

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi Kar



**Madárfajok és közösségek állományváltozásai az
Aggteleki Nemzeti Park területén**

Doktori (PhD) értekezés

Horváth Róbert

Debreceni Egyetem
Debrecen, 2003

1. Bevezetés	1. oldal
2. Problémafelvetés és célkitűzések	4. oldal
2.1. Problémafelvetés	4. oldal
2.2. Célkitűzések	4. oldal
2.2.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	4. oldal
2.2.2. A vízirigó magyarországi állományváltozásának folyamata és természetvédelmi kérdései – különös tekintettel az Aggteleki-karsztra	6. oldal
2.2.3. A tövisszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	7. oldal
3. Irodalmi áttekintés	8. oldal
3.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	8. oldal
3.2. A vízirigó magyarországi állományváltozásának folyamata és természetvédelmi kérdései – különös tekintettel az Aggteleki-karsztra	9. oldal
3.3. A tövisszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	9. oldal
4. Anyag és módszer	11. oldal
4.1. A mintavétel kivitelezése	11. oldal
4.1.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	11. oldal
4.1.1.1. A fészkelő énekesmadár-állomány felmérése	11. oldal
4.1.1.2. A territórium-térképezés adatainak vizsgálata	15. oldal
4.1.1.2.1. Közösségek szintjén	15. oldal
4.1.1.2.2. Fajok, fajcsoportok szintjén	15. oldal
4.1.2. Az Északi-középhegység vízirigó állományának vizsgálata és természetvédelmi kérdései	16. oldal
4.1.2.1. Az alfaji kérdés és a nemek elkülönítése	16. oldal
4.1.2.2. Állománynagyság, populációdinamika	16. oldal
4.1.2.3. A gyűrűzések és visszafogások adatai	17. oldal
4.1.2.4. A fészkelések, fészkaljak adatai	17. oldal
4.1.2.5. A túlélési adatok	18. oldal
4.1.2.6. Táplálkozás, táplálék-összetétel	18. oldal
4.1.3. A tövisszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	19. oldal
4.1.3.1. Állománynagyság, populációdinamika	19. oldal
4.1.3.2. Élőhelyválasztás	19. oldal
4.1.3.3. A költések sikeressége	20. oldal
4.2. Adatfeldolgozás	21. oldal
4.2.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	21. oldal
4.2.1.1. A fészkelő énekesmadár-állomány felmérések analízise	21. oldal
4.2.1.2. A territórium-térképezés adatainak analízise	21. oldal
4.2.1.2.1. Közösségek szintjén	21. oldal
4.2.1.2.2. Fajok, fajcsoportok szintjén	22. oldal
4.2.2. Az Északi-középhegység vízirigó állományának vizsgálata és természetvédelmi kérdései	22. oldal
4.2.2.1. Az alfaji kérdés és a nemek elkülönítése	22. oldal
4.2.2.2. Állománynagyság, populációdinamika	22. oldal

4.2.2.3. A gyűrűzések és visszafogások adatai	23. oldal
4.2.2.4. A fészkelések, fészkaljak adatai	23. oldal
4.2.2.5. A túlélési adatok	23. oldal
4.2.3. A tövisszűrő gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	28. oldal
4.2.3.1. Állománynagyság, populációdinamika	28. oldal
4.2.3.2. Élőhely-választás	28. oldal
4.2.3.3. A költések sikeressége	29. oldal
5. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	30. oldal
5.1. A fészkelő énekesmadár-állomány felmérések analízise	30. oldal
5.2. A territórium-térképezés adatainak analízise	38. oldal
5.2.1. Közösségek szintjén	38. oldal
5.2.2. Fajok, fajcsoportok szintjén	51. oldal
6. Az Északi-középhegység vízirigó állományának vizsgálata és természetvédelmi értékelése	74. oldal
6.1. Az alfaji kérdés és a nemek elkülönítése	74. oldal
6.2. Állománynagyság, populációdinamika	75. oldal
6.3. A gyűrűzések és visszafogások adatai	77. oldal
6.4. A fészkelések, fészkaljak adatai	78. oldal
6.5. A túlélési adatok	81. oldal
6.6. Táplálkozás, táplálék-összetétel	83. oldal
7. A tövisszűrő gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	88. oldal
7.1. Állománynagyság, populációdinamika	88. oldal
7.2. Élőhelyválasztás	90. oldal
7.3. A költések sikeressége	90. oldal
8. Természetvédelmi megállapítások	94. oldal
8.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	94. oldal
8.2. A vízirigó magyarországi állományváltozásának folyamata és természetvédelmi kérdései – különös tekintettel az Aggteleki-karsztra	95. oldal
8.3. A tövisszűrő gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	96. oldal
9. Összefoglalás, tudományos eredmények	98. oldal
9.1. Összefoglalás	98. oldal
9.2. Tudományos eredmények	100. oldal
9.2.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	100. oldal
9.2.2. A vízirigó magyarországi állományváltozásának folyamata és természetvédelmi kérdései – különös tekintettel az Aggteleki-karsztra	101. oldal
9.2.3. A tövisszűrő gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	102. oldal
10. Summary	104. oldal
11. Köszönetnyilvánítás	107. oldal
12. Irodalomjegyzék	108. oldal

1. Bevezetés

A XX. század második felében, az emberi tevékenység 50 esztendő alatt jelentősebb változásokat okozott és indukált Földünkön, mint azt megelőzően. A múlt század közepén az emberiség lélekszáma 2,5 milliárd volt, s 50 év elteltével ez közel háromszorosára emelkedett. A népességrobbanás következményeként a világ mezőgazdasági termelése is háromszorosára nőtt, és a világ 1 hektárra eső gabonatermelése 2,6-szeresére, hústermelése 4,4-szeresére emelkedett (Brown 2001). Ehhez a szántóterületek jelentős növelésére és a gazdálkodás intenzifikálására volt szükség. Ez erdőirtást, gyepek feltörését, vizes területek kiszáritását, és egyre növekvő vegyszerfelhasználást igényelt és serkentett. Az ipari termelés öt évtized alatt negyvenszeresére nőtt, s a világon ma több mint hétszer annyi árut állítanak elő, mint 1950-ben (Brundtland et al. 1988). Energiafogyasztásunk megkilencszereződött (Ward & Dubos 1975, Dunn 2001), s megismerkedtünk a szmog, a savas eső, az ózonlyuk, az elsivatagodás és a globális felmelegedés fogalmaival. Ipari társadalmunk vízfogyasztása 15 évente duplázódik (Vester 1982). A fosszilis tüzelőanyagok elégetéséből származó szén kibocsátása több mint négyszeresére növekedett bolygónkon (Pearce 1998, Dunn 2001), s Földünk felszínének átlaghőmérséklete is gyorsan emelkedik (1950: 14,8 °C, 1995: 15,4 °C). Mióta ilyen irányú méréseket végeznek a világban – a XIX. század közepétől -, a legmelegebb 12 évből 11 esztendő 1980 után volt (Pearce 1998). Évgűrű vizsgálatok alapján az 1990-es volt az évezred legmelegebb évtizede, és az 1998 a legmelegebb éve (Dunn 2001). Bebizonyosodott, hogy az elmúlt 50 esztendőben 0,06 °C-kal emelkedett az óceánok hőmérséklete is (Levitus et al. 2000). A trópusi erdők területe, az egykori kiterjedéséhez képest felére csökkent (1,5 milliárd hektár), s a kitermelés ütemét figyelembe véve akár 30-40 éven belül felszámolhatják azokat (Brundtland et al. 1988, Balmford & Long 1994). Az erdők évi mintegy 17 millió hektáros sebességgel fogynak (Postel 1992), ez közel kétszerese hazánk területének.

Juhász-Nagy Pál szerint minél nagyobb mértékű környezetünk átalakítása, annál több és többféle zavarást indukál. „Az élet princípiuma – organizált védekezés a túlélés érdekében a perturbációkkal szemben”. A védekezés legfőbb eszközének (Juhász-Nagy 1993), a modern biológia kulcsfogalmának tekintik (Varga 1993) a biodiverzitást.

A földi lét velejárója (az elmúlt 3-3,5 milliárd esztendőben) a fajok

kihalása, eltűnése. A valaha létezett fajok döntő többsége kipusztult, ám szinte valamennyi természetes folyamatok következtében tűnt el. Az ember csupán az elmúlt néhány évszázadban vált képessé arra, hogy környezetére oly mértékű hatást gyakoroljon, melynek következményeként állat- és növényfajokat semmisít meg. A XVII-XIX. században mintegy 75 ismert gerinces faj, főként madár és emlős tűnt el. 1900-tól további hasonló csökkenésről tudunk (Myers 1979, Reid & Miller 1989, Ehrlich & Ehrlich 1995, Smith et al. 1993, Heywood 1995). Arról azonban nincsenek pontos adatok, hogy hol, mennyi gerinctelen állatfajt veszítettünk az elmúlt száz esztendőben.

Noha a XIX-XX. században 5-6 fészkelő madárfajjal csökkent a hazai avifauna, sőt ez tájegység szinten lényegesen nagyobb is lehet (Horváth 1992/a), mindemellett az elmúlt 10-15 esztendő változásai összességében mégis inkább pozitív előjelűek Magyarországon (Keve 1960, 1984, Haraszthy 1998, Magyar et al. 1998). Kedvezőbbek, hiszen 39 faj fészkelő állománya csökkenő (9 fajé jelentősen), míg 51 faj (19 jelentős mértékben) növekvő tendenciát mutat. Ezzel ellentétben az európai ismereteink mást jeleznek. Kontinensünk viszonylatában 169 faj fészkelő állománya mutat csökkenést (közülük 9 jelentős mértékben), s csak 108 madárfaj esetében (közülük 3 nagymértékű) tapasztaltak növekedést (Tucker et al. 1994, Fuller et al. 1995, Hagemeijer et al. 1997, Heath et al. 2000).

2. Problémafelvetés és célkitűzések

2.1. Problémafelvetés

Az európai ornithológiában csak a 60-as, 70-es évektől váltak általánossá azok a fajközpontú vizsgálatok, melyek rendszerességükkel már pontos állományadatokkal szolgáltak, s a környezeti ok-okozati összefüggéseket is tanulmányozták (Balat 1964, Randik 1970, Jost 1975/c, Rae & Hardey 1979, Galbraith & Tyler 1982, Ormerod et al. 1985, Ormerod 1985/b, Peakall 1985, Kristin 1988). Magyarországon még később kezdődtek a hasonló felmérések, s az első átfogó és számszerű adatok a 90-es évek végétől váltak rendszeressé (Szép 1991, 1993, 1995/a, 1995/b, 1999, Waliczky 1991, Haraszthy & Bagyura 1993, Horváth 1993, Gyurác & Szanyi 1994, Böhm & Szinai 1998, Horváth &

Szép 1998, Magyar et al. 1998, Sterbetz 1998, Horváth et al. 1999, Varga Zs. et al. 2000, Bagyura et al. 2001). Csupán ezen hosszú távú adatok és tapasztalatok birtokában lehet a populációs trendeket felismerni, azokat az évek közötti fluktuációtól elkülöníteni (Simberloff 1988, Simmons 1996). Csak ezekkel az ismeretekkel beszélhetünk okszerű természetvédelemről, madárvédelmi beavatkozásokról, faj-megőrzési intézkedésekről (Haraszthy 1993). A vizsgálatok jelentősége kiemelkedő, hiszen már akkor szükséges észlelni, és a szükséges természetvédelmi lépéseket egy-egy faj védelme érdekében megtenni, amikor az még jelentős állománynagyságú, s csupán a populáció-változás tendenciája jelzi egyedszámának csökkenését (Magyarországon ilyen például a kékvércse, a tűzok, a haris vagy a szalakóta, Moskát et al. 1991). A legtöbb esetben, amikor már „szemmel is látható” a faj veszélyeztetettsége, állományának csökkenése (hazánkban itt említhetjük a székicsér, a császármadár, a vízirigó és néhány ragadozómadár esetét – még akkor is, ha az okok teljesen eltérőek), megmentése egyre nehezebbé és költségesebbé válik (Clark 1989, Esselink et al. 1995, Perrings 1995, U.S. Fish and Wildlife Service 1995, Haraszthy 1998). Éppen ezért nagy fontosságú a hazánkban még gyakori fajok, természetközeli állapotokat mutató élőhelyek közösségeinek vizsgálata. Természetesen a fajvédelmi programok, intézkedések az élőhelyek, közösségek védelme nélkül értelmetlenek.

A mérsékelt övi ökológiai rendszerek nem katasztrófaszerűen omlanak össze, hanem folyamatos átalakulás során, új és új sajátosságokkal és fajkészlettel rendelkező állapotok sorozatában struktúrálnak át (Mühlenberg et al. 1991). A folyamatos változások detektálását végző közösségi szintű madártani vizsgálatok több évtizedes múltra tekintenek vissza hazánkban (Udvardy 1947, Győry 1957, Schmidt 1965), s ezen kutatások természetvédelmi megközelítése sem újkeletű (Legány & Vértés 1977, Legány 1974, 1981, 1983, 1993, 1995, 2001, Juhász & Tóth 1990/b, 1992, Moskát & Fuisz 1994, 1995). Többször felmerült a denzitásmérés metodológiájának egységesítése, melynek alapját a nemzetközi elvárások adták (Blondel 1983, Marián 1983, Moskát 1985/a, 1985/b, Moskát 1986). Később néhány hazai vizsgálat is történt (Moskát 1985/c, 1985/d, Moskát & Székely 1986, Moskát et al. 1988, Moskát 1990, Gyurácz 1995) e témában, ám a territórium-térképező módszer (Pinowski & Williamson 1974, Enemar et al. 1976), főként időigényessége miatt, hazánkban és külföldön sem vált általánossá. Pedig

a természetvédelmi oltalom alatt álló közösségek állományváltozásait, átstrukturálódását csak ezzel a nagy pontosságú vizsgálat segítségével érdemes tanulmányozni.

2.2. Célkitűzések

A dolgozatban ismertetett három esettanulmány az Északi-középhegységben, különösen az Aggteleki-karszt területén végzett hosszú távú madárállomány-vizsgálatok tapasztalatait fogja össze. A témák együttesen kezelését, feldolgozásának összekapcsolását nemcsak a közös helyszín, hanem a kiemelten védett fajok, veszélyeztetett élőhelyek megőrzésének szándéka indokolta. A gyakorlati természetvédelmi intézkedések, beavatkozások megfogalmazásához, megvalósításához elengedhetetlen az alapvető (madár)állományadatok ismerete, a változások tendenciáinak felismerése, az ok-okozati összefüggések feltárása. Csak ezen információk birtokában lehet tudatos természetvédelemről „beszélni”, az államigazgatás lehetőségei tükrében, megfelelő irányban és szinten intézkedni, előírni, korlátozni.

2.2.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel

Az ismertetésre kerülő első esettanulmány vizsgálatai során az Aggteleki Nemzeti Parkban (Baross 1998), a régióra jellemző 3 erdős élőhelytípusban végeztem a fészkelő énekesmadár-állományok tanulmányozását. A közel 20 ezer hektáros kiterjedésű védett területnek 75,8%-a erdő (Horváth et al. 1997), melynek 43,8 %-a korábban még „fatermesztés” elsődleges besorolás alatt állt (Horváth et al. 1998). Ezen belül meghatározó arányokkal képviselteti magát a gyertyános-tölgyes. Kisebb kiterjedésű (2.2.1/1. táblázat) a szubmontán bükkösök területe és az aggteleki táj jellegzetessége, a karsztbokorerdő (ki kell emelni, hogy a jelzett táblázat-felosztás nem botanikai, hanem erdőgazdálkodási megközelítésű). Az említett erdőtípusokban, természetvédelmi szempontból elfogadható és engedélyezhető erdőgazdálkodási tevékenységek meghatározásához alapvetően szükséges az ott fészkelő madárvilág, különösen az énekesmadarak állományadatainak ismerete (Horváth & Bodolai 1996). Az illetékes természetvédelmi hatóság, az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, főként ezen adatok birtokában

képes megfelelő szakmai indoklással térben és időben korlátozni, szükség esetén szankcionálni az erdőgazdálkodási tevékenységeket.

2.2.1/1. táblázat

Az Aggteleki Nemzeti Park erdőtársulásainak kiterjedése, aránya – az erdészeti üzemtervek alapján

Erdőtípusok	Kiterjedése	Aránya
1. Szubmontán bükkösök (<i>Melitti - Fagetum</i>)	1.634,9 ha	11,1 %
a. Elegyetlen bükkösök	206,8 ha	1,4 %
b. Elegyes bükkösök	1.428,1 ha	9,7 %
2. Gyertyános tölgyesek (<i>Quercus petraeae - Carpinetum</i>)	10.154,5 ha	68,6 %
a. Bükk-elegyes gyertyános tölgyesek	3.106,7 ha	21,0 %
b. Gyertyános tölgyesek	4.590,3 ha	31,0 %
c. Cseres - gyertyános tölgyesek*	2.457,5 ha	16,6 %
3. Cseres tölgyesek (<i>Quercetum petraeae - cerris</i>)	619,8 ha	4,2 %
a. Cseres - kocsánytalan tölgyesek	370,8 ha	2,5 %
b. Savanyú vagy kocsányos - cseres tölgyesek	249,0 ha	1,7 %
4. Hárs - kőris sziklaerdő (<i>Tilio - Fraxinetum</i>)	126,0 ha	0,9 %
5. Mészkő - szurdokerdő (<i>Phyllitidi - Aceretum</i>)	13,1 ha	0,1 %
6. Mészkedvelő vagy melegkedvelő tölgyes (<i>Corno-Quercetum</i>)	1.602,9 ha	10,8 %
7. Sajmeggyes karsztbokorerdő (<i>Ceraso-Quercetum pubescentis</i>)	612,7 ha	4,1 %
8. Égerliget (<i>Alnetum glutinosae</i>)	30,0 ha	0,2 %
9. Fűzliget (<i>Salicetum albae - fragilis</i>)	1,7 ha	0,0(1) %
Összesen:	14.795,6 ha	100,0 %

* ez valójában a Felvidéki gyertyános-tölgyes (*Waldsteinio-Carpinetum*)

Munkám során mindehhez

- meg kívántam határozni a három jellegzetes erdei élőhelyen fészkelő domináns és szubdomináns madárfajokat, azok állományának változásait,
- jellemezni akartam az Aggteleki-karszt bükkös és gyertyános-tölgyes élőhelyeken fészkelő madárközösségeket,
- hasonlóságot ill. különbözőséget kerestem a gyertyános-tölgyes és bükkös élőhelyeken fészkelő madárközösségek között a fajösszetétel és dominancia viszonyt illetően,
- elsőként kívántam leírni és jellemezni egy karsztbokorerdő madárközösségét, az Aggteleki-karszt alsóhegyi területén, feltételezve kiemelkedő faj- és költőpár gazdagságukat,

- közösségi szinten kívántam a vizsgált erdőtípusokban kijelölni a legpontosabb számlálás időpontját, mivel a hatósági természetvédelemnek általában nincs lehetősége a teljes költési időszak vizsgálatára,
- a gyakoribb fészkelő madárfajok esetében külön-külön kívántam meghatározni a legpontosabb számlálás időpontját, feltételezve, hogy kijelölhető egy szűk időszak a pontos számlálásra,
- a leggyakoribb fészkelő madárfajok esetében, a hasonló életmódot folytató csoportoknál kívántam összevetni az állomány-változások alakulását, feltételezve az életmód (vonulás, fészkelés, táplálkozás) befolyását az állomány-nagyság alakulására.

2.2.2. A vízirigó magyarországi állományváltozásának folyamata és természetvédelmi kérdései – különös tekintettel az Aggteleki-karsztra

Magyarországon a vízirigó (*Cinclus cinclus*) fokozottan védett, és a legveszélyeztetettebb szárazföldi gerincesek közé tartozik (Báldi et al. 1995). A faj állomány-csökkenését végigtanulmányozva, munkám során

- tisztázni kívántam az Északi-középhegység fészkelő vízirigóinak alfaji kérdését, bebizonyítva a *Cinclus cinclus aquaticus* előfordulását,
- ki akartam dolgozni a vízirigók esetében egy hatékony ivarhatározási módszert, mely gyakorlatban akár terepen is alkalmazható,
- a vizsgálat idején pontosan kívántam nyomon követni a hazai fészkelő vízirigó állományának alakulását,
- információt kívántam szerezni a hazai vízirigók mobilitásának korfüggéséről, feltételezve a fiatal madarak elvándorlási hajlamát,
- adatokat kívántam gyűjteni a hazai vízirigó populáció szaporodási jellemzőiről, keresve az állománycsökkenés ok-okozati összefüggéseit,
- nemzetközi viszonylatban is összehasonlítható adatokat szándékoztam szerezni, ez alapján modellezni a hazai vízirigó populáció túlélési rátáját,
- nemzetközi tapasztalatok alapján akartam vizsgálni a hazai vízirigó-állomány táplálkozását és táplálékösszetételét, feltételezve a táplálkozási stratégia-váltását a tavaszi időszakban,

- természetvédelmi szempontból kívántam értékelni a hazai vízirigó-állományt, annak túlélési lehetőségeit, megfogalmazva a szükséges védelmi lehetőségeket, intézkedéseket.

2.2.3. A töviszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén

Az elmúlt 30 esztendőben Nyugat-Európában drasztikus létszámcsökkenést észleltek a töviszúró gébics (*Lanius collurio*) (Lefranc & Worfolk 1997, Heath et al. 2000) állományában. A kevés magyarországi tapasztalat nem jelzett hasonló tendenciát. Mindezek ellenére szükségesnek tűnt a hazai töviszúró gébicsek költési sikerességét, ennek ok-okozati és természetvédelmi összefüggéseit, folyamatát kutatni. Munkám során

- fel kívántam mérni a vizsgálati területemen fészkelő töviszúró gébics állomány méretét, alakulását,
- összefüggést kerestem a költő töviszúró gébics állományának denzitása és a mezőgazdasági művelés intenzitása között, feltételezve a gazdálkodás meghatározó befolyását a faj sikeressége kapcsán,
- vizsgáltam a fészkelő töviszúró gébics állomány denzitás-sikeresség kapcsolatát,
- kapcsolatot kerestem a fészkelő töviszúró gébics párok sikeressége és a mezőgazdasági művelés intenzitása között,
- fel kívántam tární a fészkelő töviszúró gébics párok költési sikeressége és a fészkelőhelyek (bokrok, bozótosok) struktúráinak kapcsolatrendszeré közötti összefüggéseket, feltételezve a fészkelőhelyek befolyását a faj sikerességére,
- természetvédelmi szempontból kívántam értékelni az Aggteleki-karszt fészkelő töviszúró gébics állományát, annak megőrzési lehetőségeit, megfogalmazva a szükséges védelmi lehetőségeket, intézkedéseket.

3. Irodalmi áttekintés

3.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel

Egy-egy madárközösség faji összetétele, szerkezete alkalmas az élőhelyek ökológiai minősítésére (MacArthur & MacArthur 1961, Harris et al. 1983) is. Gyakran elkövetik el azt a hibát egy terület értékelése során, hogy csupán a fajszámot, és nem a fajösszetételt figyelik, holott leginkább a fajösszetétel változásai alapján következtethetünk az aktuális hatáskompozíció sajátosságaira, a változás trendjére, a megőrizhetőség lehetőségére (Nilsson & Grelsson 1995) és a természetvédelmi megoldásokra.

Korábban jó néhány módszert dolgoztak ki a territoriális madarak, különösen a verébalkatúak számlálására (Palmgren 1930, Williams 1936, Kendeigh 1944, Enemar 1959). A madárszámlálási módszerek közül a territoriális fajok, mint például a galamb- (*Columbiformes*), a harkály- (*Piciformes*) és a verébalakúak (*Passeriformes*) esetében a territórium-térképezés adja a legpontosabb adatokat. A módszer az International Bird Census Committee döntése alapján (Pinowski & Williamson 1974) került az általánosan javasolt metodikák közé. Pontossága meghaladja a 70%-ot (Stewart et al. 1952, Snow 1965, Enemar et al. 1976, Tomiałojć et al. 1977), sőt alkalmanként elérheti a 90%-ot is.

Az esettanulmány során, az 1993 és 1997 között az Aggteleki-karszt három jellemző, alapvetően erdős élőhelytípusában (szubmontán-bükkös, gyertyános-tölgyes, karsztbokorerdő) végzett territórium-térképezéses állományfelmérés adatait dolgoztam fel. A vizsgálatok ismeretei alapján összevettem a különböző évek felméréseinek adatait, a vizsgálatok sikerességét, párhuzamba állítva más területeken, ám hasonló módon és élőhelyeken vagy összehasonlítható módszerrel végzett kutatások (Moskát 1985/c, 1985/d, 1986, 1987, 1990, Šťastný & Bejček 1985, Moskát & Székely 1986, Moskát et al. 1988, Moskát & Sasvári 1992, Waliczky 1991, 1992, Böhm 1995, Fűri 1995, Gyurácz 1995, Moskát & Fűri 1995, Török & Tóth 1996, Böhm & Szinai 1998) eredményeivel és tapasztalataival.

3.2. A vízirigó magyarországi állományváltozásának folyamata és természetvédelmi kérdései – különös tekintettel az Aggteleki-karsztra

A vízirigó (*Cinclus cinclus* L., 1758) hazánk egyik ritka és fokozottan védett énekesmadara. Rendszeresen fészkelő párjait a Bükk-hegység, a Zempléni-hegység valamint az Aggteleki-karsztvidék tiszta, bővizű, gyorsfolyású hegyi patakjainál találhatjuk meg (Horváth & Barta 1986). Alkalmanként fészkel a Börzsöny, a Mátra, a Medves, a Pilis és a Kőszegi-hegység patakjainál is (Vertse 1942, Szabolcs 1943, Győry 1959, Varga F. 1974, 1980, Moskát 1977, Bechtold 1979, Németh 1998). Magyarország középhegységei, viszonylag kis vízhozamú, kiegyenlítetlen vízjárású hegyi patakjai, természeti adottságaiknál fogva fajunk elterjedésének mindig csak a peremét jelenthették, így régebben sem regisztrálhattak sok vízirigót. Amióta azonban vizeink elszennyeződtek, vízhozamuk (a forrásfoglalások és a helytelen erdőgazdálkodás eredményeként) lepadt, gerinctelen állatviláguk átalakult, elszegényedett, madarunk élő- és fészkelőhelyeit „kibetonozták”, a párok száma lecsökkent.

Noha a vízirigó európai állományát 120 és 330 ezer közé teszik, 8 országban csökken, s csak Dániában és Észtországban emelkedik költő párjainak száma (Tyler et al. 1994, Heath et al. 2000). Mindkét országban 10 párnál kevesebb vízirigó költ!

A vízirigóval foglalkozó esettanulmány során a faj hazai állománycsökkenését, ennek okait és mechanizmusát kísértem figyelemmel 1978 és 2001 között, a természetvédelem megközelítésében. A korábbi hazai ismereteket áttekintve (Vollnhöfer 1906, Vásárhelyi 1943, 1964, Varga F. 1978, Bécsy 1975, Rékási 1985, Horváth 1988, Juhász & Tóth 1990/a, Horváth & Andrikovics 1991, Andrikovics & Horváth 1997) értékeltem a faj állomány-változását, táplálék-összetételét, kóborlási szokásait és túlélési paramétereit.

3.3. A töviszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén

A töviszúró gébics (*Lanius collurio* L., 1758) európai állományát 2,5 és 6,5 millió közöttire becsülik és Norvégia kivételével mindenütt csökkenő, esetleg stagnáló állományról tudunk. Svédországban 1970 és

1990 között felére csökkent az állomány (Heath et al. 2000). Hollandiában a XX. század elején 5-15 ezerre becsülték a fészkelő töviszúró gébics populációt, mely ma 200 körül van. Belgiumban 1950-ben még 5 ezer pár fészkel, míg mára ez a szám nem éri el az ezret. Az utolsó stabil angol állomány Hampshire régiójában volt. Itt 1960-ban még 253 párt, 1971-ben 81 párt s 1976-ban már kevesebb, mint 40 párt regisztráltak a szakemberek. 1985-ben csupán 6 párt találtak, s az utolsó fészkelő töviszúró gébics 1987-ben költött itt (Peakall 1995, Lefranc & Worfolk 1997).

A töviszúró gébics speciális útvonalat követő, ún. körvonuló madárfaj, mely vándorlást követően nagy területhűségről téve tanúbizonyságot, korábbi fészkelőhelyére érkezik vissza költetni (Lefranc & Worfolk 1997). Jellemző élő- és fészkelőhelyei a különféle bokrosok, bozótosok, erdőszélek és fasorok menti művelt vagy művelés alatt nem álló területek.

Az első jelentősebb, hazánkban megjelent, a fajt részletesen bemutató tanulmány a Kolozsvár melletti a Szénafüveken készült (Győrfi 1968), adatai ma is helytállóak. Csupán a 90-es években kezdtek el hazánkban e faj fészkelő állományát rendszeresen vizsgálni (Vizslán & Vizslánné 1992, Rozgonyi 1993, Vizslán & Belencsák 1994, Horváth et al. 1996, Farkas et al. 1997, Fuisz & Yosef 1998, Fuisz et al. 1998, Horváth et al. 1998, Fuisz & Moskát 1999, Horváth et al. 2000, Vizslán & Pingitzer 2000).

Az esettanulmány során, a töviszúró gébics állományváltozását, ennek ok-okozati összefüggéseit és mechanizmusát dolgoztam fel a kiválasztott mintaterületen 1991 és 1998 között. Vizsgáltam a madarak költésének sikerességét a faj revír- és fészkelőhely-választásának valamint a tanulmányozott időszak (május-július) csapadék-mennyiségének függvényében, kapcsolatot keresve más hazai hasonló jellegű vizsgálatok eredményeivel (Fuisz & Moskát 1999, Vizslán & Pingitzer 2000, Tóth 2000, Vizslán szóbeli közlés 2002).

4. Anyag és módszer

4.1. A mintavétel kivitelezése

4.1.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata területium-térképezéssel

4.1.1.1. A fészkelő énekesmadár-állomány felmérése

Az Aggteleki Nemzeti Park területén, a legjellemzőbb élőhelyeket reprezentáló területeken, a terepi vizsgálatokat megelőzően történt a kutatási terület elhelyezkedésének és méretének kiválasztása és kijelölése (a végigjárandó útvonal felfestése, a bokorerdős élőhelyen az útvonalak kora tavasszal történő megmetszése, járhatóvá tétele). A három mintaterületen végeztem el felvételezéseimet a klasszikus énekesmadár területium-térképezés (Pinowski & Williamson 1974, Enemar et al. 1976, Tomiałojć et al. 1977, Marchant 1983, Marián 1983, Paul & Roth 1983, Moskát 1985/b) elvárásainak megfelelően 1993 és 1997 között.

A módszer szerint a fészkelési szezon folyamán, az első költés idején (március vége és június eleje között), évente és mintaterületenként 9-9 alkalommal történt a mintavételi helyek, kijelölt nyomvonalak végigjárása (Svensson 1979, O'Connor & Marchant 1981) (4.1.1.1/1. táblázat). A tényleges bejárások pontos időpontjait, melyeket a statisztikai feldolgozásokhoz heptádokba szerveztünk, a különféle időjárási tényezők (a tavasz illetve a madarak fészkelésének kezdete, csapadékos és szeles időjárás) határozták meg. A mintavétel során, előre elkészített térképeken került felvezetésre az éneklő vagy más módon területiális viselkedést mutató hímek, párok helye. A bejárások, napkeltétől 2-5 óras időintervallumig tartottak (Conner & Dickson 1980, Robbins 1981/a, Skirvin 1981), minden esetben a felmérésnek megfelelő időjárási körülmények (szélcsend, eső- és fagymentesség stb.) között (Anderson & Ohmart 1977, O'Connor & Hicks 1980, Dawson 1981, Emlen & DeJong 1981, Robbins 1981/b). Ezt egészítették ki az alkalmankénti fészek-keresések és bizonyos fajok esetén (pl. fenyőcinege, örvös légykapó, bajszos sármány) 1-1 területiumot vagy odút védő hím mozgásának követése. Ez utóbbi, bizonyos fajok esetében jelentősen növeli a felmérések sikerességét (Slagsvold 1973/a, 1973/b, Tomiałojć 1980, Tomiałojć et al. 1984, Tomiałojć & Lontkowski 1989).

4.1.1.1/1. táblázat

A revírtérképezés mintavételek időpontjai

Év	Számlálás sorszama	A számlálás helye és ideje (heptádban is)		
		Blaskó-völgy	Tengerszem-oldal	Alsóhegy
1 9 9 3	1.	03.24. (I.)	03.26. (I.)	03.23. (I.)
	2.	04.02. (II.)	04.04. (II.)	04.01. (II.)
	3.	04.11. (III.)	04.13/04.15. (IV.)	04.12. (III.)
	4.	05.01. (VI.)	04.29. (VI.)	04.30. (VI.)
	5.	05.10. (VII.)	05.08. (VII.)	05.07. (VII.)
	6.	05.17. (VIII.)	05.16. (VIII.)	05.15. (VIII.)
	7.	05.22. (IX.)	05.20. (IX.)	05.21. (IX.)
	8.	06.01. (XI.)	05.28. (X.)	05.31. (X.)
	9.	06.11. (XII.)	06.03. (XI.)	06.05. (XI.)
1 9 9 4	1.	04.01. (II.)	04.01. (II.)	04.02. (II.)
	2.	04.27. (VI.)	04.24. (V.)	04.26. (V.)
	3.	04.30. (VI.)	04.28. (VI.)	04.29. (VI.)
	4.	05.05. (VII.)	05.02. (VI.)	05.03. (VI.)
	5.	05.16. (VIII.)	05.13. (VIII.)	05.12. (VIII.)
	6.	05.17. (VIII.)	05.14. (VIII.)	05.18. (IX.)
	7.	05.21. (IX.)	05.20. (IX.)	05.26. (X.)
	8.	05.27. (X.)	05.24. (IX.)	05.31. (X.)
	9.	06.05. (XI.)	06.07. (XI.)	06.08. (XII.)
1 9 9 5	1.	04.12. (III.)	04.11. (III.)	04.16. (IV.)
	2.	04.21. (V.)	04.20. (V.)	04.22. (V.)
	3.	04.28. (VI.)	04.24. (V.)	04.25. (V.)
	4.	05.12. (VIII.)	05.02. (VI.)	05.04. (VII.)
	5.	05.17. (VIII.)	05.07. (VII.)	05.16. (VIII.)
	6.	05.18. (IX.)	05.15. (VIII.)	05.23. (IX.)
	7.	05.24. (IX.)	05.21. (IX.)	05.27. (X.)
	8.	05.31. (X.)	05.25. (X.)	05.30. (X.)
	9.	06.06. (XI.)	06.09. (XII.)	06.05. (XI.)
1 9 9 6	1.	04.10. (III.)	04.09. (III.)	04.11. (III.)
	2.	04.19. (IV.)	04.17. (IV.)	04.18. (IV.)
	3.	04.24. (V.)	04.22. (V.)	04.25. (V.)
	4.	05.06. (VII.)	04.29. (VI.)	04.28. (VI.)
	5.	05.08. (VII.)	05.10. (VII.)	05.11. (VIII.)
	6.	05.13. (VIII.)	05.12. (VIII.)	05.15. (VIII.)
	7.	05.17. (VIII.)	05.16. (VIII.)	05.19. (IX.)
	8.	05.27. (X.)	05.25. (X.)	05.22. (IX.)
	9.	06.09. (XII.)	05.31. (X.)	06.04. (XI.)
1 9 9 7	1.	04.19. (IV.)	04.14. (IV.)	04.15. (IV.)
	2.	04.23/04.24. (V.)	04.18. (IV.)	04.22. (V.)
	3.	04.29. (VI.)	04.25. (V.)	04.30. (VI.)
	4.	05.01. (VI.)	04.28. (VI.)	05.02. (VI.)
	5.	05.05. (VII.)	05.08. (VII.)	05.06. (VII.)
	6.	05.17. (VIII.)	05.10. (VII.)	05.12. (VIII.)
	7.	05.18. (IX.)	05.16. (VIII.)	05.19. (IX.)
	8.	05.25. (X.)	05.20. (IX.)	05.26. (X.)
	9.	05.29. (X.)	05.28. (X.)	05.27. (X.)

A felmérések első helyszíne a tornanádaskai Alsóhegyen, 80-100 éves facsoportokkal jellemezhető, mozaikos térstruktúrájú sziklagyep-sztyeprét-bokorerdő (*Campanulo-Festucetum pallentis*, *Ceraso mahalebeto-Quercetum pubescentis*) élőhelyen volt. Ez, a természetközeli erdőtársulások közül, a fás szárú fajokat tekintve, az egyik legfajgazdagabb (Barta 1996). Emellett az Aggteleki-karsztvidék egyik legszembeötlőbb, látványos tájképi elemeket felmutató jellegzetessége (UTM – DU86D2). Noha a legismertebb ilyen élőhely a Jósvalfő határában magasodó Nagyoldalon található, ám a tornanádaskai Alsóhegy (3.000 ha) kiterjedése ezt többszörösen meghaladja. Mozaikossága és áttekinthetlensége változatos élőhely-komplexet alkot, melynek egyik legjellemzőbb részeként lett kijelölve a mintaterület (4.1.1.1/1 ábra). Érdekes erdőként jellemezhető, hiszen közel száz esztendő fái csupán 4-6 méter magasak, fejmagasságban elágazó ágaik szétterpedt lombozatot alkotnak. A ritkásan álló fák közé helyenként, dús, szinte áthatolhatatlan cserjeszint ékelődik. A sekély talajú, meredek térszíneken kibukkanó mészkősziklák között kisebb-nagyobb gyepes, sziklás tisztásokat találunk. A fák lombozatát főként molyhos tölgy (*Quercus pubescens*) alkotja, s elegyfaként megjelenik a magas (*Fraxinus excelsior*) és a virágos kőris (*Fraxinus ornus*). A cserjék közül kiemelhető a sajmeggy (*Cerasus mahaleb*), a húsos som (*Cornus mas*), a kökény (*Prunus spinosa*), a fagyal (*Ligustrum vulgare*), az egybibéjű galagonya (*Crataegus monogyna*) vagy a tömegesen előforduló vadrózsák (*Rosa sp.*). A vizsgált terület botanikai érdekessége, hazánk egyik legfontosabb bennszülött növénye a tornai vértő (*Onosma tornense*). Jelentősnek mondható a térség magyar gyík (*Ablepharus kitaibelii fitzingeri*) állománya is.

Vizsgálati területemet, az elmúlt száz esztendőben erdőgazdálkodás nem bolygatta, hiszen meredeksége és a kitermelhető faanyag kis mennyisége ezt nem indokolta. A vizsgált régió közelében kialakított feketefenyő (*Pinus nigra*) erdőfolt spontán terjedésének eredményeként, az agresszívan terjedő tájidegen faj néhány 15-25 esztendő egyede települt be a területre. A vizsgált terület hozzávetőlegesen négyzet alakú, déli fekvésű, kiterjedése 10 ha. A hegyoldal meredeksége következtében 310 és 390 méter közötti tengerszint feletti magasságban helyezkedik el.

