

KISEMLŐS KÖZÖSSÉGEK VIZSGÁLATA A LAJTA PROJECT ERDŐSÁVRENDSZERÉBEN

Németh Csaba

Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság
9941 Óriszentpéter Siska szer 26/a

ABSTRACT

NÉMETH CS.: INVESTIGATION ON SMALL MAMMAL COMMUNITIES IN THE LAJTA PROJECT FOREST BELT SYSTEM. *Hungarian Small Game Bulletin* 12: 275–356. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2014.275>

The author, during 6 years between 1992 and 1999 has examined by the trapping method the small mammal fauna of the LAJTA Project. In the first two years, the withdraw trapping (traditional mousetraps), later on wooden traps for live trapping were used. In the survey carried out in the forest belts, traps were installed according to the belt transect, at 10 m distance from each other, for 3 trapping nights, a total of 50 traps in each forest belt. In live trapping, both no-marking and Capture-Mark-Recapture (CMR) techniques were used. In 1999 the small mammal community of forest belts and the neighbouring cultures were studied in August, September and October, with 4 trapping-nights by square method (7×7 traps). In data collection, the capture place, species, age, sex and weight of captured animals were registered. Animals collected by withdraw trapping underwent a biometrical data registration (body length, ear length, tail length, hind legs' length).

In description of small mammal habitats, the results of the method locally developed formerly for registering the habitat characteristics for bird communities was used; in case of habitats assessed by square method, this has been supplemented with the shrub and grass levels' detailed species coverage (A–D%) assessment.

It has been proved that within field protecting forest belts in agricultural areas, beyond the generally widespread rodent species and communities (*Microtus arvalis*, *Cricetus cricetus*), the three generalist rodent species of the European temperate zone form a stable population (*Apodemus sylvaticus*, *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomis glareolus*), owing to which, special, transitional small mammal communities are forming. Within the communities, the dominance of the Common Wood Mouse is characteristic. Most often the Common Vole is the competitor, while in the forest patches this is the *Apodemus flavicollis*.

The *Apodemus flavicollis* is strongly bound to the tree vegetation, as opposed to the *Apodemus sylvaticus* that is also widespread in agricultural areas with cultivated steppe character too.

In the area of the *Robinia* patch, during three summer and autumn months the sex proportion of the two *Apodemus* species is changing in opposite direction, which is a result of competition of species using the same resources and is characteristic to stable communities. Similarly, in the area of the forest belts, the above two species' quantity relations are also changing oppositely, as a result of the competition conditions.

The mouse (Muridae) and vole species (Arvicolidae) populations' mean body weight values have reached their maximum in different years, which refers to different food resource utilisation.

Several neighbouring habitats of similar structure and with similar small mammal communities prove that there is a connection between the vegetation structure and small mammal communities; this has also been proved by the mosaicism examinations.

It has been proved that from the inside of the forest belts toward the agricultural cultures the species number and diversity of the small mammal populations decrease (exponentially and linearly, respectively) and at the same time these features did not show trend-like changes in the *Robinia* forest patch.

During the examination on the species composition rearrangement it has been proved that the small forest mammal species would not be able to colonize the isle-like forest patches in agricultural areas without the ecological corridor role of the field protecting forest belts.

KULCSSZAVAK: LAJTA Project, kisémlős közösségek, vegetáció szerkezet, ökológiai folyosó

KEY WORDS: LAJTA Project, small mammal communities, vegetation structure, ecological corridor

1. BEVEZETÉS

A Föld folyamatosan gyarapodó népessége élelemhez való juttatásának kényszere miatt egyre nagyobb és nagyobb területeket vontak mezőgazdasági művelés alá szerte a világban, így Magyarországon is. E folyamat főként Európában a természetes ökoszisztémák csaknem teljes eltűnéséhez, vagy nagymértékű degradálódásához vezetett (FARAGÓ, 1997a). Ugyanakkor a Természetvédelmi Világstratégia (IUCN, UNEP, WWF, 1980) kiadása óta eltelt két évtized alatt rohamosan fejlődő észlelőhálózat és értékelő apparátus világosan igazolta, hogy a hagyományosan, rezervátumokban és fajmentő akciókban gondolkodó természetvédelem nem képes megfelelni a Stratégia követelményeinek (NÉMETH, 1995b), főként a genetikai diverzitás védelme, és a fajok, ökoszisztémák fenntartható használata terén. Ennek alapvető oka, hogy az érintetlen, természetes élőhelyek kiterjedése erősen korlátozott.

Magyarországon a természetes élőhelyek térszerkezete már nem található meg, mert azt felszabdalta az emberi tevékenység által elfoglalt és átalakított tér. Ma már nem ez utóbbi illeszkedik be a természetes rendszerekbe, hanem éppen ellenkezőleg, a humán tevékenység által elfoglalt térben található meg a természetes, vagy természetközeli élőhelyek szigetei (GYULAI, 1996). Szemléletesen jelzi ezt az a tény, mely szerint az 1990-es évek elején hazánk területének mintegy felét szántóként tartották nyilván (MÁRKUS, 1992). Ugyan az időközben eltelt egy évtized gazdasági tapasztalatai és a velük szorosan összefüggő Európai Unió elvárások alapján megjósolható, hogy ez a szántóterület hozzávetőlegesen egymillió hektárral kisebb lesz a jövőben (HARASZTHY, 1999), nem vitatható, hogy részaránya a földhasználati formák közül továbbra is az egyik meghatározó marad.

A mezőgazdasági művelésben maradó területek használatával kapcsolatban úgy általánosságban (KTM, 1991), mint a konkrét elemzésekben (MÁRKUS, 1996) megfogalmazásra kerül a fenntarthatóság, az optimális hasznosítás szükségessége. Ennek részeként az egykor természetes életterek felszámolásával kialakított szántóterületeken olyan élőhely-mozaikokat kell létrehozni vagy fenntartani, amelyek a mezőgazdasági termelést gátló környezeti hatások (defláció, erózió, szárazság, stb.) mérséklésén túl a természetes élővilág fennmaradását és visszatelepedését is szolgálják (HARASZTHY, 1995). Ilyen lehetséges élőhelyek a mikro- és mezoklimatikus, valamint eróziót csökkentő hatásaik miatt létrehozott mezővédő erdősávok is.

Dolgozatomban egy intenzív agrárkörnyezetben kialakított mezővédő erdősáv-rendszer, a LAJTA Project kisemlős közösségeinek hét éves időszakot átfogó vizsgálati eredményeit ismertetem. 1992. és 1999. között folytatott kutatásaim során igyekeztem feltárni az érintett terület talajon élő rágcsáló (Rodentia) és rovarevő (Insectivora) kisemlősfaunáját, a különböző élőhelyek kisemlős közösségeinek szerkezeti jellemzőit, azok vegetációs perióduson belüli és évek közötti változásait. Vizsgálataim első éveiben a kisemlős közösségek és élőhelyük szerkezete közti összefüggések tisztázására fektettem hangsúlyt, később pedig szűkebben vett szakmám –a természetvédelem– számára gyakorlatban hasznosítható eredmények érdekében a szegélyhatás és izoláció kérdéseit vizsgáltam a kisemlősök példáján, feltárva az erdősáv-rendszer zöld folyosó szerepét a kisemlős metapopulációk fenntartásában. Az utóbbi problémakör feltárásával igyekszem hozzájárulni a Nemzeti Ökológiai Hálózat emlősfajok természetvédelmére gyakorolt pozitív hatásának hangsúlyozásához.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. A terepi adatgyűjtés módszerei

A LAJTA Project területén 1992-ben megkezdett kisemlős vizsgálataim célja kezdetben a talajlakó kisemlősfauna (Insectivora, Rodentia) lehető legteljesebb körű feltárása volt. Az első csapdázások eredményei később ökológiai jellegű vizsgálatokat indukáltak. Fentiek miatt 1992-ben és 1993-ban a faunisztikai célú vizsgálatok minél nagyobb számú erdősáv csapdázását tették szükségessé, míg 1994. és 1999. között a hangsúly inkább az egy területre való többszöri visszatérésre helyeződött. A szakirodalom (KÖLÜS, 1969, PALOTÁS, 1986, HORVÁTH, 1998a, 1998b) különféle csapdázási hálózatokat – kvadrátokat, vonalakat, koncentrikus köröket –, csapdaszámokat – 81, 121, 320 – és időtartamot (3, 4, 5 éjszakás csapdázás) próbál ki, illetve javasol a kisemlősök fogására. Ugyanakkor már BALOGH (1958, idézi KÖLÜS, 1969) is rámutatott, hogy csak több sorozatú, legalább 3–3 napi exponálás mellett, a környezeti viszonyoknak megfelelő, többféle módszer adhat értékelhető eredményt. Figyelemmel a fentiekre, a kutatások során, a vizsgált élőhelyek „vonalas” térbeli kiterjedését legjobban követő vonal transzekt (HORVÁTH, 1998a, 2001) alkalmazása mellett döntöttem, melyen csak 1999-ben változtattam, amikor az erdősávokat határoló mezőgazdasági kultúrák vizsgálata is céltom volt. Ekkor kvadrát módszert (HORVÁTH & KALMÁR, 2001) használtam. Csapdaszám tekintetében az 50 csapda/erdősáv értéket választottam, mivel így a vonal transzekt, az átlagosan 1 km hosszú erdősávokat fele hosszukban lefedte. A terepi adatgyűjtés módszereit a vizsgálati évek bontásában ismertetem részletesen.

1992.

1992. július 9. és 17. között 16 erdősávban végeztem csapdázásokat (**1. térkép**). Hagyományos egérfogók – elvonó csapdázás – alkalmazásával három éjszakán keresztül fogtam a kisemlősöket. Egy erdősávban 50 csapdát helyeztem el lineárisan, egymástól 10–10 m távolságra. A könnyebb megtalálhatóság érdekében a csapdákat fák, illetve cserjék tövében tettem le, a felettük lévő ágat pedig papírszalaggal jelöltem meg. A csapdavonal a vizsgált erdősávok hossz tengelyében helyezkedett el. Az állatokat vászonzacskóban szállítottam a LAJTA-Project kutatóházába. Az adatfelvétel során feljegyeztem a lelőhelyet (erdősáv és csapdaszám), dátumot, az állat fajtát (CORBET & OVENDEN, 1982, UJHELYI, 1994), korát és ivarát. A kor határozásánál teljes testméretüket még el nem ért, kevéssé fejlett genitáliákkal rendelkező *juvenilis* és kifejlett *adult* egyedeket különítettem el. A testtömeget 1 g pontosságú levélmérleggel mértem.

Biometriai adatfelvételezést is végeztem a populációkat jellemző testméretek megállapítása céljából. 1 milliméteres pontossággal mértem a testhosszot (TH), a farok tövétől az orr hegyéig; a farokhosszt (FH), a farok tövétől a farok hegyéig, a farokszőr nélkül; a hátsó talp hosszát (TaH), a sarokizülettől a leghosszabb új végéig, karom nélkül; valamint a fülhosszt, a fül leghátsó pontjától a kagyló belső hajlatáig. A gravid nőtény egyedeket felboncoltam és megállapítottam az embriók számát, a laktáló nőtények esetében pedig a szopott emlők számát is regisztráltam.

1993.

1993-ban, 7 erdősávban végeztem csapdázásokat (**2. térkép**), melyek módszere az 1992. évnél ismertettekkel egyezik meg.

1994.

1994. július 27. és augusztus 8. között 15 erdősávban végeztem csapdázásokat (**3. térkép**). Fából készült élvefogó ládacsapdák alkalmazásával három éjszakán keresztül fogtam a kisemlősöket. Egy erdősávban 50 csapdát helyeztem el lineárisan, egymástól 10–10 m távolságra. A csapdavonal a vizsgált erdősávok hossz tengelyében helyezkedett el. Az adatfelvétel során, melyet a fogás helyszínén végeztem, feljegyeztem a lelőhelyet (erdősáv és csapdaszám), dátumot, az állat faját, korát és ivarát. A testtömeget 1 g pontosságú Pesola rugós mérlegen mértem. Az állatokat az adatfelvételt követően azonnal szabadon engedtem, jelölést nem alkalmaztam.

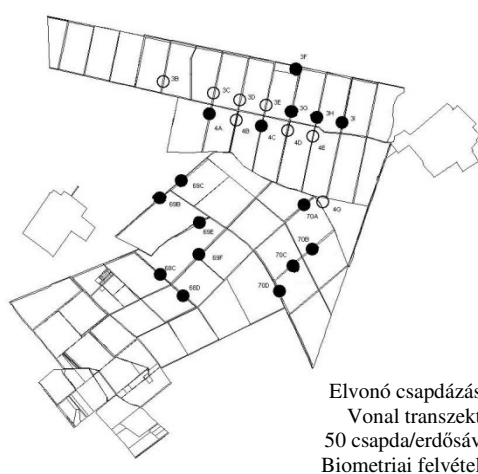
1996.

1996-ban május és július hónapokban, 6 erdősávban végeztem csapdázásokat (**4. térkép**). Fából készült élvefogó ládacsapdák alkalmazásával három éjszakán keresztül fogtam a kisemlősöket. Egy erdősávban 50 csapdát helyeztem el lineárisan, egymástól 10–10 m távolságra. A csapdavonal a vizsgált erdősávok hossz tengelyében helyezkedett el. Az adatfelvétel során, melyet a fogás helyszínén végeztem, feljegyeztem a lelőhelyet (erdősáv és csapdaszám), dátumot, az állat faját, korát és ivarát. A testtömeget 1 g pontosságú Pesola rugós mérlegen mértem. Az állatokat az adatfelvételt követően azonnal szabadon engedtem, jelölést nem alkalmaztam.

1997.

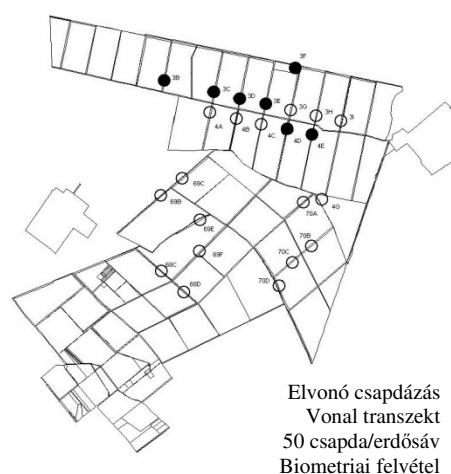
1997-ben augusztus 16. és 24. között 15 erdősávban végeztem csapdázásokat (**5. térkép**). Fából készült élvefogó ládacsapdák alkalmazásával három éjszakán keresztül fogtam a kisemlősöket. Egy erdősávban 50 csapdát helyeztem el lineárisan, egymástól 10–10 m távolságra. A csapdavonal a vizsgált erdősávok hossz tengelyében helyezkedett el. Az adatfelvétel során, melyet a fogás helyszínén végeztem, feljegyeztem a lelőhelyet (erdősáv és csapdaszám), dátumot, az állat faját, korát és ivarát. A testtömeget 1 g pontosságú Pesola rugós mérlegen mértem. Az állatokat az adatfelvételt követően azonnal szabadon engedtem.

Fogás–jelölés–visszafogás (CMR) módszert alkalmaztam, az első lábujjperc eltávolításával egyedileg jelöltem az állatokat (BEGON, 1979, O'FARELL, 1980; NICHOLS & CONLEY, 1982). A módszer előnye, hogy a természetben gyakran előforduló ilyen jellegű sérülésekhez hasonlóan nem jár az állat számára hátrányos következményekkel, ugyanakkor könnyen azonosítható, tartós jelölést biztosít.



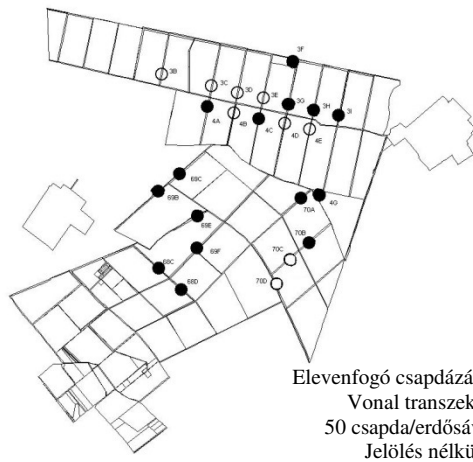
1. térkép: Az 1992-ben vizsgált erdősávok

Map 1: Forest belts examined in 1992



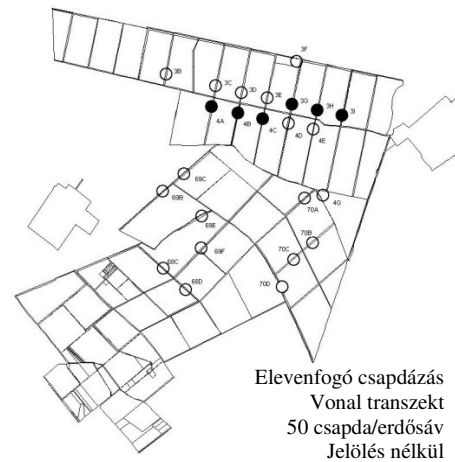
2. térkép: Az 1993-ban vizsgált erdősávok

Map 2: Forest belts examined in 1993



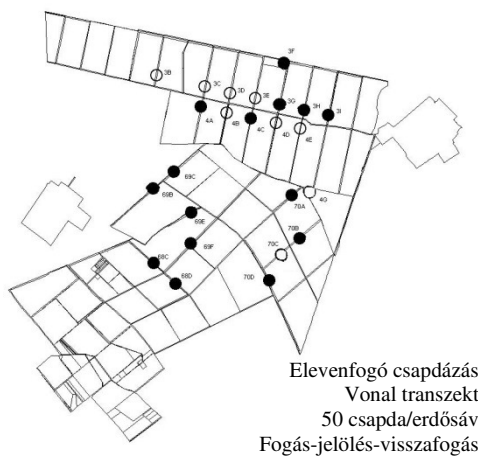
3. térkép: Az 1994-ben vizsgált erdősávok

Map 3: Forest belts examined in 1994



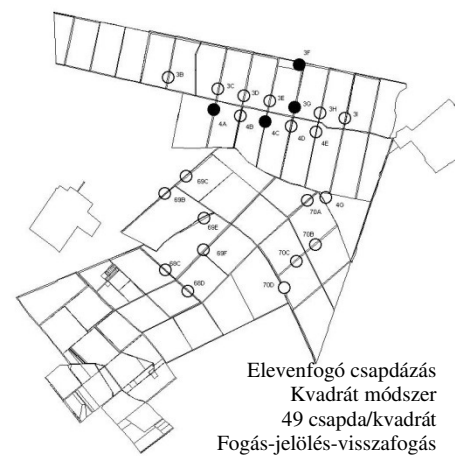
4. térkép: Az 1996-ban vizsgált erdősávok

Map 4: Forest belts examined in 1996



5. térkép: Az 1997-ben vizsgált erdősávok

Map 5: Forest belts examined in 1997



6. térkép: Az 1999-ben vizsgált kvadrátok

Map 6: Forest belts examined in 1999

1999.

1999-ben, július, augusztus és szeptember hónapban, 4 erdősávban végeztem csapdázásokat (6. térkép). Fából készült élvefogó ládacsapdák alkalmazásával, havonta négy éjszakán keresztül fogtam a kisemlősöket. Kvadrát módszert alkalmaztam, $7 \cdot 7 = 49$ csapdával, melyek egymástól 10–10 m távolságra kerültek lerakásra. A kvadrátokon belül az egyes csapdák helyét számozott cövekekkel állandósítottam. Az adatfelvétel és a jelölés módszere az 1997. évnél ismertettekkel egyezik meg.

A csapdák csalizása

A csapdák csalizása tekintetében az irodalom gazdag választékkal szolgál. SZUNYOGHY (1955) szerint – "Csalétkül legjobban bevált a dióbél." KÖLÜS (1969) pirított szalonnát, avas

dióbelet áztatott kukoricaszemet, PALOTÁS (1986) ezek mellett pirított tökmagot használt. HORVÁTH & LANSZKI (2000) szalonnát, valamint ánizskivonattal, dióőrleménnyel, növényi olajjal kevert gabonamagvakat alkalmazott csalétekként.

Vizsgálataimban pozsonyi kutatók javaslatára (BINDER HELGA szóbeli közlése) a következő módszert alkalmaztam: apróra vágott dióbelet főztem össze margarinnal, és az így elkészült főzettel petróleumlámpa-bél darabkákat itattam át. A kapott 1 cm nagyságú csalikat helyeztem el a csapdákbán. A felitatott főzet illata tapasztalataim szerint minden rágcsló és rovarevő kisemlőst vonz a közelbe, és a fogás utáni felcsalítás is egyszerű. Amennyiben a csalit csak megrágnak az állatok, a főzettel való átkenés újra aktívvá teszi a csapdát. A módszer eredményességét HORVÁTH GYŐZŐ és JÁNOSKA FERENC vizsgálatai is megerősítették (szóbeli közlés).

2.2. Az adatfeldolgozás módszerei

2.2.1. A populáció szintű vizsgálatok módszerei

A terepen felvett csapdázási jegyzőkönyveket Microsoft Excell 2002 táblázatkezelő programban tároltam és dolgoztam fel.

A populáció szintű vizsgálatok során az alábbi jellemzőket határoztam meg fajonként:

A populáció biometriai jellemzői

A vizsgálati területén élő kisemlős fajok populációinak morfológiai jellemzésére a biometriai adatfelvételek eredményeit használtam fel. Az 1992-ben és 93-ban felvett testméretek alapján kiszámoltam a testhossz, farokhossz, hátsó talphossz, fülhossz fajonkénti átlagértékeit, szórását, konfidencia intervallumát, továbbá feltüntettem minimális és maximális értékeiket. Összehasonlításként megadom az irodalomból ismert értékeket.

Mikrohabitat használat

A mikrohabitatok növényzetének kisemlős fajok elterjedésére gyakorolt hatását vizsgálándó, összehasonlítottam fajonként a kisemlős mikrohabitatok fogási adatait. Az 1999-ben vizsgált, 7×7 csapdából álló kvadrátok minden erdősávval párhuzamos –és éppen ezért homogénnek tekinthető növényzeti jellemzőkkel bíró– csapdatorát tekintettem önálló mikrohabitatnak.

A reprezentatív mintavételt szem előtt tartva, egy grafikonon szerepeltettem mind a négy –1999-ben vizsgált– kvadrát összes mikrohabitatját. Az összehasonlításhoz χ^2 -próbát alkalmaztam (FOWLER & COHEN, 1992; PRÉCSÉNYI, 1995).

Az ivararány alakulása egy szaporodási időszakon belül

Korábbi vizsgálataim során 1992 és 1994 nyarán, egy-egy alkalommal történt csapdázásokkal a rágcsló kisemlős fajok populációiban hím többséget mutattam ki (NÉMETH, 1995a). Ugyanakkor PELIKÁN (1970) vizsgálataiból ismert, hogy a hím egyedek populáción belüli aránya egy szaporodási időszakon (éven) belül jelentős eltéréseket mutat. A jelenség vizsgálata céljából, 1999-ben havonként fogott hím egyedek számát elosztottam a nőstények fogásszámával. Az így kapott arány logaritmusát ábrázoltam havonta, mind a négy, 1999-ben vizsgált kvadrát esetében (HORVÁTH & KALMÁR, 2001). Az ivararány változásokat páronként korrelációval hasonlítottam össze (PRÉCSÉNYI, 1995). Az 1-hez közeli korrelációs koeficiensek esetében t-teszttel végeztem szignifikancia vizsgálatot.

Az egy csapdára jutó átlagos fogásszám alakulása egy szaporodási időszakon belül, kvadrátonként

A rágcsló kisemlősök szaporodási időszakon belüli egyedszám változásának elemzése nélkül az egyes évek közti egyedszám dinamika is nehezen értelmezhető (NIETHAMMER & KRAPP, 1982). Az 1999-ben vizsgált négy kvadrát esetében havonta, varianciaanalízissel (one-way ANOVA) hasonlítottam össze az egy csapdára jutó átlagos fogásszám értékeket. Ahol a varianciaanalízis különbséget jelzett, ott az egyenlő mintanagyságokra alkalmazható TUKEY HSD teszttel végeztem szignifikancia vizsgálatot (PRÉCSÉNYI, 1995).

Az egyes kvadrátok összehasonlítása az egy csapdára jutó átlagos fogásszám alapján, egy hónapon belül

A különböző habitatok ugyanabban az időszakban jelentősen eltérő mennyiségű kisemlőst tarthatnak el egy fajból (HORVÁTH & KALMÁR, 2001). Az 1999-ben vizsgált négy kvadrátot havonként egymással is összehasonlítottam az egy csapdára jutó átlagos fogásszám alapján varianciaanalízissel (one-way ANOVA). Ahol a varianciaanalízis különbséget jelzett, ott az egyenlő mintanagyságokra alkalmazható TUKEY HSD teszttel végeztem szignifikancia vizsgálatot (PRÉCSÉNYI, 1995; HORVÁTH *et al.*, 1996b).

A visszafogási ráta alakulása egy vegetációs perióduson belül

Ahol értékelhető mennyiségű adat állt rendelkezésre, a visszafogások számát elosztva az összes fogással visszafogási ráta értékeket számoltam, melyeket havonta, kvadrátonként ábrázoltam.

A fogás–visszafogás események térbeli alakulása

A fogás–visszafogás események az állatok térbeli mozgásának leírására alkalmasak. A csapdák állandó távolsága (10 m) számszerűsíthetővé teszi az elmozdulás mértékét. A kvadrátok elhelyezése úgy történt, hogy a fogás és a visszafogás helye közti vektor egyszerűen felbontható legyen egy erdősávval párhuzamos, és egy arra merőleges komponensre. Kvadrátonként meghatározva az állatok mozgásának átlagos vektorkomponenseit, kimutathatóvá vált a mozgás jellemző iránya.

Évek közti dinamika vizsgálata az erdősávokban

A több évig tartó terepi vizsgálatok alapján, a kisemlős populációkat jellemző évek közti dinamika feltárása céljából a 100 csapdaéjszakára (1csapdaéjszaka= 1 csapda 1 éjszakán át történő használata) jutó egyedszám dinamikáját vizsgáltam 1992. és 1999. között (HORVÁTH & LANSZKI, 2000, LELKES & HORVÁTH, 2000). Így kiküszöböltem a 3, ill. 4 éjszakai csapdázással vizsgált évek közti hibalehetőséget. Mivel elvonó és élvefogó (jelölés nélküli és CMR) technikát is alkalmaztam, csak a fogott egyedek számával számoltam, a visszafogást nem vettem figyelembe. Az 1999-es adatoknál csak az erdősávba eső kvadrátrészek eredményeit vontam be a vizsgálatba. A fentiek szerint kapott értékekre regresszióanalízissel illesztettem trendvonalat.

A populációk egyedeinek térbeli mintázata

Elemeztem fajonként az egyedek habitaton belüli elterjedésének tendenciáit. A populáció egyes egyedei által használt csapdákat, mint mintavételi egységeket tekintve, a különböző csapdákból megfogott egyedek száma alapján csapdázási időszakonként számoltam a Lloyd-féle „átlagos zsúfoltsági indexet” (Index of Mean Crowding = IMC) (LLOYD, 1967):

$$m^* = m + \left(\frac{s^2}{m} - 1\right)$$

ahol s^2 a minta varianciája és m a kvadrát valamennyi csapdáját tekintve az adott faj egyedeinek átlagos fogásszáma, vagyis

$$m = \frac{N}{n}$$

A képletben N a faj adott csapdázási hónapban megfogásra kerülő egyedeinek száma és n a mintavételi kvadrát csapdászama. Ha az eloszlás megfelel a Poisson-eloszlásnak, akkor a s^2 / m hányados értéke 1, azaz $m^* = m$.

A fentiek felhasználásával az átlagos csoportosulás és az átlagos denzitás hányadosaként minden csapdázási hónapra számítottam a Lloyd-féle "foltosság" (patchiness) értékét, melyet táblázatos formában adok meg:

$$\frac{m^*}{m}$$

Ha a hányados értéke 1, az egyedek térbeli eloszlása véletlenszerű. Ha a foltosság értéke 1-nél nagyobb, akkor a populáció egyedei aggregáltságot, ha kisebb 1-nél, szegregáltságot mutatnak.

Az átlagos testtömeg alakulása az évek viszonylatában

Összevonva az egyes mintavételi helyeket, évenként vizsgáltam az átlagos testtömeg alakulását, melynek ábrázolásakor az átlag standard hibáját is feltüntettem. Feltételezve, hogy a vizsgált években az egyedek ivari és kor eloszlása a csapdázási időszak állandósága következtében hasonló, egyfaktoros varianciaanalízissel (one-way ANOVA) végeztem összehasonlítást. Ahol a varianciaanalízis különbséget jelzett, ott a különböző mintanagyságokra alkalmazható TUKEY teszttel számoltam szignifikanciát (PRÉCSÉNYI, 1995).

A kisemlős fajok projekten belüli előfordulásának térképi ábrázolása HÓBER (2002) munkájának felhasználásával történt.

2. 2. 2. A közösségi szintű vizsgálatok módszerei

Egy kisemlős közösségként kezeltem egy erdősáv, egy csapdázási periódusban (3 vagy 4 éjszakán át) csapdázott kisemlőseinek összességét. A vizsgált 24 erdősávban így 76 kisemlős közösséget regisztráltam. Összehasonlítottam a habitatok csapdázási periódusonként feltárt kisemlős közösségeinek dominancia viszonyait, denzitását, fajszámát, SHANNON-WEAVER (1949) diverzitását és egyenletességét (PIELOU, 1966).

Az ábrákon alkalmazott rövidítések jelentése:

SORARA	–	Erdei cickány
SORMIN	–	Törpecickány
CROLEU	–	Mezei cickány
APOSYL	–	Közönséges erdeiegér
APOFLA	–	Sárganyakú erdeiegér
MICMIN	–	Törpeegér
MICARV	–	Mezei pocok
CLEGLA	–	Vöröshátú erdeipocok
MUSSPI	–	Güzüegér
PYTSUB	–	Földipocok
CRICRI	–	Közönséges hörcsög

Négy habitat esetében a diverzitás időbeli változását vizsgálandó, a csapdázási periódusonként kapott értékeket páronként t-tesztel vetettem össze. Ahol a t-teszt szignifikáns eltérést jelzett az értékpárok között, ott a diverzitás skálafüggő jellemzésére szolgáló Rényi-féle diverzitási rendezést (TÓTHMÉRÉSZ, 1996) is elvégeztem (HORVÁTH & PINTÉR, 2000). Az egymás diverzitási profilját nem metsző diverzitási görbék esetében tekintettem az összehasonlított közösségeket diverzitás szerint rendezhetőnek, valamint diverzebbnek azt a közösséget, melynek görbéje fentebb futott. Amennyiben a közösségek profiljai a kezdőértéknél találkoztak, faj-abundancia görbéik alapján is megvizsgáltam viszonyukat.

A közösségek és az élőhelyszerkezet közti összefüggések tisztázására clusteranalízist alkalmaztam (PALOTÁS, 1986). A közösségek szerkezetét reprezentáló alapmátrixokat a kisemlősök élőhelyenkénti dominancia viszonyaiból származtattam. Az élőhelyek, mint vegetációs egységek összevetésére JÁNOSKA (1995b) felvételei alapján került sor. A fúziós stratégiát az Eltérésnégyzetösszeg-növekedés minimalizálása módszer szolgáltatta (WARD, 1963; ORLÓCZI, 1967; WISHART, 1969 idézi PODANI, 1997), amely a hierarchikus osztályozás talán legismertebb és legáltalánosabban alkalmazott módszere. Két csoport összevonásának az a feltétele, hogy az a lehető legkisebb eltérésnégyzet-növekedéssel járjon. Az alkalmazott hasonlósági formula az Euklidészi távolság módszer volt:

$$EU_{jk} = [\sum(x_{ij} - x_{ik})^2]^{1/2}$$

Ahol x_{ij} és x_{ik} az i faj gyakorisága a j . és a k . közösségben.

Az 1999-ben vizsgált kvadrátokban a kisemlős közösség és a vegetáció mozaikosságának mérésére a WHITTAKER (1960, idézi TÓTHMÉRÉSZ, 1998)-féle β -diverzitást alkalmaztam:

$$\beta_w = [ST / \text{aver}(S)] - 1$$

Ahol $\text{aver}(S)$ az egy csapdasorra jutó átlagos fajszám, ST pedig a kvadrát teljes fajszáma. Ha minden faj előfordult minden csapdasorban, akkor a $\beta_w = 0$. Minél kevesebb faj van jelen az egyes csapdasorokban a teljes fajkészletből, annál nagyobb lesz a β_w értéke (TÓTHMÉRÉSZ, 1998).

A statisztikai elemzések során a NuCoSa1.0 (TÓTHMÉRÉSZ, 1996) és a Microsoft Windows Statistica programokat használtam.

3. A KUTATÁSI TERÜLET JELLEMZÉSE

3.1. A LAJTA Project általános jellemzése

A LAJTA Project Magyarország ÉNY-i részén, földrajzilag a Kisalföld nagytájunkon belül, a Győri-medence középtáj részét képező Mosoni-síkság kistájon, annak is a Hanság medencéjével érintkező déli felén helyezkedik el.

Domborzatát tekintve a kistáj teljes egészében magasártéri helyzetű hordalékkúp-síkság. Tengeszint feletti magassága ÉNy-on 125–130 m, DK-en 110–115 m között változik, általános DK-i lejtéssel. A relatív relief csak az ÉNy-i határmenti területen haladja meg az 5m/km²-t. Az alacsony szintkülönbségek mellett völgyhálózat nem jöhetett létre, a felszín csak a vízfolyások medrei tagolják. Földtanilag a terület a Kisalföld süllyedő medencéjébe épült dunai hordalékkúp D-i lejtővidéke. Felszínét jelenkori folyóvízi iszap, a Lajta két oldalán folyóvízi kavics, attól D-re és DK-re iszapos-löszös üledéktakaró borítja. A mélyebb rétegek azonban 50–200 méteres mélységig jó víztározó folyóvízi iszapos-homokos-kavicsból állnak (MAROSI & SOMOGYI, 1990). Éghajlata mérsékelt hűvös és száraz. Klimatikus viszonyaira Mosonmagyaróvár Meteorológiai Állomás adatai alapján következtethetünk. Jellemző értékei a következők (FARAGÓ, 1989):

Évi középhőmérséklet	9,6 °C
Relatív légnedvesség	73 %
Téli napok száma (max. = 0 °C)	29 nap
Nyári napok száma (max. >25 °C)	62 nap
Évi csapadék	504 mm
Zord napok száma (min. < -10 °C)	13 nap
Fagyos napok száma (min. = 0 °C)	95 nap
Hőségnapok száma (max. > 30 °C)	12 nap

Csapadékeloszlására egy júniusi és egy októberi maximum jellemző. A főmaximum óceáni hatásra utal, míg az őszi másodmaximum a mediterrán hatás eredménye. A kontinentális klímahatást az 500 mm körüli csapadékösszeg bizonyítja.

Hidrológiai szempontból a vizsgálati terület vízszegénynek mondható. Vízfolyás nincs. Két kisebb tó van a területen, egyik a korábbi kavicsbányászat eredménye, míg a másik (Kápolnatanya), az öntözőfürt vízkivételi művének vízszükségletét biztosító, talajvízből táplálkozó tó.

A területre a csernozjom talajok jellemzőek, melyek tulajdonságait a különböző mélységben elhelyezkedő kavicsos réteg szabja meg. A talaj felső, 30 cm-es rétegéből vett talajminták elemzése során a következő tájékoztató értékek adódtak (13 minta alapján, FARAGÓ, 1989):

pH (H ₂ O)	7,1– 8,0
K _A	35–50
5h kapilláris vízemelés	133 – 211
y ₁	0 – 5,2
CaCO ₃ %	0 – 4,9
Humusz %	3,47 – 5,40 (7,34)

A humusztartalom kettős értékei közül az alacsonyabb maximum mezőgazdasági területre, a magasabb erdősáv területére vonatkozik. A terület növényföldrajzilag a Pannóniai Flóratartomány Alföldi Flóravidékének Kisalföldi flórajrásába tartozik (PÉCSI, 1975).

