az alábbi módon:

- Az úgynevezett Latin-négyzet módszerrel kijelölünk 15 felmérési pontot,

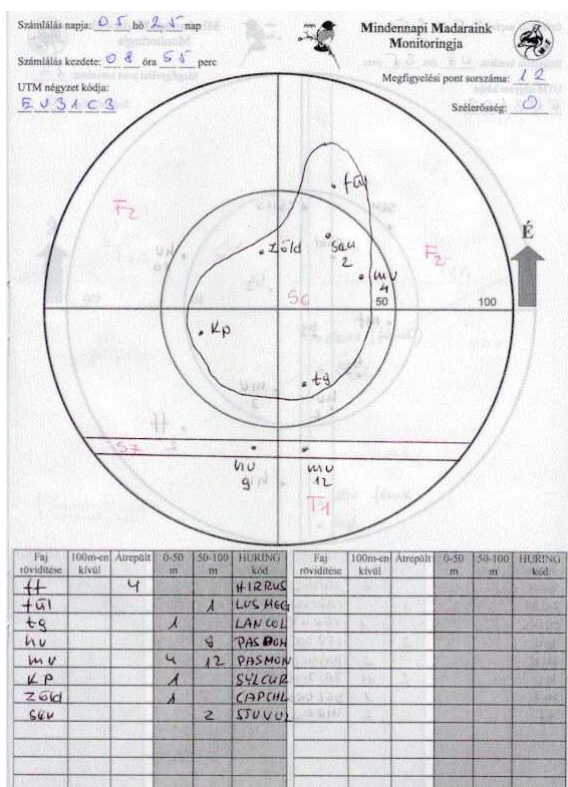
azonban, ha a felmérő objektív okok miatt valamelyik pontot nem tudja felmérni, akkor az új pont kiválasztása random módon történik, amikor is egy táblázat segítségével a lehetséges 25 pontból addig kell folytatni a pontok kiválasztását, amíg nem lesz meg a felmérendő 15 pont. Csak abban az esetben hagyhatnak ki egy pontot a kiválasztásból, ha a munka ott kivitelezhetetlen (pl. zárt területre esik, veszélyes a ponton tartózkodni, az adott pont megközelítése annyira körülményes, hogy a nagy kerülők miatt a számlálások nem teljesíthetők a megadott időn belül). E módszer alapján a 2.5*2.5 km UTM négyzeten belül a felmért pontok véletlen alapján kerülnek kijelölésre. Valamennyi kisorsolt UTM négyzet sarokpontjainak, illetve a felmért pontok koordinátáit térinformatikai adatbázisban tároljuk (Szép & Nagy 2001).

Az élőhelyek tipizálása a számlálási pontok 100 m-es körzetében

A madárszámlálás megkezdése előtti napokban a felmérők élőhely térképezést végeznek az Á-NÉR alapján (Fekete et al. 1997). A kiválasztott 15 ponton berajzolják a főbb élőhely típusokat a „Terepnapló” lapjain (41.Ábra).

A számlálások módszere

A számlálás módszere kétszeri pontszámlálás. Minden megfigyelési ponton 5 perces időtartam alatt a hallott, vagy látott madarak fajtát, számát, távolságát mérik fel a megfigyelési pont 100 méteres sugarú körzetében a terepnapló segítségével (41. Ábra). Elkülönítetten rögzítik a terepnaplóban: 1- a 100 m sugarú területen belül megfigyelt fajok egyedeit, 2- a terület felett átrepült egyedeket (leszállás nélkül átrepülőket), 3- a 100 m-en kívül észlelt fajok egyedeit. A felméréseket csak eső és szélmentes napokon lehet elvégezni. A felmérők a terepnaplóban jelzik, hogy milyen élőhelyen látta az adott egyedet és megadják az adott ponton mért szélességet a Beaufort skála alapján.



41. ábra: Kitöltött „Terepnapló” lap.

A madarak számlálását minden évben két alkalommal végzik el a fészkelési időszakban. Az első felmérési napnak április 15. és május 10. között, a másodiknak május 11. és június 10. között kell lennie úgy, hogy a két felmérési nap között legalább 14 napnak kell eltelnie. Mindkét alkalommal, a 15 pont felmérését reggel 5 és délelőtt 10 óra között kell elvégezni.

2000 óta a felmérőket kérjük, hogy végezzenek felmérést a teletési időszakban, januárban, amikor csak egy napkelte és napnyugta közötti bejárást kell elvégezni. A felmérést követően minden felmérőnek az MMM program által biztosított jelentőlapon kell az adatait megküldeni az MME Monitoring Központ címére.

A fajok terepi azonosításának bizonytalansága

Minden felmérőnek elküldünk egy „Fajfelismerési adatlapot”, amely tartalmazza a hazánkban előfordult valamennyi madárfaj nevét. Az adatlapon a felmérőknek meg kell jelölni, hogy az adott fajokat látvány és/vagy hang alapján

biztosan felismerik-e vagy sem. Ha a terepi munka során egy bizonyos fajt nem tudnak biztosan azonosítani, akkor a „bizonytalan felismerés” kategóriát választják. A felmérők ezt az adatlapot minden évben kitöltik, így a fajfelismerésben bekövetkező változások követésére nyílik mód. Az adatok feldolgozásakor fontos tudni, hogy egy adott megfigyelési pontnál nem észlelt fajok azért nem szerepelnek-e a „Terepnaplóban”, mert azok valóban nem fordultak elő vagy esetleg azért, mert a felmérő bizonytalan volt egyes fajok azonosításában. Ezen adatokat bizalmasan kezeljük.

Szervezés

Az MMM szervezési feladatait az MME Monitoring Központja végzi. Itt történik a jelentkezők és felmérők ill. felmérési területek nyilvántartása, kommunikáció a felmérőkkel, valamint az adatok feldolgozása, előkészítése. A felmérőket évente 4-5 alkalommal körlevelekben, valamint a Központ honlapján (<http://www.mme-monitoring.hu>) tájékoztatjuk a program eredményeiről, aktuális teendőiről. Minden év őszén egy alkalommal országos MMM találkozón számolunk be az eredményekről ill. megvitatjuk a résztvevőkkel a programmal kapcsolatos kérdéseket. A programban résztvevők számára különböző segédeszközöket biztosítunk ingyenesen: Programtájékoztató, Térképmásolatok, Jelentőlapok, Madárhang kazetták, Élőhelyek azonosítását és kódolását leíró kiadvány, Terepnaplók, Felmérő igazolvány. Az országos MMM találkozó során ajándékokat sorsolunk ki az MMM felméréseket elvégzők között (határozókönyvek, cd-romok stb.). Minden négyzet felmérőjének neve annyiszor kerül a sorsolási „kalapba” ahány alkalommal az adott négyzet standard felmérését elvégezte. E megoldás a több éve közreműködő önkéntesek munkájának elismerése mellett, felértékeli a már kisorsolt négyzetekben végzendő felmérés folyamatosságát.

Állományváltozás vizsgálata

A gyakori fajok állományváltozási trendjét a TRIM v3.51 programcsomaggal (Pannekoek and Strien 2001) végeztük el, amely statisztikai szoftver standard

eljárásként alkalmazzák a madár állományok trend vizsgálatában Európában (Gregory et al. 2005). Bázis évnak, 100%-os szinten, 1999-et tekintettük minden vizsgált faj esetében. A nemzetközi ajánlásoknak megfelelően a TRIM imputed indexét (Pannekoek and Strien 2001) és annak átlag hibája (SE) értékét becsüljük. A TRIM imputed index-e lehetőséget ad a trendvizsgálatok során a különböző kvadrátokban, eltérő időszakokban végzett felmérési adatok együttes elemzésére (Pannekoek and Strien 2001). Az adott évre becsült állomány index és SE érték minden esetben a bázis évhez (1999) viszonyítva szolgál megbízható információval. A trend szignifikancia szintjét a TRIM v3.51 analízise alapján állapítottuk meg.

Biodiverzitás indikátor indexek vizsgálata

A főbb élőhelyekhez kötődő madárfajok állománytrendjei alapján sikeresen lehet az adott élőhely állapotára jellemző biodiverzitás indikátor indexet alkalmazni (Gregory et al. 2003, 2005). Az EBCC, RSPB, BirdLife és Statistics Netherlands által bevezetett biodiverzitás indikátor indexek jól jellemzik az adott élőhelyek állapotát és mind országos, mind kontinentális szinten alkalmasak és használtak Európában azok helyzetének követésére (Gregory et al. 2003, 2005).

Vizsgálatunkban az Európa szerte használt két indikátort: 1- mezőgazdasági élőhelyek (farmland bird), 2- erdei élőhelyek (forest bird), illetve egy kontrollként alkalmazott, 3- generalisták (other common bird) kezelt indikátorokat mértük.

Közép-Európa esetében Tucker & Evans (1997) élőhelyi besorolása alapján az EBCC az alábbi madárfajokat sorolja be az indikátor csoportokba:

- 1- Mezőgazdasági élőhelyek: tengelic, örvös galamb, citromsármány, vörös vércse, búbos pacsirta, füstifecske, tövisszűrő gébics, sordély, sárga billegető, mezei veréb, rozsdás csuk, vadgerle, seregély, mezei poszáta, bíbic, mezei pacsirta
- 2- Erdei élőhelyek: erdei pityer, rövidkarmú fakusz, meggyvágó, kis fakopáncs, fekete harkály, örvös légykapó, kormos légykapó, szajkó, kerti geze, nyaktekercs, fülemüle, szürke légykapó, sárgarigó, fenyves cinege, kék cinege, barát cinege, kerti rozsdafarkú, csilp-csalp füzike, sisegő füzike, zöld küllő, erdei szürkebegy,

sárgafejű királyka, csúszka, kerti poszáta

3- Generalisták: őszapó, egerészölyv, kenderike, zöldike, csóka, dolmányos varjú, kakukk, nagy fakopáncs, nádi sármány, vörösbegy, erdei pinty, barázdabillegető, széncinege, fitisz füzike, szarka, barátposzáta, ökörszem, fekete rigó, énekes rigó, szőlőrigó, búbos banka

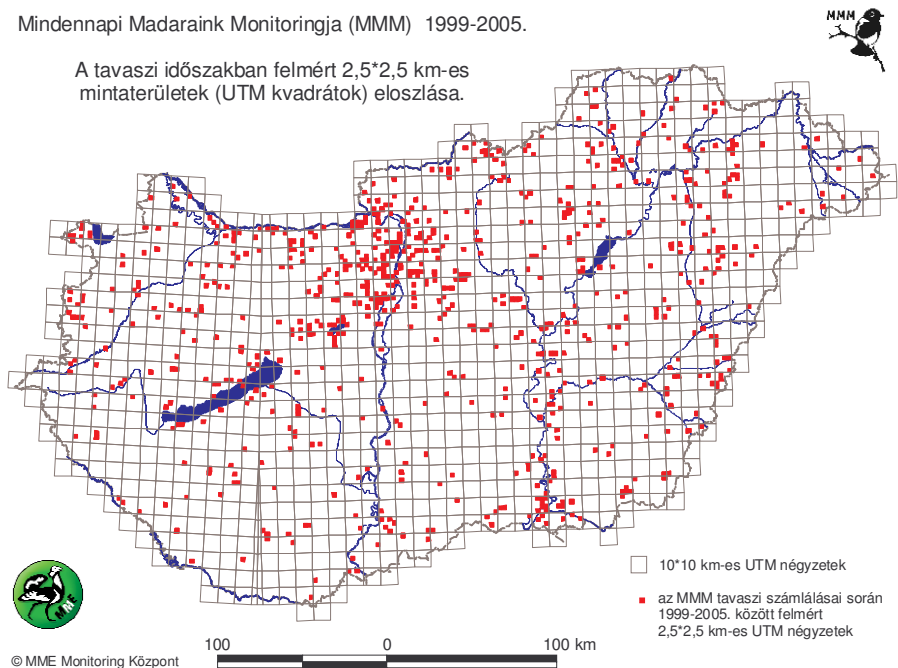
Az adott évre vonatkozó biodiverzitás indikátort és hibáját (SE) értéket, az adott csoportba tartozó fajok TRIM-el számolt adott évi állomány index értékének és átlag hibája (SE) értékének mértani átlaga alapján adjuk meg (Gregory et al 2003, 2005).

