

NYUGAT-MAGYARORSZÁGI EGYETEM, VADGAZDÁLKODÁSI INTÉZET,
MAGYAR FOGOLY KUTATÓ CSOPORT
UNIVERSITY OF WEST HUNGARY, INSTITUTE OF WILDLIFE MANAGEMENT,
HUNGARIAN PARTRIDGE RESEARCH GROUP



Magyar Apróvad Közlemények

Hungarian Small Game Bulletin

No. 6.



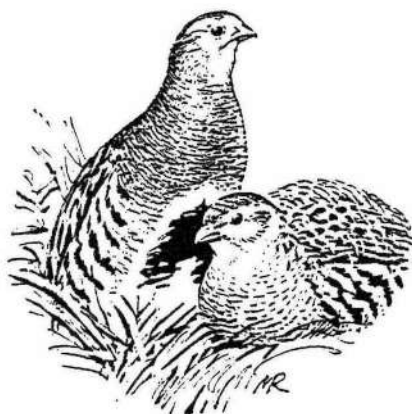
Szerkeszti / Editor: FARAGÓ, Sándor

SOPRON
2001



NYUGAT-MAGYARORSZÁGI EGYETEM, VADGAZDÁLKODÁSI INTÉZET,
MAGYAR FOGOLY KUTATÓ CSOPORT
UNIVERSITY OF WEST HUNGARY, INSTITUTE OF WILDLIFE MANAGEMENT,
HUNGARIAN PARTRIDGE RESEARCH GROUP

MAGYAR APRÓVAD KÖZLEMÉNYEK
Hungarian Small Game Bulletin
No. 6.



Szerkeszti / Editor: FARAGÓ, Sándor

SOPRON
2001

Borítóterv
SHMILLIÁR DÓRA

A belső címlapkép, amely egyúttal a Magyar Fogoly Kutató Csoport emblémája
MURAY RÓBERT festőművész alkotása

Szerkesztő Bizottság

Főszerkesztő: Prof. Dr. Faragó Sándor (Sopron)
Tagok: Prof. Dr. Bartha Dénes (Sopron)
Prof. Dr. Kőhalmy Tamás (Sopron)
Doc. Dr. Jánoska Ferenc (Sopron)
Dr. Kalotás Zsolt (Budapest)
Szemethy László (Gödöllő)
Doc. Dr. Traser György (Sopron)

ISSN 1418 - 284X

Felelős kiadó: Dr. Faragó Sándor



Készült: 300 példányban a LővérPrint Kft. Nyomdájában, Sopron

TARTALOMJEGYZÉK-CONTENTS

Pielowski, Z. DIE SITUATION DES FELDHASEN IN EUROPA UND DIE MÖGLICHKEITEN EINES WIEDERAUFBAUS SEINER BESTÄNDE The status of brown hare in Europe and the possibilities of reconstruction of its populations.....	5
Hell, P., Slamečka, J., Homolka, M., Jurčík, R. und Poláčiková, M EINFLUß INTENSIVER GROßFLÄCHIGER LANDWIRTSCHAFT AUF DIE NAHRUNGSÖKOLOGIE DES FELDHASEN IM SLOWAKISCHEN TEIL DER DONAUEBENE Influence of intensive large-scale agricultural production on brown hare food Ecology in Slovak part of Danubian Lowlan.....	13
Hopp, T. AZ ETETÉS HATÁSA AZ ÖZRE, ÉLŐHELYJAVÍTÁS ETETÉSSSEL The effect of feeding on roe deer – habitat improvement with feeding.....	31
Szemethy, L. és Heltai, M. RAGADÓZÓGAZDÁLKODÁSI STRATÉGIA – A JÖVŐ LEHETŐSÉGEI Strategy of predator management – Possibilities of the future.....	59
Kavanagh, B.P., O'Gorman, C. and Buckley, C. THE IRISH GREY PARTRIDGE (<i>PERDIX PERDIX</i>) CONSERVATION STRATEGY: AN UPDATE 1995-1998.....	79
Kavanagh, B.P. THE REINTRODUCTION OF THE GREY PARTRIDGE (<i>PERDIX PERDIX</i>) TO IRISH FARMLAND: TOWARDS METHODOLOGY.....	87
Faragó, S. ADATOK A MAGYARORSZÁGI MEZEI SZÁRNYASVAD FAJOK TESTMÉRETEIHEZ Additional data of the body measurements of field game birds in Hungary.....	97
Faragó, S. ADATOK A MAGYARORSZÁGI MEZEI SZÁRNYASVAD FAJOK FÉSZEKALJ NAGYSÁGAIHOZ ÉS TOJÁSMÉRETEIHEZ Contribution of data to the clutch and egg size of field game bird species in Hungary.....	113

Faragó, S. MEZEI SZÁRNYASVAD FAJOK VONULÁSA MAGYARORSZÁGON, JELÖLT MADARAK MEGKERÜLÉSE ALAPJÁN The migration of lowland gamebirds, based on the recovery of ringed specimens in Hungary.....	133
Jánoska, F. MEZŐVÉDŐ ERDŐSÁVOK, FÉSZKELŐ MADÁRÁLLOMÁNYAINK VIZSGÁLATA I. A VIZSGÁLATOK JELENTŐSÉGE, LEHETSÉGES MÓDSZEREI, KIVITELEZÉSE Investigation of the nesting bird populations of the shelter belts. I. The significance of the studies, possible methods, implementation.....	163
Jánoska, F. MEZŐVÉDŐ ERDŐSÁVOK, FÉSZKELŐ MADÁRÁLLOMÁNYAINK VIZSGÁLATA II. ÚJKÉR The investigation of the nesting bird populations of the shelter belts. II. Újkér.....	175
Jánoska F. MEZŐVÉDŐ ERDŐSÁVOK, FÉSZKELŐ MADÁRÁLLOMÁNYAINK VIZSGÁLATA III. SOPRONHORPÁCS The investigation of the nesting bird populations of the shelter belts. III. Sopronhorpács....	197
Jánoska F. MEZŐVÉDŐ ERDŐSÁVOK, FÉSZKELŐ MADÁRÁLLOMÁNYAINK VIZSGÁLATA IV. SARRÓD The investigation of the nesting bird populations of the shelter belts. IV. Sarród.....	217
Faragó, S. MAGYARORSZÁG TÚZOKÁLLOMÁNYA AZ 1985 ÉVI ORSZÁGOS TÚZOKÁLLOMÁNYFELMÉRÉS ALAPJÁN Great bustard census in Hungary 1985.....	239
Faragó, S. GREAT BUSTARD CENSUS IN HUNGARY 1988.....	277
Faragó, S. INVESTIGATIONS ON THE MATTER AND ENERGY FLOW OF GREAT BUSTARD CHICKS AGED 1-21 DAYS.....	301
Horváth, Gy. és Kalmár, S. AZ <i>Apodemus agrarius</i> POPULÁCIÓINAK ÖSSZEHASONLÍTÓ SZŰNBIOLOGIAI VIZSGÁLATA HÁROM KÜLÖNBÖZŐ HABITATBAN Comperative synbiological study of <i>Apodemus agrarius</i> populations in three different habitat.....	335

Gubányi, A., Kalmár, S. és Horváth, Gy.

KISEMLŐS KÖZÖSSÉGEK VIZSGÁLATA A FERTŐ-HANSÁG
NEMZETI PARK TERÜLETÉN

Research of small mammals community in the Fertő-Hanság National Park..... 353

DIE SITUATION DES FELDHASSEN IN EUROPA UND DIE MÖGLICHKEITEN EINES WIEDERAUFBAUS SEINER BESTÄNDE

Dr. Zygmund Pielowski

Internationaler Jagdrat zur Erhaltung des Wildes (C.I.C.)
Kommission Niederwild

KEY-WORDS: brown hare, population decreasing, habitat management, Europa

ABSTRACT

PIELOWSKI, Z.: THE STATUS OF BROWN HARE IN EUROPE AND THE POSSIBILITIES OF RECONSTRUCTION OF ITS POPULATIONS. The brown hare populations were reduced considerably in most countries in Europe in the last 30 years, particularly in Central Europe. The approximate bag size of 6 million in the 1960 decade is now reduced to less than 2 million (Table 1). The reduction could be the result of several factors. (1) The expansion of intensive agricultural practices that resulted in the loss of large proportion of the habitat. (2) The increased significance of predators, particularly a red fox, hooded crow, carrion crow and raven. (3) A new disease, the EBHS emerged which caused substantial mortality. (4) Considerable losses (approx. 50%) may be caused by chemicals. (5) The effect of 00 type rape on hares is unknown. (6) The level of harvest is out of proportion to the population density in many locations. If don't want to see the brown hare listed in the Red Book, nor just to keep them as a low density element providing color to the fauna of the country side, than it would be necessary to reconstruct the populations. The population reconstruction has the following requirements according to the spirit of wise use: (1) Habitat improvements, (2) reduction of losses. (3) optimal sustainable harvest to be maintained at the optimal sustainable yield level. (4) the establishment of monitoring programs (a) for health status, the changing conditions of nutrition ecology. (c) the examination of pray-predator relationships with respect to place and time, (d) with respect to population dynamics.

Die Hasenpopulationen haben in den letzten 30 Jahren in den meisten Ländern Europas, insbesondere im mitteleuropäischen Raum, schwere Bestandsrückgänge zu verzeichnen. Zu dokumentieren ist diese Tatsache durch Daten der Jagdstatistik, d.h. Streckenangaben, die in Makroskala einen durchaus brauchbaren Weiser der Populationstrends darstellen. Vor der Wildforschung durchgeführte langjährige Kontrollen lokaler Hasenpopulationen haben den enormen Bestandsregress auch wissenschaftlich bestätigt. Die gesamteuropäischen Jahresstrecken des Feldhasen lagen in den 1960er Jahren bei 6 Millionen Stück, gegenwärtig sind es weniger als 2 Millionen. Illustriert man diese Daten mit Angaben über den Streckentrend in einigen Ländern, dann ist eindeutig zu erkennen, daß sich in den neunziger Jahren in praktisch allen Fällen das sowieso schon steile Streckengefälle noch verstärkt (Tabelle 1.). Das weist darauf hin, daß der Populationskrach

**Tabelle 1: Streckenangaben über den Feldhasen in einigen
Ländern in den letzten 40 Jahren**

Table 1: Bag size of Brown hare of selected states in Europa.

Deutschland (alte Bundesländer) - Germany (former FRG)	
bis 1977	um 1.200.000
1978-1990	auf 600.000
1991-1996	auf 400.000
Deutschland (neue Bundesländer) - Germany (former FRG)	
bis 1965	um 300.000
1966-1974	auf 90.000
1975-1988	auf 13.000
1989-1996	auf 9.000
Dänemark - Denmark	
bis 1961	um 450.000
1962-1990	auf 150.000
Schweiz - Switzerland	
1955-1965	um 300.000
1966-1988	auf 100.000
1989-1994	auf 4.000
Österreich - Austria	
1965-1972	um 550.000
1973-1988	auf 250.000
1989-1996	auf 120.000
Bulgarien - Bulgaria	
1965-1972	um 400.000
1973-1988	auf 70.000
Polen - Poland	
1956-1976	um 550.000
1977-1988	auf 240.000
1989-1996	um 180.000

des Feldhasen noch nicht beendet zu sein scheint. Genaueres darüber ist kaum zu sagen, da es leider keine sicheren Grundlagen für eine Prognose des weiteren Verlaufes der Populationsdynamik dieser Wildart gibt.

Im Jahre 1992 haben die Teilnehmer eines auf Initiative des Polnischen Jagdverbands und der Kommission Niederwild des CIC in Polen stattgefundenen internationalen Symposium über den Feldhasen aufgrund des derzeitigen neuesten Standes des Wissen über diese Wildart die Schlußfolgerung formuliert, daß sich die Hasenpopulationen nach dem Schwere Bestandsregress auf niedrigerem Niveau wieder stabilisiert haben. Die darauffolgenden Jahre haben gezeigt, daß dem leider nicht so ist. Die Populationskatastrophe scheint weiter zu dauern. Diese Feststellung berührt in keinem Maße die Autorität der Wildforscher. In den heutigen Gegebenheiten der Lebensbedingungen vieler Wildtierarten ist es einfach sehr schwer, Prognosen für ihre Bestandstrends zu stellen.

Nach polnischen, noch nicht beendeten Untersuchungen scheinen sich die Hasenpopulationen erst nach Erreichen einer ganz geringen Bestandsdichte zu stabilisieren, einer Dichte die zwar das Fortbestehen des Feldhasen als Wildtierart sichert, eine reguläre jagdliche Nutzung der Bestände jedoch so aus biologischen wie auch jagdpraktischen Gründen in Frage stellt. Allerdings gibt es jedoch so in Polen wie in anderen Ländern auch weiterhin noch Gebiete mit relativ hohen Hasendichten.

Doch zurück zu den erwähnten Schlußfolgerungen des Hasensymposium 1992, an welchem 40 Hasenforscher aus verschiedenen Ländern Europas teilgenommen haben, als Organisator und Leiter der Veranstaltung auch der Verfasser dieses Referates. Gibt es doch wohl kaum ein noch mehr kompetentes Gremium von Fachleuten, das zur Situation des Feldhasen in Europa Stellung nehmen könnte. Generell sind diese aus langjähriger Forschungsarbeit hervorgehenden Aussagen auch weiterhin noch voll aktuell, zum Teil in noch gesteigertem Maße. Als erfahrener, langjähriger Hasenforscher erlaube ich mir, die Schlußfolgerungen und Empfehlungen etwas zu ergänzen und auf den neuesten Stand zu bringen, was mir die Teilnehmer des Symposiums gewiß verzeihen werden.

Der rasche Landschaftswandel und eine großflächige Intensivierung in der Landwirtschaft ist und bleibt einer der Hauptgründe für die starke Verschlechterung der Lebensbedingungen für den Feldhasen. Zu den wesentlichen Einflußfaktoren zählen die

Vergrößerung der Anbauparzellen, die Verminderung der Kulturreichhaltigkeit, die Eliminierung naturnaher Landschaftsstrukturen, die Verdichtung des Strassennetzes und in vielen Regionen auch die zunehmende Verkleinerung und Isolation der Lebensräume des Hasen. Andererseits hat aber die im Ergebnis der in den neunziger Jahren in den Ländern im

Osten Mitteleuropas stattfindende politische und wirtschaftliche Transformation heute sehr extensive Bewirtschaftung ganzer Landstriche wie bisher nicht dazu geführt, daß sich die Hasenbestände wieder verbessern.

Wie dem auch sei, so äußern sich ungünstige Umweltbedingungen insbesondere in einer verringerte Zuwachsrate. Die Junghasens sterblichkeit ist enorm hoch. Weit größere Verluste als frühermal sind auch bei den Althasen zu verzeichnen und das, was an sich als Novum anzusehen ist, vor allem in der Fortpflanzungszeit. Zunehmend fällt der Einfluß von Prädatoren ins Gewicht. Das scheint zu einem großen Teil auf hohe Fuchsdichten zurückzuführen sein. Wenn heute auf Treibjagden im Feld häufig mehr Füchse zur Strecke kommen als Hasen, dann ist ein bedrohliches Symptom. Nebel- und Rabenkrähen genießen in den meisten Ländern jetzt Voll- oder Teilschutz. Ihr negativer Einfluß auf das Niederwild ist durch eine Reihe von Untersuchungen bewiesen. Dazu kommt noch der Kolkrabe, dessen Population sich permanent in einer großen biologischen Plastizität in steigendem Maße auch die Feldlandschaft besiedelt. Anpassungsfähige Beutegreifer werden offensichtlich durch die gegenwärtige Umweltsituation begünstigt. Der Prädatorenkomplex kann zwar den Fortbestand des Feldhasen als solchen nicht beeinträchtigen, kann aber die Erholung aus einem Bestandstief heraus verlangsamen oder sogar unmöglich machen. Das besagt, daß nach bekannter ökologischer Regel der Räuberdruck bei sehr geringer Populationsdichte des Hasen aussetzt, da dessen Fang für den Beutegreifer nicht mehr effektiv genug ist, jedoch wieder einsetzt, wenn die Dichte der Beutetierpopulation ansteigt.

Die neuentdeckte Hasenkrankheit EBHS (infektiöse Leberentzündung) hat in einigen Jahren zu vermehrten Verlusten geführt. Über Jahre hinweg betrachtet hat sie offensichtlich keinen entscheidenden Einfluß auf die Bestandsentwicklung in den letzten Jahrzehnten. Ähnliches gilt auch für andere bekannte Hasenkrankheiten. Falsch wäre jedoch, den Krankheitsfaktor zu unterschätzen. Durch andere Umstände, wie etwa chemische Schadstoffe, geschwächte Hasen können durchaus empfindlicher insichtlich der traditionellen Krankheiten sein als Hasen in bester Fitness. Das ist zwar eine sehr wahrscheinliche, aber wie bisher noch unbewiesene Hypothese. Aus dem gleichen Grund ist in den Schlußfolgerungen des Hasensymposium auch nicht der mögliche Einfluß von Pestiziden auf die Sterblichkeit der Junghasen erwähnt worden. Beachtet muß jedoch werden, daß nach polnischen Untersuchungen etwa 50% aller in der Feldflur gesetzten Junghasen in Direktkontakt mit diesen Giften kommt. Auch die Frage der Belastung des Feldhasen mit Schwermetallen und anderen Schadstoffen ist in den Schlußfolgerungen weggelassen worden. Der Verdacht ihrer

Schädlichkeit liegt nahe, es gibt jedoch nur fragmentarische Forschungsergebnisse zu diesem Problem die es nicht erlauben, entgültige Schlösse zu ziehen.

Nicht erschöpfend und überzeugend genug ist auch die Vergiftungsgefahr nach Aufnahme von Doppel-Null-Raps untersucht worden. Auf dieser etwas spöden Grundlage kann keinesfalls die entgültige Aussage gestützt werden, daß der Anbau dieses Rapses für das Wild völlig bedeutungslos ist.

Ein Einfluß der Bejagung auf den Hasenrückgang konnte generell nicht festgestellt werden. Ergänzend müßte dazu noch gesagt sein, daß eher umgekehrt insbesondere in den letzten Jahren in vielen Revieren die Bejagung unterhalb des möglichen Nutzungsniveaus des Bestands gehalten wird beziehungsweise die Hasenjagd überhaupt eingestellt worden ist.

Was ist in absehbarer Zeit in vielen Regionen Europas beim Feldhasen zu erwarten? Entweder werden wir Zeugen eines weiteren Herabsinken der Bestände bis auf ein völliges Minimum, was dann damit endet, daß sich der Feldhase zur Freunde der extremen Naturschützer in vielen Ländern auf der Roten Liste der vom Aussterben bedrohten Tierarten befinden wird. Die zweite Möglichkeit ist, daß es zu einer Stabilisierung und anschließender Stagnation der Populationsdynamik des Hasen auf relativ niedrigem Niveau kommt, was ihn automatisch zu einer jagdlich nur noch wenig interessanten Wildart macht. In beiden Fällen ist die Bedeutung des Feldhasen als Bestandteil der Agroökosysteme und für die Biodiversität der Agroökosysteme nur noch eine marginale.

Es verbleibt noch eine dritte Eventualität, nämlich einen Wiederaufbau der Hasenbestände anzustreben. Das hieße, konsequente Gegenmaßnahmen zu ergreifen, mit folgenden Schwerpunkten:

1. Habitatsverbesserungen
2. Verringern der Verlustquote
3. Jagdliches Management
4. Hasen-Monitoring

Bei den in immer größerem Ausmaß geplanten und auch realisierten Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung der offenen Kulturlandschaft mit ihren Lebensgemeinschaften muß bedacht darauf sein, daß dabei die Ansprüche des Feldhasen entsprechend berücksichtigt werden. Das betrifft z.B. solche Maßnahmen wie Flächenstillegung, Vergrößerung der Kulturendiversität, alternative Fruchtarten, Rekonstruktion beziehungsweise Neuschaffung

naturnaher Landschaftsfragmente und ähnliches mehr. Diesen Maßnahmen muß absolute Priorität zugesprochen werden, denn sie sind der Schlüsselfaktor.

Das Bestreben, die durch den modernen Landwirtschaftsbetrieb Verursachten Verluste unter den Feldhasen zu verringern, muß auch vor allem in das Bereich der Habitatsverbesserungen verlegt werden. Alle technische Schutzmaßnahmen, wie etwa auf den Landwirtschaftsmaschinen montierte „Wildretter“, dem Wildschutz förderliche Methoden der Landbearbeitung und dergleichen mehr, haben im westentlichen die mit ihnen verbundene Erwartungen nicht erfüllt.

Ausgeschöpft werden müssen die jagdlichen Möglichkeiten, die Beutegreiferbestände auf ein angemessenes Dichteniveau zu reduzieren. Durch gesetzliche Winkelzüge haben insbesondere die Rabenvögel in vielen Ländern eine nicht verdiente Vorzugsstellung erhalten, in deren Folge ihre Bestände völlig unnötig zunehmen. Es müssen kategorische Bemühungen eingeleitet werden, den rechtlichen Status des Kolkrahen, der Nebel- und Rabenkrähe und der Elster baldigst zu revidieren

Sehr bedrohlich für den Feldhasen und anderes Niederwild ist auch die starke quantitative Zunahme der Fuchsbestände. Die mit großem Aufwand europaweit realisierte, biologisch gesehen zu mindestens diskutable Immunisierung der Fuchspopulationen gegen die Tollwut hat ihre Nebenerscheinungen, da ein wichtiger Bestandsregulator des Fuchses ausgeschaltet worden ist. Das stellt die Jäger vor der nicht leichten Aufgabe, diese Funktion voll zu übernehmen.

Die jagdliche Nutzung des Hasen muß sich in noch größerem Maße wie bisher an die Bestands- und Zuwachssituation anpassen. Auf groß angelegte Treibjagden ist vorerst generell zu verzichten, was ja in de meisten Revieren schon der Fall ist, da es bei solchen Jagden am schwierigsten ist, die vorstehend genannten Prinzipien der Bejagung des Feldhasen Einzuhalten. Am empfindlichsten reagieren auf den Faktor Jagd solche Hasenbestände, die ein quantitatives Gefälle durchmachen, da in dieser Phase ihres Funktionierens die grundsätzlichen Populationsprozesse und Strukturen stark durcheinander gekommen sind. Hier muß die Bejagung mit größter Vorsicht gehandhabt werden. Ihre zeitweise Einstellung ist empfehlenswert. Bei ganz geringer Siedlungsdichte Wiederum ist die jagdliche Entnahme einzelner Hasen für den Bestand bedeutungslos, da hier nichts mehr kaputt gemacht werden kann. Regional noch vorkommende hohe Hasenbesätze erlauben durchaus auch weiter eine intensive Bejagung. Möglichst frühe Jagdtermine im Herbst sind sehr angezeigt, da sich dann die Nutzung der Hasenbestände kompensatorisch auswirkt.

Die Wirksamkeit von Förderungsmaßnahmen zugunsten des Feldhasen als Bestandteil der Lebensgemeinschaften in der Agrarlandschaft und als Bejagungsobjekt ist wissenschaftlich zu überprüfen. Da der Feldhase als gute Bioindikatorart angesehen werden kann, kommt diesen Untersuchungen eine weitgehende Bedeutung zu, z.B. bezüglich der umweltgerechten Bodennutzung. Dazu ist die Einrichtung eines Ländertübergreifenden Monitoringprogramms angezeigt.

In der Schweiz hat das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) im Jahre 1996 ein auf Europa ausgerichtetes Feldhasen-Monitoring-Konzept ausgearbeitet. Leider ist es wie bisher nicht in die Realisationsphase gelangt. Es wäre sehr angezeigt, auf diese Initiative zurückzugreifen und ihr neue, internationale Impulse zu geben.

Flankiert werden sollte ein solches Monitoring-Programm durch ergänzende Forschungen vor allem zu folgenden Themen:

- Veränderungen des Gesundheitszustandes des Feldhasen durch Schadstoffe und nachhaltige Habitatveränderungen,
- Nahrungsökologische Relevanz von Landschafts- und Nutzungsveränderungen für den Feldhasen,
- Räumlich und zeitlich differenzierte Untersuchungen der Räuber-Beute-Beziehungen in den Agrozönosen,
- Ergänzende Kenntnisse über die Populationsdynamik und langfristige Zyklen des Feldhasen unter Einbezug der Rolle von Parasiten und Krankheiten.

Die empfohlenen Maßnahmen zum Wiederaufbau der stark angeschlagenen Bestände des Feldhasen in Europa sind kein sicheres Erfolgsmodell. Der Haushalt der Natur ist viel zu kompliziert, um volle Garantie für das Gelingen eines Verbesserungsprogramms für eins seiner vielen Fragmente erwarten zu können. Wohl sind diese Vorschläge jedoch eine konstruktive Alternative für den gegenüberzustellenden Standpunkt, d.h. den Dingen ihren Lauf belassen und dies tatenlos akzeptieren.

EINFLUß INTENSIVER GROßFLÄCHIGER LANDWIRTSCHAFT AUF DIE NAHRUNGSÖKOLOGIE DES FELDHASEN IM SLOWAKISCHEN TEIL DER DONAUEBENE

Hell P.¹, Slamečka J.¹, Homolka M.², Jurčík R.¹ und Poláčiková M.¹

¹ Forschungsinstitut für Tierproduktion, Hlohovská 2, SK-949 92 Nitra, Slowakei

² Institut für Biologie der Wirbeltiere, Květná 8, CZ-60365 Brno, Tschechische Republik

KEY-WORDS: brown hare, food, Danubian Lowland, intensive large-scale agricultural production, Slovakia

ABSTRACT

HELL P., SLAMEČKA J., HOMOLKA M., JURČÍK R., POLÁČIKOVÁ M.: INFLUENCE OF INTENSIVE LARGE-SCALE AGRICULTURAL PRODUCTION ON BROWN HARE FOOD ECOLOGY IN SLOVAK PART OF DANUBIAN LOWLAND. Table 1 gives the survey of botanical structure of food consumed by 137 brown hares in the northern deforested part of the West Slovakian Lowland with large scale agriculture. The cultural plants, mainly cereals, alfalfa and sugar beet make up to 87.9% volume of their food whereas in Austria, in conditions of small scale agriculture, it is only 48.1% (ONDERSCHEKA *ET AL.*, 1982). The comparison of seasonal changes in content of dry matter, crude protein, fibre and ash is given in Table 2. The differences between the seasons are more marked in our hares than in the Austrian ones as shown in Figure 1. The values of nutrients except for ash are higher in the Austrian hares than in the Slovak ones. The content of proteins is in the content of blind gut in both sets 1.62-1.78 times higher than in the content of stomach and it confirms that cecotrophy is very important in the nutrition of the hare. On the contrary the content of fibre is 0.465 times lower in the blind gut than in the stomach. The content of some macroelements in the content of stomach in our and Austrian hares is given in Table 3 and their seasonal fluctuation is in Table 4 and Figure 1. The Ca content is higher in the Slovak hares (the soil is alkaline in the studied region), the content of P, Mg, Na and K is higher in the set of Austrian hares. The content of these macroelements is higher in the intestinal content than in the gastric content, it is the highest with Na and P (approx. 2.2 times). The cecotrophs are then obviously also a valuable source of these mineral elements for the hare. The seasonal variability in the content of these elements in the food of the Slovak hares is much higher than in the Austrian ones. The hares' food is poorer in composition in the conditions of large scale agriculture, and its nutritional value is subject to much larger sudden fluctuations than in hares living in conditions of small scale agriculture. There was also sustained the existence of the trophic "after harvest shock" in hares living on large plots with prevailing cereals and maize and minimum representation of fodder crops on arable land. Negative impacts of these trophic conditions do not manifest themselves in body weight, condition and fertility of the west Slovakian hares for the present.

1. EINLEITUNG

Eine ausführliche Studie über die Nahrung des Feldhasen hat BRÜLL (1973) veröffentlicht. Er hat festgestellt, daß sich auf der Speisekarte des Feldhasen in der Agrarlandschaft Schleswig-Holsteins ca 100, meistens wild wachsende Pflanzenarten befinden. Die Präferenz von verschiedenen Typen der Agrarböden durch den Feldhasen hat FRYLESTAM (1981) studiert. TAPPER und BARNES (1986) untersuchten den Einfluß des Ackerbaus auf die Ökologie des Feldhasen. Interessante Erkenntnisse über die Nahrung des Feldhasen publizierten auch BROEKHUIZEN und MAASKAMP (1982), GRUZDEV (1974), SCHNEIDER (1978) und andere. HOMOLKA (1982, 1983, 1985, 1986) UND HOMOLKA ET AL. (1988, 1999) haben herausgefunden, daß sich die Nahrung des Feldhasen unter den Bedingungen der großflächigen Agrarwirtschaft hauptsächlich aus Kulturpflanzen zusammensetzt. Das Ziel unserer Arbeit war, die Nahrungszusammensetzung des Feldhasen in der Westslowakischen Ebene (Donaubene) auf großen Flächen der „kollektivisierten“ Landwirtschaft mit der Nahrung österreichischer Hasen auf kleinen landwirtschaftlichen Parzellen vor 15-20 Jahren, wie sie ONDERSCHEKA ET AL.(1982) veröffentlicht haben, zu vergleichen. Wir knüpfen hiermit auf unsere Grundabhandlung über die Nahrung des Feldhasen in unseren Bedingungen an (HOMOLKA ET AL. in Druck).

2. LOKALITÄT, MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchungen wurden im am Nordrand der Westslowakischen Ebene gelegenen Jagdrevier Trnava - mesto (1160 ha) durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet liegt im warmen und trockenen Klimabezirk; die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt 9,5°C und die jährliche Niederschlagsmenge 586 mm. Die Höhe über dem Meeresspiegel beträgt 150 m, der Boden ist alkalisch von hoher Bonität und wird intensiv bewirtschaftet. Die einzelnen Schläge sind 10-50-100 ha groß, aber sie sind in bis 300 ha große Blocks vereinigt, auf welchen nur eine Pflanzenart angebaut wird. Dadurch wird die Biodiversität dieses Reviers stark vermindert. Die einzelnen Kulturarten nehmen folgende Flächenanteile ein: Weizen 33%, Gerste 19%, Luzerne 14%, Erbse 10%, Mais 10%, Sonnenblume 8%, Zuckerrübe 5%, Kartoffeln 1%. Roggen, den das Wild von Herbst bis in den Frühling stark beäst, wird hier nicht angebaut und es gibt im Revier auch keine Weiden und Wiesen. Das Revier hat keinen Wald, nur schmale Waldschutzstreifen (mit einer Breite bis 10 m), in welchen die Robinie dominiert.

Zur botanischen Analyse hatten wir 137 Mägen und zur chemischen 71 Mägen und 63 Blinddärme von Feldhasen zur Verfügung. Diese Hasen wurden in monatlichen Abständen von März 1995 bis Februar 1996 in verschiedenen Teilen des Reviers erlegt.

Die Methoden der botanischen Analyse und Auswertung der Magen- und Darminhalte, sowie der chemischen Analysen der Nährstoffe und der Makroelemente haben wir in unserer erwähnten Arbeit (HOMOLKA ET AL., 1999) kurz geschildert. Die trophische Diversität der Nahrung haben wir nach SHANNON und WEAVER (1949) als Index $H = - \sum p_i \log p_i$ berechnet, wobei p_i das relative Volumen der Nahrungskomponente i bedeutet. Die Uniformität der Nahrungskomponenten haben wir als Index der Ausgeglichenheit $J = \frac{H}{\ln S}$, wobei S = Gesamtzahl der Komponenten. Chemisch haben wir nur den Gehalt von Trockenmasse, Rohprotein, Rohfaser, Rohasche, Ca, P, Mg, Na und K analysiert.

ONDERSCHEKAS (1982) vergleichende Hasenkollektion war viel zahlreicher ($n=486$) und stammt aus 8 Lokalitäten. Die festgestellten Werte deklariert ONDERSCHEKA als Normalwerte (Referenzwerte). Wir haben wie die durchschnittlichen Jahreswerte, so auch das Ausmaß ihrer jahreszeitlichen Schwankungen miteinander verglichen.

3. BESPRECHUNG DER ERGEBNISSE

3.1. Artenstruktur der Nahrung

Die Artenstruktur der Hasennahrung im Untersuchungsgebiet haben wir nach den einzelnen Monaten ausführlich in unserer genannten Arbeit beschrieben. Deswegen beschreiben wir sie hier nur informativ nach den einzelnen Jahreszeiten (**Tabelle 1.**), was viel überschaubarer ist. Wir sehen, daß Gräser, hauptsächlich Getreidearten, Luzerne und Zuckerrübe im Jahresdurchschnitt 86,2% und die Kulturpflanzen insgesamt 87,9% des gesamten Volumens der Hasennahrung ausmachen. Im Gegensatz dazu schwankte der Anteil der Kulturpflanzen in der Nahrung österreichischer Hasen in einzelnen Lokalitäten im Ausmaß 32,4-48,1-57,5%. Dazu muß aber gesagt werden, daß ONDERSCHEKA ET AL. (1982) alle Gräser mit Ausnahme von Getreide zu den wild wachsenden Pflanzen gezählt hat. Die österreichischen Hasen konsumierten 0,63-mal weniger Getreide, 0,25-mal weniger Rüben und 0,23 mal weniger Luzerne und Rotklee, aber 81,1-mal mehr Mais und viel mehr Gräser als unsere.

Diesen Vergleich gibt im Hinblick auf seine saisonale Variabilität die **Tabelle 2.** und die **Abb. 1-4.**, jedoch nur die Trockensubstanz, Rohprotein, Rohfaser und Rohasche, ohne N-freie Extraktstoffe und Rohfett.

Tabelle 1: Das Volumen (%v) einzelner Komponenten in der Nahrung der westslowakischen Feldhasen

Table 1: Volume of components (in %) found in the food of brown hare in West-Slovakia

Komponent Component	Frühling Spring (n=29)	Sommer Summer (n=36)	Herbst Autumn (n=36)	Winter Winter (n=36)	Jahr Year (n=137)
<i>Poaceae</i>	61,47	17,67	53,00	43,67	44,00
<i>Medicago sativa</i>	37,53	0,07	31,30	34,27	25,8
<i>Beta vulgaris</i>	0,00	42,27	1,50	0,00	10,9
<i>Amaranthus retroflexus</i>	0,00	16,83	2,07	2,10	5,2
Getreidekörner	0,13	3,73	3,67	10,57	4,5
Verholzte Pflanzenteile	0,00	7,20	2,33	6,27	4,0
<i>Pisum sativum</i> – Samen	0,00	6,07	0,03	0,00	1,5
<i>B. vulgaris</i> – Rüben	0,47	0,47	1,87	1,40	1,0
<i>Dicotyledonopsida</i>	0,10	1,93	0,33	0,0	0,6
<i>Chenopodium album</i>	0,0	1,37	0,50	+	0,5
<i>A. retroflexus</i> – Samen	0,0	0,67	0,97	0,0	0,4
<i>Thlaspi sp.</i> - Samen	0,0	0,0	1,47	0,0	0,4
Muttermilch	0,0	0,90	+	0,0	0,2
<i>Ch. album</i> – Samen	0,0	+	0,83	+	0,2
<i>Lamiaceae</i>	1,7	0,33	+	0,63	0,2
<i>Zea mays</i>	0,0	0,30	0,0	0,17	0,1
Holzrinde	0,0	0,0	0,0	0,36	0,1
<i>Melandrium pratense</i>	0,0	0,0	0,0	0,40	0,1
<i>Taraxacum officinale</i>	0,30	0,0	0,0	+	0,1
<i>Helianthus annuus</i>	0,0	0,30	0,0	0,0	0,1
<i>Arctium spp.</i>	+	0,17	0,07	0,00	0,1
<i>Cirsium spp.</i>	0,0	0,0	0,07	0,0	+
<i>Rubus fruticosus</i>	0,0	0,0	0,0	0,07	+
Undef. Samen	0,0	0,03	0,0	+	+
<i>Galium spp.</i>	0,0	0,1	0,0	0,3	+
<i>Pinus spp.</i> – Nadel	0,0	0,0	0,0	0,3	+
<i>Achillea millefolium</i>	+	0,0	0,0	+	+
<i>M. pratense</i> – Samen	0,0	+	+	+	+
<i>Verbascum sp.</i>	0,0	+	+	0,0	+
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0,0	0,00	0,0	+	+
<i>Malva neglecta</i>	0,0	0,0	+	0,0	+
<i>Malus domestica</i> - Frucht	0,0	0,0	0,0	+	+
<i>Geum urbanum</i>	0,0	+	0,0	0,0	+
<i>Juncus spp.</i>	+	+	0,0	+	+
Anzahl der Komponenten	9	21	20	22	34
Trophische Diversität (H')	0,725	1,745	1,332	1,378	1,665
Ausgeglichenheit (J')	0,330	0,573	0,445	0,446	0,472

Tabelle 2: Vergleich jahreszeitlicher Schwankungen des Gehaltes von ausgewählten Nährstoffen in der Trockensubstanz des Mageninhaltes unserer (SK, n=71) und österreichischer (A, n=508) Feldhasen in Prozenten

Table 2: Comparative fluctuation of selected nutrient contents in the dry matter of Slovakian (SK) and Austrian (A) brown hare stomachs (%)

Nährstoff Nutrient	Staat State	Jahreszeit Season					Jahr Year
		Frühling Spring	Sommer Summer	Herbst Autumn	Winter Winter		
Trocken- substanz Dry matter	A	15,76	16,61	18,56	17,55	17,15	
	SK	15,57	16,36	17,22	18,57	16,97	
Rohprotein Crude protein	A	28,05	24,97	26,62	30,64	27,27	
	SK	22,22	19,72	28,41	31,30	25,54	
Rohfaser Crude fibre	A	18,17	20,33	17,66	15,70	18,14	
	SK	23,29	15,10	17,46	15,68	17,73	
Rohasche Crude fat	A	12,26	7,78	10,18	13,92	10,72	
	SK	8,94	16,06	12,41	13,79	13,50	

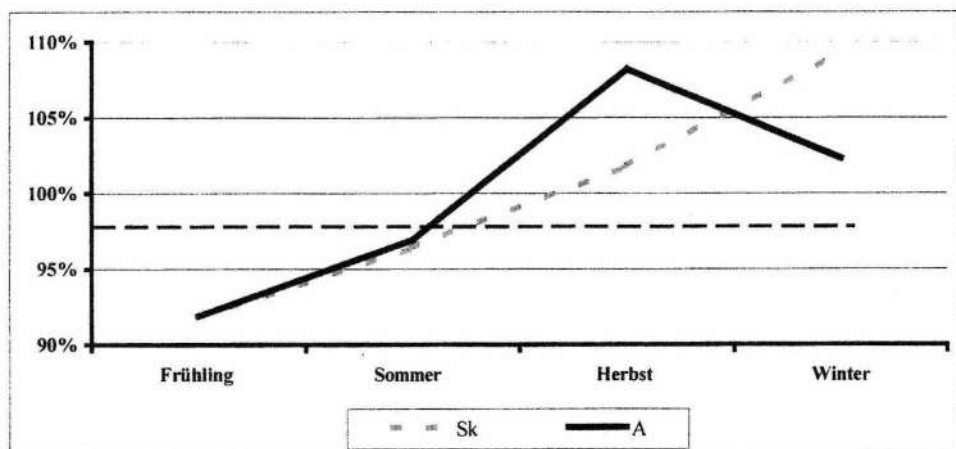


Abbildung 1: Gehalt von Trockenmasse im Mageninhalt slowakischer (Sk) und österreichischer (A) Feldhasen im Jahresverlauf

Figure 1: Fluctuation of dry matter contents in stomach of brown hare in Slovakia (SK) and Austria (A) during the year.

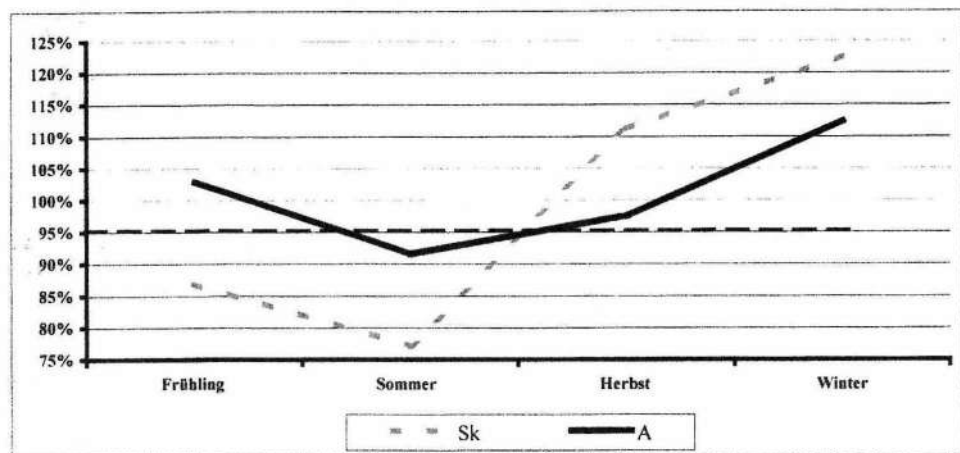


Abbildung 2: Gehalt von Rohprotein im Mageninhalt slowakischer (Sk) und österreichischer (A) Feldhasen im Jahresverlauf

Figure 2 : Fluctuation of crude protein contents in stomach of brown hare in Slovakia (SK) and Austria (A) during the year.

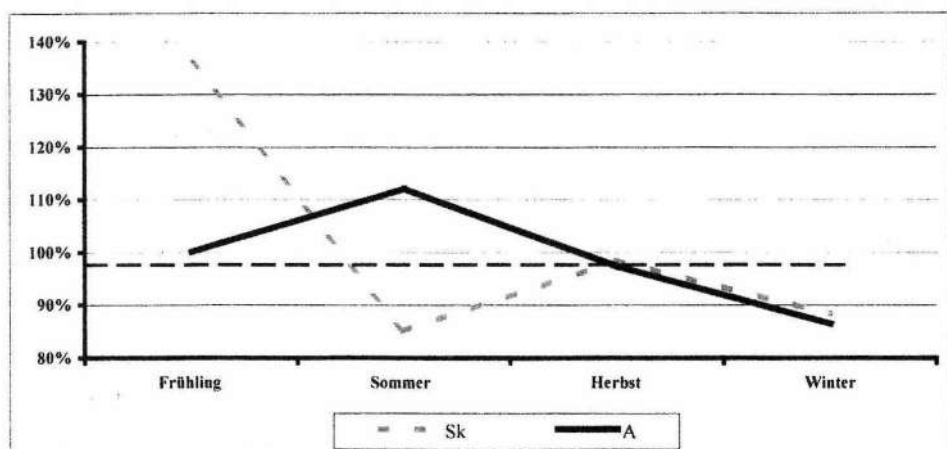


Abbildung 3: Gehalt von Rohfaser im Mageninhalt slowakischer (Sk) und österreichischer (A) Feldhasen im Jahresverlauf

Figure 3: Fluctuation of crude fibre contents in stomach of brown hare in Slovakia (SK) and Austria (A) during the year.

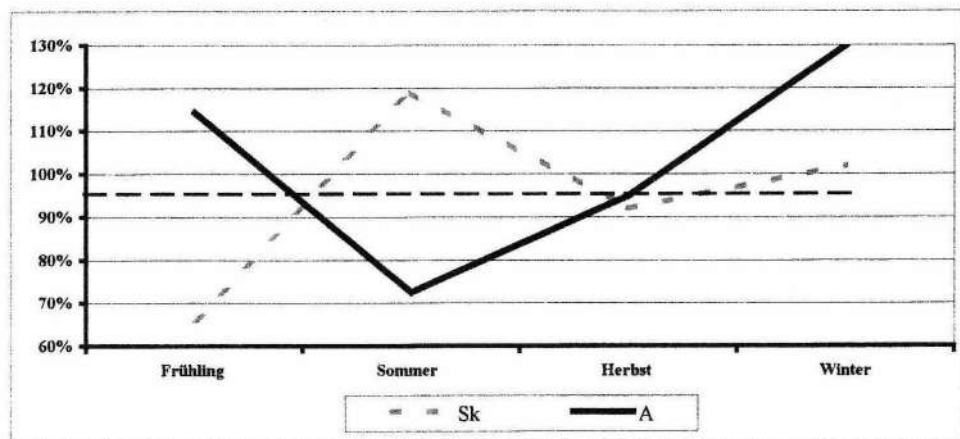


Abbildung 4: Gehalt von Rohasche im Mageninhalt slowakischer (Sk) und österreichischer (A) Feldhasen im Jahresverlauf

Figure 4: Fluctuation of crude ash contents in stomach of brown hare in Slovakia (SK) and Austria (A) during the year.

3.2. Vergleich des nährstoffgehaltes in der Nahrung unserer und österreichischer Feldhasen

Der durchschnittliche Trockensubstanzanteil im Mageninhalt unserer Kollektion erreichte 16,97% und war während des ganzen Jahres ziemlich ausgeglichen, wobei wir die höchsten Werte im Winter und die niedrigsten im Frühling festgestellt haben. Im wesentlichen stimmt der Gehalt der Trockensubstanz und seine jahreszeitlichen Schwankungen mit ONDERSCHEKAS Werten überein, der jedoch den höchsten Trockensubstanzgehalt im Herbst ermittelt hat. Die Spannweite der jahreszeitlichen Schwankungen war in unserer Kollektion nur unbedeutend größer als bei den österreichischen Hasen.

Der Gehalt von Rohprotein war im Mageninhalt unserer Hasen im Jahresdurchschnitt 0,94-mal niedriger als bei den österreichischen, wobei er in beiden Kollektionen im Winter am höchsten und im Sommer am niedrigsten war. Das beweist die Existenz des sogenannten Ernteschocks und den Mangel von geeigneter Nahrung für den Feldhasen in dieser Jahreszeit, welcher desto größer ist, je trockener der Sommer verläuft. Der sommerliche Rohproteinmangel in der Nahrung war bei unseren Hasen größer als bei den österreichischen (Abb. 2.). Auch die Unterschiede im Proteingehalt in den einzelnen Jahreszeiten waren bei unserer Kollektion größer als bei der österreichischen. Unsere Hasen ernährten sich im Winter

meistens von Gräsern (vor allem von Getreide) und von Luzerne. Ihre Winternahrung war also reich an Rohprotein. Die österreichischen Feldhasen konsumierten hauptsächlich Wintergetreide und Gräser, aber auch Mais, während Luzerne und Rotklee in ihrer Nahrung nur minimal vertreten war. Im Sommer konsumierten unsere Hasen viel Rüben, Gräser und verholzte Pflanzenteile, also Nahrung mit niedrigem Proteingehalt, die österreichischen dagegen vor allem Getreide, Mais, Rüben und Luzerne, also an Protein reichere Nahrung.

Der durchschnittliche jährliche Rohfasergehalt war im Mageninhalt unserer Hasen nur geringfügig niedriger als bei den österreichischen. Seine jahreszeitlichen Schwankungen waren jedoch diametral verschieden und viel stärker ausgeprägt (**Abb. 3.**). In unserer Kollektion war der Rohfasergehalt im Frühling (vor allem im Mai) und im Herbst am höchsten, in der österreichischen jedoch im Sommer und im Frühling. Unsere Hasen ästen im Frühling beinahe ausschließlich Getreide, Gräser und Luzerne, also Pflanzen, die in dieser Jahreszeit nicht viel Rohfaser enthalten. Der festgestellte hohe Rohfasergehalt ist also nur schwer zu erklären. Auch die Nahrungszusammensetzung der österreichischen Feldhasen war in dieser Jahreszeit ähnlich, sie enthielt aber mehr Mais, Rotklee und Soja.

Im Mageninhalt unserer Hasen war im Jahresdurchschnitt um ein Viertel (1,26 mal) mehr Rohasche als bei den österreichischen. Auch die saisonale Dynamik war sehr unterschiedlich. In unserer Kollektion war der Rohaschegehalt im Sommer am höchsten (mit Maximum im August) in der österreichischen jedoch im Winter. Am niedrigsten war er in unserer Kollektion im Frühling, in der österreichischen im Sommer. Die jahreszeitlichen Schwankungen waren in beiden Kollektionen groß, jedoch in unserer twas größer und diametral unterschiedlich.

Bei beiden Kollektionen ist interessant, daß in der Jahreszeit mit höheren Rohfasergehalt der Rohaschegehalt niedriger ist und umgekehrt, was wir eigentlich nicht erwartet haben. Demgegenüber ist logisch - was auch auf den graphischen Darstellungen der österreichischen Kollektion (**Abb. 2. und 3.**) veranschaulicht ist - daß ein höherer Rohproteingehalt mit einem niedrigeren Rohfasergehalt und umgekehrt verknüpft ist. Der Verlauf der Kurven unserer Kollektion beweist diese logische Tatsache jedoch nicht, resp. er deutet sie nur an.

Der Trockensubstanzgehalt betrug im Blinddarminhalt der österreichischen Hasen 19,91%, also er war 1,16 mal höher als im Mageninhalt, während wir in unserer Kollektion 22,41% (1,32 mal mehr) feststellten. Der Rohproteingehalt betrug in der Trockensubstanz des Blinddarminhaltes bei den österreichischen Hasen 44,26% (1,62-mal mehr als im Mageninhalt), bei unseren 45,52% (1,78-mal mehr). Wir sehen, daß der Blinddarminhalt einen sehr hohen

Rohproteingehalt hat, was auf die große Bedeutung der Coecotrophie in der Ernährung des Feldhasen hinweist. Der Rohfasergehalt war demgegenüber im Blinddarminhalt bedeutend niedriger als im Mageninhalt. Bei den österreichischen Hasen betrug er 8,46% der Trockensubstanz (0,47-mal weniger) und bei den slowakischen 8,17% (0,46-mal weniger). Der Rohaschegehalt war bei den österreichischen Hasen 13,33% (1,24-mal höher als im Mageninhalt) und bei unseren 15,19% (1,13-mal mehr). Wir können konstatieren, daß die Koeffizienten der Umrechnung des Nährstoffgehaltes im Magen- und im Blinddarminhalt in beiden Kollektionen beinahe identisch sind.

3.3. Vergleich des Gehaltes von ausgewählten Makroelementen in der Nahrung unserer und österreichischer Hasen

Aus dem Vergleich unserer Ergebnisse mit den Ergebnissen ONDERSCHEKAS *ET AL.* (1982) in der Tab. 3. ist zu sehen, daß die Nahrung der österreichischen Hasen im Durchschnitt bedeutend (0,87-mal) weniger Ca, aber 1,8-mal mehr Na, 1,3-mal mehr P, 1,22-mal mehr K und 1,21-mal mehr Mg beinhaltet. Darum ist auch die relative Vertretung der einzelnen Elemente zueinander in beiden Kollektionen recht unterschiedlich.

So wie wir, hat auch ONDERSCHEKA im Blinddarminhalt logischerweise einen höheren Gehalt dieser Elemente festgestellt als im Mageninhalt. Am stärksten (2-2,4-mal) erhöht sich im Blinddarminhalt der Gehalt von P und Na und am wenigsten von Ca. Daraus resultiert, daß die Coecotrophen nicht nur an Rohprotein, sondern auch an Mineralstoffen sehr reich sind.

Wenn wir aus den Normalwerten (physiologischen Werten) ONDERSCHEKAS *ET AL.* (1982) ausgehen, können wir feststellen, daß die Hasen im Revier Trnava - mesto in ihrer Nahrung an Mangel von Na, aber teilweise auch P, K und Mg leiden, diese ihnen jedoch Ca in Überfluß bietet.

Den Großteil der Nahrung unserer Hasen bilden Poaceae, *Medicago sativa* und *Beta vulgaris*. Wie bekannt, ist die Luzerne reich an Ca, Mg, K, aber arm an P. Die Rübe ist demgegenüber arm an Ca, jedoch auch an P, Mg und K, also an alle Elemente außer Na, und auch an Rohprotein. Auch das Getreide, als die am häufigsten konsumierte Gräsergruppe, beinhaltet wenig Ca, Mg, aber mehr Na (außer Korn, welches auch an K arm ist) und viel P. Also der Gehalt der Mineralstoffe ist in den Hauptkomponenten in der Nahrung unserer Hasen sehr unausgeglichen und ziemlich niedrig.

Tabelle 3: Vergleich des Gehaltes von ausgewählten Makroelementen im Magen- und Blinddarminhalt österreichischer (ONDERSCHEKA ET AL., 1982) und slowakischer Feldhasen

Table 3: Comparison of the contents of selected macroelements in stomachs and blind guts of Austrian (ONDERSCHEKA ET AL., 1982) and Slovakian brown hares

Element	Gehalt in mg. kg ⁻¹ Tr.S. Content in mg. Kg ⁻¹ Tr.S.				Koeffizient der Erhöhung des Gehaltes im Blinddarm im Vergleich zum Magen Growth coefficient of content in blind gut in comparison to stomach		Verhältnis des Gehaltes Relations of contents			
	Magen Stomach		Blinddarm Blind gut		A	SK	Magen Stomach		Blinddarm Blind gut	
	A	SK	A	SK			A	SK	A	SK
Ca	4,47	5,11	4,55	6,99	1,02	1,37	1	1	1	1
P	5,95	4,56	13,16	9,75	2,25	2,14	1,59	0,89	3,75	1,39
M	2,04	1,69	3,25	3,02	1,59	1,79	0,75	0,33	1,18	0,43
Na	5,14	2,85	10,39	6,91	2,02	2,42	2,00	0,56	3,98	0,99
K	12,08	9,89	19,75	15,93	1,53	1,51	2,77	1,94	4,45	2,28

In unseren Analysen ist die Grünmasse des Getreides von anderen Grasarten nicht differenziert. Wir wissen jedoch, daß das Getreide von den Gräsern bei uns den weitaus größten Anteil in der Hasennahrung bildet, wobei andere Grasarten in ihr nur eine minimale Vertretung haben. Auf Grund dessen können wir feststellen, daß wildwachsende Pflanzen in der Nahrung unserer Hasen nur mit twas über 12,1% vertreten sind, was in der großflächigen Agrarlandschaft auch verständlich ist. Demgegenüber hat ONDERSCHEKA ETAL. (1982) in der Nahrung seiner Hasen einen 51,9% Anteil von wildwachsenden Pflanzen ermittelt. Dabei handelte es sich vor allem um Gräser (9,9-39,7%), Schmetterlingsblütler (0,3-11,3%) und Korbblütler (1,8-5,6%). Mit dieser Tatsache hängt auch der höhere Gehalt von Mineralstoffen (mit Ausnahme von Ca) im Mageninhalt österreichischer Hasen zusammen. Die Ca-Konzentration im Mageninhalt war bei unseren Feldhasen im Sommer am höchsten (**Tabelle 4., Abb 5.**).

In dieser Jahreszeit konsumierten sie den größten Anteil an Zuckerrübe, die an Ca arm ist und sehr wenig Luzerne, die einen hohen Ca-gehalt aufweist. Auch Gräser (von allem Getreide) waren in der Nahrung nur wenig vertreten, die auch einen niedrigen Ca-Gehalt aufweisen. Darum ist eine so große Erhöhung des Ca-Gehaltes in der Nahrung im Sommer (z.B. im Juli war er 8 mal höher als im März, als die Hasen viel mehr Luzerne und Gräser äßen

Tabelle 4: Vergleich der jahreszeitlichen Veränderungen im Gehalt der untersuchten Makroelemente im Magen- und Blinddarminhalt ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Tr. S.) bei Slowakischen und österreichischen Feldhasen

Table 4: Comparison of fluctnation of analysed macroelement contents in the contents of the stomachs and blind guts of Slovakian and Austrian brown hares during the year

Element	Staat State	Magen Stomach				Blinddarm Blind gut			
		Frühling Spring	Sommer Summer	Herbst Autumn	Winter Winter	Frühling Spring	Sommer Summer	Herbst Autumn	Winter Winter
	Ca	SK	2.50	9.67	4.09	3.39	-	-	7.22
A		3.24	5.70	5.08	3.17	3.91	4.62	5.33	3.89
P	SK	3.51	3.48	5.04	6.17	-	-	10.01	9.53
	A	5.56	4.97	6.36	6.61	13.78	12.19	13.29	13.76
Mg	SK	1.00	2.13	1.82	1.95	-	-	2.85	2.89
	A	1.82	2.08	2.06	2.21	2.90	3.35	3.38	3.30
Na	SK	2.30	3.58	2.73	2.46	-	-	8.53	6.72
	A	5.05	5.87	4.44	5.30	10.60	10.47	10.01	10.61
K	SK	8.42	11.23	9.98	9.02	-	-	16.46	15.43
	A	14.11	12.25	10.70	11.78	20.99	18.91	19.90	19.26

wie im Juli) schwer zu erklären. In ONDERSCHEKAS Kollektion war der Ca-Gehalt im Jahresverlauf viel ausgeglichener. Am höchsten war er ebenfalls im Sommer und am niedrigsten im Winter, aber das Maximum im August war nur 2,5-mal höher als das Minimum im März. Die großen saisonalen Schwankungen des Ca-Gehaltes in der Nahrung unserer Hasen beeinflussen möglicherweise auch die großen plötzlichen saisonalen Veränderungen in der Zusammensetzung ihrer Nahrung, die durch die Bewirtschaftung der riesigen Schläge der landwirtschaftlichen Monokulturen bedingt sind.

Der P-Gehalt war wie in unserer, so auch in österreichischer Kollektion im Sommer am niedrigsten und im Winter und im Herbst am höchsten, was mit der ontogenetischen Entwicklung der Flora während des Jahres zusammenhängt. Die saisonalen Schwankungen waren bei den österreichischen Hasen viel kleiner als bei unseren (Abb. 6.). Der Trend beider Kurven ist aber auch in diesem Fall beinahe identisch.

Der Mg-Gehalt war in beiden Kollektionen im Frühling am niedrigsten. Seine jahreszeitlichen Schwankungen waren bei unseren Hasen viel größer als bei den österreichischen (Abb. 7.). Der Trend beider Kurven deutet zwar auf eine Ähnlichkeit hin, es

überraschen aber die enormen Unterschiede im Frühling und im Sommer. Bisher können wir das tiefe Absinken des Mg-Gehaltes im Mageninhalt unserer Hasen im Frühling nicht erklären.

Beim Na war der Verlauf beider Kurven im Winter ziemlich verschieden (**Abb. 8.**), obzwar der Maximalwert in beiden Kollektionen im Sommer festgestellt wurde. Auch hier bestürzt das tiefe Na-Minimum in der Nahrung unserer Hasen im Frühling. Die jahreszeitlichen Schwankungen waren auch beim Na-Gehalt bei uns größer als in Österreich.

Die jahreszeitlichen Schwankungen des K - Gehaltes waren in beiden Kollektionen weniger ausgeprägt, aber der Verlauf beider Kurven ist sehr unterschiedlich (**Abb. 9.**). Bei den österreichischen Hasen hat ONDERSCHEKA *ET AL.* (1982) das Maximum des K-Gehaltes in den Mageninhalt im Frühling festgestellt, wobei er bei unseren Hasen eben in dieser Jahreszeit im Minimum war und sein Maximum erst im Sommer erreichte. In Österreich war das Minimum im Herbst, als sich der K-Gehalt in unserer Kollektion auf dem Niveau des Jahresdurchschnittes bewegte.

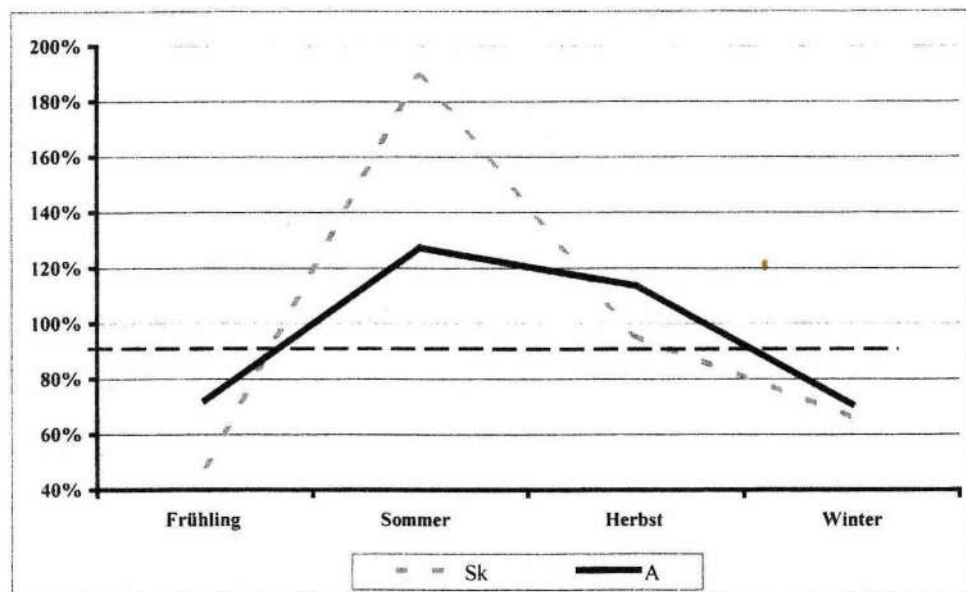


Abbildung 5: Gehalt von Ca im Mageninhalt slowakischer (Sk) und österreichischer (A) Feldhasen im Jahresverlauf

Figure 5: Fluctuation of Ca-content in stomach of hares in Slovakia (SK) and Austria (A) during the year.

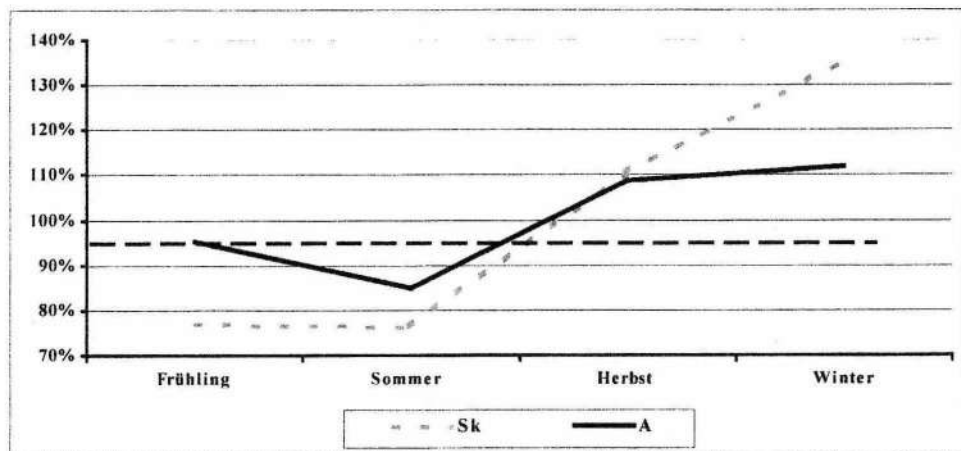


Abbildung 6: Gehalt von P im Mageninhalt slowakischer (Sk) und österreichischer (A) Feldhasen im Jahresverlauf

Figure 6: Fluctuation of P-content in stomach of hares in Slovakia (SK) and Austria (A) during the year.

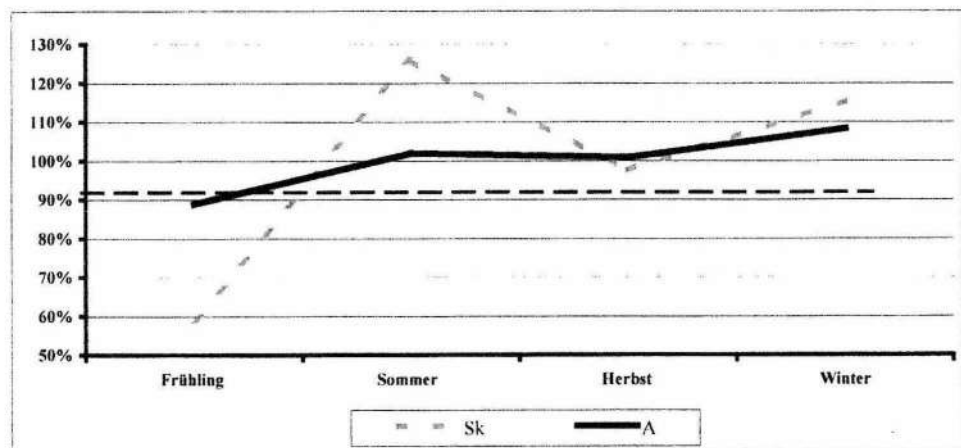


Abbildung 7: Gehalt von Mg im Mageninhalt slowakischer (Sk) und österreichischer (A) Feldhasen im Jahresverlauf

Figure 7: Fluctuation of Mg-content in stomach of hares in Slovakia (SK) and Austria (A) during the year.

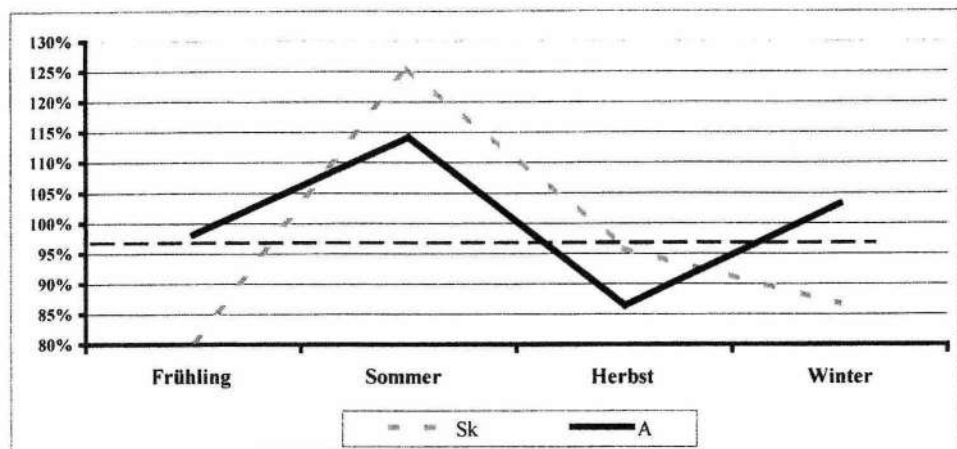


Abbildung 8: Gehalt von Na im Mageninhalt slowakischer (Sk) und österreichischer (A) Feldhasen im Jahresverlauf

Figure 8: Fluctuation of Na-content in stomach of hares in Slovakia (SK) and Austria (A) during the year.

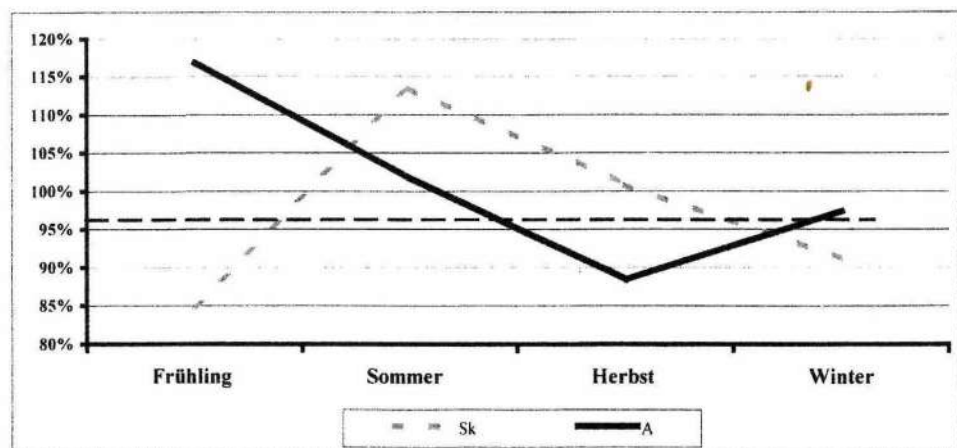


Abbildung 9: Gehalt von K im Mageninhalt slowakischer (Sk) und österreichischer (A) Feldhasen im Jahresverlauf

Figure 9: Fluctuation of K-content in stomach of hares in Slovakia (SK) and Austria (A) during the year.

4. SCHLUßFOLGERUNGEN

Unsere Analysen des Magen - und Blinddarminhaltes der Feldhasen aus dem nördlichen Teil der Westslowakischen Ebene mit großflächiger Pflanzenproduktion in einer entwaldeten intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft und der Vergleich der erzielten Ergebnisse mit den „Normalwerten“, welche ONDERSCHEKA *ET AL.* (1982) bei österreichischen Feldhasen in Bedingungen kleinflächiger Landwirtschaft erreicht haben, deutet auf folgende Tatsachen hin:

- Die jahreszeitlichen Schwankungen in der botanischen Zusammensetzung, im Nährstoffgehalt und im Gehalt der Makroelemente in der Nahrung der Feldhasen sind in der Westslowakischen Ebene unter den Bedingungen der großflächigen Landwirtschaft viel größer als in der kleinflächig bewirtschafteten Agrarlandschaft Österreichs.
- Die slowakischen Feldhasen konsumieren bedeutend mehr Kultur- und weniger Wildpflanzen als die österreichischen, wobei ihre Nahrung auch eine geringere botanische Diversität aufweist und viel einseitiger ist.
- Der durchschnittliche Gehalt von Rohprotein und Makroelementen (mit Ausnahme von Ca) ist in der Nahrung der slowakischen Hasen niedriger als bei den österreichischen. Den höheren Ca-Gehalt bei den slowakischen Hasen erklärt die Alkalität des Bodens im Untersuchungsgebiet.
- Der Gehalt von Rohprotein und Makroelementen ist im Blinddarminhalt höher als im Mageninhalt. Das bestätigt die große Bedeutung der Coecotrophie für die Ernährung des Feldhasen.
- Die Versorgung der Feldhasen mit Nährstoffen und Makroelementen (außer Ca) ist in der Westslowakei ungünstiger als in Österreich. Ihr Körpergewicht, Kondition und Fertilität hat das aber nicht negativ beeinflusst (SLAMEČKA *ET AL.*, 1997). Es ist darum fraglich, wie große Abweichungen von den „Normalwerten“ nach ONDERSCHEKA *ET AL.* der Hase ohne negative Folgen vertragen kann.
- Sehr große Blocks (100-300 ha) mit derselben Monokultur sind für den Hasen sehr ungünstig, da er zu trophischen und topischen saisonalen Migrationen und Konzentrationen gezwungen wird. Das ist für ihn jedoch unnatürlich, sowie physiologisch, ethologisch und gesundheitlich ungünstig.
- Unsere Analysen haben die Existenz des trophischen „Ernteshocks“ beim Feldhasen unter den Bedingungen großflächiger Landwirtschaft mit hohem Anteil von Getreide und niedrigem von Futterpflanzen, bestätigt. Es wäre darum dringend nötig, für die Hasen mosaikweise

Äsungsflächen einzurichten, damit sie während des ganzen Jahres geeignete Nahrung vorfinden.

5. ZUSAMMENFASSUNG

Die botanische Zusammensetzung der Nahrung von 137 Feldhasen aus der entwaldeten, intensiv großflächig bewirtschafteten Agrarlandschaft der Westslowakischen Ebene (Donaubene) ist in der **Tabelle 1.** aufgezeigt. Kulturpflanzen, von allem Getreide, Luzerne und Zuckerrübe, bilden 87,9% ihres Nahrungsvolumens (in Österreich unter den Bedingungen kleinflächiger Landwirtschaft nur 48,1% - ONDERSCHEKA ET AL., 1982). Die Unterschiede in den jahreszeitlichen Schwankungen des Nährstoffgehaltes bei beiden Kollektionen zeigt die **Tabelle 2.**, wobei diese bei den slowakischen Hasen viel größer waren als bei den österreichischen (**Abb. 1-4.**). Der Nährstoffgehalt war mit Ausnahme der Rohasche im Mageninhalt der slowakischen Hasen niedriger. Der Rohproteingehalt ist im Blinddarminhalt im Schnitt 1,62-1,78 mal höher als im Mageninhalt, was die große Bedeutung der Coecotrophie für die Ernährung des Hasen bestätigt. Demgegenüber ist der Rohfasergehalt im Blinddarminhalt 0,465 mal niedriger als im Mageninhalt.

Den Gehalt einiger Makroelemente zeigt die **Tabelle 3.** und seine jahreszeitlichen Schwankungen die **Tabelle 4.** und die **Abb. 5-9.** Der Ca-Gehalt war bei den slowakischen Hasen höher (der Boden ist im Untersuchungsgebiet alkalisch), bei den anderen Elementen war es jedoch umgekehrt. Der Gehalt von Makroelementen ist im Blinddarminhalt höher als im Mageninhalt, am meisten (cca 2,2-mal) bei Na und P. Die Coecotrophen sind für den Feldhasen also auch wichtige Mineralstofflieferanten. Die jahreszeitlichen Schwankungen des Gehaltes von Makroelementen waren bei den slowakischen Hasen größer als bei den österreichischen.

Die Untersuchungen haben bestätigt, daß die Nahrung des Feldhasen in der großflächig bewirtschafteten entwaldeten Agrarlandschaft artenarm ist und viel größeren plötzlichen Schwankungen unterliegt als in kleinflächig genutzten Regionen. Es hat sich auch die Existenz des „Ernteshocks“ bei den slowakischen Hasen bestätigt, der durch die großflächige Bewirtschaftungsweise mit überwiegendem Getreide- und Maisanbau und minimaler Vertretung von Futterpflanzen intensiviert wird. Bisher wurden aber keine negativen Folgen dieser Ernährungsweise auf das Körpergewicht, Kondition und Fertilität der westslowakischen Hasen festgestellt.

LITERATUR

- BROEKHUIZEN, S. AND MAASKAMP, F. (1982): Movement, home range and clustering in the European hare (*Lepus europaeus* PALLAS) in the Netherlands. Z. SÄUGETIERK. 47 (1): 22-32.
- BRÜLL, U. (1973): Wildfutterpflanzengesellschaften und Futterwert der von Feldhasen genutzten Pflanzen. DISS. Hamburg, 162 pp.
- FRYLESTAM, B. (1980): Utilization of farmland habitats by European hares, (*Lepus europaeus* PALLAS) in southern Sweden. SWEDISH WILDLIFE RESEARCH 11: 271-284.
- GRUZDEV, V. V. (1974): Ekologija Zajca-rusaka. (Ökologie des Feldhasen). MOIP, Moskva, 164 pp. (russisch).
- HOMOLKA, M. (1982): The food of *Lepus europaeus* in a meadow and woodland complex. FOLIA ZOOL. 31 (3):243-253.
- HOMOLKA, M.(1983): The diet of *Lepus europaeus* in the agrocenoses. ACTA S. NAT. Brno., 17 (11): 42 pp.
- HOMOLKA, M. (1985): Spatial activity of hares (*Lepus europaeus*). FOLIA ZOOL. 34 (3): 217-226.
- HOMOLKA, M. (1986): Comparison of two methods applied to study the food of *Lepus europaeus*. FOLIA ZOOL. 35 (3): 199-206.
- HOMOLKA, M., ZEJDA, J., BAUEROVÁ, Z., KOŽENÁ, I. and NESVADBOVÁ, J. (1988): Importance of windbreaks for *Lepus europaeus* and *Capreolus capreolus*. FOLIA ZOOL. 37 (1): 17-25.
- HOMOLKA, M., SLAMEČKA, J., HELL, P., JURČÍK, R. and POLÁČIKOVÁ, M. (1999): Druhová skladba a obsah živin v potrave zajaca poľného (*Lepus europaeus*) v revíri Trnava - mesto na Západoslovenskej nížine. FOLIA VENATORIA 28-29: 119-131.
- KLANSEK, E., KALIVODOVÁ, E., ŠIMONVIČ, V. AND KÜRTHY, A. (1998): Landscape – ecological evaluation of the food plain of the river March (Morava) with regard to hare (*Lepus europaeus* PALLAS) and roe deer (*Capreolus capreolus* L.). EKOLÓGIA, Bratislava, 17 (2): 201-207.
- ONDERSCHEKA, K. ET AL. (1982): Normalwerte von Wildtieren. Teil 1: Feldhase (*Lepus europaeus*). Eigenverlag: FIWI der Vet. med. Univ., Wien.
- SCHNEIDER, E. (1978): Der Feldhase. BLV München, 198 pp.
- SLAMEČKA, J., HELL, P. AND JURČÍK, R. (eds), (1997): Brown Hare in the Westslovak Lowland. ACTA SC. NAT. Acad. Sc. Bohemicae, Brno NOVA SERIES 31 (3-4): 115 pp
- TAPPER, S.C. AND BARNES, F.W. (1986): Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 23: 39-52.

AZ ETETÉS HATÁSA AZ ŐZRE, ÉLŐHELYJAVÍTÁS ETETÉSEL

Hopp Tamás

Zalaerdő Rt., Bánokszentgyörgyi Erdészet
Bánokszentgyörgy

KULCSSZAVAK: Őz, etetés, testtömeg, trófea minőség, Zala megye, Magyarország
KEY-WORDS: Roe deer, feeding, body mass, trophy quality, County Zala, Hungary

ABSTRACT

HOPP, T.: THE EFFECT OF FEEDING ON ROE DEER – HABITAT IMPROVEMENT WITH FEEDING. Feeding experiments were conducted for the purpose of increasing the antler and body masses in a 6000 ha demonstration site inside a 13,000 ha big game hunting area (Bánokszentgyörgyi Erdészet) in South-West Hungary (Zala County). The demonstration site comprises of 50-50% forest and agricultural land. Twenty-five feeding trough were placed on the site, into which BONA-antler feed was supplied continuously *ad libitum*. A 160 ha feeding ground was kept under cultivation. During the period of the study the population size increased along with the size of the bag. The body mass of bucks increased 1.5–2.0 kg in response to the feeding. The antler mass increased proportionately with the increase in body mass. It was demonstrated that bucks with greater body mass would develop antlers of greater mass. While the antlers of bucks with body mass of 15-17 kg weighed 200 g, it exceeded 250 g in the 19-21 kg category.

1. BEVEZETÉS

Az őz a bánokszentgyörgyi erdészetnél mindig háttérbe szorult a híres "zalai szarvas" és a vaddisznó mögött. Ezen a dél-göcseji dombvidéken fekvő élőhelyen kiváló gímszarvasagancsok teremnek, vajon miért olyan középszerűek az őzek? Lehetne-e valamit tenni az őzállomány minőségének javításáért? Talán a téli táplálékhiány az oka a gyenge minőségű őzagancsoknak? Esetleg a talajviszonyokból következően nincs meg a növényzetben minden tápanyag, ami az őzek jó agancsminőségét biztosítaná? Vagy az őzek genetikailag nem képesek itt többre?

Ezekről a kérdésekről beszélgettünk pro és kontra vitatkozva érveltünk H. W. osztrák vadászvendéggel. A téli takarmányszegénység mindenhol általános, genetikailag se lehet nagy a baj: - több érmes bak is terítékre került már, a rekord agancstömeg 630 g kiskoponyával! Míg végül 1993 augusztusában, egy rekkenő nyári napon megszületett a közös ötlet: próbáljuk meg az őzeket egész évben megfelelő takarmánnyal etetni, talán sikerül valamit

javítani az agancsminőségen. Az elhatározást tett követte, kidolgoztuk a szerződéses hátteret, kiutaztunk a vendég ausztriai vadászterületére, megmértük egy ott rendszeresített özetető méreteit, és októberben már állt a területen az első három etető.

Jelen dolgozat ezt a kísérletet ismerteti és az eddig eltelt három és fél esztendő alatti megfigyelések, tapasztalatok, elért eredmények értékelését, feldolgozását mutatja be. Végleges és megdönthetetlen bizonyítékokkal már az aránylag rövid időszak miatt sem szolgálhat, de reményeim szerint a vadászterületek jobb hasznosításához, értékesebbé tételéhez megfelelő adalékot nyújt.

Ez az inkább gyakorlati, mint tudományos próbálkozás szándékaink szerint bővítheti az egyre szűkülő vadászati lehetőségeket, az élőhely és a vad közötti kapcsolat teljességének megőrzésével.

2. A VIZSGÁLATI TERÜLET

A bánokszentgyörgyi erdészet 13.000 ha-os vadászterületéből a kísérlet cca. 6.000 ha-t érint (**I. térkép**) Oltárc, Bánokszentgyörgy, Bucsuta, Szentliszló és Pusztamagyaród községhatárokban. Mint az a térképen jól látszik, a területet 50-50% arányban borítja erdő, illetve mezőgazdasági terület. Sok apró erdőfolt, erdőszegély, árokpart, csenderes, felhagyott legelő jellemzi a mezőgazdasági részeket is.

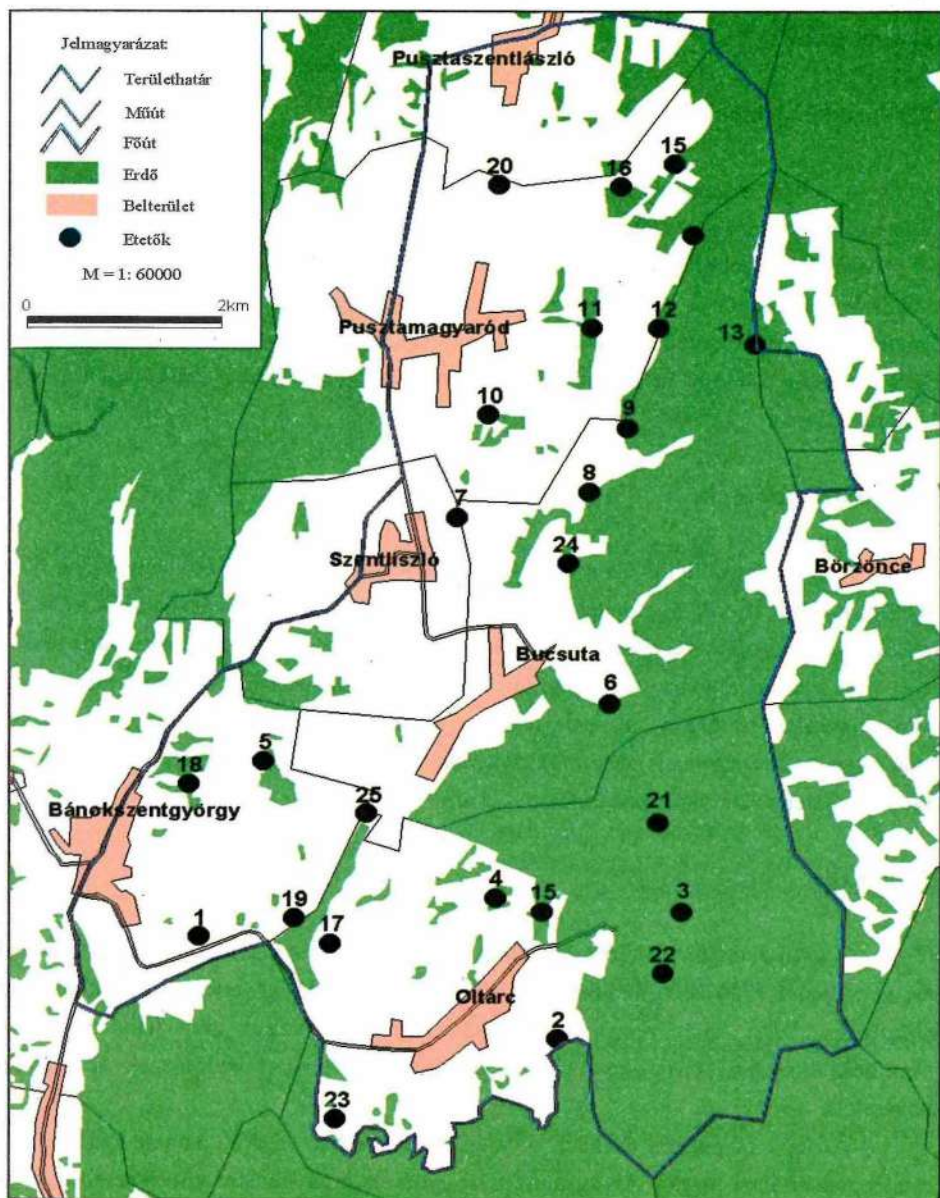
2.1. Geológiai kialakulás

A felszín kialakulása a harmadkorban kezdődött. Helyén utoljára a Pannon-tenger hullámzott, amelynek agyagból és homokból álló, helyenként több száz méter vastag üledéke alkotja a mai anyaközetet. Az említett tengerfenék a pannon időkben endogén erők hatására szárazra került, majd vulkánikus működések következtében rögökre darabolódott. Később lepusztító erők alakították a domborzati viszonyokat.

A pliocén sivatagos éghajlata idején, a földrengéses hasadékok mentén képződtek a jellegzetes zalai szélbarázdák, amelyeket a merev É-D irányú árkok, illetve hátak jellemeznek.

A pleisztocén nedvesebb klímájában már dús vegetáció, füves puszták jelentek meg. A levegőben lévő port a növényzet felfogta, váltakozó vastagságú, és minőségű lösz rakódott le.

A pannon rétegek vízszintesen fekszenek, homok- és agygrétegek váltakoznak egymással. Mélyebb talajszelvényekben sokszor kilométerekre elnyúló homokkő-konkréciókat találunk. A helyenként kibukkanó kavics az Alpok felől betörő energikus folyású folyók



1. térkép: A vizsgálati terület térképe az etetőhelyek bejelölésével
 Map 1: Map of the researched area with designation of the feeding places

levantei korú hordaléka, amelyet kavicsteraszok és homokpadok alapján könnyen felismerhetünk.

2.2. Felszíni és domborzati viszonyok

A terület felszínére a zalai dombvidék általános képe jellemző. Észak-dél irányú dombvonulatokból és közöttük húzódó völgyekből áll. A táj nagyon változatos, mert az észak-déli irányú fővölgyekhez számtalan kisebb, rendkívül esztétikus szűk völgy tartozik. A váltakozó magasságú és lejtőszögű löszdombokon nagymérvű eróziós lekotatás folyik. Gyakoriak a szakadékszerű vízmosások és a csapadékvíz vájta szűk völgyek. A tengerszint feletti magasság 140-330 m között van. A bánokszentgyörgyi körzet legmagasabb pontja a Várdomb: 338 m.

2.3. Vízügyi viszonyok

A táj legnagyobb folyója a Mura, az Alpokból eredő sebes folyású hegyi folyó. Évente többször is elönti árterét. Legfontosabb mellékfolyója a Kerka. Jelentősebb patakok a Cserta és az Alsó-Válicka. A táj vízei döntő többségükben a Mura vízgyűjtő medencéjéhez tartoznak.

A sok kis völgyben számtalan forrás, kisebb patak található, emelve a táj szépségét, változatosságát, biztosítva a vad részére a nélkülözhetetlen ivóvizet. Az erdészet mesterségesen kialakított kis víztárolókkal - vaditatókkal - javította a nyáron néha előforduló csapadékszegény időszakok vízhiányát.

2.4. Éghajlat

A zalai dombok éghajlatát szubalpin és szubmediterrán hatások alakítják. Az aránylag magas csapadék (780-1000 mm/év) és a kedvező hőmérséklet következtében a klíma humid jellegű. Az Adria felől érkező dél-nyugati esőfrontok bőséges csapadékot hoznak, de jelentősek a nyugati atlanti-óceáni vagy észak-nyugati tengeri légtömegek által okozott esőzések is.

Átlagos csapadéku években a hótakaró december végétől február végéig tart. A levegő páratartalma magas. Az agyagos talaj gyors és erős lehűlése következtében jelentős harmatképződés van. A völgyekben gyakori - nyár végén is - a ködképződés. Az uralkodó szélirány az északi és az északkeleti.

A tájra jellemző néhány éghajlati adat:

Téli hőmérsékleti átlag	3,6 C°
Téli hőmérsékleti minimum	-13,1 C°
Nyári hőmérsékleti átlag	18,6 C°
Nyári hőmérsékleti maximum	32,8 C°
Évi hőmérsékleti átlag	10,2 C°
Januári hőmérsékleti átlag	-0,5 C°
Derült napok évi száma	50-70 nap
Ködös napok évi száma	30-40 nap
Havas napok száma	20-25 nap
Hótakarós napok átlagos száma	35-40 nap
A hótakaró átlagos vastagsága	6- 8 cm

2.5. Talaj

A dél-zalai bükk-tájban zömmel barna erdőtalajok alakultak ki. Az alapkőzet többnyire pannon üledék, amely rétegzett homok vagy agyag. Sok helyen a pannon üledékre lösz hullott, amely erősen meszes. A barna erdőtalajok közül a leggyakoribb az agyagbemosódásos barna erdőtalaj. Egy átlagos talaj szelvényét vizsgálva, azt az alábbiak szerint írhatjuk le:

0 - 6 cm	A1 szint	Sötétszürke, mull-humuszos, morzsás szerkezetű, CaCO ₃ mentes, pH értéke 5,5-5,8 közt, vályogos, nagyon sok gyökérrel.
6 - 30 cm	A3 szint	Fakószürke, gyengén humuszos, poros szerkezetű, CaCO ₃ mentes, pH értéke 5,5 körüli, sok gyökérrel.
30 - 100 cm	B szint	Sárgásbarna, diós, vályogos, CaCO ₃ mentes, kolloidokban gazdag, sok gyökérrel. vaspettyek gyakoriak.
100- 130 cm	BC szint	Barnássárga, gyengén diós, vályogos átmeneti réteg, CaCO ₃ mentes, pH értéke 5,5 körüli, sok gyökérrel.
120- 200 cm	C szint	Világosbarna pannonüledék. CaCO ₃ mentes, kevés gyökérrel.

Az erdők számára nagyon termékeny típus. A termőrétege a 100 cm-t általában meghaladja. Főleg bükkösök és gyertyános tölgyesek állnak rajta.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

A környezetnek az őzagancs képződésére gyakorolt hatásáról tudományos módszerekkel UECKERMANN (1951) végzett kutatásokat a Göttingeni Egyetem Vadbiológiai Intézetében. A hatalmas, nagy gonddal összeállított anyagból itt csak kivonatossan közlöm a legfontosabbakat.

UECKERMANN kutatásai 171 területre terjedtek ki, amelyek az egész akkori NSZK területére elosztódtak. A teljesen erdős pagonyt választotta kiinduló pontnak, hogy innen vizsgálta tovább négy mérhető tényező hatását, amelyeknek feltehetően lényeges befolyása van az őzállomány minőségére.

Ezek pedig: a., szántóterületek,

b., tisztások,

c., fafajok,

d., alapkőzet a pagonyon belül.

Statisztikai számítás segítségével kimutatta ezen tényezők közti összefüggéseket. A földművelés alatt álló terület befolyásának vizsgálatára csak olyan pagonyokat vett figyelembe, amelyeknek alapkőzete, erdőállománya és tisztásai azonos értékűek voltak. Az egyes tényezők vizsgálata lehetővé tette hatásuk elkülönített értékelését. Nulla és 100% mezőgazdasági terület között például plusz 2,1 kg testtömeg különbség volt mérhető, $r=0,65$ korrelációs koefficienssel. Ugyanezt a tömeggyarapodást mérte a tisztásokat illetően nullától 30%-ig. Egyen vadászterületet, ahol 30%-nál több volt a tisztás nem vizsgált, mert ezek már nem feleltek meg az "erdős" jellegnek. A meglehetősen magas korrelációs koefficienssel ($r=0,85$) ez a súlygyarapodás statisztikailag is alátámasztott.

Az erdők vizsgálatánál a különböző fajoknál a vadkár gyakorisága, a makktermés nagysága, a takarás és fényviszonyok alakulása a következő csoportosításokat tette lehetővé:

- (1) Lucfenyő (*Picea abies*) rész több mint 50%
- (2) Erdeifenyő (*Pinus silvestris*) rész több mint 50%
- (3) Arányos fajokmegoszlás, legalább három faj egyenként 10% terület részesedéssel. Egy faj sem több 50%-nál.
- (4) Bükk 50%-nál több
- (5) Tölgy 30%-nál több

Az elsőtől az ötödik csoportig 2,3 kg többlet volt mérhető az agancstömegben (korrelációs koefficiens=0,64). Kiderült, hogy nagyon előnytelen a magas lucfenyő arány, viszont a magas tölgy hányad igen jó befolyással van az őz testtömegére.

A talaj hatásának meghatározójaként csak az alapkőzet jöhetett számításba, mert a vizsgálatok idején még nem volt egységes termőhely felvétel. Az őzállományok legmagasabb átlagtömegét mészkeő alapkőzetű talajokon mérte, legalacsonyabbakat pedig homokon. A 3,4 kg ingadozású sáv szélességgel, az alapkőzetnek van legnagyobb befolyása a testtömegre.

Az egyes tényezőkből UECKERMANN (1951) "környezeti értékeket" számított ki, amelyeknek alkalmazása kutatási eredményekre alapozva lehetővé teszi az egész környezet egy értékben való kifejezését.

A környezetérték-számok levezetését itt nem ismertetem részletesen, csak annyit jegyzek meg, hogy valamennyi pontérték a korábban kiszámított tömegkülönbségekből matematikailag származtatható. Az végső kiértékelés keretében a legrosszabb körülményeket 40 ponttal, a legjobbakat 100 ponttal minősítették. Az értékelés sémája a következő:

1., Szántóterület %	Pontérték
0	1
1 - 20	8
21 - 40	11
41 - 60	13
61 - 80	16
81 felett	18

2., Tisztás %	Pontérték
0	9
1 - 4	10
5 - 10	13
11 - 20	17
21 - 30	22

3., Fafaj megoszlás %	Pontérték
Lucfenyő 50 % <	10
Erdeifenyő 50 % <	13
Bükk 50 % <	15
Átlagos (min 3 fafaj)	15
Tölgy 30 % - ig	15
Tölgy 30 - 40 %	18
Tölgy 41 - 50 %	21
Tölgy 51 - 60 %	24
Tölgy 60 % felett	25

4., Alapkőzet	Pontérték
Homok	14
Sekély, agyagos, moréna	18

Homokkő, gránit	20
Bazalt, gneis, ártéri talaj, pala	23
Felső jura, kréta mészkő	30
Üledékes mészkő	35

Mind a 171 pagonyban megvizsgálta a környezeti számokhoz rendelhető átlag őz testtömegeket. Az eredmény statisztikailag elvárható pontosságot adott, (korrelációs koefficiens: $r=0,86$).

A környezetérték-számoknak megfelelő átlagtömegek még matematikai képletek nélkül is mutatják a testtömegnövekedést a környezetérték számának emelkedésével.

Környezetérték-szám:	Átlagtömegek (3éves bakok) (kg):
40 - 45	13,2
46 - 50	13,5
51 - 55	14,1
56 - 60	14,8
61 - 65	15,3
66 - 70	16,3
71 - 75	17,4
76 - 80	18,2
81 - 85	20,0

UECKERMANN (1951) kutatási eredményeit összefoglalva megállapíthatjuk, hogy az őzállomány egyedeinek átlagtömege követi a pagony környezetének mindenkorai minőségét, amely környezetérték-számokban kifejezhető.

Bánokszentgyörgyön a 10 éves erdőgazdálkodási terv adatai alapján az erdők fafajmegoszlása: 51% bükk, 25% tölgyek, 20% gyertyán a maradék 4% pedig egyéb fafaj. Figyelembe véve a jelentős magánerdő-hányadot is, a fafajmegoszlásmutató a bükkösre esik. A tisztásarány és az alapkőzet mutató az erdőgazdálkodási tervből olvasható. A szántóterület arányát a területismeretem alapján becsléssel állapítottam meg.

Így UECKERMANN elméletét a bánokszentgyörgyi területre alkalmazva a következőket kapjuk:

Szántóarány (50 %)	12
Tisztás arány (5-6 %)	12
Fafajmegoszlás (Bükk)	15
Alapkőzet (homok)	20
Összesen:	59

Tehát a pontérték 59, ami kb. 15 kg átlagos testtömeget jelent, hároméves és idősebb bakok testtömegére vonatkoztatva. A mellékletben - a kontroll táblázatban - látható, hogy a bakok testtömege az etetés előtti öt év adatai szerint 15,0 kg, 14,7 kg, 15,8 kg, 15,6 kg, 15,0 kg volt, ami itt Bánokszentgyörgyön is igazolja UECKERMANN kísérleteit.

Hazai viszonyok között BÀN *ET AL.* (1986) foglalkozott a talaj fizikai-kémiai tulajdonságainak és minőségének az őztófea-értékmérőkre gyakorolt hatásával. A 143 vadászterületről származó 7050 trófea feldolgozása alapján a fizikai talajfélésekre vonatkozóan az alábbi megállapításokat tehetjük:

- A fizikai talajfélések közül a vályogos talajokkal jellemezhető vadászterületeken fordulnak elő a legnagyobb tömegű agancsok.
- A vályog- és agyagos vályog talajokon alakulnak ki a legnagyobb térfogatú agancsok.
- A vályog-, agyagos vályog és agyagtalajokon fordulnak elő a leghosszabb szárú agancsok.

A talaj kémiai összetevői és az agancs-értékmérők között az alábbi kapcsolatokat lehetett kimutatni 2272 agancs és származási helye adatai alapján:

- Nem találtak összefüggést a talaj összes sótartalma és az agancstömeg, valamint a szárhossz között.
- Szoros összefüggés van a talaj mésztartalma és az agancstömeg, valamint a szárhossz között.
- Igen szoros összefüggés van a talaj foszfortartalma (P) és az agancstömeg között.
- Továbbá összefüggést találtak az agancstömeg és a talaj Na, Mn tartalma között, de nincs összefüggés a Mg, Cu és Zn-tartalom és az agancstömeg között.
- Ugyancsak nincs összefüggés a talaj P, Mg, Cu, Zn tartalma és a szárhossz között.

A vizsgálatok alapján az alábbi következtetéseket vonták le:

- (a) Ahol megfelelő mennyiségben van jelen a talajban a mész és a foszfor, ott súlyos agancsok felrakása várható.
- (b) Az agancstömeget elsősorban környezeti, a szárhosszat pedig főként genetikai tényezők határozzák meg.
- (c) Magas mész- és foszfortartalmú, nátriumban és mangánban dús talajokon – egyéb környezeti tényezők kedvező egybeesése esetén – jó tömegű agancsok várhatók. Az ilyen területen bekövetkezett trófeaminőség romlás hibás állománykezelésre, helytelen vadgazdálkodásra utal.

Egy Stájer hegyvidéki vadászterületen végzett hosszú távú özetetést ALBRECHT VON BAYERN herceg és JENKE VON BAYERN hercegnő. Az erről kiadott könyvükből ismertettek kettő táblázatot. Ők évtizedeken keresztül etették az őzeket és minden adatot feljegyeztek, amit lehetett fényképen is rögzítettek.

Az egyik adatsor (**1. táblázat**) az őzek testtömeg (kg) gyarapodását szemlélteti etetés előtt, az átmeneti időszakban, és folyamatos etetés után, a másik pedig a koponyahossz növekedését (cm) (**2. táblázat**) mutatja.

A testtömeg növekedés 42,1%-os, a koponyahossz-növekedés pedig csak 5,5 %-os volt, de ez így természetes, mert a testtömeg az térfogat, a koponyahossz pedig csak hossz méret. Ha a testtömeg százalékából köbgyököt vonunk, akkor lehetne a kettő gyarapodás-százalékát elméletileg összehasonlítani. A köbgyök még mindig 12,4 százalékot jelent, és 7,5 százalékot az átmeneti szakaszban. Itt igazolható az a tény, hogy az emlősállatok feje növekszik a többi testrészhez viszonyítva a legkevésbé.

1. táblázat: Az őz testtömeggyarapodása etetés hatására (BAYER ÉS BAYER)

Table 1: Body mass increase of roe deer on feeding. (BAYER ÉS BAYER)

Időszak Period	db number (n=)	min.-max.	átlag mean	gyarapodás (increasing)	
				kg	%
Etetés előtt (Before feeding)	40	9,5-17,0	14,01	-	-
Átmenet (Transition)	27	14,0-23,0	17,42	3,41	24,3
Etetés után (After feeding)	80	14,0-25,0	19,91	5,90	42,1

2. táblázat: Az őz koponyahossz -növekedése etetés hatására

Table 2: Skull length increase of roe deer on feeding

Időszak Period	db number (n=)	min.-max.	átlag mean	gyarapodás (increasing)	
				cm	%
Etetés előtt (Before feeding)	43	13,9-15,8	14,8	-	-
Átmenet (Transition)	28	14,6-15,9	15,19	0,39	2,6
Etetés után (After feeding)	85	14,5-16,9	15,62	0,82	5,5

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

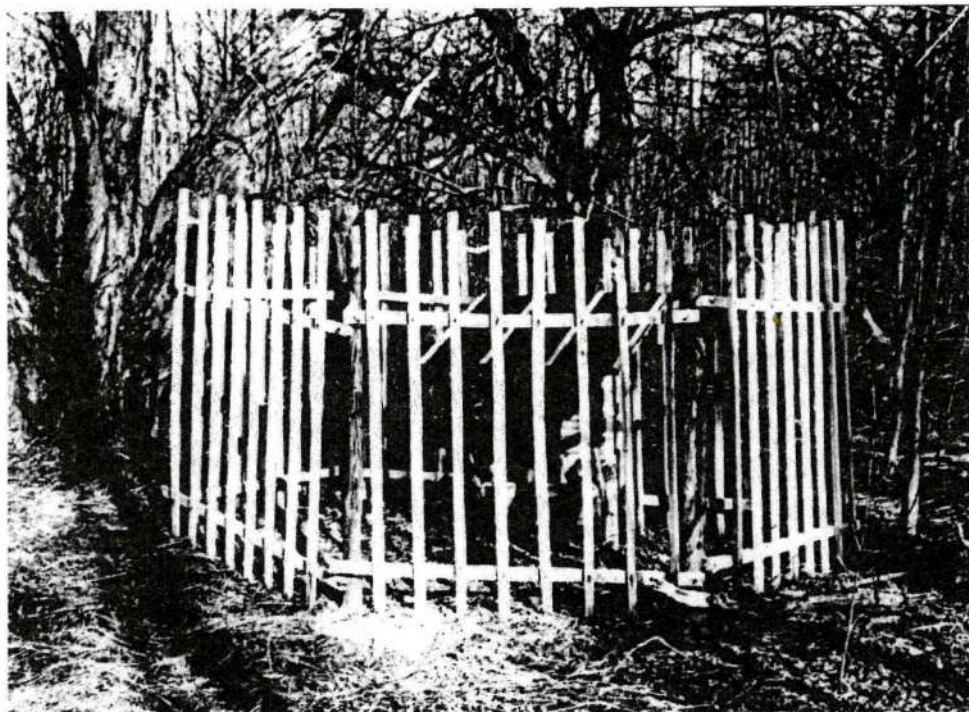
4.1. Az etetők elhelyezése

Az etetőket lehetőleg olyan helyre kell felállítani, ahol az őzek előszeretettel tartózkodnak. Összesen 25 etetőt helyeztünk ki, az **1. térképen** látható helyekre, általában erdőfoltokban, erdőszéleken, de mindig kellő takarást biztosítva. Természetesen minden helyet ideálisnak ítéltünk, de sajnos az őzeknek néha mégis más volt a "véleményük". Három etetőt át kellett helyezni, mert az őzek nem vettek róluk tudomást, nem vették fel a kihelyezett takarmányt. Minden etető első feltöltésekor csalogató illatként ánizsolajat csepegtettünk az etetők deszkájára, hogy gyorsabban, könnyebben megtalálják az őzek - de ennél a három etetőnél semmi nem segített. A nem látogatott etetők közül az egyik magas nádasban, a másik egy égeresben volt, mindkettő magas talajvízű, mély fekvésű, nedves területen. A harmadik etetőt pedig egy 60 éves szálerdőben, mélyen telepítettük. Ma már elmondható, hogy az összes felállított etetőt látogatják az őzek.

Az etetőket léckerítéssel vettük körül, mert így csak az őzek tudnak a takarmányhoz hozzájutni, a szarvasok és a vaddisznók nem. Nagyon lényeges, hogy a lécek nyílásköze 17-18 cm legyen, de ne több 18 cm-nél. Ekkor az őzek kényelmesen ki-bejárnak, de a szarvasborjú már nem fér be. (**1. kép**) Természetesen a rejtettség mellett azért az is fontos, hogy jól megközelíthető helyen legyenek ezek az etetők, hogy a takarmányt minden időjárási körülmény között is oda lehessen szállítani.

4.2. Az etető felépítése

Az etetők méreteit Graz mellett, H. WEIKHARD vadászterületén mértük meg és az erdészet bucsutai műhelyében készítettük el őket. A tetejét felnyitva töltjük be a takarmányt, ami alul az etetővályúba folyik. A mennyiséget a rés nagyságának módosításával szabályozzuk, erre egy lécs - két csavarral rögzítve - szolgál. Az etetőket mindig háttal az északi iránynak állítjuk - az uralkodó szélirány miatt. Az etetők tetejét és hátsó oldalát kátránypapírral borítottuk, hogy a csapadék ne áztassa el a takarmányt. Nagyon fontos: az etető tetejét felnyitáskor ki kell támasztani az erre a célra felszerelt kitémasztó léccel! Egy etetőbe 200 kg takarmány fér, de ennyi nem szokott a szavatossági idő alatt elfogyni. Ezért 50-100 kg-ot töltünk be alkalmanként. Egy etető készlete 8-25 őz számára elegendő.



1. kép: Őzetető léckerítéssel
Photo 1: Feeding place for roe deer

4.3. Az etetett takarmány

Az őz napi takarmányszükséglete 0,3-0,5 kg szárazanyag, amelyet a vegetációs időszakban a testtömeg 8-10%-át kitevő zöldtömegben tartalmaz. Az őz napi tápanyagszükséglete 0,4 kg szárazanyag, 280 g keményítőérték és 50 g emészthető fehérje (BERDÁR, 1983).

Az etetőbe kezdetben szemes kukoricát és borjútápot raktunk fele - fele arányban, amely a takarmánykeverő vállalatoknál kapható normál granulált szarvasmarhaborjú-táp volt. Az etetőbe kihordott mennyiségeket az **1-6. melléklet** tartalmazza. Természetesen ezeket az adagokat nem mind ették meg az őzek. Amikor lejárt a táp szavatossága - átlag 2 hónap - a maradékot eltávolítottuk az etetőből és friss tápot raktunk ki. Az őzeken kívül minden etető felkeresik a fácánok is. Két - három esetben vaddisznók törték el a rácsokat és fogyasztottak a

takarmányból. A hármas számú etetőt pedig egy borz látogatja rendszeresen. Sajnos előfordult ember is az etetőt dézsmálók között.

1996 tavaszától BONA-agancstápot etetünk. (3. táblázat) Ez minden szükséges vitamint és nyomelemet tartalmaz.

Az etetők mellett minden esetben elhelyeztünk szózókat is. Ezekbe Erdélyből vásárolt kősót raktunk, mert ez jól ellenáll az időjárás viszontagságainak, tartós. A szózókat jobb az etetőt körülvevő rácskerítésen kívülre helyezni, mert a vaddisznók a sóért fokozottabban be akarnak törni.

3 táblázat: Az őz tápösszetétele

Table 3: Components of roe deer nutrient

Összetevők	Mennyiség egysége	Mennyisége
Szárazanyag (Dry matter)	%	86,00
Nettó EN Ne-m	MJ/kg	5,02
Nettó EN NE-g	MJ/kg	3,40
Nettó EN NE-l	MJ/kg	4,64
Nyers fehérje (Crude protein)	%	16,95
EM. nyefe. kérődz.	%	2,32
Nyers zsír (Crude fat)	%	2,10
Nyers rost (Crude fibre)	%	7,56
Lysin	%	0,59
Methionon	%	0,25
Meth-Cisztin	%	0,59
Kalcium (Ca)	%	0,93
Foszfór (P)	%	0,41
Na	%	0,39

Az etetők környékén 0,1-0,8 ha-os vadföldeket is kialakítottunk. Ezekben a vadföldeken lucernát termesztünk, hogy megfelelő zöldtakarmányt is biztosítsunk az őzeknek. Az etetők környékén - ahol a tulajdonviszonyok lehetővé teszik (saját kezelésű terület, vagy bérlemény) - a területeket rendszeresen, évente kétszer-háromszor szárzúzózzuk, hogy friss, diverz növényzet nőjön. Ezt az őz szívesen legeli, mert az ízanyagokban gazdag, zsenge hajtásokat kedveli. A 6.000 ha-os vadászterületen művelünk még 170 ha vadföldet is: kukorica (90 ha), zab (20 ha), búza (20 ha), takarmányrepcse (25 ha), lucerna (10 ha), csicsóka (5ha). Nagyon fontos, hogy a vad télen is találjon a vadföldek egy részén legelni valót. E célt

szolgálja a repce, az őszi búza és részben a lucerna is. A kísérleti területen gazdálkodik természetesen a környék lakossága és a bánokszentgyörgyi mezőgazdasági szövetkezet is, összesen cca. 1800 hektáron. Kukoricát, repcét, őszi búzát, napraforgót, zabot, tritikálét, tavaszi és őszi árpát termesztenek. A vetéscsergő vegyesen, szabadon változik. A terület 10-15%-án van általában télen is rágható, hasznosítható kultúr növényzet. Tavasszal, a hirtelen megjelenő zöld táplálékkínálat okozta hasmenés csillapítására még cser makkot, vörös tölgy makkot és vadgesztenyét is etetünk.

Megfigyeléseink és a szakirodalom szerint is (BAYER ÉS BAYER), az őzek az etetőket változó intenzitással ugyan, de egész évben látogatják, ezért rendszeresen ellenőrizni kell az etetőket, nehogy üresen maradjanak, a betérő őzek mindig találjanak ott takarmányt.

5. AZ ŐZ VADÁSZATA A BÁNOKSZENTGYÖRGYI ERDÉSZET TERÜLETÉN

A bánokszentgyörgyi erdőszet 13.000 ha vadászterületen tevékenykedik. Az 1988-1999 közötti terítékadatok (4. táblázat; 1. ábra) jól mutatják, hogy még a legmagasabb terítékű évben (1991) sem érte el a teríték-sűrűség az 1 pld/100 ha értéket, ami a jó adottságú területek hasznosítási átlaga alatt van.

A vadlétszámbecslések is csak 350-400 db őzet jeleznek, ami a későbbi évek kevesebb lelővése ellenére se emelkedik. 1986 tele nagyon szigorú volt, februárban 40 cm körüli hó esett, amely erős, tartós hideggel párosult: nagyon megviselte a tél végére egyébként is legyengült állományt. 100 db elhullott őzet talált a személyzet, zömében idős bakot! Biztosan nem találtuk meg az összes elhullott őzet, talán a felét. A többi kadavert előbb ették meg a vaddisznók és a rókák, mint megtaláltuk volna. Ezt a csapást még ma sem heverte ki maradéktalanul az állomány.

Az 1995-2000 végzett létszámbecslések adataiból (5. táblázat; 2. ábra) is kitűnik, hogy a becsült létszám kiegyenlítettné tekinthető, pedig a lelővési adatok szerény mértéke után jelentősen kellene az őzlétszámnak emelkednie a területen!