A LAJTA Project a Nyugat–Magyarországi Egyetem Vadgazdálkodási Intézete (korábban Erdészeti és Faipari Egyetem Vadgazdálkodási Tanszék, ill. Soproni Egyetem Vadgazdálkodási Intézet) által indított hosszú lejáratú, tartamos („longterm”) élőhelyvizsgálat, amely a területen élő vadfajok és intenzív agrárkörnyezetük közt fennálló kölcsönhatásokat, azok időbeni változásait vizsgálja (FARAGÓ & BUDAI, 1998). Az 1989–ben indult kutatási program széles spektrumát kutatja az intenzív agrárkörnyezet, mint mezei élettér élővilágának, valamint egyéb környezeti tényezőinek, illetve ezek egymásra gyakorolt hatásának is. Így MOCZ (1990) és KARAKAI (1999) a mezei őzállományt, KISS (1992) a gyomállományokat, mint a vad növényi eredetű táplálékát, BUDAY (1993) és DITTRICH (1999) a fácánállományt, a vele való gazdálkodást (tenyésztést és hasznosítást), míg NAGY (2002) a fűrj és a galambfélék (Columbidae) állományait vizsgálta.

Az erdősávok madárállományaival foglalkozott JÁNOSKA (1995b, 1998, 1999), aki a kérdéskört napjainkig, több mint 15 éve kutatja a területen. Jelen dolgozat mind metodikáját, mind a vizsgálatok tárgyát tekintve szorosan kapcsolódik a fenti munkához, tekintve, hogy a ragadozómadarak táplálékbázisát képező kisemlősökkel foglalkozik, melyet több éven keresztül ugyanazokban az erdősávokban vizsgál.

FARAGÓ (1993, 1994, 1997b, 1997c, 1997d, 1998, 2000, 2001, 2002), valamint FARAGÓ & BUDAI (1998) a LAJTA Project fogolyállományának részletes vizsgálatát végezte el, beleértve a környezeti tényezőket, az állomány dinamikáját és az élőhelyválasztást. A terület egyben a MAGYAR FOGOLYVÉDELMI PROGRAM legfontosabb mintaterülete, mely program a tenyésztés és az élőhelyjavítás megfelelő arányával igyekszik a fenntarthatóság feltételeit megteremteni és azt a vadgazdálkodás napi gyakorlatának szolgálatába állítani.

A vizsgálati terület nagysága 3100 ha. A legközelebbi település Mosonszolnok, földrajzi koordinátái a következők: 47° 51' N, 17° 12' E.

A terület kimondottan intenzív agrárkörnyezet, melyre jellemző, hogy rét–legelőterület gyakorlatilag hiányzik. Az a mintegy 70–135 ha legelő, ami változó helyen előfordult az évek során, telepített füves here volt. A szántóterületeken (2678–2768 ha) főként kalászosokat, kukoricát, kendert és repcét termesztenek. Egy–egy termesztési ciklusban mintegy 10–15 növénykultúra tenyészik. A táblanagyságok – 56 tábla méretei alapján – 20–105 ha közt változnak, az átlagos táblanagyság 52 ha, ami vadgazdálkodási szempontból – figyelembe véve az erdősávok jelenlétét is – igen kedvezőnek mondható. Nagyobb összefüggő erdőterület nincs, az erdészetiileg üzemtervezett 54 erdőrészlet erdősávok formájában jelenik meg, összterületük mintegy 110 ha. Két kisebb erdőfolt 42,2 ha–t, az erdőtelepítések pedig 33,0 ha–t tesznek ki.

A Project területének szerkezetét a rendszerváltást követő kárpótlás alapvetően megváltoztatta. Az addig gazdasági egységként kezelt terület feldarabolódott és mindössze 56 %-a maradt állami tulajdonban (FARAGÓ & BUDAI, 1998).

3.2. A vizsgált kisemlős habitatok jellemzése

Terepi vizsgálataim során a csapdavonalakat 1992 és 1997 között a LAJTA Project erdősávjaiban, valamint a Mosonszolnok 3F jelű akác erdőfoltban állítottam fel. A vizsgált erdősávokra általánosan jellemző, hogy klasszikus módon, fő- és mellésávokként kerültek telepítésre, a rossz talajviszonyok miatt meglehetősen gyenge növekedésűek. Fő fafajaik az akác (*Robinia pseudoacacia*), valamint az amerikai kőris (*Fraxinus americana*). Mellettük nagyobb számban fordul elő még a magas kőris (*Fraxinus excelsior*), nemesnyárák (*Populus x euramericana hibridek*), lepényfa (*Gleditsia triacanthos*), korai juhar (*Acer platanoides*), hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), helyenként az ezüstjuhar (*Acer saccharinum*). A cserjeszintben jellemző fajok a fagyal (*Ligustrum vulgare*), a keskenylevelű ezüstfa (*Eleagnos*

angustifolia), a kinincs (*Amorpha fruticosa*) és a gyepürózsa (*Rosa canina*). A gyepszint uralkodó lágyszárú fajai a ragadós galaj (*Galium aparine*), a cérnatippan (*Agrestis tenuis*), a fedél rozsnok (*Bromus sterilis*), a közönséges tarackbúza (*Agropyron repens*), valamint a csomós ebír (*Dactylis glomerata*).

Az 1999-ben alkalmazott kvadrát módszer során három, erdősáv és a szomszédos mezőgazdasági kultúrák alkotta élőhelykomplexet, valamint a Mosonszolnok 3F jelű akác erdőfoltot vizsgáltam, melyekről részletesebb cönológiai felvételezést készítettem. A 7 · 7 csapdából álló kvadrátok minden erdősávval párhuzamos –és éppen ezért homogénnek tekinthető növényzeti jellemzőkkel bíró– csapdatorában három mintavételi helyen felmértem a cserjeszint és a gyepszint jellemző fajait, a szintek össz-borítását és az egyes fajok A–D valamint magasság értékeit. Ezeket csapdasoronként átlagolva kaptam a csapdasorra jellemző értékeket. Az egyes kvadrátok és azok csapdasorainak jellemzői az alábbiak:

3F kvadrát

A kvadrát a Mosonszolnok 3F akác erdőfoltban és a határán lévő Mosonszolnok 3K erdősávban került elhelyezésre.

Első csapdasora (3F–I) az erdősáv és a mellette húzódó mezei út szegélyében húzódott. A cserjeszint 50%-os borítását kinincs (A–D=50%) és fagyal (A–D=50%) biztosította, a gyepszintben angol- (A–D=70%), réti (A–D=20%) és franciaperje (A–D=5%), továbbá csomós ebír (A–D=5%) fordult elő, mindösszesen 50%-os borításban.

A második csapdasorban (3F–II) a kinincs (40%), fagyal (40%) és fekete bodza (20%) cserjeszintje mindösszesen 40%-os borítást biztosított, a gyepszintet 100%-ban közönséges tarackbúza uralta, mely 40 cm magas volt átlagosan.

A harmadik csapdasor (3F–III) cserjeszintje már kifejezetten laza, 25% borítást mutat a kinincs. A gyepszintben réti perjét (50%), piros árvacsalánt (30%) és fedél rozsnokot (20%) mutattam ki.

A negyedik csapdasorban (3F–IV) a fekete bodza alkotta cserjeszint már csak 10%-os borítást biztosított, a gyepszintet közönséges tarackbúza (50%), fedél rozsnok (40%) és piros árvacsalán (10%) uralta.

Az ötödik csapdasorból (3F–V) a cserjeszint hiányzik, a gyepszintben fedél rozsnok (50%), közönséges tarackbúza (20%) és piros árvacsalán (30%) található.

A hatodik csapdasorban (3F–VI) is hiányzik a cserjeszint, a gyepszintet fedél rozsnok (90%) és közönséges tarackbúza (10%) uralja.

A hetedik csapdasorból (3F–VII) a cserjeszint hiányzik, a gyepszintben piros árvacsalán (70%) és fedél rozsnok (30%) található.

3G kvadrát

A kvadrát a Mosonszolnok 3G erdősávban, a vele szomszédos 22/2 jelű tritikále és 22/3 jelű őszi búza táblában került elhelyezésre.

Első és második csapdasora (3G–I, 3G–II) a 22/2 jelű táblában húzódott. A gyepszintben tritikále (100%) fordult elő, 100%-os borításban.

A harmadik csapdasor (3G–III) a tritikále és a szomszédos mezei út találkozásánál került felállításra. A gyepszintben tritikále (50%), közönséges tarackbúza (25%) és kamilla (25%) fordult elő, mindösszesen 100%-os borításban.

A negyedik csapdasorban (3G–IV) –mely a mezei út és a 3G erdősáv határán helyezkedett el– fagyal alkotott cserjeszintet, amely 30%-os borítást biztosított. A gyepszintet

5 növényfaj, az angolperje (40%), a csomós ebír (15%), a franciaperje (15%), a réti perje (15%) és a közönséges aszat (15%) uralta.

Az ötödik csapdator (3G–V), 3G erdősáv belsejében található, előzőnél sűrűbb cserjeszintjét szintén fagyal képezi, a gyepszintben közönséges aszat (50%) dominál, mellette réti (25%) és franciaperje (25%) fordul elő.

A hatodik csapdatorban (3G–VI) is fagyal alkotja a cserjeszintet (40%), a gyepszintet, közönséges aszat (40%), réti (20%) és franciaperje (40%) uralja.

A hetedik csapdatorból (3G–VII), mely a 3G erdősáv és a 22/3 jelű őszi búza tábla határán húzódik, a cserjeszint hiányzik. A gyepszintben őszi búza dominál (50%), mellette csomós ebír (10%), közönséges tarackbúza (10%), franciaperje (10%), réti perje (10%) és közönséges aszat (10%) található.

4A kvadrát

A kvadrát a cserjeszint nélküli Mosonszolnok 4A erdősávban, a vele szomszédos 23/5 jelű takarmánylucerna-táblában, ill. a kettő közt elhelyezkedő gyomsávban került elhelyezésre.

Első csapdasora (4A–I) az erdősáv és a szomszédos mezei út határán húzódott. A gyepszintben réti– (60%) angol– (20%) és franciaperje (20%) fordult elő, mindösszesen 100%-os borításban.

Második csapdasora (4A–II) az erdősáv középvonalában helyezkedett el. A gyepszintben réti– (60%) és franciaperje (40%) fordult elő.

A harmadik csapdasor (4A–III) a gyomsáv és az erdősáv találkozásánál került felállításra. A gyepszintben közönséges tarackbúza (30%), angolperje (30%), közönséges aszat (10%) és réti perje (30%) fordult elő, mindösszesen 100%-os borításban.

A negyedik csapdasorban (4A–IV) –mely a takarmánylucerna és a gyomsáv határán helyezkedett el–, a gyepszintet 3 növényfaj, a takarmánylucerna (40%), az angolperje (40%) és a betyárkóró (20%) uralta.

Az ötödik, hatodik, hetedik csapdasor (4A–V, 4A–VI, 4A–VII) a takarmánylucerna belsejében található, a gyepszintben kizárólag ez a növény fordul elő.

4C kvadrát

A kvadrát a Mosonszolnok 4C erdősávban, a vele szomszédos 23/3 jelű kukorica és 23/4 jelű tárcsázott borsótarló táblában –melynek erdősáv felőli szegélye vadföldként volt művelve– került elhelyezésre.

Első csapdasora (4C–I) a 23/4 jelű tárcsázott borsótarló táblában húzódott. A gyepszint ezért nudum volt.

Második csapdasora (4C–II) szintén a 23/4 jelű tárcsázott borsótarló táblában került elhelyezésre, itt azonban a gyepszint már 30% borítást mutatott, melyet a betyárkóró (70%) és a fehér libatop (30%) megjelenése biztosított.

A harmadik csapdasor (4C–III) a vadföld sávjában került felállításra. A gyepszintben angolperje (40%), közönséges tarackbúza (40%), betyárkóró (15%) és közönséges aszat (5%) fordult elő, mindösszesen 100%-os borításban.

A negyedik csapdasorban (4C–IV) –mely az erdősáv belsejében helyezkedett el– fagyal alkotott cserjeszintet, amely 50%-os borítást biztosított. A gyepszintet 2 növényfaj, a fedél rozsnok (70%) és a közönséges tarackbúza (30%) uralta.

Az ötödik csapdasor (4C–V) 4C erdősáv belsejében található, előzőnél sűrűbb cserjeszintjét szintén fagyal képezi (70%), a gyepszintben fedél rozsnok (100%) fordul elő.

A hatodik csapdatorban (4C–VI) –az erdősáv és a kukoricatábla határán– nincs cserjeszint, a gyepszintet kukorica (50%), közönséges aszat (20%) és közönséges tarackbúza (30%) uralja.

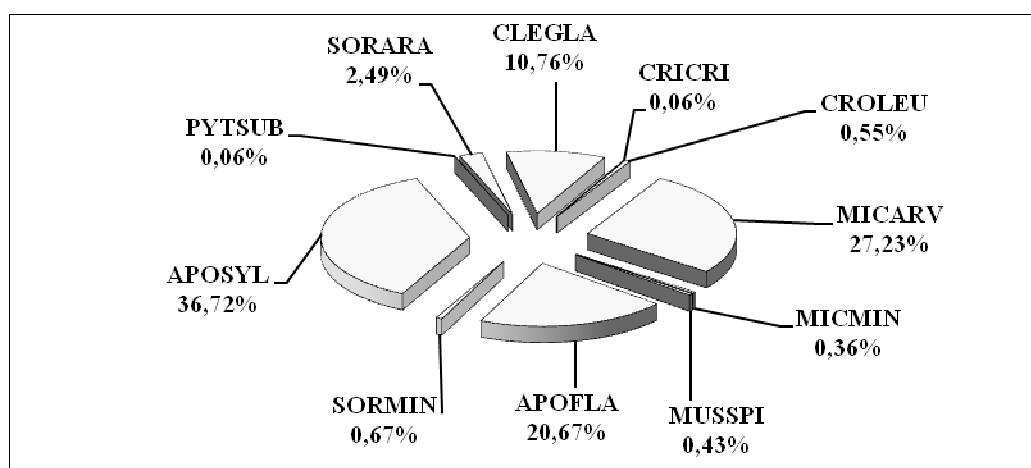
A hetedik csapdator (4C–VII) a kukoricatábla területén húzódik, benne a kukoricán kívül más növény nem található.

A felvételeket 1999. első csapdázási periódusában, július elején készítettem. A következő csapdázások alkalmával a mezőgazdasági kultúrákban történő változásokat is rögzítettem, melyek az alábbiak voltak: a 4A kvadrátban a júliusban 15 cm magas lucernát augusztusra lekaszálták, majd szeptemberre ismét felnőtt 40 cm-re. A 3G kvadrátban az őszi búzát és a tritikálét augusztusra learatták. A 4C kvadrátban a borsótarlót szeptemberre 80%–ban 50 cm magas muhar borította, a kukoricatáblát learatták és felszántották, a 3. csapdator gyepszintjét pedig lekaszálták.

4. EREDMÉNYEK

Elsőként a kisemlős populációk jellemzése során a területről általam kimutatott fajok populációs ismérveit foglalom össze, így tárgyalom fajonként a diszperzió, biometria, mikrohabitat használat, ivararány, dinamika és testtömeg változás kérdéseit. Ezt követően tekintem át az egyes erdősávokban fogott kisemlősök által alkotott közösségeket, azok elsődleges és származtatott karakterisztikáit, összefüggésüket az élőhelyszerkezettel, továbbá a szegélyhatás és izoláció kérdéskörét, az erdősáv–rendszer, mint zöld folyosó szerepét a kisemlős–metapopulációk fenntartásában.

A vizsgált 24 erdősávban 11 202 csapdaéjszakán 11, talajlakó, –rovarevő és rágcsáló– kisemlős faj 1645 egyedének jelenlétét sikerült kimutatni (**6. ábra**). A terület domináns kisemlős faja a közönséges erdeieger. A szubdomináns fajok közül a nyílt területekre jellemző mezei pocok a leggyakoribb, de jelentős –összesen 30,7 %– a lomberdőkre jellemző vöröshátú erdeipocok és a sárganyakú erdeieger előfordulása is. A ritka fajok közt az erdei és a hozzá hasonló élőhelyeken előforduló törpecickány *Sorex minutus* LINNAEUS, 1766 a leggyakoribb, a földipocok *Pitymys subterraneus* (DE SÉLYS LONGCHAMPS, 1836) pedig, egy példány előfordulásával a legritkább.



1. ábra: A LAJTA Projectben végzett kisemlős csapdázások fajösszetétele (1992–1999, n=1645)

Figure 6: Dominance of small mammal species captured in the LAJTA Project (1992–1999, n=1645)

Az egyes évek erdősávonkénti fogási eredményeit a **2. táblázat** mutatja.

2. táblázat: Az egyes évek erdőszávonkénti fogási eredményei a LAJTA-Projectben

Table 2: Yearly capturing data of the different forest belts in the LAJTA-Project

	APOFLA		APOSYL		CLEGLA		CROLEU		MICARV		SORARA		SORMIN		MICMIN		CRICRI		MUSSPI		PYTSUB		Összesen			
	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%		
1992																										
3F	18	28,13	5	7,81	36	56,25	2	3,13	3	4,69	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	64	100
3G	2	3,92	0	0,00	25	49,02	0	0,00	18	35,29	6	11,76	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	51	100
3H	11	20,75	12	22,64	4	7,55	0	0,00	24	45,28	2	3,77	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	53	100
3I	15	21,74	19	27,54	21	30,43	2	2,90	10	14,49	1	1,45	0	0,00	1	1,45	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	69	100
4A	3	33,33	0	0,00	1	11,11	0	0,00	5	55,56	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	9	100
4C	12	18,46	7	10,77	20	30,77	0	0,00	25	38,46	1	1,54	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	65	100
68C	4	21,05	2	10,53	1	5,26	4	21,05	8	42,11	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	19	100
68D	12	57,14	4	19,05	2	9,52	0	0,00	2	9,52	1	4,76	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	21	100
69B	5	20,83	5	20,83	4	16,67	0	0,00	9	37,50	1	4,17	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	24	100
69C	5	35,71	4	28,57	0	0,00	0	0,00	5	35,71	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	14	100
69E	4	17,39	4	17,39	1	4,35	0	0,00	13	56,52	1	4,35	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	23	100
69F	6	18,18	2	6,06	12	36,36	0	0,00	5	15,15	6	18,18	2	6,06	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	33	100
70A	4	20,00	1	5,00	0	0,00	0	0,00	14	70,00	1	5,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	20	100
70B	15	44,12	7	20,59	0	0,00	0	0,00	11	32,35	1	2,94	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	34	100
70C	10	27,78	6	16,67	1	2,78	0	0,00	15	41,67	3	8,33	1	2,78	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	36	100
70D	17	60,71	4	14,29	3	10,71	0	0,00	3	10,71	1	3,57	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	28	100
1993																										
3B	4	80,00	1	20,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	5	100
3C	4	80,00	1	20,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	5	100
3D	2	50,00	2	50,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	4	100
3E	5	83,33	1	16,67	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	6	100
3F	1	100,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	100
4D	1	33,33	1	33,33	0	0,00	0	0,00	1	33,33	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	3	100
4E	4	66,67	1	16,67	1	16,67	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	6	100

2. táblázat (folytatás): Az egyes évek erdőszávonkénti fogási eredményei a LAJTA-Projectben

Table 2 (continuing): Yearly capturing data of the the different forest belts in the LAJTA-Project

	APOFLA		APOSYL		CLEGLA		CROLEU		MICARV		SORARA		SORMIN		MICMIN		CRICRI		MUSSPI		PYTSUB		Összesen			
	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%		
1994																										
3F	4	16,67	16	66,67	1	4,17	0	0,00	3	12,50	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	24	100
3G	1	7,14	2	14,29	1	7,14	0	0,00	7	50,00	0	0,00	1	7,14	2	14,29	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	14	100
3H	3	9,68	3	9,68	1	3,23	0	0,00	21	67,74	3	9,68	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	31	100
3I	2	10,00	4	20,00	4	20,00	0	0,00	10	50,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	20	100
4A	1	10,00	4	40,00	1	10,00	0	0,00	3	30,00	0	0,00	1	10,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	10	100
4C	2	7,41	12	44,44	4	14,81	1	3,70	8	29,63	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	27	100
4G	0	0,00	3	42,86	0	0,00	0	0,00	3	42,86	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	14,29	0	0,00	0	0,00	0	0,00	7	100
68C	2	33,33	3	50,00	1	16,67	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	6	100
68D	6	75,00	1	12,50	1	12,50	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	8	100
69B	8	61,54	4	30,77	0	0,00	0	0,00	1	7,69	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	13	100
69C	4	33,33	7	58,33	0	0,00	0	0,00	1	8,33	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	12	100
69E	2	9,52	11	52,38	1	4,76	0	0,00	7	33,33	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	21	100
69F	6	28,57	8	38,10	0	0,00	0	0,00	7	33,33	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	21	100
70A	1	7,69	6	46,15	2	15,38	0	0,00	3	23,08	0	0,00	1	7,69	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	13	100
70B	2	16,67	5	41,67	2	16,67	0	0,00	3	25,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	12	100
1996																										
3E	1	50,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	50,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	100
3G	0	0,00	5	83,33	0	0,00	0	0,00	1	16,67	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	6	100
3H	2	28,57	1	14,29	0	0,00	0	0,00	4	57,14	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	7	100
3I	2	20,00	5	50,00	3	30,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	10	100
4A	0	0,00	1	100,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	100
4B	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	4	100,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	4	100
4C	1	20,00	2	40,00	1	20,00	0	0,00	1	20,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	5	100

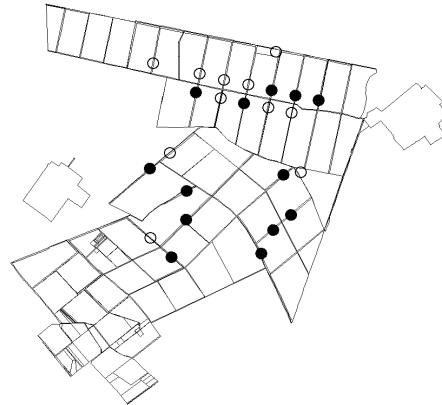
2. táblázat (folytatás): Az egyes évek erdősávonkénti fogási eredményei a LAJTA-Projectben

Table 2 (continuing): Yearly capturing data of the the different forest belts in the LAJTA-Project

	APOFLA		APOSYL		CLEGLA		CROLEU		MICARV		SORARA		SORMIN		MICMIN		CRICRI		MUSSPI		PYTSUB		Összesen	
	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%	pld	%
1997																								
3F	23	37,70	35	57,38	0	0,00	0	0,00	3	4,92	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	61	100
3G	0	0,00	8	40,00	0	0,00	0	0,00	11	55,00	1	5,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	20	100
3H	0	0,00	17	77,27	0	0,00	0	0,00	5	22,73	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	22	100
3I	3	7,32	20	48,78	9	21,95	0	0,00	9	21,95	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	41	100
4A	2	7,69	12	46,15	0	0,00	0	0,00	10	38,46	1	3,85	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	3,85	0	0,00	26	100
4C	0	0,00	7	22,58	1	3,23	0	0,00	22	70,97	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	3,23	0	0,00	31	100
68C	5	13,89	23	63,89	2	5,56	0	0,00	6	16,67	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	36	100
68D	2	8,70	5	21,74	0	0,00	0	0,00	15	65,22	1	4,35	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	23	100
69B	3	11,11	16	59,26	0	0,00	0	0,00	7	25,93	1	3,70	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	27	100
69C	2	15,38	3	23,08	1	7,69	0	0,00	6	46,15	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	7,69	13	100
69E	0	0,00	10	33,33	0	0,00	0	0,00	19	63,33	1	3,33	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	30	100
69F	2	7,69	18	69,23	0	0,00	0	0,00	5	19,23	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	3,85	0	0,00	26	100
70A	1	3,03	12	36,36	0	0,00	0	0,00	18	54,55	0	0,00	0	0,00	1	3,03	0	0,00	1	3,03	0	0,00	33	100
70B	0	0,00	13	61,90	0	0,00	0	0,00	8	38,10	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	21	100
70D	4	14,81	14	51,85	1	3,70	0	0,00	5	18,52	1	3,70	2	7,41	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	27	100
1999																								
3F	53	57,61	36	39,13	2	2,17	0	0,00	1	1,09	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	92	100
3G	15	17,24	44	50,57	6	6,90	0	0,00	13	14,94	4	4,60	1	1,15	2	2,30	0	0,00	2	2,30	0	0,00	87	100
4A	3	4,23	55	77,46	0	0,00	0	0,00	9	12,68	2	2,82	2	2,82	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	71	100
4C	8	8,79	64	70,33	0	0,00	0	0,00	17	18,68	1	1,10	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	1,10	0	0,00	91	100
Össz.	340	20,67	604	36,72	177	10,76	9	0,55	448	27,23	41	2,49	11	0,67	6	0,36	1	0,06	7	0,43	1	0,06	1645	100

4. 1. A kisemlős populációk jellemzői

4. 1. 1. Erdei cickány – *Sorex araneus* LINNEAUS, 1758



7. térkép: Az erdei cickány előfordulása a LAJTA Projectben

Map 8: The locations of the Common Shrew in the LAJTA Project

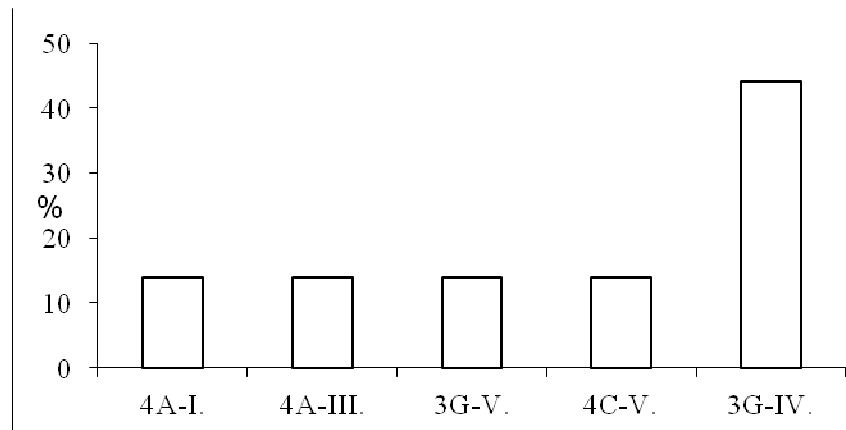
Palearktikus elterjedésű faj, amely Európában Írországból, a Hebridákról, Shetlandról, Franciaország és az Ibériai-félsziget nagy részéről hiányzik. A Mediterráneumban, beleértve a Balkán-félsziget déli részét és a földközi-tengeri szigeteket, szintén nem fordul elő (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999). Földrajzi változatossága jelentős, Európában 19 alfaja ismert (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999). Az erdei cickány biometriai jellemzőit a **3. táblázat** tartalmazza.

3. táblázat: Az erdei cickány biometriai jellemzői

Table 3: Biometric features of the Common Shrew

Testméretek Measurements n=28	Átlag Mean	Min–max	CORBET & OVENDEN, 1982	Szórás Variance	Konfidencia intervallum Confidence interval ($\alpha=0,05$)
Testtömeg (g) – Weight	5,3	1,5–8,0	5,5–14	1,54	5,3±0,63
Testhossz (mm) Body length	68,7	58,0–79,0	55–85	6,16	68,7±2,52
Farokhossz (mm) Tail length	41,4	37,0–46,0	34–50	2,75	41,4±1,10
Hátsó talp hossza (mm) Hind foot length	13	8,0–18,0	12–14,5	2,17	13,0±0,87

Az erdei cickány a vizsgált 24 erdősávból 13-ban (54%) fordult elő (**8. térkép**). Az 1999-ben végzett mikrohabitat vizsgálat alapján a faj fogott egyedeinek 42%-a a 3G erdősáv IV. növényzeti egységéből került elő (**7. ábra**). Tekintve, hogy rovarevő fajról van szó a mikrohabitat választást –táplálkozási szempontból– a növényzet összetétele csak közvetve határozza meg. Nagyobb jelentőséggel bír a használt mikrohabitat helyzete. Ezt támasztja alá, hogy az erdei cickány által használt mikrohabitatok 70%-ban szegély helyzetűek (erdősáv széle–mezei út széle, erdősáv széle–vadföld széle), amely szegélyeken a cickányok táplálékát képező rovarfajok –a szegélyhatás miatt– nagyobb denzitásban fordulnak elő.



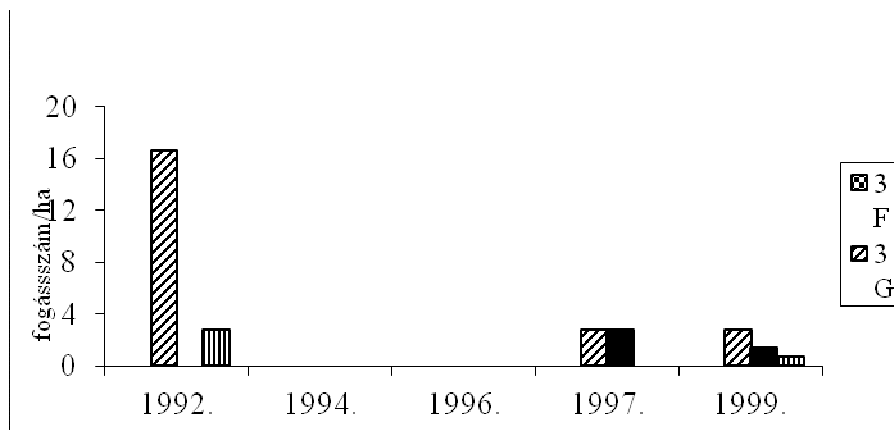
2. ábra: Az erdei cickány mikrohabitat használata (n=7)

Figure 7: Microhabitat use of the Common Shrew (n=7)

A faj egyedei az összes csapdázott kisemlős (n=1645) 2,5%-át tették ki. A fogott 41 példányból 28-nak (68%) sikerült meghatározni az ivarát, közülük 7% nősténynek (20 pd), 29% hímnek (8 pd) bizonyult.

Az egy vegetációs perióduson belüli dinamika vizsgálatától az alacsony fogásszám miatt eltekintettem. Az évek közötti dinamika tekintetében, négy erdősáv közül, melyeket öt éven keresztül vizsgáltam, a 3F jelűben egyáltalán nem fordult elő a faj. Legnagyobb sűrűségben a 3G erdősávban fogtam 1992-ben, míg 1994-ben és 1996-ban egyáltalán nem csapdáztam (**8. ábra**).

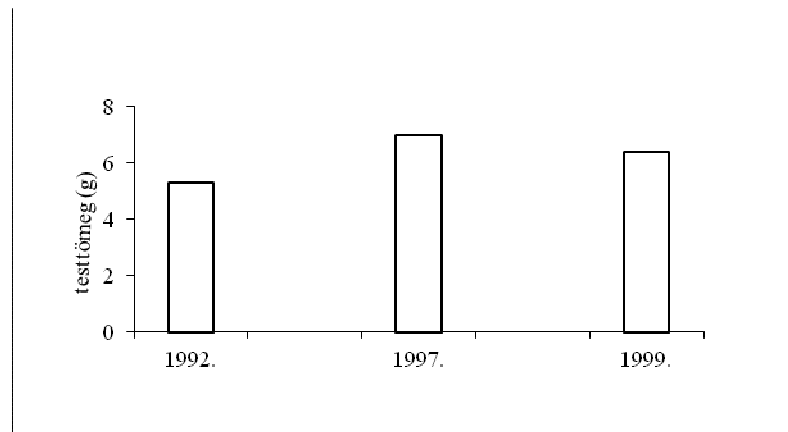
A faj esetében kapott alacsony fogásszám értékek miatt nem végeztem szignifikancia vizsgálatot sem a különböző habitatok évenkénti, sem a különböző évek habitatonkénti fogásszámainak összehasonlítására.



3. ábra: Az erdei cickány dinamikája a LAJTA Projectben

Figure 8: Dynamics of the Common Shrew in the LAJTA Project

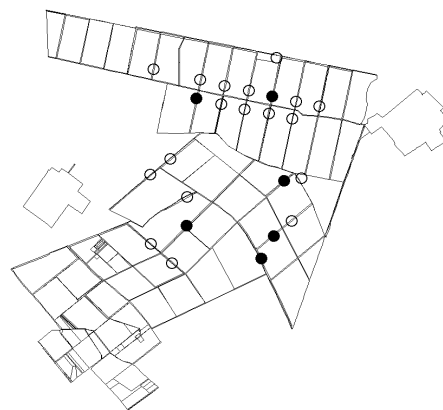
Átlagos testtömeg alapján a legmagasabb értéket 1997-ben kaptam 7,0 grammal, a legalacsonyabb pedig az 1992. évi testtömeg (5,2 g) (**9. ábra**). Szignifikancia vizsgálatra a kis elemszám miatt itt sem kerülhetett sor.



4. ábra: Az erdei cickány átlagos testtömegének változása a LAJTA Projectben (n=31)

Figure 9: Average weight changes of the Common Shrew in the LAJTA Project (n=31)

4.1.2. Törpecickány – *Sorex minutus* LINNAEUS, 1766

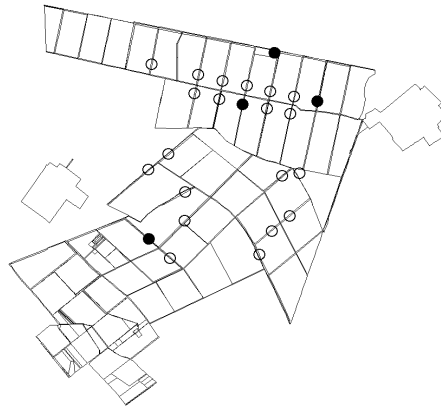


8. térkép: A törpecickány előfordulása a LAJTA Projectben

Map 9: Locations of the Eurasian Pygmy Shrew in the LAJTA Project

Eurázsiai elterjedésű, Európában csak az Ibériai-félsziget déli részéről, a mediterrán partvidékről és szigetekről, valamint a Skóciától északra fekvő szigetekről hiányzik (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999). Földrajzi változatosságára jellemző, hogy északról dél felé a populációk testmérete szemmel láthatóan változik (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999). Biometria jellemzőinek elemzésétől az alacsony fogásszám miatt eltekinttem.

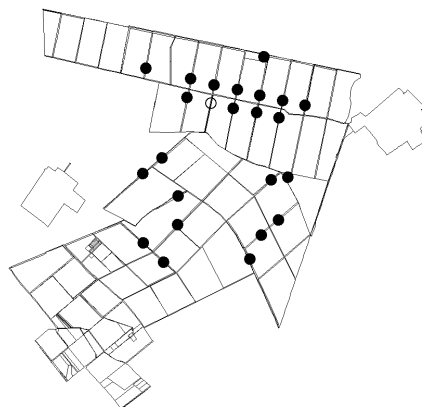
A törpecickány a vizsgált 24 erdősávból 6-ban (25%) fordult elő (**9. térkép**). A faj egyedei az összes csapdázott kisemlős (n=1645) 0,7%-át tették ki. A fogott 11 példányból 3-nak (27%) sikerült meghatározni az ivarát, amely egyedek nősténynek bizonyultak.

4.1.3. Mezei cickány – *Crocidura leucodon* (HERMANN, 1780)**9. térkép: A mezei cickány előfordulása a LAJTA Projectben**

Map 10: Locations of the Bicolored Shrew in the LAJTA Project

Európai és nyugat-ázsiai elterjedésű faj, mely Franciaország északnyugati részétől a Kaszpi-tengerig előfordul. Európában a középső és a déli területeken terjedt el, hiányzik az Ibériai-félszigetről, Dél-Franciaországból, a mediterrán szigetvilágból, a Brit szigetektől. Északon Hollandia és Németország, valamint Lengyelország területének jelentős részén nem fordul elő (MITCHELL-JONES *et al.*, 1999).

Földrajzi változatosság tekintetében két alfaja ismert: a *Crocidura leucodon leucodon* (HERMANN, 1780) és a *Crocidura leucodon narentae* BOLKAY, 1925, melyeket az Alpokon, Nyugat-Ausztrián, Csehországon és Nyugat-Lengyelországon át húzódó izolációs sáv választ el egymástól (MITCHELL-JONES *et al.*, 1999). A mezei cickány biometriai jellemzőinek elemzésétől az alacsony fogásszám miatt eltekintettem. A mezei cickány a vizsgált 24 erdősávból 4-ben (17%) fordult elő (**10. térkép**). A faj egyedei az összes csapdázott kisemlős (n=1645) 0,5%-át tették ki. A fogott 9 példányból 8-nak (89%) sikerült meghatározni az ivarát, közülük 6 nősténynek (75%), 2 hímnek (25%) bizonyult.