A revírtérképezés második helyszíne a jósvalfői Tengersizem-oldalon (UTM – DU65D2) egy, a vizsgálatom kezdetén 64 esztendő gyertyános-tölgyes (*Querco petraeae – Carpinetum*) volt. Ehhez hasonló

erdők alkotják az Aggteleki-karszt legelterjedtebb, az általános éghajlati viszonyoknak megfelelő, klimazonális erdőtársulását (Baross 1998). A mintegy 16-20 méter magas lombkoronaszintű erdőt, az erdőgazdálkodási tevékenység következtében, másodlagosan dominánssá vált gyertyán (*Carpinus betulus*) mellett a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) jellemzi. Mellettük megemlíthető a mezei juhar (*Acer campestre*) és a vadcsereesznye (*Cerasus avium*) is. A felvételezéseket egy 8,6 ha kiterjedésű (180x440 m), négyszög alakú területen végeztem, mely 220-255 méteres tengerszint feletti magasságban helyezkedett el. Ennek az északkeleti fekvésű felében, egy-két kisebb fagyalbokor kivételével gyakorlatilag nem található cserjeállomány. A délnyugati fekvésű, a jósvafői Tengerszem-tó fölé magasodó felében, viszonylag összefüggő, 3-4 méteres magasságú, átlagosan 50%-ot meghaladó (mely helyenként a 100%-ot is eléri) cserjeszint jellemzi. A leggyakoribb közülük a közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*), mellette az egybibéjű (*Crataegus monogyna*) és a cseregalagonya (*Crataegus oxyacantha*), a csíkos- (*Euonymus europaeus*) és a bibircses kecskerágó (*Euonymus verrucosus*) valamint a kökény (*Prunus spinosa*). A vizsgált terület közvetlen szomszédságában 2 lakott épület is volt.

A harmadik vizsgálat-sorozatot a dobódéli Blaskó-völgyben (UTM – DU75D4) egy 10,6 ha kiterjedésű (230x470 m), a felmérések kezdetén 86 éves állományú extrazonális-bükkös (*Melitti – Fagetum*) erdőben végeztem. Az északra néző, igen meredek völgyben elhelyezkedő mintaterület 240 és 360 méter közötti tengerszint feletti magasságban fekszik. A mintegy 30-35 méter lombkorona-magasságú, szinte teljesen homogén bükk-erdőt (*Fagus sylvatica*) csupán egy-két, hasonló korú és méretű gyertyán (*Carpinus betulus*) és vadcsereesznye (*Cerasus avium*) színesíti. Cserjeszintje gyakorlatilag nincs, s csupán néhány bükk vagy gyertyán újulat tekinthető annak. A völgytalpi, legalacsonyabb térszínen található egy kiterjedtebb, mogyoró (*Coryllus avellana*) és fekete bodza (*Sambucus nigra*) által alkotott bokorcsoport.

A kiértékelés során az egymásra vetített felvételezési térképek alapján az észlelések pont-csoportosításait minden esztendőben körülhatároltam, és az észlelt faj 1 párjának költését valószínűsítettem akkor, ha a felmérések 1/3-ában (figyelembe véve a potenciális előfordulás lehetőségét is) észlelésre került az adott területen (revírben) (Pinowski & Williamson 1974, Tomialojć et al. 1977, Koskimies et al.

1991). Amennyiben valamely faj konkrét fészkeléséről szereztem bizonyosságot (fészkeképítés, kotlás, fiókanevelés), abban az esetben elégséges volt az adott területen egyetlen adat is a revír kijelöléséhez. Ha az észlelt madárfaj territóriuma jelentős mértékben ($\geq 33\%$) túlterjedt a vizsgált mintaterület határán, akkor 0,5 pár fészkelésével számoltam (Tomiałojć et al. 1977, Marchant 1981, Koskimies et al. 1991).

Évenként került összehasonlításra mindegyik felvételezés, ily módon tanulmányozva a bejárások adatainak hasonlóságát egymáshoz, illetve a végső kiértékelte információkhoz. Az összehasonlítások célja az volt, hogy felderítsem, mennyire hasonlóak illetve térnek el a különböző élőhelyek felvételezési adatai.

4.1.1.2. A territórium-térképezés adatainak vizsgálata

4.1.1.2.1. Közösségek szintjén

A territórium-térképezés segítségével közösségi szinten kapott gyakoriságot 10 hektárra vonatkoztattam (denzitás), s ezeket mintaterületenként egymással összehasonlítottam. Az alapvető struktúra paraméterek közül a diverzitást (Shannon) számoltam, melyből az egyenletesség kiszámolásra került. Az említett paraméterek már csak területenként kerültek évenkénti összevetésre.

A felmérések adatainak feldolgozása során információt szereztem arról is, hogy melyik élőhelyen, mely időpontban végzett számlálás eredménye áll legközelebb a végső kiértékelés eredményéhez, vagyis mikor célszerű a számlálást végezni, ha csupán kevés vagy csak egyetlen felvételezésre nyílik lehetőség.

4.1.1.2.2. Fajok, fajcsoportok szintjén

A térképezések évenkénti eredményei alapján kerültek összehasonlításra a különböző fajok egyedszám-változásai. Itt csak azon madárfajokkal foglalkoztam, melynek az adott mintaterületen minden esztendőben volt költési adata. Azon fajok esetében, melyek mindhárom vizsgálati területen mind az öt esztendőben előfordultak, az egyedszám-változásokat összevetettem. Életmódjuk alapján (vonulás, táplálkozás, fészkelés) csoportosítottam a fajokat, s a hasonló életmódú fajok

csoportjai esetében is tanulmányoztam az állomány-változásokat, kerestem az esetleges párhuzamos változásokat, ezek összefüggéseit.

Vizsgáltam azt is, hogy az adott fajnak melyik időpontban végzett felvételezése hasonlított leginkább a kiértékelt adatokhoz. Ezen a módon szereztem információt arról, hogy mely időpontban lehet az adott fajt legpontosabban számolni, ha csupán egy esetleg néhány alkalommal van lehetőség a felvételezésre.

4.1.2. Az Északi-középhegység vízirigó állományának vizsgálata és természetvédelmi kérdései

4.1.2.1. Az alfaji kérdés és a nemek elkülönítése

A vízirigónak – a legújabb taxonómiai feldolgozások alapján – 13 alfaját tartják nyilván (Cramp 1988, Tyler & Ormerod 1994). Ezek közül a *hibernicus* (Hartert, 1910), a *gularis* (Latham, 1801), a *cinclus* (Linnaeus, 1758), az *aquaticus* (Bechstein, 1803) és az *uralensis* (Serebrovski, 1927) fordul elő Európában.

Hazánkból, vizsgálataimat megelőzően a vízirigónak két alfaját említik (Keve 1960, Creutz 1986), a *Cinclus cinclus orientalis*-t és a *meridionalis*-t, mindkettőt helytelenül. Miután az európai alfajok egyértelmű elkülönítése a szárnyhossz alapján történt, így azt vizsgáltam.

Az Északi-középhegység négy tagjának 15 vízfolyásán (Bükk-hegység: Eger-, Garadna-, Szinva-, Szalajka-patak; Zempléni-hegység: Aranyosi-, Bózsza-, Kemence-, Nagy-, Ósua-, Tekeres-, Tolcsa-patak; Aggteleki-karszt: Jósua-, Kecő-, Ménes-patak; Mátra-hegység: Csörgő-, Kövecses- és Szén-patak) történtek az adat-felvételezések. 1979 és 1992 között a vízirigó-egyedeket függőhálóval fogtam be, s mm-es pontossággal mértem meg. Néhány példány több alkalommal is lemérésre került (Horváth 1992/b). A vízirigó egyedek nemének azonosítása költési időben visszafogás ill. a színes jelzőgyűrűk felhasználásával a távcsöves megfigyelések és azonosítások során történt (Horváth 1992/b).

4.1.2.2. Az állomány nagyság, populációdinamika

Míg a vízirigó hazai állományát az 50-es évek adatai alapján 50 pár körüli becsülhetjük (Vásárhelyi 1964), s 1975-ben is még 50 páros

állományt említene (Bécsy 1975), addig 1983-ban már csak 23 pár volt (csak a Bükkben 14 pár). Ez 1989-re 9 pár, 1992-re 3 pár csökkent, sőt a 90-es évek közepén (évekig) az egyetlen hazai pár az Aggteleki-karszton költött (Horváth 1993, Horváth & Szép 1998, Horváth et al. 1999).

Az 1978-ban indult vizsgálat során a forrástól a vízfolyás torkolatáig (vagy a vízirigó számára alkalmas vízfolyás-szakasz határáig) ellenőriztem segítőimmal a Bükk-, a Mátra-, a Zempléni-hegység és az Aggteleki-karszt patakjait. Alkalmanként a Medves, a Pilis- és a Börzsöny-hegység patakjait is megvizsgáltuk. Összesen több mint 140 vízfolyás került ellenőrzésre, közülük mintegy 20 patak, ahol a vízirigó rendszeresen költött, évenként többszöri alkalommal (Horváth 1988, 1993). 1978 és 1995 között évi 50-70 napon történt az adatfelvételezés, míg 1996 után ez 10-20 terepnapi csökkent.

4.1.2.3. A gyűrűzések és visszafogások adatai

A vizsgálatok teljes időszaka során összesen 580 vízirigót gyűrűztem meg, jelentős részüket egyedi, távcsővel is leolvasható színes jelzőkombinációval ellátva. A fiókák fészekből kivéve, majd gyűrűzés után visszahelyezve, míg az idősebb madarak hálójával megfogva kerültek megjelölésre. A visszafogásokat is függőhálós befogással végeztem, míg az egyedi jelzőgyűrűk azonosítása távcsöves megfigyeléssel történt. Az intenzív madárbefogás 1978 és 1994 között zajlott, amikor a fészkelő és telelő területeket (patakokat) évente többször (1-5 alkalommal) ellenőriztem, s az előforduló vízirigókat befogtam. 1994 után már csak a korábban jelölt madarak ellenőrzése és a színes jelzőgyűrűvel ellátott madarak azonosítása történt.

4.1.2.4. A fészkelések, fészkaljak adatai

A vizsgálatok során (1978-2001) a lehetőségekhez képest legrészletesebb adat-felvételezés történt végeztem minden megtalált vízirigó-fészekről, fészekaljról, ezek eredményességéről. Részletesen feljegyeztem a fészkek elhelyezkedését, magasságát, fekvését. Figyelemmel kísértem a tojás és fiókaszámot, külön gondot fordítva a kirepülések arányaira, a pusztulások okainak feltárására.

4.1.2.5. A túlélési adatok

A túlélési ráták becslése az adult korú egyedekre történt, az 1978-92 között szerzett gyűrűzési adatok alapján a fogás-visszafogás módszer alkalmazásával (Lebreton & Clobert 1986). A tevékenység során a költési időszakok közötti túlélési és visszafogási rátát vizsgáltuk. A túlélési ráta megadja annak valószínűségét, hogy egy jelölt madár megéli a következő fészkelési időszakot, míg a visszafogási ráta megadja, hogy egy túlélő jelölt madarat milyen valószínűséggel foghatunk, ill. láthatunk vissza a következő fészkelési időszakban (Lebreton & Clobert 1986). Az elemzések során csak azon egyedek adatai lettek figyelembe véve, amelyek a költési időszakban kerültek megjelölésre, vagy abban az időszakban lettek visszafogva vagy a színes gyűrűk alapján azonosítva (március 15. – július 10.). Azt a néhány esetet amikor a madár az említett időszakot követően lett csak befogva, de a megfigyelési adatok alapján valószínűsíthető, hogy a költés során is ott tartózkodott, az értékelésbe bevontuk.

4.1.2.6. Táplálkozás, táplálék-összetétel

1985 valamint 1986 november-decemberében, téli időszakában begyűjtött 1.362 darab vízirigóköpet (Horváth & Andrikovics 1991) került elemzésre. 1990 és 1991 év tavaszán, költési időben gyűjtött 280 darab vízirigóköpet (Horváth 2001), majd ezt követően 1991 telén (november-december) illetve 1992 tavaszán (február-április) párhuzamosan gyűjtött potenciális táplálék (4.985 egyed), vízirigóköpet (210 darab) és vízirigó ürülék (209 darab) került elemzésre, határozásra, kiértékelésre (Horváth 2002).

A begyűjtött vízirigóköpeteket először 70 %-os alkoholban szétáztattuk, majd tartalmukat 40-100x nagyítású sztereobinokuláris preparáló-mikroszkóp alatt beazonosítottuk (Spitznagel 1985, 1988). A párhuzamosan gyűjtött vízirigó ürülmintákat, határozás előtt négy órán át 2M töménységű NaOH oldatban tartottuk (Ormerod 1985/a), majd csak ezt követően történt a táplálékmaradványok azonosítása. A pataki bentosz-fauna – mint potenciális táplálékbázis – tárolása 70 %-os alkoholban, szétválogatása és határozása mikroszkóp alatt zajlott. A *Salamandra salamandra* példányokat nem gyűjtöttük be, hiszen természetvédelmi oltalom alatt állnak. Ezek példányait a gyűjtés során

megszámoltuk, majd szabadon engedték. Csak a beazonosítást követően történt meg az anyag tömegállandóságig történő szárítása.

4.1.3. A tövisszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén

4.1.3.1. Az állománynagyság, populációdinamika

A vizsgált 107 ha-os mintaterület (=5.000x200 m) az Aggteleki-karszton, a Jósua-patak völgyében, Szinpetri és Jósvalő községek között terül el. A kutatás helyszíne a lakott települések és a kiterjedt, szinte teljesen összefüggő erdők által egyértelműen elkülönül a környező gébices élőhelyektől.

Vizsgálataink során 1991 és 1998 között, évről-évre felmérésre került a mintaterületen fészkelő tövisszúró gébics állománya. A rendszeres terepi bejárások során részletes térképen (M=1:3.000) jelöltük a szomszédos költőpárok pontos revírhatárait, elsősorban szinkron észlelések alapján. A vizsgálatokat kizárólag a fészkelési időszakban, május és augusztus között végeztük, többnyire reggeli, délelőtti órákban (Conner & Dickson 1980, Robbins 1981/a, Skirvin 1981). Alkalmanként azonban az alkonyat előtti időszakban (Yapp 1956, Dawson & Bull 1975), sőt esetenként, az időjárás függvényében (Anderson & Ohmart 1977, O'Connor & Hicks 1980, Dawson 1981, Emlen & DeJong, Robbins 1981/b) egész nap is végeztünk megfigyeléseket (Svensson 1979, O'Connor & Marchant 1981). Évente 40-55 terepnap során gyűjtöttünk adatokat (június-júliusban naponta-kétnaponta), kivéve az 1994-es és az 1998-as esztendőket, amikor ez 15-20 terepnap volt.

4.1.3.2. Élőhelyválasztás

A vizsgálatok során 1991 és 1998 között évről-évre felmérésre került a mintaterület fészkelő tövisszúró gébics állománya. A rendszeres terepi bejárások során, részletes térképen (M=1:3.000) jelöltük a megtalált fészkek helyét, a fészkelőhely jellegét (magányos bokor vagy bokorcsoport), a fészkes bokor fajtát, a fészkek magasságát. Ezek mellett hasonló pontossággal évről-évre térképeztük az érintett területek használati jellegét (intenzíven művelt szántók, extenzíven művelt kaszált gyepek, művelés alatt nem álló bokros-gyomos területek). 1991-ben és

1992-ben a növényzet szisztematikus átvizsgálásával, ezt követően már csak főként a madarak távcsöves megfigyelésével kerestük a tövisszűrő gébicszek fészkeit. A fészkek paramétereit, a zavarás elkerülése végett, 1993-tól csak a költséket követően vettük fel (bokorfaj, fészekmagasság).

A feldolgozás során állományadatainkat összevetettük már ismert hazai adatokkal, trendekkel (Tóth 2000, Böhm 2001, Vizslán szóbeli közlés 2002). Vizsgáltuk a mintaterület tövisszűrő gébics állományának élőhely-választási preferenciáit, a területen bekövetkezett gazdálkodás függvényében. Vizsgáltuk emellett madaraink fészkelőhely-választási preferenciáit is.

A jelzett vizsgálatokhoz digitalizált térkép készült a 107 ha-os mintaterületről, melyen feltüntetésre kerültek a fészkelőhelyet biztosító cserjék, cserjesávok, erdőszélek. Emellett a térképen megtalálható, évenkénti bontásban, minden tövisszűrő gébics revírje. A térkép alkalmazásával könnyebbé vált az adatok feldolgozása, válogatása, elemzése.

4.1.3.3. A költsék sikeressége

A vizsgálatok során 1991-ben és 1992-ben a fészkek folyamatos ellenőrzésével vizsgáltuk a költsék sikerességét. Ezt követően csak alkalmanként, főként a feltételezett sikertelenség vagy a fiókák kirepülésének kontrollálásával vizsgáltuk a fészkeket. Ezzel párhuzamosan folyamatosan, távcsővel figyeltük az öreg madarak fészkepítési és fióka-etetési tevékenységét. Sikeresnek tekintettük azt a fészkelést, amikor és ahol (függetlenül a megépített fészkek, a lerakott tojások és a kirepült fiókák számától) legalább 1 fióka fészken kívüli etetését észleltük.

A feldolgozás alkalmával, évről-évre megvizsgáltuk a tövisszűrő gébicszek költési sikerességét a különböző élő- és a fészkelőhelyek tekintetében.

A jelzett vizsgálatokhoz készült digitalizált térképre került, évenkénti bontásban, minden tövisszűrő gébics revírje, külön jelezve a fészkelés sikerét vagy sikertelenségét. A térkép alkalmazásával könnyebbé vált az adatok feldolgozása, válogatása, elemzése.

4.2. Adatfeldolgozás

4.2.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata terület-térképezéssel

4.2.1.1. A fészkelő énekesmadár-állomány felmérések analízise

A felvételezések vizsgálata során mindhárom vizsgálati terület minden bejárását agglomeratív cluster analízissel vizsgáltam, Czekanowski-féle hasonlósági indexet és csoportátlag fúziós stratégiát alkalmazva (Moskát 1988). Ehhez feltételeztem, hogy

- ✓ a közösségek a térben strukturális alapegységekből, mozaikosan épülnek fel,
- ✓ a közösség alapegység-típusainak egymáshoz viszonyított aránya jellemző a közösségre,
- ✓ a pontszerű mintavétellel kapott minták megfeleltethetők ezeknek az alapegységeknek,
- ✓ a különböző erdei habitatok madárközösségei egyrészt generális, másrészt specifikus alapegységekből épülnek fel.

Az elemzések során, a mintavételi helyszínek megközelítésében tanulmányoztam a felvételezések hasonlóságát, vizsgálva azt, hogy a három madárközösség adatai mutatnak-e egyedi jelleget.

4.2.1.2. A terület-térképezés adatainak analízise

4.2.1.2.1. Közösségek szintjén

A terület-térképezéssel kapott adatokból alapvető struktúra paramétereket számoltam (fajgazdagság, denzitás, diverzitás, egyenletesség), s a három madárközösséget ezek alapján vetettem össze.

s A diverzitást a Shannon-féle formula alapján számoltam ($H = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$), az egyenletességet a diverzitásból vezettem le ($J = H/H_{\max}$).

A felvételezések adatainak feldolgozása során mindhárom tanulmányozott terület minden bejárását agglomeratív cluster analízissel vizsgáltam (Czekanowski-féle hasonlósági indexet és csoportátlag fúziós stratégiát alkalmazva), keresve annak a felvételezésnek az időpontját (heptádját), amelyik legjobban hasonlított a végeredményre.

4.2.1.2.2. Fajok, fajcsoportok szintjén

A territórium-térképezéssel kapott adatokból, azon fajok esetében, melyek minden évben mindegyik területen előfordultak, a populációk illetve a fajcsoportok évenkénti egyedszám-változását Kruskal-Wallis teszt alkalmazásával ellenőriztem. A Kruskal-Wallis teszt kettőnél több minta lokalizációját képes összehasonlítani a minták rangjai alapján (Barta et al. 1995).

Vizsgálatra került egy-egy faj esetében a felvételezési adatok hasonlósága az évenként összesített, kiértékelt adatokhoz. Ezen a módon kerestem, hogy mely időpontban lehet az adott fajt legpontosabban számolni. Munkám során a Spearman rangkorellációt használtam. A korelláció keresésénél figyelembe vettem az értékek szignifikancia szintjeit is ($p=0,005^*$, $p=0,001^{**}$). A Spearman rangkorelláció leginkább alkalmas két változó közötti kapcsolat mérésére (Barta et al. 1995). Az eredmények kiértékelése során, az adatfeldolgozást követően, a madarak költésének különféle stádiumait (territórium-foglalás, kotlás, fiókaetetés, 2. költés) tekintettem azoknak a referencia-időszakoknak, melyekbe besorolva választottam ki a legpontosabb számolás idejét. A költési szakaszokat a magyarországi fészkelések időpontjainak figyelembevételével (Haraszthy 1998) jelöltem ki.

4.2.2. Az Északi-középhegység vízirigó állományának vizsgálata és természetvédelmi kérdései

4.2.2.1. Az alfaji kérdés és a nemek elkülönítése

A befogott és lemért vízirigók adatai alapján a hím és tojó vízirigók szárnyhosszának különbözőségének vizsgálata a Mann-Whitney U-teszt segítségével történt. A Mann-Whitney teszt a leginkább alkalmazott nem paraméteres próba. Feltétele, hogy a minták függetlenek legyenek egymástól, és random megfigyelésekből álljanak (Barta et al. 1995).

4.2.2.2. Az állománynagyság, populációdinamika

A vízirigó hazai állományváltozását összevettem madarunk fészkelési régiójának csapadékadatával. Ily módon vizsgálva a közvetlen összefüggést az időjárás (a patakok vízhozama) és a költőpárok

számának alakulása között. Az elemzéshez lineáris regresszió-analízist használtam, mely alkalmas két változó közötti kapcsolat eredményes kimutatására (Barta et al. 1995). Mivel alapfeltétele, hogy az egyes adathalmazok normál eloszlásúak legyenek, ennek teljesülését a Kolmogorov-Szmirnov teszttel szükséges vizsgálni.

4.2.2.3. A gyűrűzések és visszafogások adatai

Az egyedileg megjelölt és később visszafogott (vagy távcsővel azonosított) vízirigók helyhez kötődését illetve mobilitását (amikor jelölését vagy visszafogását követő 1 éven belül más vízfolyáson vagy más hegység vízfolyásán kerül újra elő) χ^2 teszt (goodness-of-fit test) segítségével elemeztük, azt vizsgálva, hogy adataim mennyire térnek el a függetlenséget feltételezhető várható gyakoriságtól.

4.2.2.4. A fészkelések, fészekaljok adatai

A vízirigók első és második költségének tojásszámait, a fészekalj-méretnek csökkenését a Mann-Whitney U-teszt segítségével elemeztem.

4.2.2.5. A túlélési adatok

A gyűrűzési-visszafogási adatok alapján a PROSUR program (Szép 1991) felhasználásával készültek el a túlélési ráta becslő programcsomagok – RELEASE (Burnham et al. 1987), SURGE (Pradel et al. 1990) – számára a szükséges adatmátrixok (Clobert & Lebreton 1985, Burnham et al. 1987, Clobert et al. 1987, Lebreton et al. 1992).

A RELEASE programcsomag alkalmazásával vizsgáltuk, hogy az általános Cormack-Jolly-Seber modell (S_{sxt}, P_{sxt}), amely feltételezi, hogy mind a túlélési (S) és a visszafogási ráta (P) évről-évre (t) különböző módon változik az adult hímek és tojók között (sxt), illeszkedik-e az adatokhoz (Jolly 1965, Seber 1965, Burnham et al. 1987).

A RELEASE programcsomag által elvégzett illeszkedés-vizsgálatban a kis mintaszám, valamint a feltehetően magas visszafogási ráta miatt (4.2.2.5/1. táblázat) a TEST 3 eljárás 3.Sm komponense és hasonló okok miatt a TEST2 eljárás (Burnham et al. 1987.) nem volt alkalmazható, így (Lebreton et al. 1992.) a TEST3 3.SR komponensét vettük figyelembe. Az illeszkedés-vizsgálat igazolta, hogy az adultok

esetében a S_{sxt} , P_{sxt} modell alkalmazható ($\chi^2_{18}=20,98$; $P=0,28$).

A RELEASE programcsomag TEST1 eljárásának alkalmazásával ellenőriztük, hogy van-e szignifikáns különbség a hímek és a tojók túlélési és visszafogási rátája között. Az illeszkedés-vizsgálatok során a szignifikancia szinthez közeli eredmény ($\chi^2_{22}=33,11$; $P=0,06$) alapján nem zárható ki a különbség (Lebreton et al. 1992), így további modellszelekciós vizsgálatokban ellenőriztük a nemek közötti eltéréseket.

A SURGE programcsomag alkalmazásával modellszelekciós vizsgálatot végeztünk, hogy megkeressük azt a modellt, amelyik a legkevesebb paraméter becslése mellett (növekvő pontosság) még illeszkedik az adatokhoz (Clobert & Lebreton 1985, Lebreton et al. 1992). Mind a túlélési, mind a visszafogási ráta esetében megvizsgáltuk, hogy az általános modell feltételeitől (s_{xt} , sex és időhatás interakcióval) eltérő feltételű modellek alkalmasak lehetnek-e. Így az alábbi feltételeket modelleztük: $s+t$, időfüggés van és a nemek értékei eltérőek, de párhuzamos módon változnak (Pradel et al. 1990); t , csak időfüggés van; s , csak a nemtől függ; illetve amikor ugyanazt az állandó értéket feltételeztünk minden időre és nemre.

A modellek összehasonlítására a SURGE által számított deviancia értéke (DEV) és a becsült paraméterek száma (np) révén két mód áll rendelkezésre:

- Az AIC (Akaike Information Criterion) információ kritérium módszer gyors összehasonlítást tesz lehetővé az AIC értékek alapján ($AIC=DEV+2 \times np$), amely érték azon modellek esetében a legalacsonyabb, amelyek a legkevesebb paraméter becslése mellett még megfelelően illeszkednek az adatokhoz (Lebreton et al. 1992).
- A Likelihood Ratio Test (LRT) két modell páros összehasonlítását teszi lehetővé χ^2 statisztika alapján ($\chi^2=DEV2-DEV1$; $df=np_1-np_2$) (Clobert & Lebreton, 1985; Clobert et al. 1987).

4.2.2.5/1. táblázat

A jelölt és visszafogott vízirigók adatai 1978 (i=1) és 1992 (i=15) között

A. Adult hímek

I	R(i)	m (i,j)														r(i)
		j=2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
1	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
2	7		3	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	3
3	8			3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
4	9				4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
5	7					0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
6	6						2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
7	11							2	0	0	0	0	0	0	0	2
8	7								1	0	0	1	0	0	0	2
9	3									0	0	0	0	0	0	0
10	5										1	0	0	0	0	1
11	3											2	0	0	0	2
12	7												1	0	0	1
13	2													1	0	1
14	3														1	1

$R(i)$: i. évben gyűrűzött és visszafogott egyedek száma; $m(i,j)$: egyedek száma, amelyeket az i. évben gyűrűztek vagy fogtak vissza és a j. évben ismét előkerültek; $r(i)$: egyedek száma, amelyeket az i. évben gyűrűztek meg vagy fogtak vissza és utána már többet nem került elő (Burnham et al. 1987)

B. Adult tojók

I	R(i)	m (i,j)														r(i)
		j=2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1		0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3	5			1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
4	4				1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
5	4					0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
6	7						5	1	0	0	0	0	0	0	0	6
7	14							5	1	0	0	0	0	0	0	6
8	13								3	2	0	0	0	0	0	5
9	7									5	0	0	0	0	0	5
10	10										1	1	0	0	0	2
11	3											0	0	0	0	0
12	6												0	0	0	0
13	2													1	0	1
14	3														0	0

Vizsgálatunkban az AIC alapján választottuk ki a legalkalmasabb modelleket és az LRT módszert alkalmaztuk a szomszédos modellek összehasonlítására ill. a kiválasztott modellnek az általános modellhez (S_{Sxt}, P_{Sxt}) való illeszkedésének vizsgálatára (Lebreton et al. 1992).

A SURGE révén 25 modellt (4.2.2.5/2. táblázat) vizsgáltunk meg, amelyek közül az S_t, P modellnek (a túlélési ráta évről-évre változik és a visszafogási ráta állandó a vizsgált időszakban), volt legalacsonyabb az AIC értéke (AIC=296,89), és e modell illeszkedett az általános modellhez (S_{Sxt}, P_{Sxt} vs. S_t, P ; $\chi^2_{39}=43,34$; $P=0,29$), amely nem volt igaz a másik alacsony AIC értékű modellre (S, P).

4.2.2.5/2. táblázat

A vizsgált 25 alapmodell a túlélési és visszafogási ráta becsléséhez

Modell	dev	Np	AIC
S_{Sxt}, P_{Sxt}	223,55	54	331,55
S_{Sxt}, P_{S+t}	238,09	42	322,09
S_{Sxt}, P_t	238,14	41	320,14
S_{Sxt}, P_s	252,07	30	312,07
S_{Sxt}, P	252,22	29	310,22
S_{S+t}, P_{Sxt}	232,03	42	316,03
S_{S+t}, P_{S+t}	249,94	30	309,94
S_{S+t}, P_t	252,80	28	308,80
S_{S+t}, P_s	266,03	17	300,03
S_{S+t}, P	266,06	16	298,06
S_t, P_{Sxt}	232,56	41	314,56
S_t, P_{S+t}	254,36	28	310,36
S_t, P_t	254,89	27	308,89
S_t, P_s	266,78	16	298,78
S_t, P	266,89	15	296,89
S_s, P_{Sxt}	245,05	30	305,05
S_s, P_{S+t}	267,10	17	301,10
S_s, P_t	269,34	16	301,34
S_s, P_s	291,96	4	299,96
S_s, P	292,38	3	298,38
S, P_{Sxt}	246,36	29	304,36
S, P_{S+t}	269,29	16	301,29
S, P_t	269,97	15	299,97
S, P_s	292,62	3	298,62
S, P	292,72	2	296,72

Összehasonlítva az S_t, P modellt a közeli modellekhez ($S_{Sxt}, P; \dots$) azt mutatták, hogy a sex hatás nem valószínűsíthető sem a túlélési rátában, sem a visszafogási rátában. Az S_t, P modell alapján kapott túlélési ráták (4.2.2.5/3. táblázat) igen nagy pontatlanságot (de nem hibát) mutatnak, a becsült paraméterek számához viszonyítva - a kis mintanagyság miatt -, azonban az átlagok és a 95 %-os konfidencia intervallumok alapján az utolsó 10 évben csökkenő tendenciát feltételezhetünk.

4.2.2.5/3. táblázat

Az adult vízirigók túlélési és visszafogási rátái az S_t, P modell alapján

Túlélési valószínűség				
Index	Becslés	95 %-os konfidencia intervallum		st. dev
1	1,000	0,000	1,000	0,644D-07
2	0,697	0,187	0,958	0,248D+00
3	0,488	0,201	0,782	0,169D+00
4	0,781	0,244	0,975	0,210D+00
5	0,395	0,155	0,700	0,155D+00
6	0,989	0,000	1,000	0,152D+00
7	0,411	0,206	0,652	0,122D+00
8	0,408	0,195	0,662	0,129D+00
9	0,835	0,207	0,990	0,209D+00
10	0,263	0,095	0,547	0,121D+00
11	0,744	0,161	0,978	0,264D+00
12	0,083	0,009	0,467	0,880D-01
13	0,766	0,050	0,995	0,377D+00
14	0,253	0,030	0,792	0,233D+00
Visszafogási valószínűség				
Index	Becslés	95 %-os konfidencia intervallum		st. dev.
15	0,540	0,414	0,662	0,646D-01

Felvetésünk ellenőrzésére egy modell illeszkedését vizsgáltuk, melyben feltételeztük, hogy a túlélési ráta állandó 1978-83, 1984-88 és 1989-92 időszakon belül, de az időszakok között eltérő (S_{t3}, P). Az S_{Sxt3}, P , S_{S+t3}, P , S_{t3}, P_s , modellek alapján megvizsgáltuk, hogy feltételezhetünk-e különbséget a nemek között. Az időintervallumok kiválasztásának alapja az volt, hogy a korábban megkezdődött száraz időjárási periódus eredményeként 1984-ben több vízirigós patak teljesen kiszáradt, s a vízirigó-állomány 1989-ben elkezdődött végső és

nagymérvű csökkenésének is a csapadék mennyisége volt a meghatározója.

Az újabb modellszelekció alapján az $S_{Sxt3,P}$ modell (a túlélési ráta a három időszakon belül állandó, azonban az időszakok között különbözik, és nemenként eltérő módon változik az időszakok között, a visszafogási ráta állandó) volt a legalacsonyabb az AIC értéke ($AIC=293,88$). Ez az érték a tesztelt modellek között az eddigi legalacsonyabb AIC volt. Az $S_{Sxt3,P}$ modell illeszkedik mind az S_tP modellhez ($\chi^2_8=12,98$; $P=0,112$), mind az általános $S_{Sxtb,P_{Sxt}}$ modellhez ($\chi^2_{47}=56,32$; $P=0,165$) (goodness-of-fit test $\chi^2_{65}=77,29$; $P=0,15$).

A modellszelekció ezen szintjén a nemek közötti különbség is szignifikáns szintet ért el ($S_{Sxt3,P}$ vs. $S_{t3,P}$; $\chi^2_3=7,23$; $P=0,06$) (Lebreton et al. 1992).

4.2.3. A töviszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén

4.2.3.1. Az állomány nagyság, populációdinamika

A vizsgálati mintaterületen tapasztalt töviszúró gébics állományváltozását összevettem a Hevesi Füves Puszták hasonló adatainak (Tóth 2000) alakulásával. Az elemzéshez korreláció-analízist használtam (Pearson koefficiens), mely azt vizsgálja, hogy két változó függ-e egymástól, miközben nem feltételezünk ok-okozati összefüggést (Barta et al. 1995).

4.2.3.2. Élőhelyhely-választás

A vizsgálat idején szerzett adatok alapján megvizsgáltam a töviszúró gébics élőhely-preferenciáját. Összehasonlítottam az intenzíven művelt szántók, az extenzíven használt gyepek és a művelés alatt nem álló (magaskórós, magassásos, bozótos) területek választási kedveltségét, melyhez variancia-analízist használtam. Ez a módszer a legalkalmasabb több minta átlagának összehasonlítására (Barta et al. 1995).

4.2.3.3. A költségek sikeressége

A vizsgálat 8 éve során észlelt állomány nagyság és a fészkelések sikeressége közötti összefüggést vizsgáltam. Az elemzést korreláció-analízissel végeztem (Pearson koefficiens).

Tanulmányoztam X év sikerességének és X+1 év állomány nagyságának kapcsolatát is. Az elemzéshez lineáris regresszió-analízist alkalmaztam, melyhez az adatok normál eloszlását Kolmogorov-Szmirnov teszttel vizsgáltam.

A vizsgálat idején szerzett adatok alapján megvizsgáltam a tövisszúró gébics költségének sikerességét. Összehasonlítottam az intenzíven művelt szántók, az extenzíven használt gyepek és a művelés alatt nem álló (magaskórós, magassásos, bozotos) területek tövisszúró gébicseinek költségi sikerét, melyhez variancia-analízist használtam.

A felmért adatok alapján összehasonlítottam a magányos, kis átmérőjű bokrokban és a nagyobb bokorcsoportokban épült tövisszúró gébics-fészkek sikerességét. A függetlenség vizsgálatához G-tesztet használtam.

Összevettem a fészkelőhelyet biztosító bokrok típusait is. Vizsgáltam a szúrós cserjefajok (*Prunus spinosa*, *Rosa canina*) alkotta bokrokban, bozotosokban valamint a tüskével, tövissel nem rendelkező cserjefajok (*Salix spp.*, *Sambucus nigra*) bokrosaiban fészkelő tövisszúró gébicseinek sikerességét. Ezt követően külön-külön vizsgáltam a 6 fő fészkelőhelyet biztosító cserjefajhoz kapcsolódó sikerességet is. A függetlenség vizsgálatok G-tesztet történtek.

Megvizsgáltam, hogy a fészkek elhelyezkedése (erdőszéli bokrosok, a Jósza-patakot kísérő puhafaliget valamint a külön álló bokrok-bokrosok) alapján volt-e különbség a területen fészkelő tövisszúró gébicsek költségi sikere között. A függetlenség vizsgálatokhoz G-tesztet használtam.

Megkísértem közvetlen összefüggést találni a vizsgálati években tapasztalt fészkelési sikeresség, és a költségi periódusban lehullott csapadék mennyisége között. Az elemzéshez korreláció-analízist alkalmaztam (Pearson koefficiens).

5. Az Aggteleki-karszt madár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel

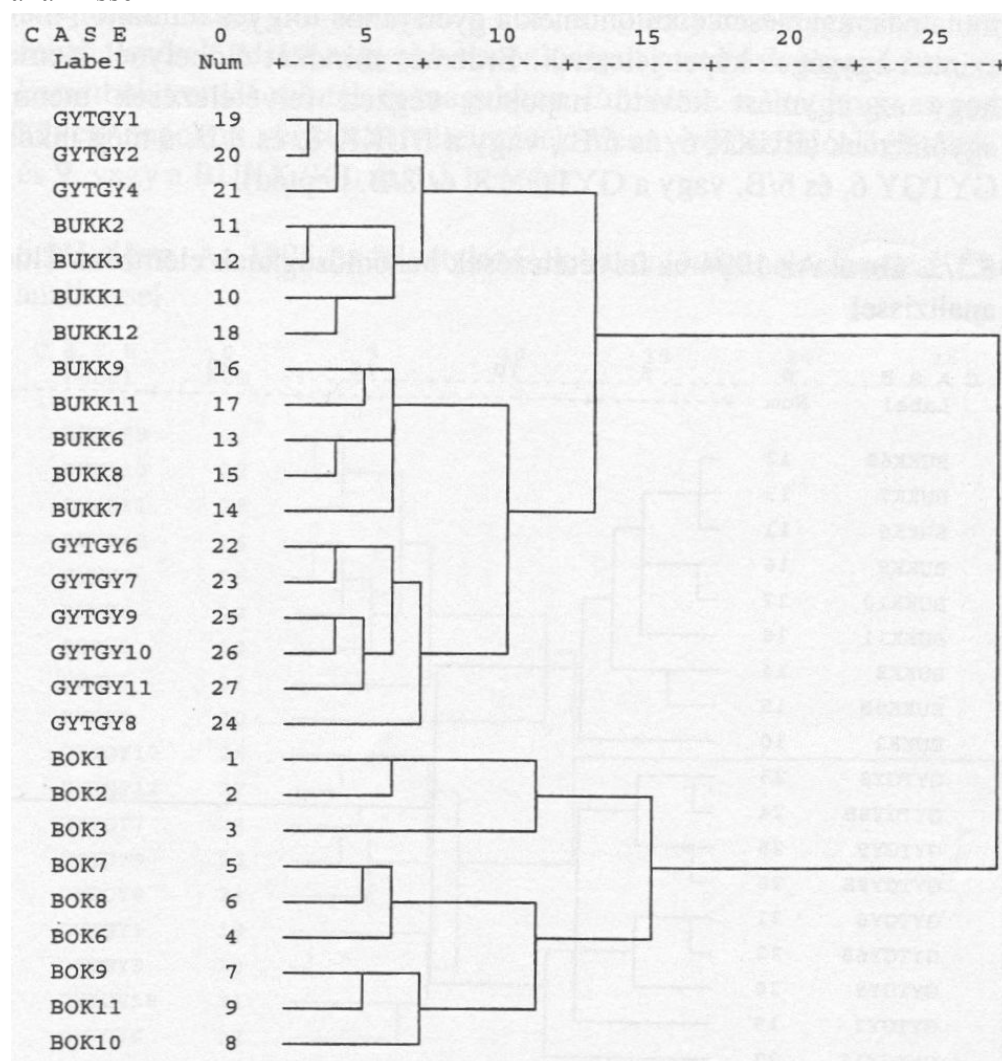
5.1. A fészkelő madár-állomány felmérések analízise

A felmérések részeredményeinek elemzése során, évenkénti bontásban összevetettük a vizsgálatok eredményeinek adatait, vizsgálva hasonlóságukat, illetve a mintaterületek elkülönülését. A cluster analízisek eredményeinek bemutatásához, az évenkénti 9-9-9 felvételezés szemléletessé tételéhez dendogramok készültek. A dendogram függőleges tengelye a hasonlósági értékeket mutatja, melyhez az összevont alapobjektumok hasonlósági szintjét viszonyítjuk. Vagyis 2 felvételezés annál hasonlóbbnak tekinthető, minél magasabb hasonlósági szinten, vagyis minél korábban kerülnek egymással összevonásra.