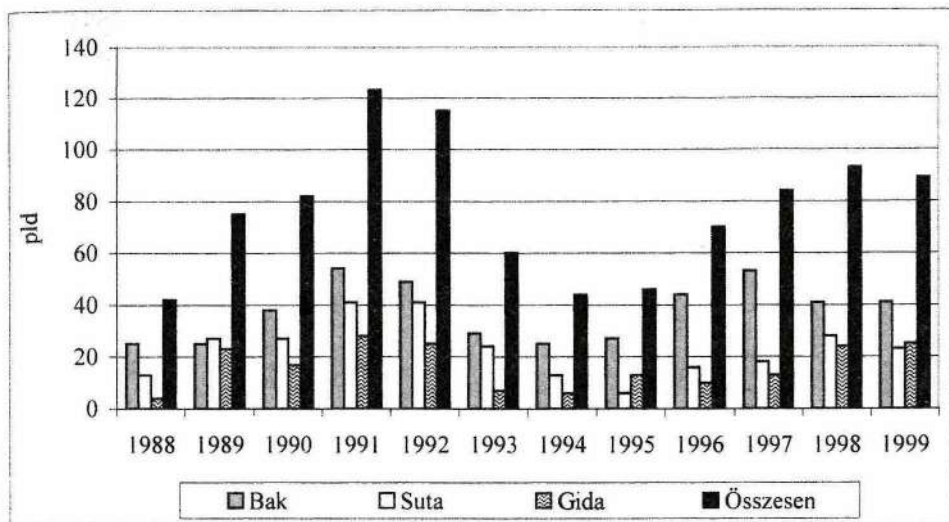
Az 1995-1997 közötti három év vadlétszám-becslési adatai és a lelővési számok összevetésekor azonnal felmerült a kérdés: hova lett az őz? Miért nem emelkedik az állomány létszáma?

A kérdésekre részben választ ad a rókák veszettsége ellen végrehajtott immunizálás, aminek eredményes voltát a rókák hirtelen, ugrásszerűen megnőtt létszáma mutatja. Egyre több őzgida esik a rókák áldozatául. 1996. évben a személyzet két konkrét esetben látta illetve

4. táblázat: Az őz terítéke 1988-1999 között Bánokszentgyörgy

Table 4: Roe deer bag between 1988 and 1999 in Bánokszentgyörgy.

	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Bak (Buck)	25	25	38	54	49	29	25	27	44	53	41	41
Suta (Doe)	13	27	27	41	41	24	13	6	16	18	28	23
Gida (Fawn)	4	23	17	28	25	7	6	13	10	13	24	25
Összes (Total)	42	75	82	123	115	60	44	46	70	84	93	89



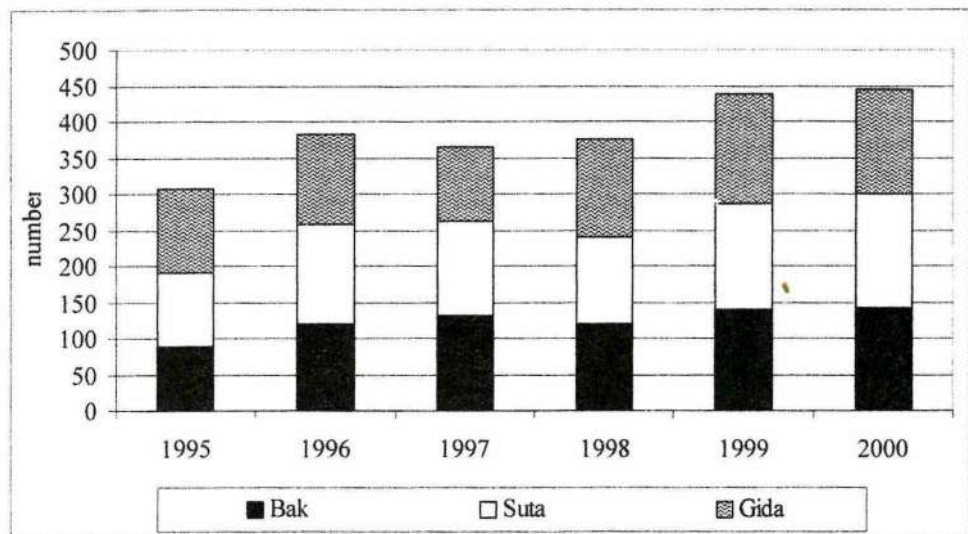
1. ábra: Az őz terítéke 1988-1999 között Bánokszentgyörgy

Figure 1: Roe deer bag between 1988 and 2000 in Bánokszentgyörgy (Bak-Buck, Suta-Doe, Gida-Fawn, Összesen-Total)

5. táblázat: Az őz létszámbebecslése 1995-2000 között Bánokszentgyörgy

Table 5: Estimation of roe deer population size from 1995 to 2000 in Bánokszentgyörgy

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Bak (Buck)	88	119	131	121	141	143
Suta (Doe)	104	138	132	120	145	156
Gida (Fawn)	115	126	102	135	152	146
Összes (Total)	307	383	365	376	438	445



2. ábra: Az őz állománybecslése 1995-2000 között, Bánokszentgyörgy

Figure 2: Estimation of roe deer population size from 1995 to 2000 in Bánokszentgyörgy (Bak-Buck, Suta-Doe, Gida-Fawn)

hallotta, amikor a róka megfogta az őzgidát, három esetben pedig friss, róka rágta dögöt találtunk. Ha az esetek 10 százalékát megtaláltuk, akkor is 50 őzről van szó! Természetesen a nagy vaddisznó létszámot se hagyhatjuk figyelmen kívül. Ez a területen 250 átlagos egyedszámot jelent, ami szintén nagy veszély az őzekre. Tovább csökkenti állományt az orvvadászat, hurkolás. Az őz közismerten könnyen elvihető - hátizsákos - vad. Kóbor kutyák is zsákmányolnak őzet és a gépkocsik által közúton elütött őzeket is számításba kell vennünk! Mindez összesen mintegy 100 őz elhullását jelentheti évente. A lelővést addig nem is szabad emelni, amíg az egyéb csökkentő tényezők hatását nem tudjuk elfogadható mértékűre csökkenteni.

5. ŐZVADÁSZAT A KÍSÉRLETI TERÜLETEN

A kísérleti 6.000 hektáron nagyon kíméletesen vadásztunk. Nem lőttünk sutát és gidát, szerettük volna bizonyos mértékig az állomány létszámát emelni, de mint a fentiekből kitéjük, ez nem sikerült: a létszám nem emelkedett jelentősen. A bakokat gondosan válogatva,

csak az igazán érdekes, különleges agancsúakat, "selejteket" löttük, ezeket is zömében augusztus első hetében, üzekedéskor, őzsípval hívva, esetleg magaslesről - ejtettük el. Így általában öreg, sokszor visszarakott agancsú bakokat zsákmányoltunk. A fiatal bakok közül azonban minden gyenge "gombnyársast" "kigyomláltunk", amennyit csak találtunk. A szabályos hatos agancsú, jó tömegű bakokat megkíméltük, ezekből lesznek - reményeink szerint - a jövő ígéretes nagy bakjai 500 gr feletti agancsokkal!

Az első szerződést 1994 januárjában kötötte a Zalaerdő Rt és H. WEIKHARD vadászvendég. A szerződés 25 őzbak kilövéséről szóló 250 g átlagos agancs súllyal, 50 vendégéjszaka teljes ellátással a vadászházban. Ennek árjegyzék szerinti ára januárban - a szerződés aláírásakor - teljes összegben előre kifizetve.

A szerződés a vendégnek megengedi - saját költségén - az őzetetők felállítását és az őzek etetését. Az erdészet a területen a többi vaddal szabadon gazdálkodik és az őzetetőkbe kihordja a takarmányt. A szerződést a felek minden januárban újra kötik.

6. AZ ŐZ TESTTÖMEGÉNEK ALAKULÁSA A BÁNOKSZENTGYÖRGYI ERDÉSZET TERÜLETÉN

A terítékre hozott őzek évenkénti átlagos testtömeg adataiból (6. táblázat; 3. ábra) jól látható, hogy igazán nem beszélhetünk kimagasló, rekord testtömegekről. A bakok adatait nézve - az 1995-1996-os évet nem tekintve, mert akkor nagy volt a gombnyársas arány - egy kiegyenlített 15 kg körüli testtömeget kaptunk. Ez pontosan megfelel az UECKERMANN-féle vizsgálatoknak. Tehát természetes körülmények között ezen az alapközeten, ilyen közepes minőségű az őzbakok testtömege. Az utóbbi két évben azonban 11-15%-kal nőtt a bakok testtömege.

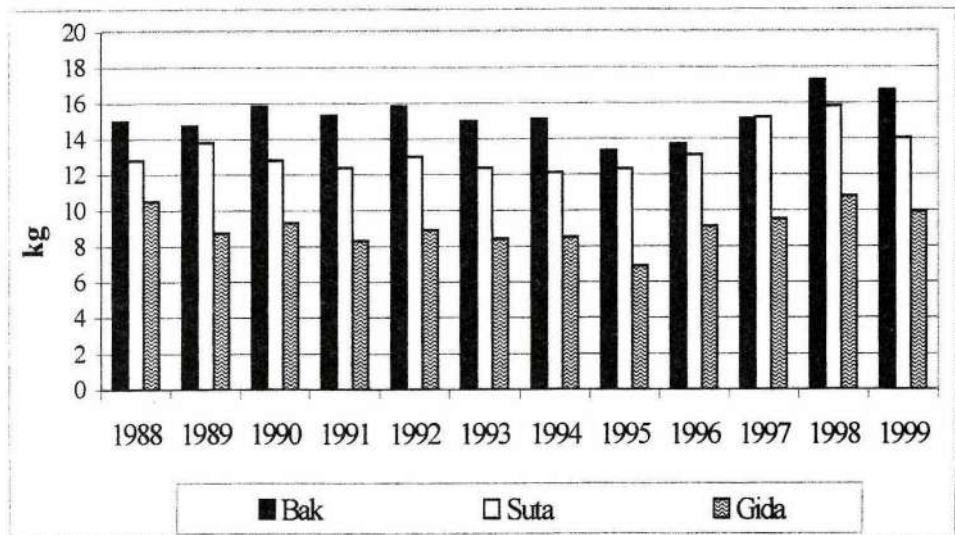
Mint már említettem a kísérleti területen lött bakok nem a legnagyobbak, hanem itt tulajdonképpen agancsminőség szerinti "selejtezés" folyt. A teljes terület testtömeg adatait is ez a tény csökkenté, mert az összes lelövés nagy része a kísérleti területéről származik. A 7. táblázat és 4. ábra a kísérleti területen kilőtt őzek testtömeg adatait tartalmazza.

A kísérleti területen élő őzek jó kondíciójúak, egészségesek, testtömegük is nagyobb, mint ott, ahol etetés nem folyik. Az erdészetnél 1988 óta elejtett összesített átlagtömegek - bak: 14,86 kg, suta: 12,74 kg, gida: 8,73 kg. Ebből is látszik, hogy a kísérleti területen elejtett őzbakok átlagtömege több évben is meghaladta az erdészeti átlagot.

6. táblázat: Az őz átlag testtömegadatai 1988-1999 között (kg) Bánokszentgyörgy

Table 6: Mean body mass values of roe deer from 1988 to 1999 in Bánokszentgyörgy

	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Bak (Buck)	15	14,7	15,8	15,3	15,8	15	15,1	13,3	13,7	15,1	17,3	16,7
Suta (Doe)	12,8	13,8	12,8	12,4	13	12,4	12,1	12,3	13,1	15,2	15,8	14
Gida (Fawn)	10,5	8,7	9,3	8,3	8,9	8,4	8,5	6,9	9,1	9,5	10,8	9,9



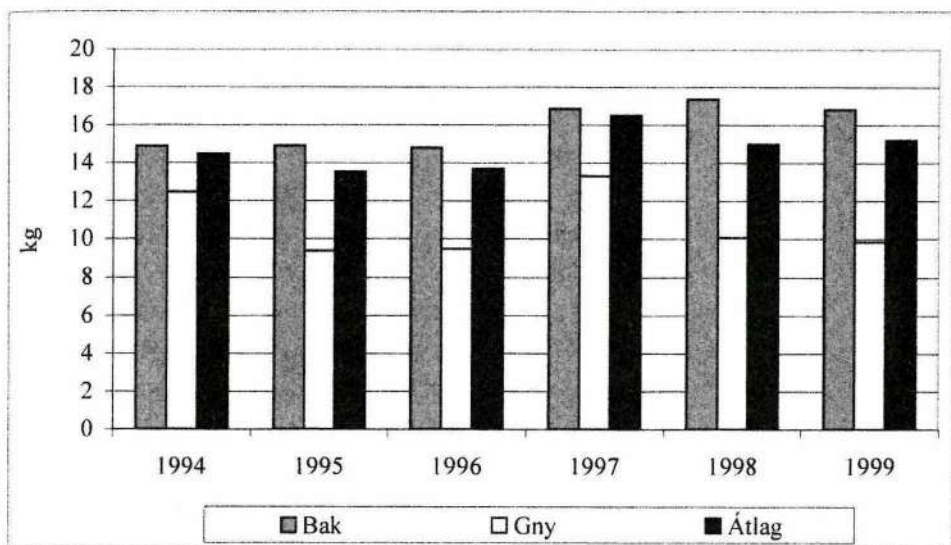
3. ábra: Az őz átlagos testtömegadatai (kg) grafikusán 1988-1999 között Bánokszentgyörgy

Figure 3: Mean body mass values of roe deer from 1988 to 1999 in Bánokszentgyörgy (Bak-Buck, Suta-Doe, Gida-Fawn)

7. táblázat: Az őz átlag testtömegadatai (kg) 1994-1999 között Bánokszentgyörgy

Table 7: Mean body mass values (kg) of roe deer from 1994 to 1999 in Bánokszentgyörgy

	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Bak (Buck)	14,9	14,93	14,83	16,86	17,39	16,83
Gombnyársas (Button spiker)	12,5	9,4	9,5	13,33	10,1	9,89
Átlag (Mean)	14,5	13,55	13,72	16,52	15,01	15,23



4. ábra: Az őz átlag testtömegadatai (kg) 1994-1999 között Bánokszentgyörgy

Figure 4: Mean body mass values of roe deer from 1994 to 1999 Bánokszentgyörgy
(Bak-Buck, Gombnyársas-Button spiker, Átlag-Mean)

7. A TESTTÖMEG ÖSSZEFÜGGÉSE AZ AGANCSTÖMEGGEL

Az agancstömegek növekednek - e a testtömeg emelkedésével? Erre a kérdésre a mi kísérletünkben - az idő rövidege és a kevés egyed miatt - még nem lehet cáfolhatatlan bizonyítékokkal válaszolni.

Az erdészeti terítékadatokat megvizsgálva azonban megállapítható, hogy általában itt is igaz az az elmélet, hogy nehezebb agancsú bakok nagyobb testtömeggel rendelkeztek. A kísérleti területen kapott maximális test- és agancstömeg adatok az alábbiak:

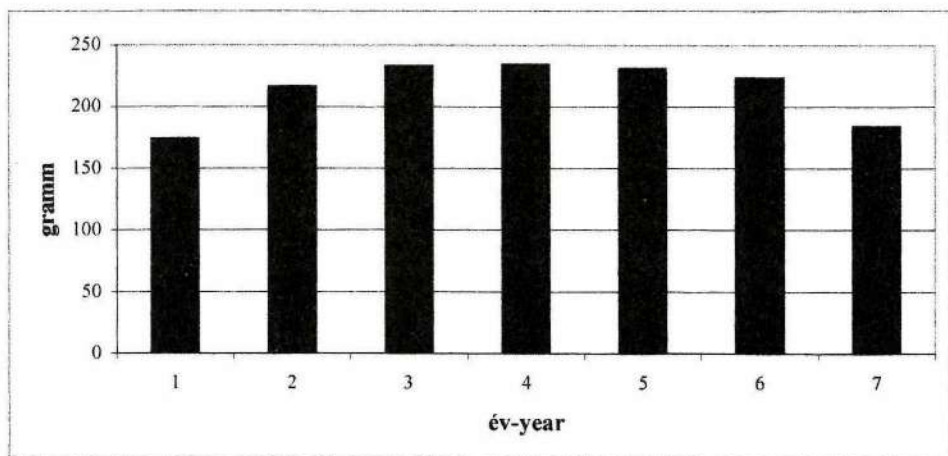
év	agancstömeg gr	testtömeg kg
1988	420	24
1989	430	19
1990	623	21
1991	471	20
1992	380	20
1993	405	18
1994	340	19
1995	290	19
1996	370	19

1997	380	19,8
1998	440	21
1999	450	21

Az mindenestre megállapítható, hogy az évenkénti legnagyobb agancstömegű bakoknak volt a legnagyobb testtömege is! Erre R. HEITKAMP hesseni vadászterületén 1983-1992. években végzett kísérletek alapján válaszolok. A kísérleteket VOLMER ÉS HERZOG (1995) mintegy 1500 őz adatainak felvételével, dokumentálásával végezték. Az őzek korát fogkopás alapján állapították meg, a bakoknál kiegészítve az agancstő átmérő mérésével. Az eredményeket statisztikai számításokkal is alátámasztották. Számos eredményükből itt most kettőt említek. Megállapították, hogy az őzbakok agancstömege a negyedik életévben elér egy szintet és utána hét éves korig gyakorlatilag alig változik, majd a nyolcadik évben jelentősebb - 50 g -visszarakás tapasztalható. Erre az eredményre 310 őzbakot megvizsgálva jutottak. Tehát az agancstömeg növekedésére kizárólag a bakok korosodásából nem számíthatunk. (5. ábra)

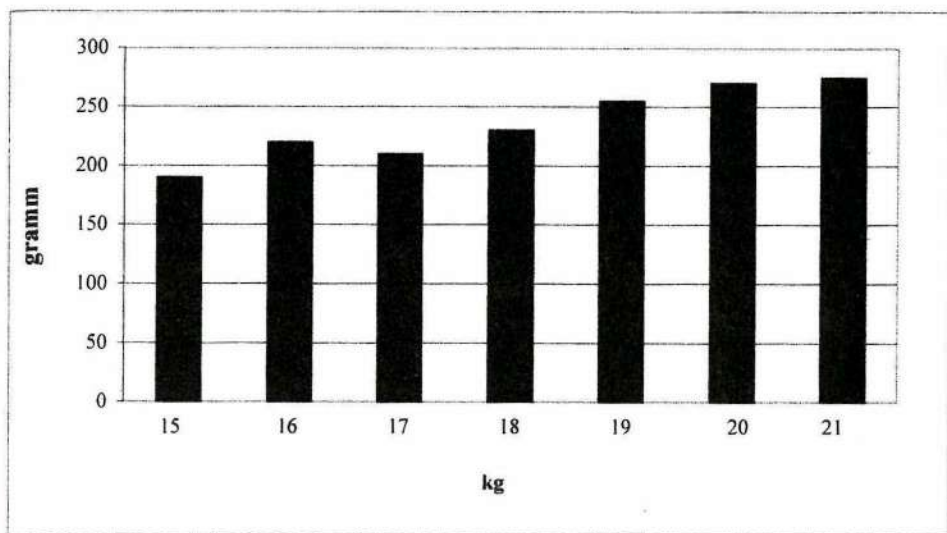
A testtömeg növekedésével közel egyenes arányban növekszik az agancstömeg is (6. ábra). Erre 211 db 4-6 éves őzbak méretfelvételei alapján jutottak.

Az a tézis tehát, miszerint a nehéz bakok növesztik a nagy tömegű agancsokat bizonyítottnak tekinthető. Ha az eredményekhez még az élőhely hatását is figyelembe vesszük, akkor a rendelkezésre álló adatok alapján kijelenthető, hogy a kor, az élőhely és a testtömeg közül a testtömeg a meghatározó tényező - állapítják meg VOLMER ÉS HERZOG (1995).



5. ábra: Az őz agancstömeg-növekedése a kor függvényében (VOLMER ÉS HERZOG, 1995)

Figure 5: Weight of antlers increase of roe deer as function of age. (VOLMER ÉS HERZOG, 1995)



6. ábra: Az őz agancstömeg-növekedése a testtömeg függvényében (VOLMER ÉS HERZOG, 1995)

Figure 6: Weight of antlers increase of roe deer as function of body mass (VOLMER ÉS HERZOG, 1995)

8. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A fentiek eredményeként megállapítható, hogy az őzek élőhelyét lehet javítani az etetéssel. A téli táplálékszegény időszakban biztosított, de egész éven keresztül rendelkezésre álló, teljes értékű takarmány hatása meglátszik az őzállományon. A területen felállított etetőkből BONA-agancstápot etetünk. Az etetők környékén még a friss zöldtakarmányt is biztosítjuk vadföldekkel és szárzúzózással. Az etetők elhelyezésére nagy hangsúlyt kell fektetni, hogy megfelelő - őzek által szívesen látogatott - helyekre kerüljenek.

Az etetés hatására nő az őzállomány testtömege, vele gyakorlatilag egyenes arányban nő az agancstömeg, ezzel nő a vadászati árbevétel is. Ezt a mi megfigyeléseink is igazolják, de az ismertetett szakirodalmi adatok is egyértelműen alátámasztják. A vadászterület értéke mindenképpen nő az őzállomány minőségének javulásával.

A bakok vadászatát általában üzekedéskor folytatjuk, ez lehetővé teszi a gondos válogatást. Így csak a megfelelő idős bakok és a hibás agancsúak kerülnek terítékre.

Nagyon valószínű, hogy az őz lesz a jövő "nagyvadja", mert a mezőgazdaságban okozott jelentéktelen vadkára lehetővé teszi a nagy egyedszámban való fenntartását. Mindez

nem mondható el a szarvasról és a vaddisznóról. Ezért is érdemes az őzállomány minőségi javításával foglalkozni. Az ismertetett etetési módszer a természetet nem zavarja - semmiképpen nem hasonlítható egy zárttéri, intenzív tartáshoz. Az etetők a tájba jól beillenek, pár hónap elteltével csak azok veszik észre, akik tudják, hol kell keresni.

KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozom H. WEIKHARD osztrák vadászvendégnek, akinek mélyen elkötelezett őz szeretete és ezért vállalt anyagi áldozata nélkül ez a kísérlet nem kezdődhetett volna el!

Megköszönöm DR. NAGY EMILnek, a Szent István Egyetem egyetemi tanárának és FEISZT OTTÓnak, a Zalaerdő Rt. vezérigazgatójának munkámhoz nyújtott hasznos segítségét.

IRODALOMJEGYZÉK

- BAYERN, A. ÉS BAYERN, J.: Über Rehe in einem Steirischen Gebirgsrevier, Hamburg
- BERDÁR, B. (1983): Az őz és vadászata. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- BERTÓTI, I. (1976): Őzhívás. Mezőgazdasági Kiadó Budapest
- UECKERMANN, E.(1951): Die Einwirkung des Standortes auf den Körpergewicht und Gehörnbildung des Waldrehes, Dissertatio, München
- VOLMER, K. és HERZOG, A. (1995): Rehwild näher an Betrachter - Untersuchungen an Rehwild. Verlag J. Neumann-Neudamm Melsungen.

1. melléklet: Az etetőkbe töltött táp 1994-ben

Appendix 1: Mass of nutrient divided up into each feeding places in 1994

Szám Időpont	1 GY	2 M	3 M	4 M	5 GY	6 Z	7 Z	8 Z	9 Z	10 Z	11 Z	12 Z	13 Z	14 Z	15 Z	16 Z	17 GY	18 GY	19 GY	20 Z	21 Z	Total:
27.10.93.	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100						500
17.11.93						100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100						600
17.01.94																	100	100	100	100		600
22.01.94.					100												100					400
21.01.94.	100			50	50																	300
23.02.94.							100	100	100	100	100	100	100									700
05.03.94.					100																	200
02.06.94.																						200
03.05.94.																						200
17.06.94.							100			100	100	100	100	100	100	100						500
12.07.94.	100								100	100	100	100	100	100	100	100						600
08.09.94.						70	70	70							70	70					70	420
09.09.94.	70					70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70						560
14.09.94.																						140
16.09.94.	80	80	80																			320
21.10.94.								80		120	120	120	120	80						80		600
24.10.94.							50		50	50	50											200
02.11.94.	50	50	50		70																	200
15.11.94.	70																					280
16.11.94.	50	50	50			70	70	70	70	70	70	70	70	70	50	50						510
17.11.94.																						490
23.12.94.	70					70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70						210
24.12.94.																						280
Total:	510	350	400	500	440	310	490	340	520	490	390	660	250	360	340	300	410	540	340	420	550	8910

2. melléklet: Az etetőkbe töltött táp 1995-ben

Appendix 2. Mass of nutrient divided up into each feeding places in 1995

Szám	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	Szám.
Időpont	GY	M	M	M	GY	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	GY	GY	Z	M	M
04.01.95.	80																					80
09.01.95.					80																	80
10.01.95.						40	40	40	40	40	40	80	40	40	40	40				40		440
23.01.95.						50	50	80		50	80	80	80							80		470
26.01.95.															80	80						240
27.01.95.	80	80	80						50	50	80	80									40	280
02.02.95.																						260
03.02.95.															80	80				80		240
13.03.95.						40		40	40	40	40	40	40	40	40					80		400
17.03.95.	40				40										40	40	40					200
22.03.95.		40	40	40																	40	160
12.04.95.	70	70	70			70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70				70		980
28.04.95.	70																70	70				280
05.05.95.	50					50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50				50	50	800
18.05.95.																						150
12.06.95.	50	50	50			50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50				50	50	800
17.06.95.	50				50												50	50	50			250
06.07.95.																		40				80
21.07.95.	50	50	50																		50	200
12.08.95.	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	1050
18.09.95.	50																					200
12.10.95.	50	50	50					50	50	50	50	50	50	50	50	50					50	450
25.10.95.									50					50								100
13.11.95.									50					50	50	50				50		150
22.11.95.	100	50	50	100	50				50				100	100	60	100	100	100	100	100	50	1160
23.11.95.							100	60	100	100												460
07.12.95.	50	50	50			80															50	280
21.12.95.							40	80	80	40	120	80	80	40	40	40				40		640
Szum.:	490	540	540	540	530	440	450	480	580	450	570	730	270	690	700	660	360	400	340	690	430	10880

3 melléklet: Az etetőkbe töltött táp 1996-ban

Appendix 3: Mass of nutrient divided up into each feeding places in 1996

Szám/ Időpont	1 GY	2 M	3 M	4 M	5 GY	6 Z	7 Z	8 Z	9 Z	10 Z	11 Z	12 Z	13 Z	14 Z	15 Z	16 Z	17 GY	18 GY	19 GY	20 Z	21 M	22 M	23 GY	24 Z	25 Z	Szám...
02.01.96.	40				40			80			40						40									600
11.01.96.		40	40																	40						160
17.01.96.						40														40						80
29.01.96.	80				80											80	80	80								400
06.02.96.	50				50											50	50	50								150
12.02.96.																					100		50	50	50	400
21.02.96.	100	100	100		100			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100								900
22.02.96.	100																									700
23.02.96.																				100		150				250
04.03.96.																										600
14.03.96.						50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	60	60	60		50					300
22.03.96.	60				60																					250
23.03.96.	50	50	50																	50	50					700
27.03.96.																										600
13.04.96.						80	50	50	20	50	40	40	40	50	50	50				80						700
17.04.96.											50	50														600
20.04.96.	80				80												80	80	80							200
25.04.96.	50	50	50																							450
29.04.96.	40	40	40																							230
29.04.96.	80				80	70	70	70	70	70	60	60	60	70	70	80	80	80	80	70	50	40		40	40	1110
22.05.96.	80				80	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	80	80	80				80	150	150	2430
10.06.96.	60				60											60	60	60					60			360
05.06.96.																										400
12.06.96.	50	50	50																							230
21.06.96.						60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	20	20	20							840
10.07.96.	20				20												70	70	70							100
04.10.96.	70	50	50	50	70												70	70	70	50	50	70				670
04.11.96.						120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	40	40	40	120				120	120	1680
13.11.96.	40	50	50	40													40	40	40		50	50	40			490
18.12.96.																										1180
19.12.96.	70	80	80	80	70												70	70	70	100						800
Szám...	750	510	510	510	750	710	730	860	830	860	820	760	810	890	770	730	750	750	750	620	500	480	420	720	720	17510

6. melléklet: Az etetőkbe töltött táp 1999-ben

Appendix 6: Mass of nutrient divided up into each feeding places in 1999

Szám Időpont	1 GY	2 M	3 M	4 M	5 GY	6 Z	7 Z	8 Z	9 Z	10 Z	11 Z	12 Z	13 Z	14 Z	15 Z	16 Z	17 GY	18 GY	19 GY	20 Z	21 M	22 M	23 GY	24 Z	25 GY	Szám..
06.01.99.	40			40		40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	520
08.01.99.		40	40	40													40	40	40		40	80			80	360
13.01.99.										80	80	80	80	80	80	40					40	80				240
19.01.99.					40		40	40	40																40	440
21.01.99.	40			40													40	40			40	80			40	200
11.02.99.		40	40	80													40	40								280
15.02.99.					80		40	80	40	40	40	120	80	120	120		40	40	40					40		920
20.02.99.	40																40	40	40		80	80			40	320
23.02.99.		80	80	40																						360
06.03.99.							40		40	120	120	80	120	80	120	80					40					640
14.03.99.		40	40	40													40	80	80			40				160
17.03.99.	40				40		80	80	40								40	80	80					40	120	440
10.04.99.					30		40	80	40	80	80	80	80	80	80		40	40	40		80	80		40		680
13.04.99.	30																40	40	40						120	340
20.04.99.		40	40	40																	80	80				280
17.05.99.					80		80	80	40	80	120	80	80	80	80		80	80	80							710
23.05.99.	80																80	80	80		80	80			120	600
10.06.99.		80	80	80																						400
20.07.99.										40	40	80	80	40	40	40	40	80	80		40	80		80		520
30.07.99.	40				40												40	80	80		40	80			80	400
11.08.99.		40	40	40																						240
13.09.99.					80		40	80	40	80	80	80	80	80	80		80	80	80		80	80			80	600
21.09.99.	80																80	80	80		80	80			90	560
30.09.99.		80	40	40																						600
19.11.99.		90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90		80	80		90	80	560
22.11.99.	90				90												90	90	90		90	90			90	630
23.11.88.																										450
05.12.99.																										1320
06.12.99.	120				120		80	120	80	120	80	120	120	120	120	120	120	120	120		90	90		80	120	840
07.12.99.																										460
22.12.99.		80	80	120																	90	90			40	920
27.12.99.	80				80												80	80	80							600
29.12.99.		80	80	80																	80	80			120	400
Szám..	680	690	650	690	720	480	290	690	490	450	410	1010	1090	850	1010	850	690	770	730	410	700	860	690	410	1100	17410

RAGADOZÓGAZDÁLKODÁSI STRATÉGIA - A JÖVŐ LEHETŐSÉGEI

Szemethy, L. és Heltai, M.

Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.
Department of Wildlife Biology and Management, St Stephens University
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. Hungary.

KULCSSZAVAK: dúvadgyérítés, róka, predátor monitoring, ragadozó gazdálkodás, Magyarország

KEY-WORDS: predator control, red fox, predator monitoring, predator management, Hungary

ABSTRACT

SZEMETHY, L. and HELTAI, M.: STRATEGY OF PREDATOR MANAGEMENT – POSSIBILITIES OF THE FUTURE. The efficiency of predator control was evaluated in Hungary. The most important carnivore from the view of small game management is red fox due to its wild area and increasing population density and generalist food selection. The causes of population increases are: the ineffective predator control; and the decrease mortality as consequence of per-oral vaccination against rabies. The efficiency of red fox control which was characterized by control rate (bag divided by winter density) has continuously decreased the last decade. Four times higher control rate should be necessary to stop the increase of population density. To achieve this the development of new concept of red fox management is needed. The basic elements of red fox management are the following: the monitoring of population changes, the actual density and the fecundity; the determinate of expect bag; the selection of most appropriate methods and timing; the systematic and consequence execute of control; and the checking of the results. For the successful predator management requires: the most strict regulation of predator control at least in regional but mainly at country level; the revitalisation of traditional predator control methods such as trapping and spring out of dogs; Teaching and education of game keepers should prefer the protection of natural small game population than breeding and releasing.

1. BEVEZETÉS

Magyarország méltán híres vadgazdálkodásáról és ennek egyik megalapozója volt a két világháború közötti időszak, ma már szinte hihetetlennek tűnő, apróvadbősége. A szocializmus évtizedeiben, mint minden mezőgazdasági ágazatban, a nagy volumenű, iparszerű tenyésztési rendszerek vadgazdálkodási alkalmazásaival próbálták, a már akkor is érezhető problémákat, orvosolni az apróvad-gazdálkodás területén. A rendszerváltozás idejére kiderült, hogy csak tenyésztéssel nem lehet megállítani még a legjobban szaporítható faj a fácán

állománysűrűség csökkenését sem, nem beszélve a zárt téri technológiákat rosszul tűrőkről, a fogolyról és a mezei nyúlról.

A 90-es évek elején bekövetkezett birtok szerkezet és termesztési technológiai változásoktól sokan várták e nehézségek megoldását, abban bizva, hogy a kialakuló új struktúra sok egyéb mellett, az apróvadsűrűségben is hasonlatos lesz a 30-as évek Magyarországhoz. E várakozások számos ok miatt nem váltak be. Az egyik leggyakrabban felemlített ezek közül az, hogy ellentétben az akkori időszyakkal ma már a legtöbb ragadozó faj védett, a róka létszáma a veszetheg elleni immunizálás miatt folyamatosan növekszik, a vadászható fajok ellen alkalmazható eszközök közül számos - és "természetesen a leghatékonyabbak" - tiltott, így még a kedvezően alakuló élőhelyi viszonyok mellett is tehetetlen a vadásztársadalom.

Felmerül azonban a kérdés: vajon mennyire igaz ez az állítás? Tényleg a ragadozó fajok okozzák a legnagyobb problémát? Tényleg súlyos károkat okoznak a védett fajok? Tényleg az immunizálás miatt növekszik a róka létszáma? Tényleg megteszünk mindent, amit csak lehetséges és törvényes? Kihasznaunk minden eszközt és minden tudást az e fajokkal történő gazdálkodás során? Egyáltalán gazdálkodunk e fajokkal? Ahhoz, hogy kialakithassuk akár országos stratégiánkat, akár konkrét gazdálkodási cselekvés tervünket ezeket a kérdéseket nem kerülhetjük meg.

2. HAZAI RAGADOZÓFAJAINK

Magyarország szerencsés fekvése, ebből adódó természetföldrajzi és klimatikus viszonyai, valamint a szigorú jogi szabályozás miatt kedvező életfeltételeket kínál a ragadozóok többségének. Az Európában honos fajok jelentős része hazánkban is megtalálható. A fajok általában - az európai tendenciáknak megfelelően részleges vagy teljes védelmet élveznek (1. táblázat), csak a róka, a nyestkutya és a mosómedve vadászható egész évben, bár az alkalmazható eszközök szintjén e fajok vadászata is korlátozva van, ami a BERNI EGYEZMÉNY és az FFH IRÁNYELVEK (92/43/EEC Tanácsi Rendelet a természetes élőhelyek és a vad flóra és fauna védelméről) szellemében is tulajdonképpen egyfajta védelmet jelent.

Az egész évben vadászható fajokhoz tartozik a kóbor kutya és házi macska, amelyek - bár nem vadfajok - közvetlen vagy közvetett kártétele jelentős lehet, ezért néhány szóban tárgyaljuk.

E cikknek nem tiszte eldönteni, hogy egy-egy faj esetében a jelenleg törvény által biztosított védelem vagy a lehetővé tett vadászat, mennyire van összhangban a pillanatnyi

1. táblázat: A Magyarországon előforduló, vadgazdálkodási szempontból érdekes szőrmés és szárnyas ragadozók és besorolásuk.

Table 1: Important furred and avian predators in Hungary with regard to wildlife management, and their classification.

Egész évben vadászható fajok Huntable in all year round	Engedéllyel vagy szezonban vadászható fajok Huntable with permit or in hunting season	Védett fajok Protected species
vörös róka (<i>Vulpes vulpes</i>)	arany sakál (<i>Cannis aureus</i>)	farkas (<i>Cannis lupus</i>)
nyestkutya (<i>Nycteretues procionoides</i>)	nyest (<i>Martes martes</i>)	vadmacska (<i>Felis sylvestris</i>)
mosómedve (<i>Procyon lotor</i>)	közönséges görény (<i>Mustela putorius</i>)	hiúz (<i>Lynx lynx</i>)
dolmányos variú (<i>Corvus corone cornix</i>)	menyét (<i>Mustela nivalis</i>)	hermelin (<i>Mustela erminea</i>)
szarka (<i>Pica pica</i>)	vetési variú (<i>Corvus frugilegus</i>)	molnár görény (<i>Mustela eversmanni</i>)
szaikó (<i>Garrulus glandarius</i>)	héja (<i>Accipiter gentiles</i>)	nyuszt (<i>Martes foina</i>)
		borz (<i>Meles meles</i>)
		vidra (<i>Lutra lutra</i>)
		holló (<i>Corvus corax</i>)
		egerészölvv (<i>Buteo buteo</i>)

aktuális helyzettel és különösen igaz ez a madarak esetében. Meg kell azonban jegyezni, hogy az igazán tömegesen előforduló és az apróvadállományban a vadgazdálkodónak valószínűleg kárt is okozó fajok - a barna rétihéja kivételével - valamilyen szinten a mai napig gyéríthetők, bár a vadászati statisztikák adatai szerint erre egyre kevesebb figyelmet fordítanak a gazdálkodók. Az is igaz, hogy FEKETE ISTVÁN javaslatai óta a mai napig hiányoznak a mindenki által ismert és elfogadott táplálékanalízis vizsgálatok e közönségesen csak rablómadaraknak nevezett csoportban.

Más a helyzet az emlős ragadozók esetében. Az FVM VADGAZDÁLKODÁSI ÉS HALÁSZATI FŐOSZTÁLYÁNAK támogatása és a hazai vadásztársadalom kiemelkedő segítőkészsége lehetővé tette egy ORSZÁGOS EMLŐS RAGADOZÓ MONITORING program létrehozását és folyamatos működtetését. Az egyes fajok helyzetét korábban már több

alkalommal részletesen bemutattuk (SZEMETHY ÉS HELTAI, 1996; SZEMETHY ET AL., 2000; SZEMETHY ET AL. 2001). Áttekintve az ott leírtakat megállapíthatjuk, hogy vadgazdálkodási problémát, és így kezelendő feladatot adó fajok, három csoportba sorolhatók: a generalista, az invazív, és a kóborháziállatok csoportjába. Mindhárom kategóriába közös a növekvő állomány nagyság.

2.1. Terjeszkedő fajok

Világszerte ismert jelenség, a generalista táplálkozási stratégiájú, kiválóan alkalmazkodó kozmopolita, oportunistá, közepes testű ragadozó fajok terjeszkedése. A gyorsan változó természeti környezethez és az ember közelségéhez is jól adaptálódnak, így nemcsak állománysűrűségük növekszik, hanem általában új, korábban nem "használt" élőhelyeket is elfoglalnak. Hazánkban és Európa nagy részén is ilyen faj a vörös róka, a nyest, a közönséges görény vagy a menyét, amelyek mellett, hogy létszámuk növekszik, egyre többször jelennek meg lakott területeken (GULYÁS ÉS VITÁLIS, 2000; GUTH ÉS NAGY, 2000). Valószínűleg ez a jelenség az oka egy korábban kipusztult, Őshonos fajunk, az aranyakál újbóli megjelenésének is (HELTAI ET AL. 2000a).

Szintén növekvő létszámra, így egyre gyakoribb előfordulásra számíthatunk az úgynevezett invazív fajok esetében. E fajok, sok esetben emberi "segítséggel", növelik hagyományos areájukat. Új ragadozóként jelennek meg az elfoglalt területeken és így nem csupán plusz fogyasztással okozhatnak a mi szempontunkból növekvő kártételt, hanem azzal is, hogy a potenciális préda fajok, a ragadozóval szembeni, funkcionális válaszai még nem alakulhattak ki. E fajok közé tartozik a Magyarországon is egyre gyakrabban megfigyelt mosómedve és a nyestkutya (HELTAI ET AL. 2000a).

Komoly gondot okozhatnak az ember által tartott, de valamilyen ok miatt visszavaduló vagy a szabad területekre csak ki-kilátogató kóbor állatok, a házi macska és a kutya. E fajok megjelenése a vadászterületeken elsősorban a lakossági szokásoktól, divattól esetleg a kulturális szinttől függ. Ugyanakkor szigorú odafigyeléssel sikeresen eltávolíthatók fegyverrel, de eddigi eredményeink alapján hatékonyan csapdázhatók is.

Az egyes csoportok jellemzéséből látszik, hogy tényleges gazdálkodást, azaz egy folyamatosan ellenőrzött, tudatos, adott cél érdekében végzett tevékenység, csak a generalista fajok esetében képzelhető el. Nem lehet ugyanis hosszútávú célokra alapuló tevékenységet végezni időnként meg-megjelenő "szellemekkel" (invazív fajok) és olyan fajokkal melyek aktuális megjelenése és kártétele szinte teljesen független a vadászterület állapotától (kóbor

állatok). Ezekben az esetekben a folyamatos odafigyelésen, gondolkodás nélküli terítékrehozatalon túl, csak nagyon keveset tehetünk. Munkánkat különösen az invazív fajok esetében eredményesebbé tehetjük, ha ismerjük lábnyomukat, ürüléküket, hangjukat. E közvetett jelekkel ugyanis általában hamarabb találkozunk, mint a fajjal magával.

A korábban említett Ragadozó Monitoring Program keretében táplálkozás vizsgálatokra is lehetőség nyílt. A vadászható, generalista fajok közül eddig, 88 menyét, 46 nyest, és 16 közönséges görény gyomrának részletes átvizsgálása után, mindössze két esetben mutattunk ki hasznos apróvadat (mindkétszer mezei nyulat találtunk nyest gyomorban, (HELTAI ÉS LANSZKY unpubl.)). Ez még akkor is minimálisnak tekinthető, ha tudjuk, hogy a gyomortartalom vizsgálatok csak nagyon korlátozottan alkalmasak a tojás rablás kimutatására. Ennek oka kettős: egyrészt a tojáshéj könnyen emészthető és egy félig emésztett héj darabkából faj azonosítást végezni mikroszkópos módszerekkel szinte lehetetlen; másrészt e fajok a tojásrablás időszakában nem vadászhatók, ilyenkor csak az utak mellett elütve talált egyedek összegyűjtésére van lehetőség, ami általában alacsony mintaszámot eredményez. E hiányosságokkal együtt is tartható azonban a korábbi állítás: az apróvadra gyakorolt minimális hatás.

Vadgazdálkodási szempontból tehát az igazi "ellenfél" napjainkban is a vörös róka. Növekvő létszáma, táplálkozási szokásai, kiemelkedő alkalmazkodó képessége teszik a szó nemes értelmében is immár idézőjel nélküli ellenfélé. Az elmúlt évtizedek bebizonyították, hogy ezt a fajt kiirtani nem lehet - a XXI. század vadásza erre nem is törekedhet - és a folyamatos, de átgondolatlan vadászat sem csökkenti létszámát (HELTAI ET AL. 2000b). Ahhoz, hogy sikeresen korlátozzuk e számunkra potenciális kompetitor szerepét állományával gazdálkodnunk kell, gyérítése során minden lehetséges eszközt és ismeretet ki kell használnunk.

2.2. A róka állományváltozása

Az utolsó évtizedben tapasztalható létszámnövekedést a gyakorló vadgazdálkodók szinte kivétel nélkül a veszettség elleni per-orális immunizációval magyarázzák. Ez ellen szól, hogy a növekedés a Dunától keletre eső, még nem kezelt területeken is bekövetkezett, valamint, hogy a teljes Dunántúlt is csak 1996 őszétől kezelik, tehát ennek hatása csak egy-két év múlva jelentkezhet. A létszám növekedés ténye ugyanakkor nem vitatható. Matematikai statisztikai módszerekkel alátámasztható a sűrűség növekedése az egész ország területén éppúgy, mint a Dunántúlon és a Dunától keletre eső területeken is. A kérdőíves felmérések

eredményei szerint az elmúlt tíz évben az országos, átlagos állomány sűrűség közel duplájára (187%-ra) nőtt (2. táblázat).

Ugyanakkor a növekedés a veszettség ellen kezelt területeken gyorsabb. A Dunántúlon a növekedés 216%, míg a Dunától keletre csak 178%. Figyelemre méltó, hogy a Dunántúl rókasűrűsége már a nyolcvanas évek végén magasabb volt, és hogy a rókaállomány 1988-tól folyamatosan növekszik, tehát e folyamat már az immunizálás előtt elkezdődött.

A lakott koterékok sűrűsége növekedése - alátámasztva az előzőeket - hasonló tendenciát mutat, bár a növekedés aránya kisebb, a Dunántúlon 190%, míg a keleti országrészben csak 173% (3. táblázat).

2. táblázat: A róka populáció sűrűségének alakulása (pld/1000 ha) 1988-1998 között (X: átlag, SD: szórás, n: a válaszadók száma).

Table 2: Development of fox population (individuals/ 1000 ha) from 1988 to 1998 (X: mean, SD: standard deviation, n: number of answers).

Év Year	Magyarország Hungary			Dunántúl Transdanubia			Dunától keletre East Hungary		
	X	SD	n	X	SD	n	X	SD	n
1988	4.39	3.15	233	4.9	3.7	97	3.6	2.7	136
1990	5.09	3.78	186	5.1	3.6	74	4.8	4	112
1994	5.87	4.90	280	7.1	4.7	119	4.7	4.6	161
1995	6.30	4.77	377	7.3	5.5	141	5.5	4.1	236
1997	7.52	5.79	299	9.0	6.85	121	6.52	4.7	178
1998	8.20	6.77	448	10.57	8.15	193	6.4	4.78	255

3. táblázat: A lakott róka koterékok sűrűségének alakulása 1988-1998 között a két országrészben (db/1000 ha; X: átlag, SD: szórás, n: a válaszadók száma)

Table 3: Inhabited fox dens density in the two parts of the country (individuals/ 1000 ha) between 1988 and 1998 (X: mean, SD: standard deviation, n: number of answers).

Év Year	Dunántúl Transdanubia			Dunától keletre East Hungary		
	X	SD	n	X	SD	n
1988	2.26	1.75	101	1.96	1.37	144
1990	2.01	1.38	75	2.13	1.64	117
1994	3.14	2.06	129	2.16	1.48	180
1995	3.01	2.09	141	2.57	1.77	215
1997	3.94	2.83	169	4.06	7.36	243
1998	4.29	2.61	215	3.40	2.64	293

A rókaállomány növekedésének jellemzésére leggyakrabban a teríték alakulását használják, annak ellenére, hogy a teríték az állomány létszámán kívül más hatásokra (pl. A vadászok száma, érdekeltsége stb.) is változhat. Az ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR szerint a teríték 1969-től kisebb nagyobb ingadozásokkal a 30 000 pld körül volt. Az 1970-es évek közepétől egy gyenge növekvő trend mutatkozik. A teríték növekedése 1997-től felgyorsult, 1999-ben 54 678 pld volt (4. táblázat). Ez az 1988-as értékhez képest - a kérdőíves sűrűségértékekkel szinte pontosan egyezően - 186%-os növekedést jelent.

Bár területarányához képest a Dunántúlon a kilencvenes évek elején is nagyobb teritékeket értek el (ezt mutatják a terítéksűrűség adatok), számszerűleg a nagyobb teríték a Dunától keletre esett. Az 1990-es évek végére mindkét országrészben a növekedett a teríték, ám míg a keleti országrészben nagy éves változékonyság mellett egy gyenge növekvő trend volt tapasztalható, addig a Dunántúlon töretlen és egyre gyorsuló növekedés volt megfigyelhető. Napjainkra a Dunántúl teritéke nagyobb.

4. táblázat: A rókateríték jellemzői 1990-1999 az ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR szerint

Table 4: Characteristics of fox bag (1990 –1999) according to the NATIONAL WILDLIFE MANAGEMENT DATABASE.

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
A teríték nagysága – Bag size										
Dunántúl Transdanubia	14,200	13,227	14,395	12,582	15,051	15,791	18,192	18,541	22,437	27,820
Kelet East-Hungary	18,170	16,665	17,602	16,274	17,716	20,315	20,219	23161	22,231	26,858
Országos Hungary	32370	29892	31997	28856	32767	36106	38411	41702	44668	54678
A teríték megoszlása – Regional % of bag										
Dunántúl Transdanubia	43.9%	44.2%	45.0%	43.6%	45.9%	43.7%	47.4%	44.5%	50.2%	50.9%
Kelet East-Hungary	56.1%	55.8%	55.0%	56.4%	54.1%	56.3%	52.6%	55.5%	49.8%	49.1%
A teríték sűrűsége (pld/1000 ha) – Bag density (ind./1000 ha)										
Dunántúl Tarnsdanubia	3.68	3.43	3.73	3.26	3.9	4.09	4.71	4.8	5.81	7.21
Kelet East-Hungary	3.37	3.09	3.26	3.02	3.29	3.77	3.75	4.3	4.12	4.98
Országos Hungary	3.5	3.23	3.46	3.12	3.54	3.9	4.15	4.51	4.83	5.91

3. A NÖVEKEDÉS LEHETSÉGES OKAI

Egy populáció létszámváltozását alapvetően a szaporulat és bevándorlás, mint növelő és az elhalálozás és kivándorlás, mint csökkentő tényező határozza meg. Országos léptékben a be- és kivándorlás nem számottevő, egymást kiegyensúlyozó tényező, ezért szerepe elhanyagolható. Az elmondottakból következik, hogy az alomszám növekedése, vagy a halandóság csökkenése okozhat létszámgyarapodást.

Adataink szerint az évek során az átlagos alomnagyság nem változott lényegesen, de az ország nyugati és keleti fele között szignifikáns eltérést találtunk. A Dunától keletre 5,07-5,58, míg a Dunántúlon 4,45-4,78 között változott a vizsgált években az egy szaporító szukákra jutó szaporulat nagysága. Eszerint - ellentétben a korábban leirtakkal - a rókaállománynak gyorsabban kellene növekednie az ország keleti felében.

A létszámnövekedés okát tehát a halandóság csökkenésében kell keresnünk. Kézenfekvőnek látszik, hogy a rókaállomány növekedését a veszettség eltűnésével magyarázzuk. Néhány tény azonban ez ellen szól:

- a rókaállomány a veszettség elleni immunizálást megelőzően már növekedett;
- a nem immunizált keleti országrészben is nő az állomány;
- a mortalitás okai közül a betegségek szerepéről nem sokat tudunk. Olyan adatok, amelyek a veszettség általános előfordulási arányát, lehetséges szabályozó szerepét bemutatnák jelenleg nem állnak rendelkezésre.

Mindezek alapján, bár az immunizálás hatása kétségtelen, más okokat is keresnünk kell. Miután a rendelkezésre álló adatok a mortalitás csökkenését is mutatják meg kell vizsgálni ennek másik fontos faktorát azaz az eddigi vadászat eredményességét.

4. AZ EDDIGI GYAKORLAT ÉRTÉKELÉSE

A ragadozógazdálkodás a hagyományos felfogás szerint nem jelent mást, mint a ragadozó fajok tüzzel-vassal való irtását. Szinte minden az arpróvad-gazdálkodás témakörében megjelent hazai irodalom hangsúlyozta a ragadozólétszám csökkentésének fontosságát, ám kétséges, hogy valójában mi valósult meg mindebből a gyakorlatban. Az elmélet és a gyakorlat közötti különbség okait viszonylag könnyű megtalálni:

- A vadgazdálkodásban a sikeresség elérésének egyre gyakoribb módja lett az állattenyésztési módszerek alkalmazása. Néhány százal több fácán kibocsátásával a fáradtságos ragadozógyérítés mellőzésével is nagy területeket lehetett elérni. Az intenzív

tartástechnológiák nemcsak más irányú képzettséget és hozzáállást követeltek meg a vadgazdálkodás gerincét jelentő hivatásos vadászoktól, vadőröktől, hanem leterheltségüket is jelentősen növelte, így kevesebb idő maradt a ragadozók gyéritésére.

- A ragadozók gyéritése amúgy is körülményesebbé vált a mérgezések majd az ölüscsapások betiltásával.
- Ráadásul egyre több fajt nyilvánítottak védetté, ami további körütekintést kívánt meg vadgazdálkodótól.
- A ragadozók gyéritésére való ösztönzés megmaradt a frázisok szintjén. A rosszul fizetett hivatásos vadászok inkább csak a prémvadászatban érdekeltek.

További hamis képet alakított ki az, hogy a vadgazdálkodók valós eredményességét, ragadozógyéritésük hatékonyságát nem lehetett lemérni, mert bár a vadászható fajok egy részének (róka, kóbor kutya és macska, vetési és dolmányos varjú, szarka, szajkó) terítékéről 1969 óta vannak országos adatok, az állomány nagyságokat nem kellett megbecsülni és jelenteni. Nyilvánvaló, hogy a terítéket az állomány nagyságon kívül más tényezők is, mint pl. az engedélyezett gyéritési módszerek, a gazdálkodó érdekeltsége, a hivatásos vadászok leterheltsége stb., erősen befolyásolják, ezért a teríték nem követi szükségszerűen a ragadozóállomány változásait.

A hatékonyságot legjobban egy viszonyszámmal (gyéritési ráta) lehet jellemezni (SZEMETHY ET AL. 1994), ami nem más, mint a teríték és az aktuális törzsállomány nagyságának hányadosa. Könnyen belátható, hogy egy 100 pld-os éves teríték jelenthet nagyon jó, hatékony gyéritést, ha pl. a téli törzsállomány 30 pld, de jelenthet nagyon gyengét is 200 pld-os törzsállomány esetén.

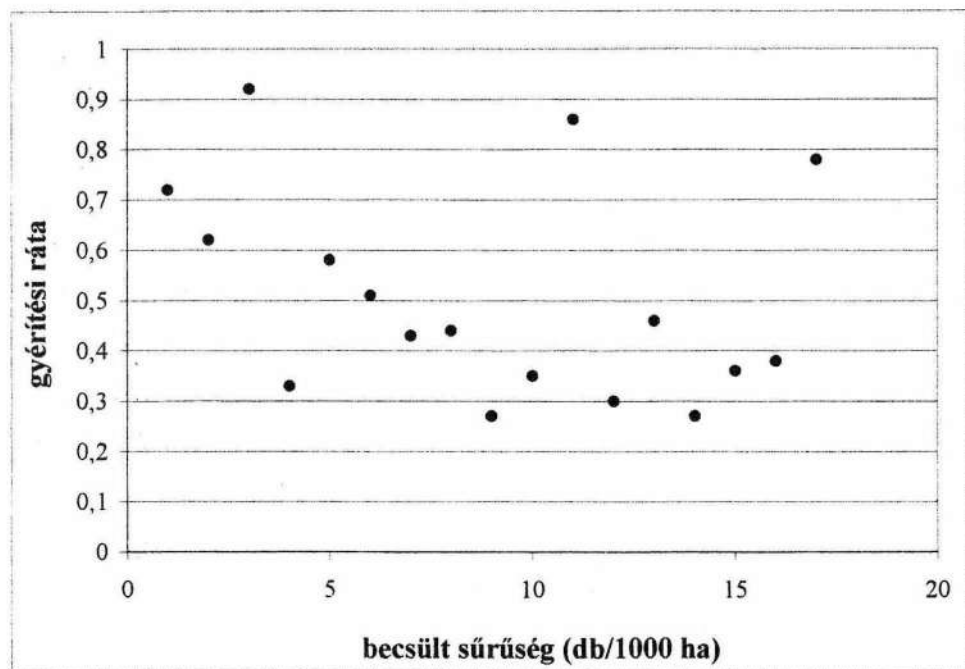
Ahogy azt a róka helyzetének értékelésekor bemutattuk, a koslatáskori állomány nagyság az elmúlt évtizedben országos szinten csaknem megduplázódott (az 1998-as állomány a 1988-as 186%-a). Ugyanebben az időszakban a teríték növekedése csak 152%-os. (Igaz, hogy a következő évben újabb 22%-kal nőtt a teríték).

Tisztában látunk, ha a gyérités hatékonyságát jobban jelző gyéritési ráta alakulását nézzük meg ugyanebben az időszakban. Az **5. táblázatban** jól látható, hogy a gyéritési ráta az állomány sűrűségével párhuzamosan enyhén csökkent. Hasonló összefüggést kapunk, ha az egyes vadgazdálkodók által elért gyéritési rátát vizsgáljuk az állomány sűrűségének függvényében. Az állomány sűrűségével fordítottan arányos gyéritési ráta azt jelenti, hogy a növekvő rókaállomány mellett a vadászok arányaiban egyre kevesebb rókát ejtenek el (1. ábra).

5. táblázat: Az országos rókasűrűség, terítéksűrűség és a gyérítési ráta alakulása 1988-1998 között.

Table 5: Trend of the national fox density, bag density and the thinning rate from 1988 to 1998.

Év Year	állománysűrűség (pld/1000 ha) population density	terítéksűrűség (pld/1000 ha) bag density	gyérítési ráta thinning rate
1988	4.39	315	0.72
1990	5.09	3.48	0.68
1994	5.87	3.52	0.6
1995	6.3	3.88	0.62
1997	7.52	4.48	0.6
1998	8.2	4.8	0.59



1. ábra: A rókaállomány sűrűsége és a gyérítési ráta közötti összefüggés

Figure 1: Relation between the density of the red fox population and the control efficiency rate.

Kérdés, hogy a jelenlegi 0.6-0.7-es gyérítési ráta elégséges-e a rókaállomány csökkentésére? Ennek eldöntésére végezzünk egy egyszerű számítást. Az országos átlagnak tekinthető 5 kölyök/szuka szaporulattal és 1:1 -es ivararányal számolva és feltételezve, hogy minden szuka szaporít, késő tavaszra a rókaállomány 3,5-szeresére nő. A róka létszám szintentartásához a növekményt kellene eltávolítani (csökkentés esetén nyilván ennél többet). Ez a jelen esetben a késő tavaszi állomány mintegy 70%-a, ami 2,5-ös gyérítési rátát jelent. Ezek szerint a rókagyerítés hatékonysága rossz, az állomány szabályozásához elégtelen! A minimálisan kívánatos teríték a jelenlegi mintegy négyszerese lenne.

Problémás a rókagyerítés időzítése is, mivel a vadászat célja még mindig a prém megszerzése és nem az apróvad védelme. Ezt bizonyítja, hogy a négy téli hónap alatt több rókát ejtenek el, mint az év többi részében. A teríték 33.7%-ban márciustól-októberig, 66.29%-ban a szörme szezonban novembertől-februárig esik. Az apróvadgazdálkodás érdekei szerint ennek az aránynak legalább fordítottnak kellene lennie. A téli létszámapasztást a rókaállomány könnyen kompenzálja, az apróvad védelme szempontjából fontos tavaszi-nyári időszakra ismét magas sűrűséget ér el.

Az alacsony gyérítési ráta egyik oka a gyérítési módszerek egyoldalúsága. A gyérítési módszerekben egy 1997-ben végzett felmérés adatai szerint a lőfegyverre alapozott módszer túlsúlya tapasztalható (6. táblázat). A kotorékozás kevésbé jelentős. A vadgazdálkodók nagy része nem végez rendszeres kotorékkutatást és nem is ismeri a területén található kotorékokat. Szinte elhanyagolható a csapdák alkalmazása, amelyek a lőfegyverrel ellentétben sűrűségfüggő gyérítést tennének lehetővé. Az országos emlősragadozó monitoring program tanulságai szerint a legálisan alkalmazható eszközökkel is növelhető a ragadozógyerítés hatékonysága pl. a lácacsapdák kiterjedtebb alkalmazásával, a kotorékkeresés és megsemmisítés, és a kotorékebek használatának ösztönzésével.

6. táblázat: Az alkalmazott gyérítési módszerek megoszlása, 1997-ben.

Table 6: Distribution of applied thinning methods in 1997

Módszer-Method	Arány (%)
Lácacsapda-Line traping	6.3
Ugrasztás-Spring out of dogs	50
Kiásás-Diging out	43.7
Kifüstölés-Smoking out	38.08
Kilövés-Shooting	83.88

5. AZ EREDMÉNYTELENSÉG OKAI

5.1. Az alkalmazott eszközök

A gyéritési módszerek egyoldalúsága rávilágít a vadász-vadgazdálkodó képzés hiányosságaira. Mind a sportvadász, mind a hivatásos vadász képzésben a ragadozógyérités eszközei, módszereinek bemutatása rendkívül elhanyagolt, felületes. Különösen feltűnő ez, ha a mai tananyagot összevetjük a múlt század végi hazai vagy az aktuális nemzetközi képzéssel. Nem csoda hát, hogy a magyar vadász elfelejtett vagy nem is tanult meg csapdázni.

5.2. A róka szaporodási jellemzői

A tavaszi gyérités fontosságának alátámasztására érdemes néhány szót ejteni a ragadozók és elsősorban továbbra is a róka szaporodási jellemzőiről. A ragadozók általában sok utódot hoznak létre. Az utódszám kedvező körülmények között (jó táplálék ellátottság, alacsony populációsűrűség) lényegesen megnövekedhet. Ezenkívül a legjobban kutatott, ezért legismertebb rókánál több vizsgálat bizonyítja, hogy a felnőtt szukák egy része nem szaporít, így mintegy tartalékot képez. Mindezek azt eredményezik, hogy még egy erőteljes gyéritést is - az alomszám növelésével ill. a nem szaporító szukák bekapcsolódásával a szaporodásba - a róka állomány ki tud védeni. Ennek eredményeként a téli veszteségeket a ragadozóállományok ellensúlyozni tudják. A legérzékenyebb veszteséget tehát a fialás és az utódgondozás idején lehet a rókapolációra mérni.

Hasonló okokra vezethető vissza az a jelenség, amikor a több éven keresztül tartó intenzív létszámapasztás lanyhulása esetén a rókapoláció létszáma szinte egyik évről a másikra ugrásszerűen megnövekedhet, és helyre állhat az eredeti állapot. Sikeres ragadozó létszám szabályozás csak folyamatos, intenzív munkával érhető el. Ez egyben azt is bizonyítja, hogy nincs értelme a kampányszerű gyéritési akciókra, hiszen ha az intenzitás magas szintje nem tartható fent, akkor az erre fordított energia, idő és költség csak kidobott pénz (GAME CONSERVANCY, 1994).

5.3. A territorialitás

A létszámapasztás tavaszra való időzítését még egy - a rókaállomány önszabályozásában keresendő - ok is alátámasztja, ez pedig a territorialitás. A territorialitás funkciója a szükséges források, ezen keresztül a szaporodási siker biztosítása az egyed

számára, amin keresztül a territóriumoknak populációnagyság szabályozó szerepe van. Bár konkrét, célzott vizsgálatok ebben a témakörben nem történtek, feltételezhető, hogy a ragadozógyérítést úgy kell időzíteni, hogy a territoriális rendszer már kialakulhasson, ám az eltávolított egyedeket a territóriummal nem rendelkezők ne pótolhassák. A róka esetében a legoptimálisabb időszak ebből a szempontból is a március-április. Valószínű nem véletlen, hogy a róka szempontjából tudományosan kijelölhető legérzékenyebb időszak egybe esik, a világszerte híres apróvad- és ragadozógazdálkodást végző angolok által javasolt januártól júliusig terjedő időszakokkal (POTTS, 1986).

5.4. Mozgékonyság

A ragadozófajok mozgáskörzete (a róka, borz és a vadmacska esetében néhány száz hektár) általában lényegesen nagyobb, mint a prédafajoké, mindemellett e fajok vándorlási hajlama is nagy. A kevés adaptálható kutatás eredménye szerint a területet kereső, főleg fiatal egyedek születési helyüktől több tíz kilométerre is eltávolodhatnak, eszerint akár több vadászterületen is áthaladhatnak. Hazai példák is mutatják, hogy még egy viszonylag nagy, majd húszezer hektáros vadászterület intenzív ragadozógyérítése sem lehet hosszútávon eredményes, ha a környező területeken nem végeznek hasonló intenzitású gyérítést (HELTAI ET AL. 2000c). Eredményes ragadozógyérítés csak megfelelően nagy területen képzelhető el.

6. AZ ÖKOLÓGIAI TÖRVÉNYSZERŰSÉGEK

Végül érdemes a ragadozók valós szerepéről néhány szót ejteni az "elszámú közellenség" és a "tűzzel-vassal írtás" szemlélet ugyanis nemcsak tudományos szempontból megalapozatlan, hanem sokszor tévútra viszi, felesleges, nem a valós problémát kezelő beavatkozásokra készíti a gazdálkodót.

A ragadozó - zsákmányállat kapcsolatok a populációdinamika legkutatottabb területei közé tartoznak. A teljesség igénye nélkül célszerű néhány fontos törvényszerűséget bemutatni, amelyeket a ragadozógazdálkodás tervezésénél figyelembe kell venni.

6.1. Ki kit szabályoz?

Általánosságban igaz, hogy a ragadozó létszámváltozásait alapvetően meghatározza a hozzáférhető préda mennyisége, ugyanakkor a préda létszáma a ragadozó nincs ugyanilyen

erős hatással. A vadgazdálkodás szempontjából fontos kérdés, hogy a ragadozók milyen mértékben és mely körülmények között képesek szabályozni a prédapopuláció nagyságát. Ideális esetben a ragadozó és a zsákmányállata kölcsönhatása egy stabil, ciklikus létszámingadozást okoz (JEDRZEJEWSKA ÉS JEDRZEJEWSKI, 1998). A valóságban a zsákmány populáció valamilyen ok miatt (pl. számára kedvező élőhely, gyors szaporodás, ragadozógyérítés) kiszabadulhat a ragadozó szabályozása alól. Ebben az esetben még a nagy arányú ragadozás sem képes korlátozni a zsákmányállat létszámának növekedését. A RAGADOZÓ MONITORING PROGRAM táplálékvizsgálatainak első eredményei egyébként erre utalnak. A róka táplálékában megjelenő fácán és mezei nyúl előfordulási gyakorisága független volt a becslések során megadott apróvadlétszámtól és a fácán kibocsátás menységétől is (HELTAI ET AL. 2000d).

Egészen más a helyzet abban az esetben, ha a préda populáció valamilyen egyéb ok miatt válságos helyzetbe kerül, létszáma drasztikusan lecsökken és/vagy a predátor(ok) létszáma növekszik meg jelentősen. Ekkor még az alacsony predációs ráta is veszélyes, extrém esetben a prédafaj kihalásához vezethet, de legalábbis erőteljesen korlátozza a zsákmánypopuláció növekedését. A kis populációkat fenyegető veszélyek között a prédává válás, a véletlenszerű bekövetkező kedvezőtlen események egyik leggyakoribb fajtája. Egy vészesen lecsökkent állomány egy-két tagjának elfogyasztása a ragadozó éltrendjében kimutathatatlan, miközben szélsőséges esetben (az utolsó két ivarérett nőtény eltűnésével) ez akár a faj kihalásához is vezethet.

6.2. Hogyan reagál a ragadozó a zsákmány mennyiségének változására?

Közismert, hogy a megnövekedett zsákmány mennyiség hatására a ragadozó létszáma szaporodási sajátosságaitól függő kis időkéssel szintén növekszik. E numerikus válasz a mi éghajlatunkon több év alatt zajlik le. A ragadozógyérítés a numerikus válasz csökkentésére alkalmas. Kevésbé ismert azonban a ragadozóállomány funkcionális válasza, amikor változatlan létszám mellett a ragadozó hatékonysága változik meg, vagyis a rendelkezésre álló prédák közül valamelyiket előnyben részesítve kiemelkedően sikeresen zsákmányolja. Ez a váltás tanult folyamat eredménye, a ragadozó mindig a legkönnyebben hozzáférhető és a legnagyobb mennyiségben megtalálható zsákmányra szelektál. A ragadozó gyérítés erre a jelenségre hatástalan. Megoldás az apróvad hozzáférhetőségének csökkentése, pl. búvóhelyek kialakításával, a ragadozók mozgását korlátozó akadályok létesítésével ill. az apróvadállomány széthúzásával. E feladatok már az élőhelyfejlesztés témaköréhez tartoznak, ami szintén része és

eszköze is a ragadozógazdálkodásnak. Több ezer fácán egy helyen történő kibocsátása és utónevelése, a fentiek miatt, jelentősen növeli a predációs veszélyt. Ezen a területen a legjobb magyar vadgazdálkodóknak már vannak tapasztalatai. Célszerű lenne ezeket, és a fejlett apróvad gazdálkodással rendelkező országok gyakorlatát szélesebb körben is megismertetni, elterjeszteni.

Mindent összevetve a ragadozógyerítés hatékonysága rossz, mind a használt módszerekben mind a gyerítés időszakában mind a gazdálkodók képzésében, érdekeltségében változtatások szükségesek.

7. RAGADOZÓGAZDÁLKODÁS

A vadgazdálkodás felsőfokú oktatásában szerzett tapasztalat az, hogy a fenti adat értékelések, a biológiai és ökológiai törvényszerűségek ismertetése után sokan hajlamosak rossz következtetést levonni. Úgy gondolják, hogy a ragadozó kérdés mégsem akkora probléma, mint gondolják, tavasszal egy kicsit többet kell, vagy kellene dolgozni és ezzel jobb esetben meg is lehet oldani a gondokat. Ennél azonban sokkal többről van szó.

Az természetes, hogy az eredményes apróvadgazdálkodás szerves részét kell, hogy képezze a károkat okozó ragadozófajok állománysűrűségének elviselhető szinten tartása, hatékony gyerítése. A vadgazdálkodás átalakuló rendszere, a bölcs hasznosítás elvének elfogadásával a természetvédelem és a vadgazdálkodás közeledése, valamint a piaci elemek erősödése a vadgazdálkodásban is szükségessé teszi azonban a korábbi "dúvadgyerítés", vagy "ragadozóapasztás" helyett a ragadozógazdálkodás elfogadását. Ez a korábbiaktól abban különbözik, hogy:

- jól meghatározott cél érdekében,
- idejében, módszereiben megtervezett, összehangolt,
- eredményessége ellenőrzött,
- ökonómiailag értékelhető,
- az érvényes jogi szabályozást messzemenően figyelembe vevő; azaz nemcsak megfelel a tudományos alapoknak, a nemzetközi és hazai előírásoknak, hanem piacconform is.

7.1. Európai és hazai szabályozás

A ragadozófajok túlnyomó része teljes vagy legalább részleges védelmet élvez az EU tagállamaiban is (Egyezmény az európai vadon élő növények, állatok és természetes élőhelyeik

védelméről, 79/409/EEC Tanácsi Rendelet a vad madarak védelméről, 92/43/EEC Tanácsi Rendelet a természetes élőhelyek és a vad flóra és fauna védelméről). A gyérítési módszerek köre egyre szűkül (a fentiek kivül a 3254/91/EEC Tanácsi Határozat a lábfogó csapdák közösségen belüli használatának betiltására) a tömeges gyérítésre alkalmas eszközök - mérgezett csalik, gázosítás, csapóvasak, hurkok - hangsúlyozottan tiltottak. Az EU-s szabályozásra a ragadozófajok veszélyeztetettsége, az állatvédelem társadalmi súlyának növekedése, valamint a vadászat romló társadalmi megítélése miatt, a folyamatos szigorodás és korlátozás a jellemző. Ez a trend várhatóan a jövőben is folytatódik.

A hazai helyzetet az európai szabályozáshoz igazodó VADÁSZATI TÖRVÉNY, A TERMÉSZETVÉDELMI TÖRVÉNY ill. az ezekhez kapcsolódó végrehajtási rendeletek valamint a korábbi védetté nyilvánítások szabályozzák. A szabályozásban és a társadalmi környezetben az európai trendekhez hasonló változások zajlanak Magyarországon is.

A mérgezések és az ölőcsapdák tiltása és a velük szembeni társadalmi ellenérzés olyan erős, mind az EU-ban, mind a hazai szabályozásban, hogy ezek újbóli alkalmazására törekedni elhízott lépés lenne. Bár világszerte folynak a kutatások, egyelőre nem valószínű, hogy rövidesen olcsó, mindenhol alkalmazható és hatékony, új eszközök kerülnek forgalomba.

Ugyanakkor a generalista és az invazív ragadozó fajok Európa legtöbb országában a hazaihoz hasonló vadgazdálkodási, természetvédelmi és közegészségügyi problémákat okoznak. A teljes körű megoldást még sehol nem találták meg, de az eddigi vizsgálatok azt mutatják, hogy csak minden eszköz és ismeret komplex felhasználásával lehet eredményt elérni. Ha Magyarország képes lenne nagy területen, a következőkben ismertetett tudatos gazdálkodást végrehajtani, és azzal eredményt elérni, akkor a magyar vadgazdálkodás újra iránymutatóvá válhatna az apróvadgazdálkodásban. Erre tapasztalataink szerint az apróvadas területeken meg is van az igény és a készség is.

7.2. A ragadozógazdálkodás típusai

A ragadozógazdálkodás célja lehet a természetes vagy tenyésztett apróvadállományban okozott kár csökkentése. Ebben a megközelítésben a ragadozógazdálkodás gazdasági tevékenység, eredménye a kártétel csökkentése nyomán az apróvadteríték növekedésével mérhető. A nagyobb terítékekből származó többletbevételnek meg kell haladnia a kár csökkentés költségeit. A gazdálkodó ragadozógyérítésre irányuló erőfeszítéseit az elérhető nyereség ill. a bevétel növelésének más, - kevésbé munka ill. költségigényes - módjai (pl. fácántenyésztés) limitálják.

Merőben más felfogású ragadozógazdálkodást kíván a ritka fajok kis létszámú, veszélyeztetett populációinak megvédése (pl. a fogoly és a tűzok esete). Ekkor nem a gazdaságossági szempontok dominálnak, hiszen gazdasági szempontból ez a tevékenység veszteséges. A ragadozógazdálkodás eredményessége a mortalitás csökkenésével, a többlet felnevelt szaporulattal ill. a populáció létszámának növelésével mérhető. Az eredményesség eléréséhez a szokásosnál lényegesen nagyobb erőfeszítésre, kivételes, esetleg egyébként nem engedélyezett eszközök alkalmazására ill. akár más védett, de nem veszélyeztetett fajok korlátozására is szükség lehet. Ez a tevékenység azonban nem tehető kötelezővé egy önálló gazdasági szervezet (vadásztársaság) számára. Végrehajtására egyéb módon, pl. a természetvédelmen keresztül, vagy egy önálló vadgazdálkodási szolgálat felállításával, kell a feltételeket megteremteni. A munkában természetesen a vadásztársadalom is részt vehet, sőt részt kell vennie, de a saját érdekein túlmenő feladatokat szolgáltatásképpen látná el. Ez egyben némi bevételhez is juttathatná ezt az egyébként igen tökeszegény ágazatot.

A ragadozógazdálkodás még ennél is szélesebb társadalmi célokat szolgálhat. Ilyenek, pl. egyes betegségek, zoonózisok terjedésének megakadályozása, vagy a lakott területekre beköltözött ragadozók (nyest, róka) közvetlen ill. közvetett kártételének csökkentése. Ezek a tevékenységek még kevésbé kötődnek szorosan a vadgazdálkodáshoz, a vadgazda, mint eszközzel, szakértelemmel és megfelelő jogosítványokkal rendelkező szakember, ebben az esetben is szolgálat.

Az ilyen irányú szolgáltatásokban való sikeres részvétel nemcsak a bevételek esetleges növekedése miatt lehet fontos, hanem azért is, mert helyreállíthatná vagy növelhetné a vadászat az utóbbi években sokat romló társadalmi presztízsét.

7.3. A jövő lehetőségei

A fenti célokat a ragadozógazdálkodás szabályozásában is világosan el kell különíteni, a vadgazdálkodókat eszerint osztályozni.

Azon gazdálkodók esetében ahol a ragadozógyerítés elsősorban ökonómiai kérdés a minimálisan kötelező gyerítési szintet kell meghatározni ill. annak teljesítését ellenőrizni. A kvóta teljesítésében természetesen csak a tavaszi időszakban terítékre került egyedek számítanak bele, de figyelembe kell venni még a szuka méhében megtalálható, meg nem született embriókat is. Az ellenőrzéshez szükséges a dűvadjel egységesítése is, hogy azzal ne lehessen a mindenki által ismert módokon visszaélni.

Azokon a vadászterületeken, ahol a prédafajok védelme a cél, az eltávolítandó

ragadozólétszám meghatározása mellett, a gyérités végrehajtását támogatni, illetve ösztönözni kell. A támogatás formája a lődíjak specifikus emelése és célzott pályázati lehetőségek, prioritások kialakítása lehet. Különösen szükséges a támogatás akkor, ha a ragadozógyéritésnek nem közvetlenül vadgazdálkodási, hanem más, pl. közegészségügyi, természetvédelmi vagy kárelhárítási céljai vannak. Ebben az esetben kérdéses, hogy a vadgazdálkodók milyen mértékben képesek a költségeket felvállalni, valószínű, hogy az érintett szakterületek hathatós támogatása is szükséges.

A vadgazdálkodási körzetrendszerhez igazodva meg kell határozni azokat a területeket, amelyeken a gyéritést idejében és intenzitásában összehangoltan kell elvégezni. A jelenlegi gyakorlat értékelésénél bemutattuk, hogy a gyérités során nem kerül terítékre még a létszámmállandóságot biztosító egyedszám sem. Az ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR eszköztárára és információtartalmára, valamint az ORSZÁGOS EMLŐS RAGADOZÓ MONITORING program adatbázisának összehangolásával kiszámolható, hogy egyes körzetekben a jelenleginél mennyivel több rókát kellene kivenni a populációból.

Az összehangolt ragadozógyéritést több éven keresztül rendszeresen el kell végezni. A gyéritési kampányt a ragadozók szaporodási időszakában, tavasszal kell végrehajtani. Ebben az időszakban a munkát végző hivatásos vadásznak nem lehetne más feladata. Az év többi részében a szintentartásra, a bevándorló egyedek eltávolítására kell törekedni.

A gyérités eszköztárát a legális lehetőségek keretein belül színesíteni kell. Ösztönözni kell a katorékok ismeretén és megsemmisítésén alapuló módszereket. Ismét el kell terjeszteni a csapdák alkalmazását. A vadgazdálkodókkal a képzés és továbbképzés minden szintjén meg kell ismertetni a különböző csapdatípusokat, azok használatát és eredményességét. Támogatni kell a vadászati kultúra e részének fejlődését.

Az eredményes ragadozógazdálkodás elengedhetetlen része az ellenőrzés. A ragadozó állományok monitoringjához erősíteni kell az adatszolgáltatást: Nem csak a teritékről, hanem az állományok nagyságáról, katorékszámokról és a szaporulat nagyságáról is adatokat kell gyűjteni. Ennek módszerei az apróvadgazdálkodásból ismert egyszerű sávós vagy vonalas becslések, illetve a katorékokban talált kölykök, vagy az elejtett nőstények placentahegeinek számlálása lehet. Ezen adatok ismeretében az eltávolítandó mennyiség könnyen meghatározható, és a gyérités hatékonysága is ellenőrizhető.

Felül kell vizsgálni a hazai apróvadgazdálkodás gyakorlatát abból a szempontból, hogy mely elemek kedvezhetnek a ragadozóknak, tehetik kiszolgáltatottabbá az apróvadállományt. A már korábban is említett koncentrált fácánkibocsátás és utónevelés bizonyítottan ilyen. Véleményünk szerint ez a tevékenység gazdaságossági oldalról közelítendő

meg, így a ragadozógazdálkodás céljainál az első bekezdésben leírtak érvényesek rá. Más a helyzet az élőhelyfejlesztésekkel, amelyek nemcsak a természetes vadállományok javítását, hanem a ragadozók elleni védelmét is szolgálhatják. E tevékenységek mindenképpen támogatandók.

A képzés minden szintjén meg kell ismertetni a vadászokkal-vadgazdálkodókkal a ragadozógazdálkodás elveit és gyakorlatát. Különös súlyt kell fektetni a gazdálkodás tervezését és ellenőrzését végző felügyelők valamint a terepen dolgozó hivatásos vadászok továbbképzésére. Az ezekhez szükséges segédanyagokat össze kell állítani.

8. KÖVETKEZTETÉSEK

Utalva a bevezetés elején feltett kérdésekre, az eddig ismertetett információk alapján, röviden az alábbi válaszokat lehet adni:

Az apróvadgazdálkodás nehézségeit, több tényező komplex együtt hatása okozza. Ennek csak egy, de igen fontos szelete a ragadozók problémaköre. A ragadozó fajok közül az ebből a szempontból legjelentősebbek nem védettek. A védett fajok valószínűleg csak ritkán okozhatnak kimutatható hatást. Az apróvad szempontjából az igazi ellenfél a róka, amelynek létszáma országosan növekszik. Az állomány növekedéséért azonban nem, vagy nemcsak a vesztség elleni immunizálás okolható. Az eddigi gyérítések során, a hazai vadásztársadalom nem tett meg minden tőle elvárhatót. Nem a megfelelő időszakra koncentrálja a vadászati nyomást, nem használ ki minden lehetséges eszközt, nem ismeri, vagy nem alkalmazza a vadbiológiai kutatóhelyek eredményeit. Az eddig végzett róka gyérítés inkább volt vadászat, mint vadgazdálkodás.

Külföldi és hazai tapasztalatok is azt mutatják, hogy a túlszaporodó ragadozók okozta problémákat rövidtávú, kampányszerű akciókkal megoldani nem lehet. Véleményünk szerint siker csak a fent leírtak hosszú távú, következetes végrehajtása esetén várható.

IRODALOMJEGYZÉK

- GAME CONSERVANCY (1994): Predator control. Game Conservancy Ltd., Fordingbridge, Hampshire.
- GULYÁS Z. ÉS VITALIS SZ. (2000): Ragadozó emlősök megjelenése Gödöllő belterületén. TDK dolgozat, készült Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.

- GUTH O. ÉS NAGY E. (2000): Bugac és Kőszeg ragadozó emlős populációinak összehasonlító vizsgálata. TDK dolgozat, Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- HELTAI, M., SZEMETHY, L. ÉS BÍRÓ, ZS. (2000a): Új fajok a hazai faunában: az aranyaskál, a nyestkutya és a mosómedve Magyarországon. VADBIOLÓGIA 7: 63-71.
- HELTAI, M., SZEMETHY, L., BÍRÓ, ZS. ÉS BEGALA, A. (2000b) A veszettség elleni perorális immunizáció hatása a rókaállomány dinamikájára. MAGYAR ÁLLATORVOSOK LAPJA. 122: 612-617.
- HELTAI, M., BÍRÓ, ZS., LANSZKY, J., SZEMETHY, L. ÉS TAKÁCS, A. (2000c): Emlős ragadozók állományváltozása, a veszettség elleni immunizálás hatásai. zárójelentés, készült a FM Vadászati és Halászati Önálló Osztálya megbízásából.
- HELTAI, M., LANSZKY, J. ÉS SZEMETHY, L. (2000d): Adalékok a vörösróka táplálkozásához. VADBIOLÓGIA. 7: 72-82.
- JEDRZEJEWSKA, B. ÉS JEDRZEJEWSKI, W. (1998): Predation in Vertebrate Communities. Springer-Verlag, Berlin.
- POTTS, G. R. (1986): The Partridge. Pesticides, Predation and Conservation. Collins. London.
- SZEMETHY L., HELTAI M. ÉS PUSZTAI P. (1994): A rókaagyérités helyzete Magyarországon. VADBIOLÓGIA 4: 146-151
- SZEMETHY L. ÉS HELTAI M. (1996): Néhány védett emlős ragadozó faj helyzete Magyarországon 1987-1994. VADBIOLÓGIA 5: 1-17.
- SZEMETHY, L., HELTAI, M. ÉS CSÁNYI, S. (2000): A hazai szörmés és szárnyas ragadozók helyzete az elmúlt évtizedekben a vadászati statisztikák és monitoring programok alapján. A VADGAZDÁLKODÁS IDŐSZERŰ TUDOMÁNYOS KÉRDÉSEI 1: 51-61
- SZEMETHY L., HELTAI M. ÉS CSÁNYI S. (2001): A hazai szörmés és szárnyas ragadozók helyzete. NIMRÓD 89 (1): 22-25

THE IRISH GREY PARTRIDGE (*PERDIX PERDIX*) CONSERVATION STRATEGY: AN UPDATE 1995-1998.¹

Kavanagh, B.P., O'Gorman, C. and Buckley, C.

Biology Division, The Royal College of Surgeons in Ireland,
St. Stephens Green, Dublin 2, Ireland.

KEY-WORDS: grey partridge, conservation strategy, Irish Land

ABSTRACT

KAVANAGH, B.P., O'GORMAN, C. AND BUCKLEY, C.: THE IRISH GREY PARTRIDGE (*PERDIX PERDIX*) CONSERVATION STRATEGY: AN UPDATE 1995-1998. In May 1996 a strategy for the conservation of the last remaining population of the Irish Grey partridge was initiated. The strategy is a multipronged approach based on a) predation reduction, b) habitat improvement and c) monitoring of the birds' response. A full-time game keeper was employed to reduce red fox (*Vulpes vulpes*), mink (*Mustella vison*), stoat (*Mustella erminea*), rat (*Rattus norvegicus*), grey crow (*Corvus corone cornix*) and magpie (*Pica pica*) numbers in a defined study area of 1,000 hectares of cutaway bog at Boora in County Offaly. The habitat is a mosaic of cutaway bogland, coniferous forestry, newly created farmland and wetland. The area contained 6-8 pairs of breeding grey partridge in spring 1996. Bare peat areas within the study area were selected and a mix of either grasser or grains were planted in 0,2 hectare blocks to provide nesting or chick rearing cover for birds. These plots were neither sprayed or harvested and have been left to develop naturally after planting. Fifteen hectares were planted over two years, 1996-97. In spring 1997 a number of male partridges were trapped and fitted with radio collars. Their home range and habitat preferences were recorded continuously for up to ten months. Radio-tracked birds were recorded leaving the kept area and moving to winter stubble fields on adjoining farmland. Two successful coveys were produced in 1996 which resulted in an autumn count of 27 partridges in the study area. In spring 1997 the population in the study area was again 6-8 pairs. Two successful coveys were again produced in 1997 giving an autumn population was 23 birds within the study area. Winter survival in 1997/98 was poor. In spring 1998 only 4-6 pairs of partridges were found in the study area. Partridge numbers continue to decline both within and outside the study area. The remaining population is now less than 20 breeding pairs in total.

1. INTRODUCTION

The Grey Partridge is an endangered species in Ireland (KAVANAGH, 1992; WHILDE 1993). In 1995 only two discrete populations remained (KAVANAGH, 1998) comprising a total

¹ Presented on the International Symposium on Partridges, Quails and Pheasants in the Western Palearctic and Nearctic held in Sopron, Hungary 26th-29th October 1998

population of less than 100 breeding pairs. The larger population was located at Boora, Co. Offaly and the smaller was at Lullymore, Co. Kildare.

Research has been conducted on the birds since 1991 (KAVANAGH, 1992; GIBBONS *ET AL.* 1993; HEARSHAW, 1996) which has enabled a strategy for the conservation of the species to be devised. This paper reports on the progress of the conservation strategy adopted in May 1996, which was discussed previously in KAVANAGH (1998).

2. STUDY AREA, MATERIALS AND METHODS

The conservation effort has focussed on the larger population at Boora Co. Offaly, (Figure 1.) The smaller population at Lullymore, Co. Kildare, was regarded as the control group. The majority of land in the study area was in state ownership. Most of the area was formally classed as bogland which has been exploited for energy production by the state owned PEAT ENERGY BORD (Bord na Mona).

After exploitation land was converted to forestry or grassland use depending on the soil characteristics, remaining peat depths and topographical features of the site. In 1998, the land-use categories mapped were 27% grassland, 20.3% tall forestry, 20% undeveloped cutaway, 5.3% high bog, 5% tillage and the remainder divided amongst edge features such as drains, hedges, roads, railway lines etc. (O'GORMAN, *ET AL.*, 2000).

The conservation strategy took a three pronged approach broken into three general areas,

- a) Predation control
- b) Habitat improvement and
- c) Bird response.

As the birds were dispersed over a large area, predator control was concentrated on the centre of the birds' distribution. A fulltime gamekeeper was employed to reduce predators in the study area of approximately 1,800 ha. Predators removed were red fox (*Vulpes vulpes*), American mink (*Mustella vison*), stoat (*Mustella erminea*), feral cat (*Felis catus*), rat (*Rattus norvegicus*), Grey crow (*Corvus corone cornix*) and magpie (*Pica pica*). A special section 42 licence was obtained under the national 1976 Wildlife Act, to allow the control of stoats in the study area.

Habitat improvement involved the creation of grassy strips and tillage crops on bare peat areas throughout the study area. The former was designed to provide quality nesting cover and the latter to guarantee a supply of insect rich, chick rearing cover for the pairs.



Figure 1. Map of Ireland showing location of two remaining grey partridge populations in 1998. Site A: Boora, Co. Offaly, site B; Lullymore, Co. Kildare.

Grass mixtures, which were of non-commercial varieties, included cocksfoot (*Dactylis glomerata*), creeping red fescue (*Festuca rubra*) and timothy (*Phleum pratense*). Tillage crops sown were a mixture of wheat (*Triticum aestivum*), barley (*Hordium vulgare*), oats (*Avena sativa*) and some white clover (*Trifolium repens*). These crops were not harvested.

The bird response was measured using radiotelemetry to assess bird movement patterns, home range and habitat preferences within their ranges. Radiotracking was conducted from spring 1997 to winter 1998. Full details of this aspect of the project are being prepared. In this paper we report on aspects of the radiotracking which are relevant to the conservation

efforts for the species. Fuller details can be found in O'GORMAN, *ET AL* (1999) and O'GORMAN (1999, in prep)

The annual autumn census of the two remaining populations in LULLYMORE AND BOORA were conducted as outlined in KAVANAGH (1998). These provided additional information on the performance of the conservation strategy for the species.

3. RESULTS

Table 1 lists the total number of predators removed from the study area from May 1996- October 1998. Red fox and feral cats were removed using lamping by night. This was conducted 2-3 nights per week on average. A small number of foxes were also snared. The remainder of the species listed were caught in Fenn 4 and Fenn 6 tunnel traps placed in strategic positions throughout the study area.

Habitat strips were planted in 1996 and 1997. These were sown in alternate strips of nesting cover and chick rearing cover. The strips varied in width from 6 - 12 meters and ran for 100m where possible. These were dispersed throughout the study area and totalled 20 ha over the two years.

Table 1: The total number of predators removed from the study area between May 1996 and October 1998, with duration of culling season for each.

Species	Number of individuals	Period
Red fox	156	All Year
Stoat	42	February - August
Mink	21	February - August
Feral cat	13	All Year
Rat	41	February - August
Magnie	81	February - August
Grey Crow	173	February - August

The radio-tagged partridge showed seasonal variation in the use of habitats available to them. Habitat strips and young forestry plantations were used to a greater extent than expected during the breeding season. Coveys moved several kilometres from their breeding areas to utilise stubbles on adjacent farmland.

Table 2 shows the total population size based on an annual autumn census of the two remaining partridge populations in Ireland conducted since 1993. Both the control population at Lullymore, where no predation control is practised, and the Boora population with the gamekeeper, have declined since 1995. The total number of birds remaining in the wild in 1998 was 32.

Table 2: Autumn count of grey partridge in Lullymore and Boora cutaway boglands, 1993 – 1998.

Year	Lullymore	Boora	Total
1993	26	38	64
1994	23	79	102
1995	41	107	148
1996	17	42	59
1997	15	55	70
1998	8	24	32

The annual autumn census of the remaining grey partridge provides information on covey size each year. **Table 3** shows the mean size and the number of coveys from which this is drawn. While the covey size has not changes significantly over the years the number of coveys has decreased annually. In 1998 only four coveys larger than two birds was recorded.

Table 3: Annual covey sizes of grey partridges on cutaway bogland in Lullymore, Co Kildare and Boora, County Offaly, between 1991 and 1998. Only coveys of three or more birds are included in the data.

Year	mean covey size	SD	n
1991	7.36	2.62	11
1992	6.63	2.01	11
1993	5.11	2.34	9
1994	7.00	1.09	10
1995	7.38	3.28	13
1996	6.63	3.74	8
1997	9.00	3.56	7
1998	6.75	3.86	4

4. DISCUSSION

The grey partridge has continued to decline in Ireland despite the conservation efforts outlined in this and other reports. Both the control population in Lullymore and the managed population at Boora appeared to run in parallel with each other between 1993 and 1995, before the implementation of the conservation strategy and from 1996-98 when the conservation effort was put in place in Boora. The variation between years in the data set is greater than the variation between the two population data sets. This prevents the detection of any difference in trend between the two populations. Thus while it might be important to evaluate the impact of the conservation strategy on the Boora population there are too few data available at this point to make a valid comparison. Notwithstanding this, there has been a contraction in range in the Boora population outside the study area.

Within the study area, where predator reduction is exercised, the number of pairs remained stable at 6 - 8 each year until spring 1998 when it dropped to 4-6 pairs. Poor winter survival in 1997/98 was recorded. Breeding performance of these pairs has been no better than in the population as a whole and recruitment to the breeding population depended on two coveys produced in 1997 and one covey in 1998.

The radio-telemetry data indicated that young forestry and habitat strips in cutaway areas were used for breeding in preference to adjacent recolonised cutaway bog (O'GORMAN, *ET AL.* in press). In Lullymore radiotracked birds bred on recolonised bog in the absence of these alternative sites (HEARSHAW, 1996). In spring when pairs are speculating for suitable nesting sites, both young forestry and habitat strips may offer greater residual cover than recolonised areas of cutaway bog. However, young forestry becomes unsuitable after several years when the canopy closes and as it matures, can become a barrier to partridge movements.

The conversion of cutaway areas to grassland continued throughout 1996-98. Each year potentially suitable nesting habitat on the cutaway areas was lost and pairs attempting to breed on new grassland were unsuccessful. Local populations have disappeared in this time.

The movement of coveys from cutaway areas to adjacent farmland in autumn and further afield in winter provides management difficulties. It is our opinion that there is greater disturbance due to pheasant shooting in these areas, which could have led to increased winter mortality of partridges both directly and indirectly. The creation of suitable green cover for birds in winter may stop this drift into peripheral areas.

Many authors have reported on the impact of weather on the breeding success of partridge (POTTS, 1986; GREEN, 1984) and the annual autumn counts of estates in the United

Kingdom show a clear relationship between breeding success and summer temperature, rainfall data. The poor response of the Boora partridge population to the management practises implemented under the conservation strategy were in part due to the bad summer weather in 1996, 1997 and 1998. Many reports of young chicks were received in June and July were followed by observations of pairs without young in the same locations shortly afterwards.

Birds forced to nest in unfavourable habitats will be poorly disposed to cope with bad weather. It is hoped that the creation of better quality habitat within the Boora area will help the remaining birds to breed more successfully both in good and in poor weather conditions. The total national population of grey partridge in 1998 was less than 20 breeding pairs.

ACKNOWLEDGEMENTS

The list of those who have contributed to the conservation of the remaining grey partridge is endless. The continued goodwill of countless people is essential to the efforts being put in place. The local community in Boora and its surrounds have supported the conservation effort from the beginning, the regional gun clubs have reported sightings, the farmers have given permission to cross their lands and Bord na Mona have allowed total access to all their cutaways. Funding for this project has been provided by 50% support from Duchas, the DEPARTMENT OF ARTS, HERITAGE, GAELTACHT and the Islands, with matching EU funding under the Operational Programme on Economic Infrastructure Energy sub-programme - Measure 5 (THE REHABILITATION OF CUTAWAY PEATLANDS). The Royal College of Surgeons provides vital support through its staff time, the provision of office, library and administrative facilities and the support of colleagues. If only the birds would respond to all our efforts.

REFERENCES

- GIBBONS, D. W., REID J. B. AND CHAPMAN R. A. (1993): The new atlas of breeding birds in Britain and Ireland: 1988-1991. T & AD Poyser, London, 520p
- GREEN, R. E. (1984): The feeding ecology and survival of partridge chicks (*Alectoris rufa* and *Perdix perdix*) on arable farmland in east Anglia. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 21: 817-830.
- HEARSHAW, J. (1996): The ecology of the grey partridge (*Perdix perdix*) in the Irish Midlands. Unpublished report, Royal College of Surgeons in Ireland, 129 p
- KAVANAGH, B. (1992): Irish Grey Partridge (*Perdix perdix*) Survey 1991, with special reference to population and habitat use in cutaway bogland. In: BIRKAN, M.,

POTTS, G.R., AEBISCHER, N.J. AND DOWELL, S. (eds) *Perdix VI*, First International symposium on partridge, quails and francolins. GIBIER FAUNE SAUVAGE 9: 503-514.

KAVANAGH, B. (1998): Can the Irish grey partridge (*Perdix perdix*) be saved? A national conservation strategy. In: BIRKAN M. (ed) *Perdix VII*, International symposium on partridges, quails and pheasants. GIBIER FAUNE SAUVAGE, GAME AND WILDLIFE 15 (4): 533-546.

O'GORMAN, E. C., KAVANAGH B. AND ROCHFORD J. (2001): Home range and habitat use of the endangered grey partridge (*Perdix perdix*) in the Irish midlands. In: FARAGÓ, S (ed.) PROCEEDINGS OF AN INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON PARTRIDGES, QUAILS AND PHEASANTS IN THE WESTERN PALEARCTIC AND NEARCTIC HELD IN SOPRON, HUNGARY 26th-29th OCTOBER 1998 5: 211-228.

POTTS, G. R. (1986): *The Partridge; pesticides, predation and conservation*. Collins, London, 274pp

THE REINTRODUCTION OF THE GREY PARTRIDGE (*PERDIX PERDIX*) TO IRISH FARMLAND: TOWARDS A METHODOLOGY¹

Kavanagh, Brendan

Biology Division, Royal College of Surgeons in Ireland,
St. Stephens Green, Dublin 2, Republic of Ireland

KEY-WORDS: grey partridge, reintroduction, Irish Farmland

ABSTRACT

KAVANAGH, B.: THE REINTRODUCTION OF THE GREY PARTRIDGE (*PERDIX PERDIX*) TO IRISH FARMLAND: TOWARDS A METHODOLOGY. Restocking of grey partridge, using game farm reared birds, never been successful in establishing a wild breeding population. Little information is available on the precise reasons for this failure. While the importation or translocation of wild caught birds to new areas has had limited success, this option has not been possible in Ireland in recent time. The aim of this project is to investigate and develop a methodology for the reintroduction of partridges using game farm stocks in a captive breeding programme based on a combination of the 'Montabello' and 'Euston' systems, used in the 19th century. The project is based on the hypothesis that partridges reared by parents will be better adapted to breed in the wild than birds reared from incubators. The study area is 1,000 hectares of mixed farmland in County Kildare. Two 7x3 m permanent pens were erected on each of three sites in the centre of the study area in autumn 1996. The sites were separated by 1 km from each other. An additional portable pen 5x2.5 m was erected at each site in spring 1998 bringing the total number of breeding pens to nine. In autumn 1996 twenty-five game farm reared partridges were released from each site. Forty birds survived to covey break up in February 1997. Three cocks and two hens were retrapped in spring using unreleased birds in the pens to attract mates. Thus five of the six pairs formed were composed of a retrapped and a previously unreleased bird while the sixth pen was filled an unreleased pair. All six penned pairs mated, all hens set nets and incubated. Hatching success was poor. Four chicks survived from two pens. Ten pairs of partridge were recorded in the study area from the previous autumn release. No chicks survived from these ten pairs outside the pens. Excessively wet weather during late incubation and hatching was responsible for most losses in the pens. In autumn 1997 seventy five game farm birds were released once again bringing the total autumn population to 100 birds in 1997. Thirty seven birds survived to spring 1998. Two cocks and two hens were retrapped and paired with unreleased mates. Four additional pairs from unreleased birds were placed in pens. Eggs were removed for incubation and replaced with dummy eggs. Twenty incubated eggs were then returned to the sitting hen at the piping stage. The outcome of this programme is reported.

¹ Presented on the International Symposium on Partridges, Quails and Pheasants in the Western Palearctic and Nearctic held in Sopron, Hungary 26th-29th October 1998

1. INTRODUCTION

The Grey partridge (*Perdix perdix*) has been declining in Ireland since the middle of the last century (KAVANAGH *ET AL.*, 1992). The extent of the decline has most recently been outlined in two national surveys (SHARROCK, 1976; GIBBONS *ET AL.*, 1993) and has continued despite conservation efforts since 1994 (KAVANAGH, 1992, 1998; O'GORMAN *ET AL.*, in press). The most recent assessment of the status of the remaining population (KAVANAGH *ET AL.*, in press) has identified two small discrete groups, one in Lullymore County Kildare containing 2-3 pairs, the other in Boora, County Offaly containing 6-8 pairs.

Given the small number of wild birds remaining in Ireland, it is unlikely that the population could ever recover to its former distribution nationally. Nor was it considered advisable to take wild birds from this pool for a reintroduction experiment.

Grey Partridge can be produced in volume in commercial game farms. Localised Grey Partridge releases using game farm stocks are carried out by gun clubs and game associations throughout Ireland in most years. The ability of such birds to establish wild breeding populations in subsequent years however is poor (DOWELL, 1992). While this fact has been known for almost a century (MAXWELL, 1911), little research has been conducted into the reasons for this poor performance.

This paper reports on a two year pen breeding programme, 1996 - 1998, using game farm grey partridge. The aim of the experiment was to provide additional information on the breeding performance of game farm stocks.

2. STUDY AREA

The area chosen for the experiment encompassed 1000 ha of farmland. The main crop type was winter wheat and barley (approximately 60% combined) with a small amount of spring barley and sugarbeet (5% combined). Permanent grassland used for sheep grazing and thoroughbred horses made up the balance (35% combined). Silage was not grown in the study area during the years of the experiment but a small section of hay (10 ha) was harvested in 1997.

The field sizes ranged from 5-15 ha in extent and were bounded by hedgerows. These were trimmed to 2 m high in the tillage areas within farms. Inter-farm hedgerows were larger with an average height of 3-4 m. Hedgerow trees (>15 m) were present on some farms though they never constituted a barrier to partridges. There was no forestry within the study area.

Wild grey partridge were absent from the study area for approximately 30 years prior to the experiment.

3. MATERIALS AND METHODS

An autumn release of game farm birds was made in 1996. Three discrete groups, separated by 1km, were gradually released over a three-week period, as recommended by the GAME CONSERVANCY, UK (ANNON, 1986). Over-winter survival was recorded.

In spring, after covey break-up, a number of survivors was recaptured for the breeding programme. The recaptured birds were paired with game farm birds, which had been overwintered outdoors but had not been released.

Breeding pens were erected at the release site. Each pen measured 3x6m in area and was 1m high. One section 2x3 m was separated from the main cage and was opened in April just prior to laying. This smaller section was used for nesting by the hens. Pens were separated from each other by 5m and were in the centre of the fields.

In 1998, a further modification was used in the breeding pens. This was based on the Euston system whereby eggs were removed from the nest and replaced with dummy eggs. The eggs were placed in an incubator and returned to the sitting hen when they began to chip. This improved the hatching success in 1998 and allowed the examination of subsequent success post hatching.

All breeding pairs and their young were released from the pens shortly after hatching. This was normally into a standing crop before harvest. The male from each pen was fitted with a necklace style radio-collar one week prior to release. The collars weighed 9 g and had a signal detection distance of 1.5-3 km depending on the terrain. All birds were followed for at least one-month post release.

4. RESULTS

75 game farm grey partridge were released from three sites in the centre of the study area in autumn 1996. In spring 1996 40 birds remained. Three males and two females were recaptured using single birds placed in the breeding pens from February 1997.

Six breeding pairs, two at each release site were established in the breeding pens in 1997. Five pairs were composed of one recaptured bird and one overwintered, game farm bird,

the sixth pair was of two overwintered birds. In addition to the six penned pairs a total of 10 other pairs was present in the study area, which were from the survivors of the release the previous autumn.

In autumn 1997 a further 75 game farm birds was released in the study area. In spring 1998 thirty-seven birds were recorded. These were a combination of old birds from the release in 1996 and some survivors from the breeding programme in 1997 which had been released after breeding in the pens. Two males and two females were recaptured in spring 1998, using the same method as in 1997.

Eight breeding pairs were established in breeding pens in 1998. Four of these were composed of one recaptured bird and one overwintered bird, while the other four pairs were of two overwintered birds. In addition to the 8 penned pairs a total of 7 other pairs was recorded in the study area.

5. BREEDING PERFORMANCE

All penned hens layed a number of eggs loosely in the pen before establishing a nest. The 1st egg date was thus recorded in addition to the 1st egg layed in what subsequently became the nest (1st nest egg date). **Table 1** lists the breeding performance of the penned birds over the two years 1997-1998.

The penned pairs were released during the second half of July, before the grain was harvested. Nest productivity represents the number of chicks surviving to release (**Table 2**).

Table 1: Breeding performance of pen breeding pairs of game farm grey partridge in 1997-1998.

Year	1997	1998
1st egg date	19th April (n=6)	4th May (n=7)
1st nest egg date	3rd May (n=6)	18th May (n=7)
Clutch size, range	22 (n=6), 19-27	19 (n=7), 16-27
Hatching success %, range	41% (n=5 nests), 11-76%	84% (n=5), 80-92%**
Nest Productivity	4+2Juv, (n=6)	8+3+1+1 Juv** (n=7)
Net Productivity	1.00 Juv/pair	1.86 Juv/pair**

** Hatching success in 1998 was higher as the eggs were placed in an incubator and returned to the sitting hen at chipping stage. Mean number of chipping eggs 17 (n=5), range 13-24 eggs.

Table 2: Breeding performance of penned pairs in 1997 and 1998 based on total number of eggs in nests.

Year	1997	1998
Total number of incubated eggs	132	133*
Number hatched (%)	54 (41%)	112 (84%)
Number of surviving chicks	6	13
Survival per hatched chicks	11.1%	11.6%
Survival per total eggs	4.5%	9.8%

*Figure corresponds to the number of incubated eggs placed in nests. For further detail see text.

Of the 10 pairs recorded in the study area in 1997, three pairs were reported seen with very small chicks (less than one week old). In 1998 of the 7 pairs recorded in the study area one was reported seen with very young chicks (also less than one week old). Autumn counts in the study area after harvest failed to find any chicks surviving amongst these pairs in either year.

6. DISCUSSION

The net productivity of the grey partridge in this experiment was well below that required to establish a self-sustaining population both in the confines of the pens and in the wild (POTTS, 1986). It has long been appreciated that farm produced gamebirds are poor breeders in the wild (MAXWELL, 1911; DOWELL *ET AL.*, 1992). Two main reasons have been put forward for this, poor predator avoidance behaviour (DOWELL, 1990 a,b; ROBERTSON AND DOWELL, 1990) causing excessive mortality and heavy parasite burdens resulting in weight loss and desertion (WOODBURN, 1995; GAME CONSERVANCY TRUST, 1999).

In the observations reported in this paper, problems associated with predator avoidance or predation on the nest could not impact on the outcome of the breeding attempts since the pairs, by design were bred in pens. Thus predation in any of its manifestations could not account for the poor success of the gamefarm birds. Nor was there any measurable difference between pairs containing recaptured individuals, who had avoided predation while in the wild, and pairs composed of overwintered birds only.

Heavy parasitic loads have been reported in released pheasants surviving the winter (ref.) and many gamebirds are susceptible to helminth parasites commonly found in gamefarms. The penned pairs in this experiment however were treated with an antihelminth via their food

and thus did not suffer any serious infection. Thus heavy parasite burdens could not have impacted on their performance in the pens.

The grey partridge used in this experiment were from captive stock going back 12 generations. Thus the breeding behaviour of these birds was innate, as they had no opportunity to learn appropriate behavioural patterns from either their parents or other adult birds. This implies that the behavioural patterns, displayed by the birds, are inherited in a latent fashion from generation to generation.

Successful pair formation occurred both in and out of the pens. Two weeks after the onset of laying all penned birds selected a nest site and began a clutch. All pairs covered their eggs during laying and polished their eggs just prior to incubation. All females produced fertile eggs. 24-48 hours before hatching all the males moved close to the incubating female in preparation for the hatch. To this point the behaviour of the gamefarm birds is similar to that observed in the wild (JENKINS, 1961; CRAMP AND SIMMONS, 1980).

In 1997, hatching success in the penned birds was only 41%, which is well below the expected hatching rate in wild populations (MIDDLETON 1936, 93%; JOHNSGARD 1988, 86%; after SCHULTZ, 1977). In 1998, when the eggs were removed, incubated and returned at the chipping stage the hatching success rose to 84%. This would suggest that problems arise during incubation or just prior to hatching. During incubation the females were almost never seen off the nest and some eggs hatched in all but one nest under investigation.

Mean clutch size (19-22, **Table 1**), was significantly larger than in the wild (14.6-18, JOHNSGARD 1988 *ET AL.*) and chilling of eggs may have resulted in some eggs not hatching successfully. Examination of unhatched eggs revealed that a high proportion contained well-developed chicks, which were unable to break free of the shell. No pathology was carried out on the unhatched eggs.

Mortality of newly hatched chicks was extremely high in both 1997 (88.9%) and 1998 (88.4%). In 1998, problems associated with early incubation were avoided by transferring the eggs to an incubator. Chipping eggs were returned to the sitting hens that were on dummy clutches. Hatching success was over double that experienced in 1997. The percentage chick mortality was similar despite the larger number of chicks produced in 1998. Since all pens were supplied with chick crumb and also contained some natural insect food, it is unlikely that the main proximate cause of death was starvation. Dead chicks were found scattered throughout the pens and chicks were often heard calling as the pens were approached.

Survival of young chicks depends on the ability of the chick to obtain sufficient food while being brooded at regular intervals to maintain body heat. Since food was readily available

in the pens it would appear that chicks died of exposure and hypothermia. The indications from this experiment are that the brooding behaviour of the gamefarm birds was maladapted. This is a behaviour adaptation, which may be modulated by the experience of the bird during the critical first few days of life. Parent reared birds learn critical adult activities during their formative few days after hatching. This is consistent with the findings of research on other bird species (HAYES, 1994 *ET CIT.*).

The influence of weather on the overall breeding success of the game farm birds in this experiment is difficult to ascertain from these data. Poor breeding success was recorded in the remaining wild partridge populations in Ireland (KAVANAGH, in press) and in the United Kingdom (GCREVIEW) and no young were recorded amongst the other released pairs in the study area in 1997 and 1998. Further experimentation under a variety of weather conditions would be required to elucidate the impact of weather on the breeding success of released partridges.

Notwithstanding the weather, it would appear from these observations that the breeding success of gamefarm partridges is influenced by maladapted behavioural patterns during incubation and early chick rearing, which results in the production of insufficient young to sustain a breeding population in the wild. Further investigation of nesting behaviour is warranted.

ACKNOWLEDGEMENTS

Thanks is due to EDWARD KEENAN, MATHEW MURPHY and WILLIAM GREY for access to their lands for this research. I am also indebted to John and SHEAMUS BYRNE, KIERAN BUCKLEY and CONOR O'GORMAN, who assisted in the erection of the breeding pens. MICHAEL SUMMERS was the conduit between the author, the farmers and the local shooting club without whom the project could not have developed. The research was funded by Duchas, THE NATIONAL PARKS AND WILDLIFE OF THE DEPARTMENT OF THE ARTS, CULTURE, GAELTACHT AND THE ISLANDS AND THE EUROPEAN COMMUNITY.