4.1.4. Közönséges erdeieger – *Apodemus sylvaticus* (LINNAEUS, 1758)**10. térkép: A közönséges erdeieger előfordulása a LAJTA Projectben**

Map 11: Locations of the Wood Mouse in the LAJTA Project

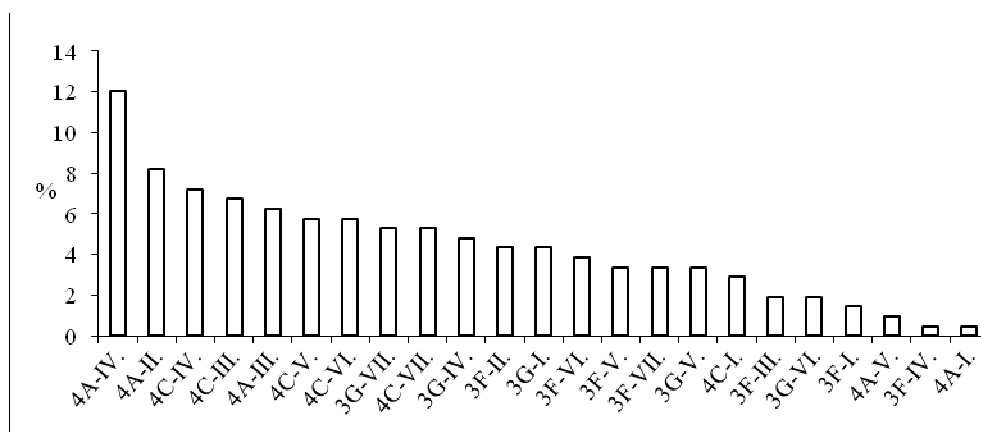
Elterjedési területe Európára, Kis-Ázsiára és Észak-Afrikára korlátozódik. Európában általánosan elterjedt (MITCHELL-JONES *et al.*, 1999). Földrajzi változatossága, mely elsősorban a földközi-tengeri szigeteken jellemző, főként testméretben és színezetben nyilvánul meg (MITCHELL-JONES *et al.*, 1999). A közösséges erdeieger a vizsgált 24 erdősávból 22-ben (92%) fordult elő (**11. térkép**).

4. táblázat: A közösséges erdeieger biometriai jellemzői

Table 4: Biometric features of the Wood Mouse

Testméretek <i>Measurements</i> n=82	Átlag <i>Mean</i>	Min.	Max.	CORBET & OVENDEN, 1982	Szórás <i>Variance</i>	Konfidencia intervallum <i>Confidence interval</i> ($\alpha=0,05$)
Testtömeg (g) <i>Weight</i>	17,7	5,0	39,0	20–30	6,71	17,7±1,50
Testhossz (mm) <i>Body length</i>	90,3	59,0	121,0	80–105	11,29	90,3±2,54
Farokhossz (mm) <i>Tail length</i>	76,2	41,0	103,0	70–115	10,81	76,2±2,43
Hátsó talp hossza (mm) <i>Hind foot length</i>	20,3	15,0	24,0	20–24	1,76	20,3±0,39
Fülhossz (mm) <i>Ear length</i>	15,4	10,0	22,0	15–18,5	2,25	15,4±0,53

Az 1999-ben végzett mikrohabitat vizsgálat alapján a faj a vizsgált 23 mikrohabitat mindegyikében előfordult (**10. ábra**). A mikrohabitat preferenciára irányuló tapasztalati és elméleti gyakoriság illesztés χ^2 próbával elvégzett illeszkedésvizsgálata alapján ($\chi^2=78,39$, $p<0,01$, $df=22$) a populáció egyedeinek mikrohabitatok közti eloszlása eltér az egyenletestől. A fogott egyedek 12%-a a 4A erdősáv IV. növényzeti egységéből, a takarmánylucerna, angolperje és betyárkóró borította területen került elő, ez a faj által legkedveltebb mikrohabitat. További, gyakran használt növényzeti egységek még a 4A-II. (réti perje és közösséges tarackbúza), 4C-IV. (fedél rozsnok és közösséges tarackbúza), 4C-III. (angolperje, közösséges tarackbúza, közösséges aszat, betyárkóró), 4A-III. (angolperje, közösséges tarackbúza, közösséges aszat, réti perje), 4C-V. (fedél rozsnok), 4C-VI. (kukorica, közösséges tarackbúza, közösséges aszat).



5. ábra: A közösséges erdeieger mikrohabitat használata (n=235)

Figure 10: Microhabitat use of the Wood Mouse (n=235)

A 4A kvadrátból származik a legkevésbé használt mikrohabitat is, a 4A–I. (réti és angolperje, közönséges tarackbúza). A mezőgazdasági kultúrákban vizsgált mikrohabitatok közül a kukoricatáblát használta leginkább (4C–VII.), legkevésbé pedig a lucernást (4A–V.).

A faj egyedei az összes csapdázott kisemlős ($n=1645$) 36,7%–át tették ki. A fogott 604 példányból 571–nek (95%) sikerült meghatározni az ivarát, közülük 32% nőténynek (185 pd), 68% hímnek (386 pd) bizonyult.

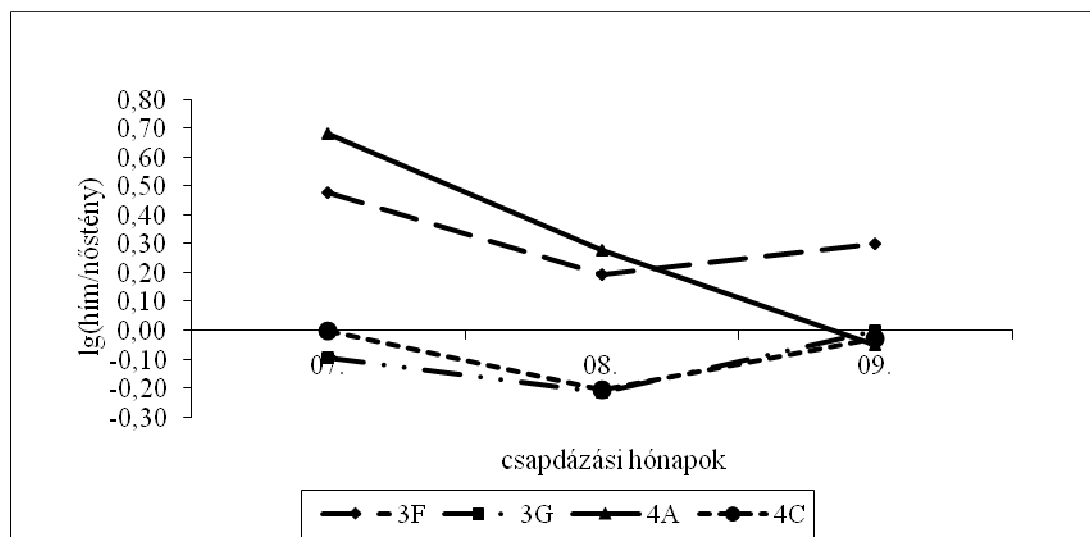
A 3F kvadrátban mindhárom hónapban hím többséget regisztráltam, mely a nőtények számához képest augusztusban volt a legkisebb arányú. A 4A kvadrátban a nőtények aránya folyamatosan nőtt, szeptemberre létszámuk meghaladta a hímekéét. A 3G és 4C kvadrátokban a három hónapban sohasem volt hím többség, a nőtények száma augusztusban haladta meg leginkább a hímekéét (11. ábra).

Az egyes kvadrátokban tapasztalt ivararány változások közti korrelációs vizsgálat három esetben adott 1–hez közeli értéket. Ezeket t -teszttel megvizsgálva két esetben szignifikáns összefüggést kaptam (3F–4A: $t=3,21$, $p<0,05$), (3F–4C: $t=3,08$, $p<0,05$), míg a 3G és a 4C kvadrátok ivararány trendje közti korrelációs együttható nem bizonyult szignifikánsnak (3G–4C: $t=2,33$, NS). Fenti vizsgálat megerősítette, hogy a 3F kvadrátban –a zárt akácokban– tapasztalt trendhez leginkább a 4A és a 4C kvadrátokban tapasztalt ivararány változás iránya tekinthető hasonlóknak (5. táblázat).

5. táblázat: Az egyes kvadrátokban tapasztalt ivararány változások közti korrelációs együtthatók értékei a közönséges erdeieger esetében

Table 5: Correlation coefficients of sex ratio in the examined quadrats for the Wood Mouse

	4C	3F	3G
4A	0,42533	0,848973	-0,26496
4C	–	0,839349	0,759994
3F	–	–	0,284603



6. ábra: A közönséges erdeieger ivararányának alakulása (n=216)

Figure 11: Sex ratio of the Wood Mouse (n=216)

Az egy vegetációs perióduson belüli dinamikát vizsgálva (**12. ábra**) megállapítható, hogy 1999-ben a négy kvadrátból háromban augusztusi egyben pedig szeptemberi maximum jelentkezett.

A négy habitatban tapasztalt, egy csapdára jutó átlagos fogásszámok közül, varianciaanalízis alapján a 3G-ben és a 4A-ban nem volt eltérés az egyes hónapok között. A 3F (one-way ANOVA, $F_{3,144}=12,28$, $p<0,05$) és a 4C (one-way ANOVA, $F_{3,144}=6,30$, $p<0,05$) kvadrátok esetében a varianciaanalízis különbséget jelzett. Ezt ellenőrizve TUKEY HSD teszttel, a 3F kvadrát esetében a júliusi és augusztusi, valamint az augusztusi és szeptemberi, a 4C kvadrátban pedig a júliusi és szeptemberi fogásszámok különböztek szignifikánsan (**6.-7. táblázat**). A tesztek alapján tehát a közönséges erdeieger augusztusi maximumát sikerült kimutatni a 3F jelű akácokban, ill. a júliusban észlelt mennyiségét meghaladó denzitását szeptemberben, a 4C kvadrát területén.

6. táblázat: A TUKEY HSD teszt eredményei a közönséges erdeieger havi egyedszám változásának összehasonlításában, a 3F kvadrátban. A kiemelt értékek $p<0,05$ szinten szignifikáns különbséget jeleznek.

Table 6: Results of the TUKEY HSD test for monthly number changes of the Wood Mouse in the 3F quadrat. The key values of $p<0,05$ indicates significant difference.

Időszak <i>Period</i>	Július <i>July</i>	Augusztus <i>August</i>	Szeptember <i>September</i>
Átlag & Konfidencia intervallum <i>Mean & Confidence interval</i>	0,20±0,45	0,51±0,71	0,02±0,14
n	49	49	49
Július <i>July</i>	–	0,01	0,15
Augusztus <i>August</i>	–	–	0,00

7. táblázat: A TUKEY HSD teszt eredményei a közönséges erdeieger havi egyedszám változásának összehasonlításában, a 4C kvadrátban. A kiemelt értékek $p<0,05$ szinten szignifikáns különbséget jeleznek.

Table 7: Results of the TUKEY HSD test for monthly number changes of the Wood Mouse in the 4C quadrat. The key values of $p<0,05$ indicates significant difference.

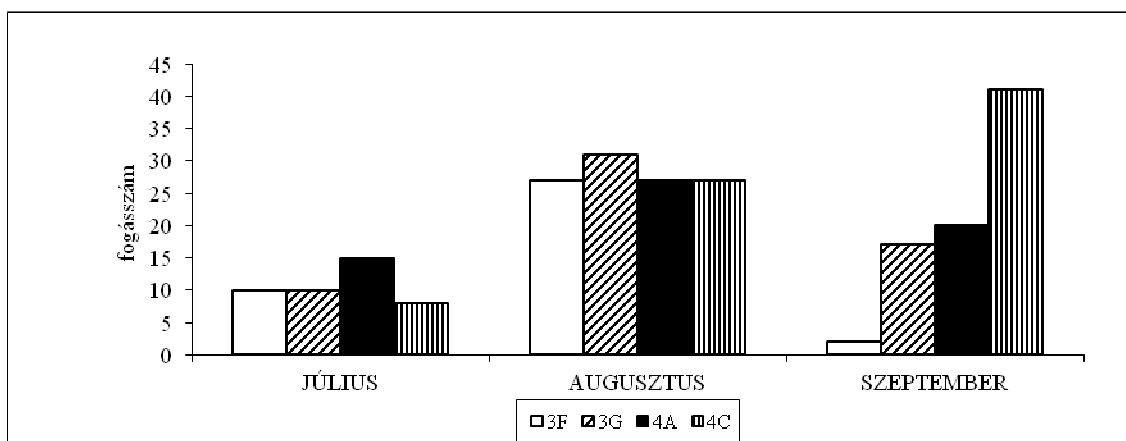
Időszak <i>Period</i>	Július <i>July</i>	Augusztus <i>August</i>	Szeptember <i>September</i>
Átlag & Konfidencia intervallum <i>Mean & Confidence interval</i>	0,16±0,51	0,41±0,70	0,73±1,07
n	49	49	49
Július <i>July</i>	–	0,28	0,00
Augusztus <i>August</i>	–	–	0,11

Egy hónapon belül összehasonlítva az egyes kvadrátokban tapasztalt denzitás értékeket a varianciaanalízis csak szeptemberben jelzett különbséget (one-way ANOVA, $F_{4,192}=9,43$ $p<0,05$). A TUKEY HSD teszt alapján a 4C kvadrátban, szeptember hónapban mind a három másik habitathoz képest több közönséges erdeiegér fordult elő (**8. táblázat**).

8. táblázat: A TUKEY HSD teszt eredményei a közönséges erdeiegér, négy különböző kvadrátban kimutatott denzitás értékeinek összehasonlításában, szeptember hónapban. A kiemelt értékek $p<0,05$ szinten szignifikáns különbséget jeleznek.

Table 8: Results of the TUKEY HSD test for density of the Wood Mouse in comparison of four different quadrats in september. The key values of $p<0,05$ indicates significant difference.

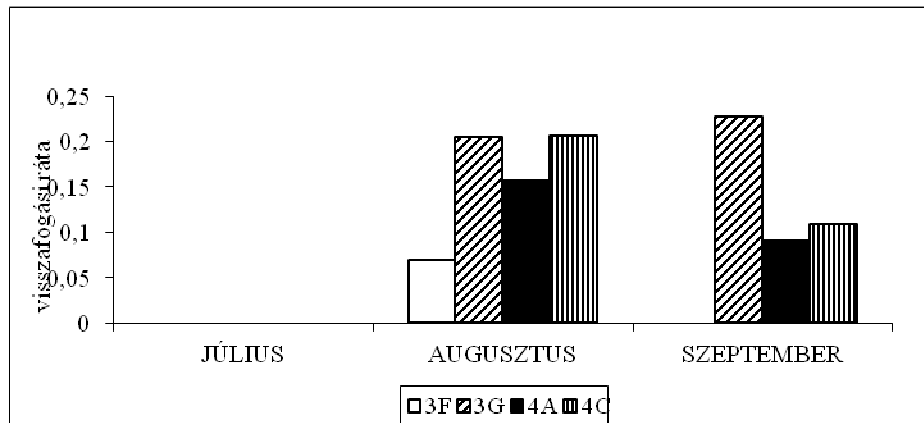
Kvadrát <i>Quadrat</i>	3F	3G	4A	4C
Átlag & Konfidencia intervallum <i>Mean & Confidence interval</i>	0,0±0,14	0,22±0,51	0,37±0,67	0,73±1,08
n	49	49	49	49
3F	–	0,45	0,06	0,00
3G	–	–	0,73	0,00
4A	–	–	–	0,04



7. ábra: A közönséges erdeiegér egyedszám változása 1999-ben (n=235)

Figure 12: Number changes of the Wood Mouse in 1999 (n=235)

A visszafogási ráta értékei a 3G kvadrát esetében szeptemberi, a többi habitathoz pedig augusztusi maximumot mutattak (**13. ábra**).



8. ábra: A közösséges erdeieger visszafogási rátájának alakulása 1999-ben (n=235)

Figure 13: Recapturing rate of the Wood Mouse in 1999 (n=235)

Elemelve a közösséges erdeieger fogás– visszafogás pozícióinak viszonyát, kiszámoltam kvadrátonként az egy fogás–visszafogás eseményhez tartozó átlagos elmozdulás távolságát. Az X értékek egy átlagos elmozdulás erdősávra merőleges, az Y értékek pedig az erdősávval párhuzamos komponensét mutatják (9. táblázat). Látható, hogy a 3G kvadrátban az X és Y értékek közt nincs jelentős különbség, ellenben a másik két kvadrátban mintegy négyszer nagyobb az X értéke Y-nál. Az arány arra utal, hogy amíg a 3G területen a közösséges erdeieger mozgása nem mutat határozott irányfüggést, addig a másik két kvadrátban az erdősávhoz képest keresztirányban nagyobb távolságot tesznek meg az állatok, mint az erdősáv mentén.

9. táblázat: A közösséges erdeieger kvadrátonkénti átlagos elmozdulásának összetevői

Table 9: Average moving by quadrats of the wood mouse

	X	Y
3G	9,23	10,00
4A	15,00	3,75
4C	9,17	2,50

Az évek közötti dinamika tekintetében (14. ábra), négy erdősáv közül, melyeket négy, ill. öt éven keresztül vizsgáltam, a 4C-ben és a 3F jelű akácosban 1997-ben tapasztaltam denzitás maximumát ($r^2=0,747$), míg a másik két kvadrátban 1999-ben ($r^2=0,9919$; $r^2=0,7834$). A 100 csapdaéjszakára jutó legkisebb fogási értékeket három erdősávban 1992-ben, egyben pedig 1996-ban mutatta a közösséges erdeieger populáció. Az egyedszám változások trendje az akácosban másodfokú görbével, a 3G és 4A sávokban lineáris regresszióval volt közelíthető, a 4C-ben pedig nem lehetett rá trendvonalat illeszteni.

A Lloyd-féle „foltosság” (patchiness) értékei alapján (10. táblázat) kitűnik, hogy a 10 egyednél nagyobb példányszámban csapdázott habitatokban 17 esetben aggregáltságot, 8 esetben pedig szegregáltságot mutattak a közösséges erdeieger állományok. A foltosság értékek és a denzitás között nem tapasztaltam kimutatható összefüggést.

10. táblázat: A közönséges erdeiegér populációk Lloyd-féle foltosság értékei

Table 10: Lloyd's patchiness values of the Wood Mouse's populations

Erdősáv Forest belt	1992. július	1994. július	1997. július	1999. július	1999. augusztus	1999. szeptember
3F	–	0,00	0,88	0,98	0,94	–
3G	–	–	–	–	1,48	1,62
3H	0,68	–	2,03	–	–	–
3I	1,09	–	1,47	–	–	–
4A	–	–	1,36	4,05	1,42	1,51
4C	–	2,72	–	–	1,47	1,74
68C	–	–	1,11	–	–	–
70B	–	–	1,74	–	–	–
70D	–	–	1,50	–	–	–
69F	–	0,81	1,21	–	–	–
69B	–	–	1,91	–	–	–
69E	–	–	0,98	–	–	–
70A	–	–	0,68	–	–	–

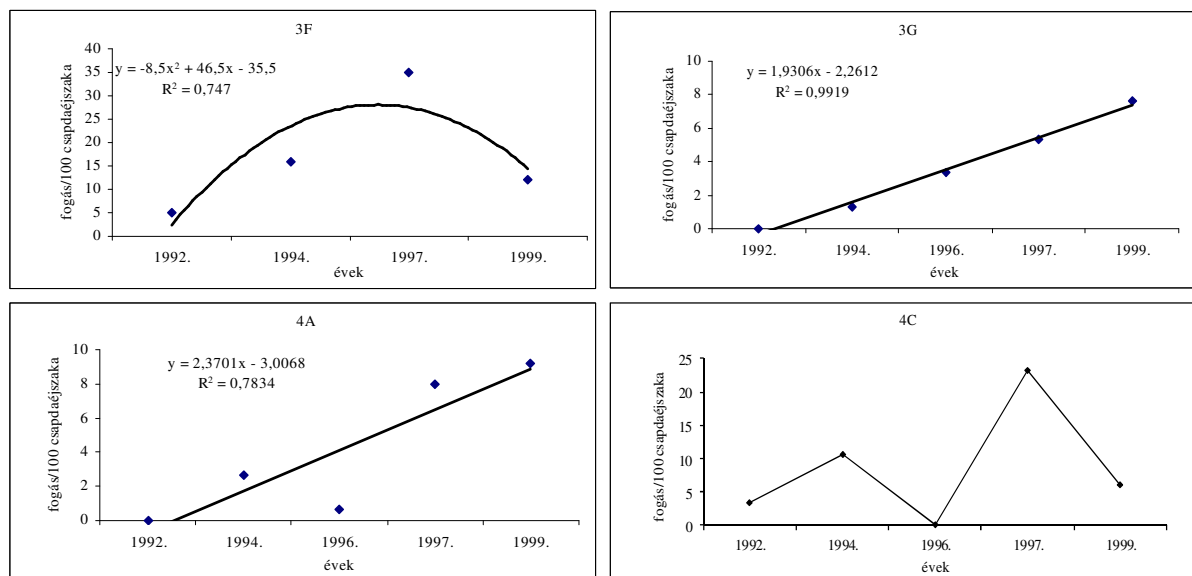
**9. ábra: A közönséges erdeiegér egyedszámának változása 1992 és 1999 között**

Figure 14: Number changes of the Wood Mouse between 1992–1999

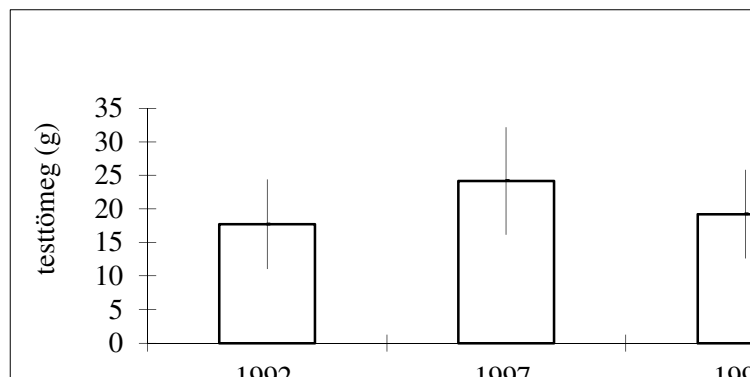
441 megmért állat alapján az átlagos testtömeg évenkénti változását a **15. ábra** szemlélteti, melyen feltüntettem az átlag standard hibáját is (SE). A legmagasabb értéket 1997-ben kaptam 24,2 grammal, a legalacsonyabb pedig az 1992. évi testtömeg (17,7 g).

A három évben tapasztalt átlagos testtömegek varianciaanalízis alapján eltérőnek bizonyultak (one-way ANOVA, $F_{3,144}=12,28$, $p<0,05$). Ezt ellenőrizve TUKEY HSD teszttel, az 1997-ben mért átlagos testtömeg a közönséges erdeiegér esetében szignifikánsan nagyobb volt mind az 1992-ben, mind az 1999-ben tapasztaltnál (7, ill. 5 grammal) (**11. táblázat**).

11. táblázat: A TUKEY HSD teszt eredményei a közösséges erdeieger évenkénti átlagos testtömegének összehasonlításában. A kiemelt értékek $p < 0,05$ szinten szignifikáns különbséget jeleznek.

Table 11: Results of the TUKEY HSD test for yearly average weight of the Wood Mouse in the 3F quadrat. The key values of $p < 0,05$ indicates significant difference.

Év Year	1992	1997	1999
Átlag & Konfidencia intervallum Mean & Confidence interval	17,71±6,71	24,18±8,02	19,19±6,61
n	77	167	191
1992	–	0,00	0,28
1997	–	–	0,00

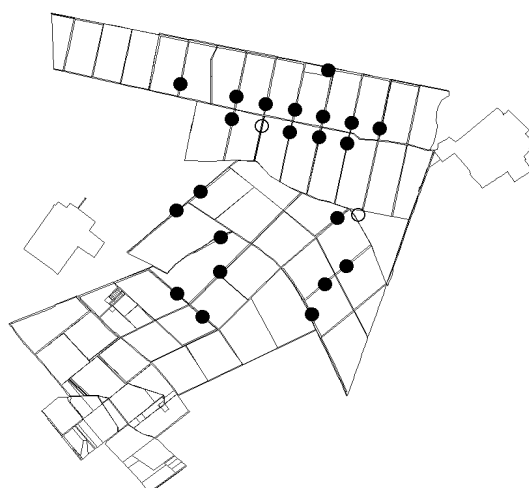


10. ábra: A közösséges erdeieger átlagos testtömegének változása (n=441)

Figure 15: Changes in average weight of the Wood Mouse (n=441)

4.1.5. Sárganyakú erdeieger – *Apodemus flavicollis* (MELCHIOR, 1834)

A Nyugat–Palaarktikumban terjedt el: Európában és a Közel–Keleten. Európai populációi Észak–Spanyolországtól Skandinávia déli területeiig élnek. Hiányzik Nyugat–Európa atlantikus partvidékéről, Írországból, Skóciából és Walesből, továbbá a mediterrán szigetvilágból (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999). Földrajzi változatossága elsősorban testméretben és színezetben nyilvánul meg (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999).



11. térkép: A sárganyakú erdeieger előfordulása a LAJTA Projectben

Map 12: Locations of the Yellow-necked Mouse in the LAJTA Project

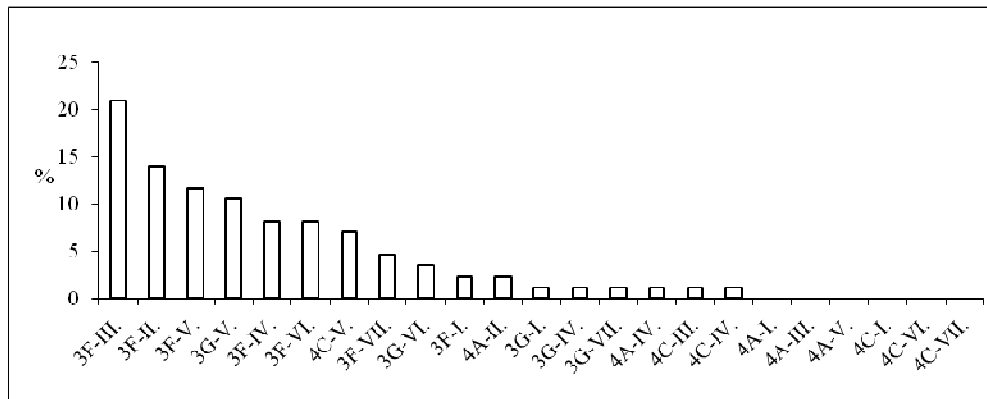
A sárganyakú erdeieger a vizsgált 24 erdősávból 22-ben (92%) fordult elő (**12. térkép**). Biometriai jellemzőit a **12. táblázat** tartalmazza.

12. táblázat: A sárganyakú erdeieger biometriai jellemzői

Table 12: Biometric features of the Yellow-necked Mouse

Testméretek Measurements n=132	Átlag Mean	Min.	Max.	CORBET & OVENDEN, 1982	Szórás Variance	Konfidencia intervallum Confidence interval ($\alpha=0,05$)
Testtömeg (g) Weight	27,0	4,0	55,0	20–50	10,87	27,0±1,85
Testhossz (mm) Body length	102,7	65,0	125,0	90–121	9,46	102,7±1,61
Farokhossz (mm) Tail length	92,9	34,0	117,0	95–135	12,62	92,9±2,15
Hátsó talp hossza (mm) Hind foot length	22,8	15,0	27,0	23,5–26,5	1,71	22,8±1,71
Fülhossz (mm) Ear length	16,9	6,0	24,0	16–20	2,16	16,9±0,39

Az 1999-ben végzett mikrohabitat elemzés szerint a faj a vizsgált 23 mikrohabitat 74%-ában –17 mikrohabitatban– fordult elő. A mikrohabitat preferenciára irányuló tapasztalati és elméleti gyakoriság illesztés χ^2 próbával elvégzett illeszkedésvizsgálata alapján ($\chi^2=131,10$ $p<0,01$, $df=22$) a populáció egyedeinek mikrohabitatok közti eloszlása markánsan eltér az egyenletestől. A fogott egyedek 2%-a a 3F kvadrát III. növényzeti egységéből került elő, amely zárt akácós, kinincs cserjeszinttel, réti perje, fedél rozsnok és piros árvacsalán alkotta gyepszinttel (**16. ábra**). Ez a faj által legkedveltebb mikrohabitat. Előfordulása 70%-ban a 3F kvadrátra –mely zárt, jól strukturált faállománnyal és cserjeszinttel bíró akácós–koncentrálódott. A preferált mikrohabitatok gyepszintjét a közönséges tarackbúza, a piros árvacsalán, a fedél rozsnok és a csomós ebír alkotja. Egyáltalán nem használta a lucerna (4A–V.), a kukorica (4C–VII.) és a tárcsázott borsótarló (4C–I.) mikrohabitatokat.

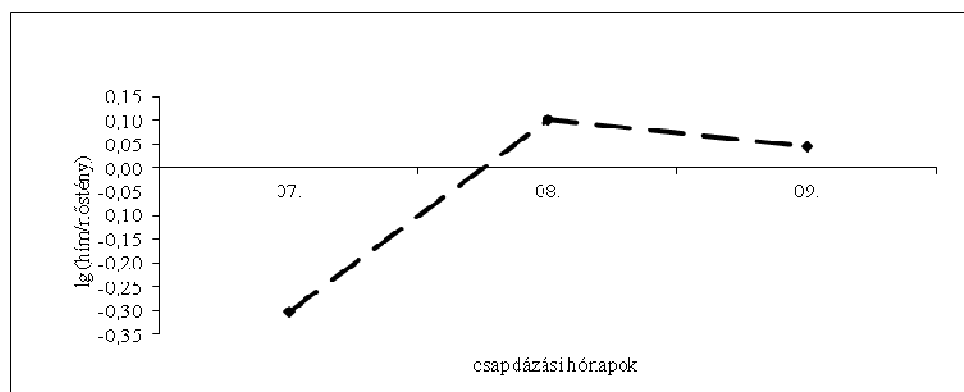


11. ábra: A sárganyakú erdeieger mikrohabitat használata (n=87)

Figure 16: Microhabitat use of the Yellow-necked Mouse (n=87)

A faj egyedei az összes csapdázott kisemlős (n=1645) 20,7%-át tették ki. A fogott 340 példányból 328-nak (96%) sikerült meghatározni az ivarát, közülük 39% nőténynek (128 pd), 61% hímnek (200 pd) bizonyult.

Az ivararány szezonális vizsgálatára a kis egyedszám miatt csak egy habitatban kerülhetett sor. A júliusban tapasztalt nőtény többséget augusztusra felváltja a hímek túlsúlya, mely szeptemberre némileg csökkenve megmarad (**17. ábra**).



12. ábra: A sárganyakú erdeieger ivararányának alakulása 1999-ben, a 3F kvadrátban (n=64)

Figure 17: Sexual structure of the Yellow-necked Mouse in 1999, in the quadrat 3F (n=64)

Az egy vegetációs perióduson belüli dinamikát vizsgálva (18. ábra) megállapítható, hogy 1999-ben a négy kvadrátból kettőben augusztusi (3F és 3G), kettőben pedig szeptemberi (4A és 4C) maximum jelentkezett.

A négy habitatban tapasztalt denzitás változások közül, varianciaanalízis alapján a 4A-ban nem volt eltérés az egyes hónapok között. A 3F (one-way ANOVA, $F_{3,144}=9,18$, $p<0,05$) és a 3G (one-way ANOVA, $F_{3,144}=3,59$, $p<0,05$), valamint a 4C (one-way ANOVA, $F_{3,144}=3,25$, $p<0,05$) kvadrátok esetében a varianciaanalízis különbséget jelzett. Ezt ellenőrizve TUKEY HSD teszttel, a 3F kvadrát esetében a júliusi és augusztusi, a 3G esetében a júliusi és augusztusi és az augusztusi és szeptemberi, a 4C kvadrátban pedig szintén az augusztusi és szeptemberi denzitások különböztek szignifikánsan (**13–15. táblázat**). A tesztek alapján tehát augusztusban a sárganyakú erdeieger nagyobb egyedszámban volt jelen a 3F jelű akácokban, mint júliusban. A 3G kvadrátban augusztusi, a 4C-ben pedig szeptemberi maximuma volt szignifikáns.

13. táblázat: A TUKEY HSD teszt eredményei a sárganyakú erdeiegér havi egyedszám változásának összehasonlításában, a 3F kvadrátban. A kiemelt érték $p < 0,05$ szinten szignifikáns különbséget jelez.

Table 13: Results of the TUKEY HSD test for monthly number changes of the Yellow-necked Mouse in the 3F quadrat. The key values of $p < 0,05$ indicates significant difference.

Időszak <i>Period</i>	Július <i>July</i>	Augusztus <i>August</i>	Szeptember <i>September</i>
Átlag & Konfidencia intervallum <i>Mean & Confidence interval</i>	0,06±0,31	0,65±0,92	0,37±0,6
n	49	49	49
Július <i>July</i>	–	0,00	0,06
Augusztus <i>August</i>	–	–	0,09

14. táblázat: A TUKEY HSD teszt eredményei a sárganyakú erdeiegér havi egyedszám változásának összehasonlításában, a 3G kvadrátban. A kiemelt érték $p < 0,05$ szinten szignifikáns különbséget jelez.

Table 14: Results of the TUKEY HSD test for monthly number changes of the Yellow-necked Mouse in the 3G quadrat. The key values of $p < 0,05$ indicates significant difference.

Időszak <i>Period</i>	Július <i>July</i>	Augusztus <i>August</i>	Szeptember <i>September</i>
Átlag & Konfidencia intervallum <i>Mean & Confidence interval</i>	0,00±0,00	0,20±0,58	0,10±0,31
n	49	49	49
Július <i>July</i>	–	0,02	0,37
Augusztus <i>August</i>	–	–	0,37

15. táblázat: A TUKEY HSD teszt eredményei a sárganyakú erdeiegér havi egyedszám változásának összehasonlításában, a 4C kvadrátban. A kiemelt érték $p < 0,05$ szinten szignifikáns különbséget jelez.

Table 15: Results of the TUKEY HSD test for monthly number changes of the Yellow-necked Mouse in the 4C quadrat. The key values of $p < 0,05$ indicates significant difference.

Időszak <i>Period</i>	Július <i>July</i>	Augusztus <i>August</i>	Szeptember <i>September</i>
Átlag & Konfidencia intervallum <i>Mean & Confidence interval</i>	0,02±0,14	0,00±0,00	0,14±0,50
n	49	49	49
Július <i>July</i>	–	0,94	0,11
Augusztus <i>August</i>	–	–	0,05

16. táblázat: A TUKEY HSD teszt eredményei a sárganyakú erdeiegér, négy különböző kvadrátban kimutatott denzitás értékeinek összehasonlításában, augusztus hónapban. A kiemelt értékek $p<0,05$ szinten szignifikáns különbséget jeleznek.

Table 16: Results of the TUKEY HSD test for density of Yellow-necked Mouse in comparison of four different quadrats in august. The key values of $p<0,05$ indicates significant difference.