Az 1993-as felvételezések cluster analízisének dendogramján (5.1/1. ábra) jól látható, hogy a karsztbokorerdős mintaterület felvételezésének adatai egyértelműen elválnak a másik két helyszíntől. Sőt, jól megfigyelhető a felvételezések időbeli elkülönülése is. Külön csoportot alkotnak a március végi és április elejei adatok (BOK 1, 2. és 3. heptád). Még nagyobb hasonlóságú csoportot mutatnak az április végi és május elejei adatok (BOK 6, 7. és 8. heptád). A május végi, június elejei adatok (BOK 9, 10. és 11. heptád) is önálló csoportot alkottak.

A bükkös és a gyertyános-tölgyes mintaterület felvételezésének adatai már kevertebb képet mutatnak. A kora tavaszi, március végi és április elejei adatok (GYTGY 1, 2. és 4. valamint a BUKK 1, 2. és 3. heptád) egymásba csúsztak. Ráadásul valahogy idekeveredett a június elejei bükkös felvételezés is (BUKK 12. heptád). A késő tavaszi, kora nyári, április végétől június elejéig végzett megfigyelések adatai már élesen elkülönülnek (GYTGY 6, 7, 8, 9, 10 és 11. valamint a BUKK 6, 7, 8, 9. és 11. heptád). A keveredés oka a különleges tavaszi időjárás volt, hiszen már március közepén elérte a napi maximális hőmérséklet a 18 °C-t, majd április elején-közepén visszatértek a fagyok, sőt a hóesés is. Ez, a váltakozó időjárási szituáció zavarta össze a különböző énekesmadár-fajok fészkelésének kezdetét és a tényleges költéseket.

5.1/1. ábra Az 1993-as felvételezések hasonlóságának elemzése Cluster analízissel

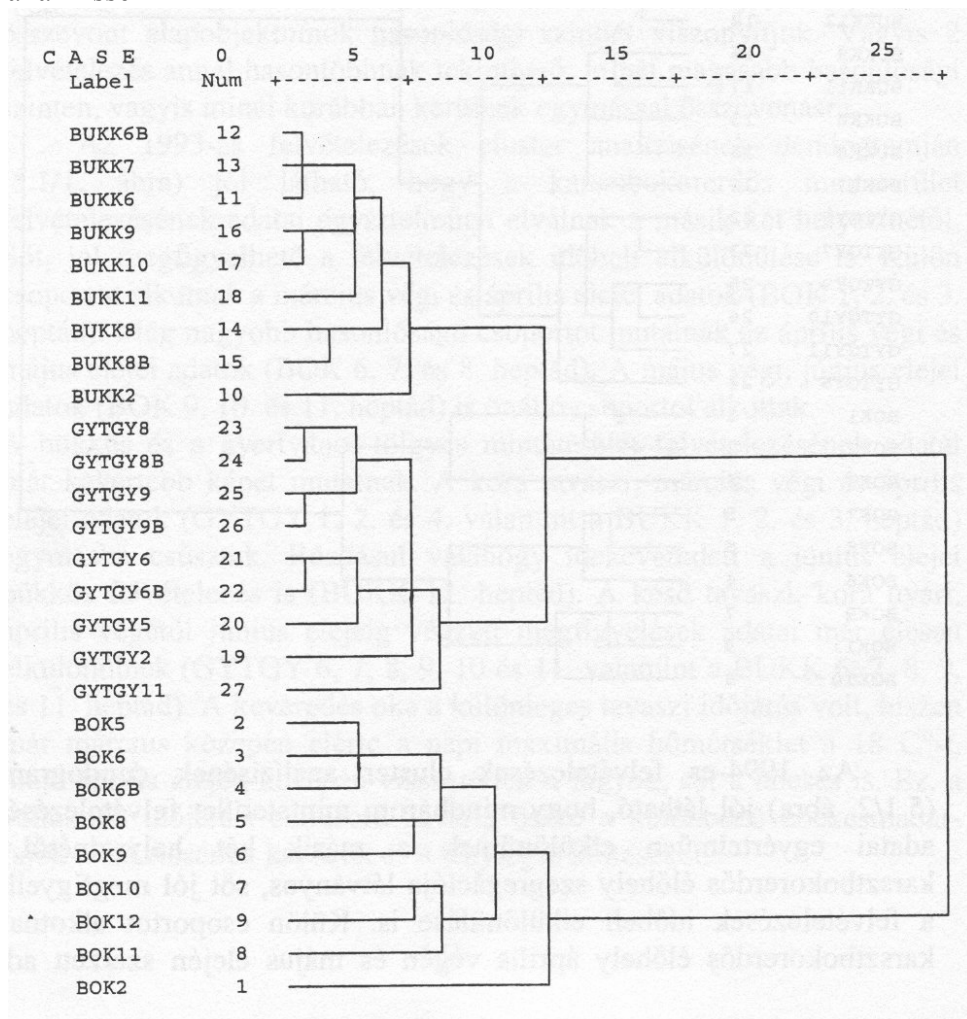


Az 1994-es felvételezések cluster analízisének dendrogramján (5.1/2. ábra) jól látható, hogy mindhárom mintaterület felvételezésének adatai egyértelműen elkülönülnek a másik két helyszínétől. A karsztbokorerdős élőhely szegregációja látványos, sőt jól megfigyelhető a felvételezések időbeli elkülönülése is. Külön csoportot alkotnak a karsztbokorerdős élőhely április végén és május elején szerzett adatai

(BOK 5, 6. és 6/B. heptád). Kisebb hasonlóságú csoportot alkotnak a május végi és június elejei adatok (BOK 10, 11. és 12. heptád).

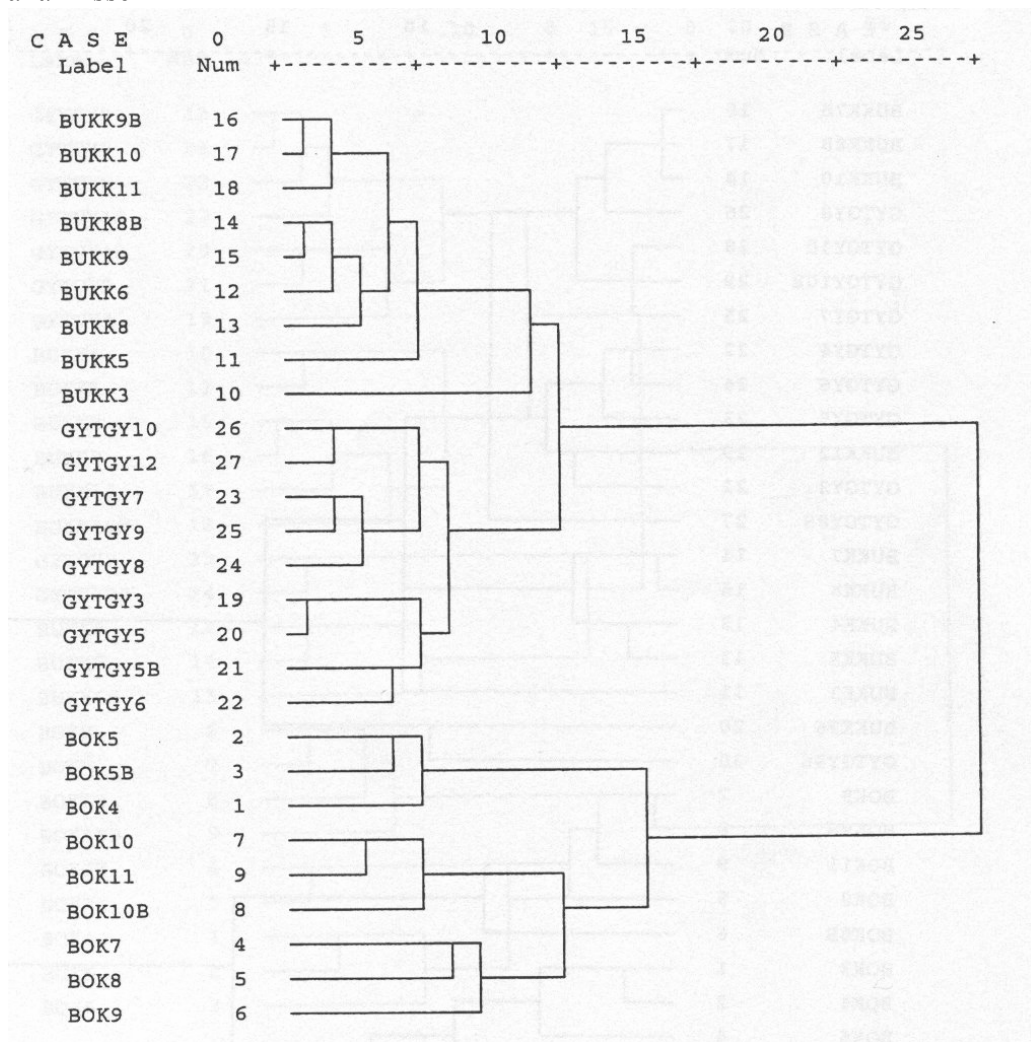
A bükkösben végzett bejárások információi egymással nagy hasonlóságot mutatnak, ám élesen elkülönülnek a gyertyános-tölgyes mintáitól, melyek szintén egységes képet jeleznek. Érdekes mindkét élőhelynél kiemelni, hogy az egymást követő napokon végzett felvételezések mennyire egyöntetűek (BUKK 6. és 6/B., vagy a BUKK 8. és 8/B, s még inkább a GYTGY 6. és 6/B. vagy a GYTGY 8. és 8/B. heptád).

5.1/2. ábra Az 1994-es felvételezések hasonlóságának elemzése Cluster analízissel



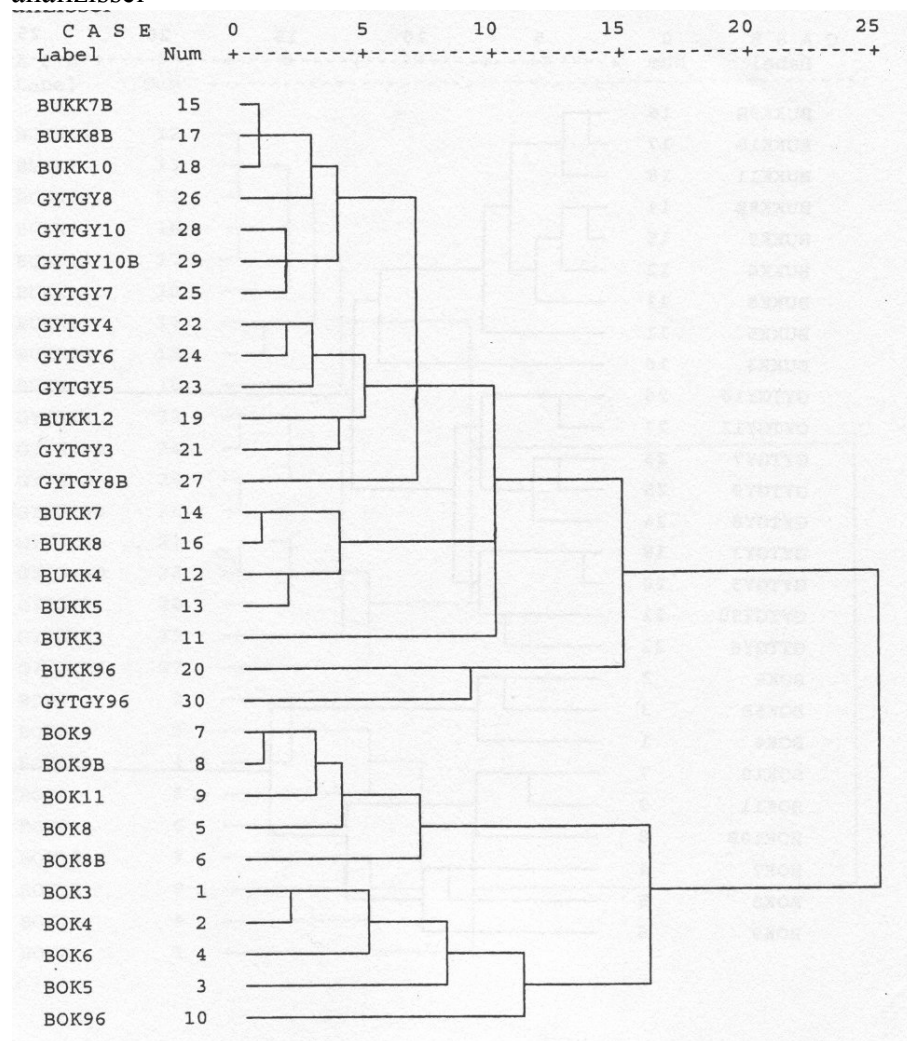
Az 1995-os felvételezések dendogramján (5.1/3. ábra) is kitűnően látható, hogy mindhárom mintaterület felvételezésének adatai egyértelműen elkülönülnek a másik két helyszíntől. Itt is meg kell állapítani, hogy a bükkösben és a gyertyános-tölgyesben végzett felvételezések adatai nagyobb hasonlóságot mutatnak egymáshoz, mint a karsztbokorerdős minták önmagukhoz. Említésre méltó, hogy az egymást követő napokon végzett felvételezések mennyire hasonlóak (BUKK 8/B. és 9, vagy a BUKK 9/B. és 10. heptád).

5.1/3. ábra Az 1995-ös felvételezések hasonlóságának elemzése Cluster analízissel



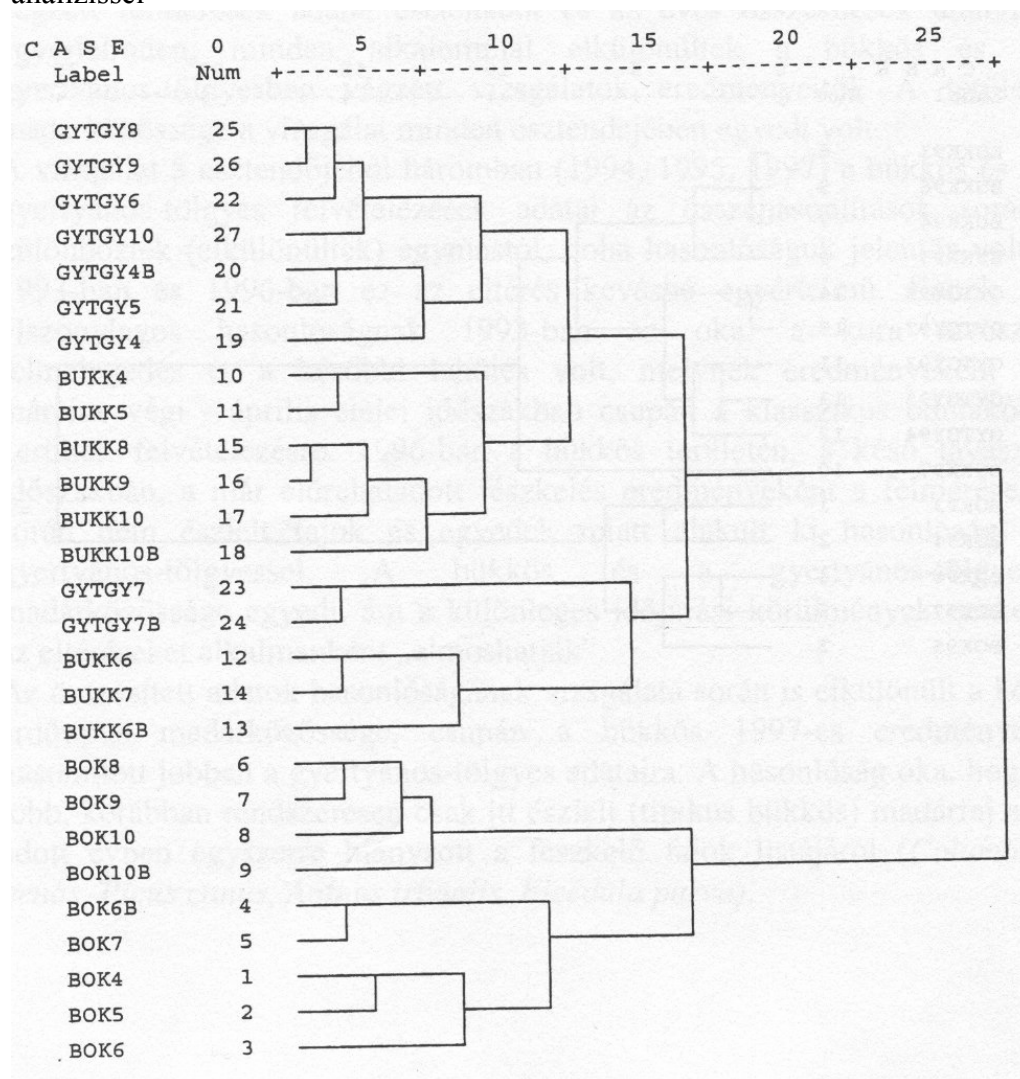
Az 1996-os felvételezések cluster analízisének dendogramján (5.1/4. ábra) megfigyelhető, hogy a karsztbokorerdős mintaterület felvételezésének adatai egyértelműen elkülönülnek a másik két helyszíntől. Itt ismét megfigyelhető a felvételezések időbeli elkülönülése is. Külön csoportot alkotnak az áprilisi (BOK 3, 4, 5, 6. heptád) és a májusi adatok (BOK 8, 8/B, 9, 9/B, 10. és 11. heptád). Említést érdemel méltó, hogy az egymást követő napokon végzett felvételezések mennyire hasonlóak (BOK 9. és BOK 9/B.).

5.1/4. ábra Az 1996-os felvételezések hasonlóságának elemzése Cluster analízissel



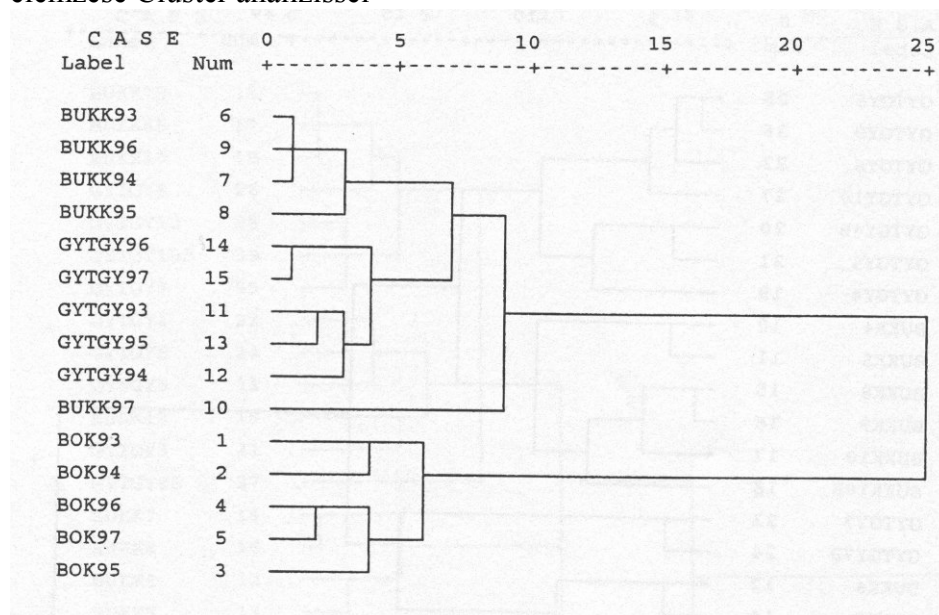
A bükkösben, áprilisban és május első felében végzett felmérések adatai (BUKK 3, 4, 5, 7. és 8. heptád) egységes csoportot alkotnak, ám a későbbi felvételezések értékei belekeverednek a gyertyános-tölgyes, egyébként összefüggő és viszonylag nagy hasonlóságot mutató blokkjába. Feltűnő, hogy a bükkösben és a gyertyános-tölgyesben végzett felvételezések adatai nagyobb hasonlóságot mutatnak egymáshoz, mint a karsztbokorerdős minták önmagukhoz.

5.1/5. ábra Az 1997-es felvételezések hasonlóságának elemzése Cluster analízissel



Az 1997-es felvételezések cluster analízisének dendogramján (5.1/5. ábra) megfigyelhető, hogy a karsztbokorerdős mintaterület felvételezésének adatai egyértelműen elkülönülnek a másik két helyszíntől. Itt ismét megfigyelhető a felvételezések időbeli elkülönülése is. Külön csoportot alkotnak a május második felében szerzett adatok (BOK 8, 9, 10. és 10/B. heptád).

5.1/6. ábra A különböző évek összegzett adatainak hasonlóság-elemzése Cluster analízissel



Mindhárom mintaterület 5-5 évi (1993-1997) kiértékelt felmérési eredményeinek cluster analízis-dendogramján (5.1/6. ábra), feltűnően elkülönülnek a karsztbokorerdős adatok (BOK 93, 94, 95, 96, 97.). Ugyanez elmondható a gyertyános-tölgyes (GYTGY 93, 94, 95, 96, 97.) eredményeiről is. Szintén különálló csoportot alkot a bükkös felmérés négy esztendeje is (BUK 93, 94, 95, 96.). Egyedül a bükkösben végzett 1997 évi felvételezések eredményei lógnak ki a sorból, s egy alacsonyabb hasonlósági értéken kapcsolódnak a bükkös – gyertyános-tölgyes közös csoporthoz.

Összességében megállapítható, hogy a karsztbokorerdős területen végzett felmérések adatai esetenként és az éves összesítések után is egyértelműen, minden alkalommal elkülönültek a bükkös és a gyertyános-tölgyesben végzett vizsgálatok eredményeitől. A terület madárközössége a vizsgálat minden esztendejében egyedi volt.

A vizsgálat 5 esztendőjéből háromban (1994, 1995, 1997) a bükkös és a gyertyános-tölgyes felvételezések adatai az összehasonlítások során különböztek (elkülönültek) egymástól, noha hasonlóságuk jelentős volt. 1993-ban és 1996-ban ez az eltérés kevésbé egyértelmű. Ennek a viszonylagos hasonlóságnak 1993-ban az oka, a kora tavaszi felmelegedés és a későbbi lehűlés volt, melynek eredményeként a március végi - április elejei időszakban csupán a klasszikus odúlakók kerültek felvételezésre. 1996-ban a bükkös területén, a késő tavaszi időszakban, a már előrehaladott fészkelés eredményeként a felmérések során nem észlelt fajok és egyedek miatt alakult ki hasonlóság a gyertyános-tölgyessel. A bükkös és a gyertyános-tölgyes madárközössége egyedi, ám a különleges időjárási körülmények ezeket az eltéréseket alkalmanként „elmoshatják”.

Az összesített adatok hasonlóságának vizsgálata során is elkülönült a két erdtípus madárközössége, csupán a bükkös 1997-es eredményei hasonlított jobban a gyertyános-tölgyes adataira. A hasonlóság oka, hogy több, korábban rendszeresen csak itt észlelt (tipikus bükkös) madárfaj az adott évben egyszerre hiányzott a fészkelő fajok listájáról (*Columba oenas*, *Picus canus*, *Anthus trivialis*, *Ficedula parva*).

5.2. A territórium-térképezés adatainak analízise

5.2.1. Közösségek szintjén

A ritka, vagy csak alkalmanként fészkelő fajok pontos értékelése csak több száz, esetleg néhány ezer hektáros mintavételi területen lehetséges, így a terület jellemzése, más élőhelyekkel való összevetése, elsősorban a domináns (melyek átlagos denzitása meghaladja a 6,0 pár/10 ha-t) illetve szubdomináns fajok (melyek átlagos denzitása meghaladta a 3,5 pár/10 ha-t) valamint a közösségre jellemző paraméterekkel történhet.

Az alsóhegyi karsztbokorerdős mintaterületen végzett felmérések öt éve során 36 madárfaj költését regisztráltam, melyek közül 15 mindegyik esztendőben fészkelte (5.2.1/1. táblázat). Az adatok összehasonlításakor egyértelműen megállapítható, hogy ez az élőhely a fészkelő madárfajok és költőpárok számát, denzitását, diverzitását és egyenletességét tekintve kiemelkedik a vizsgált területek közül. A karsztbokorerdőben talált domináns fajok (csökkenő dominancia-sorrendben): *Erithacus rubecula*, *Emberiza cia*, *Phylloscopus collybita*. A karsztbokorerdőben talált szubdomináns fajok (csökkenő dominancia-sorrendben): *Turdus merula*, *Parus major*, *Sylvia atricapilla*, *Carduelis cannabina*, *Phylloscopus trochilus*, *Sylvia curruca*, *Fringilla coelebs*, *Emberiza citrinella*. Az itt felsorolt 11 faj a vizsgált terület teljes denzitásának közel 70%-át képviseli.

A dobódéli bükkös mintaterületen végzett felmérések öt éve során 27, főként énekesmadárfaj költését regisztráltam, melyek közül 12 faj mindegyik esztendőben fészkelte (5.2.1/2. táblázat). Az adatok összehasonlításakor egyértelműen megállapítható, hogy ez az élőhely rendelkezett a legalacsonyabb a fészkelő madárfaj és költőpár számmal, s denzitásának értéke is legkisebbnek mutatkozott a vizsgált területek közül.

Az 1994-es esztendő kivételével, diverzitásának és egyenletességének értéke is alacsonyabb volt a másik két mintaterület hasonló adatainál. 1994-ben azonban a bükkös diverzitásának és egyenletességének értéke meghaladta a gyertyános-tölgyesét.

A dobódéli bükkösben észlelt domináns fajok (csökkenő dominancia-sorrendben felsorolva): *Erithacus rubecula*, *Ficedula albicollis*, *Parus major*, *Fringilla coelebs*. A bükkerdőben megfigyelt szubdomináns

fajok (csökkenő dominancia-sorrendben felsorolva): *Coccothraustes coccothraustes*, *Parus caeruleus*, *Phylloscopus sibilatrix*, *Parus ater*. A fentiekben említett 8 énekesmadár-faj a vizsgált terület teljes denzitásának 72%-át képviseli.

A dobódéli szubmontán bükkös mintaterületet un. tipikus „bükkös” madárfajokkal jellemezhető, melyek közül domináns a *Ficedula albicollis*, szubdomináns a *Parus ater*. Az élőhelyhez speciálisan kötődő, rendszeresen költő „bükkös” fajoként a *Columba oenas*, a *Picus canus* és a *Ficedula parva* említése szükséges, még akkor is, ha a különféle harkályfajok denzitása általában nem éri el 10 hektáronként az egy költő párt.

Ugyanezeket a fajokat találták dominánsnak a Pilisben végzett vizsgálatok (Moskát 1985/c, 1986) egy 100 év körüli bükkösben. Emellett a szubdominánsnak említettek, és a tipikus „bükkös” fajok közül is néhány megegyezik a vizsgálataim eredményeként jelzett énekesmadár fajokkal.

5.2.1/1. táblázat

Madárállományok (fészkelő pár) nagyságának évenkénti alakulása az alsóhegyi karsztbokorerdős mintaterületen (10 ha)

Fajok	1993	1994	1995	1996	1997
Phasianus colchicus		1			
Streptopelia turtur		3	2	2	2
Caprimulgus europaeus	1	2	0,5		
Upupa epops	1	2,5	2	1	
Jynx torquilla	3	3	2	0,5	1
Dendrocopos major	1		1	1	
Lullula arborea	1	1,5	1	1	1
Erithacus rubecula	7,5	10	6	10,5	9
Luscinia megarhynchos	1		1		
Turdus merula	5	6	4,5	5,5	8
Turdus philomelos	1	1		1	1
Sylvia curruca	4,5	3	4	4	3
Sylvia communis			2		
Sylvia atricapilla	5	7	5,5	5	5
Phylloscopus collybita	9,5	6,5	3	6,5	4,5
Phylloscopus trochilus	5,5	6,5	4,5	3	2,5
Muscicapa striata	1			2	
Aegithalos caudatus	1	1	2	1	1
Parus palustris	1	2	0,5		1
Parus montanus			1		
Parus ater				1	1
Parus caeruleus	2	1	1		1
Parus major	7	7,5	6	5,5	3
Sitta europaea		1			
Oriolus oriolus	1	1		1	
Lanius collurio		2	3	2,5	1
Garrulus glandarius	2	1	1		
Sturnus vulgaris					1
Passer montanus		3	1	2	
Fringilla coelebs	2	4,5	4,5	3	4
Carduelis chloris	4	4	3	2	1
Carduelis carduelis	0,5	3	3	1	
Carduelis cannabina	3	3	5,5	4,5	6
Coccothraustes coccothraustes		1	2	3	5
Emberiza citrinella	2	3	5	4	3,5
Emberiza cia	8	9,5	7	6,5	7,5
Fajok száma	27	29	29	26	23
Költőpárok száma	81,5	100,5	84,5	80	73
Denzitás pár/10 ha	81,5	100,5	84,5	80	73
Diverzitás	2,97	3,11	3,15	2,99	2,88
Egyenletesség	0,68	0,67	0,71	0,68	0,66

5.2.1/2. táblázat

Madárállományok (fészkelő pár) nagyságának évenkénti alakulása az dobódéli bükkös mintaterületen (10,6 ha)

Fajok	1993	1994	1995	1996	1997
Columba oenas	1			1	
Jynx torquilla		1			
Picus canus	1			1	
Dendrocopos major	1	1	1	3	2
Dendrocopos minor		1		1	1
Anthus trivialis		1			
Troglodytes troglodytes	1		1		
Erithacus rubecula	8	10	8	7	8,5
Turdus merula	2	3	2	3	2
Sylvia atricapilla	3	3	2	1	1,5
Phylloscopus sibilatrix	3	5,5	1,5	5	4,5
Phylloscopus collybita	1				0,5
Muscicapa striata			1	1	1
Ficedula parva	1	1			
Ficedula albicollis	7	9	6	8	7
Parus palustris	2	1,5	1		2
Parus montanus	1	0,5			
Parus ater	2,5	4,5	3	4	3,5
Parus caeruleus	3	3	3,5	7,5	3
Parus major	6,5	9	6,5	7,5	6
Sitta europaea	3	4	4	3,5	2
Sturnus vulgaris		2	2,5	2,5	2
Passer montanus		1			
Fringilla coelebs	6,5	6	5	5	8
Carduelis chloris	1	1			
Carduelis carduelis	0,5	1	1	1	
Coccothraustes coccothraustes	6	6,5	3	5	8
Fajok száma	21	22	17	18	17
Költőpárok száma	61	75,5	52	67	62,5
Denzitás pár/10 ha	57,55	71,23	49,06	63,21	58,96
Diverzitás	2,77	2,75	2,61	2,66	2,58
Egyenletesség	0,67	0,64	0,66	0,63	0,62

A jósmafői gyertyános-tölgyes mintaterületen végzett felmérések öt éve során 29 madárfaj költését regisztráltam, melyek közül 15 mindegyik esztendőben fészkel (5.2.1/3. táblázat). Az adatok összehasonlításakor látható, hogy ezen a területen fészkelő madárfajok

és költőpárok száma meghaladja a bükkös területét, ám alulmúlja a bokorerdőét, sőt denzitásának értéke is köztes helyzetet mutat, az 1994-es esztendő kivételével, a másik kettőhöz képest. Ekkor értéke alulmúlta a bükkösét, diverzitása és egyenletessége magasabb a bükkerdőnél, de alacsonyabb a bokorerdőéhez képest.

A vizsgálataim során a gyertyános-tölgyesben felmért domináns fajok (csökkenő dominancia-sorrendben): *Erithacus rubecula*, *Parus major*, *Fringilla coelebs*. A gyertyános-tölgyes talált szubdomináns fajok (csökkenő dominancia-sorrendben): *Coccothraustes coccothraustes*, *Phylloscopus sibilatrix*, *Parus caeruleus*, *Turdus merula*, *Sylvia atricapilla*. Az itt felsorolt 8 faj a vizsgált terület teljes denzitásának 70%-át képviseli.

A jósvafői mintaterületet ún. tipikus „gyertyános-tölgyes” madárfajokkal nem igazán jellemezhető, hiszen domináns és szubdomináns fajai megtalálhatók a „bükkös” és/vagy a „karsztbokorerdős” hasonló fajai között. Az élőhelyhez speciálisan kötődő, rendszeresen költő „gyertyános-tölgyes” fajként a *Dendrocopos* fajok, a *Sylvia atricapilla* és a *Certhia familiaris* lehet kiemelni. Meg kell azt is említeni, hogy a *Motacilla alba* és a *Motacilla cinerea*, a *Phoenicurus ochruros* valamint a *Passer domesticus* előfordulása a mintaterület elhelyezkedéséből adódik, semmiképp nem tekinthető a „gyertyános-tölgyes” jellegzetességének.

Az általam dominánsként nevesített fajok meghatározóak voltak a Rábavölgyében végzett vizsgálatok esetében (Gyurác 1995). Azonban a jósvafői területen szubdomináns (*Sylvia atricapilla*) és a kisebb állományban (*Phylloscopus collybita*) előforduló fajok ott dominánsak illetve szubdominánsak voltak. Ezzel ellentétben, az Aggteleki-karszton szubdomináns *Phylloscopus sibilatrix* nem fordult elő a körmendi Dobogó-erdőben. A nemzeti parki gyertyános-tölgyes fakuszfaját a *Certhia familiaris*-t, a Rábánál a *Certhia brachydactyla* helyettesítette. A Körmend melletti erdőben több, nem kifejezetten gyertyános-tölgyes faj költését (*Locustella fluviatilis*, *Locustella naevia*, *Acrocephalus palustris*) is kimutatták. Nyilvánvaló, hogy a különbségek és az arányeltolódások a két erdő közötti különbségből (a változatosabb fajokészlet, a cserjeszint borítása és színtezettsége, a vízfolyás közelsége) adódtak.

5.2.1/3. táblázat

Madárállományok (fészkelő pár) nagyságának évenkénti alakulása az jósvaíói gyertyános-tölgyes mintaterületen (8,6 ha)

Fajok	1993	1994	1995	1996	1997
Dendrocopos major	1	2	2	2	2
Dendrocopos medius	1	1			
Dendrocopos minor	1				
Motacilla cinerea			1		
Motacilla alba			1		
Troglodytes troglodytes	2	0,5	1		2
Erithacus rubecula	6	8,5	6	9,5	9
Phoenicurus ochruros	1				
Turdus merula	3	5,5	2	2,5	5
Turdus philomelos	2	1	1	2	4
Sylvia curruca	1	1			
Sylvia atricapilla	4	2	4,5	3	3
Phylloscopus sibilatrix	6	5	5	7	5,5
Phylloscopus collybita	0,5	1	3	4,5	2
Muscicapa striata				1	
Ficedula albicollis	3	1	2	1,5	1
Aegithalos caudatus	1		0,5	1	1
Parus palustris	2	1	1	1	1
Parus ater	2	1,5		1	
Parus caeruleus	3	7	6,5	6	3,5
Parus major	7	9	7,5	4	4
Sitta europaea	3	3	3	2,5	2
Certhia familiaris	2	1	1	2	1
Oriolus oriolus				1	
Garrulus glandarius	2			1	
Passer domesticus	1				
Fringilla coelebs	7	5,5	6,5	7	5
Carduelis chloris			2		1
Coccothraustes coccothraustes	5	5	3	8,5	7,5
Fajok száma	24	19	20	20	18
Költőpárok száma	66,5	61,5	59,5	68	59,5
Denzitás pár/10 ha	77,32	71,51	69,19	79,07	69,19
Diverzitás	2,94	2,61	2,74	2,71	2,66
Egyenletesség	0,70	0,63	0,67	0,64	0,65

Áttekintve a hazai és a közvetlen környezetünkből származó nemzetközi, vizsgálataimhoz hasonló élőhelyeken végzett felmérések diverzitás és egyenletesség adatait (5.2.1/4. táblázat), megállapítható,

hogy a karsztbokorerdő énekesmadár-közössége (különösen, ha figyelembe vesszük a vizsgált területek méretét) kiemelkedően magas diverzitás és egyenletesség értékekkel rendelkezik. Még akkor is, ha az egymást követő évek adatai közt néha jelentős eltérések is előfordultak. A dobódéli mintaterület madárközössége alapvetően hasonló, kissé magasabb diverzitás értékeket mutat, mint a Pilisi bükkös adatai (Moskát 1985/b, 1986). Más kutatások eredményeinek (Moskát & Székely 1986, Moskát & Sasvári 1992) magasabb diverzitás és egyenletesség értékét a többszörösen nagyobb vizsgálati terület eredményezi (5.2.1/4. táblázat). A jósvafői vizsgálati terület madárközössége alapvetően hasonló diverzitás értékeket mutat, mint a Körmend melletti gyertyános-tölgyes adatai (Gyurácz 1995).

5.2.1/4. táblázat

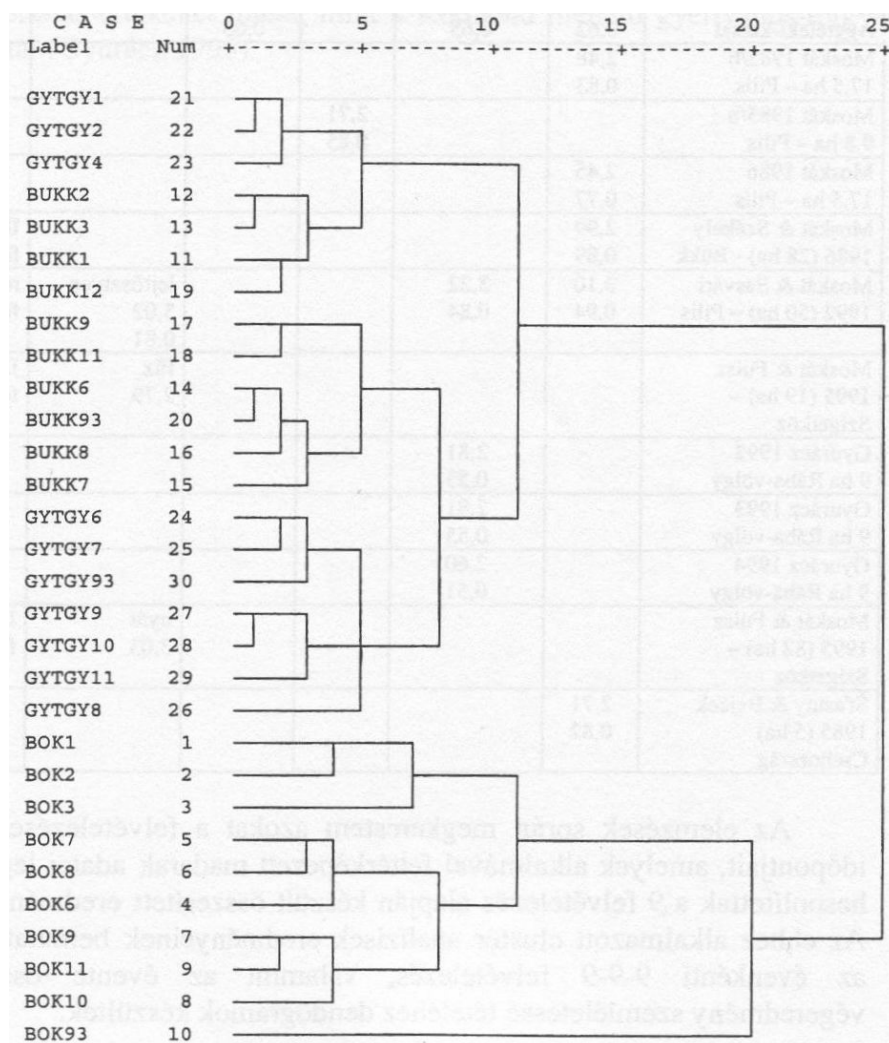
Madárállományok felmérésének diverzitás és egyenletesség adatai

	bükk	gyertyános- tölgyes	tölgy	bokor- erdő	egyéb	
Horváth 1993	2,77	2,94		2,97		
Aggteleki-karszt	0,67	0,70		0,68		
Horváth 1994	2,75	2,61		3,11		
Aggteleki-karszt	0,64	0,63		0,67		
Horváth 1995	2,61	2,74		3,15		
Aggteleki-karszt	0,66	0,67		0,71		
Horváth 1996	2,66	2,71		2,99		
Aggteleki-karszt	0,63	0,64		0,68		
Horváth 1997	2,58	2,66		2,88		
Aggteleki-karszt	0,62	0,65		0,66		
Moskát 1985/b	2,48					
17,5 ha – Pilis	0,83					
Moskát 1985/b			2,71			
9,8 ha – Pilis			0,85			
Moskát 1986	2,45					
17,5 ha – Pilis	0,77					
Moskát & Székely	2,99					IPA
1986 (28 ha) - Bükk	0,89					felmérés
Moskát & Sasvári	3,10	3,22			lejtősztyep	redukált
1992 (50 ha) – Pilis	0,94	0,84			3,02	felmérés
					0,81	
Moskát & Fuisz					fűz	IPA
1995 (19 ha) –					2,79	felmérés
Szigetköz						
Gyurácz 1992		2,81				
9 ha Rába-völgy		0,55				
Gyurácz 1993		2,81				
9 ha Rába-völgy		0,55				
Gyurácz 1994		2,60				
9 ha Rába-völgy		0,51				
Moskát & Fuisz					nyár	IPA
1995 (82 ha) –					3,03	felmérés
Szigetköz						
Štastný & Bejček	2,71					
1985 (5 ha)	0,82					
Csehország						

Az elemzések során megkerestem azokat a felvételezéseket, ill. időpontjait, amelyek alkalmával feltérképezett madarak adatai leginkább hasonlítottak a 9 felvételezés alapján készült összesített eredményekhez. Az ehhez alkalmazott cluster analízisek eredményeinek bemutatásához, az évenkénti 9-9-9 felvételezés, valamint az évente összegzett végeredmény szemléletessé tételéhez dendogramok készültek.