Az EBCC, RSPB, BirdLife és Statistics Netherlands által bevezetett, gyakori madarak monitorozási adatain alapuló biodiverzitás indikátorok közül a mezőgazdasági élőhelyek állapotát leíró indikátort (farmland bird) az Európai Unió hivatalosan strukturális és a fenntartható fejlődés indikátoraként alkalmazza.

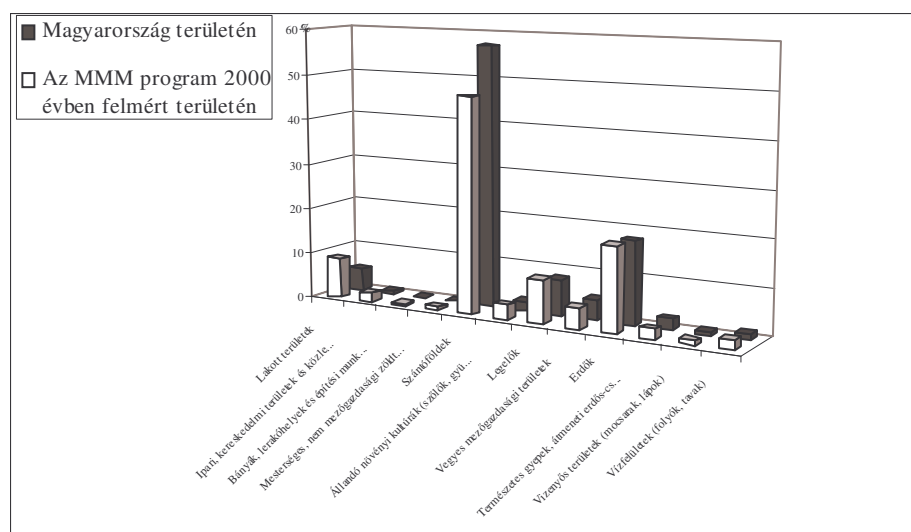
Eredmények

Nagy-Britannia után Európában, Magyarországon indult meg elsőként a gyakori madárfajok véletlen alapon kiválasztott területen történő rendszeres országos monitorozása 1999-ben. 1999-2006 között közel 1050 önkéntes csatlakozott az MMM programhoz, amely felmérő hálózat egyike a legnagyobbaknak Közép-Európában. Ebben az időszakban mintegy 600 felmérő végzett tavaszi felméréseket, ~700 db 2,5*2,5 km-es mintaterületen (UTM kvadrátban). Évente 250-300db mintaterületen történik tavaszi MMM felmérés, az ország területének kb. 2%-án (42. Ábra). A felmérések az ország valamennyi régiójára kiterjedően zajlanak, a felmért területeken az élőhelyek aránya megfelel az országos arányoknak (Szép és Nagy 2002), így a nyert adatok reprezentatívnak tekinthetők hazánk főbb élőhelyeire nézve (43. Ábra). Kisebb eltérés a lakott települések és a szántóföldek esetében mutatkozik, amely a felmért UTM négyzetek „szemirandom” kiválasztásával magyarázható. A legtöbb felmérő a lakóhelye települését is magába foglaló területet ad meg a sorsolásra, így a mesterséges élőhelyek az országoshoz képest kissé

magasabb, a szántóföldek alacsonyabb arányban kerülnek kisorsolásra, amely eltérés kontrollálható.



42. Ábra. Az MMM program keretében 1999-2005 között felmért 2,5*2,5 km-es UTM kvadrátok eloszlása.



43. Ábra. A főbb CORINE élőhelyek gyakorisága Magyarországon (fekete oszlop) és az MMM keretében 2000-ben felmért területeken.

Fészkelő fajok gyakorisága

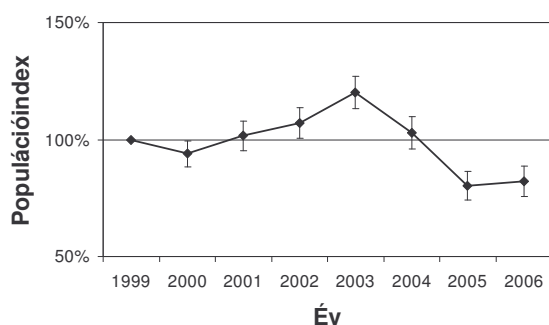
Az MMM program keretében nyílt először mód arra, hogy betekintést kaphassunk a hazai fészkelő madárfajok gyakoriságáról, a vizsgált 2.5*2.5 km-es UTM kvadrátokban tapasztalt észlelés frekvenciája alapján (7. Táblázat). A kapott gyakorisági értékek olyan fajok magas gyakoriságát mutatták (pl. kakukk, sárgarigó, vadgerle, töviszúró gébics), amely fajok ritkák, vagy kipusztultak számos korábbi EU tagállamból. Az alacsony, 20% alatti gyakoriságú fajok esetében számos metodikai tényezőt is figyelembe kell venni az adatok értelmezése során: 1- azok a fajok, amelyek a Magyarország területén kis arányban meglévő élőhelyekhez kötődnek (pl. vizenyős területek és vízfelületek), 2- a telepesen fészkelő madarak a többi fajhoz képest lényegesen kisebb területre koncentrálnak, sokszor nagy egyedszámban találhatóak meg, 3- az MMM terepi módszere alapján nem, vagy nehezen felmérhető fajok esetében, pl. éjszakai életmódú fajok (baglyok, lappantyú, stb.), módszertani okok miatt alul becsületek a gyakorisági értékek.

Az MMM programban résztvevő nagyszámú felmérő eltérő fajfelismerési tudását eredményesen tudtuk kezelni az Európában először bevezetett „Fajfelismerési Adatlapok” használatával, amelyet a felmérők korrekten megküldtek a számunkra, a közölt adatok tükrözték a szakértők által feltételezett faj azonosítási különbségeket a különböző fajok között (Szép & Nagy 2002). Az adatok alapján eredményesen tudjuk egy adott faj prezencia/abszencia adatait értékelni. E munkánk lehetőséget teremt a széleskörű felmérői részvételre, hisz bár hasznos ha adott felmérő minél több madárfajt tud felismerni, azonban a zömében jól felismerhető gyakori fajok esetében a térben és időben minél nagyobb mintavételezés nagyobb preferenciát élvez a gyakori fajok állomány trendjeinek vizsgálata szempontjából.

7. Táblázat. A 20 leggyakoribb madárfaj gyakorisági értéke az MMM 1994-2004 évi adatai alapján. A fajok a gyakoriságuk %-os értéke alapján csökkenő sorrendben vannak. Megadva az adott fajra nézve felmért UTM négyzetek száma (azon négyzetek, ahol a felmérő biztosan tudta azonosítani az adott fajt), a gyakoriság %-os értéke, a gyakorisági érték 95%-os konfidencia intervallumai (minimum, maximum).

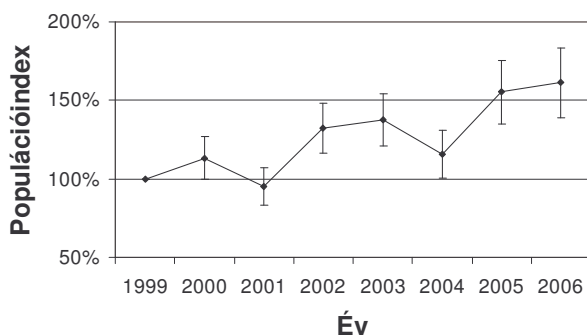
| Gyakorisági sorszám | Magyar név | Felmért UTM négyzetek száma | Gyakoriság az UTM négyzetekben | Gyakoriság g minimum | Gyakoriság g maximum |
|---------------------|------------------|-----------------------------|--------------------------------|----------------------|----------------------|
| 1 | Kakukk | 635 | 87.2 | 84.6 | 89.8 |
| 2 | Fácán | 639 | 86.9 | 84.2 | 89.5 |
| 3 | Mezei pacsirta | 630 | 85.9 | 83.2 | 88.6 |
| 4 | Seregély | 632 | 85.0 | 82.2 | 87.8 |
| 5 | Mezei veréb | 628 | 80.3 | 77.1 | 83.4 |
| 6 | Füsti fecske | 634 | 79.5 | 76.4 | 82.6 |
| 7 | Sárgarigó | 630 | 79.0 | 75.9 | 82.2 |
| 8 | Fekete rigó | 642 | 78.3 | 75.2 | 81.5 |
| 9 | Egerészölyv | 627 | 76.7 | 73.4 | 80.0 |
| 10 | Szencinege | 636 | 73.7 | 70.3 | 77.2 |
| 11 | Erdei pinty | 618 | 73.5 | 70.0 | 76.9 |
| 12 | Fülemüle | 617 | 73.1 | 69.6 | 76.6 |
| 13 | Vadgerle | 615 | 71.7 | 68.1 | 75.3 |
| 14 | Töviszúró gébics | 614 | 71.5 | 67.9 | 75.1 |
| 15 | Tengelic | 627 | 69.7 | 66.1 | 73.3 |
| 16 | Zöldike | 625 | 66.9 | 63.2 | 70.6 |
| 17 | Barátposzáta | 587 | 66.8 | 63.0 | 70.6 |
| 18 | Balkáni gerle | 634 | 64.0 | 60.3 | 67.8 |
| 19 | Cigánycsuk | 587 | 63.0 | 59.1 | 66.9 |
| 20 | Házi veréb | 638 | 61.3 | 57.5 | 65.1 |

Az 1999-2006 között gyűjtött adatok alapján a 100 leggyakoribb fészkelő faj közül 10 madárfajnál állapítottunk meg szignifikáns állománycsökkenést a TRIM alkalmazásával: erdei pacsirta, réti tücsökmadár, kerti poszáta, csicsörke, tőkés réce, mezei pacsirta (44.Ábra), berki tücsökmadár, fitisz füzike, szürke légykapó, rövidkarmú fakusz.