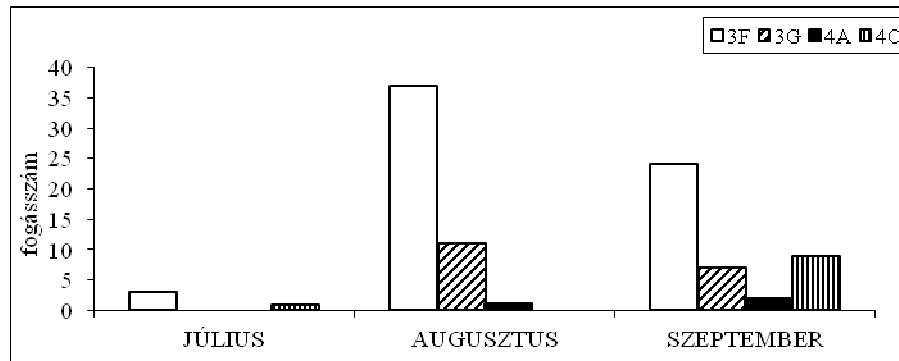
Kvadrát <i>Quadrat</i>	3F	3G	4A	4C
Átlag & Konfidencia intervallum <i>Mean & Confidence interval</i>	0,65,±0,92	0,20±0,58	0,02±0,14	0,00±0,00
n	49	49	49	49
3F	–	0,00	0,00	0,00
3G	–	–	0,35	0,25
4A	–	–	–	0,99

Egy hónapon belül összehasonlítva az egyes kvadrátokban tapasztalt denzitás értékeket a varianciaanalízis augusztusban és szeptemberben jelzett különbséget (one-way ANOVA, $F_{4,192}=14,91$ $p<0,05$) és (one-way ANOVA, $F_{4,192}=4,79$ $p<0,05$), a kvadrátok között. A TUKEY HSD teszt alapján a 3F kvadrátban, augusztusban szignifikánsan több egyed fordult elő, mint a másik háromban, szeptemberben pedig a 3G és a 4A kvadrátok denzitását haladta meg a 3F kvadrát populációja. (16–17. táblázat).

17. táblázat: A TUKEY HSD teszt eredményei a sárganyakú erdeiegér, négy különböző kvadrátban kimutatott denzitás értékeinek összehasonlításában, szeptember hónapban. A kiemelt értékek $p<0,05$ szinten szignifikáns különbséget jeleznek.

Table 17: Results of the TUKEY HSD test for density of Yellow-necked Mouse in comparison of four different quadrats in august. The key values of $p<0,05$ indicates significant difference.

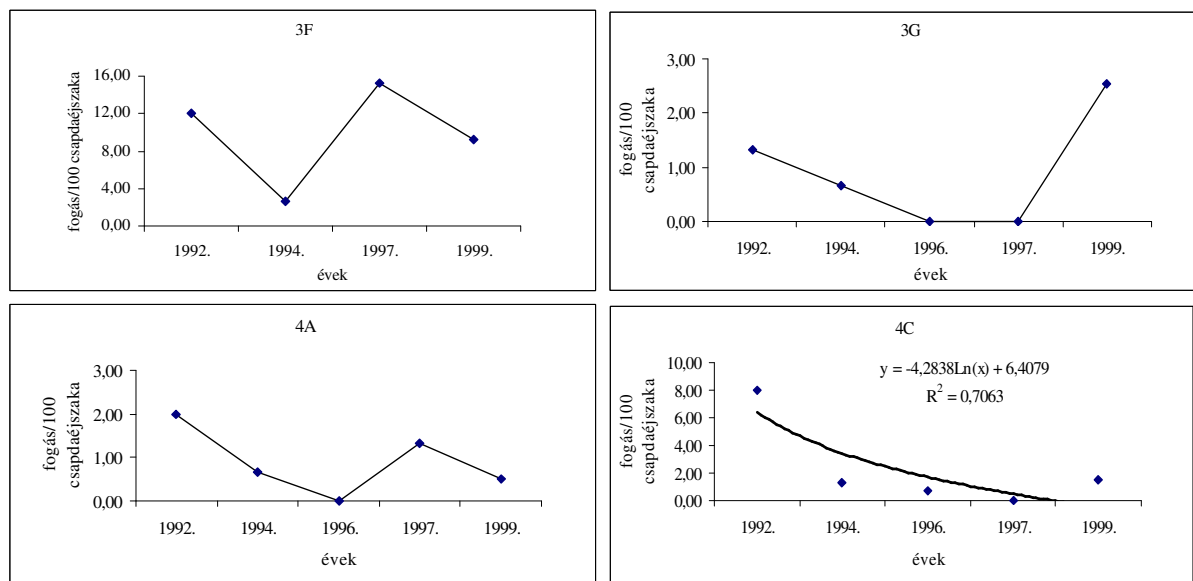
Kvadrát <i>Quadrat</i>	3F	3G	4A	4C
Átlag & Konfidencia intervallum <i>Mean & Confidence interval</i>	0,37±0,67	0,10±0,31	0,04±0,19	0,14±0,50
n	49	49	49	49
3F	–	0,02	0,00	0,07
3G	–	–	0,91	0,97
4A	–	–	–	0,68



13. ábra: A sárganyakú erdeieger dinamikája 1999-ben (n=87)

Figure 18: Dynamics of the Yellow-necked Mouse in 1999 (n=87)

Az évek közötti dinamika tekintetében a közönséges erdeiegerétől eltérő trendet mutattam ki (19. ábra). Előbbi fajnál a denzitás 1992-től kezdett emelkedni, a sárganyakú erdeiegernél azonban két esetben ekkor maximális (4A és 4C erdősávok), minimumát pedig három erdősávban (3G, 4A, 4C) 1996-ban és 1997-ben éri el. A trend csak egy esetben volt regressziós görbével leírható ($r^2=0,7063$). Feltűnő, hogy a 3F jelű zárt akácosban tapasztaltam a négy élőhely minimumai közt a legnagyobb értéket.



14. ábra: A sárganyakú erdeieger egyedszámának változása 1992. és 1999. között

Figure 19: Number changes of the Yellow-necked Mouse between 1992–1999

A Lloyd-féle „foltosság” (patchiness) értékeit alapján elmondható, hogy a 10 egyednél nagyobb példányszámban csapdázott habitatokban 8 esetben aggregáltságot, 6 esetben pedig szegregáltságot mutattak a sárganyakú erdeieger állományok (18. táblázat).

18. táblázat: A sárganyakú erdeiegér populációk Lloyd-féle foltosság értékei

Table 18: Lloyd's patchiness values of the yellow-necked mouse's populations

Erdősáv <i>Forest belt</i>	1992 július	1997 július	1999 július	1999 augusztus	1999 szeptember
3F	0,60	0,37	–	1,44	1,51
3G	–	–	–	3,92	–
3H	0,81	–	–	–	–
3I	0,87	–	–	–	–
4A	–	–	4,05	–	1,51
4C	2,72	–	–	–	1,74
68D	1,36	–	–	–	–
70B	0,44	–	–	–	–
70D	0,68	–	–	–	–

266 megmért állat alapján az átlagos testtömeg évenkénti változását a **20. ábra** szemlélteti, melyen feltüntettem az átlag standard hibáját is (SE). A legmagasabb értéket 1997-ben kaptam 33,7 grammal, a legalacsonyabb pedig az 1992. évi testtömeg (23,1 g).

A három évben tapasztalt átlagos testtömegek varianciaanalízis alapján eltérőnek bizonyultak (one-way ANOVA, $F_{3,144}=8,83$ $p<0,05$). Ezt ellenőrizve TUKEY HSD teszttel, az 1997-ben mért átlagos testtömeg a sárganyakú erdeiegér esetében szignifikánsan nagyobb volt mind az 1992-ben, mind az 1999-ben tapasztaltnál (7, ill. 6 grammal) (**19. táblázat**).

19. táblázat: A TUKEY HSD teszt eredményei a sárganyakú erdeiegér évenkénti átlagos testtömegének összehasonlításában. A kiemelt értékek $p<0,05$ szinten szignifikáns különbséget jeleznek.Table 19: Results of the TUKEY HSD test for yearly average weight of the Yellow-necked Mouse in the 3F quadrat. The key values of $p<0,05$ indicates significant difference.

Év <i>Year</i>	1992	1997	1999
Átlag & Konfidencia intervallum <i>Mean & Confidence interval</i>	27,01±9,83	33,68±6,99	27,92±7,16
n	132	38	76
1992	–	0,00	0,74
1997	–	–	0,00

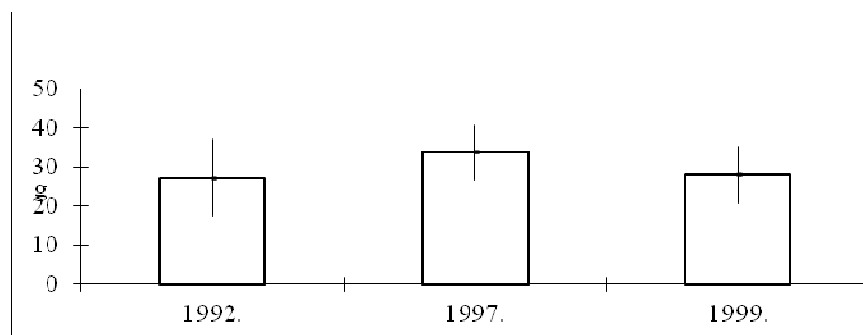
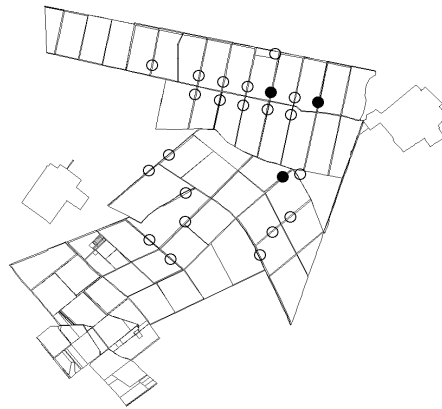
**15. ábra: A sárganyakú erdeiegér átlagos testtömeg értékei (n=266)**

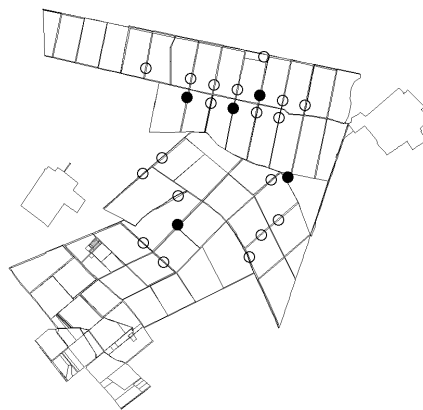
Figure 20: Average weights of the Yellow-necked Mouse (n=266)

4.1.6. Törpeegér – *Micromys minutus* (PALLAS, 1771)**12. térkép: A törpeegér előfordulása a LAJTA Projectben**

Map 13: Locations of the Harvest Mouse in the LAJTA Project

Európai–előázsiai elterjedésű faj, amely Európában Észak–Spanyolországtól Dél–Finnorszáig fordul elő (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999). Földrajzi változatosság tekintetében 16 alfaja ismert (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999). A törpeegér a vizsgált 24 erdősávból 3–ban (13%) fordult elő (**13. térkép**).

A faj egyedei az összes csapdázott kisemlős (n=1645) 0,4 %-át tették ki. Az egy vegetációs perióduson belüli és az évek közötti dinamika, valamint a mikrohabitat használat vizsgálatától az alacsony fogásszám miatt eltekintettem.

4.1.7. Güzüegér – *Mus spicilegus* PETÉNYI, 1882**13. térkép: A güzüegér előfordulása a LAJTA Projectben**

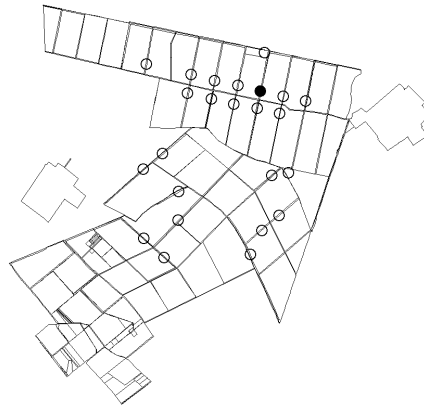
Map 14: Locations of the Steppe Mouse in the LAJTA Project

Elterjedése Európára korlátozódik, ahol a Fertő–tótól keletre, Magyarországon és Dél–Szlovákián át Szerbiáig, ill. a Fekete tenger partvidékéig fordul elő. Elszigetelt populációi élnek Montenegróban, Albániában és Görögországban (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999). Monotipikus faj (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999).

A güzüegér a vizsgált 24 erdősávból 5–ben (21%) fordult elő (**14. térkép**). A faj egyedei az összes csapdázott kisemlős (n=1645) 0,4%-át tették ki. Az egy vegetációs

perióduson belüli és az évek közötti dinamika, valamint a mikrohabitat használat vizsgálatától az alacsony fogásszám miatt eltekintettem.

4.1.8. Közönséges hörcsög – *Cricetus cricetus* (LINNEAUS, 1758)



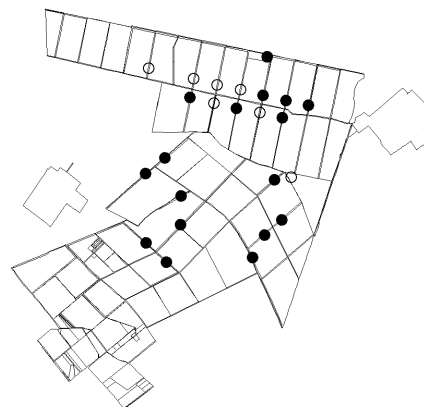
14. térkép: A közönséges hörcsög előfordulása a LAJTA Projectben

Map 15: Locations of the European Hamster in the LAJTA Project

Palearktikus elterjedésű, Nyugat–Európától a Jenyiszejig fordul elő. Európában Hollandia, Belgium, és a francia–német határvidék területétől keletre Fehéroroszországig él. Elterjedésének déli határát Szerbia–Montenegró, valamint Észak–Bulgária képezi (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999).

Két alfaja közül a *Cricetus cricetus cricetus* keleten, a *Cricetus cricetus canescens* NEHRING, 1899 nyugaton terjedt el (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999). A közönséges hörcsög a vizsgált 24 erdőszávból 1–ben (4%) fordult elő (**15. térkép**). A faj egyede (1pd) az összes csapdázott kisemlős (n=1645) 0,1%–át tette ki. Az egy vegetációs perióduson belüli és az évek közötti dinamika, valamint a mikrohabitat használat vizsgálatától az alacsony fogásszám miatt eltekintettem.

4.1.9. Vöröshátú erdei pocok – *Clethrionomys glareolus* (SCHREBER, 1780)



15. térkép: A vöröshátú erdei pocok előfordulása a LAJTA Projectben

Map 16: Locations of the Bank Vole in the LAJTA Project

A Nyugat–Palearktisz erdőövében, a Brit szigetektől a Bajkál tóig terjedt el. Észak–Európában a sarkkörig, délen Észak–Spanyolországig, az Appenninekig és a Balkán-félszigetig fordul elő (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999). Földrajzi változatosság tekintetében több mint 30 alfaját írták le (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999).

A vöröshátú erdeipocok a vizsgált 24 erdőszárból 17–ben (71%) fordult elő (**16. térkép**). Biometriaia jellemzőit a **20. táblázat** tartalmazza.

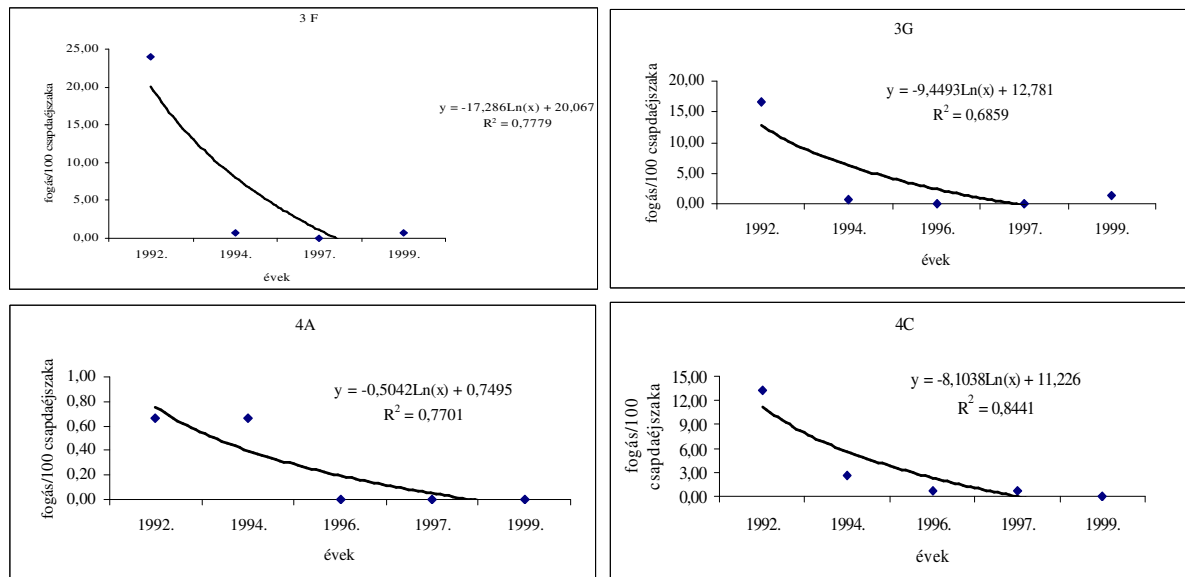
20. táblázat: A vöröshátú erdeipocok biometriai jellemzői

Table 20: Biometric features of the Bank Vole

Testméretek Measurements n=100	Átlag Mean	Min.	Max.	CORBET & OVENDEN, 1982	Szórás Variance	Konfidencia intervallum Confidence interval ($\alpha=0,05$)
Testtömeg (g) Weight	17,4	7,0	37,0	17–40	5,18	17,4 \pm 5,18
Testhossz (mm) Body length	98,9	81,0	123,0	86–110	9,79	98,9 \pm 9,79
Farokhossz (mm) Tail length	45,2	31,0	69,5	42–67	7,47	45,2 \pm 7,47
Hátsó talp hossza (mm) Hind foot length	17,4	7,5	21,0	15,5–20	1,49	17,4 \pm 1,49
Fülhossz (mm) Ear length	13,7	6,0	18,5	–	1,93	13,7 \pm 0,38

Az 1999–ben fogott alacsony egyedszám (8) miatt mikrohabitat vizsgálatot a faj tekintetében nem tudtam elvégezni.

A faj egyedei az összes csapdázott kisemlős (n=1645) 10,8%–át tették ki. A fogott 177 példányból 161–nek (91%) sikerült meghatározni az ivarát, közülük 29% nősténynek (46 pd), 71% (115 pd) hímnek bizonyult.



16. ábra: A vöröshátú erdeipocok egyedszámának változása 1992. és 1999. között

Figure 21: Number changing of the Bank Vole between 1992 and 1999.

Az évek közötti dinamika tekintetében, mind a négy vizsgált erdőszárvban 1992–ben tapasztaltam denzitás maximumát, amelyet a vizsgálati időszak végéig elhúzódó összeomlás

követett (**21. ábra**). A 100 csapdaéjszakára jutó fogásszám maximumok közül a 3F akácokban mutattam ki a legnagyobb értéket (24). Az állományváltozás trendje mind a négy esetben logaritmikus görbével volt jellemezhető.

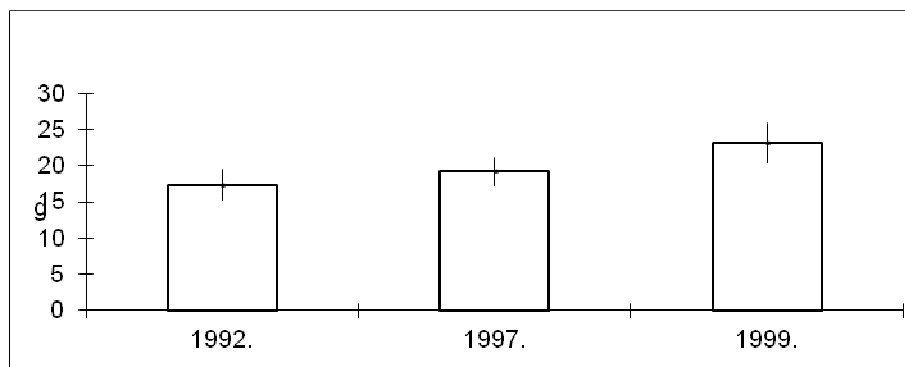
120 megmért állat alapján az átlagos testtömeg évenkénti változását a **22. ábra** szemlélteti, melyen feltüntettem az átlag standard hibáját is (SE). A legmagasabb értéket 1999-ben kaptam 23,1 grammal, a legalacsonyabb pedig az 1992. évi testtömeg (17,4 g).

21. táblázat: A TUKEY HSD teszt eredményei a vöröshátú erdeipocok évenkénti átlagos testtömegének összehasonlításában. A kiemelt érték $p < 0,05$ szinten szignifikáns különbséget jelez.

Table 21: Results of the TUKEY HSD test for yearly average weight of the Bank Vole. The key values of $p < 0,05$ indicates significant difference.

Év Year	1992	1997	1999
Átlag & Konfidencia intervallum Mean & Confidence interval	17,38±5,18	19,19±4,62	23,13±5,14
n	100	11	8
1992	–	0,15	0,01
1997	–	–	0,10

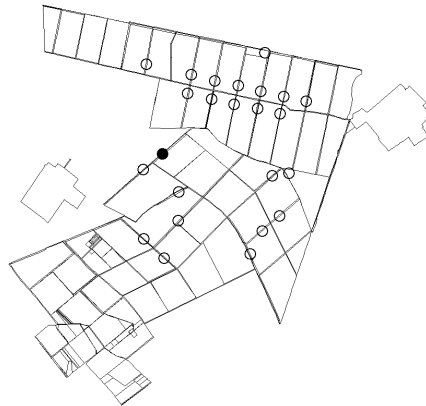
A három évben tapasztalt átlagos testtömegek varianciaanalízis alapján eltérőnek bizonyultak (one-way ANOVA, $F_{3,116}=4,77$ $p < 0,05$). Ezt ellenőrizve TUKEY HSD teszttel elmondható, hogy az 1999-ben mért átlagos testtömeg a vöröshátú erdeipocok esetében szignifikánsan nagyobb volt, mint az 1992-ben tapasztalt átlagos testtömeg (**21. táblázat**).



17. ábra: A vöröshátú erdeipocok évenkénti átlagos testtömeg értékei (n=120)

Figure 22: Yearly average weight of the Bank Vole (n=120)

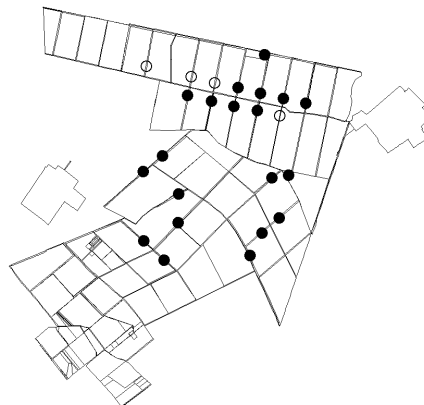
A Lloyd-féle „foltosság” (patchiness) értékei alapján elmondható, hogy a 10 egyednél nagyobb példányszámban csapdázott habitatokban a vöröshátú erdeipocok állományok szegregáltságot mutattak (3F: 0,76, 3G: 0,63, 3I: 0,22, 4C: 0,49).

4. 1. 10. Földi pocok – *Pitymys subterraneus* (DE SELYS–LONGHAMPS, 1836)**16. térkép: A földi pocok előfordulása a LAJTA Projectben**

Map 17: Locations of the Pine Vole in the LAJTA Project

Elterjedési területe Európára és Nyugat–Anatóliára korlátozódik. Franciaország atlanti partvidékétől a Fekete–tengerig él, hiányzik azonban a Földközi tenger medencéjének jelentős részéből. Északon Észtország, ill. Szentpétervár környéke jelenti az elterjedési terület határát, míg keleten a Don folyóig fordul elő (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999).

A földi pocok a vizsgált 24 erdősávból 1–ben (4%) fordult elő (**17. térkép**). A faj egyede (1pd) az összes csapdázott kisemlős (n=1645) 0,1%–át tette ki.

4.1.11. Mezei pocok – *Microtus arvalis* (PALLAS, 1778)**17. térkép: A mezei pocok előfordulása a LAJTA Projectben**

Map 18: Locations of the Common Vole in the LAJTA Project

Európában endemikus faj. Általánosan elterjedt Franciaország atlanti partvidékétől Oroszország középső területeiig. Hiányzik a Mediterráneum jelentős részéről, a Brit-szigetektől. Elszigetelt populációja él az Ibériai-félszigeten (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999). Földrajzi változatosság tekintetében több mint 20 alfaját írták le (MITCHELL–JONES *et al.*, 1999).

A mezei pocok a vizsgált 24 erdősávból 19–ben (79%) fordult elő (**18. térkép**).

22. táblázat: A mezei pocok biometriai jellemzői

Table 22: Biometric features of the Common Vole

Testméretek Measurements n=108	Átlag Mean	Min.	Max.	CORBET & OVENDEN, 1982	Szórás Variance	Konfidencia intervallum Confidence interval ($\alpha=0,05$)
Testtömeg (g) Weight	24,5	4,5	50,0	13,5–51	8,97	24,5±1,65
Testhossz (mm) Body length	105,0	17,0	137,0	85–125	15,49	105,03±2,83
Farokhossz (mm) Tail length	33,5	22,0	68,0	25–46	5,77	33,5±0,99
Hátsó talp hossza (mm) Hind foot length	16,2	7,0	18,0	13,5–18	2,18	16,2±0,38
Fülhossz (mm) Ear length	12,7	9,0	23,0	–	2,24	12,7±0,42

Az 1999-ben végzett mikrohabitat vizsgálat alapján a faj a vizsgált 23 mikrohabitatból csak 12-ben (52%) fordult elő. A mikrohabitat preferenciára irányuló tapasztalati és elméleti gyakoriság illesztés χ^2 próbával elvégzett illeszkedésvizsgálata alapján ($\chi^2=46,32$ $p<0,01$, $df=22$) a populáció egyedeinek mikrohabitatok közti eloszlása nem egyenletes. A fogott egyedek 19%-a a 4C kvadrát III. növényzeti egységéből (angolperje, közönséges tarackbúza, közönséges aszat és betyárkóró) került elő (**23. ábra**), ez a faj által legkedveltebb mikrohabitat. További, gyakran használt növényzeti egységek még a 4C-V. (fagyal cserjeszint, fedél rozsnok gyepszint), 4C-IV. (fagyal cserjeszint, fedél rozsnok és közönséges tarackbúza gyepszint), 3G-IV. (fagyal cserjeszint, csomós ebír, franciaperje, réti perje, közönséges aszat és angolperje), 4A-II. (angolperje és közönséges tarackbúza gyepszint). Feltűnő, hogy a zárt akácerdőben lévő 3F kvadrát mikrohabitatjait egy kivétellel egyáltalán nem látogatta a mezei pocok, valamint, hogy az egyik tipikus élőhelyeként ismert lucernásban (4A-V.) is csak alacsony egyedszámban fordult elő. Nem látogatta a kukoricatáblát (4C-VII.) és a tárcsázott borsótarlót (4C-I.) sem.

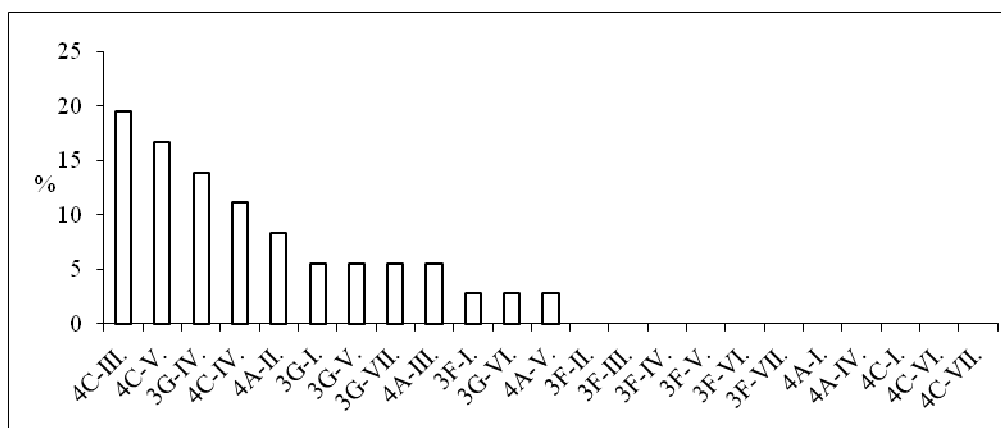
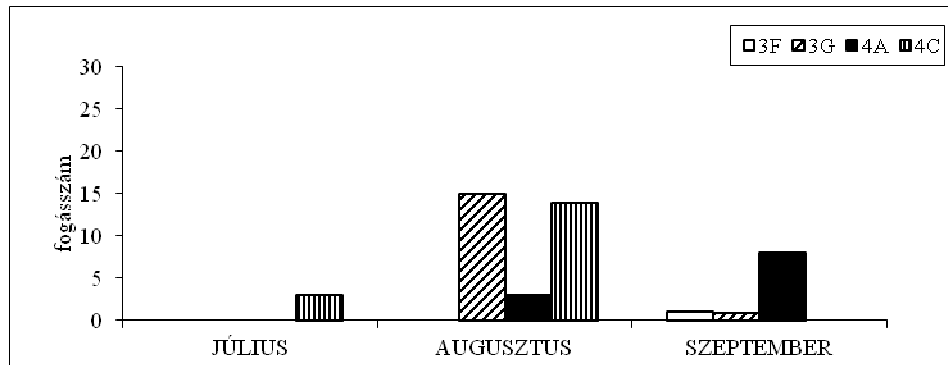
**18. ábra: A mezei pocok mikrohabitat használata (n=43)**

Figure 23: Microhabitat use of the Common Vole

A faj egyedei az összes csapdázott kisemlős (n=1645) 27,2%-át tették ki. A fogott 448 példányból 409-nek (91%) sikerült meghatározni az ivarát, közülük 24% nősténynek (97 pd), 76% hímnek (312 pd) bizonyult.

Az egy vegetációs perióduson belüli dinamikát vizsgálva (**24. ábra**) megállapítható, hogy 1999-ben a négy kvadrátból kettőben augusztusi (3F és 3G), kettőben pedig szeptemberi (4A és 4C) maximum jelentkezett.

Az alacsony, több esetben 0 fogásszám miatt a fogásszám havonkénti dinamikáját nem állt módomban vizsgálni.

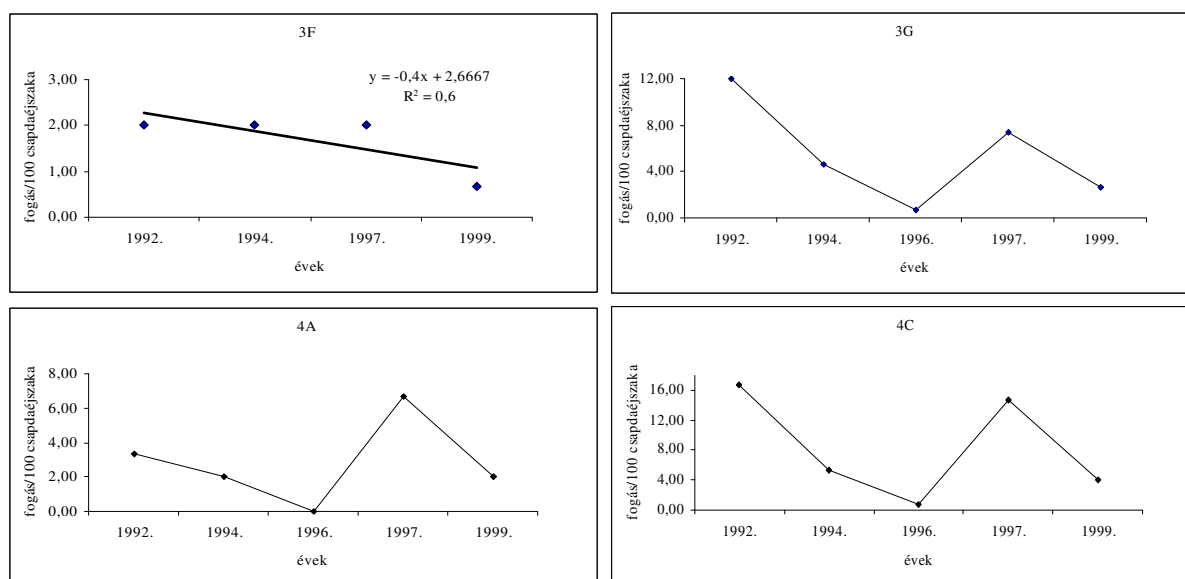


19. ábra: A mezei pocok dinamikája 1999-ben (n=43)

Figure 24: Dynamics of the Common Vole in 1999 (n=43)

Az évek közötti dinamika tekintetében –eltérően a többi rágcsáló fajtól– 3 vizsgált erdősávban két helyi maximumot mutattam ki (1992. és 1997.), mely a populáció intenzív gradációs jellegét hangsúlyozza (**25. ábra**). A legnagyobb, 100 csapdaéjszakára jutó fogásszám értéket a 4C erdősávban tapasztaltam (16,67). Az átlagosan legkisebb fogási értékekkel jellemezhető 3F akácosban mutattam ki a legstabilabb populáció jelenlétét, innen származik a négy élőhely relatív minimumának legnagyobb értéke is (1999.: 0,67). A denzitás változás trendjét a 3F erdősáv esetében lineáris regresszió írja le ($r^2=0,6$).

A Lloyd-féle „foltosság” (patchiness) értékei alapján elmondható, hogy a 10 egyednél nagyobb példányszámban csapdázott habitatokban a mezei pocok állományok 8 esetben szegregáltságot, 7-ben aggregáltságot mutattak (**23. táblázat**). Egy esetben eloszlásuk véletlenszerű volt, a foltosság denzitásfüggésére vonatkozó trendet nem sikerült kimutatni.



20. ábra: A mezei pocok egyedszámának változása 1992 és 1999 között

Figure 25: Changes in numbers of the Common Vole from 1992. to 1999.

23. táblázat: A mezei pocok populációk Lloyd-féle foltosság értékei

Table 23: Lloyd's patchiness values of the common vole populations

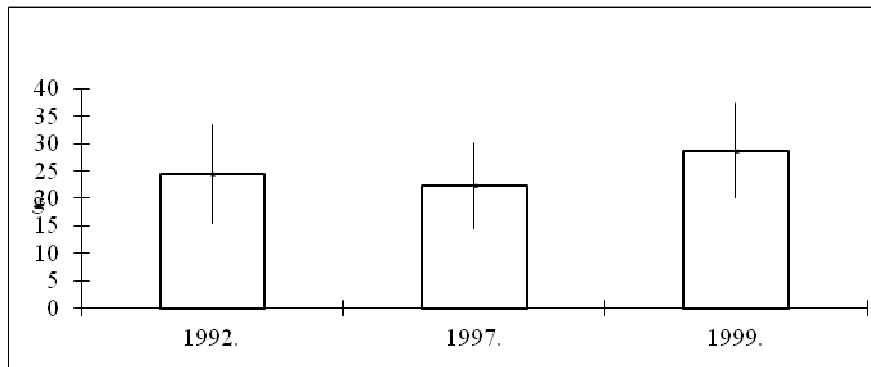
Erdősáv <i>Forest belt</i>	1992	1994	1997
3G	0,91	–	0,81
3H	1,36	1,33	–
3I	0,00	1,96	–
4A	–	–	0,98
4C	0,78	–	1,62
70B	1,62	–	–
69F	–	–	–
69E	0,58	–	1,09
70A	1,00	–	0,91
70C	1,36	–	–
68D	–	–	0,87

234 megmért állat alapján az átlagos testtömeg évenkénti változását a **26. ábra** szemlélteti, melyen feltüntettem az átlag standard hibáját is (SE). A legmagasabb értéket 1999-ben kaptam 28,7 grammal, a legalacsonyabb pedig az 1997. évi testtömeg (22,2 g).

A három évben tapasztalt átlagos testtömegek varianciaanalízis alapján eltérőnek bizonyultak (one-way ANOVA, $F_{3,144}=7,6$, $p<0,05$). Ezt ellenőrizve TUKEY HSD teszttel, az 1999-ben mért átlagos testtömeg a mezei pocok esetében szignifikánsan nagyobb volt mind az 1992-ben, mind az 1997-ben tapasztaltnál (**24. táblázat**).

24. táblázat: A TUKEY HSD teszt eredményei a mezei pocok évenkénti átlagos testtömegének összehasonlításában. A kiemelt értékek $p<0,05$ szinten szignifikáns különbséget jeleznek.Table 24: Results of the TUKEY HSD test for yearly average weight of the Common Vole. The key data of $p<0,05$ indicates significant difference.