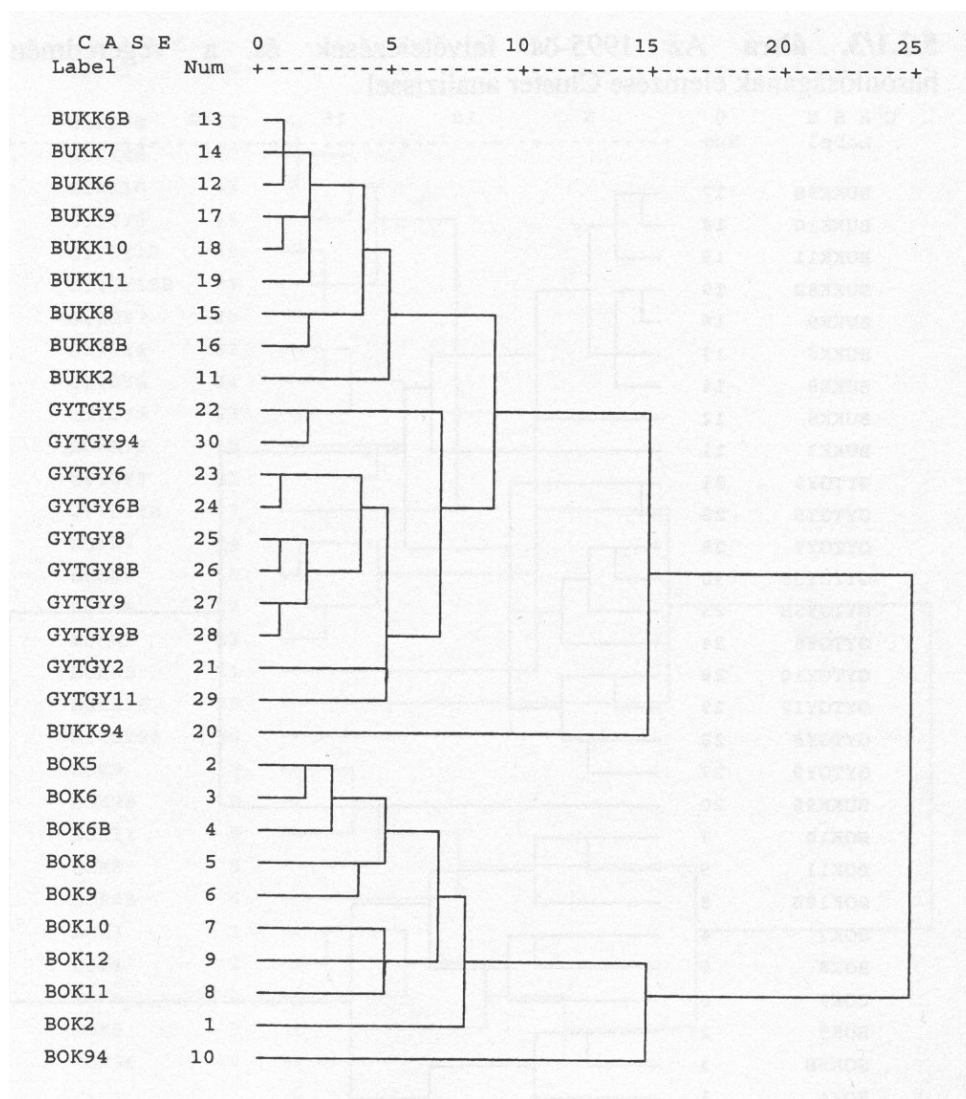
Az 1993-as felvételezések cluster analízisének dendrogramján (5.2.1/1. ábra) látható, hogy a bükkösben felmért adatok összesítéséhez (BUKK93) leginkább a 6. heptádban (BUKK 6), vagyis a május 1-én végzett felmérés hasonlít. A gyertyános-tölgyes összesített adataira (GYTGY93) leginkább a 6. és 7. heptádban (GYTGY 6, GYTGY 7), április végén, május elején észlelt információk hasonlítanak. Ki kell emelni, hogy mindkét esetben a hasonlóság nagyon erős.

5.2.1/1. ábra Az 1993-as felvételezések és a végeredmény hasonlóságának elemzése Cluster analízisse



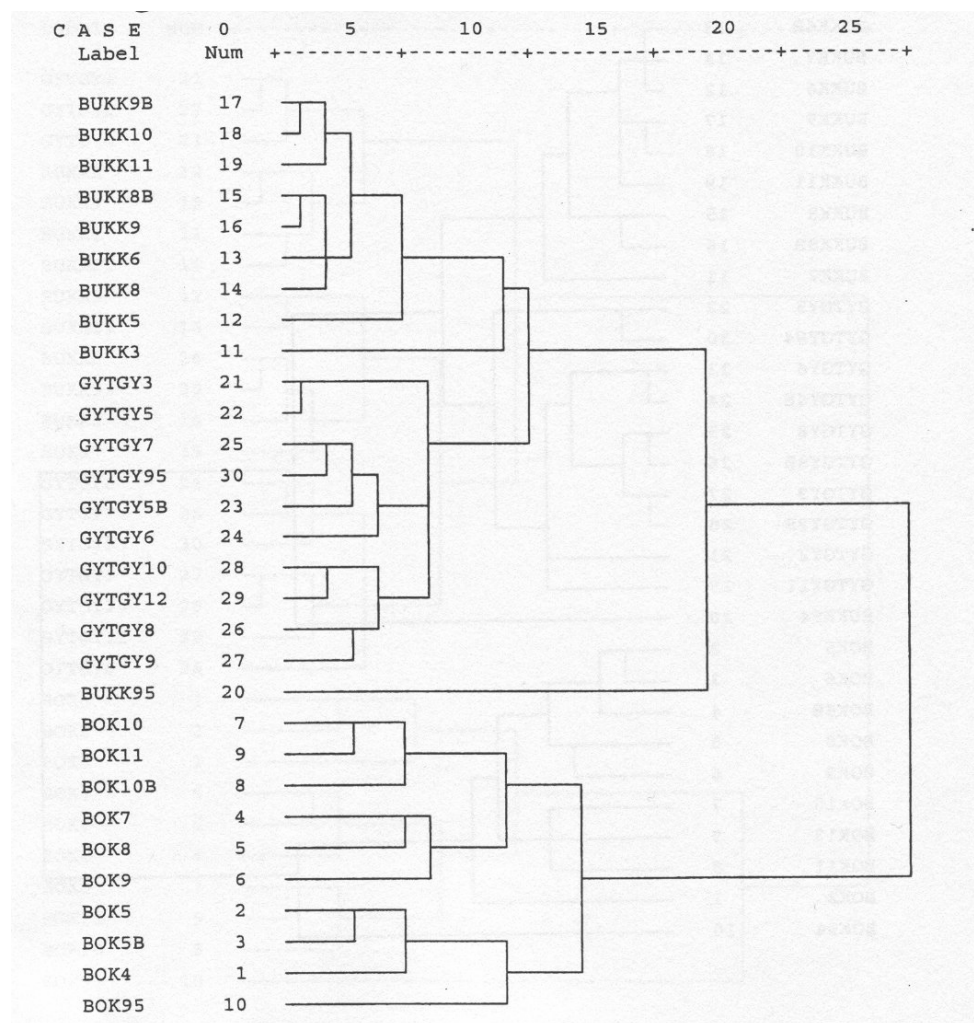
Az 1994-es adatok cluster analízis dendogramján (5.2.1/2. ábra). azonosítható, hogy a gyertyános-tölgyesben felmért adatok összesítéséhez (GYTGY 94) leginkább az 5. heptádban (GYTGY 5), vagyis az április 24-én végzett felmérés hasonlít. A hasonlóság közepesen erős.

5.2.1/2. ábra Az 1994-es felvételezések és a végeredmény hasonlóságának elemzése Cluster analízissel



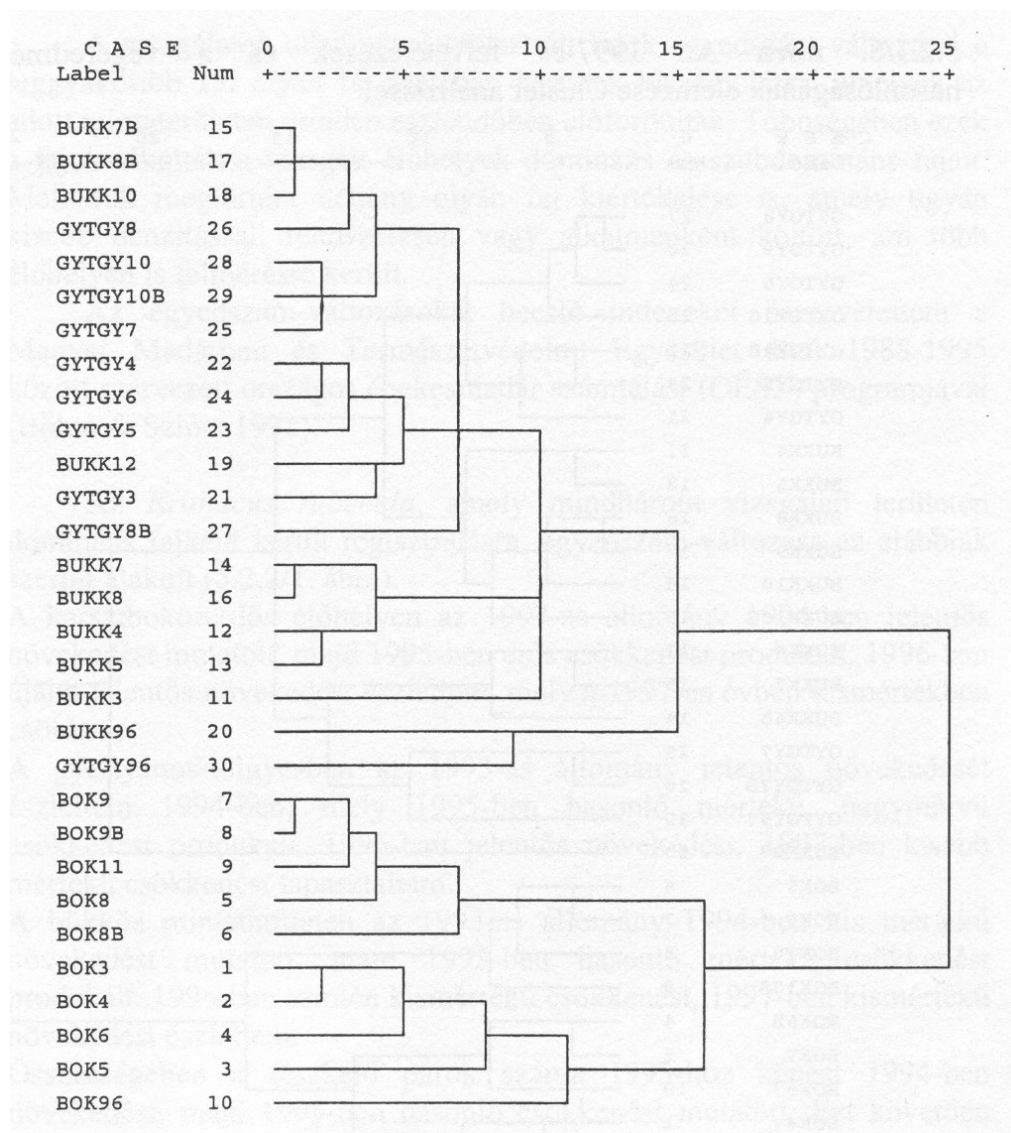
Az 1995-ös adatok cluster analízis dendogramján (5.2.1/3. ábra). megfigyelhető, hogy a gyertyános-tölgyesben felmért adatok összesítéséhez (GYTGY 94) leginkább a 7. valamint az 5/B és a 6. heptádban (GYTGY 7, GYTGY 5/B, GYTGY 6), vagyis április végén, május elején észlelt információk hasonlítanak. A hasonlóság nagyon erős. A karsztbokorerdőben szerzett adatok összesítéséhez (BOK 95) a 4. heptádban (BOK 4), április 16-án észlelt információk hasonlítanak a leginkább. A hasonlóság közepesen erős.

5.2.1/3. ábra Az 1995-ös felvételezések és a végeredmény hasonlóságának elemzése Cluster analizissal



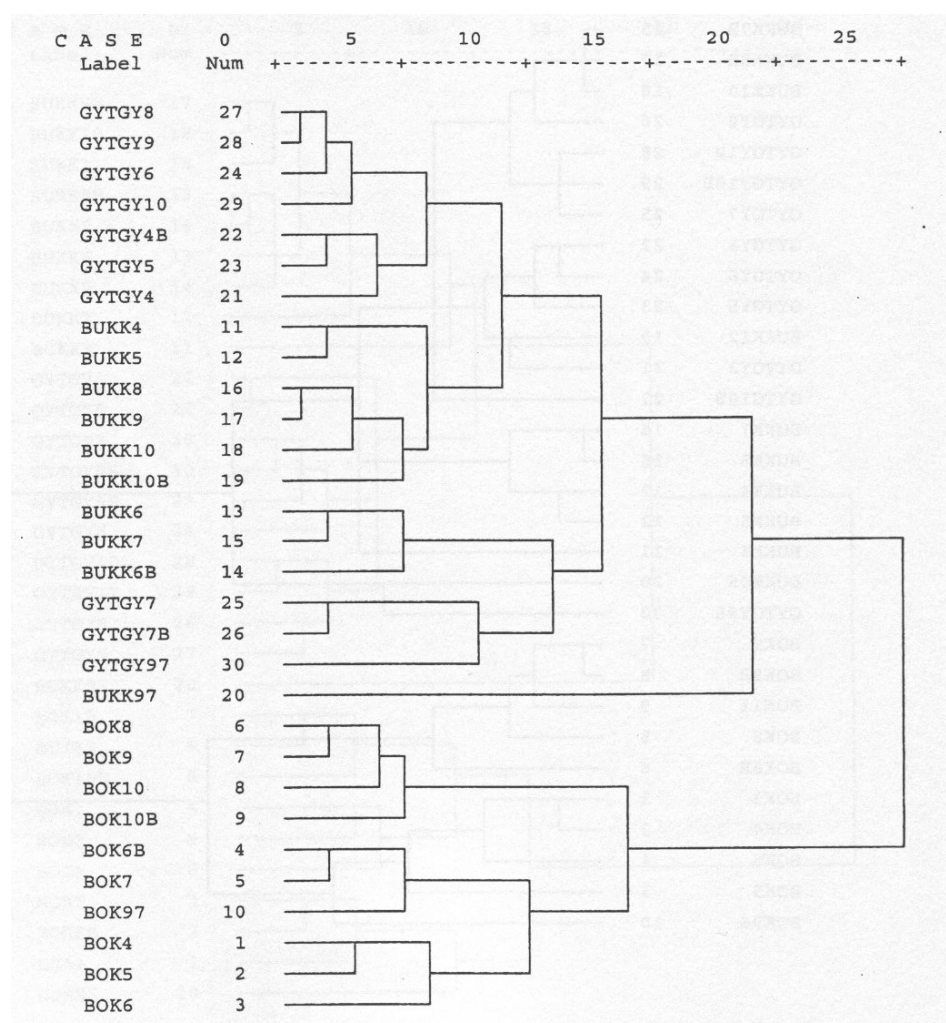
Az 1996-os adatok cluster analízis dendogramján (5.2.1/4. ábra). azonosítható, hogy a karsztbokorerdőben felmért adatok összesítéséhez (BOK 96) leginkább az 5. heptádban (BOK 5), vagyis az április 25-én végzett felmérés hasonlít. A hasonlóság közepesen erős.

5.2.1/4. ábra Az 1996-os felvételezések és a végeredmény hasonlóságának elemzése Cluster analízissel



Az 1997-es adatok cluster analízis dendogramjáról (5.2.1/5. ábra). leolvasható, hogy a gyertyános-tölgyesben felmért adatok összesítéséhez (GYTGY 97) leginkább a 7, és a 7/B heptádban (GYTGY 7, GYTGY 7/B), vagyis április végén, május elején észlelt információk hasonlítanak. A karsztbokorerdőben szerzett adatok összesítéséhez (BOK 97) a 6/B és 7 heptádban (BOK 6/B, BOK 7), május 2-án és 6-án észlelt információk hasonlítanak a leginkább. A hasonlóság mindegyik esetben közepesen erős volt.

5.2.1/5. ábra Az 1997-es felvételezések és a végeredmény hasonlóságának elemzése Cluster analízissel



Összességében a felvételezések és a feldolgozott végeredmény összevetése alapján megállapítható, hogy a gyertyános-tölgyesben április végén, május elején végzett egyszeri felvételezések adata nagy hasonlóságot mutat az erdő madárközösségének összetételével. A bükkös és a karsztbokorerdő esetében nem lehet egyértelmű időpontot kijelölni az egyszeri adat-felvételezésekhez.

5.2.2. Fajok, fajcsoportok szintjén

A vizsgálatok alkalmával regisztrált fajok egyedszám-változásai a leggyakoribb 18, olyan faj esetében kerültek kiszámolásra, amelyek az adott mintaterületen minden esztendőben előfordultak. Többségében ezek a fajok alkották a vizsgált élőhelyek domináns és szubdomináns fajait. Mellettük megtörtént néhány olyan faj kiértékelése is, amely ugyan kisebb denzitással, rendszeresen vagy alkalmanként költött, ám több élőhelyen is felmérésre került.

Az egyedszám-változásokat becsülő indexeket összevetettem a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület által 1988-1995 között szervezett országos énekesmadár számlálási (OÉSZ) programjával (Böhm & Szinai 1998).

Az *Erithacus rubecula*, amely mindhárom vizsgálati területen domináns fajként került regisztrálásra, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/1. ábra).

A karsztbokorerdős élőhelyen az 1993-as állomány 1994-ben jelentős növekedést mutatott, majd 1995-ben erős csökkenést produkált. 1996-ban újabb jelentős növekedést észleltem, mely a 1997-es évben kismértékben csökkent.

A gyertyános-tölgyesben az 1993-as állomány jelentős növekedését észleltem 1994-ben, mely 1995-ben hasonló mértékű, nagymértékű csökkenést produkált. 1996-ban jelentős növekedést, 1997-ben kisebb mértékű csökkenést tapasztaltam.

A bükkös mintaterületen az 1993-as állomány 1994-ben kis mértékű növekedést mutatott, majd 1995-ben hasonló mértékű csökkenést produkált. 1996-ban szintén kismértékű csökkenést, 1997-ben kismértékű növekedést észleltem.

Összességében a fészkelő párok száma 1993-hoz képest 1994-ben növekedést, majd 1995-ben hasonló csökkenést mutatott. Ezt követően

1996-ban újabb növekedést észleltem, majd 1997-ben a vörösbegy állománya jelentős mértékben nem változott. Megállapítható, hogy az évről-évre bekövetkezett változások közötti különbségek nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=7,328$, $p=0,12$).

Az OÉSZ adatai szerint az *Erithacus rubecula* 1994. évi állománya 1993-hoz képest kis mértékben növekedett, majd 1995-ben csekély mértékben csökkent. A vörösbegy állományának változása hullámzó növekedési tendenciát mutatott, hasonló lefutással az OÉSZ adataihoz.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 6. heptádban találtam a legmagasabb korellációs szintet ($R_{S6}=0,369$, $n=15$, $P=0,176$), ám az érték nem volt szignifikáns.

A *Phylloscopus sibilatrix*, amely a bükkös és a gyertyános-tölgyes élőhelyen szubdomináns fajként fordult elő, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/2. ábra).

A gyertyános-tölgyesben az 1993-as állomány 1994-ben kismértékben csökkent, majd 1995-ben nem változott. 1996-ban jelentős növekedést észleltem, melyet 1997-ben erős csökkenés követett.

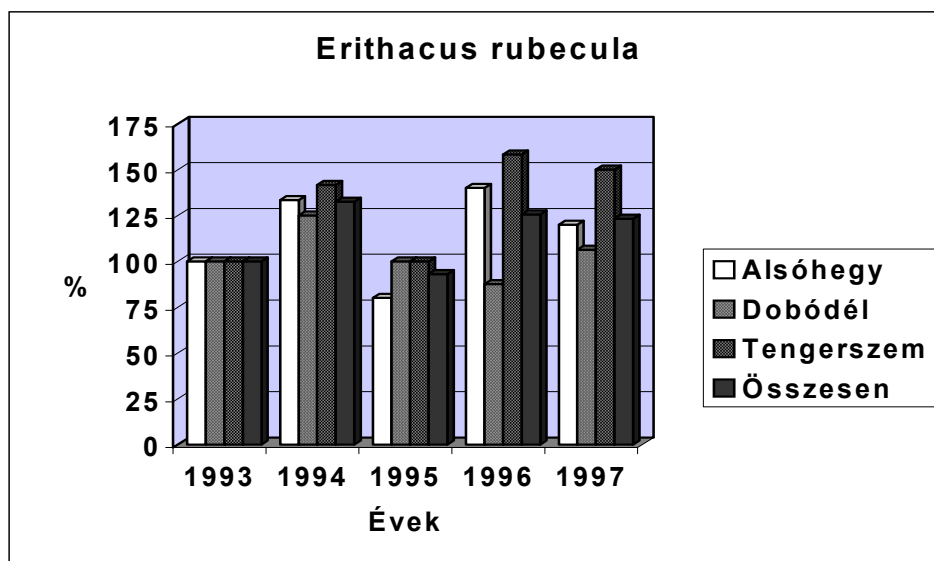
A bükkös mintaterületen az 1993-as állomány mérete 1994-ben komoly növekedést mutatott, majd 1995-ben drasztikus mértékben csökkent. 1996-ban hasonló intenzitású emelkedést követően, 1997-re kismértékben csökkent.

Összességében a fészkelő párok száma 1993-hoz képest 1994-ben kis emelkedést mutatott, majd 1995-ben jelentős csökkenést észleltem. Ezt követően a sisegő füziike fészkelő állománya 1996-ban nagymértékben nőtt, mely 1997-ben kissé lecsökkent.

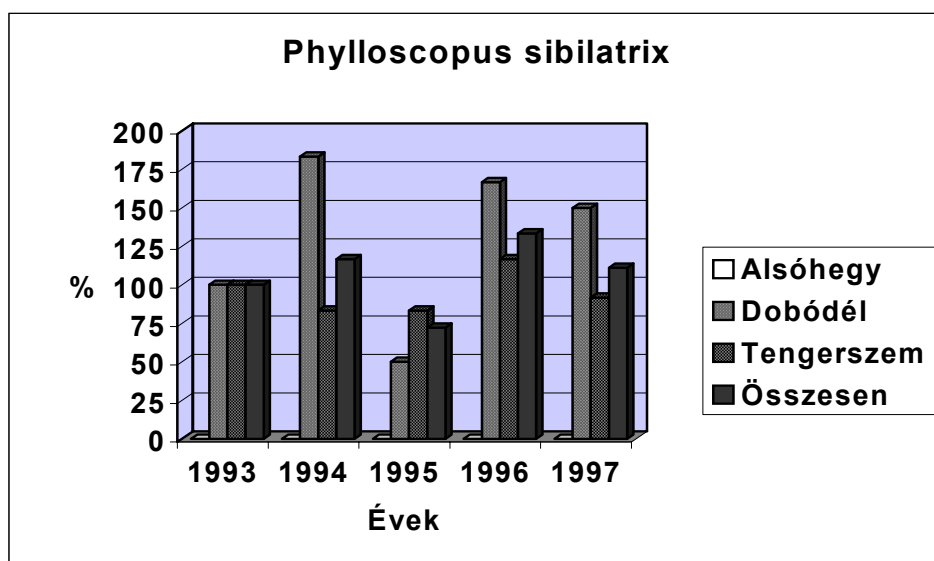
Az OÉSZ adatai szerint a *Phylloscopus sibilatrix* 1994. évi állománya 1993-hoz képest kis, nem szignifikáns mértékben nőtt, majd 1995-ben szintén nem szignifikáns mértékben tovább növekedett. A sisegő füziike állományának alakulása hullámzó tendenciát mutatott, lefutása nem hasonlít az OÉSZ adataihoz.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 7, a 8. és a 9. heptádban találtam a legmagasabb korellációs értéket ($R_{S7}=0,949$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S8}=0,931$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S9}=0,949$, $n=15$, $P<0,001$).

5.2.2/1. ábra Az *Erithacus rubecula* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



5.2.2/2. ábra A *Phylloscopus sibilatrix* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



A *Phylloscopus collybita*, amely a karsztbokorerdős élőhelyen domináns, a gyertyános-tölgyesben rendszeresen fészkelő fajként fordult elő, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/3. ábra).

A karsztbokorerdős élőhelyen az 1993-as állomány 1994-ben jelentős mértékű csökkenést mutatott, majd 1995-ben szintén komoly mértékben tovább csökkent. 1996-ban erős növekedést észleltem, melyet 1997-ben további nagy növekedés követte.

A gyertyános-tölgyesben az 1993-as állomány, 1994-ben, 1995-ben és 1996-ban is jelentősen növekedett. Ezt követően, 1997-ben komoly csökkenést tapasztaltam.

Összességében a fészkelő párok száma 1993-hoz képest 1994-ben nagy csökkenést mutatott, majd 1995-ben tovább csökkent. Ezt követően a csilicsalp füzike fészkelő állománya 1996-ban nagymértékben nőtt, mely 1997-ben drasztikusan lecsökkent.

Az OÉSZ adatai szerint a *Phylloscopus collybita* 1994. évi állománya 1993-hoz képest kis, nem szignifikáns mértékben nőtt, majd 1995-ben szintén nem szignifikáns mértékben tovább növekedett. A csilicsalp füzike állományának alakulása csökkenő-hullámzó tendenciát mutatott, lefutása ellentétes az OÉSZ adataival.

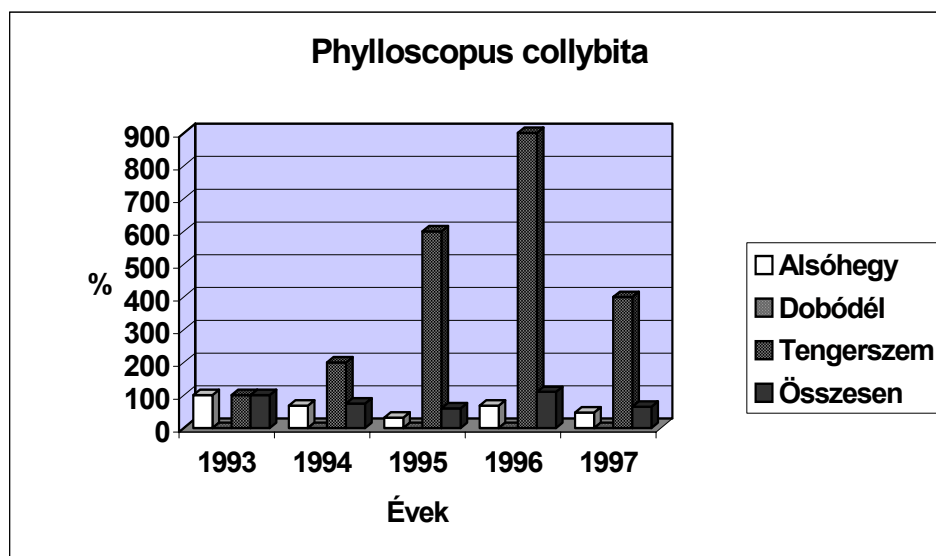
A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 4, az 5. és a 6. heptádban találtam a legmagasabb korrelációs értéket ($R_{s4}=0,951$, $n=8$, $P<0,001$; $R_{s5}=0,996$, $n=12$, $P<0,001$; $R_{s6}=0,964$, $n=15$, $P<0,001$).

A *Phylloscopus trochilus*, amely a karsztbokorerdős élőhelyen szubdomináns fajként fordult elő, egyedszám-változása a következők szerint alakult (5.2.2/4. ábra).

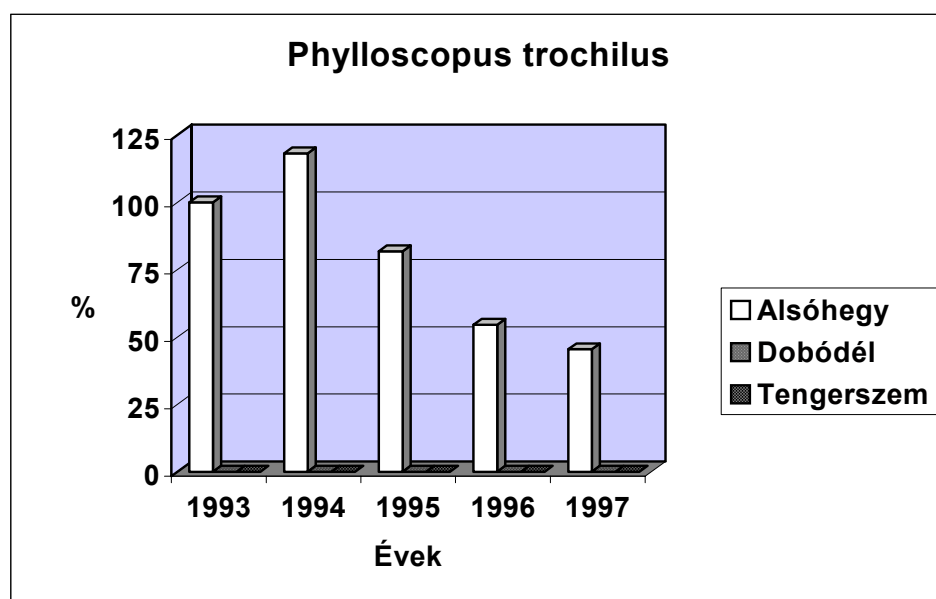
Az 1993-as állomány 1994-ben kismértékű növekedést mutatott, mely 1995-ben jelentős mértékben csökkent. 1996-ban ez nagymértékben tovább csökkent, majd 1997-ben újabb kismértékű csökkenést mutatott.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 6, a 7, a 8, a 9. és a 10. heptádban találtam a legmagasabb korrelációs értéket ($R_{s6}=0,995$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{s7}=0,991$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{s8}=0,995$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{s9}=0,991$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{s10}=0,984$, $n=14$, $P<0,001$).

5.2.2/3. ábra A *Phylloscopus collybita* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



5.2.2/4. ábra A *Phylloscopus trochilus* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



Az *Emberiza citrinella*, amely a karsztbokorerdős élőhelyen szubdomináns fajként fordult elő, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/5. ábra).

Az 1993-as állomány 1994-ben jelentős mértékben nőtt, majd 1995-ben nagymértékben tovább emelkedett. 1996-ban ez enyhe csökkenés követte, majd 1997-ben további kismértékű csökkenést észleltem.

Az OÉSZ adatai szerint az *Emberiza citrinella* 1994. évi állománya 1993-hoz képest nem szignifikáns mértékben nőtt, majd 1995-ben nem szignifikáns mértékben csökkent. A citromsármány állományának alakulása hullámzó-növekvő tendenciát mutatott, nem hasonlít az OÉSZ adataihoz.

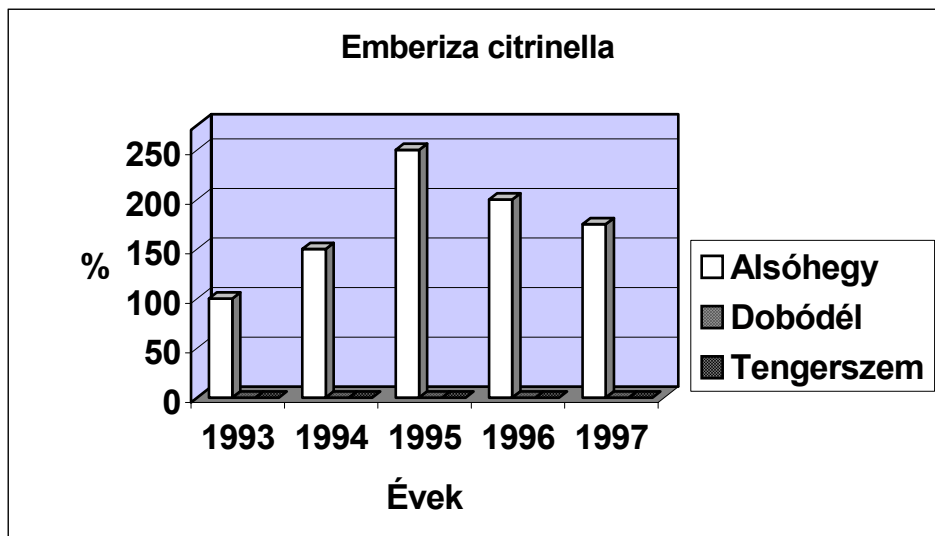
A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján az 5, a 6, a 7, a 8. és a 9. heptádban találtam a legmagasabb korellációs értéket ($R_{S5}=0,970$, $n=12$, $P<0,001$; $R_{S6}=0,926$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S7}=0,911$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S8}=0,895$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S9}=0,918$, $n=15$, $P<0,001$).

Az *Emberiza cia*, amely a karsztbokorerdős élőhelyen domináns fajként fordult elő, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/6. ábra).

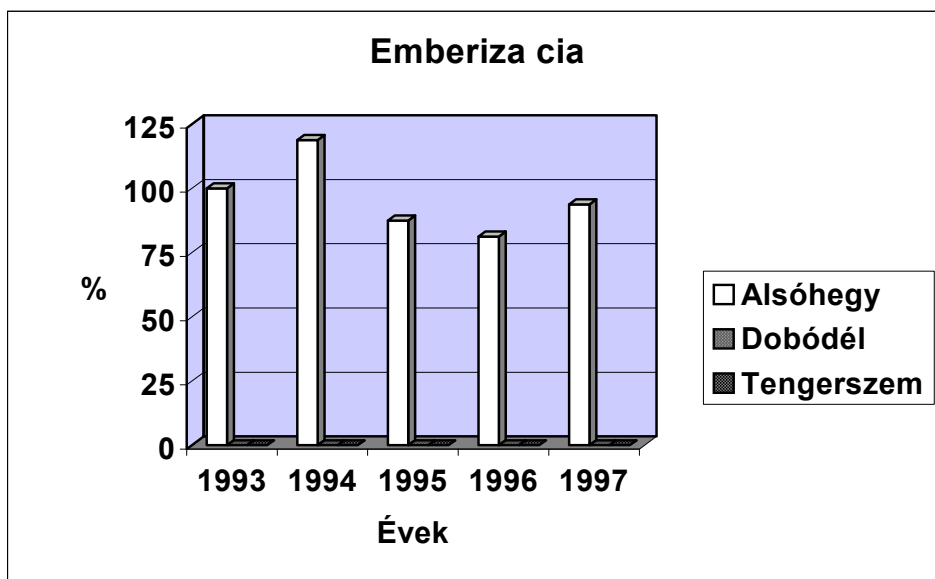
Az 1993-as állomány 1994-ben kismértékben nőtt, majd 1995-ben további csekély mértékben csökkent. 1996-ban ez tovább csökkent, majd 1997-ben kismértékű növekedést produkált. A bajszos sármány állományának alakulása hullámzó tendenciát mutatott.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 6, a 7, a 8, a 9. és a 10. heptádban találtam a legmagasabb korellációs értéket ($R_{S6}=0,994$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S7}=0,940$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S8}=0,994$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S9}=0,949$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S10}=0,958$, $n=14$, $P<0,001$).

5.2.2/5. ábra Az *Emberiza citrinella* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



5.2.2/6. ábra Az *Emberiza cia* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



A *Turdus merula*, amely a gyertyános-tölgyes és a karsztbokorerdős élőhelyen szubdomináns, a bükkösben rendszeresen fészkelő fajként fordult elő, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/7. ábra).

A karsztbokorerdős élőhelyen az 1993-as állomány 1994-ben nem jelentős növekedést mutatott, mely 1995-ben szintén kismértékben csökkent. 1996-ban újabb erős növekedést észleltem, mely 1997-ben további komoly növekedést mutatott.

A gyertyános-tölgyesben az 1993-as állomány 1994-ben erős mértékben megnövekedett, majd 1995-ben drasztikusan lecsökkent. Ez 1996-ban kicsit megnőtt, majd 1997-ben megduplázódott.

A bükkös mintaterületen az 1993-as állomány 1994-re erősen növekedett, majd 1995-ben visszacsökkent a korábbi szintre. 1996-ban újabb hasonló méretű növekedést, majd 1997-ben hasonló csökkenést produkált.

Összességében a fészkelő párok száma 1993-hoz képest 1994-ben jelentős növekedést, majd 1995-ben igen nagy csökkenést mutatott. Ezt követően a feketerigó állománya 1996-ban határozott mértékben nőtt, mely 1997-ben tovább emelkedett. Megállapítható, hogy az évről-évre bekövetkezett változások közötti különbségek nem szignifikánsak, ám közeliek ahhoz az értékhez (Kruskal-Wallis $H=8,165$, $p=0,086$).

Az OÉSZ adatai szerint a *Turdus merula* 1994. évi állománya 1993-hoz képest kis, nem szignifikáns mértékben nőtt, majd 1995-ben nem szignifikáns mértékben tovább növekedett. A feketerigó állományának alakulása növekvő tendenciát mutatott, lefutása nem hasonlít az OÉSZ adataihoz.