44.Ábra. A mezei pacsirta populációindex-nek változása 1999-2006 között Magyarországon. 1999 a bázis év (100%), az index szignifikáns csökkenést mutat (meredekség=-0.023, (SE=0.008), $P<0.05$).

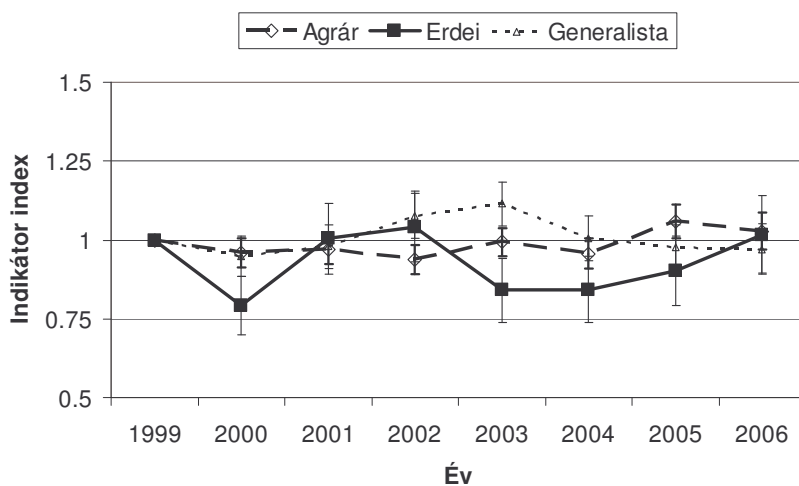
Ugyanezen időszakban 14 fajnál tapasztaltunk szignifikáns állománynövekedést: parlagi galamb, kék galamb, balkáni gerle, fülemüle, házi rozsdafarkú, barátposzáta, sisegő füzike, örvös légykapó, őszapó, szarka, dolmányos varjú, seregély, mezei veréb (45. Ábra), erdei pinty.



45. Ábra. A mezei veréb populációindex-nek változása 1999-2006 között Magyarországon. 1999 a bázis év (100%), az index szignifikáns növekedést mutat (meredekség=0.071, (SE=0.014), $P<0.05$).

Biodiverzitás indikátor értékek Magyarországon

Az 1999-2006 során gyűjtött adatok alapján a vizsgált biodiverzitás indikátorok nem mutattak szignifikáns trendet Magyarországon (46. Ábra), bár az erdei élőhelyek esetében több évben is a bázis évnél kisebb értékek mutatkoztak.



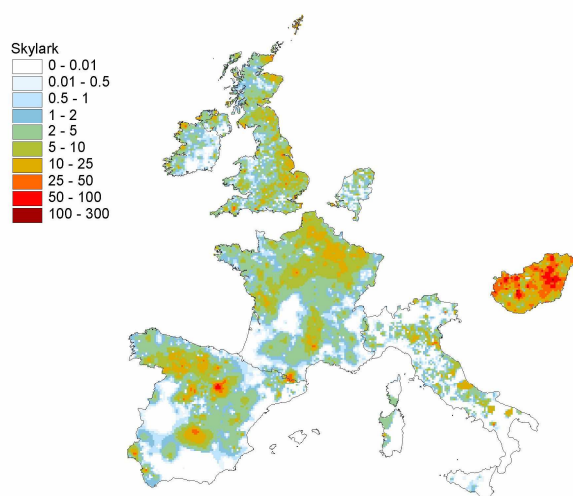
46. Ábra. Mezőgazdasági és erdei élőhelyek biodiverzitás indikátor értékei az adott élőhelyre jellemző madárfajok alapján, valamint a generalista fajok esetében számolt indikátor érték 1999-2006 között Magyarországon. Az 1999-es év a bázis év (100%) az index számításnál.

Értékelés

A kifejlesztett, gyakori madarak országos, véletlen alapon választott területen való monitorozási programja, a Mindennapi Madaraink Monitoringja, lehetőséget teremtett a magyar fészkelő madárfauna korábban nem vagy nem reprezentatíván ismert nagy részének, a gyakori fajoknak, előfordulási gyakoriságának, állományváltozásainak megismerésére. A résztvevő jelentős számú önkéntes áldozatos munkájának köszönhetően, az MMM alapján először van módunk megvizsgálni a gyakori madárfajok állományának változását és jellemezni a természeti állapotot a főbb hazai élőhelyeknek a madarak alapján nemcsak Magyarországon (Szép et al. 2006), hanem Közép- és Kelet-Európában is, ahol időtartamában, térbeli reprezentációjában ilyen típusú és nagyságrendű monitorozó munka nem áll rendelkezésre. Az MMM módszerei és eredményei alapján számos országban kezdtek meg, vagy terveznek hasonló monitorozó munkát (pl. Románia, Bulgária, Szlovákia). Az MMM egyedülálló lehetőséget ad arra, hogy széleskörű hazai és nemzetközi együttműködésben tudjuk hazánk természeti állapotát nyomon követni (Gregory et al. 2005).

Az MMM 1999-2006 éveinek adatai alapján megállapítható, hogy az EU csatlakozásunk előtti tagállamainhoz képest, a főbb élőhelyeken (mezőgazdasági és erdei) kedvezőbb természeti állapotokkal rendelkezünk (Báldi & Szép megjelenés alatt, Szép et al. előkészületben). Számos gyakori madárfaj állomány nagysága meghaladja az EU korábbi tagállamaiban tapasztalt mértéket. Az első ilyen európai léptékű összehasonlítást mutatja, hogy a magyar mezei pacsirta állomány sűrűsége egyike legnagyobbaknak Európában (47. Ábra) (Brotons et al. 2005).

A hazánkban a leggyakoribb 20 madárfaj között számos olyan faj is található, amely tőlünk nyugatra valamikor gyakori madárfajok voltak, azonban napjainkra vagy jelentősen megfogyatkoztak vagy ki is pusztultak. Vizsgálataink ugyanakkor rámutattak arra, hogy az erdei élőhelyekre jellemző fajoknál a többi csoporthoz képest több állománycsökkenés történik és az erdei biodiverzitás indikátor értéke is a vizsgált időszakban több évben is a bázis évnél alacsonyabb értéket mutatott (Szép & Nagy 2006).



47. Ábra. A mezei pacsirta állománysűrűsége (pár/km²) Európa azon országaiban, ahol alkalmas (MMM-hez hasonló) felmérési adatok álltak rendelkezésre 1999-2004 során (Brotons et al. 2005).

A mezőgazdasági élőhelyek biodiverzitás indikátora (farmland bird indicator) egyike az EU fenntartható fejlődés indikátorainak (Szűcs & Rausz 2007) és az MMM révén térségünkben elsőként van mód ezen értékek mérésére.

Az MMM-ben alkalmazott térinformatikai nyilvántartás és adatkezelés révén mód van más, a monitorozó vizsgálatok szempontjából adekvát adatbázisok (pl. CORINE, Büttner et al. 2002) bevonására az adatok sokoldalú elemzésében (Erdős et al. 2007), ami széleskörű vizsgálatok lehetőségét biztosítja a napjainkban zajló jelentős változások hatásainak megismerésében. A felmért területeken végzett rendszeres élőhely felmérések módot adnak a élőhelyek változásának különböző térbeli skálán való vizsgálatára is a jövőben. Az 1999 óta, éves rendszerességgel az ország jelentős területén, reprezentatív mintavételt alkalmazó MMM program alapját képezheti a hazai főbb élőhely típusok biológiai sokfélesége állapotának monitorozásának. Terepi és adatkezelési módszerei, eljárásai módot adhatnak arra, hogy más élőlénycsoportokra és közösségekre lehessen az MMM által felmért területeken olyan vizsgálatokat végezni, amelyek alapján a gyakori madarak állományváltozása által leképezett változások más élőlény csoportokat érintő hatásait lehet megismerni és monitorozni.

6. A kutatási téma továbbfejlesztésének lehetőségei

A partifecske monitorozó kutatásban „multistate” Jolly-Move (JMV) modelleket (Brownie et al. 1993) alkalmazó fogás-visszafogás módszerek alkalmazásával kívánom a vizsgált állományon belüli térbeli elkülönülést és annak következményeit vizsgálni. Vizsgálati eredményeink (Szép et al. beküldve) azt mutatják, hogy az egymástól 10-20 km-es távolságban aggregálódó partifecske telepek között alacsonyfokú a migráció, a túlélési ráták eltérő éves változást mutatnak és az egyedek tollazatának kémiai profiljai eltérőek, amelyek alapján feltételezhető, hogy relatíve kis távolságon belül eltérő telelési és vonulási területeket használó populációk fészkelnek. A vonulási konnektivitás (Webster et al. 2002) térbeli felbontásának megismerése érdekében, olasz és görög gyűrűzőkkel az utóbbi évben közösen beindított program keretében, vizsgálni kívánjuk az elkülönülő állományok által használt tavaszi vonulási útvonalakat, a Földközi- tenger térségeiben a tavaszi vonulás során befogott madarak kondíciójának a fészkelési magatartásra és sikerre való hatását. Vizsgálni kívánom, hogy a hasonló fészkelő területi körülmények között, de eltérő vonulási és telelési területet használó állományok, miként reagálnak a költési, vonulási és telelési időszak növekvő időjárási anomáliáira.

A tollak kémiai elemtartalom profilja alapján a fészkelő párok, szülők és fiókáik, a szomszédos fészkek lakói közötti telelési terület hasonlóságot kívánom vizsgálni és elemezni, hogy e hasonlóságok milyen szerepet játszhatnak a párválasztásban, telep, illetve teleprészlet választásban.

A partifecskék szaporodási sikere szempontjából láthatóan fontos szereppel bír, nagy fészeksűrűségű telepek működésének részletes vizsgálatát folytatva kívánom elemezni a párzásban-párválasztásban preferált jellegekkel és előnyökkel bíró egyedek táplálkozási jellemzőit és részvételüket a telepen a fióka etetés során működő információs folyamatokban.