Év <i>Year</i>	1992	1997	1999
Átlag & Konfidencia intervallum <i>Mean & Confidence interval</i>	24,5±8,96	22,21±7,83	28,72±8,69
n	114	80	39
1992	–	0,15	0,01
1997	–	–	0,10



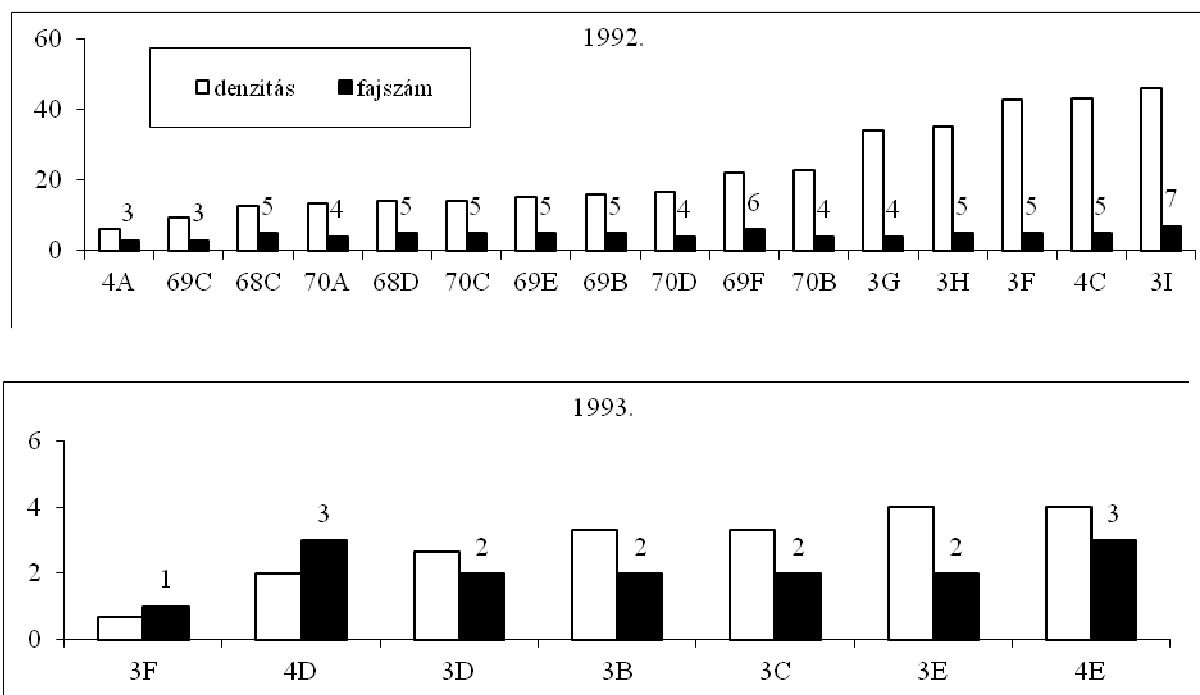
21. ábra: A mezei pocok átlagos testtömeg értékei (n=234)

Figure 26: Average weight of the Common Vole (n=234)

4.2. Az erdőszávok kisemlős közösségeinek szerkezete

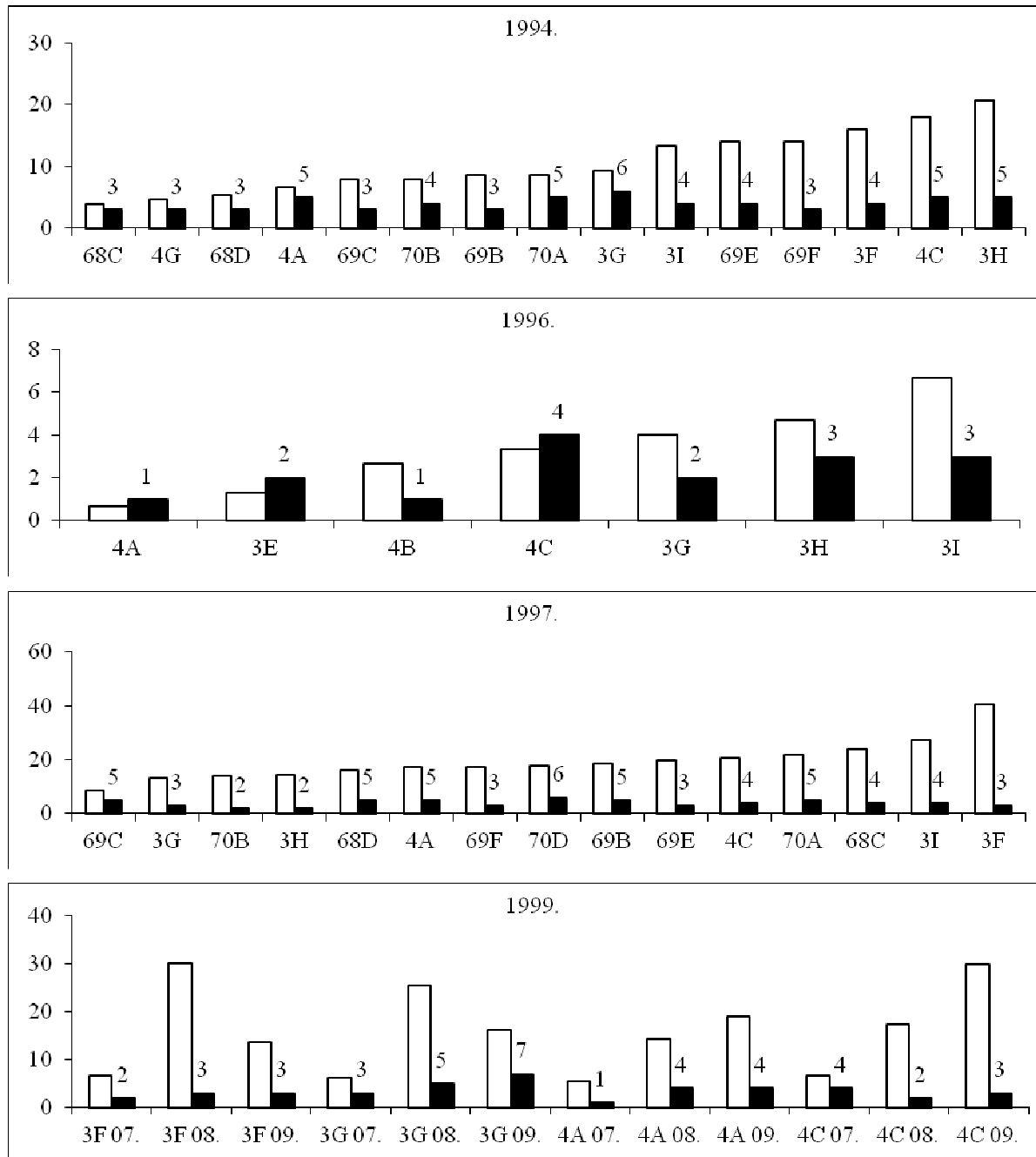
4.2.1. Fajszám és egyedsűrűség

A **27. ábrán** a vizsgált erdőszávok kisemlős közösségeinek fajszám és 100 csapdaéjszakára jutó egyedszám értékeit mutatom be az egyes vizsgálati években. Mindkét jellemző tekintetében az 1992-es és 1999-es év eredményei adták a legnagyobb értékeket. Egy három, ill. négy napos csapdázás során a legtöbb faj (7) a 1999 szeptemberében a 3G erdőszávból és 1992 júliusában a 3I erdőszávból került elő.



22. ábra: A kisemlős közösségek denzitás és fajszám értékei

Figure 27: Density and species number of the small mammal communities



27. ábra (folytatás): A kisemlős közösségek denzitás (fehér) és fajszám (fekete) értékei

Figure 27 (cont.): Density (white) and species number (black) of the small mammal communities

Csak egy faj jelenlétét sikerült kimutatni 1993. július hónapban a 3F, 1996. júliusban a 4A és 4B, 1999 júliusában pedig a 4A erdősávból.

A 100 csapdaéjszakára jutó egyedszám legnagyobb értéke (43,33) 1992-ben a 3I jelű erdősávra volt jellemző, a minimumot pedig 1993-ban, a 3F akácokban mutattam ki (0,67). Az ábrák alapján elmondható, hogy az 1993-as és az 1996-os években a közösségeket alacsony fajszám és denzitás értékek jellemezték, míg a másik négy évben több, hasonló nagyságrendű kisemlős faj alkotta a létszámukban is megszorodó együtteseket.

A fajkészlet és annak vizsgálati évek közti változása alapvető információval szolgál az élőhelyek közösségeinek stabilitásáról. A fajkészlet és a fajszám változását szemléltető 25. táblázatban azokat az erdősávokat tüntettem fel, melyekben a vizsgálati időszak során

legalább három különböző évben végeztem csapdázást. A táblázatból kitűnik, hogy a fent említett 3G erdősáv fajkészlete 1999-ben 8 fajból állt, tehát a szeptemberben kimutatott 7 faj mellett augusztusban a mezei pocok előfordulása is beigazolódott. A táblázatban szereplő 13 erdősávból egyben sem volt állandó a fajkészlet.

A Mosonszolnok 3F erdősávban az első évben kimutatott 5 fajból 1993-ra csupán a sárganyakú erdeiegér maradt meg. A következő évben a mezei cickány kivételével ismét sikerült kimutatni az először csapdázott fajokat. 1997-re eltűnt a vöröshátú erdeipocok is, a következő évben azonban ismét megjelent.

A Mosonszolnok 3G erdősáv fajkészlete kezdetben bővülést mutatott a közönséges erdeiegér, a törpecickány és a törpeegér megjelenésével, majd két év erőteljes csökkenése következett be, amikor a közönséges erdeiegér, a mezei pocok és az erdei cickány kivételével minden faj eltűnt. 1999-re azonban ismét megjelent mind a hét korábban kimutatott faj, sőt a sávból a güzüegér is előkerült.

A Mosonszolnok 3H erdősáv közössége az első két évben stabilan 5 fajból állt, amely 1996-ra az erdei cickány és a vöröshátú erdeipocok, majd 1997-re a sárganyakú erdeiegér eltűnésével 3-ra, ill. 2-re csökkent.

A Mosonszolnok 3I erdősávban 1992-ben 7 fajt találtam. 1994-re a mezei és az erdei cickány, valamint a törpeegér tűnt el közülük, később pedig a mezei pocok hiányzott.

A Mosonszolnok 4A erdősáv közössége kezdetben 3 fajból állt, mely fajsza 1994-re a törpecickány és a közönséges erdeiegér megjelenésével nőtt. 1996-ban egy drasztikus csökkenés után csak az utóbbi faj volt kimutatható, később azonban a güzüegér és az erdei cickány megjelenésével párhuzamosan, a vöröshátú erdeipocok kivételével minden korábbi faj visszatért.

A Mosonszolnok 4C erdősáv közössége fajsza tekintetében mindvégig stabil volt (4, ill. 5 faj). Fajkészletében azonban a cickányfélék és a güzüegér alkalmi megjelenése és a vöröshátú erdeipocok eltűnése okozott változásokat.

A Jánossomorja 68C erdősávban a három stabil faj mellett a mezei pocok és a mezei cickány jelenléte és eltűnése volt kimutatható.

A Jánossomorja 68D erdősáv közössége kezdetben 5 fajból állt, amely 1994-re a mezei pocok és az erdei cickány eltűnésével 3-ra csökkent. 1997-ben azonban az erdei cickány ismét megjelent.

A Jánossomorja 69B erdősáv helyzete a fentihez hasonló, azzal az eltéréssel, hogy a mezei pocok helyett a vöröshátú erdeipocok eltűnése jelentett benne változást.

A Jánossomorja 69C erdősávban kezdetben 3 faj volt jelen, amely 1997-re a vöröshátú erdeipocok és a földipocok megjelenésével 5-re bővült.

A Jánossomorja 69E erdősáv 1992-ben kimutatott 5 fajából 1994-re az erdei cickány tűnt el, 1997-re pedig a sárganyakú erdeiegér és a vöröshátú erdeipocok.

A Jánossomorja 69F erdősávban kezdetben 6 fajból álló, fajgazdag közösséget találtam, amelyből az évek során a *Soricidák* és a vöröshátú erdeipocok eltűntek.

A Jánossomorja 70A erdősávban 1994-ben 1992-höz képest fajsza növekedés következett be, amely a vöröshátú erdeipocok és a törpecickány –erdei cickány eltűnését kiegyensúlyozó– megjelenésének köszönhető. 1997-re a fajsza nem változott, azonban újabb két faj jelent meg (törpeegér és güzüegér), ill. tűnt el (vöröshátú erdeipocok és törpecickány).

A Jánossomorja 70B erdősávban 1992-ben 4 faj fordult elő, melyek közül 1993-ra az erdei cickány eltűnt. Ezzel párhuzamosan megjelent a vöröshátú erdeipocok. 1996-ra a fajsza kettőre csökkent, csupán a közönséges erdeiegér és a mezei pocok volt kimutatható.

	CLEGLA			CLEGLA			CLEGLA		
	CROLEU						MICARV		
	MICARV								
68D	APOFLA	5		APOFLA	3		APOFLA	4	
	APOSYL			APOSYL			APOSYL		
	CLEGLA			CLEGLA			MICARV		
	MICARV						SORARA		
	SORARA								
69B	APOFLA	5		APOFLA	3		APOFLA	4	
	APOSYL			APOSYL			APOSYL		
	CLEGLA			MICARV			MICARV		
	MICARV						SORARA		
	SORARA								
69C	APOFLA	3		APOFLA	3		APOFLA	5	
	APOSYL			APOSYL			APOSYL		
	MICARV			MICARV			CLEGLA		
							MICARV		
							PYTSUB		
69E	APOFLA	5		APOFLA	4		APOSYL	3	
	APOSYL			APOSYL			MICARV		
	CLEGLA			CLEGLA			SORARA		
	MICARV			MICARV					
	SORARA								
69F	APOFLA	6		APOFLA	3		APOFLA	4	
	APOSYL			APOSYL			APOSYL		
	CLEGLA			MICARV			MICARV		
	MICARV						MUSSPI		
	SORARA								
	SORMIN								
70A	APOFLA	4		APOFLA	5		APOFLA	5	
	APOSYL			APOSYL			APOSYL		
	MICARV			CLEGLA			MICARV		
	SORARA			MICARV			MICMIN		
				SORMIN			MUSSPI		
70B	APOFLA	4	APOFLA	4		APOSYL	2		
	APOSYL		APOSYL			MICARV			
	MICARV		CLEGLA						
	SORARA		MICARV						

4.2.2. Dominancia viszonyok

A kisemlős közösségek dominancia viszonyai az évek során és egy vegetációs perióduson belül is jelentős eltéréseket mutattak. Megállapítható, hogy a vizsgálati területen előforduló közösségeknek négy meghatározó, domináns és szubdomináns faja van: a közönséges erdeieger, a sárganyakú erdeieger, a vöröshátú erdeipocok és a mezei pocok. Mellettük

akcesszórius fajként jelenik meg az erdei cickány és a törpeegér. A közösségek ritka fajai: a törpecickány, a mezei cickány, a güzüegér, a közönséges hörcsög és a földipocok.

A következőkben azon erdősávok kisemlős közösségeit elemzem részletesen, melyekben a vizsgálati időszak alatt legalább három különböző évben végeztem csapdázásokat.

A Mosonszolnok 3F erdősáv kisemlős közössége

1992-ben a közösség domináns faja a vöröshátú erdeipocok volt. 1993-ban csupán egyetlen kisemlőt, 1pd sárganyakú erdeiegeret fogtam a területen. 1994-től kezdődően, az akkor domináns közönséges erdeieger és az 1992-höz képest megritkult vöröshátú erdeipocok fokozatos visszaszorulását mutattam ki, a sárganyakú erdeieger dominanciájának növekedése mellett (**28a ábra**). Feltűnő, hogy a zárt akácós szegélyét képező 3F erdősávban a mezei pocok nem jelentkezik markáns közösségalkotó fajként.

A Mosonszolnok 3G erdősáv kisemlős közössége

1992-ben a közösség domináns faja a vöröshátú erdeipocok volt. 1994-ben a korábban szubdomináns mezei pocok volt az uralkodó faj, és megjelent az erdősávban a közönséges erdeieger. A következő években e két faj versengését tapasztaltam, mely 1996-ban a közönséges erdeieger, 1997-ben pedig a mezei pocok dominanciáját eredményezte. 1999-re ismét számottevő lett a sárganyakú erdeieger aránya (**28b ábra**).

A Mosonszolnok 3H erdősáv kisemlős közössége

A közösség domináns faja 1992. és 1996. között a mezei pocok, mellette a sárganyakú és a közönséges erdeieger népessége jelentős. 1997-re a közösség szerkezete átrendeződik, a közönséges erdeieger válik dominánssá, a korábban ritka fajok jelenlétét nem sikerül kimutatni (**28c ábra**).

A Mosonszolnok 3I erdősáv kisemlős közössége

A közösség első felvételezésekor a négy domináns–szubdomináns faj közel azonos arányát regisztráltam, mely 1994-re a mezei pocok, 1996-ra pedig a közönséges erdeieger javára tolódott el. Az utolsó évben az 1992-es arány felé való elmozdulást regisztráltam. A **28d ábrából** a közösség stabilitása feltűnően kirajzolódik.

A Mosonszolnok 4A erdősáv kisemlős közössége

1992-ben a közösség domináns faja a mezei pocok, mellette a sárganyakú erdeieger jelenléte emelendő ki. A következő években a mezei pocok szubdomináns vagy ritka helyzetbe szorul vissza, a közönséges erdeieger válik dominánssá, a sárganyakú erdeieger pedig mindvégig ritka, vagy hiányzik (**28e ábra**).

A Mosonszolnok 4C erdősáv kisemlős közössége

Az első felvételezésekor a mezei pocok dominanciája volt kimutatható a közösségben, mellette még a vöröshátú erdeipocok és a sárganyakú erdeieger jelenléte volt feltűnő. A későbbiekben az addig ritka közönséges erdeieger és a mezei pocok váltotta egymást a domináns

pozícióban. A sárganyakú erdeiegér nem ért el jelentős aránynövekedést, a vöröshátú erdeipocok pedig 1999-ben nem is volt kimutatható az erdősávban (**28f ábra**).

A Jánossomorja 68C erdősáv kisemlős közössége

1992-ben a közösség domináns faja a mezei pocok, mellette a mezei cickány és a sárganyakú erdeiegér létszámaránya emelendő ki. 1994-re a korábban ritka közönséges erdeiegér válik dominánssá, eltűnik a mezei pocok és erősödik a vöröshátú erdeipocok és a sárganyakú erdeiegér állománya. 1997-ben a közönséges erdeiegér dominanciája tovább nő, a két szubdomináns faj visszaszorul, a vöröshátú erdeipocok pedig szubdominánsná válik (**28g ábra**).

A Jánossomorja 68D erdősáv kisemlős közössége

1992-ben a sárganyakú erdeiegér a közösség domináns faja, részaránya 1994-re 78%-ra nő, majd 1997-re ritka helyzetbe szorul vissza. Az első évben jelen lévő fajok közül először a vöröshátú erdeipocok, majd a mezei pocok erősödik meg, utóbbi dominánssá is válik (**28h ábra**).

A Jánossomorja 69B erdősáv kisemlős közössége

1992-ben a csapdázás a mezei pocok dominanciáját mutatta ki, a másik három gyakori faj őrzdominanciáját alig meghaladó mértékben. A következő két évben az erdeiegér fajok kerültek domináns helyzetbe, a vöröshátú erdeipocok jelenlétét pedig nem tudtam kimutatni (**28i ábra**).

A Jánossomorja 69C erdősáv kisemlős közössége

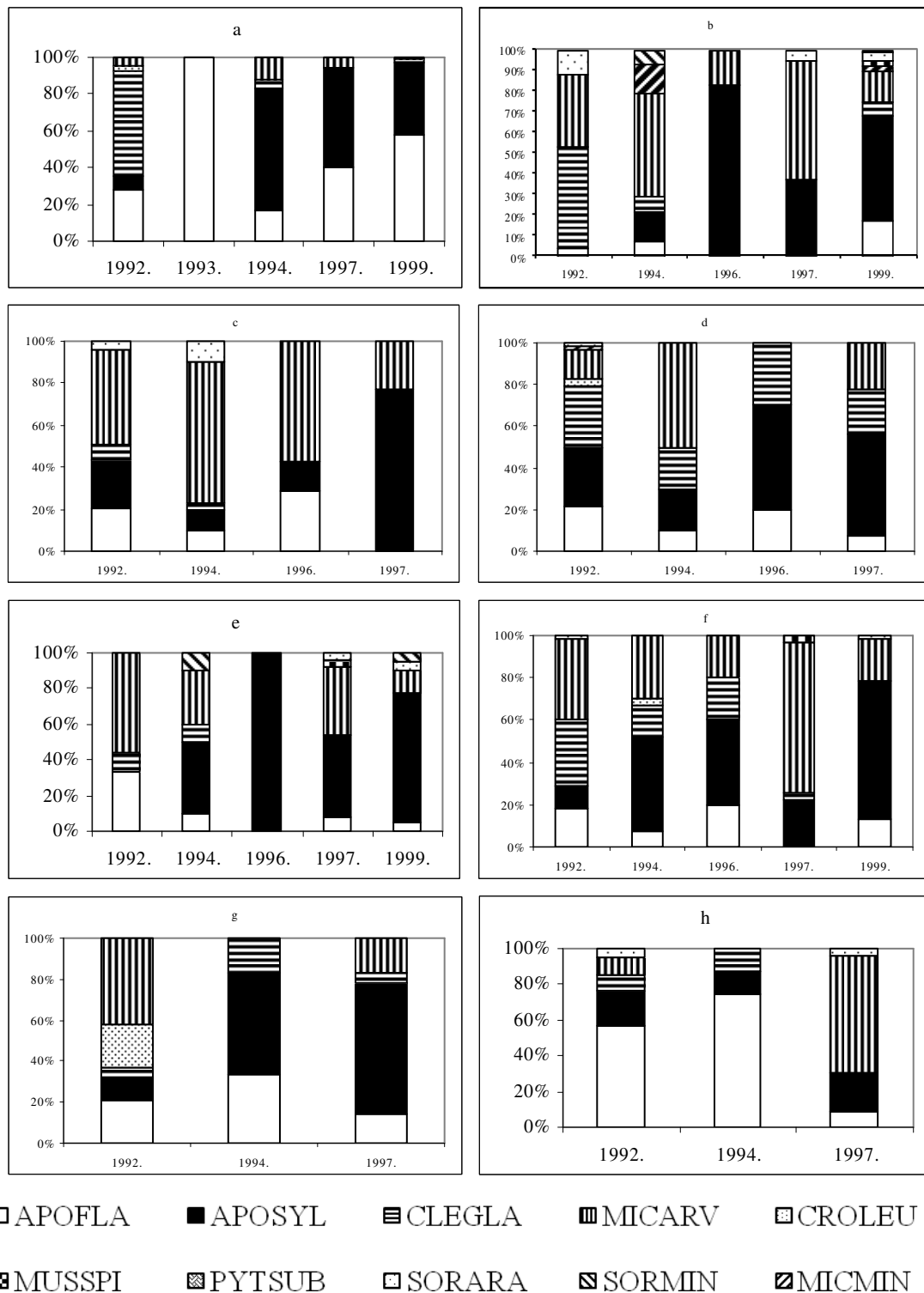
1992-ben a mezei pocok és a közönséges erdeiegér volt többségben a területen, de mellettük alig volt jelentéktelenebb a másik erdeiegér faj részaránya is. A következő évre az utóbbi vált dominánssá, melyet 1997-ben a mezei pocok váltott fel. Az utolsó évben kimutattam a földi pocok és a vöröshátú erdeipocok jelenlétét is (**28j ábra**).

A Jánossomorja 69E erdősáv kisemlős közössége

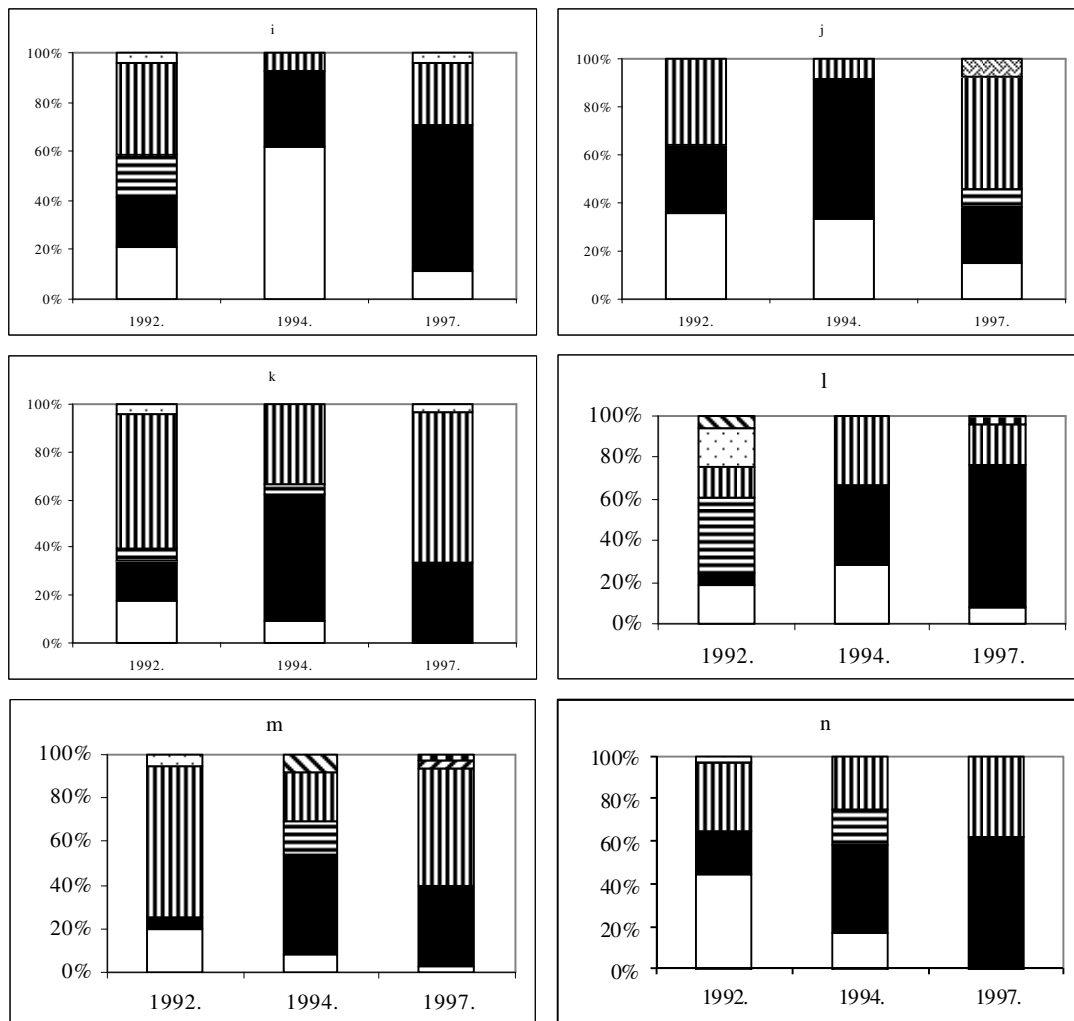
1992-ben a mezei pocok dominanciája figyelhető meg, a következő évben pedig a közönséges erdeiegér kerül többségbe. A sárganyakú erdeiegér visszaszorul, majd el is tűnik az erdősávból, 1997-re pedig ismét a mezei pocok dominál (**28k ábra**).

A Jánossomorja 69F erdősáv kisemlős közössége

Az első vizsgálati évben az erdősáv domináns faja a vöröshátú erdeipocok, jelenlétét azonban a későbbiekben nem sikerült kimutatni. A mellette jelenlévő szubdomináns fajok közül a mezei pocok és a két erdeiegér faj jellemzi az 1994-ben kimutatott közösség szerkezetet. 1997-re a közönséges erdeiegér válik dominánssá (**28l ábra**).



28. ábra: A kisemlős közösségek dinamikája 1992 és 1999 között
 Figure 28: Dynamics of the small mammal communities between 1992 and 1999



28. ábra (folytatás): A kisemlős közösségek dinamikája 1992. és 1999. között

Figure 28 (cont.): Dynamics of the small mammal communities between 1992. and 1999.

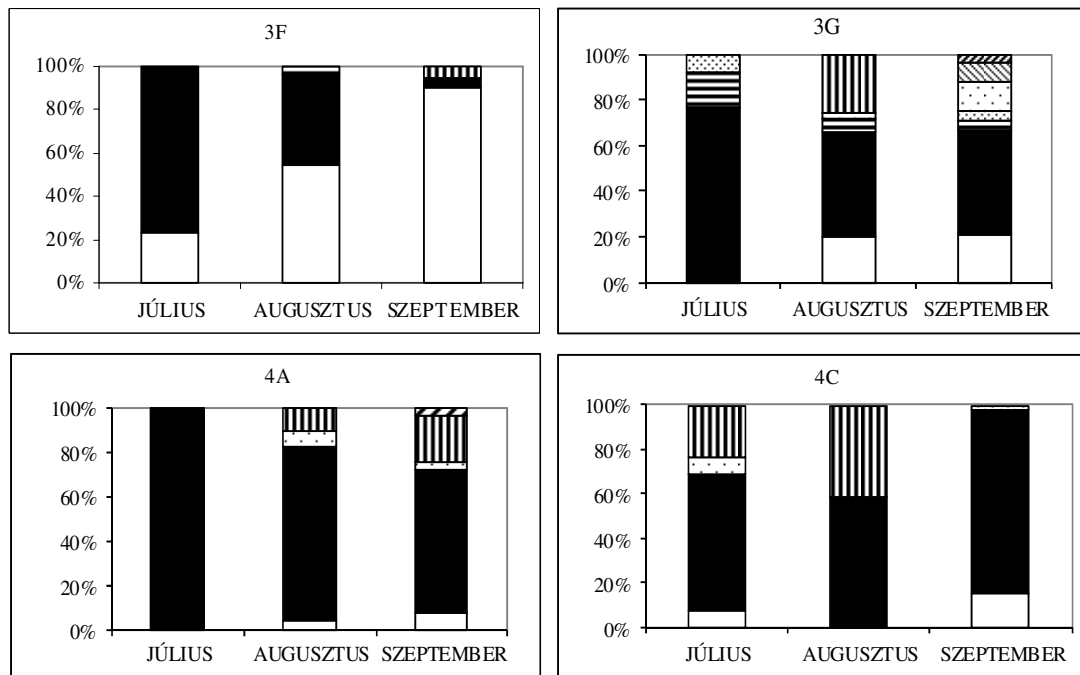
A Jánossomorja 70A erdősáv kisemlős közössége

A mezei pocok első évben tapasztalt domináns helyzetét 1994-re átveszi a közönséges erdeieger, a következő vizsgált évben azonban az arány ismét megfordul. A másik erdeieger faj a három év alatt fokozatosan vesz dominanciájából (**28m ábra**).

A Jánossomorja 70B erdősáv kisemlős közössége

Az erdősávban a két erdeieger faj és a mezei pocok versengését tapasztaltam. A vizsgált években először a sárganyakú erdeieger, majd a közönséges erdeieger válik dominánssá, előbbi 1997-re el is tűnik a területről (**28n ábra**).

Az egy vegetációs perióduson belüli vizsgálatok eredményeit bemutató ábrákon (**29 ábra**) a közönséges erdeieger júliusi dominanciáját figyelhetjük meg mind a négy kvadrátban. A faj domináns jellege három helyen szeptemberig fennmarad, a mezei pocok kismértékű erősödése mellett. A 3F jelű akácokban (**29 ábra**) azonban a sárganyakú erdeieger fokozatosan visszaszorította az előbbi *Apodemus* fajt és szeptemberre nagyobb arányú dominanciát mutatott, mint júliusban a közönséges erdeieger.



23. ábra: Négy habitat kisemlős közösségének dinamikája 1999-ben (jelmagyarázatot lásd a 28. ábrán)

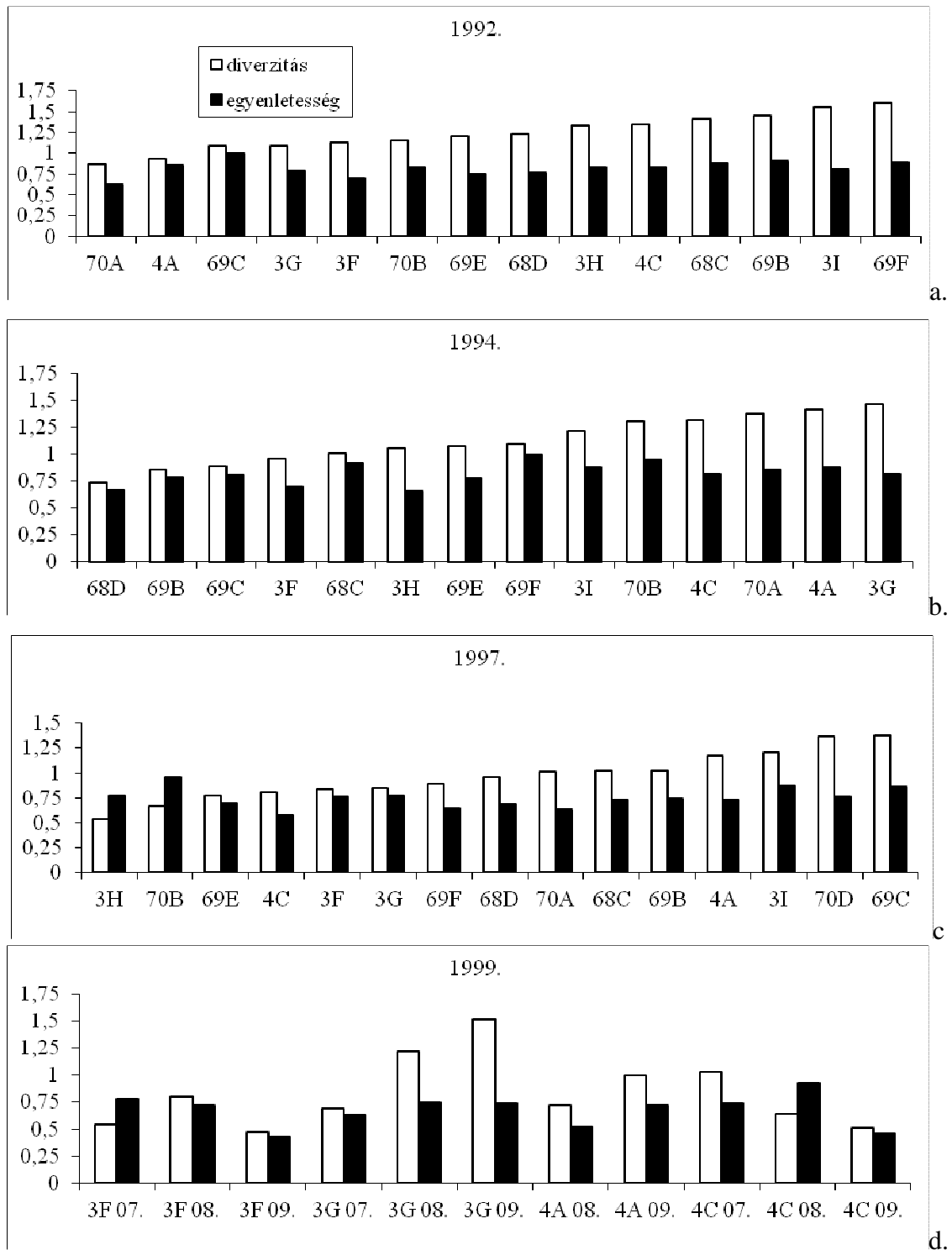
Figure 29: Four habitat's dynamics of small mammal communities in 1999. (see the key on figure 28)

5.2.3. Diverzitás és egyenletesség

Áttekintve a négy, népes közösségekkel jellemezhető vizsgálati év diverzitási és egyenletességi értékeit (30. ábra) megállapítható, hogy a „legdiverzebb” kisemlős közösség a 69F jelű erdősávban élt 1992 júliusában (1,6135), a legkisebb diverzitása pedig a 3F területnek volt 1999 szeptemberében (0,4702). Az átlagosan legnagyobb diverzitásokat 1992-ben mutatták a közösségek. Az egyenletesség maximuma a 69C erdősávban volt kimutatható 1992-ben (0,9952), minimumát pedig 1999 szeptemberében a 3F területen észleltem (0,428).