REFERENCES

- ANNON (1986): The grey partridge. Game Conservancy Booklet no. 4. Friary Press, Dorset, UK. 60p.

- CRAMP, S. AND SIMMONS, K. E. L. (1980): The birds of the western palearctic. Volume II, Hawks to bustards. Oxford University Press : 496-496.
- DOWELL, S. (1990a): The development of anti-predator responses in grey partridge and common pheasants. *In*: HILL, D.A., GARSON, P.J. AND JENKINS, D. (eds.) Pheasants of Asia 1989. World Pheasant Association, Reading, UK : 193-199.
- DOWELL, S. (1990b): Differential behaviour and survival of hand-reared and wild gray partridge in the United Kingdom. *In*: CHURCH, K.E., WARNER R.E. and BRADY, S.J.(eds) *Perdix V: Grey partridge and ring-necked pheasant workshop*,. Kansas Department of Wildlife and Parks, Emporia : 230-241.
- DOWELL, S. (1992): Problems and pitfalls of gamebird reintroduction and restocking: an overview. *In*: BIRKAN, M., POTTS, G.R., AEBISCHER N.J. AND DOWELL, S. (eds) *Perdix VI, International symposium on partridge, quails and francolins*. GIBIER FAUNE SAUVAGE 9: 773-780.
- GAME CONSERVANCY TRUST (1999): Lowland Gamebird Research Unit. World Wide Web site, URL: <http://www.game-conservancy.org.uk>. Accessed 17 September 1999.
- GIBBONS, D. W., REID, J. B. AND CHAPMAN, R. A. (1993): The new atlas of breeding birds in Britain and Ireland: 1988-1991. T & AD Poyser, London, 520p.
- HAYES, N. (1994): Foundation of Psychology. Animal behaviour. Routledge, London, 871-922.
- JENKINS, D. (1961): Social behaviour in the partridge (*Perdix perdix*). Ibis, 103 : 155-188.
- JOHNSGARD, P. A. (1988): The quails, partridges and francolins on the world. Oxford University Press, UK., 264p.
- KAVANAGH, B. (1992): Irish Grey Partridge (*Perdix perdix*) Survey 1991, with special reference to population and habitat use in cutaway bogland. *In*: BIRKAN, M., POTTS,G.R., AEBISCHER N.J., AND DOWELL, S. (eds) *Perdix VI, International symposium on partridge, quails and francolins*,. GIBIER FAUNE SAUVAGE 9: 503-514.
- KAVANAGH, B. (1998): Can the Irish grey partridge (*Perdix perdix*) be saved? A national conservation strategy. *In*: BIRKAN, M (ed) *Perdix VII, International symposium on partridges, quails and pheasants*, GIBIER FAUNE SAUVAGE, GAME AND WILDLIFE 15(4): 533-546.
- KAVANAGH, B., O'GORMAN, E. C. AND BUCKLEY, K. (2001): The Irish grey partridge conservation strategy: an update. *In*: FARAGÓ, S (ed.) *PROCEEDINGS OF AN INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON PARTRIDGES, QUAILS AND PHEASANTS IN THE WESTERN PALEARCTIC AND NEARCTIC HELD IN SOPRON , HUNGARY 26th-29th OCTOBER 1998* 6: 79-86.
- HUNGARIAN SNALL GAME BULLETIN 6: 79-86.
- MAXWELL, A. (1911): Partridges and partridge manors. A & C Black Ltd., London. 327p.
- MIDDLETON, D. A. (1936): Factors controlling the population of partridge (*Perdix perdix*) in Great Britain. *PROCEEDINGS OF THE ZOOLOGICAL SOCIETY OF LONDON*, 106 : 795-815.
- O'GORMAN, E. C., KAVANAGH B. AND ROCHFORD J. (2001): Home range and habitat use of the endangered grey partridge (*Perdix perdix*) in the Irish midlands. *In*: FARAGÓ, S (ed.) *PROCEEDINGS OF AN INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON*

PARTRIDGES, QUAILS AND PHEASANTS IN THE WESTERN PALEARCTIC AND NEARCTIC HELD IN SOPRON , HUNGARY 26th-29th OCTOBER 1998 5: 211-228.

POTTS, G. R. (1986): *The Partridge; pesticides, predation and conservation*. Collins, London, 274pp

ROBERTSON, P. A. AND DOWELL, S. (1990): The effects of hand-rearing on wild gamebird populations. *In: LUMEIJ, J.T. AND HOOGEVEEN, Y.R. (eds.) De toekonist van de wilde hoenderachtigen in Nederland, O.N.W.H., Amersfoort, Netherlands : 158-171.*

SCHULZ, J. W. (1977): Population dynamics of Hungarian partridge in north central North Dakota: 1946-1975. *In: KOBIGER, G.D. (ed.) Perdix I, Hungarian partridge workshop. North Dakota Chapter wildlife society & Dakota Game and Fish Department, Bismark. p 133-145.*

SHARROCK, J. T. R. (1976): *The atlas of breeding birds in Britain and Ireland*. Berkhamsted, 477p. WOODBURN M. 1995. Do parasites alter pheasant breeding success? *GAME CONSERVANCY REVIEW* 1994 (26): 96-97.

ADATOK A MAGYARORSZÁGI MEZEI SZÁRNYASVAD FAJOK TESTMÉRETEIHEZ

Dr. Faragó Sándor

Magyar Fogoly Kutató Csoport, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet
Hungarian Partridge Research Group, University of West Hungary, Faculty of Forestry,
Institute of Wildlife Management, H-9400 Sopron, Ady E. u. 5. Hungary.

KULCSSZAVAK: mezei szárnyasvad, testméretek, Magyarország
KEY WORDS: field game birds, body measurements, Hungary

ABSTRACT

FARAGÓ, S.: ADDITIONAL DATA OF THE BODY MEASUREMENTS OF FIELD GAME BIRDS IN HUNGARY. The Author presents the body measurements of 14 upland game (*Accipiter gentilis*, *Buteo buteo*, *Circus cyaneus*, *C. aeruginosus*, *Perdix perdix*, *Coturnix coturnix*, *Phasianus colchicus*, *Otis tarda*, *Streptopelia decaocto*, *Corvus corone cornix*, *C. frugilegus*, *Pica pica*, *Garrulus glandarius*, *Sturnus vulgaris*), based partly on Hungarian technical literature on the evaluation of that literature, partly on his own measurements. The results revealed the shortcomings of the biometric measurements related to these species and the need of additional measurements and data collection. Future goals:

- it is necessary to enlarge the biometric data base, for all hunted game birds, particularly for the less abundant species
- for all species -including those where that was not done before - the sex needs to be determined, even if it is complicated, e.g. only dissection can reveal it
- within each sex it is necessary to determine the age (adult or young/immature)
- the collection of samples needs to be extended to the total area of Hungary
- it is necessary to establish a skin collection of those species to assist future research, that beside the measuring of biometric features, provides an opportunity in the future of certain tests (retroactively), that are too expensive in the present and for that reason are not employed in waterbird research (e.g. finger printing, heavy metal or pesticide tests).

1. BEVEZETÉS

A hazai madártani szakirodalomban a mezei szárnyasvadfajok testméreteinek ismerete vonatkozásában valamivel kedvezőbb a helyzet, mint azt a vízivadnál (FARAGÓ, 2000) tapasztalhattuk. CHERNEL (1899), MADARÁSZ (1899-1903), SCHENK (1929), valamint a Magyarország Állatvilága sorozatban először 1958-ban, majd 1973-ban megjelent „AVES” kötet (SZÉKESY, 1973) esetében – igaz már ivari bontásban is –, közölnek a szerzők testméret adatokat (szárny-, fark-, csőr-, csüd hossz és testtömeg), s ezek nagy része (különösen a ragadozómadarak és tyúkfélék esetében) hazai madarak mérésén nyugszik. A legújabb hazai

összefoglaló munkák (HARASZTHY, 1984, 1988, 1998, 2000) nem közölnek testméret adatokat, sőt az azokat kiegészítő határozókötetben (HARASZTHY, 1990) is csak viszonylagos méretek (varjú nagyságú, kisebb-nagyobb stb.) szerepelnek, illetve ugyancsak az „Európa madarai” nyomán (PETERSON *ET AL.*, 1972) egy adat, az átlagos testhossz.

A külföldi munkákat áttekintve ugyanakkor az is kiderült, hogy sok esetben múzeumi példányokról vették le a méreteket, így hiányzott a testhossz és a testtömeg adat (GLUTZ ÉS BAUER, 1980, 1993; GLUTZ *ET AL.*, 1971, 1973).

1. ANYAG ÉS MÓDSZER

Azon fajok esetében, amikor részletes hazai feldolgozások állnak rendelkezésre, ott azokat közöljük. Abban az esetben, ha vannak saját méréseink, úgy azokat is közöljük. A méretek levételekor mindenkor alkalmazkodtunk a tudományos madártanban régóta konvencionális méretekhez és azok mérési módjához.

A hossz méreteket egyenes vonalzóval (mérőszalaggal) és tolmérővel, a testtömeg méreteket táramérleggel vagy levélmérleggel mértük.

(1) **Testtömeg:** a gyűjtött madár teljes testtömege az emésztőtraktusban található táplálékmaradványokkal együtt (1 gramm pontossággal)

(2) **Testhossz:** a hátára fektetett és egyenesre kinyújtott madáron a csőr hegyétől a leghosszabb farktoll végéig (mm-ben megadva)

(3) **Szárnyhossz:** a behajlított szárny kezdetétől a leghosszabb szárnytoll végéig (mm-ben)

(4) **Farokhossz:** a hátvonalra merőlegesen felhajtott farktollak tövétől (a zsírzó mirigyétől) a leghosszabb farktoll hegyéig (mm-ben)

(5) **Csőrhossz:** a csőr tetején mérve, a csőr hegyétől a tollak kezdetéig (0,1 mm-ben megadva, tolmérővel mérve)

(6) **Csüd hossz:** a behajtott lábakon mért csüdcson (os tarso-metatarsus) hossz (0,1 mm-ben megadva, tolmérővel mérve)

Az **ivar-** és **kormeghatározást** a tollazat alapján végeztük. A feldolgozás során számítottuk, illetve közöljük (1) az egyes testméret adatok középértékét és annak konfidencia határait, illetve szórását, (2) az adott testméret minimális és maximális értékét, lehetőség szerint ivar szerinti bontásban.

A hazai adatok mellett megadjuk a fajok európai – ha mód van rá közép-európai -, összehasonlítható testméret adatait is.

3. EREDMÉNYEK

3.1. Héja (*Accipiter gentilis*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: ♂ 49-51 cm, ♀ 59-62, szárnyhossz: 31-37 cm, farkok: 24-30 cm, csüd: 7,0-9,6 cm, csőr: 2,8-4,0 cm. MADARÁSZ (1899-1903) – testhossz: ♂ ~ 51 cm, ♀ ~ 60 cm, szárny: ♂ 31-33 cm, ♀ 34-36 cm, farkok: ♂ 25-26 cm, ♀ 27-28 cm, csőr: ♂ 2,5 cm, ♀ 3,0 cm, csüd: ♂ 7,5 cm, ♀ 8,5 cm. PÁTKAI (in SZÉKESSY, 1973) - szárny: ♂ 318-345 mm, ♀ 338-395 mm, farkok: ♂ 234-260 mm, ♀ 270-280 mm, csüd: 73-84 mm, csőr: 23-28 mm, tömeg: ♂ 655-770 g, ♀ 1050-1260 g.

KEVE ÉS PÁTKAI (1961) adatai alapján a már *A. g. gentilis*-ként nyilvántartott alfajok méretei az alábbiak.

A. g. gentilis (= *A. g. gallinarum* - Magyarország)

Szárnyhossz –	ad. hím (n=9): 308 (295-317) mm,	ad. tojó (n=9): 348 (338-358) mm,
	juv. hím (n=5): 305 (300-310) mm,	juv. tojó (n=8): 346 (337-355) mm,

A. g. gentilis (= *A. g. marginatus* - Magyarország)

Szárnyhossz –	hím (n=17): 309 (305-320) mm,	tojó (n=17): 346 (338-358) mm,
---------------	-------------------------------	--------------------------------

Külföldi összehasonlító testméretek:

A. g. gentilis (Németország)

Szárnyhossz –	hím (n=53): 314 (300-325) mm,	tojó (n=44): 353 (341-365) mm,
Farokhossz –	hím: 223 (210-235) mm,	tojó: 255 (243-270) mm,
Csőr hossz -	hím: 22,2 (20,5-24,0) mm,	tojó: 25,6 (23,0-27,5) mm,
Csüd hossz -	hím (n=14): 75,4 (72,5-78,0) mm,	tojó (n=19): 84,8 (82,0-87,5) mm,
Testtömeg –	ad. hím: 920 g	ad. tojó: 1396 g
	juv. hím: 870 g	juv. tojó: 1340 g

A. g. buteoides (Oroszország)

Szárnyhossz –	hím (n=29): 323 (311-345) mm,	tojó (n=71): 369 (352-383) mm,
Testtömeg –	hím (n=10): 1017 (870-1170) g	tojó (n=10): 1355 (1185-1509) g

3.2. Egerészölyv (*Buteo buteo*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: 54-58 cm, szárnyhossz: 38-42 cm, farkok: 23-27 cm, csüd: 7,5-8,4 cm, csőr: 3,0-4,0 cm. MADARÁSZ (1899-1903) – testhossz: ♂ ~ 50-55 cm, ♀ 57-60 cm, szárny: ♂ 38-40 cm, ♀ 40-43 cm, farkok: ♂ 22-23 cm, ♀ 23-24 cm, csőr: ♂ 2,6 cm, ♀ 2,8 cm, csüd: ♂ 7,5 cm, ♀ 7,5 cm.

Külföldi összehasonlító testméretek:

B. b. buteo (Svájc – XI-III.)

Szárnyhossz –	hím (n=37): 394 (380-415) mm,	tojó (n=23): 413 (401-440) mm,
---------------	-------------------------------	--------------------------------

Farokhossz –	hím (n=37): 206 (193-222) mm,	tojó (n=24): 220 (210-235) mm,
Csőrhossz -	hím (n=47): 21,7 (20,0-23,6) mm,	tojó (n=37): 23,4 (21,7-25,5) mm,
Csődhossz -	hím (n=36): 76,8 (72,5-82,0) mm,	tojó (n=24): 75,5 (70,0-81,0) mm,
Testtömeg* –	hím (n=110): 548 (430-619) g	tojó (n=97): 647 (526-755) g

*: kiéhezett madarak (Németország)

B. b. vulpinus (GLUTZ ET AL., 1971)

Szárnyhossz –	hím (n=48): 359 (338-377) mm,	tojó (n=53): 374 (361-397) mm,
Farokhossz –	hím: 185 (170-200) mm,	tojó : 191 (175-209) mm,

Hazai madaraink testméretei, alfajonként az alábbiak (PÁTKAI in SZÉKESSY, 1973):

B. b. buteo

Szárnyhossz –	hím: 390-400 mm,	tojó: 395-435 mm,
Farokhossz –	218-245 mm,	
Csőrhossz -	25-28 mm	
Csődhossz -	72-78 mm,	
Testtömeg –	hím: 610-870 g	tojó: 700-1200 g

B. b. vulpinus

Szárnyhossz –	hím: 342-375 mm,	tojó: 372-398 mm,
Farokhossz –	170-220 mm,	
Csőrhossz -	18-24 mm	
Csődhossz -	62-66 mm,	
Testtömeg –	450-680 g	

3.3. Kékes rétihéja (*Circus cyaneus*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: 53-56 cm, szárnyhossz: 37-39 cm, fark: 22-28 cm, csüd: 7,4-8,1 cm, csőr: 3,3-4,1 cm. MADARÁSZ (1899-1903) – testhossz: ♂ ~ 52 cm, ♀ ~ 55 cm, szárny: ♂ 35 cm, ♀ 39 cm, fark: ♂ 22 cm, ♀ 26 cm, csőr: ♂ 2,8 cm, ♀ 2,8 cm, csüd: ♂ 7,3 cm, ♀ 8,0 cm.

Magyarországi madarak méretei VASVÁRI (1955) adatai alapján számítva (FARAGÓ) az alábbiak:

Testméret – Body measurement	Ivar – Sex	n	Középérték - Mean Konf. határok	Szórás Scatter	Minimum	Maximum
Testhossz (mm)	♂	2	461,0±88,97	9,90	454,0	468,0
Body length	♀	18	517,2±8,34	16,77	478,0	540,0
Szárnyhossz (mm)	♂	2	326,0±101,68	11,31	318,0	334,0
Wing length	♀	18	364,7±7,42	14,92	327,0	382,0
Farokhossz (mm)	♂	2	231,5±82,62	9,19	225,0	238,0
Tail length	♀	18	254,5±6,71	13,48	230,0	272,0
Csőrhossz (mm)	♂	2	15,0±0	0	15,0	15,0
Bill length	♀	18	18,6±1,08	2,18	15,0	26,0

Testméret – Body measurement	Ivar – Sex	n	Középérték - Mean Konf. határok	Szórás Scatter	Minimum	Maximum
Csüd hossz (mm)	♂	2	61,5±69,91	7,78	56,0	67,0
Tarsus length	♀	18	76,8±2,80	5,63	68,0	85,0
Testtömeg (g)	♂	2	357,0±139,81	15,56	346,0	368,0
Body weight	♀	17	518,8±36,01	70,03	367,0	617,0

3.4. Barna rétihéja (*Circus aeruginosus*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: 53-58 cm, szárnyhossz: 39-43,5 cm, fark: 23-26 cm, csüd: 8,3-9,0 cm, csőr: 3,5-4,7 cm. MADARÁSZ (1899-1903) – testhossz: ♂ ~ 55 cm, szárny: ♂ 40 cm, fark: ♂ 24 cm, csőr: ♂ 2,5 cm, csüd: ♂ 8,8 cm.

Külföldi összehasonlító testméretek:

GLUTZ *ET AL.*, (1971) szerint:

Szárnyhossz –	hím: 393 (372-418) mm	tojó: 413 (404-426) mm,
Farkhossz –	hím: 224 (213-237) mm	tojó: 239 (225-252) mm,
Csőrhossz -	hím: 21,6 (20,2-23,0) mm	tojó: 25,2 (23,8-27,0) mm,
Csüd hossz -	hím: 84,7 (79-92) mm,	tojó: 88,4 (86-93) mm,
Testtömeg –	hím: 500 (405-667) g	tojó: 669 (540-800) g

Magyarországi madarak testméretei az alábbiak (PÁTKAI in SZÉKESY, 1973):

Szárnyhossz –	hím: 380-413 mm	tojó: 395-431 mm,
Farkhossz –	hím: 220-240 mm	tojó: 235-253 mm,
Csőrhossz -	hím: 21-23 mm	tojó: 23-26 mm,
Csüd hossz -	hím: 80-83 mm,	tojó: 85-90 mm,
Testtömeg –	hím: 480-560 g	tojó: 600-850 g

3.5. Fogoly (*Perdix perdix*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: 28,5-30,2 cm, szárnyhossz: 15,4-17,0 cm, fark: 7,5-8,5 cm, csüd: 4,1-5,0 cm, csőr: 1,4-1,8 cm. MADARÁSZ (1899-1903) – testhossz: ~ 29 cm, szárny: 16 cm, fark: 8,5 cm, csőr: 1,5 cm, csüd: 3,8 cm. SCHENK (1929) - testhossz: 26-31 cm, szárny: 15,4-17,0 cm, fark 7,5-8,5 cm. HORVÁTH (in SZÉKESY, 1973) - szárny: ♂ 150-162 mm, ♀ 150-158 mm, fark: ♂ 73-83 mm, ♀ 73-78 mm, csüd: 38-42 mm, csőr: 13-16 mm, tömeg: ♂ 400-450 g, ♀ ~ 375 g.

Külföldi összehasonlító testméretek:

Pannon-területek, Ny-Magyarország, Burgenland, Dél-Morvaország (GLUTZ *ET AL.*, 1973).

Szárnyhossz –	hím (n=23): 161 (155-167) mm	tojó (n=20): 156 (148-165) mm,
---------------	------------------------------	--------------------------------

Csőrhossz -	hím: 12,9 (11,0-14,0) mm	tojó: 12,6 (11,5-13,5) mm,
Csüd hossz -	hím (n=21): 41,3 (38,5-45,0) mm,	tojó (n=19): 40,6 (38,5-42,5) mm.

A Magyarországon megvizsgált különösen nagy (n=10.735), országos mintában NAGY

(1975) az alábbi méreteket mutatta ki:

Szárnyhossz -	hím (n=6356): 151,89 mm	tojó (n=4379): 152,39 mm,
Farokhossz -	hím: 86,88 mm	tojó: 86,65 mm,
Csüd hossz -	hím: 49,39 mm,	tojó: 49,39 mm,
Csüdszélesség -	hím: 4,64 mm	tojó: 4,62 mm,
Patkószelesség -	hím: 73,52 mm	tojó: 67,21 mm,
Testtömeg -	hím: 351,5 g	tojó: 343,3 g

Az Apaj-pusztai populációban az alábbi testméreteket kaptuk:

Testhossz -	hím (n=9): 317,4 (303-337) mm	tojó (n=6): 321,3 (314-327) mm,
Szárnyhossz -	hím: 160,7 (155-168) mm	tojó: 160,3 (155-168) mm,
Farokhossz -	hím: 82,3 (79-88) mm	tojó: 82,0 (77-90) mm,
Csőrhossz -	hím: 16,18 (15,5-16,5) mm	tojó: 16,52 (15,4-17,4) mm,
Csüd hossz -	hím: 44,71 (41,6-48,1) mm,	tojó: 44,27 (40,8-46,3) mm,
Testtömeg -	hím: 391,7 (363-423) g	tojó: 393,0 (371-408) g

3.6. Fűrj (*Coturnix coturnix*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: 18,0-18,5 cm, szárnyhossz: 9,5-11,5 cm, farok: 3,0-3,5 cm, csüd: 2,4-2,6 cm, csőr: 0,8-1,08 cm. MADARÁSZ (1899-1903) – testhossz: ~ 19,5 cm, szárny: 10,5 cm, farok: 4,0 cm, csőr: 1,0 cm, csüd: 2,2 cm. SCHENK (1929) - testhossz: 20 cm, szárny: 10 cm, farok 4 cm. HORVÁTH (in SZÉKESSY, 1973) - szárny: 100-112 mm, farok: 32-37 mm, csüd: 23-28 mm, csőr: 11-12 mm, tömeg: 52-112 (125) g.

Külföldi összehasonlító testméretek:

GLUTZ ET AL., (1971) szerint:

Szárnyhossz -	hím: 393 (372-418) mm	tojó: 413 (404-426) mm,
Farokhossz -	hím: 224 (213-237) mm	tojó: 239 (225-252) mm,
Csőrhossz -	hím: 21,6 (20,2-23,0) mm	tojó: 25,2 (23,8-27,0) mm,
Csüd hossz -	hím: 84,7 (79-92) mm,	tojó: 88,4 (86-93) mm,
Testtömeg -	hím: 500 (405-667) g	tojó: 669 (540-800) g

Magyarországon, hálóval fogott élő állatokon, ivari megkülönböztetés nélkül

WARGA (1930) az alábbi méreteket mutatta ki.

Szárnyhossz	(n=273)	109,1 (102-118) mm
Testtömeg	(n=273)	87,6 (52-112) g

3.7. Fácán (*Phasianus colchicus*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: ♂ 75-82 cm, ♀ 59-61 cm, szárnyhossz: 22-25 cm, fark: ♂ 40-49 cm, ♀ 32-35 cm, csüd: 6,3-6,6 cm, csőr: 2,5-3,0 cm. SCHENK (1929) - testhossz: ♂ 80 cm, szárny: 25 cm, fark ♂ 40 cm. HORVÁTH (in SZÉKESY, 1973) - szárny: ♂ 235-260 mm, ♀ 210-232 mm, fark: ♂ 420-520 mm, ♀ 255-290 mm, csüd: 60-78 mm, csőr: 28-32 mm, tömeg: ♂ 1250 (összel:1560) g, ♀ 1000 (összel: 1160) g.

Külföldi összehasonlító testméretek:

GLUTZ *ET AL.*, (1971) szerint:

Szárnyhossz –	kakas (n=116): 252 (230-267) mm	tyúk (n=14): 224 (218-237) mm,
Farokhossz –	kakas (n=103): 489 (434-575) mm	tyúk (n=12): 260 (230-300) mm,
Csőrhossz -	kakas (n=60): 31,6 (27,5-37,0) mm	tyúk (n=12): 25,5 (23,0-28,0) mm,
Csüd hossz -	kakas (n=58): 70,8 (64-77) mm,	tyúk (n=13): 60,4 (56-63,5) mm,
Testtömeg –	kakas (n=25): 1356 (1145-1565) g	tyúk (n=20): 1146 (1130-1290) g

A LAJTA Project vad fácán populációja kakasainak méretei az alábbiak voltak:

Testméret – Body measurements	Ivar – Sex	n	Középérték - Mean Konf. határok	Szórás Scatter	Minimum	Maximum
Testhossz (mm) – Body length	♂	98	855,5±17,3	86,26	420,0	1030,0
Szárnyhossz (mm) – Wing length	♂	98	251,9±2,0	10,18	225,0	277,0
Farokhossz (mm) – Tail length	♂	98	481,9±14,8	73,4	230,0	620,0
Csőr hossz (mm) – Bill length	♂	97	30,4±0,5	2,69	21,2	37,5
Csüd hossz (mm) – Tarsus length	♂	98	78,3±1,5	7,70	52,0	92,0
Testtömeg (g) – Body weight	♂	97	1286,2±27,5	137,61	980,0	1900,0

3.8. Túzok (*Otis tarda*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: ♂ 100-108 cm, ♀ 80-85 cm, szárnyhossz: 63-69 cm, fark: 24-28 cm, csüd: 12,0-17,0 cm, csőr: 3,4-4,5 cm. SCHENK (1929) - testhossz: ♂ > 100 cm, ♀ max. 70 cm, szárny: > 70 cm, fark 28 cm, tömeg: ♂ 14-16 kg. HORVÁTH (in SZÉKESY, 1973) - szárny: ♂ 615-660 mm, ♀ 480-515 mm, fark: ♂ 215-260 mm, ♀ 190-210 mm, csüd: ♂ 140-170 mm, ♀ 110-130 mm, csőr: ♂ 45-60 mm, ♀ 35-43 mm, tömeg: ♂ 8-16 kg, ♀ 4-6 kg.

Külföldi összehasonlító testméretek:

Otis t. tarda - Németország (GLUTZ *ET AL.*, 1973)

Szárnyhossz	kakasok (n=16): 629,4 (610-670) mm,	tyúkok (n=11): 495,1 (470-530) mm,
Farokhossz	kakasok (n=12): 264,5 (235-310) mm,	tyúkok (n=10): 224,8 (208-242) mm,
Csőr hossz	kakasok (n=8): 51,8 (45-54) mm,	tyúkok (n=8): 41,3 (36-48) mm,

Csőrmagasság	kakasok (n=8):	21,6 (21-23) mm,	tyúkok (n=8):	16,5 (15-18) mm,
Csődhossz	kakasok (n=18):	155,9 (140-174) mm,	tyúkok (n=11):	128,4 (113-147) mm,
Középsőujj hossz	kakasok (n=13):	71,2 (66-77) mm,	tyúkok (n=7):	55,7 (43-65) mm,
Leghosszabb bajusztoll	kakasok (n=10):	94-190 mm,	tyúkok (n=2):	52-53 mm,
Testtömeg	kakasok (n=12):	11.472,5 (8500-17000) g,	tyúkok (n=4):	3816 (3480-4025) g,

Otis t. tarda - Magyarország (FARAGÓ, 1990)

Szárnyhossz	kakasok (n=15):	634,1 (592-677) mm,	tyúkok (n=5):	487,8 (444-523) mm,
Farokhossz	kakasok (n=14):	282,3 (242-348) mm,	tyúkok (n=5):	226,4 (206-258) mm,
Csőrhossz	kakasok (n=15):	44,9 (41-50) mm,	tyúkok (n=5):	35,7 (33-40) mm,
Csőrmagasság	kakasok (n=15):	21,6 (20-23) mm,	tyúkok (n=5):	15,8 (14-17) mm,
Csődhossz	kakasok (n=15):	153,5 (143-180) mm,	tyúkok (n=5):	113,8 (102-122) mm,
Középsőujj hossz	kakasok (n=15):	71,9 (67-79) mm,	tyúkok (n=5):	54,6 (49-62) mm,
Leghosszabb bajusztoll	kakasok (n=11):	116,8 (52-175) mm,		
Testtömeg	kakasok (n=5):	12520,0 (10000-14600) g,	tyúkok:	4000-7000 g,

3.9. Balkáni gerle (*Streptopelia decaocto*)

Mivel csak az 1930-as években telepedett meg hazánkban, a korábbi madártani munkák magyar adatokat nem közölhettek. HORVÁTH (in SZÉKESY, 1973) szerint méretei az alábbiak - szárny: ♂ 170-183 mm, ♀ 170-180 mm, farok: 130-142 mm, csüd: 21-25 mm, csőr: 15-17mm, tömeg: ♂ 190-215 g, ♀ 220 g.

Külföldi összehasonlító testméretek:

Jugoszlávia/Szerbia (GLUTZ ÉS BAUER, 1980)

Szárnyhossz	híemek (n=14):	176,3 (169-185) mm,	tojók (n=16):	173,5 (165-178,5) mm,
Farokhossz	híemek (n=14):	149,9 (136-157,5) mm,	tojók (n=16):	142,9 (136-154) mm,
Testtömeg (tél)	híemek (n=14)	216 (189-249) g.	tojók (n=16):	205 (185-232) g.

Németország (GLUTZ ÉS BAUER, 1980)

Szárnyhossz	híemek (n=30):	179,2 (172-184) mm,	tojók (n=18):	174,2 (163-184) mm,
Farokhossz	híemek (n=30):	140,9 (130-153) mm,	tojók (n=17):	134,4 (121-144) mm,
Csőrhossz	híemek (n=26):	16,4 (15,0-18,5) mm,	tojók (n=18):	16,3 (15,0-18,8) mm,
Csődhossz	híemek (n=20):	23,6 (22,4-24,9) mm,	tojók (n=14):	22,9 (22,1-23,8) mm,
Testtömeg (nyár) híemek (n=74)		206,0 (168-242) g.	tojók (n=65):	195,0 (160-229) g.

A LAJTA Projectben gyűjtött balkáni gerlek méretei az alábbiak voltak:

Testméret – Body measurement	n	Középérték Konf. határok	Szórás	Minimum	Maximum
Testhossz (mm) – Body length	3	332,0±12,9	5,20	326,0	335,0
Szárnyhossz (mm) – Wing length	3	182,0±11,2	7,07	172,0	187,0
Farokhossz (mm) – Tail length	4	144,3±10,3	6,45	135,0	150,0
Csőrhossz (mm) – Bill length	4	17,2±2,6	1,62	15,9	19,2
Csődhossz (mm) – Tarsus length	4	24,2±0,3	0,17	24,0	24,4
Testtömeg (g) – Body weight	4	198,3±38,0	15,31	181,0	210,0

Magyarországi balkáni gerlek testméretei BOZSKO (1983) szerint az alábbiak:

Csőrhossz	hímek (n=26):	16,29 (14,5-18,6) mm,	tojók (n=23):	16,36 (15,4-18,0) mm,
Csőr szélesség	hímek (n=26):	6,22 (4,7-7,0) mm,	tojók (n=23):	6,23 (5,0-7,0) mm,
Testtömeg (III.)	hímek (n=29)	203,9 (188-232) g.	tojók (n=25):	202,7 (177,3-223,0) g.

3.10. Dolmányos varjú (*Corvus corone cornix*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: 42-44 cm, szárnyhossz: 31-32 cm, fark: 19-20 cm, csüd: 5,5-5,9 cm, csőr: 5,2-6,2 cm. KEVE (in SZÉKESY, 1973) - szárny: ♂ 310-346 mm, ♀ 305-320 mm, fark: 170-185 mm, csüd: 51-64 mm, csőr: 47-54 mm, tömeg: ♂ 420-535 g, ♀ 430-565 g.

Külföldi összehasonlító testméretek:

C. c. cornix - Szlovákia (HELL ÉS SOVIŠ, 1959)

Szárnyhossz	(n=75):	305,8 (277-335) mm,
Farokhossz	(n=75):	195,2 (162-224) mm,
Csőrhossz	(n=75):	54,8 (48-62) mm,
Csüd hossz	(n=75):	55,4 (50-62) mm,
Testtömeg	(n=75)	490,6 (360-638) g.

C. c. corone - Svájc (GLUTZ ÉS BAUER, 1993)

Szárnyhossz	hímek (n=79):	335,1 (313-364) mm,	tojók (n=40):	323,6 (311-335) mm,
Farokhossz	hímek (n=79):	188,4 (172-203) mm,	tojók (n=39):	180,2 (170-191) mm,
Csőrhossz	hímek (n=78):	58,2 (52,0-63,0) mm,	tojók (n=39):	54,5 (51,5-58,0) mm,
Csüd hossz	hímek (n=78):	59,5 (47,6-63,4) mm,	tojók (n=37):	57,5 (53,5-61,0) mm

C. c. corone – Németország - Hessen (GLUTZ ÉS BAUER, 1993)

Testtömeg (IV.)	hímek (n=8)	592,1 (525-650) g.	tojók (n=7):	507,6 (430-608) g.
-----------------	-------------	--------------------	--------------	--------------------

Magyarországon mért, ivari elkülönítés nélküli dolmányos varjak testméretei a következők:

Testméret – Body measurements	n	Középérték - Mean Konf. határok	Szórás Scatter	Minimum	Maximum
Testhossz (mm) – Body length	10	445,3±21,7	30,86	387,0	490,0
Szárnyhossz (mm) – Wing length	10	287,6±18,5	25,85	229,0	314,0
Farokhossz (mm) – Tail length	10	169,5±15,0	20,93	122,0	192,0
Csőrhossz (mm) – Bill length	10	52,2±2,7	3,73	48,0	57,5
Csüd hossz (mm) – Tarsus length	10	58,3±2,4	3,32	52,0	62,3
Testtömeg (g) – Body weight	10	418,7±58,9	82,36	215,0	530,0

3.11. Vetési varjú (*Corvus frugilegus*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: 41,0-43,7 cm, szárnyhossz: 30,8-31,5 cm, farok: 18,8-19,3 cm, csüd: 5,4-5,6 cm, csőr: 5,3-5,7 cm. KEVE (in SZÉKESY, 1973) - szárny: ♂ 305-330 mm, ♀ 290-311 mm, farok: 157-175 mm, csüd: 52-58 mm, csőr: 52-62 mm, tömeg: ♂ 420-580 g, ♀ 313-450 g.

Külföldi összehasonlító testméretek:

C. frugilegus - Szlovákia (HELL ÉS SOVIŠ, 1959)

Szárnyhossz	(n=452):	294,0 (265-340) mm,
Farokhossz	(n=452):	189,7 (151-219) mm,
Csőr hossz	(n=452):	60,6 (50-75) mm,
Csüd hossz	(n=452):	53,7 (44-65) mm,
Testtömeg	(n=452)	392,6 (235-600) g.

Magyarországon KISPÁL (1986) által mért vetési varjak közepes testméretei az alábbiak voltak:

Farokhossz	hím (n=88):	294,0 mm,	tojó (n=52):	417,8 mm
Csőr hossz	hím (n=13):	59,3 mm,	tojó (n=25):	57,4 mm
Csőr szélesség	hím (n=13):	22,7 mm,	tojó (n=25):	22,4 mm
Csőr magasság	hím (n=13):	18,0 mm,	tojó (n=25):	17,6 mm
Csüd hossz	hím (n=90):	64,7 mm,	tojó (n=71):	64,2 mm
Testtömeg	hím (n=88):	425,1 g,	tojó (n=52):	417,8 g

A LAJTA Projectben gyűjtött vetési varjak testméretei az alábbiak voltak:

Testméret – Body measurements	n	Középpérték - Mean Konf. határok	Szórás Scatter	Minimum	Maximum
Testhossz (mm) – Body length	7	466,7±11,7	12,66	452,0	480,0
Szárnyhossz (mm) – Wing length	7	307,9±10,6	11,44	295,0	325,0
Farokhossz (mm) – Tail length	7	181,4±5,2	5,62	176,0	190,0
Csőr hossz (mm) – Bill length	7	54,3±2,2	2,33	51,8	57,5
Csüd hossz (mm) – Tarsus length	7	55,2±2,6	2,83	52,0	60,5
Testtömeg (g) – Body weight	7	464,3±17,4	18,83	440,0	492,0

3.12. Szarka (*Pica pica*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: 41-45 cm, szárnyhossz: 19,8-21,9 cm, farok: 23,6-27,0 cm, csüd: 4,8-5,2 cm, csőr: 3,5-3,8 cm. KEVE (in SZÉKESY, 1973) - szárny: ♂ 175-205 mm, ♀ 170-193 mm, farok: 212-265 mm, csüd: 40-45 mm, csőr: 25-35 mm, tömeg: ♂ 171-252 g, ♀ 133-215 g.

Külföldi összehasonlító testméretek:

Pica pica - Szlovákia (HELL ÉS SOVIŠ, 1959)

Szárnyhossz	(n=35):	184,5 (170-200) mm,
Farokhossz	(n=35):	234,0 (195-267) mm,
Csőrhossz	(n=35):	38,9 (32-48) mm,
Csüd hossz	(n=35):	46,7 (40-52) mm,
Testtömeg	(n=35)	193,7 (155-245) g.

Magyarországon gyűjtött szarkák (KLEINER, 1939a) adatai alapján számított (FARAGÓ) testméret értékek az alábbiak:

Testméret - Body measurement	Ivar - Sex	n	Középérték - Mean Konf. határok	Szórás Scatter	Minimum	Maximum
Szárnyhossz (mm)	♂	84	191,2±1,4	6,29	169,0	205,0
Wing length	♀	61	181,2±1,1	4,21	170,0	190,0
Farokhossz (mm)	♂	84	241,8±5,4	24,73	130,0	285,0
Tail length	♀	59	229,5±3,9	15,16	180,0	265,0
Csőr hossz (mm)	♂	61	30,1 ±0,4	1,54	26,0	34,0
Bill length	♀	82	31,6 ±0,5	2,08	21,0	35,0
Csüd hossz (mm)	♀	62	46,3±0,5	1,90	43,0	54,0
Tarsus length	♂	84	47,7±0,7	3,37	25,0	52,0
Testtömeg (g)	♂	55	214,6±4,8	17,63	171,0	248,0
Body weight	♀	36	182,6±4,4	13,06	152,0	215,0

3.13. Szajkó (*Garrulus glandarius*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: 32,4-35,2 cm, szárnyhossz: 17,6-19,3 cm, farok: 14,2-17,0 cm, csüd: 4,2-4,5 cm, csőr: 3,0-3,3 cm. KEVE (in SZÉKESSY, 1973) - szárny: ♂ 168-194 mm, ♀ 162-185 mm, farok: 150-156 mm, csüd: 38-46 mm, csőr: 24-32 mm, tömeg: ♂ 145-190 g, ♀ 142-183 g.

Külföldi összehasonlító testméretek:

Garrulus glandarius - Szlovákia (HELL ÉS SOVIŠ, 1959)

Szárnyhossz	(n=35):	179,5 (161-188) mm,
Farokhossz	(n=35):	159,5 (143-178) mm,
Csőrhossz	(n=35):	34,2 (26-42) mm,
Csüd hossz	(n=35):	42,0 (34-50) mm,
Testtömeg	(n=35)	147,0 (135-200) g.

A *Garrulus glandarius glandarius* Magyarországon gyűjtött (KLEINER, 1939b) példányainak adatai alapján számított (FARAGÓ) testméret értékek az alábbiak:

Testméret – Body measurement	Ivar - Sex	n	Középérték - Mean Konf. határok	Szórás Scatter	Minimum	Maximum
Szárnyhossz (mm) Wing length	♂	94	180,8±1,0	5,02	168,0	194,0
	♀	53	177,6±1,0	3,43	169,0	185,0
Farkhossz (mm) Tail length	♂	94	158,3±1,3	6,24	136,0	173,0
	♀	53	154,6±1,4	5,08	143,0	164,0
Csőrhossz (mm) Bill length	♂	90	29,4±0,3	1,43	26,0	32,0
	♀	51	28,8±0,3	0,90	27,0	30,0
Csődhossz (mm) Tarsus length	♂	93	41,7±0,3	1,37	39,0	48,0
	♀	53	41,1±0,3	1,05	39,0	44,0
Testtömeg (g) Body weight	♂	56	164,4±2,8	10,56	145,0	190,0
	♀	44	158,9±2,8	9,32	142,0	183,0

A *Garrulus glandarius albipectus* magyarországi (¹KLEINER, 1939c, ²KEVE, 1967) méretei:

Szárnyhossz ¹	hím (n=1):	181 mm,	
Szárnyhossz ²	hím (n=11):	181,2 (175-190) mm,	tojó (n=11): 177,9 (170-183) mm
Farkhossz ¹	hím (n=1):	155 mm,	
Csőrhossz ¹	hím (n=1):	30 mm,	
Csődhossz ¹	hím (n=1):	42 mm,	
Testtömeg ¹	hím (n=1):	165 g,	

¹: Kardosfa, 1940. 02. 27 – az első bizonyító példány teljes közölt méretsora

3.14. Seregély (*Sturnus vulgaris*)

Korábban közölt testméretei az alábbiak: CHERNEL (1899) – testhossz: 32,4-35,2 cm, szárnyhossz: 17,6-19,3 cm, fark: 14,2-17,0 cm, csüd: 4,2-4,5 cm, csőr: 3,0-3,3 cm. MADARÁSZ (1899-1903) – testhossz: ♂~ 23 cm, szárny: ♂ 13 cm, fark: ♂ 7,5 cm, csőr: ♂ 2,5 cm, csüd: ♂ 2,7 cm. A tojó valamivel kisebb. PÁTKAI (in SZÉKESY, 1973) - szárny: ♂ 126-137 mm, ♀ 122-132 mm, fark: 64-68 mm, csüd: 28-30 mm, csőr: 25-27 mm, tömeg: ♂ 70-94 g, ♀ 60-86 g.

Külföldi összehasonlító adatok:

Sturnus vulgaris vulgaris - Svájc (SUTTER ÉS WINKLER, idézi GLUTZ ÉS BAUER, 1993)

Szárnyhossz	hím (n=7):	133,7 (130-137) mm,	tojó (n=9): 129,7 (125-133) mm
Farkhossz	hím (n=8):	63,3 (61-66) mm,	tojó (n=8): 61,9 (60-64) mm
Csőrhossz	hím (n=32):	25,1 (21,5-29,5) mm,	tojó (n=29): 24,8 (21,8-26,5) mm
Csődhossz	hím (n=9):	29,5 (28,2-30,3) mm,	tojó (n=9): 28,9 (27,1-30,0) mm

Sturnus vulgaris vulgaris - Csehország (FOLK ET AL., idézi GLUTZ ÉS BAUER, 1993)

Szárnyhossz	hím (n=60):	130,9 (124-137) g,	tojó (n=44): 128,3 (124-133) g
Testtömeg (ivar nélkül) (n=250):		79,29 (57-104) g	

A *Sturnus vulgaris vulgaris* Magyarországon gyűjtött (VASVÁRI, 1955) példányainak adatai alapján számított (FARAGÓ) testméret értékek az alábbiak:

Testméret – Body measurements	n	Középérték - Mean Konf. határok	Szórás Scatter	Minimum	Maximum
Testhossz (mm) – Body length	10	223,4±2,78	3,89	220,0	233,0
Szárnyhossz (mm) – Wing length	10	129,1±2,85	3,98	121,0	134,0
Farokhossz (mm) – Tail length	10	69,4±1,55	2,17	65,0	72,0
Csőr hossz (mm) – Bill length	10	25,1±0,53	0,74	24,0	26,0
Csüd hossz (mm) – Tarsus length	10	32,1±2,42	3,38	25,0	36,0
Testtömeg (g) – Body weight	10	74,6±5,99	8,38	61,0	87,0

4. KÖVETKEZTETÉSEK

A bemutatott 14 mezei szárnyasvad faj testméret adatai megmutatták a biometriai vizsgálatok hiányosságait, a további mérések, adatgyűjtések szükségességét is. E vonatkozásban mindenképpen elérendők a következők:

- valamennyi vadászható szárnyasvad fajra vonatkozóan **bővíteni kell a biometriai adatbázist**, különösen a kis mintával, vagy mérésekkel egyáltalán nem rendelkező fajok (örvös galamb, vadgerle stb.) esetében
- minden fajnál – azoknál is, ahol ez eddig nem történt meg – el kell különíteni az **ivarokat**, még akkor is, ha az esetleg csak körülményesen, pl. boncolással állapítható meg
- az ivarokon belül meg kell határozni a **kort** (adult vagy juvenilis/immaturus) is
- a minták gyűjtését ki kell terjeszteni Magyarország **egész területére**
- a jövőbeli kutatásokat segítő e fajokból szakszerű **bőrgyűjteményt** kell létesíteni, felállítani, amely a biometriai adatok felvétele mellett, lehetőséget biztosít a jövőben olyan vizsgálatok (visszamenőleges) elvégzésére, amelyek ma még drágák és ezért a vízivad kutatásokban nem igen használatosak (pl: DNS finger printing vizsgálatok, NEHÉZFÉM-, VAGY NÖVÉNYVÉDŐSZER-TERHELÉSI VIZSGÁLATOK).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm munkatársaimnak, tanítványaimnak azt, hogy a méretek felvételei során segítettek., GOSZTONYI LÍVIÁNAK és LÁSZLÓ RICHÁRDNAK pedig az adatfeldolgozás során nyújtott segítségét.

IRODALOMJEGYZÉK

- BOZSKO, SZ. (1983): The sex and age distribution as well as the major anatomomorphological characteristics of the population of collared dove (*Streptopelia decaocto* FRIV.). *AQUILA* 90: 95-104.
- CHERNEL, I. (1899): Magyarország madarai, különös tekintettel gazdasági jelentőségökre. Budapest.
- FARAGÓ, S. (1990): A túzok Magyarországon. Venatus, Budapest.
- FARAGÓ, S. (2000): Adatok a magyarországi vízivad fajok testméreteihez. *MAGYAR VÍZIVAD KÖZLEMÉNYEK* 6: 278-308
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. ÉS BAUER, K.M. (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9. *Columbiformes - Piciformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. ÉS BAUER, K.M. (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13/III. *Passeriformes* (4. Teil *Corvidae- Sturnidae*). Aula Verlag, Wiesbaden
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. ÉS BEZZEL, E. (1971): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. *Falconiformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. ÉS BEZZEL, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. *Galliiiformes* und *Gruiformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main
- HARASZTHY, L. (szerk.) (1984): Magyarország fészkelő madarai. Budapest, Natura, 246 pp.
- HARASZTHY, L. (szerk.) (1988): Magyarország madárvendégei. Budapest, Natura, 172 pp.
- HARASZTHY, L. (szerk.) (1990): Magyarország madarainak határozója. Budapest, NATURA, 243 pp.
- HARASZTHY, L. (szerk.) (1998): Magyarország madarai. Budapest, Mezőgazda Kiadó, 441 pp.
- HARASZTHY, L. (szerk.) (2000): Magyarország madarai. Budapest, Mezőgazda Kiadó, 441 pp.
- HELL, P. és SOVIŠ, B. (1959): Adatok a varjúfélék (*Corvidae*) biometrikájához. *AQUILA* 65: 145-160.
- KEVE, A. (1967): A délnyugati szajkó a magyar faunában. *AQUILA* 73-74: 75-79.
- KEVE, A. ÉS PÁTKAI, I. (1961): Die taxonomische Stellung der Habichte in Ungarn. *ANN. HIST.-NAT. MUS. NAT. HUNG.* 53: 545-556.
- KISPÁL, T. (1986): A vetési varjú (*Corvus frugilegus* L.) kormeghatározásának lehetőségei, morfológiai és szaporodásbiológiai vizsgálata. Diplomamunka, Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar, Gödöllő, 99 pp.
- KLEINER, E. (1939a): Rendszertani tanulmányok a Kárpátok medencéjének varju-féléin és azok földrajzi fajtakörein. I. *Pica pica* L. *AQUILA* 42-45: 79-140.
- KLEINER, E. (1939b): Rendszertani tanulmányok a Kárpátok medencéjének varju-féléin és azok földrajzi fajtakörein. II. *Garrulus glandarius* L. *AQUILA* 42-45: 141-226.

- KLEINER, E. (1939c): Újabb adalékok a szajkók rendszertanához. AQUILA 42-45: 542-549.
- MADARÁSZ, GY. (1899-1903): Magyarország madarai. A hazai madárvilág megismerésének vezérfonala. Budapest, a Magyar Nemzeti Múzeum kiadványa. 666 pp.
- NAGY, E (1975): Adatok a hazai fogoly populáció morfológiájához. A VADGAZDÁLKODÁS FEJLESZTÉSE 16. SZÁRNYASVADTENYÉSZTÉS: 73-81.
- PETERSON, R.T., MOUNTFORT, G. ÉS HOLLOW, P.A. D. (1972): Európa madarai. Budapest, Gondolat Kiadó, 2. kiadás, 350 pp.
- SCHENK, J. (Szerk.)(1929): BREHM, A.: Az állatok világa 8-10. Kötet, Budapest, Gutenberg Könyvkiadóvállalat.
- SZÉKESSY, V. (szerk., 1973): Madarak - *Aves. Magyarország Állatvilága XXI.* Akadémiai Kiadó, Budapest, 1. Kiadás, változatlan utánnomás.
- VASVÁRI, M. (1955): Magyarországi madarak méretei. AQUILA 59-62: 167-184.
- WARGA, K. (1930): *Coturnix communis* méretek. AQUILA 36-37: 138-142.

ADATOK A MAGYARORSZÁGI MEZEI SZÁRNYASVAD FAJOK FÉSZEKALJ NAGYSÁGAIHOZ ÉS TOJÁSMÉRETEIHEZ

Dr. Faragó Sándor

Magyar Fogoly Kutató Csoport, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet
Hungarian Partridge Research Group, University of West Hungary, Faculty of Forestry,
Institute of Wildlife Management, H-9400 Sopron, Ady E. u. 5. Hungary.

KULCSSZAVAK: mezei szárnyas vad, fészekalj nagyság, tojásméret, Magyarország
KEY-WORDS: field game bird, clutch size, egg size, Hungary

ABSTRACT

FARAGÓ, S.: CONTRIBUTION OF DATA TO THE CLUTCH AND EGG SIZE OF FIELD GAME BIRD SPECIES IN HUNGARY. The Author present the clutch and egg sizes of nesting species, specially treated from the point of view of game protection, based upon the evaluation of the available Hungarian egg collections. The species are the followings: goshawk (*Accipiter gentilis*), buzzard (*Buteo buteo*), hen harrier (*Circus cyaneus*), marsh harrier (*Circus aeruginosus*), grey partridge (*Perdix perdix*), quail (*Coturnix coturnix*), pheasant (*Phasianus colchicus*), great bustard (*Otis tarda*), woodpigeon (*Columba palumbus*), collared dove (*Streptopelia decaocto*), turtle dove (*Streptopelia turtur*), jay (*Garrulus glandarius*), magpie (*Pica pica*), rook (*Corvus frugilegus*), hooded crow (*Corvus corone cornix*) and starling (*Sturnus vulgaris*). In the analysis they calculated or presented: (1) The average brood size with confidence limits, (2) For each species the number broods in each brood size and its frequency (%), (3) The mean length of the eggs and its confidence limits, (4) The mean width of the eggs and its confidence limits, (5) The dimensions of the average egg, (6) The dimension of eggs with minimum and maximum length and width (extreme values), (7) The average value of egg index (I) and its confidence limits. (The calculation of the egg index: $I = \text{length of egg} / \text{width of egg}$), (8) The smallest (I_{\min}) and largest egg indices (I_{\max}).

1. BEVEZETÉS

A mezei szárnyasvadvédelem, illetőleg gazdálkodás szempontjából szóba jöhető – hazánkban is fészkelő - madárfajok fészkelés-biológiájáról, különösen fészekalj nagyságáról és a tojások méreteiről kevés hazai adattal rendelkezünk. Az összefoglaló madártani munkák közölnek ugyan fészekalj nagyság és tojásméret adatokat, de azok eredete vagy nem ismert (CHERNEL, 1899), vagy részben-egészben, bizonyítottan külföldi (SZÉKESSY, 1958; HARASZTHY, 1984; 1998). Ez a dolgozat a mezei szárnyasvad gazdálkodás és védelem szempontjából kiemelten kezelt fészkelő fajaink fészekalj nagyságait és tojásméreteit mutatja be gyűjteményekben található fészekaljak értékelése alapján. A 16 fajt ismertetése során a

vadászható „haszonvad” és „dúvad” fajok mellett néhány tipikus védett mezei fajt is tárgyalkunk, vagy jelentőségük miatt, vagy, mert a szomszédos országokban vadászhatók, esetleg a jövőben nálunk is felkerülhetnek a vadfajok listájára. Némely faj esetében – ott ahol erre a gyűjteményi nyilvántartás módot adott – közlünk a fészkek helyére vonatkozó megállapításokat is.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálatok során az alábbi köz- és magángyűjteményekben található fészekaljakat dolgoztam fel:

1. Magyar Természettudományi Múzeum Állattára
2. KöM TvH Madártani Intézete – MÁTÉ - féle gyűjtemény
3. Mátra Múzeum, Gyöngyös – NÉMETH – féle gyűjtemény
4. Dr. CZVALINGA ISTVÁN (Pécs) gyűjteménye.

A gyűjtemények átvizsgálása során feljegyeztünk minden – a fészkelés körülményeit rögzítő -, adatot, a fészekalj nagyságát és 0,01 mm pontossággal, tolómérővel mértük a tojások hosszát és szélességét. A feldolgozás során számítottuk, illetve közöljük:

1. Az átlagos fészekalj nagyságot és annak konfidencia határait.
2. Egyes fajok fészekalj nagyságaihoz tartozó fészekalj számot és annak gyakoriságát (%)
3. A tojáshossz középértékét és annak konfidencia határait
4. A tojásszélesség középértékét és annak konfidencia határait
5. Az átlagos tojás méreteit
6. A minimális és maximális hosszal és szélességgel rendelkező tojások (szélsőértékek) adatait
7. A tojásindex (I) átlagértékét és annak konfidencia határait. A tojásindex számítása:

$$I = \text{tojáshossz/tojásszélesség}$$
8. A legkisebb ($I_{\min.}$) és legnagyobb tojásindexet ($I_{\max.}$).

A hazai adatok mellett megadjuk a fajok európai – ha mód van rá közép-európai -, összehasonlító fészekalj nagyság és tojásméret adatait.

3. EREDMÉNYEK

3.1. HÉJA (*Accipiter gentilis*)

A fészekalj nagysága: (1-)3-4(-6) (CRAMP ÉS SIMMONS, 1980), (2-)3-4(-5) (GLUTZ ET AL., 1971). VARGA (1986) Sopron környékén az átlagos fészekalj nagyságot (n=16) 2,66 tojásban állapította meg.

A Magyarországon gyűjtött 42 fészkalj **3-6 tojást** tartalmazott. 3 tojás volt 12 fészekben (28,6%), 4 tojás volt 22 fészekben (52,4%), 5 tojás volt 7 fészekben (16,7%) és 6 tojás volt 1 fészekben (2,4%). Az átlagos fészkalj nagyság: **3,929 ± 0,057 tojás**.

A tojások átlagos mérete Közép-Európában *A. g. gentilis* esetében D_{69} : 56,44 × 44,20 mm, tömegük 57,8 (54,0-64,0) g (MAKATSCH, 1974). Magyarországon mért tojások (n=165) jellemző értékei az alábbiak:

D_{165} :	56,56 × 44,10 mm	
$H_{\text{átl.}}$:	56,562 ± 0,297 mm	
$H_{\text{min.}}$:	52,35 × 43,75 mm	$H_{\text{max.}}$ 61,00 × 44,15 mm
$Sz_{\text{átl.}}$:	44,102 ± 0,215 mm	
$Sz_{\text{min.}}$:	56,60 × 41,00 mm	H_{max} 58,85 × 48,70 mm
I	1,283 ± 0,008	
I_{min}	1,15	I_{max} 1,41

A fészek helye: Fészket a fák lombkoronasztijébe, a főágak elágazásába rakja. Valószínűleg a jobb be- és kirepülés, illetve az áttekinthetőség miatt előszeretettel fészkel utak, nyiladékok, tisztások közelébe. Feltétlenül erdőhöz kötött fészkelése. A Pilis-hegységben használt héjafészkek nagy része (72-73%) bükkösben, továbbá elegyetlen kocsánytalan tölgyesben (11-13%) és tölgy elegyes bükkösben (13-17%) volt (HARASZTHY, 1979). Territóriumot a hím foglal, azon belül több fészkelési lehetőséget kínál fel a hím a tojónak. A fészket a tojó választja ki azzal, hogy lerakja bele tojásait.

Magyarországról származó héja fészkaljak (n=40) fészkei az alábbi fafajokon helyezkedtek el: bükk-37%, cser-17%, nyár és kocsányos tölgy 10-10%, kocsánytalan tölgy, akác, és madárcseresznye 5-5%, gyertyán, kislevelű hárs, erdei fenyő és magas kőris 3-3%. Ismert magasságú fészkek (n=36) 16,6 (6-28) m-en épültek.

3.2. EGERÉSZÖLYV (*Buteo buteo*)

A fészkalj nagysága: Jellemzően 2-3 tojása van, ennél kevesebb vagy több ritka. De feljegyezték már 4, sőt 5 tojásos fészkalját is, utóbbit Törökbálinton 1981-ben (HARASZTHY, 1983). KALOTÁS ÉS PINTÉR (1992) is talált Sióagárdon, 1990-ben 5 fiókás egerészölyv fészket, de mivel 3 felnőtt madár tartózkodott a fészek környékén, két tojó összetojt fészkaljának értékelték. Magyarországon vizsgált egyes területeken az alábbi fészkalj nagyságokat jegyezték fel. Sopron (VARGA, 1986) 2,75 tojás; Tolna megye (KALOTÁS ÉS PINTÉR, 1991) 2,55 (1,68-3,28) tojás. Magyarország egész területéről származó 133 fészkalj **2-5 tojást** tartalmazott. 2 tojás volt 48 fészekben (36%) 3 tojás volt 73 fészekben (55%), 4 tojás volt 11 fészekben (8%) és 5 tojás volt 1 fészekben (1%). Az átlagos fészkalj nagyság **2,737 ± 0,040 tojás** volt.

A tojások: mérete HARRISON (1975) szerint $56,2 \times 45,2$ mm, MAKATSCH (1974) szerint ($n=198$) $56,00 \times 44,69$ mm. Magyarországon mért tojások ($n=363$) jellemző értékei az alábbiak:

D_{363} :	$55,99 \times 44,74$ mm		
$H_{\text{átl.}}$:	$55,994 \pm 0,231$ mm		
$H_{\text{min.}}$:	$46,50 \times 41,25$ mm	$H_{\text{max.}}$	$63,80 \times 41,95$ mm
$Sz_{\text{átl.}}$:	$44,738 \pm 0,154$ mm		
$Sz_{\text{min.}}$:	$53,25 \times 40,50$ mm	$H_{\text{max.}}$	$56,05 \times 48,55$ mm
I	$1,252 \pm 0,005$		
I_{min}	1,13	I_{max}	1,52

A fészek helye: Az egerészölyv elsősorban a nagy fákkal jellemezhető idős, üdebb erdőtürsulásokat kedveli, amelyeknek sűrűbb (70%-os záródású) állományrészeit választja fészkelő helyül. A fészkeket legszívesebben erdei tisztásoktól és nyiladékoktól 30-90 m-re építi (JĘDRZEJEWSKI ET AL., 1988). A Pilisben végzett felmérések alapján (HARASZTHY, 1979), a fészkek ($n=129$) 45%-a tölgyesben, 32%-a bükkösben, 23%-a pedig tölgyelegyes bükkösben volt. Minden olyan fafajt szívesen választ fészkelő helyként, amely közép- vagy időskorú állományt alkot a területen, s egyedeiben is alkalmas a fészkelésre. A Pilisben a fészkek döntően bükkön és kocsánytalan tölgyön épültek (HARASZTHY ÉS OTT, 1983). Egy mezei élőhelyen költő egerészölyv állomány fészkeinek ($n=148$) 66%-a nyár fajokon, 19%-a akácra, 8%-a fűz fajokon, továbbá ostorfán, kőríseken, tölgyön, bükkön, bálványfán, gyertyánra, madárcseresznyén volt (KALOTÁS ÉS PINTÉR, 1991). Megfigyelték az egerészölyv talajon történő költését is (AMBRUS, 1994). Olykor előfordulhat, hogy szarka fészkekben (PARASZT, 1984), fekete gólya fészkekben (e vizsgálat szerint), sőt műfészkekben (BALOGH ÉS VARGA, 1984) költ. A fészket a tojó újítja fel, és zöld növényekkel díszíti. Fészket mindig a törzs mellé, az ágak tövéhez építi, 10-20 m magasságban. Legbiztonságosabbak a kemény fafajok. KALOTÁS ÉS PINTÉR (1991) szerint mezei élőhelyen a fészkek átlagmagassága 11 m volt.

Magyarország valamennyi vidékéről származó, ismert tartófajú fészkeknek ($n=116$) a tartófák faja szerinti megoszlása a következő volt: nyár fajok – 28%, bükk – 16%, kocsányos tölgy – 14%, cser – 10%, és még további 12 fafaj. Jelen adatgyűjtésből az egerészölyv fészkek ($n=110$) átlagmagasságának 16,8 m-t, szélsőértékeknek 6–30 m-t adhattunk meg.

3.3. KÉKES RÉTIHÉJA (*Circus cyaneus*)

A fészekalj nagysága: A rendszerint (3-)-4-6 (olykor több) tojást rak, de az is előfordul, hogy az első fészekalj lerakása után 10 nappal egy második fészekbe is tojik tojásokat, következésképpen akár 12 tojást is tojhat egymás után egy tojó (GLUTZ ET AL., 1971; MAKATSCH, 1974; CRAMP ÉS SIMMONS, 1980). A XX. század első felében alkalmilag költött a Dunántúlon (MAGYAR ET AL., 1998). A megtalált 5 hazai fészekaljban, 1 esetben 3 tojás, 4 esetben 4 tojás volt, azaz 3-4, átlagosan $3,500 \pm 0,160$ tojás volt.

A tojások mérete HARRISON (1975) szerint $45,3 \times 35,5$ mm, CRAMP ÉS SIMMONS (1980) szerint 46×36 ($40-52 \times 32-40$) mm, míg Németországban mért ($n=80$) adatok

szerint $45,34 \times 35,49$ mm (GLUTZ ET AL., 1971). A Magyarországon mért tojások ($n=14$) méretei az alábbiak voltak:

D_{14} :	$46,56 \times 36,16$ mm	
$H_{\text{átl.}}$	$46,564 \pm 0,680$ mm	
$H_{\text{min.}}$	$44,15 \times 35,40$ mm	$H_{\text{max.}}$ $48,34 \times 36,47$ mm
$Sz_{\text{átl.}}$	$36,157 \pm 0,435$ mm	
$Sz_{\text{min.}}$	$45,95 \times 35,10$ mm	$H_{\text{max.}}$ $47,87 \times 37,85$ mm
I	$1,288 \pm 0,013$	
I_{min}	1,25	I_{max} 1,33

A fészek helye: A természetes, a bolygatott vagy szántó, száraz, vagy nedves helyeket egyaránt elfoglalja. É-i költőterületein, mocsaras-lápos, hangás, csarabos vidékeken, magasfüves társulásokban a talajon fészkel, rendszerint bokrok, vagy magas növényzet védelmében. Délebbre az őszi vetésű növények biztosítanak számára megfelelő fészkelő helyet.

Magyarországon az ismert 5 fészkelés közül 2 kis nádas foltban, 1-1 pedig lóhereföldön, halastó avas nádasában, illetve lápréten volt.

3.4. BARNÁ RÉTIHÉJA (*Circus aeruginosus*)

A fészkalj nagysága: (2-)-3-6(-7) tojás (MAKATSCH, 1974; HARRISON, 1975 és GLUTZ ET AL., 1971), de előfordultak már 8-12 fészkaljak is (MAKATSCH, 1974; CRAMP ÉS SIMMONS, 1980).

A Magyarországról származó 32 fészkalj **3-6 tojást** tartalmazott. 3 tojás volt 3 fészekben (9,4%), 4 tojás volt 10 fészekben (31,3%) és 5 tojás volt 14 fészekben (43,8%) és 6 tojás volt 5 fészekben (15,6%). Az átlagos fészkalj nagyság: **$4,656 \pm 0,064$ tojás**.

A tojások méretei Közép-Európában JOURDAIN (idézi MAKATSCH, 1974 és GLUTZ ET AL., 1971) D_{130} : $50,0 \times 38,75$ mm-nek adta meg. MAKATSCH (1974) saját közép-európai gyűjtése alapján az átlagméret D_{148} : $49,45 \times 38,44$ mm-nek adódott.

A Magyarországon mért tojások ($n=149$) jellemző értékei az alábbiak.

D_{149} :	$49,41 \times 38,15$ mm	
$H_{\text{átl.}}$	$49,414 \pm 0,338$ mm	
$H_{\text{min.}}$	$39,25 \times 26,75$ mm	$H_{\text{max.}}$ $55,15 \times 41,80$ mm
$Sz_{\text{átl.}}$	$38,149 \pm 0,243$ mm	
$Sz_{\text{min.}}$	$39,25 \times 26,75$ mm	$H_{\text{max.}}$ $53,00 \times 42,80$ mm
I	$1,296 \pm 0,009$	
I_{min}	1,08	I_{max} 1,47

3.5. FOGOLY (*Perdix perdix*)

A fészekalj nagysága: (8-)10-20(-24) tojás, ami É-ről D felé csökken: Ny-Finnországban 18,3, Dániában 15,9, Angliában 14,9, Magyarországon 14,7, Svájcban 14,5 (FARAGÓ, 1994). SZEDERJEI (1959) különbséget talált az élőhelyek átlagos fészekalj nagyságai között. Fás, bokros védősűrű: 17,2 tojás; füves, gazos (útszél, árokpart, töltés): 16,6 tojás; lucerna: 15,2 tojás; lóhere: 14,2 tojás; egyéb pillangós takarmánynövény: 13,6 tojás; rozs: 15,6 tojás; búza: 14,2 tojás; árpa: 13,6 tojás; zab: 11,8 tojás és egyéb: 12,2 tojás.

A Magyarországról származó 25 fészekalj **8-23 tojást** tartalmazott, 8 tojás volt 1 fészekben (4,0%), 9 tojás volt 2 fészekben (8,0%), 10 tojás volt 2 fészekben (8,0%), 11 tojás volt 3 fészekben (12,0%), 12 tojás volt 2 fészekben (8,0%), 13 tojás volt 2 fészekben (8,0%), 14 tojás volt 2 fészekben (8,0%), 15 tojás volt 3 fészekben (12,0%), 16 tojás volt 2 fészekben (8,0%), 19 tojás volt 3 fészekben (12,0%), 22 tojás volt 2 fészekben (8,0%) és 23 tojás volt 1 fészekben (4,0%). Az átlagos fészekalj nagyság **14,320 ± 0,117 tojás**.

A tojások mérete 36 × 28 mm, tömege: 10-19 gramm. Az egykori Csehszlovákiában mért tojások (n=222) átlagméretei az alábbiak voltak: 34,99 × 26,45 mm (GLUTZ ET AL., 1973). MAKATSCH (1974) a közép-európai fogolytojások átlagméretét D₉₅: 35,66 × 26,79 mm-nek határozta meg. Magyarországon mért tojások (n=358) jellemző értékei az alábbiak:

D ₃₅₈ :	35,10 × 26,78 mm	
H _{átl.} :	35,097 ± 0,110 mm	
H _{min.} :	32,65 × 25,97 mm	H _{max.} 38,35 × 28,10 mm
Sz _{átl.} :	26,781 ± 0,063 mm	
Sz _{min.} :	34,35 × 25,30 mm	H _{max} 36,25 × 28,50 mm
I	1,311 ± 0,004	
I _{min}	1,21	I _{max} 1,41

3.6. FÜRJ (*Coturnix coturnix*)

A fészekalj nagysága: (6-)7-12(-16), olykor több tojás. Ha 18 tojásnál több van egy fészekben, azok két tyúktól származnak már (MAKATSCH, 1974; HARRISON, 1975; GLUTZ ET AL., 1973; CRAMP ÉS SIMMONS, 1980).

A Magyarországról származó 35 fészekalj **6-14 tojást** tartalmazott. 6 tojás volt 1 fészekben (2,9%), 7 tojás volt 1 fészekben (2,9%), 8 tojás volt 5 fészekben (14,7%), 9 tojás volt 7 fészekben (20,6%), 10 tojás volt 6 fészekben (17,6%), 11 tojás volt 6 fészekben

(17,6%), 12 tojás volt 3 fészekben (8,8%), 13 tojás volt 3 fészekben (8,8%) és 14 tojás volt 2 fészekben (5,9%). Az átlagos fészekalj nagysága: **10,147 ± 0,064 tojás**.

A tojások mérete D_{155} : 29,89 × 22,95 mm (MAKATSCH, 1974), Csehországban mértéké D_{128} : 30,08 × 25,51 mm (GLUTZ ET AL., 1973). A Magyarországon mért tojások (n=351) jellemző értékei az alábbiak:

D_{351} :	29,81 × 22,75 mm	
$H_{\text{átl.}}$:	29,811 ± 0,182 mm	
$H_{\text{min.}}$:	22,55 × 18,55 mm	$H_{\text{max.}}$ 39,37 × 21,80 mm
$Sz_{\text{átl.}}$:	22,747 ± 0,106 mm	
$Sz_{\text{min.}}$:	22,55 × 18,55 mm	$H_{\text{max.}}$ 30,35 × 26,65 mm
I	1,311 ± 0,006	
I_{min}	1,14	I_{max} 1,81

A fészek helye: Leginkább a réteket, pillangósokat, a táblák és árkok szegélyén található évelő növényzetet, kevésbé gyakran az őszi gabonákat választja. Magyarországról származó, ismert lelőhelyű fészekaljak (n=20) megoszlása a következő volt: rét 55%, lucerna 15%, búza 15%, lóhere 10%, árokpart 5%.

3.7. FÁCÁN (*Phasianus colchicus*)

A fészekalj nagysága: A különböző alfajoknak különböző a tojásszáma. A *colchicus* 15, a *torquatus* 14-18 tojást, az ún. *vadászfácán* átlagosan 12 tojást tojik a szabadban. Az egyéves tyúkok 10-15, a kétévesek 12-18, a háromévesek 8-14, a négyévesek 6-10 tojásos fészekaljat produkálnak (NAGY, 1984). Az első fészekaljak mindig nagyobbak, mint a sarjú fészekaljak. A fészekalj nagysága MAKATSCH (1974) alapján (7-8-12(-22) tojás, bár a magas tojászám olykor 2, vagy több tyúk összetojásából is származhat. GLUTZ ET AL., (1973) valamint HARRISON (1975) szerint (6-8-12(-16) tojás lehet a fészekben.

Magyarországról származó 44 fészekalj **8-16 tojást** tartalmazott, 8 tojás volt 3 fészekben (6,8%), 9 tojás volt 11 fészekben (25,0%), 10 tojás volt 10 fészekben (22,7%), 11 tojás volt 9 fészekben (20,5%), 12 tojás volt 4 fészekben (9,1%), 13 tojás volt 5 fészekben (11,4%), 14 tojás volt 1 fészekben (2,3%) és 16 tojás volt 1 fészekben (2,3%). Az átlagos fészekalj nagysága: **10,568 ± 0,049 tojás**.

A tojások mérete 43 × 34 mm, tömegük 29-36 gramm (NAGY, 1984). SZEDERJEI ÉS STUDINKA (1962) több ezer tojás alapján a 44-45 × 34-35 mm, illetve 28-29 g átlagértéket adtak meg. MAKATSCH (1974) szerint a *P. c. colchicus* tojások méreteinek átlagértékei D_{73} : 45,42 × 35,32 mm, illetve 29,6 g. GLUTZ ET AL., (1973) valamint HARRISON (1975) szerint –

87 német tojás alapján -, $45,0 \times 35,6$ mm. Magyarországon mért, vad fácánpopulációkból származó fészekalj tojásainak ($n=465$) jellemző értékei az alábbiak:

D_{465} :	$44,52 \times 35,00$ mm		
$H_{\text{átl.}}$:	$44,516 \pm 0,191$ mm		
$H_{\text{min.}}$:	$30,60 \times 25,90$ mm	$H_{\text{max.}}$	$50,60 \times 36,15$ mm
$Sz_{\text{átl.}}$:	$34,996 \pm 0,099$ mm		
$Sz_{\text{min.}}$:	$30,60 \times 25,90$ mm	$H_{\text{max.}}$	$48,49 \times 38,07$ mm
I	$1,272 \pm 0,004$		
I_{min}	1,01	I_{max}	1,43

3.8. TÚZOK (*Otis tarda*)

A fészekalj nagysága: 1-3. A fészekalj átlagos nagysága Európában É-ről D-felé haladva folyamatosan emelkedik, a két szélsőség Lengyelország (1,79 tojás) és Spanyolország (2,46 tojás) (FARAGÓ, 1992a). FODOR (1968) 1958-1966 között talált fészekalj (n=96) esetében 2,22 tojás fészekaljankénti átlagértéket kapott. Magyarországon az 1979-1990 közötti időszakban az átlagos fészekalj nagyság ($n=858$) 1,93 tojás volt. Nem volt eltérés az első (1,94 tojás) és a sarjűfészkek (1,93 tojás) nagysága között (FARAGÓ, 1992b). Jelen vizsgálat Magyarországon korábban gyűjtött fészekaljainál ($n=35$) **2-3 tojásos** fészkeket talált. Két tojás volt 30 fészekben (85,7%), 3 tojás pedig 5 fészekben (14,3%). Az átlagos fészekalj nagyság: **$2,143 \pm 0,055$ tojás**.

A tojások méretét MAKATSCH (1974) magyarországi tojások alapján ($n=53$) $79,53 \times 55,83$ mm-nek adta meg. A Dévványán mért ($n=965$) tojások átlagos nagysága 77×56 mm-nek és 129 g-nak adódott (FARAGÓ, 1992b).

Magyarországi gyűjteményekben lévő tűzoktojások átlagmérete a következők voltak:

D_{75} :	$78,65 \times 56,71$ mm		
$H_{\text{átl.}}$:	$78,653 \pm 0,764$ mm		
$H_{\text{min.}}$:	$72,90 \times 55,75$ mm	$H_{\text{max.}}$	$86,90 \times 60,55$ mm
$Sz_{\text{átl.}}$:	$56,712 \pm 0,468$ mm		
$Sz_{\text{min.}}$:	$78,60 \times 52,70$ mm	$H_{\text{max.}}$	$81,20 \times 61,70$ mm
I	$1,388 \pm 0,014$		
I_{min}	1,27	I_{max}	1,54

3.9. ÖRVÖS GALAMB (*Columba palumbus*)

A fészekalj nagysága: (1-)2(-3) tojás. Az ennél nagyobb fészekalj már 2 tojótól származik. Összetojhat a vadgerlével (*Streptopelia turtur*). Magyarországon gyűjtött 57 fészekalj kizárólag (100%) 2-2 tojást tartalmazott, azaz az átlagos fészekalj nagyság: **2,000 ± 0,0 tojás**.

A tojások átlagmértei az alábbiak: Nagy-Britannia – D₁₀₀: 41,1 × 29,8 mm (GLUTZ ÉS BAUER, 1980), Európa – D₃₃: 41,43 × 29,58 mm (MAKATSCH, 1976). Magyarországon mért tojások (n=114) jellemző értékei az alábbiak:

D ₁₁₄ :	40,19 × 29,37 mm	
H _{átl.} :	40,185 ± 0,334 mm	
H _{min.} :	33,60 × 26,20 mm	H _{max.} 44,35 × 30,15 mm
Sz _{átl.} :	29,367 ± 0,177 mm	
Sz _{min.} :	33,60 × 26,20 mm	H _{max.} 40,85 × 31,29 mm
I	1,369 ± 0,011	
I _{min.}	1,22	I _{max.} 1,56

A fészek helye: A tojó a fészket erdőbe, erdőfoltokba, kertekbe, parkokba rakja, előfordul, hogy fátlan területen költ. A fészek cserjéken és fákön van különböző magasságban, ritkán épületekre vagy sziklafalakra is fészkel, sőt megfigyelték már földön való fészkelését is, bár ez igazi ritkaság. Olykor felhasználja más fajok idősebb fészkeit is. RÉKÁSI (in HARASZTHY, 1998) szerint az Alföldön leggyakrabban akácös, nyárfás erdősávokban, ezüstfán és bodzabokron, 2,5-4 m magasan építi fészket.

Magyarországon gyűjtött örvös galamb fészkek (n=38) tartófa faja: törékeny fűz – 14 fészek, fenyő (erdei és fekete) – 7 fészek, vadvörte – 4 fészek, galagonya és akác – 3-3 fészek, fekete bodza és zöld juhar – 2-2 fészek, mezei juhar, fekete nyár és kocsányos tölgy – 1-1 fészek. A fészkek (n=36) magassága: 4,3 (1,5-11,0) m volt.

3.10. VADGERLE (*Streptopelia turtur*)

A fészekalj nagysága: (1-)2. Csehszlovákiában (PIKULA ÉS BEKLOVÁ, 1984) 1 tojást 27 esetben (8,9%), 2 tojást 273 esetben (90,4%) és 3 tojást 2 esetben (0,7%) találtak vadgerle fészkekben. E vizsgálat keretében a Magyarországról származó 79 fészek kizárólag (100%) 2-es fészekaljakat tartalmazott, azaz az átlagos fészekalj nagyság **2,000 ± 0,0 tojás** volt.

A tojások átlagos mérete Közép- és DK-Európában D₄₆: 30,54 × 22,78 mm, tömege 8,2 g (MAKATSCH, 1976), a csehszlovákoké D₅₄: 30,46 × 22,42 mm, tömege 8,1 g (PIKULA ÉS BEKLOVÁ, 1984) volt. Magyarországon mért tojások (n=158) jellemző értékei az alábbiak:

D_{158} :	$30,62 \times 22,77$ mm		
$H_{\text{átl.}}$:	$30,617 \pm 0,219$ mm		
$H_{\text{min.}}$:	$27,68 \times 21,20$ mm	$H_{\text{max.}}$	$34,44 \times 24,47$ mm
$Sz_{\text{átl.}}$:	$22,776 \pm 0,119$ mm		
$Sz_{\text{min.}}$:	$28,00 \times 20,20$ mm	H_{max}	$29,25 \times 22,25$ mm
I	$1,345 \pm 0,009$		
I_{min}	1,22	I_{max}	1,53

A fészek helye: Fészket rendszerint cserjék magasabb, fák alacsonyabb ágai közé, néhány méter magasságban rakja meg. Az egykori Csehszlovákiában végzett elemzés szerint a fészkek ($n=259$) 62,5%-a cserjéken (12 faj), 37,5%-a pedig fákon (18 faj) volt. Leggyakrabban kökényen (*Prunus spinosa* – 14,7%), vadrózsán (*Rosa canina* – 13,9%), fekete bodzán (*Sambucus nigra* – 13,5%), lucfenyőn (*Picea abies* – 13,1%) és galagonyán (*Crataegus laevigata* – 11,6%) fészkeltek. A fészkek talajtól mért magassága 2,3 (0,5-12,5) m volt (PIKULA ÉS BEKLOVÁ, 1984).

Magyarországon gyűjtött fészekaljok ($n=35$) 62,9%-a cserjéken (6 faj), 37,1%-a fákon (10 faj) volt. A leggyakrabban csere galagonyán (*Crataegus oxyacantha* – 28,6%), fekete bodzán (*Sambucus nigra* – 11,4%) és ezüstfán (*Elaeagnus angustifolia* – 11,4%), valamint gyertyánon (*Carpinus betulus* – 8,6%) fészkeltek. A fészkek ($n=34$) talajtól mért magassága 2,3 (1-9) m volt.

3.11. BALKÁNI GERLE (*Streptopelia decaocto*)

A fészekalj nagysága: (1-)-2(-)3), de csaknem kizárólag 2-es fészekalja van. Magyarországi fészekaljok ($n=92$) nagysága 1-3 tojás, ezek 97,8%-a kettes, 1,1-1,1%-a egyes és hármas volt, az átlagos fészekalj nagyság így $2,000 \pm 0,015$ tojásnak adódott.

A tojások ovális, néha rövid ovális vagy ellipszis alakúak lehetnek. Színük fehér, felszínük finoman szemcsézett, nyhén fényes. Közép- és DK-európai tojások átlagos mérete D_{22} : $31,65 \times 24,19$ mm, tömege 9,6 g (MAKATSCH, 1976), a csehszlovákoké D_{698} : $30,6 \times 23,6$ mm, az 1. tojások tömege 9,3 a 2. tojásoké 9,9 g (PIKULA ÉS KUBIK, 1978) volt. Magyarországon mért tojások ($n=184$) jellemző értékei az alábbiak:

D_{184} :	$30,59 \times 23,50$ mm		
$H_{\text{átl.}}$:	$30,587 \pm 0,221$ mm		
$H_{\text{min.}}$:	$23,71 \times 20,42$ mm	$H_{\text{max.}}$	$37,85 \times 22,60$ mm
$Sz_{\text{átl.}}$:	$23,497 \pm 0,122$ mm		
$Sz_{\text{min.}}$:	$27,63 \times 20,32$ mm	H_{max}	$32,51 \times 25,75$ mm
I	$1,303 \pm 0,010$		
I_{min}	1,16	I_{max}	1,67

3.12. DOLMÁNYOS VARJÚ (*Corvus corone cornix*)

A fészekalj nagysága: (4-)5(-7) (HARRISON, 1975; MAKATSCH, 1976). Magyarországon gyűjtött 58 fészekalj 4-6 tojást tartalmaztak, közülük 4 tojás 15 esetben (25,9%), 5 tojás 31 esetben (53,4%), 6 tojás pedig 12 esetben (20,7%) fordult elő. Az átlagos fészekalj nagyság **4,948 ± 0,036 tojás** volt.

A tojások átlagméretei a *C. corone cornix* alfajnál az alábbiak: Közép-Európa – D₁₅₄: 42,26 × 29,53 mm (MAKATSCH, 1976), Csehszlovákia – D₃₃₄: 41,49 × 29,19 mm (GLUTZ ÉS BAUER, 1993). A *C. corone corone* tojások átlagméretei: Közép-Európa – D₆₇: 42,52 × 29,63 mm (MAKATSCH, 1976). A tojás tömege 19,1 g (MAKATSCH, 1976). A *C. corone sardonius* tojások átlagméretei: Görögország – D₁₇₄: 41,43 × 29,19 mm (MAKATSCH, 1976).

A Magyarországon mért *C. corone cornix* tojások (n=287) jellemző értékei az alábbiak:

D ₂₈₇ :	41,82 × 29,26 mm		
H _{átl.} :	41,824 ± 0,218 mm		
H _{min.} :	36,85 × 28,64 mm	H _{max.} :	48,19 × 27,83 mm
Sz _{átl.} :	29,259 ± 0,113 mm		
Sz _{min.} :	40,57 × 25,83 mm	H _{max.} :	44,60 × 31,30 mm
I	1,431 ± 0,009		
I _{min.}	1,27	I _{max.}	1,73

A fészek helye: A fészkeket réteken és szántókon növe magányos fákon, fasorokban, erdősávokban, erdők szegélyében rakja.

Magyarországon gyűjtött dolmányos varjú fészekalj (n=46) tartófa fajai: fűzek – 22 fészek (47,8%), nyárok – 8 fészek (17,3%), akác – 4 fészek (8,7%), éger és kőrisek 3-3 fészek (6,5-6,5%), erdei fenyő, vadkörte, mezei juhar, cser, gyertyán, eper (*Morus alba*) 1-1 fészek (2,2-2,2%). A fészkek (n=45) magassága: 6,4 (3-13) m.

3.13. VETÉSI VARJÚ (*Corvus frugilegus*)

A fészekalj nagysága: 3-5(-6) tojás (HARRISON, 1975), 3-6(-7), ritkán 8-9 tojás (MAKATSCH, 1976; GLUTZ ÉS BAUER, 1993).

A Magyarországon gyűjtött 102 fészekalj nagysága **3-6 tojás** volt, közülük 3 tojás 2 esetben (2,0%), 4 tojás 43 esetben (42,2%), 5 tojás 47 esetben (46,1%), 6 tojás pedig 10 esetben (9,8%) fordult elő. Az átlagos fészekalj nagyság **4,637 ± 0,029 tojás**.

A tojások átlagos nagysága Közép- és DK-Európában D₂₉₄: 39,34 × 27,96 mm, tömege 15,89 g (MAKATSCH, 1976), a csehszlovákoké D₃₄₅: 39,13 × 27,89 mm, a szlávóniaiaké D₅₂: 37,5 × 25,9 mm (GLUTZ ÉS BAUER, 1993) volt.

Magyarországi vetési varjú tojások méretei KISPÁL (1986) szerint D_{130} : 37,2 (32-45) × 26,8 (20-37,2) mm, a tojáindex 1,38. A tojások átlagos tömege 12,09 g. Jelen vizsgálat során mért tojások (n=474) jellemző értékei az alábbiak voltak:

D_{474} :	38,43 × 27,21 mm		
$H_{\text{átl.}}$:	38,427 ± 0,225 mm		
$H_{\text{min.}}$:	25,20 × 20,00 mm	$H_{\text{max.}}$	45,30 × 26,70 mm
$Sz_{\text{átl.}}$:	27,205 ± 0,093 mm		
$Sz_{\text{min.}}$:	28,53 × 19,62 mm	$H_{\text{max.}}$	40,28 × 30,31 mm
I	1,413 ± 0,007		
I_{min}	1,05	I_{max}	1,74

3.14. SZARKA (*Pica pica*)

A fészekalj nagysága: (3-)6-7(-10) tojás (HARRISON, 1975), 5-8(-9) tojás (MAKATSCH, 1976), 3-8(-9) tojás (GLUTZ ÉS BAUER, 1993).

Magyarországon gyűjtött 97 fészekalj **5-9 tojást** tartalmazott, közülük 5 tojás 19 esetben (19,6%), 6 tojás 33 esetben (34,0%), 7 tojás 30 esetben (30,9%), 8 tojás 12 esetben (12,4%), 9 tojás pedig 3 esetben (3,1%) fordult elő. Az átlagos fészekalj nagyság **6,454 ± 0,032 tojás** volt. A MAGYAR FOGOLYVÉDELMI PROGRAM APAJ Projectjében 1998-ban vizsgált szarka fészekaljak (n=17) közül 4 tojás 2 fészekben (11,8%), 5 tojás 3 fészekben (17,6%), 6 és 7 tojás 5-5 fészekben (29,4-29,4%), 8 tojás pedig 2 fészekben (11,8%) volt. Az átlagos fészekalj nagyság **6,1 tojás** volt. A DUNAVECSE Projectben (n=11) %, 6 tojás 4 fészekben (36,4%), 7 tojás 6 fészekben (54,5%), 8 tojás pedig 1 fészekben (9,1%) volt. Az átlagos fészekalj nagyság **6,7 tojásnak** adódott (MOHÁCSI adatai alapján).

A tojások átlagos mérete Közép-Európában D_{169} : 33,60 × 23,84 mm, tömege 9,55 g (MAKATSCH, 1976), a csehszlovákoké D_{658} : 33,69 × 23,58 mm (GLUTZ ÉS BAUER, 1993). Magyarországon mért tojások (n=626) jellemző értékei az alábbiak voltak:

D_{626} :	33,68 × 23,54 mm		
$H_{\text{átl.}}$:	33,680 ± 0,132 mm		
$H_{\text{min.}}$:	28,17 × 20,35 mm	$H_{\text{max.}}$	38,72 × 22,29 mm
$Sz_{\text{átl.}}$:	23,543 ± 0,061 mm		
$Sz_{\text{min.}}$:	28,17 × 20,35 mm	$H_{\text{max.}}$	34,65 × 28,07 mm
I	1,431 ± 0,006		
I_{min}	1,23	I_{max}	1,74

A fészkek helye: Fészket ágak sűrűjében fákra vagy bokrokra rakja. Kedveli az olyan tüskés, tövises fákat és bokrokat, mint az akác, a krisztustövis, a galagonya, az ezüstfa, a kökény, de ezek híján más fa- és cserjefajokon is megtelepszik. Van feljegyzés nádban való fészkeléséről is. A MAGYAR FOGOLYVÉDELMI PROGRAM APAJ Projectjében 1998-ban vizsgált szarkafészkek (n=54) közül ezüstfán (*Elaeagnus angustifolia*) – 43 fészkek (79,6%), akác – 10 fészkek (18,5%) és szürke nyáron – 1 fészkek (1,9%) épült. A fészkek 4,1 (2-8) m magasan épültek. A DUNAVECSE Projectben a fészkek akác – 28 fészkek (73,8%), ördögcárnán (*Lycium barbarum*) – 3 fészkek (7,9%), ezüstfán – 2 fészkek (5,3%), mezei szilen, japán akác (*Sophora japonica*), vadrózsán, bálványfán (*Ailanthus altissima*) és cserse galagonyán – 1-1 fészkek (2,6-2,6%) épültek. A fészkek 5,1 (1,5-12) m magasan voltak (MOHÁCSI adatai alapján). A fészkek építési magassága a zavartság függvénye, háborítatlan területeken alacsonyan, másutt egész magasan fészkel. A magasságot a fás növényzet minősége is befolyásolja.

Magyarországon gyűjtött – ismert tartó-fájú - szarka fészkaljak (n=73) tartó-fa és -cserje fajai: kökény – 20 fészkek (27,4%), fűzek – 18 fészkek (24,6%), cserse galagonya (*Crataegus oxyacantha*) – 9 fészkek (12,3%), akác – 8 fészkek (10,9%), mezei szil (*Ulmus minor*) – 4 fészkek (5,4%), nyárok – 3 fészkek (4,1%), szilva (*Prunus domestica*) – 2 fészkek (2,7%), valamint éger, cseresznye, vadrózsa, virágos kőris (*Fraxinus ornus*), kocsánytalan tölgy, ostorménfa (*Viburnum lantana*), kutyabenge (*Frangula alnus*), ördögcérna (*Lycium barbarum*) és nád 1-1 fészkek (1,4-1,4%). A fészkek (n=59) magassága: 3,2 (1-11) m. Általában egyes fészkei, legfeljebb fészkek csoportosulásai általánosak, de a tojásgyűjtemények adatai alapján Abán (Fejér-megye) 1927-ben, szőlőben álló gyümölcsfán 50-60 fészkekből álló telepe volt.

3.15. SZAJKÓ (*Garrulus glandarius*)

A fészkalj nagysága: (3-)-5-6(-8) tojás (HARRISON, 1975), 5-7(-10) tojás (MAKATSCH, 1976), 4-7(-8) tojás (GLUTZ ÉS BAUER, 1993). Erdélyben KORODI GÁL (1972) 19 fészkekből 10 fészkekben (52,6%) 6 tojást, 7 fészkekben (36,8%) 5 tojást, 2 fészkekben (10,6%) 7 tojást talált, az átlagos fészkalj nagyság 5,7 tojás volt. Csehországban utóbbi érték (FOLK, idézi GLUTZ ÉS BAUER, 1993) M_{69} : 5,91 tojás/fészkalj volt

Magyarországon gyűjtött 92 fészkaljban 4-8 tojást lehetett találni, közülük 4 tojás 1 esetben (1,1%), 5 tojás 28 esetben (30,4%), 6 tojás 44 esetben (47,8%), 7 tojás 14 esetben (15,2%), 8 tojás pedig 5 esetben (5,4%) fordult elő. Az átlagos fészkalj nagyság $5,935 \pm 0,029$ tojás volt.

A tojások méretei a *G. g. glandarius* alfajnál $30,6 \times 22,6$ mm (HARRISON, 1975), közép-európai gyűjtésből D_{143} : $31,40 \times 23,24$ tömege: 8,4 gramm. Csehországi adatok szerint D_{252} : $32,0 \times 22,87$ mm (TOUFAR, idézi GLUTZ ÉS BAUER, 1993), erdélyi fészkaljak alapján D_{70} : $32,1 \times 23,3$ mm (KORODI GÁL, 1972). Magyarországon mért tojások (n=546) jellemző értékei az alábbiak voltak:

D ₅₄₆ :	30,70 × 22,77 mm		
H _{átl.} :	30,704 ± 0,132 mm		
H _{min.} :	27,30 × 21,20 mm	H _{max.} :	35,30 × 22,50 mm
Sz _{átl.} :	22,771 ± 0,064 mm		
Sz _{min.} :	31,55 × 20,20 mm	H _{max.} :	34,10 × 26,00 mm
I	1,349 ± 0,005		
I _{min}	1,16	I _{max}	1,57

A fészek helye: A fészek erdőben és erdőszélen, olykor odúban vagy sziklarepedésben, rendszerint azonban bokron vagy fán van. Az alkalmas fészkelőhely által meghatározott módon az erdő belsejében magasabban, a széleken vagy nyiladék mellett alacsonyabban fészkel. Újabb településeken, elsősorban külvárosokban, villanegyedekben, sőt esetenként épületeken (FESTETICS, 1954) is fészkel. Fészkelhet mesterséges fészekodúban is (MAKATSCH, 1976). Erdélyben vizsgált szajkófészkek (n=41) tartófái az alábbiak voltak: vadkörte – 12 fészek (29%) (*Pyrus pyraeaster*), kocsánytalan tölgy és gyertyán – 9-9 fészek (22-22%), csikos kecskerágó (*Euonymus europaeus*) – 5 fészek (12%), fűz (*Salix spp.*) – 2 fészek (5%), valamint erdei iszalag (*Clematis vitalba*), erdei fenyő, kislevelű hárs (*Tilia cordata*) és egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) – 1-1 fészek (összesen 10%). A fészkek magassága 4,14 (1,2-8,5) cm volt, amelyek közül 19 (46,3%) D-i, 5 (12,5%) É-i, 4-4 fészek (9,7-9,7%) pedig K-i, Ny-i, DNy-i és DK-i, illetve 1 fészek (2,4%) ÉK-i tájolású volt. A fészkek legtöbbje (50%) cserjék koronájában, ágak elágazásánál, másik nagy csoport esetében (30%) fák törzsének elágazásában, kisebb arányban (15%) több ág találkozásánál, illetve fák vagy cserjék fiatal ágai között (5%) épült (KORODI GÁL, 1972).

Magyarországon gyűjtött – ismert tartó-fájú -, szajkó fészekaljok (n=74) tartó-fa és -cserje fajai az alábbiak voltak: kocsánytalan tölgy – 15 fészek (20,3 %), gyertyán – 8 fészek (10,8%), erdei fenyő, cser és kocsányos tölgy – 7-7 fészek (9,5-9,5%), törékeny fűz (*Salix fragilis*) – 6 fészek (8,1%), vadkörte és fekete fenyő – 5-5 fészek (6,8-6,8%), csere galagonya (*Crataegus oxyacantha*) – 4 fészek (5,4%), akác – 2 fészek (2,7%), valamint mezei szil (*Ulmus minor*), közönséges boróka (*Juniperus communis*), bükk, fűz (*Salix spp.*), húsos som (*Cornus mas*), mezei juhar (*Acer campestre*), virágos kőris (*Fraxinus ornus*) és sziklalfal (!) 1-1, összesen 8 fészek (10,4%). A fészkek (n=74) magassága: 4,9 (0,6-14,0) m.

3.16. SEREGÉLY (*Sturnus vulgaris*)

A fészekalj nagysága: (4-)5-6(-9) tojás (HARRISON, 1975), (4-)5-6(-9), kései költésnél 4-5(-6) tojás, második költésnél 3-5(-7) tojás (MAKATSCH, 1976), (2-)4-6(-9) tojás (GLUTZ ÉS BAUER, 1993). Tíz, vagy annál több tojás már 2 tojó összetojásából származhat. A fiatalabb és idős madarak kevesebb, a középkorúak több tojást tojnak, a legnagyobb fészekaljok 3 éves korban mutathatók ki (GLUTZ ÉS BAUER, 1993).

Magyarországon gyűjtött 60 fészekalj alapján a fészekaljok nagysága 4-8 tojás, közülük 4 tojás 1 esetben (1,7%), 5 tojás 28 esetben (46,7%), 6 tojás 16 esetben (26,7%), 7 tojás 12 esetben (20,0%), 8 tojás pedig 3 esetben (5,0%) fordult elő. Az átlagos fészekalj nagyság 5,800 ± 0,041 tojás volt.

A tojások méretei: 29,6 × 21,1 mm (HARRISON, 1975), közép-európai gyűjtésből D₇₂: 29,65 × 21,11 mm, tömege: 6,84 gramm. Horvátországi adatok szerint a korai költésekből származó tojások mérete D₃₄₂: 29,6 × 21,4 mm, a kései költésekből származóké D₁₃₄ 29,3 × 21,3 mm (DOLENCE, idézi GLUTZ ÉS BAUER, 1993). Magyarországon mért tojások (n=349) jellemző értékei az alábbiak voltak:

D ₃₄₉ :	29,46 × 21,25 mm	
H _{átl.} :	29,459 ± 0,147 mm	
H _{min.} :	25,88 × 18,68 mm	H _{max.} 36,45 × 19,47 mm
Sz _{átl.} :	21,248 ± 0,078 mm	
Sz _{min.} :	25,88 × 18,68 mm	H _{max.} 28,65 × 23,60 mm
I	1,387 ± 0,007	
I _{min}	1,21	I _{max} 1,87

A fészek helye: Természetes és mesterséges odvak. Erdőknek csak a szegélyében fészkel, s az odúköltő harkályfajokkal (*Dendrocopos major* és *D. syriacus*), kék galambbal (*Columba oenas*) néha, a mezei verébvel (*Passer montanus*) rendszeresen harcot vív az odvakért (CERVA, 1930; MOLNÁR in HARASZTHY, 1998; VARGA, 1978). Építményekbe is befészkel. Olykor különös helyen is költethet, BOGDÁN óriási gáztartály oldalában, üveggyapot között figyelte meg fiókanivelését (MOLNÁR in HARASZTHY, 1998).

Magyarországon gyűjtött – ismert odús fájú -, seregély fészekaljak (n=35) fa fajai az alábbiak voltak: kocsánytalan tölgy – 17 fészekodú (48,6%), bükk – 4 fészekodú (11,4%), törékeny fűz (*Salix fragilis*) és közönséges dió (*Juglans regia*) – 3-3 fészek (8,5-8,5%), kocsányos tölgy és kőris (*Fraxinus spp.*) – 2-2 fészek (5,7-5,7%), valamint szelídgesztenye (*Castanea sativa*), cser, vadalma (*Malus sylvestris*) és madárccseresznye (*Cerasus avium*) 1-1 fészekodú (2,9-2,9%). A fészekodúk (n=34) nyílásmagassága: 3,2 (0,8-10,0) m.

4. KÖVETKEZTETÉSEK

A dolgozat elsődleges eredménye, hogy hazai viszonyokat illetően első alkalommal teszi közzé a tárgyalt fajok fészekalj nagyságaira és tojásméreteire (néhány esetben a fészek helyére és magasságára) vonatkozó tényleges adatokat, előbbieket táblázatosan is összefoglalva (1. táblázat).

Mivel az oológiai munkákban szokásos adatközlési módok nem teszik lehetővé szabatos matematikai statisztikai összehasonlítások végzését mást területekről publikált eredményekkel, ezért a középértékek összevetése és annak értékelése meglehetősen

1. táblázat: Mezei szárnyasvad fajok fészekalj nagyságai és tojásméretei Magyarországon

Table 1: Clutch size and egg dimensions of farmland game birds in Hungary

Faj - Species	n	Fészekalj nagyság Clutch size	n	Tojáshossz (mm) Length of eggs	Tojásszélesség (mm) Breadth of eggs	Index
<i>Accipiter gentilis</i>	42	3-6	165	56,562 ± 0,297	44,102 ± 0,215	1,283 ± 0,008
<i>Buteo buteo</i>	133	2-5	363	55,994 ± 0,231	44,738 ± 0,154	1,252 ± 0,005
<i>Circus cyaneus</i>	4	3-4	14	46,564 ± 0,680	36,157 ± 0,435	1,288 ± 0,013
<i>Circus aeruginosus</i>	32	3-6	149	49,414 ± 0,338	38,149 ± 0,243	1,296 ± 0,009
<i>Bonasa bonasia</i>	2	5	6	39,720 ± 1,682	28,533 ± 0,944	1,392 ± 0,041
<i>Perdix perdix</i>	25	8-23	358	35,097 ± 0,110	26,781 ± 0,063	1,311 ± 0,004
<i>Coturnix coturnix</i>	35	6-14	351	29,811 ± 0,182	22,747 ± 0,106	1,311 ± 0,006
<i>Phasianus colchicus</i>	44	8-16	465	44,516 ± 0,191	34,996 ± 0,099	1,272 ± 0,004
<i>Otis tarda</i>	35	2-3	75	78,653 ± 0,764	56,712 ± 0,468	1,388 ± 0,014
<i>Columba palumbus</i>	57	2	114	40,185 ± 0,334	29,367 ± 0,177	1,369 ± 0,011
<i>Streptopelia turtur</i>	79	2	158	30,617 ± 0,219	22,776 ± 0,119	1,345 ± 0,009
<i>Streptopelia decaocto</i>	92	1-3	184	30,587 ± 0,221	23,497 ± 0,122	1,303 ± 0,010
<i>Corvus corone cornix</i>	58	4-6	287	41,824 ± 0,218	29,259 ± 0,113	1,431 ± 0,009
<i>Corvus frugilegus</i>	102	3-6	474	38,427 ± 0,225	27,205 ± 0,093	1,413 ± 0,007
<i>Pica pica</i>	97	5-9	626	33,680 ± 0,132	23,543 ± 0,061	1,431 ± 0,006
<i>Garrulus glandarius</i>	92	4-8	546	30,704 ± 0,132	22,771 ± 0,064	1,349 ± 0,005
<i>Sturnus vulgaris</i>	60	4-8	349	29,459 ± 0,147	21,248 ± 0,078	1,387 ± 0,007

szubjektív, s legfeljebb az eltérések, vagy azonosságok megállapítására ad módot, de arra semmiképpen sem, hogy az eltérések szignifikáns, vagy attól eltérő mértékét kimutassuk.

Héja: A gyűjtemények (régii) héja fészekaljainak nagysága magasabb, mint a közölt hazai vizsgálatok fészekalj nagyságai, az átlagos tojásméretek viszont megegyeznek a Közép-európaiakéval.

Egerészölyv: Mind a fészekaljak nagysága, mind a tojásméretek megegyeznek a korábban publikált magyar és közép-európai értékekkel.

Kékes rétihéja: A kis tojászám miatt értékelésünk csak korlátozott érvényességű lehet, ugyanakkor alkalmi, legfeljebb perempopulációra jellemző bélyegeket viselhet. A fészekalj nagyságok kisebbek, mint a német populációból ismert értékek, ezzel szemben a tojások méreteinek középértékei magasabbak, mint a német kékes rétihéja tojások hasonló értékei.

Barna rétihéja: A fészekalj nagyságok és a tojásméretek azonosak a szakirodalomból ismert értékekkel.

Fogoly: A fészekalj nagyság megegyezik a közölt korábbi hazai értékekkel, de kisebbek az É-európai és valamivel nagyobbak a D-európai értékeknél. A tojások méretei azonosak a Közép-Európából ismert értékekkel.

Fürj: A fészekalj nagysága és a tojásparaméterek középértékei megegyeznek a közép-európai hasonló értékekkel.

Fácán: A fészekalj nagysága és a tojásparaméterek középértékei megegyeznek a közép-európai és a régebbi magyar hasonló értékekkel.

Túzok: A fészekalj nagysága (2,14) valamivel nagyobb, mint a jelenlegi fészekaljak nagysága (1,93), s a hosszértékek is valamivel nagyobbak a jelenlegiekénél. A tojások szélességében nincs különbség.

Örvös galamb: A fészekaljak azonosak az angol vagy német örvös galambok fészekaljainak nagyságaival, a tojások azonban kisebbek mint azokéi.

Vadgerle: A fészekalj nagysága és a tojásparaméterek középértékei megegyeznek a közép-európai hasonló értékekkel.

Balkáni gerle: A fészekalj nagysága és a tojásparaméterek középértékei megegyeznek a közép-európai hasonló értékekkel.

Dolmányos varjú: A fészekalj nagysága és a tojásparaméterek középértékei megegyeznek a közép-európai hasonló értékekkel, a tojásméretek valamivel kisebbek, mint a *C. corone corone* tojásainál.

Vetési varjú: A fészekalj nagysága megegyezik a közép-európai hasonló értékekkel, a tojások azonban valamivel kisebbek azoknál.

Szarka: A fészekalj nagysága és a tojásparaméterek középértékei megegyeznek a közép-európai és a jelenlegi magyar hasonló értékekkel.

Szajkó: A fészekalj nagysága megegyezik a közép-európai és erdélyi hasonló értékekkel, a tojások azonban valamivel kisebbek azoknál.

Seregély: A fészekalj nagysága és a tojásparaméterek középértékei megegyeznek a közép-és dél-európai, hasonló értékekkel.

Mint láhattuk az átlagos tojásméretekből mind klinális alapon, mind a populációk szintjén megjelenő változatosság alapján lehetnek azonosságok, illetve eltérések.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton köszönöm meg DR. BANKOVICS ATTILÁNAK (Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, Budapest), DR. KALOTÁS ZSOLTNAK (KÖM TvH Madártani Intézete, Budapest), DR. SOLTI BÉLÁNAK (Mátra Múzeum, Gyöngyös) és Dr. CZVALINGA ISTVÁNNAK (Pécs), hogy az általuk vezetett intézményekben található, illetve tulajdonukban lévő tojásgyűjtemények anyagait átvizsgálhattuk, lemérhettük. Köszönöm GOSZTONYI LÍVIÁNAK, FERENC ATTILÁNAK és KERESZTESI ZOLTÁNNAK a mérések és a feldolgozás során nyújtott segítségét.

IRODALOMJEGYZÉK

- AMBRUS, B. (1994): Talajon költő egerészölyv (*Buteo buteo*). MADÁRTANI TÁJÉKOZTATÓ 1994. Jan.-jún.: 6.
- BALOGH, L. ÉS VARGA, ZS. (1984): Egerészölyvek (*Buteo buteo*) fiókanevelése műfészekben. MADÁRTANI TÁJÉKOZTATÓ 1984. Júl.-szept.: 157-158.
- CERVA, K. (1930): Nagy fakopáncsok és seregélyek harca. A TERMÉSZET 26: 116.
- CHERNEL, I. (1896): Magyarország madarai, különös tekintettel gazdasági jelentőségökre. Budapest.
- CRAMP, S. ÉS SIMMONS, K.E.L. (szerk. 1980): The Birds of the western Palearctic. 2. Oxford, Oxford University Press.
- FARAGÓ, S. (1992a): A tűzok (*Otis tarda* L.)-állomány fenntartásának ökológiai alapjai Magyarországon. Kandidátusi értekezés, Sopron. 131+215 pp.

- FARAGÓ, S. (1992a): Clutch size of the Great Bustard (*Otis tarda*) in Hungary. *AQUILA* 99: 69-84.
- FARAGÓ, S. (1994): Vadászati állattan és etológia. Egyetemi jegyzet. Sopron, Erdészeti és Faipari Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazda Mérnöki Szak, 271 pp.
- FESTETICS, J. (1954): Adatok varjú-féléink fészkeléséhez. *Aquila* 55-58: 261+305.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. ÉS BAUER, K.M. (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9. *Columbiformes* - *Piciformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. ÉS BAUER, K.M. (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13/III. *Passeriformes* (4. Teil *Corvidae*- *Sturnidae*). Aula Verlag, Wiesbaden
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. ÉS BEZZEL, E. (1971): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. *Falconiformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. ÉS BEZZEL, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. *Galliiformes* und *Gruiformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main
- HARASZTHY, L. (1979): Greifvogelforschungen im Pilis Gebirge (Vorläufige Mitteilung). *Aquila* 85: 49-57.
- HARASZTHY, L. (1983): Öt tojásból álló egerészölyv (*Buteo buteo*) fészkelj. MADÁRTANI TÁJÉKOZTATÓ 1983. Jan.-ápr.: 46.
- HARASZTHY, L. (Szerk.) (1984): Magyarország fészkelő madarai. Natura, Budapest, 246 pp.
- HARASZTHY, L. (Szerk.) (1998): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 441 pp.
- HARASZTHY, L. ÉS OTT, J. (1983): Egerészölyv (*Buteo buteo*) állomány vizsgálata a Pilis-hegységben, 1977-1981. PUSZTA 1/10: 11-18.
- HARRISON, C. (1975): Jungvögel, Eier und Nester aller Vögel Europas, Nordafrikas und des Mittleren Ostens. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- JĘDRZEJEWSKI, W., JĘDRZEJEWSKA, B. ÉS KELLER, M. (1988): Nest Site Selection by the Buzzard *Buteo buteo* L. in the Extensive Forests of Eastern Poland. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 43: 145-158.
- KALOTÁS, ZS. ÉS PINTÉR, A. (1991): Adatok a mezőgazdasági területeken költő egerészölyvek (*Buteo buteo*) költésbiológiájához és táplálkozásához. A MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET III. TUDOMÁNYOS ÜLÉSE, SZOMBATHELY, 1991: 282-289.
- KALOTÁS, ZS. ÉS PINTÉR, A. (1992): Öt fióka egerészölyv (*Buteo buteo*) fészkekben. MADÁRTANI TÁJÉKOZTATÓ 1992. Jan.-jún.: 24.
- KISPÁL, T. (1986): A vetési varjú (*Corvus frugilegus* L.) kormeghatározásának lehetőségei, morfológiai és szaporodásbiológiai vizsgálata. Diplomamunka, Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar, Gödöllő, 99 pp.
- KORODI GÁL, J. (1972): Beiträge zur Kenntnis der Brutbiologie und Brutnahrung der Eichelhäher (*Garrulus glandarius*). *TRAV. MUS. ANTIPA* 12: 355-383.
- MAGYAR, G., HADARICS, T., WALICZKY, Z., SCHMIDT, A. ÉS BANKOVICS, A. (1998): Nomenclator Avium Hungariae. Magyarország madarainak névjegyzéke. Madártani Intézet - MME- Winter Fair. Budapest-Szeged 202 pp.