Az eddigi kutatási eredmények, a vonulási és telelési terület azonosítása és a vonulási konnektivitás kapcsán a közeli jövőben nyerhető információk alapján a

vizsgált állomány változásának részletes modellezésére nyílik lehetőség.

A vonuló madarak potenciális vonulási és telelő területeinek azonosítási módszereinek további fejlesztésére van mód speciális fenológiai jellegek és az afrikai NDVI műhold képek alapján, az eddigi kutatási eredmények felhasználásával. Várható, hogy további populációk és fajok esetében nyílik lehetőség a kifejlesztett módszer fejlesztésére és alkalmazására.

A tollak kémiai összetételén alapuló vizsgálati lehetőségek jelentősen bővülnek a műszeres analitika eszközeinek fejlődése kapcsán, amely újabb a vonuló madarakkal kapcsolatos fontos kérdések megválaszolására adnak lehetőséget.

A Mindennapi Madaraink Monitoringja adataiból a „Distance Sampling” (Buckland et al. 1993) módszer alapján történő denzitás becslése, gyűjtött élőhely használati terepi adatok, valamint a bővülő térinformatikai és műholdas adatbázisok együttes használata alapján kívánom modellezni a gyakori madarak eloszlását Magyarországon, abundancia és trend térképek készítése érdekében.

Az élőhely preferencia és használati adatok alapján speciális további indikátorok fejlesztésére és tesztelésére van lehetőség.

Az MMM által felmért területeken más élőlénycsoportokra és közösségekre végezett vizsgálatok lehetőséget adhatnak a gyakori madarak állományváltozása által leképezett változások más élőlény csoportokat érintő hatásainak megismerésére és monitorozására. Ez fontos új, költséghatékony eszköz lehet a madarakéhoz hasonló felmérő hálózattal nem rendelkező számos élőlénycsoport helyzetének közvetett országos monitorozására a jövőben.

7. Irodalom

- Ahola, M., Laaksonen, T., Sippola, K., Eeva, T., Rainio, K., Lehikoinen, E. 2004. Variation in climate warming along the migration route uncouples arrival and breeding dates. *Global Change Biology*, 10: 1610–1617.
- Alerstam, T. 1991. *Bird Migration*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Alves, M.A.S. 1997. Effects of ectoparasites on sand martin *Riparia riparia* nestlings. *Ibis*, 139: 494-496.
- Alves, M.A.S., Bryant, D.M. 1998. Brood parasitism in the sand martin, *Riparia riparia*: evidence for two parasitic strategies in a colonial passerine. *Animal Behaviour*, 56: 1323–1331.
- Alves, M.A.S., Johnstone, I.G. 1994. Radio-tracking small aerial foraging birds: a preliminary study of the sand martin *Riparia riparia*. *Avocetta*, 18:13-20.
- Ambrosini, R., Bolzern, A.M., Canova, L., Arieni, S., Møller, A.P. & Saino, N. 2002. The distribution and colony size of barn swallows in relation to agricultural land use. *Journal of Applied Ecology*, 39: 524-534.
- Ambrosini, R., Bolzern, A.M., Canova, L., Saino, N. 2002. Latency in response of barn swallow *Hirundo rustica* populations to changes in breeding habitat conditions. *Ecol Lett*, 5: 640-647.
- Anderson D.R., Burnham K.P. 1999. Understanding information criteria for selection among capture-recapture or ring recovery models. *Bird Study*, 46: S14-21.
- Andersson, M. 1994. *Sexual Selection*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Anon 2000. Spill of liquid and suspended waste at the Aurul s.a. retreatment plant in Baia Mare. UNEP report, Geneva.
- Anon 2005. Copenhagen Bird Ringing Centre, Zoological Museum. Report at the EURING General Assembly Strasbourg
- Askins, R.A., Lynch, J.F., Greenberg, R. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. *Current Ornithology*, 7: 1-57.
- Augustin, J., Blomqvist, D., Szép, T., Szabó, D.Z., Wagner, R.H. 2007. No evidence of genetic benefits from extra-pair fertilisations in female sand martins (*Riparia riparia*). *Journal of Ornithology*, 148: 189-198.

- Baillie, S.R. 1990. Integrated population monitoring of breeding birds in Britain and Ireland. *Ibis*, 132: 151-166.
- Baillie, S.R., Peach, W.J. 1992. Population limitation in Palearctic-African migrant passerines. *Ibis*, 134: 120-132.
- Bairlein, F. and Hüppop, O. 2003. Migratory Fuelling and Global Climate Change. (eds: Møller, A.P., Fielder, W., and Berthold, P.) *Birds and Climate Change, Advances Ecol. Res.* 35: 34-47
- Báldi, A., Moskát, Cs., Palkó, S., Gáti, E. 1999. Effects of reconstruction works on the breeding birds of the Kis-Balaton Ramsar site. *Vogelwelt*, 120: 273-276.
- Báldi, A., Moskát, Cs., Szép, T. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Báldi, A., Moskát, Cs., Zágon, A. 1999. Madártani monitorozás a Szigetközben, 1998. Pp. 153-162. In: Láng, I, Banczerowski, J. & Berczik, Á. (szerk). *A Szigetköz környezeti állapotáról*. MTA Szigetközi Munkacsoport, Budapest.
- Báldi, A., Szép T. (in press) *A hazai állatvilág ökológiai állapota és jövője*. Magyar Tudomány.
- Báldi, A., Vörös, J. 2006. Extinction debt in Hungarian reserves: a historical perspective. *Basic and Applied Ecology*, 7: 289-295.
- Barclay, R.M.R. 1988. Variation in the costs, benefits, and frequency of nest reuse by barn swallows (*Hirundo rustica*). *Auk*, 105: 53-60.
- Barta, Z., Szép, T. 1992. The role of information transfer under different food patterns: a simulation study. *Behavioural Ecology*, 3: 318-324.
- Barta, Z., Szép, T. 1995. Frequency-dependent selection on information transfer strategies at breeding colonies: A simulation study. *Behavioural Ecology*, 6: 308-310.
- Berthold P., Fiedler W., Schlenker R., Querner U. 1998. 25-year study of the population development of Central European songbirds: a general decline, most evident in long-distance migrants. *Naturwissenschaften*, 85: 350-353.
- Berthold, P. 1993. *Bird Migration*. Oxford University Press, Oxford.
- Berthold, P. 2001. *Bird migration: A general survey* (2nd edition). Oxford University Press, Oxford.

- Berthold, P., Fliege, G., Querner, U., Winkler, H. 1986. Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. *Journal für Ornithologie*, 127: 397-437.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A., Mustoe, S.H. 2000. *Bird Census Techniques*, 2nd ed. Academic Press, London.
- BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge (BirdLife Conservation Series No.12) pp. 374.
- Bønløkke, J., Madsen, J.J., Thorup, K., Pedersen, K.T., Bjerrum, M., Rahbek, C. 2006. *The Danish Bird Migration Atlas*. Rhodos, Humlebæk, Denmark.
- Boone, R.B., Galvin, K.A., Smith, N.M., Lynn, S.J. 2000. Generalizing El Niño effects upon Maasai livestock using hierarchical clusters of vegetation patterns. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66: 737-744.
- Booth, C., Visser, M.E. 2001. Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. *Nature*, 411: 296-298.
- Bortolotti, G.R., Barlow, J.C. 1988. Some sources of variation in the elemental composition of Bald Eagle feathers. *Can. J. Zool.*, 66: 1948-1951.
- Bortolotti, G.R., Szuba, K.J., Naylor, B.J., Bendell, J.F. 1990. Intrapopulation variation in mineral profiles of feathers of Spruce Grouse. *Can. J. Zool.*, 68: 585-590.
- Bóhm, A., Szina, P. 1998. Populációváltási indexek a magyarországi énekesmadár fajok állományaira 1988 és 1995 között. *Ornis Hungarica*, 8 (Suppl. 1): 27-32.
- Bradshaw, W.E., Holzapfel, C.M. 2001. Genetic shift in photoperiodic response correlated with global warming. *Proceedings of the National Academy of Science of the USA*, 98: 14509-14511.
- Brotons, L., Siersema, H., Newson, S. 2005. Report on the workshop „Spatial modelling of large scale bird monitoring data: towards Pan-European quantitative distribution maps”. *Bird Census News*, 18: 30-38.
- Brown, C.R., Brown, M.B. 1996. *Coloniality in the Cliff Swallow*. University of Chicago Press, London and Chicago.

- Brown, C.R., Brown, M.B. 1998. Intense natural selection on body size and wing and tail asymmetry in cliff swallows during severe weather. *Evolution* 52:1461-1475.
- Brown, J.L., Li, S.H., Bhagabati, N. 1999. Long-term trend toward earlier breeding in an American bird: a response to global warming? *Proceedings of the National Academy of Science of USA*, 96: 5565-5569.
- Brownie, C., Hines, J.E., Nichols, J.D., Pollock, K.H., Hestbeck, J.B. 1993. Capture-recapture studies for multiple strata including non-Markovian transition probabilities. *Biometrics*, 49: 1173-1187.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L. 1993. *Distance sampling: Estimating Abundance of biological populations*. Chapman and Hall, London.
- Burnham K.P., Anderson, D.R., White, G.C., Brownie, C., Pollock, K.H. 1987. *Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture*. American Fisheries Society Monograph 5.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. 2002. *Model selection and multi-model inference*. Second edition. Springer-Verlag, New York.
- Butcher, G.S., Rohwer, S. 1989. The evolution of conspicuous and distinctive coloration for communication in birds. *Current Ornithology*, 6: 51-108.
- Büttner, G., Feranec, J., Jaffrain, G. 2002. *Corine land cover update 2000*. Technical guidelines. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- Chamberlain, C.P., Blum, J.D., Holmes, R.T., Feng, X., Sherry, T.W., Graves, G.R. 1997. The use of isotope tracers for identifying populations of migrating birds. *Oecologia*, 109: 132-141.
- Chen, D., Brutsaert, W. 1998. Satellite-sensed distribution and spatial patterns of vegetation parameters over a tallgrass prairie. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 55: 1225-1238.
- Christe, P., Møller, A.P., de Lope, F. 1998. Immunocompetence and nestling survival in the house martin: the tasty chick hypothesis. *Oikos*, 83: 175-179
- Clark, J.A., Robinson, R.A., Balmer, D.E., Blackburn, J.R., Grantham, M.J., Risely, K., Adams, S.Y., Griffin, B.M. 2005. *Bird ringing in Britain and Ireland in*