A továbbiakban az 5 éven keresztül vizsgált erdősávok kisemlős közösségeinek időbeli diverzitás változását t-próbával hasonlítottam össze (26–29. táblázat) (TÓTHMÉRÉSZ, 1996). A vizsgálatból kihagytam azokat a csapdázási időszakokat, ahol az alacsony faj- vagy egyedszám értelmezhetetlenné tette volna az összehasonlítást. A t-teszt alapján szignifikáns eltérést mutató közösségek diverzitását RÉNYI-féle diverzitási rendezéssel, valamint ennek elégtelensége esetén faj-abundancia görbék segítségével is összevettem (31. ábra).

A diverzitási rendezés alapján elmondható, hogy a 3F kvadrátban az 1992-ben regisztrált diverzitás szignifikánsan nagyobb volt az összes később tapasztalt értéknél, kivéve az 1994. évet. Ebben az évben a közösség diverzitása az 1999. szeptemberi és júliusi értéket haladta meg szignifikánsan (31. ábra).



240. ábra: A kisemlős közösségek diverzitás és egyenletesség értékei (jelmagyarázatot lásd a 30/a ábrán)

Figure 30: Diversity and equitability data of the small mammal communities (see the key above)

A 3G kvadrátban az 1992-ben tapasztalt diverzitás az 1996-os és az 1999. szeptemberi értéknél volt szignifikánsan magasabb, az 1994-es érték pedig meghaladta az 1996-ban, 1997-ben és 1999. júliusban kimutatottat. Az 1996-ban csapdázott közösség nem volt olyan

diverz, mint az 1999. augusztusi és szeptemberi. Az 1997-ben regisztrált diverzitás szignifikánsan meghaladta az 1999. szeptemberi értéket, de kisebb volt az augusztusnál. Az 1999. évben a legkisebb diverzitást júliusban mutatta a közösség, ennél szignifikánsan nagyobb volt az augusztusi és a szeptemberi érték is, utóbbi kettő azonban nem különbözött egymástól statisztikailag igazolható mértékben.

A 4A kvadrátban az 1999. augusztusban regisztrált közösség diverzitása szignifikáns módon kisebb volt mind az 1994-ben, mind az 1997-ben csapdázott közösségeké.

A 4C kvadrátban 1992-ben regisztrált kisemlős közösség diverzitása szignifikánsan meghaladta az 1997-ben, 1999. szeptemberben és augusztusban számolt értéket is. Ugyanez mondható el az 1994-ben és 1996-ban csapdázott közösségek tekintetében is, míg az 1999. júliusi közösség diverzitása a szeptemberinél volt szignifikánsan nagyobb.

26. táblázat: A 3F akácós kisemlős közösségei diverzitásának összehasonlítása ($p < 0,05$, NS= nem szignifikáns)

Table 26: Diversity comparison of the small mammal communities in the 3F black locust ($p < 0,05$, NS= not significant)

	3F 1999. 09.	3F 1999. 08.	3F 1999. 07.	3F 1997.	3F 1994.
3F 1992	t=3,1917 df=39 0,01	t=2,7893 df= 105 0,01	t=3,3885 df=29 0,001	t=2,3971 df= 110 0,02	t=0,8605 df= 43 NS
3F 1994	t=1,9935 df=47 0,05	t=0,9204 df= 31 NS	t=1,9178 df=36 0,05	t=0,6971 df= 32 NS	
3F 1997	t=1,8960 df=30 NS	t=0,4190 df= 124 NS	t=1,8822 df=20 NS		
3F 1999. 07	t=0,3066 df= 36 NS	t=1,6653 df= 18 NS			
3F 1999. 08	t=1,7155 df= 29 NS				

27. táblázat: A 3G erdősáv kisemlős közösségei diverzitásának összehasonlítása ($p < 0,05$, NS= nem szignifikáns)Table 27: Diversity comparison of the small mammal communities in the 3G forest belt ($p < 0,05$, NS=not significant)

	3G-99. 09.	3G-99. 08.	3G-99. 07.	3G-97.	3G-96.	3G-94.
3G-92.	t=2,1070 df=47 0,05	t=0,9404 df=112 NS	t=1,7370 df=17 NS	t=1,7375 df=43 NS	t=2,4848 df=8 0,02	t=1,5934 df=19 NS
3G-94.	t=0,1817 df=33 NS	t=1,0835 df=19 NS	t=2,4305 df=27 0,02	t=2,5339 df=22 0,02	t=3,1097 df=15 0,01	
3G-96.	t=3,5067 df=14 0,001	t=2,9230 df=8 0,01	t=0,7993 df=15 NS	t=1,4572 df=9 NS		
3G-97.	t=3,1342 df=50 0,01	t=2,5120 df=46 0,02	t=0,6372 df=20 NS			
3G-99. 07.	t=2,9228 df=31 0,01	t=2,2181 df=18 0,05				
3G-99. 08.	t=1,5099 df=48 NS					

28. táblázat: A 4A erdősáv kisemlős közösségei diverzitásának összehasonlítása ($p < 0,05$, NS= nem szignifikáns)Table 28: Diversity comparison of the small mammal communities in the 4A forest belt ($p < 0,05$, NS= not significant)

	4A-99. 09.	4A-99. 08.	4A-97.	4A-94.
4A-92.	t=0,3002 df=24 NS	t=0,9397 df=28 NS	t=1,0502 df=24 NS	t=1,9184 df=19 NS
4A-94.	t=1,7549 df=23 NS	t=2,8139 df=27 0,01	t=1,0307 df=23 NS	
4A-97.	t=0,8129 df=56 NS	t=2,0507 df=60 0,05		
4A-99. 08.	t=1,3079 df=64 NS			

29. táblázat: A 4C erdősáv kisemlős közösségei diverzitásának összehasonlítása ($p < 0,05$, NS= nem szignifikáns)

Table 29: Diversity comparison of the small mammal communities in the 4C forest belt ($p < 0,05$, NS= not significant)

	4C-99. 09.	4C-99. 08.	4C-99. 07.	4C-97.	4C-96.	4C-94.
4C-92.	t=6,4014 df=83 0,001	t=8,4666 df=105 0,001	t=1,4087 df=16 NS	t=3,3051 df=44 0,001	t=0,0848 df=7 NS	t=0,1924 df=43 NS
4C-94.	t=4,7837 df=64 0,001	t=4,9708 df=35 0,001	t=1,1569 df=23 NS	t=2,6269 df=57 0,02	t=0,0686 df=13 NS	
4C-96.	t=4,3687 df=12 0,001	t=4,3282 df=6 0,001	t=1,1490 df=18 NS	t=2,4841 df=17 0,02		
4C-97.	t=1,5663 df=63 NS	t=1,0045 df=37 NS	t=0,8853 df=26 NS			
4C-99. 07.	t=2,1817 df=21 0,05	t=1,7853 df=14 NS				
4C-99. 08.	t=1,1052 df=66 NS					

4. 3. A kisemlős közösségek és az élőhelyszerkezet közti összefüggések

Az egyes kisemlős fajok elterjedési és állományviszonyai között részletezett mikrohabitat vizsgálatok kimutatták, hogy a kisemlősök bizonyos mikrohabitatokat előnyben részesítenek, míg másokat kevésbé használnak. A habitatok növényzete a kisemlősök számára táplálékul és búvóhelyül egyaránt szolgál. Ebből kiindulva feltételezhetnénk, hogy a habitatokra vegetációjuk szerkezetének, ill. karakterisztikáinak megfelelő összetételű kisemlős közösségek jellemzőek. Ugyanakkor a fenti elemzések során kirajzolódott, hogy a közösségek szerkezete a vegetációs periódusok között és azokon belül is jelentősen változik, a dominancia viszonyok évről évre, de akár 2–3 hónap alatt is átrendeződhetnek.

A több éven át végzett vizsgálat lehetőséget biztosított arra, hogy az erdősávokat egyrészt, mint kisemlős habitatokat, másrészt pedig, mint vegetációs egységeket hasonlítsam össze. A clusteranalízis segítségével nyert dendrogrammok vizsgálati periódusonként megfeleltethetők voltak egymásnak (**31. ábra**).

A közösségek hasonlóságát szemléltető dendrogrammok alapján vizsgálati évenként az alábbiakat állapítottam meg:

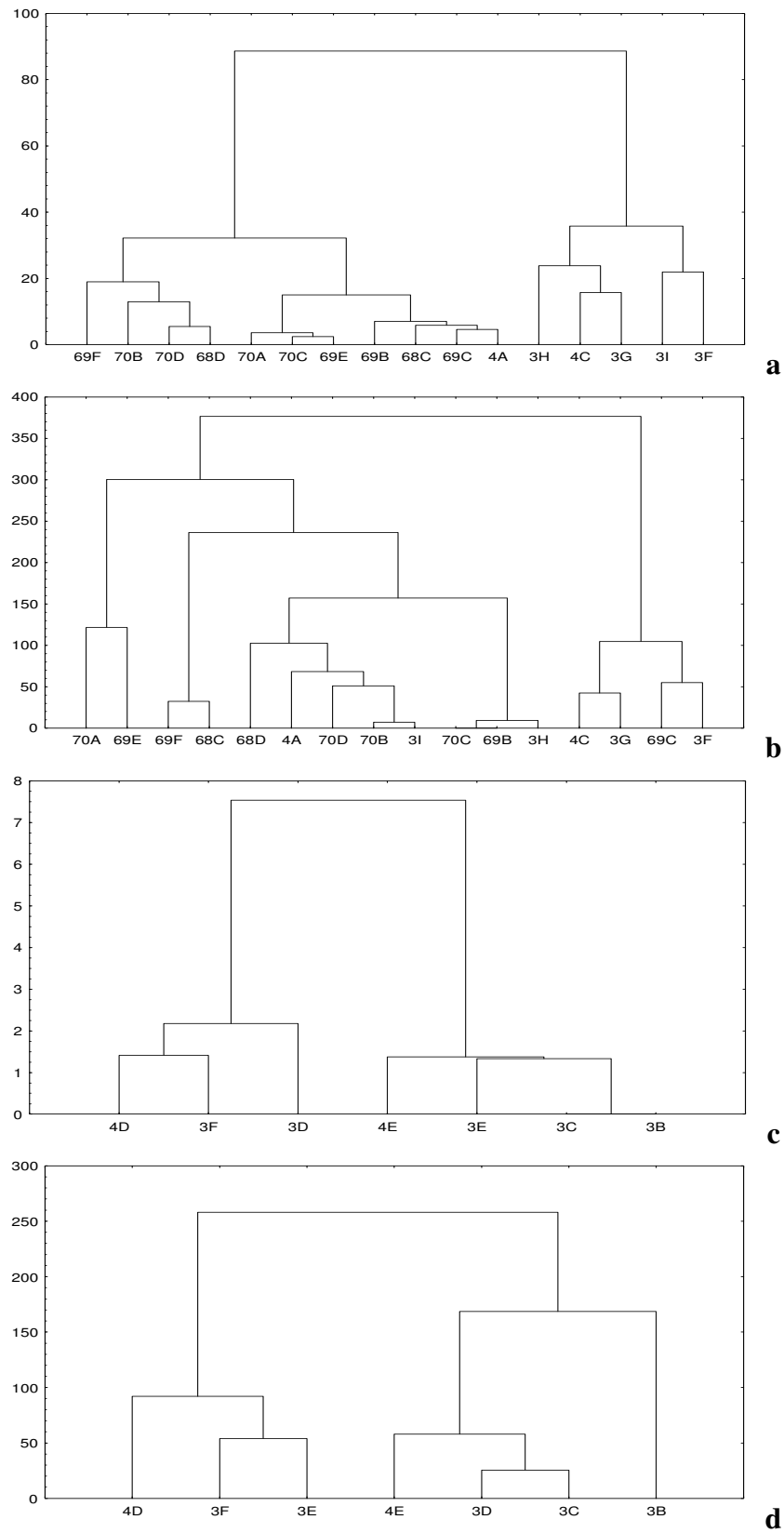
1992.

16 erdősávban történt csapdázás, melyek kisemlős közösségeik alapján három nagy hasonlósági csoportot alkotnak (**31/a ábra**):

- csoport: 69F, 70B, 70D, 68D erdősávok
- csoport: 70A, 70C, 69E, 69B, 68C, 69C, 4A erdősávok
- csoport: 3H, 4C, 3G, 3I, 3F erdősávok

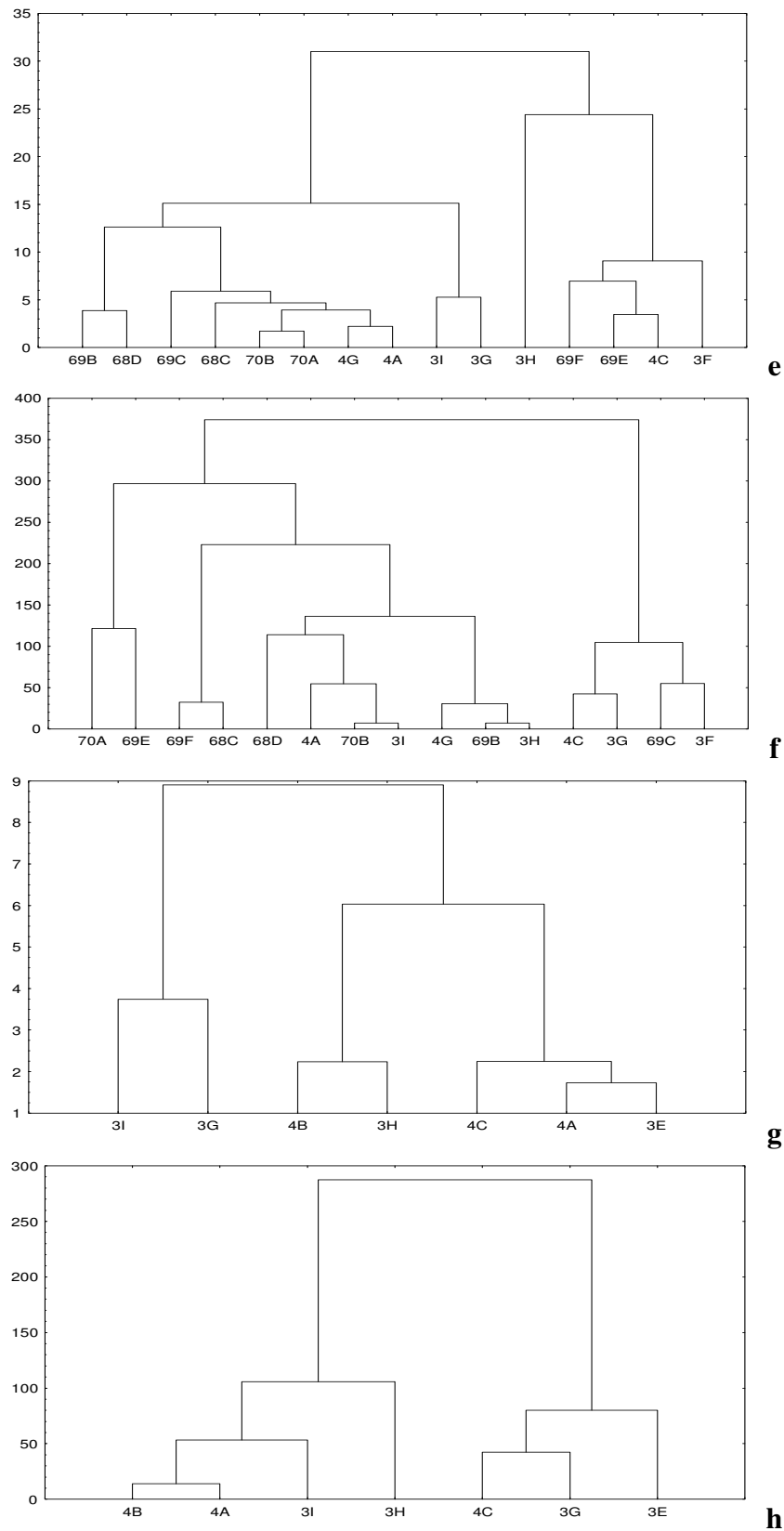
Ugyanezen 16 erdősáv vegetációját öt csoportra osztott a clusteranalízis alapján (**31/b ábra**):

- csoport: 70A, 69E erdősávok
- csoport: 69F, 68C erdősávok
- csoport: 68D, 4A, 70D, 70B, 3I erdősávok
- csoport: 70C, 69B, 3H erdősávok
- csoport: 4C, 3G, 69C, 3F erdősávok



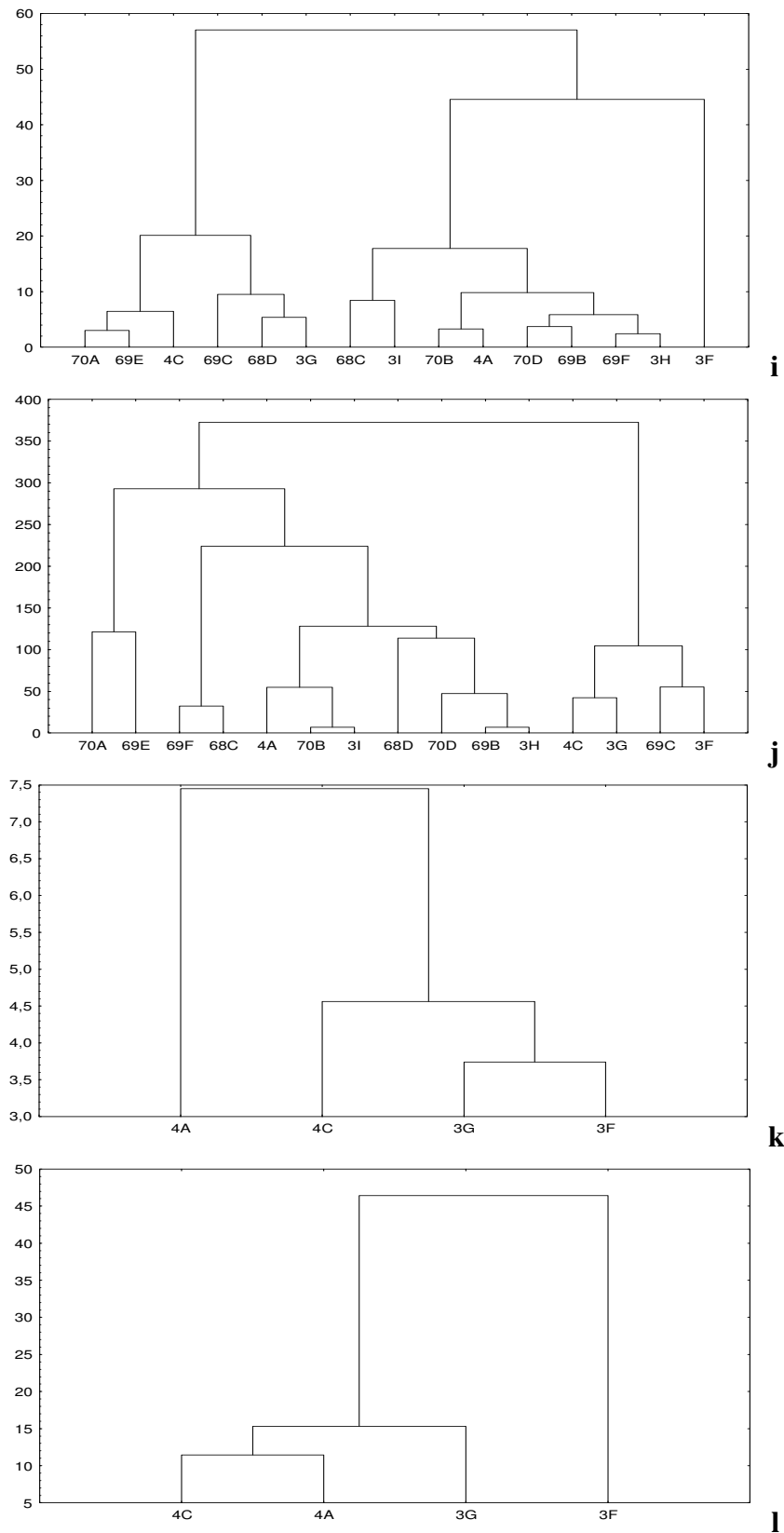
31. ábra: A kisemlős közösségek és a fásszárú vegetáció clusteranalízissel történt elemzésének eredményei

Figure 31: Results of cluster analyze of the small mammal communities and dendroflora



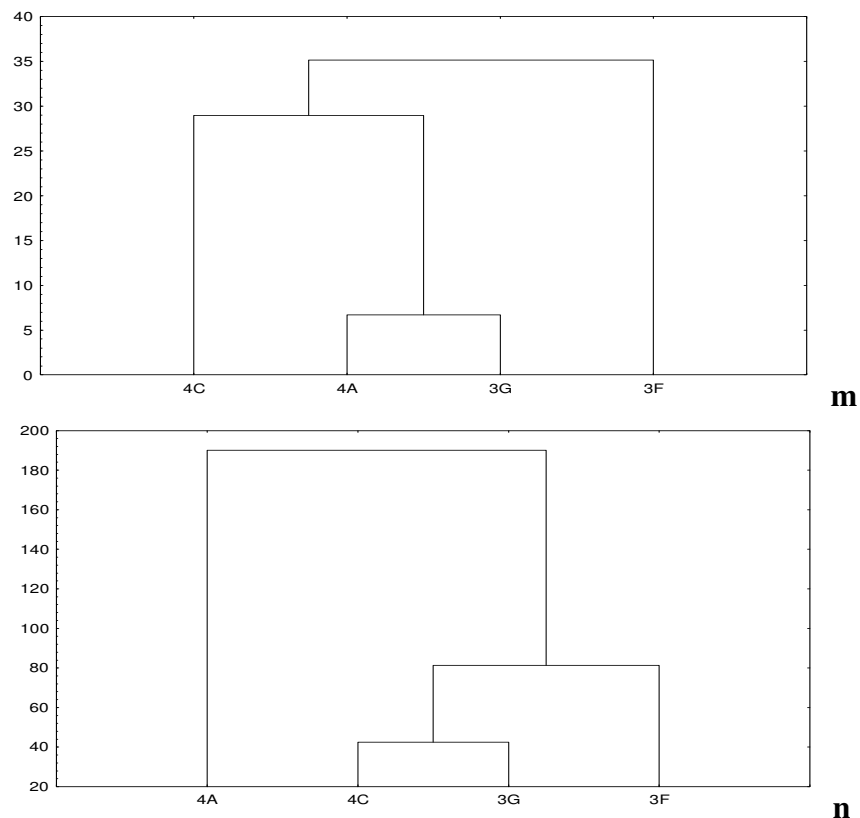
31. ábra (folytatás): A kisemlős közösségek és a fásszárú vegetáció clusteranalízissel történt elemzésének eredményei

Figure 31 (cont.): Results of cluster analyze of the small mammal communities and dendroflora



31. ábra (folytatás): A kisemlős közösségek és a fásszárú vegetáció clusteranalízissel történt elemzésének eredményei

Figure 31 (cont.): Results of cluster analyze of the small mammal communities and dendroflora



31. ábra (folytatás): A kisemlős közösségek és a fásszárú vegetáció clusteranalízissel történt elemzésének eredményei (fúziós stratégia: Eltérésnégyzetösszeg–növekedés minimalizálása (WARD 1963, ORLÓCZI 1967, WISHART 1969 IDÉZI PODANI 1997) hasonlósági formula: Euklidészi távolság)
Figure 31 (cont.): Results of cluster analyze of the small mammal communities and dendroflora

A két dendrogramm hasonlósági csoportjaiban együtt szerepelnek a 3G–3F–4C (3. és 5. csoport), továbbá a 69B–70C erdőszávok (2. és 4. csoport), ezek az élőhelyek tehát kisemlős közösségük és vegetációjuk alapján is hasonlóak egymáshoz.

1993

7 erdőszávban csapdáztam, melyek kisemlős közösségeik alapján két hasonlósági csoportot alkotnak (**31/c ábra**):

- csoport: 4D, 3F, 3D erdőszávok
- csoport: 4E, 3E, 3C, 3B erdőszávok

Ugyanez a 7 erdőszáv vegetációja szintén két csoportra oszlott a clusteranalízis alapján (**31/d ábra**):

- csoport: 4D, 3F, 3E erdőszávok
- csoport: 4E, 3D, 3C erdőszávok

A 3B erdőszáv nem került bele egyik hasonlósági csoportba sem.

A két dendrogramm hasonlósági csoportjaiban együtt szerepelnek a 4D–3F (mindkét esetben 1. csoport), továbbá a 4E–3C erdőszávok (2. sz. csoportokban), ezek az élőhelyek tehát kisemlős közösségük és vegetációjuk alapján is hasonlóak egymáshoz.

1994

15 erdősávban történt csapdázás, melyek kisemlős közösségeik alapján négy nagy hasonlósági csoportot alkotnak (**31/e ábra**):

csoport: 69B, 68D erdősávok
csoport: 69C, 68C, 70B, 70A, 4G, 4A erdősávok
csoport: 3I, 3G erdősávok
csoport: 69F, 69E, 4C, 3F erdősávok

A 3H erdősáv nem került bele egyik hasonlósági csoportba sem.

A 15 erdősáv vegetációja öt csoportra oszlott a clusteranalízis alapján (**31/f ábra**):

csoport: 70A, 69E erdősávok
csoport: 69F, 68C erdősávok
csoport: 68D, 4A, 70B, 3I, 4G, 69B, 3H erdősávok
csoport: 4C, 3G, 69C, 3F erdősávok

A két dendrogramm hasonlósági csoportjaiban együtt szerepelnek a 70B–4A–4G (2. és 3. csoport), továbbá a 3F–4C erdősávok (4. sz. csoportok), ezek az élőhelyek tehát kisemlős közösségük és vegetációjuk alapján egyaránt hasonlóak egymáshoz.

1996

7 erdősávban csapdáztam, ezek kisemlős közösségeik alapján három hasonlósági csoportot alkotnak (**31/g ábra**):

csoport: 3I, 3G erdősávok
csoport: 4B, 3H erdősávok
csoport: 4C, 4A, 3E

A 7 erdősáv vegetációja két csoportra oszlott (**31/h ábra**):

csoport: 4B, 4A, 3I, 3H erdősávok
csoport: 4C, 3G, 3E erdősávok

A két dendrogramm hasonlósági csoportjaiban együtt szerepelnek a 4B–3H (2., ill. 1. csoport), továbbá a 3E–4C erdősávok (3. és 2. csoportokban). Ezek az élőhelyek kisemlős közösségük és vegetációjuk alapján egyaránt hasonlóak egymáshoz.

1997

15 erdősávban csapdáztam, melyek kisemlős közösségeik alapján négy hasonlósági csoportot alkotnak (**31/i ábra**):

csoport: 70A, 69E, 4C erdősávok
csoport: 69C, 68D, 3G erdősávok
csoport: 68C, 3I erdősávok
csoport: 70B, 4A, 70D, 69B, 69F, 3H erdősávok

A 3F akác nem került bele egyik hasonlósági csoportba sem.

Ugyanez a 15 erdősáv vegetációja szintén négy csoportra oszlott a clusteranalízis alapján (**31/j ábra**):

csoporthoz: 70A, 69E erdősávok
csoporthoz: 69F, 68C erdősávok
csoporthoz: 68D, 4A, 70D, 69B, 3H, 70B, 3I erdősávok
csoporthoz: 4C, 3G, 69C, 3F erdősávok

A két dendrogramm hasonlósági csoportjaiban együtt szerepelnek a 70A–69E (mindkét esetben 1. csoport), továbbá a 70B–4A–69B–3H erdősávok (4. és 3. sz. csoportokban), ezek az élőhelyek tehát kisemlős közösségük és vegetációjuk alapján is hasonlóak.

1999 – 1. csapdázási időszak: július

Négy kvadrátban csapdáztam, ezek közül a 4C, 3G, 3F kvadrátok kisemlős közösségeik alapján egy hasonlósági csoportot alkotnak, a 4A kvadrátot a csoporton kívülre helyezte a clusteranalízis (**32/k ábra**).

1999 – 2. csapdázási időszak: augusztus

A négy kvadrát közül a 4A, a 3G és a 4C került egy csoportba, a 3F különbözött tőlük (**32/l ábra**).

1999 – 3. csapdázási időszak: szeptember

A hasonlóság itt is a 4A, 3G, 4C kvadrátok közt volt a legnagyobb, leginkább pedig a 3F különbözött a többitől (**31/m ábra**).

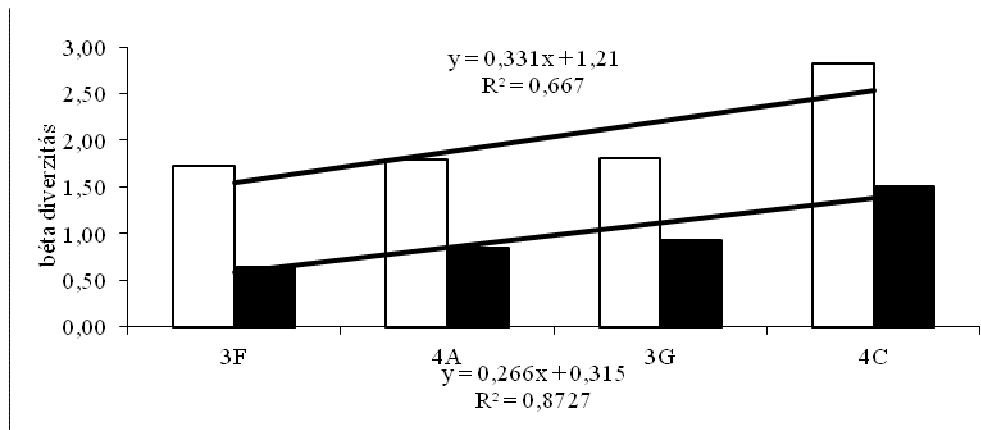
A négy kvadrát vegetációjának elemzéséből a 4A kvadrát különállása tűnik ki, a másik három pedig egy hasonlósági csoportba került (**31/n ábra**).

A négy, 1999-es évben készült dendrogrammban a 4C és 3G kvadrátok minden esetben egy hasonlósági csoportba kerültek, ami megerősíti, hogy ezek az élőhelyek kisemlős közösségük és vegetációjuk alapján is hasonlóak.

Áttekintve a teljes vizsgálati időszakban azokat az élőhelyeket, amelyek egyaránt hasonlóan mutatkoztak kisemlős közösségük és vegetációjuk alapján is, található köztük több évben egyaránt előforduló párosítás is:

A 4C–3G erdősávok 1992-ben és 1999. mindhárom csapdázási periódusában egy csoportban volt, a 3F–4C páros 1992-ben és 94-ben, a 70B–4A pedig 1994-ben és 97-ben is egy csoportba került. Mindez azt jelenti, hogy ezekben az élőhelypárokból, különböző élőhelyekkel való összehasonlítások alkalmával, több éven keresztül, hasonló kisemlős közösséget és egyben hasonló vegetáció szerkezetet sikerült kimutatni.

Az 1999-ben vizsgált kvadrátok kisemlős közössége és gyepszintjének összetétele tekintetében a mozaikosság mérésére alkalmas WHITTAKER-féle β -diverzitás (β_w) értékét is kiszámoltam (TÓTHMÉRÉSZ, 1998). Ennek nagysága azt fejezi ki, hogy a vizsgált kvadráton belül miként oszlik meg a fajkészlet a kvadrát csapdászói között. Ha minden csapdászóban előfordul a kvadrát minden faja, a $\beta_w=0$, minél kevesebb faj van jelen a teljes fajkészletből, annál nagyobb a β_w . A két értéket egymás mellett megjelenítő 33. ábra szemlélteti, hogy a nagyobb növényzet-beli mozaikosságot mutató kvadrátokban a kisemlős közösség β_w -diverzitása is nagyobb. A változás trendje az élőhely és a kisemlősök tekintetében egyaránt lineáris regresszióval írható le ($r^2=0,667$, ill. $r^2=0,8727$). A legkisebb mozaikosság értéket a 3F jelű akác, a legnagyobbat pedig a 4C erdősávra helyezett kvadrát mutatja.



32. ábra: A WHITTAKER-féle β -diverzitás értékei (gyepszint fehérrel, kisemlős közösség feketével)

Figure 32: Data of WHITTAKER β -diversity (herb layer with white and small mammal community with black)

4.4. Az erdősáv-rendszer zöld folyosó szerepének vizsgálata a kisemlős metapopulációk fenntartásában

Mivel táji léptékben tekintve, az általam kutatott terület egy teljesen átalakított kultúrtáj, ahol az eredeti vegetáció helyén intenzíven kezelt mezőgazdasági területeket találunk, célszerű megvizsgálni, hogy a fragmentáció eredményeként kialakult helyzetben a kisemlősök a humán tér mely részét, miként képesek benépesíteni.

A mikrohabitat vizsgálatoknál sikerült kimutatni, hogy a kisemlős fajok eltérően használják a különböző növényzeti jellemzőkkel bíró élőhelyeket. Az erdeiegér fajok a 23 csapdázott erdősáv több mint 90 %-ában kimutathatók voltak. A közönséges erdeiegér különböző preferenciával, de az összes vizsgált mikrohabitatot használta (**10. ábra**). A sárganyakú erdeiegér csak a mikrohabitatok 7 %-ában fordult elő, egyáltalán nem használta a lucerna, a kukorica és a tárcsázott borsótarló területét (**16. ábra**). A vöröshátú erdeipocok az erdősávok 74%-ában volt kimutatható, míg a mezei pocok az erdősávok 83, a mikrohabitatok 52 %-ából került elő.

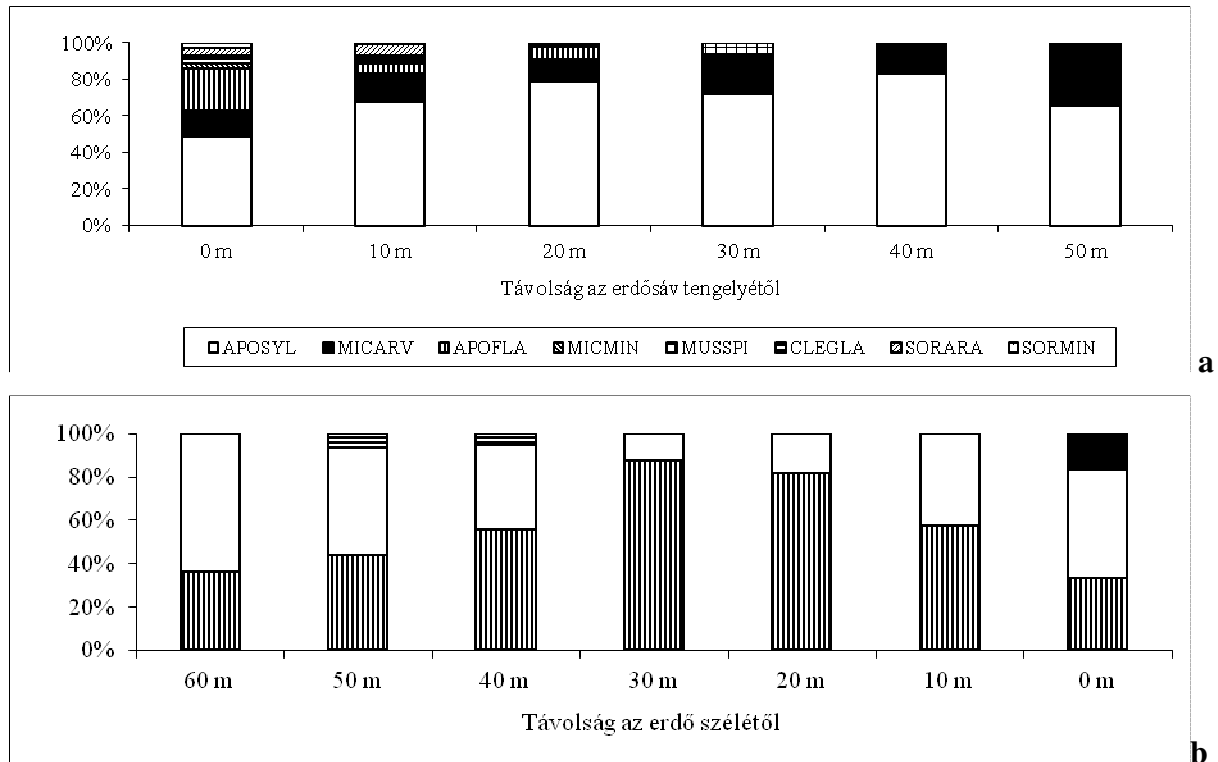
A tárgyalt négy gyakori kisemlős fajtából három (erdeiegér fajok és a vöröshátú erdeipocok) az európai mérsékelt övi erdők tipikus generalistája (HORVÁTH & LANSZKI, 2000). Az említett fajok metapopulációinak fennmaradása szempontjából két kérdéskör vizsgálatát tartottam alapvető fontosságúnak. Egyrészt lényeges áttekinteni, hogy az erdősávoktól a mezőgazdasági kultúrák belseje fele haladva, hogyan változik a kisemlős közösségek fajkészlete, denzitása és diverzitása. Ezzel a vizsgálattal kimutatható, hogy az erdősáv a mezőgazdasági kultúrák által uralt térben azokhoz hasonló, vagy markánsan eltérő kisemlős közösségek élőhelye-e, koncentrálnak-e bizonyos fajokat. Másrészt pedig vizsgálni szükséges, hogy az erdősávok rendszere valóban zöld folyosóként működik-e ebben a térben, azaz van-e fajcserélődés a csatlakozó sávok között.