- MAKATSCH, W. (1974): Die Eier der Vögel Europas. Band 1. Neumann Verlag, Radebeul. 467 pp.
- MAKATSCH, W. (1976): Die Eier der Vögel Europas. Band 2. Neumann Verlag, Leipzig-Radebeul. 460 pp.
- NAGY, E. (1984): A fácán és vadászata. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 198 pp.
- PARASZT, L. I. (1984): Szarkafészekben költő egerészölyv (*Buteo buteo*). MADÁRTANI TÁJÉKOZTATÓ 1984. Ápr.-jún.: 116.
- PIKULA, J. ÉS BEKLOVÁ, M. (1984): Bionomy of *Streptopelia decaocto* and *S. turtur* in Czechoslovakia. ACTA SCIENT. NAT. ACAD. SCIENC. BOHEMOSLOV., BRNO (NOVA SERIES) 18 (10): 45 pp.
- SZEDERJEL, Á. (1959): A fogoly- és fácánállomány tavaszi és őszi védelme. ERDÉSZETI KUTATÁSOK 6(1-2): 395-416.
- SZEDERJEL, Á. ÉS STUDINKA, L. (1962): Nyúl, fogoly, fácán. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. Második, javított kiadás. 287 pp.
- SZÉKESSY, V. (szerk., 1973): Madarak - *Aves. Magyarország Állatvilága XXI*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1. Kiadás, változatlan utánnomás.
- VARGA, F. (1978): A seregély odúfoglalási kísérlete kék galambtól. MADÁRTANI TÁJÉKOZTATÓ 1978. Máj.-Jún.: 36-37.
- VARGA, ZS. (1986): Ökológiai vizsgálatok a Sopron-környéki egerészölyv- és héjaállományról. NIMRÓD FÓRUM 1986. Október: 25-30.

MEZEI SZÁRNYASVAD FAJOK VONULÁSA MAGYARORSZÁGON, JELÖLT MADARAK MEGKERÜLÉSE ALAPJÁN

Dr. Faragó Sándor

Magyar Fogoly Kutató Csoport, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet
Hungarian Partridge Research Group, University of West Hungary, Faculty of Forestry,
Institute of Wildlife Management, H-9400 Sopron, Ady E. u. 5. Hungary.

KULCSSZAVAK: mezei szárnyas vad, madárvonulás, Magyarország
KEY WORDS: small game, field game birds, bird migration, Hungary

ABSTRACT

FARAGÓ, S.: THE MIGRATION OF LOWLAND GAMEBIRDS, BASED ON THE RECOVERY OF RINGED SPECIMENS IN HUNGARY. The Author analyzed the migration route of 10 bird species in Hungary, based on the data base of the HUNGARIAN RINGING CENTER. These species are either shot, or potentially could be shot in the future, or could be of some interest to small game management: Goshawk (*Accipiter gentilis* - n=110), Buzzard (*Buteo buteo* - n=162), Hen Harrier (*Circus cyaneus* - n=2), Marsh Harrier (*Circus aeruginosus* - n=39), Quail (*Coturnix coturnix* - n=65), Wood Pigeon (*Columba palumbus* - n=27), Turtle Dove (*Streptopelia turtur* - n=28), Rook (*Corvus frugilegus* - n=90), Jay (*Garrulus glandarius* - n=26) and Starling (*Sturnus vulgaris* - n=166). The last data is from 1997. Among the species considered, 9 nests in Hungary, 1 species (*Circus cyaneus*) appears only on the migration or during wintering. The Carpathian Basin could be the wintering destination area of 4 raptor species considered. Large number of individuals from the Northern populations of Goshawk, Buzzard, Hen Harrier and Marsh Harrier do not migrate further, they spend the winter months here. Other groups - Hungarian breeders among them - , occasionally move further towards the Mediterranean Region, like that can be observed with the Buzzard and the Marsh Harrier. The same migratory pattern can be assumed in the case of the Hen Harrier as well. The large proportion of the Hungarian Quail migrate to the western basin of the Mediterranean Sea, but migration in the direction of SE (East Africa?) is known as well. Beside one part of the Quail population, the Turtle Doves spend the winter in Africa, in fact Hungarian data exists only from N-Africa for the period examined. The Wood Pigeon, that can be shot, also targets the western half of the Mediterranean. Most frequently we have returns from Central Italy, from Sardinia and from Corsica, but Southern France is its target area as well. The nesting population of the Rook does not leave the Carpathian Basin, but in winter, arriving from N-NE (less frequently from W), this population will be enhanced with several million individuals. It is not proven, that there would be an interchange between populations, thus the guests are not increasing the Hungarian nesting population, nor would the residents move with them to the NE nesting grounds. Time to time the Jay could arrive with the appearance of an invasion to the Carpathian Basin either from NE or S. The former is proven by the results of ringing returns, the latter by the reports the *G. g. albipectus* subspecies characteristic of its Mediterranean distribution. Hungary is an important transit route of the Starling, since the Russian, Polish and Baltic birds, together with our population move further over us in a SW direction, through Italy to Tunisia, Algeria and Morocco. The number marked individuals of shot species, marked in Hungary, are very low for most species. That could be related to the low number of ringings. For these species the number of return are as follows: Quail (*Coturnix coturnix* - n=14), Wood Pigeon (*Columba palumbus* - n=24), Turtle Dove (*Streptopelia turtur* - n=17), Rook (*Corvus frugilegus* - n=9), Jay (*Garrulus glandarius* - n=2) and Starling (*Sturnus vulgaris* - n=110). In the case of nesting species that can be

shotted - among them such common as the pigeons - there is hardly any markings, consequently, in spite of the heavy hunting pressure on the wintering grounds, we do not have larger data bases. The same situation exists with the Quail. Therefore it is necessary to initiate a ringing program towards the better understanding and clarification of the migration of the aforementioned species in Hungary.

1. BEVEZETÉS

A madarak védelmére vonatkozó nemzetközi egyezmények, mint a BONNI EGYEZMÉNY („Egyezmény a vadon élő vándorló állatfajok védelméről”)(FÜLEKY, 2000) és az Európai Unió MADÁRVÉDELMI IRÁNYELVEI (79/409/EEC – „A Vezető Tanács Irányelvei a vadon élő madarak védelméről”) egyaránt lehetővé teszik a vonuló vadfajok vadászatát a „bölcs hasznosítás” (wise use) szellemében. A bölcs hasznosítás ugyanakkor feltételezi a ragadozó (predátor) fajokkal történő – fenntartható – gazdálkodást, ha azt más jogszabály nem korlátozza, vagy akadályozza meg.

Elengedhetetlen, hogy pontos ismereteink legyenek fészkelő állományaink költözési célterületeiről, továbbá a vonuló és telelőterületeinken megforduló mezei fajok származási helyéről. A vadászható fajok terítékvizsgálata során kézre kerülő gyűrűk leggyakrabban a fészkelő területeket (fiatalkori, fészkelő helyen történő jelölés), ritkábban a telelő területeket (telelés során végzett jelölés) fedik fel. Kellő számú adat alapján kimutatható a fajok vonulása. Magyarországon a vadászható fajokat illetően csak néhány feldolgozás (pl. SCHMIDT, 1974) ismert, illetve tényközlés jelent meg a „Magyarország madarai” kötet (HARASZTHY, 2000) fajainak bemutatása során. Ezért vált szükségessé egy olyan elemzés, amely a vadászható, mezei élettérben élő, az apróvad-gazdálkodás számára fontos madárfajaink vonulási kapcsolatait tárja fel.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A madarak magyarországi jelölését, továbbá a másutt jelölt, de hazánkban megkerült (elhullott, lelőtt, megfogott és újra elengedett stb.) madarak nyilvántartását a MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET VONULÁSKUTATÓ SZAKOSZTÁLYA, mint magyar GYŰRŰZŐ KÖZPONT koordinálja, illetve tagjai (az engedéllyel rendelkező gyűrűzők) révén végzi. A megkerült, jelölt madarakra vonatkozó adatokat a központok megküldik egymásnak, így mind a jelölés, mind a megkerülés helyén rendelkeznek információkkal a szakemberek az adott egyed mozgását illetően. A részletes adatközlés és annak alapján

készített nyilvántartás (SZÉP, 1989) sokféle feldolgozásra nyújt módot. A GYŰRŰZŐ KÖZPONT számítógépes adatbázisában több millió jelölésről, s több tízezer visszafogásról vannak információk.

Dolgozatunkban a GYŰRŰZŐ KÖZPONT adatbázisából a vadászattal érintett, vagy a jövőben potenciálisan vadászható, illetőleg az apróvad-gazdálkodás érdeklődésére számot tartó fajokat elemezzük: héja (*Accipiter gentilis* – n= 110), egerészölyv (*Buteo buteo* – n=162), kékes rétihéja (*Circus cyaneus* – n=2), barna rétihéja (*Circus aeruginosus* – n=39), fűrj (*Coturnix coturnix* – n=65), örvös galamb (*Columba palumbus* – n=27), vadgerle (*Streptopelia turtur* – n=28), vetési varjú (*Corvus frugilegus* – n=90), szajkó (*Garrulus glandarius* – n=26) és seregély (*Sturnus vulgaris* – n=166). Az utolsó adat 1997-ből származik.

A feldolgozás során korábbi hasonló jellegű munkáknak megfelelően (FARAGÓ, 2000), (1) a Magyarországon megkerült példányok esetében a származás (jelölés) helyére (ország), a megkerülés hónapjára, (2) a Magyarországon jelölt példányok esetében a megkerülés helyére (ország) és hónapjára helyeztük a hangsúlyt. Az így kapott „ország-hónap mátrixot” a fent említett két viszonylatban közöljük, nemkülönben a valamennyi adatot tartalmazó megkerülési térképeket. A fajok nagy részénél – a jelölések és a megkerülések kis száma miatt - kisebb elemszámmal lehetett csak dolgozni. Ebben az esetben egy térképen ábrázoltuk a külföldön jelölt és nálunk megkerült, illetve a nálunk jelölt és külföldön megkerült példányokat. Az itthon jelölt és megkerült példányokat nem ábrázoltuk a térképeken. A seregély esetében a nagy elemszám miatt áttekinthetőbb volt a külföldi jelölések, illetve a külföldi megkerülések két térképen való bemutatása. Megállapítottuk a Magyarországhoz viszonyított legnagyobb (légvonalban kifejezett) vonulási távolságot is. A megkerülések tér-idő mintázatából következtetéseket vontunk le a tárgyalt fajok Magyarországot is érintő vonulására vonatkozóan.

3. EREDMÉNYEK

3.1. Héja (*Accipiter gentilis*)

A héja állandó madarunk, csak a fiatalok kóborolnak el nagyobb távolságra születési helyüktől. A tőlünk északabbra fészkelők alkalmasint megjelenhetnek a Kárpát-medencében. Így mutatták ki, hogy az *A. g. buteoides* bizonyítottan 7 alkalommal előfordult Magyarországon: (1) Csala (Pákozd) 1894. március 18. (imm. tojó), (2) Pusztavacs 1896.

február 14., (3) Fegyvernek 1947. március 16. (ad. hím), (4) Lébény 1948. február 4., (5) Szécsisziget 1952. április, (6) Rajka 1958. március 10 (imm. hím), (7) Isaszeg 1958. március 22 (imm. hím) (MAGYAR ET AL., 1998). Magyarországon eddig 5 külföldi gyűrűs héja került meg (1. táblázat), közülük a legtávolabbi az a Finnországban gyűrűzött madár volt, amelyik jelölési helyétől 2049 km-re, Kópházán került meg. Rajta kívül 1 cseh (136 km) és 3 szlovák (37-80 km) - a határ mentén jelölt - példányról van adatunk, de ez utóbbiak inkább abba a rövid távú kóborlás kategóriába sorolhatók, amely a magyar madarakat is jellemzi. Saját jelölésű héjaink (2. táblázat) nagy része az országhatáron belül került meg, s a két szlovákiai visszajelentés is a már említett határ menti kóborlást igazolja (25-84 km). Mindössze két távolabbi megkerülésük ismert.

1.táblázat: A Magyarországon megkerült gyűrűs héják származási helye és a megkerülés hónapja

Table 1: Places of origin of the ringed goshawks recovered in Hungary and the month of the recoveries.

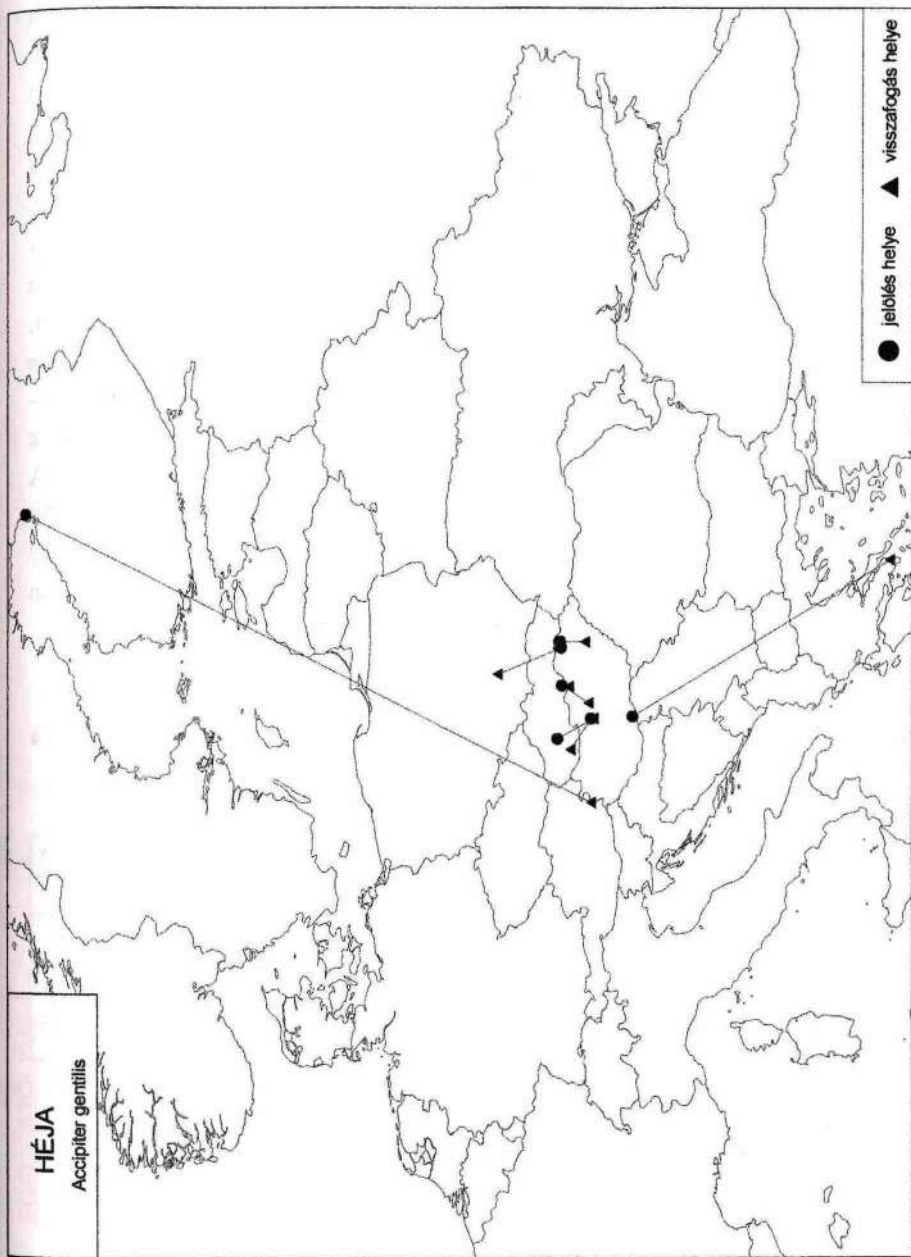
Ország	Jan	Feb	Már	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Finnország	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Szlovákia	0	0	1	0	0	0	0	2	1	0	0	0	4	0
Összesen	0	0	1	0	0	0	0	2	1	0	1	0	5	1

2.táblázat: A Magyarországon gyűrűzött héják megkerülési helye és a megkerülés hónapja

Table 2: Places of recovery of goshawks ringed in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Magyarország	15	11	6	5	3	4	5	12	14	9	10	7	101	43
Lengyelország	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Szlovákia	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1
Görögország	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Összesen	17	11	6	5	3	4	5	12	16	9	10	7	105	45

Egy, májusban jelölt példányt szeptemberben, gyűrűzési helyétől 227 km-re ÉÉNY-ra Lengyelországban találták meg, míg egy, szeptemberben gyűrűzött madarat a következő év januárjában jelentettek vissza Görögországból (DK – 987 km) (1. térkép).



1. térkép: A héja (*Accipiter gentilis*) Magyarországon átvezető vonulási útvonalai gyűjtési adatok alapján

Map 1: Migratory routes of Goshawk (*Accipiter gentilis*) passing through Hungary based on ringing data

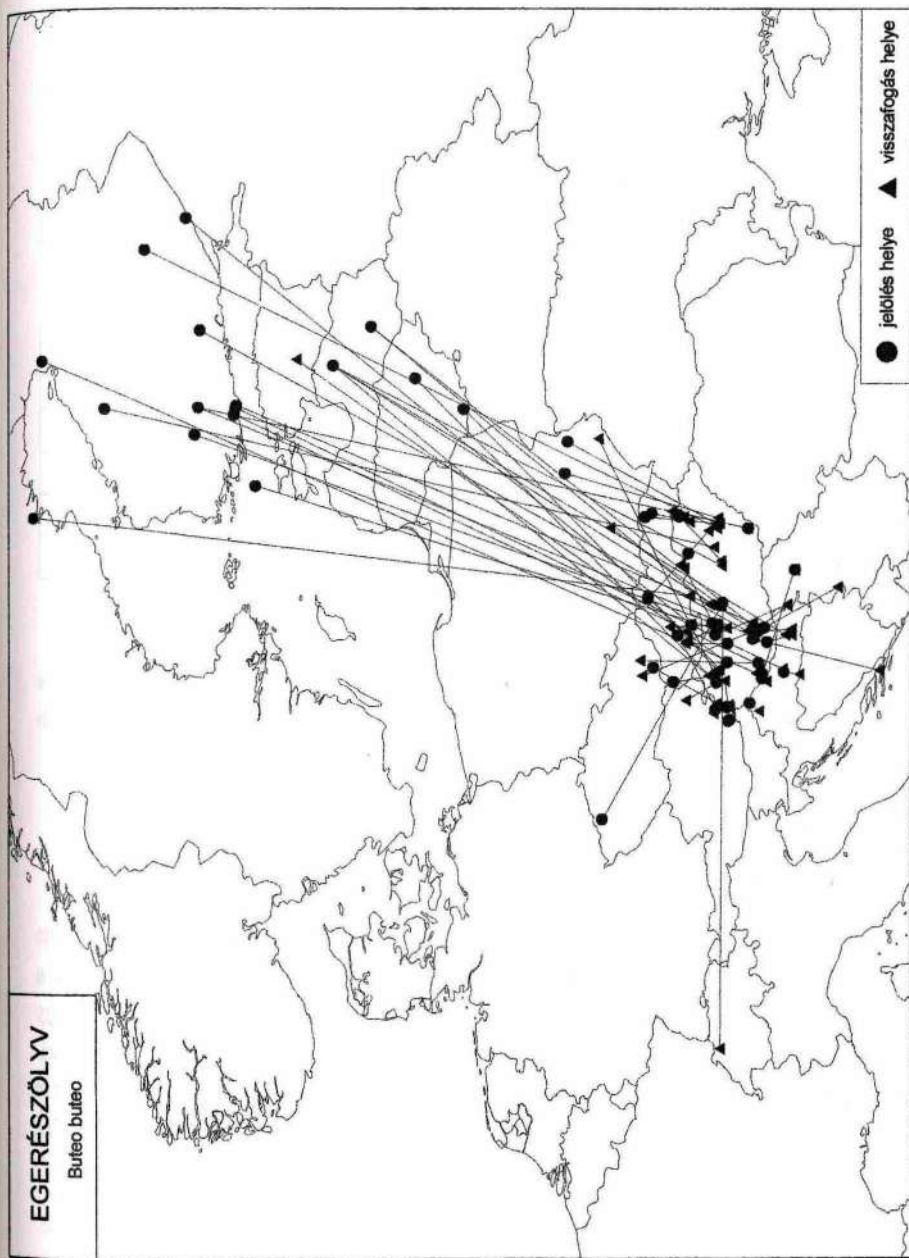
3.2. Egerészölyv (*Buteo buteo*)

Az egerészölyv állandó, kóborló és vonuló madárnak egyaránt nevezhető. Mind a három ismérv előfordulhat akár egyazon populációban is (MELDE, 1971). Mindennemű helyváltoztatását rendszerint magányosan végzi, csoportok (10-30 madár) kialakulása igen ritka, ezek nagy magasságban vonulnak. Közép-Európa É-i részén (Németország, Lengyelország Ny-i fele) fészkelők fő telelőterülete a fészkelő areától DNy-ra van, legdélebbi határa ÉNy-Olaszország (MELDE, 1971). A Finnországban, a balti államokban, K-Lengyelországban fészkelők határozott ÉÉK-DDNy irányú vonulási útvonala a Kárpát-medencét, esetleg a Balkánt (Adriai-tenger partját) célozza meg. Ezt igazolják a külföldön jelölt egerészölyvek magyarországi megkerülései (**3. táblázat**): Svédország – 1 pld, Finnország – 12 pld, Litvánia – 6 pld, Lengyelország – 3 pld. A legtávolabbról érkezett – finn -, egerészölyv 2163 km-t, egy svéd példány pedig 1976 km-t tett meg hazánkig. Kóborló (10-200 km) madarak természetesen Szlovákiából, Csehországból és Ausztriából is érkeznek hozzánk. Egyetlen, ÉNy-i irányú 534 km-es bepertülése ismert - Csehországból. A Magyarországon jelölt madarak (**4. táblázat**) közül 1 pld Svájcban (878 km), egy télen jelölt egyed Észtországban (1404 km), egy ugyancsak télen jelölt madár Lengyelországban (349 km) került kézre. Ezzel összhangban fészkelési időben jelölt példány került meg hazánkban Lengyelországból (582 km) és a horvát tengerpartról (404 km) is (**2. térkép**).

3. táblázat: A Magyarországon megkerült gyűrűs egerészölyvek származási helye és a megkerülés hónapja

Table 3: Places of origin of the ringed buzzards recovered in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov
Svédország	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Finnország	3	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	4	12	9
Litvánia	1	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	4
Lengyelország	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Ausztria	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	3	1
Csehország	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	3
Szlovákia	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6
Összesen	10	6	5	1	1	0	2	0	1	1	4	4	34	25



2. térkép: A egerészölyv (*Buteo buteo*) Magyarországon átvezető vonulási útvonalai gyűjtési adatok alapján

Map 2: Migratory routes of Buzzard (*Buteo buteo*) passing through Hungary based on ringing data.

4. táblázat: A Magyarországon gyűrűzött egerészölyvek megkerülési helye és a megkerülés hónapja

Table 4: Places of recovery of buzzards ringed in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Au	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Magyarország	17	10	11	5	9	6	5	2	5	8	10	14	102	51
Lengyelország	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	1
Svájc	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Litvánia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	2
Észtország	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Ausztria	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2	1
Csehország	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	3	1
Szlovákia	0	0	1	0	2	0	0	1	1	0	0	1	6	1
Jugoszlávia	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	3
Horvátország	1	2	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	6	4
Összesen	21	12	12	5	12	7	6	4	8	9	13	18	128	64

A Balti-tengertől az Adriai tengerig terjedő vonulási sáv 3 alfaj elterjedési területét is érinti, ezért nagy valószínűséggel egy részletes vizsgálat a *vulpinus* alfaj gyakoribb előfordulása mellett kimutatná a *B. b. menetriesi* előfordulását is hazánkban.

3.3. Kékes rétihéja (*Circus cyaneus*)

A kékes rétihéja elterjedési területének D-i részén állandó vagy kóborló, másutt vonuló madár. A Ny- és Közép-Európában fészkelők É-ra a Keleti-tengerig, déli irányba a Földközi-tenger vidékére (beleértve É-Afrikát, Egyiptomot) vonulnak. Téli vendégeink, vagy a rajtuk átvonulók É-ról és ÉK-ről érkehetnek, s a továbbvonulók ugyancsak a Földközi-tenger vidékén telelnék. Egyetlen magyar vonatkozású, külföldi megkerülési gyűrűzési adata ismert (**5. táblázat; 3. térkép**). Egy 1995. december 10-én Bugyiban gyűrűzött példány 1996. március 15-én Zadar vidékén (Horvátország) került kézre, a jelölés helyétől 439 km-re DNy-ra, amely útvonal megerősíti az előbbi megállapítást.



3. térkép: A kékes rétihéja (*Circus cyaneus*) Magyarországon átvezető vonulási útvonalai gyűjtési adatok alapján
Map 3: Migratory routes of Hen Harrier (*Circus cyaneus*) passing through Hungary based on ringing data.

5. táblázat: A Magyarországon gyűrűzött kékes rétihéják megkerülési helye és a megkerülés hónapja

Table 5: Places of recovery of hen harriers ringed in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Magyarország	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Horvátország	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Összesen	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1

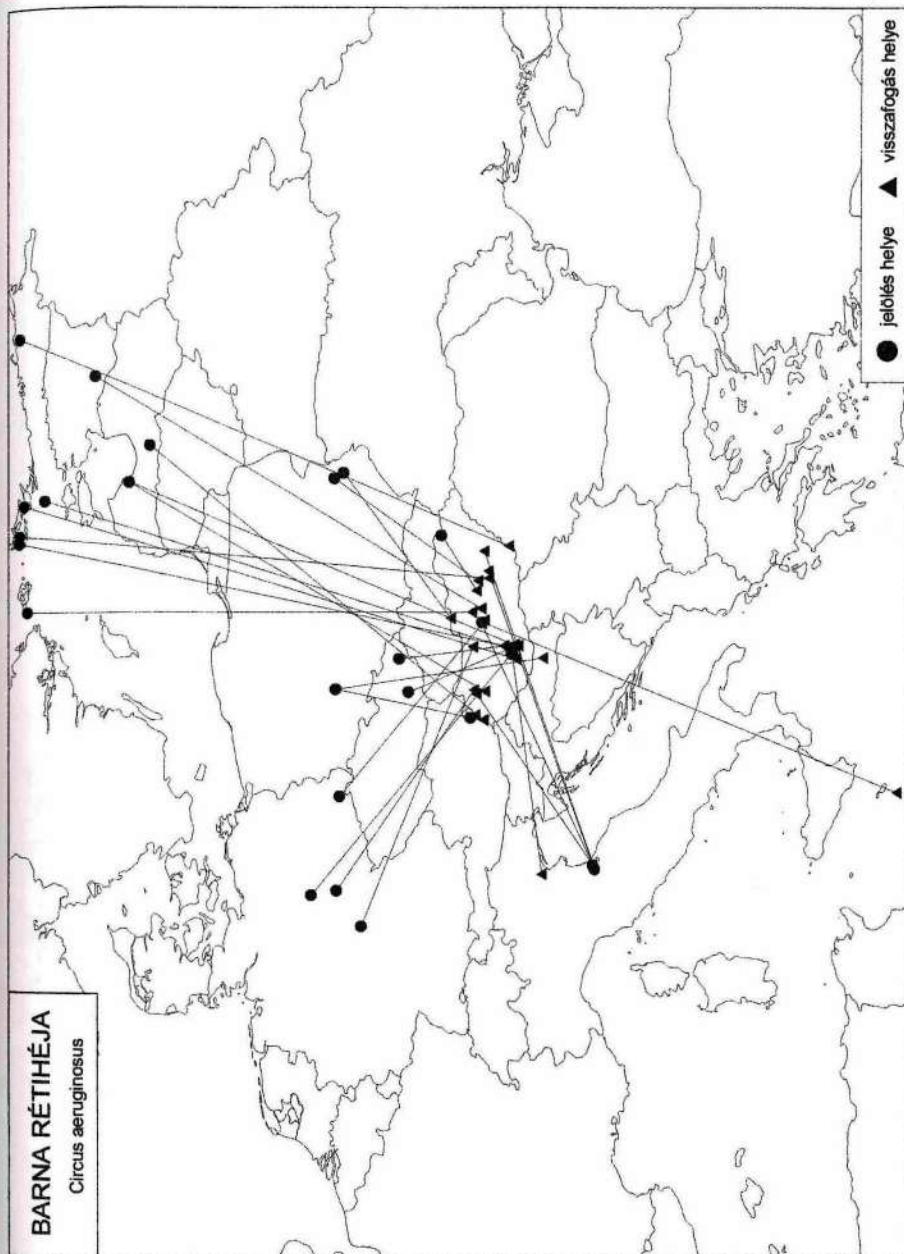
3.4. Barna rétihéja (*Circus aeruginosus*)

A barna rétihéja ugyancsak vonuló madár, de enyhe teleken át is telet. Októberben vonul el a Földközi-tenger vidékére, illetőleg főképp a trópusi Afrika Ny-i felébe (Kamerun, Szenegál) telelni. Telelőterületei egészen a Kongó-medencéig, É-Angoláig és Tanzániáig elnyúlnak, kisebb számban Malawiig és Zimbabwe É-i részéig is elérnek (GLUTZ ET AL., 1971). Hozzánk - a gyűrűzések tanúbizonysága szerint - É-i és ÉÉK-i példányok érkeznek. A megkerült 29 idegen gyűrűs madár az alábbi országokban lett jelölve (**6. táblázat**): Finnország (7 pld), Észtország (1 pld), Lettország (3 pld), Németország (5 pld), Lengyelország (4 pld), Ausztria (1 pld), Csehország (4 pld) és a visszaúton Olaszország (4 pld). Mindössze 2 külhonból visszajelzett barna rétihéjáról van adatunk (**7. táblázat**), az egyiket Olaszországból (495 km), a másikat Máltáról (1333 km) jelezték vissza (**4. térkép**).

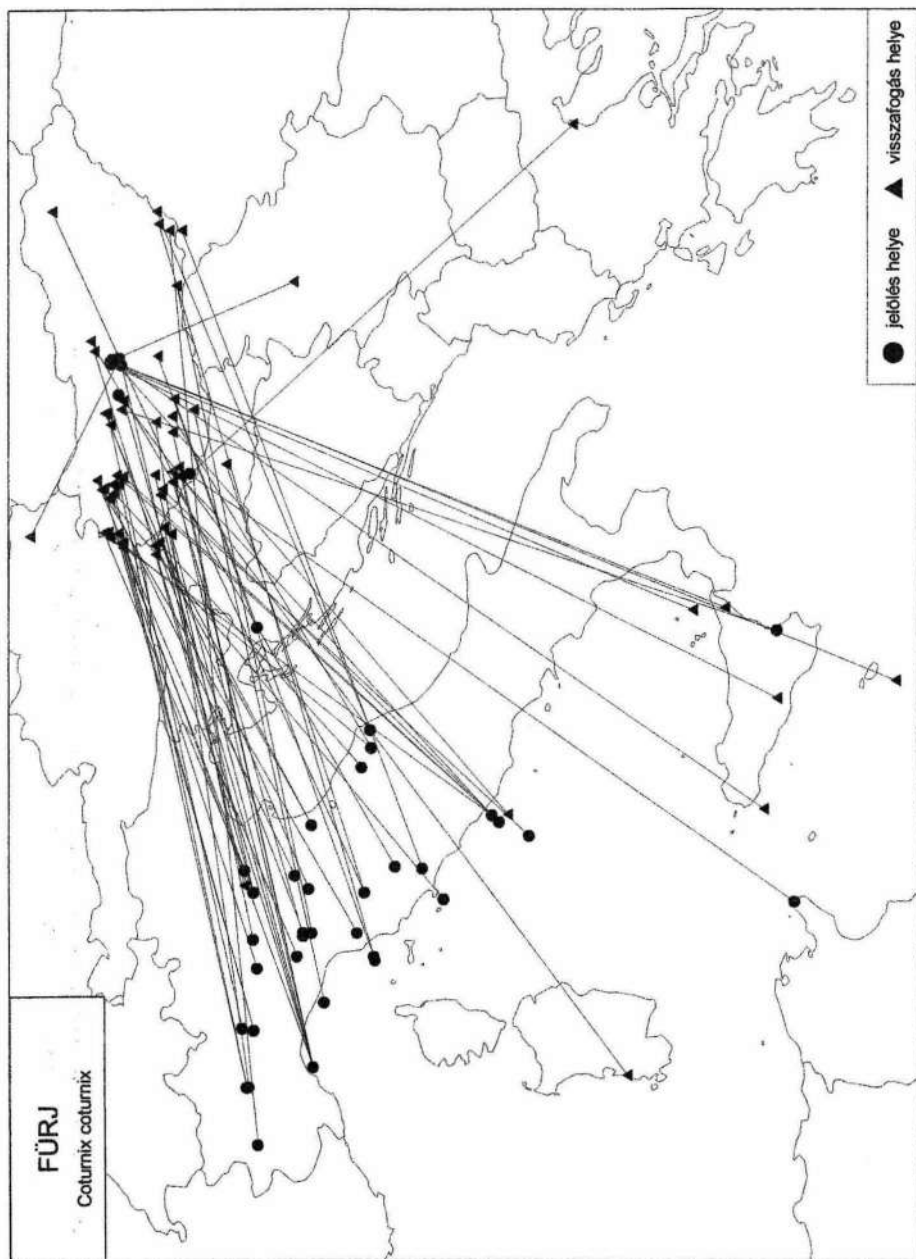
3.5. Fűrj (*Coturnix coturnix*)

A hazánkban újabban egyre nagyobb számban fészkelő fűrj szeptember-októberben vonul délre, s a telet D-Európában, illetve É-Afrikában tölti. Egyes példányok eljuthatnak Ny-Afrikába (Ghána, Nigéria, Kamerun) és K-Afrikába (Etiópia, Uganda, Kenya) is. Enyhe télen ritkán át is telet. A Magyarországon megkerült 49 gyűrűs fűrjből 48 pld-t Olaszországban, 1

pld-t pedig Marokkóban jelöltek (**8. táblázat**). Magyar gyűrűzési adatok szerint populációnk főként Olaszországba vonul, de a szerbiai és görög visszajelzések egy K-mediterrán (egyiptomi?) vonulási irányt is kijelölhetnek. A máltai visszajelzés - együtt a marokkói gyűrűs madár adatával -, azt mutatja, hogy továbbrepülhet Afrikába is (**9. táblázat**; **5. térkép**).



4. térkép: A barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) Magyarországon átvezető vonulási útvonalai gyűrűzési adatok alapján
Map 4: Migratory routes of Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*) passing through Hungary based on ringing data.



5. térkép: A fűrj (*Coturnix coturnix*) Magyarországon áttevő vonulási útvonalai gyűrűzési adatok alapján

Map 5: Migratory routes of Quail (*Coturnix coturnix*) passing through Hungary based on ringed data.

6. táblázat: A Magyarországon megkerült gyűrűs barna rétihéják származási helye és a megkerülés hónapja

Table 6: Places of origin of the ringed marsh harriers recovered in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Finnország	0	0	0	5	0	0	2	0	0	0	0	0	7	0
Észtország	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lettország	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	3	1
Németország	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
Lengyelország	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	4	0
Olaszország	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	4	1
Ausztria	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Csehország	0	0	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	4	0
Összesen	0	0	4	14	0	3	4	2	1	0	0	1	29	2

7. táblázat: A Magyarországon gyűrűzött barna rétihéják megkerülési helye és a megkerülés hónapja

Table 7: Places of recovery of marsh harriers ringed in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Magyarország	0	1	0	1	0	0	2	2	1	1	0	0	8	1
Olaszország	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Málta	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Összesen	0	1	0	1	0	0	2	3	1	1	0	0	10	1

8. táblázat: A Magyarországon megkerült gyűrűs fürjek származási helye és a megkerülés hónapja

Table 8: Places of origin of the ringed quails recovered in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Már	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Olaszország	0	0	0	0	5	8	14	11	8	0	2	0	48	2
Marokkó	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Összesen	0	0	0	0	5	9	14	11	8	0	2	0	49	2

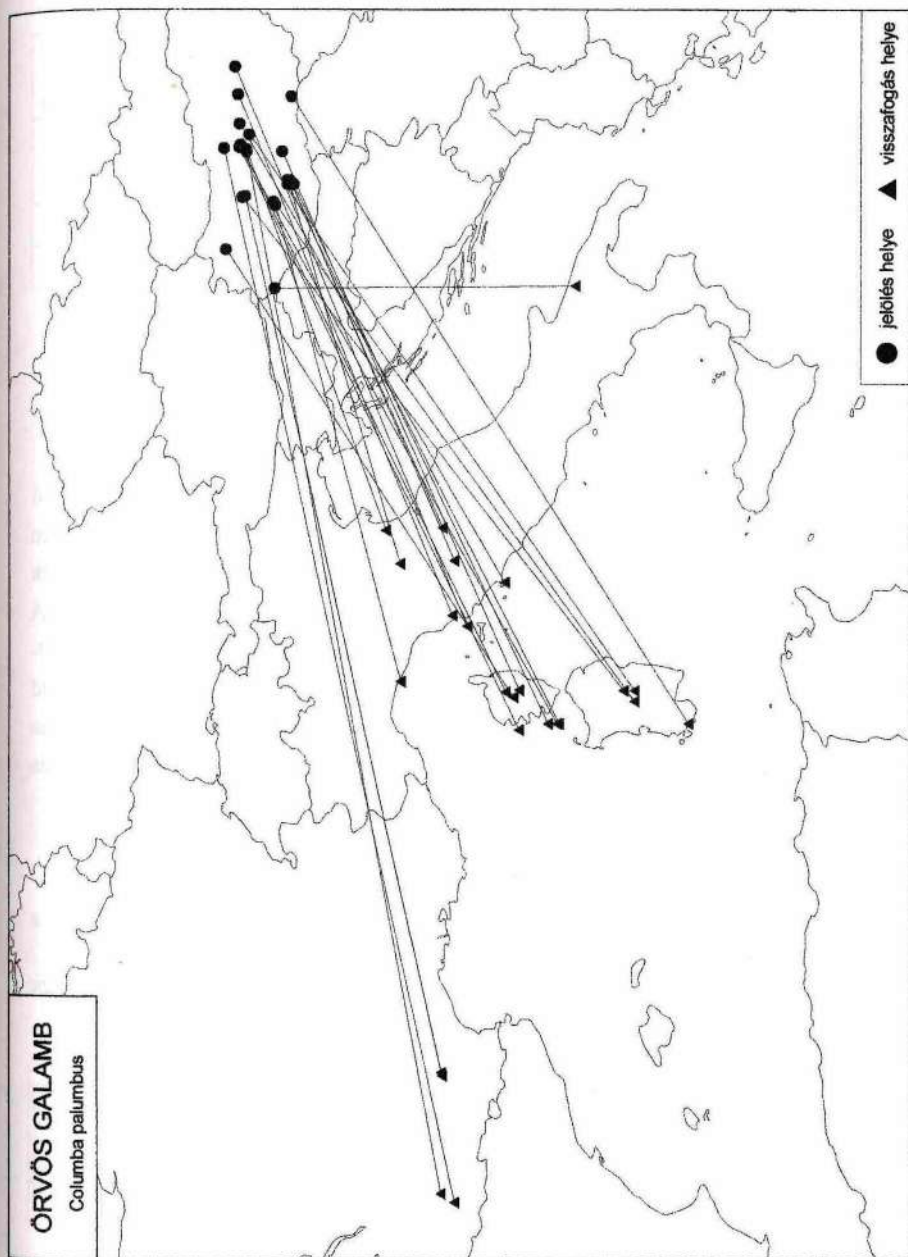
9. táblázat: A Magyarországon gyűrűzött fürjek megkerülési helye és a megkerülés hónapja

Table 9: Places of recovery of quails ringed in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Magyarország	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0
Olaszország	0	0	0	3	1	1	1	1	2	0	0	1	10	1
Ausztria	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Horvátország	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Görögország	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Málta	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Összesen	0	0	0	3	1	1	3	3	4	0	0	1	16	1

3.6. Örvös galamb (*Columba palumbus*)

Az örvös galamb gyakori fészkelő, vonuló madarunk. Ny- és É-európai populációi a 0 °C izotermavonaltól Ny-ra, illetve D-re teletnek (GLUTZ ÉS BAUER, 1980; SAARI in HAGELMEIJER ÉS BLAIR, 1997). A magyar költő állomány október végén, november elején vonul el Földközi-tenger vidéki teletölerületeire (10. táblázat). Olaszország (9 eset), Szardínia (4 eset), Korzika (7 eset) és D-Franciaország (4 eset) a magyar örvös galambok gyűrűzéssel meghatározott útvonala, illetve úti célja (6. térkép). Enyhe teleken olykor áttelel. Már január végén, februárban megérkezhet délről. Néha több száz főnyi csapatokban vonul.



6. térkép: A örvös galamb (*Columba palumbus*) Magyarországon átvezető vonulási útvonalai gyűrzési adatok alapján
 Map 6: Migratory routes of Woodpigeon (*Columba palumbus*) passing through Hungary based on ringing data.

10. táblázat: A Magyarországon gyűrűzött örvös galambok megkerülési helye és a megkerülés hónapja

Table 10: Places of recovery of woodpigeons ringed in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Magyarország	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	3	0
Franciaország	2	4	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	11	10
Olaszország	0	4	1	0	0	0	0	0	0	5	3	0	13	7
Összesen	2	8	1	1	0	0	1	1	0	6	7	0	27	17

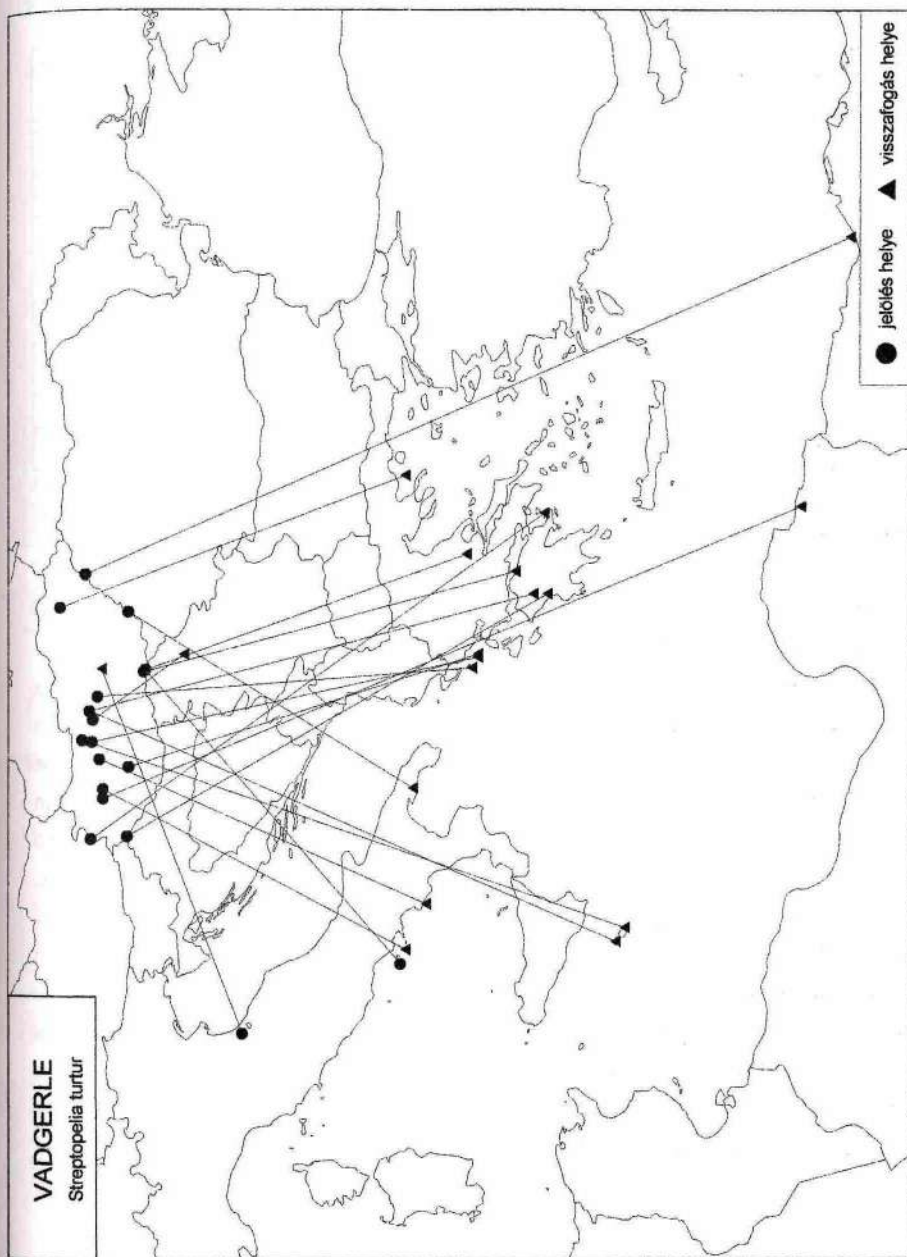
3.7. Vadgerle (*Streptopelia turtur*)

A vadgerle – fészkelő fajunk -, április végén érkezik vissza a Szaharától délre fekvő telelőterületeiről, ahova szeptember végén, legkésőbb október elején vonul el. Szeptemberben már gyülekeznek, és kisebb migrációjuk is bekövetkezhet. A hazai fészkelők, a gyűrűzések tanúsága szerint vagy Olaszországon, vagy a Balkánon át, közelítik meg a telelő területeket. A Magyarországon jelölt vadgerlék közül 17 került kézre külföldön (**12. táblázat**), közülük a D-DK-i vonulási útvonalon 1 pld Jugoszláviában, 9 pld Görögországban, 1 pld Lfbiában és 1 pld Egyiptomban, a DNy-i irányú vonulási útvonalon 3 pld Olaszországban, 2 pld pedig Máltán került meg, két Olaszországban meggyűrűzött madarat pedig Magyarországról jeleztek vissza (**11. táblázat; 7. térkép**).

11. táblázat: A Magyarországon megkerült gyűrűs vadgerlék származási helye és a megkerülés hónapja

Table 11: Places of origin of the ringed turtle doves recovered in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Már	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Olaszorszá	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0
Összesen	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0



7. térkép: A vadgerle (*Streptopelia turtur*) Magyarországon átvezető vonulási útvonalai gyűjtési adatok alapján
Map 7: Migratory routes of Turtle Dove (*Streptopelia turtur*) passing through Hungary based on ringing data.

12. táblázat: A Magyarországon gyűrűzött vadgerlék megkerülési helye és a megkerülés hónapja

Table 12: Places of recovery of turtle doves ringed in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Magyarország	0	0	0	0	0	2	1	3	3	0	0	0	9	0
Olaszország	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	3	0
Jugoszlávia	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Görögország	0	0	0	3	1	0	0	0	5	0	0	0	9	0
Málta	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Egyiptom	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Líbia	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Összesen	0	0	0	6	2	2	1	4	11	0	0	0	26	0

3.8. Vetési varjú (*Corvus frugilegus*)

A Magyarországon költő vetési varjak a költési időn kívül sem hagyják el a Kárpát-medencét, egész évben a költőterületek környékén találhatóak, legfeljebb csak kóborolnak. Nálunk a Kelet-Európai-síkságon fészkelők telelnek, amelyek költésre történő tömeges visszamaradása kizárt, de a fiatal példányoknál előfordulhat. Kismérvű "beszivárgás" a Duna és Morva völgyén át ÉNy felől is lehetséges, de ez sem számottevő. A Kárpát-medencébe érkezők száma KALOTÁS (in HARASZTHY, 2000) szerint csak 10 millió példányokban mérhető. FINTHA ÉS SZABÓ (1994) vizsgálatai igazolják ezt a megállapítást, amennyiben egyedül a Debrecenben éjszakázó vetési varjak száma meghaladta az 1.000.000 pld-t. Fészkelő populációnk tehát független más területek fészkelő állományaitól, ezért kezelése, szabályozása a Kárpát-medencén belül megoldható (KALOTÁS, 1990). A Magyarországon megkerült 68 külföldi gyűrűs vetési varjú (13. táblázat) főként Oroszországban (n=31) és Ukrajnában (n=10) jelölték, s ebből az ÉK-i irányból még Lengyelország (n=3) és Szlovákia területéről (n=1) is érkeznek madarak hozzánk. Van ugyanakkor egy ÉNy-Ny-i útvonal is, hiszen francia (n=1), német (n=7), cseh (n=6) és osztrák (n=9) vetési varjak is kerültek meg nálunk. A Magyarországon jelölt példányok közül 22-ről érkezett visszajelzés, zömében itthonról (n=13), illetve a szomszédos országokból (Szlovákia, Jugoszlávia, Románia 1-1 pld).

További 2 madarat Ukrajnából, 4-et pedig Oroszországból jelentettek vissza. A legtávolabbi jelölési helye 2485 km-re volt, a Tatárföldről tartott az útja Bicskéig (8. térkép; 14. táblázat).

13. táblázat: A Magyarországon megkerült gyűrűs vetési varjak származási helye és a megkerülés hónapja

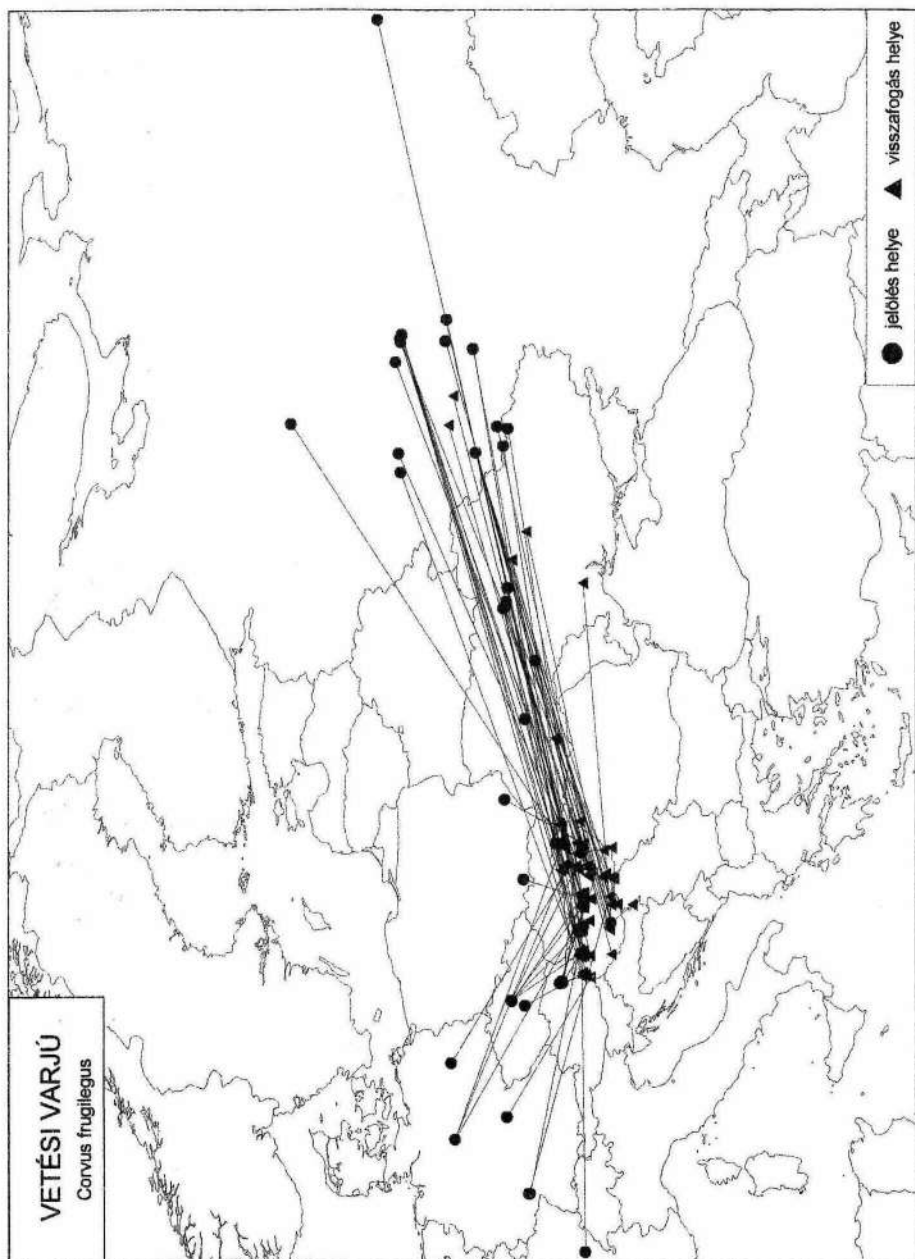
Table 13: Places of origin of the ringed rooks recovered in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Oroszország	5	9	7	0	1	1	0	0	1	1	1	5	31	20
Ukrajna	6	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	7
Lengyelország	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	1
Németország	2	1	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	7	4
Franciaország	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Ausztria	3	2	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	9	6
Szlovákia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Csehország	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	5
Összesen	19	16	15	1	2	1	0	0	2	2	3	7	68	45

14. táblázat: A Magyarországon gyűrűzött vetési varjak megkerülési helye és a megkerülés hónapja

Table 14: Places of recovery of rooks ringed in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Magyarország	2	2	1	0	4	2	0	0	0	0	0	2	13	6
Oroszország	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	1	4	1
Ukrajna	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0
Szlovákia	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Jugoszlávia	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Románia	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Összesen	2	2	3	2	5	3	1	0	0	1	0	3	22	7



8. térkép: A vetési varjú (*Corvus frugilegus*) Magyarországon átvezető vonulási útvonalai gyűrűzési adatok alapján
Map 8: Migratory routes of Rook (*Corvus frugilegus*) passing through Hungary based on ringing data.

3.9. Szajkó (*Garrulus glandarius*)

A szajkó rendszerint állandó madár, kóborlása azonban közönséges jelenség. Rendszeretlenül inváziói is megfigyelhetők, ezek a példányok vagy az É-i, ÉK-i populációból származnak (pl. Ukrajna), vagy olykor D-i beáramlás is történhet. Utóbbi esetén jelenhetnek meg Magyarországon a *G. g. albipectus* példányai (KEVE, 1967). Az inváziós jellegű megjelenés mellett rendszeres, bár nem szembetűnő vonulása is ismert (VASVÁRI, 1933). Mindeössze két külföldön jelölr szajkó került meg Magyarországon (15. táblázat), mindkettő Kiev környékéről származott és 753 illetve 822 km megtétele után érkezett hozzánk. Magyar szajkók Közép-Európában kóborolhatnak mind É-ra (Szlovákiáig – 1 megkerülés, 320 km), mind D-re (Horvátországig – 1 megkerülés, 278 km). Ez a kóborlás olykor nagyobb csapatokban is történhet, mint azt MÖDLINGER (1975) a Budapesti Állatkert fölött 1972. szeptember 25-én 07-09 óra között, DNy irányba, laza csapatokban átrepülő mintegy 800-900 szajkó esetében megfigyelte (16. táblázat; 9. térkép).

15. táblázat: A Magyarországon megkerült gyűrűs szajkók származási helye és a megkerülés hónapja

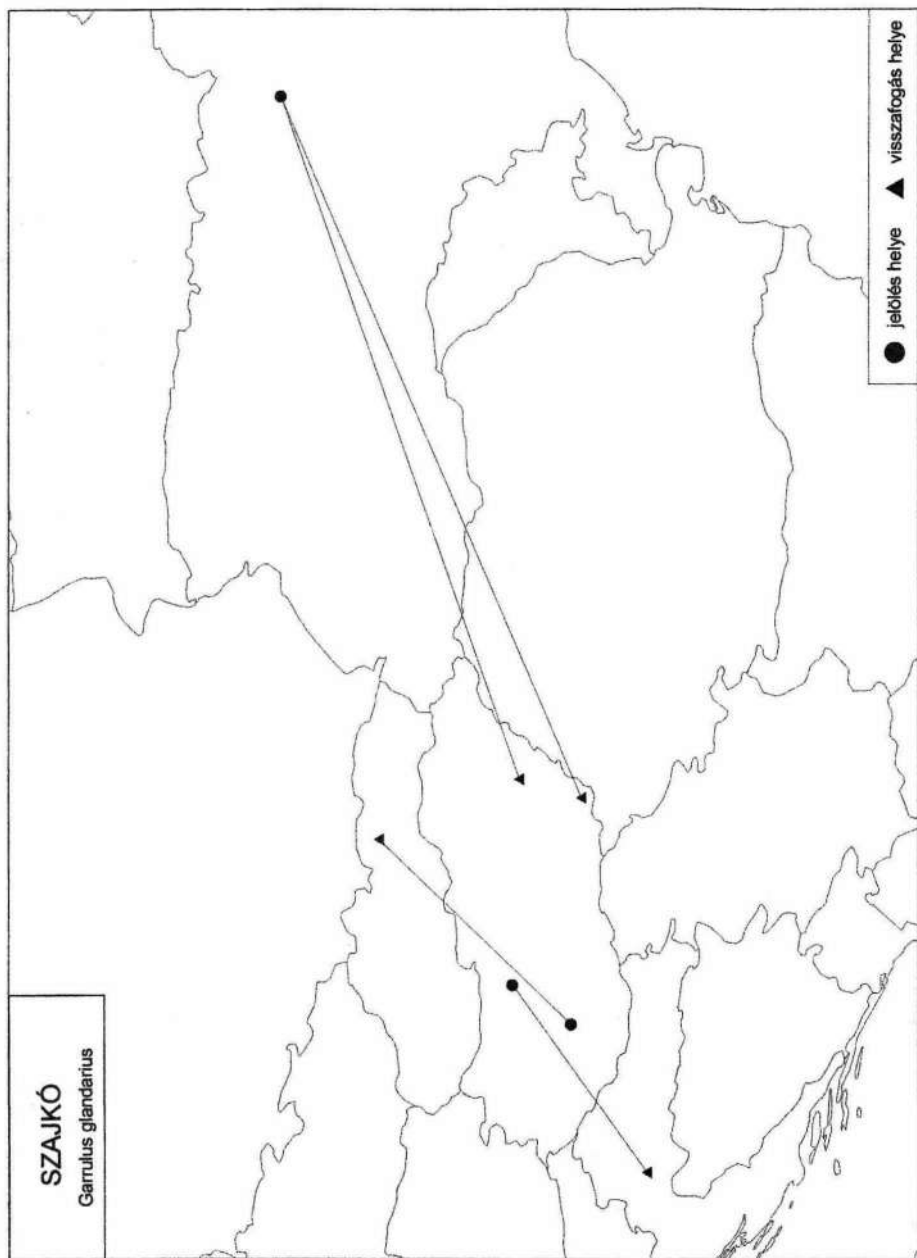
Table 15: Places of origin of the ringed jays recovered in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Már	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Ukrajna	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	1
Összesen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	1

16. táblázat: A Magyarországon gyűrűzött szajkók megkerülési helye és a megkerülés hónapja

Table 16: Places of recovery of jays ringed in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Magyarország	1	0	1	2	0	5	1	4	3	2	1	1	21	3
Szlovákia	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Horvátország	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Összesen	2	0	1	2	0	5	1	4	3	2	1	2	24	4



9. térkép: A szajkó (*Garrulus glandarius*) Magyarországon átvezető vonulási útvonalai gyűrűzési adatok alapján
Map 9: Migratory routes of Jay (*Garrulus glandarius*) passing through Hungary based on ringing data.

3.10. Seregély (*Sturnus vulgaris*)

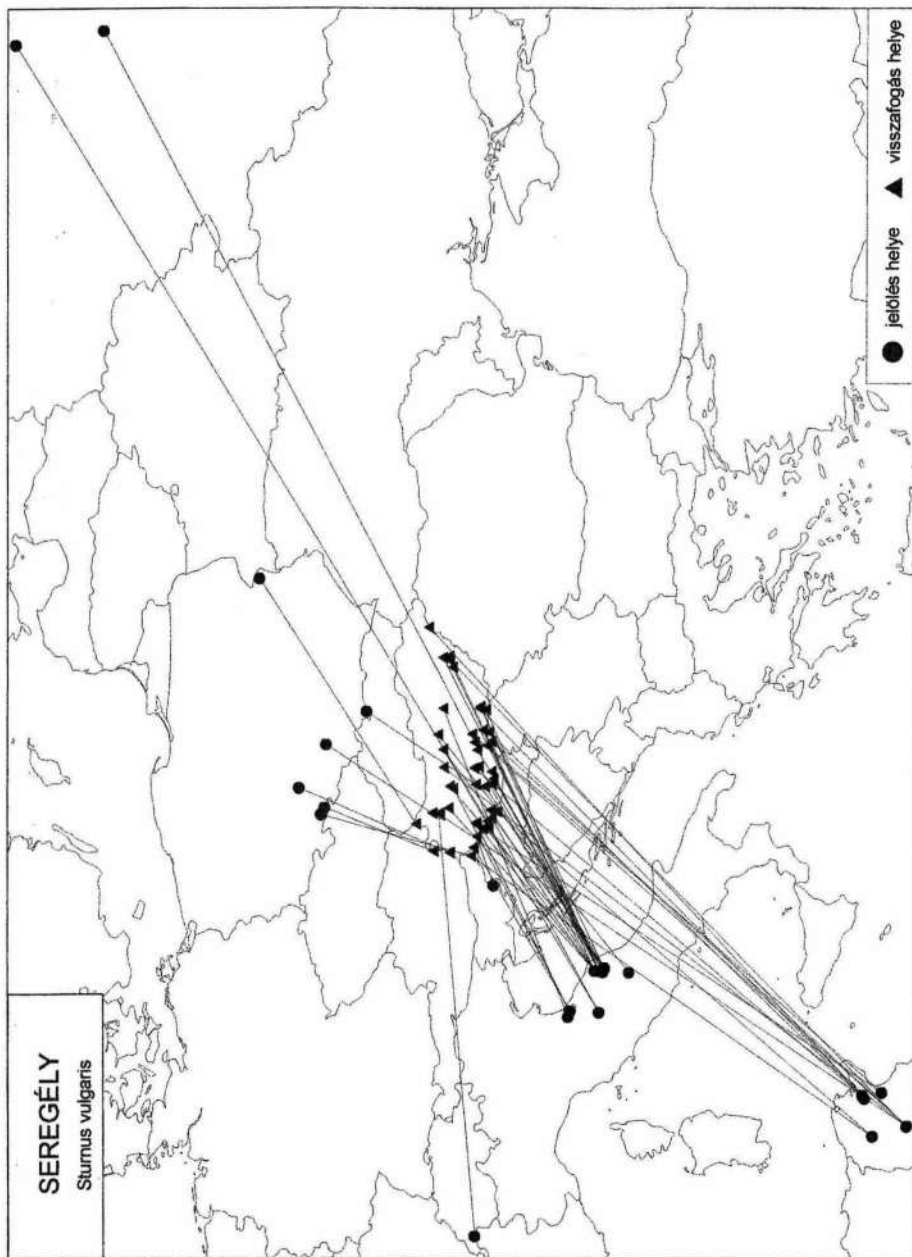
A seregély gyakori költő, vonuló fajunk. Már kora ősszel egyes csapatai elindulhatnak dél felé, ugyanekkor Lengyelország és Oroszország felől, valamint a Baltikumból óriási csapatai érkeznek. A szőlőkárokat ezek az átvonuló madarak okozzák. A tőlünk elvonulók a D-DNy-i vonulási útvonalon, Tunéziába és Algériába tartanak telelni.

Ezt a vonulási útvonalat jól mutatja a **10. térkép**, amely a Magyarországon megkerült gyűrűs seregélyek (n=48) jelölési helyeit tünteti fel: Oroszország, Beloruszia, Lengyelország, Horvátország, Olaszország, Tunézia. Kilóg a sorból egy Svájcban jelölt madár (**17. táblázat**). A Magyarországon jelölt és külföldön megkerült seregélyek (n=118) adatai között egyetlen K-i irányú (orosz) visszajelzés van, a többi adat jól mutatja (**11. térkép**) a D-DNy-i irányú elvonulást. A köztes állomások után (Ausztria, Horvátország, Olaszország, Franciaország) a célterületek Spanyolország (n=4), Marokkó (n=4), Algéria (n=19) és Tunézia (n=7) (**18. táblázat**). Egyes csapatai enyhe teleken áttelelhetnek (pl. METZL, 1989). Fészkelő állománya az első februári, március eleji felmelegedéssel - csaknem az erdei szalonkákkal együtt -, jön vissza a telelőterületekről.

17. táblázat: A Magyarországon megkerült gyűrűs seregélyek származási helye és a megkerülés hónapja

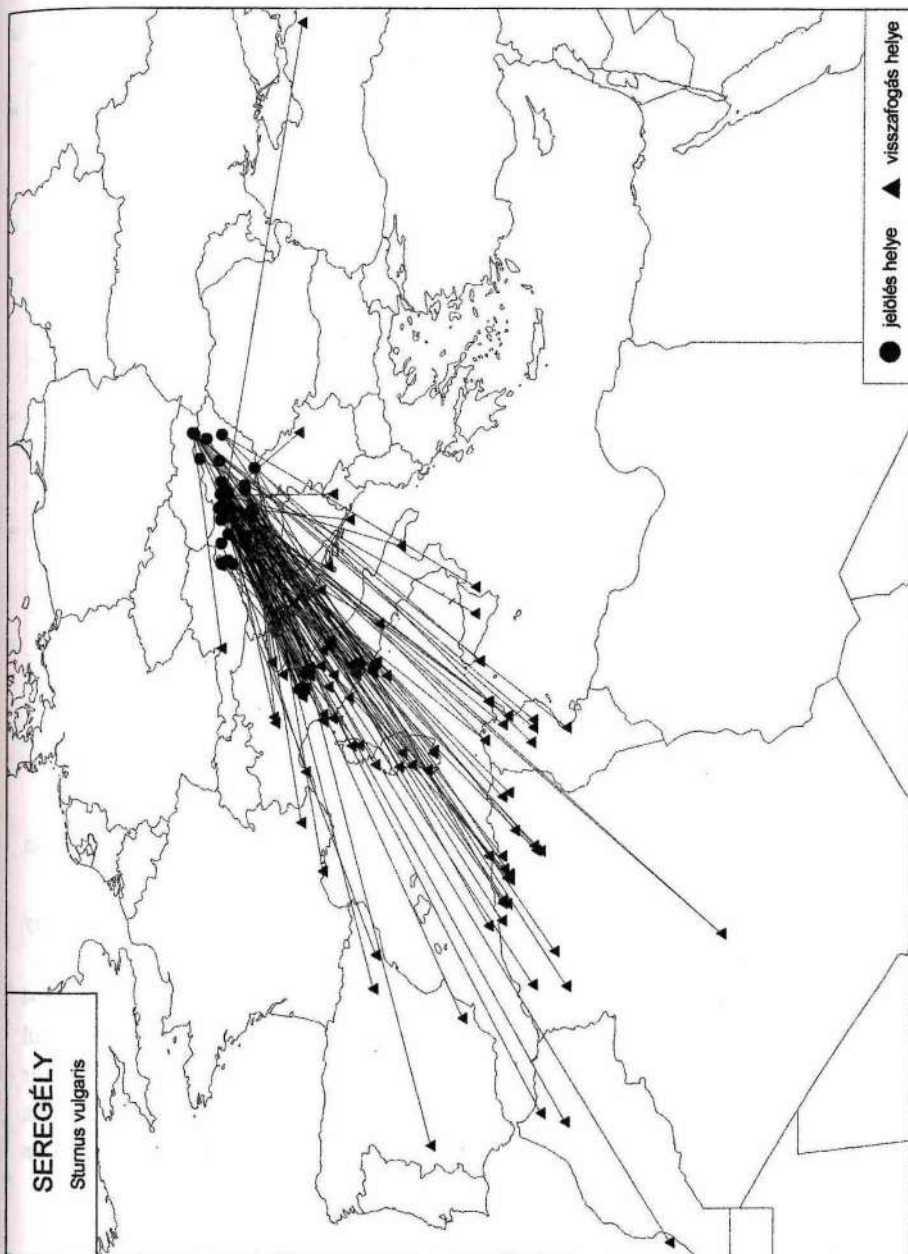
Table 17: Places of origin of the ringed starlings recovered in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Oroszország	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Beloruszia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Lengyelország	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	2
Svájc	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Olaszország	1	0	2	5	9	3	1	0	3	1	1	0	26	2
Horvátország	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Tunézia	0	1	4	2	0	1	2	0	1	1	0	1	13	2
Összesen	1	4	9	7	9	4	3	1	4	3	2	1	48	8



10. térkép: A seregély (*Sturnus vulgaris*) Magyarországon átvezető vonulási útvonalai gyűrűzési adatok alapján (külföldön gyűrűzött)

Map 10: Migratory routes of Starling (*Sturnus vulgaris*) passing through Hungary based on ringing data. (ringed abroad)



18.táblázat: A Magyarországon gyűrűzött seregélyek megkerülési helye és a megkerülés hónapja

Table 18: Places of recovery of starlings ringed in Hungary and the month of the recoveries.

Ország	Jan	Feb	Má	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Sze	Okt	Nov	Dec	Év	Nov - Feb
Magyarország	0	0	2	0	4	1	0	0	1	0	0	0	8	0
Oroszország	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Spanyolország	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	4	3
Franciaország	0	2	0	2	0	0	1	0	0	0	1	0	6	3
Olaszország	4	10	10	1	0	0	0	0	0	22	12	6	65	32
Ausztria	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Szlovákia	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Horvátország	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Algéria	9	3	4	0	0	0	0	0	0	1	0	2	19	14
Tunézia	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	7	7
Marokkó	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	4
Összesen	17	18	18	3	5	2	1	1	2	23	15	13	118	63

4. KÖVETKEZTETÉSEK

A 10 mezei - az apróvad-gazdálkodást érdeklő - madárfaj vonulásának elemzése után az alábbi következtetéseket tehetjük meg.

- A vizsgált fajok közül 9 fészkel Magyarországon, 1 faj pedig csak vonuláson vagy telelésen jelenik meg.
- A tárgyalt 4 ragadozómadár fajnak telelési célterülete is lehet a Kárpát-medence. Az É-i héja, egerészölyv, kékes rétihéja és barna rétihéja populációkból sok példány nem vonul tovább, itt tölti a téli hónapokat. Más csoportok – köztük a magyar fészkelőkkel -, olykor tovább mennek a mediterrán régió felé, mint az a héjánál, az egerészölyvnél és a barna rétihéjánál megfigyelhető. Ugyanez az átvonulás feltételezhető a kékes rétihéja esetében is.

- A magyar fűrjek nagy része a Földközi-tenger Ny-i medencéjébe vonul, de ismert DK-i (K-afrikai?) irányultságú elvándorlás is.
- A fűrjállomány egy része mellett Afrikában töltik a telet a vadgerlek, igaz magyar adat a vizsgált időszakban csak É-Afrikából van.
- A másik galambfaj a vadászható örvös galamb ugyancsak a Mediterráneum Ny-i felét veszi célba, leggyakrabban Közép-Olaszországból, Szardíniáról és Korzikáról vannak visszajelzések, de D-Franciaország is a célterülete.
- A vetési varjú fészkelő állománya nem hagyja el a Kárpát-medencét, viszont télen, É-ÉK-ről (ritkábban ÉNy-ról) érkező több millió egyeddel feldúsul ez a népesség. Nem bizonyított, hogy a populációk között kicserélődés lenne, tehát sem a vendégek nem gyarapítják a magyar fészkelő állományt, sem a hazaiak nem vonulnak velük az ÉK-i költőterületekre.
- A szajkó mint állandó madár olykor inváziós jelleggel mind ÉK-ről, mind D-ről beérkezhet a Kárpát-medencébe. Előbbit gyűrűzési eredmények, utóbbit a mediterrán elterjedésű *G. g. albipectus* alfaj kimutatása bizonyítja.
- A seregélynek fontos tranzitútvonala Magyarország, hiszen az orosz, lengyel és balti madarak, a mi populációnkkal együtt továbbvonulnak rajtunk DNY-i irányba Olaszországon keresztül Tunéziáig, Algériáig és Marokkóig.
- A Kárpát-medence és Európa más területei között fennálló köztes vonulásról – amint azt a vízivad fajok esetében tapasztalhattuk – a mezei fajoknál nincs szó, tehát csak a fő vonulási időszakban tapasztalható a ki-be áramlás.
- A nálunk illetve a Mediterráneumban vadászható fajok Magyarországon jelölt és külföldről visszajelentett egyedszámai a legtöbb fajnál igen alacsonyak, amely a jelölések kis számával hozható összefüggésbe. A visszajelzések száma fajonként az alábbi: fűrj (*Coturnix coturnix* – n=14), örvös galamb (*Columba palumbus* – n=24), vadgerle (*Streptopelia turtur* – n=17), vetési varjú (*Corvus frugilegus* – n=9), szajkó (*Garrulus glandarius* – n=2) és seregély (*Sturnus vulgaris* – n=110).
- A fenti adatsorból kiderül, hogy csak a könnyen fogható seregély (*Sturnus vulgaris*) esetében volt nagyobb számú jelölés és visszajelzés. A többi fészkelő faj – köztük olyan közönséges fajok, mint a galambok, vagy a vetési varjú – esetében is alig történik jelölés, következésképpen a teletőterületeken folyó erős vadászati nyomás ellenére sem bírnak nagyobb adatsorokkal. Ugyanez a helyzet a fűrjrel is.
- Tarthatatlan ez a helyzet, hiszen minden esély meglenne arra, hogy látványos eredményeket lehessen elérni. Ezért a jövőben jelölési programot kell indítani a fészkelő

galambfajok illetve a fűrj vonulásának további megismerése, pontosítása céljából. Ugyancsak újra indítandó a mára jelentősen lecsökkent fészkelő állományú vetési varjú jelölése. Ennek két irányt kell adni: (1) a fészkelő állomány jelölése, (2) telelők jelölése.

- Mindezek megvalósításához az FVM, a KöM TvH hatékony támogatását és az MME Gyűrűző Központot kell megnyerni.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm a MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET VONULÁSKUTATÓ SZAKOSZTÁLYÁNAK és személyesen VARGA LAJOSNAK, hogy a Gyűrűző Központ Adatbázisában található alapadatokat rendelkezésünkre bocsátották. Köszönöm GOSZTONYI LÍVIÁNAK az adatfeldolgozás során, HÖBER BALÁZSNAK pedig a térképek szerkesztésével nyújtott segítségét.

IRODALOMJEGYZÉK

- FARAGÓ, S. (2000): A vadászható vízivad fajok magyarországi vonulása, jelölt madarak megkerülése alapján. *MAGYAR VÍZIVAD KÖZLEMÉNYEK* 6: 337-375
- FINTHA, I. ÉS SZABÓ, A. (1994): A vetési varjú () debreceni mozgalmái 1993-94 telén. *MADÁRTANI TÁJÉKOZTATÓ* 1994. Júl.-Dec.: 13-17.
- FÜLEKY, CS. (2000): Egyezmény a vadon élő vándorló állatfajok védelméről. A Bonni Egyezmény, valamint csatlakozó egyezményei. *In: FARAGÓ, S. (szerk.): Gerinces állatfajok védelme. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, Szakmérnöki jegyzet: 41-48.*
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. ÉS BAUER, K.M. (1980): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9. Columbiformes - Piciformes.* Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. ÉS BEZZEL, E. (1971): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. Falconiformes.* Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main
- HAGEMEIJER, W.J.M. ÉS BLAIR, M.J. (szerk. 1997): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance.* T and D Poyser, London
- HARASZTHY, L. (Szerk.)(2000): *Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 441 pp.*
- KALOTÁS, ZS. (1990): A vetési varjú (*Corvus frugileus*) vonulása a Kárpát-medencében. *A MAGYAR MADÁRTANI EGYESÜLET II. TUDOMÁNYOS ÜLÉSE, SZEGED* 1986: 275-279.
- KEVE, A. (1967): A délnyugati szajkó a magyar faunában. *AQUILA* 73-74: 75-79.

- MAGYAR, G., HADARICS, T., WALICZKY, Z., SCHMIDT, A. ÉS BANKOVICS, A. (1998): Nomenclator Avium Hungariae. Magyarország madarainak névjegyzéke. Madártani Intézet - MME- Winter Fair. Budapest-Szeged 202 pp.
- MELDE, M. (1971): Der Mäusebussard *Buteo buteo buteo* (L.). Die Neue Brehm-Bücherei 185. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 2., erweiterte Auflage. 91 pp.
- MÖDLINGER, P. (1975): Szajkók (*Garrulus glandarius*) a Budapesti Állatkert felett. AQUILA 80-81: 292.
- SCHMIDT, E. (1974): Hová mennek, honnan jönnek vándormadaraink? Natura, Budapest. 197 pp.
- SZÉP, T. (1989): Madárgyűrűzési adatok számítógépes adatbankja. ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK 75: 95-105.
- VASVÁRI, M. (1933): A szajkók táplálkozása és vándorlása. AZ ERDŐ 7: 15-18.

**MEZŐVÉDŐ ERDŐSÁVOK FÉSZKELŐ MADÁRÁLLOMÁNYAINAK
VIZSGÁLATA
I. A VIZSGÁLATOK JELENTŐSÉGE, LEHETSÉGES MÓDSZEREI,
KIVITELEZÉSE**

Dr. Jánoska Ferenc

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet
University of West-Hungary, Faculty of Forestry, Institute of Wildlife Management
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5.

KULCSSZAVAK: mezővédő erdősáv, fészkelő madárállomány, szegélyhatás, Kisalföld,
Magyarország
KEY-WORDS: shelter belt, nesting population, edge effect, Little Hungarian Plain, Hungary

ABSTRACT

JÁNOSKA, F.: INVESTIGATION OF THE NESTING BIRD POPULATIONS OF THE SHELTER BELTS. I THE SIGNIFICANCE OF THE STUDIES, POSSIBLE METHODS, IMPLEMENTATION. The ornithological assessment of forest strips does not have a long history in Hungary. This particular habitat offers nesting possibilities for several bird species. These species could not prevail under the current, advanced agricultural regime. The shelter belts may be viewed as such habitat where the edge effect manifests itself without limitation. The literature treats the bird fauna of the shelter belts only a minor way, the analysis of habitats with edge effects attracted more researchers. This introductory piece of a paper series, treats the methods of data collection, data analysis of studies, conducted in four areas of the Kisalföld (Small Hungarian Plain) as well as the most important technical literature sources related to the subject and methodological possibilities.

1. BEVEZETÉS

Magyarország jelenlegi területének közel 70%-a áll mezőgazdasági művelés alatt. Ennek a hatalmas területnek is kb. 70%-án szántóföldi növénytermesztés folyik, így az ország területének fele szántóként tartható nyilván (MÁRKUS,1992). A szántóterületeken a biológiai folyamatok az ember által befolyásoltak, illetve irányítottak, a flóra és fauna összetétele, fajgazdagsága alapvetően az emberi termelő tevékenység függvénye. Különösen igazak a fenti megállapítások a nagyüzemi termelés körülményei közepette, és elsősorban ott, ahol a termőhelyi- és talajviszonyok kedvezőek az intenzív mezőgazdálkodás számára. Az intenzív gazdálkodás a terméseredmények fokozása érdekében növényvédő szereket alkalmaz a

termesztett növények konkurencsei és kártevői ellen, a termőföld tápanyag-utánpótlását műtrágyázással kívánja megoldani, intenzív fajtákat von termelésbe és nagyteljesítményű gépeket alkalmaz. Fenti módszerek alkalmazása csak nagyterjedésű táblákon gazdaságos, így a nagyüzemi gazdálkodás mindezeket megköveteli.

A mezőgazdaság kényszerű szocialista átszervezése során létrejött termelőszövetkezetek, valamint a felosztásra nem, vagy csak részben került nagybirtokokon kialakított állami gazdaságok a nagyüzemi táblák kialakítására törekedtek. A nagy táblaméretnek miatt felszámolásra kerültek a magyar tájat jellemző tanyák, csenderesek, erdőfoltok, remízek. Ezek a természetes élőhely-fragmentumok rendkívül fontosak az élőlény-közösségek fennmaradásához a mesterséges élőhelyeken (BÁLDI, 1996).

A fellépő deflációs károk mérséklésére kezdték el a mezővédő erdősávokat telepíteni az 1950-es, nagyjából az 1960-as években. A mezővédő erdősávoknak a terméseredményekre gyakorolt kedvező hatását számos vizsgálat igazolta (GÁL, 1974, 1977, 1983), a vadgazdálkodásban, a környezet- és természetvédelemben betöltött szerepük is bizonyítást nyert (FARAGÓ, 1983; KÖLÜS, 1969, 1986). Az erdősávok állatpopulációival, fészkelő madárállományaival, valamint az erdősávok környezetvédelmi jelentőségével foglalkozva számos publikációt közöl KÖLÜS (1969, 1979, 1986, 1987), aki kiemelten kezeli a vadállományra gyakorolt kedvező hatásokat is. Nem kifejezetten tudományos igénnyel, de az érdekesebb költő fajokat felsorolva ír egy erdősáv madártani jelentőségéről ZÁGON (1974). A meliorációs fásítások vadgazdálkodási szerepét, köztük a vadászható madárfajokra gyakorolt hatásokat vizsgálja FARAGÓ (1983). Ugyancsak az erdősávoknak a vadgazdálkodásban betöltött szerepét hangsúlyozta NAGY (1961). Szűkebb szakmánk, az erdőgazdálkodás területén az erdősávokkal talán legtöbbet foglalkozó GÁL (1974, 1977, 1983) elsősorban a szovjet szakirodalomban található adatokat idézi. Erdőtelepítések, galéria- és ártéri erdők, nemesnyárasok és erdősávok ornitológiai viszonyait elemzi LEGÁNY (1968, 1974, 1977, 1991), akinek különösen legutóbbi publikációi már kifejezetten szűkebben vett témakörünk problematikájával foglalkoznak. Az erdősávokhoz sok tekintetben hasonló élőhelyek, az ártéri- és galériaerdők ornitológiai viszonyait vizsgálja MARIÁN ÉS PUSKÁS (1973) is. Egy akácós erdő és egy hasonló fafajokból álló erdősáv madártani viszonyait vizsgálta RÉKÁSI (1992). Az erdősávok madárvilága és az erdősávoknak a vadgazdálkodásban betöltött hangsúlyos szerepe iránt megnyilvánuló fokozott érdeklődést jelzik JÁNOSKA (1991, 1992, 1993, 1996), FARAGÓ (1993, 1994), FARAGÓ ÉS JÁNOSKA (1994), valamint JUHÁSZ ÉS PALOTÁS (1993, 1994) publikációi.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. Terepi adatgyűjtő módszerek

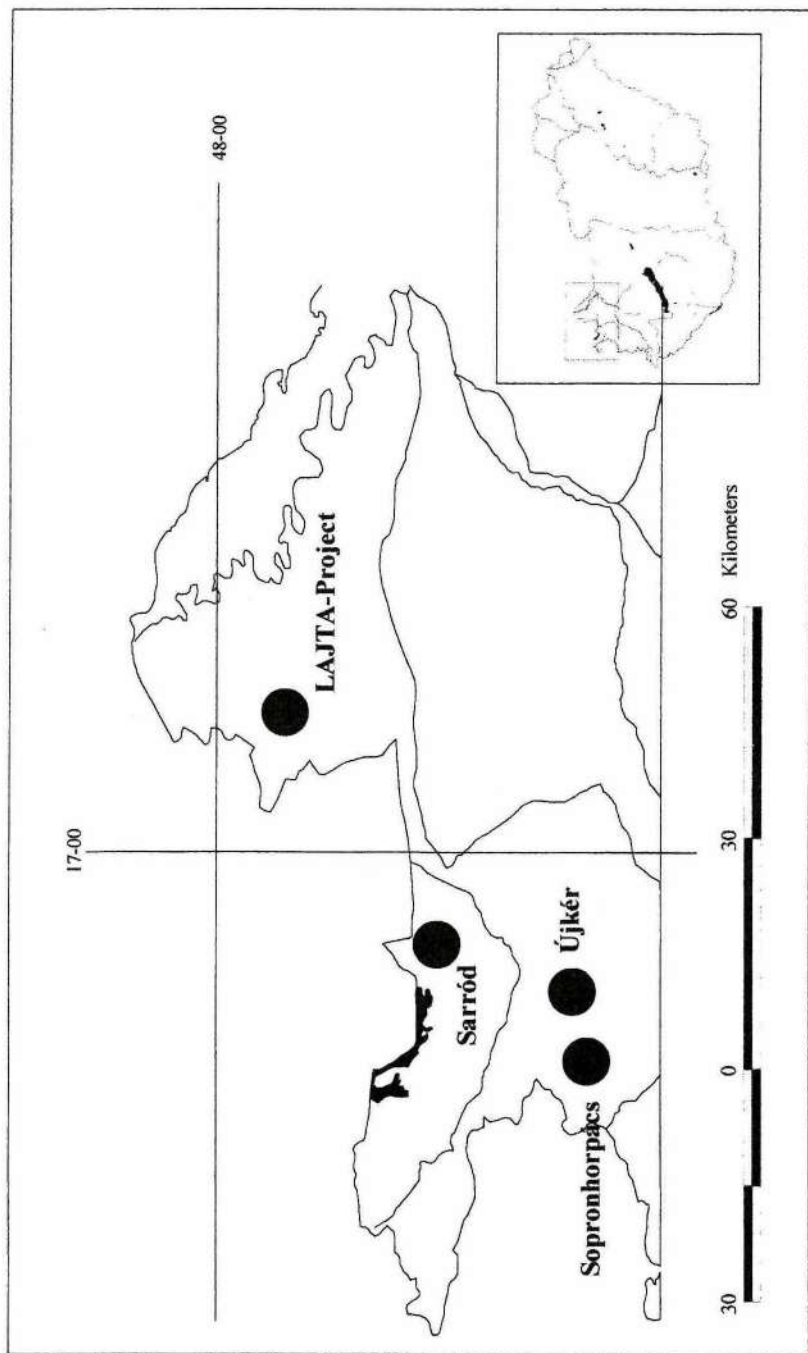
2.1.1. Madárállományok felmérése

Az erdősávok madárállományainak felmérése, hasonlóan bármely más élőhelyéhez, számos módon elvégezhető. A metodika megválasztása aszerint történhet, hogy milyen mélységű és milyen mennyiségű adatra van szükségünk.

TURČEK (1958) az erdősávok madártani felmérésére a sávos becslési eljárást ("line-transect", "Linien- oder Streifenmethoden") ajánlotta, sőt azt javasolta, hogy a sávmodszert Közép-Európában olyan gyakran kell alkalmazni, amennyire csak lehetséges. MOSKÁT (1986) véleménye szerint a fajszám-diverzitás-egyenletesség becslésénél nincs jelentős különbség a felvételi módszerek között, de a denzitás-értékek csak relatív értékeként kezelhetők. Vizsgálatai szerint a teljes felvétellel, a revírtérképezéssel szemben a "line-transect"-módszer csak 75%-os eredményességet, pontosságot ad. A különböző felvételezési módszerek összehasonlításakor hasonló következtetésre jutott NOON (1980), valamint TOMIALOJC ÉS VERNER (1990) is. A sávos becslési eljárás alkalmazása során többszöri visszatérést javasol TOMIALOJC (1985).

Sok, az erdősávok madárvilágával, fészkelő közösségeivel foglalkozó szakember revírtérképezéssel dolgozik. A teljesség igénye nélkül említhető e kutatók közül YAHNER (1981, 1982a, 1982b, 1988), BEST (1983), HINO (1985), TIRINDA (1994), és LENČE-SOVA (1994). Mindamellet elmondható, hogy a revírtérképezés csak kis területek idő- és munkaigényes eljárása, nagyobb területek ugyan kevésbé pontos, de megfelelő felvételi módszere a sávos becslési eljárás. Ezt állapítja meg LANDMANN *ET AL.* (1990) is.

Fentiek ismeretében munkám kezdetekor a nagyterjedésű LAJTA-Project madárállományának felvételezésére (JÁNOSKA, 1991, 1992, 1993) a sávos becslési eljárást választottam, ami az erdősávok esetében teljes felvételnek tekinthető. A kutatás alapvető célkitűzése a teljes 3000 ha-os, intenzív agrártermelés alatt álló terület ornitológiai felmérése volt. Már önmagában az erdősávok alapos felmérése idő- és munkaigényesebb volt, semhogy a revírtérképezéses eljárást alkalmazni lehetett volna. A későbbi időszakban beállított új kísérleti területeken az összehasonlíthatóság miatt ugyancsak ezt az eljárást alkalmaztam. A kutatási területek elhelyezkedése az **1. térképen** látható.



1. térkép: A kutatási területek elhelyezkedése

Map 1: Placement of research areas

A sávos becslési eljárás (az erdősávok fészkelő-állományára vonatkoztatva teljes felvétel) lényege, hogy az erdősáv mellett lassan elhaladva az ott vizuálisan és akusztikusan észlelhető madárfajok feljegyzésével, majd a gyakorlatban elterjedt módon (MOSKÁT ÉS WALICZKY, 1988) költőpárokká történő átszámításával becsüljük a fészkelő madárállományt.

A felvételeket kora reggel és késő délután, csak kedvező időjárási körülmények megléte esetén végeztem. A vizuális meghatározáshoz 7x50-es távcsőt használtam. Megfigyeléseimet terepi felvételi jegyzőkönyvben rögzítettem. A többszöri (általában háromszoros) ismétlésben elvégzett felmérés megfelelő pontossággal adja meg a fészkelőközösség összetételét.

A módszerben rejlő esetleges hibák kiküszöbölésére (mivel az elsősorban az énekesmadarak becslésére alkalmas), a ragadozó madarak és varjúfélék fészkei lakottságának megállapítása egyedi felkereséssel történt meg. Így megfelelő pontosság volt elérhető.

2.1.2. Az erdősávok faállományának felmérése

Amióta MACARTHUR ÉS MACARTHUR (1961) közleménye megjelent, az erdei madárközösségekkel foglalkozó szakemberek fontos feladata a madárállományok felvételezése mellett az adott növénytársulás (esetünkben erdősáv) struktúrájának mérése is. Általános, mindenki által egyformán alkalmazott módszer a mai napig nem alakult ki, bár számos próbálkozás volt erre. A témával foglalkozó szakemberek eltérő módszereket alkalmaznak és ajánlanak. A leginkább alkalmazott módszer kialakítása MACARTHUR ÉS MACARTHUR (1961) nevéhez fűződik, akik bevezették a "Foliage Height Diversity"-indexet (magyarra fordítva kb. lombzatmagasság-diverzitást jelent), amelyet a különböző vegetációs szintek borítottságából és magasságából számoltak. Ezen mérőszám felhasználásával dolgozott többek között HINO (1985), MOROZOV ÉS MOROZOVA (1990), valamint YAHNER (1982b, 1988). Fenti mérőszám és a "Leaf Area Index" (kb. a lombkorona-borításnak, tehát a záródásnak felel meg) közti összefüggéseket vizsgálta ABER (1979). A terepi munka során begyűjthető valamennyi faállomány-jellemző kiértékelésével, valamint azoknak a fészkelő állományra gyakorolt egyenkénti hatásainak vizsgálatával jut információkhoz LENČESOVA (1994) és TIRINDA (1994). Hozzájuk hasonlóan sok adatot értékel MOSKÁT (1988b). A kerti geze revírek faállomány-jellemzőinek megállapítására 7 adatot (fadenzitás, lombkorona-borítás, cserjeszint-borítás, lágyszárúborítás, fmagasság, mellmagassági törzsátmérő, lágyszárúsínt magassága) vett fel és értékelt ki WALICZKY ET AL. (1991).

A kiforratlan metodika miatt a leghelyesebb megoldásnak azt tartottam, hogy az erdészeti gyakorlatban már bevált módszerekkel, ugyanakkor megfelelő alapossggal és a hazai szakirodalomban publikált és bevált módszerekhez hasonló módon (WALICZKY ET AL., 1991) vegyem fel az erdősávok struktúra-jellemzőit. Eszerint szintenként becsültem az elegyarányt, a vertikális és horizontális záródást, a magasságot, a fák alsó ágmagasságát és kiegészítésül az egészségi állapotot is, amelyet 1-től (elpusztult faegyed) 5-ig (egészséges faegyed) terjedő skálán értékeltem. Fentiek elvégzésére azért volt szükség, mert tapasztalataim szerint az erdősávok erdészeti üzemtervekben megadott adatai nem fedték a valós, aktuális állapotot.

Minden erdősávban több (minimálisan 4-5) felvételt készítettem, majd ezeket átlagolva kaptam meg az erdősávot jól reprezentáló adatokat.

2.2. Adatfeldolgozó módszerek

A terepi adatgyűjtés során feljegyzésre került minden megfigyelt madáregyed, fészek, tojás és fióka. A fészkelőállomány megállapítására a MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET ún. "dán módszerű" pontszámlálási programjánál is alkalmazott átszámításokat végeztem el. E szerint pl. 1 éneklő hím=1 pár, 1 lakott fészek=1 pár, 1 eleséget hordó tojás=1 pár, 1 kirepült család=1 pár stb. (MOSKÁT ÉS WALICZKY, 1988). Ezen átszámítási módszer csupán a fácánál okozott gondot, hiszen ott egy kakasra rendszerint több tyúk is jut, tehát e fajnál nem lehet párokról beszélni. Ezért e fajnál csak a megfigyelt tojókat vettem figyelembe, ily módon közelítve a valós költőállományt. Az így nyert adatokat aztán erdősávonként összegezve táblázatokba foglaltam.

Amennyiben a terepi adatgyűjtés során a különböző mintaterületeken egyező módszerekkel dolgozunk (ami természetesen alapvető követelmény), az egyik legtöbbet alkalmazott kiértékelési eljárás, a diverzitási és kiegyenlítetttségi index használatával juthatunk első megközelítésben használható adatokhoz.

A diverzitási index leggyakrabban használt változata a SHANNON ÉS WEAVER (1949) által leírt formula, amelynek madárközösségekre történő alkalmazása különösen MACARTHUR ÉS MACARTHUR (1961) publikációja óta vált általánossá, s amelynek képlete:

$$H = -\sum p_i \ln p_i$$

ahol p_i = az i -edik faj relatív gyakorisága, azaz $p_i = n_i/N$, ahol n_i = az i -edik faj gyakorisága, N = összes gyakoriság. A diverzitás valamely sokaság (esetünkben egy adott madárközösség) információ-tartalmát hivatott kifejezni. A diverzitás formulájából számítható a kiegyenlítettség (ekvitabilitás) értéke, a következőképpen (PIELOU, 1966):

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

ahol H = a Shannon-Weaver-diverzitás értéke, S = fajszám.

A kiegyenlítettség is a fajgazdagság jellemzője oly módon, hogy az ideálistól való eltérést jelenti. A maximális értéket ($J=1,00$) jobban megközelítő közösség eszerint közelebb áll az ideálishoz, mint az amely alacsonyabb kiegyenlítettségi értékkel rendelkezik (MOSKÁT, 1988a).

A diverzitási és kiegyenlítettségi formulák használata általánossá vált az utóbbi évtizedben, bár sokan (joggal) fenntartásokkal fogadják túlzott mértékű alkalmazását, misztifikálását, mivel értékeik jelentősen függenek a minták elemszámától (MOSKÁT, 1988a).

Fenti, általánosan használt formulák mellett még számos módon ki lehet értékelni egy madárközösség összetételét.

A dominancia- és konstancia-értékek széleskörű alkalmazása az ornitológia területén a botanikai cönológiai szakirodalomból átvéve terjedt el (SZÉKELY ÉS MOSKÁT, 1992). Napjainkban a közösségi ökológia mind szélesebb térnyerésével alkalmazásuk egyre inkább háttérbe szorul, a konstancia-értékek teljes mellőzése mellett a dominancia-értékek helyett a relatív frekvencia-értékek használata javasolt (SZÉKELY ÉS MOSKÁT, 1992). Fentiek miatt a konstancia fogalmát én is kerülöm, de a könnyebb érthetőség és a korábbi adatokkal való összehasonlíthatóság miatt a dominancia-értékeket feltüntettem.

A közösségi dominancia-index (KDI) megmutatja, hogy a dominancia-sorrendben elől álló két faj őrzdominanciája hány % (KREBS, 1978). Alkalmazott képlete az alábbi:

$$KDI = \frac{y_1 + y_2}{y} * 100$$

ahol y_1 és y_2 a két leggyakoribb faj, y pedig az összabundancia. Az abundanciát lehet mérni denzitásként, biomasszaként vagy produktivitásként.

A denzitás értékeit a speciális habitatlakzat miatt mind 10 ha-ra, mind 1 km erdőszáv-hosszra megadom, így a kapott adatok összehasonlíthatók.

A madárközösség kiértékelésekor megvizsgáltam a táplálkozásból adódó különbségeket is. Az adott madárfaj által a leggyakrabban fogyasztott táplálék alapján 4 trofikus csoportot lehet elkülöníteni:

- húsevők - azok a fajok, melyek főként gerincesekkel táplálkoznak
- növényevők - azok a fajok, melyek csak, vagy főként növényi részekkel táplálkoznak
- rovarevők - azok a fajok, melyek táplálékának zömét rovarok teszik ki
- vegyesevők - olyan fajok, melyeknek táplálékában közel azonos arányban fordul elő 2 vagy 3 tápláléktípus

Az erdősáv struktúrájából adódóan vizsgálható az egyes fészkelési szintek igénybevétele. E szintek használatának vizsgálatok az alábbi csoportok különíthetők el:

- koronaszintben költők - arborikol fajok
- fatörzsszintben költők - dendrikol fajok
- cserjeszintben költők - fruticikol fajok
- talajszintben költők - terrikol fajok

Mind a trofikus csoportok, mind a fészkelési szintek használatának vizsgálatok a talált madárközösséget az előfordult fajok és a fészkelő párok szerint is kiértékeltem.

Mind a fészkelő madárállományok, mind az erdősávok struktúrájának összehasonlítására főkomponens-analízist (PCA), faktoranalízist és klaszter-analízist alkalmaztam. A statisztikai kiértékelés során PODANI (1993) SYN-TAX 5.0 programcsomagját használtam fel. A futtatás során egyszerű lánc (single linkage) fúziós stratégiát alkalmaztam. A kiértékelés során az alábbi CZEKANOVSKY-indexet használtam fel:

$$S_k = 1 - \frac{2 \sum_j \min \{X_{ij}, X_{ik}\}}{\sum_j \{X_{ij} + X_{ik}\}}$$

ahol X_{ij} és X_{ik} az i -edik faj gyakorisága a j -edik, illetve k -adik közösségben.

A madárfajok tömegadatait KLUZ (1980) adatai nyomán számoltam. A tömegadatokat is fészkelő párokra adom meg, tehát a hím és a tojó együttes adatait szerepeltetem.

A fészkelő madárfajok faunaelemenkénti besorolását VOOUS (1962) és LEGÁNY (1985) munkája alapján végeztem el. A faunaelemek szerinti vizsgálat hozzásegíthet a fészkelő fauna

kialakulásának és fejlődésének megismeréséhez, és tájékoztatást adhat a vizsgált terület ökológiai állapotáról is (LEGÁNY, 1985).

A JACCARD-féle fajazonossági index két közösség azonos fajainak arányát fejezi ki, képlete a következő:

$$Ja = \frac{\text{közös fajok száma}}{\text{összes fajszám}} * 100$$

E mérőszám segítségével megállapítható két közösség hasonlósága.

3. ÖSSZEFOGLALÁS

A mezővédő erdősávok ornitológiai felmérése Magyarországon nem tekint vissza hosszú múltra. A különleges élőhely sok madárfaj számára nyújt fészkelési lehetőséget, mely fajok egyébként a korszerű mezőgazdaság körülményei közepette nem telepedhetnének meg. Az erdősávok olyan élőhelynek tekinthetők, amelyben a szegélyhatás szinte korlátlanul érvényesül. A szakirodalom az erdősávok madárvilágával csak kismértékben foglalkozik, a szegélyhatással jellemezhető élőhelyek elemzése már több kutatót foglalkoztatott. A Kisalföld négy pontján végzett vizsgálatok adatgyűjtési és adatfeldolgozási módszereit, a legfontosabb, a témával kapcsolatba hozható szakirodalmi forrásokat, illetve a metodikai lehetőségeket tárgyalja a több részes cikksorozat ezen első, bevezető darabja.

IRODALOMJEGYZÉK

- ABER, J. D. (1979): Foliage-height profiles and succession in northern hardwood forest. *ECOLOGY* 60 (1): 18-23.
- BÁLDI, A. (1996): élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. *TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK* 3-4: 103-112.
- BEST, B.L. (1983): Bird use of fencerows: Implications of contemporary fencerow management practices. *WILDLIFE SOCIETY BULL.* 11 (4): 343-347.
- FARAGÓ, S. (1983): A meliorációs fásítások vadgazdálkodási hatásai. *ERD. ÉS FAIP. TUD. KÖZL.* 1983 (2): 231-237.

- FARAGÓ, S. (1993): Mezőgazdasági módszerekkel folytatott élőhelyjavítás, mint a fogoly állománydenzitás növelésének egyik módja. VADGAZDÁLKODÁSI ÉS SZIGETKÖZI HALGAZDÁLKODÁSI KONFERENCIA ELŐADÁSAI MOSONMAGYARÓVÁR 45-57.
- FARAGÓ, S. (1994): Természetes vadpopulációk fenntartásának lehetőségei agrár környezetben, különös tekintettel a fogoly (*Perdix perdix*) megőrzésére. LAJTA-Project 1993. Kutatási jelentés, Sopron
- FARAGÓ, S. ÉS JÁNOSKA, F. (1994): Védett madárfajok megőrzésének lehetőségei agrárkörnyezetben. I. KELET-MAGYARORSZÁGI VAD - ÉS HALGAZDÁLKODÁSI, TERMÉSZETVÉDELMI KONFERENCIA ELŐADÁSAI DEBRECEN 258-262.
- GÁL, J. (1974): Defláció és légszennyeződés elleni védekezés fásítással. AZ ERDŐ 23. (7): 321-326.
- GÁL, J. (1977): Környezetvédelmi fásítások In: GÁL, J. ÉS KÁLDY, J.: Erdősítés Akadémiai Kiadó, Budapest 451-613.
- GÁL, J. (1983): Szükség van-e mezővédő erdősávokra? NIMRÓD FÓRUM 1983. április:1-3.
- HINO, T. (1985): Relationships between bird community and habitat structure in shelterbelts of Hokkaido, Japan. OECOLOGIA (BERLIN) 65: 442-448.
- JÁNOSKA, F. (1991): Madárállomány-vizsgálatok a "LAJTA-Project" területén. Diplomaterv Sopron 77.pp.
- JÁNOSKA, F. (1992): Madárállomány-vizsgálatok erdősávokban a LAJTA-Project kutatási területén. ERD. ÉS FAIP. TUD. KÖZL. 1991. (1): 207-219.
- JÁNOSKA, F. (1993): Vogelzöologische Untersuchungen in den Windschutzstreifen im LAJTA-Project-Gebiet. BFB-BERICHT ILLMITZ 79: 117-125.
- JÁNOSKA, F. (1995): Fészkelő madárállományok vizsgálata kisalföldi erdősávokban, vadgazdálkodási vonatkozásokkal. Kandidátusi értekezés Sopron. 129+152.pp.
- JÁNOSKA, F. (1998): Fészkelő madárközösségek vizsgálata kisalföldi erdősávokban. ORNIS HUNGARICA 8. SUPPL. 1: 49-58.
- JUHÁSZ, L. ÉS PALOTÁS, G. (1993): A különböző hasznosítású erdőtípusok és mezővédő erdősávok szerepe a vadgazdálkodásban és a természetvédelemben a Tiszántúlon. Kutatási részjelentés Debrecen 58+47.pp.
- JUHÁSZ, L. ÉS PALOTÁS, G. (1994): A különböző hasznosítású erdőtípusok és mezővédő erdősávok szerepe a vadgazdálkodásban és a természetvédelemben a Tiszántúlon. Kutatási részjelentés Debrecen 23+22.pp.
- KLÜZ, Z. (1980): Pomocné ornitologické tabulky. Ostrava 170.pp.
- KÖLŰS, G. (1969): Mezővédő erdősávok hatása különböző agrobiocönózisok főbb állatpopulációinak kialakulására. Kandidátusi értekezés Keszthely 268+128.pp.
- KÖLŰS, G. (1979): Nagyforgalmú közutak melletti útvédő erdősávok környezetvédelmi jelentősége. AZ ERDŐ 1979.7.
- KÖLŰS, G. (1986): Vadgondozás, élőhely-gazdálkodás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- KÖLŰS, G. (1987): Emlékeztető a mezővédő és hófogó erdősávok védelme tárgyában Kézirat Keszthely 30.pp.
- KREBS, Ch. J. (1978): Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. Second Edition Harper és Row 678.pp.

- LANDMANN, A., GRÜLL, A., SACKL, P. ÉS RANNER, A. (1990): Bedeutung und Einsatz von Bestanderfassungen in der Feldornithologie: Ziele, Chancen, Probleme und Stand der Anwendung in Österreich. EGRETТА 33 (1): 11-50.
- LEGÁNY, A. (1968): Erdőtelepítések madártani jelentősége
ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK 55: 65-73.
- LEGÁNY, A. (1974): Nemesnyárasok (*Populeto cultum*) ornitológiai problémái.
ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK 61: 42-48.
- LEGÁNY, A. (1977): A fészkelő madárközösségek szerepe a Felső-Tisza árterének biotópjaiban. Kandidátusi értekezés tézisei Tiszavasvári 14.pp.
- LEGÁNY, A. (1985): Magyarország madarainak faunaelemenkénti megoszlása.
PUSZTA 3 (12): 133-144.
- LEGÁNY, A. (1991): A mezővédő erdősávok és fasorok madártani szerepe és természetvédelmi jelentősége. AQUILA 98: 169-180.
- LENČESOVÁ, K. (1994): Štruktúra vtáčích spoločností vretolamov v poľnohospodárskej krajine. Diplomater v Pozsony 96.pp.
- MACARTHUR, R.H. ÉS MACARTHUR, J. W. (1961): On bird species diversity.
ECOLOGY 42 (3): 594-598.
- MARIÁN, M. ÉS PUSKÁS, L. (1973): Quantitative Untersuchung der Singvögelpopulation (Passeriformes) des Überschwemmungsgebietes der Theiss (Tisza)
TISCIA (Szeged) 8: 71-77.
- MÁRKUS, F. (1992): Az intenzív mezőgazdálkodás és földhasználat hatása a természeti értékekre Magyarországon. WWF-FÜZETEK 1:14.pp.
- MOROZOV, N. S. ÉS MOROZOVA, O. V. (1990): Relationship between avian population parameters and floristic richness in forest communities. UDC 598. 2: 711-714.
- MOSKÁT, CS. (1986): Madárszámlálási módszerek hatékonyságának vizsgálata a Pilis-hegységben. ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK 73: 51-59.
- MOSKÁT, CS. (1988a): Diverzitás és rarefaction. AQUILA 95: 97-104.
- MOSKÁT, CS. (1988b) : breeding bird community and vegetation structure in a beech forest in the Pilis Mountains, N. Hungary. AQUILA 95: 105-112.
- MOSKÁT, CS. ÉS WALICZKY, Z. (1988): Madárállományok változásának nyomkövetése pontszámlálással. A Magyar Madártani Egyesület új madárszámlálási programja.
MADÁRTANI TÁJÉKOZTATÓ 1988. Dec:118-120.
- NAGY, E. (1961): Az erdősávok szerepe a mező – és vadgazdálkodásban. MAGYAR VADÁSZ 14 (11): 6-7.
- NOON, B. R. (1980): Techniques for smapling avian habitats. The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat-workshop Burlington 42-48.
- PIELOU, E. C. (1966): The measurement of diversity in different types of biological collections. JOURNAL OF THEOR. BIOLOGY 13: 131-144.
- PODANI, J. (1993): SYNTAX Version 5.0 User's guide. Scientia Publishing Budapest, 104.pp.
- RÉKÁSI, J. (1992): Adatok a dél-Alföldi akácok madárvilágához
AQUILA 99: 137-148.
- SHANNON, C. E. ÉS WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication.
University of Illinois Press, Montana

- SZÉKELY, T. ÉS MOSKÁT, CS. (1992): Biotóp vagy habitat? Észrevételek néhány ökológiai fogalom használatáról. *AQUILA* 99: 163-166.
- TIRINDA, A. (1994): Význam vetrolamov v pol'nohospodarskej krajine pre zachovanie biodiverzity vtáctva. Kézirat Pozsony
- TOMIAŁOJĆ, L. (1981): On the census accuracy in the line transect. *Bird Census and Mediterranean Landscape. Proceedings VIIth In. Conf. IBCC, Vth Meeting EOAC* Leon13-17.
- TOMIAŁOJĆ, L. ÉS VERNER, J. (1990): Do point counting and spot mapping produce equivalent estimates of bird densities? *THE AUK* 107 (2): 450-477.
- TURČEK, F. J. (1958): Dreviny, vtáky a cicavce niektorych pásov kriacin v poliach *BIOLOGICKÉ PRÁCE* 4 (8): 45-67.
- VOOUS, K. H. (1962): *Die Vogelwelt Europas und ihre Verbreitung.* Verlag Paul Parey 284 pp.
- WALICZKY, Z., MOSKÁT, CS., BÁLDI, A. ÉS LŐRINCZ, G. (1991): A kerti geze (*Hippolais icterina* VIEILL, 1817) élőhelyválasztása a Szigetközben *Aquila* 98. 135-140.
- YAHNER, R.H. (1981): Avian winter abundance patterns in farmstead shelterbelts : weather and temporal effects. *JOURNAL OF FIELD ORNITHOLOGY* 52 (1): 50-56.
- YAHNER, R.H. (1982a): Avian use of vertical strata and plantings in farmstead shelterbelts. *JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT* 46 (1): 50-60.
- YAHNER, R.H. (1982b): Avian nest densities and nest-side selection in farmstead shelterbelts. *WILSON BULL.* 94 (2): 156-175.
- YAHNER, R.H. (1988): Seasonal dynamics, habitat relationships, and management of avifauna in farmstead shelterbelts. *JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT* 47 (1): 85-104.
- ZÁGON, A. (1974): Egy erdősáv madártani érdekességei. *Búvár* 39 (6): 374.

MEZŐVÉDŐ ERDŐSÁVOK FÉSZKELŐ MADÁRÁLLOMÁNYAINAK VIZSGÁLATA II. ÚJKÉR

Dr. Jánoska Ferenc

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet
University of West-Hungary, Faculty of Forestry, Institute of Wildlife Management
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5.

KULCSSZAVAK: mezővédő erdősáv, fészkelő madárállomány, szegélyhatás, Kisalföld, Magyarország
KEY-WORDS: shelter belts, nesting population, edge effect, Small Hungarian Plain, Hungary

ABSTRACT

JÁNOSKA, F.: THE INVESTIGATION OF THE NESTING BIRD POPULATIONS OF THE SHELTER BELTS. II. ÚJKÉR. The study presents the results of the surveys of nesting populations in the shelter belts around Újkér village (Győr-Moson-Sopron county, West-Hungary) conducted in 1992-94. We were able to record high density values, because of the favorable strip structure in the primarily hybrid poplar-type shelter belts, developing in the midst of good growing conditions. The total density approached, in one year reached the 100 pairs/ha value. The values related to the length of shelter belts exceeded 20 pairs/km in each of the three years. Primarily insectivore species settled in the shelter belts, with respect to the use of nesting levels the arboreal and fruticicol species were the majority. The dominant nesting species in the shelter belts of Újkér were the chaffinch (*Fringilla coelebs*), the blackcap (*Sylvia atricapilla*), as well as the nightingale (*Luscinia megarhynchos*) during the years of study.