2004. *Ringing & Migration*, 22: 85-127.
- Clobert, J., Lebreton, J.-D. 1987. Recent models for mark-recapture and mark resighting data: a response to C. Brownie. *Biometrics*, 43: 1019-1022.
- Clobert, J., Lebreton, J.D., Allaine, D. 1987. A General Approach to Survival Rate Estimation by Recaptures or Resightings of Marked Birds. *Ardea*, 75: 133-142.
- Clutton-Brock, T.H. (ed) 1988. *Reproductive success*. University of Chicago Press, Chicago and London.
- Cochran, W.W., Wikelski, M. 2005. Individual migratory tactics of New World *Catharus* Thrushes. In: Greenberg, R. and Marra, P. (eds). *Birds of two worlds*. Johns Hopkins Press, Washington, DC., pp. 274-289.
- Cramp, S. (ed) 1988. *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa*. Volume 5. Oxford University Press, Oxford.
- Crick, H.Q.P., Dudley, C., Glue, D. E., Thomson, D.L. 1997. UK birds are laying eggs earlier. *Nature*, 388: 562.
- Crick, H.Q.P., Dudley, C., Glue, D.E., Thomson, D.L. 1999. Climate change related to egg-laying trends. *Nature*, 399: 423-424.
- Csörgő, T., Gyurácz, J., Halmos, G., Miklay, Gy., Palkó, S. 1998. Some results of the Acroproject in Hungary. *Ostrich*, 69: 343-344.
- Csörgő, T., Karcza, Zs., Palkó, S. 1998. Környezeti változások monitorozása énekesmadarakkal. *Ornis Hungarica*, 8 (Suppl. 1): 17-26.
- Darwin, C. 1871. *The descent of man and selection in relation to sex*. John Murray, London, U. K.
- de Lope, F., Møller, A.P. 1993. Effects of ectoparasites on reproduction of their swallow hosts: a cost of being multi-brooded. *Oikos*, 67: 557-562.
- de Lope, F., Møller, A.P., de la Cruz, C. 1998. Parasitism, immune response and reproductive success in the house martin *Delichon urbica*. *Oecologia* (in press)
- de Lope, F., Møller, A.P., González, G., Pérez, J.J. 1993. Increased detrimental effects of ectoparasites on their bird hosts during adverse environmental conditions. *Oecologia*, 95: 234-240.

- Deerenberg, C., Apanius, V., Daan, S., Bos, N. 1997. Reproductive effort decreases antibody responsiveness. *Proc R Soc Lond B*, 264: 1021-1029.
- Dein, J. 1986. Hematology. In Harrison GJ, Harrison WR (eds) *Clinical avian medicine*. Saunders, London, 174-191.
- Déri, J. 2001. A szennyezések kapcsán végzett állatorvosi diagnosztikai vizsgálatok. In: Röfler J. (szerk). *Civilek a Tiszáért konferencia anyag.- Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas*.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe' farmland bird populations. *Proc. R. Soc., B* 268: 25–29.
- Donald, P.F., Pisano, G., Rayment, M.D., Pain, D.J. 2002. The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 89: 167-182.
- Donovan, T., Buzas, J. Jones, P., Gibbs, L. 2006. Tracking dispersal in birds: assessing the potential of elemental markers. *The Auk*, 123: 500-511.
- Dunn, P.O., Winkler, D.W. 1999. Climate change has affected the breeding date of tree swallows throughout North America. *Proceedings of the Royal Society of London, B* 266: 2487-2490.
- Erdős, S., Szép, T., Báldi, A., Nagy, K. 2007. Mezőgazdasági területek felszínborításának és tájszerkezetének hatása három madárfaj gyakoriságára. *Tájökológiai Lapok*, 5: 161-172.
- Esler, D. 2000. Applying metapopulation theory to conservation of migratory birds. *Conservation Biology*, 14: 366-372.
- Etterson J.R., Shaw R.G. 2001. Constraint on adaptive evolution to global warming. *Science*, 294: 151-154.
- Faragó, S. 2006. A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2003/2004-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények*, 13: 41-214.
- Fekete, G., Molnár, Zs., Horváth, F. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Fekete, G., Varga, Z. (szerk) 2006. Magyarország tájainak növényzete és állatvilága.

MTA Társadalomkutató Központ, Budapest.

- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. 1993. Birds as monitors of Environmental Change. Chapman & Hall, London.
- Gibbons, D.W. 1998. Pan-Euorpean breeding bird monitoring. *Bird Census News*, 11: 42-46.
- Gilbert, G., Gibbons, D.W., Evans, J. 1998. Bird Monitoring Methods—a manual of techniques for key UK species. RSPB, Sandy.
- Gill, J.A., Norris, K., Potts, P.M., Gunnarsson, T.G., Atkinson, P.W., Sutherland, W.J. 2001. The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds. *Nature*, 412: 436-438.
- Glick, B. 1983. Bursa of Fabricius. In DS Farner, JR King and KC Parkes (eds) *Avian biology*. Vol 7. Academic Press, New York, 443-500
- Glick, B. 1986. Immunophysiology. In PD Sturkie (ed) *Avian physiology*. Fourth edition. Springer-Verlag, New York, 87-101
- Glick, B. 1994. The bursa of Fabricius: The evolution of a discovery. *Poultry Sci*, 73: 979-983.
- Glutz von Blotzheim, U. N. (ed). 1985. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol. 10. AULA-Verlag, Wiesbaden, Germany.
- Gochfeld, M. 1980. Mechanisms and Adaptive Value of Reproductive Synchrony in Colonial Seabirds. In: Burger J, Olla BL, Winn HE (eds) *Behavior of Marine Animals*. Vol. 4: Marine Birds. Plenum Press, New York and London, pp 207-270
- Grant, P.R., Grant, B.R. 1995. Predicting microevolutionary responses to directional selection on heritable variation. *Evolution*, 49: 241-245.
- Greenberg R., Marra, P. (eds) 2005. *Birds of Two Worlds. The ecology and evolution of migration*. Johns Hopkins Press, Washington.
- Gregory, R.D., Bashford, R.I., Balmer, D.E., Marchant, J.H., Wilson, A.M. Baillie, S.R. 1996. *The breeding bird survey 1994-1995*. BTO, Thetford.
- Gregory, R.D., Noble, D., Field, R., Marchant, J.H., Raven, M., Gibbons, D.W. 2003. Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica*, 12–13: 11–24.

- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B., Gibbons, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of Royal Society B*, 360: 269–288.
- Gregory, R.D., Vorisek, P. 2003. Report on the Pan- European Common Bird Monitoring Workshop. *Bird Census News*, 16: 2–13.
- Griffith, S.C., Owens, I.P.F., Thuman, K.A. 2002. Extra pair paternity in birds: a review of interspecific variation and adaptive function. *Mol Ecol*, 11: 2195–2212.
- Gwinner, E. 1990. *Bird Migration, physiology and ecophysiology*. Springer-Verlag, Berlin.
- Gyurácz, J., Bank, L. 1996. Body mass and fat load of autumn migrating Sedge Warblers (*Acrcpcephalus schoenobaenus*) in relation to age in south Hungary. *Acta Zoologica*, 43: 271-279.
- Hagemeijer, W.J.M., Blair, M.J. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & A D Poyser, London
- Hair, J.E., Anderson, R.E., Black, W.C. 1995. *Multivariate data analysis*. Prentice Hall, New Jersey. USA.
- Hanson, H.C. 1976. *The biogeochemistry of Blue, Snow, and Ross' Geese*. Spec. Publ. Illinois Nat. Hist. Surv. No. 1. USA.
- Haraszthy, L. (szerk.) 1984. *Magyarország fészkelő madarai*. Natura, Budapest.
- Harison, J.A., Allan, D.G., Underhill, L.G., Herremans, M., Tree, A.J., Parker, V., Crown, C.J. (eds). 1997. *The atlas of Southern African birds*. BirdLife South Africa, Johannesburg, South Africa.
- Hart, B.L. 1997. Behavioural defence. In: Clayton DH, Moore J (eds) *General principles and avian models*. Oxford University Press, Oxford, pp. 59-77
- Heath, M.F., Evans, M.I. szerk. 2000. *Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation*. BirdLife Conservation Series No. 8. Cambridge
- Hobson K. A. 2005. Flying fingerprint, making connections with stable isotopes and trace elements. In: Greenberg, R. and Marra, P. (eds). *Birds of two worlds*. Johns Hopkins Press, Washington, DC., pp. 235-246.
- Hobson, K. A., Wassenaar, L. 1996. Linking breeding and wintering grounds of

- Neotropical migrant songbirds using stable hydrogen isotopic analysis of feathers. - *Oecologia* 109:142-148.
- Hobson, K.A. 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: A review. *Oecologia*, 120: 314-326.
- Hobson, K.A. 2005. Stable isotopes and the determination of avian migratory connectivity and seasonal interactions. *Auk*, 122: 1037-1048.
- Hoffmann, A.A., Parsons, P.A. 1997. Extreme environmental change and evolution. Cambridge University Press, Cambridge, U. K.
- Hoogland, J.L., Sherman, P.W. 1976. Advantages and Disadvantages of Bank Swallow (*Riparia riparia*) Coloniality. *Ecological Monographs*, 46: 33-58.
- Horváth, R., Szép, T. 1998. A magyarországi vízirigók állománycsökkenése. *Ornis Hungarica* ,8 Suppl.: 9-16.
- James, F.C., McCulloch, E., Wiedenfeld, D.A. 1996. New approaches to the analysis of population trends in land birds. *Ecology*, 77: 13-27.
- Jenni, L., Winkler, R. 1994. Moults and ageing of European Passerines. Academic Press, London. UK.
- Jennions, M. D., A. P. Møller, and M. Petrie. 2000. The relationship between sexual attractiveness and survivorship: A meta-analysis. *Quarterly Review of Biology* (in press).
- Johnson, L.S., Albrecht, D.J. 1993. Effects of haematophagous ectoparasites on nestling house wrens: who pays the cost of parasitism. *Oikos*, 66: 255-262.
- Jones, G. 1987. Selection against large size in the sand martin (*Riparia riparia*) during a dramatic population crash. *Ibis*, 129: 274-280.
- Kanyamibwa S., Schierer A., Pradel R., Lebreton J.-D. 1990. Changes in adult annual survival rates in a western European population of the White Stork (*Ciconia ciconia*). *Ibis*, 132: 27-35.
- Keith, S., Urban, E., H. Fry, H. (eds). 1992. The birds of Africa. Volume 4. Academic Press, London, U. K.
- Kelsall, J. P., Burton, R. 1979. Some problems in identification of origins of lesser snow geese by chemical profiles. *Can. J. Zool.*, 57: 2292-2302.
- Kenyeres, A., Wetstein, W., Szép, T. 2000. Haris egyedek felismerése hangelemzés