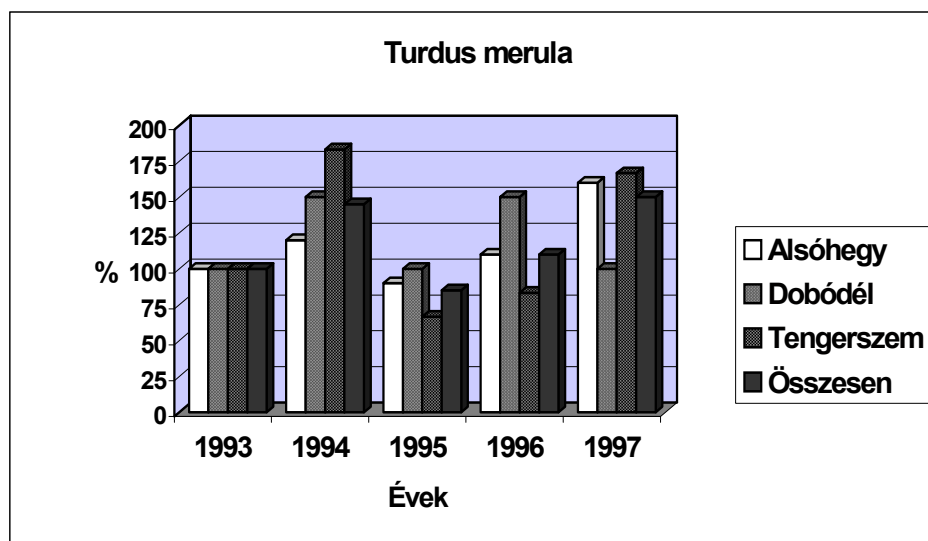
A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 7, a 8. és a 9. heptádban találtam a legmagasabb korellációs értéket ($R_{S7}=0,905$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S8}=0,892$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S9}=0,858$, $n=15$, $P<0,001$).

A *Sylvia curruca*, amely a karsztbokorerdős élőhelyen szubdomináns fajként fordult elő, egyedszám-változása a következők szerint alakult (5.2.2/8. ábra).

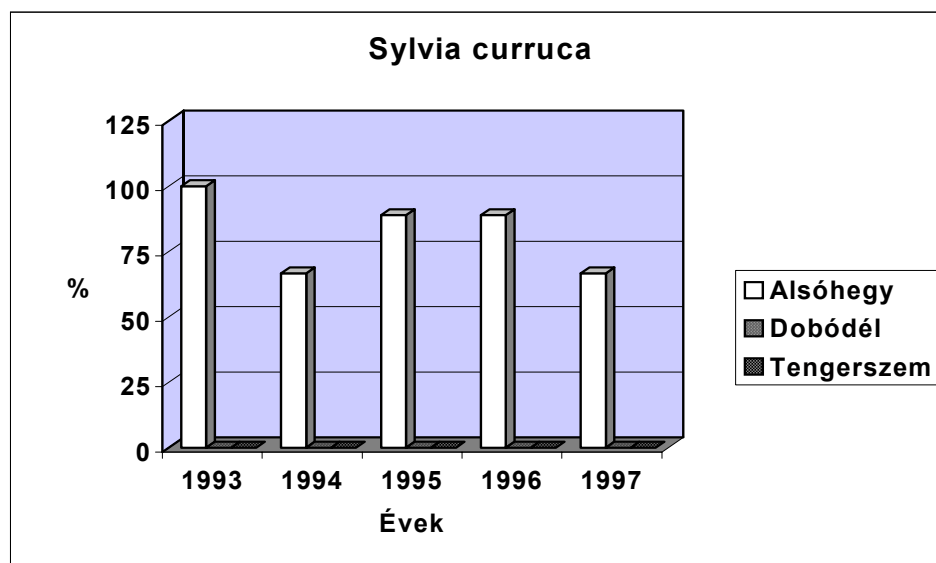
Az 1993-as állomány 1994-ben komoly csökkenést mutatott, mely 1995-ben szintén jelentős mértékben nőtt. 1996-ban nem változott, majd 1997-ben kismértékben csökkent.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 7, a 8. és a 9. heptádban találtam a legmagasabb korellációs értéket ($R_{S7}=0,899$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S8}=0,906$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S9}=0,873$, $n=15$, $P<0,001$).

5.2.2/7. ábra A *Turdus merula* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



5.2.2/8. ábra A *Sylvia curruca* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



A *Sylvia atricapilla*, amely mindhárom vizsgálati területen szubdomináns fajként került regisztrálásra, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/9. ábra).

A karsztbokorerdős élőhelyen az 1993-as állomány 1994-ben erős növekedést mutatott, mely 1995-ben jelentős csökkenést produkált. 1996-ban kis mértékű csökkenést észleltem, mely 1997-ben nem változott.

A gyertyános-tölgyesben az 1993-ban fészkelők száma 1994-ben a felére csökkent, majd 1995-ben jelentős mértékű növekedést mutatott. 1996-ban komoly csökkenést tapasztaltam, míg 1997-ben az állomány nagysága nem változott.

A bükkös mintaterületen az 1993-as állomány mérete 1994-ben nem változott, majd 1995-ben jelentős mértékben csökkent. 1996-ban további jelentős csökkenést, majd 1997-re erős növekedést tapasztaltam.

Összességében a fészkelő párok száma 1993-hoz képest 1994-ben nem mutatott jelentős változást, majd 1995-ben erős csökkenést észleltem. Ezt követően a barátka fészkelő állománya 1996-ban kismértékben nőtt, mely 1997-ben tovább emelkedett. Megállapítható, hogy az évről-évre bekövetkezett változások közötti különbségek nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=3,293$, $p=0,51$).

Az OÉSZ adatai szerint a *Sylvia atricapilla* 1994. évi állománya 1993-hoz képest kis, nem szignifikáns mértékben nőtt, majd 1995-ben szintén nem szignifikáns mértékben tovább növekedett. A barátka állományának alakulása előbb csökkenő, majd emelkedő tendenciát mutatott, lefutása nem hasonlít az OÉSZ adataihoz.

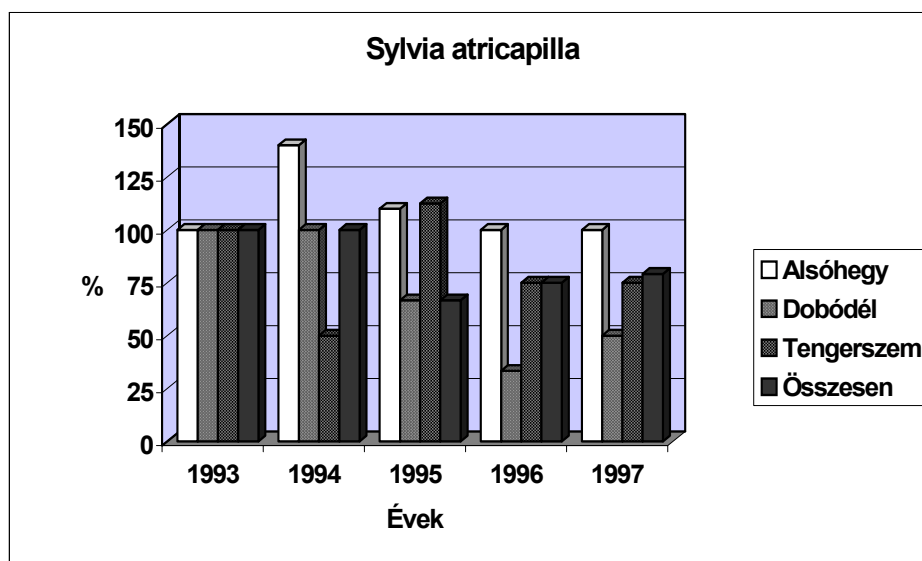
A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 6, a 7. és a 8. heptádban találtam a legmagasabb korellációs értéket ($R_{s6}=0,882$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{s7}=0,887$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{s8}=0,929$, $n=15$, $P<0,001$).

A *Fringilla coelebs*, amely a bükkösben és a gyertyános-tölgyesben domináns, a karsztbokorerdős területen szubdomináns fajként észleltem, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/10. ábra).

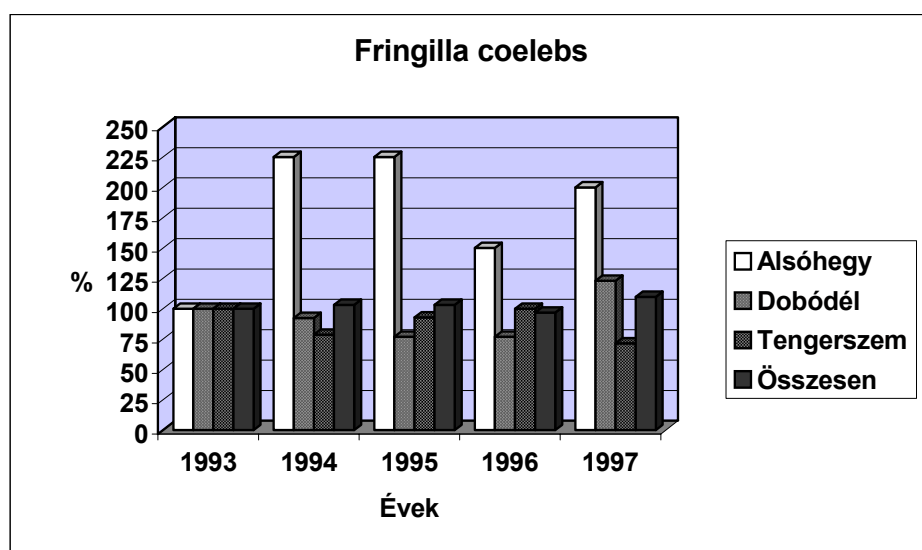
A karsztbokorerdős élőhelyen az 1993-as állomány 1994-ben jelentős, növekedést mutatott, mely 1995-ben nem változott. 1996-ban erős csökkenést észleltem, mely 1997-ben komoly növekedést mutatott.

A gyertyános-tölgyesben 1993-ban észlelt költőpárok száma 1994-ben csekély csökkenést mutatott, melyet 1995-ben, majd 1996-ban kismértékű állomány-növekedés követett. 1997-ben enyhe csökkenést tapasztaltam.

5.2.2/9. ábra A *Sylvia atricapilla* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



5.2.2/10. ábra A *Fringilla coelebs* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



A bükkös mintaterületen az 1993-as állomány 1994-ben kismértékű, 1995-ben újabb kismértékű csökkenését észleltem. 1996-ban a költőpárok száma nem változott, mely 1997-ben jelentős növekedést mutatott.

Összességében a költőpárok száma 1993-hoz képest 1994-ben kismértékben emelkedett, majd 1995-ben nem változott. Ezt követően az erdei pintyek fészkelő állománya 1996-ban alig csökkent, majd 1997-ben kissé megemelkedett. Megállapítható, hogy a bekövetkezett változások különbségei nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=0,094$, $p=0,99$).

Az OÉSZ adatai szerint a *Fringilla coelebs* 1994. évi állománya 1993-hoz képest nem szignifikáns mértékben nőtt, majd 1995-ben szintén nem szignifikáns mértékben csökkent. Az erdei pinta állományának alakulása stabil tendenciát mutatott, lefutása hasonlít az OÉSZ adataihoz.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 9, a 10. és a 11. heptádban találtam a legmagasabb korrelációs értéket ($R_{S9}=0,633$, $n=15$, $P=0,011$; $R_{S10}=0,690$, $n=14$, $P=0,006$; $R_{S11}=0,899$, $n=12$, $P<0,001$).

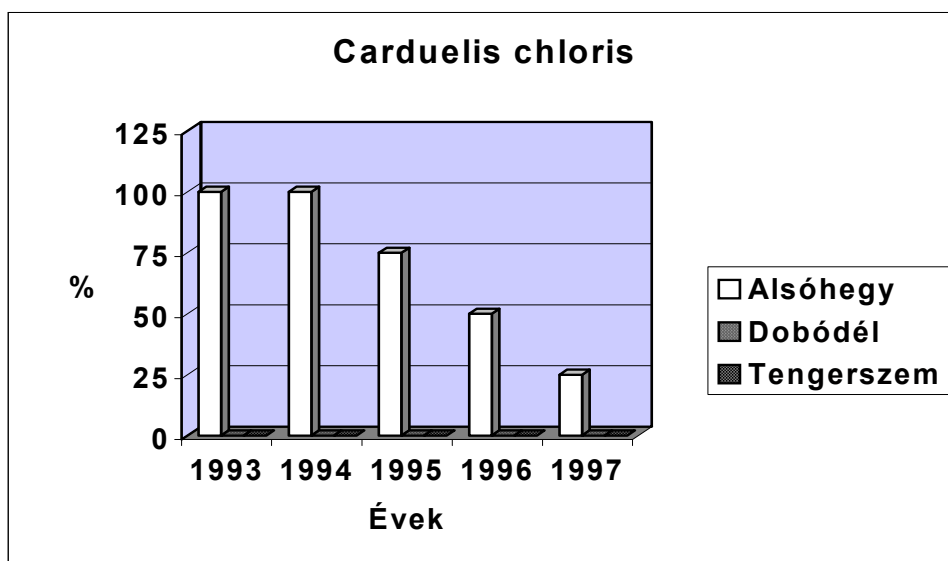
A *Carduelis chloris*, amely a karsztbokorerdős élőhelyen rendszeresen fészkelő fajként fordult elő, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/11. ábra).

Az 1993-as állomány 1994-ben nem változott, majd 1995-ben kismértékben csökkent. 1996-ban ez jelentős mértékben tovább csökkent, majd 1997-ben további erős csökkenést tapasztaltam.

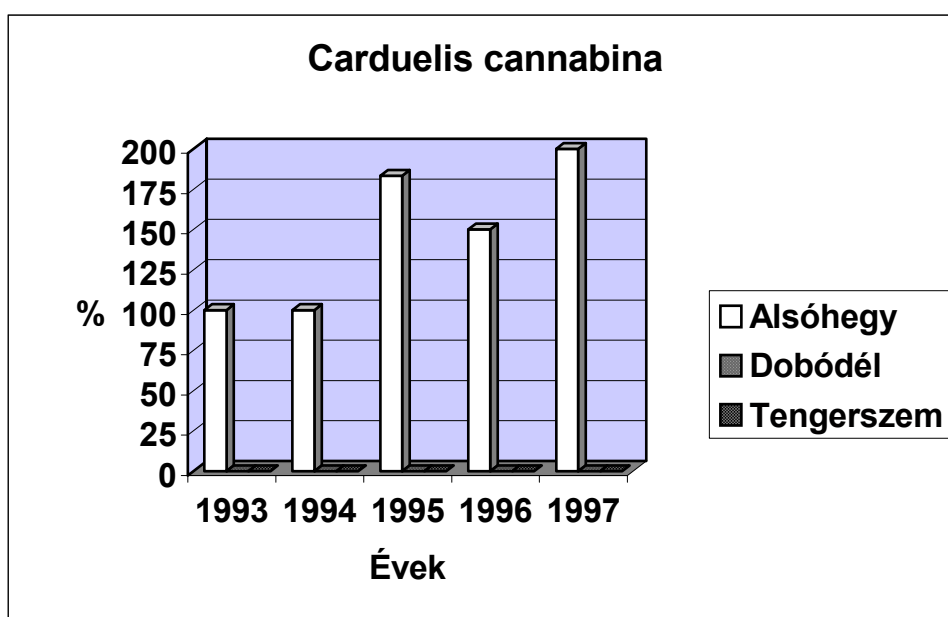
Az OÉSZ adatai szerint a *Carduelis chloris* 1994. évi állománya 1993-hoz képest szignifikáns mértékben nőtt, majd 1995-ben nem szignifikáns mértékben csökkent. A zöldike állományának alakulása csökkenő tendenciát mutatott, lefutása nem hasonlít OÉSZ adataihoz.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján az 5, a 6, a 7. és a 11. heptádban találtam a legmagasabb korrelációs értéket ($R_{S5}=0,858$, $n=12$, $P<0,001$; $R_{S6}=0,647$, $n=15$, $P=0,009$; $R_{S7}=0,683$, $n=15$, $P=0,005$; $R_{S11}=0,862$, $n=12$, $P<0,001$).

5.2.2/11. ábra A *Carduelis chloris* állományának változása a vizsgált élőhelyeken



5.2.2/12. ábra A *Carduelis cannabina* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



A *Carduelis cannabina*, amely a karsztbokorerdős élőhelyen rendszeresen fészkelő fajként fordult elő, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/12. ábra).

Az 1993-as állomány 1994-ben nem változott, majd 1995-ben jelentős mértékben nőtt. 1996-ban ez kismértékben csökkent, majd 1997-ben nagymértékű újabb növekedést produkált. A kenderike állományának alakulása erősen csökkenő tendenciát mutatott.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján az 5, a 6, a 7, a 8. és a 9. heptádban találtam a legmagasabb korrelációs értéket ($R_{S5}=0,980$, $n=12$, $P<0,001$; $R_{S6}=0,991$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S7}=0,832$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S8}=0,966$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S9}=0,891$, $n=15$, $P<0,001$).

A *Ficedula albicollis*, amely a bükkös élőhelyen domináns, a gyertyános-tölgyesben rendszeresen fészkelő fajként fordult elő, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/13. ábra).

A gyertyános-tölgyesben az 1993-ban fészkelő párok száma 1994-ben harmadára csökkent, majd 1995-ben szignifikáns mértékben növekedett. 1996-ban és 1997-ben az állomány-nagyság szignifikáns mértékben csökkent.

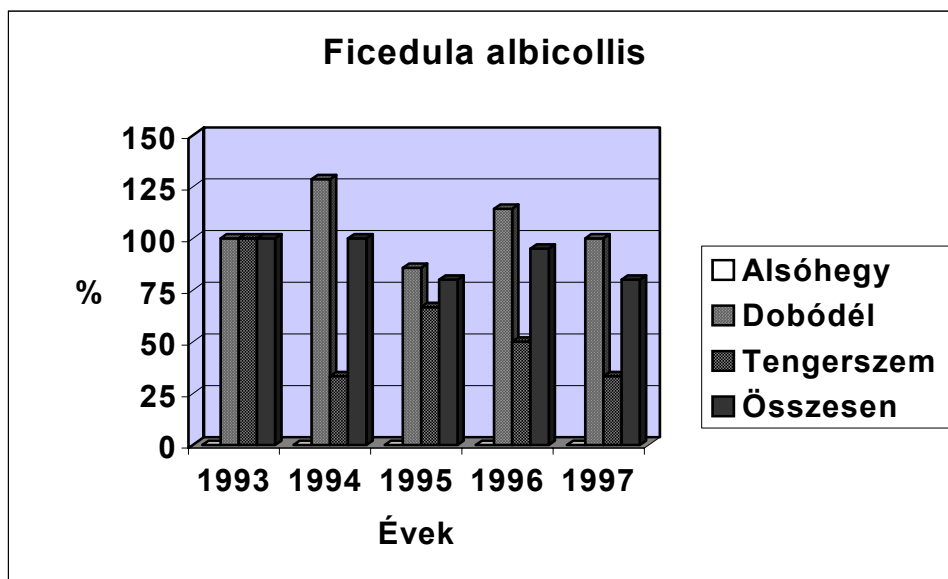
A bükkös mintaterületen az 1993-as állomány mérete 1994-ben nem szignifikáns növekedést mutatott, majd 1995-ben szignifikáns mértékben csökkent. 1996-ban jelentős növekedést, majd 1997-re kis mértékű, nem szignifikáns csökkenést tapasztaltam.

Összességében a fészkelő párok száma 1993-hoz képest 1994-ben nem változott, majd 1995-ben csökkent. Ezt követően az örvös légykapó fészkelő állománya 1996-ban kismértékben nőtt, mely 1997-ben lecsökkent.

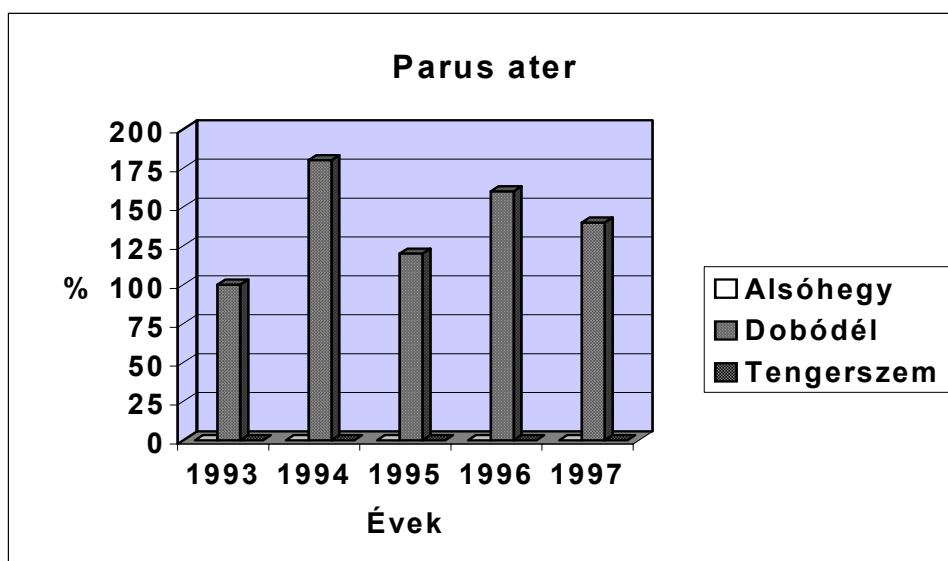
Az OÉSZ adatai szerint a *Ficedula albicollis* 1994. évi állománya 1993-hoz képest kis, nem szignifikáns mértékben nőtt, majd 1995-ben szintén nem szignifikáns mértékben tovább emelkedett. Az örvös légykapó állományának alakulása csökkenő tendenciát mutatott, lefutása nem hasonlít az OÉSZ adataihoz.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 6, a 7, a 8, a 9. és a 10. heptádban találtam a legmagasabb korrelációs értéket ($R_{S6}=0,932$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S7}=0,938$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S8}=0,961$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S9}=0,936$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S10}=0,920$, $n=14$, $P<0,001$).

5.2.2/13. ábra A *Ficedula albicollis* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



5.2.2/14. ábra A *Parus ater* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



A *Parus ater*, amely a bükkösben szubdomináns, a gyertyános-tölgyesben és a karsztbokorerdős vizsgálati területen alkalmi fészkelő fajként került regisztrálásra, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/14. ábra).

A bükkös mintaterületen az 1993-as állomány 1994-ben jelentős mértékű növekedést mutatott, mely 1995-ben erős csökkenést produkált. 1996-ban ismét erős növekedést észleltem, mely 1997-ben kismérvű csökkenés követett.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 7. és a 8. heptádban találtam a legmagasabb korellációs értéket ($R_{S7}=0,877$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S8}=0,861$, $n=15$, $P<0,001$).

A *Parus caeruleus*, amely a bükkösben és a gyertyános-tölgyesben szubdomináns, a karsztbokorerdős vizsgálati területen alkalmi fészkelő fajként került regisztrálásra, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/15. ábra).

A karsztbokorerdős élőhelyen az 1993-as állomány 1994-ben felére csökkent, mely 1995-ben nem változik. 1996-ban nem költött, majd 1997-ben újra fészkel.

A gyertyános-tölgyesben az 1993-ban fészkelők száma 1994-ben igen jelentősen megnövekedett, majd 1995-ben és 1996-ban kismértékben csökkent. 1997-ben jelentős állomány-csökkenést tapasztaltam.

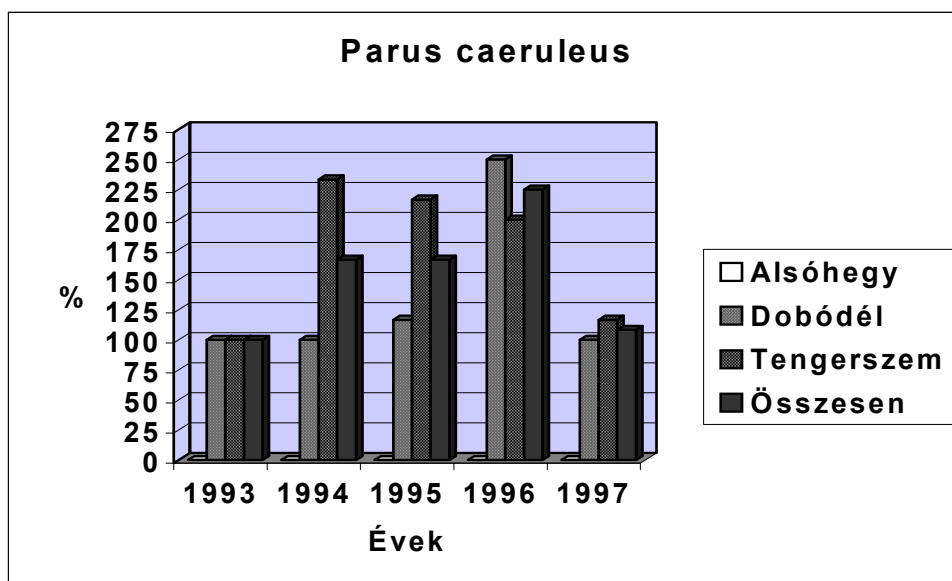
A bükkös mintaterületen az 1993-as állomány 1994-ben nem változott, majd 1995-ben kismértékű növekedést mutatott. 1996-ban igen jelentős állománynövekedést észleltem, amelyet 1997-ben drasztikus csökkenés követett.

Összességében a fészkelő párok száma 1993-hoz képest 1994-ben jelentősen emelkedett, majd 1995-ben nem változott. Ezt követően a kékcinegék fészkelő állománya 1996-ban nagymértékben nőtt, majd 1997-ben drasztikusan, kevesebb, mint felére csökkent.

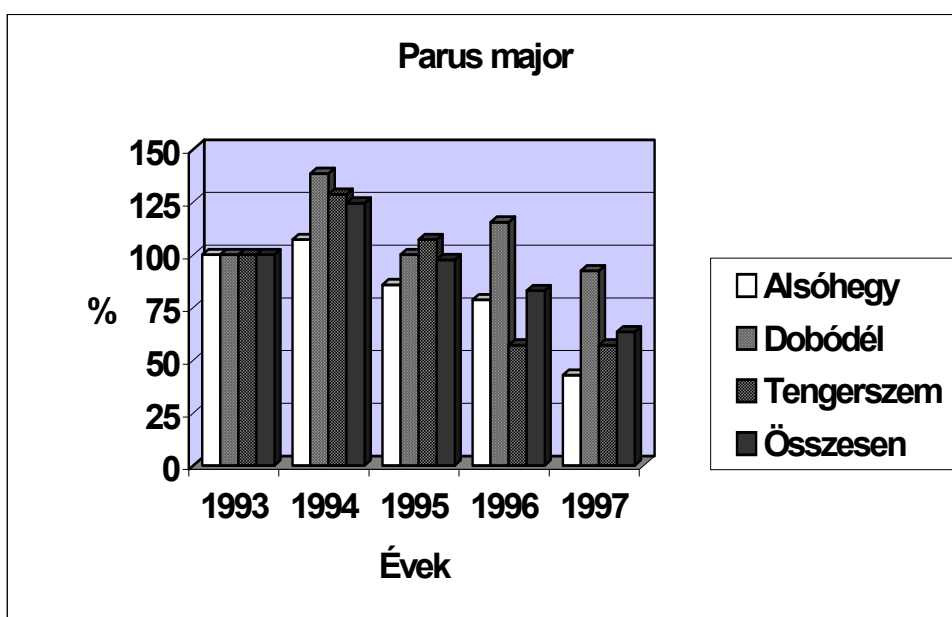
Az OÉSZ adatai szerint a *Parus caeruleus* 1994. évi állománya 1993-hoz képest szignifikáns mértékben nőtt, majd 1995-ben nem szignifikáns mértékben csökkent. A kékcinege állományának alakulása emelkedő-csökkenő tendenciát mutatott, lefutása erősen hasonlít az OÉSZ adataihoz.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 6, a 7. és a 8. heptádban találtam a legmagasabb korellációs értéket ($R_{S6}=0,949$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S7}=0,892$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{S8}=0,967$, $n=15$, $P<0,001$).

5.2.2/15. ábra A *Parus caeruleus* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



5.2.2/16. ábra A *Parus major* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



A *Parus major*, amely a bükkösben és a gyertyános-tölgyesben domináns, a karsztbokorerdős vizsgálati területen szubdomináns fajként került regisztrálásra, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/16. ábra).

A karsztbokorerdős élőhelyen az 1993-as állomány 1994-ben kismértékű növekedést mutatott, mely 1995-ben gyenge csökkenést produkált. 1996-ban további kismértékű csökkenést észleltem, mely 1997-ben jelentős mértékben tovább csökkent.

A gyertyános-tölgyesben az 1993-ban fészkelő párok száma kismértékben növekedett 1994-ben, majd 1995-ben gyengén csökkent. Ezt követően, 1996-ban igen jelentős mértékű állomány-csökkenést tapasztaltam, mely 1997-ben nem változott.

A bükkösben az 1993-as állomány 1994-ben jelentős növekedést mutatott, melyet 1995-ben hasonlóan erős csökkenés követett. 1996-ban kis mértékű növekedést, 1997-ben csökkenést tapasztaltam.

Összességében a fészkelő párok száma 1993-hoz képest 1994-ben jelentősen emelkedett, majd 1995-ben hasonló arányban lecsökkent. Ezt követően a széncinegék fészkelő állománya 1996-ban kismértékben csökkent, majd 1997-ben tovább apadt. Megállapítható, hogy az évről-évre bekövetkezett változások közötti különbségek nem szignifikánsak, ám ahhoz közeli (Kruskal-Wallis $H=8,618$, $p=0,071$).

Az OÉSZ adatai szerint a *Parus major* 1994. évi állománya 1993-hoz képest kis, nem szignifikáns mértékben emelkedett, majd 1995-ben szintén nem szignifikáns mértékben emelkedett. A széncinege állományának alakulása csökkenő tendenciát mutatott, lefutása nem hasonlít az OÉSZ adataihoz.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján a 7, a 8. és a 9. heptádban találtam a legmagasabb korrelációs értéket ($R_{S7}=0,539$, $n=15$, $P=0,038$; $R_{S8}=0,702$, $n=15$, $P=0,004$; $R_{S9}=0,622$, $n=15$, $P=0,013$).

A *Sitta europaea*, amely a bükkösben és a gyertyános-tölgyesben rendszeres fészkelő fajként került regisztrálásra, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/17. ábra).

A gyertyános-tölgyesben az 1993-ban észlelt költőpárok száma 1994-ben és 1995-ben nem változott. 1996-ban, majd 1997-ben is kis mértékű csökkenést regisztráltam.

A bükkösben, az 1993-as állomány 1994-ben jelentős növekedést mutatott, mely 1995-ben nem változott. 1996-ban kis mértékű, 1997-ben további jelentősebb csökkenést tapasztaltam.

Összességében a fészkelő párok száma 1993-hoz képest 1994-ben kismértékben emelkedett, majd 1995-ben nem változott. Ezt követően a csuszkák fészkelő állománya 1996-ban alig csökkent, majd 1997-ben erősen lepadt. A csuszka állományának alakulása stabil-csökkenő tendenciát mutatott.

A Spearman rangkorrelációs vizsgálat alapján az 5. a 6. és a 10. heptádban találtam a legmagasabb korellációs értéket ($R_5=0,978$, $n=12$, $P<0,001$; $R_6=0,880$, $n=15$, $P<0,001$; $R_{10}=0,821$, $n=14$, $P<0,001$).

A *Coccothraustes coccothraustes*, amely a bükkösben és a gyertyános-tölgyesben szubdomináns, a karsztbokorerdős élőhelyen alkalmanként fészkelő fajként fordult elő, egyedszám-változása az alábbiak szerint alakult (5.2.2/18. ábra).

A karsztbokorerdős élőhelyen 1993-ban nem költött, ezt követően, 1994 és 1997 között évről-évre jelentős mértékben nőtt költőpárjainak száma.

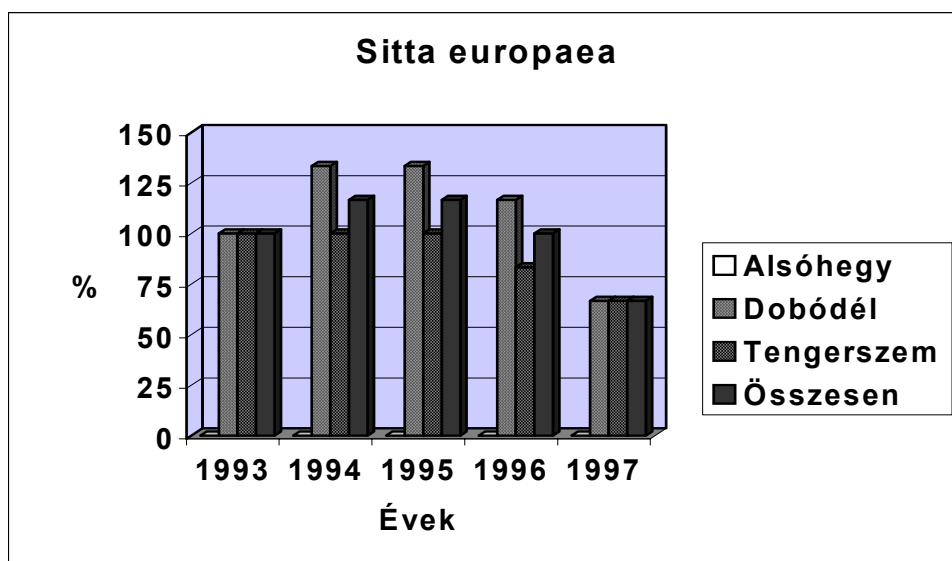
A gyertyános-tölgyesben észlelt 1993-as állomány-nagyság 1994-ben nem változott, majd 1995-ben nagymértékben csökkent. Ezt követően, 1996-ban igen jelentős mértékű növekedést tapasztaltam, melyet 1997-ben kis mértékű csökkenés követett.

A bükkös mintaterületen az 1993-as állomány 1994-ben minimális mértékben emelkedett, majd 1995-ben igen jelentősen lecsökkent. 1996-ban, majd 1997-ben is nagymértékben nőtt.

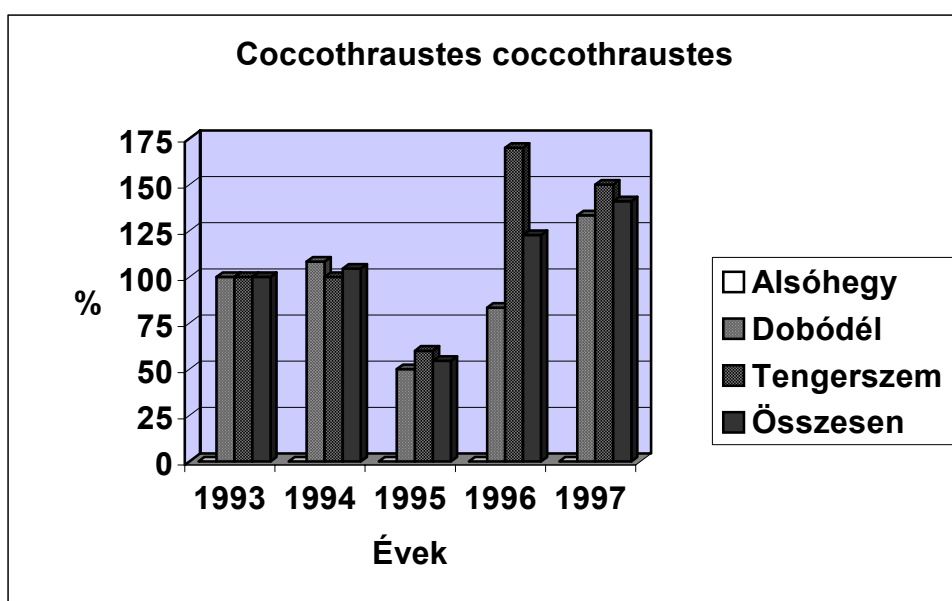
Összességében a fészkelő párok száma 1993-hoz képest 1994-ben kismértékben emelkedett, majd 1995-ben drasztikusan lecsökkent. Ezt követően a meggyvágók fészkelő állománya 1996-ban megduplázódott, majd 1997-ben tovább emelkedett.

Az OÉSZ adatai szerint a *Coccothraustes coccothraustes* 1994. évi állománya 1993-hoz képest nem szignifikáns mértékben csökkent, majd 1995-ben szintén nem szignifikáns mértékben nőtt. A meggyvágó állományának alakulása hullámszó-növekvő tendenciát mutatott, nem hasonlít az OÉSZ adataihoz.

5.2.2/17. ábra A *Sitta europaea* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



5.2.2/18. ábra A *Coccothraustes coccothraustes* állományának változása a vizsgált élőhelyeken.



A hasonló életmódú fajok (táplálkozás, vonulás, fészkelés helye és típusa) állományainak alakulását fajcsoport szinten vizsgálva a következőket tapasztaltuk.

A fészket építő fajok (*Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Turdus philomelos*, *Sylvia curruca*, *Sylvia atricapilla*, *Phylloscopus collybita*, *Phylloscopus sibilatrix*, *Phylloscopus trochilus*, *Fringilla coelebs*, *Carduelis chloris*, *Carduelis cannabina*, *Coccothraustes coccothraustes*, *Emberiza citrinella*, *Emberiza cia*) tekintetében az évről-évre bekövetkezett változások nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=0,566$, $p=0,967$).

A földön fészkelő fajok (*Erithacus rubecula*, *Phylloscopus collybita*, *Phylloscopus sibilatrix*, *Phylloscopus trochilus*, *Emberiza citrinella*, *Emberiza cia*) tekintetében az évről-évre bekövetkezett változások nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=0,584$, $p=0,965$).

A cserjeszinten, bokorban fészkelő fajok (*Turdus merula*, *Turdus philomelos*, *Sylvia curruca*, *Sylvia atricapilla*, *Fringilla coelebs*, *Carduelis chloris*, *Carduelis cannabina*) tekintetében az évről-évre bekövetkezett változások nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=0,122$, $p=0,998$).

A lombkoronaszinten, fákon fészkelő fajok (*Ficedula albicollis*, *Parus ater*, *Parus caeruleus*, *Parus major*, *Sitta europaea*, *Fringilla coelebs*, *Carduelis chloris*, *Coccothraustes coccothraustes*) tekintetében az évről-évre bekövetkezett változások nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=1,063$, $p=0,900$).

Az odúban költő fajok (*Ficedula albicollis*, *Parus ater*, *Parus caeruleus*, *Parus major*, *Sitta europaea*) tekintetében az évről-évre bekövetkezett változások nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=1,567$, $p=0,815$).

A kóborló fajok (*Parus ater*, *Parus caeruleus*, *Parus major*, *Emberiza citrinella*, *Emberiza cia*) tekintetében az évről-évre bekövetkezett változások nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=0,8$, $p=0,938$).

A rövid távú vonulók (*Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Turdus philomelos*, *Sylvia atricapilla*, *Phylloscopus collybita*, *Fringilla coelebs*, *Carduelis chloris*, *Carduelis cannabina*, *Coccothraustes coccothraustes*) tekintetében az évről-évre bekövetkezett változások nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=0,789$, $p=0,94$).

A hosszú távú vonulók (*Sylvia curruca*, *Phylloscopus sibilatrix*, *Phylloscopus trochilus*, *Ficedula albicollis*) tekintetében az évről-évre

bekövetkezett változások nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=0,789$, $p=0,94$).

A magevők (*Fringilla coelebs*, *Carduelis chloris*, *Carduelis cannabina*, *Coccothraustes coccothraustes*, *Emberiza citrinella*, *Emberiza cia*) tekintetében az évről-évre bekövetkezett változások nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=0,191$, $p=0,996$).