1. A KUTATÁSI TERÜLET JELLEMZÉSE

Újkér határában 1992-ben kezdődtek vizsgálataim. A korábbi, e területen folyó kutatások közül kiemelésre érdemesek FARAGÓ (1989, 1991) közleményei, amelyekben a vetési varjú (*Corvus frugilegus*) elterjedését és a szárnyasvad állati eredetű táplálékbazisát vizsgálta nevezett szerző.

A vizsgálatok az újkéri "Dózsa Népe" Termelőszövetkezet területén található 8 erdősávban folytak. A község földrajzi koordinátái a következők:

A terület földrajzilag a Nyugat-magyarországi peremvidék nagytájon belül a Sopron-Vas síkságon mint középtájon, s a Répce-síkság kistájon helyezkedik el. A vidék kimondottan intenzív agrárkörnyezet, amelyre a gabonafélék és a kapások termesztése a jellemző. Az átlagos táblanagyság 33 ha, ami nagyüzemi körülmények között ideálisnak mondható (FARAGÓ, 1991). Az általam vizsgált területrésze hidrológiailag a vízszegénység jellemző, sem vízfolyással, sem egyéb nyílt vízfelülettel nem rendelkezik. Talajtanilag az alföldies jellegű kavicsstakarós síkságon kialakult agyagbemosódásos barna erdőtalajokat és csernozjom barna erdőtalajokat találunk a területen. Klimatikus viszonyaira a kontinentalitás jellemző, erős atlantikus hatással, évi 600 mm körüli csapadékösszeggel (FARAGÓ, 1991). Mindezek miatt az erdősávok kedvező termőhelyi viszonyok között tenyésznek.

Az általam vizsgált erdősávok a Sopron-Sárvár 84. sz. főútvonal két oldalán helyezkednek el (1. térkép). Az erdősávok nemesnyár-típusúak, a felső szintben vágásérettségi korukat elért, csúcsháradt, roskadófélben lévő nemesnyárat (*Populus x euramericana*) találunk minden erdősávban. A második szint kislevelű hársból (*Tilia cordata*), kocsányos tölgyből (*Quercus robur*), mezei juharból (*Acer campestre*) és vénic szilből (*Ulmus laevis*) áll. A cserjeszintben fagyalt (*Ligustrum vulgare*), kőkényt (*Prunus spinosa*) és gyepürózsát (*Rosa canina*) találunk. A gyepszint záródása minden erdősávban alacsony, a leggyakoribb fajok a meddő rozsnok (*Bromus sterilis*), a fedél rozsnok (*Bromus erectus*) és a ragadós galaj (*Galium aparine*).

2. EREDMÉNYEK

2.1. Évenkénti fészkelő állományok

2.1.1. Az 1992-es év eredményei

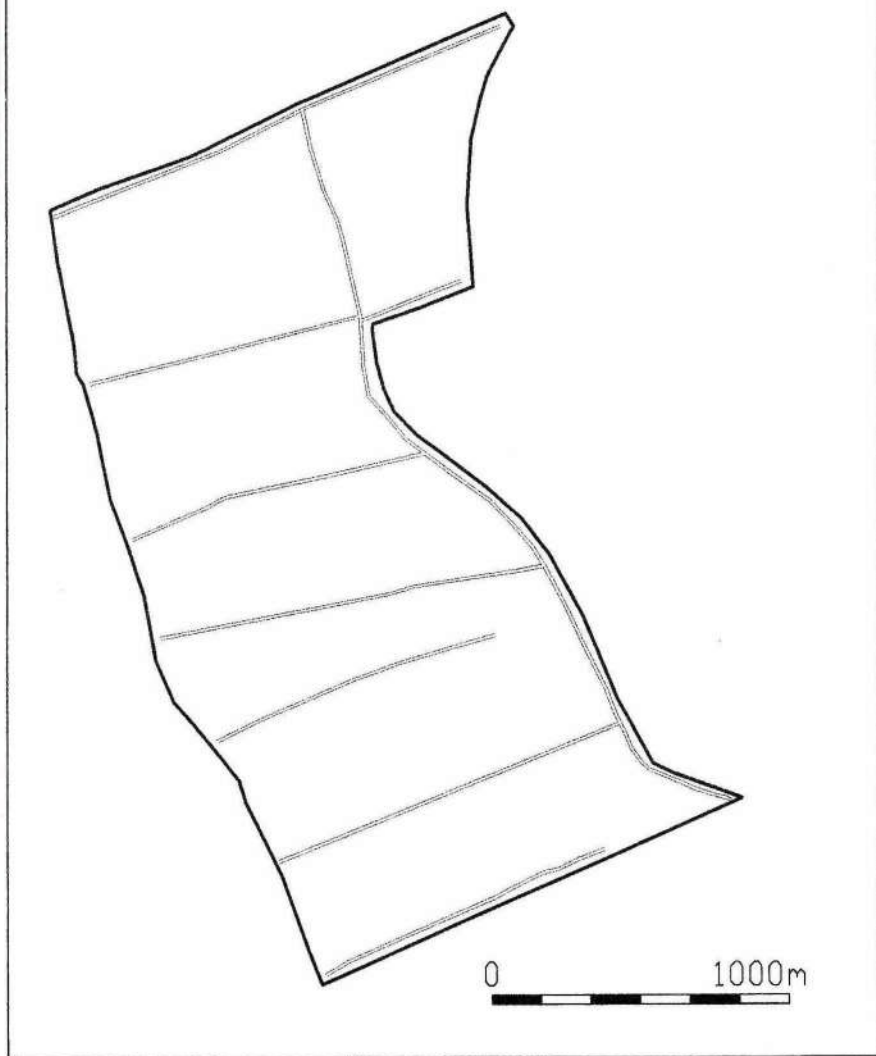
Az erdősávokban 1992-ben összesen 22 faj költését regisztráltam. A fészkelő madárfajok denzitása 103,1 pár/10 ha, illetve 24,32 pár/km volt a vizsgálati évben. A diverzitás $H=2,60$, míg a kiegyenlítettség $J=0,841$ értéket ért el. (1. táblázat)

A fészkelő fajok közül leggyakoribbak voltak:

erdei pinty (<i>Fringilla coelebs</i>)	19,2 D%, 19,8 pár/10 ha,
barátka poszáta (<i>Sylvia atricapilla</i>)	14,1 D%, 14,6 pár/10 ha,
fülemüle (<i>Luscinia megarhynchos</i>)	13,1 D%, 13,5 pár/10 ha.

Az előfordult fajok 59,1%-a, a fészkelő párok 52,5%-a a rovevők közül került ki (2. táblázat). A legtöbb faj (31,8%) a cserjeszintben, a párok 33,3%-a a koronaszintben fészkel (3. táblázat).

ÚJKÉR



1. térkép: A újkéri kutatási terület
Map 1: Research area at Újkér

1. táblázat : Az Újkéren 1992-ben előfordult fajok dominancia-és sűrűségi adatai
Table 1: Dominance and density of bird species in Újkér, 1992.

Faj Species	EGYED-Individual			TESTTÖMEG-Body mass		
	Dominancia Dominance	Sűrűség Density		Dominancia Dominance	Sűrűség Density	
	%	pár/10 ha	pár/km	%	pár/10 ha	pár/km
<i>Buteo buteo</i>	1	1	0,25	8,6	2032,3	479,4
<i>Perdix perdix</i>	1	1	0,25	3,7	864,6	203,9
<i>Phasianus colchicus</i>	5	5,2	1,23	57,5	13609,4	3210,1
<i>Streptopelia turtur</i>	3	3,1	0,74	3,9	925	218,2
<i>Cuculus canorus</i>	1	1	0,25	1	241,7	57
<i>Picus viridis</i>	1	1	0,49	1,8	415,6	98
<i>Oriolus oriolus</i>	2	2,1	0,49	1,3	295,8	69,8
<i>Parus maior</i>	2	2,1	0,49	0,4	83,3	19,7
<i>Turdus merula</i>	7,1	7,3	1,72	5,9	1385,4	326,8
<i>Saxicola torquata</i>	1	1	0,25	0,1	28,1	6,6
<i>Luscinia megarhynchos</i>	13,1	13,5	3,19	2,6	609,4	143,7
<i>Sylvia atricapilla</i>	14,1	14,6	3,44	2,5	583,3	137,6
<i>Sylvia communis</i>	2	2,1	0,49	0,3	60,4	14,3
<i>Sylvia curruca</i>	1	1	0,25	0,1	27,1	6,4
<i>Phylloscopus collybita</i>	2	2,1	0,49	0,1	33,3	7,9
<i>Lanius collurio</i>	4	4,2	0,98	1,1	258,3	60,9
<i>Sturnus vulgaris</i>	2	2,1	0,49	1,4	320,8	75,7
<i>Passer montanus</i>	2	2,1	0,49	0,4	104,2	24,6
<i>Carduelis chloris</i>	8,1	8,3	1,97	2,1	500	117,9
<i>Carduelis carduelis</i>	3	3,1	0,74	0,4	100	23,6
<i>Fringilla coelebs</i>	19,2	19,8	4,67	3,8	890,6	210,1
<i>Emberiza citrinella</i>	5	5,2	1,23	1,3	302,1	71,3

Ragadozómadarak közül mindössze 1 pár (1,0 pár/10 ha) egerészölyv (*Buteo buteo*) fészkel a területen.

A vadászható madárfajok közül teljesen hiányzott a területről az örvös galamb (*Columba palumbus*), viszonylag kis számban (1,0 pár/10 ha) volt megtalálható a fogoly (*Perdix perdix*), magasabb denzitású volt (5,2 pár/10 ha) a fácán (*Phasianus colchicus*)

2. táblázat : A trofikus csoportok szerinti megoszlás 1992-ben

Table 2: Dominance of bird groups after trophic in 1992

Táplálkozási csoportok Tropical group	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Húsevő-Carnivor	1	4,55	1	1,01
Növényevő-Herbivor	7	31,82	44	44,44
Rovarevő-Insectivor	13	59,09	52	52,53
Vegyesevő-Omnivor	1	4,55	2	2,02
Összesen-Total	22	100	99	100

3. táblázat : A fészkelési szintek szerinti megoszlás 1992-ben

Table 3: Dominance of bird groups after breeding level in 1992

Fészkelési típus Nesting type	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Arborikol	5	22,73	33	33,33
Dendrikol	4	18,18	7	7,07
Fruticikol	7	31,82	32	32,32
Terrikol	6	27,27	27	27,27
Összesen-Total	22	100	99	100

2.1.2. Az 1993-as év eredményei

1993-ban 21 faj fészkelése volt regisztrálható az erdősávokban. Az összdensztás 101,04 pár/10 ha, illetve 23,83 pár/km értéket ért el. A diverzitás $H=2,508$, míg a kiegyenlítetttség $J=0,824$ volt a vizsgálati évben. (4. táblázat)

Ez évben (1993) is ugyanazon fajok fészkeltek a leggyakrabban, mint 1992-ben, kissé módosult dominancia-értékekkel. Így tehát a

erdei pinty (*Fringilla coelebs*) 19,6 D%, 19,8 pár/10 ha,
 barátka poszáta (*Sylvia atricapilla*) 18,5 D%, 18,8 pár/10 ha,
 fülemüle (*Luscinia megarhynchos*) 10,3 D% 10,4 pár/10 ha

voltak dominánsak a vizsgált erdősávokban.

A fajok 52,4%-a, a párok 52,6%-a a rovarevők közül került ki (5. táblázat). A fajok 38,1%-a, a párok 37,1%-a a cserjeszintben fészkeltek (6. táblázat).

4. táblázat : Az Újkéren 1993-ban előfordult fajok dominancia-és sűrűségi adatai

Table 4: Dominance and density of bird species in Újkér, 1993.

Faj Species	EGYED-Individual			TESTTÖMEG-Body mass		
	Dominancia Dominance	Sűrűség Density		Dominancia Dominance	Sűrűség Density	
	%	pár/10 ha	pár/km	%	pár/10 ha	pár/km
<i>Buteo buteo</i>	1	1	0,25	6,6	2032,3	479,4
<i>Perdix perdix</i>	3,1	3,1	0,74	11,4	2593,8	611,8
<i>Phasianus colchicus</i>	7,2	7,3	1,72	62	19053,1	4494,1
<i>Columba palumbus</i>	1	1	0,25	3,3	239,1	239,1
<i>Sterptopelia turtur</i>	2,1	2,1	0,49	2	145,5	145,5
<i>Oriolus oriolus</i>	2,1	2,1	0,49	1	295,8	69,8
<i>Parus maior</i>	2,1	2,1	0,49	0,3	83,3	19,7
<i>Turdus merula</i>	8,2	8,3	1,97	5,2	1583,3	373,5
<i>Saxicola torquata</i>	1	1	0,25	0,1	28,1	6,6
<i>Luscinia megarhynchos</i>	10,3	10,4	2,46	1,5	468,8	110,6
<i>Sylvia atricapilla</i>	18,5	18,8	4,42	2	750	176,9
<i>Sylvia communis</i>	1	1	0,25	0,1	30,2	7,1
<i>Sylvia curruca</i>	1	1	0,25	0,1	27,1	6,4
<i>Phylloscopus collybita</i>	3,1	3,1	0,74	0,2	50	11,8
<i>Lanius collurio</i>	4,1	4,2	0,98	0,8	258,3	60,9
<i>Sturnus vulgaris</i>	1	1	0,25	0,5	160,4	37,8
<i>Passer domesticus</i>	2,1	2,1	0,49	0,4	125	29,3
<i>Passer montanus</i>	1	1	0,25	0,2	52,1	12,3
<i>Carduelis chloris</i>	7,2	7,3	1,72	1,4	437,5	103,2
<i>Fringilla coelebs</i>	19,6	19,8	4,67	2,9	890,6	210,1
<i>Emberiza citrinella</i>	3,1	3,1	0,74	0,6	181,3	42,8

5. táblázat : A trofikus csoportok szerinti megoszlás 1993-ban

Table 5: Dominance of bird groups after trophic in 1993

Táplálkozási csoportok Tropical group	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Húsevő-Carnivor	1	4,76	1	1,03
Növényevő-Herbivor	7	33,33	42	43,3
Rovarevő-Insectivor	11	52,38	51	52,58
Vegyesevő-Omnivor	2	9,52	3	3,09
Összesen-Total	21	100	97	100

6. táblázat : A fészkelési szintek szerinti megoszlás 1993-ban

Table 6: Dominance of bird groups after breeding level in 1993

Fészkelési típus Nesting type	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Arborikol	4	19,05	29	29,9
Dendrikol	4	19,05	6	6,19
Fruticikol	8	38,1	36	37,11
Terrikol	5	23,81	26	26,8
Összesen-Total	21	100	97	100

Továbbra is 1 pár (1,0 pár/10 ha) egerészölyv (*Buteo buteo*) fészkel az erdősávokban, míg a vadászható fajok közül megjelent fészkelőként az örvös galamb (*Columba palumbus*) (1,0 pár/10 ha), és kissé emelkedett a fogoly (*Perdix perdix*) és a fácán (*Phasianus colchicus*) állománya (3,1 pár/10 ha, ill. 7,3 "pár"/10 ha).

2.1.3. Az 1994-es év eredményei

1994-ben 24 fészkelő faj fordult elő a területen. Az összdenzitás 88,54 pár/10 ha, illetve 20,88 pár/km értéket ért el. A diverzitás $H=2,568$, míg a kiegyenlítettség $J=0,808$ volt a vizsgálati évben. (7. táblázat) Leggyakoribb fészkelő fajokként az

erdei pinty (<i>Fringilla coelebs</i>)	27,1 D%, 24,0 pár/10 ha,
barátka poszáta (<i>Sylvia atricapilla</i>)	10,6 D%, 9,4 pár/10 ha,
fülemüle (<i>Luscinia megarhynchos</i>)	10,6 D%, 9,4 pár/10 ha,
sárgarigó (<i>Oriolus oriolus</i>)	9,4 D%, 8,3 pár/10 ha

jelentek meg az újkéri kísérleti terület erdősávjaiban.

Leggyakrabban a rovarévo fajok fészkeltek az erdősávokban (a fajok 58,3%-a, a fészkelő párok 51,8%-a) (8. táblázat). A fészkelési szintek igénybevétele tekintetében a fajok közül a legtöbb a cserjeszintben (33,3%), a párok közül a koronaszintben (44,7%) fészkel (9. táblázat).

A ragadozómadarak közül továbbra is csupán egy pár (1,0 pár/10 ha) egerészölyv (*Buteo buteo*) volt megfigyelhető, míg a vadászható fajok közül csökkent a fogoly (*Perdix perdix*) (2,1 pár/10 ha) és a fácán (*Phasianus colchicus*) (2,1 "pár"/10 ha), stagnált (1,0 pár/10 ha) az örvös galamb (*Columba palumbus*) állománya. Az 1994-es év érdekessége a kis örgébics (*Lanius minor*) fészkelése volt az újkéri erdősávok egyikében.

7. táblázat : Az Újkéren 1994-ben előfordult fajok dominancia-és sűrűségi adatai
Table 7: Dominance and density of bird species in Újkér, 1994.

Faj Species	EGYED-Individual			TESTTÖMEG-Body mass		
	Dominancia Dominance	Sűrűség Density		Dominancia Dominance	Sűrűség Density	
	%	pár/10 ha	pár/km	%	pár/10 ha	pár/km
<i>Buteo buteo</i>	1,2	1	0,25	12	2032,3	479,4
<i>Perdix perdix</i>	2,3	2,1	0,49	11,4	1937,5	457
<i>Phasianus colchicus</i>	2,3	2,1	0,49	32,2	5443,8	1284
<i>Columba palumbus</i>	1,2	1	0,25	6	1013,5	239,1
<i>Streptopelia turtur</i>	2,3	2,1	0,49	3,6	616,7	145,5
<i>Cuculus canorus</i>	1,2	1	0,25	1,4	241,7	57
<i>Dendrocopos maior</i>	1,2	1	0,25	1,1	179,2	42,3
<i>Oriolus oriolus</i>	9,4	8,3	1,93	7	1183,3	279,1
<i>Pica pica</i>	1,2	1	0,25	2,3	397,9	93,9
<i>Parus maior</i>	1,2	1	0,25	0,2	41,7	9,8
<i>Turdus merula</i>	4,7	4,2	0,98	4,7	791,7	186,7
<i>Luscinia megarhynchos</i>	10,6	9,4	2,21	2,5	421,9	99,5
<i>Sylvia atricapilla</i>	10,6	9,4	2,21	2,2	375	88,4
<i>Sylvia nisoria</i>	2,3	2,1	0,49	0,7	112,5	26,5
<i>Sylvia curruca</i>	1,2	1	0,25	0,2	27,1	6,4
<i>Phylloscopus collybita</i>	2,3	2,1	0,49	0,2	33,3	7,9
<i>Lanius minor</i>	1,2	1	0,25	0,6	104,2	24,6
<i>Lanius collurio</i>	3,5	3,1	0,74	1,1	193,8	45,7
<i>Sturnus vulgaris</i>	1,2	1	0,25	1	160,4	37,8
<i>Passer montanus</i>	1,2	1	0,25	0,3	52,1	12,3
<i>Carduelis chloris</i>	2,3	2,1	0,49	0,7	125	29,5
<i>Carduelis carduelis</i>	2,3	2,1	0,25	0,4	66,7	15,7
<i>Fringilla coelebs</i>	27,1	24	5,65	6,4	1078,1	254,3
<i>Emberiza citrinella</i>	5,9	5,2	1,25	1,8	302,1	71,3

2.2. A vizsgálati évek eredményeinek összehasonlítása

2.2.1. A közösségi karakterisztikák összevetése

A LAJTA-Project területéhez hasonlóan elvégezhető a főbb közösségi karakterisztikák kiértékelései (10. táblázat, 1-2. ábra)

8. táblázat : A trofikus csoportok szerinti megoszlás 1994-ben

Table 8: Dominance of bird groups after trophic in 1994

Táplálkozási csoportok Tropical group	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Húsevő-Carnivor	1	4,17	1	1,18
Növényevő-Herbivor	8	33,33	39	45,88
Rovarevő-Insectivor	14	58,33	44	51,76
Vegyesevő-Omnivor	1	4,17	1	1,18
Összesen-Total	24	100	85	100

9. táblázat : A fészkelési szintek szerinti megoszlás 1994-ben

Table 9: Dominance of bird groups after breeding level in 1994

Fészkelési típus Nesting type	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Arborikol	7	29,17	38	44,71
Dendrikol	4	16,67	4	4,17
Fruticikol	8	33,33	23	27,06
Terrikol	5	20,83	20	23,53
Összesen-Total	24	100	85	100

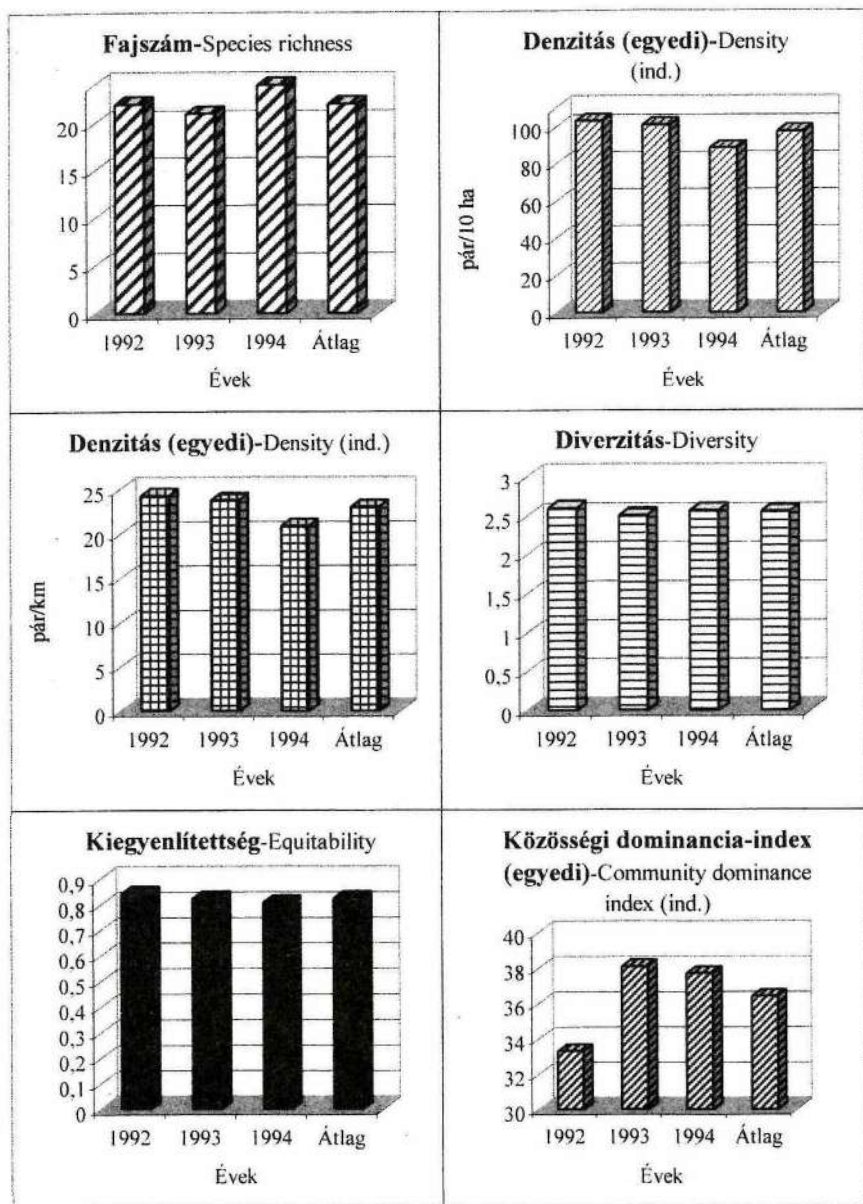
A fajszám az újkéri kutatási területen nem változott jelentősen az évek során, ingadozása gyakorlatilag nem haladta meg a 10 %-os értéket. A legalacsonyabb 1993-ban (21 faj), legmagasabb 1994-ben (24 faj) volt. Az átlagos szám 22 fajnak adódott.

A denzitás költőpárokra vonatkoztatott legalacsonyabb értéke 1994-ben (88,5 pár/10 ha, illetve 20,88 pár/km), a legmagasabbat 1992-ben (103,1 pár/10 ha, ill. 24,32 pár/km)

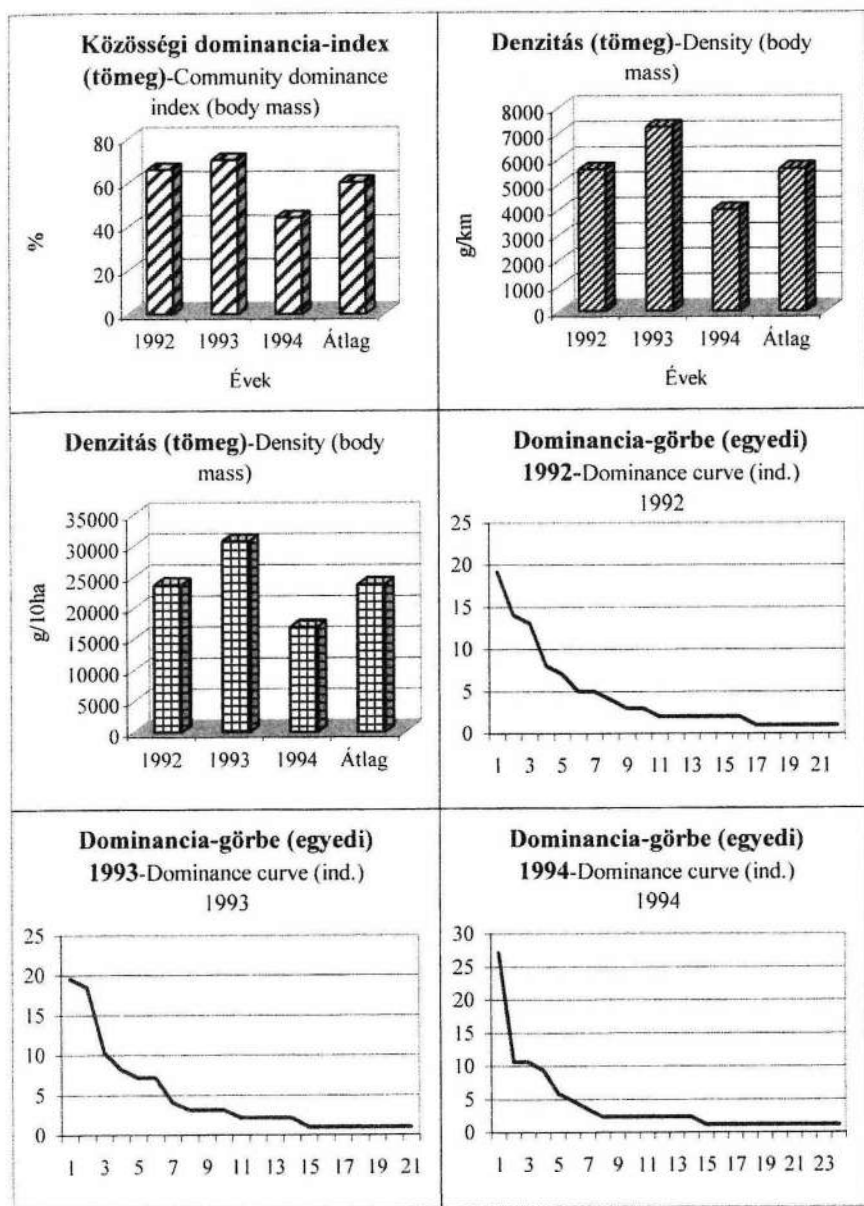
10. táblázat : A madárközösségek főbb karakterisztikái 1992-1994 között

Table 10: Important parameters of bird communities in 1992-1994

Év Year	S	De		Dt		H	J	KDI _c	KDI _t
		pár/10ha	pár/km	pár/10ha	pár/km				
1992	26	99,3	25,8	17782,9	4620,5	2,671	0,82	35,8	53,1
1993	23	94,7	24,6	20868,4	5422,2	2,497	0,796	41	54,3
1994	25	100	26	20333,6	5283,2	2,755	0,856	29,6	47,3
Átlag Mean	25	98	25,5	19661,6	5108,6	2,641	0,824	35,5	51,5



1. ábra : Az újkéri erdősávok fészkelő madárközösségeinek jellemzői (I.)
Figure 1: Parameters of breeding bird communities of shelter belts in Újkér.



2. ábra : Az újkéri erdősávok fészkelő madárközösségeinek jellemzői (II.)
Figure 2: Parameters of breeding bird communities of shelter belts in Újkér.

tapasztaltuk. A két szélsőérték közti különbség 14,6 pár/10 ha, illetve 3,44 pár/km, a három év átlaga 97,5 pár/10 ha, ill. 23,01 pár/km volt.

A diverzitás értékei stagnálóknak nevezhetők, a két szélsőérték közti különbség mindössze 0,092 volt. A legalacsonyabb diverzitást 1993-ban (2,508), a legmagasabbat 1992-ben (2,600) tapasztaltam. az átlagos érték 2,559 volt.

A kiegyenlítetttség esetében lassú csökkenés mutatható ki a három vizsgálati év során. Ennek megfelelően a legmagasabb értéket 1992-ben (0,841), a legalacsonyabbat 1994-ben (0,808) kaptam. A szélsőértékek közti különbség 0,033, a három év kiegyenlítetttség-értékeinek átlaga 0,824 volt.

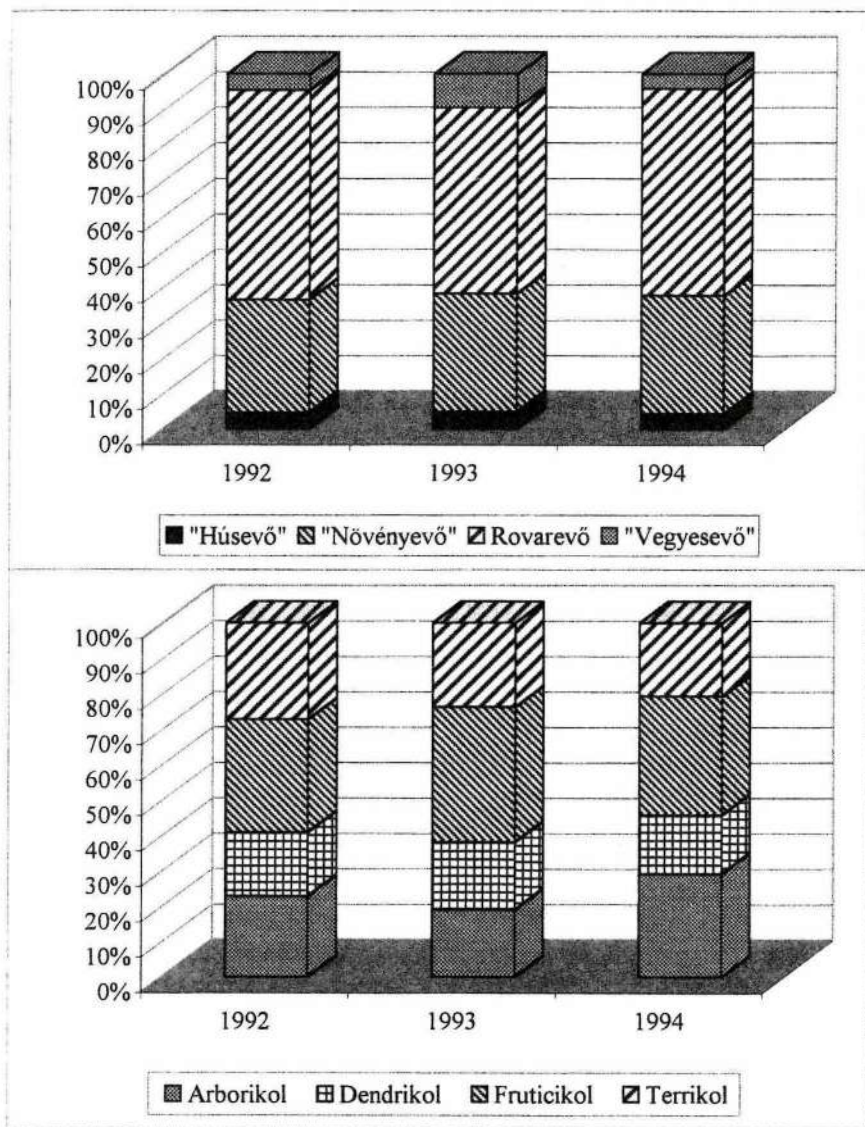
A közösségi dominancia-index (KDI) egyedszámra, pontosabban költőpárokra vonatkoztatott értékei stabilnak mondhatók. A legalacsonyabb érték 1992-ben (33,3%), a legmagasabb 1993-ban (38,1%) adódott, így az ingás mindössze 4,8%, a három év átlagos értéke 36,4% volt. A tömegadatokra vonatkoztatott értékek már jóval jelentősebb ingadozást mutattak. Ennek oka az volt, hogy a viszonylag alacsony állománysűrűségű, de az énekesekhez viszonyítva nagy testtömegű fajok- elsősorban a fogoly (*Perdix perdix*) és a fácán (*Phasianus colchicus*)- állomány-változása ezen értékeket alapvetően befolyásolta. A legalacsonyabb KID_i értéket 1994-ben (44,15%), a legmagasabbat 1993-ban (70,44%) tapasztaltam. A szélsőértékek közti különbség 26,3%, a három év átlagos értéke 60,2% volt.

A fészkelő állományok összedenzitásának tömegre vonatkoztatott értékei alapvetően befolyásoltak a tyúkfélék állomány-ingadozásától. A legalacsonyabb érték 1994-ben (16931,3 g/10 ha, ill. 3993,6 g/km), míg a legmagasabb 1993-ban (30731,2 g/10 ha, ill. 7248,6 g/km) adódott. Így a szélsőértékek közti különbség magas, 13799,9 g/10 ha, illetve 3255,0 g/km volt. Az átlagos denzitás a három év viszonylatában 23777,8 g/10 ha, illetve 5608,5 g/km volt.

A dominancia-görbék egyedszámra, pontosabban költőpárokra vonatkoztatott értékeit szemlélve az tapasztalható, hogy néhány domináns karakterfaj jelenléte mellett magas a csak csekély számban előforduló, alacsony dominanciájú fajok aránya, emiatt a görbék mindhárom évben viszonylag meredek esésűek.

A trofikus csoportok szerint vizsgálva (3. ábra), mind a fajok, mind a fészkelő párok tekintetében a rovarév fajok bizonyultak a leggyakoribbaknak.

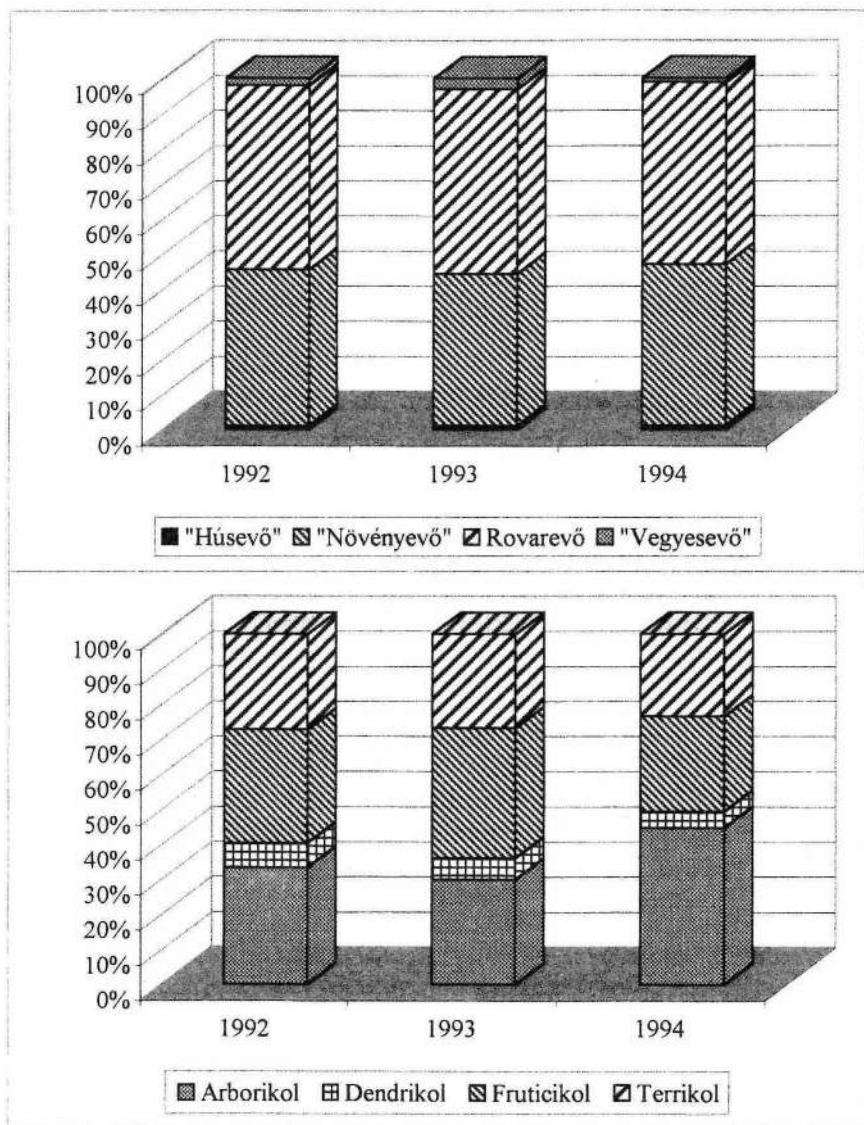
A fészkelési szintek igénybevétele szerint csoportosítva az előfordult fajokat (4. ábra), fajok tekintetében a cserjeszintben fészkelők voltak a leggyakoribbak. A fészkelő párokat vizsgálva 1992-ben 33,3% és 1994-ben 44,7% a koronaszintben fészkelők megelőzik a fruticikol fajokat.



3. ábra: A madárfajok (felül) és a fészkelő párok (alul) megoszlása a fogyasztott táplálékék szerint.

(Húsevő- Carnivorous, Rovarevő-Insectivorous, Növényevő-Herbivorous, Vegyesevő-Omnivorous)

Figure 3: Distribution of bird species (above) and breeding pairs (below) according to food consumption.

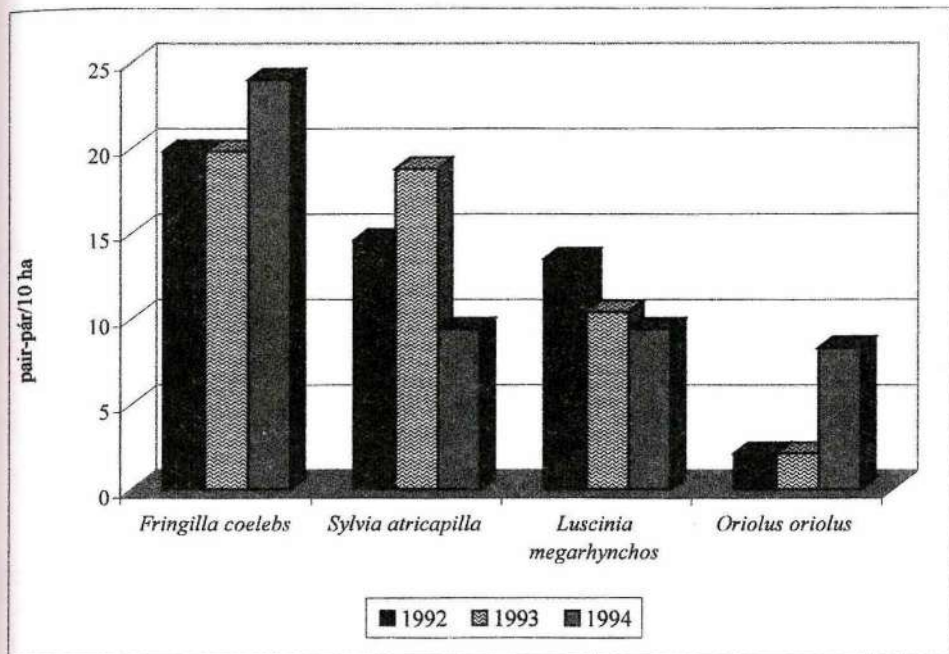


4. ábra: A madárfajok (felül) és a fészkelő párok (alul) megoszlása a fészkelési szintek szerint. (Húsevő- Carnivorous, Rovarevő-Insectivorous, Növényevő-Herbivorous, Vegyesevő-Omnivorous)

Figure 4: Distribution of bird species (above) and breeding pairs (below) according to breeding layers

2.2.2. Egyes fajok állomány-viszonyainak és területi diszperziójának dinamikája

Az eltérő ökológiai viszonyok miatt az újkéri kutatási területen más fajok voltak a gyakoriak, dominánsak, mint a kutatások kiindulópontjaként számítható LAJTA-Project területén (JÁNOSKA 1992, 1998). Így érdekes lehet ezen fajok denzitás-viszonyainak (5. ábra) és területi diszperziójának nyomkövetése (2-5. térkép).

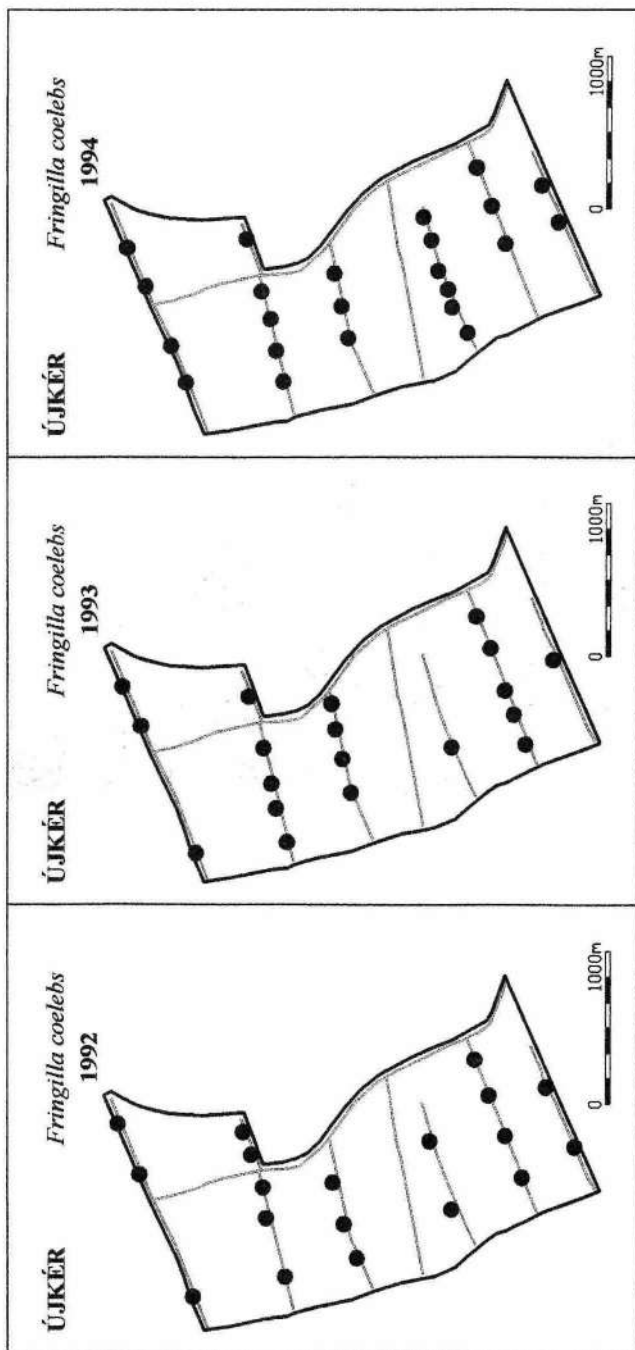


5. ábra: A leggyakoribb madárfajok sűrűség-alakulása az újkéri erdősávokban

Figure 5: Changes in density of most abundant bird species of shelter belts in Újkér

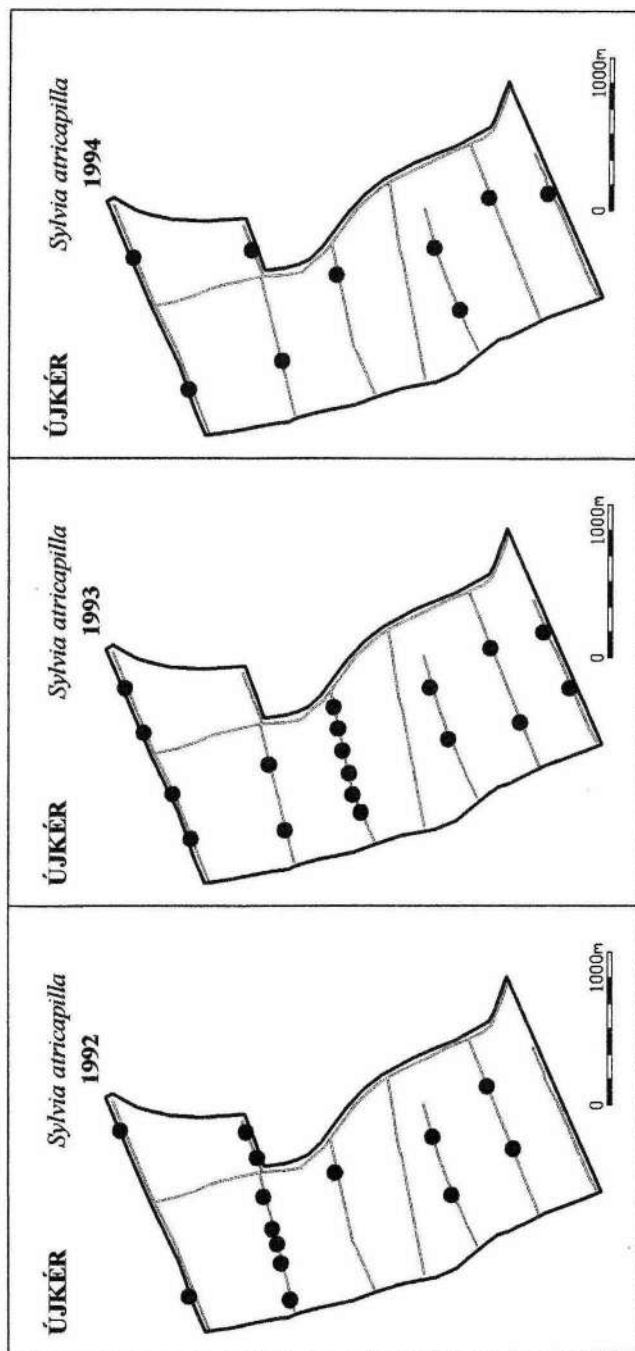
A terület leggyakoribb fészkelő faja az **erdei pinty** (*Fringilla coelebs*). Mivel az újkéri erdősávok második koronaszintje sűrű, jól záródott, ez ideális feltételeket teremt fészkelésének. Állomány-denzitása az első két évben megközelítette, 1994-ben meghaladta a 2 pár/ha-os értéket. Területi diszperziója (2. térkép) azt mutatja, hogy kellően ragaszkodik egyes erdősávokhoz, bár mindhárom évben minden erdősávban volt territórium a fajnak.

A második leggyakoribb faj a **barát poszáta** (*Sylvia atricapilla*). A kutatási terület erdősávjaiban a cserjeszint horizontális záródása alacsony ugyan (átlagosan mintegy 30 %),



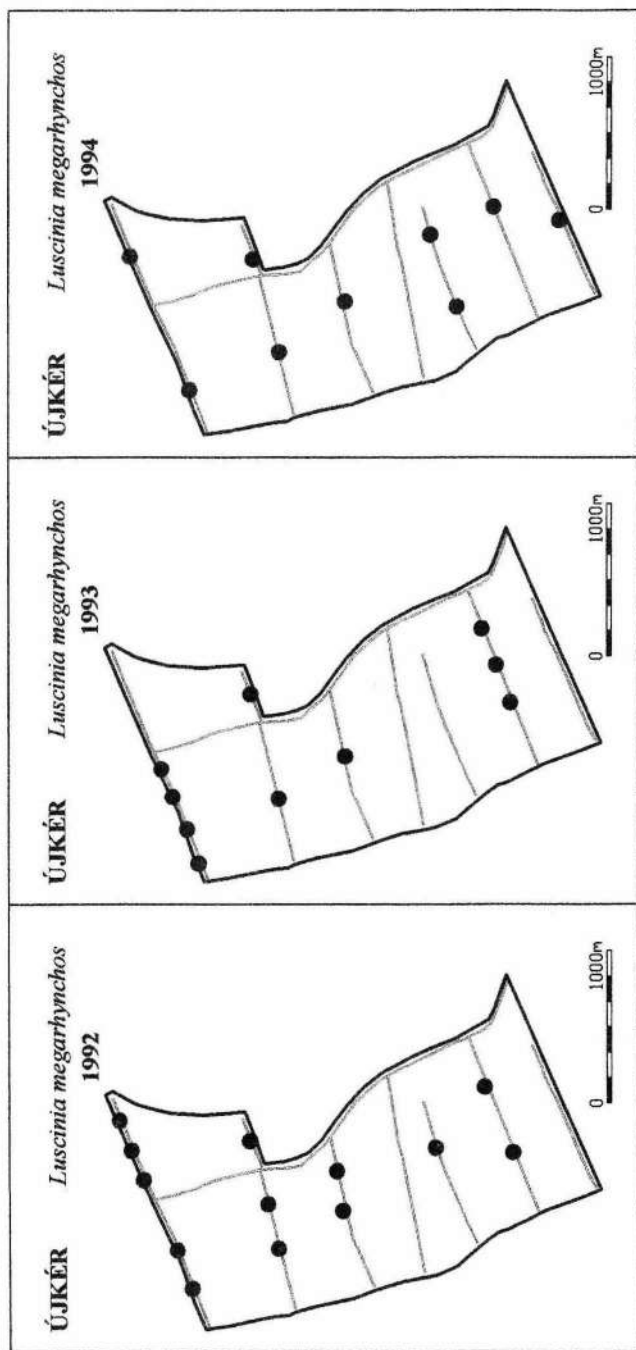
2. térkép: Az erdei pinty (*Fringilla coelebs*) fészkelési diszperziója az újkéri erdősávokban 1992-1994

Map 2: Nesting dispersion of Chaffinch (*Fringilla coelebs*) in shelter belts in Újkér 1992-1994

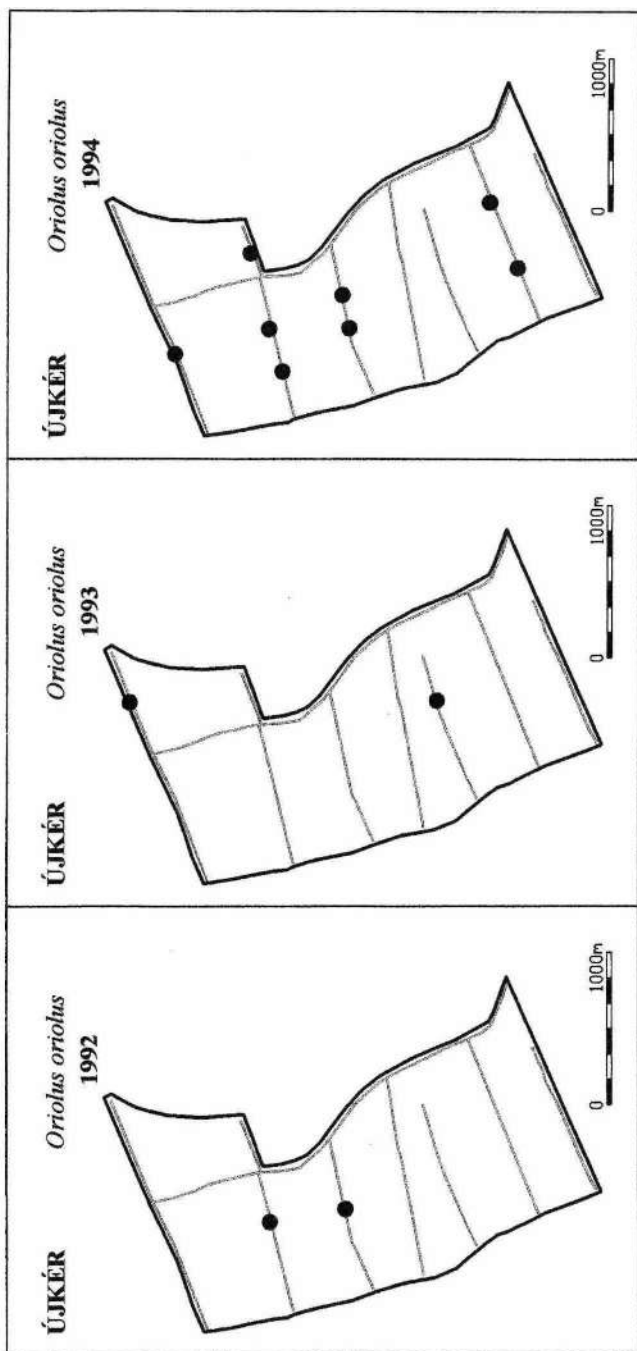


3. térkép: A barát poszáta (*Sylvia atricapilla*) fészkelési diszperziója az újkéri erdősávokban 1992-1994

Map 3: Nesting dispersion of Blackcap (*Sylvia atricapilla*) in shelter belts in Újkér 1992-1994



4. térkép: A fülemüle (*Luscinia megarhynchos*) fészkelési diszperziója az újkéri erdősávokban 1992-1994
 Map 4: Nesting dispersion of Nightingale (*Luscinia megarhynchos*) in shelter belts in Újkér 1992-1994



5. térkép: A sárgarigó (*Oriolus oriolus*) fészkelési diszperziója az újkéri erdősávokban 1992-1994
 Map 5: Nesting dispersion of Golden Oriole (*Oriolus oriolus*) in shelter belts in Újkér 1992-1994

de a sávok két oldalán viszonylag összefüggő falat alkot, ami megfelelő feltételeket teremt a barátka poszáta megtelepedéséhez. Állománya mindemellett ingadozó volt, az 1994-es évre denzitása (9,4 pár/10 ha) az előző évinek (18,8 pár/10 ha) felére esett vissza. Területi diszperziójára jellemző (3. térkép), hogy szinte mindegyik erdősávban előfordul, de egyes sávokban csupán egy-egy, míg más sávokban több, akár 5-6 párban is megtelepszik.

Harmadik gyakori faj a területen a **fülemüle** (*Luscinia megarhynchos*). A már említett cserjeszint számára is kedvező feltételeket teremt a fészkeléshez. Állománya kissé csökkenő tendenciát mutatott (a vizsgálati években rendre 13,5-10,4-9,4 pár/10 ha), de még így is közel 1 pár/ha sűrűségben fészkel az erdősávokban. Területi diszperziója változatos, egyes erdősávokat jobban preferál másoknál (4. térkép).

Negyedik gyakori fajként a **sárgarigót** (*Oriolus oriolus*) vizsgálhatjuk. Denzitása az első két évben alacsony volt (2,1 pár/10 ha), majd 1994-re fészkelő-állománya megnégyszereződött (8,3 pár/10 ha). Területi diszperziójára egyes erdősávok preferálása jellemző, míg más sávokból hiányzik (5. térkép).

3. ÖSSZEFOGLALÁS

Az Újkér (Győr-Moson-Sopron megye) község határában található erdősávokban 1992-94 években végzett fészkelő madárállomány felvételek eredményeit mutatja be a dolgozat. A jó termőhelyi viszonyok közepette tenyésző, elsősorban nemesnyár-típusú erdősávokban a kedvező sávszerkezet miatt magas denzitási értékeket regisztrálhattunk. Az összdenzitás megközelítette, egy évben elérte a 100 pár/10 ha-os értéket, az erdősávok hosszára vonatkoztatott értékek mindhárom évben meghaladták a 20 pár/km-t. Az erdősávokban elsősorban a rovarévó fajok telepedtek meg, a fészkelési szintek használatának tekintetében az arborikol és fruticikol fajok voltak többségben. Az újkéri erdősávok domináns fészkelőfajai az erdei pinty (*Fringilla coelebs*), a barátka (*Sylvia atricapilla*), valamint a fülemüle (*Luscinia megarhynchos*) voltak a vizsgált években.

IRODALOMJEGYZÉK

FARAGÓ, S. (1989) : A vetési varjú (*Corvus frugilegus* L. 1758) Nyugat-Magyarországon. SAVARIA 17-18. p.:71-88.

- FARAGÓ, S. (1991): Vizsgálatok a szárnyasvad állati eredetű táplálékbaszáról mezőgazdasági környezetben Magyarországon III. Újkér (Nyugat-Magyarországi Peremvidék) ERD. ÉS FAIP. TUD. KÖZL. 1990/1 sz. pp:159.
- JÁNOSKA, F. (1992) : Madárállomány-vizsgálatok erdősávokban a LAJTA-Project kutatási területén. ERD. ÉS FAIP. TUD. KÖZL. 1991. 1. szám p.:207-219.
- JÁNOSKA, F. (1998) : Fészkelő madárközösségek vizsgálata kisalföldi erdősávokban. ORNIS HUNGARICA 8. SUPPL. 1. p.:49-58.

**MEZŐVÉDŐ ERDŐSÁVOK FÉSZKELŐ MADÁRÁLLOMÁNYAINAK
VIZSGÁLATA
III. SOPRONHORPÁCS**

Dr. Jánoska Ferenc

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet
University of West-Hungary, Faculty of Forestry, Institute of Wildlife Management
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5.

KULCSSZAVAK: mezővédő erdősáv, fészkelő madárállomány, szegélyhatás, Kisalföld, Magyarország

KEY-WORDS: shelter belt, nesting population, edge effect, Small Hungarian Plain, Hungary

ABSTRACT

JÁNOSKA, F.: THE INVESTIGATION OF THE NESTING BIRD POPULATIONS OF THE SHELTER BELTS. III. SOPRONHORPÁCS. The paper presents the results of the investigation of bird communities found in the of the Sopronhorpács village (Győr-Moson-Sopron County) that area conducted between 1992 -1994. We recorded relatively high values of density in the shelter belts made up of divers tree composition with heavy shrub development, growing under good habitat conditions. The total bird density approached 80 pair/ha value, with respect to the shelter belts the values exceeded 25 pairs/km in the three years of study. The insectivore species settled primarily in the shelter belts, with respect of nesting, the fruticicol species constituted the majority in the Sopronhorpács study area. The dominant nesting species in these shelter belts were the Chaffinch (*Fringilla coelebs*), the Blackcap (*Sylvia atricapilla*), as well as the Yellow hammer (*Emberiza citrinella*) during the study period. The composition of the bird communities were similar to that of the nearby Újkér shelter belts, however the dissimilar forest strip composition led to minor differences.

1. A KUTATÁSI TERÜLET JELLEMZÉSE

A sopronhorpácsi kutatási terület a Sopronhorpácsi Répatermesztési Kutatóintézet erdősávjaiban került kijelölésre. Az itteni erdősávokban folytak a hazai erdősáv-hatásvizsgálatok jelentős munkái, melyeket GÁL (1977, 1983) foglalt össze. Szintén e területen végzett vizsgálatokat FARAGÓ (1983) az erdősávoknak az apróvadra gyakorolt hatásairól.

A terület az újkéri kísérleti terület közelében helyezkedik el, így földrajzi jellemzése azzal megegyező. Sopronhorpács község földrajzi koordinátái a következők:

47° 28' N, 16° 48' E

Termesztett növények a gabonafélék, a kukorica és jelentős területeken a cukorrépa. Hidrológiai szempontból vízszegény vidék, sem vízfolyással, sem nyílt vízfelülettel a terület nem rendelkezik. Klimatikus viszonyaira erős atlanti befolyással bíró kontinentalitás jellemző, az átlagos évi csapadék 610 mm körüli. Talajtanilag a barna erdőtalajok az uralkodók, ami az erdősávoknak kedvező tenyészeti feltételeket teremt.

A vizsgált erdősávok (1. térkép) rendkívül változatos fafajösszetétellel rendelkeznek. Leggyakoribb fajok a kocsányos tölgy (*Quercus robur*), korai juhar (*Acer platanoides*), magas kőris (*Fraxinus excelsior*), vörös tölgy (*Quercus rubra*), valamint az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*). A cserjeszintben is sok faj fordul elő, ezek közül a leggyakoribbnak nevezhető a fagyal (*Ligustrum vulgare*), a kökény (*Prunus spinosa*), a gypűrózsa (*Rosa canina*) és a fekete bodza (*Sambucus nigra*). A gyepszint általában meglehetősen alacsony záródású, kevés faj alkotja. Az erdősávok üzemtervi beosztása és a habitatstruktúra jellemzői miatt egyes erdősávokat felvételeim során megosztottam, mely a madárállomány-felvételekben és a habitatstruktúra-felvételekben is megjelenik.

2. EREDMÉNYEK

2.1. Évenkénti fészkelő állományok

2.1.1. Az 1992. év eredményei

A területen összességében 19 fészkelő faj fordult elő. Az összdensitás 65,56 pár/10 ha, illetve 25,16 pár/km értéket ért el. A madárközösség diverzitása $H=2,410$, míg a kiegyenlítettség $J=0,818$ volt. (1. táblázat)

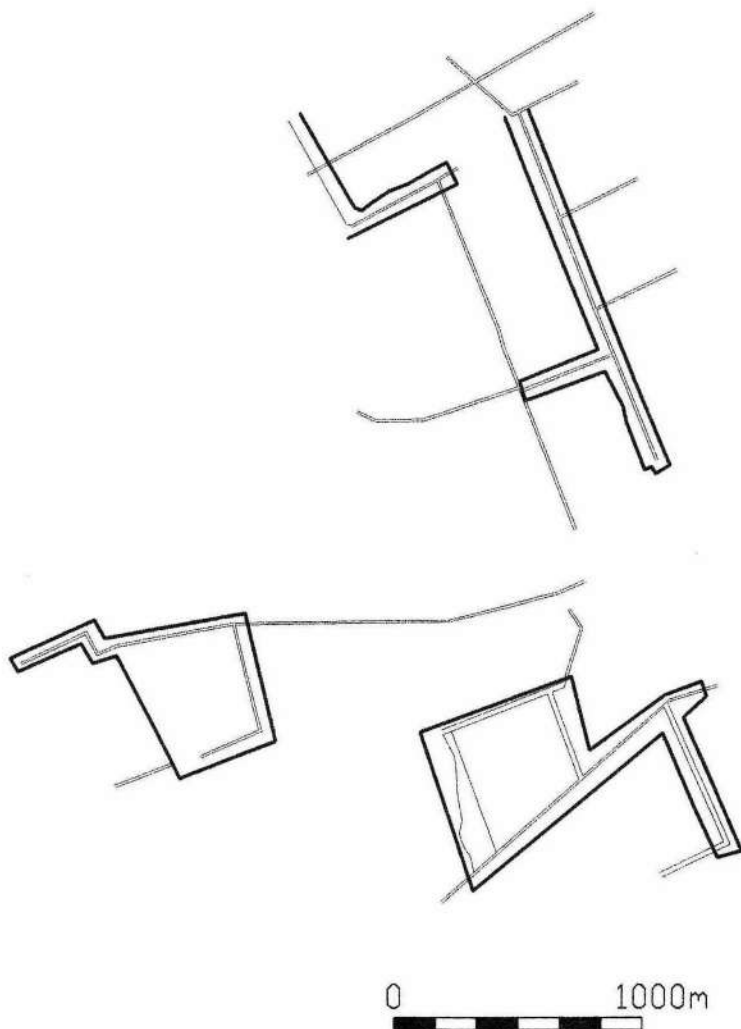
1992-ben az alábbi fajok voltak dominánsak:

erdei pinty (<i>Fringilla coelebs</i>)	18,8 D%, 12,2 pár/10 ha,
barátka poszáta (<i>Sylvia atricapilla</i>)	17,1 D%, 11,1 pár/10 ha,
citromsármány (<i>Emberiza citrinella</i>)	11,1 D%. 7,2 pár/10 ha.

A trofikus csoportok tekintetében a fajok és a fészkelő párok többsége a rovarvők közül került ki (63,2%, ill. 53,8%) (2. táblázat). A fészkelési szintek használatát vizsgálva a fajok 31,6-31,6%-a a cserje- és a talajszintben, a párok 39,3%-a a cserjeszintben fészkel (3. táblázat).

Ragadozómadár nem fordult elő a területen, míg a vadászható fajok közül is csak a fácán (*Phasianus colchicus*) jelenléte volt kimutatható (3,9 "pár"/10 ha).

SOPRONHORPÁCS



1. térkép: A sopronhorpácsi kutatási terület
Map 1: Research area at Sopronhorpács

1. táblázat : A Sopronhorpácson 1992-ben előfordult fajok dominancia-és sűrűségi adatai

Table 1: Dominance and density of bird species in Sopronhorpács, 1992.

Faj Species	EGYED-Individual			TESTTÖMEG-Body mass		
	Dominancia Dominance	Sűrűség Density		Dominancia Dominance	Sűrűség Density	
	%	pár/10 ha	pár/km	%	g/10 ha	g/km
<i>Phasianus colchicus</i>	6	3,9	1,49	70,3	10161,7	3900
<i>Streptopelia turtur</i>	4,3	2,8	1,07	5,7	822,2	315,6
<i>Oriolus oriolus</i>	2,6	1,7	0,64	1,6	236,7	90,8
<i>Parus major</i>	3,4	2,2	0,85	0,6	88,9	34,1
<i>Turdus merula</i>	6,8	4,4	1,71	5,8	844,4	324,1
<i>Saxicola rubetra</i>	0,9	0,6	0,21	0,1	18,9	7,2
<i>Luscinia megarhynchos</i>	4,3	2,8	1,07	0,9	125	48
<i>Sylvia atricapilla</i>	17,1	11,1	4,26	3,1	444,4	170,6
<i>Sylvia nisoria</i>	1,7	1,1	0,43	0,4	60	23
<i>Sylvia curruca</i>	2,6	1,7	0,64	0,3	43,3	16,6
<i>Phylloscopus collybita</i>	1,7	1,1	0,43	0,1	17,8	6,8
<i>Muscicapa striata</i>	1,7	1,1	0,43	0,2	33,3	12,8
<i>Anthus trivialis</i>	4,3	2,8	1,07	0,9	122,2	16,6
<i>Lanius collurio</i>	6,8	4,4	1,71	1,9	275,6	105,8
<i>Passer montanus</i>	0,9	0,6	0,21	0,2	27,8	10,7
<i>Carduelis chloris</i>	3,4	2,2	0,85	0,9	133,3	51,2
<i>Carduelis carduelis</i>	1,7	1,1	0,43	0,3	35,6	13,6
<i>Fringilla coelebs</i>	18,8	12,2	4,69	3,8	550	211,1
<i>Emberiza citrinella</i>	11,1	7,2	2,77	2,9	418,9	160,8

2. táblázat : A trofikus csoportok szerinti megoszlás 1992-ben

Table 2: Dominance of bird groups after trophic in 1992

Táplálkozási csoportok Tropical group	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Húsevő-Carnivor	0	0	0	0
Növényevő-Herbivor	6	31,58	53	45,3
Rovarevő-Insectivor	12	63,16	63	53,85
Vegyesevő-Omnivor	1	5,26	1	0,85
Összesen-Total	19	100	117	100

3. táblázat : A fészkelési szintek szerinti megoszlás 1992-ben

Table 3: Dominance of bird groups after breeding level in 1992

Fészkelési típus Nesting type	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Arborikol	4	21,05	31	26,5
Dendrikol	3	15,79	7	5,98
Fruticikol	6	31,58	46	39,32
Terrikol	6	31,58	33	28,21
Összesen-Total	19	100	117	100

2.1.2. Az 1993. év eredményei

A területen összességében 23 fészkelő faj fordult elő. Az összdensitás 72,77 pár/10 ha, illetve 27,93 pár/km volt. A fészkelőállomány diverzitása $H=2,599$, míg kiegyenlítetttsége $J=0,829$ értéket ért el. (4. táblázat)

E vizsgálati évben domináns fajnak a

barátka poszáta (*Sylvia atricapilla*) 21,4 D%, 15,6 pár/10 ha,
erdei pinta (*Fringilla coelebs*) 16,8 D%, 12,2 pár/10 ha,
citromsármány (*Emberiza citrinella*) 8,4 D%, 6,1 pár/10 ha

bizonyultak.

A trofikus csoportok szerint vizsgálva a fajok 65,2%-a, a párok 57,1%-a a rovarvők közé tartozott (5. táblázat). A fészkelési szintek használatának értékelésekor a cserjeszintben fészkelők túlsúlyára derült fény (a fajok 45,4%-a, a párok 46,6%-a a cserjeszintben fészkelők közül került ki) (6. táblázat).

Ragadozó madárfaj továbbra sem fészkel a területen. A vadászható madárfajok közül ez évben a fogoly (*Perdix perdix*) (0,6 pár/10 ha), a fácán (*Phasianus colchicus*) (3,3 "pár"/10 ha) és az örvös galamb (*Columba palumbus*) (1,1 pár/10 ha) fordult elő.

2.1.3. Az 1994. év eredményei

Összességében 25 fészkelő faj fordult elő a területen. Az összdensitás 79,44 pár/10 ha, illetve 30,49 pár/km volt. A fészkelő állomány diverzitása $H=2,610$, a kiegyenlítetttség $J=0,811$ értéket ért el.

4. táblázat : A Sopronhorpácscon 1993-ben előfordult fajok dominancia-és sűrűségi adatai

Table 4: Dominance and density of bird species in Sopronhorpács, 1993.

Faj Species	EGYED-Individual			TESTTÖMEG-Body mass		
	Dominancia Dominance	Sűrűség Density		Dominancia Dominance	Sűrűség Density	
	%	pár/10 ha	pár/km	%	g/10 ha	g/km
<i>Perdix perdix</i>	0,8	0,6	0,21	3	461,1	177
<i>Phasianus colchicus</i>	4,6	3,3	1,28	57,5	8710	3342,9
<i>Columba palumbus</i>	1,5	1,1	0,43	7,1	1081,1	414,9
<i>Streptopelia turtur</i>	3,8	2,8	1,07	5,4	822,2	315,6
<i>Cuculus canorus</i>	0,8	0,6	0,21	0,9	128,9	49,5
<i>Dendrocopos major</i>	0,8	0,6	0,21	0,6	95,6	36,7
<i>Oriolus oriolus</i>	5,3	3,9	1,49	3,6	552,2	211,9
<i>Parus maior</i>	2,3	1,7	0,64	0,4	66,7	25,6
<i>Aeghitalos caudatus</i>	0,8	0,6	0,21	0,1	10	3,8
<i>Turdus merula</i>	6,1	4,4	1,71	5,6	844,4	324,1
<i>Luscinia megarhynchos</i>	5,3	3,9	1,49	1,6	175	67,2
<i>Sylvia atricapilla</i>	21,4	15,6	5,97	4,1	622,2	238,8
<i>Sylvia nisoria</i>	0,8	0,6	0,21	0,2	30	11,5
<i>Sylvia communis</i>	0,8	0,6	0,21	0,1	16,1	6,2
<i>Sylvia curruca</i>	4,6	3,3	1,28	0,6	86,7	33,3
<i>Phylloscopus collybita</i>	2,3	1,7	0,64	0,2	26,7	10,2
<i>Muscicapa striata</i>	0,8	0,6	0,21	0,1	16,7	6,4
<i>Anthus trivialis</i>	1,5	1,1	0,43	0,3	48,9	18,8
<i>Lanius collurio</i>	4,6	3,3	1,28	1,4	206,7	79,3
<i>Passer montanus</i>	1,5	1,1	0,43	0,4	55,6	21,3
<i>Carduelis chloris</i>	4,6	3,3	1,28	1,3	200	76,8
<i>Fringilla coelebs</i>	16,8	12,2	4,69	3,6	550	211,1
<i>Emberiza citrinella</i>	8,4	6,1	2,35	2,3	354,4	136

A megnövekedett fészkelő állomány jól érzékelhető a domináns fajok állományviszonyaiban is. 1994-ben dominánsnak

- az erdei pinty (*Fringilla coelebs*) 18,2 D%, 14,4 pár/10 ha,
- barátka poszáta (*Sylvia atricapilla*) 14,7 D%, 11,7 pár/10 ha,
- citromsármány (*Emberiza citrinella*) 11,2 D%, 8,9 pár/10 ha,
- fülemüle (*Luscinia megarhynchos*) 9,1 D%, 7,2 pár/10 ha,
- töviszúró gébics (*Lanius collurio*) 9,1 D%, 7,2 pár/10 ha

bizonyultak. (7. táblázat)

5. táblázat: A trofikus csoportok szerinti megoszlás 1993-ban

Table 5: Dominance of bird groups after trophic in 1993

Táplálkozási csoportok Tropical group	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Húsevő-Carnivor	0	0	0	0
Növényevő-Herbivor	7	30,43	54	41,35
Rovarevő-Insectivor	15	65,22	75	57,14
Vegyesevő-Omnivor	1	4,35	2	1,5
Összesen-Total	23	100	131	100

6. táblázat : A fészkelési szintek szerinti megoszlás 1993-ban

Table 6: Dominance of bird groups after breeding level in 1993

Fészkelési típus Nesting type	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Arborikol	3	13,64	35	26,72
Dendrikol	4	18,18	6	4,58
Fruticikol	10	45,45	61	46,56
Terrikol	5	22,73	29	22,14
Összesen-Total	22	100	131	100

A trofikus csoportok vizsgálata során ez évben is a rovarevők túlsúlyára derült fény (a fajok 60,0%-a, a párok 56,6%-a volt rovarevő) (8. táblázat). A fajok 36,0%-a, a párok 34,3%-a a cserjeszintben fészkel (9. táblázat).

Ragadozó madarak közül ez évben 2 pár (1,1 pár/10 ha) egerészölyv (*Buteo buteo*) fészkel az erdősávokban. Vadászható madárfajok közül előfordult a fogoly (*Perdix perdix*), (0,6 pár/10 ha), a fácán (*Phasianus colchicus*) (1,7 "pár"/10 ha), az őrvös galamb (*Columba palumbus*) (0,6 pár/10 ha), valamint a szajkó (*Garrulus glandarius*) (0,6 pár/10 ha).

2.2. A vizsgálati évek eredményeinek összehasonlítása**2.2.1. A közösségi karakterisztikák összevetése**

A sopronhorpácsi kutatási terület esetében is összevettem az egyes évek fontosabb közösségi mutatóit (10. táblázat, 1-2. ábra).

7. táblázat : A Sopronhórpácson 1994-ben előfordult fajok dominancia-és sűrűség-adatai

Table 7: Dominance and density of bird species in Sopronhórpács, 1994.

Faj Species	EGYED-Individual			TESTTÖMEG-Body mass		
	Dominancia Dominance	Sűrűség Density		Dominancia Dominance	Sűrűség Density	
	%	pár/10 ha	pár/km	%	g/10 ha	g/km
<i>Buteo buteo</i>	1,4	1,1	0,43	16,9	2167,8	832
<i>Perdix perdix</i>	0,7	0,6	0,21	3,6	461,1	177
<i>Phasianus colchicus</i>	2,1	1,7	0,64	33,9	4355	1671,4
<i>Columba palumbus</i>	0,7	0,6	0,21	4,2	540,6	207,5
<i>Streptopelia turtur</i>	2,8	2,2	0,85	5,1	657,8	252,5
<i>Dendrocopos major</i>	2,1	1,7	0,64	2,2	286,7	110
<i>Oriolus oriolus</i>	5,6	4,4	1,71	4,9	631,1	242,2
<i>Garrulus glandarius</i>	0,7	0,6	0,21	1,5	186,7	71,6
<i>Parus maior</i>	4,9	3,9	1,49	1,2	155,6	59,7
<i>Parus coeruleus</i>	0,7	0,6	0,21	0,1	13,3	5,1
<i>Aeghitalos caudatus</i>	1,4	1,1	0,43	0,2	20	7,7
<i>Turdus philomelos</i>	0,7	0,6	0,21	0,6	77,8	29,9
<i>Turdus merula</i>	2,1	1,7	0,64	2,5	316,7	121,5
<i>Luscinia megarhynchos</i>	9,1	7,2	2,77	2,5	325	124,7
<i>Sylvia atricapilla</i>	14,7	11,7	4,48	3,6	466,7	179,1
<i>Sylvia nisoria</i>	2,1	1,7	0,64	0,7	90	34,5
<i>Sylvia curruca</i>	0,7	0,6	0,21	0,1	14,4	5,5
<i>Phylloscopus collybita</i>	1,4	1,1	0,43	0,1	17,8	6,8
<i>Anthus trivialis</i>	0,7	0,6	0,21	0,2	24,4	9,4
<i>Lanius collurio</i>	9,1	7,2	2,77	3,5	447,8	171,9
<i>Sturnus vulgaris</i>	1,4	1,1	0,43	1,3	171,1	65,7
<i>Passer montanus</i>	0,7	0,6	0,21	0,2	27,8	10,7
<i>Carduelis chloris</i>	4,9	3,9	1,49	1,8	233,3	89,6
<i>Fringilla coelebs</i>	18,2	14,4	5,54	5,1	650	249,5
<i>Emberiza citrinella</i>	11,2	8,9	3,41	4	515,6	197,9

A fajszám tekintetében fokozatos növekedés figyelhető meg a vizsgálati évek során. Így a legalacsonyabb érték 1992-ben (19 faj), a legmagasabb 1994-ben (25 faj) volt tapasztalható. Az átlagos érték 22 faj a három év alatt.

8. táblázat : A trofikus csoportok szerinti megoszlás 1994-ben

Table 8: Dominance of bird groups after trophic in 1994

Táplálkozási csoportok Tropical group	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Húsevő-Carnivor	1	4	8	1,4
Növényevő-Herbivor	7	28	58	40,56
Rovarevő-Insectivor	15	60	81	56,64
Vegyesevő-Omnivor	2	8	2	1,4
Összesen-Total	25	100	143	100

9. táblázat : A fészkelési szintek szerinti megoszlás 1994-ben

Table 9: Dominance of bird groups after breeding level in 1994

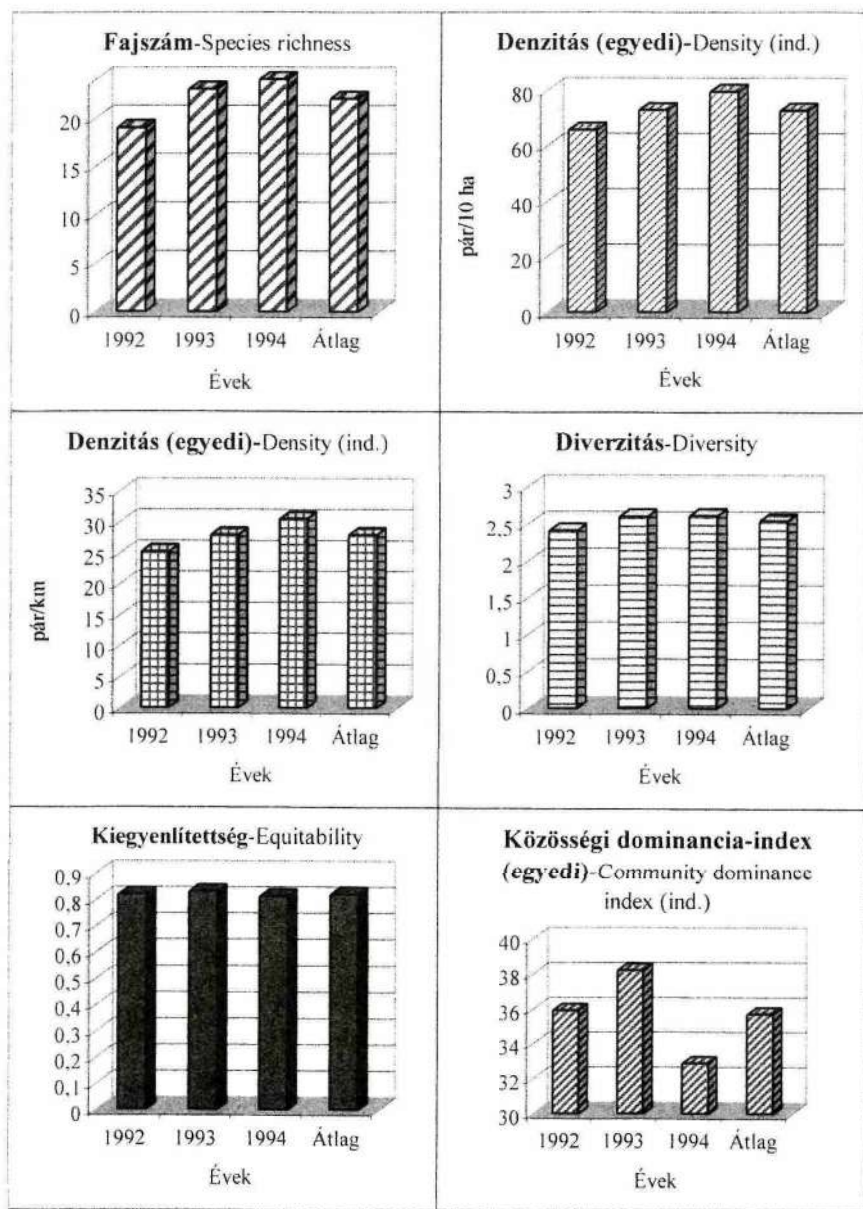
Fészkelési típus Nesting type	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Arborikol	5	20	44	30,77
Dendrikol	5	20	14	9,79
Fruticikol	9	36	49	34,27
Terrikol	6	24	36	25,17
Összesen-Total	25	100	143	100

10. táblázat : A madárközösségek főbb karakterisztikái 1992-1994 között

Table 10: Important parameters of bird communities in 1992-1994

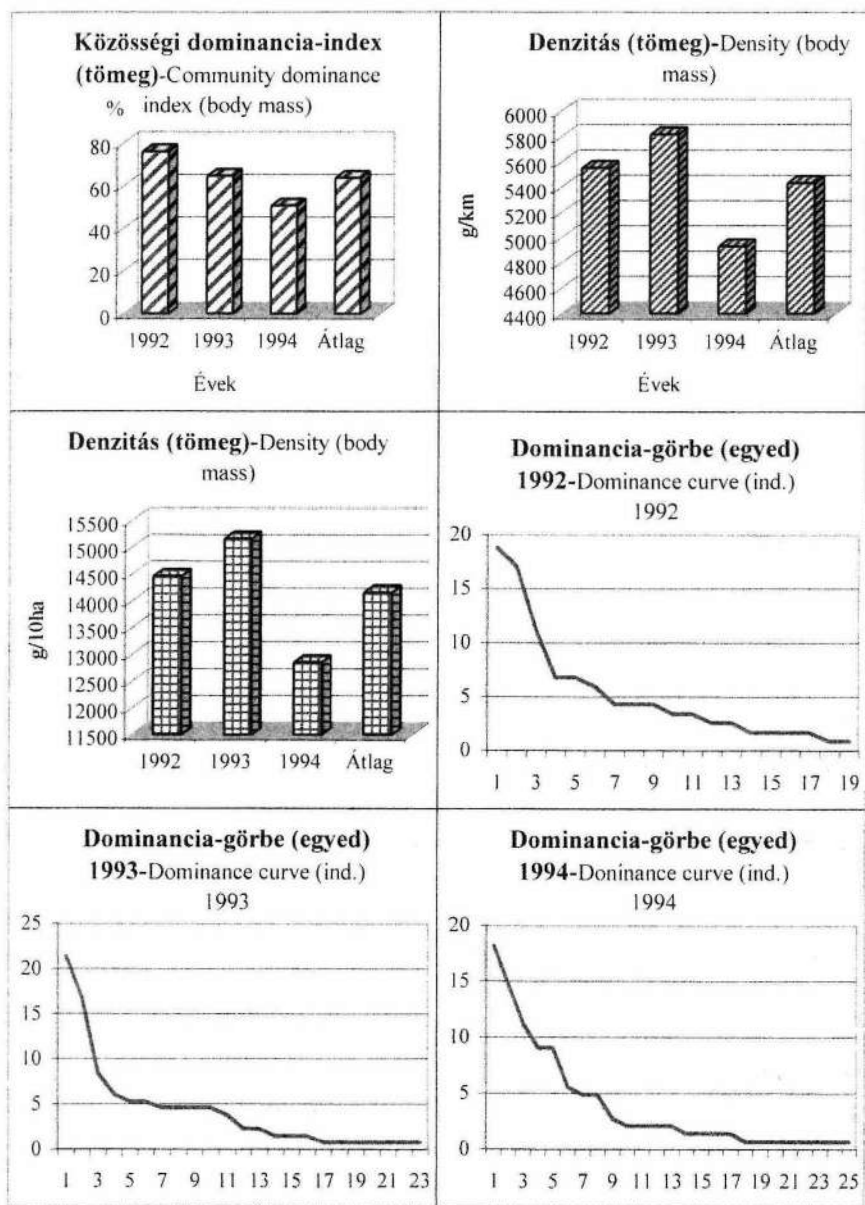
Év Year	S	De		Dt		H	J	KDI _c	KDI _i
		pár/10ha	pár/km	g/10 ha	g/km				
1992	19	65,56	25,16	14460	5549,68	2,41	0,818	35,9	76,1
1993	23	72,77	27,93	15161,1	5818,76	2,599	0,829	38,2	64,6
1994	25	79,44	30,49	12850,6	4931,98	2,61	0,811	32,9	50,8
Átlag Mean	22	72,6	27,86	14157,2	5433,47	2,54	0,819	35,7	63,8

A fészkelő párok denzitása ugyancsak növekvő tendenciát mutatott. Ennek megfelelően a legalacsonyabb értékeket 1992-ben (65,6 pár/10 ha, ill. 25,16 pár/km), a legmagasabbat 1994-ben (79,4 pár/10 ha, ill. 30,49 pár/km) lehetett tapasztalni. A két szélső



1. ábra : A sopronhorpácsi erdősávok fészkelő madárközösségeinek jellemzői (I.)

Figure 1: Parameters of breeding bird communities of shelter belts in Sopronhorpács



2. ábra : A sopronhorpácsi erdősávok fészkelő madárközösségeinek jellemzői (II.)
 Figure 2: Figure 1: Parameters of breeding bird communities of shelter belts in Sopronhorpács

érték közti különbség 13,8 pár/10 ha, illetve 5,33 pár/km. Az átlagos értékek 72,6 pár/10 ha, ill. 27,86 pár/km volt.

A diverzitási értékek is növekvő tendenciájúak. A legalacsonyabb értéket 1992-ben (2,410), a legmagasabbat 1994-ben (2,610) tapasztaltam. A szélső értékek közti különbség 0,200, a három év átlagos diverzitás értéke 2,540 volt.

A kiegyenlítettségi értékek ingadozóak. A legalacsonyabb 1994-ben (0,811), a legmagasabb 1993-ban (0,829) volt a kiegyenlítettség. A szélsőértékek közti különbség 0,018, az átlag 0,819 volt.

A közösségi dominancia-index (KDI) egyedszámmra, pontosabban költőpárokra vonatkoztatott értékei nem mutattak jelentős változást. A legalacsonyabb érték 1994-ben (32,9%), a legmagasabb 1993-ban (38,2%) fordult elő. A legnagyobb ingás 5,3% volt. A három év átlagos értéke 35,7% volt.

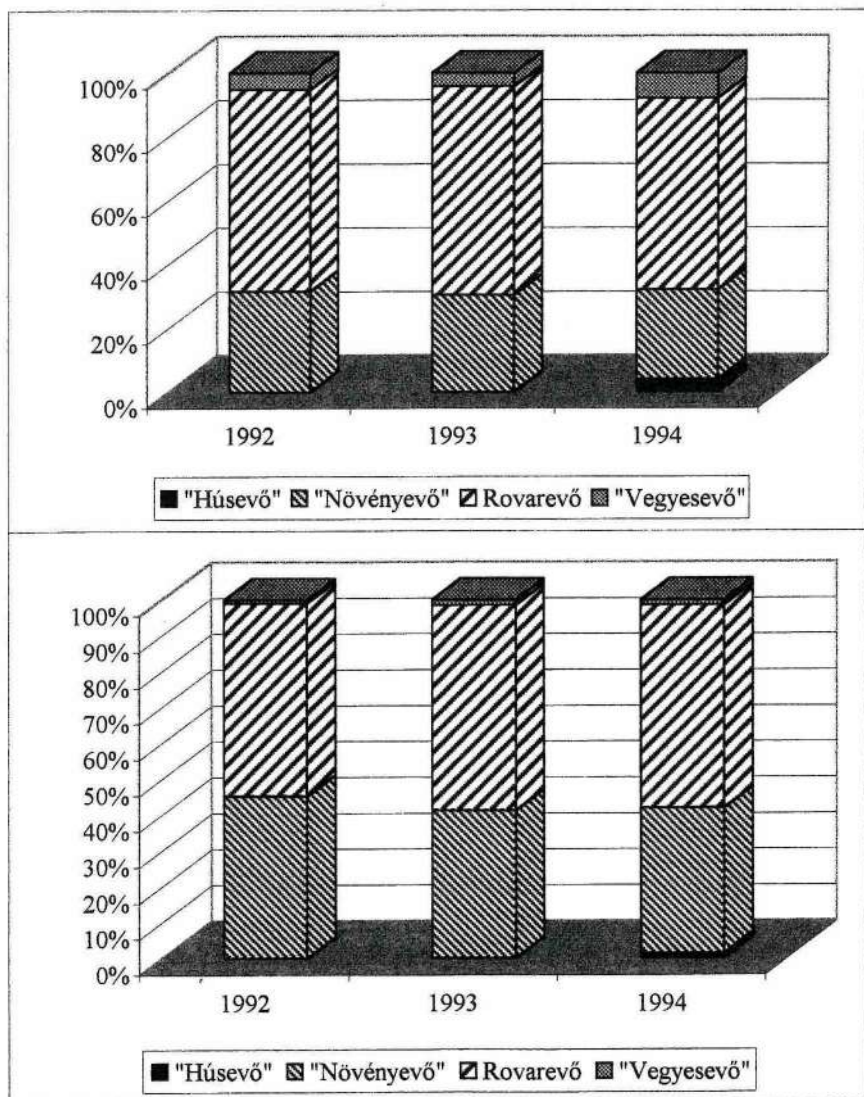
A tömegadatokra vonatkoztatott értékek esetében erős csökkenés volt tapasztalható, amely a fácán állományának csökkenésével magyarázható. Ennek megfelelően a legalacsonyabb érték 1994-ben (50,8%), a legmagasabb 1992-ben (76,1%) volt tapasztalható. Így a különbség a két szélső érték között magas, 25,3%. Az átlagos érték 63,8%.

A trofikus csoportok vizsgálata (3. ábra) mindhárom évben a rovarvők túlsúlyát igazolta. A fészkelési szintek használata szerint csoportosítva az előfordult fajokat (4. ábra), megállapítható, hogy a fruticikol fajok voltak (mind a fajok, mind a fészkelő párok alapján) többségben mindhárom vizsgálati évben.

2.2.2. Egyes fajok állomány-viszonyainak és területi diszperziójának dinamikája

A sopronhorpácsi kutatási terület erdősávjainak madárállománya sokban hasonlít az újkéri erdősávokéra, illetőleg a domináns fajok szinte megegyeznek az Újkéren kimutatottakkal (JÁNOSKA, 2001), ami topográfiai és ökológiai hasonlóságokkal magyarázható. A denzitás-változások az 5. ábrán, a territóriumok területi diszperziója a 2-5. térképen található.

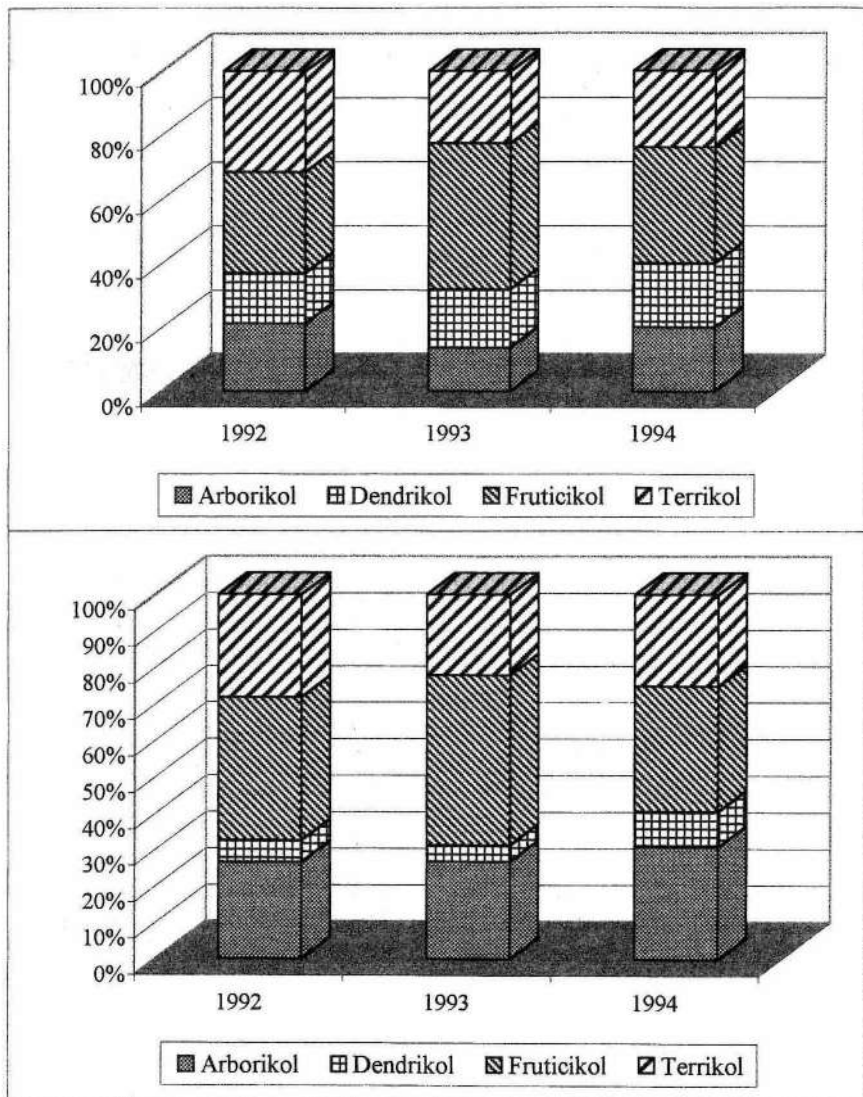
A terület leggyakoribb fészkelő faja az **erdei pinty** (*Fringilla coelebs*) volt. Állományának denzitása mindhárom évben meghaladta az 1 pár/ha-os értéket. Sopronhorpácson elsősorban a felső koronaszintben fészkel, mert annak záródása messze meghaladja a második szintét. Állománya kissé növekvő tendenciát mutatott (1992-ben és 1993-ban 12,2 pár/10 ha, míg 1994-ben 14,4 pár/10 ha). Területi diszperziója (2. térkép) elsősorban a zártabb koronaszintű erdősávok preferálásait mutatja.



3. ábra: A madárfajok (felül) és a fészkelő párok (alul) megoszlása a fogyasztott táplálékuk szerint.

(Húsevő- Carnivorous, Rovarevő-Insectivorous, Növényevő-Herbivorous, Vegyesevő-Omnivorous)

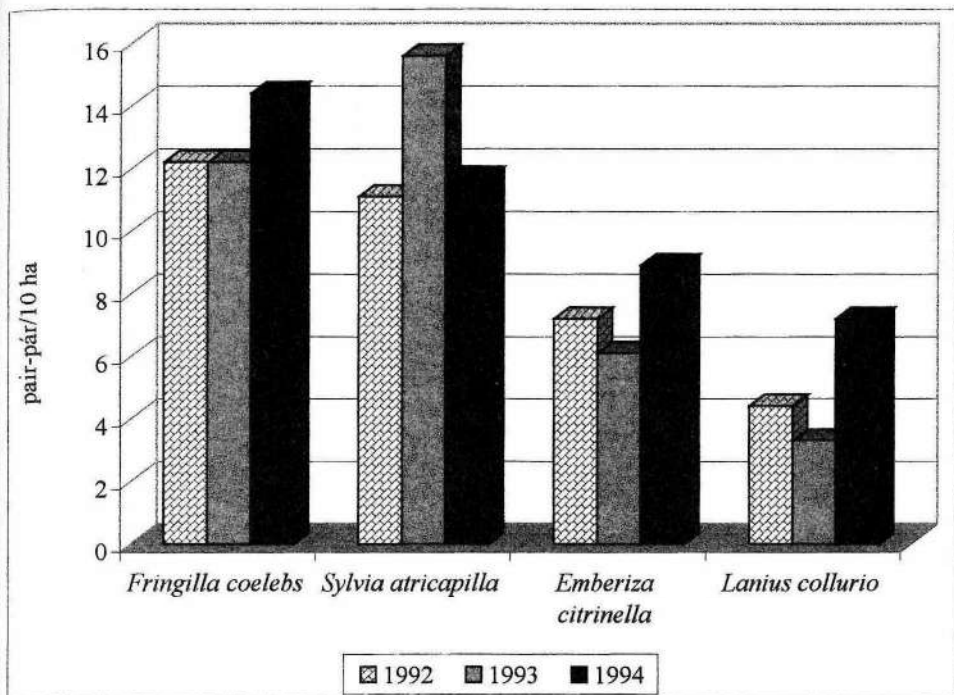
Figure 3: Distribution of bird species (above) and breeding pairs (below) according to food consumption.



4. ábra: A madárfajok (felül) és a fészkelő párok (alul) megoszlása a fészkelési szintek szerint.

(Húsevő- Carnivorous, Rovarevő-Insectivorous, Növényevő-Herbivorous, Vegyesevő-Omnivorous)

Figure 4: Distribution of bird species (above) and breeding pairs (below) according to breeding layers

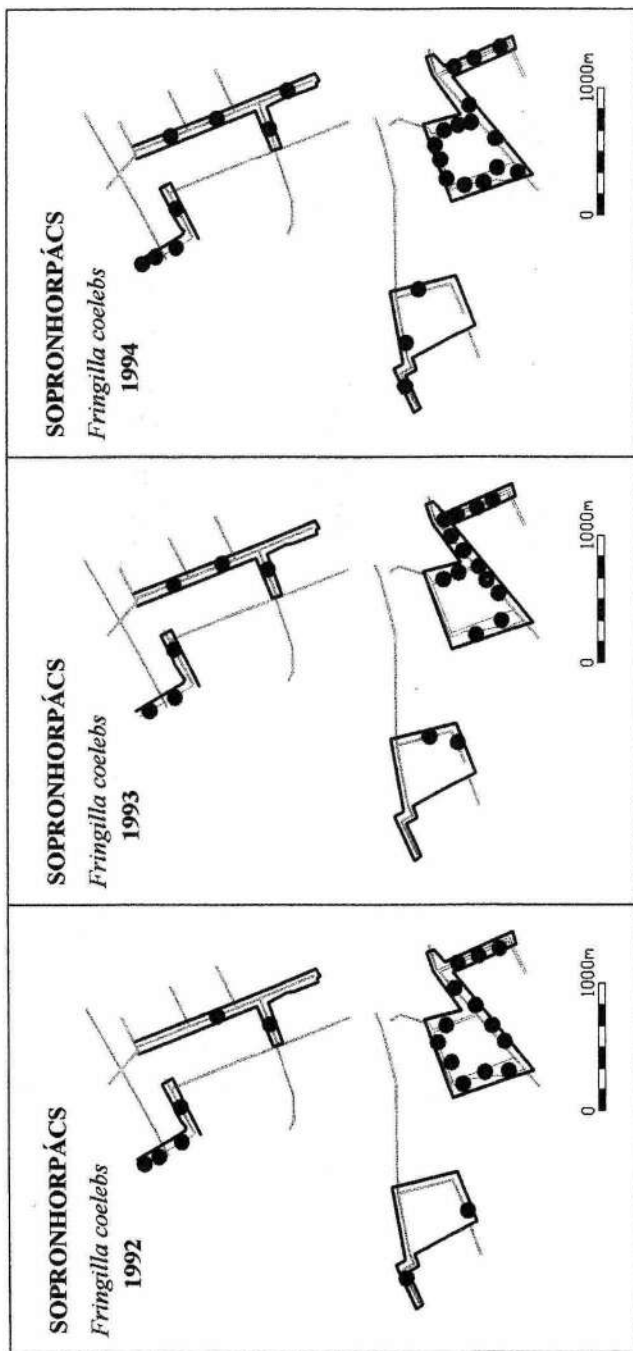


5. ábra: A leggyakoribb madárfajok sűrűség-alakulása a sopronhorpácsi erdősávokban
 Figure 5: Changes in density of most abundant bird species of shelter belts in Sopronhorpács

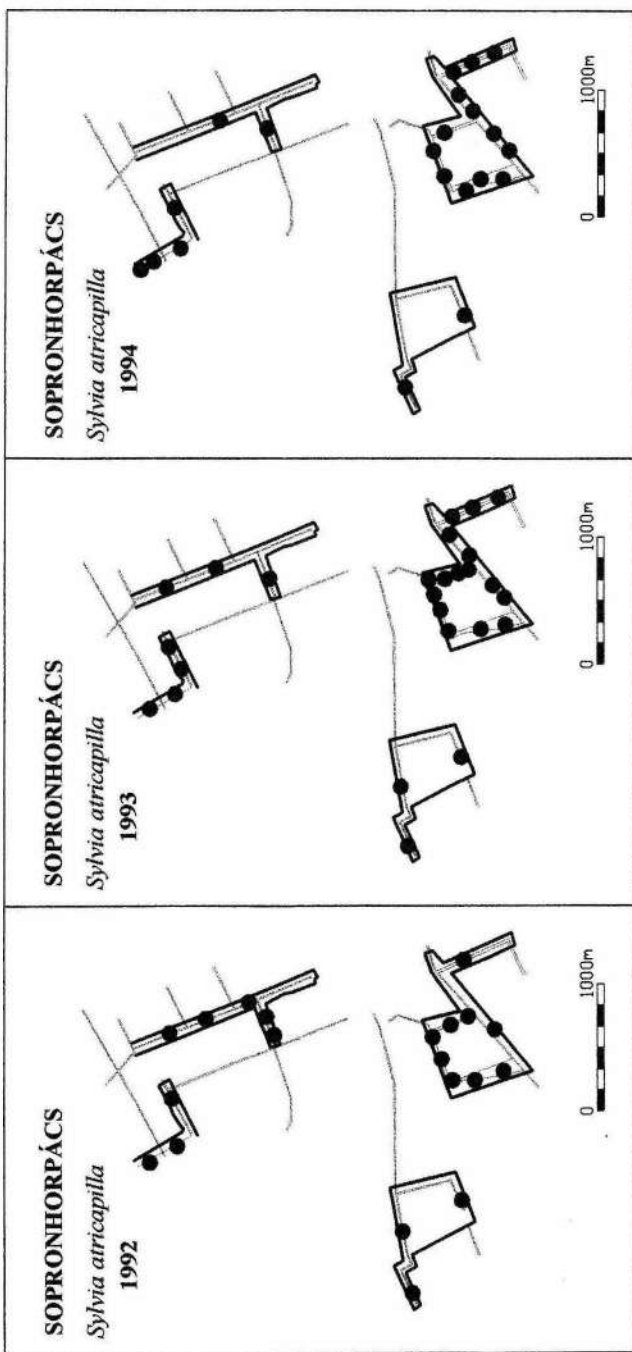
Másik gyakori, mindhárom évben domináns faj a **barát poszáta** (*Sylvia atricapilla*) volt a területen. Állománya ingadozott (rendre 11,7-11,1-15,6 pár/10ha), de denzitása mindhárom évben meghaladta az 1 pár/ha-os értéket. Szinte mindegyik erdősávban előfordult, ahol megfelelő cserjeszint állt rendelkezésére a fészkeléshez (3. térkép).

Harmadik domináns faj a **citromsármány** (*Emberiza citrinella*) volt. Állománya különösen az 1994-es évben növekedett meg jelentősen, ekkor denzitása meghaladta a 0,8 pár/ha-os értéket. Fészkelésre elsősorban a dús lágyszárúsínttel bíró erdősávokat választotta, így megoszlása nem volt egyenletes (4. térkép).

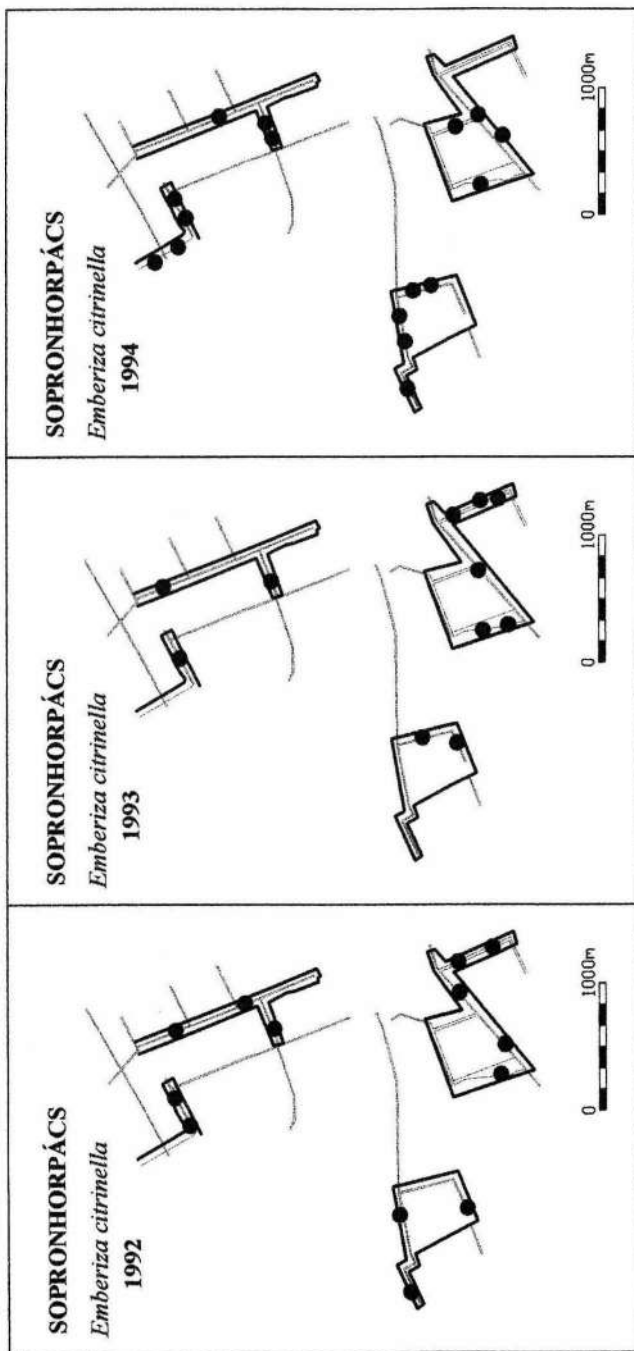
Negyedik, vizsgálatunkba vont faj a **tövisszúró gébics** (*Lanius collurio*) volt. Állománya nem jelentős, mint a LAJTA-Projectben, de denzitása 1994-ben elérte a 7,2 pár/10 ha-os értéket. Elsősorban a dús cserjeszintű, kissé kiritkult koronaszintű erdősávokban



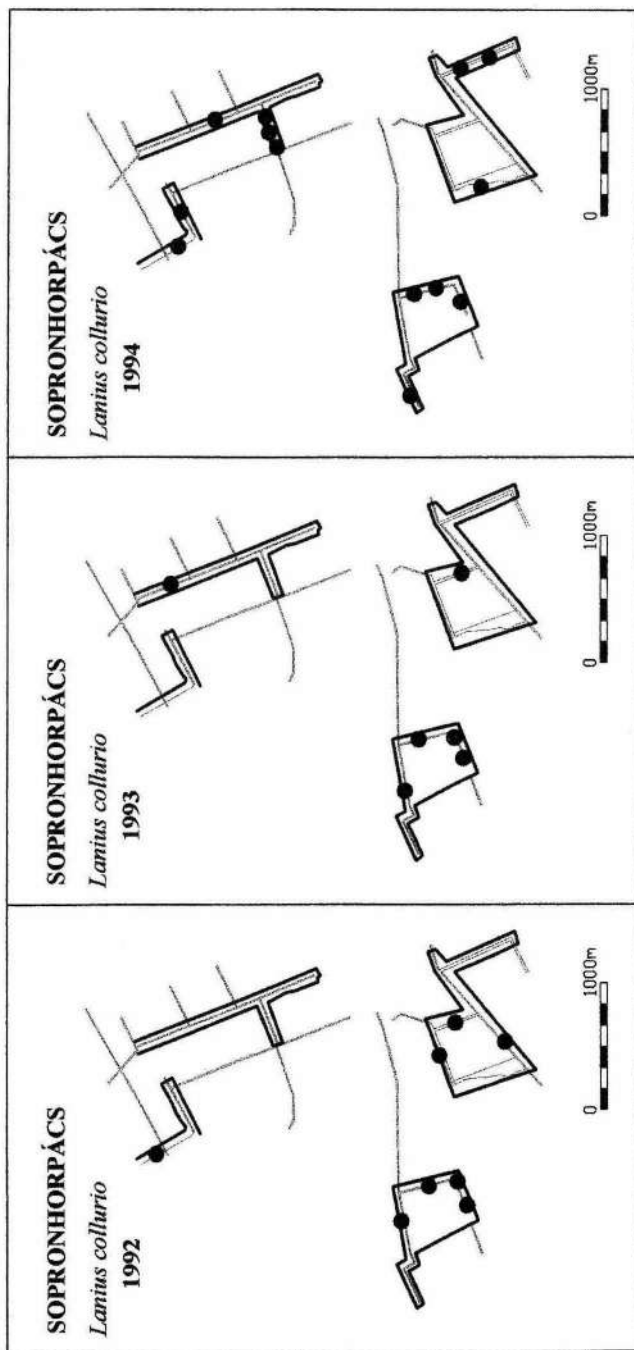
2. térkép: Az erdei pinty (*Fringilla coelebs*) fészkelési diszperziója az sopronhorpácsi erdősávokban 1992-1994
Map 2: Nesting dispersion of Chaffinch (*Fringilla coelebs*) in shelter belts in Sopronhorpács 1992-1994



3. térkép: A barát poszáta (*Sylvia atricapilla*) fészkelési diszperziója az sopronhorpácsi erdősávokban 1992-1994
 Map 3: Nesting dispersion of Black cap (*Sylvia atricapilla*) in shelter belts in Sopronhorpács 1992-1994



4. térkép: A citromsármány (*Emberiza citrinella*) fészkelési diszperziója az sopronhorpácsi erdősávokban 1992-1994
Map 4: Nesting dispersion of Yellowhammer (*Emberiza citrinella*) in shelter belts in Sopronhorpács 1992-1994



5. térkép: A tővisszúró gébics (*Lanius collurio*) fészkelési diszperziója az sopronhorpácsi erdősávokban 1992-1994
Map 5: Nesting dispersion of Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in shelter belts in Sopronhorpács 1992-1994

3. ÖSSZEFOGLALÁS

A Sopronhorpács (Győr-Moson-Sopron megye) község határában található erdősávokban 1992-94 években végzett fészkelő madárállomány felvételek eredményeit mutatja be a dolgozat. A jó termőhelyi viszonyok közepette tenyésző, változatos fafaj-összetételű és dús cserjeszintű erdősávokban a kedvező sávszerkezet miatt viszonylag magas denzitási értékeket regisztrálhattunk. Az összdenzitás megközelítette a 80 pár/10 ha-os értéket, az erdősávok hosszára vonatkoztatott értékek mindhárom évben meghaladták a 25 pár/km-t. Az erdősávokban elsősorban a rovarevő fajok telepedtek meg, a fészkelési szintek használatának tekintetében a sopronhorpácsi kutatási területen a fruticikol fajok voltak többségben. Az itteni erdősávok domináns fészkelőfajai az erdei pinty (*Fringilla coelebs*), a barátka (*Sylvia atricapilla*), valamint a citromsármány (*Emberiza citrinella*) voltak a vizsgált években. A madárközösségek összetétele hasonló a közelben található újkéri erdősávokéhoz (JÁNOSKA, 2001), az eltérő erdősáv-szerkezet azonban kisebb eltérésekhez vezetett.