- alapján. *Ornis Hungarica*, 10: 65-70.
- Klein, J. 1990. *Immunology*. Oxford University Press, Oxford.
- Konecny, M. 2004. *EU Enlargement and Agriculture: Risks and Opportunities*. Friends of the Earth Europe, Brussels.
- König, C., Schmid-Hempel, P. 1995. Foraging activity and immunocompetence in workers of the bumblebee, *Bombus terrestris* L. *Proc R Soc Lond, B* 260: 225-227.
- Krebs, J.R., Davies, N.B. 1987. *An Introduction to Behavioural Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., Siriwardena, G.M. 1999. The second silent spring? *Nature*, 400: 611–612.
- Krištofík J., Šustek, Z., Gajdoš, P. 1994 Arthropods in nests of the Sand Martin (*Riparia riparia* Linnaeus, 1758) in South Slovakia. *Biológia, Bratislava*, 49: 683-690.
- Kuhnen, K. 1978. Zur Methodik der Erfassung von Uferschwalben (*Riparia riparia*) - Populationen. *Vogelwelt*, 99: 161-176.
- Lack, D. 1954. *The natural regulation of animal numbers*. Oxford University Press, Oxford.
- Lack, D. 1968. *Ecological adaptations for breeding in birds*. Methuen, London.
- Lebreton J.-D., Burnham K.P., Clobert J., Anderson, D.R. 1992. Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs*, 62: 67-118.
- Lehmann, T . 1993. Ectoparasites: Direct impact on host fitness. *Parasitol. Today*, 9: 8-13.
- Lindén, M., Møller, A.P. 1989. Clutch size, cost of reproduction, and covariation of life history traits in birds. *Trends Ecol Evol*, 4: 367-371.
- Lovászi, P. 1998. A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) helyzete Magyarországon az 1941-1994 közötti országos állományfelmérések eredményeinek tükrében. *Ornis Hungarica*, 8 (Suppl. 1): 1-8.
- Loye, J.E., Zuk, M. (eds) 1991. *Bird-Parasite Interactions*. Oxford University Press, New York.

- Ludwig, J.A., Reynolds, J.F. 1988. *Statistical ecology: A primer on methods and computing*. Wiley & Sons, New York, USA.
- Lynch, M., Lande, R. 1993 Evolution and extinction in response to environmental change. Pages 234-250 in P. M. Kareiva, J. G. Kingsolver, and R. B. Huey (eds). *Biotic interactions and global change*. Sinauer, Sunderland, Mass.
- Marchant, J., Forest, C., Greenwood, J.J.D. 1997. A review of large-scale generic population monitoring schemes in Europe. *Bird Census News*, 10: 42-79.
- Marchant, J.H. 1992. Recent trends in breeding populations of some common trans-Saharan migrant birds in northern Europe. *Ibis*, 134 (Supplement 1):113-119.
- Marián, M. 1968. Uferschwalbenkolonien (*Riparia riparia* L.) bei den Mittel- und Unterlaufen der Tisza I. Die Uferschwalben des Theisstales. *Tiscia*, 4: 127-139
- Marra, P.P., Hobson, K.A., Holmes, R.T. 1998. Linking winter and summer events in a migratory bird by using stable-carbon isotopes. *Science*, 282: 1884-1886.
- Marra, P.P., Holmes, R.T. 2001. Consequences of dominance-mediated habitat segregation in American Redstarts during the nonbreeding season. *Auk*, 107: 96-106.
- Martin, T.E. 1987. Food as a limit on breeding birds: A life-history perspective. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 18: 453-487.
- Maurer, B.A. 1994. *Geographical population analysis tools for the analysis of biodiversity*. Blackwell Scientific, Oxford.
- Mead, C., Szép, T. 1997. Sand Martin. In: Hagemeyer, W.J.M. and Blair, M., J. (szerk.) *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. London, 1997, T & A D Poyser, pp 74-75.
- Meharg, A.A., Osborn, D., Pain, D.J., Sánchez, A., Navesco, M.A. 1999. Contamination of Doñana food-chains after the Aznalcóllar mine disaster. *Environmental Pollution*, 105: 387-390.
- Merino, S., Potti, J. 1995. Mites and blowflies decrease growth and survival in nestling pied flycatchers. *Oikos*, 73: 95-103.
- Mizutani, H., Fukuda, M., Wada, E. 1990. Carbon isotope ratio of feathers reveals feeding behaviour of cormorants. *Auk*, 107: 400-437.

- Mock, D.W., Parker, G.A. 1997. The evolution of sibling rivalry. Oxford University Press, Oxford.
- Mokwa, T. 2005. Report of the Gdańsk Ringing Scheme 2003–2004. EURING GENERAL ASSEMBLY – Strasbourg, France.
- Møller, A.P. 1984. Geographical variation in breeding parameters of two hirundines. *Ornis Scandinavica*, 15: 43-54.
- Møller, A.P. 1989. Population dynamics of a declining swallow *Hirundo rustica* L. population. *Journal of Animal Ecology*, 58: 1051-1063.
- Møller, A.P. 1989. Viability costs of male tail ornaments in a swallow. *Nature*, 339: 132-135.
- Møller, A.P. 1990. Effects of an hematophagous mite on the barn swallow (*Hirundo rustica*): A test of the Hamilton and Zuk hypothesis. *Evolution*, 44: 771-784.
- Møller, A.P. 1990. Effects of parasitism by a haematophagous mite on reproduction in the barn swallow. *Ecology*, 71: 2345-2357.
- Møller, A.P. 1991 Parasites, sexual ornaments and mate choice in the barn swallow *Hirundo rustica*. In *Bird-parasite interactions* (ed. J. E. Loye & M. Zuk) pp. 328-348. Oxford: Oxford University Press.
- Møller, A.P. 1991. Sexual selection in the monogamous barn swallow (*Hirundo rustica*). I. Determinants of tail ornament size. *Evolution*, 45: 1823-1836.
- Møller, A.P. 1991. Viability is positively related to degree of ornamentation in male swallows. *Proceedings of the Royal Society of London, B* 243: 145-148.
- Møller, A.P. 1994. Phenotype-dependent arrival time and its consequences in a migratory bird. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 35: 115-122.
- Møller, A.P. 1994. *Sexual selection and the Barn Swallow*. Oxford University Press, Oxford, U. K.
- Møller, A.P. 1994. Sexual selection in the barn swallow (*Hirundo rustica*). Patterns of fluctuating asymmetry and selection against asymmetry. *Evolution*, 48: 658-670.
- Møller, A.P. 1997. Parasitism and the evolution of host life history. In DH Clayton, J Moore (eds) *Host-parasite evolution: General principles and avian models*. Oxford University Press, Oxford, 105-127

- Møller, A.P., Erritzøe, J. 1996. Parasite virulence and host immune defense: host immune response is related to nest reuse in birds. *Evolution*, 50: 2066-2072.
- Møller, A.P., Fiedler, W., Berthold, P. 2004. Birds and climate change. *Advances in Ecological Research* 35. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Møller, A.P., Martín-Vivaldi, M., Soler, J.J. 2004. Parasitism, host immune defence and dispersal. *Journal of Evolutionary Biology*, 17: 603-612.
- Møller, A.P., Mousseau, T. A., Milinevsky, G., Peklo, A., Pysanets, E., Szép, T. 2005. Condition, reproduction and survival of barn swallows from Chernobyl. *Journal of Animal Ecology*, 74: 1102-1111.
- Møller, A.P., Surai, P.F., Mousseau, T.A. 2004. Antioxidants, radiation and mutation in barn swallows from Chernobyl. *Proceedings of the Royal Society of London B*, in press.
- Møller, A.P., Szép, T. 2002. Survival rate of adult barn swallows *Hirundo rustica* in relation to sexual selection and reproduction. *Ecology*, 83: 2220-2228.
- Møller, A.P., Szép, T. 2005. Rapid evolutionary change in a secondary sexual character linked to climatic change. *Journal of Evolutionary Biology*, 18: 481-495.
- Monaghan, P., Haussmann, M.F. 2006. Do telomere dynamics link lifestyle and lifespan? *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 47-53.
- Moreau, R.E. 1972. The Palaearctic-African bird migration systems. Academic Press, London.
- Moss, R., Oswald, J., Baines, D. 2001. Climate change and breeding success: decline of the capercaillie in Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 70: 47-61.
- Nagy, Sz. 1998. Fontos madárélőhelyek Magyarországon. MME, Budapest
Nature, 357: 238-240.
- Newton, I. 1989. Lifetime reproduction in birds. Academic Press, London.
- Newton, I. 1998. Population Limitation in Birds. Academic Press, London.
- Nichols, J.D., Williams, B.K. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 668-673.
- Norusis, M. J. 1988. SPSS/PC+ Advanced statistics V2.0. Chicago: SPSS Inc.
- Nuttall, R. 2003. The Bloemfontein Swallow Project: 2001–2003. *Afring News*, 32:

12–15.

- Oatley, T.B. 2000. Migrant European Swallows (*Hirundo rustica*) in southern Africa: a southern perspective. *Ostrich*, 71: 205-209.
- Osborne, P. E., Alonso, J.C., Bryant, R.G. 2001. Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology*, 38: 458–471.
- Pannekoek, J., Strien, A.V. 2001. TRIM 3 Manual. Trend and Indices for Monitoring data. Research paper no. 0102. Statistics Netherlands, Voorburg.
- Pap, P.L., Szép, T., Tökölyi, J., Piper, S. 2006. Habitat preference, escape behavior and cues used by feather mites to avoid molting wing feathers. *Behavioral Ecology*, 17: 277-284.
- Pap, P.L., Tökölyi, J., Szép, T. 2005. Frequency and consequences of feather holes in Barn Swallows *Hirundo rustica*. *Ibis*, 147: 169-175.
- Pap, P.L., Tökölyi, J., Szép, T. 2005. Host–symbiont relationship and abundance of feather mites in relation to age and body condition of the barn swallow (*Hirundo rustica*): an experimental study. *Canadian Journal of Zoology*, 83: 1059-1066.
- Parrish, J.R., Rogers, D.T., Ward, F.P. 1983. Identification of natal locales of peregrine falcon (*Falco peregrinus*) by trace-element analysis of feathers. *Auk*, 100: 560-567.
- Paruelo, J. M., Epstein, H.E., Lauenroth, W.K., Burke, I.C. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the United States. *Ecology*, 78: 953-958.
- Pauliny, P., Wagner, R.H., Augustin, J., Szép, T., Blomqvist, D. 2006. Age-independent telomere length predicts fitness in two bird species. *Molecular Ecology*, 15: 1681-1687.
- Peach W.J., Baillie S.R., Underhill L. 1991. Survival of British Sedge Warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) in relation to west African rainfall. *Ibis*, 133: 300-305.
- Pereira, H.M., Cooper, H.D. 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 123-129.