A rovarévők (*Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Turdus philomelos*, *Sylvia curruca*, *Sylvia atricapilla*, *Phylloscopus collybita*, *Phylloscopus sibilatrix*, *Phylloscopus trochilus*, *Ficedula albicollis*, *Parus ater*, *Parus caeruleus*, *Parus major*, *Sitta europaea*, *Emberiza cia*) tekintetében az évről-évre bekövetkezett változások nem szignifikánsak (Kruskal-Wallis $H=1,048$, $p=0,902$).

Az általam megvizsgált 17 énekesmadár faj esetében (5.2.2/1. táblázat) a territórium-foglalás és a fészéképítés időszaka nagyon alkalmas felmérési időpont a *Phylloscopus trochilus* és a *Ficedula albicollis* felmérésére. A madarak 1. költésének kotlási időszaka nagyon alkalmas az *Erithacus rubecula*, a *Sylvia curruca*, a *Sylvia atricapilla*, a *Phylloscopus sibilatrix*, a *Phylloscopus collybita*, a *Phylloscopus trochilus*, a *Ficedula albicollis*, a *Carduelis chloris*, a *Carduelis cannabina*, a *Emberiza citrinella* számlálására. A madarak 1. költésének fiókanevelési időszaka nagyon alkalmas az *Erithacus rubecula*, a *Turdus merula*, a *Sylvia curruca*, a *Sylvia atricapilla*, a *Phylloscopus sibilatrix*, a *Phylloscopus collybita*, a *Phylloscopus trochilus*, a *Ficedula albicollis*, a *Parus ater*, a *Parus caeruleus*, a *Parus major*, a *Sitta europaea*, a *Fringilla coelebs*, a *Carduelis chloris*, a *Carduelis cannabina*, az *Emberiza citrinella*, az *Emberiza cia* felmérésére. A madarak 2. költésének kezdete nagyon alkalmas a *Sitta europaea*, a *Fringilla coelebs* és a *Carduelis chloris* számlálására.

5.2.2/1. táblázat

Korrelációs értékek a legalkalmasabb felmérések időpontjaiban

<i>faj</i>	4. heptád 04.13-19.	5. heptád 04.20-26.	6. heptád 04.27-05.03	7. heptád 05.04-10.	8. heptád 05.11-17.	9. heptád 05.18-24.	10. heptád 05.25-31.	11. heptád 06.01-07.
<i>E. rubecula</i>			0,369					
<i>T. merula</i>				0,905**	0,892**	0,858**		
<i>S. curruca</i>				0,899**	0,906**	0,873**		
<i>S. atricapilla</i>			0,882**	0,887**	0,929**			
<i>Ph. sibilatrix</i>				0,949**	0,931**	0,949**		
<i>Ph. collybita</i>	0,951**	0,996**	0,964**					
<i>Ph. trochilus</i>			0,995**	0,991**	0,995**	0,995**	0,984**	
<i>F. albicollis</i>			0,932**	0,938**	0,961**	0,936**	0,920**	
<i>P. ater</i>				0,877**	0,861**			
<i>P. caeruleus</i>			0,949**	0,892**	0,967**			
<i>P. major</i>				0,539*	0,702**	0,622*		
<i>S. europaea</i>		0,978**	0,880**				0,821**	
<i>F. coelebs</i>						0,633*	0,690**	0,899**
<i>C. chloris</i>		0,858**	0,647**	0,683**				0,862**
<i>C. cannabina</i>		0,980**	0,991**	0,832**	0,966**	0,891**		
<i>E. citrinella</i>		0,970**	0,926**	0,911**	0,895**	0,918**		
<i>E. cia</i>			0,994**	0,940**	0,994**	0,949**	0,958**	

6. Az Északi-középhegység vízirigó állományának vizsgálata és természetvédelmi értékelése

6.1. Az alfaji kérdés és a nemek elkülönítése

Vizsgálataim alapján kíséreltem meghatározni illetve kapcsolatot találni a Közép-Európában fészkelő vízirigók és a hazai állomány között. Az Északi-középhegység területén befogott és megmért hím vízirigók szárnyhossza 93,1 mm (n=93, 90-99 mm, SD=8,3693, SE=2,6466), míg a tojóké 85,6 mm (n=116, 80-90 mm, SD=10,3765, SE=3,1286), különbségük 7,5 mm.

Állományuk, természetföldrajzi fekvésünk és kapcsolatunk következtében szervesen, annak perem-részeként kapcsolódik a cseh és szlovák (Hudec 1983), a román (Kelemen 1978), a lengyel (Czapulak et al. 1993) és a német (Görner 1981, Rockenbauch 1985/b, Schmidt & Spitznagel 1985, Creutz 1988) *Cinclus cinclus aquaticus* populációkhoz (Horváth 1992, 1993) (6.1/1. táblázat).

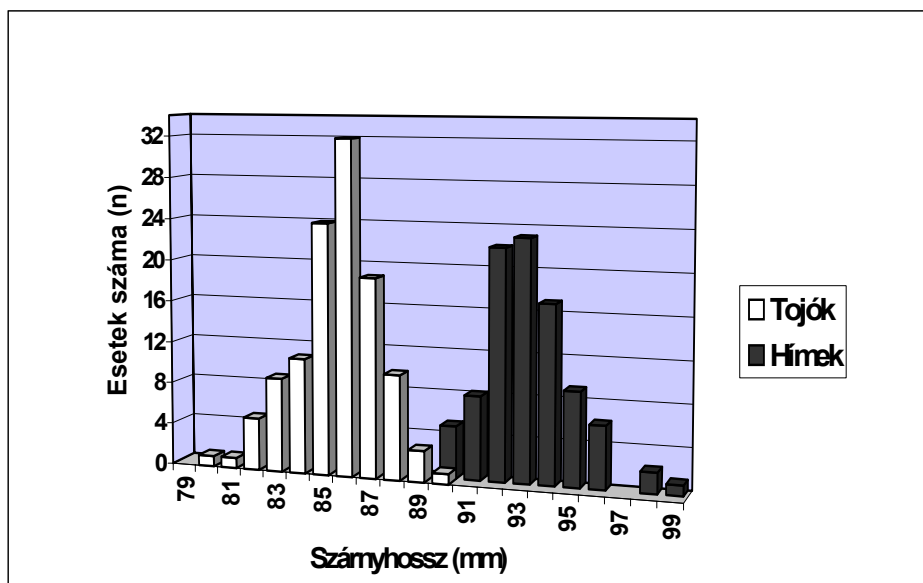
6.1/1. táblázat

A közép-európai *Cinclus cinclus aquaticus* populációk szárnyhosszadatai (mm-ben)

	Görner 1981			Hudec 1983			Schmid-Spitznagel 1985			Rockenbeuch 1985			Horváth		
	a átlag	n esetsz.	x interv.	a	n	x	a	n	x	a	n	x	a	n	x
Hím	94,3	80	90-101	92,9	45	89-105	94,7	91	89,7-99,3	95,07	173	89-101	93,1	93	90-99
Tojó	86,8	71	84-89	85,3	40	78-93	86,8	69	78-93	87,01	152	83-90	85,6	116	80-90
Különbség	7,5			7,6			7,87			8,06			7,5		

A vízirigók ivaronkénti elkülönítéséhez egyértelmű metodikát kívántam kialakítani. Ennek eredményeként, a megvizsgált egyedek adatai alapján a befogott és lemerített egyedek szárnyhossza szignifikánsan különbözik (Mann-Whitney U-teszt; $U=2.5$, $p<0.0001$). A tojó és a hímek szárnyhossza a 89 mm-es határnál (6.1/1. ábra) jól elkülönül. Ezen határpont ismeretében a vízirigók ivarok szerinti elkülönítése, a befogást követően, a madarat kézben tartva gyakorlatilag közel 100%-os pontossággal történhet meg.

6.1/1. ábra A *Cinclus cinclus* tojók és hímek szárnyhosszának elkülönülése.



6.2. Az állománynagyság, populációdinamika

A vizsgálatom elején, 1978-ban hazánkban 20 párt meghaladó vízirigó állományt találtam, mely az azt követő tizenöt esztendő alatt, 1994-re gyakorlatilag felszámolódott. Ezt követően az éves csapadékmennyiség növekedésével párhuzamosan újra emelkedésnek indult (6.2/1. táblázat).

Lineáris regresszió-analízissel nem sikerült szignifikáns összefüggést kimutatni a bükki vízirigók állományváltozása valamint a régió csapadékadatai (éves, tavaszi valamint az éves és a következő tavaszi) között. Bükk-hegység állománynagysága / Miskolc éves csapadékadata ($F=0,092$, $df=1,22$, $p=0,7581$, $r=0,0663$), Bükk-hegység állománynagysága / Miskolc tavaszi: január-április csapadékadata ($F=0,0221$, $df=1,22$, $p=0,8833$, $r=0,0316$), Bükk-hegység állománynagysága / Miskolc éves+következő év tavaszi csapadékadata ($F=0,0016$, $df=1,21$, $p=0,9689$, $r=0,0086$). Az azonban tény, hogy a hazai populáció csökkenésekor hosszabb-rövidebb időre, alkalmanként a költés idején is kiszáradtak a jellegzetes hazai fészkelőhelyek (Bükk: Szalajka-,

Garadna-, Szinva-, Hór-patak; Zemplén: Tolcsva-, Ósva-, Kemence-, Gönci Nagy-patak stb.) patakjai. Az egykor legerősebb vízirigó-állományt eltartó Bükk-hegységben 1992 és 1995 között nem fészkelte a faj. Ebben az időszakban 3 esztendő alatt csupán 2 átlagos év csapadékmennyisége hullott a területre. Csak ezt követően, az 1995-ben elkezdődött csapadékosabb időszak következményeként költött a vízirigó újból a Bükkben, majd a kiemelkedő mennyiségű 1999-es csapadékmennyiséget követően a vulkáni alapkőzetű, korábban kiszáradt medrű zempléni patakoknál is fészkelte. A karsztos területek patakjainak vízjárását azonban nem csak a közvetlenül lehulló csapadék mennyisége alakítja. Jelentősen befolyásolja a vízhozamokat a karsztvíz-rendszer puffertoló hatása, a vörös anyag vízmegtartó képessége, a vízhasználat módja és mikéntje. A számtalan közvetett és közvetlen hatás közül azonban csupán a lehulló csapadék mennyiségét tudjuk objektív módon regisztrálni.

A magyarországihoz hasonló mértékű változásokat külföldön egyetlen helyen sem említene, noha állománycsökkenésre utaló írások ismertek (Görner 1985, Creutz 1986). Sajnos közülük egyik sem alapul pontos vizsgálatokon. Főként fészekládák kihelyezésével, populáció-növekedésről is számot adnak (Kaiser 1988, Staedtler & Bremskey 1988). 1984 és 1989 között detektált Nagy-Britanniában a BTO Waterways Bird Survey közel 50%-os állománynövekedést (Tyler & Ormerod 1994).

6.2/1. táblázat

A Magyarországon költő vízirigó párok száma és a fészkelőhely csapadékmennyisége (éves, tavaszi, év+következő tavasz) 1978-2001 között.

Év	Bukk-hegység	Zemplén-h.	Börzsöny-h.	Aggteleki-karszt	Pilis-hegység	Mátra-hegység	Medves	Kőszegi-hegység	ÖSSZESEN	Évi csapadék-mennyiség Miskolcon (mm)		
										Éves	Január- április I-IV.	Éves+követ- -kező I-IV.
1978	12	-	-	-	-	-	1		13	581	97	
1979	14	-	2	-	-	-	1		17	600	213	794
1980	10	-	2	1	0	-	0		13	659	135	735
1981	11	4	3	1	-	-	0		19	555	49	708
1982	11	4	2	1	-	-	0		18	407	71	626
1983	14	6	2	1	-	-	0		23	434	162	569 ↓
1984	11	4	2	2	-	-	0		19	550	77	511 ↓
1985	7	4	0	1	-	2	0		14	543	122	672
1986	7	1	-	1	-	2	0		11	334	113	656
1987	7	1	4	1	1	1	0		15	474	182	516 ↓
1988	6	2	3	1	-	1	0		13	546	131	605
1989	3	2	2	2	-	0	0		9	590	147	693
1990	3	-	2	3	0	-	0		8	471	109	699
1991	2	1	1	2	0	0	0		6	623	142	613
1992	0	0	1	1	1	1	-	0	3	364	66	689
1993	0	0	1	1	0	-	-		1	365	62	426 ↓
1994	0	0	0	1	0	-	-		1	412	129	494 ↓
1995	0	0	0	1	0	-	-		1	649	142	556 ↓
1996	1	0	0	2	0	-	-		3	644	112	661
1997	2	0	0	1	0	-	-	1?	3-4	452	32	676
1998	1	0	0	1	0	-	-		2	684	104	556 ↓
1999	1	0	0	1	0	-	-		2	906	185	869 ↑
2000	1	5	0	1	0	-	-		7	405	124	1030 ↑
2001	2	3	0	1	0	-	-		6	634	270	675
50 éves átlag										578	128	706
80%										462	102	566
120%										693	153	847

6.3. A gyűrűzések és visszafogások adatai

Vizsgáltam a hazai vízirigók mobilitását, vándorlási, kóborlási hajlandóságát. A meggyűrűzött 81 ad. vízirigó közül 64 (79%), a 48 imm. közül 13 (27%), a 17 juv. közül 6 (35%), a 410 pull. közül 64 (16%) került visszafogásra. A kézbe került 24 ismeretlen korú madárból 15 (62%) került újra kézbe (6.3/1. táblázat).

A meggyűrűzött és más vízfolyásnál vagy más hegység patakjánál később visszafogott vagy újra távesőves megfigyeléssel azonosított fiatal és öreg vízirigók adatai szignifikánsan eltérnek a függetlenséget feltételezhető várható gyakoriságtól ($\chi^2=8,74$, $df=1$, $p=0,0031$). Tehát az öreg madarak inkább helyhűek, míg a fiatalok vízirigók inkább mobilisak.

6.3/1. táblázat

A vizsgálat során meggyűrűzött és visszafogott vízirigók adatai

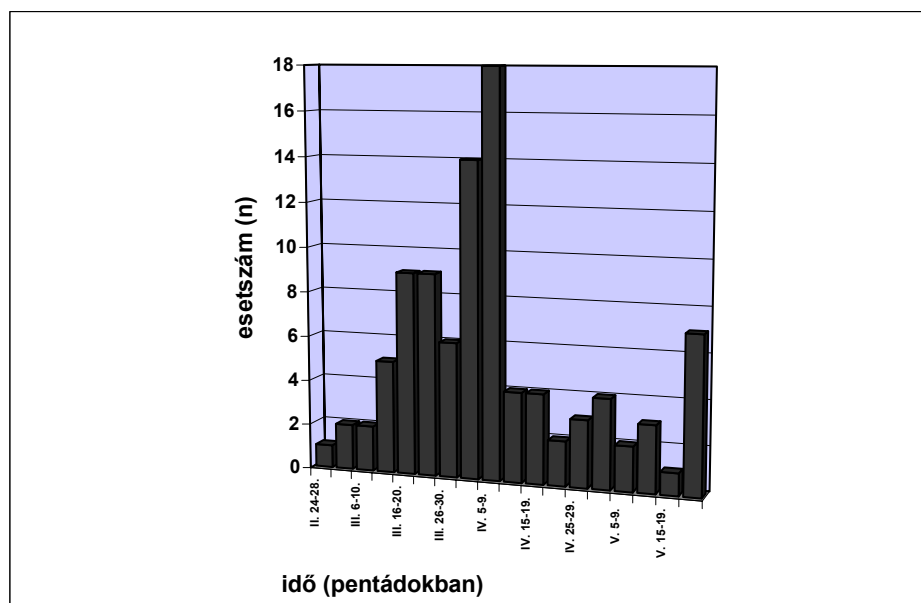
Vízirigó		gyűrűzve	Visszafogva		
kor	Nem	példányszám	példányszám	ugyanott	más pataknál+hegységben
Fiatal	Hím	36	24	19	4+1
Fiatal	Tojó	32	24	14	9+1
Fiatal	Ismeretlen	407	45	18	26+1
Ad.	Hím	31	29	22	6+1
Ad.	Tojó	36	26	22	2+2
Ad.	Ismeretlen	14	5	3	2+0
?	Hím	5	5	5	
?	Tojó	1	1	1	
?	Ismeretlen	18	9	9	
Összesen		580	168	113	49+6

6.4. A fészkelések, fészekaljok adatai

A vízirigó-költések kezdeti időpontjait vizsgálva – mely az 1. tojás lerakásával szemléltethető – megállapítható, hogy a csúcsidőszak (az évek közötti időjárási különbségektől eltekintve) április első két pentádjára esik. Megfigyelhető egy második csúcs március 15-25. között, valamint május második felében (6.4/1. ábra). Ez utóbbi a korán költő madarak 2. költésének illetve a pótköltések „egybecsúszásából” adódik. Valamivel korábban kezdik a költést – általában már február végén – a brit (Shaw 1978) és a német (Schmid 1985) vízirigók, s a csúcsidőszak is március végére tehető (Tyler & Ormerod 1985). A hazaiakkal hasonlóan találták az ausztriai költéskezdetet (Sackl & Dick 1988), míg a cseh (Hudec 1983), a sváb Alpok (Rockenbach 1985/a), Karinthia (Wagner 1985) és a Harz (Zang 1981) madarai később rakták le 1.

tojásaikat. Legkésőbb a lengyel (Czapulak et al. 1988) vízirigók költenek, ahol a hegyvidéken április végére tehető a csúcsidőszak.

6.4/1. ábra A *Cinclus cinclus* költéskezdetének gyakorisága 1978-2001 között



A vízirigók kotlási idejét, a vizsgált időszak alatt 15-18 napnak találtam. Általában ez 16 nap volt, de előfordult 22 napos kotlás is. Ez nem tért el a külföldi irodalomban eddig leírt értékektől (Shaw 1978, Zang 1981, Tyler & Ormerod 1995).

A vízirigó-fiókák fészekben tartózkodása, a kikeléstől a kirepülésig 20-24 nap volt, s leginkább a fészekalj nagyságától (a fiókaszámtól) függött. Tapasztalataim megegyeznek a szakirodalom által jelzett értékekkel (Shaw 1978, Creutz 1986, Tyler & Ormerod 1995).

A vízirigók fészekalj-nagysága 2 és 6 között változott, leggyakoribb az 5 tojásos fészek volt. Az első és a második (vagy pótköltés) fészekalj-nagysága között igen jelentős különbség tapasztalható (6.4/1. táblázat). A vizsgált vízirigók 1. költéseinek tojásszáma szignifikánsan nagyobb (Mann-Whitney U-teszt; $U=1096$, $p=0.0003$), mint a 2. költésé. Az adatok és a tendencia megfelel az Európában tapasztaltaknak (Robson 1956, Shaw 1978, Zang 1981,

Efteland & Kyllingstad 1984, Rockenbach 1985/a, Schmid 1985, Czapula et al. 1988).

6.4/1. táblázat

A vízirigó fészkaljak tojásszáma 1978 és 2001 között

Fészkalj mérete (tojás db)	1. költés	2. költés	Összesen
6	22 (22%)	0	22 (16%)
5	64 (63%)	19 (52%)	83 (60%)
4	7 (6%)	14 (39%)	21 (15%)
3	9 (9%)	2 (6%)	11 (8%)
2	0	1 (3%)	1 (1%)
Átlag	4,97 (n=102)	4,42 (n=36)	4,83 (n=138)
SD	0,8017	1,3810	
SE	0,0798	0,2302	

Tanulmányozva a faj költési szokásait, kiderült, hogy a vízirigók 128 első költését 1978 és 1994 között csupán 48 alkalommal követte második fészkelés (37,5 %), bár meg kell jegyezni, hogy több esetben nehéz volt vagy nem is lehetett a pót- és a másodköltést elválasztani. Ki kell emelni, hogy noha miközben a költőpárok száma jelentősen lecsökkent, a 2. költések aránya nőtt a vizsgált időszakban (6.4/2. táblázat). Nőtt, hiszen a fészkelő madarak azokról a költőhelyekről tűntek el először, ahol a fészkelés korlátozottá vált, ahol madaraink korábban is legfeljebb csak egyszer költöttek.

Vizsgálatom során a hazai vízirigópárok 38 %-a költött másodszor is, s ez jóval meghaladja az eddig publikált értékeket, melyek általában 20 % alatt vannak (Robson 1956, Balat 1964, Mark 1975, Shaw 1978, Zang 1981, Rockenbach 1985, Tyler & Ormerod 1985, Czapula et al. 1988.). Az általam tapasztalt értékhez közelítőt – 33 %-ot – ketten találtak (Hardy et al. 1978, Czapula szóbeli közlés).

6.4/2. táblázat

A vízirigók 1. és 2. költésének alakulása 1978 és 2001 között

Év	1. költés (esetszám)	2. költés (esetszám)	Az 1. és 2. költés aránya
1978-1986	103	37	36 %
1987-1994	25	11	44 %
1995-2001	14	6	43 %

A hazai vízirigók költségeinek sikeressége, a költőpárok számának apadásával párhuzamosan csökkent (6.4/3. táblázat), noha a fészkek közvetlen pusztítása gyakorlatilag megszűnt.

A magyarországi vízirigók sikeressége jelentősen az Európában leírt átlag alatt van (6.4/4. táblázat). A sikeresség egyik fontos tényezője – a vízirigó esetében – a másodköltés és ennek aránya. Mindezek ellenére a hazai vízirigó párok még így is – a második költés arányát is figyelembe véve kevesebb fiókat reptetnek, mint a lengyel (Czapulak et al. 1988. 4,56 fióka év/pár) és német (Schmid, 1985. 4,81 fióka év/pár) vízirigók.

6.4/3. táblázat

A vízirigó-fészkek sikeressége 1978-2001 között

Év	Tojásszám (db)	Természetes pusztulás (db)	Emberi pusztítás (db)	Kirepült fióka (példány)
1978-1986 (n=103)	495 4,81/fészkek	73	97	325 (65%) 3,15/fészkek
1987-1994 (n=37)	176 4,76/fészkek	47	49	80 (45%) 2,16/fészkek
1995-2001 (n=9)	46 5,11/fészkek	29	0	17 (33%) 1,55/fészkek

6.4/4. táblázat

A vízirigók költségeinek sikeressége

Szerző	Fióka/Fészkek
Horváth, 1978-86	3,15 (64 %)
Horváth, 1987-94	2,16 (45 %)
Horváth, 1994-2001	1,55 (33 %)
Shaw, 1978	2,24 (51 %)
Zang, 1981	3,92 (80 %)
Efteland, 1984	2,59 /51 %)
Rockenbach, 1985	4,15 (83 %)
Schmid, 1985	3,23 (68 %)
Czapulak, 1988	4,08 (83 %)

6.5. A túlélési adatok

A feldolgozáshoz szükséges feltételeknek 53 adult hím és 49 adult tojó gyűrűzési és visszafogási adata felelt meg (a fiatal madarak paraméterei nem feleltek meg – kis számuk miatt – az elvárásoknak).

A tesztelés eredménye azt mutatja, hogy az adultként jelöltekénél a

túlélési és visszafogási ráta nem függ attól, hogy hány év telt el a gyűrűzés és a visszafogás között (kor hatás). Vagyis minden egyes egyednek ugyanaz a túlélési valószínűsége (a mortalitás független a kortól, véletlenszerűen hat a populációra és bizonyos egyedeknek nem nagyobb a kockázata).

Az $S_{Sxt3,P}$ modell alapján becsült túlélési ráták (6.5/1. táblázat) csökkenő tendenciát mutatnak mind a hímek, mind a tojók esetében. A hazai adatok alapján becsült túlélése (hímeknél 1978-83 $\phi=0,648$, a tojóknál 1978-83 $\phi=0,600$, 1984-88 $\phi=0,641$), – a vizsgálat kezdetén – nagy hasonlóságot mutatnak az Európa más területein tapasztaltakkal. Ezek szerint Kelet-Franciaországban $\phi \approx 0,6$ (Glutz von Lotzheim & Bauer 1985, Lebreton et al. 1992), Nagy-Britanniában $\phi \approx 0,55-0,60$ (Galbreith & Tyler 1982) a vízirigók túlélési rátája. Később, a hímeknél 1983 után (1984-88 $\phi=0,383$, 1989-92 $\phi=0,480$) míg a tojóknál csak 1988-at követően csökkent le hazánkban a túlélési ráta (1989-92 $\phi=0,171$), s ez mindenképp alulmúlja az Európában, és a Magyarországon korábban tapasztalt értékeket.

A csökkenő túlélési rátákat a növekvő folyamatos elvándorlás is okozhatná, azonban a visszafogási ráta változatlansága következményeként a csökkenő túlélési rátát minden valószínűség szerint az adult vízirigóegyedek tényleges, növekvő pusztulása okozhatta.

6.5/1. táblázat

Az Adult egyedek túlélési és visszafogási rátái az $S_{Sxt3,P}$ modell alapján

Túlélési valószínűség				
Index	Becsülés	95 %-os konfidencia intervallum		St. dev.
1. hím 1978-83	0,649	0,449	0,807	0,951D-01
2. hím 1984-88	0,383	0,234	0,559	0,859D-01
3. hím 1988-92	0,480	0,232	0,739	0,142D+00
1. tojó 1979-83	0,600	0,336	0,817	0,133D+00
2. tojó 1984-88	0,641	0,484	0,773	0,756D-01
3. tojó 1989-92	0,171	0,044	0,482	0,109D+00
Visszafogási valószínűség				
7.	0,534	0,394	0,669	0,719D-01

6.6. Táplálkozás, táplálék-összetétel

A vizsgálataimat megelőzően csupán három tanulmány jelent meg a hazai vízirigók táplálékának vizsgálatáról (Vollnhofer 1906, Vásárhelyi 1943, Rékási 1985), miközben mind a köpetek begyűjtésének (Jost 1975/a), mind a köpetelemzésnek (Jost 1975/b, 1975/c, Spitznagel 1985, 1988) és az ürülekelemzésnek (Ormerod et al. 1985, Ormerod et al. 1985, Ormerod 1985, Spitznagel 1985, Ormerod & Tyler 1986, Smith & Ormerod 1986, Ormerod et al. 1987, Ormerod & Tyler 1991, Tyler & Ormerod 1994) igen jelentős nemzetközi irodalma van.

A vízirigók téli köpeteinek elemzése eredményeként (1985. XI-XII. és 1986. I-III, XI-XII.) a Jósva-, a Szinva- és a Garadna-pataknál legalább 15 gerinctelen állatfaj (Horváth & Andrikovics 1991) előfordulását sikerült kimutatni. Később a tavaszi vízirigó-köpetek elemzése során (1990. III-V. és 1991. IV-V.) a Jósva-pataknál legalább 24 gerinctelen állatfajt (Horváth 2001) azonosítottunk. Ezt követően, a köpet- és ürülekelemzés párhuzamos alkalmazásával (1991. XI-XII. és 1992. II-IV.) a Jósva-pataknál csupán 9 táplálék-állatfaj került elő (Horváth 2002) (6.6/1. táblázat).

Mindhárom vizsgálatssorozat alkalmával a vízirigóköpetekben apró köveket (zúzókövet), növényi részeket (főként mohát) és madártollat mutattunk ki. Noha több alkalommal sikerült megfigyelni a vízirigó pisztráng ivadék fogyasztását (Hoitsy szóbeli közlés 1987, saját megfigyelések), a vizsgálatssorozat során halmaradványokat nem mutattunk ki sem a köpetek, sem az ürületek elemzése során.

Megvizsgálva a vízirigó táplálkozását, a köpetelemzések során nyert adatokból megerősítést nyert a téli időszakban korábban tapasztalt (Rékási 1985, Horváth & Andrikovics 1991) *Gammarus* dominancia (80 % fölött) Magyarországon. Ilyen magas értéket, mint hazánkban tapasztaltunk, csak az Angara vidékéről közöltek – 93,8% (Pastuchov, 1961). Németország területén már 40 % alatti (Jost 1975/b, Spitznagel 1985) arányt találtak. Meg kell azonban azt is említeni, hogy 1-1 köpet vizsgálata során 90 % fölötti dominancia is előfordult (Spitznagel 1985). Walesben (Ormerod & Tyler 1986) a zsákmányállatok egyedszámának csupán 5,4%-át, tömegének 3,2 % adják a *Gammarus*-ok. Spanyolországban (Santamarina 1990) és Marokkóban (Tyler & Ormerod 1991) nem mutatták ki a vízirigó köpeteiben, táplálékállatai között a bolharákat.

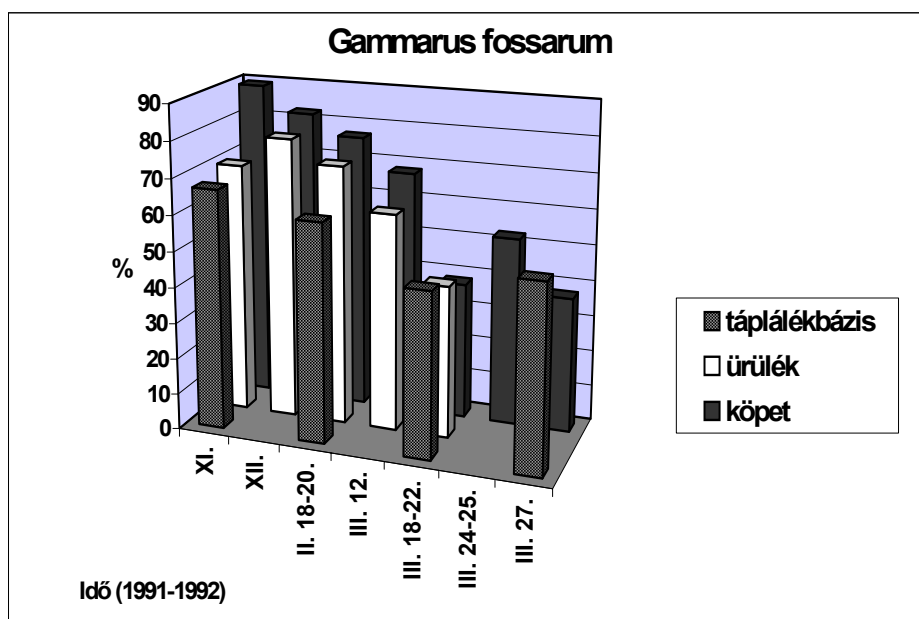
Tavasszal, néha már februártól, a fészkelés megkezdésekor csökkenni kezd hazánkban a *Gammarus* aránya a vízirigó táplálék-összetételében (Horváth 2001, 2002). A fiókák kikelésének idejére már nem éri el az 50 %-ot sem, ezzel párhuzamosan emelkedik a *Trichoptera* lárvák aránya, esetenként akár 60 % fölé. Hasonló, 50% fölötti tegzes arányokat találtak Németországban (Jost 1975/b, Spitznagel 1985), Spanyolországban (Santamarina 1990) és Skóciában (Vickery 1988). Walesben (Ormerod & Tyler 1986), Írországon (Tyler & Ormerod 1991) és Norvégiában (Ormerod et al. 1987) is 30 % körüli a *Trichoptera* lárvák aránya a vízirigó köpeteiben.

A patak benthos-faunáját – mint potenciális táplálékbázist – tanulmányozva vált világossá, hogy a korábban leírt téli *Gammarus* dominancia (Rékási, 1985; Horváth & Andrikovics, 1991) oka, a rendelkezésre álló zsákmányállatok előfordulásában rejlik. Télen, elsősorban *Gammarus*-ok és *Sadleriana pannonica* valamint – kis mennyiségben – a „háztalan” tegzesek és bogárlárvák voltak a patakban. A vízirigó ezért fogyasztott túlnyomórészt *Gammarus*-t (6.6/1. ábra).

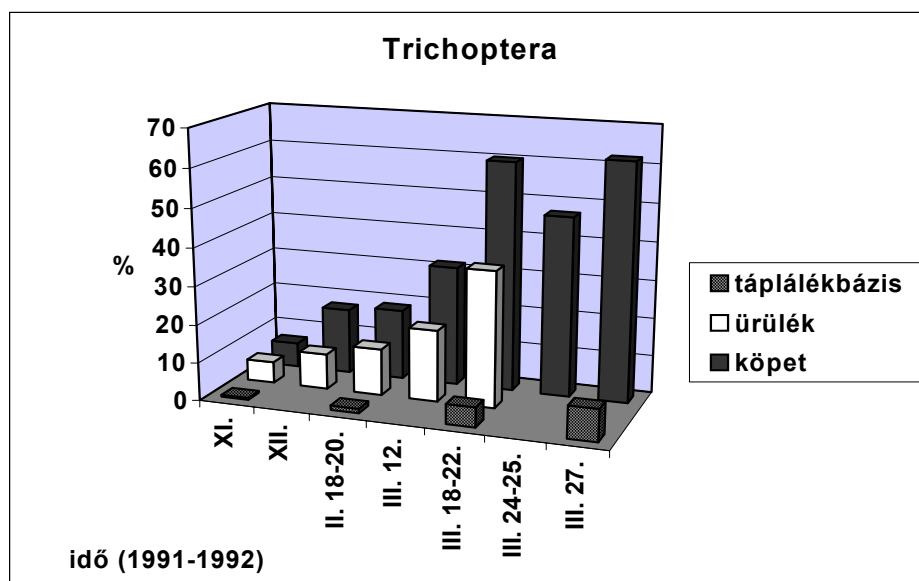
Tél végén, tavasszal megnövekedett a tegzesek (mint potenciális zsákmányállatok) aránya, s meghaladta a 8 %-ot. Még jelentősebb ez az emelkedés, ha nem számolunk a *Sadleriana pannonica*-val, melyet madarunk egyébként sem nagyon fogyaszt. Így a tegzesek, mint potenciális zsákmányállatok aránya meghaladja a 10 % is. A vízirigó ezt ki is használja, hiszen táplálékában a *Trichoptera*-k aránya folyamatosan nő. Ezek elsősorban az ún. „háztalan” tegzesek (*Hydropsyche*, *Rhyacophila*), melyek a vizsgált területen nagy számban fordulnak elő (Nógrádi & Uherkovich, 1988). Közvetlenül a vízirigó-fiókák kikelése előtt, a madarak táplálékában a tegzesek aránya – benthos faunában rendelkezésre álló *Trichoptera*-k arányát jócskán meghaladó mértékben – megemelkedik (6.6/2. ábra). Ez azt a feltételezést bizonyítja, hogy a vízirigó már kifejezetten válogat a rendelkezésre álló táplálékból, a tegzeslárvákat részesítve előnyben. Ennek nyilvánvaló magyarázata a két tápláléktípus energiatartalom különbsége. Míg a *Gammarus* 3900 cal/g energiát biztosít a vízirigónak, addig a *Trichoptera* lárvák energiatartalma több mint 6000 cal/g (Caspers 1975). Feltűnő, hogy a *Sadleriana pannonica* jelentősége a vízirigó táplálkozásában milyen csekély, pedig egész évben igen jelentős mennyiségben áll rendelkezésére. Hátrányos megkülönböztetésének oka a csigaház méretében, illetve jelentős több mint 46 %-os emészthetetlen tömegében rejlik (Horváth & Andrikovics,

1991). Az ismertetett adatok alapján nagy bizonyossággal állíthatjuk (melyet távcsöves megfigyeléseink is erősítenek), hogy a vízirigó hazánkban is tegzesekkel eteti fiókáit, csakúgy mint Walesben vagy Norvégiában (Ormerod 1985/a; Ormerod et al. 1987). A vízirigó táplálkozási stratégiaváltására már mások is (Ormerod 1985/a, Ormerod et al. 1987) utaltak, azonban vizsgálataik a folyamat részleteire, az átmenetek milyenségére nem terjedtek ki.

6.6/1. ábra A *Gammarus fossarum* arányának alakulása a *Cinclus cinclus* táplálkozásában.



6.6/2. ábra A *Trichoptera*-k arányának alakulása a *Cinclus cinclus* táplálkozásában.



6.6/1. táblázat

A köpet- és ürülékelemzések során előkerült táplálék-állatfajok

	1985 (XI-XII.) és 1986 (I-III, XI-XII.) Jósva-, Szinva-, Garadna-patak	1990 (III-V.) és 1991 (IV-V.) Jósva-patak	1991 (XI-XII.) és 1992 (II-IV.) Jósva-patak
Ostracoda		X	
Gammarus fossarum	X	X	X
Ephemeroptera		X	
Leptophlebia		X	
Ecdyonuridae		X	
Dytiscidae		X	
Hydrophilidae		X	
Anacaena globulus	X		X
Hydrobiidae	X		
Hidrobia tarda		X	
Lymnus volcmari			X
Corixidae		X	
Helophorus		X	
Elminthidae	X	X	
Simuliidae		X	
Donacia sp.		X	
Sialidae		X	
Neuroptera		X	
Rhyacophila fasciata	X		
Rhyacophila sp.	X	X	X
Hydropsyche instabilis	X		
H.angustipennis	X		
Hydropsyche sp.	X		X
Silo pallipes	X		
Chaetopteryx fusca	X		
Polycentropus sp.	X	X	
Limnephilus sp.		X	
Halesus sp.		X	
Chironomidae	X		
Lepidoptera			X
Diptera	X		
Stratiomyidae		X	
Araneidea (indet.)	X	X	
Valvata piscionalis		X	
Sadleriana pannonica	X	X	X
Bithynella tentaculata		X	
Gyraulus albus	X		
Armiger crista	X		
Lymnus volcmari			X

7. A tövisszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései az Aggteleki-karszt mintaterületén

7.1. Az állomány nagyság, populációdinamika

A magyarországi fészkelő tövisszúró gébics állományt 60-90 ezer (Tucker et al. 1994), valamint 200-400 ezer (Magyar et al. 1998) pár közé teszik. Ezen adatok mögött azonban csak általános becslések állnak. Tényleges és rendszeres állományszámlálások csupán Sajóbábony (Vizslán & Belencsák 1994, Vizslán & Pingitzer 2000) a Hevesi Füves Puszták Tájvédelmi Körzet térségében (Tóth 2000) valamint az Aggteleki Nemzeti Parkban (Farkas et al. 1997, Horváth et al. 1996, 1998, 2000) történtek.

Tanulmányozva a tanulmányozott madarak állományának alakulását, a vizsgálati terület tövisszúró gébics populációja kismértékű, két esztendeig tartó csökkenést követően, szintén kismértékű, ám 3 évig tartó növekedést produkált. Ezt követően újabb két évig tartó kismértékű csökkenést észleltem (7.1/1. táblázat). A vizsgálat 8 éve alatt észlelt legmagasabb denzitás értéke 5,05 pár/10 ha, legalacsonyabb 3,18 pár/10 ha volt. Még ez utóbbi is jelentősen meghaladta a Sajóbábony határában végzett felmérések (1987-1998) eredményeként észlelt legmagasabb értékét, amely 2,73 pár/10 ha volt, a legalacsonyabb érték 1,19 pár/10 ha volt (Vizslán szóbeli közlés 2002).

Az általam tanulmányozott terület tövisszúró gébics állománya nemzetközi viszonylatban is nagyon magas, hiszen Csehországban 0,4-0,44 pár/10 ha-t észleltek, s 0,8-1,2 pár/10 ha-os értékű maximumot jeleztek (Holan 1995). Lengyelországban a 60-as évek végén még 8 pár/10 ha, a 80-as évek végétől a 90-es évek elejéig 1-4 pár/10 ha állomány-sűrűséget publikáltak a Varsó melletti Kampinos Nemzeti Parkból (Diehl 1995).