Az első kérdéskört célzó vizsgálatban az 1999. évben kutatott 4 kvadrátból a kizárólag akácerdőben lévő 3F jelűt alkalmaztam kontrollként, míg a másik három, erdősávon túl, a mezőgazdasági táblákba is benyúló kvadrát fogási adatait összevontam.

Az utóbbi három kvadrátban összehasonlítva az erdősávok középvonalától kifele haladva 10 méterenként elhelyezkedő csapdások fogási adatainak fajonkénti megoszlását, a 34/a ábrát kaptam eredményül. Az ábrát elemezve jól látható, hogy a jellemzően erdei élőhelyekhez kötődő kisemlős fajok, az *Apodemus flavicollis*, a *Sorex araneus* és a *Clethrionomys glareolus* kizárólag az erdősávban fordultak elő (0 m, 10 m, 20 m

csapdatorok). A mezei élőhelyeken elsősorban domináló *Microtus arvalis* és *Apodemus sylvaticus* dominanciája az erdősávban mutatta a legkisebb értékeket (33/a ábra). A mezőgazdasági területen lévő csapdatorok (40 m, 50 m) viszont kizárólag e két faj egyedeit fogták.

A 3F akácerdőben, az erdő belsejétől (60 m) az erdőszélig (0 m) elvégzett, hasonló összehasonlítás fogási adatai szintén jelzik a mezőgazdasági kultúrához legközelebb eső erdőszélben a mezei pocok megjelenését. Az erdő belsejében a két *Apodemus* faj és a vöröshátú erdeipocok alkotja a közösséget (33/b ábra).

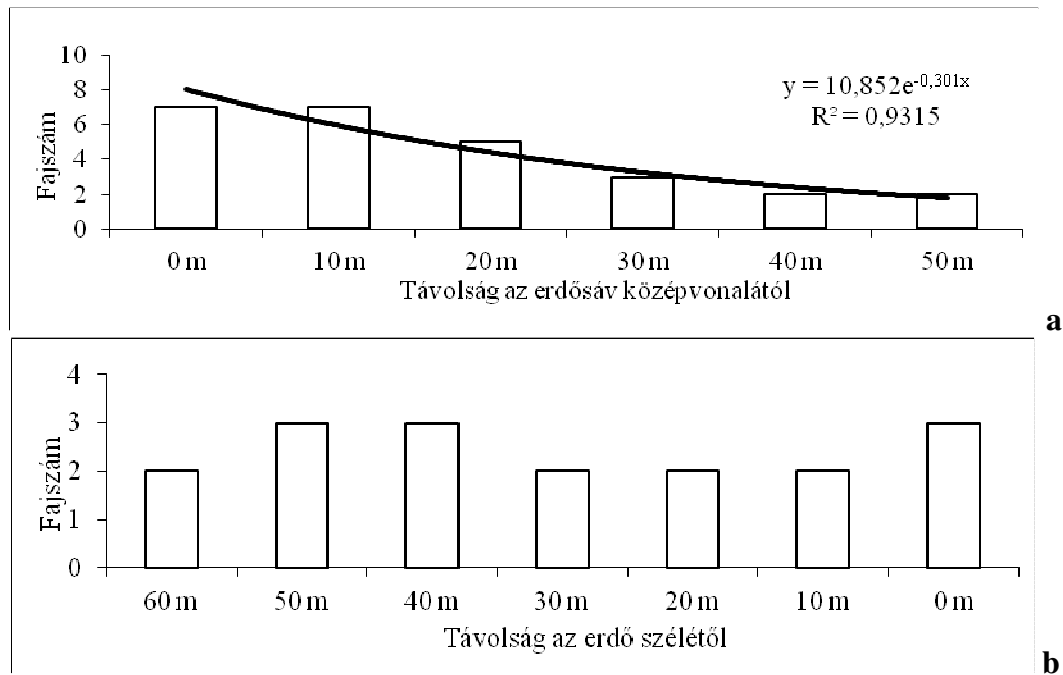


33. ábra: Az erdősávos kvadrátok (a) és az akácós (b) kisemlős közösségének térbeli szerkezete (jelmagyarázatot lásd a 33/a ábrán)

Figure 34: Spatial structure of forest belt quadrats' and black locust quadrat's small mammal community

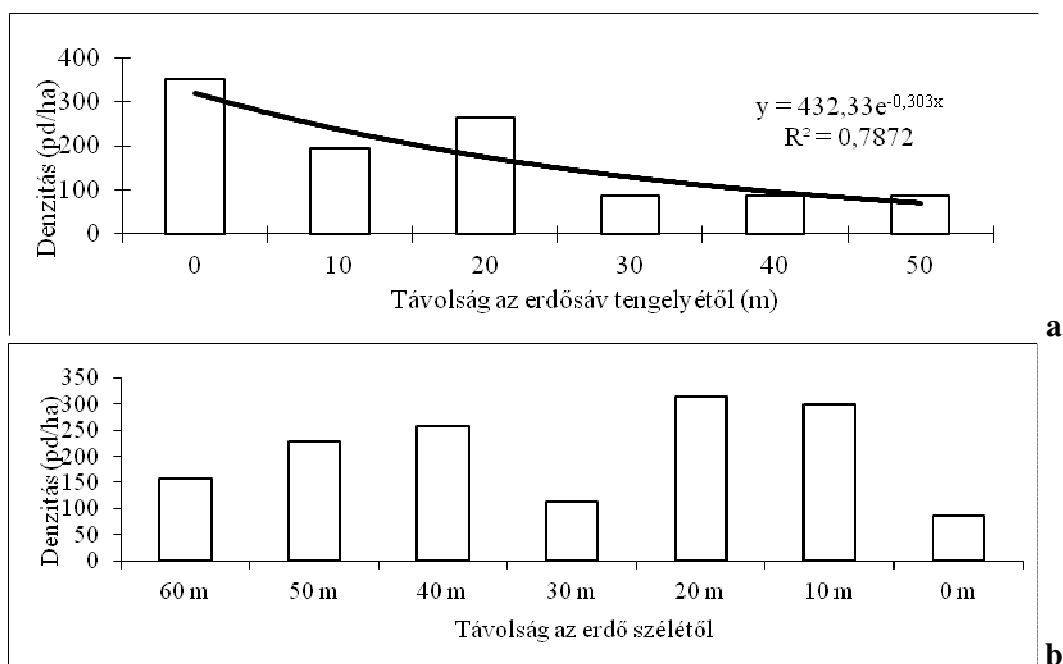
Az erdősáv belsejében található két csapdatorban 7 faj fordult elő, a sávtól távolodva a fajszám egyértelmű csökkenést mutat, amely exponenciális trenddel jellemezhető ($r^2=0,9315$). Ugyanez a jellemző az akácerdőben nem eredményez kimutatható trendet, a fajszám általában kisebb, egy csapdatorban 2–3 faj fordul elő (34. ábra).

A hektáronkénti denzitás értékek változását mutató 34/a ábra csökkenő tendenciáját az erdősávot és mezőgazdasági kultúrát egyaránt érintő kvadrátokban, a 20 méteres csapdatornál jelentkező denzitás–növekedés megtöri. Az ide tartozó növényzeti egységek elsősorban szegély élőhelyek (lucerna–vadföld, földút–tritikále), melyek valószínűleg az érvényesülő összegző szegélyhatás (GILES, 1978) következtében nagyobb egyedszámú kisemlőst képesek eltartani, mint a velük szomszédos erdősáv, ill. mezőgazdasági terület. A denzitás változásának trendje az erdősávos területen exponenciálisan csökkenő ($r^2=0,7872$), szemben az akáccsal, ahol a denzitás láthatóan nem mutat távolságfüggést (34/b ábra). Az akácerdőben a denzitás átlagos értéke 208 pd/ha az erdősávos kvadrátokban pedig 178 pd/ha. Az átlagok közti különbség nem szignifikáns ($p<0,05$, $t=0,6060$).



34. ábra: Az erdősávos kvadrátok (a) és az akácos (b) kisemlős közössége fajszámának térbeli alakulása

Figure 34: Spatial structure of species number of forest belt quadrats' and black locust quadrat's small mammal community

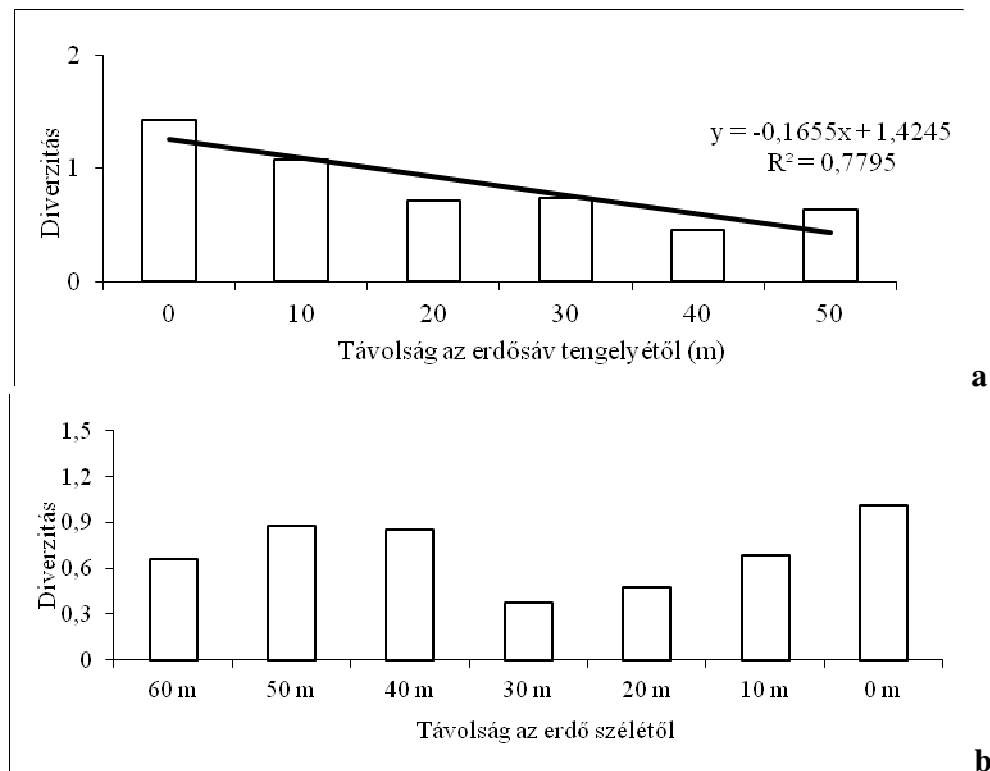


35. ábra: Az erdősávos kvadrátok (a) és az akácos (b) kisemlős közössége denzitásának térbeli alakulása

Figure 35: Spatial structure of density of forest belt quadrats' and black locust quadrat's small mammal community

A vizsgálataim szempontjából alapkérdésként felmerülő diverzitás alakulását a **36. ábra** szemlélteti. Az erdősáv (**36/a ábra**) esetében a csökkenés iránya, mely lineáris regresszióval

írható le ($r^2=0,7795$), itt is a mezőgazdasági terület felé mutat. Az akácerdő (36/b ábra) esetében nem ismerhető fel trend a csapdások kisemlős közösségeinek diverzitásai között.



36. ábra: Az erdősávok kvadrátok (a) és az akácok (b) kisemlős közössége diverzitásának térbeli alakulása

Figure 36: Spatial structure of density of forest belt quadrats' and black locust quadrat's small mammal community

Az erdősávok rendszerének zöld folyosó szerepét a fentiekben említettek szerint a csatlakozó sávok közötti fajkicserélődés elemzésével vizsgáltam. A térképen üres körök jelzik a vizsgált erdősávokat. A sávok egymáshoz való kapcsolódását nyilak szemléltetik (19. térkép).

A nyilakkal összekapcsolt sávpárok (illetve „sávhármasok”) évről-évre változó fajkészletét megvizsgálva kiszűrhető, hogy vannak-e olyan fajok, melyek a sávpárok egyik részében később jelentek meg, mint a másikban, vagy a vizsgálati időszak alatt az egyikből eltűntek, míg a másikban továbbra is fennmaradtak.

A 9 sávpárból, ill. hármashból 5 esetében találtam a fent ismertetteknek megfelelő fajkészlet-változást.

A Mosonszolnok 3C és 4A erdősávok közül a 3C-ben 1993-ban kimutatott közösséges erdeiegér a 4A-ban 1992-ben még nem volt jelen. 1994-re azonban ebben a sávban is megjelent (30. táblázat).

30. táblázat: A Mosonszolnok 3C és 4A erdősávok fajkészletének változása

Table 30: Changes in the species collection of the Mosonszolnok 3C and 4A quadrats

	1992.	1993.	1994.	1996.	1997.	1999.
3C		APOFLA <u>APOSYL</u>				
4A	APOFLA CLEGLA MICARV		APOFLA <u>APOSYL</u> CLEGLA MICARV SORMIN	APOSYL	APOFLA APOSYL MICARV SORARA MUSSPI	APOFLA APOSYL MICARV SORARA SORMIN

A Mosonszolnok 3E és 4C erdősávok esetében a mezei pocok 3E erdősávban való 1996. évi megjelenése lehetséges, hogy a 4C erdősávban már 1992-ben ismertté vált mezei pocok közösség egyedeinek köszönhető, bár ez a faj főként az erdősávokat körülvevő kultúrstryepp lakója, és az erdősávokba elsősorban innen telepszik be. Ugyanakkor a közösséges erdeiegér 3E erdősávból való eltűnése nem járt együtt a faj sávpárosból való kipusztulásával, hiszen a faj a 4C erdősávban 1994-től 1999-ig folyamatosan kimutatásra került (**31. táblázat**).

31. táblázat: A Mosonszolnok 3E és 4C erdősávok fajkészletének változása

Table 31: Changes in the species collection of the Mosonszolnok 3E and 4C quadrats

	1992.	1993.	1994.	1996.	1997.	1999.
3E		APOFLA <u>APOSYL</u>		APOFLA <u>MICARV</u>		
4C	APOFLA APOSYL CLEGLA <u>MICARV</u> SORARA		APOFLA <u>APOSYL</u> CLEGLA CROLEU <u>MICARV</u>	APOFLA APOSYL CLEGLA MICARV	APOSYL CLEGLA MICARV MUSSPI	APOFLA APOSYL MICARV SORARA MUSSPI

A Mosonszolnok 3F–3G–4D sávhármasban a közösséges erdeiegér terjedése figyelhető meg. A faj 1992-ben a 3F akácokban vált ismertté, majd 1993-ban a 4D erdősávból is kimutatásra került. Ezt követően, 1994-ben jelent meg a 3G jelű erdősávban (**32. táblázat**).

A Jánossomorja 69B és 69C sávok közül, az előbbiben már 1992-ben jelen volt a vöröshátú erdeipocok, a 69C-ben azonban csak 1997-ben jelent meg (**33. táblázat**).

A Jánossomorja 70B, 70C és 70D sávok közül a 70B-ből 1992-ben még hiányzott a vöröshátú erdeipocok, 1993-ra azonban itt is megjelent. 1993. és 1996. között az említett fajjal együtt a sárganyakú erdeiegér is eltűnt, a 70D erdősávban azonban 1997-ben ismét előkerültek (**34. táblázat**).

32. táblázat: A Mosonszolnok 3F, 3G és 4D erdősávok fajkészletének változása

Table 32: Changes in the species collection of the Mosonszolnok 3F, 3G and 4D quadrats

	1992.	1993.	1994.	1996.	1997.	1999.
3F	APOFLA <u>APOSYL</u> CLEGLA CROLEU MICARV	APOFLA	APOFLA APOSYL CLEGLA MICARV		APOFLA APOSYL MICARV	APOFLA APOSYL CLEGLA MICARV
3G	APOFLA CLEGLA MICARV SORARA		APOFLA <u>APOSYL</u> CLEGLA MICARV SORMIN MICMIN	APOSYL MICARV	APOSYL MICARV SORARA	APOFLA APOSYL CLEGLA MICARV SORARA SORMIN MICMIN MUSSPI
4D		APOFLA <u>APOSYL</u> MICARV				

33. táblázat: A Jánossomorja 69B és 69C erdősávok fajkészletének változása

Table 33: Changes in the species collection of the Jánossomorja 69B and 69C quadrats

	1992.	1993.	1994.	1996.	1997.	1999.
69B	APOFLA APOSYL <u>CLEGLA</u> MICARV SORARA		APOFLA APOSYL MICARV		APOFLA APOSYL MICARV SORARA	
69C	APOFLA APOSYL MICARV		APOFLA APOSYL MICARV		APOFLA APOSYL <u>CLEGLA</u> MICARV PYTSUB	

34. táblázat: A Jánossomorja 70B, 70C és 70D erdősávok fajkészletének változása

Table 34: Changes in the species collection of the Jánossomorja 70B, 70C and 70D quadrats

	1992.	1993.	1994.	1996.	1997.	1999.
70B	APOFLA APOSYL MICARV SORARA	<u>APOFLA</u> APOSYL <u>CLEGLA</u> MICARV		APOSYL MICARV		
70C	APOFLA APOSYL <u>CLEGLA</u> MICARV SORARA SORMIN					
70D	APOFLA APOSYL <u>CLEGLA</u> MICARV SORARA				<u>APOFLA</u> APOSYL <u>CLEGLA</u> MICARV SORARA SORMIN	

5. MEGVITATÁS**5.1. A kisemlős populációk jellemzőinek összehasonlítása****Diszperzió és élőhelyhasználat**

A LAJTA Project területén vizsgált 23 erdősávból 11 talajlakó, rovarevő és rágcsáló kisemlős faj jelenlétét mutattam ki. A legelterjedtebb kisemlős faj a közönséges erdeiegér volt, mely az erdősávok 96%-ában előfordult. A második leggyakoribb faj a sárganyakú erdeiegér (91%), míg a mezei pocok az erdősávok 83%-ában, a vöröshátú erdeipocok pedig 74%-ában fordult elő. Ugyanezt a sorrendet tapasztaltam a mikrohabitat használat tekintetében is: a közönséges erdeiegér bírt a legszélesebb spektrummal (100%), a másik *Apodemus* faj a mikrohabitatok 74%-át, a mezei pocok 52%-át használta. Mindhárom faj esetében elmondható, hogy mikrohabitatok közti eloszlásuk nem bizonyult egyenletesnek: a közönséges erdeiegér leginkább a takarmánylucerna, angolperje és betyárkóró növényfajokkal jellemezhető élőhelyet preferálta, míg legkisebb denzitással a homogén lucernásban volt kimutatható. A sárganyakú erdeiegér fogott mennyiségének 1/5 része a zárt akácok kinincs csertjeszinttel, réti perje, fedél rozsnok és piros árvacsalan alkotta gyepszinttel jellemezhető élőhelyéről került elő, a homogén lucernásban, kukoricásban és a tárcsázott borsótarló területén azonban egy példányát sem sikerült csapdázni. A mezei pocok által preferált mikrohabitatot angolperje, közönséges tarackbúza, közönséges aszat és betyárkóró alkotta, a homogén kukoricából és a tárcsázott borsótarlóról pedig egyáltalán nem volt kimutatható a faj. A zárt akácok szélén is

csupán egy példánya jelent meg. A vöröshátú erdeipocok 1999-es alacsony fogásszáma ezt a vizsgálatot nem tette lehetővé, azonban nem kétséges, hogy éppen a négy faj közt elfoglalt legkritikább helyzete okán, a legszűkebb spektrumát használja az erdősávos agrárterület mikrohabitatjainak.

A ritka fajok között három *Soricida*, az erdei, a mezei és a törpecickány volt jelen, a JÁNOSKA (1995a) által bagolyköpetből kimutatott *Crocidura suaveloens* (PALLAS, 1811) valószínűsíthetően eltérő élőhelyigénye miatt nem került csapdába. Az erdei cickány dominancia értéke (2,5%) meghaladta az összes többi ritka faj összdominanciáját (2,2%). A törpeegér, a güzüegér, a közönséges hörcsög és a földipocok egyaránt alacsony fogásszámmal szerepeltek a vizsgálatokban.

A fentiek alapján a mezővédő erdősávos agrárterület vonatkozásában elmondható, hogy rajtuk, a mezei élőhelyek általánosan elterjedt rágcsálófaján (mezei pocok, közönséges hörcsög) túl, állandó népessége alakult ki a közönséges és sárganyakú erdeiegérnek, valamint a vöröshátú erdeipocoknak is. Az utóbbi három faj az európai, mérsékelt övi erdők generalista rágcsálója (HORVÁTH & LANSZKI, 2000), és mint ilyenek egyértelműen jelzik a mezővédő erdősávoknak az agrárterületek kisemlős fajdiverzitásának növelésében betöltött pozitív szerepét. A három fajból a közönséges erdeiegér a mezei pocok konkurenseként (KÖLÜS, 1969) a teljes területen elterjedt, minden mikrohabitatban előfordult, jelentősen szűkítve a mezei pocok élőhelyspektrumát. A másik *Apodemus* faj szorosabb kötődést mutat a fásszárú vegetációval is borított élőhelyekhez, amit főként az akácokban –amely a terület élőhelyei közül leginkább követi a természetes erdők struktúráját– tapasztalt magas denzitása bizonyít.

A vöröshátú erdeipocok az évek során szintén az akácokból, valamint a diverz élőhelyszerkezettel jellemezhető erdősávokból került kimutatásra. Utóbbi két faj erdősávokban való megjelenését a fa- és cserjefajok borításának hatására kialakuló táplálékkinálat növekedéssel, és a szintén ezeknek köszönhető mikroklimatikus hatásokkal magyarázom. Az erdei fák és cserjék magja e fajok táplálékának meghatározó részét képezi (NAGY, 1980). Ilyen tekintetben különbséget találunk a két erdeiegér faj között: a közönséges erdeiegér magfogyasztásában a fűfélék, míg a sárganyakú erdeiegérében a fásszárúak magja dominál (CORBET & OVENDEN, 1982). A táplálék mellett, a fásszárú vegetáció klimatikus tekintetben is eltér az agrárterülettől. A mezővédő erdősávok csökkentik a szél erejét és az elpárologást, növelik a levegő relatív légnedvességét, fokozzák a harmatképződést, hőmérséklet kiegyenlítő hatásuk van (GÁL & KÁLDY, 1977, WILDERMUTH nyomán BIBER, 1988). A fentiek közül a kisemlősök szempontjából véleményem szerint a hőmérséklet kiegyenlítő hatásuk emelendő ki, tekintettel arra, hogy a kontinentális klímazónában az állandó testhőmérséklet fenntartásának éppen a kis testméret miatt fokozott energiaigénye van (REICHHOLF, 1992). Különösen igaz ez a *Soricidákra*, melyek közül az erdei cickány 2,5%-os erdősáv-beli előfordulását, a korábbiak tükrében, szintén hangsúlyosnak tartom.

Ivararány és annak változása

A négy domináns rágcsáló faj tekintetében a teljes vizsgálati időszakban hím többséget sikerült kimutatni, mely a pocokfajoknál érte el a legnagyobb értéket (mezei pocok 76%, vöröshátú erdeipocok 71%). Az ivararány egy vegetációs perióduson belüli változásának vizsgálatára a két erdeiegér fajnál volt lehetőség. A közönséges erdeiegér esetében mind a négy vizsgált kvadrátban, júliusban kaptam a legnagyobb ivararány (hím/nőstény) értékeket, melyek közül a 3F és 4A kvadrátokban számított érték hím többséget, a 3G és 4C kvadrátokban pedig 1:1 körüli arányt mutat. Az arányszámok augusztusra mind a négy területen csökkentek, de az előbbi két kvadrátban továbbra is megmaradt a hím többség. Szeptemberre a 3F kvadrát kivételével mindhárom élőhelyen kiegyenlítődtött az ivararány,

míg az akácokban a hímek aránya nőtt. Az ivararány változások trendje közti korreláció t–teszt alapján a 3F–4A és a 3F–4C kvadrátok vonatkozásában volt szignifikáns. A sárganyakú erdeieger esetében az alacsony fogási értékek miatt csak a 3F akác kvadrátjára tudtam a fenti összehasonlítást elvégezni. Itt a közönséges erdeiegerével éppen ellentétes irányú változásokat regisztráltam. A jelentős júliusi nőstény többség, augusztusra a hímek arányának növekedését hozta, majd augusztus és szeptember között a folyamat ismét megfordult, a hím többség azonban megmaradt.

Összefoglalva az ivararány és annak változása tekintetében tapasztaltakat megállapítható, hogy a teljes vizsgálati időszakban tapasztalt hím többség ugyan több év összesített eredményéből származik, és e tekintetben reprezentatív, ám ismerve az ivararány éven belüli dinamikájából megvizsgált három hónap jelentős változásait, nem enged általánosítható következtetést a populációk ivari szerkezetére vonatkozóan. A különböző élőhelyek ivararány változásának szignifikáns hasonlóságát a viszonylag rövid, három hónapos vizsgálati időszak miatt – HORVÁTH & KALMÁR (2001) eredményeinek ismeretében – szintén nem kívánom túlhangsúlyozni. Kiemelendő eredménynek tartom azonban, hogy a 3F kvadráttal vizsgált akácokban a két *Apodemus* faj ivararánya éppen ellentétesen változik. A jelenséget a két faj versengésének következtében kialakult dinamikus egyensúlyi helyzet pillanatnyi állapotaként értékelem. Ezt az eredményezi, hogy az egyik faj graviditásainak időszakában annak nőstényei ritkábban hagyják el otthonaikat, mint a hímek, így ennél a fajnál a csapdákból megnő a hímek aránya. A laktációs intenzitás csökkenésével aztán a nőstények is többet mozognak, melynek következtében a csapdákból kimutatott ivararány a javukra változik. Őszi időszakban e folyamathoz hozzájárul a hímek vándorlási hajlamának növekedése, ami tovább javítja a nőstények arányát a csapdázásokban. Véleményem szerint a források optimális hasznosításának kényszere miatt a két faj szaporodási ciklusa az akácokban úgy toldott el egymáshoz képest, hogy az előzőekben részletezett, populáción belül szinkronizált létszám–növekedés a két fajnál eltérő időszakban következik be.

Az egyedszám dinamikája

Egy vegetációs perióduson belül két faj fogási eredményei voltak a hónapok és a kvadrátok viszonylatában összehasonlíthatók.

A közönséges erdeiegernél 3 kvadrátban augusztusi, egyben szeptemberi létszám maximum alakult ki. Az egy csapdára jutó átlagos fogásszámok közül a 3F akácokban az augusztusi maximum volt szignifikáns, a 4C–ben pedig a szeptemberi denzitás volt szignifikánsan nagyobb a júliusinál. Az egyes kvadrátok összehasonlítása kimutatta, hogy a 4C–ben kialakult szeptemberi maximum mindhárom másik kvadrát szeptemberi denzitását szignifikánsan meghaladta.

A sárganyakú erdeieger a vizsgálatok alapján a 3F akácokban, augusztusban nagyobb denzitással szerepelt, mint júliusban, a 3G–ben, augusztusi, a 4C–ben szeptemberi maximuma volt szignifikáns. A kvadrátok egymással való összehasonlítása szerint augusztus hónapban, a 3F kvadrátban szignifikánsan több egyed fordult elő, mint a másik három helyen, szeptemberben pedig a 4A és a 3G kvadrátban tapasztalt denzitást haladta meg a 3F akác populációja.

Az évek közti dinamika összehasonlítására az egyes évek ugyanazon szakaszában (július–augusztus) történt csapdázások adtak lehetőséget.

A közönséges erdeieger 100 csapdaéjszakára jutó fogásszáma a 3G és 4A erdősávban lineárisan nőtt 1992. és 1999. között. A 3F akácokban a trend másodfokú görbével volt közelíthető, maximumát, mely a sávok közti maximum is egyben, 1997–ben mutatta. A 4C erdősáv eredményeire nem lehetett trendvonalat illeszteni.

A sárganyakú erdeiegér egyedszám változása 1992–től csökkenő trendet mutat, mely a 4A és 3G sávokban 1996–ban éri el mélypontját. Az időszak végére növekedés tapasztalható, a változás csak egy esetben (4C) közelíthető regresszióval.

A vöröshátú erdeipocok egyedszám változása mind a négy vizsgált erdősávban csökkenő, trendje logaritmikus regresszióval közelíthető.

A mezei pocok egyedszám változása nem írható le trendfüggvénnyel. A 3G, 4A és 4C sávokban 1992. és 1996. között a fogásszám csökken, majd 1997–re elér egy helyi maximumot, végül 1999–ben ismét minimálisra csökken.

A dinamika tekintetében a fentiek alapján kirajzolódik, hogy a közönséges és a sárganyakú erdeiegér 1999. július és szeptember között augusztusi vagy szeptemberi maximumot mutatott. Az vizsgálati évek között a két faj ellentétes irányú létszámváltozását tapasztaltam, ami egybevág az ivararány változásánál kapott eredménnyel.

A vöröshátú erdeipocok populációk vizsgált időszak során tapasztalt összeomlása nem egyedi jelenség, tekintve, hogy HORVÁTH a Dráva menti erdőterületen is tapasztalt hasonló jelenséget (szóbeli közlés).

A mezei pocok két–háromévente ismétlődő gradációs hullámozása a területen tapasztaltak alapján is megerősítést nyert.

Foltosság

A Lloyd–féle foltosság vizsgálata alapján elmondható, hogy az erdeiegér fajok állományai többségében aggregáltságot (17, ill. 8 esetben) mutattak, míg a pocokfajoknál a szegregáltságot mutató populációk voltak többségben (8, ill. 4 esetben). Mivel a csapdázások döntő részben erdősávok területén folytak, az *Apodemus* fajok aggregálódásának oka az erdősáv táplálék és búvóhely koncentráló szerepe lehet, míg az *Arvicolidae* fajok esetében ez – a fászszerűak magjának kisebb mértékű fogyasztása miatt – kevésbé hat az egyedek csoportosulására.

A foltosság denzitásfüggését egyik fajnál sem sikerült kimutatni. Az utóbbi eredménynél azonban mindenképpen megjegyzendő, hogy a kis mintaszám miatt alkalmazott összevonások (különböző vizsgálati helyek különböző évekből származó adatai) erősen zavarhatták a pontthalmaz eloszlását.

Testtömeg és dinamikája

A két erdeiegér faj esetében egyaránt 1997–ben tapasztaltam az átlagos testtömeg maximumát, ami szignifikánsnak is mutatkozott. A pocokok esetében az 1999. év eredményei szolgáltatták a legnagyobb értéket, amely a mezei pocoknál mindkét előző évit, a vöröshátú erdeipocoknál csak az 1992–ben mértet haladta meg szignifikánsan. A vöröshátú erdeipocoknál az alkalmazott teszt értelmezhetőségét azonban gyengíti, hogy jelentősen eltérő minta elemszámok szerepeltek az összehasonlításban (100, 11 és 8).

A testtömeg alakulását a rendelkezésre álló táplálékforrás mennyisége és minősége határozza meg. A vizsgálati évek ugyanazon szakaszában tapasztalt testtömeg értékek különbözőségét, feltételezve, hogy az ivari és a koreloszlás hasonló, leginkább a döntő részt növényi táplálékbázis eltérő minősége okozhatja. Ez alapvetően időjárási tényezőkre vezethető vissza. Anélkül, hogy erre vonatkozó vizsgálatokat végeztem volna, feltételezhető, hogy a maximális testtömeg értékeket adó években alakult a leginkább optimálisan az egyes kisemlős fajok tápnövényeinek fejlődése.

A teljes vizsgálati időszak populációkra jellemző átlagértékei több faj, így az *Apodemus sylvaticus*, *Sorex araneus*, *Clethrionomys glareolus* esetében az irodalomból

(CORBET & OVENDEN, 1982) ismert értékeknél alacsonyabbak vagy azok alsó határát közelítik. Ennek magyarázata a földrajzi változatosság, ill. a csapdázott egyedek koreloszlása (sok juvenilis egyed) lehet.

5.2. A kisemlős közösségek szerkezetének összehasonlítása

A fajszám, fajkészlet és egyedsűrűség összehasonlítása

Vizsgálataimban 23 erdősáv kisemlős közösségének fajszám, denzitás, egyenletesség és diverzitás értékeit határoztam meg. A kapott eredményekből kijelenthető, hogy a vizsgált agrárterület erdősávjaiban átlagosan 3–6 kisemlős faj alkot közösséget. A fajszám és 100 csapdaéjszakára jutó egyedszám értékei az 1992-es és az 1999-es évben mutatták a legnagyobb értékeket, míg a legkevesebb fajt, ill. egyedet 1993-ban és 1996-ban csapdáztam. Kiemelendőnek tartom, hogy a vizsgált sávok kisemlős fajkészlete az évek során jelentős változásokat mutatott. A négy leggyakoribb fajból a közönséges és a sárganyakú erdeiegér volt állandó tagja a közösségeknek, míg a mezei pocok és a vöröshátú erdeipocok több esetben egy-egy évre, vagy évekre eltűnt az erdősávokból. Fajszám szempontjából a Mosonszolnok 4C, és a Jánossomorja 70A sávok voltak a legstabilabbak, bennük a fajszám legfeljebb eggyel változott pozitív, ill. negatív irányba. Fajkészlet tekintetében a 13 db, legalább három különböző évben vizsgált erdősáv közül 7 esetében (Mosonszolnok 3I, 4C, Jánossomorja 68C, 69B, 69C, 69F, 70A) volt kimutatható minden alkalommal ugyanaz a három faj.

A 100 csapdaéjszakára jutó egyedszám legnagyobb értéke (43,33) 1992-ben a 3I jelű erdősávra volt jellemző, a minimumot pedig 1993-ban, a 3F akácosban mutattam ki (0,67).

Fentiek alapján kiemelőnek tartom a Mosonszolnok 3I erdősáv fajkészlet-stabilitását és egyedszám maximumát. Véleményem szerint ez a dús cserjeszintű, jól záródott lombozattal rendelkező erdősáv nyújtja a legoptimálisabb feltételeket a stabil, magas faj- és egyedszámú kisemlős közösség számára. Az elemzett adatsoraim jelentőségét abban is látom, hogy összehasonlítási alapot jelentenek más, erdősávokban vagy természetesen élőhelyeken folytatott vizsgálatok eredményeivel.

Dominancia viszonyok és azok változása

Az erdősávonkénti elemzés alapján általánosságban elmondható, hogy az 1992. és 1999. közötti időszak elsősorban a közönséges erdeiegér dominanciájának növekedését eredményezte a vizsgált erdősávok kisemlős közösségeiben. A periódus végén a 14 erdősávból 9-ben az említett faj vált dominánssá. A közönséges erdeiegér mellett főként a mezei pocok állománya tudott megerősödni –14 erdősávból négyben–, ill. a 3F jelű akácos területén a sárganyakú erdeiegér vált az időszak végére dominánssá. Feltűnő, hogy az időszak elején 4 területen domináns vöröshátú erdeipocok 1999-re, ill. 1997-re drasztikusan visszaszorult. Kiemelendő, hogy a 3I jelű erdősáv kisemlős közösségének szerkezete, a többi vizsgált élőhelytől eltérően kis kilengésekkel jellemezhető állandóságot mutatott.