- Persson, C. 1987a. Sand martin (*Riparia riparia*) populations in south-west Scania, Sweden, 1964 to 1984. *J. Zool., Lond. (B)* 1: 619-637.
- Petersen, A.J. 1955. The breeding cycle of the Bank Swallow. *Wilson Bulletin*, 67: 235-286.
- Petrie M, Kempenaers B 1998. Extra-pair paternity in birds: explaining variation between species and populations. *Trends Ecol Evol* 13:52–58.
- Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C.J., Stenseth, N.C. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 503-510.
- Pinilla J., Frías O., Moreno-Opo, R., Gómez-Manzanera, A., Hernández-Carrasquilla, F. 2003. Informe De Actividades De La Central De Anillamiento De Aves “Icona”. AÑO 2002. SEO/BirdLife, Madrid.
- Prince S.D., Justice, C.O. (eds.) 1991. Coarse resolution remote sensing of the Sahelian environment. *International Journal of Remote Sensing*, 12: 1133-1421.
- Réale, D., McAdam, A.G., Boutin, S., Berteaux, D. 2003. Genetic and plastic responses of a northern mammal to climate change. *Proceedings of the Royal Society of London, B* 270: 591-596.
- Robbins, C.S., Sauer, J.R., Greenberg, R.S., Droege, S. 1989. Population declines in North American birds that migrate to the Neotropics. *Proceedings of the National Academy of Science of the USA*, 86: 7658-7662.
- Robbins, J., Adams, W. 1989. Radiation effects in the Marshall Islands. In: S. Nagasaki (ed) *Radiation and the thyroid*. Kluwer, Amsterdam, pp. 11-24.
- Roggeman, W., Vangeluwe, D. 2005. Belgian Ringing Scheme (BLB) Report at the EURING General Assembly Strasbourg.
- Roitt, I., Brostoff, J., Male, D. 1996. *Immunology*. Fourth edition. Mosby, London.
- Ros, A.F.H., Groothuis, T.G.G., Apanius, V. 1997. The relation among gonadal steroids, immunocompetence, body mass, and behavior in young black-headed gulls (*Larus ridibundus*). *Am Nat*, 150: 201-219.
- Rózsa, L. 2005. *Élősködés az állati és emberi fejlődés motorja*. Medicina, Budapest.
- Rubinstein, D.R., Hobson, K.A. 2004. From birds to butterflies: animal movement

- patterns and stable isotopes. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 256-263.
- Saether, B.E., Sutherland, W.J., Engen, S. 2004. Climate influence on avia population dynamics. (eds: Møller, A.P., Fielder, W., and Berthold, P.) *Birds and Climate Change, Advances Ecol. Res.*, 35: 185-209.
- Sæther, B.-E., Tufto, J., Engen, S., Jerstad, K., Røstad, O.W., Skåtan, J.E. 2000. Population dynamical consequences of climate change for a small temperate songbird. *Science*, 287: 854-856.
- Saino, N., Calza, S., Møller, A.P. 1997. Effects of a dipteran ectoparasite on immune response and growth trade-offs in barn swallow (*Hirundo rustica*) nestlings. *Oikos*, 81: 217-228.
- Saino, N., Calza, S., Møller, A.P. 1997. Immunocompetence of nestling barn swallows (*Hirundo rustica*) in relation to brood size and parental effort. *J Anim Ecol*, 66: 827-836.
- Saino, N., Calza, S., Møller, A.P. 1998. Effects of a dipteran ectoparasite on immune response and growth trade-offs in barn swallow, *Hirundo rustica*, nestlings. *Oikos*, 81: 217-228.
- Saino, N., Møller, A.P. 1996 Sexual ornamentation and immunocompetence in the barn swallow. *Behavioral Ecology*, 7: 227-232.
- Saino, N., Romano, M., Ambrosini, R., Ferrari, R.P., Møller, A.P. 2004. Timing of reproduction and egg quality covary with temperature in the insectivorous Barn Swallow (*Hirundo rustica*). *Functional Ecology* (in press).
- Saino, N., Szép, T., Ambrosini, R., Romano, M., Møller, A.P. 2004. Ecological conditions during winter affect sexual selection and breeding in a migratory bird. *Proceedings of the Royal Society of London, B* 271: 681-686.
- Saino, N., Szép, T., Romano, M., Rubolini, D., Spina, F., Møller, A. P. 2004. Ecological conditions during winter predict arrival date at the breeding quarters in a trans-Saharan migratory bird. *Ecology Letters*, 7: 21-25.
- Saurola, P. 2001. The EURING Swallow Project in Finland Years 1999 - 2000 *EURING Newsletter*, 3.
- Schmidt, E. 1998. Jégmadár. in (Haraszthy, L. szerk.). *Magyarország madarai*. Mezőgazda, Budapest

- Schmidt, H., Karnieli, A. 2000. Analysis of the temporal and spatial vegetation patterns in a semi-arid environment observed by NOAA AVHRR imagery and spectral ground measurements. *Int. J. Rem. Sens.*, 23: 3971-3990.
- Sharma, S.C., Bharia, B.B., Pachuri, S.P. 1984. Blood, cellular and biochemical studies in chicken experimentally infected with *Toxora canis*. *Ind J Parasitol*, 8: 159-163.
- Shestopalov, V.M. 1996. Atlas of Chernobyl exclusion zone. Ukrainian Academy of Science, Kiev.
- Sieber, O. 1980. Kausale und funktionelle Aspekte der Verteilung von Uferschwalbenbruten. *Z. Tierpsychol.*, 52: 19-56.
- Sillett, T.S., Holmes, R.T. 2002. Variation in survivorship of a migratory songbird throughout its annual cycle. *Journal of Animal Ecology*, 71: 296-308.
- Sillett, T.S., Holmes, R.T., Sherry, T.W. 2000 Impacts of global climate cycle on population dynamics of a migratory songbird. *Science*, 228: 2040-2041.
- Siriwardena, G.M., Baillie, S.R., Buckland, S.T., Fewster, R.M., Marchant, J.H., Wilson, J.D. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35: 24-43.
- Skalski, J.R., Hoffmann, A., Smith, S.C. 1993. Testing the significance of individual- and cohort-level covariates in animal survival studies. Pages 9-28 in J.-D. Lebreton, and P. M. North (eds) *Marked individuals in the study of bird population*. Birkhäuser Verlag, Basle, Switzerland.
- Smith, B., Clegg, S.M., Kimura, M., Ruegg, K.C., Milá, B., Lovette, I. J. 2005. Molecular genetic approaches to linking breeding and overwintering areas in five neotropical migrant passerines. *Birds of two worlds* (eds R. Greenberg & P. Marra), pp. 222-234. Johns Hopkins Press, Washington, D.C.
- Spellerberg, I.F. 1991. *Monitoring ecological change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Spencer, S.J. 1962. A study of the physical characteristics of nesting sites used by Bank Swallows. *Diss. Abstr.*, 23: 4034-4035.
- Spina F. 1998. *The Euring Swallow Project: Results from the First Pilot Year*.

- EURING Newsletter, 2.
- Spina F. 2001. Euring Swallow Project third Newsletter Years 1999 – 2000.
EURING Newsletter, 3.
- Standovár, T. 2006. Biológiai megfontolások az erdei életközösségek hatékony védelméhez. Magyar Tudomány, : 656-662.
- Stevenson, I.R., Bryant, D.M. 2000 Climate change and constraints on breeding. Nature, 406: 366-367.
- Sutherland, W.J., Newton, I., Green, R.E. (eds) 2004. Bird Ecology and Conservation. Oxford University Press, New York.
- Svensson, S. 1986. Number of pairs, timing of egg-laying and clutch size in a subalpine Sand Martin *Riparia riparia* colony, 1968-1985. Ornis Scandinavica, 17: 221-229.
- Szállassy, N., Bárdosi, E., Szabó, D.Z., Szép, T., Dévai, Gy. 2003. Fluctuating asymmetry, survival and mating success in male *Libellula fulva* (Anisoptera: Libellulidae). Odonatologica, 32: 143-151.
- Szép, T. 1990. Estimation of abundance and survival rate from capture - recapture data of Sand Martin (*Riparia riparia*) ringing. The Ring, 13: 204-214.
- Szép, T. 1991. A Tisza magyarországi szakaszán fészkelő partifecske (*Riparia riparia* (L.), 1758) állomány eloszlása és egyedszáma. Aquila, 98: 111-124.
- Szép, T. 1991. Partifecske (*Riparia riparia*) populáció egyedszámának és túlélési valószínűségének monitoringja a Felső-Tiszán. Ornis Hungarica, 1: 37-44.
- Szép, T. 1993. Partifecske (*Riparia riparia* (L.), 1758) telepes fészkelése, kérdések és lehetőségek. Kandidátusi disszertáció
- Szép, T. 1995. Relationship between West African rainfall and the survival of the Central European adult sand martin (*Riparia riparia*) population. Ibis, 137: 162-168.
- Szép, T. 1995. Survival rates of Hungarian sand martins and their relationship with Sahel rainfall. Journal of Applied Statistics, 22: 891-904.
- Szép, T. 1997. Natural values and condition for the sustainable development along the Upper Tisza. In: Proceedings of the 2nd International Regional Conference on Environmental and Economical Development, Nyíregyháza,

- 1997, pp 37-41.
- Szép, T. 1998. The role of the different interests in colony formation of Sand Martin (*Riparia riparia*). *Ostrich*, 69: 268.
- Szép, T. 1999. Effects of age- and sex-biased dispersal on the estimation of survival rates of the Sand Martin (*Riparia riparia*) population in Hungary. *Bird Study*, 46: S169-177.
- Szép, T. 1999. Monitoring of the sand martin (*Riparia riparia*), chances of forecasting a severe population decline. *Vogelwelt*, 120: 349-353.
- Szép, T. 2000. A madármonitorizás új módszerei és lehetőségei. *Ornis Hungarica*, 10: 1-16.
- Szép, T., Barta, Z., Tóth, Z., Sóvári, Zs. 1995. Use of an electronic balance with bank swallow nests: a new field technique. *Journal of Field Ornithology*, 66: 1-11.
- Szép, T., Gibbons, D. W. 2000. Monitoring of common breeding birds in Hungary using a randomised sampling design. *The Ring*, 22: 45-55.
- Szép, T., Gibbons, D.W. 1999. Monitoring of common breeding birds (MMM) in Hungary using a randomised sampling design, EBCC pilot project. *Bird Census News*, 12: 38-51.
- Szép, T., Halmos, G., Nagy, K. 2006. Madarak monitorozása - lehetőség a természeti állapotot befolyásoló regionális, országos és globális hatások nyomon követésére. *Magyar Tudomány*, 176: 675-679.
- Szép, T., Hobson, K. A., Vallner, J., Piper, S. E., Kovács, B., Szabó, D. Z. and Møller, A. P. (beküldve) Comparison of trace element and stable isotope approaches to the study of migratory connectivity: an example using two hirundine species breeding in Europe and wintering in Africa.
- Szép, T., Møller A.P., Vallner J., Kovács B., Norman D. 2003. Use of trace elements in feathers of sand martin *Riparia riparia* for identifying moulting areas. *J. Avian Biol.*, 34: 307-320.
- Szép, T., Møller, A. P. 2000. Exposure to ectoparasites increases within-brood variability in size and body mass in the sand martin. *Oecologia*, 125: 201-207.
- Szép, T., Møller, A.P. 1999. Cost of parasitism and host immune defence in the sand