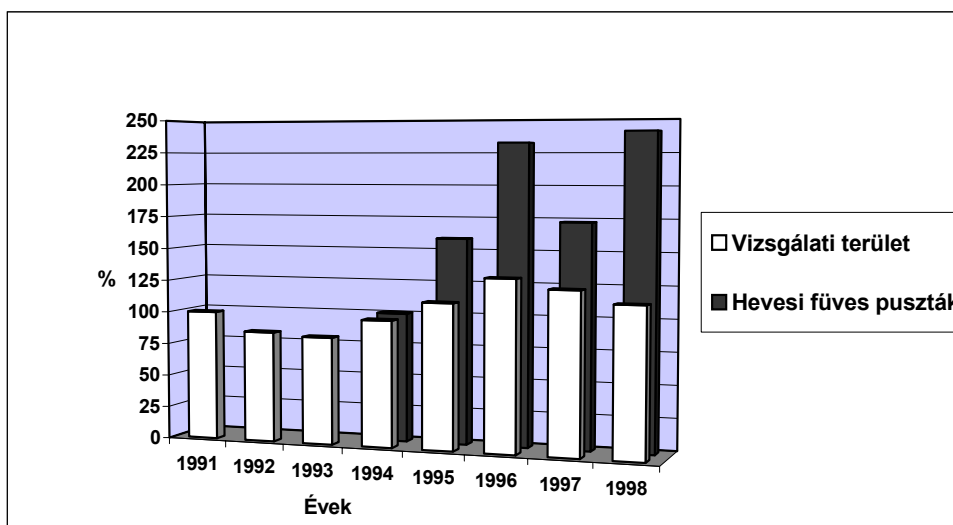
7.1/1. táblázat

A fészkelő töviszúró gébics állomány-nagyságának alakulása

Év	Állomány-nagyság				Trend
	Aggteleki-karszt 107 ha		Hevesi Füves Puszták 30.000 ha (Tóth 2000)	Sajóbábony 117 ha (Vizslán 2002)	
	pár	Denzitás 10 ha/pár	pár	pár	
1991	41	3,83		17	+
1992	35	3,27		29	-
1993	34	3,18		32	
1994	40	3,74	117	14	
1995	46	4,3	186	26	
1996	54	5,05	272		
1997	51	4,77	202		
1998	47	4,39	283	22	
SD	7,2309	0,6766	67,9	6,9761	
SE	2,5565	0,2392	30,3661	2,848	

A vizsgálati területen észlelt évről-évre bekövetkezett változások nem haladták meg a 20%-ot, s lefutását tekintve hasonlóságot mutattak (7.1/1. ábra) a Hevesi Füves Puszták régiójából szerzett adatokkal (Tóth 2000). A Spearman rangkorreláció nem mutatott ki szignifikáns összefüggést a sajóbábonyi ($r=-0,6$, $n=5$, $p=0,285$) és a hevesi ($r=0,700$, $n=5$, $p=0,188$) valamint jósvafői adatok között.

7.1/1. ábra A *Lanius collurio* állományának alakulása.



7.2. Élőhelyválasztás

A vizsgált terület művelési típusainak változása függvényében, áttekintve a fészkelő töviszúró gébics állomány élőhelyválasztását (7.2/1. táblázat) egyértelművé vált, hogy a művelés alatt nem álló területeken szignifikánsan kevesebb költőpár fordult elő a másik két művelési típushoz (szántóként használt és művelés alatt nem álló terület) képest ($F=7,091$, $df=2$, $p=0,004$).

A töviszúró gébicsek fészkelési idejének kezdetén, a territóriumok kiválasztásakor, a művelés alatt nem álló területeken igen magas (60-100 cm), összefüggő növényzet található. Ez a növényzet, amely jelentősen megnehezíti a táplálkozást, minden bizonnyal csökkenti a költési siker valószínűségét. Madaraink ezért részesítik előnyben a szántóként művelt (vegyszermentes, kézi művelés) és a gyepeként használt területeket.

7.2/1. táblázat

A fészkelő töviszúró gébics élőhelyválasztása

Év	pár	Denzitás 10 ha/ pár	Szántóként művelt terület		Gyepeként használt terület		Művelés alatt nem álló terület	
			(%)	pár (%)	(%)	pár (%)	(%)	pár (%)
1991	41	3,83	40	14 (34)	25	17 (42)	35	10 (24)
1992	35	3,27	41	9 (26)	35	15 (43)	24	11 (31)
1993	34	3,18	42	12 (35)	26	13 (38)	32	9 (27)
1994	40	3,74	38	15 (38)	22	16 (40)	40	9 (22)
1995	46	4,3	39	15 (33)	28	21 (45)	33	10 (22)
1996	54	5,05	37	16 (30)	37	27 (50)	26	11 (20)
1997	51	4,77	36	18 (35)	35	19 (37)	29	14 (28)
1998	47	4,39	38	18 (38)	31	17 (36)	32	12 (26)
Összesen/ átlagosan	348	4,07		117 (33)		145 (42)		86 (25)

7.3. A költségek sikeressége

A vizsgálat 8 éve során 45% és 77% közötti sikerességet tapasztaltam. Egy sajátbányai vizsgálat során 36-67%-os eredményességet (Vizslán szóbeli közlés 2002), s 40%-nál magasabb fészkelj-pusztulást is regisztráltak (Rozgonyi 1993).

Megvizsgálva a fészkelések sikeressége és a következő évi állománymagasság közötti összefüggést, az negatív értéket jelzett, ám nem volt szignifikáns ($F=1,9574$, $df=1,5$, $p=0,2207$, $r=0,5304$).

Nem találtam egyértelmű kapcsolatot a költőpárok száma és sikerességük között, sem a teljes időszakban, sem a vizsgálat 5 utolsó esztendejében [$(r=0,1$, $p=0,813)$, $(r=0,74$, $p=0,153)$] (7.3/1 ábra).

A vizsgált terület művelési típusainak függvényében vizsgálva a fészkelő töviszúró gébics állomány költési sikerét (7.3/1. táblázat), megállapítható, hogy a szántóként művelt és a művelés alatt nem álló területekhez képest a gyepként használt területeken szignifikánsan kisebb a költési siker ($F=4,668$, $df=2$, $p=0,021$). A fiókanevelés időszakában az extenzíven, kaszált gyepként használt területeken, a völgytalpi kaszálókon elvégzik az első kaszálásokat, melyek eredményeként a talajt borító növényzet magassága nem haladja meg az 5 cm-t. Ezen területeken a növényzet hiányának, a talaj felső rétege kiszáradásának következményeként alig marad táplálékállat, mely erősen lecsökkenti a fiókák felnevelhetőségét.

A lengyelországi Kampinos Nemzeti Parkban 1964 és 1992 között 10% (12 költőpár esetén) és 100% (3 költőpár esetén) közötti sikerességet tapasztaltak. Általában azonban itt is 40-80 %-os eredményességet észleltek.

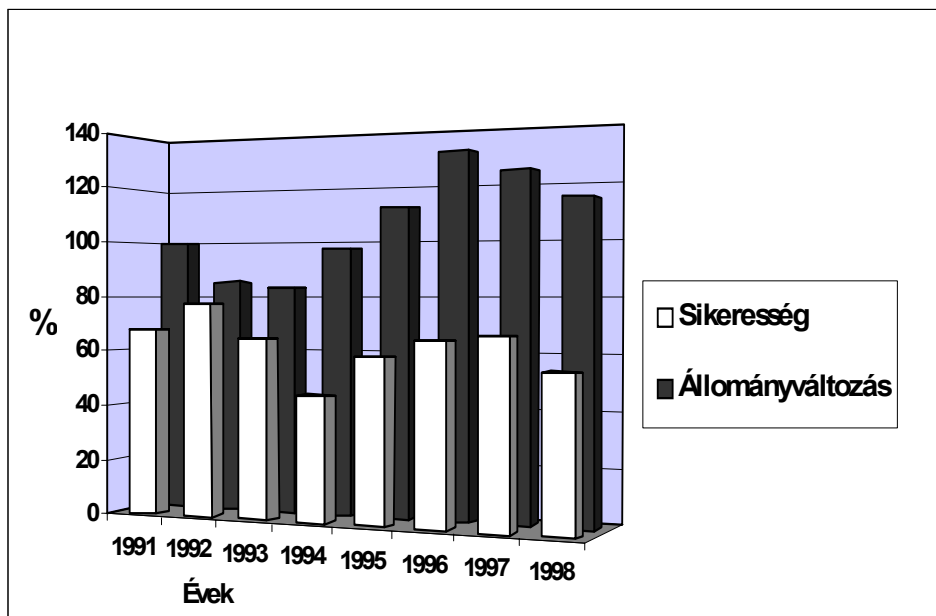
A svédországi töviszúró gébics állomány vizsgálata során, a gyepes területeknél kétszer magasabb tojás-predációt tapasztaltak, mint a nem gyepes területeken (Söderström et al. 1996).

7.3/1. táblázat

A fészkelő töviszúró gébics költésének sikeressége

Év	Pár/ sikeresség	Május- júliusi csapadék	Szántóként művelt terület		Gyepként használt terület		Műveletlen terület	
			pár	sikeresség	pár	sikeresség	pár	sikeresség
1991	41 (68%)	240	14	11 (79%)	17	10 (59%)	10	7 (70%)
1992	35 (77%)	132	9	8 (89%)	15	12 (80%)	11	7 (64%)
1993	34 (65%)	180	12	8 (67%)	13	6 (46%)	9	8 (89%)
1994	40 (45%)	151	15	8 (53%)	16	5 (31%)	9	5 (56%)
1995	46 (59%)	211	15	9 (60%)	21	10 (48%)	10	8 (80%)
1996	54 (65%)	170	16	12 (75%)	27	15 (56%)	11	8 (73%)
1997	51 (67%)	337	18	12 (67%)	19	9 (47%)	14	13 (93%)
1998	47 (55%)	283	18	11 (61%)	17	9 (53%)	12	6 (50%)
Összesen átlagosan	348 (62%) 43,5		117	79 (68%)	145	76 (52%)	86	62 (72%)

7.3/1. ábra A *Lanius collurio* állományának alakulása és költési sikeressége



A felmért adatok alapján összehasonlítottam a fészkelőhelyeket biztosító cserjékben való költések sikerességét. A magányos, kis átmérőjű bokrokban valamint a nagyobb bokorcsoportokban található tövisszúró gébics fészkek sikeressége között szignifikáns különbséget találtam ($G=4,521$, $df=1$, $p<0,05$), mely szerint a nagy bokrosok sikeressége nagyobb.

A kiterjedtebb cserjések lehetőséget biztosítanak a tövisszúró gébicsnek, hogy nehezen megfigyelhető módon közelítsék meg fészkeiket, továbbá védelmet biztosítanak a fiókáikat fenyegető „ragadozók” (szajkó) ellen.

Összevetve a fészkelőhelyet biztosító szűrős cserjefajok (*Prunus spinosa*, *Rosa canina*), valamint a tüskével, tövissel nem rendelkező cserjefajok (*Salix spp.*, *Sambucus nigra*) bokrosaiban fészkelő tövisszúró gébicsének sikerességét, közöttük nem találtam szignifikáns eltérést ($G=0,219$, $df=1$, $p<0,7$). Külön-külön vizsgálva a leggyakrabban fészkelőhelynek használt cserjefajokon észlelt sikerességet, noha az érték növekedett, szintén nem észleltem szignifikáns eltérést ($G=2,020$, $df=1$, $p<0,2$).

Előzőekből következik, hogy a nagy kiterjedésű bokrosok, és a patakot kísérő, összefüggő puhafaliget fafaj-összetétele nem befolyásolta a madaraink költésének sikerét. Az említett sikeresség kizárólag a bozótosok méretével függött össze.

Megvizsgálva a fészkek elhelyezkedésének (erdőszéli bokorsáv, a Jósva-patakot kísérő puhafaliget valamint a külön álló bokrok-bokrosok) függvényében a költések eredményességét bebizonyosodott, hogy nem volt szignifikáns eltérés a fészkelések sikeressége között ($G=4,83$, $df=3$, $p<0,2$).

A fészkelések sikeressége és a csapadék mennyisége tekintetében nem találtam szignifikáns összefüggést ($r=0,056$, $p=0,929$). Nem, pedig a fiókák pusztulása a terepi tapasztalatok alapján szinte mindig összefüggött az esővel. Úgy tűnik, hogy ez nem volt a csapadék illetve az esős időjárás közvetlen következménye.

8. Természetvédelmi megállapítások

8.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata területium-térképezéssel

A természetvédelmi államigazgatási tevékenysége során, az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai is gyakorta kerülnek olyan helyzetbe, amikor különféle erdőtársulások területén végzett tevékenységek természeti hatását kell megítélniük. Ahhoz, hogy az erdőkben tervezett munkákat térben vagy időben korlátozni lehessen, esetleg az illegális tevékenységek kárait pontosan megállapíthassák, alapvető adatokra van szükség az ott fészkelő madárvilágot illetően. Vizsgálataim során a következő, természetvédelmi gyakorlatban is felhasználható eredményre jutottam.

- Nagy pontossággal becsülhetővé vált 3 erdős élőhelyen (karsztbokorerdő, gyertyános-tölgyes, bükkös) a fészkelő madárközösség összetétele, mely így megfelelő információt nyújthat a hatósági intézkedésekhez,
- Megállapítást nyert, hogy a gyertyános-tölgyesben április végén, május elején végzett területium térképezéssel nyert adatok a legpontosabbak,
- Pontosán kijelölhetővé vált 17 énekesmadár esetében a legeredményesebb számolás időpontja, hiszen a hatóságnak nincs lehetősége részletes, teljes fészkelési időszakra kiterjedő felmérésre,
- Bebizonyítottam, hogy az Aggteleki Nemzeti Park fészkelő bajszos sármány állománya jelentősen meghaladta a korábbi becsléseket, az Alsóhegyen alkalmanként eléri a 10 pár/ 10 ha-t,
- Kimutattam, hogy a fitisz füzike és a zöldike fészkelő állománya jelentősen csökkent az alsóhegyi mintaterületen.

Az Aggteleki-karszt erdeiben természetvédelmi okokból megvalósításra javaslom a következőket.

- A madár-fészkelőhelyeket érintő erdészeti tevékenységeket minden esetben szaporodási időn kívül (szeptember-március) végezzék el,
- Az Aggteleki Nemzeti Park alsóhegyi régiója teljes egészében fokozott védelem alá kerüljön, megóvando az értékes és változatos fészkelő madárfaunát.

8.2. A vízirigó magyarországi állományváltozásának folyamata és természetvédelmi kérdései – különös tekintettel az Aggteleki-karsztra

A vízirigó negyedszázados magyarországi kutatása során, a vizsgálatok célja mindvégig a faj hazai állományának megóvása, a csökkenés ok-okozati összefüggéseinek megismerése, a természetvédelmi beavatkozások esetleges megtervezése volt. Vizsgálataim során a következő, természetvédelmi gyakorlatban is felhasználható eredményre jutottam.

- Bebizonyosodott, hogy a hazai állomány alakulása, peremhelyzetéből fakadóan elsősorban az országhatárokon kívüli populációtól függ, s lehetőségeink csupán addig terjednek, hogy feltételt biztosítsunk a vizeinknél megtelepedő költőpároknak a fészkelésre. Kiemelkedő jelentőségű ez a karsztos vidékek patakjainál, ahol a karsztvíz-rendszer víztartalékoló hatása eredményeként a vízirigó 2. költésére is sor kerülhet.
- Megállapítottam, hogy a hazai vízirigó állomány általános fészkelési és költési paraméterei hasonlóak az európai tapasztalatokhoz, azonban a fészkelők humán eredetű pusztulása, majd a költőpárok számának lecsökkenését követően már a természetes eredetű fiókapusztulás is végzetessé vált.
- Kiderült, hogy az emberi beavatkozások következtében (fakivágások, forrásfoglalás, vízkivétel) a hektikussá váló vízhozamok (kiszáradás-árvíz) komoly veszélyt jelentenek a fészkekre, s így a fiókapusztulások meghatározó tényezői.
- Egyértelművé vált, hogy fiókanevelés időszakában a vízirigó válogat a rendelkezésére álló táplálékbázisban, előnybe részesítve a tiszta vizekben előforduló tegzeslárvákat.
- Bebizonyosodott, hogy a hegyi patakok medrének "racionalizálását", kiépítését, kibetonozását követően szinte kivétel nélkül eltűntek a fészkelő vízirigók.

Középhegységeink hegyi patakjainál természetvédelmi okokból javaslom az alábbiakat.

- A forrásfoglalásokat, a vízkivételeket az eddigieknél lényegesen átgondoltabban kell megtervezni, engedélyezni, mert csak így akadályozható meg a patakok alkalmankénti kiszáradása.

- A fakitermeléseket lényegesen átgondoltabban kell megtervezni, engedélyezni, mert csak így akadályozhatók meg a hirtelen jött árvizek hatására bekövetkező fészkalj pusztulások.
- A turizmus szervezését és kiszolgáló létesítmények elhelyezését úgy kell megoldani, hogy a látogatók ne zavarják a fészkelő vízirigók élettevékenységét.
- A vízirigó táplálékbázisának biztosítása érdekében, a természetvédelmi hatóság fokozott figyelemmel legyen a vízszennyezések megakadályozása, a patakok kiszáradásának megelőzése, a patakokban élő gerinctelen fauna megőrzése érdekében.
- A vízirigó élőhelyének megőrzése érdekében, a természetvédelmi hatóságnak meg kell akadályozni minden, a természetes patakmeder átalakítását célzó tevékenységet (patakmeder kibetonozása).

8.3. A tövisszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén

A tövisszúró gébics közel tíz esztendő kutatása során, a vizsgálatok célja mindvégig a faj hazai állományának megóvása, a költési sikeresség ok-okozati összefüggéseinek megismerése, a természetvédelmi beavatkozások esetleges megtervezése volt. Vizsgálataim során a következő, természetvédelmi gyakorlatban is felhasználható eredményre jutottam.

- Megállapítást nyert, hogy vizsgálati területemen az Aggteleki-karszton nem tapasztalható a faj állománycsökkenése.
- Bebizonyosodott, hogy a művelés alatt nem álló területeken szignifikánsan kevesebb tövisszúró gébics fészkel.
- Egyértelművé vált, hogy a kiterjedt bokrosok eredményesebb fészkelőhelyet biztosítanak a tövisszúró gébics számára.

A tövisszúró gébics hazai állományának megőrzése érdekében természetvédelmi okokból az alábbiakat javaslom.

- Az aggteleki és a csereháti régióra jellemző, vegyszermentes, extenzív, változatos tájszerkezetet felmutató kisparcellás gazdálkodás megőrzésére a természet- és tájvédelmi hatóság nyomatékos figyelmet fordítson, hiszen ezen élőhely biztosítja a kiemelkedően magas denzitású tövisszúró gébics állomány fennmaradását.

- Az erdő- és útszéli bokros mezsgyék, a kiterjedt bokrosok, bozótosok, a vízfolyásokat kísérő puhafaligetek megőrzésére súlyozott figyelmet fordítson a természetvédelmi hatóság, hiszen ezek a tövisszűrő gébics (és más énekesmadár) hazai állományának legalkalmasabb fészkelőhelyei.

9. Összefoglalás, tudományos eredmények

9.1. Összefoglalás

A disszertációban különféle énekesmadár-fajok állományának alakulását, ezek ok-okozati összefüggéseit, a változások lefolyását és mechanizmusát, továbbá természetvédelmi aspektusait vizsgáltam. Az esettanulmányok feldolgozásának összekapcsolását nemcsak a közös vizsgálati helyszín, hanem a kiemelten védett fajok, veszélyeztetett élőhelyek megőrzésének szándéka, míg szerkezeti tagolását az áttekinthetőség indokolta.

Az első esettanulmányban az Aggteleki-karsztvidék leggyakoribb és legjellemzőbb élőhely-típusaiban (karsztbokorerdő, gyertyános-tölgyes, szubmontán bükkös) végzett territórium-térképezések eredményeit dolgoztam fel. Az eredmények alapján megállapítottam, hogy a karsztbokorerdő kiemelkedően értékes és egyedi madárközösségnek ad otthont, míg a gyertyános-tölgyes és a bükkös fajösszetétele, dominancia-viszonyai bizonyos átfedéseket mutatnak.

Az öt esztendő kutatássorozata adatai alapján kézzelfogható és nagy pontosságú adatokat szereztem bizonyos madárfajok denzitásáról és állomány-változásairól. Ezen ismeretek birtokában a valósághoz közeli számadatokkal szolgálhattam az Aggteleki Nemzeti Park erdőiben fészkelő énekesmadarokról, melyek konkrét alátámasztást adhatnak a természetvédelmi hatóság térbeli és időbeli korlátozásaihoz. Vizsgálataim során bebizonyosodott, hogy a korábbi becsléseket nagyságrenddel meghaladó *Emberiza cia* állomány található a tornanádaskai Alsóhegyen.

A felvételezések egyedi értékeléséből és a végeredmények adatainak összevetéséből sikerült 17 énekesmadár-faj állományának, valamint a gyertyános-tölgyes madárközösségének optimális számlálási időpontját kijelölni.

A második esettanulmány során hazánk egyik legritkább, fokozottan védett énekesmadarának, a vízirigónak állomány-alakulását, valamint a folyamatot befolyásoló hatásmechanizmust elemeztem.

A vizsgálatsorozat során felvett adatok alapján madarainkat, a szlovákiai állomány perempopulációjaként, a *Cinclus cinclus aquaticus*

populációhoz soroltam. Ugyanezen adatok alapján egyértelműen sikerült a kézben tartott hazai egyedek nemenkénti elkülönítését is kidolgoznom. Noha statisztikai úton nem tudtam bizonyítani a csapadékmennyiség és az állománynagyság közötti kapcsolatot, ám közvetett kapcsolatát a gyakorlatban tapasztaltam.

Bebizonyosodott azonban, hogy a 2. költés fészkalja mérete jelentősen kisebb, mint az elsőé. Az is igazolódott, hogy a hazai állomány költési sikeressége jelentősen alulmúlja az európai adatokat, madaraink sokkal kevesebb fiókat röptettek, ráadásul a sikeresség folyamatosan csökkent. A kirepült fiatal madarak lényegesen mobilisabbak, mint az öreg vízirigók, vagyis az utánpótlás elvándorlásának valószínűsége is nagyobb.

A fogás-visszafogás adatai alapján, a vízirigók becsült túlélési rátája csökkenő tendenciát mutatott mind a hímek, mind a tojók esetében. A csökkenő túlélési rátákat a növekvő folyamatos elvándorlás is okozhatná, azonban a visszafogási ráta változatlansága következményeként, a csökkenő túlélési rátát minden valószínűség szerint az adult vízirigóegedek tényleges, növekvő pusztulása okozta.

Vizsgálva a vízirigók táplálkozását, sikerült összeállítani a madaraink táplálékállatainak faj- és aránylistáját. Párhuzamos köpet- és ürülék-analízis vizsgálattal, bizonyítást nyert az is, hogy míg a téli időszakban a vízirigó nem válogat táplálkozásakor, addig a költés illetve a fiókanevelés idején a különféle *Trichoptera* fajokat válogatják ki a rendelkezésre álló táplálékból.

Összességében megállapíthatjuk, hogy a hazai állomány csupán a szlovákiai populáció peremét jelenti, s ebből következően különösen érzékeny az időjárásból fakadó változásokra (a fészkelő- és táplálkozóhelyek kiszáradása, a potenciális táplálékbázis és a táplálék-összetétel átalakulása). Ezen hatásokon keresztül, mindezek eredményeként csökkent le madarunk költési sikeressége, túlélési valószínűsége. Kijelenthetjük, hogy a középhegységi patakjaink vízhozamának és tisztaságának megőrzésével menthetjük csak meg a hazai vízirigó-állományt.

A harmadik esettanulmányban az Aggteleki-karsztvidék egyik jellegzetes énekesmadarának, a *Lanius collurio*-nak állomány-alakulását, élő- és fészkelőhely-preferenciáját vizsgáltam.

Denzitás adatai alapján megállapítható, hogy a Jósua-völgy tövisszúró gébics állománya kiemelkedő állománysűrűséget mutat. A művelés alatt nem álló területen lényegesen kevesebb költőpár fordult elő, mint a művelt területeken. Ennek oka a kora tavaszi magas növényzet, mely nehezíti a gébicsek táplálkozását.

A tövisszúró gébics állománynagyságát, noha a fészkelőhely-választását tekintve nagy helyhűséget mutat a faj, nem befolyásolta az előző év költési sikeressége. Vélhetően a vándorlási veszteség lényegesen nagyobb, meghatározó hatással van az állománynagyságra, mint a fészkelések eredményessége. Az extenzíven használt (kaszált és legeltetett gyepek) területek költési sikere a legalacsonyabb, melynek oka a fészkelés idején tapasztalható alacsony növényzet, és a magas predáció.

A nagy összefüggő cserjések egyértelműen magasabb fészkelési sikert biztosítanak, míg a bozótosok elhelyezkedése, struktúrája, faji összetétele már nem befolyásolta madarunk eredményességét.

Összességében megállapítható, hogy a vegyszermentes, kevésbé intenzifikált, változatos művelést felmutató tájszerkezet, a nagy összefüggő cserjések megléte határozza meg a faj fészkelő állományának megőrzését. Az intenzív, vegyszereket használó mezőgazdaság, valamint az erdő- és útszéli bokros mezsgyék, és a vízfolyásokat kísérő puhafaligetek megszüntetése veszélyezteti leginkább a magyarországi tövisszúró gébics állományt.

9.2. Tudományos eredmények

9.2.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel

- Öt éven keresztül kivitelezett, territórium térképezésen alapuló felmérések alapján állapítottam meg három jellegzetes erdei élőhelyen a domináns és szubdomináns madárfajok listáját, ezek állományváltozását.
- Territórium térképezés módszerével szerzett adatok alapján jellemeztem egy bükkös és egy gyertyános-tölgyes fészkelő madárközösségét, összehasonlítva más felmérések adataival. Magyarországon elsőként jellemeztem a kis hibájú és nagy pontosságú territórium térképezés alkalmazásával egy karsztbokorerdő madárközösségét.

- A három vizsgált erdei élőhely közül a karsztbokorerdő esetében állapítottam meg a legmagasabb diverzitást a fészkelő madár közösségekre. Felismertem, hogy a karsztbokorerdőt egységesebb közösségi struktúra jellemzi, mint a gyertyános-tölgyes és bükkös élőhelyeken fészkelőket.
- A gyertyános-tölgyes és bükkös élőhelyeken fészkelő madárközösségek között számos évben hasonló struktúrákat tártam fel a fajösszetétel és dominancia viszonyt illetően, melyet a különleges időjárási viszonyok eredményeznek.
- Módszertani szempontból elemeztem, hogy a madárközösségek vizsgálata szempontjából mely időszakban végzett felmérések szolgálhatnak megfelelő adatokkal a közösség struktúrájáról. Megállapítottam, hogy a gyertyános-tölgyesekben lehet a pontos számoláshoz megfelelő időszakot kijelölni (április végén, május elején), míg a másik két élőhely esetében adatai alapján nincs mód ezen időszak szűkítésére.
- 18 madárfaj esetében elemeztem az állományváltozásokat a vizsgált 5 évre vonatkozóan, összevettem az országos adatokkal. Hasonló életmódú fajcsoportok megközelítésében (táplálkozás, vonulás, fészkelés helye és típusa) is vizsgáltam az állományváltozásokat, azonban szignifikáns állomány-változásokat nem találtam.
- 17 madárfaj esetében az egyedszám felmérés szempontjából legalkalmasabb időszakok elemzését is elvégeztem, amely nagy módszertani jelentőséggel bír a vizsgált fajok hazai számlálását illetően.

9.2.2. A vízirigó magyarországi állományváltozásának folyamata és természetvédelmi kérdései – különös tekintettel az Aggteleki-karsztra

- A vízirigó esetében egy hatékony ivarhatározási módszert dolgoztam ki (szárnyhossz 89 mm-es határnál), melyet nagy számú mintán eredményesen teszteltem.
- 24 éven keresztül követtem nyomon a hazai vízirigó állomány alakulását, pontosan regisztrálva eltűnésüket. Eközben gyűrűzés és visszafogás módszerének segítségével megállapítottam, hogy a fiatal vízirigók inkább mobilisak, míg az öreg egyedek inkább helyhűek.

- Jellemeztem a hazai vízirigó populáció szaporodási jellemzőit (tojásszám, második költés gyakorisága, költési siker), feltárva a más közép-európai állományoknál lényegesen kisebb fészekalj méretet és költési sikert.
- Fogás-visszafogás adatok alapján modelleztem és megbecsültem a vizsgált populáció túlélési rátáját. Bebizonyítottam, hogy a magyarországi vízirigó állomány túlélési rátája drasztikusan lecsökkent, mind a korábbi hazai, mind a külföldi adatokhoz képest.
- Kimutattam, hogy az állomány apadásának hátterében a csapadék mennyiségének csökkenése állhat, amely közvetlenül eredményezte a patakok vízhozamának drasztikus csökkenését, sok esetben a patakok kiszáradását is.
- Megállapítottam, hogy a vízhozamok csökkenését nemcsak a csapadékviszonyok befolyásolták, hanem az emberi beavatkozások (forrásfoglalások, vízkivételek, erdőgazdálkodás) is.
- Jellemeztem a vizsgált populáció téli és tavaszi-nyári táplálék összetételét, kimutatva a Trichoptera fajok fontosságát az ivadéknevelés során.
- A sokoldalú elemzések alapján kimutattam, hogy a magyar vízirigó állomány peremhelyzetű, amely különösen érzékeny az időjárásból adódó változásokra, és leginkább a karsztos területek patakjaihoz kötődik.
- A populáció csökkenésében nagy szerepe van a feltárt alacsony reprodukív sikernek és a csökkenő túlélési rátáknak, melyben főként a patakok vízhozama játszik kiemelkedő szerepet, ám a közvetlen emberi hatások is jelentős befolyást gyakorolnak.

9.2.3. A töviszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén

- Az Aggteleki-karszton fészkelő töviszúró gébics állomány esetében, nemzetközi megítélésben is magas denzitást állapítottam meg.
- A 8 éves vizsgálat során nem tapasztaltam sűrűség függést a költési sikert illetően.
- Az élőhely választást kapcsán a mezőgazdaságilag művelt területek preferenciáját mutattam ki, amely hátterében a művelés alatt nem

álló területek fészkelés kezdetekor meglévő kedvezőtlenebb növényzeti struktúrája feltételezhető.

- Kimutattam, hogy a fészkeknek helyet biztosító bozótosok mérete befolyásolja a költési sikert, feltehetően a fészkek-predáció és bozótos mérete közötti kapcsolat okán.
- Kimutattam, hogy a költési sikert nagyban befolyásolja a területhasználat. A mezőgazdasági művelés alatt nem álló területeken volt a legmagasabb fészkelési siker, míg a művelt területek közül a szántóként használt területeken volt magasabb a költési siker.
- Vizsgálataim alapján megállapítottam, hogy a tövisszűrő gébics esetében a kevésbé intenzifikált (vegyszermentes, műtrágya nélküli, kézi munkára alapozott), változatosan művelt kisparcellás tájszerkezet és a nagy cserjések, bozótosok megléte határozza meg e faj fészkelő állományának megőrzését.

10. Summary

In this study the population trends of various species of passerines with its causal relationships, as well as the underlying process and mechanisms and conservational aspects of conservations are analysed. The reason for combining the analyses of the different case studies was not only that these were carried out at the same study spot, but the intention to conserve endangered habitats with several protected species. The structure of the present thesis is intended to give a clear view of the whole subject.

In the first case study I evaluated the results of the territory mapping of the most common and characteristic habitats of the Aggtelek-karst (i.e. karst scrub-forest, hornbeam-oak forest, extrazonal beech forest).

Based on the results I found that the karst scrub-forest is a habitat for an extremely valuable bird population, while the composition and domination of species in the hornbeam-oak forest and in the beech forest show some overlaps.

As a result of my five years research I obtained high precision data about the density and community trends of certain bird species. Based on these results I managed to make good estimates of the number of passerines nesting in the forests of the Aggtelek National Park. These data provide concrete support for temporal and spatial restrictions of the nature conservation authorities. It's also become clear during my study that the *Emberiza cia* population at Alsóhegy, Tornanádaska is one magnitude higher than previously estimated.

Based on the evaluations of my censuses and by comparing the data of the results I managed to determine the optimal counting period for 17 passerine species and for bird communities of hornbeam-oak forests.

In the second case-study I analysed the population trends and it's control mechanism of one of the rarest endangered and a highly protected passerine species in Hungary.

According to the data obtained during the study, I found that the Dipper subspecies *Cinclus cinclus aquaticus* living in Hungary is a satellite population of the Slovakian one.

From the same data I managed to develop a method to differentiate between sexes.

Although the correlation between the amount of rainfall and population dynamics was not significant, I found an indirect connection between them.

Nevertheless, it's become clear that the second brood is significantly smaller than the first one. It was also proven that the breeding success of the Hungarian population is lower than the others in Europe. The Hungarian Dippers showed less breeding success. Furthermore, the breeding success was continuously decreasing from year to year. The nestlings were more mobile than the adults, so the probability of migration of recruitment is higher.

According to the catching-recatching data, the approximated survival rate of Dippers was decreasing in both sexes. The decreasing survival rate could be a result of the increasing migration, but the unchanged recatching rate suggests that the change in the survival rate is a result of the increasing number of adult Dippers that died.

When studying the alimentation of the Dipper, I managed to create a diet list of this species. Parallel analyses of pellet and faecal samples showed that in winter the Dipper is not fastidious, but during the nestling time they choose different *Trichoptera* species from the available food resources.

In summary, it can be stated that the Hungarian population is a satellite population of the Slovakian one. Therefore this population is especially sensitive to changes arising from climatic conditions (the drying up of nest sites and feeding areas, the fluctuations in the potential food resources and diet). The decreasing breeding success and the probability of survival was a result of these effects. It's clear that keeping our mountain creeks clear and abounding in water is the only way to preserve the Hungarian Dipper population.

In the third case study the population dynamic, habitat and nest site preferences of a typical bird species of the Aggtelek-karst region - the Red-backed Shrike *Lanius collurio* - was examined.

It can be stated from the density data, that the Red-backed Shrike population of the Jósua valley shows a prominent density. In uncultivated areas the number of breeding pairs is substantially lower

than in cultivated regions. The reason for this is the high of undergrowth which makes the feeding of the shrikes difficult.

The Red-backed Shrike population in Jósza valley, was not affected by the breeding success in the previous year, although this species shows high site fidelity during nest site selection.

It is possible that losses during migration have stronger effects on the population than the breeding success. The breeding success is the lowest at extensively used (mown and grazed) areas because of the lower level of undergrowth during nesting and the high level of predation.

Large, continuous scrub provides a higher breeding success, while the spatial distribution, structure and shrub species did not affect it.

In summary it can be stated that the preservation of resident birds can be managed on pesticide-free, slightly intensified, diversified cultivation where large continuous scrub vegetation is present. On the contrary, the Hungarian Red-backed Shrike populations are mostly endangered by intensive agriculture using pesticides as well as the eradication of roadside lines of trees and waterside bushes.

11. Köszönetnyilvánítás

Első helyen szeretném köszönetemet kifejezni témavezetőmnek, Prof. Dr. Varga Zoltánnak, aki különféle természetvédelmi tevékenységeim folyamán segítségemre volt és hasznos tanácsaival mindig mellettem állt.

Külön köszönöm Szüleimnek, akik már sajnos nem érhatték meg ezt a napot, hiszen az első pillanattól elviselték természetimádó mániámat és mindvégig erkölcsi, és anyagi értelemben támogatták madártani és természetvédelmi tevékenységemet.

Megköszönöm Kovács Krisztinának és Vadnay Rékának, hogy a vizsgálatok éveit során segítettek munkámban, megbirkóztak nehéz természetemmel.

Hálával tartozom Asztalos Ernőnek és Barta Zoltánnak, hogy még ifjúkoromban a cselekvő madártan és az aktív természetvédelem irányába tereltek. Úgyszintén köszönöm az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság vezetőinek és kollektívájának, hogy biztosították a szükséges lehetőséget és feltételeket munkáimhoz.

Köszönetet mondok Dr. Magura Tibor és Végvári Zsolt munkatársamnak, akik segítséget nyújtottak a statisztikai analízis rögzös útjain való bukdácsolásaimhoz.

Köszönet illeti korábbi vizsgálataim munkatársait, publikációim társszerzőit, Dr. Andrikovics Sándort, Dr. Szép Tibort és Farkas Rolandot.

Legvégül, de nem utolsó sorban itt köszönöm meg annak a jónéhány madárvédelemmel foglalkozó aktivistának, akik a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, valamint a Karszt Természetvédelmi Egyesület keretein belül segítették a vízirigóval és tövisszűrő gébiccsel kapcsolatos tevékenységünket. Egyúttal köszönöm, hogy munkámban felhasználhattam az Országos Meteorológiai Szolgálat adatait.

12. Irodalomjegyzék

- Anderson, B. W. and Ohmart, R. D. (1981): Climatological and physical characteristics affecting avian population estimates in southwestern riparian communities using transect counts. In: Johnson, R. R. and D. A. Jones (tech. Coords.): Importance, Preservation and Management of Riparian Habitat. USDA Forest Service, Fort Collins, Colorado, RM-43: 193-200.
- Andrikovics, S. and R. Horváth (1997): The dipper (*Cinclus cinclus*) as the indicator of water quality in creeks of Hungary. Limnology and Waterfowl, p. 229-238.
- Bagyura, J., Z. Horváth and B. Kalocsa (2001): A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Ragadozómadár-védelmi Szakosztálya 2000. évben elért eredményeinek összefoglalója. Tűzok 6 (1): 25-29. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Balat, F. (1964): Breeding biology and population dynamics in the Dipper. Zool. Listy 13: 305-320.
- Baross, G. (ed.)(1998): Az Aggteleki Nemzeti Park. Mezőgazda, Budapest.
- Balmford, A. and A. Long (1994): Avian endemism and forest loss. Nature 372: 623-624.
- Barta, D. (1996): A magyarországi erdők értékelése biológiai szempontból. Természet Világa 1996 II. különszám: 30-33.
- Barta, Z., I. Karsai and T. Székely (1995): Alapvető kutatásszervezési, statisztikai és projectértékelési módszerek a szupraindividuális biológiában. Viselkedésokológiai Kutatócsoport, KLTE Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, Debrecen.
- Báldi, A., G. Csorba and Z. Korsós (1995): Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Bechtold, I. (1979): a vízirigó (*Cinclus cinclus*) fészkelése Kőszeg környékén. Madártani Tájékoztató 1979, 4-6: 32. Magyar Madártani Egyesület, Budapest.
- Bécsy, L. (1975): a hegyi patakok madarai. Búvár, 30: 77-79, Budapest.
- Blondel, J. (1983): Why, when and how to census birds? BTO News, 128: 4-5.