Az egy vegetációs perióduson belüli vizsgálatok eredményei szerint a közönséges erdeiegér júliusi dominanciáját figyelhetjük meg mind a négy kvadrátban. A faj domináns jellege három helyen szeptemberig fennmarad, a mezei pocok kismértékű erősödése mellett. A 3F jelű akácosban azonban a sárganyakú erdeiegér fokozatosan visszaszorította az előbbi *Apodemus* fajt, és szeptemberre nagyobb arányú dominanciát mutatott, mint júliusban a közönséges erdeiegér.

A vizsgált erdősávok kisemlős közösségeiről eredményként megállapítottam, hogy bennük elsősorban a közönséges erdeiegér dominanciája jellemző, mellyel leggyakrabban a mezei pocok verseng. Lényeges eredménynek tartom a 3I erdősávban kimutatott, több éven át fennálló egyensúlyi állapotot a dominanciák tekintetében, ami véleményem szerint a négy rágcsőfaj számára egyaránt optimális habitatszerkezetre utal. A Mosonszolonk 3I erdősávban valószínűleg hasonló arányban található meg mind a négy faj számára a szükséges mikrohabitat. Ezzel magyarázható, hogy egyik faj sem tud a többi rovására létszámfölénybe kerülni.

A 3F akácosban tapasztaltak rámutatnak arra, hogy azokban a lombdőkben, ahol a mezei pocok nem jellemző tagja a kisemlős közösségnek, a két erdeiegér faj versengése hasonló erélyű, mint az a nyílt területeken tapasztalható a mezei pocok és a közönséges erdeiegér esetében.

Diverzitás, egyenletesség és azok változása

Részletesen foglalkoztam a kisemlős közösségek diverzitásának elemzésével. Közösségi ökológiai vizsgálatokban ez a kérdés hagyományosan hangsúlyos jelentőséggel szerepel, ugyanakkor állandó viták tárgya az eredmények értelmezése (TÓTHMÉRÉSZ, 1998). A sokféleséget egyszerűen származtató mennyiségek, mint például a fajszám, vagy a különböző diverzitási képletek (kvadratikus, Shannon, Brilluen, stb) két közösség esetében gyakran eltérő besorolást eredményeznek. Ezt részben kiküszöbölendő, ugyanazon élőhelyek több időpillanatban regisztrált kisemlős közösségei sokféleségének összehasonlítására, többlépcsős eljárást választottam. Először a legáltalánosabban alkalmazott Shannon-féle diverzitást számoltam ki, melynek fajbőség (richness) komponense a fajszámot, egyenletesség (eveness) komponense pedig az egyedek fajok közti eloszlását veszi figyelembe. Az így kapott értékeket t-tesztel vettem össze. Ahol a t-teszt szignifikáns eltérést jelzett az értékpárok között, ott a diverzitás skálafüggő jellemzésére szolgáló Rényi-féle diverzitási rendezést is elvégeztem. Az egymás diverzitási profilját nem metsző diverzitási görbék esetében tekintettem az összehasonlított közösségeket diverzitás szerint rendezhetőnek, valamint diverzebbnek azt a közösséget, melynek görbéje fentebb futott. Amennyiben a közösségek profiljai a kezdőértéknél találkoztak, faj-abundancia görbéik alapján is megvizsgáltam viszonyukat.

Mindezek alapján elmondható, hogy a 3F, 3G, 4A, 4C jelű területeken 1992-ben és 1994-ben tapasztaltam a legdiverzebb közösségeket, ami egybevág a fajszám és a denzitás alapján kapott eredménnyel. Egy éven belül az akácosban a júliusi diverzitás szignifikánsan kisebb volt a következő két havinál, a 3G-ben pedig a júliusi haladta meg a szeptemberit. Eredményeim megerősítik, hogy kisemlős közösségek összehasonlító vizsgálatát csak többéves csapadázások eredményeire támaszkodva célszerű értékelni.

5.3. Kapcsolat a közösségek szerkezete és az élőhelyszerkezet között

Az egyes kisemlős fajok elterjedési és állományviszonyai között részletezett mikrohabitat vizsgálatok kimutatták, hogy a kisemlősök bizonyos mikrohabitatokat előnyben részesítenek, míg másokat kevésbé használnak. A habitatok vegetációja a kisemlősök számára táplálékul és búvóhelyül egyaránt szolgál. Ebből kiindulva feltételezhetnénk, hogy a habitatokra vegetációjuk szerkezetének, ill. karakterisztikáinak megfelelő összetételű kisemlős közösségek jellemzőek. Ugyanakkor a mezővédő erdősávok, mint kisemlős habitatok, több szempontból is speciális élőhelyek:

Térbeli kiterjedésük sávszerű, szélességük csupán 10–30 m. A kisemlősök által használt gyepszintjük homogén, általában néhány fajtól áll, melyek borítása az erdősáv hossz tengelye mentén lényegében nem változik.

Szegély élőhelyek, mivel két vagy több habitat találkozásánál létesültek (esetenként egy 3–4 m széles mezei út kíséri őket, melyet keskeny gyomsáv követ, majd utána mezőgazdasági kultúra következik mindkét oldalon).

A szomszédos mezőgazdasági kultúrák eltérő táplálékbázist biztosítanak a kisemlősöknek, mely általában homogén, azonban a betakarítással, talajműveléssel rapszódikusan változik. Mindezekkel összefüggésben a mezőgazdasági kultúrák maguk is állandó élőhelyei kisemlősöknek, melyek hatással vannak az erdősáv kisemlős közösségének alakulására is.

Figyelembe véve a fentieket, valamint a már kifejtett vizsgálati eredményeket a közösségek dinamikájára vonatkozóan, úgy vélem nem volna helyes annak a hipotézisnek a „minden áron való” igazolása, hogy valamely mérhető habitatjellemző, vagy abból származtatott mérőszám szoros összefüggést mutat a közösségek mindenkor szerkezetével. Vizsgálataimban eleve árnyaltabb kapcsolatot feltételezve arra fektettem hangsúlyt, hogy csapdázási időszakonként egymással hasonlítsam össze az erdősávok kisemlős közösségeit, valamint ezzel párhuzamosan a habitatok szerkezetét (melyet az évek során állandónak tekintettem). Így a mindkét szempontból egy hasonlósági csoportba került erdősávokról kijelenthető, hogy szerkezetük és az adott évben bennük élő kisemlős közösség egyaránt hasonló volt. A vizsgálati időszakonként hasonlóknak bizonyult erdősáv-párok között annál erősebbnek tekintetem a hasonlóságot, minél több periódusban kerültek egymás mellé.

Eredményül a 4C–3G páros 4, a 3F–4C és a 70B–4A 2–2 periódusban kimutatott hasonlóságát kaptam. Mindez azt jelenti, hogy ezekben az élőhelypárokból, különböző élőhelyekkel való összehasonlítások alkalmával, több időszakon keresztül, hasonló kisemlős közösséget és egyben hasonló vegetáció szerkezetet sikerült kimutatni. Hasonló trendet találtam a mozaikosság mérőszámaként ismert β_w (Whittaker-féle β diverzitás) kisemlős közösséget és annak élőhelyét reprezentáló értékei tekintetében. Minél nagyobb volt az élőhely mozaikossága, annál egyenetlenebb volt a kisemlős közösség fajkészletének eloszlása.

Mindezek alapján bizonyítottnak tartom a habitat szerkezet és a benne élő kisemlős közösség összetételének kapcsolatát, kiemelve, hogy véleményem szerint a kapcsolat összetettsége miatt nem célravezető annak számszerűsítését túlhangsúlyozni.

5.4. Az erdősáv-rendszer zöld folyosó szerepe a kisemlős metapopulációk fenntartásában

Táji léptékben tekintve, az általam vizsgált terület egy teljesen átalakított kultúrtáj, ahol az eredeti vegetáció helyén intenzíven kezelt mezőgazdasági területeket találunk. Ebben az agrárterületek dominálta humán térben jellemző tájalelemek még a vonalas létesítmények (utak, vasút, árkok, elektromos vezetékek), a települési építmények (lakóépületek, gazdasági épületek) és a mezővédő erdősávok. Elmondható, hogy a táj természetes elemei közül néhány apró gyepfolt kivételével napjainkra semmi nem maradt fenn. A fragmentáció (BÁLDI, 1996) tájléptékben érintette a térséget, melynek következtében a mintegy 3100 ha-os Project terület teljes egészében a természetes élőhelyszigetek közti térré, mátrixszá alakult (SZENTESI & TÖRÖK, 1996). Paradox módon, csupán azok a mezővédő erdősávok emlékeztetnek az egykori természetes vegetációra, melyeket a táj átalakítását eredményező mezőgazdasági termelés hatékonysága érdekében szintén az ember telepített.

Az élőhelyek feldarabolódása a populációk szintjén az egy nagy populáció, több kicsi populációvá való alakulásához vezet. A populációméret-csökkenés súlyosan megnöveli a kihalás kockázatát (MARGÓCZI, 1998). Amennyiben a kialakuló élőhelyfoltok között az adott faj számára átjárható terek maradnak vagy képződnek, akkor a sok kis populáció metapopulációt alkothat. Ennek jelentősége abban áll, hogy kialakulása esetén az adott faj metapopulációja úgy is fennmaradhat, ha közben egyes részpopulációi kihalnak. A metapopuláció fennmaradását alapvetően befolyásolja az élőhelyfoltok minősége és távolsága, a részpopulációk jellemzői (denzitás, korstruktúra), a faj migrációs képessége és a foltok közötti terület vagy mátrix minősége.

Vizsgálataim alapján a terület kisemlős metapopulációinak szempontjából a fenti befolyásoló tényezők hatását tekintve a következőket kell kiemelni:

A részpopulációk élőhelyfoltjainak minősége, mérete és távolsága

A területen természetes erdőt vagy erdőfoltot nem találunk, az erdei kisemlős fajok ennek ellenére jelen vannak. Élőhelyfoltjaikról –a telepített akácokról és erdősávokról– a több éven át végzett vizsgálatok során bebizonyítottam, hogy alkalmasak az erdei kisemlős-fajok életterét biztosítani, mivel az őket alkotó fák és cserjék megfelelő táplálékot és mikroklimatikus viszonyokat biztosítanak nekik.

Méretüket tekintve az akác erdőfolttal (3F) szemben, az erdei kisemlősök szempontjából, az erdősávok kedvezőtlenebbek, amit a MACARTHUR & WILSON (1967) – féle szigetbiogeográfia, területhatásként ismert törvényszerűsége is alátámaszt. A sávok ugyanis általában olyan keskenyek (10–30m), hogy bennük csak több koronaszint és cserjeszint létesítése esetén találnak élőhelyet az erdei kisemlősfajok.

Az élőhelyfoltok távolsága az általam vizsgált területen egy speciális kérdés. Az erdősáv-rendszerben lévő, jól strukturált, erdei kisemlős fajokat rejtő sávok és a 3F erdőfolt olykor több kilométer távolságra vannak, ami a fent említett törvényszerűség távolsághatása miatt kedvezőtlen, azonban a többi fő- és melléksávon keresztül kapcsolatuk van egymással.

Vizsgálataimmal kimutattam, hogy a kapcsolatban lévő sávpárok és sávhármasok részei közt évről évre fajkicserélődés zajlik, amely elsősorban az erdei egér fajok és a vöröshátú erdei pocok esetében volt kimutatható. Így az erdősáv-rendszer a kisemlős élőhelyek fragmentációjának ellensúlyozásában kettős szerepet tölt be: az erdősávok nem csak állandó élőhelyei az erdei kisemlősöknek, hanem ökológiai (zöld) folyosó funkciót is ellátnak, és biztosítják a kisemlős élőhelyfoltok közti összeköttetést. Így az erdősávok kisemlős közösségeiben évről-évre fellépő lokális kipusztulások ellenére az erdősáv-rendszer szintjén a kisemlős fajok fennmaradása biztosított.

A foltok közti mátrix minősége a kisemlősök terjedése szempontjából

Az erdei kisemlősök élőhelyfoltjai közti teret a LAJTA-Projectben mezőgazdasági kultúrák töltik ki. Vizsgálataim bebizonyították, hogy ezek a területek kedvezőtlenebbek a kisemlősök számára. Fajsám, denzitás és diverzitás tekintetében az erdősávok belseje és a mezőgazdasági táblák között végzett összehasonlításaim szerint mindhárom jellemző csökkenő tendenciát mutat a mezőgazdasági terület belseje fele haladva. Csupán a mezőgazdasági táblaszegély sávjában tapasztalunk denzitás növekedést, melynek lehetséges oka a szegélyhatásban keresendő. A denzitás növekedés itt az erdősávhoz képest fajsám csökkenés mellett megy végbe. Ugyanakkor a mezőgazdasági táblaszegély sávjában két hasonló karakterű növényzet található (lucerna-vadföld, tritikále-füves földút, gyepes

erdősávszegély–tritikále), melyekre a szegélyeffektus érvényesülésének változatai közül az összegző hatás jellemző (GILES, 1978).

Az 50–100 ha-os mezőgazdasági táblák homogén növényzetükkel és időszakonként rendszeresen művelt (szántott, tárcsázott, vegyszerezett) felületükkel véleményem szerint akadályt (barrier) jelentenek az erdei kisemlősfajok terjedésében, ezért azok az agrárterületek szigeteiként létező erdőfoltokat a mezővédő erdősávok ökológiai folyosó szerepe nélkül nem lennének képesek benépesíteni.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Dolgozatomban egy intenzív agrárkörnyezet erdősáv–rendszerének kisemlős közösségeit vizsgáltam. A hat évet felölelő kutatás során 23 erdősávban 11 202 csapdaéjszakán 11 talajlakó, rovarevő és rágcsáló kisemlős faj 1645 egyedének jelenlétét mutattam ki. Elemeztem a négy, gyakorinak tekinthető faj populációjának diszperzióját, élőhelyhasználatát, ivararányát, dinamikáját az egyes évek közt és éven belül, aggregáltságát és testtömeg viszonyait. Feltártam és összehasonlítottam az erdősávok kisemlős közösségeinek szerkezetét, főbb karakterisztikáit. Rámutattam a kisemlős közösségek és az élőhelyszerkezet kapcsolatára, továbbá feltártam a mezővédő erdősávok, mint zöld folyosók szerepét a kisemlős metapopulációk fenntartásában.

Vizsgálataim tudományos eredményei az alábbiak:

1. Bizonyítottam, hogy a mezővédő erdősávos agrárterületeken a mezei élőhelyek általánosan elterjedt rágcsálófajain és közösségein (*Microtus arvalis*, *Cricetus cricetus*) túl, állandó népessége alakult ki az európai, mérsékelt övi erdők három generalista rágcsálójának is (*Apodemus sylvaticus*, *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus*), melynek következtében speciális, átmeneti kisemlős közösségek jönnek létre. A közösségekben a közönséges erdeieger dominanciája jellemző. Kompetítorként leggyakrabban a mezei pocok, erdőfoltokban pedig a sárganyakú erdeieger jelentkezik.
2. Kimutattam, hogy az *Apodemus flavicollis* az erdősávos agrárterületen szoros kötődést mutat a fás vegetációhoz, ellentétben az *Apodemus sylvaticussal*, amely a kultúrsztyepp jellegű agrárterületen is elterjedt.
3. Bemutattam, hogy az akác erdőfolt területén három nyári–őszai hónapban a két *Apodemus* faj ivararánya éppen ellentétesen változik, ami a hasonló forrásokat használó fajok közti versengés eredménye és stabilis közösségek sajátja. Hasonlóképpen, az erdősávok területén, a fenti két faj mennyiségi viszonyai az évek során is ellentétesen változtak, a kompetíciós viszonyok függvényében.
4. Kimutattam, hogy az egér (*Muridae*) és pocokfajok (*Arvicolidae*) populációinak átlagos testtömeg értékei különböző években érték el maximumukat, ami a táplálékforrás kihasználás különbözőségére utal.
5. Több, hasonló szerkezetű, szomszédos élőhely kisemlős közösségének hasonlóságával bizonyítottam a vegetációszerkezet és a kisemlős közösségek közt esetenként fennálló kapcsolatot, amit a mozaikossági vizsgálatok is megerősítettek.
6. Kimutattam, hogy az erdősávok belsejétől a mezőgazdasági kultúrák irányába haladva a kisemlős közösségek fajszáma és diverzitása csökken (exponenciálisan, ill. lineárisan), ugyanakkor az akácerdő belsejében ezek a jellemzők nem mutatnak trendszerű változást.

7. A fajkészlet átrendeződésének vizsgálata során bizonyítottam, hogy az erdei kisemlős fajok az agrárterületek szigeteiként tenyésző erdőfoltokat, fásításokat a mezővédő erdősávok ökológiai folyosó szerepe nélkül nem lennének képesek benépesíteni.

IRODALOMJEGYZÉK

- BAUER, K. (1960): Die Säugetiere der Neusiedlersee–Gebites. *Bonner Zoologische Beiträge* **11**: 141–342.
- BÁLDI A. (1996): Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. *Természetvédelmi Közlemények* **3–4**: 103–112.
- BÁLDI A., CSORBA G. & KORSÓS Z. (1995): Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 59 p.
- BEGON, M. (1979): Investigating animal abundance. – London, 97 p.
- BIBER, J–P. (1988): *Hedges*. Council of Europe, Strasbourg. *Planning and Management Series* **1**: 64 p.
- BUDAY P. (1993): A Lajta–Hansági Állami Tangazdaság fácángazdálkodásának vizsgálata és továbbfejlesztésének lehetőségei – Diplomamunka, Sopron, EFE Vadgazdálkodási Tanszék
- CANOVA, L., MAISTRELLO, L. & EMILIANI, D. (1994): Comparativ ecology of the Wood mouse *Apodemus sylvaticus* in two differing habitats. *Zeitschrift f. Säugetierkunde* **59**: 193–198.
- CHRISTIAN, D. P., COLLINS, P. T., HANOWSKI, J. M. & NIEMI, G. J. (1997): Bird and small mammal use of short–rotation hybrid poplar plantations. *Journal of Wildlife Management* **61**: 171–182. <http://dx.doi.org/10.2307/3802426>
- CORBET, G. & OVENDEN, D. (1982): *Pareys Buch der Säugetiere*. – Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- CRANFORD, J.A. & MALY, M.S. (1986): *Habitat Associations Among Small Mammals in an Oldfield Community on Butt Mountain, Virginia*. *Virginia Journal of Science* **37** (3)
- CSIZMAZIA GY. (1980): A Tisza magyarországi hullámterén végzett mammológiai–ökofaunisztikai vizsgálatok I. *Juhász Gyula Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei* **1980**: 19–38.
- DEMETER A. (1979): *Kisemlősök populációdinamikája egy erdei fenyvesben* – Szakdolgozat, ELTE, Budapest
- DEMETER A. (1981): *Egyedszámbecslési kísérletek kisemlősökkel* – Doktori értekezés, ELTE, Budapest
- DEMETER A. (1985): The effect of shampling parameters on reliability of capture–recapture population estimates of Small rodents a multivariate analysis. In *Abstract of the 1st European Biometric Conference*, Budapest
- DITTRICH G. (1999): *A fácánállomány vizsgálata a LAJTA Project területén* – Szakdolgozat, Sopron, SE Vadgazdálkodási Tanszék
- FARAGÓ S. (1989): Vizsgálatok a szárnyasvad állati eredetű táplálékbázisáról mezőgazdasági környezetben Magyarországon II. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények* **1989** (2): 153–193.
- FARAGÓ S. (1993): Mezőgazdasági módszerekkel folytatott élőhelyjavítás a LAJTA Projectben, mint a fogoly állománydenzitás növelésének egyik módja. *Vadgazdálkodási és Szigetközi Halgazdálkodási Konferencia előadásai*. 1993. Augusztus 31.
- FARAGÓ S. (1994): Fogolypopulációk denzitás–növelésének lehetőségei ökológiai módszerekkel. In.: PALOTÁS G. (szerk.): *Előadások és poszterek összefoglalója. I. Kelet–Magyarországi Vad– és Halgazdálkodási–, Természetvédelmi Konferencia, Debrecen*: 138–141.
- FARAGÓ S. (1997a): *Élőhelyfejlesztés az apróvad–gazdálkodásban*. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- FARAGÓ S. (1997b): A fogolypopuláció dinamikája a LAJTA Projectben, 1989–1995. *Magyar Apróvad Közlemények* **1**: 107–132.
- FARAGÓ S. (1997c): A fogoly élőhelyválasztása a LAJTA Projectben. *Magyar Apróvad Közlemények* **1**: 133–151.

- FARAGÓ S. (1997d): Összehasonlító mikroklimavizsgálatok fogoly (*Perdix perdix*)-családok otthonterületében. További adalék az élőhely diverzitás szükségességéhez. *Magyar Árvad Közlemények* **1**: 153–175.
- FARAGÓ, S. (1998): Habitat selection by Grey Partridge (*Perdix perdix*) in the area of the LAJTA Project (Western Hungary). *Gibier Faune Sauvage – Game and Wildlife* **15** (4): 481–490.
- FARAGÓ, S. (2000): The LAJTA Project – The pilot project of the Hungarian Partridge Conservation Program (HPCP). In: FARAGÓ, S. (szerk.): PERDIX VIII. Proceedings of an International Symposium on Partridges, Quails and Pheasants in the Western Palearctic and Nearctic, Sopron, Hungary, 26–29 October 1998. *Magyar Árvad Közlemények* **5**: 301–312.
- FARAGÓ, S. (2001): The long-term monitoring of Arthropoda food basis of adult wildfowl in the LAJTA PROJECT (Hungary). In: HADJISTERKOTIS, E. (szerk.): *Wildlife management in the 21st Century*. Abstracts of the XXV. International Congress of the IUGB and IXth International Symposium Perdix, September 3–7. 2001. Lemesos–Cyprus: 92.
- FARAGÓ, S. (2002): Dynamics of a grey partridge (*Perdix perdix*) population in Western Hungary: Effect of a management plan. *Game and Wildlife Science* **18** (3–4): 425–441.
- FARAGÓ S. & BUDAI P. (1998): A LAJTA Project fogoly (*Perdix perdix*) populációjának és környezetének vizsgálata 1989–1997. *Magyar Árvad Közlemények* **2**: 1-250.
- FOWLER, J. & COHEN, L. (1986): *Statistics for Ornithologists*. BTO Guide No. **22**. British Trust for Ornithology. Thetford. p. 68–111.
- GARCIA, F. J., DIAZ, M., ALBA, J. M., ALONSO, C., L., CARBONELL, M. L., CARRIÓN, M. L., MONEDERO, C. & SANTOS, T. (1998): Edge effects and patterns of winter abundance of wood mice *Apodemus sylvaticus* in Spanish fragmented forests. *Acta Theriologica* **42** (3): 255–262. <http://dx.doi.org/10.4098/AT.arch.98-20>
- GÁL J. (1965): *A mezővédő erdősávok hatásának komplex vizsgálata*. Kandidátusi értekezés Sopron
- GÁL J. & KÁLDY J. (1977): *Erdősítés*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 451–603.
- GILES, R. H. JR. (1978): *Wildlife Management*. W.H. Freeman and Company, San Francisco.
- GUBÁNYI, A., HORVÁTH, GY., MÉSZÁROS, A. & MÉSZÁROS, F. (2002): Community ecology off small mammals in the territory of the Fertő–Hanság National Park. In: MAHUNKA S. (szerk.): *The fauna of the Fertő–Hanság National Park*, pp. 799–813.
- GYULAI I. (1996): Ökológiai folyosók, zöld folyosók: Tisztázatlan fogalmak a biológiai változatosság megőrzésének stratégiájában. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Természet Világa* II. pp. 41–44.
- HALLE, S. (1993): Wood mice (*Apodemus sylvaticus* L.) as pioneers of recolonization in a reclaimed area. *Oecologia* **94**: 120–127. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00317312>
- HARASZTHY L. (1995): Biológiai sokféleség megőrzésének lehetőségei Magyarországon. – *WWF-füzetek* **8**: 14.
- HARASZTHY L. (1999): Természeti értékeink megőrzésének lehetőségei az Európai Unióban. – *WWF-füzetek* **14**: 3.
- HEALY, W. M. & BROOKS, R. T. (1988): Small mammal abundance in northern hardwood stands in west Virginia. *Journal of Wildlife Management* **52**: 491–496. <http://dx.doi.org/10.2307/3801597>
- HESKE, E.J. & STEEN, H. (1990): *Patterns of microhabitat use by a Microtinae Rodent assemblage in the Rodane Mountains, Norway* – Universites of Bergen and Oslo, February, 1990
- HÓBER B. (2002): *Térinformációs rendszer kialakítása a LAJTA-Project területén*. – Diplomamunka, Sopron, NYME Vadgazdálkodási Intézet. 44 pp.
- HORVÁTH GY. (1998a): A kisemlősfauna elevenfogó csapdázásos vizsgálata a Mattyi-tó mellett (Baranya megye). *Dunántúli Dolgozatok Természettudományos Sorozat* **9**: 501–509.
- HORVÁTH GY. (1998b): Population dynamics and trappability of four rodent species in a forest habitat. *Miscellanea Zoologica Hungarica* **12**: 107–119.
- HORVÁTH GY. (2001): Az északi pocok újabb előfordulása, a Kis-Balaton területén végzett kisemlős ökológiai kutatások előzetes eredményei. *Természetvédelmi Közlemények* **9**: 299–313.
- HORVÁTH GY. & KALMÁR S. (2001): Az *Apodemus agrarius* populációinak összehasonlító szünbiológiai vizsgálata három különböző habitatban. *Magyar Árvad Közlemények* **6**: 335–352.

- HORVÁTH GY. & LANSZKI J. (2000): Két erdei habitat kisemlős együttesének összehasonlító szünbiológiai vizsgálata. *Somogyi Múzeumok Közleményei* **14**.
- HORVÁTH, GY. & TRÓCSÁNYI, B. (1998): Autumn home range size of *Apodemus agrarius* and small mammal population dynamics in the rodent assemblage of a *Quercus-Robor* *Carpinetum* forest habitat. *Tiscia* **31**: 63–69.
- HORVÁTH GY., MÁTICS R., TÖLGYESI M. & TRÓCSÁNYI B. (1996a): Kisemlősök cönológiai vizsgálata egy erdei vegetációban a Dráva–menti síkság területén. *Vadbiológia* **5**: 122–132.
- HORVÁTH, GY., MÁTICS, R., TÖLGYESI, M. & TRÓCSÁNYI, B. (1996b): Contributions to striped field mouse *Apodemus agrarius* population dynamics in forest edge habitat. *Polish Ecological Studies* **22** (3–4): 159–172.
- HORVÁTH, GY. & PINTÉR, V. (2000): Small mammal fauna of two abandoned field habitats, and a spatio-temporal analysis of four rodent populations. *Miscellanea Zoologica Hungarica* **13**: 105–121.
- IUCN, UNEP, WWF (1980): *World Conservation Strategy: Living Resource Conservation for Sustainable Development*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, United Nations Environment Programme and World Wildlife Fund Gland, Switzerland
- JAMON, M. (1986): The dynamics of Wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) populations in the Camargue. *Journal of Zoology, London* **208**: 569–582.
- JÁNOSKA F. (1995a): Bagolyköpet-vizsgálatok eredményei a Hanság és a Mosoni-sík térségéből. *Szélkiáltó* **10**: 21–22.
- JÁNOSKA F. (1995b): *Fészkelő madárállományok vizsgálata kisalföldi erdősávokban vadgazdálkodási vonatkozásokkal*. Kandidátusi Értekezés, Sopron
- JÁNOSKA F. (1998): Fészkelő madárközösségek vizsgálata kisalföldi erdősávokban. *Ornis Hungarica* **8** Suppl. 1: 49–58.
- JÁNOSKA F. (1999): Investigations on breeding bird communities in windbreaks in W-Hungary. Abstracts of the XXIV. Congress of the IUGB, Thessaloniki, Greece: 75.
- JENSEN, T. S. (1984): Habitat distribution, home range and movements of rodents in mature forest and reforestation. *Acta Zoologica Fennica* **171**: 305–307.
- JENSEN, T. S. (1985): Seed-seed predator interactions of European beech, *Fagus sylvatica* and forest rodents, *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*. *Oikos* **44**: 149–156.
<http://dx.doi.org/10.2307/3544056>
- KARAKAI T. (1999): *A LAJTA Project őzállományának vizsgálata* – Szakdolgozat Sopron, SE Vadgazdálkodási Tanszék
- KISS G. L. (1992): *Gyomállományok, mint a vad növényi eredetű táplálékának vizsgálata a LAJTA Project területén* – Diplomamunka, Sopron, EFE Vadgazdálkodási Tanszék
- KOZAKIEWITZ, M. & JURASINSKA, E. (1998): The role of habitat barriers in woodlot recolonization by small mammals. *Holarctic Ecology* **12**: 106–111.
- KÖLÜS G. (1969): *Mezővédő erdősávok hatása különböző agrobiocönózisok főbb állatpopulációinak kialakulására* Kandidátusi értekezés, Keszthely
- KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS TERÜLETFEJLESZTÉSI MINISZTERIUM (1991): *Földünkért. Az élet fenntartásának stratégiája*.
- LELKES A. & HORVÁTH GY. (2000): Adatok a Kis-Balaton kisemlős faunájához, különös tekintettel az északi pocok (*Microtus oeconomus*) előfordulására. *Somogyi Múzeumok Közleményei* **14**: 359–366.
- LIRO, A. & SZACKI, J. (1994): Movements of small mammals along two ecological corridors in suburban Warsaw. *Polish Ecological Studies* **20** (3–4): 227–231.
- LLOYD, M. (1967): Mean crowding. *Journal of Animal Ecology* **36**: 1–30. <http://dx.doi.org/10.2307/3012>
- LOMAN, J. (1991): Do wood mice *Apodemus sylvaticus* (L.) abandon fields during autumn? *Ekologia Polska* **39** (2): 221–228.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967): *The theory of island biogeography*. – Princeton Univ. Press, Princeton
- MAGYAR P. (1961): *Alföldfásítás I–II*. – Akadémiai Kiadó, Budapest
- MARGÓCZI K. (1998): *Természetvédelmi biológia*. – Egyetemi jegyzet, JATEPRESS p. 38–80.

- MAROSI S. & SOMOGYI S. (szerk.)(1990): *Magyarország kistájainak katasztere I.* MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest p. 329–334
- MÁRKUS F. (1992): *Az intenzív mezőgazdaság és földhasználat hatása a természeti értékekre Magyarországon.* WWF–füzetek **1**: 14.
- MÁRKUS F. (1996): A mezőgazdaság hatása a biológiai sokféleségre. In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Természet Világa II*: 39–41.
- MAZURKIEWICZ, M. (1994): Factors influencing the distribution of the bank vole in forest habitats. *Acta Theriologica* **39**: 113–126. <http://dx.doi.org/10.4098/AT.arch.94-16>
- MIKES, M. & HABIJAN, V. (1985): Coenotic Relations of Small Mammals Along the River Tisza. *Tiscia (Szeged)* **20**: 135–143.
- MITCHELL–JONES, A. J., AMORI, G., BOGDANOVICZ, W., KRYŠTUFK, B., REIJNDRES, P., J., H., SPITZENBERGER, F., STUBBE, M., THISSEN, J. B. M., VOHRALÍK, V. & ZIMA, J. (1999): *The atlas of European Mammals.* T & AD Poyser Ltd, London.
- MITCHELL, M. S., KARRIKER, K. S., JONES, E. J. & LANCIA, R. A. (1995): Small mammal communities associated with pine plantation management of Pocosins. *Journal of Wildlife Management* **59**: 875–881. <http://dx.doi.org/10.2307/3801969>
- MOCZ A. (1990): *A Lajta–Hansági Állami Tangazdaság mezei őzállományának vizsgálata – Diplomamunka, Sopron, EFE Vadgazdálkodási Tanszék*
- NAGY M. (1980): Rágcsáló kisemlősök szerepe tölgyeserdők természetes felújulásában. *Acta Biologica Debrecina* **17**: 7–20.
- NAGY P. (2002): *A fűrj (Coturnix coturnix) és a galambfélék (Columbidae) állományainak vizsgálata a LAJTA Projectben – Szakdolgozat, Sopron, NYME Vadgazdálkodási Tanszék*
- NÉMETH CS. (1993): *Kisemlős vizsgálatok a LAJTA Project erdősávrendszerében.* TDK dolgozat, Sopron, EFE Vadgazdálkodási Tanszék
- NÉMETH CS. (1995a): *Kisemlős állományvizsgálatok a LAJTA Project erdősáv–rendszerében.* – Diplomamunka, Sopron, EFE Vadgazdálkodási Tanszék
- NÉMETH CS. (1997): *Kisemlős közösségek vizsgálata a LAJTA Project erdősáv–rendszerében.* *Magyar Apróvad Közlemények* **1**: 197–217.
- NÉMETH CS. (2000): *Kisemlős közösségek vizsgálata a LAJTA Project erdősáv–rendszerében.* *Ornis Hungarica* **10**: 243–253.
- NÉMETH F. (szerk.)(1995b): *Nemzeti Ökológiai Hálózat. Javaslat a környezet– és természetbarát hasznosításra.* – IUCN, Budapest p. 9.
- NICHOLS, J. D. & CONLEY, W. (1982): Active–season dynamics of a population of *Zapus hudsonius* in Michigan. *Journal of Mammalogy* **63**: 422–430. <http://dx.doi.org/10.2307/1380439>
- NIETHAMMER, J. & KRAPP, F. (1978): *Handbuch der Säugetiere Europas.* Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden **1**: 290–449., **2(I)**: 2–418.
- O’FARELL, M. J. (1980): Spatial relationships of rodents in a sagebrush community. *Journal of Mammalogy* **61**: 589–605. <http://dx.doi.org/10.2307/1380306>
- PALOTÁS G. (1986): *Kisemlősök populációinak és közösségeinek szerkezete és dinamikája a Hortobágyon – Kandidátusi értekezés, Debrecen*
- PAPP J. L. (1971): Aranyosgadány kisemlősfaunája gyűjtések és bagolyköpet vizsgálatok alapján. *Vertebrata Hungarica* **12**: 69–78.
- PÉCSI M. (szerk.)(1975): *A Kisalföld és a Nyugat–Magyarországi peremvidék.* –Magyarország tájféldrajza **3.** Akadémiai Kiadó, Budapest
- PELIKÁN, J. (1970): Sex Ratio in Three *Apodemus* Species. *Zoologické listy* **19**: 23–34.
- PIELOU, E. C. (1966): The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* **13**: 131–144. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](http://dx.doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- PODANI, J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe.* – Scientia Kiadó, Budapest
- PRÉCSÉNYI I. (1995): *Alapvető kutatástervezési, statisztikai és projektértékelési módszerek a szupraindividuális biológiában.* Viselkedésokológiai Kutatócsoport KLTE Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, Debrecen, p. 63.

- REICHHOLF, J. H. (1992): Fejlődéstörténet. – In: GRZIMEK, B. (szerk.)(1992): *Emlősök enciklopédiája* I. – Lutra Kerko Kft. Budapest
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1949): *The mathematical theory of communication*. – University of Illinois Press, Montana
- SZACKI, J. & LIRO, A. (1991): Movements of small mammals into the heterogeneous landscape. *Landscape Ecology* **5** (4): 219–224. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00141436>
- SZENTESI Á. & TÖRÖK J. (1996): *Állatökológia*. Egyetemi jegyzet, Kovásznai Kiadó, Budapest
- SZUNYOGHY J.(1955): Kisemlősgyűjtés. *Állattani Közlemények* **45**: 131–138.
- SZUNYOGHY J.(1956): Hazataláló képesség vizsgálata kisemlősöknél. *Állattani Közlemények* **45**: 143–147.
- TÓTHMÉRÉSZ B. (1996): *NuCoSa: Programcsomag botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz*. Scientia Kiadó, Budapest p. 24–83.
- TÓTHMÉRÉSZ B. (1998): Kvantitatív ökológiai módszerek a skálafüggés vizsgálatára. In: FEKETE, G. (szerk.): *A közösségi ökológia frontvonalai*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 145–160.
- UJHELYI P. (1994): *A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója*. MME, Budapest 8 pp.
- WEILE, C. (1996): Habitatwahl von Kleinsäugetern in Hegebüschen. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* **21**: 311–318.