- martin *Riparia riparia*: A role for parent-offspring conflict? *Oecologia*, 119: 9-15.
- Szép, T., Møller, A.P. 2005. Environmental conditions on migration and the winter quarters and survival of migratory birds. In: Greenberg, R. and Marra, P. (szerk.) *Birds of Two World*. Johns Hopkins Press, Washington, pp 390-400.
- Szép, T., Møller, A.P., Piper, S. E., Nuttall, R., Szabó, D.Z., Pap, P.L. 2006. Searching for potential wintering and migration areas of a Danish Barn Swallow population in South Africa by using an NDVI and a survival method. *Journal of Ornithology*, 147: 245-253.
- Szép, T., Møller, A.P., Piper, S., Nuttall, R., Szabó, D.Z., Pap, P.L. 2007. Migratory connectivity in barn swallows and other hirundines. *Journal of Ornithology*, 148: 257-260.
- Szép, T., Nagy, K. 2001. Magyarországi UTM kvadrátok térinformatikai adatbázisa a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesületnél. *Természetvédelmi Közlemények*, 9: 31-37.
- Szép, T., Nagy, K. 2002. Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2000. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest p 40.
- Szép, T., Nagy, K. 2006. Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005 adatai alapján. *Természetvédelmi Közlemények*, 12: 5–16.
- Szép, T., Nagy, K., Nagy, Zs. (előkészületben) Madarak és élőhelyeik állapota Magyarországon, az MMM 1999-2006 eredményei alapján.
- Szép, T., Nagy, Zs., Szabó, D.Z., Vallner, J. 2002. 2000 évi szennyezések hatása a Tisza mentén fészkelő madarakra. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica*, 11/2: 165-186.
- Szép, T., Szabó, D. Z., Vallner, J., Møller, A.P. (beküldve) Spatial sub-division of breeding populations of a passerine bird due to migratory connectivity.
- Szép, T., Szabó, D.Z., Vallner, J. 2003. Integrated population monitoring of sand martin *Riparia riparia* – an opportunity to monitor the effects of Environmental disasters along the river Tisza. *Ornis Hungarica*, 12-13: 169-182.

- Szép, T., Waliczky, Z. 1993. Ritka és telepesen fészkelő madarak monitoring programja. MME, Budapest.
- Szűcs, I., Rausz, A. (szerk.) 2007. A fenntartható fejlődés indikátorai Magyarországon. KSH, Budapest.
- Terborgh, J.W. 1989. *Where Have All the Birds Gone?* Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Thomas, J.A., Telfer, M.G., Roy, D.B., Preston, C.D., Greenwood, J.J.D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R.T., Lawton, J.H. 2004. Comparative losses of British butterflies, birds and plants and the global extinction crisis. *Science*, 303: 1879–1881.
- Toivanen, P., Toivanen, A. 1987. *Avian immunology*. CRC Press, Boca Raton.
- Trivers, R.L. 1974. Parent-offspring conflict. *Am Zool*, 14: 249-264.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 857-878.
- Tucker, C. J., Dregne, H.E., Newcomb, W.W. 1991. Expansion and contraction of the Sahara Desert between 1980 and 1990. *Science*, 253:299-301.
- Tucker, G.M., Evans, M.I. 1997. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. BirdLife International, Cambridge.
- Turner, A. 2004. Sand Martin. *Handbook of the Birds of the World. Vol 9. Cotingas to Pipits and Waiptails*. (in) Del Hoyo J, Elliott A, Christie D (eds). Lynx Edicions, Barcelona.
- Turner, A., Rose, C.R. 1989. *Swallows & Martins*. Houghton Mifflin Co., Boston.
- Vallner, J., Posta, J., Prokish, J., Braun, M., Szép, T., Kiss, F. 2000. Metals and selenium in sand martin's plumage. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 65: 604-610.
- Vallner, J., Posta, J., Szép, T., Braun, M., Balogh, Á., Kiss, F. 1999. Sample preparation and determination of the element content from low-weight feather samples. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 70: 297-304.
- Vallner, J., Posta, J., Szép, T., Braun, M., Balogh, Á., Kiss, F. 1998. Kistömegű tollminták előkészítése és elemanalitikai vizsgálata ICP-AES módszerrel.

- Magyar Kémiai Folyóirat ,104: 298-302.
- van den Brink, B. 2003. Report of European Swallow *Hirundo rustica* ringing in Botswana in 2003. *Afring News*, 32: 51–53.
- van den Brink, B., Bijlsma R.G., van der Have, T.M. 2000. European swallows (*Hirundo rustica*) in Botswana during three non-breeding seasons: the effects of rainfall on moult. *Ostrich*, 71: 198-204.
- Visser, M.E., Both, C., Lambrechts, M.M. 2004. Global Climate change leads to mistimed avian reproduction. (eds: Møller, A.P., Fielder, W., and Berthold, P.) *Birds and Climate Change, Advances Ecol. Res.*, 35: 89-110.
- Voous, K.H. 1977. List of recent Holarctic bird species. Passerines. *Ibis*, 119: 223-250.
- Wakelin, D. 1996. *Immunology to parasites*. Second edn. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wakelin, D., Apanius, V. 1997. Parasitism and the evolution of host life history. In: Clayton DH, Moore J (eds) *Host-parasite evolution. General principles and avian models* Oxford University Press, Oxford, pp 30-58
- Waliczky, Z. 1991. Beszámoló az énekesmadarak monitoring típusú állományfelmérésének első két évéről. *Aquila*, 98: 163-168.
- Wallin, D.O., Elliott C.C.H., Shugart H .H., Tucker C.J., Wilhelmi F. 1992. Satellite remote sensing of breeding habitat for an African weaver-bird. *Landscape Ecology*, 7: 87-99.
- Walther, G.R., Post, E., Convey, A., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389-395.
- Ward, P., Zahavi, A. 1973. The importance of certain assemblages of birds as 'information centres' for food-finding. *Ibis*, 115: 517-534.
- Wassenaar, L.I., Hobson K.A. 2003. Comparative equilibration and online technique for determination of non-exchangeable hydrogen of keratins for use in animal migration studies. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 39:1-7.
- Webster, M.S., Marra, P.P., Haig, S.M., Bensch S., Holmes, R.T. 2002. Links between worlds: unraveling migratory connectivity. *Trends in Ecology and*

- Evolution, 17: 76-83.
- Wernham, C., Toms, M., Marchant, J., Clark, J.A., Siriwardena, G., Baillie, S. 2002. The migration atlas: Movements of the birds of Britain and Ireland. Academic Press, London, UK.
- Wettstein, W., Szép, T. 2003. Status of the Corncrake *Crex crex* as an indicator of biodiversity in eastern Hungary. *Ornis Hungarica*, 12-13: 143-149.
- Wettstein, W., Szép, T., Kéry, M. 2001. Habitat selection of Corncrakes (*Crex crex* L.) in Szatmár-Bereg (Hungary) and implications for further monitoring. *Ornis Hungarica*, 11: 9-18.
- White, G.C., Burnham, K.P. 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46: S120-139.
- Winkel, W., Hudde, H. 1997. Long-term trends in reproductive traits of tits (*Parus major*, *P. caeruleus*) and pied flycatchers *Ficedula hypoleuca*. *Journal of Avian Biology*, 28: 187-190.
- Zolotov, P.E., Buker, V.P. 1976. Life cycle of *Ixodes lividus* Koch under the conditions in Leningrad Province. *Parazitologiya*, 10: 376-378.

8. Köszönetnyilvánítás

Kutatómunkám 1996-2007 közötti időszakában, a Tiszán folyó intenzív terepi vizsgálatok lebonyolításában Nagy Zsolt, Habarics Béla, Nagy Károly, Domina Norbert, Füzesi Tamás, Tóth Miklós, Szomolya Ágnes, Walter Wettstein, Kormány István, Pelencei Ákos, Hajnal László, Icsó Diána, Nagy Viktória, Csányi Károly és számos MME önkéntes, főiskolai hallgató nagyon fontos közreműködéséért kell köszönetet mondanom. Az adatok számítógépes feldolgozásában és a labormunkák végzésében való jelentős közreműködésért Nagyné Uhrin Henriettának, Nagy Mariannak és Molnár Editnek tartozom köszönettel. A partifecske és füstű fecske kutatási program kialakításában, végzésében nyújtott közreműködésért, tanácsokért hálás köszönettel tartozom Anders Pape Møller professzornak, Nicola Sainonak, Richard Wagnernek, Donald Blomqvistnak, Angela Pauliny-nek, Jacob Augustinnak és Herbert Hoinak, valamint Pap Péter László és Szabó D. Zoltán PhD hallgatóimnak, akik aktív terepi vizsgálatokat végeztek 1999-2003 során. A tollak kémia és stabil izotópos vizsgálataiban Vallner Judittal, Kovács Bélával és Keith Hobsonnal működtem együtt és hálával tartozom segítségüknek. A Dél-Afrikában végzett vizsgálatok során Steven Piper és Les Underhill professzorokkal dolgoztuk ki és végeztük a terepi vizsgálatokat, hálával tartozom az ottani kutató munkát segítő Andy Pipernek, Rick Nuttallnak és számos dél-afrikai gyűrűzőnek. Köszönettel tartozom Miló Mihálynak a munkámat bemutató film készítéséért és a Kenyában végzett terepi munka elősegítéséért. Az MMM munka kialakításában, elemzésében David Gibbons, Richar Gregory, Ward Hagemeier, Frank Saris, Báldi András, Erdős Sarolta, Halmos Gergő, valamint az MME Monitoring Központ munkatársai működtek közre. Nagy hálával tartozom családomnak a kutatómunkám miatti gyakori távolléteimből adódó nehézségek elviseléséért. Köszönettel tartozom Kiss Ferenc intézetvezetőmnek a türelemért és együttműködésért, az MME Nyíregyházi Helyi Csoportjának a szükséges terepi infrastruktúra biztosításáért. A kutatómunkát az OTKA F17709, T29853, T042879, K69068, ESF G209, TÉT DAK-13/01, Nyíregyházi Főiskola Tudományos Bizottsága pályázatai támogatták.