- Böhm, A. (1995): Változások az énekesmadarak állományában Magyarországon a pontszámlálási program eredményeinek tükrében (1988-1995). *Aquila*, 102: 109-131.
- Böhm, A. and P. Szinai (1998): Populációváltozási indexek a magyarországi énekesmadár fajok állományaira 1988 és 1995 között. *Ornis Hungarica* 8: 27-32.
- Brown, L. R.. (2001): Az éhezés gyökeres felszámolása. In: L. R. Brown (ed): *A világ helyzete 2001*. Föld Napja Alapítvány, Budapest, 51-74.
- Brundtland, G. H. (ed.)(1988): *Közös jövőnk*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Burnham, K. P., D. R. Anderson, G. C. White, C. Brownie and K.H. Pollock (1987): Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture. *American Fisheries Society Monograph* 5.
- Caspers, N. (1975): Kalorische Werte der dominierenden Invertebraten zweier Waldbäche des Naturparkes Kottenforst. *Ville. Arch. Hydrobiol.* 75: 484-489.
- Clark, W. C. (1989): Managing planet Earth. *Scientific American*, 261: 47-54.
- Clobert, J. and J. D. Lebreton (1985): Dépendance de facteurs de milieu dans les estimations de taux de survie par capture-recapture. *Biometrics* 41: 1031-1037.
- Clobert, J., J. D. Lebreton and D. Allaine (1987): A General Approach to Survival Rate Estimation by Recaptures or Resightings of Marked Birds. *Ardea* 75: 133-142.
- Conner, R. N. and J. G. Dickson (1980): Strip transect sampling and analysis for avian habitat studies. *Wildl. Soc. Bull.* 8: 4-10.
- Cramp, S. (ed.)(1988): *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: Birds of the Western Palearctic Vol. 5*. Oxford University Press, Oxford.
- Creutz, G. (1986): Die Wasseramsel. *Neue Brehm-Bücherei*, Nr.364. Ziemsen Verlag, Wittenberg-Lutherstadt.
- Creutz, G. (1988): Die Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) in der Deutschen Demokratischen Republik. *Egretta* 31/1-2: 4-11.
- Czapulak, A., M. Fura, K. Kujawa and P. Pawelczyk (1988): Rozmieszczenie i ekologia rozrodu Pluszcza (*Cinclus cinclus*) na ziemi Kłodzkiej. *Birds of Silesia* 6: 97-116.

- Czapulak, A., M. Fura and A. Wasicki (1993) Polygyny in the Dipper (*Cinclus cinclus*). Notatki Orn. 34: 382-384.
- Dawson, D. G. and P. C. Bull (1975): Counting birds in New Zealand forests. Notornis 22: 101-109.
- Dawson, D. G. (1981): Counting birds for a relative measure (index) of density. In: Ralph, C. J. and J. M. Scott (eds): Estimating Numbers of Terrestrial Birds (C.). Stud. Avian Biol. 6: 12-16.
- Dansk Ornithologisk Forenings Fagleregistrirung gruppe (1989): Ynglefuglerapport.
- Diehl, B. (1995): A long-term population study of *Lanius collurio* in a heterogeneous and changing habitat. Proceedings Western Foundation Vertebrate Zoology 6: 157-162.
- Dunn, S. (2001): Az energiatermelés széntelenítése. In: L. R. Brown (ed): A világ helyzete 2001. Föld napja Alapítvány, Budapest, 98-121.
- Efteland, S. and K. Kyllingstad (1984): Nesting success in a SW-Norwegian Dipper *Cinclus cinclus* population. Fauna norv. Ser. C., Cinclus 7: 7-11.
- Ehrlich, P. and A. Ehrlich (1995): A fajok kihalása. A pusztulás okai és következményei. Göncöl Kiadó, Budapest.
- Emlen, J. T. and M. J. DeJong (1981): The application of song detection threshold distance to census operations. In: Ralph, C. J. and J. M. Scott (eds): Estimating Numbers of Terrestrial Birds (C.). Stud. Avian Biol. 6: 346-352.
- Enemar, A. (1959): On the determination of the size and composition of a passerine bird population during the breeding season. Vår Fagelvärld. Suppl. 2: 1-114.
- Enemar, A., G. Höjman, P. Klaesson and L. Nilsson (1976): The relationship between census results and the breeding population of birds in subalpine birch forest. Ornis Fenn., 53: 1-8.
- Esselink, H., M. Geertsma, J. Kuper, F. Hustings and H. van Berkel (1995): Can peat-moor regeneration rescue the red-backed shrike in the Netherlands? Proceedings Western Foundation Vertebrate Zoology 6: 287-292.
- Farkas, R., R. Horváth and E. Pásztor (1997): Nesting success of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in a cultivated area. Ornis Hungarica 7., p. 27-37.
- Fuisz, T., Cs. Moskát and J. Y. Park (1998): Nest site selection and habitat use in Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in Hungary.

- Shrikes of the World – II. conservation implementation. International Birdwatching Center, Eilat, 30-33.
- Fuisz, T. and R. Yosef (1998): Habitat choice of post-breeding Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in Northeastern Hungary. Shrikes of the World – II. conservation implementation. International Birdwatching Center, Eilat, 26-29.
- Fuller, R. J., R. D. Gregory, D. W. Gibbons and J. H. Marchant (1995): Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology* 5: 455-463.
- Füri, A. (1995): A Tápióság-Tápióbicske közötti Nagy-rét fészkelő madárközösségének vizsgálata. *Aquila* 102: 151-160.
- Galbraith, H. and S. J. Tyler (1982): The movements and mortality of the dipperas shown by ringing recoveries. *Ringling and Migration* 4: 9-14.
- Glutz von Blotzheim, U. and K. Bauer (1985): *Handbuch der Vogel Mitteleuropas*. 10/11. Aula, Weisbaden, Germany.
- Görner, M. (1981): Zum Geschlechtsdimorphismus der Wasserramsel *Cinclus cinclus* (L.). *Mitt. Zool. Mus. Berlin*, 5, S: 63-70.
- Görner, M. (1985): Zur ökologie, zum Vorkommen und der Wasserramsel in Thüringen. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen*, 22: 1-16.
- Györfi, S. (1968): Adatok a tövisszűrő gébics (*Lanius collurio* L.) ökológiájához. *Aquila*, 75: 159-192.
- Györy, J. (1959): Vízirigó előfordulása Sopron környékén. *Aquila*, 66: 288.
- Györy, J. (1957): Madártársulások és környezettani vizsgálatok 1954-55 telén a Soproni hegységben. *Aquila*, 63-64: 41-49.
- Gyurácz, J. (1995): Egy gyertyános-tölgyes erdőfragmentum madárpopulációinak egyedszámváltozása. *Aquila* 102: 161-170.
- Gyurácz, J. and K. Szanyi, (1994): A Vas megyében költő gyurgyalag (*Merops apiaster*) állomány eloszlása és egyedszáma. *Aquila* 101: 123-132.
- Hagemeijer, W. and M. J. Balir (eds) (1997): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & A D Poyser, London.
- Haraszthy, L. (1993): *Gyakorlati ragadozómadár-védelem*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Haraszthy, L. (ed.) (1998): *Magyarország madarai*. Madártani Intézet,

Budapest.

- Haraszthy, L. and J. Bagyura (1993): Ragadozómadár-védelem az elmúlt 100 évben Magyarországon. *Aquila* 100: 105-121.
- Hardy, J., R. Rae, and S. Rae (1978): Breeding success of Dippers in the Grampian region. *Grampian Ring. Group Rep.* 1: 23-25.
- Harris, H. J., M. S. Milligen and G. A. Fewless (1983): Diversity: Quantification and Ecological Evolution in Freshwater Marshes. *Biological Conservation* 27: 99-110.
- Heath, M., C. Borggreve, N. Peet and W. Hagemeyer (2000): European bird populations: estimates and trends. *Birdlife International*, Cambridge.
- Heywood, V. H. (ed.)(1995): *Global Biodiversity and Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Holan, V. (1995): Population density and breeding biology of red-backed shrike in Czechoslovakia. *Proceedings Western Foundation Vertebrate Zoology* 6: 76-77.
- Horváth, R. (1988): Angaben über die Wasserramsel (*Cinclus cinclus*) in Ungarn. *Egretta*, 31/1-2., p. 12-17.
- Horváth, R. (1992/a): Élőhelytípusok minősítése B.-A.-Z. megye különböző élőhelytípusainak, természetföldrajzi tájainak potenciális és valós madárfészkelési adatai alapján (esettanulmány). In: Gyulai, I. (ed): *A biodiverzitás megőrzésének programja. Zöld Akció*, Miskolc, 86-92.
- Horváth, R. (1992/b): A vízirigó (*Cinclus cinclus*) morfológiai méretei és a nemek elkülönítése Magyarországon. *Aquila* 99: 111-118.
- Horváth, R. (1993): A vízirigó (*Cinclus cinclus*) Magyarországon. *Aquila* 100: 225-240.
- Horváth, R. (ed.)(1997): *Az Aggteleki Nemzeti Park természetvédelmi kezelési terve*. Kézirat, Jósvalő.
- Horváth, R. (2001): A study on the diet of dippers (*Cinclus cinclus*) with help of pellet and faecal analyses in the Aggtelek Karst. Tiscia, Szeged (in press).
- Horváth, R. (2002): A *Cinclus cinclus* (Linnaeus, 1758) táplálék-összetételének vizsgálata köpetelemzés alkalmazásával. *Aquila* 107-108: 37-45.
- Horváth, R. and S. Andrikovics, (1991): A vízirigó (*Cinclus cinclus* L., 1758) téli táplálék-összetételéről. *Aquila*, 98: 147-162.
- Horváth, R. and Z. Barta (1986): A hazai vízirigó (*Cinclus cinclus*)

- állomány oknyomozó vizsgálata. MME II. Tud. Ülése, Szeged, 163-167.
- Horváth, R., I. Bodolai (1996): Restriction of Forestry in the main forest types of Aggtelek National Park based on the bird communities nesting in them. In: Tóth, E. – R. Horváth (ed.): Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve. Proceedings of the „Research, Conservation, Management” Conference. Aggtelek National Park, Aggtelek, 177-183.
- Horváth, R., S. Boldogh and Zs. Varga (1999): Az Aggteleki-karsztvidék madárvilága. Karszt Egyesület, Szögliget.
- Horváth, R., R. Farkas and R. Yosef (2000): Nesting ecology of the red-backed shrike (*Lanius collurio*) in northeastern Hungary. The Ring, 22/1: 127-132.
- Horváth, R., K. Kovács and R. Farkas (1996): Red-backed shrike scientific research in Aggtelek National Park. In: Tóth, E. – R. Horváth (ed.): Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve. Proceedings of the „Research, Conservation, Management” Conference. Aggtelek National Park, Aggtelek. p.163-167.
- Horváth, R., K. Kovács and R. Farkas (1998): Reproductiv biology of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in the Aggtelek National Park. Shrikes of the World – II. conservation implementation. International Birdwatching Center, Eilat, 49-50.
- Horváth, R., K. Kovács and A. Ujvárosy (1998): Az Aggteleki Nemzeti Park felszíni, természetvédelmi kezelési koncepciója. Karszt Egyesület, Szögliget.
- Horváth, R. and T. Szép (1998): A magyarországi vízirigók állomány-csökkenése. Ornis Hungarica 8: 9-16.
- Hudec, K. (ed.) (1983): Fauna CSSR, Ptaci-Aves. Academia, Prag.
- Jolly, G. M. (1965): Explicit estimates from capture–recapture data with both death and immigration-stochastic modell. Biometrika 52: 225-247.
- Jost, O. (1975/a): Über die Fundstellen und das Aufsammeln von Wasseramsel *Cinclus cinclus*. Luscinia 42 :5: 199-203.
- Jost, O. (1975/b): Fisch-Otolithen is Speiballen der Wasseramsel. Natur u. Museum 105: 283-286.

- Jost, O. (1975/c): Zur Ökologie der Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) mit besonderer Berücksichtigung ihrer Ernährung. Bonn, Zool. Monogr. 6.
- Juhász, L. and L. Tóth, (1990/a): Vizirigó (*Cinclus cinclus*) Debrecenben. Madártani Tájékoztató 1990: 6-12: 53. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Juhász, L. and L. Tóth, (1990/b): A maradvány tölgy-köris ligeterdők szerepe a madártársulások fenntartásában a debreceni Erdőpusztákon. Déri Múzeum 1988. évi évkönyve: 57-80.
- Juhász, L. and L. Tóth, (1992): A keményfa maradványerdők madárfaunisztikai vizsgálata a debreceni Erdőpusztákon. Déri Múzeum 1989-1990. évi évkönyve: 37-49.
- Juhász-Nagy, P. (1993): Az eltűnő sokféleség. Scientia kiadó, Budapest.
- Kaiser, A. (1988): Zur populationsdynamik der Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) in Rheinhessen und angrenzenden Gebieten. Egretta, 31/1-2., p. 18-37.
- Kendeigh, S. C. (1944): Measurement of bird populations. Ecol. Monogr. 14: 67-106.
- Kelemen, A. (1978): Madaraskönyv. Kriterion, Bukarest.
- Keve, A. (1960): Magyarország madarainak névjegyzéke. Akadémiai kiadó, Budapest.
- Keve, A. (1984): Magyarország madarainak névjegyzéke. Akadémiai kiadó, Budapest.
- Kristin, A. (1998): Breeding range trends of four shrike species in Slovakia. Shrikes of the World – II. conservation implementation. International Birdwatching Center, Eilat, 18-20.
- Koskimies, P. and R. A. Väisänen (1991): Mapping census of breeding land birds. In: Koskimies, P. and R. A. Väisänen (eds). Monitoring Bird Populations. A manual of methods applied in Finland. - Zoological Museum, Finnish Museum of Natural History, Helsinki, Finland.
- Lebreton, J. D., K. P. Burnham, J. Clobert and D. R. Anderson (1992): Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case studies. Ecological Monograph 62: 67-118.
- Lebreton, J. D. and J. Clobert (1986): User's manual for program SURGE. Montpellier, France: Centre d'Ecologie fonctionnelle et Evolutive, Centre National de la Recherche Scientifique .

- Lefranc, N. and T. Worfolk (1997): Shrikes a Guide to the Shrikes of the World. Pica Press, Mountfield.
- Legány, A. (1974): A nemesnyárasok (*Populeto cultum*) madártani viszonyai. Állattani Közlemények LXI.1-4: 42-48.
- Legány, A. (1981): A tiszavasvári Fehér-szik madárvilágának ökológiája. Aquila 87: 95-109.
- Legány, A. (1983): A Bátorligeti-láp természetvédelmi terület madárvilága. Aquila 90: 85-93.
- Legány, A. (1993): A Felső-Tiszai kubikerdők madártani szerepe és természetvédelmi jelentősége. Aquila 100: 251-261.
- Legány, A. (1995): A Tiszadobi Szelepi-morotva ornithocönológiai vizsgálata, mint modell az alföldi morotvák jelentőségének igazolására. Aquila 102: 179-192.
- Legány, A. (2001): Természetvédelmi célú madártani vizsgálat a tiszaezlári-tiszalöki ártéren. Természettudományi Közlemények 1.: 139-149.
- Legány, A. and I. Vértes, (1977): Egy modellként kiválasztott erdő madáregyüttesének kutatási eredményei. Állattani Közlemények 64: 115-127.
- Levitus, S., J. I. Antonov, T. P. Boyer and C. Stephen (2000): Warming of the World ocean. Science, 287: 2225-2229.
- MacArthur, R. H. and J. W. MacArthur (1961): On birds species diversity. Ecology Vol. 42: 594-598.
- Magyar, G., G. Hadarics, Z. Waliczky, A. Schmidt, T. Nagy and A. Bankovics, (1998): Magyarország madarainak névjegyzéke. KTM-TvH – MME – Winter Fair, Budapest-Szeged.
- Marián, M. (1983): Madárállományok populáció-dinamikai szerepének mennyiségi vizsgálati módszeréről. MME I. Tud. Ülése, Sopron, 149-154.
- Marchant, J. H. (1981): Residual edge effects with the mapping bird census method. In: Ralph, C. J. and J. M. Scott (eds): Estimating Numbers of Terrestrial Birds (C.). Stud. Avian Biol. 6: 488-491.
- Marchant, J. H. (1983): BTO Common Bird Census Instructions. BTO: 12.
- Mork, K. (1975): Bigami – og to kull i same sesong – pavist hos fossekall. Sterna 14: 131-134.
- Moskát, Cs. (1977): Vízirigó a Mátrában. Madártani Tájékoztató 1977/9-10. Magyar Madártani Egyesület, Budapest.

- Moskát, Cs. (1985/a): Madárszámlálási eljárások. I. vizsgálati alapelvek. Madártani Tájékoztató 1985/1-3: 73-75. Magyar Madártani Egyesület, Budapest.
- Moskát, Cs. (1985/b): Madárszámlálási eljárások. II. Standard módszerek. Madártani Tájékoztató 1985/4-6: 61-64. Magyar Madártani Egyesület, Budapest.
- Moskát, Cs. (1985/c): Estimation of breeding birds densities in a beech wood in Hungary (Aves). Annls hist.-nat. Mus. Natn. Hung. 77: 251-261.
- Moskát, Cs. (1985/d): Bükkös és tölgyes fészkelő madárközösségek összehasonlító elemzése. Pusztai 3(12):17-36.
- Moskát, Cs. (1986): Madárszámlálási módszerek hatékonyságának vizsgálata a Pilis-hegységben. Állattani Közlemények, LXXIII: 51-59.
- Moskát, Cs. (1987): Estimating bird densities during the breeding season in Hungarian deciduous forests. Acta Reg. Soc. Sci. Litt. Gothoburgensis. Zoologica 14: 153-161.
- Moskát, Cs. (1990): A combined version of territory mapping and point count techniques. Bird census and atlas studies. Proc XI-th Int. Conf. On Bird Census and Atlas Work, Prague.
- Moskát, Cs., A. Báldi and Z. Waliczky (1991): Természetvédelmi célú kutatási irányzatok az ornitológiában. The 3rd Scientific Meeting of the Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society: 183-193. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Moskát, Cs. and T. Fuisz (1994): Forest management and bird communities in the beech and oak forests of the Hungarian mountains. In: Hagemeyer, E. J. M and T. J. Verstrael (eds): Bird number 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects, 29-38. Voorburg/Heerlen&SOVON, Beek-Ubberberg, Netherland.
- Moskát, Cs. and T. Fuisz (1995): Conservation aspects of bird-vegetation relationships in riparian forest along the river Danube: a multivariate study. Acta zool. hung. 41: 151-164.
- Moskát, Cs. and T. Fuisz (1998): An experimental study of co-evolution between the Cuckoo (*Cuculus canorus*) and the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*). Biol. Cons. Fauna 102: 85-87.

- Moskát, Cs. and T. Fuisz (1999): Reactions of Red-backed Shrike *Lanius collurio* to artificial Cuckoo *Cuculus canorus* eggs. Journal of avian biology 30: 175-181.
- Moskát, Cs., G. Hrasko and T. Fuisz (1988): Species composition and the structure of avian communities in the Pilis Mountains, North Hungary, 12-20. In: Török, J. (ed.): Ornithological Research in the Pilis Biosphere Reserve. Hungarian Ornithological Society, Budapest.
- Moskát, Cs. and L. Sasvári (1992): Néhány madárközösség strukturális hasonlóságának vizsgálata. Aquila 99: 129-136.
- Moskát, Cs. and T. Székely (1986): Bükkerdei madárközösségek szukcessziója. MME II. Tud. Ülése, Szeged, 137-142.
- Mühlenberg, M., T. Hovestadt and J. Röser (1991): Are There Minimal Areas for Animal Populations? In: Seitz, A and Loeschcke (eds): Species Conservation: A Population-Biological Approach. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Myers, N. (1979): The sinking ark. Pergamon Press, London.
- Németh, Cs. (1998): Fiókáit vezető vízirigó (*Cinclus cinclus*) a Kőszegi-hegységben. Tűzok, 3/1. 15. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Nilsson, C. and G. Grelsson (1995): The fragility of ecosystems: a review. Journal of Applied Ecology, 32: 677-692.
- Nógrádi, S. and Á. Uherkovich (1988): Trichopterological results from the Northern Mountains (Hungary). Fol. Hist. – nat. Mus. Matr.; 13: 71-90.
- O'Connor, R. J. and Hicks, R. K. (1980): The influence of weather conditions on the detection of birds during Common Birds Census fieldwork. Bird Study 27: 137-151.
- O'Connor, R. J. and Marchant, J. H. (1981): A Field Evaluation of Some Common Birds Census Techniques. Report from BTO, Huntington.
- Ormerod, S. J. (1985/a): The diet of breeding Dippers *Cinclus cinclus* and their nestlings in the catchment of the River Wye, mid-Wales: a preliminary study by faecal analysis. IBIS, 127: 316-331.
- Ormerod, S. J. (1985/b): Optimal foraging by breeding dippers on a Lencashire hill-stream. Naturalis 110: 99-103.
- Ormerod, S. J., S. Efteland and L. E. Gabrielsen (1987): The diet breeding Dippers *Cinclus cinclus* and their nestlings in Southwestern Norway. Holarctic Ecology 10: 201-205.

- Ormerod, S. J. and S. J. Tyler (1986): The diet of Dipper *Cinclus cinclus* wintering in the catchment of the River Wye, Wales. *Bird Study* 33: 36-45.
- Ormerod, S. J. and S. J. Tyler (1991): Exploitation of prey by a river bird, the dipper *Cinclus cinclus* (L.), along acidic and circumneutral streams in upland Wales. *Freshwater Biology*, 24.
- Ormerod, S. J., S. J. Tyler and J. M. S. Lewis (1985): Is the breeding distribution of Dippers influenced by stream acidity? *Bird Study* 32: 32-39.
- Palmgren, P. (1930): Quantitative Untersuchungen über die Vogelfauna in den Wäldern Südfinnlands. *Acta Zool. Fenn.* 7: 1-218.
- Pastuchov, D. (1961): On the Ecology of *Cinclus cinclus leucogaster* Br hibernating in the Angara sources. *Zool. J. Moskva* 40:1536-1542.
- Paul, J. T. Jr. and R. R. Roth (1983): Accuracy of a version of the spot-mapping census method. *J. Field Ornithol.* 54: 42-49.
- Peakall, D. B. (1985): The decline and fall of the Red-backed Shrike in Britain. *Proceedings Western Foundation Vertebrate Zoology* 6: 112-116.
- Pearce, F. (1998): A világ éghajlata: Megérett az idő a cselekvésre. *WWF-füzetek* 13: 1-20.
- Perrings, C. (1995): Economic values of biodiversity. In: Heywood, V. H. (ed.): *Global Biodiversity and Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, 823-914.
- Pinowski, J. and K. Williamson (1974): Introductory information of the Fourth Meeting of the International Bird Census Committee. *Acta Orn.*, 14(6): 9-12.
- Postel, S. (1992): Tagadás a döntő évtizedben. In: L. R. Brown (ed): *A világ helyzete 1992. Föld napja Alapítvány*, Budapest, 214-247.
- Pradel, R., J. Clobert and J. D. Lebreton (1990): Recent developments for the analysis of capture-recapture multiple data sets. *The Ring* 13: 193-204.
- Rae, R. and J. Hardey (1979): Nest boxes for dippers. *Report Grampian Ringing Group* 2: 24-25.
- Randik, A. (1970): Potrava, hospodársky význam a ochrana strakoša obyčajného (*Lanius collurio* L.) v prírodných podmienach Slovenska. *Práce a štúdie* 3: 1-129.

- Reid, W. V. and K. R. Miller (1989): Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity. World Resources Institute, Washington, D. C.
- Rékási, J. (1985): Adatok a vízirigó (*Cinclus cinclus*) táplálékához köpetei alapján. Madártani Tájékoztató 1985. 1-3: 59-60. Magyar Madártani Egyesület, Budapest.
- Robbins, C. S. (1981/a): Effect of time of day activity on bird activity. In: Ralph, C. J. and J. M. Scott (eds): Estimating Numbers of Terrestrial Birds (C.). Stud. Avian Biol. 6: 275-286.
- Robbins, C. S. (1981/b): Bird activity levels related to weather. In: Ralph, C. J. and J. M. Scott (eds): Estimating Numbers of Terrestrial Birds (C.). Stud. Avian Biol. 6: 301-310.
- Robson, R. W. (1956): The breeding of the Dipper i North Westmorland. Bird Study 3: 170-180.
- Rockenbach, D. (1985/a): Wasseramsel (*Cinclus c. aquaticus*) und Zivilisation – am Beispiel des Flub System der Fils (Schwabische Alb). Ökol. Vögel 7: 171-184.
- Rockenbach, D. (1985/b): Geschlechts- und Altersbestimmung bei der Wasseramsel (*Cinclus c. aquaticus*). Ökol. Vögel 7: 363-378.
- Rozgonyi, S. (1993): Adatok a tövisszűrő gébics (*Lanius collurio*) fészkeléséhez. Madártani Tájékoztató 1993. 1-6: 19-20. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Sackl, P. and G. Dick (1988): Zur Brutbiologie der Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) im Flubsystem des Kamp, Niederösterreich. Egretta 31/1-2: 56-69.
- Santamarina, J. (1990): Alimentacion del mirlo acuatica (*Cinclus cinclus*) en rios de Galicia. Misc. Zool. 14, 207-15.
- Schmid, W. and A. Spitznagel (1985): Der sexuelle Grössendimorphismus süddeutscher Wasseramsel (*Cinclus c. aquaticus*): Biometrie, Funktion und mögliche Ursachen. Ökol. Vögel 7: 379-408.
- Schmidt, E. (1965): Madárcönológiai vizsgálatok a Budai hegyekben (III. Nagykovácsi). Aquila 71-72: 113-147.
- Seber, G. A. F. (1965): A note on the multiple recapture census. Biometrika 52: 249-259.
- Shaw, G. (1978): The breeding biology of the Dipper. Bird Study 25: 149-160.

- Simberloff, D. (1988): The contribution of population and community biology to conservation science. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 19: 473-511.
- Simmons, R. E. (1996): Population declines, variable breeding areas and management options for flamingos in Southern Africa. *Conservation Biology*, 10: 504-515.
- Skirvin, A. A. (1981): Effect of time of day and time of season on the number of observations and density estimates of breeding birds. In: Ralph, C. J. and J. M. Scott (eds): *Estimating Numbers of Terrestrial Birds (C.)*. *Stud. Avian Biol.* 6: 272-274.
- Slagsvold, T. (1973/a): Variation in the song activity of passerine forest bird communities throughout the breeding season. *Norw. J. Zool.* 21: 139-158.
- Slagsvold, T. (1973/b): Estimation of density of the song thrush *Turdus philomelos* Brehm by different methods based upon singing males. *Norw. J. Zool.* 21: 159-172.
- Smith, F. D. M., R. M. May, R. Pelling, T. H. Johnson and K. R. Walter (1993): How much do we know about the current extinction rate? *Trend in Ecology and Evolution*, 8: 375-378.
- Smith, R. P. and S. J. Ormerod (1986): The diet of moulting Dipper *Cinclus cinclus* in the catchment of the Welsh River Wye. *Bird Study* 33: 138-139.
- Snow, D. W. (1965): The relationship between census results and the breeding population of birds on farmland. *Bird Study* 12: 287-304.
- Söderström, B., T. Pärt, S. Eriksson and P. Karlsson (1996): The effect of breeding habitat and nest site choice on Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) reproductive success: A comparison of clearcuts and grassland. *Shrikes of the World – II. conservation implementation*. International Birdwatching Center, Eilat, 74-75.
- Spitznagel, A. (1985): Jahreszeitliche Veränderungen im Nahrungswahl der Wasserramsel (*Cinclus c. aquaticus*). *Ökol. Vögel* 7:239-325.
- Spitznagel, A. (1988): Strategien des Nahrungserwerbs bei der Wasserramsel (*Cinclus c. aquaticus*): eine Einführung. *Egretta* 31/1-2: 42-55.
- Staedtler, K. and K. Bremshey (1988): Bestandsentwicklung der Wasserramsel (*Cinclus cinclus*) durch Nisthilfen im Raum Schwerte-Rur. *Egretta*, 31/1-2., p. 38-41.

- Šťastný, K. and V. Bejček (1985): Bird communities of spruce forests affected by industrial emissions in the Krušné Hory (Ore mountainins). In: Taylor, K., R. J. Fuller and P. C. Lack (eds): Bird Census and Atlas Studies. BTO, Tring, 243-253.
- Sterbetz, I. (1998): Kelet-magyarországi székilile (*Charadrius alexandrinus* L., 1758) populációk vizsgálata. Aquila 103-104: 41-46.
- Stewart, R. E., J. B. Cope, C. S. Robbins and J. W. Brainerd (1952): Seasonal distribution of bird populations at the Patuxent Research Refuge. Amer. Midl. Naturalist 47: 257-363.
- Svensson, S. (1979): Census efficiency and number of visit to a study plot when estimating bird densities by the territory mapping method. J. Appl. Ecol.
- Szabolcs, J. (1943): Vízirígó *Cinclus cinclus* L. a Pilisben. Aquila, 50:406.
- Szép, T. (1991): Monitoring of abundance and survival rate of Sand Martin (*Riparia riparia*) population in the upper reaches of the River Tisza, 1986-1990. Ornis Hungarica 1: 37-44.
- Szép, T. (1993): Changes of the Sand Martin (*Riparia riparia*) population Eastern Hungary: the role of the adult survival and migration between colonies in 1986-1993. Ornis Hungarica 3: 56-66.
- Szép, T. (1995/a): Relationship between west African rainfall and the survival of the central European Sand Martins *Riparia riparia*. Ibis 137: 162-168.
- Szép, T. (1995/b): Survival rates of Hungarian sand martins their relationship with Sahel rainfall. Journal of Applied Statistics 22/5-6: 891-904.
- 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: 169-177.
- Tomialojć, L. (1980): The combined version of the mapping method. In: Oelke, H. (ed.): Bird census work and nature conservation: 92-107. Göttingen.
- Tomialojć, L. and J. Lontkowski (1989): A technique for censusing territorial song thrushes *Turdus philomelos*. Ann. Zool. Fennici 26: 235-243.
- Tomialojć, L., W. Walankiewicz and T. Wesołowski (1977): Methods

- and preliminary results of the bird census work in primeval forest of Białowieża National Park. Pol. Ecol. Stud. 3: 215-223.
- Tomiałojć, L., T. Wesołowski and W. Walankiewicz (1984): Breeding bird community of primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). Acta Ornithol. 20: 241-310.
- Török, J. and L. Tóth (1996): A Nagy-Szénás természetvédelmi Terület madárfaunájának minőségi és mennyiségi vizsgálata. Természetvédelmi Közlemények 3-4, pp. 65-70.
- Tóth, L. (2000): A Hevesi Füves Puszták Tájvédelmi Körzet Monitoring-rendszerű kutatása. Kézirat, Eger.
- Tucker, G. M. and M. F. Heath (1994): Birds in Europe: their conservation status. Birdlife International, Cambridge.
- Tyler, S. J. and S. J. Ormerod (1985): Aspects of the breeding biology of Dippers, *Cinclus cinclus*, in the southern catchment of the river Wye, Wales. – Bird Study 33: 164-169.
- Tyler, S. J. and S. J. Ormerod (1991): Aspects of the biology of Dippers *Cinclus cinclus minor* in the Atlas Mountains of Morocco outside the breeding season. Bonn Zool. Beitr. 42, 35-45.
- Tyler, S. J. and S. J. Ormerod (1994): The Dippers. T & A D Poyser Ltd, London.
- U.S. Fish and Wildlife Service (1995): California Condor Recovery Plan. U.S. Fish and Wildlife Service, Portland, Oregon.
- Udvardy, M. D. F. (1947): Methods of bird sociological survey on the basis of some Tihany communities investigated. Arch. Biol. Hung. 17: 61-89.
- Varga, F. (1974): Vízirigó *Cinclus cinclus* L. költése a Zagyva forrásvidékén. Aquila 80-81: 292.
- Varga, F. (1978): Rendellenes helyen fészkelő vízirigó. Madártani Tájékoztató 1978. 7-8: 15-16. Magyar Madártani Egyesület, Budapest.
- Varga, F. (1980): A vízirigó újabb költése a Medves völgyében – Madártani Tájékoztató 1980. 4-6. Magyar Madártani Egyesület, Budapest.
- Varga, Z. (1993): Diverzitás: a modern biológia kulcsfogalma. Környezet és fejlődés IV/3-4: 47-55.
- Varga, Zs., Á. Bezecsky and L. Darányi (2000): Ragadozómadár-fajok és a holló (*Corvus corax*) állományfelmérése és költési eredményeinek vizsgálata a Börzsöny-hegységben 1983-94 között.

- Aquila 105-106: 71-75.
- Vásárhelyi, I. (1943): Pisztrángpusztító madarak. Kócsag 12-16: 62-6, Budapest
- Vásárhelyi, I. (1964): Borsod-Abaúj-Zemplén megye gerinces faunája. p. 1-178. (kézirat)
- Vertse, A. (1942): Vízirigó a Mátrában. Aquila 46-49: 462-463, Budapest.
- Vester, F. (1982): Az életben maradás programja. Gondolat Kiadó, Budapest.
- Vickery, J. (1988): The effects of surface water acidification on riparian birds – with particular reference to the Dipper. Unpubl. Dphil thesis, Univ. of Oxford.
- Vizslán, T. and L. Belencsák (1994): Kotló tövisszúró gébics (*Lanius collurio*) hímek. Madártani Tájékoztató 1994. 1-6: 32. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Vizslán, T. and B. Pingitzer (2000): Adatok a tövisszúró gébics (*Lanius collurio*) költésbiológiájához. Aquila 105-106: 163-164.
- Vollnhöfer, P. (1906): A vízirigó (*Cinclus cinclus* L.) halgazdasági jelentőségéről. Erdészeti kísérletek VIII/1-2. 1-81. Selmechánya.
- Wagner, S. (1985): Zur situation der Wasseramsel (*Cinclus c. aquaticus*) in Karnten (Südösterreich). Ökol. Vögel 7: 209-214.
- Waliczky, Z. (1991): Az énekesmadarak állománybecslő programjának első három éve. The 3rd Scientific Meeting of the Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society: 194-200. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Waliczky, Z. (1992): Különböző erdőtípusok madárközösségeinek vizsgálata a Szigetközben. Ornis Hungarica 2: 25-31.
- Ward, B., R. Dubos (1975): Csak egyetlen Föld van. Közgazdasági és jogi könyvkiadó, Budapest.
- Williams, A. B. (1936): The composition and dynamics of a beech-maple climax community. Ecol. Monogr. 6: 317-408.
- Yapp, W. B. (1956): The theory of line transects. Bird Study 3: 93-104.
- Zang, H. (1981): Zur Brutbiologie und Höhenverbreitung der Wasseramsel (*Cinclus c. aquaticus*) im Harz. J. Orn. 122: 153-162.

1. Bevezetés	1. oldal
2. Problémafelvetés és célkitűzések	4. oldal
2.1. Problémafelvetés	4. oldal
2.2. Célkitűzések	4. oldal
2.2.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	4. oldal
2.2.2. A vízirigó magyarországi állományváltozásának folyamata és természetvédelmi kérdései – különös tekintettel az Aggteleki-karsztra	6. oldal
2.2.3. A tövisszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	7. oldal
3. Irodalmi áttekintés	8. oldal
3.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	8. oldal
3.2. A vízirigó magyarországi állományváltozásának folyamata és természetvédelmi kérdései – különös tekintettel az Aggteleki-karsztra	9. oldal
3.3. A tövisszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	9. oldal
4. Anyag és módszer	11. oldal
4.1. A mintavétel kivitelezése	11. oldal
4.1.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	11. oldal
4.1.1.1. A fészkelő énekesmadár-állomány felmérése	11. oldal
4.1.1.2. A territórium-térképezés adatainak vizsgálata	15. oldal
4.1.1.2.1. Közösségek szintjén	15. oldal
4.1.1.2.2. Fajok, fajcsoportok szintjén	15. oldal
4.1.2. Az Északi-középhegység vízirigó állományának vizsgálata és természetvédelmi kérdései	16. oldal
4.1.2.1. Az alfaji kérdés és a nemek elkülönítése	16. oldal
4.1.2.2. Állománynagyság, populációdinamika	16. oldal
4.1.2.3. A gyűrűzések és visszafogások adatai	17. oldal
4.1.2.4. A fészkelések, fészkaljak adatai	17. oldal
4.1.2.5. A túlélési adatok	18. oldal
4.1.2.6. Táplálkozás, táplálék-összetétel	18. oldal
4.1.3. A tövisszúró gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	19. oldal
4.1.3.1. Állománynagyság, populációdinamika	19. oldal
4.1.3.2. Élőhelyválasztás	19. oldal
4.1.3.3. A költések sikeressége	20. oldal
4.2. Adatfeldolgozás	21. oldal
4.2.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	21. oldal
4.2.1.1. A fészkelő énekesmadár-állomány felmérések analízise	21. oldal
4.2.1.2. A territórium-térképezés adatainak analízise	21. oldal
4.2.1.2.1. Közösségek szintjén	21. oldal
4.2.1.2.2. Fajok, fajcsoportok szintjén	22. oldal
4.2.2. Az Északi-középhegység vízirigó állományának vizsgálata és természetvédelmi kérdései	22. oldal
4.2.2.1. Az alfaji kérdés és a nemek elkülönítése	22. oldal
4.2.2.2. Állománynagyság, populációdinamika	22. oldal

4.2.2.3. A gyűrűzések és visszafogások adatai	23. oldal
4.2.2.4. A fészkelések, fészkaljak adatai	23. oldal
4.2.2.5. A túlélési adatok	23. oldal
4.2.3. A tövisszűrő gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	28. oldal
4.2.3.1. Állománynagyság, populációdinamika	28. oldal
4.2.3.2. Élőhely-választás	28. oldal
4.2.3.3. A költések sikeressége	29. oldal
5. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	30. oldal
5.1. A fészkelő énekesmadár-állomány felmérések analízise	30. oldal
5.2. A territórium-térképezés adatainak analízise	38. oldal
5.2.1. Közösségek szintjén	38. oldal
5.2.2. Fajok, fajcsoportok szintjén	51. oldal
6. Az Északi-középhegység vízirigó állományának vizsgálata és természetvédelmi értékelése	74. oldal
6.1. Az alfaji kérdés és a nemek elkülönítése	74. oldal
6.2. Állománynagyság, populációdinamika	75. oldal
6.3. A gyűrűzések és visszafogások adatai	77. oldal
6.4. A fészkelések, fészkaljak adatai	78. oldal
6.5. A túlélési adatok	81. oldal
6.6. Táplálkozás, táplálék-összetétel	83. oldal
7. A tövisszűrő gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	88. oldal
7.1. Állománynagyság, populációdinamika	88. oldal
7.2. Élőhelyválasztás	90. oldal
7.3. A költések sikeressége	90. oldal
8. Természetvédelmi megállapítások	94. oldal
8.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	94. oldal
8.2. A vízirigó magyarországi állományváltozásának folyamata és természetvédelmi kérdései – különös tekintettel az Aggteleki-karsztra	95. oldal
8.3. A tövisszűrő gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	96. oldal
9. Összefoglalás, tudományos eredmények	98. oldal
9.1. Összefoglalás	98. oldal
9.2. Tudományos eredmények	100. oldal
9.2.1. Az Aggteleki-karszt énekesmadár faunájának vizsgálata territórium-térképezéssel	100. oldal
9.2.2. A vízirigó magyarországi állományváltozásának folyamata és természetvédelmi kérdései – különös tekintettel az Aggteleki-karsztra	101. oldal
9.2.3. A tövisszűrő gébics állományának alakulása és természetvédelmi kérdései – az Aggteleki-karszt mintaterületén	102. oldal
10. Summary	104. oldal
11. Köszönetnyilvánítás	107. oldal
12. Irodalomjegyzék	108. oldal

Madárfajok és közösségek állományváltozásai
az Aggteleki Nemzeti Park területén

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a Biológia tudományágban

Írta: Horváth Róbert okleveles középiskolai tanár

Készült a Debreceni Egyetem Környezettudomány doktori iskolája
(Biodiverzitás programja) keretében

Témavezetők: Dr. Varga Zoltán

A doktori szigorlati bizottság:

elnök:	Dr. Borbély György
tagok:	Dr. Dévai György
	Dr. Gallé László

A doktori szigorlat időpontja: 2003. február 25.

Az értekezés bírálói:

Dr. Juhász Lajos
Dr. Szép Tibor

A bírálóbizottság:

elnök:	Dr. Tóthmérész Béla
tagok:	Dr. Bihari Zoltán
	Dr. Báldi András
	Dr. Moskát Csaba
	Dr. Pecsénye Katalin

Az értekezés védésének időpontja: 2003.