IRODALOMJEGYZÉK

- FARAGÓ, S. (1983): A meliorációs fásítások vadgazdálkodási hatásai.
ERDÉSZETI ÉS FAIPARI TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNY 1983 /2: 231-237
- GÁL, J. (1977): Környezetvédelmi fásítások In: GÁL, J. - KÁLDY, J. : Erdősítés
Akadémiai Kiadó Budapest p.:451-613.
- GÁL, J. (1983): Szükség van-e mezővédő erdősávokra? NIMRÓD április: 1-3

MEZŐVÉDŐ ERDŐSÁVOK FÉSZKELŐ MADÁRÁLLOMÁNYAINAK
VIZSGÁLATA
IV. SARRÓD

Dr. Jánoska Ferenc

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet
University of West-Hungary, Faculty of Forestry, Institute of Wildlife Management
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5.

KULCSSZAVAK: mezővédő erdősáv, fészkelő madárállomány, szegélyhatás, Kisalföld,
Magyarország

KEY-WORDS: shelter belt, nesting population, edge effect, Little Hungarian Plain, Hungary

ABSTRACT

JÁNOSKA, F.: THE INVESTIGATION OF THE NESTING BIRD POPULATIONS OF THE SHELTER BELTS. IV. SARRÓD. The paper presents the results of the investigation of bird communities found in the shelter belts of the Sarród village (Győr-Moson-Sopron County) area conducted between 1992 -1994. Growing under average habitat conditions, the primarily Euramerican poplar type shelter belts contain dense shrubs, in those we can register high density values with respect to bird communities. The total density approached the 100 pairs/10ha value, with respect to the shelter belts the values exceeded 24 pairs/km. The insectivore species occupied primarily the shelter belts, with respect of nesting the fruticicol species constituted the majority. The dominant nesting species of the shelter belts of Sarród are the Nightingale (*Luscinia megarhynchos*), Blackcap (*Sylvia atricapilla*), and the Turtle Dove (*Streptopelia turtur*) during the study period.

1. A KUTATÁSI TERÜLET JELLEMZÉSE

A sarródi kutatási terület Európa ötödik legnagyobb tava, a Fertő délkeleti peremén helyezkedik el. A terület gyakorlatilag éppen kimarad az ún. Fertő-tájból, annak keleti határvonalával érintkezően terül el (KÁRPÁTI, 1983). A jelen, szűken értelmezett kutatási területen korábbi vizsgálatok nem folytak, csupán HADARICS (1992) faunisztikai jellegű cikke említhető, amely a kis őrgébics (*Lanius minor*) fészkeléséről számol be a területen.

A vizsgálatok a sarródi "Haladás" Termelőszövetkezet erdősávjában folytak. A község földrajzi koordinátái a következők:

A termelészövetkezet a területen elsősorban gabonaféléket, kukoricát, lucernát termesztett. A kárpótlás során a szántó-területek jelentős része magántulajdonba került, de a vetésszerkezet nem változott meg alapvetően. Az átlagos táblanagyság 25 ha, mely a jelenlegi tulajdonviszonyok között még több táblára tagolódik, tehát az apróvad számára kifejezetten kedvező. Hidrológiai viszonyait a Fertő közelsége alapvetően befolyásolja, a tavaszi vízbőség idején a szántók egy részén belvizes foltok találhatók. A magas talajvízszint miatt a terület csatornákkal is be van hálózva, melyek a felesleges víz elvezetését szolgálják. Klimatikus viszonyaira a mediterrán és atlantikus befolyás alatt álló kontinentális klíma jellemző. Az évi átlagos csapadék 630 mm körüli. Talajviszonyaira a réti talajok jellemzők, a Fertőhöz közeli szélen szikes talajok is megjelennek.

Az általam vizsgált erdősávok a Fertőd-Pomogy (Pamhagen) vasútvonal és a Fertőd-Pomogy közti közút által bezárt területen helyezkednek el (1. térkép). Az erdősávok fafajösszetétele rendkívül változatos, főfafajokként a nemesnyárok (*Populus × euramericana* hibridek), hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), hegyi szil (*Ulmus glabra*) említhetők. A cserjeszint is rendkívül változatos összetételű, leggyakoribb fajok a sokszor fává is növő ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*), fagyal (*Ligustrum vulgare*), gyepűrózsa (*Rosa canina*), fekete bodza (*Sambucus nigra*), valamint a kökény (*Prunus spinosa*). A gyepszintre hasonló fajok jellemzők, mint a LAJTA-Projectben (KISS, 1992), tehát a közönséges tarackbúza (*Agropyron repens*), a cérnatippan (*Agrostis tenuis*), a fedél rozsnok (*Bromus erectus*) és a ragadós galaj (*Galium aparine*).

2. EREDMÉNYEK

2.1. Évenkénti fészkelő állományok

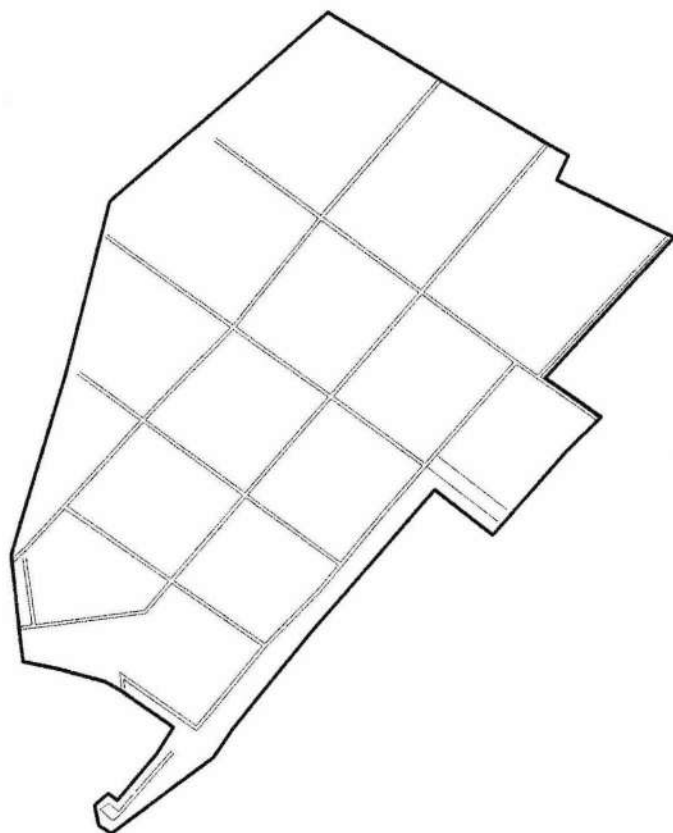
2.1.1. Az 1992. év eredményei

Összességében 26 fészkelő fajt lehetett kimutatni ez évben a terület erdősávjaiban. Az összdenzitás 99,34 pár/10 ha, illetve 25,8 pár/km értéket ért el. A fészkelő madárfajok diverzitása $H=2,671$, míg a kiegyenlítettség $J=0,820$ volt. (1. táblázat)

1992-ben domináns fajok voltak

barátka poszáta (<i>Sylvia atricapilla</i>)	21,9 D%, 21,7 pár/10 ha,
fülemüle (<i>Luscinia megarhynchos</i>)	13,9 D%. 13,8 pár/10 ha.

SARRÓD



0

1000m



1. térkép: A sarródi kutatási terület
Map 1: Research area at Sarród

1. táblázat : A Sarródon 1992-ben előfordult fajok dominancia-és sűrűségi adatai

Table 1: Dominance and density of bird species in Sarród, 1992.

Faj Species	EGYED-Individual			TESTTÖMEG-Body mass		
	Dominancia Dominance	Sűrűség Density		Dominancia Dominance	Sűrűség Density	
	%	pár/10 ha	pár/km	%	g/10 ha	g/km
<i>Buteo buteo</i>	1,3	1,3	0,34	14,4	2567,1	667
<i>Phasianus colchicus</i>	2,6	2,6	0,68	38,7	6876,3	1786,7
<i>Columba palumbus</i>	1,3	1,3	0,34	7,2	1280,3	332,6
<i>Streptopelia turtur</i>	5,3	5,3	1,37	8,8	1557,9	404,8
<i>Dendrocopos major</i>	0,7	0,7	0,17	0,6	113,2	29,4
<i>Oriolus oriolus</i>	1,3	1,3	0,34	1,1	186,8	48,5
<i>Parus major</i>	0,7	0,7	0,17	0,2	26,3	6,8
<i>Aeghitalos caudatus</i>	0,7	0,7	0,17	0,1	11,8	3,1
<i>Turdus philomelos</i>	2,6	2,6	0,68	2,1	368,4	95,7
<i>Turdus merula</i>	7,9	7,9	2,05	8,4	1500	389,7
<i>Luscinia megarhynchos</i>	13,9	13,8	3,59	3,5	621,7	161,5
<i>Erethacus rubecula</i>	1,3	1,3	0,34	0,3	47,4	12,3
<i>Hippolais icterina</i>	2	2	0,68	0,3	47,4	12,3
<i>Sylvia atricapilla</i>	21,9	21,7	5,64	4,9	868,4	225,6
<i>Sylvia curruca</i>	4,6	4,6	1,2	0,7	119,7	31,1
<i>Phylloscopus collybita</i>	2	2	0,51	0,2	31,6	8,2
<i>Muscicapa striata</i>	1,3	1,3	0,34	0,2	39,5	10,3
<i>Anthus trivialis</i>	5,3	5,3	1,37	1,3	226,3	58,8
<i>Lanius minor</i>	0,7	0,7	0,17	0,4	65,8	17,1
<i>Lanius collurio</i>	2	2	0,51	0,7	122,4	31,8
<i>Sturnus vulgaris</i>	0,7	0,7	0,17	0,6	101,3	26,3
<i>Passer montanus</i>	4	3,9	1,03	1,1	197,4	51,3
<i>Carduelis chloris</i>	0,7	0,7	0,17	0,2	39,5	10,3
<i>Carduelis carduelis</i>	1,3	1,3	0,34	0,2	42,1	10,9
<i>Fringilla coelebs</i>	6	5,9	1,54	1,5	266,4	69,2
<i>Emberiza citrinella</i>	7,9	7,9	2,05	2,6	457,9	119

Az előfordult fajok 65,4%-a, a fészkelő párok 69,9%-a a rovevők közül került ki (2.táblázat). A fajok közül 34,6%, a párok közül 48,3% a cserjeszintben fészkeltek (3.táblázat).

Ragadozómadarak közül 2 pár (1,3 pár/10 ha) egerészölyv (*Buteo buteo*) fordult elő fészkelőként. A vadászható fajok közül kiemelhető a fácán (*Phasianus colchicus*) viszonylag alacsony állománydenzitása (1,3 "pár"/10 ha), valamint a csak két párban (1,3 pár/10 ha) előforduló örvös galamb (*Columba palumbus*). E vizsgálati év érdekessége volt, hogy sikerült ismételtel bizonyítani 1991 után (HADARICS 1992) a kis örgébcis (*Lanius minor*) fészkelését a Fertő térségében (0,7 pár/10 ha).

2. táblázat : A trofikus csoportok szerinti megoszlás 1992-ben

Table 2: Dominance of bird groups after trophic in 1992.

Táplálkozási csoportok Tropical group	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Húsevő-Carnivor	1	3,85	2	1,31
Növényevő-Herbivor	7	26,92	37	24,84
Rovarevő-Insectivor	17	65,38	106	69,93
Vegyesevő-Omnivor	1	3,85	6	3,92
Összesen-Total	26	100	151	100

3. táblázat : A fészkelési szintek szerinti megoszlás 1992-ben

Table 3: Dominance of bird groups after breeding level in 1992

Fészkelési típus Nesting type	Faj		Pár	
	db	%	db	%
Arborikol	6	23,08	17	11,26
Dendrikol	5	19,23	11	7,28
Fruticikol	9	34,62	73	48,34
Terrikol	6	23,08	50	33,11
Összesen-Total	26	100	151	100

2.1.2. Az 1993. év eredményei

Az előfordult 23 faj összdensitása 94,74 pár/10 ha, illetőleg 24,6 pár/km értéket ért el. A diverzitás $H=2,497$, míg a kiegyenlítettség $J=0,796$ volt a vizsgálati évben. (4. táblázat) E vizsgálati évben az alábbi fajok voltak dominánsak az erdősávokban:

fülemüle (<i>Luscinia megarhynchos</i>)	25,0 D%, 23,7 pár/10 ha,
barátka poszáta (<i>Sylvia atricapilla</i>)	16,0 D%, 15,1 pár/10 ha,
vadgerle (<i>Streptopelia turtur</i>)	9,7 D%, 9,2 pár/10 ha.

4. táblázat : A Sarródon 1993-ban előfordult fajok dominancia-és sűrűségi adatai

Table 4: Dominance and density of bird species in Sarród, 1993.

Faj Species	EGYED-Individual			TESTTÖMEG-Body mass		
	Dominancia Dominance	Sűrűség Density		Dominancia Dominance	Sűrűség Density	
	%	pár/10 ha	pár/km	%	pár/10 ha	pár/km
<i>Buteo buteo</i>	1,4	1,3	0,34	12,3	2567,1	667
<i>Perdix perdix</i>	2,8	2,6	0,68	10,5	2184,2	567,5
<i>Phasianus colchicus</i>	3,5	3,3	0,85	41,2	8595,4	2233,3
<i>Streptopelia turtur</i>	9,7	9,2	2,39	13,1	2726,3	708,4
<i>Oriolus oriolus</i>	2,1	2	0,51	1,3	280,3	72,8
<i>Aeghitalos caudatus</i>	0,7	0,7	0,17	0,1	11,8	3,1
<i>Turdus merula</i>	6,3	5,9	1,54	5,4	1125	292,3
<i>Luscinia megarhynchos</i>	25	23,7	6,15	5,1	1065,8	276,9
<i>Hippolais icterina</i>	0,7	0,7	0,17	0,1	15,8	4,1
<i>Sylvia atricapilla</i>	16	15,1	3,93	2,9	605,3	157,3
<i>Sylvia nisoria</i>	1,4	1,3	0,34	0,3	71,1	18,5
<i>Sylvia communis</i>	0,7	0,7	0,17	0,1	19,1	5
<i>Sylvia curruca</i>	2,1	2	0,51	0,3	51,3	13,3
<i>Phylloscopus collybita</i>	1,4	1,3	0,34	0,1	21,1	5,5
<i>Muscicapa striata</i>	0,7	0,7	0,17	0,1	19,7	5,1
<i>Anthus trivialis</i>	2,1	2	0,51	0,4	86,8	22,6
<i>Lanius collurio</i>	4,9	4,6	1,2	1,4	285,5	74,2
<i>Sturnus vulgaris</i>	1,4	1,3	0,34	1	202,6	52,6
<i>Passer montanus</i>	0,7	0,7	0,17	0,2	32,9	8,5
<i>Coccothraustes</i>	0,7	0,7	0,17	0,3	71,7	18,6
<i>Carduelis chloris</i>	6,3	5,9	1,54	1,7	355,3	92,3
<i>Fringilla coelebs</i>	4,9	4,6	1,2	1	207,2	53,8
<i>Emberiza citrinella</i>	4,9	4,6	1,2	1,3	267,1	69,4

Ezévben is a rovarvők voltak többségben, a fajok 60,9%-a, a párok 65,3%-a e trofikus csoportból került ki (5. táblázat). A fajok 39,1%-a, a párok 42,4%-a a cserjeszintben fészkel (6. táblázat).

A ragadozómadarak közül ismételen 2 pár (1,3 pár/10 ha) egerészölyv (*Buteo buteo*) fészkel a területen. A vadászható fajok közül stágnált a fácán (*Phasianus colchicus*) (3,3

"pár"/10 ha), eltűnt az örvös galamb (*Columba palumbus*) állománya, megjelent viszont a fogoly (*Perdix perdix*) az erdősávokban (2,6 pár/10 ha).

5. táblázat : A trofikus csoportok szerinti megoszlás 1993-ban

Table 5: Dominance of bird groups after trophic in 1993

Táplálkozáscsoportok Tropical group	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Húsevő-Carnivor	1	4,35	8	1,39
Növényevő-Herbivor	7	30,43	47	32,64
Rovarevő-Insectivor	14	60,87	94	65,28
Vegyesevő-Omnivor	1	4,35	1	0,69
Összesen-Total	23	100	144	100

6. táblázat : A fészkelési szintek szerinti megoszlás 1993-ban

Table 6: Dominance of bird groups after breeding level in 1993

Fészkelési típus Nesting type	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Arborikol	5	21,74	22	115,28
Dendrikol	3	13,04	4	2,78
Fruticikol	9	39,13	61	42,36
Terrikol	6	26,09	57	39,58
Összesen-Total	23	100	144	100

2.1.3. Az 1994. év eredményei

1994-ben 25 faj fészkel az erdősávokban. A madárközösség összdenzitása 100,0 pár/10 ha, illetve 25,97 pár/km értéket ért el a vizsgálati évben. A diverzitás $H=2,755$, míg a kiegyenlítettség $J=0,856$ volt. (7. táblázat)

Az 1994-es évben az alább fajok fordultak elő a leggyakrabban a terület erdősávjaiban:

fülemüle (<i>Luscinia megarhynchos</i>)	17,8 D%, 17,8 pár/10 ha,
barátka poszáta (<i>Sylvia atricapilla</i>)	11,8 D%, 11,8 pár/10 ha,
vadgerle (<i>Streptopelia turtur</i>)	8,6 D%, 8,6 pár/10 ha.

A trofikus csoportok vizsgálatakor ismét a rovarevők többsége derült ki: a fajok 64,0%-a, a párok 59,9%-a e csoportból került ki (8. táblázat). A fészkelési szintek szerinti

7. táblázat : A Sarródon 1994-ben előfordult fajok dominancia-és sűrűségi adatai

Table 7: Dominance and density of bird species in Sarród, 1994.

Faj Species	EGYED-Individual			TESTTÖMEG-Body mass		
	Dominancia Dominance	Sűrűség Density		Dominancia Dominancia	Sűrűség Density	
	%	pár/10 ha	pár/km	%	g/10 ha	g/km
<i>Buteo buteo</i>	0,7	0,7	0,17	6,3	1283,6	333,5
<i>Perdix perdix</i>	3,3	3,3	0,85	13,4	2730,3	709,4
<i>Phasianus colchicus</i>	2,6	2,6	0,68	33,8	6876,3	1786,7
<i>Columba palumbus</i>	1,3	1,3	0,34	6,3	1280,3	332,6
<i>Streptopelia turtur</i>	8,6	8,6	2,22	12,5	2531,6	657,8
<i>Dendrocopos major</i>	0,7	0,7	0,17	0,5	113,2	29,4
<i>Oriolus oriolus</i>	3,9	3,9	1,03	2,8	560,5	145,6
<i>Parus major</i>	1,3	1,3	0,34	0,3	52,6	13,7
<i>Turdus philomelos</i>	0,7	0,7	0,17	0,5	92,1	23,9
<i>Turdus merula</i>	5,9	5,9	1,54	5,5	1125	292,3
<i>Luscinia megarhynchos</i>	17,8	17,8	4,62	3,9	799,3	207,7
<i>Erithacus rubecula</i>	0,7	0,7	0,17	0,1	23,7	6,2
<i>Hippolais icterina</i>	1,3	1,3	0,34	0,2	31,6	8,2
<i>Sylvia atricapilla</i>	11,8	11,8	3,08	2,3	473,7	123,1
<i>Sylvia nisoria</i>	2	2	0,51	0,5	106,6	27,7
<i>Sylvia communis</i>	0,7	0,7	0,17	0,1	19,1	5
<i>Sylvia curruca</i>	1,3	1,3	0,34	0,1	17,1	4,4
<i>Phylloscopus collybita</i>	2	2	0,51	0,2	31,6	8,2
<i>Anthus trivialis</i>	0,7	0,7	0,17	0,1	28,9	7,5
<i>Lanius collurio</i>	5,9	5,9	1,54	1,8	367,1	95,4
<i>Sturnus vulgaris</i>	3,3	3,3	0,85	2,5	506,6	131,6
<i>Passer montanus</i>	2,6	2,6	0,68	0,7	131,6	34,2
<i>Carduelis chloris</i>	7,9	7,9	2,05	2,3	473,7	123,1
<i>Fringilla coelebs</i>	6,6	6,6	1,71	1,5	296,1	76,9
<i>Emberiza citrinella</i>	6,6	6,6	1,71	1,9	381,6	99,1

elemzés a cserjeszintben fészkelők többségét mutatta: a fajok 40,0%-a, a párok 39,5%-a volt fruticikol (9. táblázat).

A kiemelten kezelt fajok közül ragadozómadárként csupán az egerészölyv (*Buteo buteo*) fordult elő (0,7 pár/10 ha), míg a vadászható fajok közül kissé emelkedett a fogoly

(*Perdix perdix*) és az örvös galamb (*Columba palumbus*) állománya (3,3 pár/10 ha, ill. 1,3 pár/10 ha), csökkent a fácáné (*Phasianus colchicus*) (2,6 "pár"/10 ha).

8. táblázat : A trofikus csoportok szerinti megoszlás 1994-ben

Table 8: Dominance of bird groups after trophic in 1994

Táplálkozáscsoportok Tropical group	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Húsevő-Carnivor	1	4	1	0,66
Növényevő-Herbivor	7	28	56	36,84
Rovarevő-Insectivor	16	64	91	59,87
Vegyesevő-Omnivor	1	4	4	2,63
Összesen-Total	25	100	152	100

9. táblázat : A fészkelési szintek szerinti megoszlás 1994-ben

Table 9: Dominance of bird groups after breeding level in 1994

Fészkelési típus Nesting type	Faj-Species		Pár-Pair	
	db-Ind.	%	db-Ind.	%
Arborikol	4	16	29	19,08
Dendrikol	4	16	12	7,89
Fruticikol	10	40	60	39,47
Terrikol	7	28	51	33,55
Összesen-Total	25	100	152	100

2.2. A vizsgálati évek eredményeinek összehasonlítása

2.2.1. A közösségi karakterisztikák összevetése

A fontosabb közösségi karakterisztikák az **10. táblázatban**, valamint a **1-2. ábrákon** kerültek bemutatásra.

A fajszám ingadozása viszonylag csekélynek nevezhető, és elsősorban az erdősávok faállomány-szerkezetében bekövetkezett változásoknak tudható be. A legalacsonyabb a fajszám 1993-ban (23 faj), a legmagasabb 1992-ben (26 faj). Az átlagos fajszám a három év során 25 volt.

A fészkelő párok denzitása nem mutat értékelhető tendenciát. A legalacsonyabb denzitást 1993-ban (94,7 pár/10 ha, ill. 24,6 pár/km), a legmagasabbat 1994-ben (100,0 pár/10

10. táblázat : A madárközösségek főbb karakterisztikák 1992-1994 között

Table 10: Important parameters of bird communities in 1992-1994

Év Year	S	De		Dt		H	J	KDI _c	KDI _t
		pár/10ha	pár/km	pár/10ha	pár/km				
1992	26	99,3	25,8	17782,9	4620,5	2,671	0,82	35,8	53,1
1993	23	94,7	24,6	20868,4	5422,2	2,497	0,796	41	54,3
1994	25	100	26	20333,6	5283,2	2,755	0,856	29,6	47,3
Átlag Mean	25	98	25,5	19661,6	5108,6	2,641	0,824	35,5	51,5

ha, ill. 26,0 pár/km) észleltem. Az eltérés a két szélső érték között csekély, mindössze 5,3 pár/10 ha, ill. 1,4 pár/km. A három év átlagos denzitása 98,0 pár/10 ha, illetve 25,5 pár/km volt.

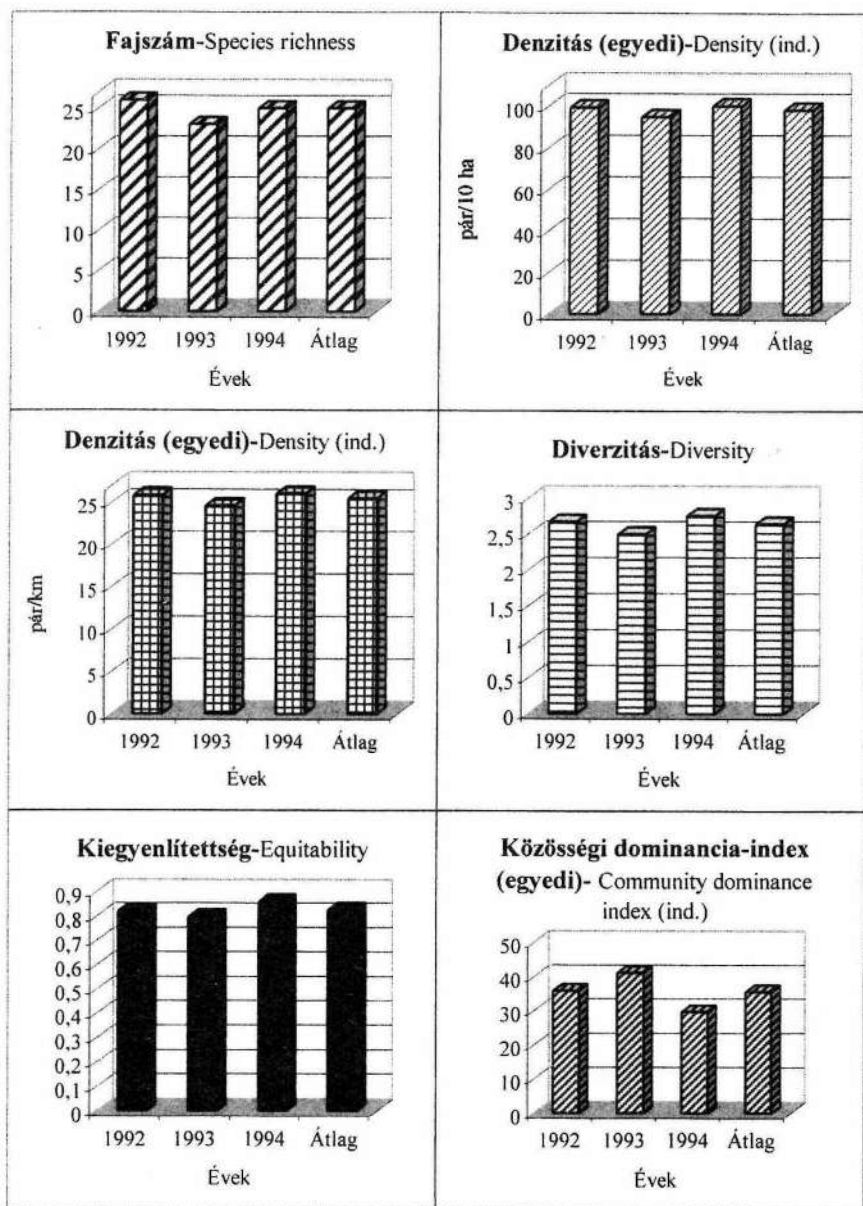
A diverzitás-értékek esetében a fajszám és a denzitás-értékek változásához hasonló tendencia figyelhető meg. A legalacsonyabb diverzitású 1992 (2,497), a legmagasabb 1994 (2,755) madárközössége volt. A szélsőértékek közti különbség viszonylag magas, 0,258. Az átlagos érték a három év során 2,641.

A kiegyenlítettség esetében is nagy ingadozások tapasztalhatók. A legalacsonyabb érték 1993-ban (0,796), a legmagasabb 1994-ben (0,856) adódott. Az eltérés 0,060, a három év átlaga 0,824 volt. A közösségi dominancia-index (KDI) költőpárokra vonatkoztatott értékei viszonylag nagy, 10%-ot meghaladó ingadozást mutatnak. A legalacsonyabb értéket 1994-ben (29,6%), a legmagasabbat 1993-ban (41,0%) tapasztaltam. Az átlagos érték 35,5%.

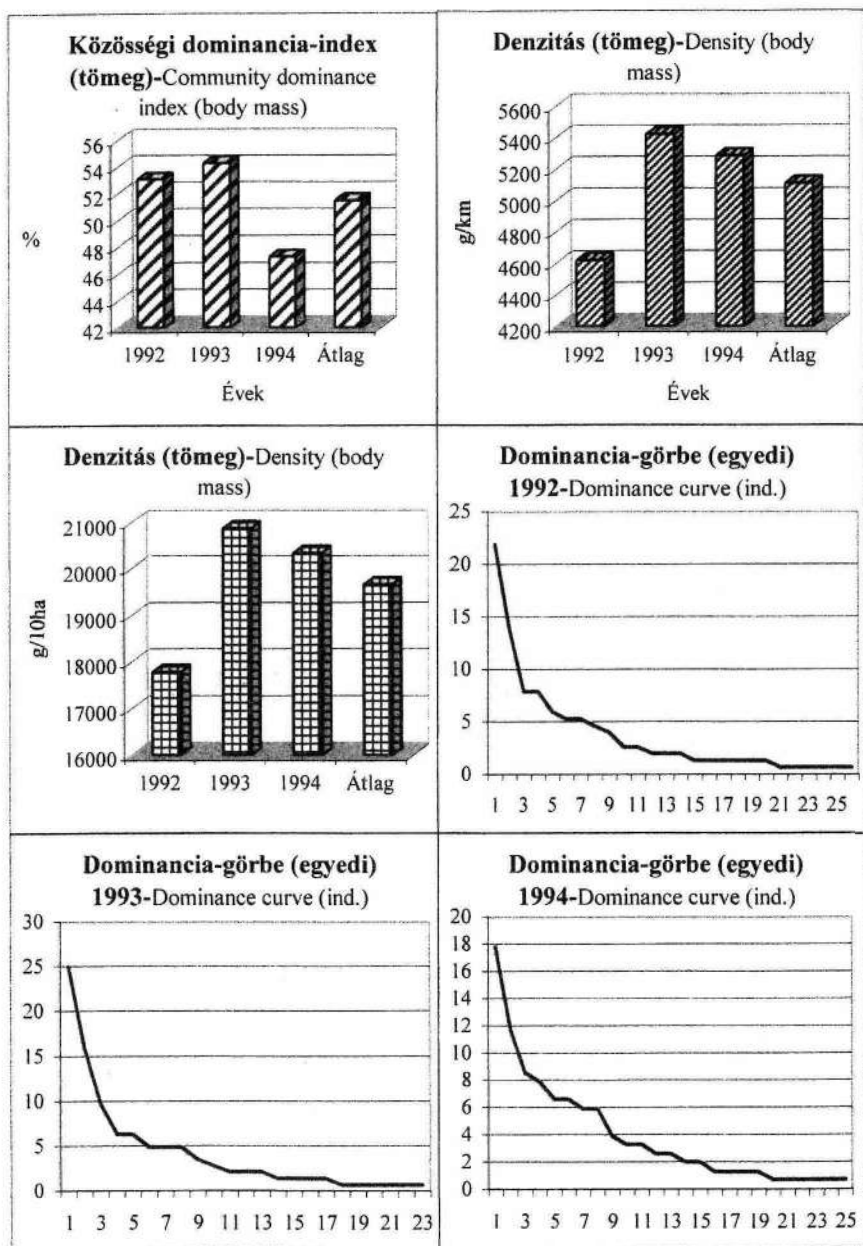
A tömegadatokra vonatkoztatott KDI-értékek kisebb, csupán 7%-os ingadozással rendelkeznek. A legalacsonyabb 1994-ben (47,25%), a legmagasabb 1993-ban (54,25%) volt az a karakterisztika. Az átlagos érték 51,5%.

A tömegdenzitási adatok 10 ha-ra, illetve 1 km erdősáv-hosszra vonatkoztatott értékei növekedést, majd kismértékű csökkenést mutatnak, melynek oka elsősorban a fogoly (*Perdix perdix*) megjelenésében és állományának stabilizálódásában keresendő. Fenti állításoknak megfelelően a legalacsonyabb denzitást 1992-ben (17782,9 g/10 ha, ill. 4620,5 g/km), a legmagasabbat 1993-ban (20868,4 g/10 ha, ill. 5422,2 g/km) lehetett tapasztalni. Az átlagos érték 19661,6 g/10 ha, illetve 5108,6 g/km.

A dominancia-görbék lefutása e kutatási terület esetében is rámutat arra, hogy néhány (Sarródon csupán kettő) nagy számban előforduló, fészkelő faj mellett a többi faj már sokkal



1. ábra: A sarródi erdősávok fészkelő madárközösségeinek jellemzői (I.)
Figure 1: Parameters of breeding bird communities of shelter belts in Sarród (I.)



2. ábra: A sarródi erdősávok fészkelő madárközösségeinek jellemzői (II.)
Figure 1: Parameters of breeding bird communities of shelter belts in Sarród (II.)

ritkább állománysűrűségben telepszik meg az erdősávokban.

A trofikus csoportok vizsgálata (**3. ábra**) minden évben a rovarrevők többségét hozta. A fajok tekintetében kiemelkedő év 1992 volt (65,4%), míg a párok közül is 1992-ben (69,9 %) volt a rovarrevők aránya a legmagasabb.

A fészkelési szintek használata tekintetében (**4. ábra**) mindhárom évben a cserjeszintben fészkelő fajok fordultak elő leggyakrabban. A fajok közül 1994-ben (40,0%), a fészkelő párok közül 1992-ben (48,3%) érték el a legnagyobb részarányt a fruticikol fajok.

2.2.2. Egyes fajok állomány-viszonyainak és területi diszperziójának dinamikája

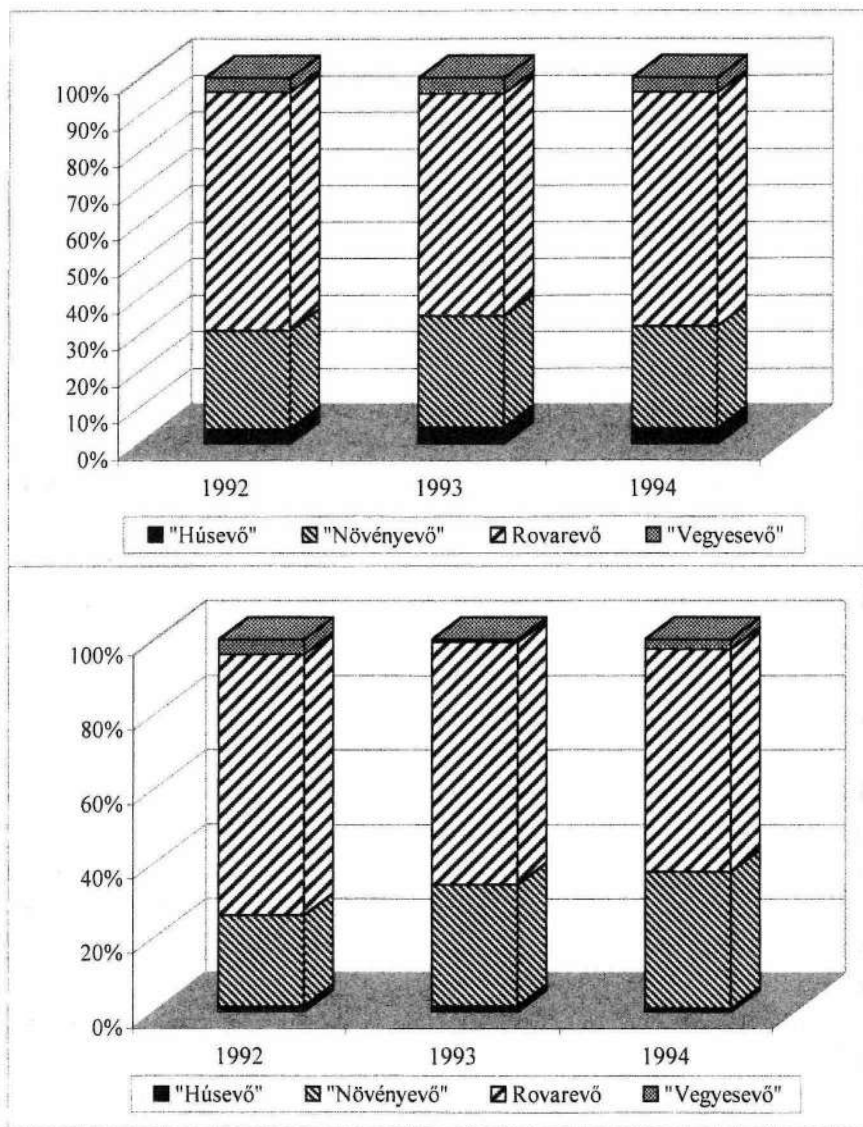
A sarródi kutatási területre jellemző, hogy minden évben a cserjeszintben fészkelő, illetőleg a sűrű cserjeszinthez kötődő fajok fordultak elő a leggyakrabban. Denzitásuk változásait az **5. ábra** mutatja be. A területi diszperzió évenkénti változását **2-5. térképek** mutatják be.

A **fülemüle** (*Luscinia megarhynchos*), bár fészket általában a talajszintben építi, ragaszkodik a sűrű cserjeszinthez. Állománya a sarródi erdősávokban az 1993-as évben volt a legmagasabb, amikor denzitása meghaladta a 2 pár/ha-os értéket. 1993-ban és 1994-ben minden erdősávban találtam fészkelő, revírtartó fülemülét, de megoszlása közel sem volt egyenletes (**2. térkép**).

Másik gyakori faj Sarródon a **barát poszáta** (*Sylvia atricapilla*). Állomány-dinamikájára erős csökkenés jellemző, 1994-es denzitása (11,8 pár/10 ha) alig haladja meg a 2 év előtti érték (21,7 pár/10 ha) felét. Állománycsökkenése az 1993. évben az erdősávokban végzett erős cserjeirtással indokolható, mellyel e faj fészkelési lehetőségeit erősen redukálták. Területi megoszlása továbbra is egyenletes (**3. térkép**), tehát minden erdősávban előfordul, de a kissé kiritkult cserjeszintben kevesebb pár találta meg életfeltételeit.

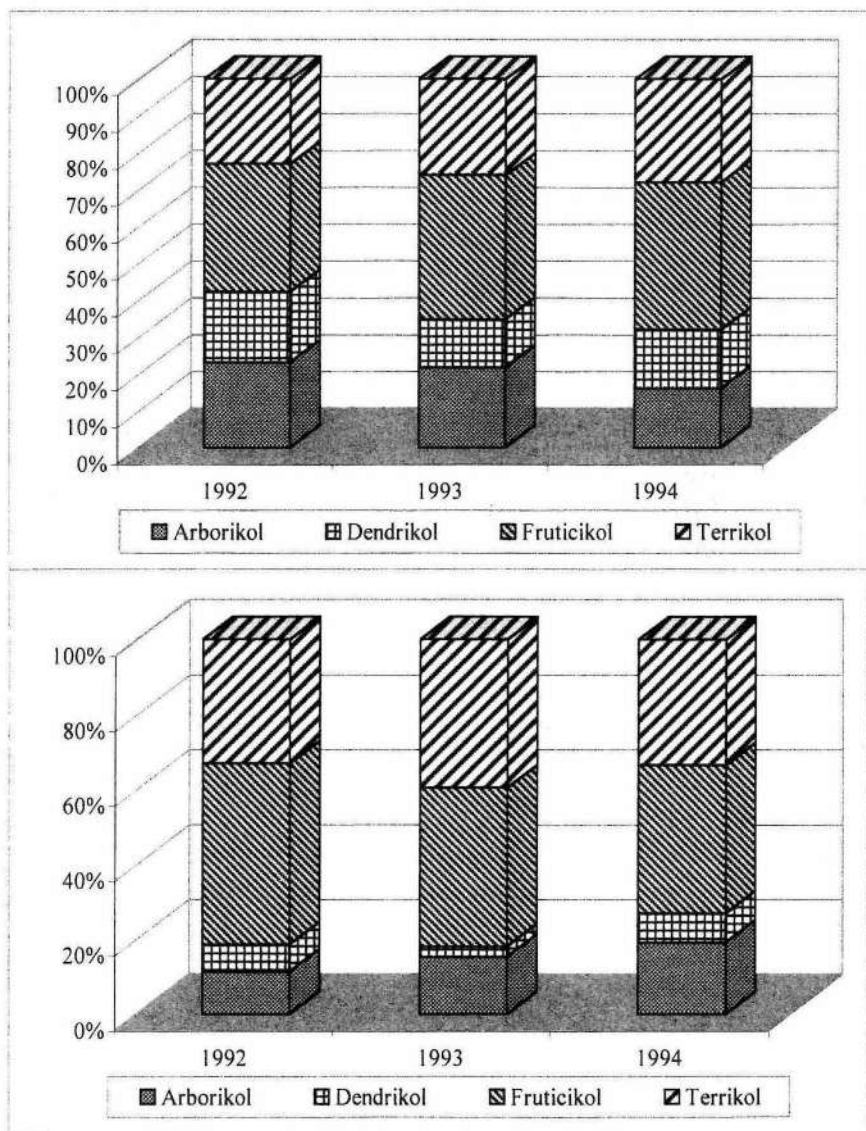
Harmadik, Sarródon viszonylag gyakran fészkelő faj a **vadgerle** (*Streptopelia turtur*). Állománya összességében növekvő jellegű, ami 1993-ban 9,2 pár/10 ha-os denzitású fészkelőállományt eredményezett. Ugyancsak jellemző e fajra is, hogy egyes erdősávokban több párban is előfordul, míg vannak olyanok, amelyekből hiányzik (**4. térkép**). Ennek oka az, hogy a cserjeszint egyes helyeken nem megfelelő a megtelepedéséhez.

A negyedik, cserjeszintben fészkelő, és a területen még viszonylag gyakori faj a **fekete rigó** (*Turdus merula*). Állomány-denitása 1993-ban kissé visszaesett (1992-ben 7,9 pár/10 ha, 1993-ban 5,9 pár/10 ha), és 1994-ben is ezen a szinten maradt. Területi



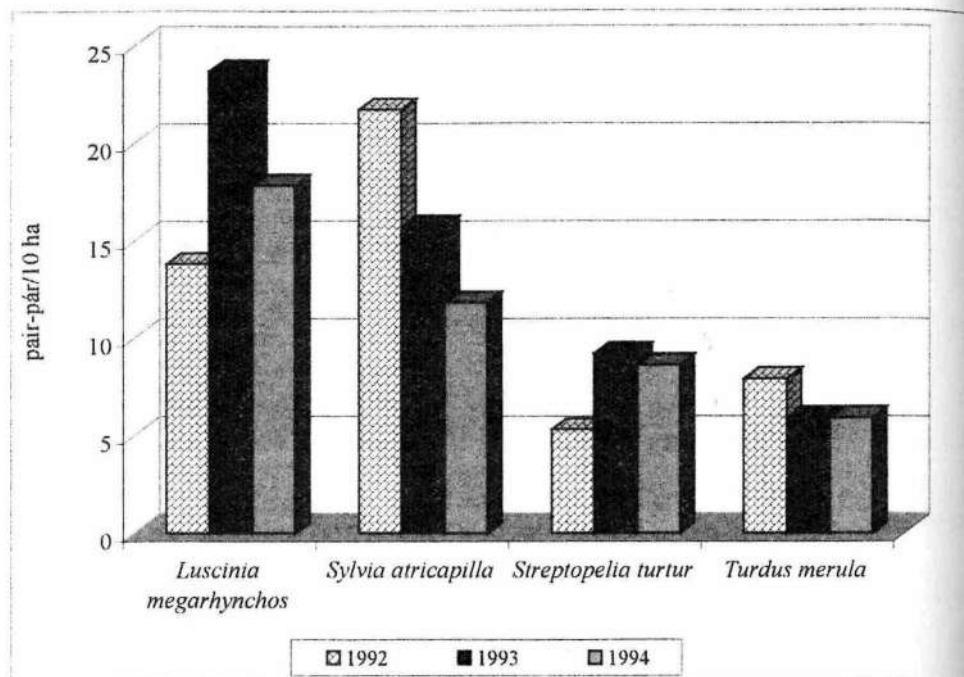
3. ábra: A madárfajok (felül) és a fészkelő párok (alul) megoszlása a fogyasztott táplálékék szerint.
(Húsevő- Carnivorous, Rovarevő-Insectivorous, Növényevő-Herbivorous, Vegyesevő-Omnivorous)

Figure 3: Distribution of bird species (above) and breeding pairs (below) according to food consumption.



4. ábra: A madárfajok (felül) és a fészkelő párok (alul) megoszlása a fészkelési szintek szerint.
(Húsevő- Carnivoros, Rovarevő-Insectivoros, Növényevő-Herbivoros, Vegyesevő-Omnivoros)

Figure 4: Distribution of bird species (above) and breeding pairs (below) according to breeding layers.



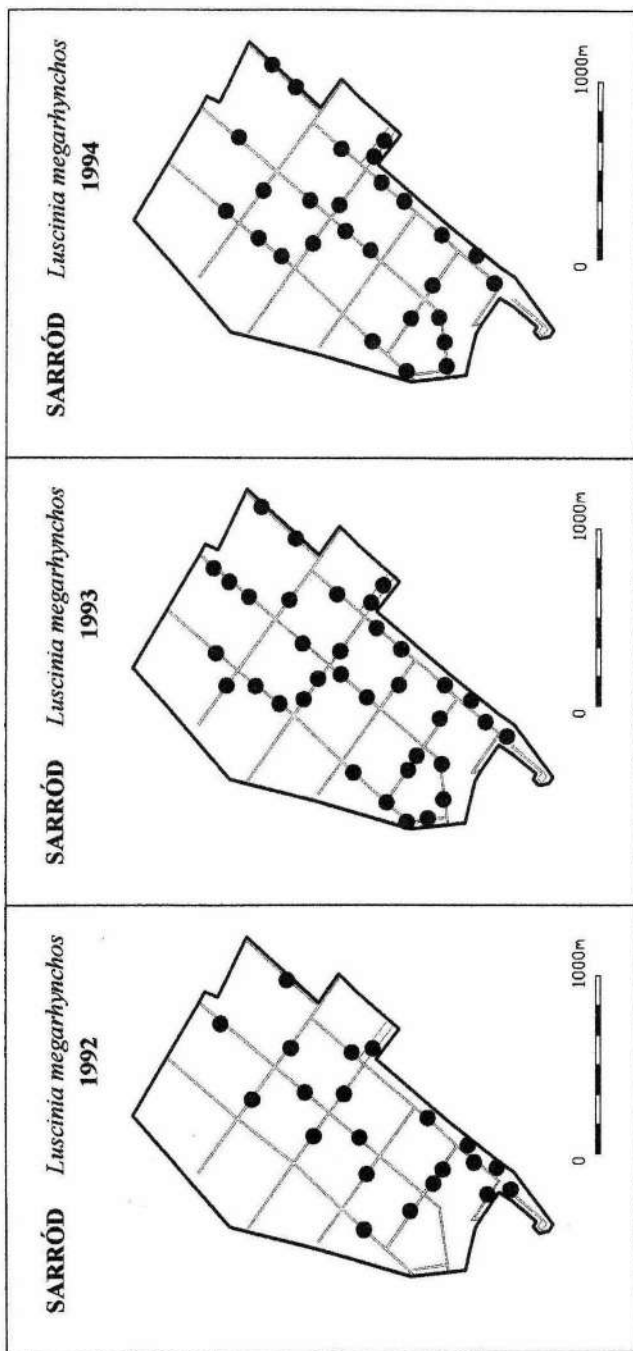
5. ábra: A leggyakoribb madárfajok sűrűség-alakulása a sarródi erdősávokban

Figure 5: Changes in density of most abundant bird species of shelter belts in Sarród.

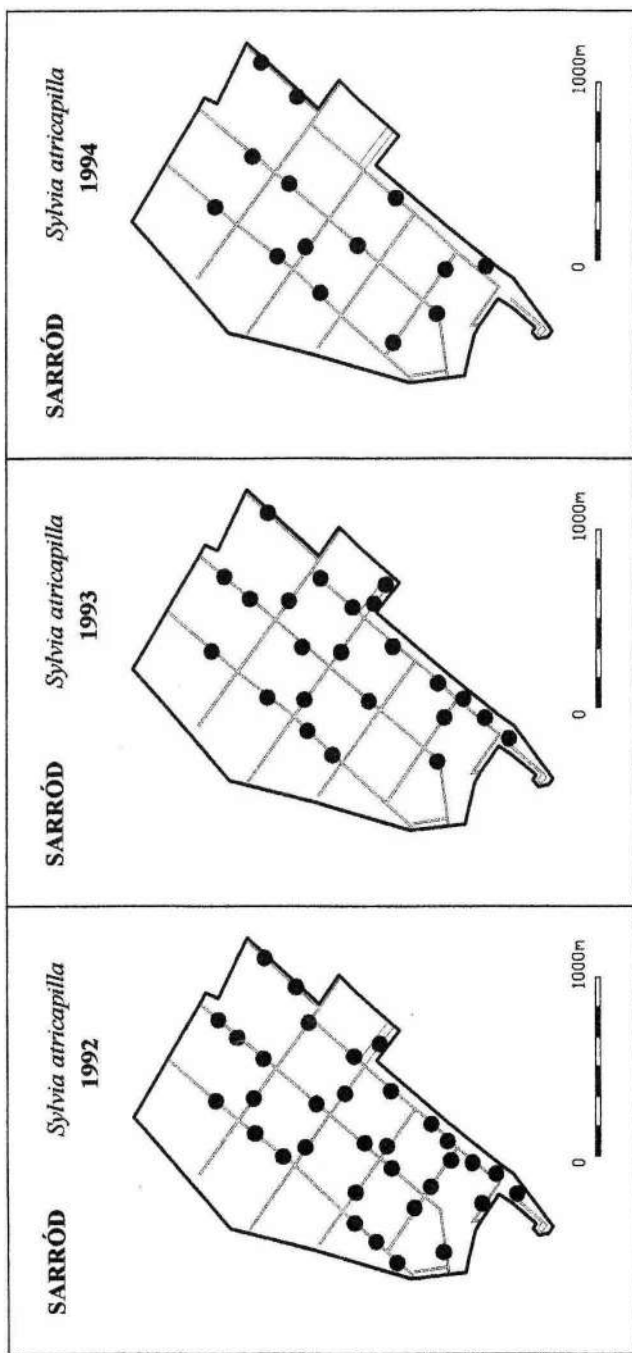
diszperziójára (5. térkép) egyes sávok preferálása jellemző, míg másokban alig-alig fészkel, mely úgyszintén a cserjeszint nem egyenletes megoszlásával magyarázható.

3. ÖSSZEFOGLALÁS

A Sarród (Győr-Moson-Sopron megye) község határában található erdősávokban 1992-1994 években végzett fészkelő madárállomány felvételek eredményeit mutatja be a dolgozat. A közepes termőhelyi viszonyok mellett tenyésző, elsősorban nemesnyár-típusú erdősávok dús cserjeszinttel rendelkeznek, bennük a madárközösségekre nézve magas denzitási értékeket regisztrálhattunk. Az összenzitás megközelítette, egy évben elérte a 100 pár/10 ha-os értéket, az erdősávok hosszára vonatkoztatott értékek mindhárom évben meghaladták a 24 pár/km-t. Az erdősávokban elsősorban a rovarévó fajok telepedtek meg, a

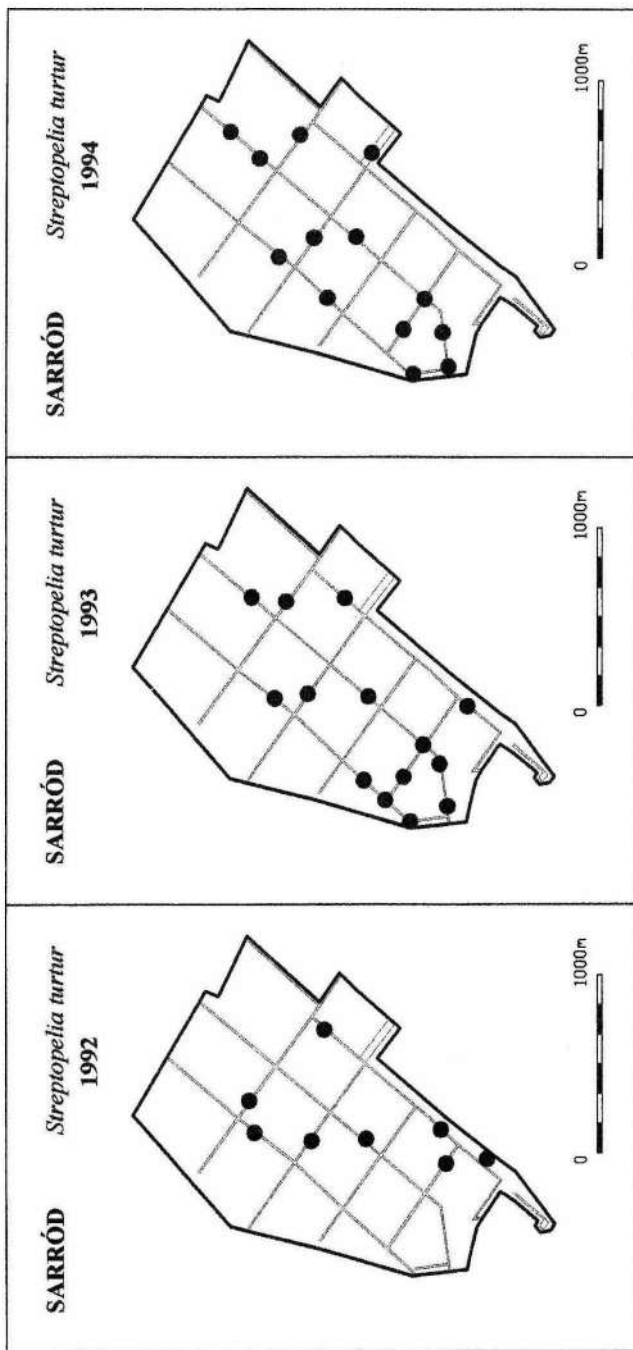


2. térkép: A fülemüle (*Luscinia megarhynchos*) fészkelési diszperziója az sarródi erdősávokban 1992-1994
Map 2: Nesting dispersion of Nightingale (*Luscinia megarhynchos*) in shelter belts in Sarród 1992-1994

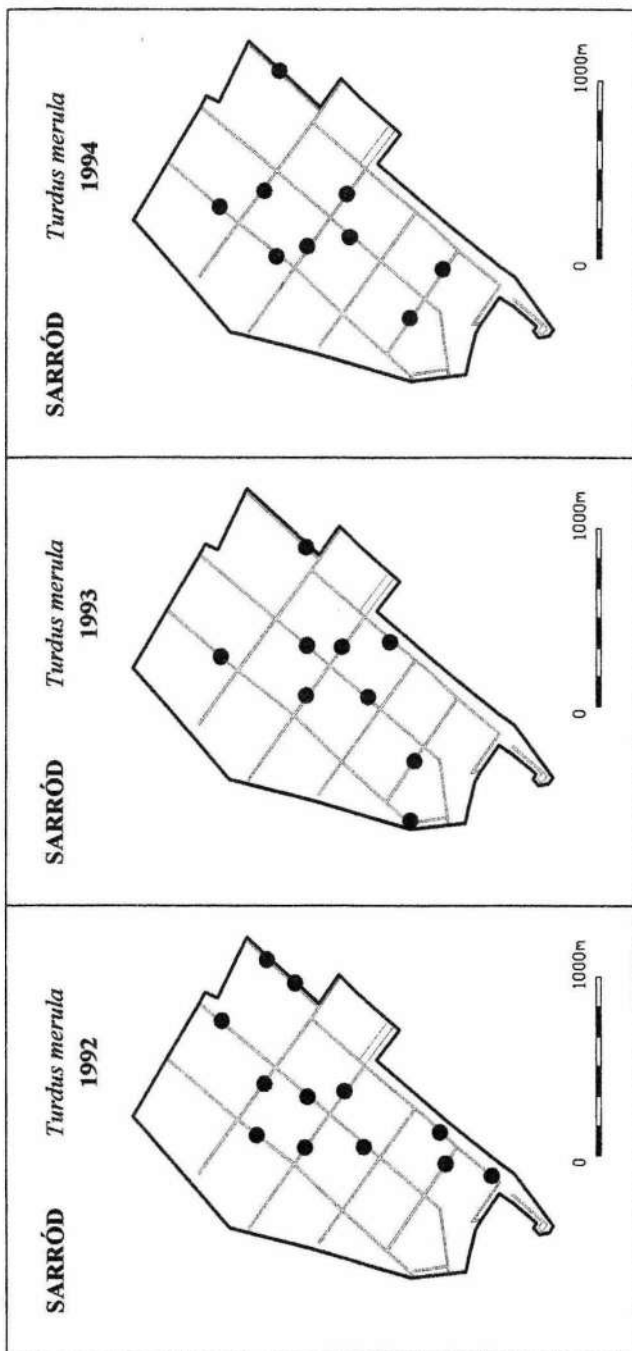


3. térkép: A barát poszáta (*Sylvia atricapilla*) fészkelési diszperziója az sarródi erdősávokban 1992-1994

Map 3: Nesting dispersion of Blackcap (*Sylvia atricapilla*) in shelter belts in Sarród 1992-1994



4. térkép: A vadgerle (*Streptopelia turtur*) fészkelési diszperziója az sarródi erdősávokban 1992-1994
 Map 4: Nesting dispersion of Turtle Dove (*Streptopelia turtur*) in shelter belts in Sarród 1992-1994



5. térkép: A fekete rigó (*Turdus merula*) fészkelési diszperziója az sarródi erdőszávokban 1992-1994

Map 5: Nesting dispersion of Blackbird (*Turdus merula*) in shelter belts in Sarród 1992-1994

fészkelési szintek használatának tekintetében a fruticikol fajok voltak többségben. Az újkéri erdősávok domináns fészkelőfajai a fülemüle (*Luscinia megarhynchos*), barát poszáta (*Sylvia atricapilla*), valamint a vadgerle (*Streptopelia turtur*) voltak a vizsgált években.

IRODALOMJEGYZÉK

- HADARICS, T. (1992): Kis őrgébics (*Lanius minor*) fészkelése a Fertő mellett.
SZÉLKIÁLTÓ 1992 /1: 7
- KÁRPÁTI, L. (1983): A Fertő táj madárvilágának ökológiai vizsgálata.
ERDÉSZETI ÉS FAIPARI TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNY 1982/1: 111-203.
- KISS, G. L. (1992): Gyomállományok, mint a vad növényi eredetű táplálékbázisának vizsgálata a LAJTA-Project területén. Diplomaterv Erdészeti és Faipari Egyetem Sopron, Vadgazdálkodási Tanszék 204 pp

MAGYARORSZÁG TÚZOKÁLLOMÁNYA AZ 1985 ÉVI ORSZÁGOS TÚZOKÁLLOMÁNYFELMÉRÉS ALAPJÁN¹

Dr. Faragó Sándor

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5. Hungary
University of West Hungary, Faculty of Forestry,
Institute of Wildlife Management, H-9400 Sopron, Ady E. u. 5. Hungary.

KULCSSZAVAK: tűzok, állományfelmérés, populáció jellemzők, Magyarország
KEY-WORDS: Great bustard, census, population parameters, Hungary

ABSTRACT

FARAGÓ, S.: GREAT BUSTARD CENSUS IN HUNGARY 1985. The results of the 1985 year National Great Bustard Population Census in Hungary are as follows: (1) Determined and corrected the distribution of great bustard populations, we presented a map of the actual distribution of the species. (2) The number of the great bustard stock was in 1985 in five regions 2691 birds. (3) The population density during the breeding period averaged 0.30 ind./km², outside the breeding period it was 0.22 ind./km². The density of the Apaj (KDH-01) and Dévaványa (KHT-13) populations were the highest during the breeding period: with 1.76 or rather 1.10 ind./km² respectively. 57.9% of the bustard population occupied the areas exceeding a 0.51 ind./km² density. (4) The average sex ration of 1:1.46 related to the sexually matured cocks –in relation to all individuals was 1:1.06, meaning that the population consisted of 48.52% cocks and 51.48% hens. The young made up 18.1% (488 ind.) of the bustard population. The proportion of immature cocks was 27.5% of the cock population. The immature cocks (1-4 years) made up 21% of the total population. (5) 45% of our bustard population reproduce in pair and harem relationships, 10% is characterized exclusively with a harem situation. Promiscuity did not occur. (6) 75% of the hens nest in the population. (7) 35% of the first broods perished during nesting. Mowing emerges as the primary cause (67%). Among the adult birds the mortality of cocks is 1.4 times that of the hens. Primary causes were the flying over of electric transmission lines (25.9%) and winter mortality (22.4). (8) The fledged progeny was 0.54 young/breeding hen, on the average. During the after brood this value is 0.09 that is 1/6 that of the first brood. The population increase may takes place according the model developed: (a) increasing the proportion of the successful first brood, (b) reducing the chick mortality and (c) increasing the intensity of nest defense and brood rescue.

1. BEVEZETÉS

A tűzok (*Otis tarda tarda* LINNÉ, 1758) és a hozzá hasonló, kiemelten védett madárfajok veszélyeztetettségüknel fogva is a kutatások előterében állnak. A mindenre

¹ Elhangzott, de mindeddig nem publikált előadás az 5. NEMZETKÖZI TÚZOK SZIMPÓZIUMON, Szarvas, 1986. okt. 6.

kiterjedő komplex kutatásoknak egyik fontos területe a tűzokpopulációk vizsgálata (FARAGÓ, 1985a). A tűzokpopulációk ismeretének igénye a kutatások korábbi szakaszaiban is megvolt, bár elsősorban közigazgatási határok között élő állományok rögzítése volt a cél (FODOR, 1975; STERBETZ ÉS PÁLNIK, 1980). STERBETZ (1978) közöl először a megyei bontáson belül populációkat, s ettől az időtől számítjuk Magyarországon a tűzokpopulációk nyilvántartását. A populációk struktúrképének jellemzésére a szingén formai struktúrelemek közül a populáció nagyságát, ivari- és kormegoszlását adja meg, utóbbi esetben a fiatalok részarányának megállapításával. E dolgozat gondolatmenetét továbbfejlesztve alakította ki FARAGÓ (1986a) a populációk számítógépre is adaptálható kódrendszerét, határozta meg az 1981-1985 évi időszakra a populációk állomány nagyságát, sűrűségét és ennek dinamikáját (FARAGÓ, 1986b). A számítógépes törzskönyv kialakításával mindezen adatbázis informatív, a kutatás és a gyakorlat számára nélkülözhetetlen, rendezett adatokat szolgáltat (FARAGÓ, 1986c). Az adatbázis alapja a vadállomány-becslési statisztika, amely a populáció nagyságára, s származtatottan sűrűsége enged következtetni. Sem ivari, sem kormegoszlást nem ad, így ezek országosan nem ismertek. Ezért tartottuk szükségesnek, hogy a védettség 15. évében, 1985-ben egy széleskörű, reprezentatív **Országos Tűzokállomány Felmérés-t** végezzünk.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A felmérés gyakorlati kivitelezésében a vadgazdálkodási egységek segítségére támaszkodtam. A nyomtatott kérdőíveket a Megyei Tanácsok vadászati felügyelőitől küldték ki a vadgazdálkodóknak, és mint hivatalos adatszolgáltatást kérték vissza azokat. Minden olyan vadgazdálkodó kapott kérdőívet, aki az utóbbi 5 évben valamikor jelentett tűzokat, továbbá azok is, amelyek ezen területekkel határosak. Összességében 223 kérdőív került a vadgazdálkodókhoz, s valamennyit kitöltve vissza is juttatták.

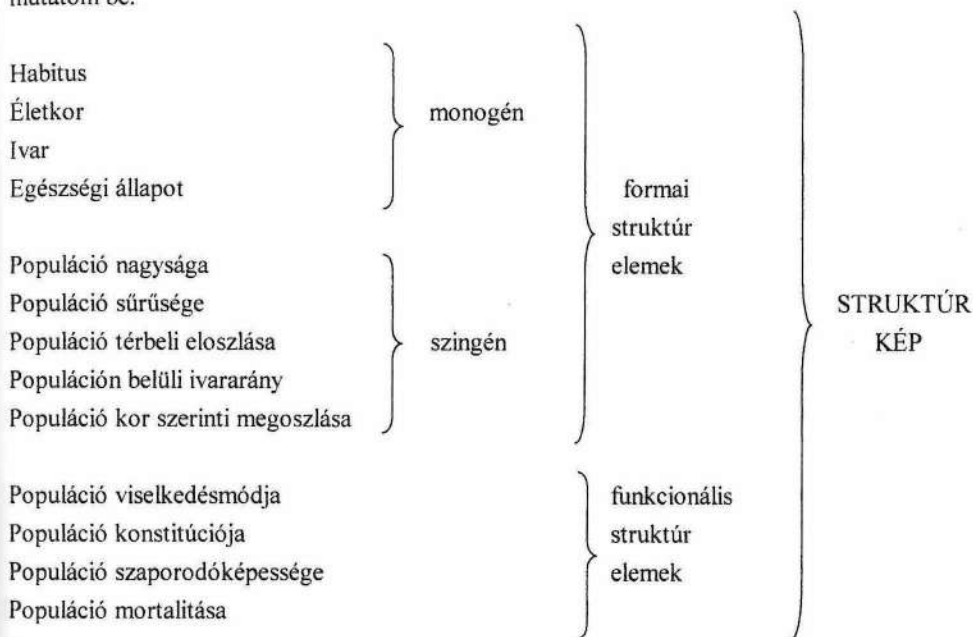
A felmérés során minden környezeti hatásra kíváncsiak voltunk, e helyett azonban csak a populáció ökológiai kérdésekről beszélünk. A struktúrkép meghatározásához az alábbi információkat kaptuk:

- dűrgőhelyek
- fészkelő területek
- telelési helyek
- állomány nagysága
- ivari megoszlása
- fiatalok és fiatal (nem dűrgő) kakasok száma
- becsült fészkek (fészkelő tyúkok) száma
- az elpusztult tűzokfészkek becsült száma

- a fészekpusztulások oka
- adult madarak pusztulásának okai az elmúlt években
- téli migráció aránya és iránya
- felnevelt tűzokcsibék száma

Mint látható, - a korábbi gyakorlattól eltérően-, nem csak a dürgés időszakában, de az egész szaporodási ciklusra vonatkoztatva nyertünk adatokat. Ez azért fontos, mert a formai struktúrelemek mellé, az elmélet és a gyakorlat számára egyaránt fontos funkcionális struktúrelemek meghatározására is sor kerülhetett.

A populációk struktúrelemeinek osztályozását SCHWERDTFEGER (1968) alapján mutatom be.



Ezek közül egyrészt azokat a struktúrelemeket vizsgáltuk, melyek a populációk pillanatnyi számszerűségét adják meg, s ezek a szingén formai struktúrelemek. Másrészt ezeket kiegészítjük a funkcionális struktúrelemek elemzésével.

2.1. A populációk elkülönítése és nagysága

Populáción azon térhez kötött, együtt élő homotipikus individumok összességét értjük, amelyek egymással effektív szaporodási közösséget alkotnak. A populáció továbbá

olyan biológiai rendszer, amelyben az organizációs szintre jellemzősajátos törvényszerűségek térben és időben variabilisan zajlanak le (SZÉKY, 1977). A definícióban is hangsúlyoztuk a szaporodási közösség feltételét. Tűzok esetében ez a dürgés időszakában végzett dürgőhely foglalást, a mozgások, kapcsolatok lehatárolhatóságát jelent. Ennek alapján egy populáció egy vagy több vadgazdálkodó területén helyezkedhet el, így azok értékeinek összegzéséből alakítható ki a populáció adatbázisa. A tűzok populációk térben elhatárolható csoportját elterjedési körzetnek nevezzük. Ez állatföldrajzi kategória, s az izoláció következményeként értékelhetjük (FARAGÓ, 1986a). Magyarországon napjainkban 5 körzet létezik:

- Kisalföldi (jele: K)
- Mezőföldi (M)
- Duna-menti (D)
- Észak-Alföldi (E)
- Tiszántúli (T).

A körzeten belül a populációk elkülönítésére arab számokat használunk. A populációk adatainak összesítéséből kapjuk az elterjedési körzet jellemző értékeit. Az ismertetett 5 körzet adataiból származnak az összesített magyar (H) adatok. A következő szerveződési szint a régió, esetünkben a Kárpát-medence (K). Ezt a magyar, osztrák, csehszlovák, jugoszláv és román nemzeti adatok összességéből nyerhetjük. A régiók összegzése adja az alfaj (faj) egyedszámát.

2.2. A populáció sűrűsége

A szabadterületi populációknál minden esetben becslött adatok alapján számítjuk a sűrűséget, ezért apparent abundanciáról beszélünk. Tűzok esetében ismert a populációt magába foglaló vadgazdálkodási egységek száma, s azok területi adatai. A tűzok számára alkalmas mezőgazdasági élőhelyek területeinek összesítéséből származik az elfoglalt élettér nagysága, amely szaporodási időben általában kisebb (sűrűség 1.), téli időszakban nagyobb (sűrűség 2.). Ennek megfelelően az 1 km²-re vonatkoztatott sűrűség is változik.

2.3. A populáción belüli ivararány

A gyakorlatban általában a dürgő kakasok és az összes tyúk viszonyszámát adják meg ivararányként. Magunk is megttük ezt (ivararány 1.), de tudjuk, hogy a tyúkoknak egy része is fiatal, még nem ivarérett, csak azt nem lehet egyértelműen elkülöníteni. Ezért az igazsághoz, azaz a potenciális ivararányhoz akkor jutunk a legközelebb, ha a tyúkok

számához, az összes kakasszámot viszonyítjuk (ivararány 2.). E két érték együttesen lehetővé teszi az objektív értékelést.

2.4. A populáció kor szerinti megoszlása

A tűzokpopulációk etilitása csak bizonyos korlátok között határozható meg, bár ezek az értékek a védelem szempontjából elégségesek. Megadhatjuk a fiatalok (1. évesek), a fiatal (még nem dürgő) kakasok arányát.

2.5. A populáció viselkedésmódja

Az ivari kapcsolatok jelentik azt a viselkedési formát, amelyeket szükséges tanulmányozni, s ez szorosan kapcsolódik az ivararány kérdéséhez.

2.6. A populációk halandósága

A mortalitás a tűzok esetében környezeti hatásokra visszavezethető **ökológiai mortalitás**, amely különböző fejlődési stádiumban különböző. Jelentőségénél fogva elemezzük a fészkalj-pusztulás arányát, az azt kiváltó okokat. Nem kevésbé fontos a felnőtt kori mortalitás. A kiváltó okokat és azok arányait, tér és időbeni bontásban vizsgáljuk.

2.7. A populációk szaporodóképessége

A szaporodási képesség (reproduktivitás) meghatározásához kiszámítottuk a potenciálisan szaporodni képes tyúkok számát, továbbá az egy fészkelő tyúkra vonatkoztatott, felnevelt, repülőképes fiatal számát, azaz a **tercier natalitást**.

A rendelkezésre álló struktúrelemek értékei alapján megalkothatjuk a magyar tűzokállomány reprodukciós modelljét.

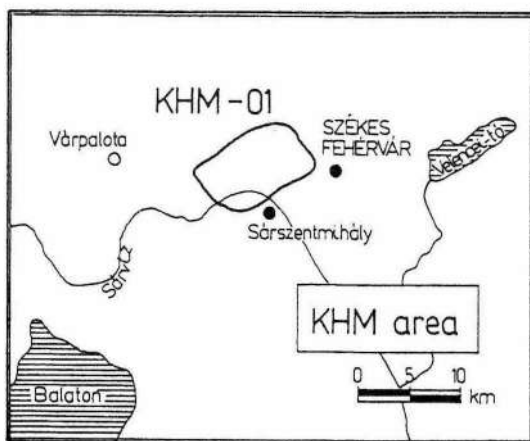
2.8. Térképezés

A mellékelt térképeken megadjuk a populációk körzetenkénti elhelyezkedését, illetve a fészkelési területek ismeretében a tűzok magyarországi elterjedési térképét. (1.–6. térkép)



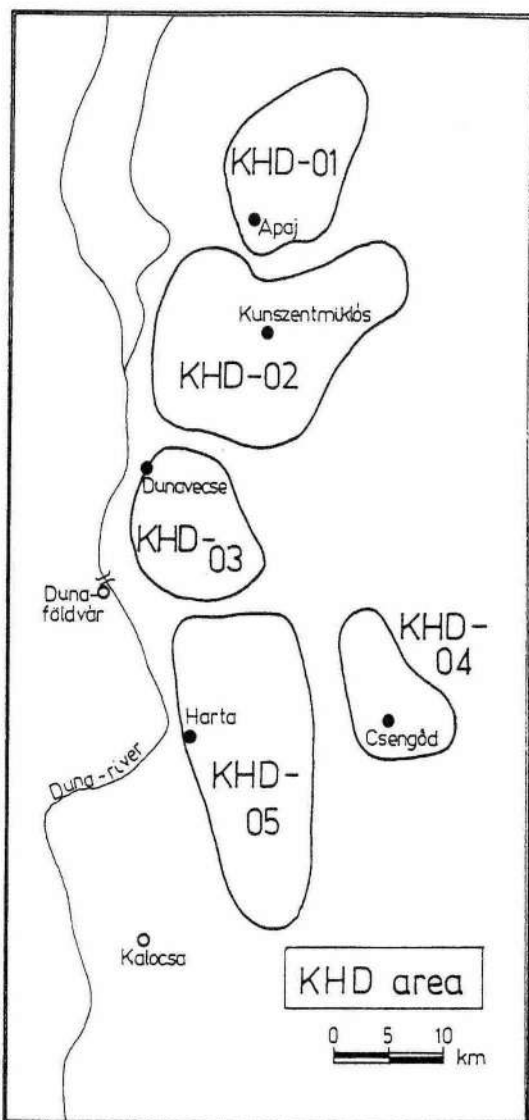
1. térkép: A Kisalföldi (KHK) elterjedési körzet populációinak elhelyezkedése

Map 1: Location of populations in Kisalföld (KHK) district

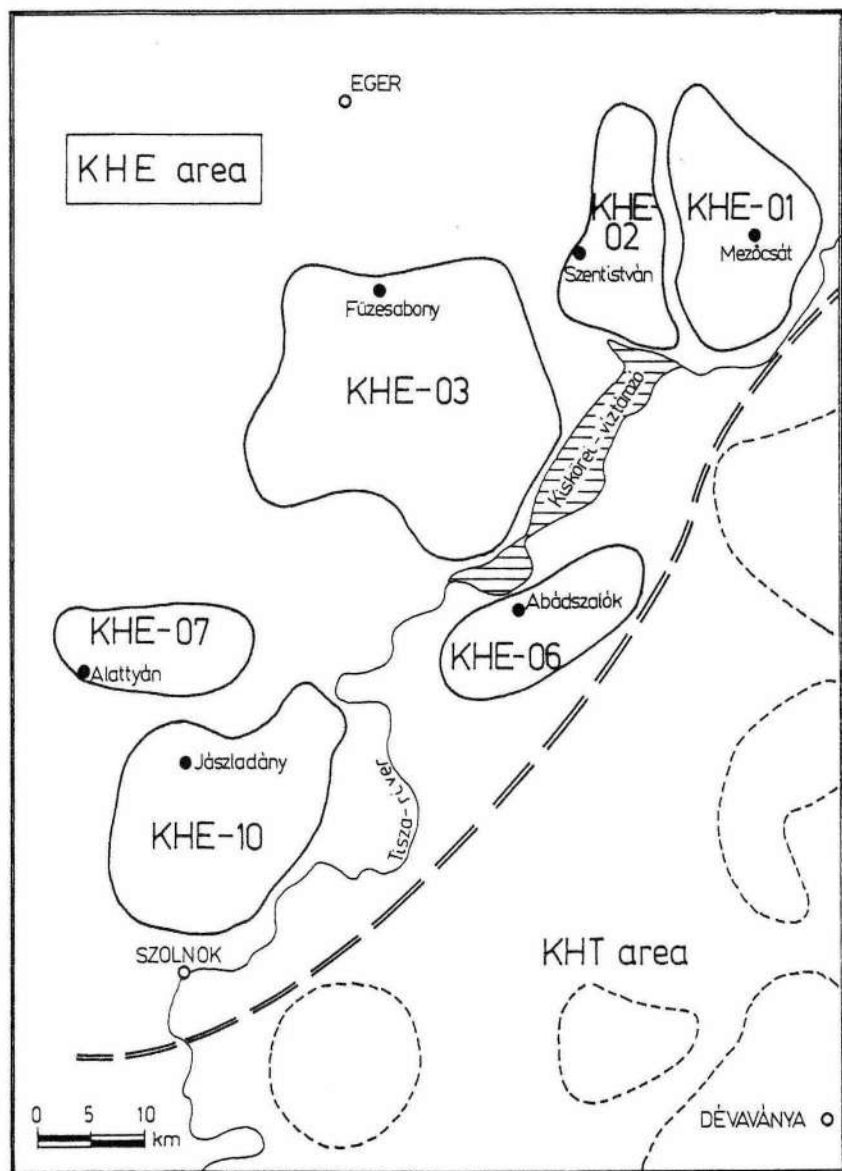


2. térkép: A Mezőföldi (KHM) tűzokpopuláció elhelyezkedése

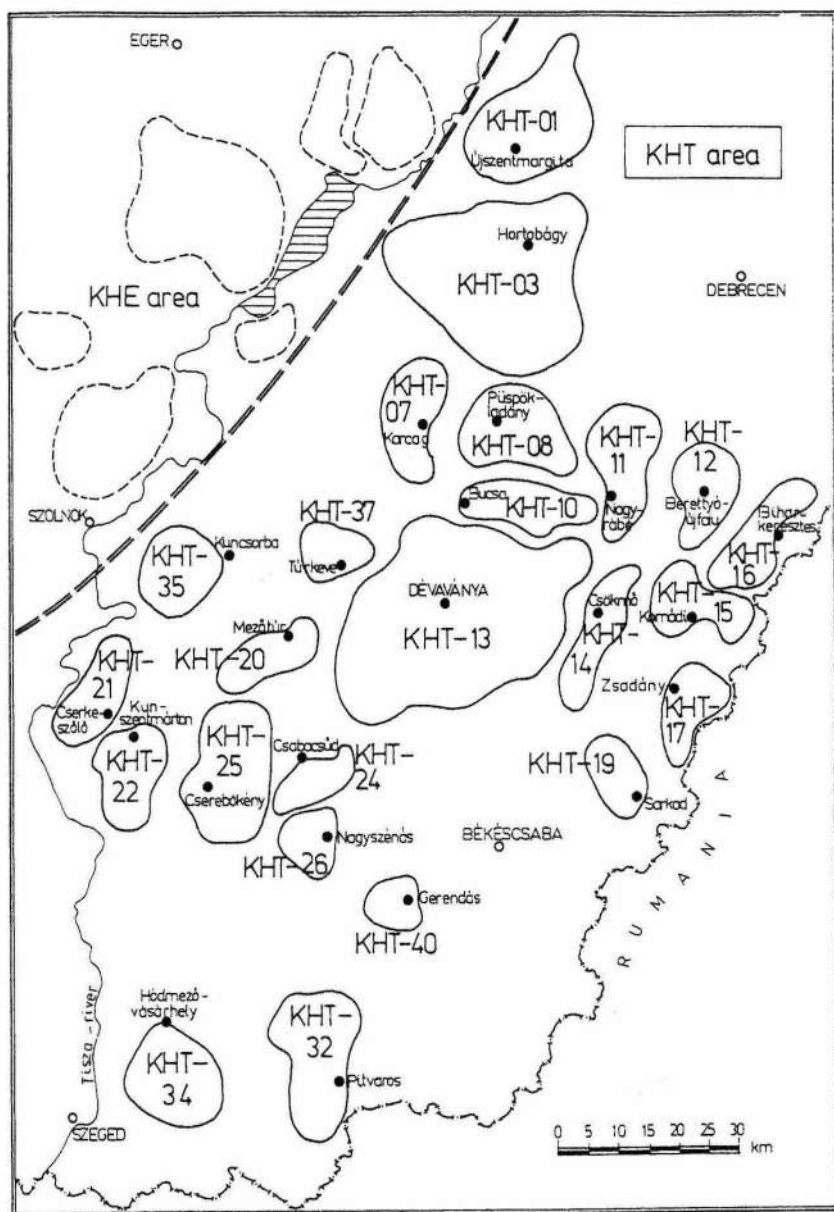
Map 2: Location of Great bustard population in Mezőföld (KHM)



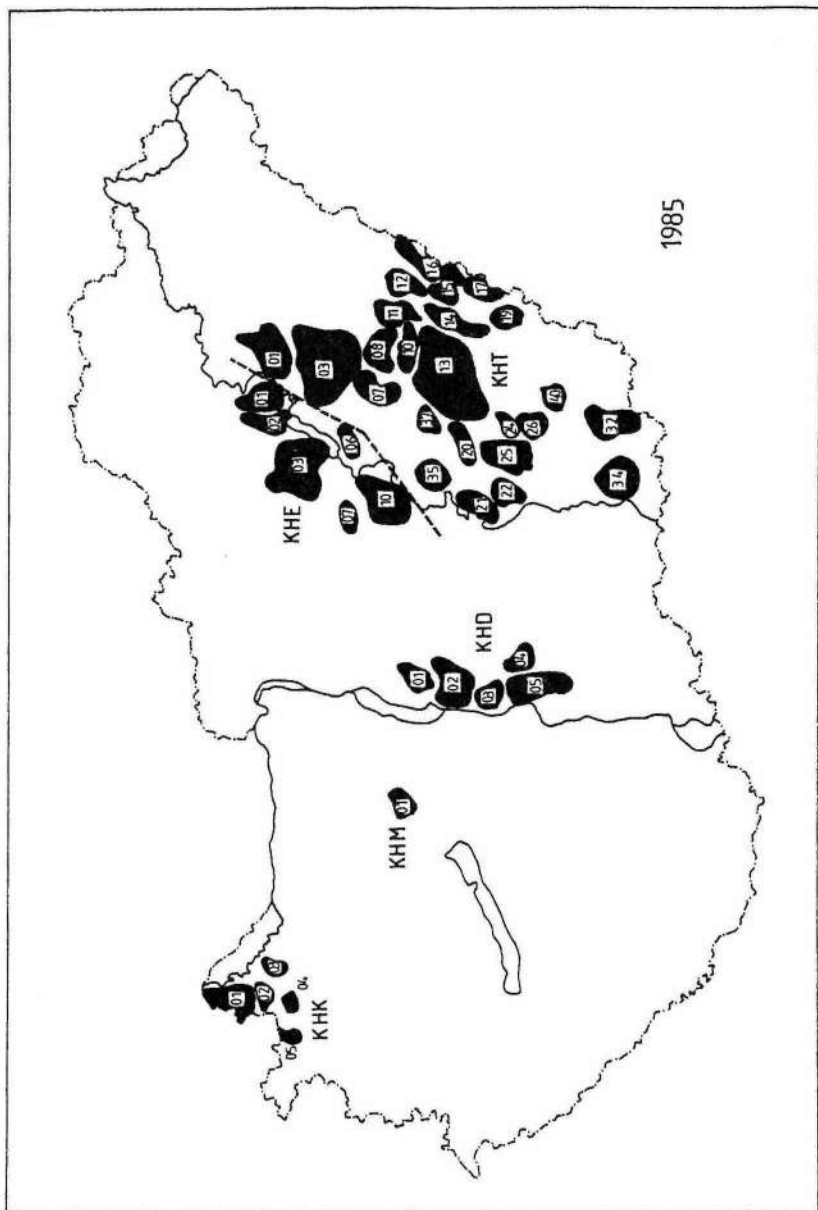
3. térkép: A Duna-menti (KHD) elterjedési körzet populációinak elhelyezkedése
 Map 3: Location of populations in Duna-menti (KHD) district



4. térkép: Az Észak-Alföldi (KHE) elterjedési körzet populációinak elhelyezkedése
 Map 4: Location of populations in Észak-Alföld (KHE) district



5. térkép: A Tiszántúli (KHT) elterjedési körzet populációinak elhelyezkedése
 Map 5: Location of populations in Tiszántúl (KHT) district



6. térkép: A tűzok 1985 évi előfordulása Magyarországon
Map6: The area of Great bustard in 1985 in Hungary

3. MAGYARORSZÁG TŰZOKPOPULÁCIÓI 1985-BEN

A tűzokállomány felmérésének nem titkolt célja volt, a populációk területi elhelyezkedésében, esetleges átrendeződésében bekövetkezett változásokat rögzítse, és a törzskönyvet korrigálja. A vadállomány-bebecslések februárban történnek, s nem egy olyan terület van, ahová kedvező táplálkozási feltételek, elsősorban a repce, odavonzzák a tűzokot. Egy-egy nagyobb létszám folyamatos előfordulása nem zárja ki a megtelepedést, de ezt csak a felmérési időszakban végzett felmérések tisztázhatják. Ennek az ellenkezője is bekövetkezhet, pl.: a felmorzsolódó populáció a mellette lévőbe olvad, de még fészkelési időn kívül meg-megjelenik régi területén. Az ilyen népesség önállósága, mint populációé megszüntetendő. A következőkben a korábbi közlésemhez képest (FARAGÓ, 1986b) bekövetkezett változásokat szükséges rögzíteni.

A **Kisalföldi (KHK) elterjedési körzetben** az adatszolgáltatásból adódóan nem bontottuk meg a KHK 01-02-03 populáció adatait, így azok együtt szerepelnek KHK-01 alatt. A KHK-06 Ászári populáció alkalmi előfordulásnak bizonyult, így törölve lett. Az ily módon vizsgált populációs szám: 3 (**1. táblázat; 1. térkép**).

A **Mezőföldi (KHM) elterjedési körzetben** továbbra is csupán egy mikropopulációt tartunk nyilván, a KHM-01 Sárszentmihályit. A vizsgált populációs szám: 1 (**2. térkép; 2. táblázat**).

A **Duna-menti (KHD) elterjedési körzetben** az utolsó 5 év alapján 8 populációt regisztráltunk. Ezek közül a KHD-06 Homokhegyi 1984-ben megszűnt, beleolvadt a KHD-05 populációba. A KHD-07 Kiskunhalasi, illetve KHD-08 Kerepestarcsai csak alkalmi előfordulás volt, így törölve lettek a törzskönyvből. A vizsgált populációs szám: 5 (**3. térkép; 3. táblázat**).

Az **Észak-Alföldi (KHE) elterjedési körzetben** 1985-ig 13 populációt jegyeztünk be. A felmérés bebizonyította, hogy 5 populáció beleolvadt a mellette lévő, rá szívó hatást gyakorló népességbe. Így a KHE-04 és KHE-05 beleolvadt a KHE-03 Füzesabonyiba, a KHE-08 Jászkiséri beleolvadt a KHE-07 Alattániba, a KHE-09 Tiszastülyi és KHE-11 Besenyszögi pedig beleolvadt a KHE-10 Jászládányi populációba. A KHE-12 Tószegi populáció kipusztult, így törölve lett, hasonlóan a KHE-13 Nagykőrösi bejegyzés, ami csak alkalmi megjelenés volt. A vizsgált populációs szám: 6 (**4. térkép; 4. táblázat**).

A **Tiszántúli (KHT) elterjedési körzetben** 1985-ig 39 populációt tartottunk nyilván az utolsó 5 év adatai alapján. Ezeknek egy része olyan mikropopuláció volt, amely

1. táblázat: A Kisalföldi (KHK) tűzokpopulációk jellemzői

Table 1. Parameters of the great bustard population living in Little Hungarian Plain (Kisalföld, KHK)

Code	Populáció Population District	♂♂	Dürgő Displayers ♂♂	♀♀	Juv. Juv.	Σ Total	Sűrűség Density		Ivararány Sex-ratio		Juv. Juv. %
							1.	2.	1.	2.	
KHK-01-03	Mosonszolnok	25	20	40	10	75	0,20	0,17	2,00	1,60	13,30
KHK-04	Földsziget	2	2	2	0	4	0,07	0,07	1,00	1,00	0
KHK-05	Tőzeggyár major	1	1	1	0	2	0,08	0,08	1,00	1,00	0
KHK		28	23	43	10	81	0,18	0,15	1,87	1,54	12,30

2. táblázat: A Mezőföldi (KHM) tűzokpopulációk jellemzői

Table 2. Parameters of the great bustard population living in the Mezőföld (KHM)

Code	Populáció Population District	♂♂	Dürgő Displayers ♂♂	♀♀	Juv. Juv.	Σ Total	Sűrűség Density		Ivararány Sex-ratio		Juv. Juv. %
							1.	2.	1.	2.	
KHM-01	Sárszentmihály	1	1	2	1	4	0,04	0,04	2,00	2,00	25,00

3. táblázat: A Duna menti (KHD) tűzokpopulációk jellemzői

Table 3. Parameters of the great bustard population living in the region along the river Danube (Dunamente, KHD)

Code	Populáció Population District	♂♂	Dürgő Displayers ♂♂	♀♀	Juv. Juv.	Σ Total	Sűrűség Density		Ivararány Sex-ratión		Juv. Juv. %		
							1.		2.			1.	2.
							1.	2.	1.	2.			
KHD-01	Apaj	67	44	82	33	182	1,76	1,14	1,86	1,22	18,10		
KHD-02	Kunszentmiklós	95	70	85	35	215	0,70	0,59	1,21	0,89	16,30		
KHD-03	Dunavecse	4	1	11	2	17	0,10	0,10	11,00	2,75	11,80		
KHD-04	Csengőd	3	3	5	0	8	0,06	0,06	1,67	1,67	0,00		
KHD-05	Harta	40	22	51	19	110	0,52	0,26	2,32	1,28	17		
KHD		209	140	234	89	532	0,57	0,42	1,67	1,12	16,70		

4. táblázat: A Észak-Alföldi (KHE) tűzokpopulációk jellemzői

Table 4. Parameters of the great bustard population living in the north of the Great Hungarian Plain (Észak-Alföld, KHE)

Code	Populáció Population District	♂♂	Dürgő Displayers ♂♂	♀♀	Juv. Juv.	Σ Total	Sűrűség Density		Ivararány Sex-ratión		Juv. Juv. %		
							1.		2.			1.	2.
							1.	2.	1.	2.			
KHE-01	Mezőcsát	13	11	18	6	37	0,11	0,11	1,64	1,38	16,20		
KHE-02	Szentistván	7	7	9	0	16	0,13	0,09	1,29	1,29	0		
KHE-03	Füzesabony	95	67	87	39	221	0,39	0,33	1,30	0,92	17,60		
KHE-06	Abászalók	3	3	3	2	8	0,03	0,03	1,00	1,00	25,00		
KHE-07	Alattyán	4	3	6	3	13	0,18	0,08	2,00	1,50	23,10		
KHE-10	Jászfalvány	40	34	27	3	70	0,32	0,15	0,79	0,68	4,30		
KHE		162	125	150	53	365	0,23	0,18	1,20	0,93	14,50		

önmagában nem maradhatott fenn, ezért beleolvadt a szomszédos állományba. Így a törzskönyvbe az alábbi változások álltak elő.

A KHT-02 Hajdúböszörményit csatoltuk a KHT-01 Újszentmargitai népességéhez. A szoros kapcsolatok miatt a KHT-03 Hortobágyi populációhoz tartozónak tekintjük ezentúl a KHT-04-05-06 populációkat. A KHD-09 Földesi populáció önállósága megszűnt azzal, hogy bebizonyosodott, a KHD-11 Nagyrábéi populáció madarai jelentek meg itt. A következő esetekben pedig a már említett beolvadás játszódott le: a KHT-18 Vésztői beleolvadt a KHT-14 Csökmőibe; a KHT-23 Szarvasi beleolvadt a KHT-25 Cserebökényibe; a KHT-29-30 Tótkomlói és Békéssámsoni populációk csatlakoztak a KHT-32 Pítvarosihoz; a KHT-31 Földeáki társult a KHT-34 Hódmezővásárhelyihez; a KHT-36 Kengyeli népesség a KHT-35 Kuncsorbaival egyesült. A KHT-39 Kőröstarcsai példányok a KHT-13 Dévaványai populáció alkalmi kisugárzásai voltak. Kipusztultnak tekinthető a KHT-27 Kardoskuti, a KHT-28 Székkutasi és a KHT-33 Tiszaszigeti populáció. Egy új populáció csíráit lehetett Genedáson tapasztalni, ezért ez új számmal KHT-40 kóddal került a törzskönyvbe. A vizsgált populációszám tehát: 24 (**5.térkép; 5.táblázat**).

Mindösszesen elmondható, hogy ma Magyarországon 39 tűzokpopuláció él. A mikropopulációk megszűnését úgy értékelhetjük, mint a faj törekvését a koncentrációra, a magasabb sűrűsége, azaz a túlélésre. A populációk fészkelőterületeinek ismerete alapján mellékelten megadom a faj 1985-ös elterjedésitérképét (**6. térkép**).

4. A TŰZOKPOPULÁCIÓK STUKTÚRELEMEINEK VIZSGÁLATA

4.1. A tűzokpopulációk nagysága

Az összesített eredmények szerint 1985-ben 2691 pld tűzok élt Magyarországon (**6. táblázat**). E mennyiségnek a zöme, 63,5%-a (1709 pld) a Tiszántúli (KHT) körzetben él. Jelentős még, 19,8 illetve 13,6%-kal (532 ill. 365 pld) a Duna-menti (KHD) és Észak-Alföldi (KHK) elterjedési körzet állománya. A Kisalföldi (KHK) körzetben valamint a Mezőföldön (KHM) együttesen is csak a magyar tűzok 3,1%-a települt. A populációk nagyság szerinti megoszlását a **7. táblázat** mutatja.

A populációk egyik jellemzője azok nagyság szerinti megoszlás. 1985-ben domináltak az 50 pld-nál kisebb népességek (66,7%). 51-100 pld közötti populáció 5 van (12,8%), és 100 pld felett is 8 populációt tartottunk nyilván (20,5%). Értékelhetőbb és biztatóbb képet kaphatunk akkor, ha azt vizsgáljuk, hogy az egyes állomány-nagyság-kategóriák hogyan részesednek az összes tűzoklétszámból. A 100 pld -nál kisebb 31 populációban (ez a

5. táblázat: A Tiszántúli (KHT) tűzokpopulációk jellemzői

Table 5. Parameters of the great bustard population living in the region beyond the river Tisza (Tiszántúl, KHT)

Code	Populáció Population District	♂♂	Dürgő Displayers ♂♂	♀♀	Juv. Juv.	Σ Total	Sűrűség Density		Ivararány Sex-ratio		Juv. Juv. %
							1.	2.	1.	2.	
KHT-01	Újszentmargita	8	4	4	*	12	0,05	0,02	1,00	0,50	0,0
KHT-03	Hortobágy	63	41	60	22	145	0,19	0,16	1,46	0,95	15,2
KHT-07	Karcag	8	4	10	6	24	0,09	0,09	2,50	1,25	25,0
KHT-08	Püspökladány	50	41	60	20	130	0,42	0,42	1,46	1,20	15,4
KHT-10	Buca	45	35	50	25	120	0,58	0,58	1,43	1,11	20,8
KHT-11	Nagyrádé	33	28	32	15	80	0,54	0,29	1,14	0,79	18,8
KHT-12	Berettyóújfalú	12	8	8	10	30	0,15	0,15	1,00	0,67	33,3
KHT-13	Dévaványa	309	226	346	196	851	1,10	0,79	1,53	1,12	23,1
KHT-14	Csökmő	35	60	15	5	55	0,30	0,20	0,50	0,43	9,1
KHT-15	Komádi	10	5	9	3	22	0,14	0,10	1,80	0,90	13,6
KHT-16	Biharkeresztes	6	4	4	2	12	0,06	0,03	1,00	0,67	16,7
KHT-17	Zsadány	19	13	13	2	34	0,18	0,18	1,00	0,68	5,9
KHT-19	Sarkad	4	2	4	1	9	0,12	0,12	2,00	1,00	11,1
KHT-20	Mezőtúr	5	3	7	8	20	0,08	0,08	2,33	1,40	40,0
KHT-21	Cserkeszőlő	2	2	12	*	14	0,08	0,04	6,00	6,00	0,0
KHT-22	Kunszentmárton	13	9	12	3	28	0,12	0,12	1,33	0,92	10,7
KHT-24	Csabacsüd	11	7	8	3	22	0,28	0,16	1,14	0,73	13,6
KHT-25	Cserebökény	19	10	28	8	55	0,20	0,12	2,80	1,47	14,5
KHT-26	Nagyszénás	5	4	4	1	10	0,07	0,07	1,00	0,80	10,0
KHT-32	Pitvaros	6	5	8	1	15	0,07	0,03	1,60	1,33	6,7
KHT-34	Hódmezővásárhely	0	0	3	0	3	0,01	0,01	*	*	*
KHT-35	Kuncsorba	1	1	1	1	3	0,01	0,01	1,00	1,00	33,3
KHT-37	Túrkeve	4	4	6	3	13	0,09	0,09	1,50	1,50	23,1
KHT-40	Gerendás	1	0	1	0	2	0,02	0,02	*	1,00	*
KHT		699	486	705	335	1709	0,29	0,21	1,45	1,05	19,6

6. táblázat: Az egyes elterjedési körzetek állományjellemzői
 Table 6. Parameters of the range of great bustards in Hungary

Code	Populáció Population District	♂♂	Dürgő Displayers ♂♂	♀♀	Juv. Juv.	Σ Total	Sűrűség Density		Ivararány Sex-ratio		Juv. Juv. %
							1.	2.	1.	2.	
KHK	Kisalföld	28	23	43	10	81	0,18	0,15	1,87	1,54	12,3
KHM	Mezőföld	1	1	2	1	4	0,04	0,04	2,00	2,00	25,0
KHD	Dunamente	209	140	243	89	532	0,57	0,42	1,67	1,12	16,7
KHE	É-Alföld	162	125	150	53	365	0,23	0,18	1,20	0,93	14,5
KHT	Tiszántúl	669	486	705	335	1709	0,29	0,21	1,45	1,05	19,6
KH	Hungary	1069	775	1134	488	2691	0,30	0,22	1,46	1,06	18,1

7. táblázat: Tűzokpopulációk nagyság szerinti megoszlása

Table 7: Distribution of great bustard populations by size

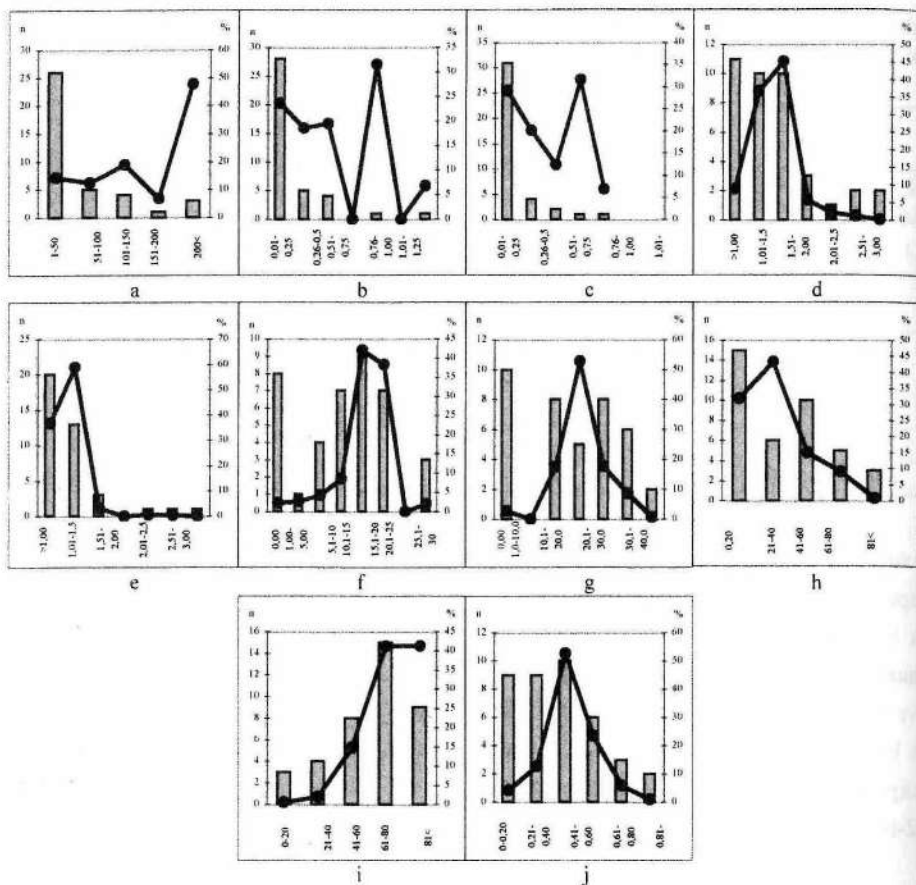
Körzet District	n	1 -50	51- 100	101- 150	151- 200	201<
KHK	3	2	1	0	0	0
KHM	1	1	0	0	0	0
KHD	5	2	0	1	1	1
KHE	6	4	1	0	0	1
KHT	24	17	3	3	0	1
KH pld (ind.)	39	26	5	4	1	3
%	100	66,7	12,8	10,2	2,6	7,7
pld (ind.)	2691	382	335	505	182	1287
%	100	14,2	12,4	18,8	6,8	47,8
átlag (mean)	69	14,7	67	126,3	182	429

populációk 79,5%-a) a magyar tűzokállománynak csupán 26,6%-a (717 pld) él. A fennmaradó 8 populáció pedig 73,4%-ot képvisel. Különösen fontos, hogy a tűzokjaink fele (47,8%) 200 pld-t is meghaladó népességekben maradt fenn. Ez kedvezőbbé teszi ugyan az összképet, de ugyanakkor felhívja a figyelmet a már korábban is említett (FARAGÓ, 1986a) izolálódott, illetve perempopulációk problémáira (1.a ábra). A középértékek általában hamis képet adnak, mert kiegyenlítik a sokszor kedvezőtlen szélsőségeket, mégis mértékadó az, hogy az átlagos tűzokpopuláció-nagyság 1985-ben Magyarországon **69 pld/populáció** volt. STERBETZ (1984) 1982-ben ezt az értéket 56 populáció alapján 51,6 pld-nak határozta meg.

4.2. A tűzokpopulációk sűrűsége

A viszonylag nagy populáció-nagyság is keveset ér, kisebb a tenyészártéke, ha az szétszórtan, nagy területen oszlik szét. Elég, ha a Szovjetunió tűzokállományának hazánkéval nagyságrendjében azonos, de a miénknél százszorta nagyobb területen való elhelyezkedését említjük (PONOMAREVA, 1985). Vonatkozik mindez az egyes populációkra is, ezért ez a relatív karakterisztika rendkívül fontos a tűzokpopulációk jellemzésére is.

A populációk zömében alacsony ez a sűrűségérték, hiszen 33 esetben (84,6%) 0,50 pld/km² alatti volt. 4 populáció esetében (10,2%) 0,51-100 pld/km² közötti értéket kaptunk, s 2 populáció (5,2%) haladta meg csak az 1,01 pld/km²-es határt (8. táblázat). Ezek az értékek a fészkelés időszakára vonatkoznak, így itt sem érdektelen meghatározni azt, hogy ezen arányok az össznépesség hányad részét képviselik. Az említett - 1,01 pld/km²-t meghaladó 2



1. ábra: Tűzokpopulációk populációökológiai jellemzői: (a) populációnanság; 1;(c) sűrűség 2; (d) ivararány 1; (e) ivararány 2; (f) fiatalok aránya; (g) fiatal kakas (h) fészekpusztulások aránya; (i) reprodukív tyúkok aránya; (j) natalitás

Figure 1: Population ecological parameters of Hungarian great bustard populations: (a) size of population; (b) density 1; (c) density 2; (d) sex ratio 1; (e) sex ratio 2; (f) ratio of juvenile individuals; (g) ratio of juvenile cocks; (h) ratio of nest destruction; (i) ratio of reproductive hens; (j) natality

populáció a KHT-13 Dévaványai és a KHD-01 Apaji képezi az országos állomány 38,4%-át. A 4 - egyenként 0,51 pld/km²-t meghaladó - populáció további 19,5%-ot jelent. E határ alatt pedig a népség 42,1%-a (1132 pld) él (1.b ábra). Ebben az esetben is a kis populációk alacsony sűrűségét kell kiemelni. Ezzel szemben ható, kompenzációs tényező a populációk fúziója, a kis populációk beolvadása a szomszédos nagyobbba. Sajnos egyes populációk - területtartó magatartásuk erősebb volta miatt - nem képesek erre, s további kedvezőtlen ökológiai tényezők lassú felmorzsolódásukhoz vezetnek.

8. táblázat: Tűzokpopulációk sűrűség szerinti megoszlása a szaporodás időszakában (Sűrűség 1. pld/km²)

Table 8: Distribution of great bustard populations by density during the reproduction period (Density 1)

Pld/km ² (ind./km ²)	n	0,01- 0,25	0,26-0,5	0,51- 0,75	0,76- 1,00	1,01- 1,25	1,26-1,5	1,51<
KHK	3	3	0	0	0	0	0	0
KHM	1	1	0	0	0	0	0	0
KHD	5	2	0	2	0	0	0	1
KHE	6	4	2	0	0	0	0	0
KHT	24	18	3	2	0	1	0	0
KH pld (ind.)	39	28	5	4	0	1	0	1
%	100	71,8	12,8	10,2	0	2,6	0	2,6
pld (ind.)	2691	635	498	525	0	851	0	182
%	100	23,6	18,5	19,5	0	31,6	0	6,8

A fészkelési időszakon kívül csapatokba verődött tűzokok táplálékszerzés, de sokszor zavarás miatt nagyobb területeket járnak be, ebből adódóan ezen időszakban sűrűségük kisebb lesz. Ugyanaz a mennyiség nagyobb területen előfordulva azt eredményezi, hogy a téli sűrűség országos átlagban csak 0,22 pld/km², szemben a fészkelési időszak 0,30 pld/km²-es értékével. Populációkra vonatkoztatva (9. táblázat) ez azt jelenti, hogy az 1,01 pld/km²-es határt csak 1 populáció (KHD-01 Apaj) haladja meg, a 0,51-et pedig 3. Ezek a populációk a magyar tűzoknépségből 50,8 %-kal részesülnek (1368 pld) (1.c ábra). E kedvező értékek azonban változhatnak egy-egy erős tél hatására, amikor a populációk nem a szokásos migrációs körzetekben mozognak, hanem jelentős, vonulásnak beillő távolságokat járnak be. Ezt tapasztalhattuk már nagyobb méretekben az NDK tűzoknépségével kapcsolatban (DORNBUSCH, 1980), s kisebb arányokban Magyarországon is 1984/85, majd a

számlálást követően 1985/86 telén. Ez a magyar tűzokállománynak is jelentős veszteségeket okozott. A nagyobb migráció ugyanis nagyobb veszélyekkel jár (elektromos vezetékek, dűvad, áttelepülés, szétszóródás stb.). Mindezeket oly módon lehet kivédeni, mint azt teszik a Dévaványai Tájvédelmi Körzetben, a Kiskunsági Nemzeti Parkban vagy a szomszédos Ausztriában a Marchfelden (KOLLAR, 1983), tűzok vadföldek telepítésével. Ugyancsak ezt a célt szolgálják többek közt az NDK tűzokkíméleti területei is (HEIDECKE ET AL., 1983). E hálózatnak a magyar agrárviszonyok közti létrehozása a közeljövő égető feladata.

9. táblázat: Tűzokpopulációk sűrűség szerinti megoszlása a szaporodási időszakon kívül (Sűrűség 2. pld/km²)

Table 9: Distribution of great bustard populations by density, apart from the reproduction period (Density 2)

Pld/km ² (ind./km ²)	n	0,01- 0,25	0,26-0,5	0,51- 0,75	0,76- 1,00	1,01- 1,25	1,26-1,5	1,51 <
KHK	3	3	0	0	0	0	0	0
KHM	1	1	0	0	0	0	0	0
KHD	5	2	1	1	0	1	0	0
KHE	6	5	1	0	0	0	0	0
KHT	24	20	2	1	1	0	0	0
KH pld (ind.)	39	31	4	2	1	1	0	0
%	100	79,5	10,2	5,1	2,6	2,6	0	0
pld (ind.)	2691	782	541	335	851	182	0	0
%	100	29,1	20,1	12,4	31,6	6,8	0	0

4.3. A tűzokpopulációk ivararánya

Az ivararány a védetté nyilvánítás időszakában kritikus volt az ország némely pontján. Ezt elsősorban az intenzív kakasvadászattal lehetett magyarázni. A Hanság környékén (KHK- Kisalföldi elterjedési körzetben) pl. mintegy 150 pld-os állományból 1956-1968 között 103! kakast lőttek ki (FARAGÓ, 1978). Ugyanezt a negatív hatótényezőt teszi az első helyre FODOR (1975) az ivararány negatív tendenciáit magyarázandó.

STERBETZ (1973) a tűzok természetes ivari viszonyána ka párkapcsolatot tekinti, minden egyéb forma (lásd 4.5.) az ivararány eltolódásával hozható összefüggésbe. Ennek megfelelően az 1:1-es ivararányt tartja elfogadhatónak. FODOR (1975) ezeken az alföldi

területeken csaknem elérhetőnek találta, míg a Dunántúlon lényegesen tágabb volt az arány a tojók javára.

Az ivararány számítását a becslési adatokból végezhetjük. Itt az összes kakas, összes tyúk illetve dürgő kakasok mennyisége szerepel. Hagyományosan a dürgő kakas: tyúk arányt szokták megadni ivararányként (**10. táblázat; 1.d ábra**). A 39 magyar tűzokpopuláció 11-nél (28,2%) így is magasabba kakasok aránya, 1: 1,01-2,00 közötti 20 populáció (51,2%). Ennél magasabb értéke 6 népességnek volt (15,5%). Érdekes, hogy 2 mikropopulációban 1985-ben nem volt **ivarérett** kakas (5,1%). A lényeg azonban az, hogy 1:1,5 ivararánynál kedvezőbb

10. táblázat: Tűzokpopulációk ivararány megoszlása ivarérett kakasokra vonatkoztatva (Ivararány 1.)

Table 10: Sex ratio distribution of great bustard populations, referred to sexually mature cocks (Sex ratio 1)

♂ : ♀	n	> 1	1,01- 1,50	1,51- 2,00	2,01- 2,50	2,51- 3,00	3,01 <	Ø
KHK	3	2	0	1	0	0	0	0
KHM	1	0	0	1	0	0	0	0
KHD	5	0	1	2	1	0	1	0
KHE	6	2	2	2	0	0	0	0
KHT	24	7	7	4	2	1	1	2
KH	pld(ind.)	39	11	10	10	3	1	2
	%	100	28,2	25,6	25,6	7,8	2,6	5,1
	pld (ind.)	2691	240	990	1216	154	55	31
	%	100	8,9	36,8	45,2	5,7	2	1,2

kategóriába a magyar tűzokok 45,7%-a (1230 pld) tartozik. Ha pedig azt nézzük, hogy az 1:2 ivararányt hányad része éri el, akkor kedvezőbb az eredmény, mert a 90,9%-a tűzokjainknak (2446 pld) ilyen ivari viszonyok közt él. A korábbi szélsőséges értékek már a Dunántúlra sem jellemzők, a Kisalföldi elterjedési körzetben is (KHK) 1:1,78 volt az ivararány. Az országos érték ugyanakkor 1:1,46-nak adódott.

Azt viszont tudjuk, hogy a kakas 4-5, a tyúk 3-4 éves korától ivarérett. Ebből következik, hogy a tyúk egyszám még tartalmaz nem ivarérett példányokat is. Ezt elkerülendő, célszerűnek tartjuk az összes kakas : összes tyúk arányt meghatározni. Ebben az esetben viszont, mivel a kakas 1-2 évvel később válik ivaréretté, azt tekintjük kedvező ivararányának, ha a kakasok száma magasabb, mint a tyúkoké (STERBETZ, 1984). Az ilyen számítások nem nyújtanak nagyon kedvezőtlen képet (**11. táblázat**), hiszen a populációk 51,3%-ában (20 populáció) több a kakas. Javítja az arányt, hogy 1,51-es tyúk részarány

további 33,2%-uknál tapasztalható (13 populáció). E 33 populáció pedig a magyar tűzoknépesség 95,6%-át jelenti, azaz 2570 példányt. Mindössze 3 populációban kedvezőtlen az arány, de ezek összegyedszáma csupán 34 pld, ami tűzokjaink 1,2%-a (1.e. ábra).

Összességében az ivararány tehát 1:1,06-nak adódott, ami azt jelentette, hogy 48,52% kakast és 51,48% tyúkot tartottunk nyilván. STERBETZ (1984) 1982-es évre 1.1,30 értéket ad meg, ami összehasonlítás kedvéért azt jelenti, hogy 43,48% kakasra 56,52% tyúk jutott.

11.táblázat: Tűzokpopulációk ivararány megoszlása összes kakasra vonatkoztatva (Ivararány 2)

Table 11: Sex ratio distribution of great bustard populations, referred to the total number of cocks (sex ratio 2)

♂ : ♀	n	> 1,00	1,01-1,50	1,51-2,00	2,01-2,50	2,51-3,00	3,01 <	Ø
KHK	3	2	0	1	0	0	0	0
KHM	1	0	0	1	0	0	0	0
KHD	5	1	2	1	0	1	0	0
KHE	6	3	3	0	0	0	0	0
KHT	24	14	8	0	0	0	1	1
KH pld (ind.)	39	20	13	3	0	1	1	1
%	100	51,3	33,2	7,7	0	2,6	2,6	2,6
pld (ind.)	2691	984	1586	87,0	0	17,0	14,0	3,0
%	100	36,7	58,9	3,2	0	0,6	0,5	0,1

4.4. A tűzokpopulációk kor szerinti megoszlása

A kor szerinti megoszlást a szokásos korpiramis helyett esetünkben két lényeges karakterisztikával, a fiatalok és az ivaréretlen kakasok arányával jellemezzük. Ez a kettő a reprodukció két meghatározó alapja.

FODOR (1975) az 1973-as felmérés alapján a magyar tűzokok 21,5%-át találta fiatalnak, STERBETZ (1984) ugyanezre az évre 34,94%-ot adott meg. STERBETZ (1984) ezt követően 7,38-16,39%-ban adja meg 1975-1982 közötti években a fiatalok részarányát. Ezek az értékek mindenképpen elégtelenek a fejlődéshez, különösen akkor, ha FODOR (1975) a 21,5%-ot is kevesellte.

Az 1985. évi felmérés során 488 tűzokfiatalt számláltunk a dürgési időszakban, ami 18,1%-a tűzokjainknak. Az átlagértékek mellett a populáció szintjén is érdemes megvizsgálni a kérdést (**12. táblázat; 1.f. ábra**).

Sajnálatos tény, hogy 8 mikropopulációban (a populációk 20,5%-ában) nem volt tavaszt megért fiatal, igaz, hogy ez összességében 61 madár utódait érintette (2,2%-a a tűzoklétszámnak). E populációk jövője tehát erősen megkérdőjelezhető a rendszeres szaporulat-kiesés miatt. E szaporodási bizonytalanság a kis populációk sajátja (STERBETZ, 1984). Jelzi ezt a tényt az is, hogy 3 mikropopulációban viszont sikerült a költés (53 tűzok él e 3 populációban) és itt a fiatalok aránya meghaladta a 30%-ot.

12. táblázat: Fiatalok részarányának megoszlása a populációkban

Table 12: Distribution of the ratio of juvenile individuals

Juv. %	n	Ø	> 5 %	5,1-10,0	10,1-15,0	15,1-20,0	20,1-25,0	25,1-30,0	30,1 <
KHK	3	2	0	0	1	0	0	0	0
KHM	1	0	0	0	0	0	1	0	0
KHD	5	1	0	0	1	3	0	0	0
KHE	6	1	1	0	0	2	2	0	0
KHT	24	4	0	4	5	4	4	0	3
KH pld (ind.)	39	8	1	4	7	9	7	0	3
%	100	20,5	2,6	10,3	17,9	23,1	17,9	0	7,7
pld (ind.)	2691	61	70	114	228	1132	1033	0	61
%	100	2,2	2,6	4,2	8,5	42,1	38,4	0	2

Ha 15% alatti fiatal részarányt vesszük alapul, akkor a 0 szaporodású populációkon kívül 12 populációt sorolhatunk még mindig ide, s ezek is zömükben kis populációk. 412 tűzokkal a tűzokállomány 15,3 %-át képviselik.

A derékhatad itt is a 15-25% közötti populációk képezik: 9 populációban (23,1%) 15-20%, 7 populációban (17,9%) pedig 21-25% közötti a fiatalok aránya. Ez a jellemző a magyar tűzokok 80,5%-ára (2165 pld). Úgy hisszük természetes, hogy napjainkban a stagnálás, vagy egy hideg miatti nagyobb mortalitás az alacsony fiatal részarányú populációkat sújtja jobban, s az alacsony szaporodási ráta nem képes kompenzálni az ily módon bekövetkezett visszaesést.

Az ivararány javulása, illetve az ivari kapcsolatok tökéletesedése miatt érdemes foglalkozni a fiatal kakasok részarányával is (**13. táblázat; 1.g. ábra**). A fiatalok alacsony,

vagy zéró aránya egyes populációkban oda vezetett, hogy 10 populációban (25,6%) nem volt 1985-ben fiatal kakas sem. Ez 75 tűzokot érint összesen, ami tűzokjaink 2,8%-a. Tehát a fiatalok tartós kiesése hosszú távon végiggyűrűzik a populációk életén. Ha viszont sikeresek a kispopulációk felnevelései, bekövetkezhet, hogy 40, sőt 50% feletti fiatal kakas részarány alakul ki, amely néhány éven belül kedvező ivararányt biztosíthat. Ilyen esetet regisztráltunk 8 populáció esetében (20,6%). Igaz, hogy csupán 251 madarat (tűzokjaink 9,3%-át) érinti, de ezen populációk jövője biztosítottnak tűnik. Elemzésük, környezeti viszonyaik vizsgálata, majd aktív beavatkozás segíthet a kedvezőtlen szaporodási rátájú populációk gondjainak leküzdésében.

13. táblázat: A fiatal, ivaréretlen kakasok aránya a populációkban

Table 13: Distribution of the ratio of immature juvenile cocks

Juv. ♂♂ %	n	Ø	> 10 %	10,1- 20,0	20,1- 30,0	30,1- 40,0	40,1- 50,0	50,1 <
KHK	3	2	0	1	0	0	0	0
KHM	1	1	0	0	0	0	0	0
KHD	5	1	0	0	1	1	1	1
KHE	6	2	0	2	2	0	0	0
KHT	24	4	0	5	2	7	5	1
KH pld (ind.)	39	10	0	8	5	8	6	2
%	100	25,6	0	20,5	12,8	20,5	15,4	5,2
pld (ind.)	2691	75	0	472	1420	473	232	19
%	100	2,8	0	17,5	52,8	17,6	8,6	0,7

8-8 populációban (20,5-20,5%) 11-20 illetve 31-40% közötti a fiatal kakasok részaránya, s ezek 472+473 tűzokot, együttesen tűzokjaink 35,1%-át képviselik. A populációk 12,8%-ára (5 populáció) jellemző a 21-30% közti fiatal kakas részarány, ami a magyar tűzokállomány 52,8%-ában (1420 pld) fordul elő. A még nem dűrgő kakasok 27,5%-os aránya, továbbá az, hogy a fiatalok is fele, cca. 9%-a kakas azt jelenti, hogy az ivaréretlen kakasszám az össznépszerűségnek mintegy 21%-a.

4.5. A populációk viselkedésmódja

STERBETZ (1973) alapvető megállapításait szükséges itt idéznünk az ivari kapcsolatokat meghatározó tényezőket illetően:

1. Páros (monogám) magatartás jellemzi a tűzokot, ha a tenyészerett kakasok és tyúkok aránya a természetes, azaz 1:1.
2. Az 1.1,5-4,0 ivararány esetén előfordul a páros (monogám) és a háremtartó (poligám) ivari kapcsolat.
3. Tízszeres tyúk túlsúly esetén az ivari párkapcsolat párnélküli (un. promiszkuitás). Ez azt jelenti, hogy az ivari kapcsolatokat az ivararány determinálja.

Ha ilyen szemszögből vizsgáljuk meg tűzokpopulációinkat, egyértelművé válik a populációk regenerációja a védelem 15 éve alatt. Olyan erős ivararány eltolódás napjainkban egy populációban sincs, hogy ott a párnélküli (sexualcumpan) kapcsolat megjelenjen. Ehelyett a populációk túlnyomó többségében, legalább 55%-ában a párkapcsolat, s mintegy 15%-ában a háremtartás jellemző.

4.6. A tűzokpopulációk halandósága

A tűzok ökológiai mortalitása Magyarországon két időszakban vizsgálható. Egyik az embrionális szakaszban bekövetkező mortalitás, másik az adult madarak mortalitása. A csibe mortalitásra csak közvetett úton tudunk értékeket megadni, mivel a meghatározást nehezíti a sarjűfészkelések és az abból származó fiókák részarányának mennyisége.

A populációk szintjén a fészkelő tojók arányát, a fészekpusztulás arányát és a szaporulatot a 14-15. táblázat tartalmazza.

14. táblázat: Az elterjedési körzetekre jellemző fészkelési, fészekpusztulási arány és natalitás

Table 14: Rations nesting, nest destruction and natality in the individual great bustard areas

Körzet District	♀ ♀	becsült fészek estimated number of nests	fészkelési % nesting %	elpusztult fészek number of destroyed nests	pusztulási % destruction %	felnevelt csibe number of succesful chicks	natalitás natality
KHK	43	33	77	22	67	16	0,48
KHM	2	1	50	1	100	0	0,00
KHD	234	151	65	18	22	96	0,64
KHE	150	93	62	24	1	100	0,69
KHT	705	578	82	233	40	289	0,50
KH	1134	856	75	298	35	465	0,54

15. táblázat: A populációk fészkelési, pusztulási aránya, natalitása

Table 15: Ratios of nesting, nest destruction and natality in the individual populations

Populáció Population	♀ ♂	becsült fészkek estimated number of nests	fészkelési % nesting %	elpusztult fészkek number of destroyed nests	pusztulási % destruction %	felnevelt csibe number of fledged chicks	natalitás natality
KHK-01-03	40	30	75	20	67	15	0,50
KHK-04	2	2	100	1	50	1	0,50
KHK-05	1	1	100	1	100	0	0,00
KHM-01	2	1	50	1	100	0	0,00
KHD-01	82	49	60	8	16	24	0,49
KHD-02	85	65	76	5	8	45	0,69
KHD-03	11	3	27	0	0	0	0,00
KHD-04	5	3	60	0	0	2	0,67
KHD-05	51	31	61	5	16	25	0,81
KHE-01	18	11	61	3	27	9	0,82
KHE-02	9	2	22	0	0	5	2,50
KHE-03	87	64	74	19	30	41	0,64
KHE-06	3	1	33	0	0	1	1,00
KHE-07	6	4	67	0	0	2	0,50
KHE-10	27	11	41	2	18	6	0,55
KHT-01	4	0	0	0	0	0	0,00
KHT-03	60	46	77	3	7	29	0,63
KHT-07	10	10	100	6	60	4	0,40
KHT-08	60	44	73	25	57	22	0,50
KHT-10	50	45	90	30	67	15	0,33
KHT-11	32	27	84	15	56	10	0,37
KHT-12	8	4	50	2	50	3	0,75
KHT-13	346	318	92	113	36	174	0,55
KHT-14	15	12	80	5	42	2	0,17
KHT-15	9	6	67	3	50	2	0,33
KHT-16	4	3	75	2	67	1	0,67
KHT-17	13	10	77	3	30	4	0,40
KHT-19	4	3	75	2	67	1	0,33
KHT-20	7	4	57	2	50	1	0,25
KHT-21	12	4	33	2	50	0	0,00
KHT-22	12	7	58	5	71	3	0,43
KHT-24	8	5	63	3	60	2	0,40
KHT-25	28	13	46	2	15	6	0,46
KHT-26	4	3	75	1	33	4	1,33
KHT-32	8	8	100	7	88	2	0,25
KHT-34	3	0	0	0	0	0	0,00
KHT-35	1	1	100	0	0	0	0,00
KHT-37	6	5	83	2	40	3	0,60
KHT-40	1	0	0	0	0	0	0,00

Összefoglalva a 39 populáció eredményeit rendkívül lehangoló képet kapunk (16. táblázat). Az első szándékú fészkeknek csaknem fele elpusztul 21 populációban, több mint fele 18 populációban. 0-20%-os a fészkekpusztulás a magyar tűzokok 31,9%-ánál (859 pld), 21-40%-os 43,3%-ánál (1166 pld), 41-60% közötti 14,9%-ánál (401 pld), s 61% feletti 9,9%-ánál (256 pld) (1.h. ábra). Még ha számításba vesszük is, hogy a fészkealjukat vesztő tyúkok egy része sarjúköltést végez - ez becslésünk szerint mintegy 60% - akkor is magyarázatot kapunk a fiatalok rendkívül alacsony, 18% körüli részarányára. A sarjúfészkek mintegy 65%-a ugyancsak elpusztul. A tojások tenyészértékének alacsony volta miatt rendkívül alacsony a kelés (cca. 45%) és a felnevelés (cca. 30%) aránya.

16. táblázat: A tűzokpopulációk fészkekpusztulási arányának megoszlása (%)

Table 16: Distribution of nest destruction ratios

%	n	0-20	21-40	41-60	61-80	81 <
KHK	3	0	0	1	1	1
KHM	1	0	0	0	0	1
KHD	5	5	0	0	0	0
KHE	6	4	2	0	0	0
KHT	24	6	4	9	4	1
KH pld (ind.)	39	15	6	10	5	3
%	100	38,5	15,4	25,6	12,8	7,7
pld (ind.)	2691	859	1166	401	244	21
%	100	31,9	43,3	14,9	9,1	0,8

A fészkealj-pusztulások okait - elterjedési körzetenként és összegezve - a 17. táblázat mutatja. Ezek az adatok elsősorban az első szándékú fészkelésre vonatkoznak, de előnyük, hogy rávilágítanak azokra a tényezőkre is, amelyek után már nem lehet a tojásokat menteni, ezért Dévaványára sem kerülnek be. A Dévaványára bekerült tojások veszélyeztetettségei okai esetében FARAGÓ (1985b) úgy találta, hogy 86,2%-a a kaszálás, 3,8%-a a kapálás, 2,6%-a vegyszerezés és 8,4%-a egyéb (kultivátorozás, aratás, szénagyűjtés, kamillagyűjtés, öntözés, erdőtelepítés ápolása, szántás stb.) került mentésre.

A becslések szerint kb. 300 megsemmisült első szándékú fészkealjából Dévaványára csak mintegy 50-60 kerül be. A megmenthető nagyságrend érzékelhető, még akkor is, ha mintegy 15% (dúvad, csapadék, legeltetés) pusztulása nem védhető ki.

A felmérés szerint viszont 67% a kaszálás rovására írható, 14,8% a vegyszerezésre. Három olyan tényező is szerepet kapott, ami fenti dolgozatunkba nem kerülhetett bele. A

17. táblázat: A fészekaljpusztulások okai

Table 17: Causes of nest destruction

Fészekalj pusztulás oka Cause of nest destruction	KHK	KHM	KHD	KHE	KHT	KH fész. nest	KH %
Kaszálás (mowing)	12		15	22	150	199	67,0
Vegyszerezés (chemicals)	5		1	1	37	4	14,8
Dúvad (predators)	2		2	1	23	28	9,4
Belvíz, csapadék (inland water, precipitations)	3		0	0	10	13	4,5
Legeltetés (Pasturing)	0	0	0	0	4	4	1,3
Talajelőkészítés (Preparation of soil)	0	0	0	0	4	4	1,3
Kapálás (Hoeing)	0	0	0	0	4	4	1,3
Ismeretlen (unknow)	0	0	0	0	1	1	0,4
Összesen (total)	22		18	24	233	297	100,0

dúvad okozta kárt 9,4%-ra, a belvíz- és a csapadékkárt 4,5%-ra, a legeltetési kárt pedig 1,3%-ra becsülték. A talajelőkészítés és a kapálás nagyságrendjében nincs lényeges eltérés.

Az **adult madarak** mortalitására közvetett úton tudunk következtetni. A populációk 38%-ából (15 populáció) kaptunk értékelhető adatot madárelhullásokról, amelyek az utóbbi 2-3 évre vonatkoztak. Összességében 58 madár fele télen, másik fele pedig tavasszal-nyáron hullott el (**18. táblázat**). Ha az egyes ivarok mortalitását vizsgáljuk (**19. táblázat**) kiderül, hogy a kakasok mortalitása **1,4-szer nagyobb**, mint a tojóké. A kakasok téli mortalitása (53%) nagyobb, mint a tavaszi (47%). Ez a differencia tyúkok esetében 46-54, azaz 8%. A tyúkok tavaszi mortalitása nagyobb, ami elsősorban a kaszálások okozta veszteségekkel magyarázható. Ebből adódóan a kakasok téli mortalitás 24%-kal, a tavaszi pedig 10%-kal magasabb. A becsült életkor (év) megoszlást tekintve (**20. táblázat**) viszonylag kiegyensúlyozott értékeket kaptunk, ami megfelel a korosztályok elméleti mortalitási arányának.

18. táblázat: Adult madarak mortalitása populációnként és évszakonként

Table 18: Mortality of adult birds in the individual populations, in various seasons

Populáció Population	Tél (Winter)			Tavaszi-Nyár (Spring-Summer)			Összes (Total)		
	♂♂	♀♀	Σ	♂♂	♀♀	Σ	♂♂	♀♀	Σ
KHK-01	1	2	3	0	0	0	1	2	3
KHD-02	1	2	3	0	1	1	1	3	4
KHD-03	0	0	0	1	1	2	1	1	2
KHD-05	1	0	1	0	2	2	1	2	3
KHE-03	2	0	2	0	1	1	2	1	3
KHE-10	2	0	2	0	0	0	2	0	2
KHT-03	1	1	1	0	0	0	0	1	1
KHT-10	0	0	0	6	4	10	6	4	10
KHT-11	0	3	3	1	0	1	1	3	4
KHT-13	8	2	10	5	1	6	13	3	16
KHT-14	2	0	2	0	0	0	2	0	2
KHT-21	0	1	1	1	1	2	1	2	3
KHT-22	0	0	0	1	1	2	1	1	2
KHT-32	1	0	1	0	1	1	1	1	2
KHT-37	0	0	0	1	0	1	1	0	1
	18	11	29	16	13	29	34	24	58

19. táblázat: A különböző ivarú adult madarak mortalitási aránya évszakon belül és évszakok között.

Table 19: Mortality rate of adult birds (Males and females, respectively) in various seasons and in comparison of seasons

Ivar (sex)	Tél (Winter)	Tavaszi-Nyár (Spring-summer)	Összesen Total
♂♂	62	55	59
♀♀	38	45	41
Összesen-Total	100	100	100
♂♂	53	47	100
♀♀	46	54	100
Összesen-Total	50	50	100

20. táblázat: Adult madarak mortalitása kor szerint (n=24)

Table 20: Mortality of adult birds

Kor (év) Age (year)	Összes-Total		
	♂♂	♀♀	Σ
2	2	1	3
3	2	1	3
4	1	1	2
5	2	2	4
6	1	2	3
7	1	1	2
8	3	2	5
9	1	0	1
14	1	0	1
Összes-Total	14	10	24

Nem érdektelen áttekintenünk az adultkori mortalitást kiváltó okokat. Első helyen az elektromos távvezetékeknek való ütközést kell megemlítenünk, amely több populációban lényeges probléma (FARAGÓ, 1981). Ez az elhullások mintegy negyedét (25,9%) okozta. Ezt követi az erős telek, hidegek, s az ezzel együtt járó táplálékhiány hatása, mintegy 22,4%-os részarányal. A kaszálás 19%; a vegyszerezés, dűvad, betegség tényezők egyaránt 5,2-5,2%-okkal szerepeltek elhullási okokként.. „Végelgyengülést” jelentett egyik társaság 4 pld-t, s ezt a szelektív kakasvadászattal kívánta kivédeni. Itt nem volt nehéz egy vadászati hátsó szándék igazolását fellelni. Az esetek 10,2%-ában nem sikerült megállapítani az elhullás okát (21. táblázat).

A téli időszakban természetesen az időjárás okozta veszteség dominált (44,8%), tavasszal-nyáron viszont az elektromos vezetéknek repülés (37,9%) és a kaszálási veszteség (37,9%). A dűrgési időszak nyugtalansága és a nyugtalanítás gyakori mozgásra kényszeríti a kakasokat, aminek következtében megnő a vezetékeknek való ütközés veszélye. Az erősen kotlott tojásokról pedig sok esetben nem kel fel a tyúk, s a kaszálógép áldozatává válik. A jellemző azonban az, hogy az elhullott madarak nagy részét nem lehet megtalálni, mert a növényzet elrejtí, és a ragadozók, hamarosan eltüntetik a kadavereket.

4.6.A tűzokpopulációk szaporodóképessége

A reprodukтивitás a potenciálisan szaporodni képes (fészket rakó) tyúkok és a rájuk számított felnevelt, repülős fiatalok számával adjuk meg. Országos szinten 856 tyúk fészkelését becsültük, ami azt jelenti, hogy a tyúkok 75%-a volt reprodukтив.

21. táblázat: A fészekaljpusztulások okai

Table 21: Causes of mortality

Populáció Population	Tél (Winter)				Tavasz-Nyár (Spring-Summer)				Összes (Total)			
	♂♂	♀♀	Σ	%	♂♂	♀♀	Σ	%	♂♂	♀♀	Σ	%
Elektromos vezeték (Electrical line)	3	1	4	13,8	9	2	11	37,9	12	3	15	25,9
Kaszálás (Mowing)	0	0	0	0	3	8	11	37,9	3	8	11	19,0
Erős tél (Hard winter)	4	9	13	44,8	0	0	0	0	4	9	13	22,4
"Vélegyengülés" („Senile decay”)	4	0	4	13,8	0	0	0	0	4	0	4	6,9
Vegyszerezés (Chemicals)	0	0	0	0	1	2	3	10,5	1	2	3	5,2
Dúvad (Predators)	0	1	1	3,4	1	1	2	6,9	1	2	3	5,2
Betegség (Illness)	2	0	2	6,9	1	0	1	3,4	3	0	3	5,2
Ismeretlen (unknow)	5	0	5	17,3	1	0	1	3,4	6	0	6	10,2
Összes (Total)	18	11	29	100	16	29	29	100	34	24	58	100

Az alacsony szaporodási képesség ugyancsak a mikropopulációk sajátja, hiszen ezeknél egy sikeres periódus után több fiatal is lehet. Ennek megfelelően 40% alatti volt a reprodukív tyúkok száma 7 populációban (18%), ez azonban csak az össznépesség 2,6%-át jelentette. A 41-60% közötti szaporodni képes tojók aránya még mindig a kis populációkban volt észlelhető, hiszen 8 populációban (20,5%) tűzokjainknak csak 4,8%-a él. A magyar tűzokállomány 82,6%-ában (2222 pld), 24 populációban 61% feletti a reprodukív tyúkok aránya, sőt ezek közül 9 populációban 81%-ot is meghaladja ez az érték, amit tűzokjaink 41,3%-a képvisel (22. táblázat; 1.i. ábra).

Tűzokpopulációink közül 9-ben (21,3%) 0-0,2 közötti, másik 9-ben (23,1%) 0,21-0,4 közötti, 10-ben (25,6%) 0,41-0,6 közötti, 11-ben (28,2%) pedig 0,61 fiókánál nagyobb volt a natalitás (23. táblázat). Ez azt jelenti, hogy a magyar tűzokállomány 17%-ában 0,4 fiatal alatti, 52,8%-ában 0,41-0,6 közötti és 30,2%-ában 0,61 fiatal feletti natalitás (1.j. ábra) volt

22. táblázat: A reprodukzív tyúkok aránya a populációkban (%)

Table 22: Ratio of reproductive hens (%)

Körzet District	n	0-20	21-40	41-60	61-80	81 <
KHK	3	0	0	0	1	2
KHM	1	0	0	1	0	0
KHD	5	0	1	2	2	0
KHE	6	0	2	1	3	0
KHT	24	3	1	4	9	7
KH pld (ind.)	39	3	4	8	15	9
%	100	7,7	10,3	20,5	38,5	23
pld (ind.)	2691	17	55	397	1110	1112
%	100	0,6	2	14,8	41,3	41,3

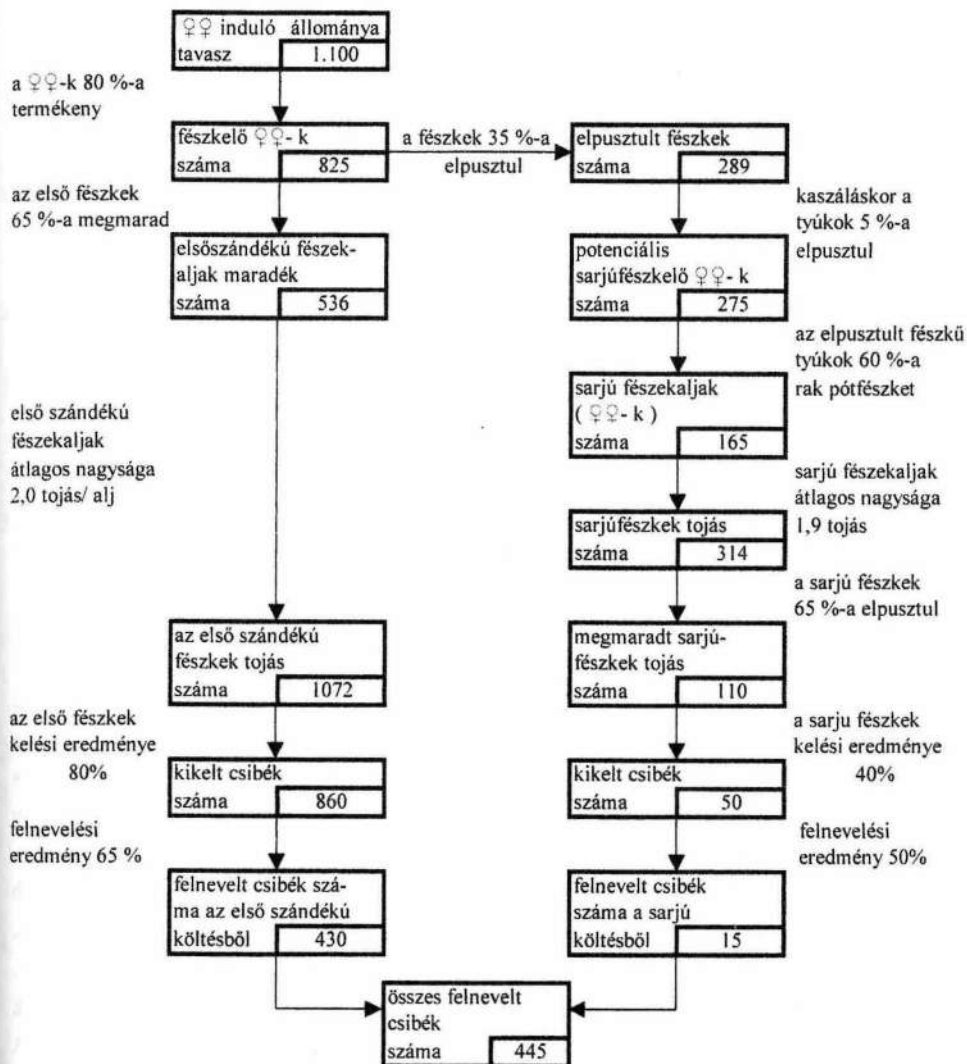
23. táblázat: A populációk natalitás megoszlása (fiatal/ költő tojó)

Table 23: Natality distribution (number of juvenile individuals per breeding hen)

Körzet District	n	0-0,20	0,21-0,40	0,41-0,60	0,61-0,80	0,81-1,00	1,00 <
KHK	3	1	0	2	0	0	0
KHM	1	1	0	0	0	0	0
KHD	5	1	0	1	2	1	0
KHE	6	0	0	2	1	2	1
KHT	24	6	9	5	3	0	1
KH pld (ind.)	39	9	9	10	6	3	2
%	100	23,1	23,1	25,6	15,4	7,7	5,1
pld (ind.)	2691	112	346	1421	631	155	26
%	100	4,2	12,8	52,8	23,4	5,8	1

kimutatható 1985-ben. Mindezek alapján az átlagos natalitás 0,54 fiatal/költő tojó. Ez a második olyan adat a fészekaljpusztulás mellett, amely a fiatalok alacsony számát eredményezi a tavaszi becslésekben.

A populációk reprodukciós modelljét a különböző struktúrelemek ismeretében, immár levezethetjük (2. ábra). GORIUP (1985) dolgozatában kísérletet tett egy modell felállítására, de érzésünk szerint egy kicsit leegyszerűsítette a problémát, s ugyanakkor az egyes tényezők megállapítása alkalmoszerű. Az ivarérett és termékeny tojók részaránya jellemző a populációra, ezért csak a német viszonyokra volt érvényes, GEWALT (1964) 65%-os megállapítása. Ugyancsak túlzás a szabad területre adaptálni FODOR (1966) zárttéren elért 77%-os felnevelési eredményét. Ugyanakkor teljesen figyelmen kívül hagyja a sarjűfészkek



2. ábra : A magyar tüzokállomány reprodukciós modellje
Figure 2: Reproduction's model of the Hungarian great bustard stock

szerény, de meglévő produktivitását. Ezekkel magyarázható, hogy rendkívül magas értéket – 65%-ot – ad meg téli mortalitásért, ami mint látni fogjuk nem valószínű, magunk ezt az értéket átlagos télen mintegy 10%-ra tesszük.

Modellünkben a hazai tűzokállomány tyúk részét 1100 pld-ban adjuk meg. A fészkelő tojók arányát 75%-nak vesszük, ami 825 tojót jelent. Mivel a tűzok átlagos fészkelőjét 600 fészkelőj értékelése alapján **2,01 tojásnak** találtuk Magyarországon (FARAGÓ, 1986d.), ennek alapján a 825 tyúk 1650 tojást rakott le. A fészkek 35%-a elpusztult, ezért csak 1072 tojáson ülnek végig a tyúkok. E tojásmennyiségnek azonban csupán mintegy 80%-a kel ki, azaz 860 csibe. A felnevelési % sem jobb 50%-nál, annál is inkább, mivel a natalitás értéke 0,54 fiókának adódott. A zárttéren elért eredmények magasabbak ugyan, de azok a sok nehézség ellenére is ideálisabb körülmények közt születtek. A felnevelési érték Dévaványán 5 év átlagában 66,5%-nak adódott (FARAGÓ, 1984). Ugyanez az érték például az NDK-beli Buckow-i Természetvédelmi Állomáson ugyancsak 5 év átlagában 54,6% volt (LITZBARSKI ÉS LITZBARSKI, 1985).

Az 1100 tojó tehát első szándékú fészkeléssel 430 fiatalot produkált. A tyúkok jelentős részének tehát tönkrement az első szándékú fészke. A 35%-os fészelpusztulási érték szerint ez 289 tyúkot érint. Sajnálatos módon - mint azt az adultkori mortalitásnál láttuk - a tyúkok esetében jelentős a kaszálás okozta veszteség. Ezt mintegy 5%-nak véve évi 14 tyúkot jelent. A sarjűfészkelés előtt ezért potenciálisan 275 tyúkkal számolhattunk. Tapasztalataink szerint a fiatal tyúkok jelentős része nem költ másodszor, ami a madarak „kifáradásával” magyarázható. A sarjűfészkeléshez a kikaszáltfészke tojóknak csak mintegy 60%-a kezd hozzá, ami 165 tyúkot és ugyanennyi fészkelőt jelent. Korábban 278 sarjűfészkek átlagos nagyságát 1,91 tojásnak találtuk (FARAGÓ, 1986d), ami azt jelenti, hogy 165 fészkekben 314 sarjűtojást tojtak a tyúkok. Mivel a Dévaványára bekerült fészkelőjeknek 55%-a sarjűfészkeknek adódott (FARAGÓ, 1986d) feltételezhető, hogy a sarjűfészkeknek csaknem 2/3-a elpusztult, ami 65%. Ez esetben a maradék tojásszám 110 db. A sarjű tojók alacsonyabb tenyésztérteke közismert, azaz vagy terméketlenek, vagy az embriomortalitás nagyon magas. A kelési %-ot maximum 45%-ban állapíthatjuk meg, ami példánkban 50 csibét eredményez. Ha az első esetben 50%-kal számoltunk, akkor a sarjűfészkelés során - a már említett okok miatt - nem számolhatunk 30%-nál többel. Igazolják ezt a dévaványai keléseredmények is. A felnevelt csibeszám tehát 15, ami 0,09 fiatal/tyúk natalitásnak felel meg, azaz csupán hatoda az első költésnek.

A legfontosabb következmény ebből az, hogy a fiataloknak csak mintegy 3%-a származik sarjűköltségből. Tehát hibás minden olyan gondolat, amely a fészekrablás módszerével kívánna a természetben megoldani a problémákat.

Összességében tehát 825 fészkelő tyúk után 445 felnevelt fiatalat számolhatunk azaz a becsült tavaszi fiatal állomány nagyságrendje hasonló a modell produkciójához (1985-ben: 485 pld).

Az állománynövekedésnek tehát számtalan gátja van, de a modell ismeretében a következő fontos teendőket határozhatjuk meg:

1. Csökkenteni kell a megsemmisülő fészkek számát, mert az első szándékú fészkelés natalitása 6-szor nagyobb a sarjűfészkelésnél.
2. A felnevelési arányt a csibe-mortalitást befolyásoló tényezők visszaszorításán keresztül (búvóhely, dúvad, táplálék stb.) javítani lehet
3. Még intenzívebbé kell tenni a fészkealjmentéseket, mert az 50 pld feletti kibocsátás már az állományok effektív növekedését jelenti.

5. ÖSSZEFOGLALÁS

Összefoglalva az 1985 évi magyarországi Országos Tűzokállomány Felmérés eredményeit az alábbiakban adhatjuk meg:

1. Meghatároztuk és korrigáltuk a tűzokpopulációk elhelyezkedését, térképeztük azokat, s megadtuk a faj hazai pont-térképét.
2. Magyarország tűzokállománya 5 elterjedési körzetben 2691 pld volt 1985-ben.
3. A populációsűrűség átlagosan a fészkelési időszakban 0,3, a fészkelési időszakon kívül 0,22 pld/km² volt. A KHD-01 Apaji és a KHT-13 Dévaványai populációk sűrűsége fészkelési időben 1,76 ill. 1,1 pld/km² értéket adott. Az állomány 57,9%-a 0,51 pld/km²-t meghaladó sűrűségben élt.
4. A tűzokállományunk ivarérett kakasokra vonatkoztatott átlagos ivararánya 1:1,46, valamennyi egyedre vonatkoztatva pedig 1:1,06 volt, ami azt jelenti, hogy 48,52% kakast és 51,48% tyúkot tartottunk nyilván.
5. Tűzokjaink 18,1%-a (488 pld) volt fiatal. Az állomány 80,5%-ára (2165 pld) volt jellemző, hogy 15-25%-a fiatal. Az ivaréretlen kakasok részaránya a kakaslétszámból, 27,5%. Az ivaréretlen kakasszám (1-4 év) az össznépesség mintegy 21%-a

6. Tűzokálományunk mintegy 45%-a párkapcsolatban és háremtartó kapcsolatban szaporodott. 10%-ukra a kizárólagos háremtartás volt jellemző. Párnélküli ivari kapcsolat nem fordult elő.
7. A populációkban átlagosan 75%-a fészkel a tyúkoknak. Tűzokálományunk 82,6%-ában 6 % feletti volt a reprodukív tyúkok aránya.
8. A fészkealjok 35%-a elpusztult a költés során. Sarjúköltés esetében ez az arány 65% volt. A kiváltó okok közül kiemelkedett a kaszálás (67%). Az adult madarak közül a kakasok mortalitása 1,4 -szer nagyobb a tyúkoknál. A legfontosabb kiváltó okok az elektromos távvezetékek való repülés (25,9%) és a téli elhullás (22,4%) voltak.
9. A natalitás átlagosan 0,54 fiatal/költő tojó. A sarjúfészkelés natalitása 0,09 azaz 1/6-a volt az első fészkelésnek.
10. Állománynövekedés a felállított modell alapján három módon történhet:
 - növelni kell az eredményes első fészkelés arányát
 - csökkenteni kell a csibe mortalitást
 - intenzívebbé tenni a fészkealjmentést/védelmet.
11. 50 feletti éves kibocsátás már effektív állománynövekedést idézhet elő, ez alatti mennyiség csak a 10 %-os téli fiatal-mortalitást kompenzálja

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetilleti azt a 232 vadgazdálkodót, akik visszajuttaták a felmérő lapokat, kiemelten pedig a megyei fővadászokat: HORVÁTH ZOLTÁN (Kecskemét); NAGY SÁNDOR (Békéscsaba); SZABÓ JÁNOS (Miskolc); MARSOVSZKI ISTVÁN (SZEGED); PÁNTL LÁSZLÓ (Székesfehérvár); HAJDU IMRE (Debrecen); SZABÓ LAJOS (Eger); DR. BALÁZS ISTVÁN (Budapest); DR. ÁBEL BÉLA (Szolnok); SÜLE LAJOS (Zalaegerszeg).

IRODALOMJEGYZÉK

- DORNBUSCH, M. (1980): Bestandsförderung und Wanderungen der Grosstrappe, *Otis tarda*, in der DDR, MAT. MIEDZ. SYMP. HOD. I REST. DROPIA *Otis tarda* L., W EUROPIE Poznan p. 41-43.
- FARGÓ, S. (1978): A Hanság és környéke tűzokálománya, NIMRÓD FÓRUM 1978. június: 1-5.
- FARGÓ, S. (1981): Villanyvezetékek okozta tűzokpusztulások a Hanságban, MADÁRTANI TÁJÉKOZTATÓ 1981. június-szeptember: 136-137.

- FARAGÓ, S. (1984): Tűzokrezervátumok, tűzoktelepek Közép-Európában: III. Dévaványai Tájvédelmi Körzet Magyarország
- FARAGÓ, S. (1985.a): Grosstrappenuntersuchungen in Ungarn, BERICHTÉ d. 4. SYMP.ü.d. GROSSTAPPE (*Otis tarda*) in der DDR 1983: 17-19.
- FARAGÓ, S. (1985.b): Tűzokvédelem és mezőgazdaság. A tűzok ellentmondásos környezetben, MAGYAR MEZŐGAZDASÁG 40. (22.): 8-9.
- FARAGÓ, S.(1986.a): Izolálódott tűzokpopulációk védelmének problémái a Kárpát-medence nyugati tűzoknépességeinek példáján. ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK 72.: 53-60.
- FARAGÓ, S. (1987): Magyarország tűzokállománya (*Otis tarda tarda* LINNÉ, 1758) az 1981-1985 évi állományfelmérések tükrében. ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK 73.
- FARAGÓ, S. (1990): Tűzok (*Otis tarda* L.) populációk számítógépes törzskönyvi nyilvántartása Magyarországon, MME II. TUD. ÜLÉSSZAKÁNAK ELŐADÁSAI, Szeged: 236-241.
- FARAGÓ, S. (1986,d): A tűzok (*Otis tarda tarda* LINNÉ) fészekalj nagysága Magyarországon, PUSZTA 4 (13) (in press)
- FODOR, T. (1966): Studies of the Great Bustard / under artificial conditions ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK 53: 59-62.
- FODOR, T. (1975): A tűzokpopulációk létszámváltozása Magyarországon 1973-ig AQUILA 80-81: 218-219.
- GEWALT, W. (1964): The first succes in zoo-breeding Great Bustard, AVICULT. MAG. 70 (6): 218-219.
- GORIUP, P. D. (1985): A note on the minimum required captive stocks of Great Bustards for augmenting wild populations. BUSTARD STUDIES 2: 119- 121.
- HEIDECKE, D., LOEW, M. ÉS MANSKI, K-H. (1983): Der Aufbau eines Netzes von Grosstappen-Schongebieten in der DDR und ihre Behandlung, NATURSCHUTZARBEIT IN BERLIN UND BRANDENBURG Beiheft (6): 32-39.
- KOLLAR, H.-P.(1983): Der Einfluss von Trappenschutzfeldern auf den Aktionsraum der Grosstrappe (*Otis tarda* L.) im Machfeld (Nieder-Österreich), EGRETТА 26. (2.):33-42.
- LITZBARSKI, B. ÉS LITZBARSKI, H. (1985): Zu Ergebnisse und Problemen der Grosstappenaufzucht an der Naturschutzstation Buckow. BERICHTÉ d. 4. SYMP.ü.d.GROSSTRAPPE (*Otis tarda*) in der DDR 1983: 40-47.
- PONOMAREVA, T. S. (1985): Die Restitution (Bestandsstützung) natürlicher Populationen der Grosstrappe (*Otis tarda* L.) in der USSR BERICHTÉ d. 4. SYMP.ü.d. GROSSTRAPPE (*Otis tarda*) in der DDR 1983: 29-32.
- SCHWERDTFEGER, F.(1986): Ökologie der Tier II. Demökologie. Stukur und Dynamik tierischer Populationen. Verlag Paul Parey Hamburg-Berlin
- STERBETZ, I. (1973): Változó magatartási formák egyes tűzokpopulációk ivari kapcsolatában, ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (60): 111-117.
- STERBETZ, I. (1978): Magyarország tűzokállománya (*Otis t. tarda*) 1977-ben. ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (66): 127-136.
- STERBETZ, I. (1984): Magyarországi tűzok (*Otis t. tarda* L.,1758) populációk életképességének vizsgálata 1971-1982 időközéből. AQUILA 91: 93-98.

- STERBETZ, I. ÉS PÁLNIK, F. (1980): Der ungarische Trappenschutz in den Jahren 1977-1979..MAT. III. MIEDZ. SYMP. HOD. I REST. DROPIA *Otis tarda* L., W EUROPIE Poznan: 37-40.
- SZÉKY, P. (1977): Természetes állatpopulációk ökológiája. A BIOLÓGIA AKTUÁLIS PROBLÉMÁI 9: 133-201

GREAT BUSTARD CENSUS IN HUNGARY 1988¹

Dr. Sándor Faragó

University of West Hungary, Faculty of Forestry,
Institute of Wildlife Management, H-9400 Sopron, Ady E. u. 5. Hungary.

KEY WORDS: Great bustard, breeding population, census, Hungary

ABSTRACT

FARAGÓ, S.: GREAT BUSTARD CENSUS IN HUNGARY. 1988. Results of the great bustard census performed in Hungary in 1988 are reported. In the nesting period of 1988 the number of great bustards living in the five distribution areas of Hungary totalled 1,594. Major parameters were found to be the following: Average density 0.19 birds/km²; sex ratio calculated for sexually mature cocks 1 : 1.90; sex ratio referred to the total number of cocks 1 : 1.23; proportion of juveniles 19.6%. Sexually immature cocks represented 35% of the total number of cocks. 71% of hens proved to be sexually mature. During the breeding period 36% of nests became destroyed. Alfalfa and winter wheat served as most characteristic nesting habitats. 67.4% of nest destruction was due to mowing. In 1988 reproductions rate was 0.69. The hard winters 1985/86 and 1986/87 are primarily responsible for severe decrease of stock numbers.

1. INTRODUCTION

At the Szarvas Bustard Symposium of 1986 it was decided to perform the census of great bustard stocks in each country comprised by the area of the respective species in 1988. In the present paper our survey is reported. The counts carried out in Hungary represent the continuation of the First National Great Bustard Stock Census performed in 1985.

According to our plans, complex investigations covering the nesting period are going to be effected every third year. The census of 1988 was the second investigation of the aforementioned kind.

¹ Presented by the author on the ICBP (today Birdlife International) Bustard Group 6th Symposium in Wien, 3-7. Oktober 1988.

2. MATERIAL AND METHODS

Our methods were identical with those applied in 1985, so as to allow to perform comparisons. In regard of methodology, I refer to my former work as well. (FARAGÓ, 2001).

3. GREAT BUSTARD POPULATIONS OF HUNGARY IN 1988

In the course of data processing, first we laid down the changes that had taken place in the individual districts of the Hungarian great bustard area. (FARAGÓ, 1988b), i.e. we cleared the question, which of the populations had become extinct, and where great bustards had settled. The results obtained are the following.

District Kisalföld - KHK: No changes had occurred. (Table 1.). Number of populations investigated: 3.

Mezőföld district - KHM: We detected one new population being in the initial stage of development. Its future remains uncertain. (Table 2.). Number of populations investigated: 2.

District along the river Danube (KHD): No changes were registered. (Table 3.). Number of populations investigated: 5.

District in the north of the Great Hungarian Plain (KHE): The number of populations was found to have decreased by two: the number of population of Szentistván and that of Abádszalók (KHE-02 and KHE-6) had become extinct. (Table 4.). Number populations investigated: 4.

District Tiszántúl (KHT): The population of Mezőtúr (KHT-20), that of Nagyszénás (KHT-26) and the one of Gerendás (KHT-40) had become extinct, whereas in Székkutas great bustards had resettled, so the number of populations has decreased only by two, amounting at present to 22. (Table 5).

Based on the data listed above, the total number of Hungarian great bustard populations was found to amount to 36, being by three less than in 1985. Similarly to our former report (FARAGÓ, 1988b), the map of the range of great bustard populations in Hungary is added to our present paper as well. (Map 1).

Table 1: Parameters of the great bustard population living in the plain of Northwestern Hungary (Kisalföld, KHK)

Population	♂♂	displaying	♀♀	Juv	Total	Density		Sex ratio		Juv %
						1.	2.	1.	2.	
KHK-01-03 Mosonszolnok	18	10	25	16	59	0.15	0.15	2.50	1.39	27.1
KHK-04	2	1	2	1	5	0.09	0.09	2.00	1.00	20.0
KHK-05	2	2	2	-	4	0.04	0.04	1.00	1.00	-
KHK	22	13	29	17	68	0.13	0.13	2.23	1.32	25.0

Table 2: Parameters of the great bustard population living in the Mezőföld (KHM)

Population	♂♂	displaying	♀♀	Juv	Total	Density		Sex ratio		Juv %
						1.	2.	1.	2.	
KHM-01 Sárszentmihály	4	2	4	3	11	0.06	0.06	2.00	1.00	27.3
KHM-03 Pusztaszabolcs	1	-	-	-	1	0.01	0.01	-	-	-
KHM	5	2	4	3	12	0.04	0.04	2.00	0.80	25.0

Table 3: Parameters of the great bustard population living in the region along the river Danube (Dunamente, KHD)

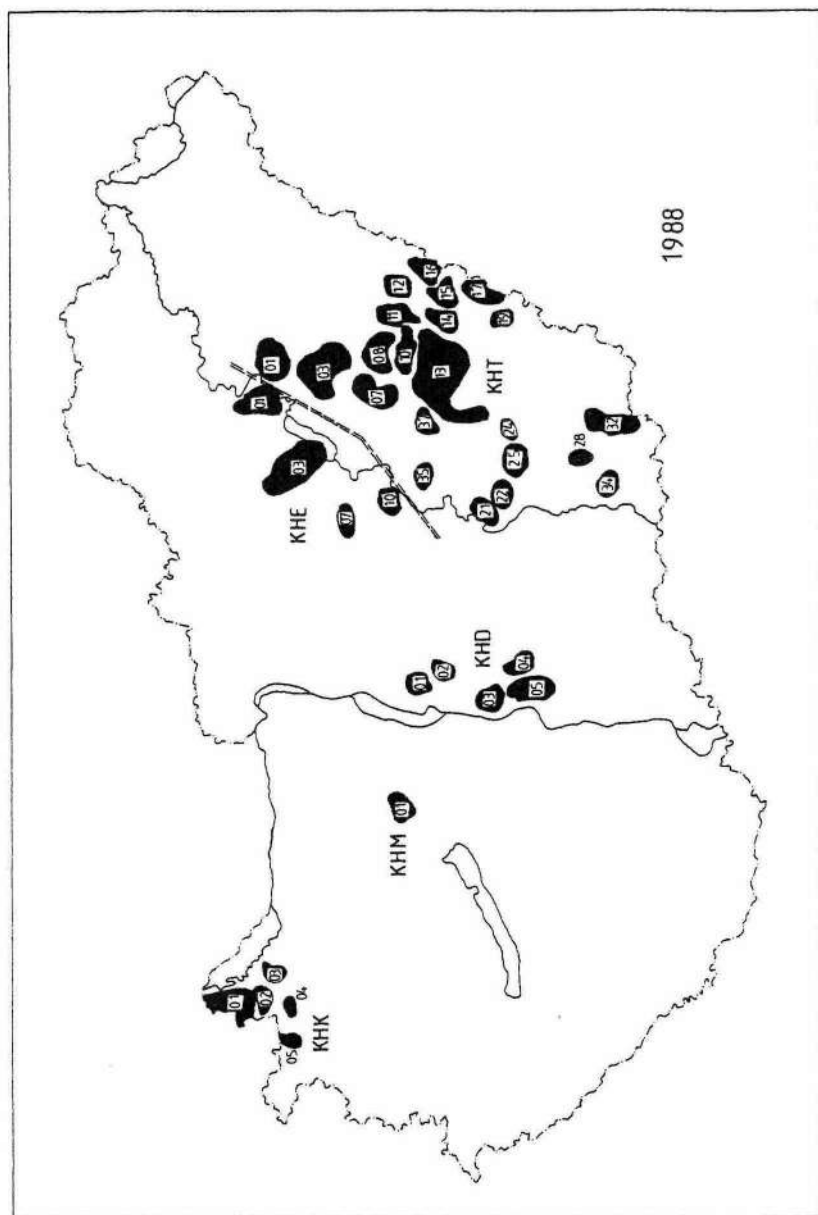
Population	♂♂	displaying	♀♀	Juv	Total	Density		Sex ratio		Juv %
						1.	2.	1.	2.	
KHD-01 Apaj	45	38	53	26	124	1.20	0.78	1.39	1.18	21.0
KHD-02 Kunszentmiklós	58	40	60	27	145	0.76	0.76	1.50	1.03	18.6
KHD-03 Dunavecse	2	2	6	1	9	0.05	0.05	3.00	3.00	11.1
KHD-04 Csengőd	6	4	4	1	11	0.08	0.08	1.00	0.67	9.1
KHD-05 Harta	27	27	30	10	67	0.32	0.32	1.11	1.11	14.9
KHD	138	111	153	65	356	0.43	0.40	1.38	1.11	18.3

Table 4: Parameters of the great bustard population living in the north of the Great Hungarian Plain (Észak-Alföld, KHE)

Population	♂♂	displaying	♀♀	Juv	Total	Density		Sex ratio		Juv %
						1.	2.	1.	2.	
						KHE-01 Mezőcsát	21	14	30	9
KHE-03 Füzesabony	31	17	50	15	96	0.19	0.17	2.94	1.61	15.6
KHE-07 Alattyán	4	2	4	2	10	0.06	0.06	2.00	1.00	20.0
KHE-10 Jászládány	1	1	2	-	3	0.02	0.02	2.00	2.00	-
KHE	57	34	86	26	169	0.15	0.14	2.53	1.51	15.4

Table 5: Parameters of the great bustard population living in the region beyond the river Tisza (Tiszántúl, KHT)

Population	♂	displaying	♀	Juv	Total	Density		Sex ratio		Juv %
						1.	2.	1.	2.	
KHT-01 Újszentmargita	4	2	6	2	12	0.05	0.05	3.00	1.50	16.7
KHT-03 Hortobágy	42	22	42	28	112	0.17	0.17	1.91	1.00	25.0
KHT-07 Karcag	7	3	6	2	15	0.06	0.06	2.00	0.86	13.3
KHT-08 Püspökladány	49	25	46	16	111	0.36	0.36	1.84	0.94	14.4
KHT-10 Bucsó	30	10	50	15	95	0.46	0.46	5.00	1.67	15.8
KHT-11 Nagyrádé	12	8	10	8	30	0.11	0.11	1.25	0.83	26.7
KHT-12 Berettyóújfalú	7	4	6	6	19	0.09	0.09	1.50	0.86	31.6
KHT-13 Dévaványa	126	89	179	97	402	0.54	0.45	2.01	1.42	24.1
KHT-14 Csökmő	12	8	8	2	22	0.12	0.08	1.00	0.67	9.1
KHT-15 Komádi	12	11	13	5	30	0.19	0.19	1.18	1.08	16.7
KHT-16 Biharkezesztes	12	3	9	3	24	0.11	0.11	3.00	0.75	12.5
KHT-17 Zsádány	10	7	10	4	24	0.13	0.13	1.43	1.00	16.7
KHT-19 Sarkad	1	1	3	-	4	0.06	0.06	3.00	3.00	-
KHT-21 Cserkeszőlő	2	2	10	2	14	0.08	0.08	5.00	5.00	14.3
KHT-22 Kunszentmárton	1	1	1	-	2	0.01	0.01	1.00	1.00	-
KHT-24 Csabacsüd	5	4	2	-	7	0.09	0.09	0.50	0.40	-
KHT-25 Cserébökény	7	5	8	3	18	0.09	0.09	1.60	1.14	16.7
KHT-28 Székkutas	2	1	1	1	4	0.03	0.03	1.00	0.50	25.0
KHT-32 Pitvaros	2	2	10	-	12	0.03	0.03	5.00	5.00	-
KHT-34 Hódmezővásárhely	-	-	1	1	2	0.01	0.01	-	-	50.0
KHT-35 Kuncsorba	3	2	4	1	8	0.04	0.04	2.00	1.33	12.5
KHT-37 Turkeve	6	3	11	5	22	0.15	0.15	3.67	1.83	22.7
KHT	352	213	436	201	989	0.18	0.18	2.05	1.24	20.3



Map 1: Range of Great bustard populations in Hungary (1988)

4. INVESTIGATIONS ON THE STRUCTURAL ELEMENTS OF THE POPULATIONS

4.1. Size of great bustard populations

According to our 1988 counts, the total number of Hungarian great bustards proved to amount to 1,594 (**Table 6.**), being by approximately 1,100 less than in 1985. Decrease is mainly due to deaths and migrations taken place during the winters 1985/86 and 1986/87. (FARAGÓ 1990). Losses in breeding stock totalled 500 birds in each of these severe winters. The bulk of Hungarian great bustard stock (62.1%) lives in the district Tiszántúl (KHT). The quotas of the districts KHD and KHE are also significant: 16.1% and 10.6%, respectively, whereas the two districts situated in Transdanubia serve as habitats for a minor part of our great bustard. (KHK: 4.3%, KHM: 0.9%).

In respect of distribution by size, (**Table 7.**), the percentage of populations with small numbers of individuals proves to be high: 26.0-72.2%. At present, only the size of four populations exceeds 100 individuals, and merely one comprises more than 400 birds. 56% ($n=894$) of Hungarian great bustards belong to the five populations mentioned above. In 1985 only 26.6% of our bustards lived in populations comprising less than 100 birds each; however, by 1988 their percentage has unfortunately risen to 44%. (**Figure 1.a**). Thus the average size of populations has experienced a decrease from 69 to 44 individuals.

4.2. Density of great bustard populations

Winter 1987/88 having been extraordinarily mild, no significant difference was found between winter density (Density 2) and that registered during the nesting period (Density 1). In course of the mild winter, bustards had hardly moved about.

Our statements referred to formerly have been proved by the population density registered in the nesting period. (**Table 8.**) 91.6% of populations have a density less than 0.50 individuals/km². In 1985 the respective percentage was 84.6%. At present, 57.9% of our bustards belong to populations with densities less than 0.50. (In 1985: 42,1%).

In 1988 the density limit of 1.00 birds/ km² was exceeded only by the population living in Apaj (1.20 birds /km²), i. e. merely by 7.8% of Hungarian great bustards, whereas in 1985 the respective percentage had amounted to 38.4%.

It is natural that the proportions of winter density proved to be even more unfavourable: the value of 0.75 km² was exceeded only by two populations: KHD-01 (0.78/) and KHD-02 (0.76). (**Table 9., Figure 1.b and 1.c**).

Table 6: Parameters of the range of great bustards in Hungary

Population	n	♂	displaying	♀	Juv	Total	Density		Sex ratio		Juv %
							1.	2.	1.	2.	
KHK Kisalföld	3	22	13	29	17	68	0.13	0.13	2.23	1.32	25.0
KHM Mezőföld	2	5	2	4	3	12	0.04	0.04	2.00	0.80	25.0
KHD Dunamente	5	138	111	153	65	356	0.43	0.40	1.38	1.11	18.3
KHE É-AIföld	4	57	34	86	26	169	0.15	0.14	2.53	1.51	15.4
KHT Tiszántúl	22	352	213	436	201	989	0.18	0.18	2.05	1.24	20.3
KHT Hungary	36	574	373	708	312	1.594	0.19	0.19	1.90	1.23	19.6

Table 7: Distribution of great bustard populations by size

DISTRIC	ind./km ²	n	0,01-0,25	0,26-0,50	0,51-0,75	0,76-1,00	1,01-1,25
KHK		3	2	1	-	-	-
KHM		2	2	-	-	-	-
KHD		5	2	1	2	-	-
KHE		4	2	2	-	-	-
KHT		22	18	1	2	-	1
	ind.	36	26	5	4	-	1
	%	100	72,2	13,9	11,1	-	2,8
	ind.	1594	323	377	492	-	402
	%	100	20,3	23,7	30,8	-	25,2
Mean		44,3	12,4	75,4	123,0	-	402

Table 8: Distribution of great bustard populations by density during the reproduction period (Density 1)

DISTRIC	ind./km ²	n	0,01-0,25	0,26-0,50	0,51-0,75	0,76-1,00	1,01-1,25
KHK		3	3	-	-	-	-
KHM		2	2	-	-	-	-
KHD		5	2	1	-	1	1
KHE		4	4	-	-	-	-
KHT		22	19	2	1	-	-
	ind.	36	30	3	1	1	1
	%	100	83,3	8,3	2,8	2,8	2,8
	ind.	1594	650	273	402	145	124
	%	100	40,8	17,1	25,2	9,1	7,8

Table 9: Distribution of great bustard populations by density, apart from the reproduction period (Density 2)

DISTRIC	ind./km ²	n	0,01-0,25	0,26-0,50	0,51-0,75	0,76-1,00
KHK		3	3	-	-	-
KHM		2	2	-	-	-
KHD		5	2	1	-	2
KHE		4	4	-	-	-
KHT		22	19	3	-	-
	ind.	36	30	4	-	2
	%	100	83,3	11,1	-	5,6
	ind.	1594	650	675	-	269
	%	100	40,8	42,3	-	16,9

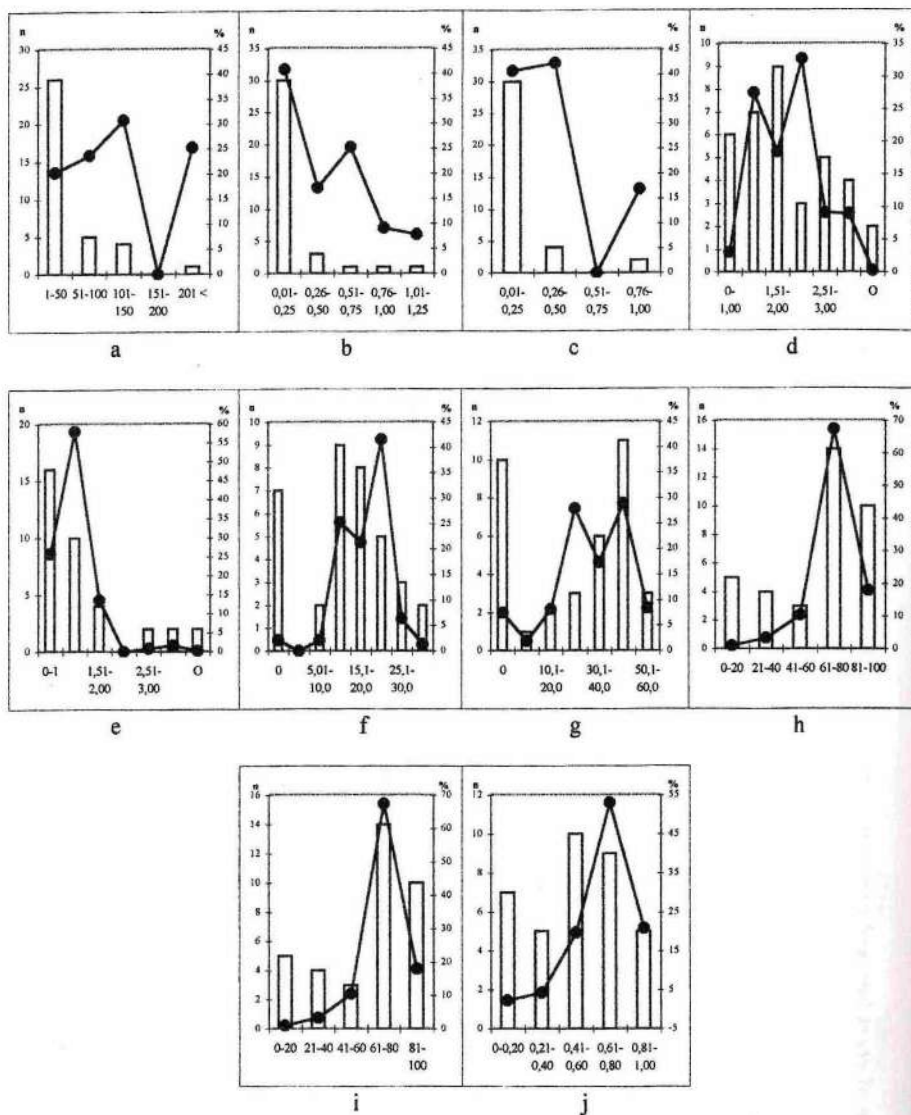


Figure 1: Population ecological parameters of Hungarian great bustard populations: (a) size of population; (b) density 1; (c) density 2; (d) sex ratio 1; (e) sex ratio 2; (f) ratio of juvenile individuals; (g) ratio of juvenile cocks; (h) ratio of nest destruction; (i) ratio of reproductive hens; (j) natality

4.3. Sex rations of great bustard populations

In regard of the ratio mature (displaying) cocks: total number of hens (Sex ratio 1; **Table 10, Figure 1.d**), in 1988 13 populations comprising 489 birds (30.6% of Hungarian great bustards) belonged to the category more favourable than 1.5. (In 1985: 45.7%). In 1988 merely 782 individuals, i.e. 49.0% of the Hungarian bustard stock lived in populations having sex rations within the limit of 1:2. This is unambiguously due to the increasing percentage of juveniles among the total number of cocks. The latter explanation is confirmed by the following: If the total number of cocks is related to that of hens, (**Table 11, Figure 1.e**), the advantageous result is obtained that in 44.4% of populations there are more cocks than hens, or sex ratio is 1 : 1. The latter category comprises 25.8% of our great bustard stock, i. e. 411 birds. Results are improved by the fact that a sex ratio of 1 : 1.50 is present in 10 more populations consisting of 925 individuals (58% of the total stock number). Two populations (0.2% if the Hungarian stock) were found to be without cocks and thus unable to breed. According to our calculations, the sex ratio of 1:2 was exceeded only by four micropopulations. (39 birds, representing 2.4% of the Hungarian stocks).

Referred to the total stock of Hungary, in 1988 sex ratio calculated for sexually mature cocks (sex ratio 1) was 1 : 1.90, whereas that relating to the total number of cocks (sex ratio 2) proved to be 1 : 1.23. (In 1985 the respective values had been 1 : 1.46 and 1 : 1.06.)

4.4. Age structure of the populations

Similarly to the method applied in our former studies, we characterize age distribution by the proportion of juvenile individuals and by that of sexually immature cocks in our present paper as well. In course of the 1988 census, during the display period 312 juvenile individuals were counted, representing 19.6% of the Hungarian stock. (In 1985: 18.1%). The large number registered in 1988 was undoubtedly due to the favourable meteorological conditions of the respective winter.

Our data on the proportion of juvenile birds in each of the populations (**Table 12, Figure 1.f**) show that in seven micropopulations (33 individuals = 2.1% of the Hungarian stock) no juveniles were to be found. The future of these populations is uncertain. In two micropopulations, breeding as well as surviving during the winter period proved to be successful, thus the percentage of juveniles exceeded 30% in these populations. (21 individuals = 1.3% of the total stock number). A share if juvenile birds ranging from 20% to

Table 10: Sex ratio distribution of great bustard populations, referred to sexually mature cocks (Sex ratio 1)

DISTRICT	♂:♀	n	≥1.00	1.01-1.50	1.51-2.00	2.01-2.50	2.51-3.00	3.01≤	0
KHK		3	1	-	1	1	-	-	-
KHM		2	-	-	1	-	-	-	1
KHD		5	1	3	-	-	1	-	-
KHE		4	-	-	2	1	1	-	-
KHT		22	4	4	5	1	3	4	1
KH	ind.	36	6	7	9	3	5	4	2
	%	100	16.7	19.4	25.0	8.3	13.9	11.1	5.6
	ind.	1594	50	439	293	521	145	143	3
	%	100	3.1	27.5	18.4	32.7	9.1	9.0	0.2

Table 11: Sex ratio distribution of great bustard populations, referred to the total number of cocks (Sex ratio 2)

DISTRICT	♂:♀	n	=1.00	1.01-1.50	1.51-2.00	2.01-2.50	2.51-3.00	3.01≤	0
KHK		3	2	1	-	-	-	-	-
KHM		2	1	-	-	-	-	-	1
KHD		5	1	3	-	-	1	-	-
KHE		4	1	1	2	-	-	-	-
KHT		22	11	5	2	-	-	2	1
KH	ind.	36	16	10	4	-	2	2	2
	%	100	44.4	27.7	11.1	-	5.6	5.6	5.6
	ind.	1594	411	925	216	-	13	26	3
	%	100	25.8	58.0	13.6	-	0.8	1.6	0.2

Table 12: Distribution of the ratio of juvenile individuals

DISTRICT Juv %	n	0	5%	5.1-10.0	10.1- 15.0	15.1- 20.0	20.1- 25.0	25.1- 30.0	30.1≤
KHK	3	1	-	-	-	1	-	1	-
KHM	2	1	-	-	-	-	-	1	-
KHD	5	-	-	1	2	1	1	-	-
KHE	4	1	-	-	2	1	-	-	-
KHT	22	4	-	1	5	5	4	1	2
KH	36	7	-	2	9	8	5	3	2
%	100	19.4	-	5.6	25.0	22.2	13.9	8.3	5.6
ind.	1594	33	-	33	404	339	664	100	21
%	100	2.1	-	2.1	25.3	21.3	41.6	6.3	1.3

Table 13: Distribution of the ratio of immature juvenile cocks

DISTRICT Juv % ♂♂	n	0	≥10%	10.1-20.0	20.1-30.0	30.1-40.0	40.1-50.0	50.1≤
KHK	3	1	-	-	-	-	2	-
KHM	2	1	-	-	-	-	1	-
KHD	5	2	-	1	-	2	-	-
KHE	4	1	-	-	-	-	2	-
KHT	22	5	1	1	3	3	6	3
KH	36	10	1	2	3	6	11	3
%	100	27.7	2.8	5.6	8.3	16.7	30.6	8.3
ind.	1594	118	30	131	444	267	461	134
%	100	7.4	1.9	8.2	27.9	17.3	28.9	8.4

30% (a proportion to be considered as advantageous) was characteristic for eight populations representing 47.9 of the total stock.

The trend of sex ratio, i.e. the changes taking place in sexual relations make it necessary to deal with the proportion of juvenile cocks as well (**Table 13, Figure 1.g**). In 1988 – similarly to 1985 – no juvenile cocks were found in ten populations comprising 118 birds (7.4% of the total stock). However, in case of successful breeding, in some populations a percentage of juvenile cocks as high as 40% can be attained.

Increasing mortality of older cocks is indicated by the following data as well: in 1985, the percentage of juvenile cocks was above 30% only in 26.9% of the total stock, whereas by 1988 the respective proportion has already reached 54.6%. At the time of the 1988 census, 35.0% all cocks were sexually immature. (In 1985: 27.5%).

4.5. Mortality of great bustard populations

Proportion of nesting hens and data on natality in each of the populations are listed in **Table 14 and 15**. Analysis of the respective figures (**Table 16.**) revealed the following percentages of nest destruction: (**Figure 1.h**):

0-20% in 22.0% of the Hungarian stock (comprising 351 birds)

21-40% in 50.3% of the Hungarian stock (801 birds)

41-60% in 21.2% of the Hungarian stock (338 birds)

61% or more in 6.5% of the Hungarian stock (104 birds)

Data listed above are similar to the results obtained in 1985.

By analysing the **causes of nest destruction**, following could be established (**Table 17.**): The percentage of losses caused by mowing was approximately the same as in 1985. (67.0 and 67.4%, respectively). Damages due to chemicals experienced a decrease from 14.8 to 6.6%, whereas those chargeable to bests of prey have risen from 9.4 to 15.5%.

In view of endangerment, it is necessary to acquire knowledge on nesting habitats and on the proportions of their being occupied by the birds (**Table 18-19.**) It is characteristic for great bustards that alfalfa (32.3%) and original grassland (30.3%) were found to serve as most important nesting habitats, followed by winter wheat fields (21.2%) and planted grassland (8.6%). Of minor importance are barley (4%) as well as maize, clover and rape totalling all together 3.6%. The high percentage of habitats exposed to mowing (72.1%) is responsible for the large extent of nest destruction.

Table 14: Ratios of nesting, nest destruction and natality in the individual populations

Population	♂ ♀	estimated number of nests	nesting %	number of destroyed nests	destruction %	number of fledged chicks	natality
KHK-01-03	25	21	84	7	33	15	0.71
KHK-04	2	2	100	1	50	1	0.50
KHK-05	2	2	100	1	50	1	0.50
KHM-01	4	4	100	1	25	3	0.75
KHM-03	-	-	-	-	-	-	-
KHD-01	53	49	92	24	49	31	0.63
KHD-02	60	37	62	5	14	36	0.97
KHD-03	6	2	33	-	-	1	0.50
KHD-04	3	3	75	2	67	1	0.33
KHD-05	30	20	67	4	20	15	0.75
KHE-01	30	18	60	7	39	15	0.83
KHE-03	50	27	54	12	44	15	0.56
KHE-07	4	2	50	1	50	1	0.50
KHE-10	2	-	-	-	-	-	-
KHT-01	6	2	33	-	-	2	1.00
KHT-03	42	29	69	7	24	24	0.83
KHT-07	6	6	100	4	67	3	0.50
KHT-08	46	28	61	8	29	20	0.71
KHT-10	50	40	80	6	15	24	0.60
KHT-11	10	10	100	7	70	6	0.60
KHT-12	6	4	67	2	50	2	0.50
KHT-13	179	134	75	53	40	99	0.74
KHT-14	8	6	75	4	67	2	0.33
KHT-15	13	12	92	6	50	7	0.58
KHT-16	9	6	67	3	50	4	0.67
KHT-17	10	8	80	2	25	6	0.75
KHT-19	3	3	100	-	-	-	-
KHT-21	10	5	30	3	60	2	0.40
KHT-22	1	-	-	-	-	-	-
KHT-24	2	-	-	-	-	-	-
KHT-25	8	3	38	3	100	-	-
KHT-28	1	1	100	-	-	1	1.00
KHT-32	10	7	70	4	57	2	0.29
KHT-34	1	-	-	-	-	-	-
KHT-35	4	3	75	2	67	1	0.33
KHT-37	11	7	64	2	29	5	0.71

Table 15: Ratios nesting, nest destruction and natality in the individual great bustard areas

Population	♀	estimated number of nests	nesting %	number of destroyed nests	destruction %	number of fledged chicks	natality
KHK	29	25	86	9	36	17	0.68
KHM	4	4	100	1	25	3	0.75
KHD	153	111	73	35	32	84	0.76
KHE	86	47	55	20	43	31	0.66
KHT	436	314	72	116	37	210	0.67
KH	708	501	71	181	36	345	0.69

Table 16: Distribution of nest destruction ratios

District	%	n	0-20	21-40	41-60	61-80	81≤
KHK		3	-	1	2	-	-
KHM		2	1	1	-	-	-
KHD		5	3	-	1	1	-
KHE		4	1	1	2	-	-
KHT		22	7	5	5	4	1
KHT	ind.	36	12	8	10	5	1
	%	100	33.3	22.2	27.8	13.9	2.8
	ind.	1,594	351	801	338	86	18
	%	100	22.0	50.3	21.2	5.4	1.1

Table 17: Causes of nest destruction in 1988

Cause of nest	KHK	KHM	KHD	KHE	KHT	KH	KH
Mowing	5	1	21	16	79	22	67.4
Best of prey	3	-	6	3	16	28	15.5
Chemicals	-	-	-	1	11	12	6.6
Pasturing	-	-	8	-	2	10	5.5
Hoeing	1	-	-	-	8	9	5.0
Total	9	1	35	20	116	181	100.0

Table 18: Estimated number of nests in the individual populations and their distribution among the various habitats

Population	estimated number of nests	Wheat	Barley	Alfalfa	Planted grassland	Original grassland	Others
KHK-01-03	21	9	3	6	-	-	3 ¹⁾
KHK-04	2	-	-	-	-	2	-
KHK-05	2	2	-	-	-	-	-
KHM-01	4	-	-	-	-	4	-
KHM-03	-	-	-	-	-	-	-
KHD-01	49	9	-	15	2	23	-
KHD-02	37	-	-	11	-	26	-
KHD-03	2	2	-	-	-	-	-
KHD-04	3	-	-	-	1	2	-
KHD-05	20	-	-	12	-	8	-
KHE-01	18	3	-	4	3	8	-
KHE-03	27	7	2	14	2	1	1 ²⁾
KHE-07	2	1	-	1	-	-	-
KHE-10	-	-	-	-	-	-	-
KHT-01	2	-	-	2	-	-	-
KHT-03	29	5	-	4	2	18	-
KHT-07	6	-	-	-	3	-	3 ³⁾
KHT-08	28	4	1	9	4	10	-
KHT-10	40	12	4	12	-	12	-
KHT-11	10	-	-	6	-	4	-
KHT-12	4	-	-	2	2	-	-
KHT-13	134	39	7	50	19	14	5 ¹⁾
KHT-14	6	2	-	-	2	-	2 ¹⁾
KHT-15	12	4	-	4	1	1	-
KHT-16	6	-	-	3	1	2	-
KHT-17	8	3	-	-	-	5	-
KHT-19	3	-	-	2	-	1	-
KHT-21	5	1	-	1	1	-	2 ¹⁾
KHT-22	-	-	-	-	-	-	-
KHT-24	-	-	-	-	-	-	-
KHT-25	3	-	-	1	-	2	-
KHT-28	1	-	-	-	-	1	-
KHT-32	7	-	3	-	-	4	-
KHT-34	-	-	-	-	-	-	-
KHT-35	3	1	-	1	-	1	-
KHT-37	7	2	-	2	-	3	-

1): maize

2): clover

3): rape

Table 19: Distribution of nesting habitats among the great bustard areas

Habitat	KHK		KHM		KHD		KHE		KHT		KH	
	db	%	db	%	db	%	db	%	db	%	db	%
Wheat	11	44.0	-	-	11	9.9	11	23.4	73	23.2	106	21.2
Barley	3	12.0	-	-	-	-	2	4.3	15	4.8	20	4.0
Alfalfa	6	24.0	-	-	38	34.2	19	40.4	99	31.5	162	32.3
Planted grassland	-	-	-	-	3	2.7	5	10.6	35	11.2	43	8.6
Original grassland	2	8.0	4	100.0	59	53.2	9	19.2	78	24.8	152	30.3
Others	3	12.0	-	-	-	-	1	2.1	14	4.5	18	3.6
Total	25	100.0	4	100.0	111	100.0	47	100.0	314	100.0	501	100.0

Our conclusions pertinent to the mortality of adult birds were drawn by examining the cadavers of 88 bustards that had perished since 1985. Deaths were registered in 22 of the 36 populations. In the area of the quondam district KHB (the population of which has become extinct) and relatively far away from the district KHT, in places not serving as habitats for great bustards, cadavers of migrating birds were found during the hard winter seasons. (Table 20.)

According to deaths registered, mortality of cocks was 1.1 times higher than that of hens, and 3.5 times more deaths occurred in winter than in the other seasons all together. During the winter months 4.9 times more cocks and 2.7 times more hens perished than in spring. The latter data indicate unambiguously that cocks are endangered mainly in winter, whereas hens during the breeding season. (Table 21.)

In the recent three years, the first place among the causes of death was taken by hard winters, (61.4%), whereas formerly their share had amounted only to 22.4%. The percentage of deaths caused by flying against overhead transmission lines (9.1%), mowing (4.6%) and chemicals (4.6) proved to be less than in the preceding years. The death of some birds was due to unusual causes such as hailstorm or colliding with a train. (Table 22.)

4.6. Reproductivity of great bustard populations

According to our census, in 1988 the number of nesting hens totalled 501. Thus 71% of hens belonging to the bustard stock of Hungary proved to be reproductive. The following percentage of reproductive hens were found to be characteristic for the various populations: Less than 40% reproductive hens were present in 9 populations comprising 68 birds, i.e. 4.2% of the Hungarian great bustard stock; in three populations (166 birds, i.e. 10.4% of bustards living in Hungary), proportion of reproductive hens ranged from 40 to 60% (still a low percentage), whereas more than 60% reproductive hens were found in 24 populations comprising 1.360 birds (85.4% of the Hungarian stock). (Table 23, Figure 1.i) In 1985, the latter figure was 82.6%.

As a result of the large number of perished birds, in 1988 only 286 individuals (18% of our bustards) lived in populations with reproductivity rates exceeding 81%. In 1985 the respective percentage was 41.3%.

The fact that natality, which amounted to 0.54 juveniles per breeding hen in 1985, has increased to 0.69 by 1988, may give rise to some hope: together with the more favourable ratio of juveniles, increased natality will perhaps allow regeneration of a modest degree.

Table 20: Mortality of adult birds in the individual populations; in various seasons

Population	Winter		Spring-Summer		Year	
	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀
	Total	Total	Total	Total	Total	Total
KHK-01	2	2	1	-	3	2
KHK-05	1	1	-	-	1	1
KHB	1	-	-	-	1	-
KHM-01	1	1	-	2	1	3
KHD-01	4	3	-	-	4	3
KHD-02	4	3	1	2	5	5
KHD-04	1	-	-	-	1	-
KHD-05	3	1	-	1	3	2
KHE-01	-	2	-	-	-	2
KHE-10	1	-	-	-	1	-
KHT-03	-	2	-	-	-	2
KHT-07	2	4	-	-	2	4
KHT-08	-	1	-	-	-	1
KHT-10	1	2	3	2	4	4
KHT-11	2	2	-	-	2	2
KHT-13	4	2	1	3	5	5
KHT-14	1	1	1	1	2	1
KHT-21	-	2	1	1	1	3
KHT-22	1	-	-	-	1	-
KHT-26	1	-	-	-	1	-
KHT-32	1	1	-	-	1	1
KHT-34	6	-	-	-	6	-
KHT-37	1	-	-	-	1	-
KHT indet.	1	-	-	-	1	-

Table 21: Mortality rate of adult birds (males and females, respectively) in various seasons and in comparison of seasons

Sex	Winter %		Spring-Summer %		Year %	
	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀
♂♂	57		42		53	
♀♀	43		58		47	
Total	100		100		100	
♂♂	83		17		100	
♀♀	73		27		100	
Total	78		22		100	

Table 22: Causes of mortality

Cause	Winter		%	Spring-Summer		%	Year		%	
	♂♂	♀♀		♂♂	♀♀		♂♂	♀♀		Total
Hard winter	28	26	54	78.3	-	-	28	26	54	61.4
Overh. transm.	5	2	7	10.2	1	1	6	2	8	9.1
Line	3	1	4	5.8	2	2	4	2	6	6.8
Beast of prey	1	1	2	2.9	2	2	3	1	4	4.6
Disease	1	-	1	1.4	-	-	1	-	1	1.1
Railway	-	-	-	-	2	2	2	2	4	4.6
Chemicals	-	-	-	-	4	4	-	4	4	4.6
Mowing	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1.1
Hail	-	-	-	-	2	2	-	2	3	3.3
Unknown	1	-	1	1.4	5	5	3	3	6	6.7
Total	39	30	69	100.0	8	11	19	41	88	100.0

Table 23: Ratio of reproductive hens (%)

District %	n	0-20	21-40	41-60	61-80	81≤
KHK	3	-	-	-	-	3
KHM	2	1	-	-	-	1
KHD	5	-	1	-	3	1
KHE	4	1	-	3	-	-
KHT	22	3	3	-	11	5
KH	36	5	4	3	14	10
ind.	100	13.9	11.1	8.3	38.9	27.8
%	1594	15	53	166	1074	286
ind.	100	0.9	3.3	10.4	67.4	18.0
%						

Table 24: Natality distribution (number of juvenile individuals per breeding hen)

District %	n	0-0.20	0.21-0.40	0.41-0.60	0.61-0.80	0.81-1.00
KHK	3	-	-	2	1	-
KHM	2	1	-	-	1	-
KHD	5	-	1	1	2	1
KHE	4	1	-	2	-	1
KHT	22	5	4	5	5	3
KH	36	7	5	10	9	5
ind.	100	19.4	13.9	27.8	25.0	13.9
%	1594	37	67	313	844	333
ind.	100	2.3	4.2	19.6	53.0	20.9
%						

According to the data on natality distribution (**Table 24.**), the natality rate of 0.61 juv. breeding hen was reached in 14 populations representing 38.9% of all Hungarian populations, and comprising 1.177 birds (73.9% of our bustards). Unfortunately, low natality rates (under 0.20) are especially characteristic for our micropopulations. Seven populations with such low natality rates are known. They comprise 37 birds, i.e. 2.3% of the Hungarian stock. (**Figure 1.j**).

5. CONCLUSIONS

The census performed in 1988 has supported the results of our earlier surveys establishing the disastrous decrease of Hungarian stock numbers caused by hard winters. (FARAGÓ, 1990) The most important data obtained in course of the 1988 survey are to be summarized in the following:

- (1.) In 1988 the great bustard stock of Hungary comprised 1,594 birds living in 36 populations of 5 districts.
- (2.) Density averaged 0.19 birds/km² in the breeding season as well as in other periods of the year. 42.1% of the Hungarian stock lives in populations with breeding densities greater than 0.51 birds/km².
- (3.) Sex ratio referred to sexually mature cocks was found to be 1 : 1.90, and that calculated for the total number of cocks amounted to 1 : 1.23. According to our records, in 1988 the Hungarian great bustard stock consisted of 44.77% cocks and 55.23% hens.
- (4.) 19.6% of great bustards were juvenile, and 35.0% of cocks proved to be sexually immature. In the total population, the proportion of immature cocks was approximately 22.4%.
- (5.) 71% of hens were sexually mature, i.e. breeding. For 85.4% of the total stock (24 populations with 1,360 birds) a percentage of reproductive hens exceeding 60% was found to be characteristic.
- (6.) It was established that in course of breeding, 36% of nests becomes destroyed. Among the causes of nest destruction, the first place was taken by mowing. (67.4%).
- (7.) Alfalfa, original grassland, winter wheat and planted grassland served as characteristic nesting habitats.
- (8.) Mortality of cocks was found to be 1.1 times higher than that of hens. In winter 3.5 times more deaths occurred than in the other seasons of the year all together. Winter mortality of

cocks proved to be 4.9 times higher and that of hens 2.7 times higher than the respective rates in the other months.

(9.) In course of the latest three years (1985-1988), most deaths of great bustards were caused by hard winters. Where as the percentage of deaths due to flying against overhead transmission lines was found to have decreased.

(10.) Reproductions rate was 0.69 juv./breeding hen.

(11.) If the present relatively low rate of reproduction does not become improved, it will be impossible to compensate losses caused by hard winters.

(12.) Improvement of reproduction rate is to be attained only by intensive habitat protection, reduction or – if aver possible – elimination of negative influences caused by agro-ecological factors.

ACKNOWLEDGEMENTS

We render thanks to the HUNGARIAN INSTITUTE OF ORNITHOLOGY financing the Great Bustard Project for having supported our 1988 census as a part of the respective project. Acknowledgements are due to county hunting inspectors Z. HORVÁTH, S. NAGY, J. SZABÓ, I. MARSOVSZKI, L. PÁNTL, I. HAJDU, L. SZABÓ, DR. I. BALÁZS, DR. B. ÁBEL, and L. SÜLE for their help rendered with organizing the great bustard census.

REFERENCES

- FARAGÓ, S. (1987): Der Grosstappenbestand (*Otis tarda* L.) Ungarns In: FARAGÓ, S. (ed.): The Great Bustard. Proceedings of the Symposium in Budapest on June 1nd 1978. CIC: 27-42.
- FARAGÓ, S. (1988): Suggestion for keeping register book-like records of European Great Bustard (*Otis tarda tarda* LINNÉ, 1758) populations, Manuscript.
- FARAGÓ, S. (1990): A kemény telek hatása Magyarország túzokállományára (*Otis tarda*, LINNÉ) (Effects of hard winters on the Great Bustard stock of Hungary), ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK 76:51-62.
- FARAGÓ, S. (2001): The status of Hungarian Great Bustard populations in 1985. HUNGARIAN SMALL GAME BULLETIN 6: 239-276.

INVESTIGATIONS ON THE MATTER AND ENERGY FLOW¹ OF GREAT BUSTARD CHICKS AGED 1-21 DAYS

Dr. Sándor Faragó

Institute of Wildlife Management, University of West Hungary, Faculty of Forestry
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5. Hungary.

KEY-WORDS: Great bustard chick, matter flow, energy flow

ABSTARCT

FARAGÓ, S.: INVESTIGATIONS ON THE MATTER AND ENERGY FLOW OF GREAT BUSTARD CHICKS AGED 1-21 DAYS. The matter and energy flow of great bustard (*Otis tarda* L.) chicks aged 3-31 days has been investigated at the Great Bustard Rescue Station of the Dévaványa Landscape Preservation Area (Hungary). On the basis of data obtained by measuring food consumption and body mass production as well as excreta (feces+urine) continuously, matter and energy flow could be calculated. Crude protein, crude fat, crude fiber and nitrogen-free extract flow has been determined too. By reason of the results obtained, the author presents recommendations for performing modifications in feeding technology and in formulary being applied.

1. INTRODUCTION

In course of captive rearing, a task of basic importance is to provide for the appropriate quantity and quality of food necessary for the normal development of each species being reared. Meeting the requirements mentioned above is of special significance for species like the great bustard, in case of which the success of rearing serves as a pledge of survival. The efficiency of feeding can be determined by analysing the matter and energy flow of the respective animals. As for the great bustard, studies carried out previously have proved the successfulness of rearing, and data on body mass gain are available. (FODOR, 1966;

¹ Presented by the author on the ICBP (today Birdlife International) Bustard Group 6th Symposium in Wien, 3-7. Oktober 1988.

GEWALT and GEWALT, 1966; LITZBARSKY and LITZBARSKI, 1985; GORIUP, 1985; OSBORNE, 1985; HUTTERER, 1977.). However, no studies have been reported referring to the matter and energy flow of great bustards, although data of this kind might be useful for confirming results obtained in course of investigations carried out previously, or for improving their accuracy.

Results of comparative studies on the matter and energy flow of birds are reported in the standard works of GERE (1982, 1983, 1984) but they supply data acceptable as possessing general validity mainly on birds belonging to *Passeriformes*. However, it has been revealed by investigations in the field of production biology that the metabolism of bird species belonging to the group of *Non-Passeres* shows patterns differing to some extent from those of *Passeriformes*. The latter finding was proved by GERE and ANDRIKOVICS (1986) in course of their studies on cormorants (*Phalacrocorax carbo*). In addition, it has been reported by RUTSCHKE (1983) that the daily energy need of a greylag goose (*Anser anser*) weighing 3 kg and performing an average quantity of physical exercise amounts to 2.094 Joule.

For the great bustard, data on winter food quantity and energy requirements were published by STERBETZ (1980). According to his calculations, 0.3 kg of green fodder or – on the average – net energy needs of 4.18 MJ can be estimated per bird.

Our matter and energy flow trials are of significant importance not only in the scope of applied research but in that of basic investigations as well. Knowledge on trophic conditions constituting a fundamental system will render it possible to improve theoretical methods of great bustard feeding.

2. MATERIAL AND METHODS

I carried out my trials at the Great Bustard Rescue Station of the Dévaványa Landscape Preservation Area, from 11th to 19th July 1986. The cage to be used for the trials was divided into three compartments and set up in the airconditioned rearing room of the Rescue Station. Each compartment had a ground-space of 40×40 cm.

At the beginning of the trial period, ages of chicks housed in the respective compartments were the following:

Compartment 1 : 2 birds aged 3 days (Age group 1)

Compartment 2 : 3 birds aged 10 days (Age group 2)

Compartment 3 : 3 birds aged 14 days (Age group 3)

The birds were kept in an environment with a temperature of 32 °C and a relative humidity of 80%. Prior to starting the trial, one day's time was inserted to allow chicks to get adapted to their new environment. As great bustard chicks do not get any food on the first day after hatching, the trial was started on the third day of their life. (The one-day period of adaptation being counted in.)

It was difficult to provide birds of appropriate age in the number needed for my trials; this is why a three day overlapping developed between age group 2 and 3 in course of the trial period. According to this lap, the results refer to the following periods of life:

Age group 1: chicks aged 3-10 days

Age group 2: chicks aged 10-17 days

Age group 3: chicks aged 14-21 days.

The reasons for performing the trials on chicks belonging to the afore-mentioned age groups were the following: Firstly, in the course of rearing the respective age groups constitute the most critical period with highest mortality rates. Secondly, in this period of life great bustards can be kept in cages without being hurt, whereas with older individuals this kind of confinement would hardly be possible without causing injuries.

I had to perform my experiments with maximal respect for the requirements of nature conservancy. Each individual of the species dealt with being of very high value, it was inadmissible to subject a great number of birds to trials with uncertain outcome.

Great bustards are extremely sensitive birds. Therefore, instead of carrying out a permanent 3 week trial on the same individuals, I decided to perform a one-week investigation simultaneously on each of the three age groups. Owing to the limited number of birds available for each age group, it was impossible to take the sex ratio into consideration. However, the latter aspect did not seem to be of great importance in respect of the objectives of my investigations.

In spite of all limiting factors, it can be stated that the trials reported in the present paper have supplied valuable information on the matter and energy flow of a species not yet studied in this respect formerly, and the results obtained are suitable to render some useful proof for our practical work as well.

2.1. Food administered to the chicks

Up to now, the range of materials used for feeding great bustard chicks, and the mixing ratio of food ingredients have been developed in course of rearing practice. One of the

objectives of my investigations was to examine the matter and energy flow of great bustards from the afore mentioned point of view as well.

The ingredients of diet of the chicks were the following: lettuce, curd (heat-treated against *Coli* bacteria), boiled eggs, a mixture of semolina and corn grits and Kafocit M premix. For each feeding the fodder norm was 16.5 g per chicks, calculated for wet mass. According to this norm, ingredients were weighed by means of an analytical balance with an accuracy of 0.01 g before each feeding, and fodder mixture was composed in the rations listed in **Table 1**. Each bird was given the same diet.

We had the nutriment components of fodder ingredients determined in the Central Laboratory of the Faculty of Zootechnics at the University for Agricultural Sciences (Kaposvár). Values were calculated for dry matter. (**Table 2.**) **In my present paper values are given exclusively in dry matter (DM).** Wherever values refer to wet mass, this circumstance will be pointed out in each case.

In the laboratory mentioned above, energy values were determined by means of an I.K.A. calorimeter. Energy values of the fodder mixture, its individual components, respectively, the bustard body and the excreta listed in **Table 3-4.** (In 10^3 Joule). They relate to dry matter.

2.2. Feedings

According to the technological prescriptions applied at the Dévaványa Bustard Station, the timetable of feedings was fixed as follows:

Age group 1 : 4 feedings per day, at 6, 10, 14, 18 hrs.

Age group 2 and 3 : 3 feedings per day, at 6, 12, 18 hrs.

In course of each feeding, birds were given as much food as they accepted (ad libitum).

2.3. Measuring methods

Simultaneously with each feeding, weighing were performed in order to determine changes in body mass, quantity of ingested food and that of excreta (FU). Before being fed at 6 hrs, each chick was weighed for the purpose of registering daily gains in body mass. The quantity of ingested food was also determined by weighing each individual before and after feeding. By subtracting the body mass registered before feeding from the result achieved after

Table 1: Dry matter content of food compound

Food ingredients (norm per bird)	Wet mass (g)		DM content (%)		DM mass (g)		DM mass (%)	
	DM	%	DM	%	DM	%	DM	%
Lettuce	8.0		8.25		0.660		12.79	
Curd	3.0		43.26		1.298		25.15	
Hen s egg	3.0		31.70		0.951		18.42	
Semolina + corn	2.0		88.20		1.764		34.17	
Grits								
Kafocit M	0.5		97.86		0.489		9.47	
Total	16.5		-		5.162		100.00	
in 1 g wet mass	1.0		-		0.313		-	

Table 2: Dry matter content of food compound, calculated for each ingredient

Food ingredients DM %	Crude protein		Crude fat		Crude fiber		N-free extract		Crude ash		Total	
	DM	%	DM	%	DM	%	DM	%	DM	%	DM	%
Lettuce	16.1	0.106	10.0	0.066	10.2	0.067	44.7	0.295	19.0	0.126	100.0	0.660
Curd	68.6	0.890	23.2	0.301	-	-	2.2	0.029	6.0	0.078	100.0	1.298
Hen s egg	46.7	0.444	43.2	0.411	-	-	-	-	10.1	0.096	100.0	0.951
Semolina + Corn grits	13.3	0.235	2.8	0.049	2.7	0.048	79.5	1.402	1.7	0.030	100.0	1.764
Kafocit M	2.5	0.012	0.8	0.004	0.5	0.002	11.3	0.055	84.9	0.416	100.0	0.489
Total g	-	1.687	-	0.831	-	0.117	-	1.781	-	0.746	-	5.162
Total %		32.68		16.10		2.27%		34.50		14.45		100.00
In 1 g wet mass		0.102g		0.050g		0.007g		0.108g		0.046g		0.313g

Table 3: Energy contained in 1 g dry matter of food compound (10^3 J)

Food ingredients	DM mass (g)	Energy value 10^3 J/g	Energy value
Lettuce	0.660	17.396	11.481
Curd	1.298	27.200	35.306
Hen s egg	0.951	30.469	28.976
Semolina + corn grits	1.764	18.785	33.137
Kafocit M	0.489	2.994	1.464
Total in 1 g DM	5.162	-	110.364
	-	-	21.380

Table 4: Energy contained in 1 g of bustard body mass and feces, respectively

Substance	Energy content 10^3 J/g DM
Bustard body	20.813
Excreta during the first week of trial	16.195
Excreta during 2 nd week of trial	16.768
Excreta during 3 rd week of trial	16.509

food ingestion, I got the quantity of food intake for each individual and each feeding. In this way, total food consumption as well as its extreme and average values could be calculated for each day and each age group, respectively.

2.4. Determination of the quantity of FU

Excreta were permanently collected from each compartment of the cage, some crinkled paper had been placed on the bottom of the cage, and it has been covered with thin plastic foil. In this way, chicks were not hindered in moving about (they did not slip up), and at the same time we were able to collect excreta without any loss and determine their quantity with an accuracy of 0.01 g.

Excreta were collected simultaneously with feeding the chicks, and the mass of FU was determined after excreta had been desiccated to absolute dry state. The total amount of FU was registered, and the average quantity per bird was calculated too. We had the quantity of substances present in FU and their energy content determined in the laboratory mentioned above.

2.5. Calculation of matter and energy flow

In course of data processing, I applied the same terms and the equation given by GERE (1983):

$$C = P + FU + R$$

where C = consumption (quantity of ingested food)

P = production (gain in body weight by means of building up body tissue)

FU = substances sorted out by the organism: feces, urine and waste products

R = respiration; oxydated matter and degraded energy.

Matter flow was determined as follows:

From C (quantity of food ingested by the chicks) I subtracted the quantity of P (production) and FU (substances sorted out by the organism); this I got the quantity of R (respiration). The same calculation can be performed concerning the nutriment components of food and their energy content as well.

In the second part of the trial period, one of the three birds belonging to age group 2 fell ill with gastrointestinal obstruction. In regard of production and consumption – where individual measuring were performed data pertinent to the latter chick could be separated, so

in **Table 14.** and **15.** I was able to indicate the respective group values referred exclusively to the two healthy birds. (Listed below the data pertinent to all three members of the group.)

Separation of FU was impossible because the sick bird was kept together with the healthy ones, therefore in this respect I had to use the value calculated proportionally to the production of the respective bird. (**Table 16.**)

Knowledge of nutriment component values allowed me to set up matter flow equations for each age group in regard of crude protein, crude fat, crude fiber and N-free extract. (**Table 5-6.**)

3. RESULTS OF INVESTIGATIONS ON MATTER FLOW

3.1. Food intake (Consumption = C)

Measurements being performed regularly, we were able to observe the pattern of food intake in the various sections of the day and during periods of several days, respectively.

It can generally be stated that – in spite of the fact that prior to starting our trials we had inserted one day's time in order to allow chicks to become adapted to their new environment – on the first day of the trial period consumption of each bird was found to be considerably below the average. However, on the second day, every chick consumed quantities above the average as if it had aimed at compensating the poor food ingestion of the previous day. This phenomenon seemed to be almost regular.

In age group 1 daily food intake varied between 25.335 and 35.760 g per bird, averaging 29.830 g. (**Table 7.**) The largest quantities (8.047 g averagely) were ingested in course of the 10 o'clock feeding, whereas the smallest ones were taken in the evening, at 18 hrs (On the average 6.33 g). Early in the morning and in the afternoon, consumption was between the above-mentioned values, averaging 7.771 and 7.680 g, respectively. From among the extreme values observed in course of a particular feeding time, those registered in the morning showed the largest deviations from the mean: between the maximal and minimal value there was a difference of 14.58 g. At 14 hrs consumption proved to be more balanced; the difference between the maximal and minimal quantity of ingested food was found to be only 4.92 g. (**Table 10.**)

In age group 2 daily food intake ranged from 15.043 to 34.093 g per bird. (On the average 26.206 g). (**Table 8.**) The largest quantities of food were ingested at noontime (9.291 g), whereas minimal consumption was registered in course of the evening feeding (8.365 g). Quantities taken in the morning (8.550 g) exceeded the minimal evening consumption only

Table 13: Changes in body mass of bustard chicks involved in our trials

J u l y	Age group 1				Age group 2				Age group 3						
	No	No	Mean	No	No	No	Mean	No	No	No	No	Mean	No	No	Mean
	205♀	199♂		171♀	170♂	186♀		145♀	178♂	179♂					
12	79.05	83.45	81.250	90.55	103.85	95.93	96.777	130.75	144.40	143.30	139.483				
13	80.74	89.09	54.915	93.98	102.33	92.19	96.167	117.89	142.11	140.15	133.388				
14	85.73	95.57	90.650	106.17	117.27	92.20	105.213	137.67	154.98	154.36	149.003				
15	87.87	100.56	94.215	114.80	121.81	90.15	108.920	137.81	161.56	157.47	152.280				
16	97.58	109.71	103.645	121.47	127.00	94.77	114.413	142.46	171.83	173.95	162.747				
17	104.77	124.46	114.615	127.51	133.96	98.39	119.953	149.62	179.59	183.19	170.800				
18	115.86	125.51	120.685	135.48	141.28	98.68	125.147	159.71	185.21	184.98	176.633				
19	129.12	140.21	134.665	145.28	160.67	112.59	139.513	174.97	201.93	200.98	192.627				
Body mass increase %	+59.07	+56.76	+53.415	+54.73	+56.82	+16.66	+42.736	+44.22	+57.53	+57.68	+53.144				
	+63.34 %	+68.02 %	+65.74 %	+60.44 %	+54.71 %	+17.37 %	+44.16 %	+33.82 %	+39.84 %	+40.25 %	+38.10 %				
Gross body mass increase in the respective age group	106.83 gram				128.21 gram				159.43 gram						

Table 14: Total consumption, calculated for dry matter

Age group	Wet mass (g)	DM (g) in 1 g wet mass	DM _n (g)	DM ₁ (g)
Age group 1 (n = 2)	417.62	0.313	130.715	65.376
Age group 2 (n = 3)	550.33	0.313	172.253	57.418
Age group 3 (n = 3)	652.69	0.313	204.292	68.097
^x Age group 2 (n = 2)	408.53	0.313	127.870	63.935

DM_n = for all individuals DM₁ = for 1 individual ^x = without the chick that had fallen ill

Table 15: Total production, calculated for dry matter

Age group	Wet mass (g)	DM (g) in 1 g wet mass	DM _n (g)	DM _i (g)
Age group 1 (n = 2)	106.83		39.848	19.924
Age group 2 (n = 3)	128.21	0.373	47.822	15.941
Age group 3 (n = 3)	159.43		59.467	19.823
^x				
Age group 2 (n = 2)	111.55	0.373	41.608	20.804

DM_n = for all individuals DM_i = for 1 individual ^x = without the chick that had fallen ill

Table 16: Total quantity of FU, calculated in dry matter

Age group	DM _n (g)	DM _i (g)
Age group 1 (n = 2)	33.18	16.590
Age group 2 (n = 3)	50.64	16.881
Age group 3 (n = 3)	54.60	18.200
^x		
Age group 2 (n = 2)	29.37	14.686

^x without the chick that had fallen ill; calculated in proportion to P.

Table 5: Nutrient component values of elements participating in matter flow

Substance	DM Content %	Crude Protein %	Crude Fat %	Crude Fiber %	N-free Extract %	Crude Ash %
Lettuce	8.25	16.1	10.0	10.2	44.7	19.0
Curd	43.26	68.6	23.2	-	2.2	6.0
Hens egg	31.70	46.7	43.2	-	-	9.8
Semolina + corn grits	88.20	13.3	2.8	2.7	79.5	1.7
Bustard chick	37.30	71.3	10.3	-	4.7	13.7
FU in age group 1	100 ^x	35.2	9.4	5.8	28.4	21.2
FU in age group 2	100 ^x	43.2	10.6	6.2	18.2	21.5
FU in age group 3	100 ^x	43.1	8.9	6.7	18.8	22.5

^x Methodics of our trials did not allow measuring wet mass

Table 6: Nutrient component values in 1 g wet mass of elements participating in matter flow

Substance	Nutrient component value in 1 g mass /g					
	Crude protein	Crude fat	Crude fiber	N-free extract	Crude ash	DM content of 1 g wet mass (g)
Lettuce	0.013	0.008	0.008	0.037	0.016	0.082
Curd	0.297	0.100	-	0.010	0.026	0.433
Hens egg	0.149	0.137	-	-	0.031	0.317
Semolina + corn grits	0.117	0.025	0.024	0.701	0.015	0.882
Bustard chick	0.266	0.038	-	0.018	0.051	0.373
FU in age group 1	0.352	0.094	0.058	0.284	0.212	1.000 ^x
FU in age group 2	0.432	0.106	0.062	0.185	0.215	1.000 ^x
FU in age group 3	0.431	0.089	0.067	0.188	0.225	1.000 ^x

^x Methodics of our trials did not allow measuring wet mass

Table 7: Consumption of bustard chicks in course of daily feedings: Age group 1

Age group 1	J u l y								Total	Mean	Min.	Max.
	12.	13.	14.	15.	16.	17.	18.					
N ^o 205	4.40	10.83	6.90	7.04	9.99	8.90	5.93	53.99	7.713	4.40	10.83	
	6 ⁰⁰											
	6.39	11.34	3.63	6.34	3.15	9.67	8.96	49.48	7.069	3.15	11.34	
	10 ⁰⁰											
	7.04	8.17	8.08	7.00	8.48	7.75	7.97	54.49	7.784	7.00	8.48	
	14 ⁰⁰											
	5.13	4.92	4.66	3.07	7.52	3.96	9.38	38.64	5.520	3.07	9.38	
	18 ⁰⁰											
Total	22.96	35.26	23.37	23.45	29.14	30.28	32.24	196.60	28.086	22.96	35.26	
N ^o 199	0.68	5.57	9.58	8.86	15.26	7.80	7.06	54.81	7.830	0.68	15.26	
	6 ⁰⁰											
	9.13	12.72	4.90	7.11	4.39	13.20	11.73	63.18	9.026	4.39	13.20	
	10 ⁰⁰											
	9.33	8.89	9.28	5.62	5.55	4.72	9.64	53.03	7.576	4.72	9.64	
	14 ⁰⁰											
	10.83	9.08	4.75	5.63	9.51	3.06	7.14	50.00	7.143	3.06	10.83	
	18 ⁰⁰											
Total	29.97	36.26	28.51	27.22	34.71	28.78	35.57	221.02	31.574	27.22	36.26	
All together	52.93	71.52	51.78	50.67	63.85	59.06	67.81	417.62	59.660	50.67	71.52	
Mean	26.465	35.760	25.890	25.335	31.925	29.530	33.905	208.81	29.830	25.335	35.760	

Table 10: Daily consumption of bustard chicks in each age group (total, mean and extreme values)

Age group	Time of feeding	Total	Mean	Min.	Max.
Age group 1 (n = 2)	6 ⁰⁰	108.80	7.771	0.68	15.26
	10 ⁰⁰	112.66	8.047	3.15	13.20
	14 ⁰⁰	107.52	7.680	4.72	9.64
	18 ⁰⁰	88.64	6.331	3.06	10.83
	Total	417.62	59.660	22.96	36.26
Age group 2 (n = 3)	6 ⁰⁰	179.55	8.550	2.02	15.14
	12 ⁰⁰	195.12	9.291	0.07	15.28
	18 ⁰⁰	175.66	8.365	3.91	16.53
	Total	550.33	78.619	8.85	40.92
Age group 3 (n = 3)	6 ⁰⁰	251.13	11.959	0.40	25.96
	12 ⁰⁰	189.48	9.023	1.54	13.93
	18 ⁰⁰	212.08	10.099	1.54	20.17
	Total	652.69	93.242	6.10	55.78

Table 11: Mean quantity of FU (g) per bustard chicks in each age group, calculated for dry matter

Age group	J u l y						Total	Mean
	12.	13.	14.	15.	16.	17.		
Age group 1	1.395	1.355	1.735	2.460	3.185	3.965	16.590	2.370
Age group 2	2.110	2.423	2.337	2.447	2.337	2.727	16.881	2.412
Age group 3	1.653	2.770	2.470	3.080	2.977	3.133	18.200	2.600

Table 8: Consumption of bustard chicks in course of daily feedings: Age group 2

Age group 2	J u l y								Total	Mean	Min.	Max.
	12.	13.	14.	15.	16.	17.	18.					
N ^o 186	6 ⁰⁰ 2.02	10.06	5.43	8.00	7.19	8.81	6.63	48.14	6.877	2.02	10.06	
	12 ⁰⁰ 0.07	7.28	10.24	9.69	7.88	7.65	9.30	52.11	7.444	0.07	10.24	
	18 ⁰⁰ 6.76	4.66	5.61	3.91	8.56	4.45	7.60	41.55	5.936	3.91	8.56	
Total	8.85	22.00	21.28	21.60	23.63	20.91	23.53	141.80	20.257	8.85	23.63	
N ^o 170	6 ⁰⁰ 2.29	11.56	10.52	6.50	9.03	11.52	9.64	61.06	8.723	2.29	11.56	
	12 ⁰⁰ 6.24	12.83	9.83	6.77	12.99	7.62	14.15	70.43	10.061	6.24	14.15	
	18 ⁰⁰ 6.58	16.53	7.49	7.55	11.10	8.08	11.40	68.73	9.819	6.58	16.53	
Total	15.11	40.92	27.84	20.82	33.12	27.22	35.19	200.22	28.603	15.11	40.92	
N ^o 171	6 ⁰⁰ 2.04	11.71	11.96	8.87	15.14	11.43	9.20	70.35	10.050	2.04	15.14	
	12 ⁰⁰ 10.00	15.28	10.29	10.50	7.96	9.10	9.45	72.58	10.369	7.96	15.28	
	18 ⁰⁰ 9.13	12.37	7.93	8.64	7.46	9.30	10.55	65.38	9.340	7.46	12.37	
Total	21.17	39.36	30.18	28.01	30.56	29.83	29.20	208.31	29.759	21.17	39.36	
All together	45.13	102.28	79.30	70.43	87.31	77.96	87.92	550.33	78.619	45.13	102.28	
Mean	15.043	34.093	26.433	23.477	29.103	25.987	29.307	183.443	26.206	15.043	34.093	

slightly. From among the extreme values found at a particular feeding time, the largest deviation from the mean was shown by those registered at noon, when there was a difference of 15.21 g between the maximal and minimal value. In course of the morning and evening feeding, differences were slightly smaller. (In the morning: 13.12 g, in the evening: 12.62 g). (Table 10.).

In age group 3 daily food intake varied between 13.980 and 50.017 g per chick, averaging 31.081 g. (Table 9). The largest quantity of food (11.959 g) was ingested in the morning. Minimal consumption occurred at noon (9.023) while quantities taken in the evening averaged 10.099 g. The largest difference between the maximal and minimal quantity ingested in course of one feeding was found in the morning (25.56 g). The slightest difference was registered at noon (12.39 g). (Table 10.).

It has been proved by the results of our trials that there is no relevant difference between the consumption of chicks belonging to age group 1, 2 and 3, respectively:

Age group 1: 29.830 g per chick/day

Age group 2: 26.206 g per chick/day

Age group 3: 31.081 g per chick/day

On the basis of data listed above, the first 21 days can be considered in regard of consumption as a homogeneous period in the development of great bustard chicks. In this phase of life, sexual differentiation has not yet begun to an extent necessitating increased food intake (Figure 1-3, a. and b.)

3.2. Discharge of feces and urine (FU)

In course of the trial period, daily quantities of excreta were found to reveal diverse dynamics in the various age groups. (Figure 1-3, d.)

Age group 1: During the first six days of our trials, the quantity of FU increased gradually from 1.355 g pre chick/day to 3.965 g per chick/day. The average calculated for the 7-day period amounted to 2.370 g per chick/day. The number of birds as well as the quantity of FU being small, it was not possible to perform analysis separately for each section of the day (Table 11. and 12.).

Age group 2: In course of the 7-day period, mean quantity of daily FU discharge proved to be well balanced, ranging from 2.110 to 2.727 g per chick, and averaging 2.412 g per chick/day. According to the schedule of collecting and measuring excreta, the quantity of FU discharged during nighttime and collected in the morning was the largest of all, the

Table 9: Consumption of bustard chicks in course of daily feedings: Age group 3

Age group 3	J u l y								Total	Mean	Min.	Max.
	12.	13.	14.	15.	16.	17.	18.					
N ^o 145	0.40	11.25	13.67	10.38	9.26	16.29	16.20	77.45	11.064	0.40	16.29	
	1.54	10.64	5.25	2.25	10.22	4.46	7.23	42.02	6.003	1.54	10.64	
	4.16	17.39	4.75	1.54	15.20	5.39	4.62	53.05	7.579	1.54	17.39	
Total	6.10	39.28	24.10	14.17	34.68	26.14	28.05	172.52	24.646	6.10	39.28	
N ^o 178	5.20	25.96	13.67	11.92	11.16	13.16	12.40	93.47	13.353	5.20	25.96	
	6.46	11.69	12.87	11.88	13.93	9.81	10.75	77.39	11.056	6.46	13.93	
	11.32	18.13	10.26	10.34	7.71	8.67	15.45	81.88	11.697	7.71	18.13	
Total	22.98	55.78	36.80	34.14	32.80	31.64	38.60	252.74	36.106	22.98	55.78	
N ^o 179	3.36	21.82	16.29	10.71	13.43	5.58	9.02	80.21	11.459	3.36	21.82	
	2.38	13.00	11.15	13.64	13.02	8.44	8.44	70.07	10.010	2.38	13.64	
	7.12	20.17	5.92	12.96	13.39	8.16	9.43	77.15	11.021	5.92	20.17	
Total	12.86	54.99	33.36	37.31	39.84	22.18	26.89	227.43	34.490	12.86	54.99	
All together	41.94	150.05	94.26	85.62	107.32	79.96	93.54	652.69	93.242	41.94	150.05	
Mean	13.980	50.017	31.420	28.540	35.773	26.653	31.180	217.563	31.081	13.980	50.017	

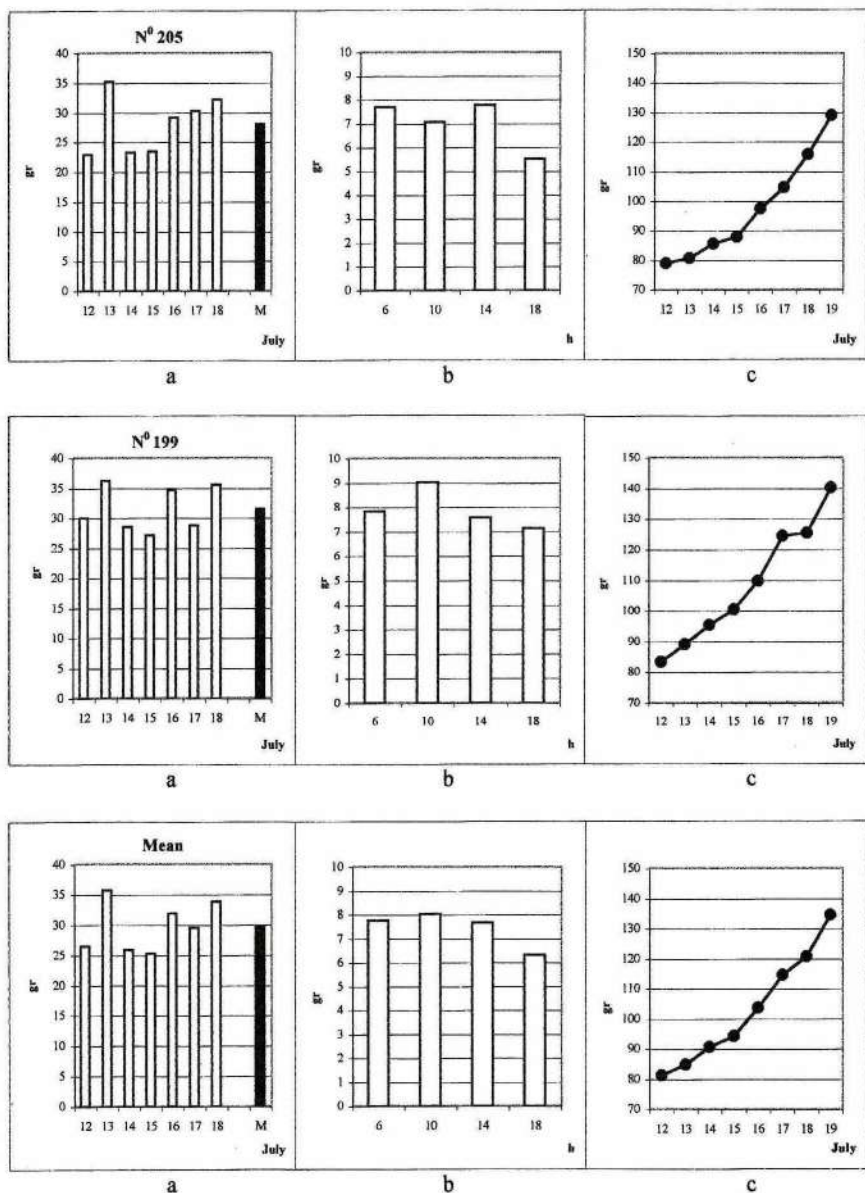


Figure 1: Pattern of consumption and production in age group 1:
(a) Pattern of daily consumption in course of the trial period; **(b) Consumption in various sections of the day;** **(c) Development of body mass in course of the trial period**

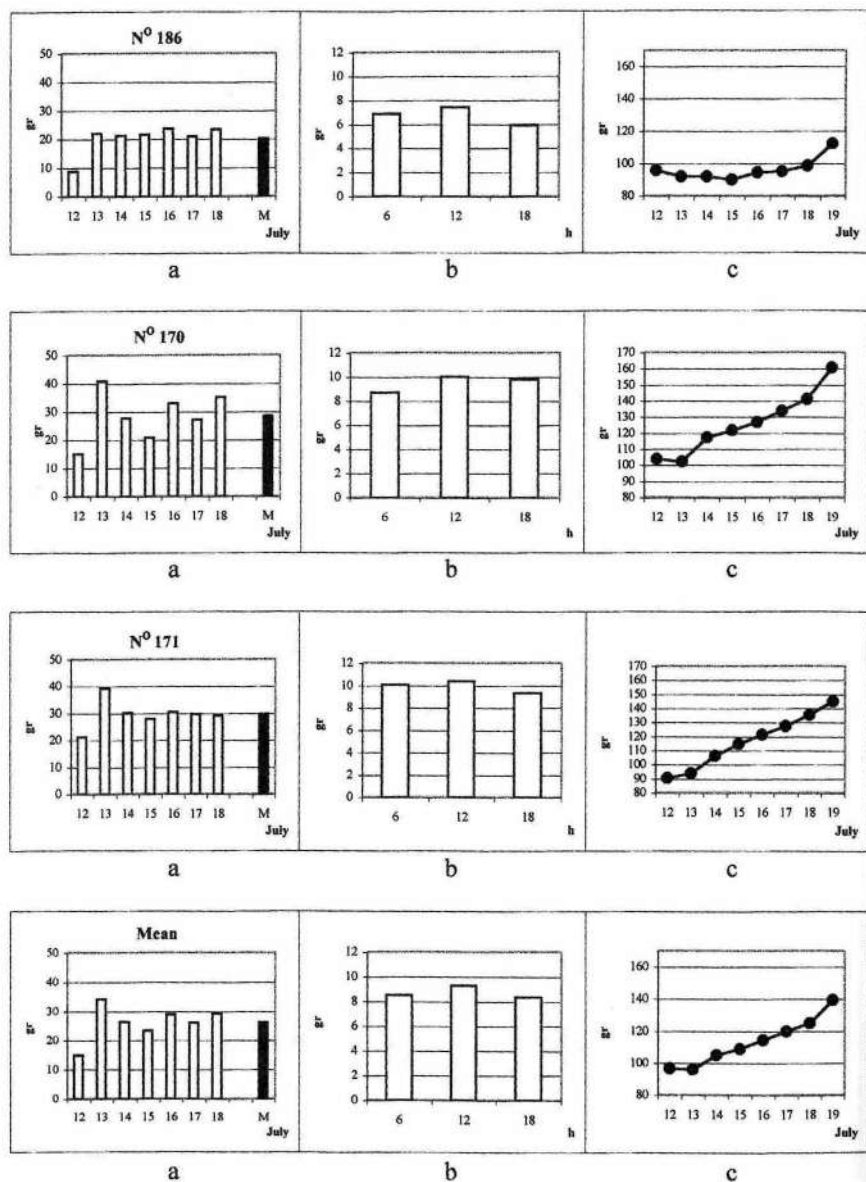


Figure 2: Pattern of consumption and production in age group 2: (a) Pattern of daily consumption in course of the trial period; (b) Consumption in various sections of the day; (c) Development of body mass in course of the trial period

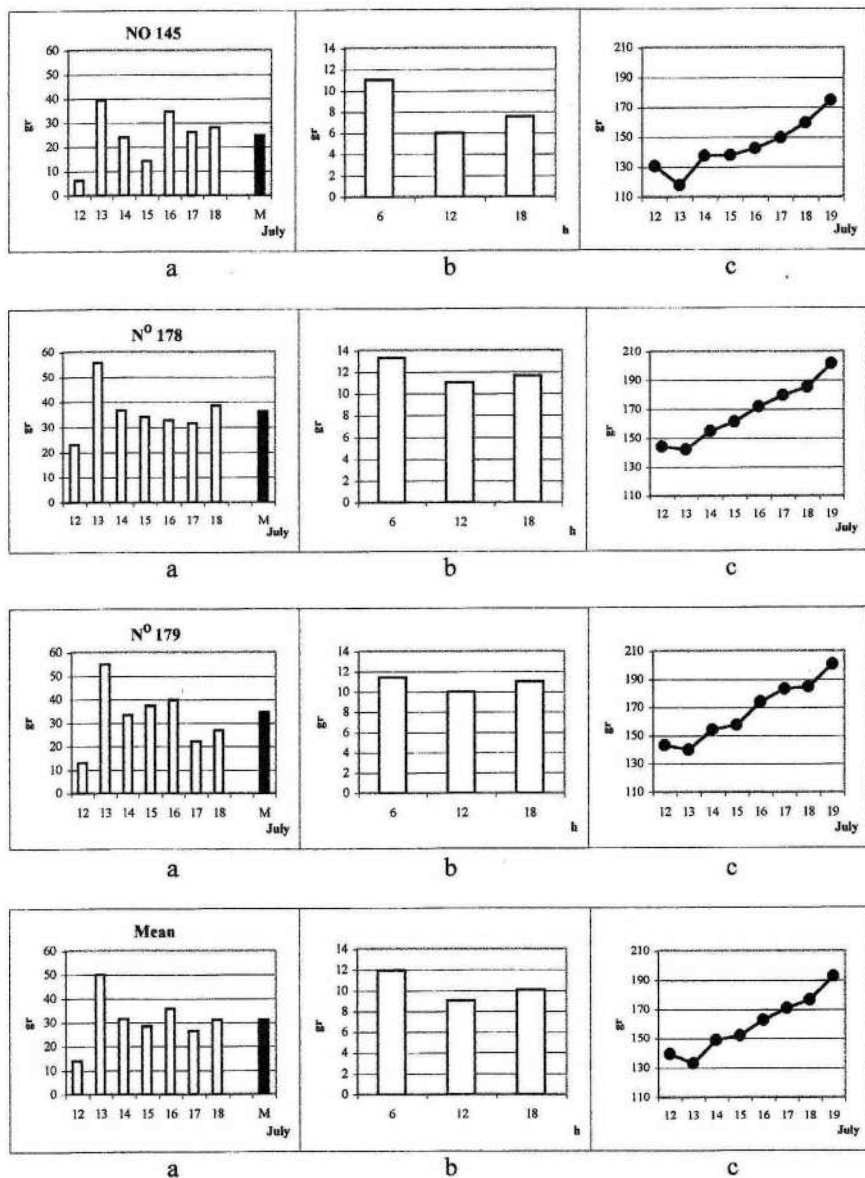


Figure 3: Pattern of consumption and production in age group 3:
(a) Pattern of daily consumption in course of the trial period; **(b)** Consumption in various sections of the day; **(c)** Development of body mass in course of the trial period

Table 12: Gross quantity of FU in each age group, calculated for dry matter

Age group	J u l y						7-day gross	7-day gross/bird	7-day bird/day		
	12.	13.	14.	15.	16.	17.				18.	
Age group 1	Total	2.79	2.71	3.47	4.92	6.37	7.93	4.99	33.18	16.590	2.370
	6 ⁰⁰	2.05	1.45	1.49	2.04	1.23	1.06	1.92	11.24	3.747	0.535
	12 ⁰⁰	1.19	1.49	1.53	1.20	1.90	2.35	2.42	12.08	4.027	0.575
	18 ⁰⁰	3.09	4.33	3.99	4.10	3.88	4.77	3.16	27.32	9.107	1.302
	Total	6.33	7.27	7.01	7.34	7.01	8.18	7.50	50.64	16.881	2.412
Age group 3	6 ⁰⁰	1.40	1.81	1.72	1.86	1.35	2.05	1.94	12.13	4.043	0.578
	12 ⁰⁰	1.39	1.58	1.32	1.53	1.92	1.64	1.28	10.66	3.553	0.508
	18 ⁰⁰	2.17	4.92	4.37	5.85	5.66	5.71	3.13	31.91	10.603	1.514
	Total	4.96	8.31	7.41	9.24	8.93	9.40	6.35	54.60	18.200	2.600

respective amount having been excreted in course of 12 hours. During daytime, excreta were collected every 6 hrs, simultaneously with the food intake of the birds. The average quantities collected at noon and those gained at the time of the evening feeding were nearly equal with each other. (0.535 and 0.575 g per chick, respectively.). As for FU discharged at night, the average calculated for a period of 6 hours amounted to 0,651 g/chick, thus exceeding the afore-mentioned values significantly (Table 11. and 12.).

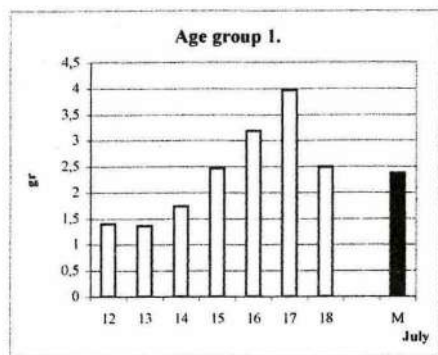
Age group 3: Average quantities of FU were less balanced than those registered in group 2. In course of the 7-day trial period, they ranged from 1.653 to 3.133 g per chick/day, averaging 2.600 g per chick/day. The mean quantity of FU collected at noon and in the evening – i.e. every 6 hrs – amounted to 0.578 and 0.508 g per chick/day, respectively. FU discharged at night – calculated for a period of 6 hrs – averaged 0.757 g per chick/day, so it proved to be considerably more than the quantities excreted during daytime. (Table 11. and 12., Figure 4.).

3.3. Production (P)

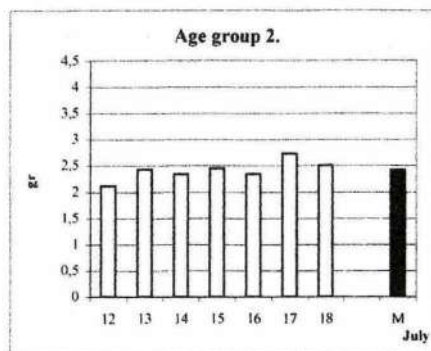
The degree of production, i.e. of body tissue building could be tracked by means of body mass weighings performed each morning. (Table 13., Figure 1-3, c.)

It can be considered as typical that in course of the 7-day trial period, gain in body weight was high in age group 1 and 2. (54.71 – 68.02 %). The only exception was the female chick that had fallen ill with gastrointestinal obstruction (No. 186) In case of the latter bird, body mass production was only 17.37%. In age group 3, body mass production ranged from 33.82 to 40.25%. With an average of 39.10%, it was more moderate than in the two younger groups. Rapid body mass building characteristic for the first two weeks of life presumably experiences a slight slackening in course of the third week. It was observed only in age group 3 that – in spite of the fact that the birds had been being adjusted to their new environment for a day's time prior to the onset of the trial, and their consumption was appropriate, after the first day of the trial period a slight loss of their body mass occurred, which became compensated on the third day.

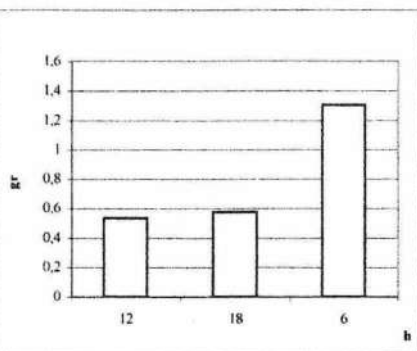
The latter phenomenon may be due to the following: Chicks drawn into the trial at the age of two weeks were much more sensitive than the younger ones (age group 1 and 2), therefore they responded to stress caused by being often touched with losses in body weight until becoming adapted to such disturbing moments.



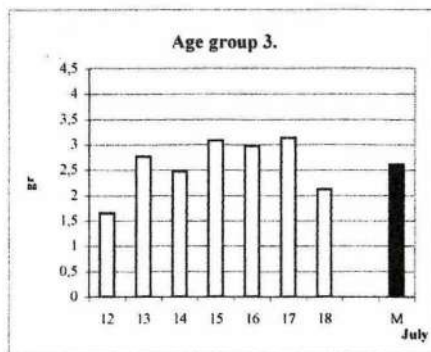
a



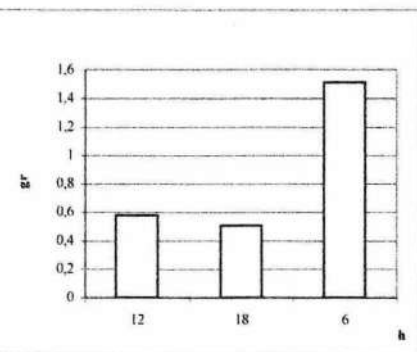
a



b



a



b

Figure 4: Pattern of FU discharge in the individual age groups in course of the trial period: (a) Total quantity of FU/day; (b) Quantity of FU in various sections of the day

3.4. Matter flow model of great bustard chicks

Results listed in **Table 14-17**, reveal that there are no essential changes in the matter flow of great bustard chicks in course of the first three weeks of life. This may be principally due to the fact that the nestling age of the respective birds lasts for several months, the first three weeks covered by our trials representing only the initial stage of nestling period.

The results of our 3-week trials on great bustard chicks display significant conformity to the matter flow balance defined by GERE (1983) for 1-13-day-old song birds – as it is shown by the following comparison of data:

	<i>Lonchura striata</i> 1-13 days	<i>Otis tarda</i> 3-21 days
Production – P	20.47%	27.76-30.48%
FU	29.09%	25.38-29.40%
Respiration – R	50.44%	42.84-44.16%

By the 27th day of its life, the production of *Lonchura striata* decreases practically to 0, thus the bird approximately reaches its adult body mass by this age, while in case of great bustards, the same event will ensue some months later. Therefore it can merely be presumed that by the time of reaching their adult body mass, respiration values of great bustards would also amount to about 70-80%, i.e. the values registered for song birds. (GERE 1983, 1984).

On the basis of the matter flow equation it is sure that in the age groups covered by our trials, no difference between the matter flow of song-birds and that of great bustards belonging to Non-passeres can be verified, although the existence of such differences was hypothesized previously.

3.5. Crude protein flow

It is a well-known fact that in the first weeks of life, great bustard chicks mainly feed upon food of animal origin. Animal proteins allow direct and quick production of body tissue. Their intestinal flora developing slowly, chicks only gradually become able to decompose vegetable matter. In course of analysing protein flow data of our chicks belonging to age group 1, 2 and 3, respectively (**Table 18-21.**), it was proved that approximately two thirds of

Table 17: Data on matter flow of great bustard (Otis tarda) chicks

Age (days)	Mean live body mass per chick		CONSUMPTION (g)	PRODUCTION (g) and $\frac{P \times 100}{C}$	FECES + URINE (g) and $\frac{FU \times 100}{C}$	RESPIRATION (g) and $\frac{R \times 100}{C}$
	at the beginning of phase (g)	at the end of phase (g)				
3-10	81.250	134.665	65.376	19.924 30.48%	16.590 25.38%	28.862 44.14%
10-17	96.777	139.513	57.418	15.941 27.76%	16.881 29.40%	24.596 42.84%
14-21	139.483	192.627	68.097	19.823 29.11%	18.200 26.73%	30.074 44.16%
10-17 ^x	97.200	152.975	63.935	20.804 32.54%	14.686 22.97%	28.445 44.49%

(values for age group 2, without the chick that had fallen ill)

Table 18: Crude protein content of consumption

Age group	Wet mass (g)	Protein (g) in 1 g wet mass	Protein content _n (g)	Protein content ₁ (g)
Age group 1 (n = 2)	417.62	0.102	42.597	21.299
Age group 2 (n = 3)	550.33	0.102	56.134	18.711
Age group 3 (n = 3)	652.69	0.102	66.574	22.191

Table 19: Crude protein content of production

Age group	Wet mass (g)	Crude protein (g) in 1 g wet mass	Protein content _n (g)	Protein content _i (g)
Age group 1 (n = 2)	106.83	0.266	28.417	14.209
Age group 2 (n = 3)	128.21	0.266	34.104	11.368
Age group 3 (n = 3)	159.43	0.266	42.408	14.136

Table 20: Crude protein content of FU

Age group	Total DM _n (g)	Crude protein (g) in 1 g DM	Crude protein content (g) of DM _n	Crude protein content (g) of DM _i
Age group 1 (n = 2)	33.18	0.352	11.679	5.840
Age group 2 (n = 3)	50.64	0.432	21.876	7.292
Age group 3 (n = 3)	54.60	0.431	23.533	7.844

Table 21: Data on crude protein flow of great bustard (*Ovis tarda*) chicks

Age (days)	CONSUMPTION (g)	PRODUCTION and $\frac{P \times 100}{C}$	FECES + URINE and $\frac{FU \times 100}{C}$	RESPIRATION and $\frac{R \times 100}{C}$
3-10	21.299	14.209 66.71%	5.840 27.42%	1.250 5.87%
10-17	18.711	11.368 60.76%	7.292 38.97%	0.051 0.27%
14-21	22.191	14.136 63.70%	7.844 35.35%	0.211 0.95%

ingested proteins are used for building up body mass, so this quantity serves for production. The rest is mainly discharged in FU (27.42-38.97%). During the first week of life, the quantity of protein serving for respiration is considerable (5.87%), while in the older age groups proteins are used – in a more servicable way – for building up body mass, and only 0.270, 95% will be burnt. Protein content found in FU proves that the protein component of the chicks' food is quantitatively satisfactory, some part of it being eliminated by the organism. On the worst, there may be some problem with the amino-acid composition of proteins ingested. The latter topic remains to be investigated.

3.6. Crude fat flow

Analysis on crude fat flow of the chicks (**Table 22-25.**) revealed that the major part of fat (62.78-66.55%) is used for respiration while a lesser fraction of this most important source of energy is built into the body (11.71-19.44%), or becomes eliminated in FU (14.89-19.51%). Our data also indicate the appropriate crude fat content of food administered to the chicks.

3.7. Crude fiber flow

Results of investigation on crude fiber flow (**Table 26-29.**) indicate that the preponderant percentage of crude fibers (65.80-81.54%) becomes eliminated in FU. In age group 1 approximately one third (34.20%) of crude fibers ingested is used for respiration. In the older groups this ratio decreases to 18.46-19.96%. Naturally, no raw fibers appear in body mass produced by the chicks. Crude fiber content of FU is very high in young chicks. Their intestinal flora having not yet developed, they are unable to decompose crude fibers.

3.8. Nitrogen-free extract flow

The results of our trials listed in **Table 30-33.** reveal that the above-mentioned nutriment component is also used preponderantly for energy production as its major part (74.84-81.36%) appears in respiration. Merely a relatively small percentage (3.88-4.27%) is built into body mass. 14.56-20.89% becomes discharged in FU.

Table 22: Crude fat content of consumption

Age group	Wet mass (g)	Crude fat in 1 g wet mass (g)	Crude fat content _n (g)	Crude fat content ₁ (g)
Age group 1 (n = 2)	417.62	0.050	20.881	10.441
Age group 2 (n = 3)	550.33	0.050	27.517	9.172
Age group 3 (n = 3)	652.69	0.050	32.635	10.878

Table 23: Crude fat content of production

Age group	Wet mass (g)	Crude fat in 1 g wet mass (g)	Crude fat content _n (g)	Crude fat content ₁ (g)
Age group 1 (n = 2)	106.83	0.038	4.060	2.030
Age group 2 (n = 3)	128.21	0.038	4.872	1.624
Age group 3 (n = 3)	159.43	0.038	6.058	2.019

Table 24: Crude fat content of FU

Age group	Total DM _n (g)	Crude fat in 1 g DM	Crude fat content of DM _n (g)	Crude fat content of DM ₁ (g)
Age group 1 (n = 2)	33.18	0.094	3.119	1.560
Age group 2 (n = 3)	50.64	0.106	5.368	1.789
Age group 3 (n = 3)	54.60	0.089	4.859	1.620

Table 25: Data on Crude fat matter flow of great bustard (*Otis tarda*) chicks

Age (days)	CONSUMPTION (g)	PRODUCTION and $\frac{P \times 100}{C}$	FECES + URINE and $\frac{FU \times 100}{C}$	RESPIRATION and $\frac{R \times 100}{C}$
3-10	10.441	2.030 19.44%	1.560 14.94%	6.851 65.62%
10-17	9.172	1.624 11.71%	1.789 19.51%	5.759 62.78%
14-21	10.878	2.019 18.56%	1.620 14.89%	7.239 66.55%

Table 26: Crude fiber content of consumption

Age group	Wet mass (g)	Crude fiber in 1 g wet mass (g)	Crude fiber content _n (g)	Crude fiber content ₁ (g)
Age group 1 (n = 2)	417.62	0.007	2.923	1.462
Age group 2 (n = 3)	550.33	0.007	3.852	1.284
Age group 3 (n = 3)	652.69	0.007	4.569	1.523

Table 27: Crude fiber content of production

Age group	Wet mass (g)	Crude fiber in 1 g wet mass (g)	Crude fiber content _n (g)	Crude fiber content ₁ (g)
Age group 1 (n = 2)	106.83	0.000	-	-
Age group 2 (n = 3)	128.21	0.000	-	-
Age group 3 (n = 3)	159.43	0.000	-	-

Table 28: Crude fiber content of FU

Age group	Total DM _n (g)	Crude fiber content in 1 g DM (g)	Crude fiber content of DM ₁ (g)	Crude fiber content of CM ₁ (g)
Age group 1 (n = 2)	33.18	0.058	1.924	0.962
Age group 2 (n = 3)	50.64	0.062	3.140	1.047
Age group 3 (n = 3)	54.60	0.067	3.658	1.219

Table 29: Data on crude fiber matter flow of great bustard (*Otis tarda*) chicks

Age (days)	CONSUMPTION (g)	PRODUCTION and $\frac{P \times 100}{C}$	FECES + URINE and $\frac{FU \times 100}{C}$	RESPIRATION and $\frac{R \times 100}{C}$
3-10	1.462	- 0.00%	0.962 65.80%	0.500 34.20%
10-17	1.284	- 0.00%	1.047 81.54%	0.237 18.46%
14-21	1.523	- 0.00%	1.219 80.04%	0.304 19.96%

Table 30: N-free extract content of consumption

Age group	Wet mass (g)	N-free extract (g) in 1 g wet mass	N-free extract content _n (g)	N-free extract content ₁ (g)
Age group 1 (n = 2)	417.62	0.108	45.103	22.551
Age group 2 (n = 3)	550.33	0.108	59.436	19.812
Age group 3 (n = 3)	652.69	0.108	70.491	23.497

Table 31: N-free extract content of production

Age group	Wet mass (g)	N-free extract (g) in 1 g wet mass	N-free extract content _n (g)	N-free extract content ₁ (g)
Age group 1 (n = 2)	106.83	0.018	1.923	0.962
Age group 2 (n = 3)	128.21	0.018	2.308	0.769
Age group 3 (n = 3)	159.43	0.018	2.870	0.957

Table 32: Data on N-free extract matter flow of great bustard (*Otis tarda*) chicks

Age group	Total DM _n (g)	N-free extract content of 1 g DM	N-free extract content of DM _n (g)	N-free extract content of DM ₁ (g)
Age group 1 (n = 2)	33.18	0.284	9.423	4.712
Age group 2 (n = 3)	50.64	0.185	9.368	3.123
Age group 3 (n = 3)	64.60	0.188	10.265	3.422

Table 33: Data on N-free extract matter flow of great bustard (*Otis tarda*) chicks

Age (days)	CONSUMPTION (g)	PRODUCTION and $\frac{P \times 100}{C}$	FECES + URINE and $\frac{FU \times 100}{C}$	RESPIRATION and $\frac{R \times 100}{C}$
3-10	22.551	0.962 4.27%	4.712 20.89%	16.877 74.84%
10-17	19.812	0.769 3.88%	3.123 15.76%	15.920 80.36%
14-21	23.497	0.957 4.08%	3.422 14.56%	19.118 81.36%

3.9. Results of our investigations on energy flow

3.9.1. Model of energy flow

The results of investigations on matter flow, and knowledge on energy values of food components have enabled us to formulate energy flow equations for each age group of great bustard chicks. Results listed in **Table 34.** indicate that no differences exist between the groups in respect of energy flow pattern.

As in the work of GERE (1983) referred to above, energy flow of *Lonchura striata* is not given separately for the first 13 days of the birds' life, our results can be compared only with GERE's summarized data calculated for the period lasting until the onset of flying, i.e. the 27th day of life.

	<i>Lonchura striata</i>	<i>Otis tarda</i>
	1-27 days	3-21 days
Production - P	10.3%	28.62-31.42%

As GERE has pointed out that in course of the last five days before becoming fledged, a significant percentage of nutrients and energy contained in the food ingested by *Lonchura striata* is used for respiration, it can be inferred that an average production as high as 10,3% is only possible mathematically if in the first period of life body mass production is considerably higher, approaching the value obtained for bustard chicks in course of our trials.

Summarizing the results of our investigations, it can be laid down that in respect of the period covered by our trials, the type of production biology established by GERE (1983) for birds in general, applies for great bustards as well. Clearing the question how the above-mentioned type deviates during the subsequent stages of great bustards life in the direction hypothesized for *Non-passeres* remains the task of further investigations. However, technical implementation of the latter will be extremely difficult.

4. CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

Among investigations performed under artificial circumstances, our trials were the first ones to supply comprehensive data on the matter and energy flow of great bustard chicks.

Table 34: Data on energy flow of great bustard chicks (10^3 J and % respectively)

Age (days)	CONSUMPTION (10^3 J)	PRODUCTION and $\frac{P \times 100}{C}$	FECES + URINE and $\frac{FU \times 100}{C}$	RESPIRATION and $\frac{R \times 100}{C}$
3-10	1.397.739	414.678 29.67%	268.675 19.22%	714.386 51.11%
10-17	1.227.597	331.780 27.03%	283.061 23.06%	612.756 49.91%
14-21	1.455.914	412.576 28.34%	300.464 20.64%	742.874 51.02%
10-17	1.366.930	432.994 31.67%	246.255 18.02%	687.681 50.31%

The results of our trials indicate that daily consumption (expressed in dry matter) averages approximately 30g when chicks are fed according to the methods applied at the DÉVAVÁNYA RESCUE STATION. By converting the quantity given in dry matter into wet mass, it can be laid down that great bustard chicks of the respective age require circa 100g of food daily.

During the first three weeks of life, 28-30% of consumption was used for building up body mass, 43-45% served for respiration, and 25-30% became eliminated in FU. From the point of view of energetics, the share of production amounts similarly to 28-30%, whereas 50-51% of energy serves for respiration, and only 18-21% will be eliminated.

We were able to establish that protein flow serves mainly (60-67%) for building up body tissue while the rest becomes eliminated. The bulk of crude fat (63-67%) as well as the majority of nitrogen-free extracts (75-82%) is used for respiration. A lesser percentage of these substances participates in production, and the rest is eliminated. Crude fibers do not play any part in production; the amount used for respiration does not exceed 18-34%, thus the majority of this food component becomes eliminated in FU.

On the basis of results reported above, it can be stated that compound feed applied at the DÉVAVÁNYA RESCUE STATION does not contain insufficient quantities of any physiologically important component. Crude fiber content of the diet is to be considered as too high. The majority of it becomes eliminated in FU in undigested state, due to the natural characteristics of bustard chicks nutrition biology. Therefore, the ratio of vegetable matter in the diet has to be reduced considerably. Applying semolina and corn grits as food ingredients seems to be superfluous. Their present share (calculated for dry matter) amounts to 34.17 mass %, and their crude content is as high as 2.7%.

The present quantity of young lettuce fed to the chicks (12.79 mass % of food, with a crude fiber content of 10.2%) seems to be sufficient, or it may be even slightly reduced.

Simultaneously with the reduction of ingredients containing a high percentage of crude fiber, animal protein content of crude fiber, animal protein content of the diet (meat, insects, etc.) has to be provided for. These changes would be of great importance because in the present formulary amino-acid composition of proteins is surely poorer than the one which could be accomplished by applying meat as diet ingredient. More complex amino-acid composition of food would have advantageous consequences in regard of nutrition physiology, somatic development and hygiene of bustard chicks.

In the future we intend to make use of the results of our investigations for optimizing the composition of food applied in Hungarian great bustard rearing.

ACKNOWLEDGEMENTS

Our grateful acknowledgements are due to the HUNGARIAN INSTITUTE OF ORNITHOLOGY for financing our study; to MR. EMIL BARTUCZ (director of the Inspectorate of the National Bureau for Nature and Environmental Protection, competent for the southern district of the Great Hungarian Plain) for support of similar kind; to MR. FERENC PÁLNIK for proving the conditions necessary for our trials at the DÉVAVÁNYA RESCUE STATION; to MRS. ZS. LASSU for carrying out the laboratory tests with great precision. I express my best thanks to DR. GÉZA GERE, Professor at the EÖTVÖS L. UNIVERSITY (Budapest) for his helpful advice.

REFERENCES

- FODOR, T. (1966): Vizsgálatok a tüzokról mesterséges körülmények között. *ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK* 53: 1-4.
- GERE, G. (1982): A szárazföldi izeltlábuak és gerincesek produktivitásának alaptípusai. *A BIOLÓGIA AKTUÁLIS PROBLÉMÁI* 25: 215-236.
- GERE, G. (1983): The role of birds in matter and energy flow of the ecosystems. *PUSZTA* 1(10): 37-54.
- GERE, G. ÉS ANDRIKOVICS, S. (1986): Untersuchungen über die Ernährungsbiologie des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) sowie deren Wirkung auf den trophischen Zustand des Wassers des Kisbalaton I. *OPUSC. ZOOL. Budapest* 22: 67-76.
- GEWALT, W. ÉS GEWALT, I. (1966): Über Haltung und Zucht des Grosstrappe *Otis tarda* – *ZOOL. GARTEN (NF)* 32: 265-322.
- GORIUP, P. D. (1985): The 1980 breeding season at the Great Bustard Trust (U.K.) *BUSTARD STUDIES* 2: 103-112.
- HUTTERER, R. (1977): Ein Experiment zur Ermittlung der optimalen Fütterungsfrequenz bei der Handaufzucht von Grosstrappenküken (*Otis tarda* L.). *EGRETTA* 20 (2): 71-76.
- LITZBARSKI, B. ÉS LITZBARSKI, H. (1985): Zu Ergebnissen und Problemen der Grosstrappenaufzucht an der Naturschutzstation Buckow. 4. SYMPOSIUM ÜBER DIE GROSSTRAPPE, Eberswalde, DDR 5-9. September 1983: 40-47.
- RUTSCHKE, E. (1983): Zur Ernährung und zum Nahrungs- und Energiebedarf der Wildgänse. *DER FALKE* 30 (4): 126-131.
- OSBORNE, L. (1985): Progress towards the captive rearing of Great Bustards. *BUSTARD STUDIES* 2: 123-130.
- STERBETZ, I. (1980): Investigations into the nutrition of the Great Bustard (*Otis tarda* L.) in the winter aspect of 1977/78. *AQUILA* 86: 93-100.

AZ *APODEMUS AGRARIUS* POPULÁCIÓINAK ÖSSZEHASONLÍTÓ SZÜNBIOLÓGIAI VIZSGÁLATA HÁROM KÜLÖNBÖZŐ HABITATBAN

Horváth Győző¹ és Kalmár Sándor²

¹Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Zootaxonómia és Szünzoológia Tanszék
University of Pécs, Faculty of Science, Institute of Biology, Department of Zootaxonomy and Synzology
H-7624 Pécs Ifjúság u. 6. Hungary

²Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet
University of West Hungary, Faculty of Forestry,
Institute of Wildlife Management, H-9400 Sopron, Ady E. u. 5. Hungary.

KULCSSZAVAK: elevenfogó csapdázás, erdei élőhely, művelésben felhagyott nyílt élőhely, populációdinamika, ivararány, *Apodemus agrarius*

KEY-WORDS: live trapping, forest habitat, abandoned field habitat, population dynamics, sex ratio, *Apodemus agrarius*

ABSTRACT

HORVÁTH, GY. AND KALMÁR, S.: COMPARATIVE SYNBIOLOGICAL STUDY OF *APODEMUS AGRARIUS* POPULATIONS IN THREE DIFFERENT HABITAT. Comparative synbiological study of *Apodemus agrarius* populations in three different habitat: in 1997 and 1998 we examined the *Apodemus agrarius* populations of three different habitat using the CMR technique. The first sampling area was a *Quercus robur-carpinetum* vegetation type forest habitat (Vajszló), the other two were differently covered fallow habitat (Nagycsány, Páprád). During the two years, from the three population, in order of the above mentioned territory, we marked 455, 373 and 294 individuals. According to the number of capture, recapture and marked specimens, on the one hand we compared the two examined years, on the other hand we compared the three different areas in both years individually. In the most data of captures there was no significant different between the habitats, yet the results of the two examined years were significantly different. The populations dynamics were characterised by the MNA, using SPERMANN's rank correlation. The comparison of the forest habitat and 3 years fallow shows a significant similarity ($r_s=0.63-0.77$, $p<0.05$), while in 1997 between this two habitat the population dynamic was significantly similar ($r_s=0.94$, $p<0.001$), but in 1998 it wasn't ($r_s=0.53$, ns). The measured demographic changes on the 5 years fallow in 1998 was different from the two other habitats. We examined the sex ratio and the changes of body mass values.

1. BEVEZETÉS

A európai mérsékelt övi biotópok tipikus generalista rágcsálófaja a pirók erdeiegeér, *Apodemus agrarius* (PALLAS, 1771), amely különösen kedveli a sűrű vegetációjú nyílt területeket, azonban expanzív fajként, nagy denzitással jelenik meg erdőkben, erdősávokban (GLIWICZ 1981, SACKI és LIRO 1991). A faj populációdinamikájára vonatkozó lengyel kutatások jelentősek, amelyek 1955 óta folytak (ANDRZEJEWSKI és WIREZBOWSKA 1960, 1961). Több területet vizsgáltak eltávolításos csapdázással, hogy megfigyeljék a csapdázás által elnéptelenedett, kicsapdázott területek feltöltődésének folyamatát. Ezeket az adatokat fogásnapárban rögzítették, és e fogásnapár-módszer alapján határozták meg az *A. agrarius* denzitását is. További jellemzéshez ezt az adatsort használta fel ANDRZEJEWSKI és WROCLAWEK (1961), akik a faj populációdinamikájában hirtelen őszi népességemelkedést írtak le, és ezen gradációt követő év első időszakában a létszám ugyanilyen látványos összeomlást tapasztaltak. A populációk dinamikai leírásán túl egyéb szünbiológiai paramétereket is vizsgáltak. A trofikus struktúrák megértése kapcsán az *A. agrarius* táplálkozásökológiájával is részletesen foglalkoztak (HOLIŠOVÁ 1967). GEBCZYNSKA ET AL. (1987) különböző területeken (városszéli erdő, városi park) gyomortartalom vizsgálatok alapján vizsgálta a faj táplálkozását. Jelentős különbségeket mutatott ki, rávilágítva a faj táplálkozási stratégiájának nagymértékű adaptálódási képességére. Hasonló habitátokat vizsgálva BABINSKA-WERKA és GARBARCZYK (1981) valamint BABINSKA-WERKA (1981) kimutatták, hogy urbanizált területeken étrendjük egyre homogénebbé válik, de elsősorban a növényi táplálékokat részesítik előnyben. A kor- illetve ivareloszlás terén kiderült, hogy a városi területeken több fiatal egyed él, melyek tömege nagyobb a szuburbán területeken élőkéhez képest. A nemi eloszlás terén ezen szuburbán területeken, elsősorban a tavaszi időszakban, a hímek dominanciája volt jellemző (WOLANSKA és KUBICZ 1986). Ezen kutatások is rámutattak, hogy a táplálékválasztásnak fontos szerepe van az *A. agrarius* és a vele koegzisztáló fajok niche-szegregációjában. Ugyanilyen fontos problémaként jelentkezett, a faj különböző habitátokban való elterjedése, habitat szelekciója (ZEJDA 1967). Városközpontban, külvárosban és a külvároson kívüli erdőben vizsgálták meg a rágcsálópopulációk összetételét, és azt találták, hogy az urbanizáció erősödésével a populációk gyengültek (ANDRZEJEWSKI ET AL. 1978.).

A hazai kismemléskutatásban hiányterületnek számít a különböző habitátokban, párhuzamosan végzett hosszabb távú élvefogó csapdázás, amely egy faj különböző populációinak összehasonlító elemzését vizsgálja.

Jelen tanulmányban célunk, hogy az *A. agrarius* három különböző mintaterületen csapdázott populációjának demográfiai, valamint ivari és tömegeloszlásának időbeli változását vizsgáljuk. Össze kívánjuk vetni egyrészt az adott mintaterületen belüli populáció tér-időbeli változását, másrészt ugyanazon időintervallum alapján a három különböző populáció vizsgált paramétereit.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. A vizsgált területek leírása

Vizsgálataink során három különböző vegetációjú területen végeztük csapdázásainkat. A három mintavételi hely (A-C) a következők:

(A) *QUERCO ROBORI-CARPINETUM* ERDŐRÉSZLET

Ez a terület Vajszló és Páprád (É 45°51', K 18°00') települések között helyezkedik el. A csapdaháló területén a vegetáció négy szintjét különítettük el. A felső lombkoronaszint magassága 25 m, záródása 50-70%. Jellemző fajok a *Quercus robur*, *Fraxinus angustifolia* és a *Robinia pseudoacacia*. Az alsó lombkoronaszint magassága 4-10 m, záródása 20-95%, ahol a jellemző fajok a *Carpinus betulus*, *Ulmus minor*, *Fraxinus angustifolia* és a *Robinia pseudoacacia*. Az 1-4 m magasságú, 25-90% borítású cserjeszintet a *Cornus sanguinea*, a *Ligustrum vulgare* a *Crataegus monogyna* és a *Sambucus nigra* és *Robinia pseudoacacia* fiatal egyedei alkotják. A terület 90-100%-os borítású, magas aljnövényzetű részeit üde nitrogéndús termőhelyre utaló fajok jellemzik, sok gyomfajjal. Jellemző fajok: *Corydalis cava*, *Anemone nemoralis*, *Stellaria holostea*, *Galium aparine*, *Veronica hederifolia*, *Lamium purpureum*, *Alliaria petiolata*, *Urtica dioica*.

(B) 3 ÉVES ÜDE RUDERÁLIS GYOMNÖVÉNYZET (FELHAGYOTT SZÁNTÓ)

A területen 1995-ben hagytak fel a mezőgazdasági műveléssel. Legmagasabb pontja a Vajszló és Selye közti műút magasságában van, ahonnan déli és dél-nyugati irányba fokozatosan megy át egy állandó vízboritottságú, *Calamagrostis epigeios*-dominanciájú mocsári vegetációba. Az alsó gyepszint évelő kétszikűekben domináns alacsony, 5-10 cm-es, 80-100 %-os borítású. Ebben az eredeti mocsári vegetáció egy-egy generalistája tömeges fajjá lépett elő. A gyakoribb fajok: *Trifolium pratense*, *Ambrosia elatior*, *Potentilla reptans*, *Senectis annua*, *Stellaria media*, *Taraxacum officinale*, *Rumex spp.*, *Euphorbia cyparissias*, *Setaria viridis*, *Matricaria maritima*, *Consolida regalis*, *Anthemis arvensis*. A felső gyepszint évelő magaskórós-jellegű fajokból áll, 60-100 cm magas, 30-40%-os boritottságú szint, melyben néhány mocsári edificátor dominánsá vált. Jellemző gyakori fajok: *Solidago gigantea*,

Cirsium arvense, *Erigeron canadensis*, *Artemisia vulgaris*, *Daucus carota*, *Stenactis annua*, *Epilobium spp.*, *Calamagrostis epigeios*, *Agrostis stolonifera*. Jellemző a műút mentén létrejött szegélytípus, amelybe az út északi oldalán lévő ültetvényről akác-csemeték (*Robinia pseudo-acacia*) kolonizáltak, amelyek az előzőekben leírt kétszintű gyepen 2-3 m magas, laza, 20%-os borítottságú harmadik szintet alkotnak.

(C) 5 ÉVES ÜDE RUDERÁLIS GYOMNÖVÉNYZET (FELHAGYOTT SZÁNTÓ)

Kétszintes, üde gyomnövényközösség kaszálórégi és mocsári fajokkal, amelyben fiziognómiai foltosodás nem jellemző. Az alsó gyepszint alacsony, 5-20 cm magasságú, 150%-os borítottságú elsősorban kétszikűekből álló gyeper, amelyben az egyszikű fajok helyenként jelentős borítást értek el. Domináns fajok: *Potentilla reptans*, *Veronica chamaedrys*, *Daucus carota*, *Taraxacum officinale*, *Plantago lanceolata*, *Trifolium pratense*, *Ranunculus acris*, *Centaurea jacea*, *Stenactis annua*, *Ranunculus repens*, *Agrostis stolonifera*, *Achillea millefolium*, *Galium spp.*, *Poa spp.* A felső gyepszint 70-100 cm magas, 50-70%-os borítottságú magaskórós. Domináns fajok: *Daucus carota*, *Cirsium arvense*, *Erigeron canadensis*, *Epilobium spp.*, *Crepis tectorum*, *Calamagrostis epigeios*, *Artemisia vulgaris*, *Solidago gigantea*, *Valeriana officinalis*, *Urtica dioica*, *Centaurea jacea*.

2.2. Csapdázási metodika

Az állatok befogásához mindhárom területen fából, illetve műanyagból készült élvefogó csapdákat használtunk, amelyek használatát HORVÁTH ET AL. (1996) és HORVÁTH (1996) tesztelte. Mindhárom mintaterületen 11×11-es, egymástól 10 m-re lerakott csapdákból álló 1 ha-os csapdahálóval, kvadrát módszerrel csapdáztunk. Csalétekként szalonnát és ánizskivonattal, valamint növényi olajjal megkevert gabonamagvakat használtunk. Az erdei mintaterületen egész éven át napi két ellenőrzést végeztünk (7⁰⁰, ill. 20⁰⁰ órai kezdettel), így periódusonként kilenc ellenőrzésünk volt. A nyílt területeken a nyári periódusban napi egy alkalommal (reggelente) végeztünk ellenőrzéseket, mivel napközben a csapdák, az állatok kímélése érdekében csak 17⁰⁰-18⁰⁰ óra között állítottuk élesre.

Jelen dolgozat az 1997-es és az 1998-as fogási adatokat elemzi. Az erdei területen (A) mindkét évben tíz 5 éjszakai periódusban csapdáztunk februártól novemberig, így 12.100 csapdaéjszaka adatait dolgoztuk fel. A három éve parlagon hagyott területen (B) mindkét évben márciustól októberig, nyolc hónapon át működtettük csapdáinkat. A csapdázási idő és a csapdaszám figyelembevételével 9680 csapdaéjszaka adatai állnak rendelkezésünkre. A Páprád melletti terület (C) időközben magántulajdonba került, ezért itt csak korlátozott időben tudtuk

elhelyezni csapdáinkat. 1997-ben három (szeptember-november), 1998-ban pedig öt (május-szeptember) hónap 5 éjszakás csapdázását valósítottuk meg, ami 4840 csapdaéjszakát jelentett.

A megfogott állatok egyedi jelölésére az első lábujjperc eltávolítását alkalmaztuk (BEGON, 1979). A csapdázások során feljegyeztük az állat nemét (nőstényeknél a graviditást ill. a laktálást is feltüntetve), korát, tömegét. A kort testtömeg és küllemi bélyegek alapján különítettük el, amihez ADAMCZEWSKA-ANDRZEJEWSKA (1973) és HAITLINGER (1962) munkáját használtuk fel.

2.3. Az adatfeldolgozás módszerei

A fogási adatokat MANLY-PARR-féle fogásnaplár módszere szerint értékeltük és az ebből számítható "**minimum ismert egyedszám**" ("minimum number alive"=MNA) alapján jellemeztük a három habitat populációjának időbeli dinamikáját (PETRUSEWICZ ÉS ANDRZEJEWSKI 1962, KREBS 1966, BOONSTRA ÉS KREBS 1978, HALLE 1991).

A jelölés-visszafogás technikájából adódó különböző fogási paraméterek (összfogás, visszafogások száma, jelölt egyedek száma) vizsgálati hónapokra vonatkozó értékeit először az egyes habitatok két különböző éve között hasonlítottuk össze, majd a különböző habitatok ugyanazon évének adatait páronként is összevetettük, amihez WILCOXON-tesztet alkalmaztunk. A MNA változásának trendjét SPEARMAN-féle rangkorrelációval elemeztük, amelynek során a létszámváltozás alakulását ugyancsak mind az adott habitatra jellemző különböző periódus, mind ugyanazon csapdázási periódus habitatok közötti értékei alapján isértékeltük. A terepen mért tömegadatokat felhasználva minden periódusban és habitatban havi átlagtömegeket számítottunk és megadtuk ezen értékek standard hibáját is. Az átlagtömegek statisztikai összehasonlításához MANN-WITHNEY U-tesztet használtunk. Mindkét évben és habitatban megadtuk a hím és nőstény egyedek %-os arányát, valamint az ivararány értékét logaritmikus skálán ábráztuk. Az ivararány változásának habitaton belüli és habitatok közötti összehasonlításához is SPEARMAN-féle rangkorrelációt alkalmaztunk (ZAR, 1996).

3. EREDMÉNYEK

3.1. A populációk létszámváltozásainak elemzése

Az erdei habitatban (A) az 1997-es és az 1998-as 10 hónapos periódusban összesen 455 pld *A. agrarius*st jelöltünk meg. A fogási paramétereket a **1. táblázat** tartalmazza.

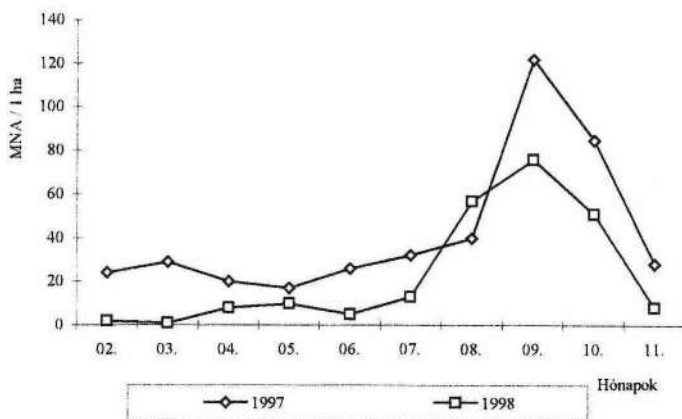
1. táblázat: Az erdei mintaterület (A) fogási paraméterei 1997-1998-ban

Table 1: Capture parameters in the forest habitat (A) in 1997-1998

Hónap Month	Összfogás Total capture		Visszafogás Recapture		Jelölt egyedszám Marked individuals	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998
Február	74	4	73	2	24	2
Március	85	2	80	2	29	1
Április	43	14	36	9	16	8
Május	33	37	29	32	14	10
Június	54	11	38	7	21	5
Július	77	23	53	14	25	12
Augusztus	80	109	55	56	33	57
Szeptember	249	152	141	86	113	76
Október	212	101	154	77	82	51
November	115	11	100	8	28	8

A WILCOXON-teszt eredményeként az *A. agrarius* összfogás száma, a visszafogások száma ($T=3$, $z=2.44-2.49$, $P<0.02$), valamint a jelölt egyedek száma ($T=7$, $z=2.08$, $P<0.05$) is 1997-ben volt szignifikánsan nagyobb. A létszámváltozást értékelve is látható a WILCOXON-teszt eredménye, tehát 1997-ben az MNA értékek is egy hónap (augusztus) kivételével nagyobbak, mint 1998-ban ($T=3$, $z=2.49$, $P<0.02$). A populáció népessége 1997-ben már kora tavasszal nagyobb létszámról indult és szeptemberben lényegesen nagyobb maximumot ért el. Ez a létszámmaximum mindkét évben szeptemberre alakult ki (1. ábra). A két év demográfiai változásának trendje a fogási paraméterek különbsége ellenére a rangkorreláció számítása alapján szignifikánsan hasonló volt ($R_s=0.63$, $P 0.05$).

A Nagycsány melletti parlagterületen (B) 1997-1998-ban, a kétszer nyolc hónapos periódus során 373 pld *A. agrarius* jelöltünk meg. A három fogási paraméter havonkénti értékeit a 2. táblázat tartalmazza. A két éves fogási értékek összehasonlítása során a WILCOXON-teszt mindhárom paraméterre - különböző hibaszázalékkal - szignifikáns különbséget adott. Az erdei területtel ellentétben itt az *A. agrarius* populáció 1998-ban bizonyult népesebbnek. A összfogás- és a jelölt egyedek száma ($T=2$, $z=2.24$, $P<0.05$), valamint a visszafogások száma ($T=0$, $z=2.52$, $P <0.02$) értékkel 1998-ban volt szignifikánsan nagyobb.



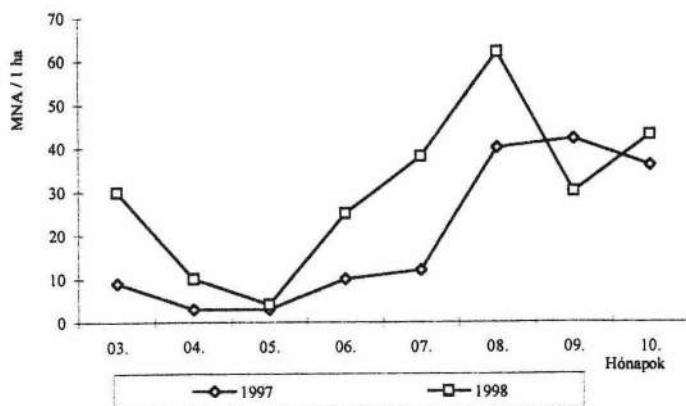
1. ábra: Az *A. agrarius* MNA értékeinek változása az erdei habitatban 1997-1998-ban
 Figure 1: Changes of MNA values in *Apodemus agrarius* in a forest habitat in 1997-1998

2. táblázat: A 3 éves parlagterület (B) fogási paraméterei 1997-1998-ban
 Table 2: Capture parameters in the 3 years follow field habitat (B) in 1997-1998

Hónap Month	Összfogás Total capture		Visszafogás Recapture		Jelölt egyedyszám Marked individuals	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998
Március	15	59	6	40	9	30
Április	1	4	0	18	1	9
Május	3	5	3	4	1	3
Június	12	52	5	27	9	25
Július	11	68	4	44	10	37
Augusztus	59	90	23	45	38	62
Szeptember	40	36	12	14	32	28
Október	52	64	28	35	36	43

Az MNA értékek közötti különbség ($T=4$, $z=1.96$, $P<0.05$) grafikusán is jól látszik. 1997-ben augusztus-szeptemberben volt a populáció létszámmaximuma, a két hónap közötti minimális érték különbséggel. A következő évben egyértelműen augusztusra esett ez a maximum, majd utána a populáció egyedszáma jelentősen visszaesett (2. ábra). A két év

létszámváltozásnak trendje $R_S=0.77$ rangkorrelációs értékkel és $P<0.05$ szignifikancia szinten megegyezett



2. ábra: Az *A. agrarius* MNA változása a három éves parlagterületen 1997-1998-ban

Figure 2: Changes of MNA values in *Apodemus agrarius* in 3 years fallow in 1997-1998

A Páprád mellett fekvő parlagterületen (C) az előző két habitathoz képest kevesebb volt a csapdázási hónapok száma. Az 1997-1998-as nyolc hónap mintavételezése során 294 pld *A. agrarius*st jelöltünk meg, a fogási paraméterek periódusonkénti értékeit itt is megadtuk (3. táblázat).

1997-ben a populáció létszámnövekedése az előzőektől eltérő módon itt nem állt meg kora ősszel, legmagasabb értékét novemberben kaptuk. A következő évben már ezen területen is a szokott időszakban jelentkezett a létszámmaximum (3. ábra). A két év létszámtrendjét az 1997-es adatok kis száma miatt nem tudtuk összehasonlítani, azonban az 1998-as évet az öt hónap adatai alapján a másik két területtel összevetettük. Az 1997-es őszi magas egyedszáma az *A. agrarius*nak a vizsgált területen kialakuló gradációjára utal.

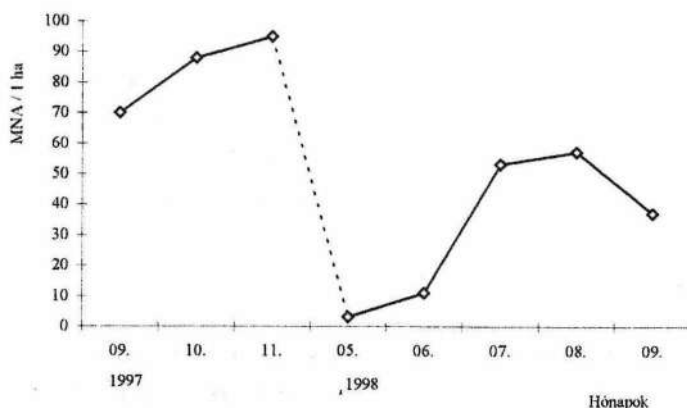
A három habitatban a csapdázási hónapok száma nem volt egyenlő, így a nem teljesen átfedő időszak miatt az demográfiai összehasonlítást a vizsgálati periódus, tehát egy adott év ugyanazon hónapjainak fogási adatai alapján végeztük. Mind a fogási paraméterekben, mind az MNA értékekben az 1997-es csapdázási periódusban az erdei és a 3 éve parlagon hagyott, nyílt habitat különbözött szignifikánsan egymástól. 1998-ban a két terület között már nem volt szignifikáns különbség a csapdázási adatokban. Az utóbbi évet tekintve a másik két habitat párosításában sem mutattunk ki jelentős különbséget a fogási értékek között. 1998-ban az

erdei habitatban 1997-hez lényegesen lecsökkent a faj populációjának népessége, így a két nyílt területhez viszonyítva a fogási adatok szignifikánsan nem különböztek (4. táblázat).

3. táblázat: Az öt éves parlagterület (C) fogási paraméterei 1997-1998-ban

Table 3:

	Összfogás Total capture	Visszafogás Recapture	Jelölt egyedszám Marked individuals
1997 Szeptember	103	27	70
Október	162	100	74
November	218	173	95
1998 Május	7	4	3
Június	19	11	11
Július	92	32	52
Augusztus	88	44	57
Szeptember	55	26	37



3. ábra: Az *A. agrarius* MNA változása az öt éves parlagterületen 1997-1998-ban

Figure 3: Changes of MNA values in *Apodemus agrarius* in 5 years fallow in 1997-1998.

4. táblázat: A Wilcoxon teszt eredménye a három habitat demográfiai és fogási paramétereinek összehasonlításában

Table 4:

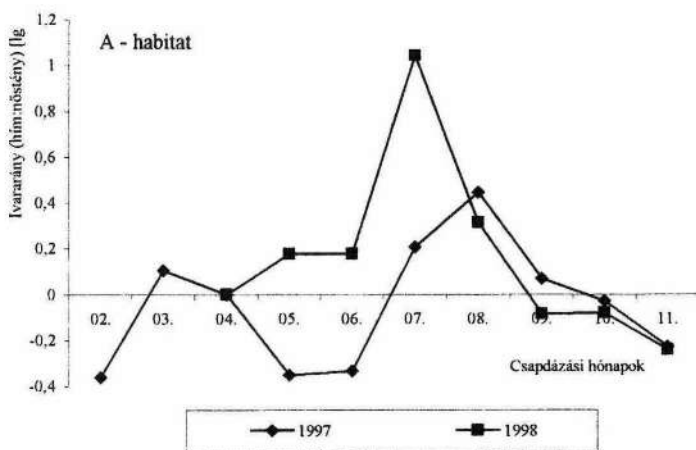
Erdei habitat (A) vs. Három éves parlag (B) Fores habitat (A) vs. 3 year follow (B) 1997				Erdei habitat (A) vs. Három éves parlag (B) Fores habitat (A) vs. 3 year follow (B) 1998				
	MNA	Visszafog. Recapture	Összfogás Total capture	Jelölt pld Marked	MNA	Visszafog. Recapture	Összfogás Total capture	Jelölt pld Marked
T	0	0	0	1	15	15	17	15
z	2.36	2.52	2.52	2.38	0.42	0.42	0.14	0.42
P	< 0.02	< 0.01	< 0.01	< 0.01	NS	NS	NS	NS
Erdei habitat (A) vs. Öt éves parlag (C) Fores habitat (A) vs. 5 year follow (C) 1998				Három éves parlag (B) vs. Öt éves parlag (C) Fores habitat (A) vs. 5 year follow (C) 1998				
	MNA	Visszafog. Recapture	Összfogás Total capture	Jelölt pld Marked	MNA	Visszafog. Recapture	Összfogás Total capture	Jelölt pld Marked
T	-	4	5	-	7	2.5	6.5	4
z	-	0.94	0.67	-	13	0.91	0.26	0.36
p	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

A különböző populációk létszámváltozás trendjeinek összehasonlítása alapján az erdei és a három éves parlagterület 1997-ben $R_s=0.94$ rangkorrelációs értékkel, $P<0.001$ szignifikancia szinten hasonló volt, viszont 1998-ban a két populáció trendje különbözött ($R_s=0.538$, NS). E két habitatot összehasonlítva az öt éves parlagterület '98-as adataival, csak a két nyílt terület között kaptunk értékelhető eredményt ($R_s=0.6$, NS), tehát ebben az esetben az *A. agrarius* populáció MNA trendje nem volt szignifikánsan hasonló.

3.2. A három populáció ivar- és tömegeloszlása

Az erdei habitatban (A) mindkét vizsgálati évben az ivari megoszlásra az volt a jellemző, hogy kora tavasszal, illetve késő ősszel a nőstények aránya jóval nagyobb volt, míg a nyári hónapokra a két nem viszonya megfordult. Ez különösen az 1998-as évben látszik szembetűnően. 1997-ben a hímek túlsúlyának két csúcsa van, egy márciusban és egy augusztusban. A következő évben egyértelműen a júliusi maximum volt jellemző (4. ábra). Ez a periódus nagyjából egybeesett a graviditások maximumával, ami arra utal, hogy ebben az időszakban a nőstények kevesebb alkalommal hagyják el otthonaikat, mint a hímek. A kora

tavaszi és késő őszi periódusban a hímek számának csökkenése valószínűleg az ivar egyedeinek - az időszakra jellemző - fokozott vándorlási hajlamával magyarázható. Az ivararány éves trendjének összehasonlításában nem kaptunk szignifikáns hasonlóságot a két év adatai között ($R_S=0.36$, *NS*).



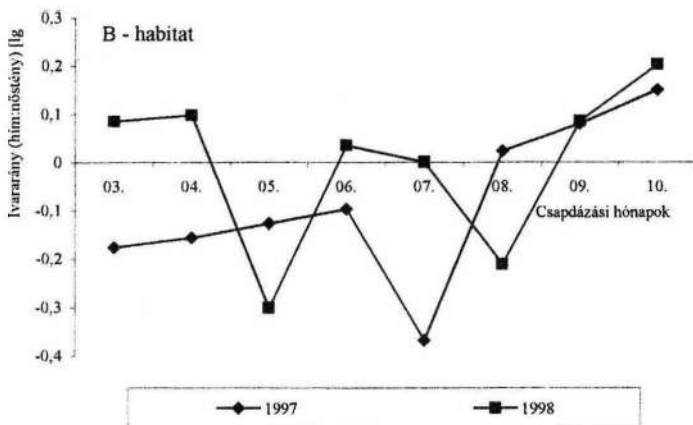
4. ábra: Az ivararány alakulása az erdei mintaterületen 1997-1998-ban

Figure 4: Sex ratio in the forest habitat in 1997-1998

A "B" mintaterületen a nemek aránya az erdei habitatban tapasztaltaktól eltérő módon alakult. 1997-ben nagyobb volt az ivararány szezonális ingadozása, a nőstények májusban és augusztusban voltak többségben. Mindkét évben jellemző volt azonban a hím egyedek őszi dominanciája (5. ábra). A rangkorrelációs számítások alapján a két év ivararány-változásának trendje itt sem volt szignifikánsan hasonló ($R_S=0.373$, *NS*).

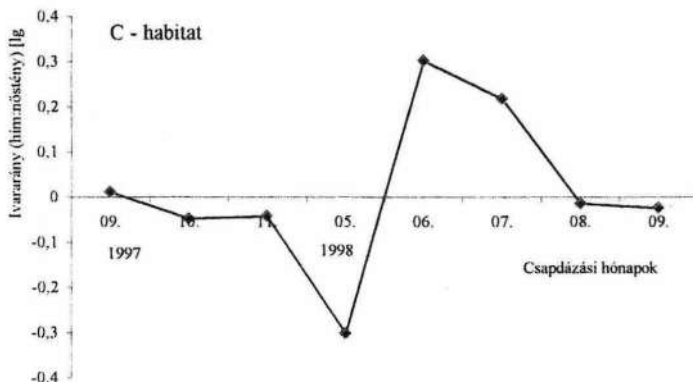
A "C" habitatban a két éves periódus alatt mindössze 8 hónapot tudtunk csapdázni, így az ivararány megjelenítésénél a két évet együtt ábráztuk (6. ábra). A habitat ivari megoszlásának trendje a másik nyílt élőhelyhez volt hasonló. Legnagyobb különbség 1998 májusa és júniusa között volt, ettől eltekintve azonban kiegyenlített volt a nemek aránya. Elegendő adat hiányában a két év trendjét nem lehetett összehasonlítani.

Az egyes években az ivararány változását a habitatok között is összehasonlítottuk. A "C" terület esetében a fent említett okok miatt csak az 1998-as év adatait vetettük össze a másik két területtel. Ezen összehasonlítások alapján egyik terület ivararány trendje között sem volt szignifikáns hasonlóság ($R_S=-0.53 - 0.33$, *NS*). Az 1998-as erdei habitat értékeivel történt



5. ábra: Az ivararány alakulása a 3 éves parlagterületen 1997-1998-ban

Figure 5: Sex ratio in 3 years fallow habitat (Nagycsány) in 1997-1998



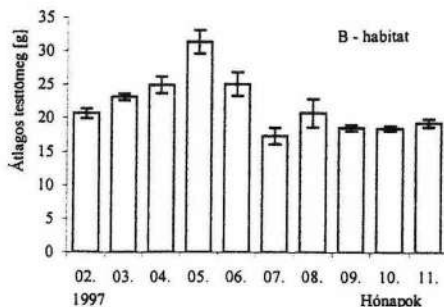
6. ábra: Az ivararány alakulása az 5 éves parlagterületen 1997-1998-ban

Figure 6: Sex ratio in 5 years fallow habitat (Páprád) in 1997-1998

összehasonlítások mindkét esetben negatív ($R_S = -0.53, -0.15$) eredményeket adtak, ami ugyan nem szignifikáns összefüggés, de jelzi az ivararány alakulásának negatív trendjét

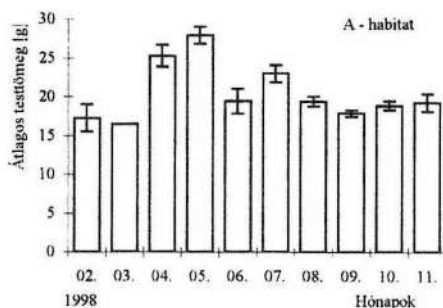
A testtömeg adatok feldolgozásánál nem tettünk különbséget sem a nemek, sem a korcsoportok vonatkozásában. Területenként minden hónapban kiszámítottuk az átlagos

tömegértékeket. Amennyiben egy példányt többször fogtuk meg, úgy az általunk mért tömegértékek átlagát vettük figyelembe a havi átlagérték számításához. Ezen számítások eredményeit a 7. - 11. ábrák mutatják.



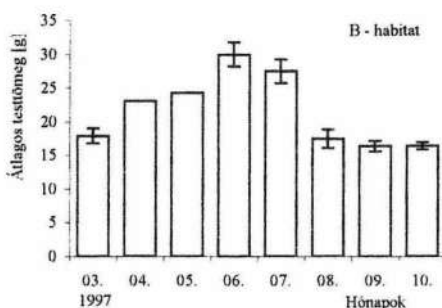
7. ábra: Az *Apodemus agrarius* havonkénti átlagos testtömeg értékei erdei mintatreületen 1997-ben, feltüntetve az átlag standard hibáját (\pm SE)

Figure 7: The average body mass values of *Apodemus agrarius* in the forest habitat in 1997 (with \pm SE)



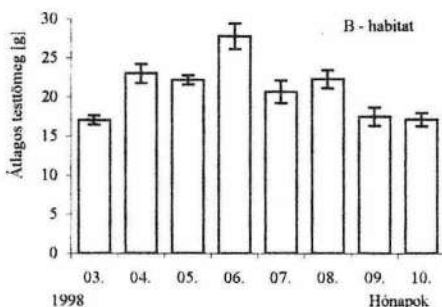
8. ábra: Az *Apodemus agrarius* havonkénti átlagos testtömeg értékei erdei mintatreületen 1998-ban, feltüntetve az átlag standard hibáját (\pm SE)

Figure 8: The average body mass values of *Apodemus agrarius* in the forest habitat in 1998 (with \pm SE)



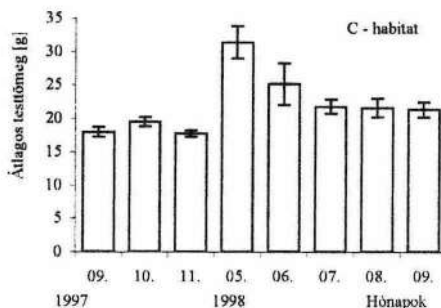
9. ábra: Az *Apodemus agrarius* havonkénti átlagos testtömeg értékei három éves parlagterületen 1997-ben, feltüntetve az átlag standard hibáját (\pm SE)

Figure 9: The average body mass values of *Apodemus agrarius* in 3 years fallow in 1997 (with \pm SE)



10. ábra Az *Apodemus agrarius* havonkénti átlagos testtömeg értékei három éves parlagterületen 1998-ban, feltüntetve az átlag standard hibáját (\pm SE)

Figure 10: The average body mass values of *Apodemus agrarius* in 3 years fallow in 1998 (with \pm SE)



11. ábra: Az *Apodemus agrarius* havonkénti átlagos testtömeg értékei öt éves parlagterületen 1997-1998-ban, feltüntetve az átlag standard hibáját (\pm SE)

Figure 11: The average body mass values of *Apodemus agrarius* in 5 years fallow in 1997-1998 (with \pm SE)

A testtömegek változásának trendje mindhárom habitatban megegyezett. Jellemző volt a kora tavaszi alacsony értékről kora nyárig tartó növekedés, majd az értékek fokozatos csökkenése az év végéig. Az erdei területen mindkét évben május hónapban volt a maximum, míg a 3 éves parlagterületen ez a csúcspont mindkét vizsgált évben júniusra esett. Ez az egy hónapos különbség feltevésünk szerint azzal magyarázható, hogy az erdei habitatban május hónapban már sokkal gazdagabb táplálékforrás állt az állatok rendelkezésére, míg a viszonylag fiatal parlagterületen a kevésbé diverz növényzetből hosszabb idő szükséges a testtömegek gyarapítására, annak ellenére, hogy az *A. agrarius* irodalmi adatok szerint növényi eredetű táplálék mellett jelentős mennyiségben fogyaszt ízeltlábúakat is. A reprodukciós időszak eltolódása is minden bizonnyal erre a különbségre vezethető vissza. Az "A" és a "B" területen számolt testtömeg értékeket először a csapadázási periódusok szerint hasonlítottuk össze, de egyik területen sem kaptunk szignifikáns különbséget a két év adatai között ($U=33.5-61$, NS). Ezen összehasonlítást a "C" habitat esetében a kis számú csapadázási hónap miatt nem végeztük el. Végül összevetettük az adott évben belül a habitatok közötti eltéréseket is, 1997-ben csak az "A" és a "B", 1998-ban pedig mindhárom terület vonatkozásában. Az élőhelyek összehasonlítása sem mutatott szignifikáns különbséget a testtömeg adatok között ($U=11-42$, NS).

4. KÖVETKEZTETÉSEK

A vizsgált *Quercus robur-Carpinetum*, valamint a két (három és öt éves) parlagon hagyott nyílt, természetközeli habitatban az *A. agrarius* őszi dominanciáját mutattuk ki. A faj hirtelen őszi létszámnövekedése ismert irodalmi adatokból (ANDRZEJEWSKI ÉS WROCLAVEK 1961). Az erdei mintaterületen az 1997-es az 1998-as őszi népességnövekedés nem volt olyan nagy mértékű, mint azt korábbi kutatásaink során 1995 őszi kimutattuk (HORVÁTH ET AL. 1997). Tehát ez az éves ciklus legkifejezettebben 1995-ben jelentkezett, amikor őszi az *A. agrarius* teljesen elterjedt az erdei habitatban, korábbi kutatások által leírt ökoton preferenciája (ZEJDA, 1967; BABINSKA-WERKA ET AL., 1979; SZACKI ÉS LIRO, 1991) ellenére az 1 ha-os mintaterületen mindenütt csapdázható lett. A 1995-ös őszi eredményekből a faj gradációjára következtethetünk, ami 1996-ra olyan mértékben összeomlott, hogy az *A. agrarius* populációja a vizsgált két utóbbi év egyikében sem mutatott őszi népességrobbanást. Hasonló jelenséget írt le esettanulmányában ANDRZEJEWSKI ÉS WROCLAVEK (1961). A két nyílt habitat közül az öt éves elmocsarasodó területen volt nagyobb a faj őszi egyedszám emelkedése. Ez a jelenség különösen 1997-ben volt kimagasló, az *A. agrarius* a kvadrát teljes területén szétterjedt. A fogási paraméterek alapján feltehetően gradációjára volt a területen. A három habitat populációdinamikai összehasonlítása szerint a fogási paraméterek a több hónapban csapdázott erdei és három éves parlagterületen a két évben szignifikánsan különböztek egymástól, de az élőhelyek különbözősége a két populáció létszámváltozásának trendjét nem befolyásolta. Az erdei területen 1998-ra olyan mértékben lecsökkent a faj egyedszáma, hogy ebben az évben a két nyílt területhez képest a fogási paraméterek nem mutattak szignifikáns eltérést.

Irodalmi adatok alapján az *Apodemus agrarius* ivararánya általában kiegyenlített, de erős szezonális ingadozást mutat. A különböző életkorú csoportokban is eltérés tapasztalható a ivararány alakulásában (HALTINGER, 1962). PELIKÁN (1965) is hasonló jelenségeket állapított meg, miszerint ősszel a hímek aránya visszaesik a populációban. Vizsgálataink során az erdei habitatban regisztráltuk - a fent említett irodalmi adatokhoz hasonlóan - a nemek arányának évszakos változását. Mindkét évben tavasszal és ősszel mutattuk ki a nőstények túlsúlyát a populációban. A két nyílt területen ezzel szemben az ivararány kiegyenlítetttségét tapasztaltuk.

A terepen mért testtömegek alapján számolt átlagértékek mindhárom területen hasonlóak volt. A kora tavaszi alacsony értékről kora nyárig tartó folyamatos növekedést, majd késő őszi tartó testtömeg csökkenést tapasztaltunk. Az *A. agrarius* táplálkozására jellemző, hogy a többi *Apodemus* fajhoz képest lényegesen magasabb az állati táplálék

részaránya. HOLIŠOVA (1967) részletes kutatásai alapján ismert az, hogy a mintegy 318 analizált gyomorból 60,7% tartalmazott egyben növényi és állati táplálékot, 31,8% tisztán növényi, és 7,5%-ban tisztán állati eredetű táplálékot talált. A növényi táplálék legnagyobb részét magok és gyümölcsök alkották, a zöld növényi részek kis arányban fordultak elő az állatok étrendjén. A fogyasztott állatok elsősorban különböző rovarok és azok lárvái voltak, de a faj zsákmánylistájában előfordultak pókok, százlábúak, illetve puhatestűek is. Az általunk vizsgált területek közül ez a bő táplálékinálat, amely a fentiek alapján a faj táplálkozásigényét kielégíti, leginkább az erdei mintaterületünkön volt adott. Minden bizonnyal ez a magyarázata annak, hogy az erdei habitatban az átlagos testtömeg értékek maximuma korábban, egy hónappal előbb (május) alakult ki, mint a 3 éves parlagterületen.

Köszönetnyilvánítás: A kutatást az F 021184-es számú (HORVÁTH GYÖRGY) OTKA támogatta.

IRODALOMJEGYZÉK

- ADAMCZEWSKA - ANDRZEJEWSKA, K. (1973): Growth, Variations and Age Criteria in *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771). ACTA THERIOLOGICA 18: 353-394.
- ANDRZEJEWSKI R. ÉS WIERZBOWSKA, T. (1960): On the degree of residency and migrancy in populations of small rodents. BULL. ACAD. POL. SCI. 7: 293-300.
- ANDRZEJEWSKI R. ÉS WIERZBOWSKA, T. (1961): An attempt at assessing the duration of residence of small rodents in a defined forest area and rate of interchange between individuals. ACTA THERIOLOGICA 12: 153-172.
- ANDRZEJEWSKI R. ÉS WROCLAWEK H. (1961): Mass occurrence of *Apodemus agrarius* (PALLAS, 1771) and variation in the number of associated Muridae. ACTA THERIOLOGICA 5: 173-184.
- ANDRZEJEWSKI, R., BABINSKA-WERKA, J., GLIWICZ, J. ÉS GOSZCZYNSKI, J. (1978): Synurbization processes in population of *Apodemus agrarius*. I. Characteristics of population in urbanization gradient. ACTA THERIOLOGICA 23: 341-358.
- BABINSKA-WERKA, J. (1981): Food of the Striped Field Mouse in Different Types of Urban Green areas. ACTA THERIOLOGICA 17: 258-299.
- BABINSKA-WERKA, J. ÉS GARBARCZYK, H. (1981): Animal Components of Diet of the Striped Field Mouse under Urban Conditions. ACTA THERIOLOGICA 26: 301-318.
- BABINSKA-WERKA, J., GLIWICZ J. ÉS GOSZCZYNSKI, J. (1979): Synurbization processes in population of *Apodemus agrarius*. II. Habitats of the striped field mouse in town. ACTA THERIOLOGICA 24: 405-415.
- BABINSKA-WERKA, J., GLIWICZ J. ÉS GOSZCZYNSKI, J. (1981): Demographic processes in an urban population of the striped field mouse. ACTA THERIOLOGICA 26: 275-283.

- BEGON, M. (1979): Investigating Animal Abundance. London. 97 pp.
- BOONSTRA, R. ÉS KREBS, C.J. (1978): Pitfall trapping of *Microtus townsendii*. J. MAMM. 59 (1), 136-148.
- GLIWICZ, J. (1981): Competitive interactions within a forest rodent community in central Poland. OIKOS 37, 353-362.
- HALLE, S. (1991): Populationsdynamik von *Apodemus sylvaticus* in Rekultivierungen. POP. ÖKOL. VON KLEINSAUGERARTEN 371-382.
- HALTINGER, R. (1962): Morphological variability in *Apodemus agrarius* (PALLAS, 1771). ACTA THERIOLOGICA 6: 239-255.
- HOLIŠOVA, V. (1967): The food of *Apodemus agrarius* (PALLAS). ZOOLOG. LISTY 16: 1-14.
- HORVÁTH, GY. (1996): Kisemlősök faunisztikai és ökológiai vizsgálata gyöngybagoly köpetvizsgálatok és élvefogó csapdázás alapján. DOKTORI ÉRTEKEZÉS, JPTE Pécs. 177 pp.
- HORVÁTH, GY., TÖLGYESI, M., MÁTICS, R. ÉS TRÓCSÁNYI, B. (1996): Kisemlősök cönológiai vizsgálata egy erdei vegetációban a Dráva-menti síkság területén. VADBIOLÓGIA 5: 122-132.
- HORVÁTH, GY., TRÓCSÁNYI, B., TÖLGYESI, M. ÉS MÁTICS, R. (1997): Contributions to striped field mouse *Apodemus agrarius* population dynamics in forest edge habitat. POLISH ECOL. STUD. 22: 159-172.
- KREBS, C. J. (1966): Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. ECOL. MONOGR. 36: 239-273.
- PELIKÁN, J. (1965): Reproduction, population structure and elimination of males in *Apodemus agrarius* (Pall.) ZOOLOG. LISTY 14: 317-332.
- PETRUSEWICZ, K. ÉS ANDRZEJEWSKI, R. (1962): Natural history of a free-living population of house mice (*Mus musculus*) with particular reference to groupings within the population. EKOL. POLSKA. SER. A, 85-122.
- SZAKCI, J. and LIRO, A. (1991): Movements of small mammal in the heterogeneous landscape. LANS. ECOL., 5: 219-224.
- WOLAŃSKA, L. ÉS KUBICZ, A. (1986): Description of Populations and Lactic Dehydrogenase Activity (LDH) of *Apodemus agrarius* in Ecosystem of a Town and of Cultivated Fields. ACTA THERIOLOGICA 31: 3-15.
- ZAR, J. H. (1996): Biostatistical analysis. PRENTICE-HALL INTERNATIONAL, INC. 662 pp.
- ZEJDA, J. (1967): Habitat selection in *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771; *Mammalia, Muridae*) on the border of the area of its distribution. ZOOLOG. LISTY 16: 15-24.

KISEMLŐS KÖZÖSSÉGEK VIZSGÁLATA A FERTŐ-HANSÁG NEMZETI PARK TERÜLETÉN

Dr. Gubányi András¹, Kalmár Sándor² és Dr. Horváth Győző³

¹MTM Állattár

Hungarian Natural History Museum, Zoological Department, H-1088 Budapest, Baross u. 13.

²NYME Vadgazdálkodási Intézet

University of West Hungary, Faculty of Forestry, Institute of Wildlife Management

H-9400 Sopron, Ady E. u. 5. Hungary.

³Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar, Zootaxonomía és Szünzoológia Tanszék,

University of Pécs, Faculty of Science, Institute of Biology, Department of Zootaxonomy and Synzoology

H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6. Hungary

KULCSSZAVAK: kisémlősközösség, diverzitás, populáció dinamika, ivararány, elevenfogó csapdázás,

KEY-WORDS: small mammals community, diversity, population dynamics, sex ratio, live trapping, Hungary

ABSTRACT

GUBÁNYI, A., KALMÁR, S. ÉS HORVÁTH, GY.: RESEARCH OF SMALL MAMMALS COMMUNITY IN THE FERTŐ-HANSÁG NATIONAL PARK. We have found 3 *Soricidae* and 6 *Rodentia* species during the „live-trapping” in the area of Fertő-Hanság National Park in the year 2000. The result of the trapping has confirmed the attendance of the red backed, strictly protected, ice-aged relictum *Microtus oeconomus* in the Fertő-Hanság NP. During the research period the species number of the small mammals and the Shannon-Wiener diversity has grown. There is no significant difference between the value of months, but the most prominent recapture rate of *Microtus oeconomus* was in October.

1. BEVEZETÉS

A természetes vegetációjú habitatokban történő alap kutatások az élőhelyek degradáltsága és/vagy fragmentálódása folytán napjainkban felértékelődnek. Ezen kutatások közé sorolható a kisémlőspopulációk vizsgálata is, amely alapvető információkkal szolgál az adott közösség demográfiai változásairól, mozgásmintázatáról. Az élőhely rehabilitációs tervek készítésénél is fontos tudnunk, hogy egy adott habitatban a populáció egyedei mekkora

távolságokat tesznek meg, milyen közösségi szerkezetben fordulnak elő, az adott fragmentumok milyen kisemlős közösségeket tudnak eltartani.

A kisemlőspopulációk hosszabb távú tér-idő mintázatáról, mozgásairól, habitat használatáról hazai viszonylatban kevés adat áll rendelkezésünkre. Hazánkban a 1960-as években kezdődött el a kisemlőspopulációk csapdázásos vizsgálata (PALOTÁS, 1968, 1970). Az 1980-as években több kutatási program indult, amelyek már részben a kisemlőspopulációk méretének becslésével (DEMETER, 1979, 1981) is foglalkoztak. PALOTÁS (1986), HORVÁTH (1998), HORVÁTH és LANSZKI (2000) azonos és/vagy különböző élőhelyek kisemlősközösségeinek szünbiológiai vizsgálatát tűzték ki célul.

Az utóbbi években PÉCSI TUDOMÁNYEGYETEM ZOOTAXONÓMIAI ÉS SZÜNZOOLÓGIAI TANSZÉKE (PTE), valamint a MAGYAR TERMÉSZETTUDOMÁNYI MÚZEUM ÁLLATTÁRA (MTM) több hazai élőhelyen hosszú távú kisemlős kutatási programot indított el, amelyek a fent említett kérdések megoldására keresik a választ.

A FERTŐ-HANSÁG NEMZETI PARK területéről a kisemlősök vonatkozásában kevés publikált adat áll rendelkezésre, amelyek kizárólag faunisztikai jellegűek. A térség kisemlősfajának ismeretéhez MATSKÁSI ET AL. (1992) parazitológiai kutatásai illetve JÁNOSKA (1995) bagolyköpet elemzésen alapuló munkája szolgáltatott adatokat, amelyek az északi pocok, *Microtus oeconomus* (PALLAS, 1776) előfordulását ismételtlen igazolták. Újabb adatokat közölt GUBÁNYI (2000) a FERTŐ-HANSÁG NEMZETI PARK kisemlőseinek elterjedéséről az MTM parazitológiai kutatásai alapján.

Jelen tanulmányban a FERTŐ-HANSÁG NEMZETI PARK egy náddal (*Phragmites australis*) tarkított mocsárisásos (*Caricetum acutiformis*) társulásban a kisemlősök 2000-ben végzett csapdázásos felmérésének eredményeit foglaljuk össze. A pontos lelőhelyadatok a KöM Természetvédelmi Hivatala állásfoglalása értelmében nem közölhetők, mivel fokozottan védett kisemlősfaj is előfordul a vizsgált területen. A faunisztikai eredmények mellett a havi adatok alapján elemezzük a populációk fogási paramétereit, értékeliük a kimutatott kisemlős közösség diverzitását és egyenletességét.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A mocsári sással borított (*Caricetum acutiformis*) területen a nád kisebb foltokban fordult elő, a társulás jellemző növényei a következők voltak: *Carex acutiformis*, *Carex hirta*, *Carex riparia*, *Carex gracilis*, *Schoenoplectus lacustris*, *Solidago gigantea*, *Typha latifolia*,

Typha angustifolai, *Lysimachia nummularia*, *Lysimachia vulgaris*, *Symphytum officinale*, *Urtica dioica*, *Calystegia sepium*, *Lychis flos-cuculi*, *Cirsium canum*, *Cirsium arvense*.

A mintakvadrát egymástól 5-5 m-re lerakott élvefogó csapdákkal 11×11-es csapdahálóból állt. Az állatok megfogására fából készült élvefogó csapdák szolgáltak, csalétekként szalonnát, sárgarépat, valamint gabonamagvakat alkalmaztunk. Évi négy alkalommal történt csapdázás, periódusonként 6 napon keresztül (5 csapdaéjszka). A csapdák ellenőrzésére napi három időpontban (7⁰⁰, 13⁰⁰ ill. 18⁰⁰ órai kezdettel) került sor. A befogott állatok a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) protokollja szerint egyedi jelölést kaptak az első lábujjperc eltávolításával (BEGON, 1979). A testtömegén, az ivaron és a nőstényeknél a graviditás és laktálás állapotán kívül, amennyiben a meghatározáshoz szükséges volt, mérésre került az állatok testhossza, farkhossza és talphossza.

Az adatbázisban tárolt fogási adatok a MANLY-PARR-féle (DEMETER ÉS KOVÁCS, 1991) fogásnaplár módszere szerint került értékelésre, figyelembe véve populációk ivari megoszlását is. Három fogási paramétert (fogásszám, visszafogások száma, egyedszám) (1) ismeretében a havi egyedszám adatok alapján a közösség fajainak gyakorisági meghatározására, (2) a SHANNON-WIENER diverzitás, valamint (3) az egyenletesség számítására volt lehetőség. A közösség diverzitásának szezonális különbsége a diverzitások közötti t-próbával, valamint diverzitási rendezéssel kerültek elemzésre a NuCoSa 1.05 program alkalmazásával (TÓTMÉRÉS, 1996, 1997).

3. EREDMÉNYEK

A mintavételi területen a négy csapdázási periódus közül az első, áprilisi felvételezés eredménytelen volt, aminek egyrészt oka lehet az, hogy a kora tavaszi időszakban a kisemlőspopulációk denzitása még alacsony, másrészt a terület az áradások következtében ebben az időszakban még vízzel borított volt. A további három mintavételezés alapján a cickányok (*Soricidae*) 3, a rágcsálók (*Rodentia*) 6 fajt sikerület kimutatni, amelyek a következők voltak:

Insectivora:

Soricidae:

<i>Sorex araneus</i> (LINNAEUS, 1758) [SAR]*	Erdei cickány
<i>Sorex minutus</i> (LINNAEUS, 1766) [SMI]	Törpe cickány
<i>Neomys fodiens</i> (PENNAT, 1771) [NFO]	Közönséges vízi cickány

Rodentia:*Arvicolinae:*

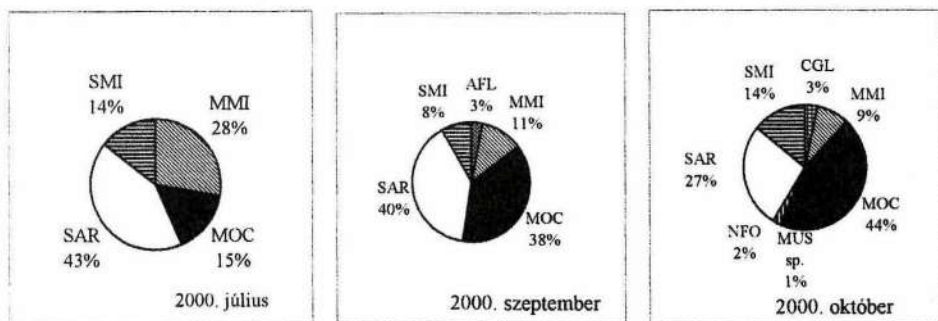
- Microtus oeconomus* (PALLAS, 1776) [MOC] Északi pocok
Clethrionomys glareolus (SCHREBER, 1780) [CGL] Vöröshátú erderipocok

Murinae:

- Apodemus sylvaticus* (LINNAEUS, 1758) [ASY] Közönséges erdeieger
Apodemus flavicollis (MELCHIOR, 1834) [AFL] Sárganyakú erdeieger
Micromys minutus (PALLAS, 1771) [MMI] Törpeegér
Mus spicilegus (PETÉNYI, 1882) [MSP] Güzüeger

* A fajnevek utáni zárójelben a latin nevek alapján használt rövidítések szerepelnek.

A kisemlősközösségek tekintve a *Sorex araneus*, a *Microtus oeconomus* és az *Micromys minutus* voltak a terület domináns fajai. A havi adatok alapján júliusban a *Sorex araneus* volt a leggyakoribb kisemlős. A *Micromys minutus* példányok 13%-kal meghaladták a *Microtus oeconomus*-t egyedek számát. E három fajon kívül ebben a hónapban még a *Sorex minutus* jelenléte volt igazolható. Szeptemberben a fajok száma ötre emelkedett, a *Sorex araneus* túlsúlya még mindig jellemző volt a közösségen belül. A dominancia sorrendben a *Microtus oeconomus* már a második helyet foglalta el. Októberben a jelentős fajsza szám növekedés mellett a dominancia sorrend is megváltozott, a leggyakoribb faj a *Microtus oeconomus* lett. A törpeegér (*Micromys minutus*) az őszi hónapokban várt denzitás maximum ellenére viszonylag alacsony egyedszámmal képviseltette magát a közösségben (1. ábra).



1. ábra: Az egyes kisemlősfajok havi megoszlása a vizsgált mintaterületen
 Figure 1: Monthly distribution of the small mammal species on the research controll area

A mintaterületen található kisemlősözösség domináns fajainál (*Micromys minutus*, *Microtus oeconomus*, *Sorex araneus*) a júliusi és a szeptemberi felvételezés alapján egyértelmű him túlsúly jellemezte a populációkat. Az októberi csapdázások alkalmával azonban mindhárom fajnál megszűnt a him példányok kifejezett túlsúlya, sőt a *Sorex araneus* esetében a nőstény egyedek felülmúlták a hímeket. Érdemes megemlíteni, hogy a *Sorex minutus* esetében az ivararány változás évszakos trendjének lefutása eltért a három domináns fajétól. A júliusi és az októberi gyűjtések alkalmával a him példányok voltak a gyakoribbak, ugyanakkor a szeptemberi csapdázáskor a fogásszám visszaesése mellett a nőstény állatokból sikerült többet azonosítani (1. táblázat).

1. táblázat: A fogási paraméterek - fogásszám, visszafogások száma, egyedszám - változása a vizsgált időszakokban

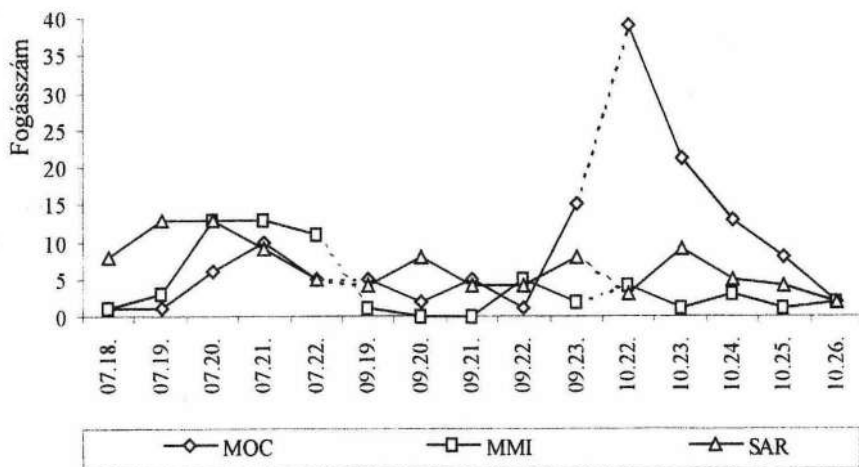
Table 1: Changes of capture parameters in the observation period

	Fogásszám			Egyedszám**						Visszafogások		
	júl.	szept.	okt.	júl.	I*	szept.	I	okt.	I	júl.	szept.	okt.
AFL	–	2	–	–	1:1	2		–		–	–	–
ASY	–	–	1	–	–	–		1	0:1	–	–	–
CGL	–	–	6	–	–	–	–	3	2:1	–	–	3
MMI	41	8	11	32	15:8	7	6:1	10	5:4	9	1	1
MOC	23	28	86	16	10:4	26	18:7	44	21:2	7	2	32
MSP	–	–	2	–	–	–	–	1	0:1	–	–	1
NFO	–	–	2	–	–	–	–	2	2:0	–	–	–
SAR	48	29	27	46	22:1	26	13:1	25	10:1	2	3	2
SMI	15	5	15	15	12:3	5	2:3	14	10:3	–	–	1

* Ivararány (hím:nőstény) a vizsgált hónapban, csak azokat az egyedeket érinti, ahol az ivart egyértelműen meg lehetett határozni

** Az egyedszám a jelöletlen megszökött állatok is tartalmazza

A kisemlősözösséget alkotó három domináns faj fogásszámának változását értékeltük az idő függvényében is. A *Sorex araneus* fogásszáma a mintavételezések során kis amplitúdóval változott. A *Micromys minutus*-nál kapott mintázat hasonló képet adott, ezzel szemben a *Microtus oeconomus* fogásszám értéke az októberi első csapdázási napon jelentős csúcsot mutatott, majd az ezt követő napokban fokozatosan csökkent (2. ábra).



2. ábra: A három domináns faj fogásszámának változása az idő függvényében

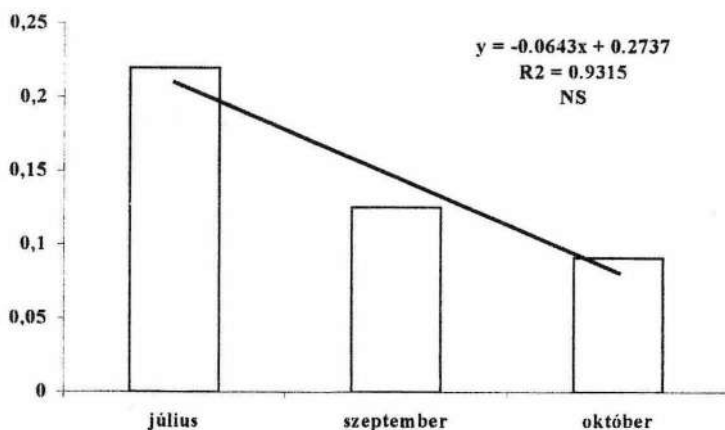
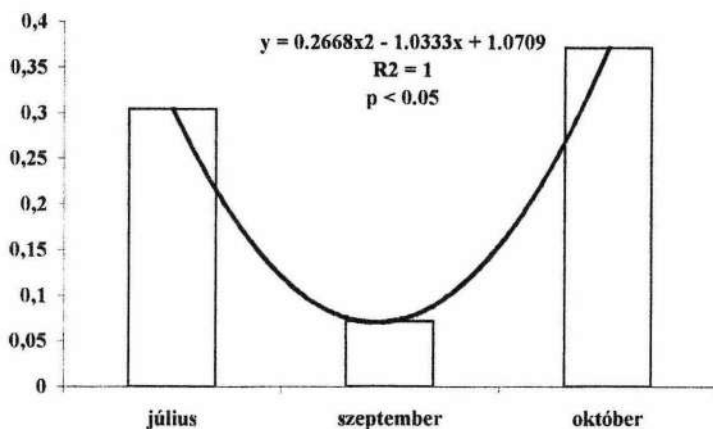
Figure 2: Changes in capture of the three dominant population

A visszafogási gyakoriság (össz egyedszám/visszafogott egyedek száma) a három domináns faj közül csak a *Micromys minutus* és a *Microtus oeconomus* esetében volt számottevő. Az északi pocok átlagosan 44%-os gyakoriságot mutatott, de a szeptemberi felvételezéskor ez az érték mindössze csak 7%-os szintet ért el. A legnagyobb visszafogási gyakoriság az október végi csapdázások alkalmával mutatkozott, ebben az időszakban a *Microtus oeconomus* példányoknál 72%-os gyakoriság volt tapasztalható. A törpeegér visszafogási gyakorisága (17%) alacsonyabb volt mint a *Microtus oeconomus*-nál tapasztaltak. A legmagasabb értéket a nyári felvételezéskor (28%) adta, majd szeptemberben és októberben 14%-ra ill. 10%-ra esett vissza (1. táblázat)

A visszafogási ráta (összfogás/visszafogott egyedek száma) értékei alacsonyabbak voltak mint a gyakorisági értékek. *Microtus oeconomus* esetén a vizsgált időszakokat tekintve a visszafogási ráta parabolikus függvény szerint változott ($r=1, p<0.05$), a ráta szeptemberi visszaesését egy rendkívüli nagy októberi érték követte. Ugyanakkor a *Micromys minutus* esetében ez nem mondható el, a visszafogási ráta lineárisan csökkent, de a három mintavétel miatt az összefüggés statisztikailag nem szignifikáns ($r=0.99, NS$) (3. ábra).

A területen kimutatott közösség SHANNON-WIENER diverzitás értéke fokozatosan növekedett, októberben érte el a maximumot, de három hónap adatait páronként összevetve a különbség statisztikailag nem volt igazolható ($t=1.128 - 1.7, NS$). Ezt az eredményt a

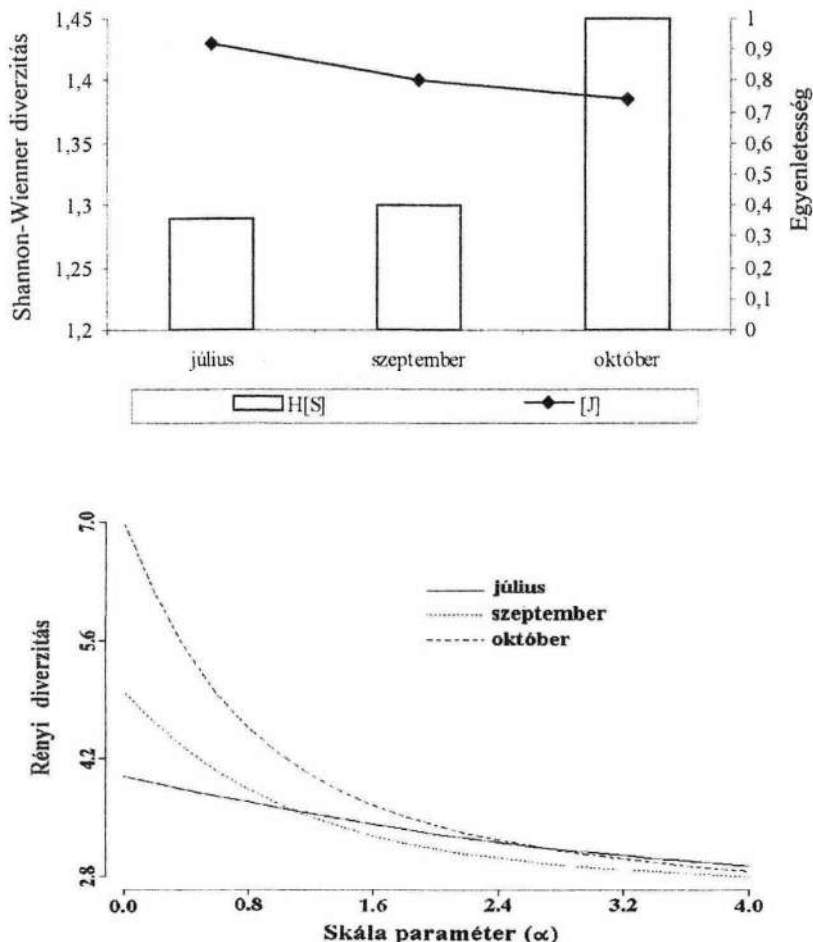
diverzitási rendezés is alátámasztotta, a három különböző hónap adatai alapján a diverzitási profilk metszették egymást, ami mutatja, hogy a minták diverzitás szerint nem rendezhetők, tehát az



3. ábra A *Microtus oeconomus* és a *Micromys minutus* visszafogási rátájának évszakos változása

Figure 3: Seasonal changes of the recapture ratio in *Microtus oeconomus* and *Micromys minutus*

októberben megfigyelt fajszámnövekedés lényegesen nem befolyásolta a közösség jellemzésére alkalmazott diverzitás értékét. Az egyenletességet két tényező befolyásolta, egyrészt a fajszámnövekedés, másrészt a *Microtus oeconomus* arányának növekedése, ami csökkentette annak értékét (4. ábra).



4. ábra: A három mintavételi időszakban kimutatott kisemlősözösség Shannon-Wiener diverzitása és egyenletessége, valamint diverzitási rendezése

Figure 4: Shannon-Wiener diversity, evenness and diversity-classification of the small mammal populations

4. KÖVETKEZTETÉSEK

A csapdázások eredményeként ismételten igazoltuk a vöröskönyves, szigorúan védett jégkorszaki reliktumfaj az északi pocok (*Microtus oeconomus*) jelenlétét a FERTŐ-HANSÁG NEMZETI PARK területéről.

Hasonlóan a Kis-Balaton területén végzett faunisztikai vizsgálatok eredményeihez (lásd LELKES és HORVÁTH 2000) a magassásos társulás domináns kisemlősfajai a *Sorex araneus*, a *Microtus oeconomus* és a *Micromys minutus* voltak. A *Sorex minutus* és a *Sorex araneus* együttes jelenléte a két faj hasonló élőhelyigényét bizonyítja. A *Neomys fodiens* megtalálása pedig a terület természetes voltát jelzi. A *Clethrionomys glareolus* előfordulása szokatlan, de a Kis-Balaton területén is tapasztalható volt korábban az a jelenség, hogy az őszi hónapokban ezen állatok a sásos területeken nagyszámban fordultak elő (GUBÁNYI nem publikált). Az évszakos mintavételt elemezve a *Microtus oeconomus* esetében az egyes fogási időszakok visszafogási rátájának értékei között nagy különbségek voltak, és októberben kaptuk a ráta legnagyobb értékét. A ráta értékének változása a vizsgált populáció nagyságának évszakos hullámlását is bizonyítja. A *Microtus oeconomus* fogás- értékeinek hirtelen zuhanásához hozzájárult a váratlan éjszakai fagyos időszak, amely aktivitás csökkenést eredményezett viszonylag magas visszafogási ráta mellett. Ugyanakkor a *Micromys minutus* esetében viszont az egyes hónapok során a visszafogási ráta csökkent. A többi faj fogási adatai kevésnek bizonyultak az ilyen típusú elemzésekhez. Más területen végzett vizsgálataink alapján is azt tapasztaltuk, hogy a populációk egyedeinek visszafogási rátája októberben a legnagyobb, a populációk többsége szeptemberben, vagy októberben éri el demográfiai maximumát, tehát az éves létszámcsúcs megállapításához mindenképpen szükség van októberi mintavételre is (HORVÁTH 1998).

Ahhoz, hogy a vizsgált élőhelyen a kisemlős populációk dinamikáját, időbeli mintázatát jobban megértsük figyelembe kell venni a populációk gradációs sajátosságait is, amelyet egy éves felvételezés sajnos nem tud nyomon követni.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatás a KöM Természetvédelmi Hivatala, a ZooSystem Bt, az F 021184- (HORVÁTH GYÖZÖ), a T 023876 (GUBÁNYI ANDRÁS) OTKA pályázatok és a KAC 020889-01/2000 (GUBÁNYI ANDRÁS) támogatás segítségével valósult meg. Külön köszönet illeti a FERTŐ-HANSÁG NEMZETI PARK igazgatóságát a vizsgálatok közben nyújtott segítségért.

IRODALOMJEGYZÉK

- BEGON, M. (1979): Investigating Animal Abundance. London. 97 pp.
- DEMETER, A. (1979): Kisemlősök populációdinamikája egy erdei fenyvesben. Szakdolgozat. ELTE, Budapest.
- DEMETER, A. (1981): Egyedszámbebecslési kísérletek kisemlősökkel. Doktori értekezés. ELTE, Budapest.
- DEMETER, A. ÉS KOVÁCS, GY. (1991): Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének becslése. Akadémiai Kiadó, Budapest 273 pp.
- GUBÁNYI, A. (2000): Jelentés a Fertő-Hanság Nemzeti Park és környező területeinek emlőstani kutatásáról. - In: MAHUNKA, S. ÉS SZIRÁKI, GY. (szerk): A Fertő-Hanság Nemzeti Parkállatvilágának komplex kutatása. - zárójelentés, Magyar Természettudományi Múzeum Állatára. pp. 59-65.
- HORVÁTH, GY. (1998): Population dynamics and trappability of four rodent species in a forest habitat. MISC. ZOOL. HUNG. 12: 107-119.
- HORVÁTH, GY. ÉS LANSZKI, J. (2000): Két erdei habitat kisemlős együttesének összehasonlító szünbiológiai vizsgálata. SOMOGYI MÚZEUMOK KÖZLEMÉNYEI 14: 367-374.
- JÁNOSKA, F. (1995): Bagolyköpet-vizsgálatok eredményei a Hanság és a Mosoni-sík térségéből. SZÉLKIÁLTÓ 10: 21-22.
- LELKES, A. ÉS HORVÁTH, GY. (2000): Adatok a Kis-Balaton kisemlős faunájához, különös tekintettel az északi pocok (*Microtus oeconomus*) előfordulására. SOMOGYI MÚZEUMOK KÖZLEMÉNYEI 14: 359-366.
- MATSKÁSI, I., MÉSZÁROS, F., MURAI, É. ÉS DUDICH, A. (1992): On the parasite fauna of *Microtus oeconomus* PALLAS, 1776 ssp. *méhelyi* Éhik, 1928 in Hungary (*Trematoda*, *Cestoda*, *Nematoda*, *Siphonaptera*) - MISC. ZOOL. HUNG. 7: 9-14.
- PALOTÁS, G. (1968): A mezei pocok (*Microtus arvalis* Pall.) hazai populációinak mikroszisztematikai, ökológiai (populációdinamikai) vizsgálata és az ellene való védekezés különös tekintettel a biológiai védekezésre. Doktori értekezés. Debrecen. 172 pp.
- PALOTÁS, G. (1970): A hazai mezei pocok (*Microtus arvalis* PALL.) népességében végzett populációdinamikai megfigyelések eredményei. I. A biotikus potenciált befolyásoló belső tényezők. DEBR. AGR. TUD. EGY. TUD. KÖZL. 16: 259-283.
- PALOTÁS, G. (1986): Kisemlősök populációinak és közösségeinek szerkezete és dinamikája a Hortobágyon. Kandidátusi értekezés tézisei. 141 pp.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. (1996): NuCoSa: Programcsomag közösségi szintű botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz. Scientia Kiadó, Budapest. 84 pp.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. (1997): Diverzitási rendezések. Scientia Kiadó, Budapest 98 pp.

**A kötet megjelenését támogatta:
The volume was sponsored by:**



**Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium
Vadgazdálkodási és Halászati Főosztály Budapest**

**Department of Game Management and Fishery
Ministry of Agriculture and Regional Development
Budapest**